

Umwentlastungsprogramm Berlin
(UEP II)

Förderschwerpunkt 2 – umweltorientierte
Forschung und Entwicklung

Endbericht

zum
Forschungsvorhaben

„Schließung von Kreisläufen durch
Energie- und Stoffstrommanagement bei
Nutzung der Terra-Preta-Technologie im
Botanischen Garten im Hinblick auf
Ressourceneffizienz und Klimaschutz –
Modellprojekt *Urban farming*“ (TerraBoGa)

Freie Universität Berlin

Fachbereich Geowissenschaften

AG Geoökologie

Malteserstr. 74-100, Haus G

12249 Berlin

gefördert durch:



Endbericht zum Forschungsvorhaben

„Schließung von Kreisläufen durch Energie- und Stoffstrommanagement bei Nutzung der Terra-Preta-Technologie im Botanischen Garten im Hinblick auf Ressourceneffizienz und Klimaschutz – Modellprojekt Urban farming“ (TerraBoGa)

Projektleitung: Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Tertyze¹

Bearbeiter: Dr. Robert Wagner¹, Dipl.-Geogr. René Schatten¹, Dipl.-Geogr. Kathrin Rößler¹
und Dipl.-Biol. Nadine König²

Unter Mitwirkung von: Dipl.-Geogr. Karin Friede¹, Sabrina Pilz², Dr. Ines Vogel¹, Dipl.-Geogr. Judith Ellfeldt¹, Dipl.-Ing. Peter Thomas³, Dipl.-Ing. Alfons-E. Krieger (MA)⁴, Prof. Dr. Albert-Dieter Stevens², Dr. Haiko Pieplow⁵ und Dipl.-Ing. Ulrich Suer⁶

¹ Freie Universität Berlin, Fachbereich Geowissenschaften, AG Geoökologie,
Malteserstr. 74-100, Haus G, 12249 Berlin

² Freie Universität Berlin, ZE Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem (BGBM), Königin-Luise-Str. 6-8, 14195 Berlin

³ HATI GmbH, Wrangelstr. 50, 10997 Berlin

⁴ Palaterra GmbH & Co.KG, Regionalstelle Berlin/Brandenburg, Finkenschlag 24,
14974 Ludwigsfelde

⁵ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit / Referat
ZG III 2, Stresemannstr. 128-130, 10117 Berlin

⁶ BIOMACON GmbH, Schmiedestr. 2, 31547 Rehburg-Loccum

Umweltentlastungsprogramm Berlin (UEP II)

Förderschwerpunkt 2 – umweltorientierte Forschung und Entwicklung

Projektnummer: **11260UEPII/2**

EFRE Förderperiode: **2007-2014**

Danksagung Projektbeteiligte

Wir bedanken uns bei Michael Kroll, Dipl.-Ing. Karsten Schomaker, Dipl. Gartenbauing. Thorsten Laute und allen weiteren Beschäftigten des Botanischen Gartens Berlin für die unermüdliche Unterstützung, Hilfs- und Diskussionsbereitschaft im Projekt TerraBoGa.

Ebenfalls bedanken wir uns bei Stefan Albrecht, Norbert Anselm, Elisabeth Köglmeier und Bojtscho Rangelov für die Mitarbeit als studentische Hilfskraft und bei Sarah Tietjen, Yvonne Beutlich, Natalie Dust, Mathias Heinrich, Isabelle Boehme, Maria Schmidt, Max Kanig, Lasse Stolz und Constantin Adamczak für die Mitarbeit im Rahmen von Abschlussarbeiten im Projekt TerraBoga.

Ein besonderer Dank geht an Dipl.-Ing. Oliver Larsen und Dorothea Hornheber von der Technischen Universität Berlin für die Emissionsmessungen an den Kompostmieten.

Danksagung Projektbeirat

Ganz speziell möchten wir uns bei Dr. Haiko Pieplow, Prof. Dr. Monika Krüger, Peter Schrage-Aden, Petra Jendralski, Dr. Thorsten Schütze und Prof. Dipl.-Ing. Frank Baur für das Einbringen Ihrer Expertise und der Begleitung des Forschungsprojektes TerraBoGa als Mitglied des Projektbeirates bedanken.

Danksagung Fördermittelgeber und Projektträger

Für die Finanzierung des Forschungsvorhabens TerraBoGa danken wir der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt des Landes Berlin und der Europäischen Union. TerraBoGa wurde im Rahmen des Umweltentlastungsprogramms II (UEP II) aus Mitteln des Landes Berlin und des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) unter dem Förderkennzeichen 11260 UEP II/2 gefördert. Ein besonderer Dank gilt dabei Petra Jendralski für die Unterstützung des Projektes und die stets gute Zusammenarbeit von Seiten der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt.

Ebenso bedanken wir uns bei Sabine Dornbusch, Iliane Eisenhuth und Dieter Hainbach von der Projektträgerschaft B.&S.U. Beratungs- und Service-Gesellschaft Umwelt mbH für die Betreuung des Forschungsprojektes und der ebenfalls stets guten Zusammenarbeit.

Inhaltsverzeichnis

Tabellenverzeichnis	7
Abbildungsverzeichnis	9
Abkürzungsverzeichnis	13
1 Einleitung	15
1.1 Zielstellungen	16
1.2 Vorhabensstruktur	18
1.3 Kooperationspartner	19
1.4 Stand der Forschung	20
1.4.1 Terra Preta und Biokohle	20
1.4.2 Nachhaltige Sanitärsysteme	23
2 Optimierung der internen Stoffströme	25
2.1 Erfassung Stoffströme	25
2.1.1 Pflanzenreste/Biomasse	25
2.1.2 Sanitärsysteme	28
2.2 Entwicklung von Stoffstromszenarien	29
2.2.1 Stoffstromszenarien pflanzlicher Reststoffe	29
2.2.2 Stoffstromszenarien mit Fäkalieneinbindung	31
3 Technische Innovationen/Neuerungen	33
3.1 Biokohleherstellung	33
3.1.1 Standortspezifische Rahmenbedingungen	33
3.1.2 Auswahl der Dendromasse-Karbonisierungsanlage	34
3.1.3 Implementierung der Karbonisierungsanlage im BG	38
3.2 Kompostiertechnik	42
3.2.1 Zustand alte Kompostierung und Sammlung	42
3.2.2 Optimierung der Kompostierung	43
3.2.3 Neue Komposttechnik	45
3.3 Nachhaltige Sanitärsysteme	46
3.3.1 Rückgewinnung von Feststoffen	46
3.3.2 Urinsammlung	47
4 Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost	49
4.1 Charakterisierung Inputmaterialien	49
4.2 Biokohleherstellung und -charakterisierung	51
4.2.1 Charakterisierung der Holzhackschnitzel	51
4.2.2 Biokohleherstellung	53
4.2.3 Biokohlecharakterisierung	55

4.3	Grünschnittkompostierung	60
4.3.1	Kompostiersversuche in Kleinversuchsanlage	60
4.3.2	Herstellung Biokohlekomposte in Großansätzen	61
4.3.3	Einfluss von Biokohle bei der Kompostierung	67
4.3.4	Vergleich Komposte mit und ohne Biokohle	70
4.4	Verwertung von Urin und Fäkalien	75
4.4.1	Harn als Stickstoffquelle	75
4.4.2	Verwertung von Fäzes und Erzeugung von TerraPreta-ähnlichen Biokohlesubstraten	81
5	Einfluss von Biokohle und Biokohlekompost auf ausgewählte Umwelt- und Substratparameter sowie pflanzenbauliche Wirkung	84
5.1	Umweltwirkungen der Biokohle und -komposte/-substrate	84
5.1.1	Freisetzungsverhalten	84
5.1.2	Treibhausgas- Emissionen bei der Kompostierung	91
5.1.3	Bodenbiologische Leistung	94
5.2	Pflanzenbauliche Wirkung	100
5.2.1	Pflanzversuche mit Substraten des Großansatzes 1	100
5.2.2	Pflanzversuche mit Substraten des Großansatzes 2	105
5.2.3	Pflanzversuche mit angesäuerten Substraten	115
5.2.4	Schau- und Versuchsgarten	116
5.2.5	Erfahrungen der Gärtner aus dem Botanischen Garten	123
5.3	Zusammenfassung Umwelt- und pflanzenbauliche Wirkung	124
6	Ökologische Bewertung und Kosten-Nutzen Analyse	126
6.1	Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt/-dynamik	126
6.1.1	Bilanz vor Projektbeginn	127
6.1.2	Bilanz nach Einführung der TerraPretaTechnologie	129
6.1.3	Bilanz der Urin- und Fäkalienverwertung	130
6.1.4	Vergleich der Kohlenstoff- und Nährstoffbilanz	131
6.2	Ökologische Bewertung der Stoffstromszenarien	133
6.2.1	Ausgangslage	133
6.2.2	Einsatz der TerraPretaTechnologie	137
6.2.3	Weitere ökologische Effekte	142
6.3	Kosten-Nutzen-Analyse	143
6.3.1	Kosten der Biokohle- und Biokohlesubstratherstellung	143
6.3.2	Bewertung Kosten-Nutzen-Betrachtung Herstellung Biokohle und -substrate	144
6.3.3	Nachhaltige Sanitärsysteme	145

7	Qualitätssicherung	147
7.1	Gesetzliche Anforderungen	147
7.1.1	Stand der rechtlichen Regelungen zur Anwendung von Biokohle	148
7.1.2	Bestehende Qualitätsvorschläge für Biokohlen als mögliche Basis für eine Weiterentwicklung der Rechtsgrundlagen	149
7.2	Festlegung der Qualität der Ausgangsstoffe und Produkte	152
7.2.1	Güte- und Qualitätssicherung der Ausgangsstoffe (organische Reststoffe)	152
7.2.2	Güte- und Qualitätssicherung der Produkte (Biokohle und Biokohlekomposte)	153
7.3	Untersuchungsverfahren	155
7.3.1	Untersuchungsmethoden	155
7.3.2	Qualitätsmanagement und analytische Qualitätssicherung	158
7.3.3	Statistische Methoden	159
7.4	Externe Qualitätssicherung	159
8	Zusammenfassung und Fazit	161
9	Literaturverzeichnis	165

Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Anfallende pflanzliche Reststoffe im BG und deren bisherige Verwertung bzw. Entsorgung der Jahre 2008-2010	26
Tabelle 2.2:	Anfallende Jahresmengen an organischer Trockenmasse (oTR) und Nährstoffen der Besucher und Mitarbeiter im BG	29
Tabelle 3.1:	THG Emissionen bei unterschiedlicher Betriebsführung (bifa 2010)	43
Tabelle 4.1:	Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost	49
Tabelle 4.2:	Charakterisierung der (Haupt-)Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohlekompost	50
Tabelle 4.3:	Holz hackschnitzel BG (HHS BG): Brennwert und Heizwert	53
Tabelle 4.4:	Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der im BG hergestellten Biokohle-Chargen im Vergleich zu den Grenzwerten des EBS sowie der zugekauften Biokohle und Biokohle externer Hersteller (MW: Mittelwert; STABW: Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum)	58
Tabelle 4.5:	Schwermetallgehalte der Feinstäube/Aschen aus der Karbonisierungsanlage im BG im Vergleich zu gültigen rechtlichen Regelungen (falls vorhanden)	59
Tabelle 4.6:	Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohlekompost	62
Tabelle 4.7:	Vergleich der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter von fertigen Komposten mit und ohne Biokohle	71
Tabelle 4.8:	Ergebnisse der biologischen Verfahren der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte mit 10-15% BK-Zugabe	72
Tabelle 4.9:	Übersicht der Inputmaterialien für die Fermentationsansätze, EMa: Effektive Mikroorganismen	81
Tabelle 4.10:	Vergleich Biokohlesubstrate mit Substrat ohne Biokohle und Fäkalkompost	83
Tabelle 5.1:	Einfluss von Biokohle auf das Nährstofffreisetzungverhalten von Pflanzsubstraten	91
Tabelle 5.2:	Gesamtemissionen bei der Kompostierung (Versuch GA 12); mBK: mit Biokohle, oBK: ohne Biokohle, mU: mit Urin	93
Tabelle 5.3:	Grundcharakterisierung des eingesetzter Kontrollbodens	94
Tabelle 5.4:	Testpflanzen und Versuchszeitraum für die Mitscherlichgefäßversuche mit GA1	101
Tabelle 5.5:	Substratmischungen mit den entsprechenden Anteilen an Additiven	102
Tabelle 5.6:	Mittlere Unterschiede im Höhenzuwachs, Blattzuwachs und oberirdische Biomasse der Pflanzen im Mitscherlichgefäßversuch mit dem Substrat aus GA1 (n=5; Mittelwerte)	103
Tabelle 5.7:	Testpflanzen und Versuchszeitraum für die Topfversuche mit GA2	106
Tabelle 5.8:	Substratmischungen für die Topfversuche mit GA2 mit den entsprechenden Anteilen an Additiven	107
Tabelle 5.9:	Vergleich der Testsubstrate (IR0, IR15, F0, F15) mit den Kontrollen bezüglich der erhobenen Pflanzenparameter der entsprechenden Pflanzen der Topfversuche mit GA2	109
Tabelle 6.1:	Jährliche In- und Outputströme von C, N, P und K (Bilanzzeitraum 2008 bis 2010)	127

Tabelle 6.2:	Jährliche In- und Outputströme von C, N, P und K mit TPT auf Basis des Bilanzzeitraumes 2008 - 2010	130
Tabelle 6.3:	Jährliche durch Besucher und Mitarbeiter eingetragene und nutzbare Nährstoffmengen	131
Tabelle 6.4:	Treibhauspotenzial der wichtigsten Treibhausgase	133
Tabelle 6.5:	CO ₂ Freisetzung vor Projektbeginn incl. vor- und nachgelagerter Effekte	136
Tabelle 6.6:	CO ₂ Freisetzung im TPT Szenario incl. vor- und nachgelagerte Effekte	141
Tabelle 6.7:	Vergleich Spülwasserverbrauch mit und ohne nachhaltigem Sanitärsystem	144
Tabelle 7.1:	Vergleich der Schwermetallanforderungen des Europäischen Pflanzenkohlezertifikats (EBC) mit den derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV	150
Tabelle 7.2:	Vergleich der Anforderungen an organische Schadstoffe zwischen Europäischem Pflanzenkohlezertifikats und den derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV	151
Tabelle 7.3:	Gemittelte Schadstoffgehalte der Ausgangsstoffe (organische Reststoffe) im Vergleich zu den Schwermetallanforderungen der derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV	153
Tabelle 7.4:	Gemittelte Schadstoffgehalte der Komposte mit/ohne Biokohle im Vergleich zu den Schwermetallanforderungen der geltenden Vorgaben der BGK, DüMV, BioAbfV und BBodSchV	154
Tabelle 7.5:	Überblick über die im Projekt erhobenen Parameter sowie die zur Untersuchung angewendeten Methoden	155

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1:	Gesamtkonzept zur Schließung von Stoffkreisläufen im BG	16
Abbildung 1.2:	Vorhabensstruktur TerraBoGa, AP = Arbeitspakete	18
Abbildung 2.1:	Verwertungswege von Pflanzenreststoffen zu Biokohle und Biokohlekompost	29
Abbildung 2.2:	Verwertungswege von Pflanzenreststoffen inkl. Urin- und Fäkalieneinbindung zu Biokohle und Biokohlekompost	31
Abbildung 3.1:	Pyreg-Reaktoren und Brennkammer in einer Container-Anlage (Quelle: Gerald Dunst)	34
Abbildung 3.2:	Gesamtansicht BlackCarbon-Anlage in einem Gewächshaus (Foto: K. Büge)	35
Abbildung 3.3:	Gesamtansicht der BioMaCon-Anlage zum Zeitpunkt der ingenieurtechnischen Vorplanung (Quelle: BioMaCon)	36
Abbildung 3.4:	Karbonisierungsanlage der Firma BioMaCon im Botanischen Garten Berlin	38
Abbildung 3.5:	Medienversorgung der Karbonisierungsanlage im BG (Quelle: HATI GmbH)	39
Abbildung 3.6:	Verstopfungen und Materialrückstau	40
Abbildung 3.7:	Gabelhubwagen mit Wägeeinrichtung (links) und Bigbag-System (rechts)	40
Abbildung 3.8:	Installation einer Sicherheitstür (Lochblett mit Regenabweiser, links), eines Sicherheitsschalters an der Flügeltür (Mitte) sowie eines optischen und akustischen Warnsignals (rechts)	41
Abbildung 3.9:	Messung des Schallpegels am Tage (links) und nachts am Zaun in Richtung Wohnhäuser (rechts)	41
Abbildung 3.10:	Sammlung der pflanzlichen Abfallstoffe. Gut sichtbar sind die mineralischen Beimengungen und die unaufbereiteten Grünschnittabfälle	42
Abbildung 3.11:	Grünschnitthäcksler (HFG II) der Firma Husmann (links) und selbstfahrender Kompostwender (GD, 250H) der Firma Gujer Innotec (rechts) beim Wenden einer Kompostmiete im BG	45
Abbildung 3.12:	Lageplan und Fäkalienseparator: Die Förderschnecke (2) transportiert die Feststoffe aus dem Schwarzwasserstrom (1) in ein Sammelfass (4), Ablauf (3) (Quelle: verändert nach Hati GmbH)	47
Abbildung 3.13:	Schema der Urinsammlung mit wasserlosen Urinalen, Vorratsbehälter, Pumpe, Bag-in-Box-System (IBC-Behälter Inliner) und Sammelfass (Schema und Fotos: HATI GmbH)	48
Abbildung 4.1:	Im BG anfallendes Stammholz (links) und Astschnitt (Mitte) sowie Holzhackschnitzeltrocknung und -lagerung unter Kompostiervlies (rechts)	52
Abbildung 4.2:	Holzhackschnitzel im BG 2013-2015: Gemittelte Wassergehalte (links) und gemittelte Organische Substanz (OS) sowie Gesamtkohlenstoff (C; schraffierte Säule) (rechts)	52
Abbildung 4.3:	Pflanzenkohle bei einem Durchsatz von 9,6 kg TM/h. Selbst größere Stücke sind bis zum Kern durchkarbonisiert (links); Pflanzenkohle bei einem Durchsatz von 14,4 kg TM/h. Es sind vermehrt Stücke zu finden, die nicht richtig karbonisiert sind (rechts); Quelle Fotos: U. Suer (BioMaCon)	54
Abbildung 4.4:	Schematischer Ablauf der Karbonisierung von Holzhackschnitzel zu Biokohle im Botanischen Garten Berlin-Dahlem inkl. Wärmeauskopplung	55
Abbildung 4.5:	Van-Krevelen-Diagramm der im BG hergestellten sowie der zugekauften Biokohle. Darstellung des Entwicklungszustandes anhand der	56

Elementverhältnisse. Die Stabilität der Biokohle steigt mit zunehmender thermischer Reife in Richtung Koordinatenursprung an.

Abbildung 4.6:	Überprüfung einer Versuchsbox in der Kleinversuchsanlage	60
Abbildung 4.7:	Abhängigkeit des pH-Wertes von Biokohleanteil und EMA-Menge	61
Abbildung 4.8:	Schematischer Ablauf des Großansatzes 2 mit parallelem Fermentations- und Kompostierungsversuch	63
Abbildung 4.9:	Linkes Foto: Verdichten der Fermentationsmiete; rechtes Foto: Fertige Versuchs-mieten (weiß abgedeckt: Fermentationsmieten, grün abgedeckt: Kompostmieten)	63
Abbildung 4.10:	Temperaturverlauf in den Mieten des GA 2 und der Vorrotte, rote Pfeile: Umsetzen der Kompostmieten; graue Pfeile: Umsetzen der Fermentations- und Kompostmiete zu Kegeln	64
Abbildung 4.11:	Verteilen des Schwefelbentonits auf zwei der vier Kompostmieten	66
Abbildung 4.12:	Entwicklung des pH-Wertes der angesäuerten Kompostmieten während der Lagerung; oBK: ohne Biokohle, mBK: mit Biokohle, oS: ohne Schwefel, mS: mit Schwefel, MW und Standardabweichung (n = 3)	66
Abbildung 4.13:	Temperaturverlauf in den Mieten des GA 8 und GA 10	67
Abbildung 4.14:	Abbaurrate des organischen Kohlenstoffes in den durchgeführten Kompostversuchen (Mittelwert und Standardabweichung von vier Großversuchen). Der Abbau bezieht sich auf den organischen Kohlenstoff des kompostierten Grünschnitts. Der Kohlenstoffanteil aus der Biokohle wurde bei der Berechnung berücksichtigt und herausgerechnet.	68
Abbildung 4.15:	Basalatmung nach DIN EN ISO 14240-1 (2010-12) des Komposts und Biokohlekomposts zu bestimmten Zeiten während der Kompostierung und Lagerung dargestellt als O ₂ -Verbrauch, Mittelwert und Standardabweichung (n = 4), *signifikanter Unterschied (p ≤ 0,05, T-Test).	69
Abbildung 4.16:	Wirkung von Biokohle auf die mikrobiologischen Parameter Basalatmung, mikrobielle Biomasse, Nitrifikation und die Wirkung auf Kompostwürmer im Regenwurmfluchttest sowie auf die Keimung von Kresse und Chinakohl in den hergestellten Komposten, * signifikanter Unterschied (p ≤ 0,05, T-Test)	74
Abbildung 4.17:	Vergleich der mikrobiellen Biomasse für Komposte und Biokohlekomposte	75
Abbildung 4.18:	Applikation des gesammelten Urins auf eine vorbereitete Miete des Großansatzes 12	76
Abbildung 4.19:	Einfluss einer Urinapplikation (20l/m ³) auf (a) Nmin-Gehalte nach 365 Tagen Kompostierung bzw. Lagerung, (b) mittlerer Stickstoffgehalt über 365 Tagen, (c) NH ₃ -Emissionen innerhalb der ersten Tage nach Urinzugabe und (d) Salzgehalt nach 365 Tagen eines Biokohlekomposts und Komposts ohne Biokohle im Vergleich zu Kompost ohne Urinapplikation.	77
Abbildung 4.20:	Biokohleaufladung mit Urin. (a) Zunahme von NPK und (b) Zunahme von NH ₄ und NO ₃ in mit Urin (Urin-Biokohle-Verhältnis 2:1, 300 ml Urin, 150 ml BK) und Säure (+ 46 ml einer 10%-ige Schwefelsäure) behandelte Biokohle im Vergleich zu frischer Biokohle.	78
Abbildung 4.21:	Einfluss von Biokohle auf den Salzgehalt in Pflanzsubstraten nach Urindüngung. S100: 0%BK, S50: 50% BK, BK100: 100%BK, BKS10: Biokohlekompost mit 10%BK, U1: kein Urin, U2: 30ml Urin/L Substrat, U3: 65ml Urin/L Substrat, U4: 100ml Urin/L Substrat (Tietjen, 2014)	79

Abbildung 4.22: Einfluss von Biokohle auf den N _{min} -Gehalt in Pflanzsubstraten nach Urindüngung. S100: 0%BK ... S50: 50% BK, BK100: 100%BK, BKS10: Biokohlekompost mit 10%BK, U1: kein Urin, U2: 30ml Urin/L Substrat, U3: 65ml Urin/L Substrat, U4: 100ml Urin/L Substrat (Tietjen, 2014)	79
Abbildung 4.23: Einfluss von Biokohle auf die Blütenbildung von <i>Nicotiana x sanderae</i> bei erhöhten Salzgehalt (3 mg/l FS), U4 = 539 mg/l N _{min} (100ml Urin/L Substrat), S100: 0%BK ... S50: 50% BK, BK100: 100%BK (Tietjen, 2014)	80
Abbildung 4.24: Zeitliche Entwicklung ausgewählter Keimbelastungen: (a) coliforme Bakterien, (b) Enterokokken	82
Abbildung 5.1: Nährstofffreisetzung aus Komposten mit/ohne Biokohle (dargestellt als Gehalt in mg/kg TS Kompost (links) sowie als prozentualer Anteil vom Gesamtgehalt (rechts); Nitrat als Eluatkonzentration (oben rechts); *=signifikante Unterschiede zwischen den jeweils zusammengehörenden Großansätzen (GA) mit/ohne Biokohle (t-test; p<0,05)	86
Abbildung 5.2: Eluatkonzentrationen von Nitrat, Phosphor und Kalium aus gealterten/gelagerten Komposten mit/ohne Biokohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenversuches)	87
Abbildung 5.3: Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch die Anwendung von Biokohle (dargestellt als prozentuale Nährstoffreduzierung von Biokohlekompost im Vergleich zu Kompost ohne Biokohle; Abweichung angegeben als proben- und methodenübergreifende Spannweite (n=7 jeweils mit/ohne Biokohle); Muster der Balken stellen frisch bzw. gealtert dar)	88
Abbildung 5.4: Flusskammer mit Thermologger auf abgedeckter Kompostmiete (Horneber, 2014)	92
Abbildung 5.5: Verlauf von Methan während der Kompostierung von Grünschnitt mit (mBK) und ohne Biokohle (oBK) sowie mit Urin (mU)	94
Abbildung 5.6: Gefäßversuche mit Knautgras 2012-2014 (links) und Mais 2012 (rechts)	95
Abbildung 5.7: Mikrobielle Biomasse des Kontrollbodens (hellgrau) und der Boden/Bio-kohle- (dunkelgrau), Boden/Kompost- (hellgrau-gestreift) und Boden/Biokohle-kompostmischungen (dunkelgrau-gestreift)	96
Abbildung 5.8: Potentielle Nitrifizierung des Kontrollbodens (hellgrau) und der Boden/Biokohle- (dunkelgrau), Boden/Kompost- (hellgrau-gestreift) und Boden/Biokohlekompostmischungen (dunkelgrau-gestreift)	97
Abbildung 5.9: Prüfung der Biokohle und Biokohlekompostwirkung im Regenwurmflechttest, Der Regenwurmflechttest wurde mit 4 Ansätzen zu je 5 Wiederholungen durchgeführt.	98
Abbildung 5.10: Testpflanzen am Versuchsende in den unterschiedlichen Substraten (K +D = Kontrolle gedüngt; BKS +D = Biokohlesubstrat gedüngt; K -D = Kontrolle ungedüngt; BKS -D = Biokohlesubstrat ungedüngt)	104
Abbildung 5.11: Frischmasse der Testpflanzen am Versuchsende in den unterschiedlichen Substraten (K =Kontrolle; BKS =Biokohlesubstrat)	105
Abbildung 5.12: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns für die GA2-Topfversuche	108
Abbildung 5.13: Frischmasse und Pflanzenhöhe aller untersuchten krautigen Pflanzen im Topfversuch des GA2	110
Abbildung 5.14: Blattanzahl aller untersuchten krautigen Pflanzen im Topfversuch des GA2	111
Abbildung 5.15: Pflanzenhöhe und Holzgewicht der untersuchten Gehölzer im Topfversuch mit GA2	112

Abbildung 5.16: Prozentualer Anteil der verwendeten Düngemittel für die Kontroll- und Testsubstrate	113
Abbildung 5.17: Wachstumsergebnisse von <i>Rhododendron simsii</i> (n=3), Substratmischungen aus 25Vol% Torf und 75Vol% unangesäuertem Kompost mit (mBK-S) und ohne Biokohle (oBK-S) und dem mit Schwefel angesäuertem Kompost mit (mBK+S) und ohne Biokohle (oBK+S).	115
Abbildung 5.18: Vitalität von <i>Rhododendron simsii</i> nach einer Wachstumsperiode von 14 Monaten (n=5), Substratmischungen aus Torf und unangesäuerten GA2 15 % und dem mit Schwefel angesäuertem GA2 15 % (A), die Anteile an GA2 entsprechen der Differenz zu 100%	116
Abbildung 5.19: Versuchs- und Schaugarten im Zeitraum März – August 2012	116
Abbildung 5.20: Schaubeete mit tropischen Nutzpflanzen in einem der öffentlichen Gewächshäuser des Botanischen Gartens	117
Abbildung 5.21: Gesamterträge unterschiedlicher Tomatensorten im Vergleich Kompost mit und ohne Biokohle; Birnentomate 2014 (* statistische Signifikanz mit p=0,05 und n=5)	118
Abbildung 5.22: Gesamterträge von ein- und mehrjährigen Kulturpflanzen aus verschiedenen Beetversuchen	119
Abbildung 5.23: Schematische Darstellung des Parzellenversuches	120
Abbildung 5.24: Unbepflanzte und bepflanzte Testparzellen	120
Abbildung 5.25: Gesamterträge der Parzellenversuche mit Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl; Vergleich der Testsubstrate mit den entsprechenden Kontrollen	121
Abbildung 5.26: Gesamterträge der Parzellenversuche mit Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl; Vergleich der Testvarianten mit und ohne Biokohle sowie fermentiertes und kompostiertes Material	121
Abbildung 5.27: Pflanzenvitalität bei Erdbeeren nach Befall mit Krautfäule	122
Abbildung 5.28: Gesamterträge der Zucchinierte aus den Jahren 2013 bis 2015 im Vergleich Kompost ohne Biokohle (IR0) und Kompost mit Biokohle (IR15) (n=3); unterschiedliche Buchstaben bedeuten statistisch signifikante Unterschiede im Gesamtertrag (Signifikanzniveau mit p=0,05)	123
Abbildung 5.29: Bewurzelungsversuche mit Primeln (links) und geringerer Befall von Mehltau bei Pflanzen in Biokohlesubstraten gegenüber Pflanzen in Kontrollsubstraten (Mitte) sowie Pflanzversuche mit <i>Rhododendron simsii</i> (rechts)	123
Abbildung 6.1: Schematische Darstellung des Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalts im BG, Pfeile weisen auf den Stoffstrom der Elemente im sowie in und aus dem System hin	126
Abbildung 6.2: Vergleich der Kohlenstoffbilanz vor und nach Einführung der TPT; IP: Input, OP: Output, EN: Eigennutzung; helle Balken: vor TPT, dunkle Balken: nach TPT	131
Abbildung 6.3: Vergleich der Stickstoffstoffbilanz vor und nach Einführung der TPT; IP: Input, OP: Output, EN: Eigennutzung; helle Balken: vor TPT, dunkle Balken: nach TPT	132

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
aBK	aktivierte Biokohle
ANOVA	Varianzanalyse, engl. „analysis of variance“
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BG	Botanischer Garten Berlin
BGK e.V.	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BK	Biokohle
BKS	Biokohlesubstrat
CO _{2eq}	Kohlenstoffäquivalente
Corg	organischer Kohlenstoff
dest.	destilliert
DIN	Deutsches Institut für Normung e.V.
DOC	löslicher Kohlenstoff (Dissolved organic carbon)
EBC	European Biochar Certificate
EC	Elektrische Leitfähigkeit
EM	Effektive Mikroorganismen
EU	Europäische Union
Fisher's LSD	Post-hoc-Test „Least Significant Difference“ nach FISHER (1935)
FS	Frischsubstanz
GA	Großansatz (Kompostherstellung im Bot. Garten Berlin)
GBZ	Gesamtbakterienanzahl
GS	Grünschnitt
GV	Glühverlust
H/C-Verhältnis	Wasserstoff/Kohlenstoff-Atom-Verhältnis
IR	Intensiv Rotte
ISO	International Standard Organisation
JKI	Julius Kühn-Institut
KAK _{eff}	Kationenaustauschkapazität
LF	Leitfähigkeit
LME	Lineares mixed-effects Modell
MLR	Multiple lineare Regression
N _{min}	mineralischer Stickstoff
OS	Organische Substanz
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und -furane
r	Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmaß
RD	Rohdichte
SA	Salzgehalt

SC	Schüttelversuch
SE	Standardfehler, engl. „Standard error“
SIR	Substratinduzierte Atmung
ST	Standtest
SV	Säulenversuch
Tab.	Tabelle
TC	Gesamtkohlenstoff (Total carbon)
TD	Trockendichte
THG	Treibhausgase
TM	Trockenmasse
TOC	organischer Kohlenstoff (Total organic carbon)
TS	Trockensubstanz
TS	Trockensubstanz
Tukey's HSD	Post-hoc-Test „Honest Significant Difference“nach TUKEY (1949)
UEPII	Umweltentlastungsprogramm II des Landes Berlin
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
W/F	Wasser/Feststoff-Verhältnis
WG	Wassergehalt
WHK	Wasserhaltekapazität
WHK _{max}	maximale Wasserhaltekapazität

1 Einleitung

Die Verwertung von organischen Rest- und Abfallstoffen leistet einen wichtigen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz und der Schonung fossiler Ressourcen. Aufgrund der ökologischen und ökonomischen Bedeutung besitzen organische Abfälle darüber hinaus eine wichtige Rolle innerhalb eines regionalen Stoffstrommanagements (IfaS, 2008). Durch die energiepolitische Abhängigkeit und die Auswirkungen des Klimawandels ist es erforderlich, lokal bis regional angepasste Konzepte für ein innovatives, integriertes Landnutzungs-, Energie- und Stoffstrommanagement zu entwickeln.

Der Botanische Garten Berlin (BG) zählt u.a. aufgrund seiner Fläche (43 Hektar) und seiner 20.000 Pflanzenarten zu den größten und bedeutendsten Botanischen Gärten der Welt. Diese Pflanzenvielfalt produziert eine große Menge an Biomasse, die jährlich ca. 600 Tonnen Kohlendioxid speichert (BG, unveröffentlicht). Daraus resultieren durchschnittlich 2.100 m³ pflanzliche Reststoffe. Zu Projektbeginn wurden diese nur teilweise selbst genutzt. Ein Großteil der Pflanzenreste wurde von externen Firmen entsorgt.

Daneben fallen durch Besucher und Mitarbeiter des BG in nicht unbeträchtlichem Umfang Rohstoffe in Form von Urin und Fäkalien an, die in das örtliche Entsorgungssystem einfließen. Die darin enthaltenen Nährstoffe (vor allem Stickstoff und Phosphor) werden als eine wichtige Quelle für den zukünftigen internen Bedarf angesehen. Bisher zugekaufte Dünger könnten so teilweise ersetzt werden.

Durch technische Neuerungen und verbesserte Prozessführungen wurde im BG der Grundstein für eine erfolgreiche und nachhaltige Entwicklung auf betrieblicher Ebene gelegt.

Der neue Verwertungsansatz stellt einerseits einen Beitrag zum Klimaschutz in Bezug auf eine erhöhte Kohlenstoffspeicherung in Böden dar, andererseits wird ein möglicher Ansatz zur Adaption an die Folgen des Klimawandels aufgezeigt, der auf andere Lokalitäten und Regionen übertragbar ist.

1.1 Zielstellungen

Im Mittelpunkt des Forschungsvorhabens TerraBoGa stehen die Schließung von Kreisläufen sowie die effektive Verwertung der anfallenden Rest- und Abfallstoffe im Botanischen Garten Berlin- (BG). Damit soll eine wesentliche Optimierung vorhandener Stoffkreisläufe im Hinblick auf die Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung und Verringerung der CO₂-Emission sowie ein Nährstoffrückhalt und -verwertung im BG erfolgen.

Die Wiederentdeckung der Terra Preta do Indio in Zentral-Amazonien verweist auf ein erfolgreiches und nachhaltiges Abfallwirtschaftssystem, das hochfruchtbare und stabile Schwarzerden erzeugte und als Vorbild für das Projekt TerraBoGa dient.

Die vielen positiven Eigenschaften der Terra Preta do Indio wurden bereits in zahlreichen Untersuchungen belegt (vgl. Glaser & Woods, 2004; Glaser, 2007; Lehmann & Joseph, 2009; Woods et al., 2009). Pyrolysiertes und äußerst stabiler Kohlenstoff in Form von feingemahlener Holzkohle gilt als ein wesentlicher Bestandteil der Terra Preta do Indio.

Die positiven Eigenschaften der Terra Preta do Indio führten zu einem wachsenden wissenschaftlichen Interesse an der Verwendung von Holzkohle (Biokohle)¹ zur Verbesserung von landwirtschaftlichen Böden (Jeffrey et al., 2011). Darüber hinaus führen Lehmann und Joseph (2009) einen vielfältigen Nutzen hinsichtlich der Herstellung und Verwendung von Biokohle in einem integrierten, dezentralen und nachhaltigen Ansatz an.

Einen derartigen Ansatz verfolgte das Forschungsprojekt TerraBoGa zur Schließung des internen Stoffkreislaufs im BG im Hinblick auf Ressourceneffizienz, Klima- und Umweltschutz (Abb. 1).

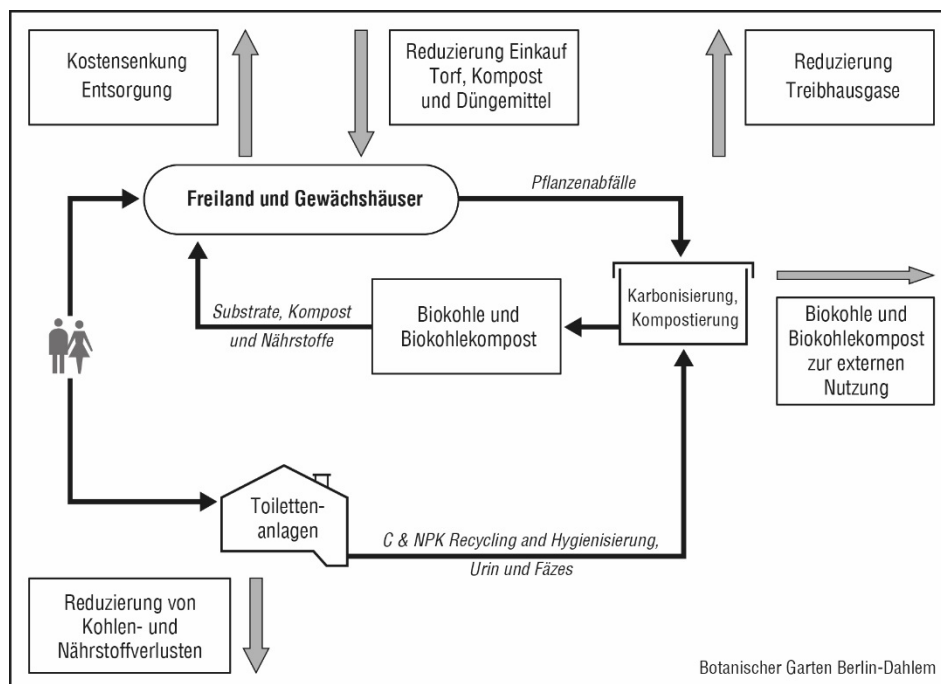


Abbildung 1.1: Gesamtkonzept zur Schließung von Stoffkreisläufen im BG

¹ Die heutzutage verwendeten Holzkohlen werden als Biokohle oder Pflanzenkohle (engl. Biochar) bezeichnet.

Aufgabe des Projektes war es, ein integriertes Stoffstrommanagement im BG verbunden mit der Anwendung der Terra-Preta-Technologie (TPT)² und nachhaltiger Sanitärsysteme als innovative Systemkomponenten umzusetzen, zu untersuchen und zu bewerten.

Zur Herstellung und dem Einsatz von Biokohle lagen speziell im Zierpflanzenbau vor Projektbeginn weltweit nur wenige Ergebnisse und Erfahrungen vor. Im Rahmen des Forschungsvorhabens sollte daher, neben der Umstellung der Kompostierung auf einen kohlenstoffeffizienten Prozess inklusive Biokohleherstellung zur Fixierung des Kohlenstoffs in nachhaltig fertilen Substraten, auch die Wirkung biokohlehaltiger Substrate auf das Pflanzenwachstum untersucht werden. Dabei sollte gleichzeitig das Umweltentlastungspotenzial (THG Emissionen, Freisetzungverhalten) ermittelt werden. Die Anpassung der TPT an die vorzufindenden Standortbedingungen des BG sowie die Implementierung in dessen Arbeitsabläufe waren dabei wesentliche Punkte.

Hinsichtlich der wachsenden innerstädtischen Gartenkultur (urban gardening) wurde das Potential zur Verbesserung der CO₂-Bilanz durch die Speicherung von Kohlenstoff in Böden und Substraten, eine mögliche Erhöhung der Produktivität und Vitalität durch den Einsatz von Biokohle und Biokohlekomposte untersucht.

Die im Projekt zu erarbeitende Handlungsanleitung sowie die Schaffung eines Schau- und Versuchsgartens im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit machen das erarbeitete Wissen einem breiten Publikum zugänglich.

Durch ein nachhaltiges Sanitärkonzept soll die effektive Aufbereitung und Wiedergewinnung von Nährstoffen (N, P, K), die als Ressourcen für die Erdenherstellung wieder Verwendung finden können, untersucht und Empfehlungen für die Verwertung erarbeitet werden.

Das angestrebte Wertschöpfungsnetz soll zur Nachahmung anregen und als Baustein in einem Stoffstrommanagement, für die Umsetzung einer Null-Emissions-Strategie, dienen.

² Der Einsatz der **“TerraPreta-Technologie“ im BG ist definiert als die Herstellung und der Einsatz von Biokohle zur Erzeugung hochwertiger Biokohlekomposte zur Schließung bzw. Optimierung von Stoffkreisläufen verbunden mit positiven Umwelteffekten. Daneben können Effektive Mikroorganismen z.B. zur Konservierung von pflanzlichen Reststoffen zum Einsatz kommen.**

1.2 Vorhabensstruktur

Um die aufgeführte Zielstellung umzusetzen, wurde ein iterativer Prozess gewählt. Dabei wurde auf Änderungen, die sich aus dem Projektverlauf ergaben, reagiert und teilweise Inhalte überarbeitet und neu formuliert sowie durch Planungsänderungen und weitere Maßnahmen korrigiert.

Als Grundlage diente im Arbeitspaket (AP) 1 die Analyse der Ausgangsmaterialien im BG. Darauf aufbauend wurden die biogenen Stoffströme für zwei Szenarien optimiert und bewertet. Im AP 2 wurden die Herstellung der Biokohle und der Biokohlekomposte optimiert und untersucht. Um die Wirkungen von Biokohle und Biokohlekomposten auf die Umwelt zu bewerten, wurden vielfältige physikalische, physikalisch-chemische, chemische und biologische Untersuchungen nach standardisierten Methoden sowie Untersuchungen hinsichtlich der pflanzenbaulichen Wirkung in AP 3 durchgeführt. Durch die Integration von technischen Neuerungen wie die TPT und nachhaltigen Sanitäranlagen wurde parallel die technische Planung und Realisierung in AP 4 vollzogen. Die Herstellung, Untersuchung und Anwendung von Biokohle und Biokohlekompost unterliegt festgelegten (Qualitäts-) Kriterien, die in AP 5 betrachtet wurden. Die Handlungsanleitung (AP 6) ist ein wichtiges Produkt zur Sicherstellung der Übertragbarkeit der Forschungsergebnisse auf andere Standorte. Sie soll einer breiten Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden, um eine praktische Anwendung der Forschungsergebnisse zu ermöglichen. Die Veröffentlichung der Handlungsanleitung erfolgt unabhängig zur Veröffentlichung des Endberichtes Anfang 2016. Durch ein begleitendes Projektmanagement (AP 7) wurde ein reibungsloser Projektverlauf gewährleistet. Die Außendarstellung des Forschungsprojektes war Ziel des letzten Arbeitspaketes (AP 8).

Die Struktur des Forschungsvorhabens TerraBoga ist in Abbildung 2 schematisch aufgeführt.

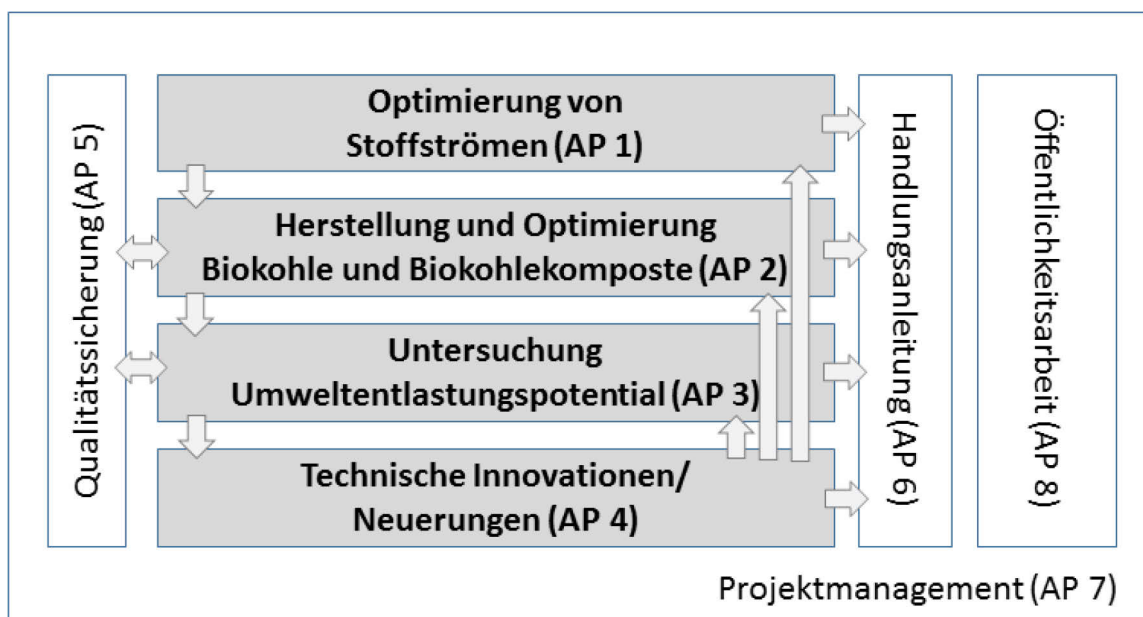


Abbildung 1.2: Vorhabensstruktur TerraBoGa, AP = Arbeitspakete

1.3 Projekt- und Kooperationspartner

Das Forschungsvorhaben TerraBoGa wurde durch vier Projektpartner umgesetzt. Weitere Kooperationspartner wurden im Laufe des Projektes zu speziellen Aufgaben herangezogen und sind in den einzelnen Kapiteln benannt.

Projektleitung und -durchführung:

Freie Universität Berlin

Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Terytze (Wissenschaftliche Projektleitung)
Dr. rer. nat. Robert Wagner (Projektkoordination)

Fachbereich Geowissenschaften, Institut für Geographische Wissenschaften,
Physische Geographie, AG Geoökologie
Malteser Str. 74-100,
12249 Berlin
Tel.: +49 (0)30-838-70481, -70435 Fax: +49 (0)30-838-470435
E-Mail: terytze@zedat.fu-berlin.de, rowagner@zedat.fu-berlin.de

Projektpartner/Praxispartner:

1. Freie Universität Berlin

Prof. Dr. Albert-Dieter Stevens

ZE Botanischer Garten und Botanisches Museum Berlin-Dahlem (BGBM)
Königin-Luise-Str. 6-8
14195 Berlin
Tel.: +49 (0)30-838-50222, Fax: +49 (0)30-838-50168
E-Mail: ad.stevens@bgbm.org

2. Palaterra GmbH & Co.KG

Dipl. Ing. agr. Alfons-E. Krieger (MA)

Regionalstelle Berlin/Brandenburg
Finkenschlag 24
14974 Ludwigsfelde
Tel.: +49(0)3378/8838030
mobil: +49(0)1520/1755071
E-Mail: ae.krieger@gmx.de

3. HATI GmbH

Dipl. Ing. Peter Thomas

Wrangelstr. 50
10997 Berlin
Tel.: +49 (0)30 614 90 90, Fax: +49 (0)30 61 60 99 81
E-Mail: thomas@hati.de

1.4 Stand der Forschung

In den nachfolgenden Kapiteln wird ein Überblick über den Stand der Forschung zu Terra Preta do Indio, der Herstellung und Anwendung von Biokohle bei der Kompostierung und im Gartenbau sowie zum Thema nachhaltige Sanitärsysteme gegeben. In den Kapiteln 2 bis 8 werden je nach Themenschwerpunkt weitere Literaturergebnisse herangezogen und vertieft.

1.4.1 Terra Preta und Biokohle

Die Wiederentdeckung der Terra Preta do Indio in Zentral-Amazonien verweist auf ein erfolgreiches und nachhaltiges Abfallwirtschaftssystem der Ureinwohner Amazoniens. Im Vergleich zu den nährstoffarmen natürlichen Böden des tropischen Regenwaldes, ist durch anthropogene Einwirkung ein sehr fruchtbarer Boden mit einem bemerkenswert hohen Nährstoff- und Wasserhaltevermögen entstanden.

Terra Preta do Indio weist einen hohen Holzkohlegehalt von ca. 50 Mg/ha bis in einem Meter Tiefe auf. Es ist wissenschaftlich erwiesen, dass präkolumbianische Bewohner organische Rückstände wie z. B. Küchenabfälle, pflanzliche und tierische Überreste sowie Fäkalien mit Holzkohle kombinierten und in den Boden auf- bzw. einbrachten. Dies führte über die Jahre zu einer stark verbesserten Bodenfruchtbarkeit (Lehmann et al, 2003; Glaser & Woods, 2004; Glaser, 2007). Pyrogener Kohlenstoff zählt dabei als Schlüsselkomponente der hohen Fruchtbarkeit der Terra Preta do Indio (Glaser und Woods, 2004; Lehmann und Joseph, 2009).

Die Wiederentdeckung der Terra Preta do Indio und die einsetzende Forschung über die Entstehung und deren Zusammensetzung führte innerhalb der letzten 20 Jahre zu einem zunehmenden wissenschaftlichen Interesse an Holzkohle (bezeichnet als Biokohle oder aufgrund ihrer Ausgangsstoffe Pflanzenkohle, englisch biochar) in der Landwirtschaft (Jeffrey et al., 2011).

Biokohle bezeichnet das feste Endprodukt der Karbonisierung von Biomasse durch Pyrolyse. Das Ausgangsprodukt, die Temperatur und die Dauer des Prozesses bestimmen die Eigenschaften der Biokohle maßgeblich (Abaraes, 2011). Die Herstellung von Biokohle eröffnet einen einfachen Weg, um atmosphärisches CO₂ über die Biomasse in eine stabile Lagerform zu konvertieren (Lehmann und Joseph, 2009). Damit besitzt Biokohle eine positive Klimawirkung. Im Gegensatz zur Verbrennung oder natürlichen Verrottung wird während der Pyrolyse nur ein Teil (etwa ein Drittel) des von der Biomasse absorbierten CO₂ wieder in die Atmosphäre freigesetzt.

Eine weitere wichtige Eigenschaft von Biokohle ist ihre poröse Struktur mit einer großen spezifischen Oberfläche, die zu einem hohen Speicherpotenzial für Nährstoffe und Wasser führt (Lehmann und Joseph, 2009; Lehmann et al, 2009; Kammann et al, 2015.). Nach Blackwell et al. (2009) und Prost et al. (2013) bietet die Anwendung von co-kompostierter Biokohle die Möglichkeit die Düngereffizienz zu steigern und die Menge an Dünger zu reduzieren sowie nach Major et al. (2009) Stickstoff-, Calcium-, Magnesium- und Phosphorverluste zu reduzieren. Zudem hat die „Alterung“ der Biokohle, vor allem durch Oxidation der Oberfläche, scheinbar einen entscheidenden Einfluss auf den Stickstoffrückhalt

sowie der -verfügbarkeit für Pflanzen (Kammann, 2012). Auf Grund ihrer hohen Sorptionskapazität kann es nach dem Einbringen von frischer Biokohle zu einer kurzfristigen Immobilisierung der Bodennährstoffe kommen, welche sich negativ auf das Pflanzenwachstum auswirkt (Kammann, 2011). Eine Metastudie von 371 durchgeführten Studien zu Biokohle als Bodenverbesserer verdeutlichte einen Zusammenhang zwischen deren Anwendung und gesteigerten Ernteerträgen, einer Verbesserung des mikrobiellen Bodenlebens, erhöhter Durchwurzelung sowie gesteigerten Gesamtgehalten an Phosphor, Kalium, Stickstoff und Kohlenstoff (Biederman & Harpole, 2013). Eine Steigerung der maximalen Wasserhaltekapazität (WHK_{max}) konnte vor allem auf sandigen Böden beobachtet werden (Kammann, 2011). Die Angaben von in der Literatur empfohlenen Einbringungsmengen schwanken auf Grund des komplexen Wirkungsgefüges stark (Filiberto & Gaunt, 2013).

Verschiedene damit einhergehende Prozesse und Effekte sind im Einzelnen jedoch noch Gegenstand der Forschung (Biedermann & Harpole, 2013; Kammann, 2011).

1.4.1.1 Biokohle und Kompostierung

Als aussichtsreichste Form der Biokohleanwendung hat sich die Kombination von Biokohle und Kompost herauskristallisiert. Es ist bekannt, dass Kompost eine erhebliche Quelle von Pflanzennährstoffen ist, als Puffer für den Boden-pH-Wert wirkt und zu einer Steigerung der organischen Substanz führt. Ein weiterer Vorteil liegt in der Reduzierung von Pathogenen (Elad, 2012) aufgrund der großen Anzahl von nützlichen Mikroorganismen, die mit Komposten Böden zugeführt werden können (Fuchs, 1996). Die organische Bodensubstanz wird durch den Einsatz von Kompost mit co-kompostierter Biokohle aufgrund deren Abbaustabilität langfristig erhöht (Fischer & Glaser, 2012).

Die Anwendung von Biokohle kann Netto-CO₂-Emissionen senken, die Kohlenstoffbindung erhöhen, die Pufferkapazität des Bodens für Nährstoffe, Wasser und Luft fördern und die Auswaschung von Nährstoffen reduzieren. Aufgrund ihrer großen Oberfläche und Porosität ist Biokohle ein günstiger Lebensraum für Mikroorganismen. Dies kann Pflanzen vor bodenbürtigen Krankheitserregern schützen (Lehmann et al., 2009).

Das Potenzial von Biokohlekompost den Gehalt an organischer Bodensubstanz zu erhöhen, ist besonders in humusarmen Sandböden mit wenig Fein- und Mittelporen und damit geringer Fertilität ausgeprägt. Diese Böden dominieren in der Region Berlin-Brandenburg und vielen anderen mitteleuropäischen Regionen. Insbesondere die Empfindlichkeit dieser Böden auf extreme Wetterereignisse wie Trockenheit (Amlinger et al., 2006), kann durch die Pufferwirkungen der organischen Bodensubstanz hinsichtlich Wasserverfügbarkeit gemildert werden.

Die Kompostierung beschleunigt die Alterung der Biokohle. Im Verlauf der Mineralisierung und Humifizierung wird durch eine Bio-Oxidation die Änderung der Oberflächeneigenschaften von Biokohlen herbeigeführt (Bernal et al., 2009). Biokohle ist darüber hinaus ein ausgezeichnetes Füll- und Adsorptionsmittel bei der Verwendung feuchter und stickstoffreicher Materialien (Dias et al., 2010; Steiner et al., 2011; Wang et al., 2013). Während der Kompostierung können

durch Biokohlezugaben NH_3 - und N_2O -Emissionen reduziert werden (Steiner et al., 2010; Hua et al., 2012; Wang et al., 2013). Ma et al. (2013) wies darauf hin, dass Biokohle als Zuschlagstoff den Geruch bei der Kompostierung signifikant verringern kann, eine wichtige Eigenschaft in städtischen Gebieten. Zusätzlich zeigten Dias et al. (2010), Jindo et al. (2012) und Fischer & Glaser (2012) eine Reduktion der C-Verluste und eine bessere Bildung von stabilen Humaten/Huminsäuren während der Kompostierung auf.

Durch die Zugabe von Biokohle zu Beginn einer Kompostierung kann, bei anforderungsgerechter Prozessführung, ein hochwertiges Endprodukt für Landwirtschaft und Gartenbau entstehen und ein zusätzliches Umweltentlastungspotential generiert werden.

1.4.1.2 Biokohle im Gartenbau

Topf- und Zierpflanzen werden in der Regel auf erdfreien Substraten kultiviert. Diese Substrate basieren meist auf Torf als Hauptbestandteil (Zhang et al., 2014; ZVG, 2002). Weitere Bestandteile können organische und anorganische Komponenten wie Baumrinde, Perlit oder Sand sein. Da der Abbau der endlichen Torfreserven ökologisch umstritten ist, da einzigartige Moorstandorte unwiederbringlich zerstört werden und die Torfpreise steigen, wird zunehmend nach alternativen Substratkomponenten gesucht (Vaughn et al., 2013). Dazu zählt neben Kokosfasern, Reisspelzen und Kompost auch Biokohle.

Tian et al. (2012) testeten das Wachstum der Zierpflanze *Calathea rotundifolia* cv. 'Fasciata', welche ein poröses und nährstoffreiches Substrat zum Wachsen benötigt und meist auf Torf kultiviert wird, auf einem reinen Torfsubstrat, auf einem reinen Biokohle-Substrat (Ausgangsmaterial Grünschnitt, Pyrolysetemperatur 160 °C bis 220 °C) und auf einem Torf-Biokohle-Mischsubstrat (1:1). Die besten Ergebnisse im Pflanzentest konnten auf dem Mischsubstrat erzielt werden. Die gesamte pflanzliche Biomasse war im Vergleich zum eingesetzten Torfsubstrat um 22 % erhöht, die Biomasse der Blätter sogar um 85 %. Die geringste Biomasseentwicklung wurde auf dem Substrat aus reiner Biokohle beobachtet.

Zhang et al. (2014) konstatieren, dass die Eignung von Kompostsubstraten im Zierpflanzenbau durch die Beimengung weiterer organischer Komponenten optimiert und dadurch in ihren Eigenschaften dem Torf angeglichen werden könnte. In einem Versuch wurde die Pflanzenverträglichkeit mit *Calathea insignis* untersucht. Die Zugabe von Biokohle verbesserte die Wasserhaltekapazität und die Porosität des Komposts und förderte das Wachstum von *Calathea insignis* bei einer Beimischung von u.a. 20 % Biokohle.

Die Beimengung von Biokohle steigerte die Pflanzenhöhe in einer Versuchsanstellung mit Tomaten (*S. lycopersicum* L.). Studentenblumen (*T. erecta* L.) wuchsen in einem 5%-Biokohle-Substrat am höchsten. Das Trockengewicht beider Pflanzen konnte durch die Beimengung von Biokohle jedoch nicht gesteigert werden (Vaughn et al., 2013).

Die Zierpflanze Christusdorn (*Euphorbia x lomi* Rauh cv. 'Chiara') wurde von Fascella et al. (2013) in einem Gewächshausversuch auf unterschiedlichen Torf-Biokohle-Substraten kultiviert. Bei einer 60 % Biokohle-Beimischung zeigten die Pflanzen das beste Wachstum.

Auch mit Holzeisig versehene Holzkohle, die zu einem Anteil von 10 % in ein Kultursubstrat

(aus Torf, Sand, Vermiculit und Perlit) eingemischt wurde, verkürzte die Zeit vom Einpflanzen bis zur Blüteentwicklung (Zinnien, Melampodium, Roter Salbei) und erhöhte die Überlebensrate der Pflanzen gegenüber der Kontrolle (Kadota & Niimi, 2004).

Die Eigenschaften von Biokohle wurden auch im Zusammenhang mit ihrer Eignung als Ersatz für Perlit und Kalkstein in erdlosen Substraten untersucht. Dabei erwies sich Biokohle als geeigneter Zusatzstoff für Substrate im Pflanzenbau. Die Ergebnisse der Pflanzentests mit Ringelblume, Petunien, Tomaten und Gurken zeigten, dass die Substrate aus Biokohle und Torf als mindestens gleichwertig für den Pflanzenbau zu betrachten sind (Northup, 2013).

1.4.2 Nachhaltige Sanitärsysteme

Eine der größten Herausforderungen im Schutz der natürlichen Ökosysteme ist die Beseitigung des bestehenden Ungleichgewichts im globalen Kohlenstoff-, Phosphat- und Stickstoffkreislauf. Besonders die Schließung des Phosphatkreislaufs ist aufgrund der endlichen Phosphorreserven von großer Bedeutung.

Zentrale, konventionelle Wasserver- und Abwasserentsorgungskonzepte, bieten aufgrund hoher Kosten und hohen Ressourcenverbrauchs keine nachhaltige Lösung (Otterpohl, 2002; Werner et al., 2008). Steigende Düngerpreise auf dem Weltmarkt auf Grund von knapper werdenden und immer stärker mit Cadmium belasteten Phosphorreserven sowie energieintensive Herstellungsverfahren lassen die Bedeutung von organischem Dünger und recycelten Nährstoffen immer größer werden.

Die meisten Nährstoffe im Abwasser – etwa 80-90 % des Stickstoffs und 40-50 % des Phosphors – stammen aus dem Urin. Dabei steuert er weniger als 1 % zum Abwasservolumen bei (Larsen & Lienert, 2007). Die Kläranlagen in Europa wurden im letzten Jahrhundert spezifisch wegen dieser Nährstoffe ausgebaut, weil sie entweder toxisch wirken (z. B. Ammonium in Flüssen) oder zu übermäßigem Algenwachstum (z. B. Phosphor in Seen) führen. In Kläranlagen wurden große Anstrengungen unternommen Phosphor zu fällen, Ammonium in Nitrat umzuwandeln und dieses schließlich zu eliminieren.

Das innovative nachhaltige Sanitärkonzept setzt auf die Trennung zwischen Urin und Fäkalien. Durch die separate Erfassung der Teilströme ist es technisch erheblich leichter, aus ihnen Wertstoffe zu generieren oder pathogene Bakterien und Viren gezielt aus der aquatischen Umwelt fernzuhalten. Zur separaten Erfassung der verschiedenen Teilströme sind spezielle Sanitärkomponenten, getrennte Leitungen sowie Teilstrombehandlungsverfahren entwickelt worden, die als fester Bestandteil in nachhaltige Sanitärsysteme integriert sind (Otterpohl, 2002; Werner et al., 2008).

Nachhaltige Sanitärsysteme bieten folgende Vorteile (Otterpohl, 2002; Werner et al., 2008; Wilsenach & Loosdrecht, 2003):

- Die Verwendung wasserloser Urinale sowie wassersparender Toiletten führt zu erheblichen Einsparungen im Wasserverbrauch.
- Die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium im separat erfassten Gelbwasser können landwirtschaftlich genutzt werden.

- Durch die Wiedergewinnung der Nährstoffe wird die Nährstoffbelastung der Gewässer reduziert.
- Hygienische Risiken können durch die gezielte Behandlung minimiert werden.
- Kläranlagen werden entlastet. Die anfallenden Fäkalien können durch Kompostierung hygienisiert und zur Bodenverbesserung eingesetzt werden. Kläranlagen können somit in Zukunft kleiner gebaut werden und die Menge an zu entsorgenden, belasteten Klärschlämmen wird reduziert.
- Die Reduktion der Abwasserreinigung führt zu Energie- und Kosteneinsparungen.

Die lokale Nutzung und Wiederverwendung des Kohlenstoffs sowie der primär im Schwarzwasser enthaltenen Nährstoffe (N, P, K) werden weltweit als wichtigste ressourcenökonomische Option einer Kreislaufschließung diskutiert (Schramm und Horn, 2008).

Durch neuartige Sanitärkonzepte ist es möglich, die Nährstoffe des häuslichen Abwassers in den natürlichen Stoffkreislauf zurückzuführen. Einzelne Testinstallationen, wie z.B. im Hamburger Hauptbahnhof, zeigen das Potenzial dieser neuartigen innovativen Sanitärsysteme auf.

2 Optimierung interner Stoffströme

Die Analyse und Optimierung von Stoffströmen pflanzlicher Reststoffe und den Hinterlassenschaften der Mitarbeiter und Besucher als Ausgangsmaterialien einer Wertschöpfung durch die Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost war Ziel des AP 1.

In einem ersten Schritt wurden alle Biomassenströme zusammengestellt. Diese Bilanzierung umfasste sowohl die anfallenden pflanzlichen Reststoffe, Fäkalien und Urin, als auch die eingekauften Komposte, Fertigerden und Dünger. Das Ziel war im Gesamtzusammenhang diejenigen Bioabfallmassenströme zu identifizieren, bei denen der bisherige Nutzen/die bisherige Entsorgung Optimierungsmöglichkeiten hinsichtlich der TPT bietet. Die Relevanz ergibt sich aus der Kombination von Menge und Grad einer möglichen Optimierung. Als Optimierung wird die Neugestaltung eines Stoffstromes oder eine Verbesserung der Prozessebene angesehen.

Ziel der Optimierung war es, die besonderen ökologischen Leistungen eines Stoffstrommanagements mit TPT zu realisieren. Der Einsatz der TPT ist mit einer Reihe von so genannten positiven externen Effekten verbunden: u.a. CO₂-Speicherung, Emissionsminderung, Nährstoffrückhalt und Steigerung der pflanzenbaulichen Bodenfunktionen.

2.1 Stoffstromanalyse – Erfassung der aktuellen Stoffströme

Um das theoretische Potenzial an Biomasse, unabhängig von den technischen oder organisatorischen Hemmnissen, zu erfassen, wurden verschiedene Quellen über die Jahre 2008-2010 ausgewertet, Befragungen von Mitarbeitern durchgeführt und eigene Messungen vorgenommen. Das theoretische Potenzial gibt dabei die maximal verfügbare Biomasse an.

Als Bilanzierungsrahmen wird der BG als offene Systemeinheit betrachtet. Auf der Input- und Output Seite sind hauptsächlich folgende wesentliche Kategorien von Bedeutung:

- Input: 1) Torf, Kompost, Dünger, Wasser, Toilettenpapier
- 2) Besucheraufkommen, Mitarbeiterzahl
- 3) CO₂
- Output: 1) Pflanzenreste (ohne Holz), Kompost, Holz
- 2) Fäkalien, Schmutzwasser
- 3) CO₂, CH₄, N₂O, NH₃

2.1.1 Pflanzenreste und zugekaufte Materialien

Der BG beheimatet ca. 20.000 verschiedene Pflanzenarten auf einer Fläche von über 43 ha. Jährlich produzieren diese Pflanzen bis zu 2.100 m³ Biomasse, die als pflanzliche Reststoffe anfallen. Dabei werden jährlich durchschnittlich ca. 600 t Kohlendioxid aus der Atmosphäre gespeichert (BGBM, 2014).

Die im BG jährlich anfallenden, pflanzlichen Reststoffe wurden teilweise selbst genutzt,

teilweise verkauft oder von externen Firmen entsorgt. Einen Überblick über die angefallenen Pflanzenabfälle aus dem Erhebungszeitraum 2008-2010 und deren Verwertung gibt Tabelle 2.1.

Tabelle 2.1: Anfallende pflanzliche Reststoffe im BG und deren bisherige Verwertung bzw. Entsorgung der Jahre 2008-2010

Art/ Output	Menge [m ³ /a]	Eigenbedarf	Entsorgung/Verkauf
Stammholz (Okt.-Feb.)	ca. 100 - 150	bisher kein Eigenbedarf	Brennholzverkauf
Gehölzschnitt	ca. 350 - 500	teilweise gehäckselt und z.B. als Mulch genutzt	teilweise entsorgt (1-2 mal pro Jahr)
Grünschnitt (Freiland/Häuser)	ca. 500 - 750	Kompost, jedoch nur bedingt nutzbar	teilweise verkauft, Reste (Überschüsse) entsorgt
Kurzgras/ Rasenschnitt (ab Mitte März Vertikut.) (Apr. – Sep.)	ca. 350	Direkte Verwertung als Mulchmaterial, teilweise Kompost	teilweise entsorgt (Überschuss)
Langgras/ Wiesenmahd (1. ab Juni: 4 bis 8 Wo) (2. ab Aug.: 3 bis 4 Wo)	ca. 250	bisher kein Eigenbedarf	Entsorgung
Mischlaub	ca. 250	Laubkompost, Kompost	direkte Entsorgung von befallenem Laub wie z.B.Kastanienlaub

Stammholz macht einen vergleichsweise geringen Anteil aus und wurde zum Großteil als Brennholz verkauft. Die Menge an Gehölzschnitt beträgt jährlich ca. 350-500 m³. Ein Teil wurde gehäckselt und anschließend als Mulchmaterial selbst verwertet. Nicht verwertbares Holz und Überschüsse wurden entsorgt.

Den größten Anteil an den pflanzlichen Abfällen nehmen mit ca. 500-750 m³ krautige Pflanzenabfälle ein, welche in den Gewächshäusern und im Freiland das ganze Jahr über anfallen (z.B. Unkräuter, Staudenrückschnitt, abgestorbene Pflanzenreste). Das Material wurde auf dem Kompostplatz gesammelt und unkontrolliert kompostiert.

Rasenschnitt (Kurzgras) fällt über die gesamte Vegetationsperiode mit ca. 350 m³ an. Dieses Material wurde fast vollständig als Mulchmaterial für Baumscheiben und Beete benutzt und nur ein geringer Teil wurde kompostiert.

Die zweimal im Jahr anfallende Wiesenmahd (ca. 250 m³) wurde komplett entsorgt.

Die im Herbst anfallenden Laubmassen von ca. 250 m³ werden getrennt nach Eichen-, Buchen-, und Mischlaub kompostiert und als geschätzter Laubkompost für spezielle Substratmischungen verwertet. Nur geringe Restmengen werden auf dem Kompostplatz gesammelt und mit den übrigen Grünabfällen kompostiert. Kastanienlaub wird aufgrund der Problematik mit der Kastanienminiermotte in Säcken aufgelesen und über die Berliner Stadtreinigungsbetriebe entsorgt.

Zusammengefasst wurden folgende Pflanzenreste teilweise eigenverwertet und teilweise entsorgt:

- Hackschnitzel aus dem Gehölzschnitt zum Mulchen
- Grünschnitt und z.T. andere pflanzliche Abfälle als mäßig gute Komposterde
- Rasenschnitt zum Mulchen
- Laub als Laubkompost

Einer kompletten Entsorgung unterlagen:

- Wiesenmahd (Langgras)
- Kastanienlaub

In den Verkauf gingen bisher:

- Stammholz (als Brennholz)
- Kompost (teilweise)

Die Entsorgung der gesamten anfallenden Pflanzenreste betrug in den Jahren 2009 und 2010 durchschnittlich 500 m³. Durch die vorhergehende Lagerung, die mit einer Volumenreduzierung einhergeht, kann jedoch von einer höheren Entsorgungsmenge (ca. 600 m³), bezogen auf die frisch gesammelten pflanzlichen Reststoffe, ausgegangen werden.

Daneben werden Erdreste und Siebrückstände entsorgt. Da eine Aufschlüsselung dieser Entsorgungsmengen nicht möglich war, gehen die Autoren von 50 m³ zusätzlich entsorgten Materialien aus.

Demgegenüber steht ein Bedarf an ca. 250 m³ Kompost und Fertigerden (Torf bzw. torfhaltige Substrate), der jährlich zugekauft wird.

Um die Pflanzen ausreichend mit Nährstoffen zu versorgen, werden jährlich außerdem um die 2,5 bis 3 t organische und mineralische Dünger zugekauft.

2.1.2 Sanitärsysteme

Die für die nachhaltigen Sanitärsysteme wichtigen Parameter wie Besucher- und Mitarbeiterzahlen sowie der Wasser- und Toilettenpapierverbrauch wurden aus den Jahren 2008 bis 2010 erhoben. Abhängig von der Nutzungsfrequenz, den Volumenströmen des Trinkwassers bzw. Schwarzwassers wurden die spezifischen Frachten (N-, P-, K- und CSB-Frachten) für die jeweiligen Standorte der Toilettenanlagen abgeschätzt und auf ihren spezifischen Beitrag zum geplanten Stoffstrommanagement hin analysiert.

Die Zahl der jährlichen Besucher wird vom Botanischen Garten mit ca. 260.000 angegeben. In den Monaten April und September werden die höchsten Besucherzahlen verzeichnet. Den Besuchern des Botanischen Gartens stehen insgesamt sechs öffentliche Toilettenanlagen zur Verfügung. Die Anzahl der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter im Botanischen Garten wird mit ca. 260 Personen angegeben.

2.1.2.1 Wasserverbrauch

Die WC-Anlagen im BG verbrauchen ca. 6-9 Liter pro Spülvorgang für Druckspüler-WC und Urinal sowie Spülkastenspülung. Bei der WC-Nutzung wurden je nach Nutzer (Besucher/Mitarbeiter; männlich/weiblich) verschiedene Nutzungs- und Spülhäufigkeiten angesetzt [DWA, 2008]. Des Weiteren wurde die tägliche Reinigung der WC-Anlagen berücksichtigt. Mit diesen Nutzungsannahmen und -zahlen wurde die Anzahl der spezifischen Spülbetätigungen und der damit verbundenen Spülmenge errechnet.

Insgesamt verbrauchen alle WC-Anlagen im BG pro Jahr 4.010 m³ Wasser. Allein die Urinale verbrauchen 476 m³ Wasser.

2.1.2.2 Abwasserfrachten

Für die Berechnung der Nährstoff- und Kohlenstofffrachten im Abwasser wurden die im DWA-Themenband Neuartige Sanitärkonzepte (DWA, 2008) genannten Parameter für die Inhaltsstoffe der menschlichen Ausscheidungen mit dem Verbrauch an Toilettenpapier kombiniert.

Der durchschnittliche Verbrauch an Toilettenpapier pro Besucher und Mitarbeiter (weiblich/männlich), ausgedrückt in Blattanzahl pro Tag, wurde aus Literaturangaben abgeleitet. Nach Krauer und Bunge (2010) sind das 31 Blatt pro Person und Tag. Im BG ist darüber hinaus für 2010 ein Ankauf von 756 kg Toilettenpapier dokumentiert.

Die Summe an theoretischer organischer Trockenmasse (oTR) und Nährstoffen die im BG durch die Mitarbeiter und Besucher anfallen, abgeleitet von DWA (2008), liegt pro Jahr bei ca. 8.800 kg organischem Trockenrückstand (oTR), ca. 190 kg Phosphat und 1.600 kg Stickstoff (Tab. 2.2). Die Menge an Urin, die in den Urinalen anfallen, beträgt 77.000 Liter.

Tabelle 2.2: anfallende Jahresmengen an organischer Trockenmasse (oTR) und Nährstoffen der Besucher und Mitarbeiter im BG

Parameter	Menge [kg/a]
organischer Trockenmasse (oTR)	8.842
Stickstoff (N)	1.642
Phosphor (P)	187
Kalium (K)	422
Schwefel (S)	119

2.2 Entwicklung von Stoffstromszenarien

Die angestrebten und betrachteten Stoffstromszenarien zielen auf die effektive Verwertung der anfallenden Rest- und Abfallstoffe im BG. Zentraler Punkt ist die Anwendung der TPT. Die Herstellung von Biokohle und deren Anwendung wird in zwei Szenarien betrachtet. Im ersten Szenario wird allein die Verwertung der pflanzlichen Reststoffe untersucht. Das zweite Szenario erweitert dies um die Einbindung der Toilettenanlagen (Urin und Fäkalienverwertung).

2.2.1 Stoffstromszenarien pflanzliche Reststoffe

Die bilanzierten pflanzlichen Stoffströme und ihre Verwertungswege wurden hinsichtlich der Eignung für eine Biokohle- und Biokohlekompostherstellung sowie einer optimierten CO₂-Bilanz neu strukturiert. In Abbildung 2.1 sind die angestrebten Verwertungswege der einzelnen pflanzlichen Reststoffströme schematisch dargestellt.

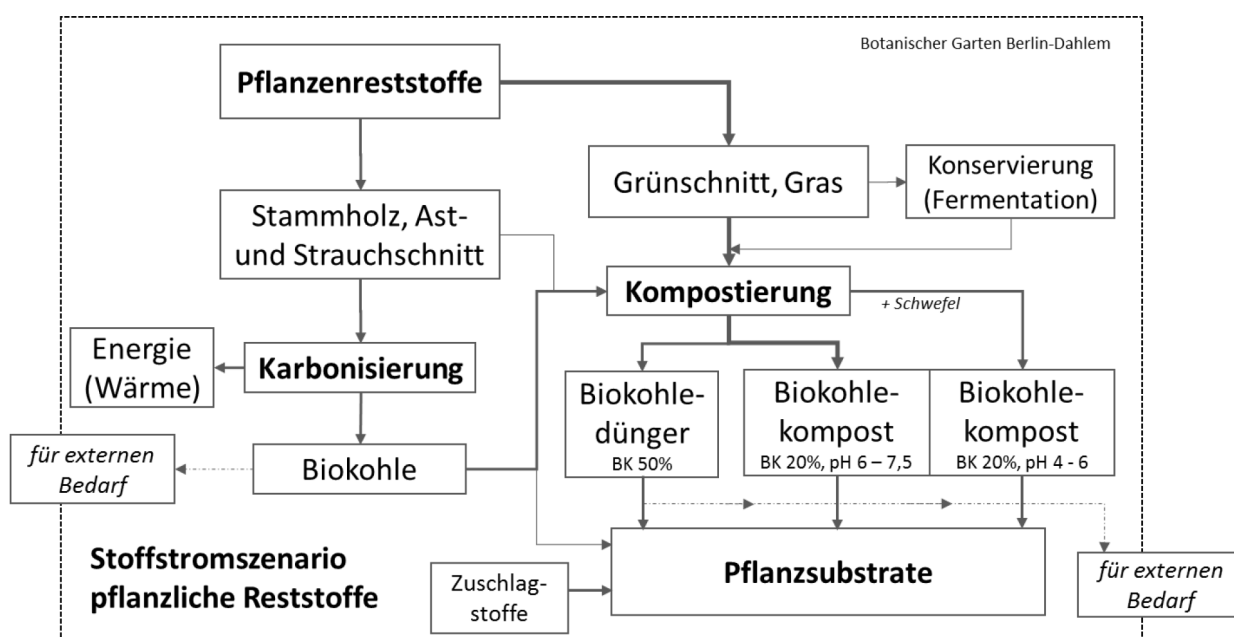


Abbildung 2.1: Verwertungswege von Pflanzenreststoffen zu Biokohle und Biokohlekompost

Alle Dendromassen werden zur Herstellung der Biokohle verwendet. Jährlich werden ca. 500 m³ Dendromassen (Stammholz, Ast- und Strauchschnitt) zentral auf dem Wirtschaftshof gesammelt und in offener Lagerung vorgetrocknet. Zweimal im Jahr werden die gesammelten Dendromassen durch eine Fremdfirma auf dem Kompostplatz des BG gehäckselt. Abgedeckt mit einem Schutzvlies trocknen die Holzhäcksels durch eine natürliche Konvektionstrocknung weiter ab. Wenn ein Wassergehalt von ca. 25 % - 30 % erreicht ist, werden die Holzhäcksels auf 40 mm abgeseibt und bis zur weiteren Verwendung abgedeckt gelagert.

Die für die Biokohleherstellung erhaltene Ausgangsmasse entspricht ca. 70 Tonnen (in Abhängigkeit des jährlichen Holzaufkommens). Holz setzt sich zu ca. 50 % aus Kohlenstoff zusammen. Bei der Pyrolyse verbleiben davon ca. 1/3 des Kohlenstoffs im Pyrolysematerial. Das entspricht einem CO₂-Speicherpotenzial von 620 g/kg (TS) Holz. Theoretisch könnten im BG durch die Herstellung der Biokohle 43 Tonnen CO₂ aus der Atmosphäre in das stabile Produkt Biokohle überführt werden. Die bei der Karbonisierung von Holz und Verbrennung des Holzgases frei werdende Wärmeenergie wird in das benachbarte Wirtschaftsgebäude eingespeist und substituiert fossil erzeugte Fernwärme.

Die nicht oder wenig ligninhaltigen Pflanzenreste werden einer kontrollierten Kompostierung zugeführt. Die Pflanzenreste werden zentral auf dem Kompostplatz gesammelt. Dabei werden im Vorfeld Erdreste von den Pflanzenmaterialien getrennt.

Bei der Sammlung wird unterschieden in Rasenschnitt, Langgras (Wiesenmahd) und Grünschnitt. Der überwiegende Anteil an Laub wird weiterhin einer speziellen Laubkompostierung zugeführt.

Im Rahmen der Neuorganisation der Kompostierung wurden durch die Neuanschaffungen eines Häckslers für Grünschnittabfälle und eines Kompostwenders die Voraussetzungen für eine gute Betriebsführung im offenen Mietenverfahren geschaffen. Nach Cuhls et al. (2015) ist die Höhe der Emissionen nicht in erster Linie vom Verfahren oder der Behandlungstechnik abhängig. Vielmehr ist die Betriebsführung zu berücksichtigen, z. B. die Anlage der Mieten (Mietengeometrie) und die Umsetzfrequenz der Mieten. Die Kompostierung wurde hinsichtlich der Vermeidung von Treibhausgasen (THG) optimiert.

Die alte Kompostierung zeichnete sich durch folgende Punkte aus:

- Zu große Mietenquerschnitte: reduziertes Oberflächen-Volumen-Verhältnis
- Unaufbereitetes Material, nicht zerkleinert
- Lange Umsetzintervalle: Inhomogenität, Verdichtung
- Vernässung durch fehlende Abdeckung

Zusätzlich zur Umstellung der Betriebsführung ist der Einsatz von Biokohle ein neues Element bei der Kompostierung. Eine Literaturrecherche zum Einfluss von Biokohle auf die Kompostierung zeigte, dass nur wenige Erfahrungen vorliegen. Ergebnisse weisen jedoch auf Reduzierungen der THG-Emissionen und Reduktion der C-Verluste hin (vgl. Kap 1.4.1.1).

In den Kapitel 3.1 Karbonisierungsanlage und 3.2 Kompostiertechnik ist die Umsetzung des

Stoffstromszenarios 'pflanzliche Reststoffe' aufgeführt.

2.2.2 Stoffstromszenarien mit Fäkalieneinbindung

Für die Entwicklung von Stoffstromszenarien mit Fäkalien- und Urineinbindung in das Stoffstromkonzept des BG wurden die standortspezifischen Möglichkeiten der Realisierung nachhaltiger Stoffkreisläufe bezogen auf ressourceneffektive Stoffströme aus Toiletten- und Urinalanlagen untersucht. Zwei wesentliche Punkte wurden dabei verfolgt:

- 1) Reduzierung der Verschwendung von Trinkwasser als Transportmedium für Fäkalien und Urin sowie
- 2) Trennung der Wasser- bzw. Stoffströme sowie Kohlenstoff- und Nährstoffrecycling.

Für die Umsetzung des Konzeptes zur Urin- und Fäkalieneinbindung wurden nachhaltige Sanitäranlagen an ausgewählten Standorten installiert. Ziel war es, das nutzbare Kohlenstoff- und Nährstoffdargebot zu ermitteln und die praktische Integration in den Stoffkreislauf im BG zu untersuchen.

Die nachhaltigen Sanitäranlagen ermöglichen Urin und Feststoffe aus dem Abwasser für die Erden- und Düngerherstellung zurückzuhalten. Die Verwertung von Urin und Feststoffen (Fäkalien/Toilettenpapiermischung) ist zusammen mit der Verwertung pflanzlicher Reststoffe in Abbildung 2.2 schematisch dargestellt.

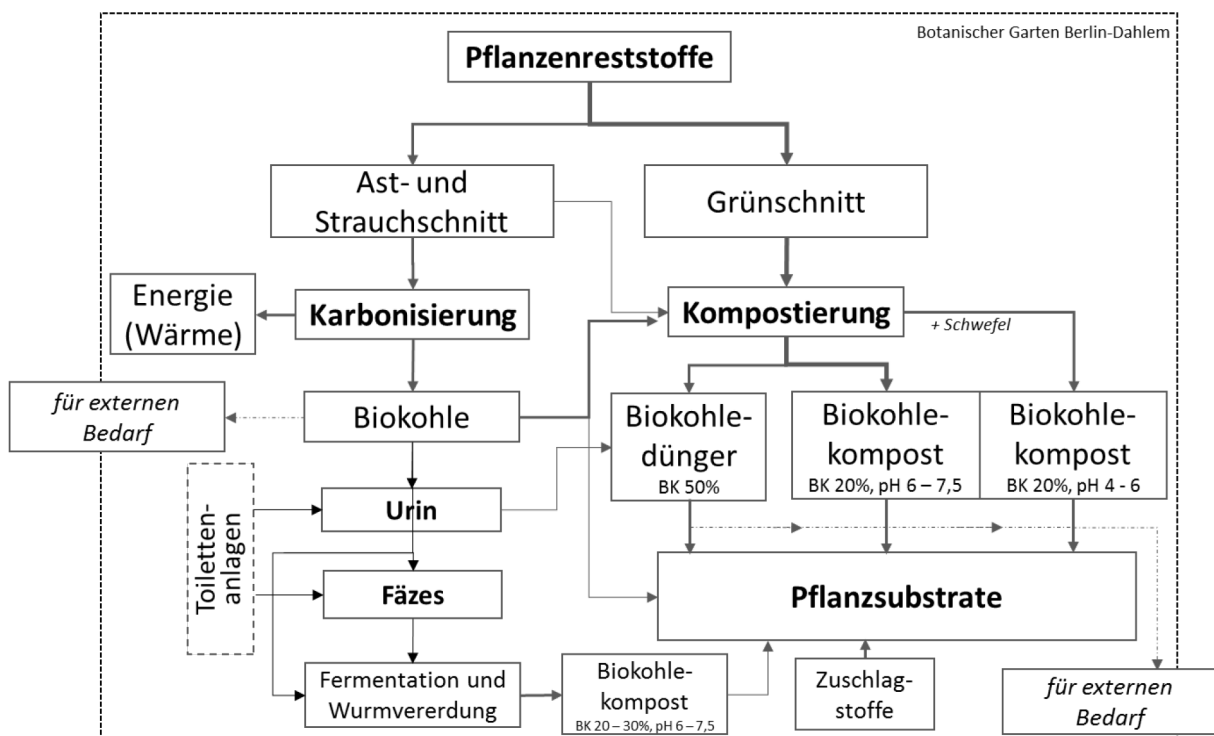


Abbildung 2.2: Untersuchte Verwertungswege von Pflanzenreststoffen inkl. Urin- und Fäkalieneinbindung zu Biokohle und Biokohlekompost

Bei der Implementierung von ressourcenorientierten Sanitärsystemen spielen eine Vielzahl von Rahmenbedingungen und Wechselwirkungen eine wichtige Rolle. Die getrennte Erfassung, Ableitung und Behandlung und deren Integration in funktionierende Systeme sowie bewährte Organisationsstrukturen erfordern auf unterschiedlichen Ebenen einen langen Veränderungsprozess.

Gemessen an den heutigen konventionellen Sanitärsystemen bieten die im Botanischen Garten realisierten Maßnahmen weiterhin ein hohes Maß an Benutzerfreundlichkeit und insbesondere Sanitärhygiene bei gleichzeitig hoher Ressourceneffektivität.

Die Herausforderungen bestehen vor allem in der angestrebten Verwertung von Urin und den rückhaltbaren Feststoffen. Hierzu waren neben der Prüfung des Arbeitsaufwandes und der Integration in den Arbeitsablauf des BG, Untersuchungen zur Hygienisierung und Kompostierung der Feststoffe notwendig. Bei der Nutzung von Urin wurden umfangreiche Untersuchungen mit Biokohle und Biokohlekompost durchgeführt. Hier stand die Frage nach der Effektivität einer Stickstoffnutzung im Vordergrund. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in Kapitel 4 dargelegt.

3 Technische Innovationen/Neuerungen

Die Analyse der organischen Stoffströme ergab diverse Optimierungsmöglichkeiten, die das Potential für eine kreislaufwirtschaftliche Neugestaltung der Stoffströme und Verbesserung der Prozessebenen aufzeigten.

Unter dem Fokus der Kohlenstoff- und Nährstoffhaltung und der Optimierung der ökologischen Leistungen eines fast vollständig geschlossenen Stoffkreislaufes wurden drei technische Innovationen und Neuerungen hinsichtlich ihres generellen Potentials und ihrer Implementierung in betrieblichen Abläufen untersucht. Dazu zählen die Karbonisierung von Dendromasse, die Kompostiertechnik und die prototypische Installation eines nachhaltigen Sanitärsystems.

3.1 Biokohleherstellung

Biokohle ist definiert als pyrolytisch bei einem Sauerstoffgehalt unter 2 % und Temperaturen zwischen 350 °C und 1000 °C aus organischen Stoffen hergestellte Kohle, die ökologisch nachhaltig in der Landwirtschaft und Gartenbau eingesetzt werden kann (EBC, 2012).

Die Pyrolyse ist schon seit der frühen Eisenzeit bekannt, z.B. bei der traditionellen Holzkohleherstellung im Kohlemeiler. Bei dem neuen Pyrolyse-Verfahren zur Herstellung der Biokohle handelt es sich um eine saubere, fast abgasfreie Technik. Im Vergleich zur traditionellen Holzkohleherstellung ist die Kohlenstoffeffizienz wesentlich höher.

Die hohe Stabilität der Biokohle bewirkt eine langfristige Speicherung des Kohlenstoffes. Durch die Umwandlung von Biomasse in Biokohle kann der Atmosphäre für längere Zeit CO₂ entzogen und gespeichert werden und so als Kohlenstoffsенke dienen. Die Verwertung der ligninhaltigen Reststoffe zu Biokohle besitzt daher ein großes Klimapotential.

Zur effektiven Verwertung der anfallenden Dendromasse wurde im BG im Rahmen des TerraBoGa-Projektes eine Karbonisierungsanlage zur Herstellung von Biokohle installiert. Ziel war es, kontinuierlich Biokohle mit hoher Qualität zu produzieren und gleichzeitig die Abwärme als Prozesswärme für die Beheizung des Wirtschaftsgebäudes zu nutzen.

3.1.1 Standortspezifische Rahmenbedingungen

Die Karbonisierung von pflanzlichen Reststoffen bietet in einem integrierten, dezentralen und nachhaltigen Ansatz nicht nur das Potential zur Wertschöpfung sondern auch das Potential zur Einsparung von Energiekosten durch die energetische Nutzung der Prozesswärme. Die Auswahl einer Anlage zur Herstellung von Biokohle unterlag, zur Nutzung aller Potenziale im BG, daher auch energetischen Aspekten.

Dafür wurden in einem ersten Schritt die standortspezifischen Rahmenbedingungen geprüft. Als Standort wurde die Kompostierfläche in direkter Nachbarschaft zu einem Werkstattgebäude gewählt. Vorteile des Standorts ergeben sich u. a. aus der Nähe zum Kompostplatz und den Lagerflächen für das Schnittgut sowie der Möglichkeit das Schnittgut vor Ort zu häckseln. Trotz der auf den ersten Eindruck großen Lagerfläche bestehen für alle

Flächen konkurrierende Ansprüche. Kritisch ist an diesem Standort die Nähe zu Wohnhäusern außerhalb des Botanischen Gartens. Die Abstände zur schutzwürdigen Nachbarbebauung bzw. den Nutzungen sind gering.

Wie die Mehrzahl aller Gebäude, wird auch das Wirtschaftsgebäude über das interne Fernwärmenetz des Botanischen Gartens versorgt. Hier war die Anbindung an das Heiznetz des Gebäudes vorgesehen. Die kontinuierliche Wärmeabnahme, u.a. durch eine Lackiererei mit hohem Wärmebedarf, wurde als großer Standortvorteil für die geplante Anlage eingeschätzt.

Als potenziell zur Verfügung stehendes Inputmaterial wurden ca. 70 Mg Dendromasse (Hackschnitzel aus Stammholz und Strauchschnitt, vgl. Kap. 2) ermittelt. Die Anlieferung zusätzlicher Dendromasse wurde aufgrund der Zielstellung, die internen Stoffkreisläufe des Botanischen Gartens zu schließen, nicht berücksichtigt.

3.1.2 Auswahl der Dendromasse-Karbonisierungsanlage

Pyrolyseanlagen mit dem Schwerpunkt einer Biokohleproduktion, waren zum Zeitpunkt der ingenieurtechnischen Vorplanung nur wenige verfügbar. Drei verschiedene Karbonisierungsanlagen, die für den Einsatz im Rahmen des TerraBoGa-Projektes in Frage kamen, waren die Anlagen der Firma Pyreg, Black Carbon und BioMaCon. Die Firmen wurden aufgesucht und deren Karbonisierungsanlagen vor Ort begutachtet.

3.1.2.1 Pyreg-Anlage

Verfahrenstechnisch handelt es sich bei der Pyrolyseanlage der Pyreg GmbH um einen Bewegtbett-Reaktor mit einer Gegenstrom-Abgasführung. In Abbildung 3.1 ist die Pyrolyseanlage, integriert in einem Container, dargestellt.

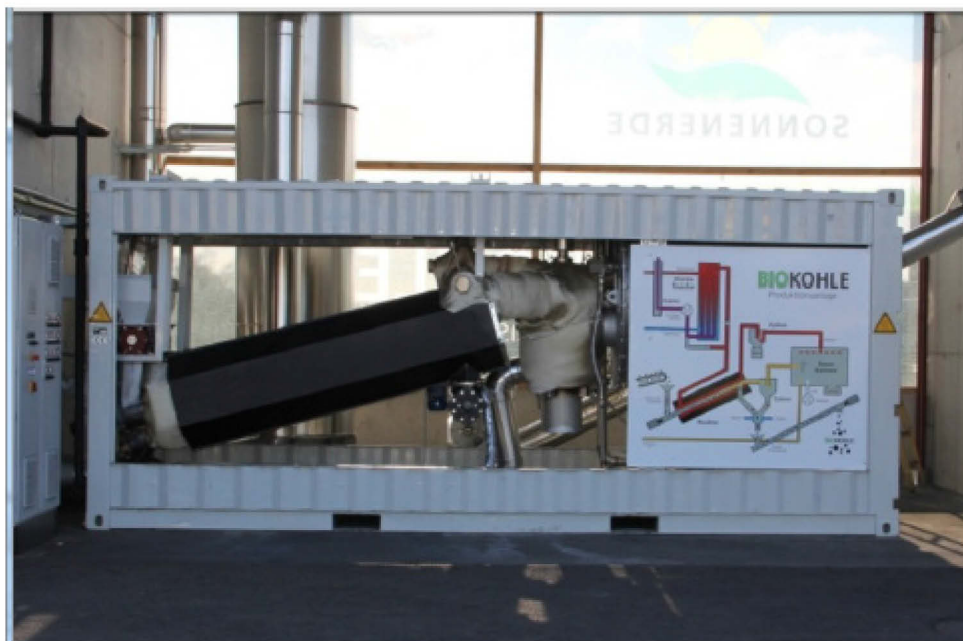


Abbildung 3.1: Pyreg-Reaktoren und Brennkammer in einer Container-Anlage (Quelle: Gerald Dunst)

Das Alleinstellungsmerkmal der Pyreg-Anlage sind die beiden selbstreinigenden Doppelschnecken-Reaktoren. Dadurch können auch Abfallstoffe karbonisiert werden.

Die Beheizung der Biomasse bis zu einer Temperatur von 800 °C erfolgt rekuperativ durch Abgase der nachgeschalteten Brennkammer. Der im Pyrolysegas vorhandene Kohlenstoff verbrennt in der Brennkammer bei ca. 1.250 °C. Ein FLOX®-Brenner (= flammenlose Oxidation) verhindert die Teerbildung und reduziert die brennstoffbedingten NOX-Emissionen. Etwa ein Drittel der Brennstoffleistung kann als Heizwärme ausgekoppelt werden. Zum Anheizen der Brennkammer (Dauer ca. 0,5 - 2 Std.) ist eine Pilotgasversorgung erforderlich.

3.1.2.2 BlackCarbon-Anlage

Die BlackCarbon-Anlage ist verfahrenstechnisch ein Bewegtbett-Reaktor mit einer Gleichstrom-Abgasführung. Die stoffliche und energetische Biomasseverwertung, einschließlich Stromproduktion, stand bei der Entwicklung des Prototypen der BlackCarbon-Anlage von Beginn an im Vordergrund. Bei der Pilotanlage dienen gehäckselte Holzsteigen als Inputmaterial. Die Hackschnitzel werden in einem Bewegtbett-Reaktor karbonisiert. Das Alleinstellungsmerkmal der BlackCarbon-Anlage besteht darin, dass die Synthesegase in einem Gasheizkessel verbrannt werden. Dabei wird die Flamme auf einen Wärmetauscher gerichtet, der einen Stirlingmotor antreibt. Pro Stunde werden aus 90 kg Hackschnitzel ca. 25 kg Holzkohle und 35 kWh elektrische Energie produziert. Zusätzlich stehen 110 kW Heizwärme zur Verfügung.



Abbildung 3.2: Gesamtansicht BlackCarbon-Anlage in einem Gewächshaus (Foto: K. Büge)

3.1.2.3 Biomasse-Converter Anlage

Bei der BioMaCon-Anlage (Abb. 3.3) handelt es sich verfahrenstechnisch um einen Festbettreaktor mit Gegenstrom-Abgasführung. Der sog. Simplex-Konverter eignet sich für ligninhaltige Brennstoffe mit einem Wassergehalt von bis zu 30 %. Die vorgewärmten (trockenen) Hackschnitzel fallen in einen senkrechten Konverterschacht. Im Gegenstrom werden die heißen Synthesegase über einen Heißgas-Injektor durch das Glutbett gepresst und in der oberhalb angeordneten Brennkammer verbrannt. Der Hochtemperaturteil ist mit keramischer Schamotttemasse ausgekleidet, so dass extrem hohe Prozesstemperaturen erreicht werden können.

Bei einem Nenndurchsatz von 40 kg/h Holzhackschnitzel werden ca. 13 kg/h Biokohle produziert. Gleichzeitig können 50 kW Heizleistung ausgekoppelt werden.



Abbildung 3.3: Gesamtansicht der BioMaCon-Anlage zum Zeitpunkt der ingenieurtechnischen Vorplanung (Quelle: BioMaCon)

3.1.2.4 Vergleich und Beurteilung

Für den Vergleich der Anlagen wurden folgende Beurteilungspunkte bewertet:

- Biokohle-Ertrag
- Energetisches Potenzial
- Emissionen nach 1. BImSchV
- Lärmemissionen
- Technische Ausgereiftheit
- Technische Störanfälligkeit
- Anlagenkosten

Die möglichen maximalen Biokohleerträge schwankten hinsichtlich der Größe der angebotenen Anlagen von 8 – 29 kg pro Stunde. Das nutzbare energetische Potenzial (Wärme) war vergleichbar. Ein Alleinstellungsmerkmal besitzt die BlackCarbon-Anlage, die neben Wärme auch Strom erzeugt.

Hinsichtlich Emissionen lagen nur von der Firma Pyreg verlässliche Zahlen vor. Alle weiteren Hersteller sicherten jedoch zu, dass die Grenzwerte der 1. BImSchV verbindlich eingehalten werden.

Bei allen Karbonisierungsanlagen handelte es sich zum damaligen Zeitpunkt (2012) um relativ junge Anlagenentwicklungen. Zweifellos handelte es sich nicht um eine ausgereifte Serientechnik. Die Hersteller betonten jedoch, dass ihre Karbonisierungsanlagen störungsfrei und emissionsarm arbeiten. Als primäre Ursache für Störungen wurden Probleme mit dem Inputmaterial angeführt. Bedingt durch die massive Bauweise war die BioMaCon Anlage deutlich die geräuschärmste Karbonisierungsanlage.

Als Ergebnis des Vergleichs und der Bewertung wurde die kleinste Anlage (Hersteller BioMaCon) für den Standort im BG empfohlen. Dabei waren die geringe Lärmemission und die Größe der Anlage ausschlaggebend. Das Ziel im BG bestand darin, eine Anlage zu wählen, die aufgrund des vorhandenen Holzangebotes gut in das System des Botanischen Gartens passt. Des Weiteren war die BioMaCon-Anlage die preislich günstigste Anlage.

3.1.3 Implementierung der Karbonisierungsanlage im BG

Nach der ingenieurtechnischen Vorplanung und Bewertung der standortspezifischen Rahmenbedingungen sowie Eignung der verfügbaren Karbonisierungsanlagen wurde nach einer öffentlichen Ausschreibung der Auftrag zu Bau und Installation einer Forschungs- und Entwicklungsanlage zur Karbonisierung von Dendromassen im BG an die Firma BioMaCon GmbH vergeben.



Abbildung 3.4: Karbonisierungsanlage der Firma BioMaCon im Botanischen Garten Berlin

Die Karbonisierungsanlage umfasst einen Schubboden-Container für die Dendromasse, einen Biomasse-Konverter integriert in einem HighCubeContainer und die Biokohleabfüllstation (Abb. 3.4). Wesentlicher Bestandteil der Karbonisierungsanlage ist der Biomasse-Konverter. Der sogenannte BioMaCon-Kompaktconverter eignet sich für ligninhaltige Rohstoffe mit einem maximalen Wassergehalt von 30 %. Die Holzhackschnitzel werden darin sehr langsam durch einen beheizten Spiralförderer geführt. Dabei verdampft das in den Hackschnitzeln befindliche Wasser. Anschließend fällt die Biomasse in einen Heißgasreformer. Im Reformer ist die Biomasse über einen langen Zeitraum hohen Temperaturen (450–900 °C; im BG i.d.R. 550 °C als Karbonisierungstemperatur) ausgesetzt. Es wird damit eine vollständige Entgasung und Karbonisierung des Rohmaterials angestrebt. Im Gegenstrom werden die heißen Synthesegase (CO, H₂, CH₄) über einen Heißgas-Injektor durch die schwelende Biomasse geleitet und in einer oberhalb und seitlich angeordneten Brennkammer bei über 1000 °C verbrannt. Verfahrenstechnisch handelt es sich um einen autothermen Gegenstrom-Festbettvergaser mit einer internen Zirkulation der Pyrolyse-Schwelgase. Der Hochtemperaturteil ist mit keramischer Schamotte ausgekleidet, so dass extrem hohe Prozesstemperaturen erreicht werden können. Die entstehende Wärme wird zur weiteren Nutzung im benachbarten Wirtschaftsgebäude ausgekoppelt.

Die Medienversorgung (Wasser, Elektro und Telekommunikation und Wärmeübertragung) wurde von dem benachbarten Wirtschaftsgebäude aus realisiert. Die im



Abbildung 3.6: Verstopfungen und Materialrückstau

Zum Abfüllen der produzierten Biokohle wurde ein BigBag-System zur praktikableren und gleichzeitigen Befüllung von zwei Bigbags installiert (Abb. 3.7 rechts). Für die Quantifizierung der Input- und Output-Massenströme wurde ein Gabelhubwagen mit Wägeeinrichtung angeschafft (Abb. 3.7 links).



Abbildung 3.7: Gabelhubwagen mit Wägeeinrichtung (links) und Bigbag-System (rechts)

Nach den Begehungen durch den Sicherheitsbeauftragten der FU sowie des zuständigen Bezirksschornsteinfegers wurden sicherheits- und brandschutztechnische Optimierungen vorgenommen, z.B. die Installationen einer Sicherheitstür aus weitmaschigem Lochblech zur Verbesserung der Frischluftzirkulation, eines Sicherheitsschalters an der Flügeltür, eines optischen und akustischen Warnsignals sowie die Verlängerung des Schornsteins und die Installation von Blechen zur Brandverhinderung (Abb. 3.8).

Durchgeführte Emissionsmessungen (u.a. CO₂, CO, NO₂, SO₂, CH₄, LHKW und Staub) durch den Schornsteinfeger und die DEKRA haben gezeigt, dass die Emissionen der Karbonisierungsanlage (Betrachtet wurden zwei 2 Betriebszustände) unter den Emissionsbegrenzungen gemäß allgemeinen Teil der TA Luft (Bezugswert Massenstrom, kg/h) liegen. Die detektierten Werte zeigten ferner eine Abhängigkeit zu den

Betriebszuständen. Weitere Messungen zur Emissionssituation sollten hinsichtlich einer Optimierung der Emissionen durchgeführt werden.



Abbildung 3.8: Installation einer Sicherheitstür (Lochblett mit Regenabweiser, links), eines Sicherheitsschalters an der Flügeltür (Mitte) sowie eines optischen und akustischen Warnsignals (rechts)

Darüber hinaus wurden im Rahmen der Betriebsführungen weitere Maßnahmen zur Senkung des Schallpegels durchgeführt. Beim Anlauf verursachten die Transportschnecken erhebliche Schallemissionen. Nach der Installation von Phasenanschnittsteuerungen laufen die Motoren sehr sanft und geräuschlos an. Des Weiteren wurde die Austragschnecke modifiziert, was zu einer erheblichen Reduzierung des Lärmpegels geführt hat. Am Tage ist eine Schallpegelmessung der Anlage aufgrund des hohen Grundschallpegels bedingt durch Verkehrslärm in der Umgebung nicht möglich. Gemessen wurden 57 bis 65 dB. Nachts hingegen ist die Messung des Schallpegels der Karbonisierungsanlage optimaler durchzuführen. Die ermittelten Messwerte des Schallpegels, gemessen am Zaun des BG in Richtung Wohnbebauung, bleiben deutlich unter dem maßgeblichen Grenzwert für Wohngebiete von 40dB in der Zeit von 23:00 bis 6:00 Uhr (Abb. 3.9). Ein in Auftrag gegebenes Lärmgutachten konnte dies bestätigen. Ein Anlagenbetrieb ist aus Sicht des Lärmschutzes ohne Einschränkungen möglich.



Abbildung 3.9: Messung des Schallpegels am Tage (links) und nachts am Zaun in Richtung Wohnhäuser (rechts)

Neben der Herstellung von Biokohle kann zur optimalen Energieverwertung die Wärme

ausgekoppelt werden. Zur Erfassung der Wärmemenge und der Heizleistung wurde ein Wärmemengenzähler installiert. Des Weiteren wurde die elektronische Anbindung an das Netz des BG realisiert sowie die Fernüberwachung und Fernsteuerung installiert und funktionsfähiger optimiert.

3.2 Kompostiertechnik und Betriebsführung

Bei einem sehr großen Teil der anfallenden pflanzlichen Reststoffe des BG handelt es sich um gut kompostierfähige Materialien, aus denen Komposte für den eigenen Bedarf hergestellt werden können.

Als Kompostierverfahren wird im BG die offene Mietenkompostierung angewendet. Die Sammlung und die Aufbereitung der pflanzlichen Reststoffe sowie das Kompostierverfahren und die verwendete Kompostiertechnik sind dabei wichtige Aspekte der Kompostherstellung.

Ziel des Projektes war es, die Kompostierung hinsichtlich der Vermeidung von Treibhausgasen (THG) zu optimieren. Zusätzlich zur Umstellung der Kompostierung ist der Einsatz von Biokohle ein neues Element bei der Kompostierung, welches näher betrachtet wurde.

3.2.1 Stand Kompostierung und Sammlung vor Projektbeginn

Bei der Sammlung der für die Kompostierung vorgesehenen pflanzlichen Reststoffe (Grünschnittabfälle, teilweise Rasenschnitt und Kurzgras sowie ein Großteil an Laub) wurde eine große Menge anfallender Erde aus der Bewirtschaftung der Freiflächen und Gewächshäuser mit eingesammelt und zentral auf der Kompostfläche gelagert (Abb. 3.10).



Abbildung 3.10: Sammlung der pflanzlichen Abfallstoffe. Gut sichtbar sind die mineralischen Beimengungen und die unaufbereiteten Grünschnittabfälle

Die Lagerung und Kompostierung der gesammelten pflanzlichen Reststoffe erfolgte auf einer asphaltierten Fläche, die für die Kompostierung im Jahr 2006 neu angelegt wurde.

Die gesammelten pflanzlichen Reststoffe incl. der mineralischen Anteile (Sand, Steine, Erde etc.) wurden auf dem Areal des Kompostplatzes zu großen Haufen aufgeschüttet, die sich mit der Zeit zu langen und hohen Mieten entwickelt haben.

Die Mieten zeichneten sich durch zu große Mietenquerschnitte (3 m Höhe und 4,5 m Breite) und durch unaufbereitetes/unzerkleinertes Material aus. Ein weiteres Problem lag in der Inhomogenität der Mieten, durch eine fehlende Aufbereitung und Mischung der einzelnen Grünschnittabfälle. Dies führte in einzelnen Mietenbereichen zu Verdichtungserscheinungen. Bei Starkregenereignissen kam es des Weiteren, bedingt durch eine fehlende Abdeckung zu einer Vernässung der Mieten. Auch die langen Umsetzintervalle (1-2-mal pro Durchgang) und die fehlende Bewässerung in trockenen Monaten führten zu suboptimalen Bedingungen während des Kompostierprozesses, der vermehrt Gerüche und THG-Emissionen produzierte und keine Hygienisierung der Kompostmaterialien gewährleistete (Tab. 3.1). Als Resultat entstand ein Kompost, der nur eingeschränkt genutzt werden konnte und den Einkauf von externen Kompost erforderlich machte.

Tabelle 3.1: THG Emissionen bei unterschiedlicher Betriebsführung (bifa 2010)

THG	THG Emissionen		Ursache
	Gute Betriebsführung (g/Mg)	Schlechte Betriebsführung	
CH ₄	470-2.000	Emissionen > 2.000 g/t Input, Maximalwerte bis 12.000 g/t Input weisen auf anaeroben Umsatz hin	Unbefriedigender Prozessführung (z.B. hohe Wassergehalte, unzureichende Sauerstoffversorgung).
N ₂ O	49-210	N ₂ O-Bildung erfolgt in späten Rottephasen bei Temperaturen unter 40 °C.	Höhere Umsetzhäufigkeit und Belüftung fördert bei sinkenden Temperaturen die Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation bzw. Denitrifikation
NH ₃	230-920	NH ₃ -Emissionen steigen bei geringem C/N-Verhältnis	Direkt abhängig vom C/N-Verhältnis im Input. besonders bei hohen Rottetemperaturen und hohen Belüftungsraten

3.2.2 Optimierung der Kompostierung

Im Rahmen der Neuorganisation der Kompostierung wurde durch die Neuanschaffungen eines Häckslers für Grünschnittabfälle und eines Kompostwenders sowie die Veränderung der Grünschnittsammlung und der Betriebsführung die Voraussetzung für ein emissionsarmes offenes Mietenverfahren geschaffen.

Nach Cuhls et al. (2015) ist die Höhe der Emissionen nicht in erster Linie vom Verfahren oder

der Behandlungstechnik abhängig. Vielmehr ist die Betriebsführung zu berücksichtigen, z. B. die Anlage der Mieten (Mietengeometrie) und die Umsetzfrequenz der Mieten.

Die nicht oder wenig ligninhaltigen Pflanzenreste werden einer kontrollierten Kompostierung zugeführt. Bei der Sammlung wird unterschieden in Rasenschnitt, Langgras (Wiesenmahd) und Grünschnitt. Der überwiegende Anteil an Laub wird weiterhin einer speziellen Laubkompostierung zugeführt.

Die Pflanzenreste werden weiter zentral auf dem Kompostplatz gesammelt. Es werden jedoch im Vorfeld Erdreste etc. von den Pflanzenmaterialien getrennt. In den einzelnen Arealen des BGs wurden dazu zusätzliche Container für die Erd- und mineralischen Komponenten aufgestellt. Dies ist eine Neuerung zur vorhergehenden Sammelpraxis. Damit wurde die Qualität der Grünschnittabfälle hinsichtlich des Kompostierprozesses verbessert, da ein zu hoher Anteil mineralischer Komponenten z.B. die Rotteprozesse stört.

Der vorhergehende Kompostprozess wurde auf eine „gesteuerte offene Mietenkompostierung“ umgestellt.

Folgende Parameter wurden dabei verändert bzw. neu eingeführt:

- Sammlung/Lagerung der Grünschnittabfälle
- Aufbereitung der Grünschnittabfälle
- Berücksichtigung des C/N- Verhältnis
- Zugabe von fertigem Kompost und Gesteinsmehl/Bentonit
- Zugabe von Biokohle
- Ideale Mietengröße von maximal 1,50 m Höhe
- Pflege der Kompostmiete (Feuchtigkeit, CO₂-Gehalt, Temperatur, Wenden und Bewässern)
- Mietenabdeckung mit Kompostvlies

Die aus dem BG anfallenden Pflanzenreste werden bis zu 6 Wochen gesammelt. Anschließend werden die Pflanzenreste geschreddert und gemeinsam u.a. mit Gesteinsmehl, Bentonit und 10-15 Vol. % Biokohle zu kleinen Dreiecksmieten (2,50 m breit und 1,50 m hoch) aufgesetzt und gründlich durchmischt sowie mit einem atmungsaktiven Vlies bedeckt. Durch den kleinen Mietenquerschnitt und mehrmaliges Umsetzen pro Woche wird eine optimale Sauerstoffversorgung gewährleistet. Der Kompostierungsprozess dauert i.d.R. 6 Wochen. Im Anschluss werden die Mieten zu großen Haufen zusammengefasst. Ein Reifeprozess, der bis zu 3 Monaten dauert, setzt ein. Innerhalb dieser Zeit wird der Kompost ein bis zweimal umgesetzt. Um den Eintrag von Unkrautsamen über den Luftpfad zu vermeiden, werden die Vererdungshaufen ebenfalls mit einem atmungsaktiven Vlies abgedeckt. Danach werden die fertigen Biokohlesubstrate abgesiebt und in überdachten Boxen bis zur Verwendung gelagert.

Um Fehlentwicklungen während der Kompostierung zu verhindern, werden regelmäßig Temperatur, Feuchtigkeit und Geruch der Kompostmieten kontrolliert.

3.2.3 Kompostiertechnik

Hinsichtlich der Optimierung der Verfahrensabläufe sowie eines effizienteren Kompostierprozesses wurden ein Grünschnittschredder/-häcksler und ein Kompostwender eingesetzt (Abb. 3.11). Dadurch wurden die Voraussetzungen für eine qualitativ bessere und schnellere Kompostierung geschaffen.

Das Häckseln der strukturreichen Grünschnittmaterialien sorgt für ein mechanisches zerkleinern und aufbrechen der Zellstrukturen an den Enden des Häckselgutes. Diese aufbereiteten Materialien können besonders gut und schnell durch mikrobielle Aktivität mineralisiert werden. Des Weiteren eignen sich zerkleinerte Materialien wesentlich besser, um ein homogenes Rottegemisch herzustellen.



Abbildung 3.11: Grünschnitthäcksler (HFG II) der Firma Husmann (links) und selbstfahrender Kompostwender (GD, 250H) der Firma Gujer Innotec (rechts) beim Wenden einer Kompostmiete im BG

Durch den Einsatz eines Kompostwenders konnte die Mietenkompostierung im Verfahrensablauf optimal gesteuert werden. Durch den Kompostwender werden alle Inputmaterialien viel besser durchmischt und gelockert. Sauerstoff wird so besser in der gesamten Kompostmiete verteilt, so dass ein effizienterer Kompostierprozess stattfinden kann. Damit wird die erzeugte Kompostqualität deutlich verbessert. Der Kompostwender ermöglicht zusätzlich die optimale Bewässerung der Miete durch ein integriertes Düsensystem.

3.3 Nachhaltige Sanitärsysteme

Neben der Steigerung der Ressourceneffizienz liegt der Schwerpunkt des nachhaltigen Sanitärkonzepts auf der Verwertung von Abwasserinhaltsstoffen.

Grundgedanke dieser Ressourcen orientierten Sanitärsysteme ist die getrennte Erfassung, der Transport und die gezielte Behandlung von Teilströmen aus den Mitarbeiter- und Besuchertoiletten bzw. -urinalen. Die Trennung von Urin und Fäkalien ermöglicht die effektive Aufbereitung und Wiedergewinnung von Nährstoffen (vor allem Stickstoff, Phosphor und Kalium), die als Ressourcen wieder Verwendung finden können und so den Stoffkreislauf schließen.

Die Berechnungen zur Bestimmung der theoretischen eingetragenen Mengen an organischer Trockenmasse (oTR) und Nährstoffen durch die Mitarbeiter und Besucher des BG ergaben pro Jahr ca. 8.800 kg oTR, 1.600 kg Stickstoff, 190 kg Phosphat und 422 kg Kalium (vgl. Kap. 2).

Die Nährstoffanteile im Abwasserstrom (P, N, K) könnten zukünftig eine wichtige Quelle für den internen Bedarf darstellen.

3.3.1 Rückgewinnung von Feststoffen

Das im BG untersuchte Trennsystem trennt den Schwarzwasserstrom in eine feststoffreiche und eine feststoffarme Phase, d. h. die Feststoffe werden verfahrenstechnisch über einen Abscheider (Siebschnecke) aus dem Schwarzwasserstrom ausgeschleust. Der sog. Separator wurde ursprünglich für die Trennung der Feststoffe aus Küchenabwässern entwickelt und wird dazu regelmäßig in den Zufluss von Fettabscheidern eingebaut. Prototypisch wurde der Separator in einer öffentlichen Toilettenanlage des Hamburger Hauptbahnhofes installiert (Schuetze und Thomas, 2011). Eine Schnecke transportiert die zurückgehaltenen Feststoffe (im Wesentlichen Toilettenpapier und Fäkalien) aus dem Schwarzwasserstrom in ein 60 Liter Sammelfass, welches über einen Schnellspannverschluss leicht gewechselt werden kann (Abb. 3.12). In das leere Sammelfass wurde ca. 6-8 Liter einer Mischung aus Biokohle (BK), Effektiven Mikroorganismen (EMa) und Gesteinsmehl (GM) gefüllt.

Ist das Sammelfass zu ca. $\frac{3}{4}$ gefüllt, wird die beschriebene BK/EMa/GM Mischung als oberste Schicht aufgegeben. Die Fässer werden bei Umgebungstemperatur schattig gelagert.

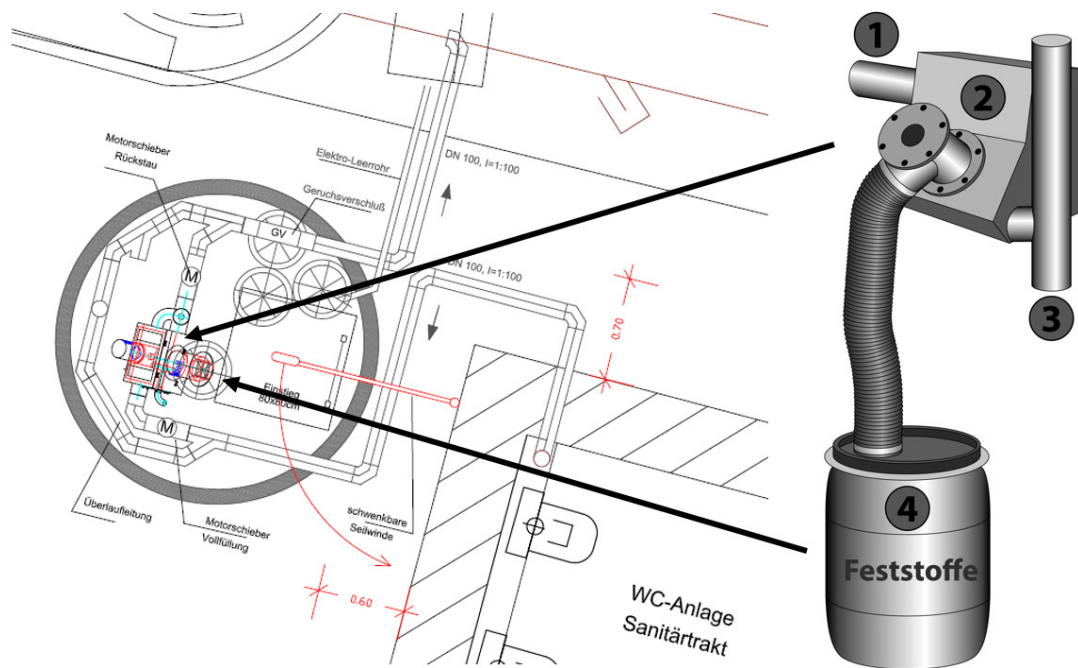


Abbildung 3.12: Lageplan und Fäkalienseparator: Die Förderschnecke (2) transportiert die Feststoffe aus dem Schwarzwasserstrom (1) in ein Sammelfass (4), Ablauf (3) (Quelle: verändert nach HATI GmbH)

An den Fäkalienseparator wurde die gesamte Toilettenanlage (Typ: 3,5-Liter GreenGain, V&B) des Sanitärtraktes der Mitarbeiterinnen angeschlossen sowie eine öffentliche Toilettenanlage (WC-Anlage Am Hauptweg), die vollständig mit bodenstehenden 4,5-Liter WC ausgestattet wurde (Typ: o.Novo, V&B).

Mehrere Untersuchungen zum Abscheidegrad des Fäkalienseparators wurden durchgeführt. Bezogen auf die Feststoffe lag der Abscheidegrad des Separators anfänglich bei 54 % und konnte durch Optimierungsmaßnahmen auf 72 % gesteigert werden.

3.3.2 Urinsammlung

Menschliche Ausscheidungen enthalten für die Pflanzenproduktion und das Pflanzenwachstum relevante Nährstoffe. Dazu zählen vor allem Stickstoff, Phosphor und Kalium. Der Großteil dieser Nährstoffe wird dabei über den Harn abgegeben (Kirchmann und Pettersson, 1995). Harn gilt als annähernd steril, wenn fäkale Verunreinigungen ausgeschlossen werden können (Heinonen-Tanski und van Wilk-Sijbesma, 2004).

Die reine Sammlung von Urin ist technisch zurzeit nur über die Urinale in den Männertoiletten möglich.

Zur Sammlung des Urins im BG wurden deshalb drei wasserlose Urinale (Fabrikat: KERAMAG, Typ: Renova Nr.1 Plan) installiert. Eine Sammelleitung leitet den Urin in einen Vorlagebehälter. Ab einem bestimmten Füllstand fördert eine Pumpe den Urin in den ca. 1,8 m höher angeordneten Sammelbehälter (Inliner). Ein Manometer zeigt das jeweilige Volumen im Inliner an.

Im natürlichen Gefälle kann der Urin so über ein spezielles Zapfventil in einen

Transportbehälter (60-Liter Fass) eingefüllt werden (Abb. 3.13).

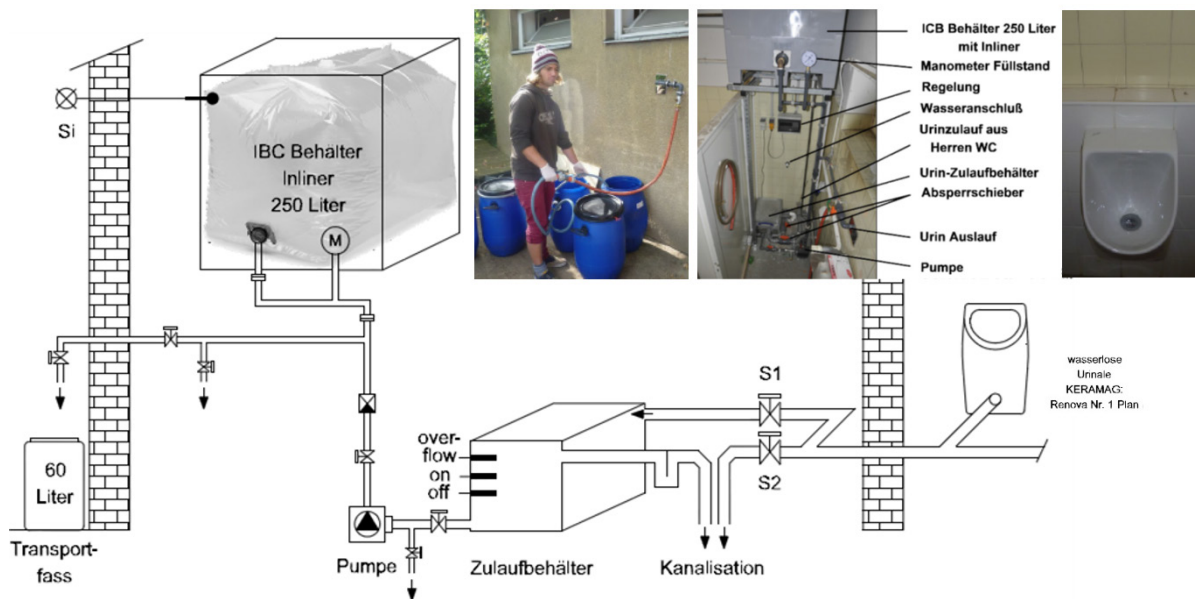


Abbildung 3.13: Schema der Urinsammlung mit wasserlosen Urinalen, Vorratsbehälter, Pumpe, Bag-in-Box-System (IBC-Behälter Inliner) und Sammelfass (Schema und Fotos: HATI GmbH)

Durch die Flexibilität des Inliners und das dadurch geschlossene Sammelsystem, können Stickstoffverluste (Ausgasung von Ammoniak) verhindert werden, wie sie z.B. bei Systemen auftreten, die eine Entlüftung aufweisen (50-60% N-verlust; (Goose, 2009; Udert et al., 2003)

Bei der Lagerung von Urin kommt es zu einem Abbau des Harnstoffs durch Bakterien. Bei diesem als Ureolyse bezeichneten Vorgang wird Harnstoff ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) durch das Enzym Urease in Ammoniak (NH_3) und Kohlendioxid (CO_2) umgewandelt. In Folge dessen kommt es zu einer pH-Wert-Erhöhung von 6-7 auf 9-10 (Udert et al., 2003).

Durch die Alkalisierung des Urins kommt es zu Ausfällungen in den Leitungen, in dem Vorlagebehälter und im Inliner. Die Hauptbestandteile der Fällprodukte sind nach Udert et al., (2003) Struvit ($(\text{NH}_4)\text{MgPO}_4 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$), Apatit ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{OH}, \text{F}, \text{Cl})$) und Calcit (CaCO_3).

4 Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost

Durch die Schließung von Kreisläufen, mittels einer eigenen Biokohleherstellung und einer verbesserten Kompostierung sollen im Botanischen Garten Berlin nicht nur anfallende Rest- und Abfallstoffe effektiv verwertet, sondern auch Entsorgungskosten und Beschaffungskosten für den Einkauf von Kompost minimiert werden.

Die eigene Herstellung von Biokohle ist dabei ein wichtiger Meilenstein für einen aktiven Beitrag zur Nachhaltigkeit. Die erzeugte Biokohle findet im BG vor allem Anwendung in der Kompostierung als Zuschlagsstoff und in der Aufbereitung von Urin und Fäkalien.

Voraussetzung für eine qualitativ hochwertige Erzeugung von Biokohle und Biokohlekompost ist neben der Schadstofffreiheit (vgl. Kap. 7) die Kenntnis über wertgebende Inhaltsstoffe in den pflanzlichen Reststoffen.

4.1 Charakterisierung Inputmaterialien

Die Verwertung organischer Reststoffe stellt an die zu verwertenden Ausgangsmaterialien gewisse Anforderungen hinsichtlich physikalischer, physikalisch-chemischer und chemischer Parameter. In einem ersten Schritt wurden deshalb alle zur Herstellung von Biokohle und Biokohlekomposten eingesetzten Inputmaterialien beprobt und analysiert. In Tabelle 4.1 sind alle verwendeten Inputmaterialien nach ihrem „Verwertungsweg“ geordnet aufgelistet.

Tabelle 4.1: Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost

Verwertungsweg	Inputmaterialien	
	fest	flüssig
Karbonisierung	Holz (Stammholz) Holz (Astschnitt)	
Kompostierung	Laub	EMa
	Kurzgras (Rasenschnitt)	Zuckerrohrmelasse
	Wiesenmahd (Langgras)	Urin
	Grünschnitt	Wasser
	Biokohle Kompost	
Milchsäure- Fermentation/Wurmvererdung	Fäzes/Toilettenpapier	EMa
	Kompost	Zuckerrohrmelasse

In den verschiedenen pflanzlichen Ausgangsmaterialien variieren die Parameter wie Stickstoff, Phosphor und Kalium in einem weiten Bereich. Von den pflanzlichen Reststoffen weist Laub z.B. den geringsten Phosphor- und Kaliumgehalt auf, dafür jedoch den höchsten Gehalt an Calcium. Kurzgras und Wiesenmahd weisen den höchsten Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumwert auf. Biokohle weist im Vergleich zu allen anderen festen Inputmaterialien den höchsten Kohlenstoffgehalt und die höchste Trockensubstanz auf.

Die flüssigen Inputmaterialien zeigen hinsichtlich der Parameter pH-Wert, Phosphor und Kalium große Unterschiede (Tab. 4.2). So stehen dem basischen und phosphorreichen Urin

mit einem pH-Wert von 8,9 und einer Phosphorkonzentration von 222 mg/l die sehr saure sowie kalium- und magnesiumreiche (1481 mg/l bzw. 139 mg/l) EMa-Lösung (pH-Wert 3,7) gegenüber.

Für die Kompostierung ist das C/N-Verhältnis der organischen Inputstoffe besonders wichtig, da es als Maß für die Stickstoffverfügbarkeit für Pflanzen herangezogen werden kann. Durch die unterschiedlichen Inputmaterialien ist es im BG möglich, gezielt die Inputmaterialien für die Kompostierung so zu wählen, dass ein optimales C/N-Verhältnis vorliegt.

Tabelle 4.2: Charakterisierung der (Haupt-)Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohlekompost

Parameter Feststoffe	Einheit	Laub	Kurz-gras	Wiesen-mahd	Grün-schnitt*
Trockensubstanz	% FS	83,4	43,2	81,5	76,9
Wassergehalt	% FS	16,6	56,8	18,5	23,1
pH (CaCl ₂)	-	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Kohlenstoff C	%	44,9	40,0	40,6	20,8
Stickstoff N	%	0,79	2,4	2,5	0,76
C/N-Verhältnis	-	57:1	17:1	16:1	27:1
Phosphor P	g/kg TS	2,0	3,3	4,3	2,3
Kalium K	g/kg TS	7,7	15,8	25,2	15,3
Magnesium Mg	g/kg TS	3,2	2,9	3,6	1,8
Calcium Ca	g/kg TS	26,2	12,6	17,7	13,7
Schwefel S	g/kg TS	1,3	3,8	7,5	3,5
Parameter Flüssigkeiten	Einheit	EMa	Zucker-rohr-melasse	Urin (frisch)	Wasser
pH-Wert	-	3,7	n.b.	8,9	7,2
Phosphor P	mg/l	24,4	6,2	222	<0,01
Kalium K	mg/l	1481	318,6	1090	3,4
Magnesium Mg	mg/l	139,3	76,67	1,58	9,5
Natrium Na	mg/l	136,6	16,33	1518	42,2
Calcium Ca	mg/l	448,7	171,2	22,91	108
Schwefel S	mg/l	313	101	487	n.b.
Nitrat-Stickstoff NO ₃ -N	mg/l	n.b.	n.b.	< 5,0	0,7
Ammonium-stickstoff NH ₄ -N	mg/l	n.b.	n.b.	2870	0,327

* Die Grünschnittabfälle enthalten einen hohen Anteil von Erde und mineralischen Komponenten

Insgesamt ist festzustellen, dass die verwendeten Inputmaterialien qualitativ geeignet und auch hinsichtlich der Gehalte an Schadstoffen als unbedenklich zu bewerten sind (vgl. Kap. 7).

4.2 Biokohleherstellung und -charakterisierung

Pyrogener Kohlenstoff ist eine wichtige Komponente der Terra Preta do indio (vgl. Glaser und Woods, 2004; Lehmann und Joseph, 2009). Im Gegensatz zur Verbrennung oder natürlichen Verrottung wird bei der Pyrolyse nur ein Teil (etwa ein Drittel) des von der Biomasse aufgenommenen CO₂ wieder an die Atmosphäre abgegeben. Mit dem Endprodukt pyrogener Kohlenstoff (Biokohle) erschließt sich eine einfache Methode, atmosphärisches CO₂ über die Biomasse in eine stabile Lagerform zu überführen (Lehmann und Joseph, 2009).

Im Rahmen von TerraBoGa wurden in den durchgeführten Versuchen Biokohlen von zwei verschiedenen Herstellern eingesetzt. In den ersten Kompostversuchen (GA1-GA10) wurde eine Biokohle der Firma Carbon Terra (<http://www.carbon-terra.eu/de>) verwendet. Nach der Installation der BioMaCon-Anlage im BG stand selbst hergestellte Biokohle für die Kompostansätzen GA11-GA12 zur Verfügung.

Im Folgenden wird die Herstellung der Biokohle im BG zusammengefasst, wobei hinsichtlich technischer Details (Karbonisierungsanlage und -technik/) auf Kapitel 3.1.3 verwiesen wird.

Nach der Installation der Karbonisierungsanlage wurde ab Oktober 2013 mit der Produktion von Biokohle begonnen (vgl. Kap. 3.1.3). Zur Ermittlung der Qualität der Holzhackschnitzel sowie der Biokohle wurden in regelmäßigen Abständen Proben genommen, und auf ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter analysiert.

4.2.1 Charakterisierung der Holzhackschnitzel

Für eine optimale Karbonisierung der im BG anfallenden Dendromasse (Holzhackschnitzel aus Stammholz und Astschnitt im Verhältnis ca. 1/3:2/3; Abb. 4.1) ist der Wassergehalt von entscheidender Bedeutung. Holzhackschnitzel mit einem Wassergehalt < 30 % (Fasersättigungspunkt/-bereich von Holz) gelten als geeignet für die Lagerung ohne wesentlichen mikrobiellen Abbau. Auf Grund nicht vorhandener überdachter Lagerflächen im BG wurden die Holzhackschnitzel mit einem handelsüblichen Kompostvlies abgedeckt, unter freiem Himmel getrocknet (inkl. Ausbreiten in Hitzeperioden) und bis zur Karbonisierung gelagert (Abb. 4.1). Der mittlere Wassergehalt der regelmäßig beprobten Holzhackschnitzel-Chargen konnte somit von anfangs 40 % (2013) auf 19 % (2015) abgesenkt werden (Abb. 4.2). Dies bestätigt die grundsätzliche Eignung der Verwendung von Kompostvlies zur Hackschnitzeltrocknung (vgl. Burger & Weissenböck, 2006).



Abbildung 4.1: Im BG anfallendes Stammholz (links) und Astschnitt (Mitte) sowie Holzhacksnitzeltrocknung und -lagerung unter Kompostiervlies (rechts)

Neben der Reduzierung des Wassergehaltes wurde mittels verbessertem Häckseln und Siebung (Reduzierung des Größtkorns sowie der Fremdstoffe) die Eignung der Holzhäcksel zur Karbonisierung im BG optimiert (vgl. Kap. 3.1.3).

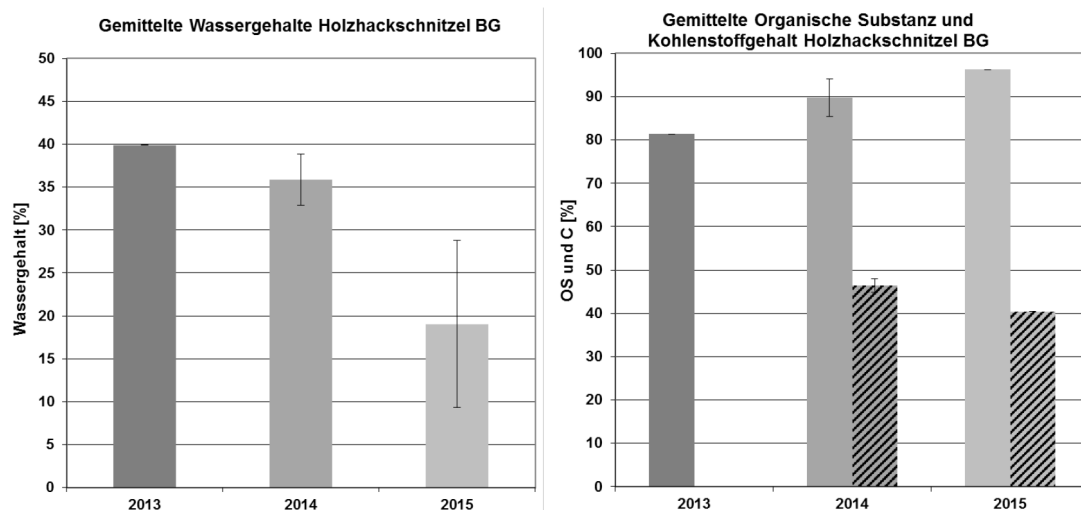


Abbildung 4.2: Holzhacksnitzel im BG 2013-2015: Gemittelte Wassergehalte (links) und gemittelte Organische Substanz (OS) sowie Gesamtkohlenstoff (C; schraffierte Säule) (rechts)

Insbesondere der relativ hohe Gehalt an mineralischen Anteilen von bis zu 20 % führte zu einer Reduzierung der organischen Substanz auf anfangs nur 80 % TM sowie des Gesamtkohlenstoffgehaltes auf 40-46 % TM (Abb. 4.2), welche eher leicht

unterdurchschnittliche Gehalte darstellen (mittlerer C-Gehalt von Holz: 50 %).

Darüber hinaus wurden von ausgewählten Holzhackschnitzel-Chargen der Brennwert sowie der Heizwert bestimmt. Die Brennwerte liegen im Vergleich zu Literaturdaten bzgl. reinem Holz überdurchschnittlich hoch, jedoch führen die bereits o.g. hohen probenspezifischen Wassergehalte zu deutlich geringeren und nur noch durchschnittlichen Heizwerten (Tab. 4.3).

Tabelle 4.3: Holzhackschnitzel BG (HHS BG): Brennwert und Heizwert

Bezeichnung	Wassergehalt [%]	Brennwert [kJ/kg] / [kWh/kg]	Heizwert [kJ/kg] / [kWh/kg]
HHS BG Probe 1	30	18.760 / 5,21	12.420 / 3,45
HHS BG Probe 2	36	18.860 / 5,24	11.219 / 3,12
Daten reines Holz	20	14.400-19.000 / 4,0-5,3	13.897-14.473 / 3,86-4,02
Daten reines Holz	30		11.881-12.385 / 3,30-3,44

Für die Bestimmung der Schwermetallgehalte und deren Bewertung hinsichtlich der Qualitätssicherung sei an dieser Stelle auf Kap. 7 verwiesen.

4.2.2 Biokohleherstellung

Nach der Installation der Karbonisierungsanlage wurde direkt mit der Herstellung von Biokohle begonnen (vgl. Kap. 3.1.3; Betriebsführungen/-phasen). Neben der Dokumentation der Input- und Outputmengen von Holzhackschnitzel bzw. Biokohle wurden regelmäßig Beprobungen zur Erhebung der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der Biokohlen durchgeführt.

In den ersten Betriebsphasen wurden die Einstellungen der Karbonisierungsanlage so gewählt, dass ein Biokohle-Output von rechnerisch mindestens 9 kg TM/h erreicht wird (bezogen auf Trockenmasse ohne Wassereindüsung). Das entspricht bei der Austrags-Zellenradschleuse einer Pausenlänge von 380 s bei 8 Impulsen. Der tatsächliche Biokohle-Output lag dann bei 9,6 TM kg/h, wobei die Qualität der produzierten Biokohle hinsichtlich Karbonisierungsgrad augenscheinlich als „gut“ zu bewerten war. Anschließend wurden Karbonisierungsversuche mit einem höheren Biokohle-Output gefahren, d.h. der Biokohle-Durchsatz wurde langsam auf 14,4 kg TM/h gesteigert. Nach Augenschein nahm aber mit zunehmender Durchsatzleistung die Biokohle-Qualität ab, so dass zunächst ein maximaler Biokohle-Output von ca. 10 kg TM/h festgelegt wurde (Abb. 4.3).



Abbildung 4.3: Pflanzkohle bei einem Durchsatz von 9,6 kg TM/h. Selbst größere Stücke sind bis zum Kern durchkarbonisiert (links); Pflanzkohle bei einem Durchsatz von 14,4 kg TM/h. Es sind vermehrt Stücke zu finden, die nicht richtig karbonisiert sind (rechts); Quelle Fotos: U. Suer (BioMaCon)

In den folgenden Betriebsphasen wurde eine Biokohleproduktion von $10,0 \pm 0,9$ kg TM/h eingestellt und stets eine gute Qualität erreicht. Um den Karbonisierungsgrad der Biokohle auf 100 % zu optimieren und somit die Qualität nochmals zu steigern, wurde in den folgenden drei Betriebsphasen die Karbonisierungsgeschwindigkeit und somit der Biokohle-Output weiter auf 5-7 kg/h reduziert. Dies bedeutet bspw., dass in einem Zeitraum von 72 h aus 1.408 kg Holzhackschnitzel ca. 357 kg TM Biokohle (≈ 5 kg TM/h) hergestellt wurden. Dies entspricht ca. 254 g TM Biokohle je kg FM Biomasse. An dieser Stelle muss auch auf den im Kap. 4.2.1 erwähnten hohen mineralischen Anteil der Holzhackschnitzel verwiesen werden, der sehr wahrscheinlich ein noch günstigeres Verhältnis zwischen Biomasse und Biokohle verhindert. Dennoch entsprach i.d.R. der ermittelte (gemessene) Biokohleertrag auch dem erwarteten (errechneten) Ertrag.

Neben qualitativ hochwertiger Biokohle als Produkt entsteht bei der Karbonisierung Energie in Form von Wärme, die direkt genutzt werden kann. Da die im BG installierte Karbonisierungsanlage am lokalen Wärmenetz angeschlossen ist, kann die Wärme u.a. für die Beheizung des benachbarten Wirtschaftsgebäudes ausgekoppelt werden. Bei den o.g. Betriebsphasen wurden 28-31 kWh an Wärme produziert. Der thermische Wirkungsgrad der Karbonisierungsanlage betrug dabei zwischen 52-61 % und ist damit geringer als der Wirkungsgrad von Hackschnitzelheizungen (80-90 %), die „nur“ zur Wärmenutzung ausgelegt sind. Jedoch ist der thermische Wirkungsgrad der Karbonisierungsanlage deutlich höher als im europäischen Pflanzkohlezertifikat gefordert (33 %; EBC, 2012).

Aus den durchgeführten Betriebs-/Testphasen lässt sich zusammenfassend ableiten, dass der Betrieb der Karbonisierungsanlage im BG so erfolgen sollte, dass, bezogen auf den stündlichen Umsatz und Ertrag, aus ca. 20 kg FM Holzhackschnitzel bei einem Karbonisierungsgrad von annähernd 100 % ca. 5-7 kg TM Biokohle und ca. 28 kWh Wärme geliefert werden. Mit der Produktion von 5-7 kg TM Biokohle mit einem durchschnittlichen C-Gehalt von 80 % können somit ca. 15-21 kg CO₂ stabil gebunden werden (Abb. 4.4).

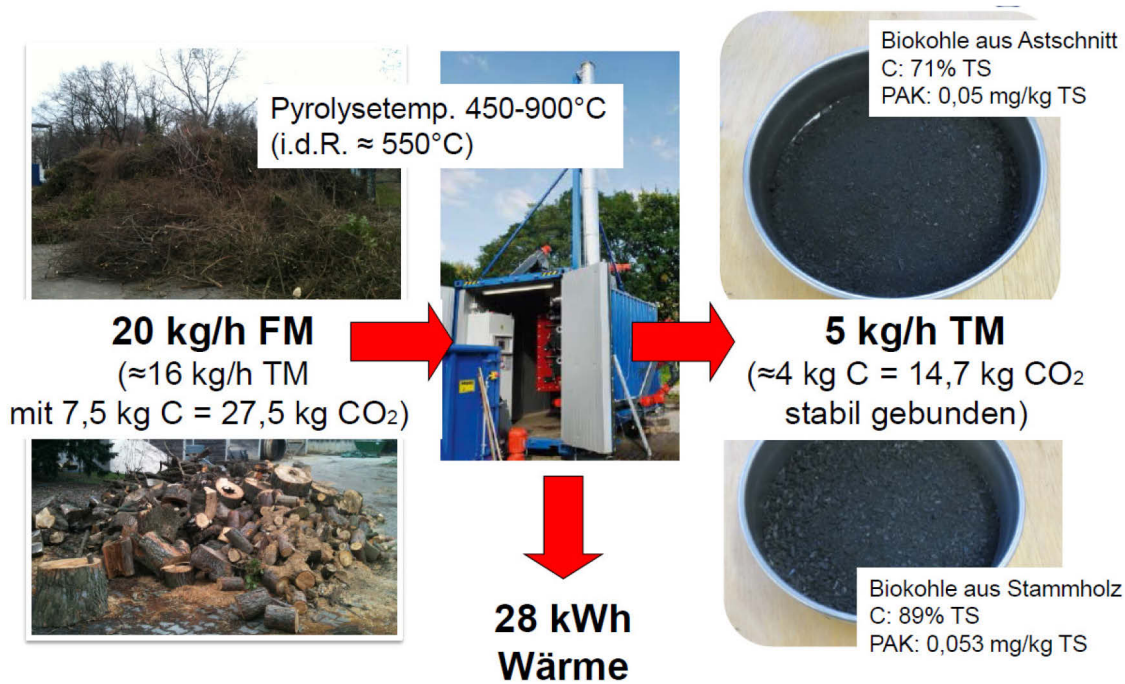


Abbildung 4.4: Schematischer Ablauf der Karbonisierung von Holzhackschnitzel zu Biokohle im Botanischen Garten Berlin inkl. Wärmeauskopplung

4.2.3 Biokohlecharakterisierung

Im Rahmen der Betriebsphasen zum Testen und Optimieren der Karbonisierungsanlage wurden diverse Chargen an Biokohle produziert. Diese galt es einer Grundcharakterisierung zu unterziehen, um zum einen die Qualität zu bestimmen, eine Qualitätssicherung zu gewährleisten und zum anderen eine umweltgefährdende Wirkung hinsichtlich potenzieller Schadstoffgehalte zu verhindern (Vorsorgeprinzip).

Neben einer ersten, zumeist nur augenscheinlichen Prüfung der Biokohle-Qualität vor Ort (Karbonisierungsgrad, Geruch, Aussehen etc.), war es demnach von größter Bedeutung, die produzierte Biokohle unter Anwendung standardisierter Analysemethoden auf ihre physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Eigenschaften zu charakterisieren. Anschließend erfolgte die Prüfung bzw. Bewertung der Biokohle-Qualität durch Heranziehen von parameterspezifischen Grenzwerten, welche z.B. im Europäischen Pflanzenkohlezertifikat (EBC), in der DüMV, der BioAbfV und der BBodSchV geregelt sind. Darüber hinaus erfolgte ein Vergleich der Eigenschaften der im BG produzierten Biokohlen mit denen anderer Anbieter bzw. kommerziell vertriebener Biokohlen.

Seit Beginn der Karbonisierung im BG wurden 15 Biokohle-Chargen beprobt und grundcharakterisiert. Zu beachten ist dabei, dass sowohl Biokohlen aus den ersten Testphasen als auch unter bereits optimierten Bedingungen hergestellte Biokohlen untersucht wurden. Die aufgetretenen Schwankungen in den Eigenschaften und somit auch in der Qualität sind daher nachvollziehbar und in gewisser Weise ein wichtiger Schritt zur Optimierung des Karbonisierungsprozesses im BG (vgl. Kap. 4.2.2). In Tabelle 4.4 ist eine Auswahl geeigneter Qualitätsparameter der beprobten Biokohle-Chargen und der zugekauften

Biokohle (Carbon Terra) aufgeführt sowie vergleichend dazu die dazugehörigen Grenzwerte des EBC und Daten von Biokohlen externer Hersteller dargestellt.

Der mittlere Kohlenstoffgehalt der 15 beprobten Biokohle-Chargen betrug $66,2 \pm 15,9$ %TM (MW \pm STABW) und liegt damit mit Ausnahme von 2 Biokohlen stets über den im EBC (2012) geforderten Kohlenstoffgehalt von 50 % (Tab. 4.4). Sechs der 15 Biokohlen wiesen sogar einen sehr hohen C-Gehalt von über 80 % auf. Dies ist ein sehr gutes Ergebnis, da die Holzhackschnitzel, wie bereits im Kap. 4.2.1 beschrieben, einen zum Teil sehr hohen mineralischen Anteil aufwiesen.

Die H/C- und O/C-Elementverhältnisse, welche als Maß für den Karbonisierungsgrad und somit der Biokohlestabilität herangezogen und in einem sog. Van-Krevelen-Diagramm dargestellt werden, sind sehr gut vergleichbar mit anderen Pyrolysekohlen und liegen deutlich unterhalb der im EBC vorgegebenen Grenzwerte für die Produktion von Biokohlen (Tab. 4.4 und Abb. 4.5). Das weist auf eine hohe thermische Reife und Stabilität der im BG produzierten Biokohlen hin (vgl. Schimmelpfennig und Glaser, 2012).

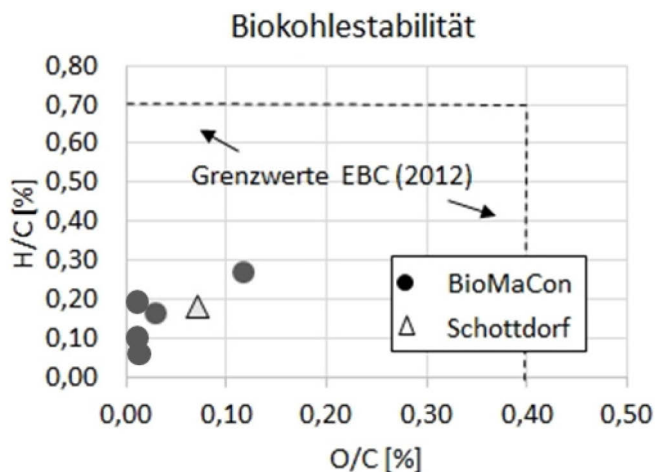


Abbildung 4.5: Van-Krevelen-Diagramm der im BG hergestellten (n=5) sowie der zugekauften Biokohle. Darstellung des Entwicklungszustandes anhand der Elementverhältnisse. Die Stabilität der Biokohle steigt mit zunehmender thermischer Reife in Richtung Koordinatenursprung an.

Von großer Bedeutung in Hinblick auf die Qualität von Biokohlen ist deren Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK, PCB, PCDD/F). Vor allem letztere sind in hohem Maße abhängig von dem Verlauf des Karbonisierungsprozesses (v.a. Temperatur, Geschwindigkeit, Karbonisierungsgrad). Die im BG hergestellten Biokohlen wiesen sehr niedrige Schwermetallgehalte von Blei ($35,4 \pm 26,0$ mg/kg TM), Cadmium ($0,09 \pm 0,06$ mg/kg TM), Chrom ($22,8 \pm 7,9$ mg/kg TM), Kupfer ($24,7 \pm 7,8$ mg/kg TM) und Zink ($92,6 \pm 42,8$ mg/kg TM) auf, welche mit Ausnahme von Nickel ($27,4 \pm 16,6$ mg/kg TM) stets die Qualitätsstufe *premium* des EBC eingehalten haben. Die Nickel-Gehalte liegen teilweise geringfügig über dem Grenzwert vom *premium*-Bereich und erfüllen somit dennoch durchaus die Qualitätsstufe *basic*. Gerade bei neuen Anlagen kommt es anfangs durch Abrasion nickelhaltiger Baumaterialien (Chrom-Nickel-Stählen) vorübergehend zu leicht erhöhten Ni-Gehalten, sodass dieser Umstand sogar Eingang in das EBC (2012) in Form von einer Ausnahmeregelung hinsichtlich Ni-Gehalten bis zu 100 mg/kg TM fand. Neben den Grenzwerten des EBC werden auch die Vorsorgewerte der BBodSchV (Bodenart Lehm/Schluff, Organik >8 %) eingehalten.

Ebenfalls sehr gute Ergebnisse wurden bei den Gehalten an organischen Schadstoffen erreicht. Untersuchungen auf polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) nach DIN ISO 13877:2000-01 (Extraktionsmittel: n-Hexan) in den hergestellten Biokohlen ergaben mit PAK-Gehalten von $0,18 \pm 0,17$ mg/kg TM Werte, die weit unterhalb der Vorsorgewerte der BBodSchV liegen und die Qualitätsstufe *premium* des EBC einhalten. Wichtig zu erwähnen wäre, dass aus analytischer Sicht aufgrund der hohen Adsorptionskraft der Biokohle die Standardextraktion mit n-Hexan über 4 Stunden eventuell zu Minderbefunden an PAK führen könnte. Nach Hilber et al. (2012) kann ein ausreichend repräsentativer Analysewert von PAK erst nach einer längeren Extraktion mit Toluol anstatt n-Hexan ermittelt werden (vgl. EBC, 2012). Um dem nachzugehen wurden zwei Biokohlen zusätzlich zu der 4 h-Standardextraktion mit n-Hexan mit einer 4 h- sowie 36 h-Extraktion mit Toluol untersucht. Die ermittelten PAK-Gehalte stiegen tatsächlich um die Faktoren 6,4 nach 4 h und 7,5 nach 36 h an, blieben aber mit $1,15 \pm 1,07$ mg/kg TM bzw. $1,32 \pm 0,11$ mg/kg TM dennoch deutlich unter den Grenzwerten des EBC sowie der Vorsorgewerte der BBodSchV und des PAK-Gehaltes der zugekauften Biokohle (Tab. 4.4). Auch die Gehalte an PCB ($0,001 \pm 0,0007$ mg/kg TM) und PCDD/F (nur eine der sechs BK-Proben wies mit $0,0056$ ng/kg TEQ-WHO überhaupt Gehalte über der jeweiligen Bestimmungsgrenze auf) blieben sehr deutlich unter den maximal zulässigen Grenzwerten des EBC und unterstreichen damit die ausgezeichnete Qualität der Biokohlen hinsichtlich Schadstoffgehalte.

Die Gesamtgehalte an Makronährstoffen ergaben für Stickstoff $0,78 \pm 0,2$ % TM, für Phosphor $1,75 \pm 0,4$ g/kg TM, für Kalium $9,48 \pm 2,9$ g/kg TM, für Magnesium $2,79 \pm 0,6$ g/kg TM und für Calcium $31,92 \pm 8,9$ g/kg TM. Diese Ergebnisse sind zum einen gut mit den Nährstoffgehalten der zugekauften Biokohle und denen der Biokohlen externer Hersteller vergleichbar. Zum anderen zeigen sich aber gerade hier die verschiedenen technischen Einstellungen des Karbonisierungsprozesses, von Beginn der Herstellung bis zur Anpassung/Optimierung, in Form von großen Schwankungsbereichen der Nährstoffgehalte (Tab. 4.4). Laut EBC (2012) ist lediglich die Angabe der Nährstoffgehalte erforderlich, Grenzwerte wurden jedoch nicht festgelegt.

Die Angabe von pH-Wert, Salzgehalt sowie Feucht- und Trockenrohddichte der Biokohlen erfolgt auch ohne Orientierung an Grenzwerten, jedoch stellen diese Parameter wichtige Kriterien zur Einschätzung der Biokohlen bei der Substratherstellung dar. Der pH-Wert der im BG produzierten Biokohlen liegt im Mittel bei $10,2 \pm 1,6$ und ist gut mit den Spannweiten des pH-Wertes der zugekauften bzw. externen Biokohlen vergleichbar (pH=7-10). Der vergleichsweise hohe Salzgehalt von $2,0 \pm 0,8$ g/l FM der Biokohlen spiegelt den relativ hohen mineralischen Anteil der Holzhackschnitzel wider (Tab. 4.4). Die Feuchtrohddichte bzw. Schüttdichte liegt im Mittel bei 320 ± 148 g/l FM und ist somit gut mit der zugekauften Biokohle vergleichbar (342 g/l FM). Eine wichtige Eigenschaft von Biokohlen hinsichtlich Nährstoffspeicherung stellt die spezifische Oberfläche dar, die sowohl von der zu pyrolysierenden Biomasse (Korngröße, mineralischer Anteil), als auch von den Pyrolyseeigenschaften (v.a. Karbonisierungstemperatur und -geschwindigkeit) abhängt. Typische Werte für Biokohle liegen zwischen 100 und 300 m²/g, laut EBC (2012) sollten Biokohlen mindestens 150 m²/g aufweisen. Die im BG hergestellten Biokohlen weisen im Mittel

220±90 m²/g auf, wobei die maximal gemessene spezifische Oberfläche 346 m²/g beträgt. Die Brennwerte der Biokohlen liegen zwischen 21±6,6 MJ/kg und erreichen somit mindestens Brennwerte im Bereich von Holz- und Braunkohlen sowie teilweise sogar darüber (Maximalwert der BG-Biokohlen: 31,5 MJ/kg; Tab. 4.4).

Tabelle 4.4: Ausgewählte physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter der im BG hergestellten Biokohle-Chargen im Vergleich zu den Grenzwerten des EBS sowie der zugekauften Biokohle und Biokohle externer Hersteller (MW: Mittelwert; STABW: Standardabweichung; Min: Minimum; Max: Maximum)

Parameter	Einheit	Grenzwert EBC ¹ (basic / premium)	Biokohlen BG			Biokohle zugekauft ²	Biokohle extern ³
			MW±STABW	Min	Max	MW	Min-Max
Kohlenstoff C	% TM	>50.0	65,8±16,4	36,9	88,6	71,9	63-94
H/Corg-Verhältnis	-	<0,7	0,11±0,08	0,04	0,27	0,18	0,07-0,36
O/Corg-Verhältnis	-	<0,4	0,06±0,05	0,001	0,12	0,07	0,02-0,1
VOC	% TM		5,3±2,1	1,8	7,8	k.A.	k.A.
Blei Pb	mg/kg TM	150 / 120	35,4±26,0	<2,0	69,0	<1,0	<2,0-14,4
Cadmium Cd	mg/kg TM	1,5 / 1,0	0,09±0,06	<0,01	0,18	<0,1	<0,02-0,3
Chrom Cr	mg/kg TM	90 / 80	22,8±7,9	2,0	35,0	9,3	3-41
Kupfer Cu	mg/kg TM	<100	24,2±7,8	9,0	38,4	17,7	7-24
Nickel Ni	mg/kg TM	50 / 30	27,4±16,6	1,0	81,6	12,2	2-39
Zink Zn	mg/kg TM	400 / 300	92,6±42,8	23,0	157,5	52,3	56-180
16 EPA-PAK	mg/kg TM	12 / 4	0,18±0,17 ⁴ 1,15±1,07 ⁵ 1,32±0,11 ⁶	0,05 ⁴ 0,30 ⁵ 1,24 ⁶	0,46 ⁴ 2,70 ⁵ 1,39 ⁶	5,0 ⁴	<0,01-8,6 ^{4,5}
6 PCB	mg/kg TM	<0,2	0,001±0,0007	<0,001	0,002	<0,001	<0,1-0,1
7 PCB	mg/kg TM	<0,2	0,001±0,0007	<0,001	0,003	k.A.	k.A.
PCDD/PCDF (TEQ-WHO)	ng/kg TM	<20	n.r. ⁷	n.b. ⁸	0,0056	n.b. ⁸	0,01-0,6
Stickstoff N	% TM	nur Angabe erforderlich	0,78±0,19	0,47	1,48	0,8	0,2-1,1
Phosphor P	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	1,75±0,4	0,8	2,49	1,91	1,0-7,0
Kalium K	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	9,48±2,9	4,4	16,0	8,73	6,0-20,0
Magnesium Mg	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	2,79±0,6	1,6	3,8	2,59	1,2-16,0
Calcium Ca	g/kg TM	nur Angabe erforderlich	31,92±8,9	11,5	39,9	48,0	15,0-126,0
pH (CaCl ₂)	-	nur Angabe erforderlich	10,2±1,6	8,5	12,3	8,5	7,0-10,1
Salzgehalt	g/l FM		2,0±0,8	0,93	3,3	0,6	k.A.
Feuchtrohdichte bzw. Schüttdichte	g/l FM	nur Angabe erforderlich	320±148	130	538	342	k.A.
spezif. Oberfläche	m ² /g	>150 empfohlen	220±90	96	346	k.A.	k.A.
Brennwert	kJ/kg		21.000±6.669	12.870	31.538	k.A.	k.A.
Heizwert	kJ/kg		19.422±5.885	12.842	30.181	k.A.	k.A.

¹European Biochar Certificate (2012); Version 6.1 of 19th June 2015

²Biokohle Firma Carbon Terra (wurde bis zur Herstellung eigener Biokohle im BG verwendet)

³Biokohle-Daten externer Hersteller (vgl. Vogel et al., 2015)

⁴4h-Extraktion n-Hexan; ⁵4h-Extraktion Toluol; ⁶36h-Extraktion Toluol

⁷n.r.=nicht rechenbar, da nur eine von sechs BK-Proben PCDD/F-Gehalte über der Bestimmungsgrenze aufwies

⁸n.b.=nicht bestimmbar, da alle Einzelverbindungen unterhalb der jeweiligen Bestimmungsgrenze liegen

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass trotz der großen Schwankungsbreite der verschiedenen Biokohle-Chargen hinsichtlich Eigenschaften der Ausgangsstoffe sowie Karbonisierungsprozessparameter die Qualität der hergestellten Biokohlen als sehr gut eingeschätzt werden kann und vergleichbar ist mit Biokohlen anderer Hersteller. Die Biokohlen

wiesen Merkmale hoher Stabilität sowie sehr niedrige Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen (PAK, PCB, PCDD/F) auf. Bis auf den Nickelgehalt (Qualitätsstufe *basic*) erfüllen alle anderen Parameter die im EBC (2012) festgelegte Qualitätsstufe *premium*. Darüber hinaus werden auch die Vorsorgewerte der BBodSchV (Bodenart Lehm/Schluff, Organik >8 %) eingehalten.

Als positiver Nebeneffekt der Karbonisierung der im BG anfallenden Dendromassen zeigte sich, dass es potenziell möglich ist, über die Feinstäube bzw. Aschen, Schwermetalle aus dem Stoffkreislauf zu entziehen. Aufgrund des hohen Durchsatzes an Inputmaterialien konzentrieren sich die Schwermetalle in den Aschen auf und überschreiten dadurch teilweise geltende Grenzwerte für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, und Zink (Tab. 4.5). Dennoch ist es als äußerst positiv zu bewerten, dass die Schwermetalle über die Aschen infolge regelmäßig durchgeführter Reinigungsschritte aus dem System ausgeschleust und fachgerecht entsorgt werden können.

Tabelle 4.5: Schwermetallgehalte der Feinstäube/Aschen aus der Karbonisierungsanlage im BG im Vergleich zu gültigen rechtlichen Regelungen (falls vorhanden)

Probenbezeichnung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn
	mg/kg TM								
Feinstaub 1 (Sommer 2014)	5,4	0,6	103	39	47	13.350	31	30	233
Feinstaub 2 (Herbst 2014)	25,7	44,4	32	389	152	87.600	178	1.140	880
Feinstaub 3 (Herbst 2014)	9,6	1,9	36	166	55	15.450	139	91	310
Grenzwert BioAbfV 20t/ha		1,5		100	100		50	150	400
Grenzwert BioAbfV 30t/ha		1,0		70	70		35	100	300
Grenzwert DüMV		1,5		300 ¹	500 ¹		80	150	1000 ¹
Vorsorgewerte BBodSchV Bodenart Ton		1,5		100	60		70	100	200
Vorsorgewerte BBodSchV Bodenart Lehm/Schluff		1,0		60	40		50	70	150
Vorsorgewerte BBodSchV Bodenart Sand		0,4		30	20		15	40	60
Zuordnungswerte ² Feststoff für schadstoffarme Steinkohlen-Grobaschen/-Kesselaschen und -Rostaschen		Z0: 0,6		Z0: 50	Z0: 40		Z0: 40	Z0: 100	Z0: 120
LAGA-Merkblatt: Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen - Technische Regeln		Z1.1: 1,00		Z1.1: 100	Z1.1: 100		Z1.1: 100	Z1.1: 200	Z1.1: 300

¹ Diese Elemente sind in der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) nicht mehr geregelt

² Z0: uneingeschränkter Einbau möglich; Z1: Eingeschränkter (nutzungsbezogener) Einbau möglich

4.3 Grünschnittkompostierung

Die Kompostierungsversuche im BG dienten zur Optimierung des gesamten Kompostierverfahrens, zur Herstellung der Versuchskomposte und zur Untersuchung des Einsatzes von Biokohle im Kompostprozess.

Hauptaugenmerk lag dabei auf der Verwertung der Grünschnittabfälle. Die Verwertung von Fäkalien und Urin wird separat im folgenden Kapitel 4.4 dargelegt.

4.3.1 Kompostierversuche in Kleinversuchsanlage

In einer Kleinversuchsanlage (KVA) wurden schrittweise verschiedene Mischungen von Inputmaterialien im Labormaßstab getestet (Abb. 4.6). Dabei wurde das Konzept der Firma Palaterra auf seine Übertragbarkeit auf den BG untersucht. Der Palaterra-Prozess ist gekennzeichnet durch den Wechsel von aeroben Abbau (Intensivrotte) und anaerober Stabilisierung (milchsaure Fermentation) der Grünabfälle. Der Prozess wird mit einer Reifungsphase (aerob) abgeschlossen. Der aerobe Kompostierprozess wird durch eine zwischengeschaltete Fermentation sozusagen unterbrochen.

Die Grünabfälle wurden in der KVA in 50 Liter Boxen unter Zusatz von unterschiedlichen Biokohlemengen (0 %, 5 %, 10 % und 15 % Volumenanteil) und Erdzusätzen (angelehnt an die erdigen/mineralischen Bestandteile im Grünschnittabfall) verarbeitet.



Abbildung 4.6: Überprüfung einer Versuchsbox in der Kleinversuchsanlage

Während des Prozesses erfolgte eine regelmäßige Beprobung und Messung der Standardparameter pH-Wert, Wassergehalt, Trockensubstanz und Leitfähigkeit sowie Temperatur.

Ergebnisse der Versuche zeigten, dass eine direkte Fermentation der Biomasse im Vergleich zu einer vorhergehenden Intensivrotte, wie ursprünglich im Palaterra-Prozess vorgesehen, zu einer besseren Fermentation führt (z.B. niedrigerer pH-Werte). Grund dafür sind schnell verfügbare Kohlenhydrate, die sonst in der Intensivrotte aufgebraucht werden, die vollständig für die Milchsäurebakterien zur Verfügung standen. Nachteilig ist der fehlende Hygienisierungsprozess über die Erhitzung des Materials in der Intensivrotte und ein verzögerter Reifeprozess. Die niedrigsten pH-Werte wurden bei geringen Mengen Biokohle und geringem Erdzusatz und hohen EMA- und Melassemenge erzielt.

Bei Pflanzenresten mit hohem mineralischen Anteil und Erdanhaftungen, wie sie im BG vorliegen, sind größere Mengen EMA/Melasse notwendig um eine gute Fermentation einzuleiten. Die Zugabe an Biokohle und Erde wirkte pH-Wert erhöhend (Abb. 4.7).

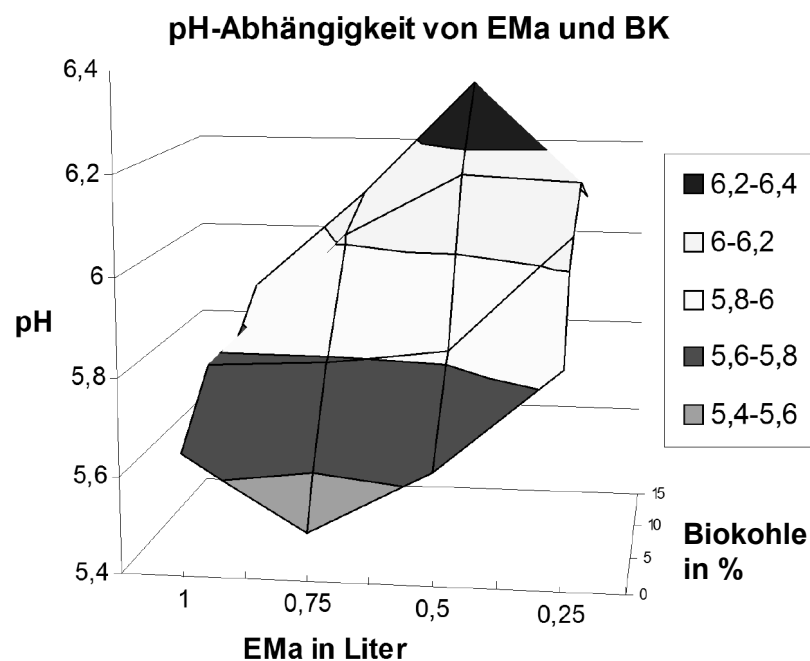


Abbildung 4.7: Abhängigkeit des pH-Wertes von Biokohleanteil und EMA-Menge

4.3.2 Herstellung von Biokohlekomposten in Großansätzen

Nach den Versuchen in der KVA wurden verschiedene Großansätze mit unterschiedlicher Zielstellung durchgeführt (Tab. 4.6). Neben der Optimierung der Kompostierung wurde untersucht, inwieweit sich saure Komposte zur Torfsubstitution herstellen lassen und wie Biokohle am effizientesten aktiviert bzw. mit Nährstoffen aufgeladen werden kann.

Um eine Aussage hinsichtlich der Entwicklung verschiedener Parameter wie pH-Wert, Leitfähigkeit (Salzgehalt), Feuchtrohdichte, N_{\min} und organische Substanz zu treffen, wurden die Kompostmieten zu verschiedenen Zeitpunkten sechsfach beprobt. Aus jeweils 3 Einzelproben wurden Mischproben hergestellt, die anschließend im Labor anhand der in Kap. 7. aufgelisteten Methoden untersucht wurden. Temperatur, CO_2 -Gehalt und Feuchtigkeit wurden vor Ort bestimmt.

Zusätzlich wurden ausgewählte Versuche durch biologische Aktivitätsmessungen Messungen und THG Messungen begleitet (vgl. Kap. 4.3.4 und Kap. 5).

Tabelle 4.6: Inputmaterialien zur Herstellung von Biokohlekompost

Ansatz	Inputmaterial	Ziel
Großansatz 1 - 12	Grünschnitt, Rasenschnitt, Erdanteil, Kompost, teilw. Holz und Laubbeimischungen, Biokohle	Optimierung Kompostierung und Verbesserung Biokohlesubstrate
Ansäuerungsversuche	+ Schwefel, Fertiges Biokohlesubstrat	Torfsubstitution
Biokohleaktivierung (aBK)	Rasenschnitt, Urin, Biokohle	Nährstoffaufladung Biokohle

4.3.2.1 Großansatz 1 und 2

Für die Validierung der Ergebnisse aus der KVA wurden zwei Großansätze (GA 1 & 2) auf dem Kompostplatz angelegt.

Im **Großansatz 1** wurden 2 Kleinmieten zu je 2 m³ Grünschnitt, Laub, Hackschnitzel und Grasschnitt sowie Biokohle (5 und 15 Vol.-%) nach der Homogenisierung und Einstellung des idealen Wassergehaltes einer Intensivrotte zugeführt, anschließend mit Hilfe einer EMA und Melasse Mischung anaerob fermentiert und danach einer Reifephase zugeführt. Der Ansatz wurde per Hand durchgeführt und entspricht im Vergleich zu allen folgenden Großansätzen einem größer skaligen Tastversuch.

Im Ergebnis verlief der Prozess nicht optimal. Die Intensivrotte zeigte gute Temperaturwerte (>65 °C) und verlief planmäßig. Die anschließende Fermentation lief jedoch nicht wie gewünscht ab (zu hohe pH-Werte, unangenehmer Geruch). In der Reifephase stiegen die Temperaturen auf ca. 50 °C an. Ein weiterer Abbau setzte ein. Die Reifephase dauerte weitere 5 Monate, was auf die vorhergehende Konservierung durch Fermentation zurückzuführen ist.

Der nächste **Großansatz 2** fand unter realen Bedingungen statt. Da die Versuche in der KVA gezeigt haben, dass der Herstellungsprozess wie von Palaterra angedacht (Intensivrotte vor Fermentation) mit den vorliegenden Grünschnittmaterialien problematisch ist und die Herstellung verzögert wird, wurde neben der Fermentation die herkömmliche Kompostierung untersucht. Ziel dabei war es, für den BG eine optimale Variante hinsichtlich des Herstellungsprozesses zu finden. In Abbildung 4.8 ist der untersuchte Herstellungsprozess schematisch aufgeführt.

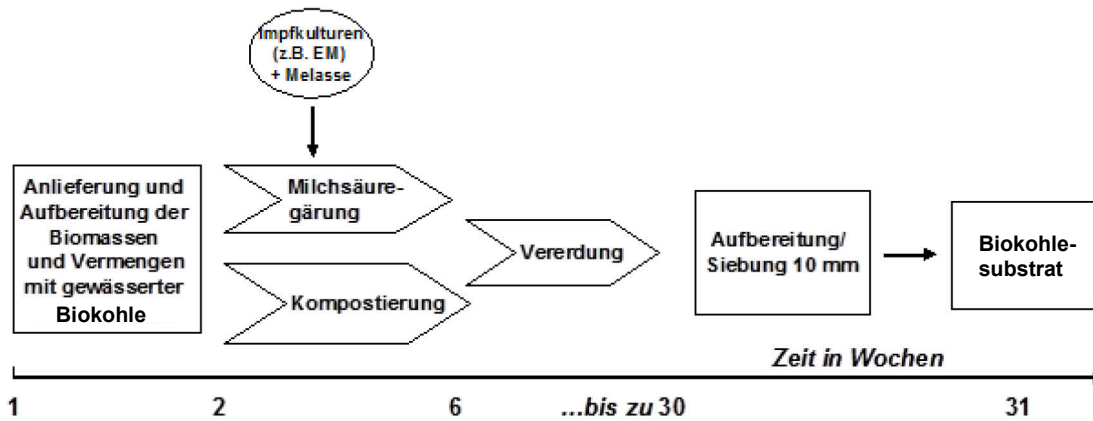


Abbildung 4.8: Schematischer Ablauf des Großansatzes 2 mit parallelem Fermentations- und Kompostierungsversuch

Die Kompostvarianten wurden, wie in Kap. 3.2 beschrieben, durchgeführt. Einzige Ausnahme bildet dabei der beschriebene Kompostwender, der zu diesem Zeitpunkt noch nicht zur Verfügung stand. Das Umsetzen der Mieten wurde mit Hilfe eines Radladers durchgeführt.

Für die Fermentation wurden die gehäckselten und homogenisierten Materialien mit einer EMa/Melasse-Lösung (11 l/m^3) angeimpft. Die aufgesetzte Miete wurde lagenweise durch Befahren mit dem Radlader und Andrücken mit der Radladerschaufel verdichtet und anschließend mit einer luftdichten Silagefolie abgedeckt (Abb. 4.9).



Abbildung 4.9: linkes Foto: verdichten der Fermentationsmiete; rechtes Foto: Fertige Versuchsmieten (weiß abgedeckt: Fermentationsmieten, grün abgedeckt: Kompostmieten)

Nach vier Wochen wurde der Fermentationsprozess beendet und das Material gleich dem kompostierten Material zu Haufen (Kegel) aufgeschüttet. Diese wurden bei Bedarf umgesetzt.

Der Temperaturverlauf in Abbildung 4.10 zeigt, dass bereits in der Sammlung eine Vorrotte mit Temperaturen bis zu fast $70 \text{ }^\circ\text{C}$ stattfand. Durch das Ansetzen der Mieten kommt es zu einem Abkühlen der Materialien. Am Tag 8 - 10 der Kompostierung fand ein starker Temperaturabfall statt. Dieser ist auf eine zu geringe Feuchte und auf ein zu spätes Umsetzen zurückzuführen. Nach Umsetzen und Wässern der Mieten steigen die Temperaturen wieder auf $60 \text{ }^\circ\text{C}$.

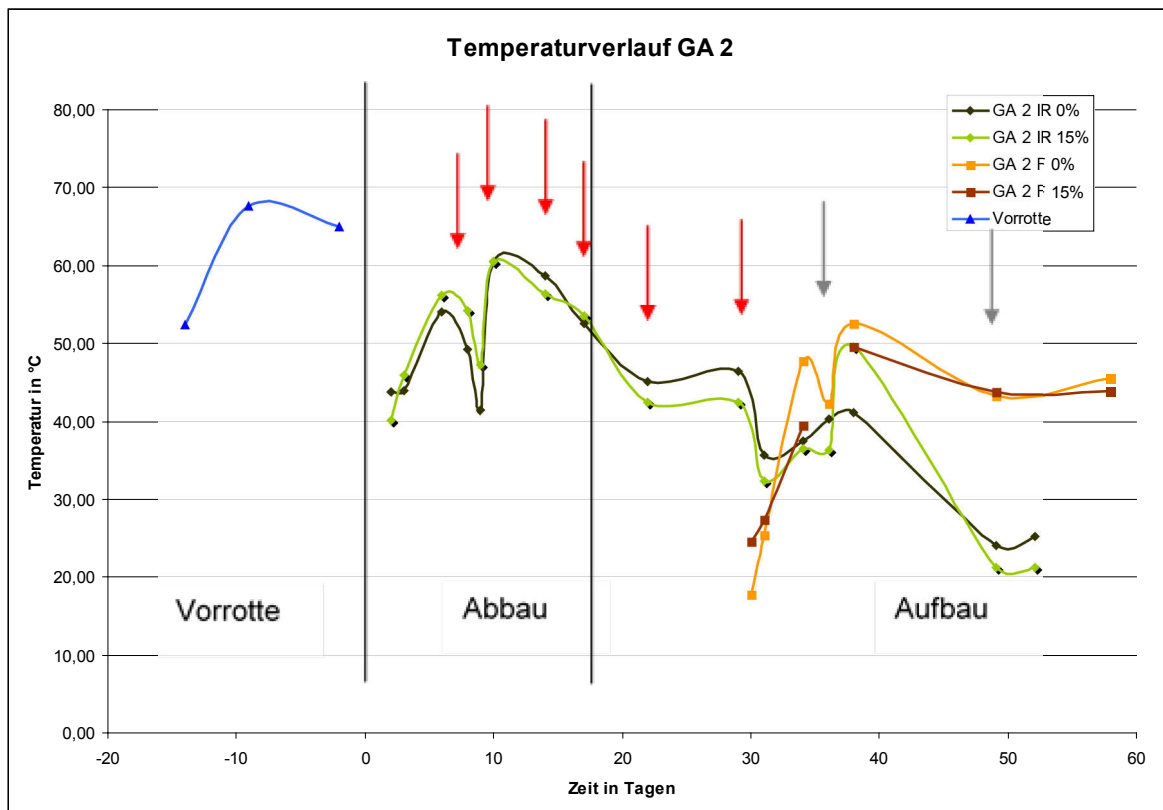


Abbildung 4.10: Temperaturverlauf in den Mieten des GA 2 und der Vorrotte, rote Pfeile: Umsetzen der Kompostmieten; graue Pfeile: Umsetzen der Fermentations- und Kompostmiete zu Kegeln (Ellfeldt, 2012)

Die Fermentationsmieten ohne Biokohle besaßen bei Öffnung eine Temperatur um 18 °C die mit Biokohle 24 °C. Nach Umsetzen der Fermentationsmieten erhöhte sich die Mietentemperatur auf bis zu 50 °C.

Die fermentierte Miete, die durch den Einsatz von EMA und unter Verdichtung, vor einem aeroben Abbau bewahrt wurde (Konservierung), unterlag nach beendeter Fermentation aeroben Abbauprozessen, die sich durch eine Temperaturerhöhung bemerkbar machen. Dies bestätigen Untersuchungen von Dunst (2011), wonach eine Bilanzierung von CO₂, CH₄ und Masseverlust in beiden Prozessen (Kompostierung/Fermentation) zu vergleichbaren Ergebnissen nach 12 Wochen führte.

Der Geruch der Kompostmiete mit Biokohle war relativ neutral und angenehmer als die Kompostmiete ohne Biokohle. Bei der Fermentationsmiete ohne Biokohle war bei Öffnung der Miete ein leichter Fäulnisgeruch wahrnehmbar. Dieser Geruch war in allen Tiefen der Miete anzutreffen. Die Variante mit Biokohle zeigte auch hier einen neutralen Geruch.

In den Fermentationsmieten wurde ein deutlicher Samenaufwurf beobachtet, was auf eine unzureichende Hygienisierung hindeutete.

Aufgrund der Ergebnisse aus Großansatz 1 und 2 (keine ausreichende Hygienisierung, verzögerter Prozessablauf) wurde entschieden, dass die Fermentation im Herstellungsprozess nicht weiter verfolgt wird. Die Fermentation wurde jedoch zur Konservierung von frischen, schnell mineralisierbaren Materialien wie Rasenschnitt weiterverfolgt.

4.3.2.2 Großansatz 3 bis 10

In den Großansätze 3 bis 10 wurde der Einfluss verschiedener Mischungen von Inputmaterialien (Rasenschnitt, Langgras, Grünschnitt) und von Biokohle auf den Kompostprozesse überprüft. Es wurde untersucht, ob die Kompostierung im BG mit unterschiedlichsten Ausgangsstoffen (Stickstoffreich, Kohlenstoffreich) zu einer Hygienisierung führt, d.h. die Rottetemperaturen die vorgeschriebenen Temperaturwerte erreicht und der Prozess als robust angesprochen werden kann. Im Großansatz 8 (GA8) wurde versucht, die Kompostqualität durch Zugabe von Gesteins- und Tonmehl zu verbessern, da sich durch Zumischung dieser Materialien Ton-Humus-Komplexe bilden können, die eine nachhaltige Einbindung von Nährstoffen gewährleisten und Lebensraum für Mikroorganismen bieten. Des Weiteren tragen diese Materialien zu einer besseren Krümelstruktur des Kompostes bei. Im Großansatz 10 (GA10) wurde versucht, den Stickstoffgehalt mit Hilfe verschiedener nährstoffreicher Inputmaterialien wie z.B. Urin und aktivierte Biokohle (vgl. Kap. 4.4) zu erhöhen.

4.3.2.3 Großansatz 11

Um die Wirkung von Schwefel zur Herstellung von sauren Komposten hinsichtlich der Herstellung eines Torfersatzsubstrates zu testen, wurde die Zugabe von Schwefelblüte zur Kompostierung erprobt.

Schwefel wird vor allem in Form von Schwefel Bentonit in der Landwirtschaft sowie zur Herstellung von Moorbeetersatzsubstraten eingesetzt. Erforderliche Mengen an Schwefel um einen pH-Wert von 4 zu erreichen, schwanken je nach Rohmaterial zwischen 4 und 15 kg Schwefel Bentonit /m³ Grüngutkompost (Dunst, 2014). Des Weiteren verbessert Bentonit den Nährstoffrückhalt bei der Kompostierung. Die Neutralisation bzw. Pufferung der Schwefelsäure im Boden geht einher mit einem fallenden Carbonatgehalt, sinkenden pH-Wert und erhöhtem Salzgehalt. Eine fungizide Wirkung wurde von Reimann und Deising (2000) beobachtet. In Kompostversuchen mit Schwefel wurden Schimmelpilze und Schadpilze unterdrückt.



Abbildung 4.11: Verteilen des Schwefelbentonits auf zwei der vier Kompostmieten

Während des Kompostierprozesses haben Temperaturmessungen eine Hemmung der mikrobiologischen Aktivität durch Schwefelzugabe aufgezeigt. Dies bestätigt Kompostversuche von Ioanna (2005).

Der pH-Wert von rund 4, welcher ein wichtiges Kriterium dieser Untersuchung war, konnte mit Hilfe der Ansäuerung sehr gut erreicht werden. Untersuchungen der gelagerten Komposte haben gezeigt, dass der pH-Wert stabil bleibt (Abb. 4.12).

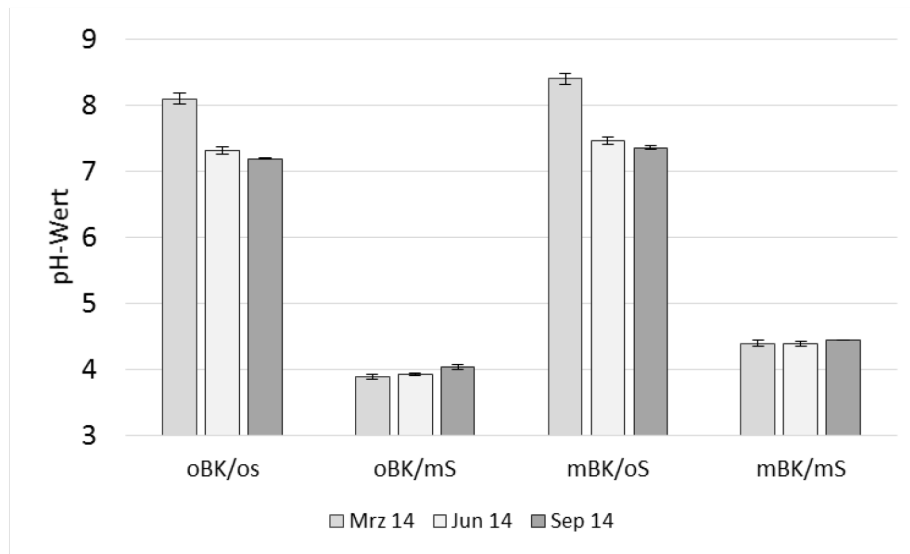


Abbildung 4.12: Entwicklung des pH-Wertes der angesäuerten Kompostmieten während der Lagerung; oBK: ohne Biokohle, mBK: mit Biokohle, oS: ohne Schwefel, mS: mit Schwefel, MW und Standardabweichung (n = 3)

Die Eignung des Moorbeetssubstrates wurde in Pflanzversuchen mit Rhododendron überprüft (vgl. Kap. 5.2).

4.3.2.4 Großansatz 12

Zur Bilanzierung der Treibhausgas(THG)-Emissionen bei der Kompostierung wurde ein weiterer Großansatz (GA12) im August 2014 durchgeführt. Dabei wurde der Einfluss von Biokohle auf die THG-Emission bei der Grüngutkompostierung im BG gemessen.

Die Kompostierung des Grünschnitts erfolgte wie in Kap. 3.2 beschrieben. Insgesamt wurden vier Mieten aufgesetzt (Doppelbestimmung). Der Biokohleanteil in den Mieten betrug ca. 12 %.

Nach beendeter Intensivrotte wurden auf zwei der vier Mieten jeweils 200 l Urin appliziert. Ziel dabei war es, die mögliche Aufdüngung von Kompost mit Stickstoff und deren NH₃-Emissionen zu untersuchen (vgl. Kap. 4.4.1).

4.3.3 Einfluss von Biokohle bei der Kompostierung

In Abbildung 4.13 ist der Temperaturverlauf der Großansätze 8 und 10 aufgezeigt. Die Temperatur wurde in den Mieten an 6 verschiedenen Messpunkten bestimmt. Die Miete mit Biokohle erreicht tendenziell höhere Temperaturen während des Kompostierungsprozesses, was sich positiv auf die Hygienisierung des Kompostes auswirkt. Untersuchungen am Ithaka-Institute in Valais, Schweiz, wiesen ähnliche Ergebnisse für die Temperaturentwicklung in Kompostversuchen mit Biokohle im Vergleich zu Mieten ohne Biokohle auf (Kammann et al., 2015).

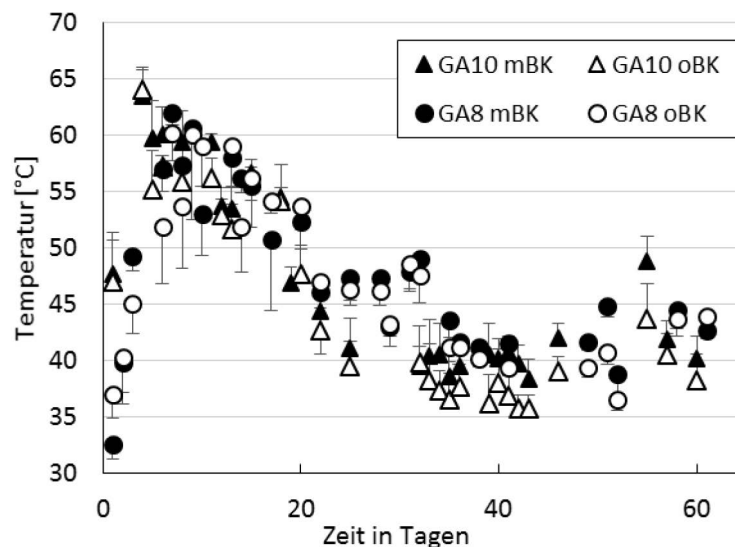


Abbildung 4.13: Temperaturverlauf in den Mieten des GA 8 und GA 10

Für den Wasserhaushalt wirkte die Zugabe von Biokohle ausgleichend. Frei werdendes überschüssiges Wasser aus der Zersetzung der Biomasse wurde von der Biokohle aufgenommen und damit einer Vernässung der Miete entgegengewirkt (vgl. auch Steiner et al., 2011). Bereits optisch und sensorisch war eine wesentliche Verbesserung der Struktur (krümeliger) wahrnehmbar.

Ebenfalls positiv wird die Feuchtrhodichte durch die Zugabe von Biokohle beeinflusst, d.h. Biokohle verringert durch die eigene geringe Dichte die Feuchtrhodichte des Kompostes. Reinhold (2013) konnte in einer breit angelegten Untersuchung zur Optimierung der offenen Mietenkompostierung nachweisen, dass die Feuchtrhodichte maßgeblich die Emissionen an Klimagasen und Gerüchen beeinflusst. Je geringer die Feuchtrhodichte umso geringer die THG Emissionen. Die Zugabe von Biokohle kann demnach zu einer Minderung unerwünschter Treibhausgasemissionen wie Methan und Lachgas führen. Das zeigt auch der Geruch der Kompostmieten mit Biokohle, der im Gegensatz zu den Mieten ohne Biokohle relativ neutral ist sowie durchgeführte THG-Messungen (vgl. Kap. 5.2). Weitere Effekte auf die Stickstoffverfügbarkeit und den Stickstoffumsatz werden in Kap. 5.1 diskutiert.

Unterschiede im Verlauf der Kompostierung zwischen der Miete mit Biokohle und der Miete ohne Biokohle sind vor allem bei der Entwicklung des organischen Kohlenstoffs zu erkennen. Hier wirkt die Biokohle stabilisierend auf den Kohlenstoffhaushalt der Mieten. In den Mieten ohne Biokohle wurde im Kompostierungsverlauf durchschnittlich 55 % des anfänglichen organischen Kohlenstoffs aus dem Grünschnitt abgebaut, mit Biokohle nur 36 % (Abb. 4.14). Dies bestätigen Untersuchungen von Dias et al. (2010), Jindo et al. (2012) und Fischer & Glaser (2012), die eine Reduktion der C-Verluste nachweisen konnten. Biokohle unterstützte in diesen Untersuchungen die Entstehung stabiler Humate/Huminsäuren während der Kompostierung.

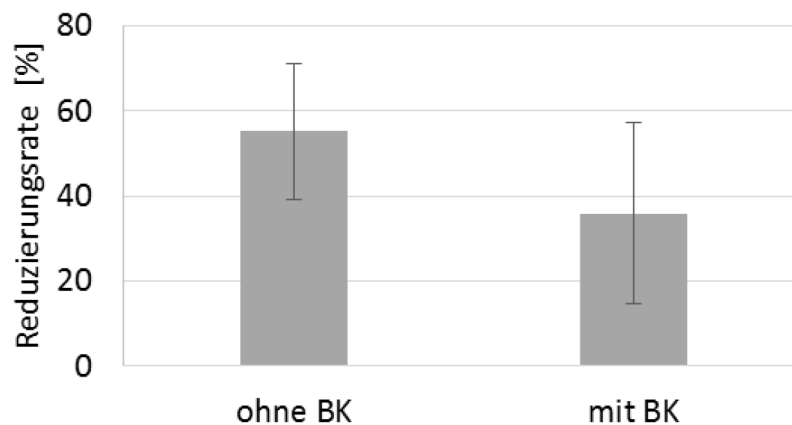


Abbildung 4.14: Abbaurate des organischen Kohlenstoffes in den durchgeführten Kompostversuchen (Mittelwert und Standardabweichung von vier Großversuchen). Der Abbau bezieht sich auf den organischen Kohlenstoff des kompostierten Grünschnitts. Der Kohlenstoffanteil aus der Biokohle wurde bei der Berechnung berücksichtigt und herausgerechnet.

Um den Einfluss der Biokohle auf die Mineralisierungsleistung (mikrobiologische Aktivität) während der Kompostierung und der Lagerung zu bestimmen, wurden zu bestimmten Zeitabständen Proben aus einer laufenden Kompostierung (Großansatz 2) entnommen. Diese wurden auf ihre Basalatmung hin untersucht. Die gewonnenen Ergebnisse sind in Abbildung 4.15 dargestellt. Die Basalatmung zeigt die konstante Masse des freigesetzten CO₂ je Masseneinheit Boden je Zeiteinheit ohne Substratzugabe an (DIN ISO 17155:2003-06) und erlaubt eine Aussage über den Kohlenstoffumsatz in dem eingesetzten Kompost.

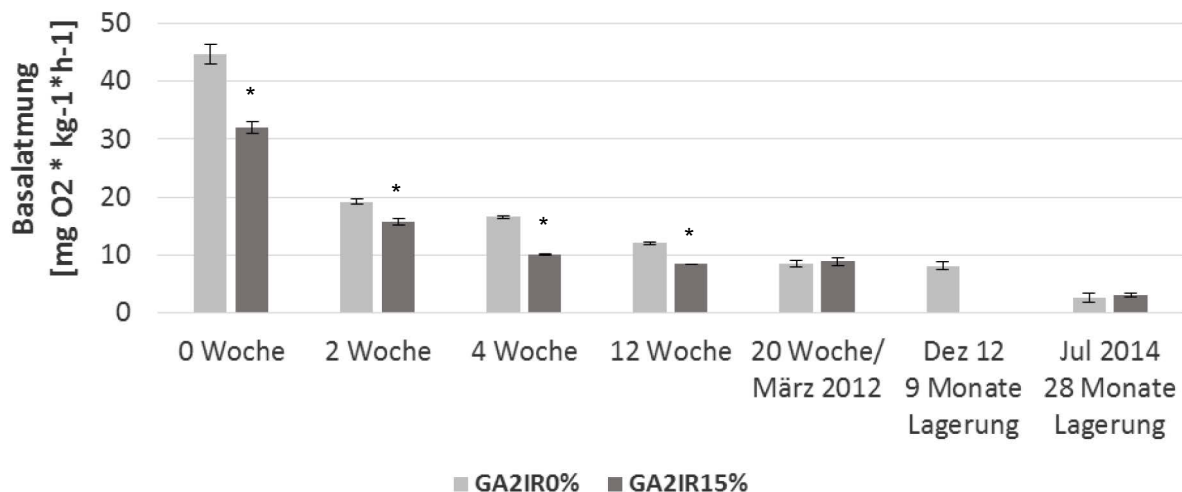


Abbildung 4.15: Basalatmung nach DIN EN ISO 14240-1 (2010-12) des Komposts und Biokohlekomposts zu bestimmten Zeiten während der Kompostierung und Lagerung dargestellt als O₂-Verbrauch, Mittelwert und Standardabweichung (n = 4), *signifikanter Unterschied (p ≤ 0,05, T-Test).

Es wird deutlich, dass die Biokohlezugabe von 15 Vol.-% zu einer Verringerung des Kohlenstoffumsatzes in den Kompostmieten führt. Dies bestätigt die ermittelten Reduzierungsraten aus der Bestimmung der organischen Kohlenstoffanteile. Spokas et al. (2009) haben in Laborversuchen ebenfalls eine Reduktion der mikrobiellen Aktivität in Böden mit Biokohlezusatz festgestellt. Ein Grund dafür könnte die von Glaser & Kammann (2013) aufgezeigte Fixierung von gelösten organischen Kohlenstoff an Biokohle sein. Der fixierte organische Kohlenstoff könnte mit diesem Mechanismus einem weiteren mikrobiellen Abbau entzogen werden.

Nach der Kompostierung kommt es zu einer Angleichung der Atmungsraten von Kompost und Biokohlekompost.

4.3.4 Vergleich von Komposten mit und ohne Biokohle

Die hergestellten Fertigkomposte wurden nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. untersucht und bewertet. Dabei wurde neben der Erhebung von physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parametern auch eine biologische Charakterisierung durchgeführt.

4.3.4.1 Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter

In Tabelle 4.7 sind die physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter der hergestellten Komposte aus vier Großversuchen zusammenfassend dargestellt. Der Einfluss der Biokohle zeigt sich tendenziell bei den Parametern pH, WHK_{max} , Rohdichte, Salzgehalt und organische Substanz bzw. Kohlenstoffgehalt.

Der pH-Wert, die WHK_{max} sowie der Kohlenstoff-, Nitrat- und Kaliumgehalt werden durch die Mitkompostierung von Biokohle tendenziell erhöht. Feuchtrohdichte und Salzgehalt werden tendenziell reduziert.

Die Nährstoffe (N, P, K) der Komposte mit und ohne Biokohle unterscheiden sich weder in den Gesamtgehalten noch in den verfügbaren Anteilen signifikant voneinander. Die hohen Standardabweichungen der Nährstoffe (N_{min}, P, K) sind auf die unterschiedlichen Zusammensetzungen der Ausgangsbiomasse zurückzuführen.

Tabelle 4.7: Vergleich der physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Parameter von fertigen Komposten mit und ohne Biokohle

Parameter	Methode	Kompost mit Biokohle (n=4)		Kompost ohne Biokohle (n=4)		Werte-bereich (BGK)*	Qualitätskriterien Substratkompost (BKG)**	
		MW	STABW	MW	STABW		Typ 1	Typ 2
pH	III C1 Methodenbuch BGK	7,75	0,18	7,62	0,28	6,9 – 8,3		
WHK _{max} %	II A2 Methodenbuch BGK	76,00	13,69	74,50	14,08			
Rohdichte g/L FS	II A4 Methodenbuch BGK	813,25	87,28	875,25	50,02	500 - 820		
Salzgehalt g/L FS	III C2 Methodenbuch BGK	1,76	0,53	1,81	0,26	1,9 – 8,0	max 2,5	max 5
OS %	III B1.1 Methodenbuch BGK	32,28	8,95	21,20	4,60	24 - 51		
C %	DIN ISO 10694, 1996-08	21,25	6,98	10,83	2,21	16 - 37		
N %	DIN ISO 13878, 1998-11	0,76	0,16	0,71	0,13	0,5 – 1,5		
P mg/kg	DIN ISO 11466 (Königswasser) anschl. DIN EN ISO 11885 (E22)	1381,75	128,46	1386,50	73,27			
K mg/kg	(ICP-OES)	7353,75	2043,78	6712,86	1180,25			
Nmin mg/L FS	VDLUFA Bd.1 A 6.1.4.1	372,73	221,12	337,77	188,71	0 - 740	< 300	< 600
P mg/L FS	VDLUFA Bd. I A 13.1.1 (CAT-Extr.)	324,28	300,82	364,48	322,17	176 - 704	< 520	< 1040
K mg/L FS		2231,68	853,27	2143,50	761,30	1245 - 4565	< 1660	< 3320
Mg mg/L FS		278,50	39,39	288,03	31,16			
Na mg/L FS		121,70	30,83	117,73	38,95		< 250	< 500

* Der Wertebereich ist abgeleitet aus Methodenhandbuch Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK)

** Die Qualitätskriterien gelten für Substratkompost zur anteiligen Zumischung.

4.3.4.2 Biologische Charakterisierung

Die hergestellten Komposte und Biokohlekomposte wurden nach standardisierten Methoden hinsichtlich verschiedener biologischer Parameter grundcharakterisiert (vgl. Kap. 7). Ziel war es, die Wirkung von Biokohle auf die Parameter Basalatmung, mikrobielle Biomasse, Nitrifikation und die Wirkung auf Kompostwürmer im Regenwurmfluchttest sowie auf die Keimung von Kresse und Chinakohl zu beurteilen.

In der folgenden Tabelle 4.8 sind die Ergebnisse der biologischen Verfahren der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte mit 10-15 % BK-Zugabe zusammengestellt.

Tabelle 4.8: Ergebnisse der biologischen Verfahren der untersuchten Komposte und Biokohlekomposte mit 10-15% BK-Zugabe

	Mikrobielle Biomasse	Potentielle Ammonium-oxidation	Regenwurmfluchttest	Kresse Phyto-toxische Gase	Kresse Pflanzen-verträglichkeit	Chinakohl Pflanzen-verträglichkeit
	[mg/100g TS]	[ng/g TS/min]	[Vergleich mit AS Anzahl]	[%]	[Wurzellänge in mm]	[%]
GA2F0%	95 ± 3	178 ± 6	6,8	115 ± 1	37 ± 7	130 ± 4
GA2F15%	71 ± 2	147 ± 13	6,8	111 ± 9	43 ± 4	90 ± 13
GA2IR0%	65 ± 1	120 ± 12	7,4	124 ± 16	37 ± 6	117 ± 20
GA2IR15%	69 ± 3	96 ± 6	6,9	117 ± 11	46 ± 6	86 ± 7
GA2F0%WV	80 ± 2	60 ± 5	1,6	123 ± 8	24 ± 3	100 ± 16
GA2F15%WV	72 ± 2	90 ± 2	2,4	117 ± 1	45 ± 1	104 ± 12
GA2IR0%WV	56 ± 1	62 ± 3	4,6	105 ± 0	33 ± 7	82 ± 13
GA2IR15%WV	54 ± 0	38 ± 2	7,2	112 ± 10	45 ± 5	110 ± 11
GA3IR0%	72 ± 3	74 ± 1	4,8	118 ± 1	33 ± 5	93 ± 17
GA3IR15%	80 ± 1	86 ± 3	5,2	127 ± 7	32 ± 6	102 ± 23
GA8IR0%	44 ± 3	41 ± 2	n.b.	120 ± 21	54 ± 7	74 ± 22
GA8IR15%	41 ± 4	50 ± 7	n.b.	102 ± 12	52 ± 12	83 ± 30
GA10IR0%	30 ± 12	39 ± 2	n.b.	95 ± 13	51 ± 10	137 ± 16
GA10IR15%	46 ± 3	30 ± 2	n.b.	90 ± 12	34 ± 15	127 ± 16
GA11IR0%	136 ± 7	144 ± 10	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
GA11IR15%	136 ± 3	131 ± 9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.

WV = Wurmvererdung, AS = Artificial Soil, n.b. nicht bestimmt

Für die mikrobielle Biomasse liegen die ermittelten Werte zwischen 30±12 mg/100 g TS für GA10IR15 und 136±7 mg/100 g TS und für GA11IR0%. Eine Untersuchung von verschiedenen Komposten durch Dreher & Hund-Rinke (2001) ergab Werte zwischen 15 mg/100 g – 71 mg/100 g (E2D – Grünschnittkompost + Quarzsand, Bodenaushub, E2C – Grünschnittkompost + Sand, E2B – Grünschnittkompost + Bodenaushub, E1C – Biomüll, Grünschnitt, Laub und Siebreste + Erde).

Die Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen liegt für die im Botanischen Garten hergestellten Komposte und Biokohlekomposte zwischen 30 ± 2 ng/g TS/min für GA10IR15% und 178 ± 6 ng/g TS/min für GA2F0%. Bei Dreher und Hund-Rinke (2001) wurden Werte

zwischen 4,3 und 24,6 ermittelt (E2D – Grünschnittkompost + Quarzsand, Bodenaushub, E2C – Grünschnittkompost + Sand, E2B – Grünschnittkompost + Bodenaushub, E1C – Biomüll, Grünschnitt, Laub und Siebreste + Erde). Somit liegen die im Botanischen Garten ermittelten Werte für die dort hergestellten Materialien deutlich über den aus der Literatur bekannten Daten. Daraus lässt sich schließen, dass noch Nahrungsquellen für die nitrifizierenden Mikroorganismen in Form von NH_4/NH_3 zur Verfügung standen.

Der Kressetest - phytotoxische Gase wurde nach den Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost Kapitel IV. A4 durchgeführt. Als Testkriterium gilt, dass die Prüfsubstrate mindestens 80 % der Biomasse (Frischgewicht ohne Wurzel) des Referenzsubstrates EE0 erzielen müssen. Die Komposte und Biokohlekomposte erreichen Werte zwischen $90\pm 12\%$ und $124\pm 16\%$. Im Mittel wird sogar ein Wert von 113 erreicht. Lediglich die Komposte des Großansatzes 10 liegen mit $95\pm 13\%$ und $90\pm 12\%$ an der Grenze. Die Ergebnisse zeigen, dass alle getesteten Substrate frei von phytotoxisch wirkenden Verbindungen (Gasen) sind.

Mit dem Chinakohltest, der nach der BGK Kapitel 4.A3 durchgeführt wurde, sollen schädliche Wirkungen der hergestellten Komposte auf Pflanzen erkannt und so vermieden werden. Um als Mischkomponente für die Herstellung von Erden und Substraten dienen zu können, müssen mindestens 90 % der Frischmasse der Kontrolle erreicht werden. Von den untersuchten Komposten und Biokohlekomposten liegen zehn über der 90 %-Grenze und vier (GA2IR15%, GA2IR0%WV, GA8IR0%, GA8IR15%) darunter. Die ermittelten Werte der Biokohlekomposte liegen zwischen 74 und 137 %.

Der Kressetest zur Pflanzenverträglichkeit von Bodenverbesserungsmitteln und Kultursubstraten bestimmt den Einfluss von Bodenverbesserungsmitteln und Kultursubstraten auf die Keimung und anschließende frühe Wurzelentwicklung der Kresse. Dabei wird die Entwicklung der Wurzeln in den Untersuchungssubstraten mit der im Vergleichssubstrat verglichen. Eine gehemmte Keimung und ein geringes Wurzelwachstum können auf phytotoxische Substanzen im Substrat hinweisen. Die mit diesem Test erzielten Wurzellängenwerte lagen für die untersuchten Komposte und Biokohlekomposte zwischen 24 mm und 54 mm. Ein Ringversuch, der im Rahmen des Normungsverfahrens für die DIN EN 16086-2 durchgeführt wurde ergab für zwei auf Torf basierende Kultursubstrate Mittelwerte von 45 und 39 mm und für zwei untersuchte Komposte 10 und 16 mm. Nicht in der Tabelle 4.8 aufgeführt ist die mittlere Keimrate des Kressetests auf Pflanzenverträglichkeit. Da dieser aber einen weiteren wichtigen Bewertungsparameter darstellt, werden an dieser Stelle die ermittelten Ergebnisse vorgestellt. Die Untersuchungen ergaben für die im Botanischen Garten Berlin produzierten Komposte/Biokohlekomposte Werte zwischen 58 % und 80 %. Als Mittelwerte wurde 72 % ermittelt. Im Ringversuch wurden für die Kultursubstrate Mittelwerte von 97 % und 94 % und für die Komposte Mittelwerte von 22 % und 28 % von den teilnehmenden Laboratorien ermittelt. Sowohl für die Wurzellänge, als auch für die mittlere Keimrate der Kresse wurden im Projekt höhere Werte erzielt als für die im Ringversuch untersuchten Komposte.

Die Zugabe von 10-15 Vol.-% Biokohle zur Kompostierung zeigte keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der mikrobiellen Parameter und dem Keimverhalten von Chinakohl und Kresse gegenüber den Komposten ohne Biokohle (Kontrolle) (Abb. 4.16).

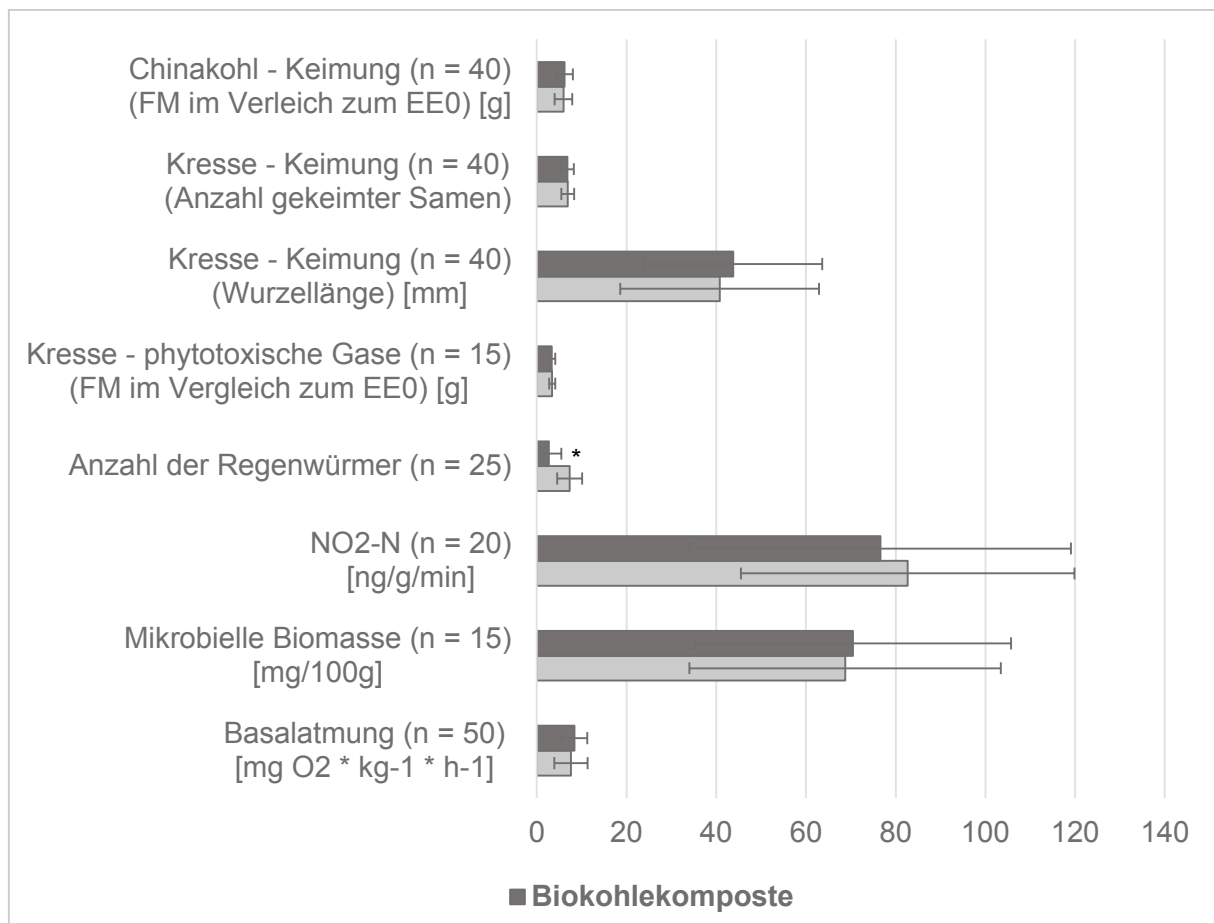


Abbildung 4.16: Wirkung von Biokohle auf die mikrobiologischen Parameter Basalatumung, mikrobielle Biomasse, Nitrifikation und die Wirkung auf Kompostwürmer im Regenwurmfluchttest sowie auf die Keimung von Kresse und Chinakohl in den hergestellten Komposten, * signifikanter Unterschied ($p \leq 0,05$, T-Test)

Lediglich beim Regenwurmfluchttest wurde ein signifikanter Unterschied zwischen Komposten ohne Biokohle- und mit Biokohlezugabe beobachtet. 64 % der Regenwürmer bevorzugten demnach die Komposte ohne Biokohle. Eine Einschränkung der Lebensraumfunktion ist nicht zu erwarten, da erst bei weniger als 20 % die Lebensraumfunktion als eingeschränkt gilt (DIN ISO 17512-1:2010-06). Für Kompostwürmer sind der Wassergehalt, der pH-Wert, der Salzgehalt, die organische Substanz und die Rohdichte entscheidende Parameter. Es konnte jedoch kein eindeutiger Einfluss nur eines dieser Parameter auf das Verhalten von *Eisenia fetida* nachgewiesen werden, so dass vermutlich eine Kombination aller veränderten Bodeneigenschaften zu o.g. Testergebnissen führte.

Zwischen den einzelnen Kompostansätzen bestanden große Abweichungen, welche die z. T. hohen Standardabweichungen in Abbildung 4.16 (z.B. C_{mik} und $\text{NO}_2\text{-N}$) erklären. Diese ergeben sich aus den verschiedenen Inputmaterialien die bei den einzelnen Großansätzen verwendet wurden. In der folgenden Abbildung 4.17 sind die Ergebnisse für die mikrobielle Biomasse exemplarisch dargestellt. Es zeigt sich, dass auch mit einem Vergleich jedes einzelnen Großansatzes bezüglich der Biokohlezugabe keine deutlichen Unterschiede nachzuweisen sind.

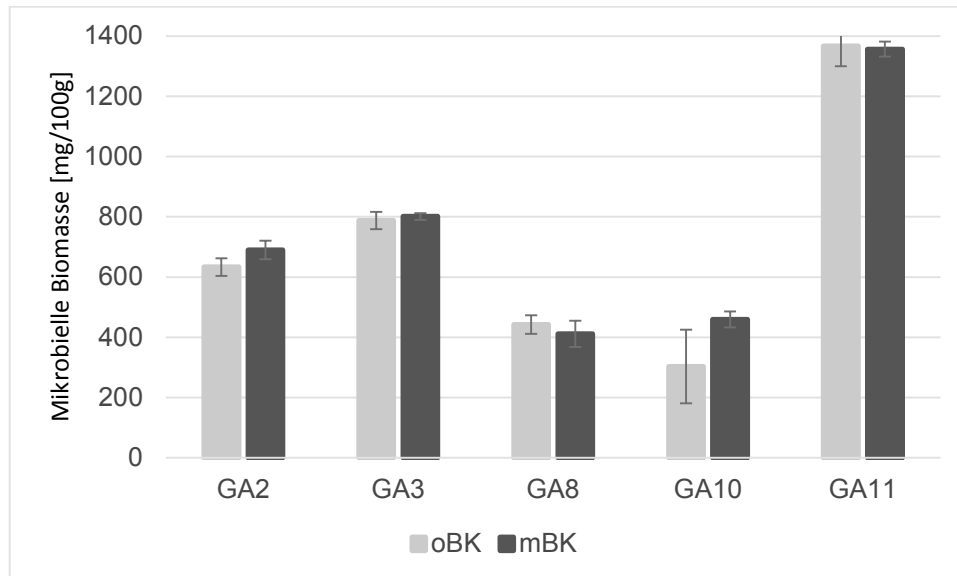


Abbildung 4.17: Vergleich der mikrobiellen Biomasse für Komposte und Biokohlekomposte

Die untersuchten biologischen Qualitätsparameter der im Botanischen Garten hergestellten Komposte und Biokohlekomposte lagen ausnahmslos im Normbereich, so dass ihre Eignung als Komponente zur Herstellung von gärtnerischen Substraten sowie als Bodenverbesserungsmittel an Hand der getesteten Parameter gegeben ist.

Die Biokohlekomposte zeigten insgesamt geringe, meist nicht signifikante, Unterschiede zu Komposten ohne Biokohlezugabe.

4.4 Verwertung von Urin und Fäkalien

Neben pflanzlichen Reststoffen, zählen Fäkalien und Urin zu wichtigen urbanen Ressourcen. Um Nährstoff- und Kohlenstoffverluste zu minimieren, gilt es, diese Stoffe nach entsprechender Aufbereitung in den Kreislauf zurückzuführen.

Durch die Separationsanlage im BG konnten Feststoffe erfolgreich aus dem Abwasserstrom herausgefiltert und zur weiteren Verarbeitung in 60 l Fässer gelagert werden. Urin wurde durch die nährstofferhaltende Urinsammlung bereitgestellt.

4.4.1 Harn als Stickstoffquelle

Harn zeichnet sich durch seine hohe hygienische Qualität aus. Das größte hygienische Risiko geht von fäkalen Verunreinigungen aus (Vinneras et al., 2010). Die Urinsammlung im BG gewährleistet durch die getrennte Sammlung die hygienische Qualität des Harns (vgl. Kap. 3.3).

Im BG wurde der gesammelte Urin bei der Kompostierung zur Stickstoffhöhung, in Düngeversuchen mit Ziertabak (*Nicotiana x sanderae*) sowie zur Aktivierung von Biokohle eingesetzt.

4.4.1.1 Kompostierung

Zur Erhöhung des Stickstoffanteils der Komposte wurde gesammelter Urin bei der Kompostierung eingesetzt. Die Applikation erfolgte, um Stickstoffverluste zu vermeiden, nach der Intensivrotte am 35. Tag nach Aufsetzen des Großansatzes GA12. Auf ca. 10m³ einer Biokohlekompostmiete und einer Miete ohne Biokohle wurden jeweils 200 Liter Urin appliziert (Abb. 4.18).

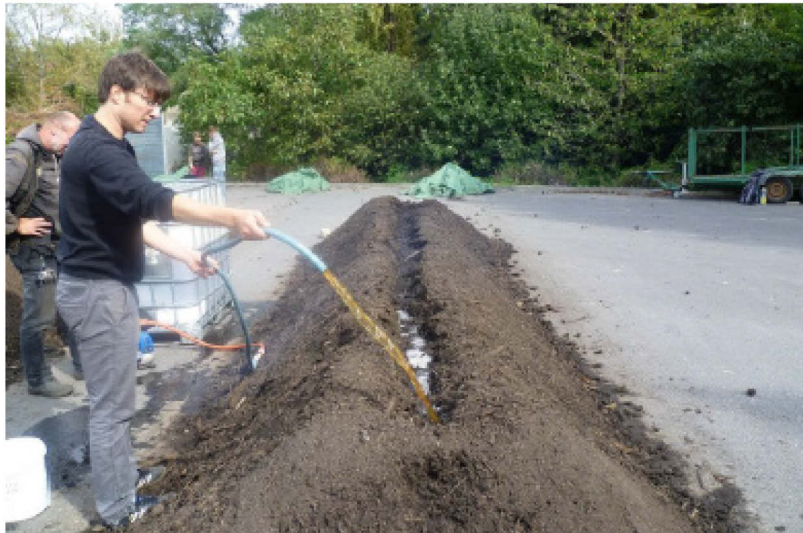


Abbildung 4.18: Applikation des gesammelten Urins auf eine vorbereitete Miete des Großansatzes GA12

Um eine gute Verteilung des Urins zu gewährleisten wurden die Mieten im Anschluss gewendet. Zwei weitere Mieten, die nicht mit Urin behandelt wurden, dienten als Vergleichsmieten.

Die Ergebnisse zur Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff (N_{\min}) belegen, dass der Einsatz von Urin eine Möglichkeit zur Aufdüngung von Komposten darstellt (Abb. 4.19 a). Die N_{\min} -Gehalte stiegen durch Zugabe von Urin um ca. 60 % im Kompost ohne Biokohle und ca. 30 % im Kompost mit Biokohle. Die Stickstoffgesamtgehalte verändern sich durch die Urinzugabe nur gering. In den Biokohlekomposten werden jedoch tendenziell höhere Stickstoffgehalte im Vergleich zu den Komposten ohne Biokohle detektiert (Abb. 4.19 b). Nach Yao et al. (2012) und Kammann et al. (2015) ist Biokohle in der Lage sowohl Ammonium als auch Nitrat zu adsorbieren. Taghizadeh-Toosi et al. (2012) berichten ebenfalls von einer Ammoniakfixierung an Biokohle. Dies könnte die mit Biokohle höheren Stickstoffgesamtgehalte und verringerte N_{\min} Verfügbarkeit erklären.

Nachteilig ist die Erhöhung des Salzgehaltes durch Zugabe von Urin. Besonders in den Biokohlekomposten führt die Zugabe von Urin zu einer 25 %igen Steigerung des Salzgehaltes infolge der durch Urin eingetragenen Salzfracht (Abb. 4.19 d).

Um den Stickstoffverlust in Form von Ammoniak zu beurteilen, wurden Emissionsmessungen wie unter Kap. 5.1 beschrieben durchgeführt. Bei der Applizierung von Urin besteht die Gefahr, dass Stickstoff in Form von Ammoniak (NH_3) emittiert. Hier zeigte sich die positive Wirkung der Biokohle auf die Entstehung von THG in den ersten Tagen nach Applikation (Abb. 4.19 c).

In den Kompostmieten mit Biokohle ist die Freisetzung von NH_3 um ein Vielfaches reduziert.

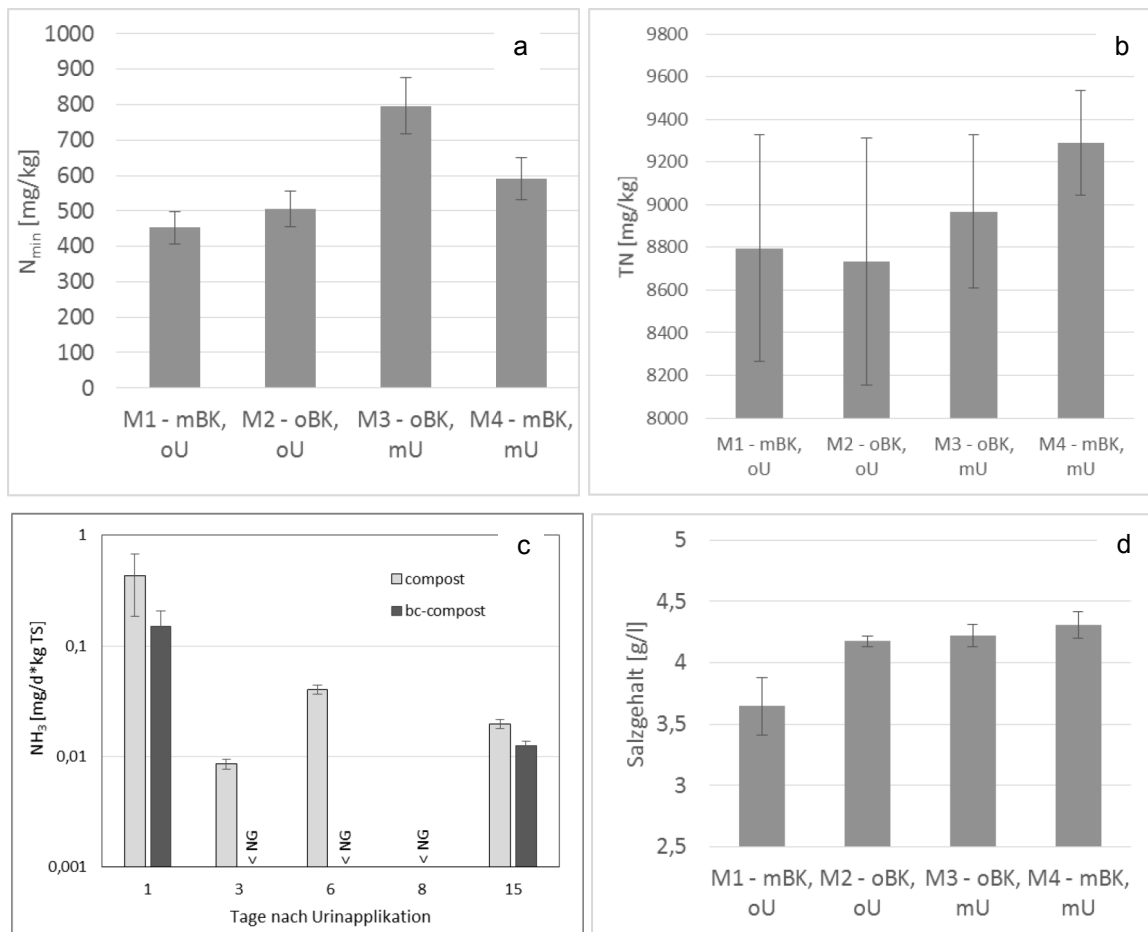


Abbildung 4.19: Einfluss einer Urinapplikation (20 l/m³) auf (a) N_{min}-Gehalte nach 365 Tagen Kompostierung bzw. Lagerung, (b) mittlerer Stickstoffgehalt über 365 Tagen, (c) NH₃-Emissionen innerhalb der ersten Tage nach Urinzugabe und (d) Salzgehalt nach 365 Tagen eines Biokohlekomposts und Komposts ohne Biokohle im Vergleich zu Kompost ohne Urinapplikation.

4.4.1.2 Biokohleaktivierung

Um die Möglichkeiten der Nährstoff-Aufladung von Biokohle mit Urin zu untersuchen, wurden im BG mehrere Versuche durchgeführt. In einem Laborversuch konnte gezeigt werden, dass die Nährstoffaufladung mit Urin zu einem erhöhten Gehalt an Stickstoff (72 %ige Zunahme) und Phosphor (188 %ige Zunahme) führt. Wird zusätzlich Schwefelsäure zugegeben, kann der Stickstoffgehalt im Vergleich zur unbehandelten Biokohle um mehr als das Doppelte gesteigert werden (Abb. 4.20 a), jedoch bei gleichzeitig verringerter Phosphoraufnahme.

Aus dem Urin können demnach 2,8 g TN/kg BK (unangesäuert) bzw. 6,3 g TN/kg BK (angesäuert) auf die Biokohle übergehen. In der Variante ohne Säurezugabe sind davon 714 mg/l Ammonium und 44 mg/l Nitrat (N_{min}) pflanzenverfügbar, 25 % des gesamten aufgeladenen Stickstoffs. In der angesäuerten Variante steht im Gegensatz dazu weniger pflanzenverfügbarer Stickstoff (630 mg/l N_{min}) zur Verfügung (Abb. 4.20 b). Etwa 90 % des gesamten aufgeladenen Stickstoffs ist in der angesäuerten Variante nicht durch CaCl_2

extrahierbar.

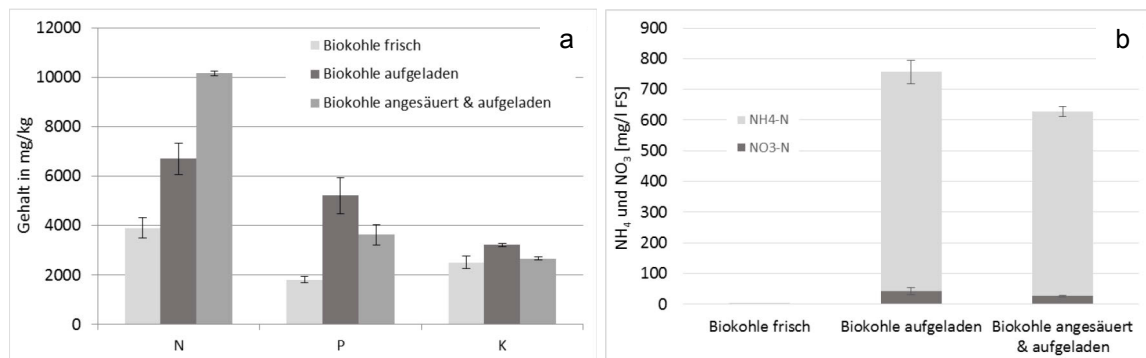


Abbildung 4.20: Biokohleaufladung mit Urin. (a) Zunahme von NPK und (b) Zunahme von NH₄ und NO₃ in mit Urin (Urin-Biokohle-Verhältnis 2:1, 300 ml Urin, 150 ml BK) und Säure (+ 46 ml einer 10%-ige Schwefelsäure) behandelte Biokohle im Vergleich zu frischer Biokohle.

Es ist wahrscheinlich, dass die unterschiedliche N-Verfügbarkeit durch die unterschiedlichen pH-Werte der mit und ohne Schwefelsäure behandelten Biokohlen verursacht wird. Die angesäuerte Variante liegt mit pH 7 im neutralen Bereich. Die unangesäuerte Variante lag mit pH 9 im basischen Bereich.

4.4.1.3 Düngung mit Urin

Die Anwendung von Harn als Dünger liefert vielversprechende Ergebnisse in Pflanzentests (Mnkeni et al., 2008; Boh et al., 2013) und ist eine Alternative zum Einsatz herkömmlicher Stickstoffdünger, da sie ein mit der Mineraldüngung meist gleichwertiges Ergebnis aufzeigt (Heinonen-Tanski et al., 2006; Pradhan et al., 2009).

Aus Kompost, Biokohle und Harn lassen sich unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Eigenschaften nährstoffreiche Substrate generieren, die eine gute Pflanzenverträglichkeit aufweisen.

Die Wirkung von Harn als Düngemittel wurde in einem Versuch mit Ziertabak (*Nicotiana x sanderae*) untersucht. Dabei wurde Harn in verschiedenen Konzentrationen zu Substratmischungen mit unterschiedlichen Biokohleanteile appliziert und zwei Wochen inkubiert. Die Harnapplikationen erhöhten dabei erwartungsgemäß den Salzgehalt der Testsubstrate. Die Salzfracht reduzierte sich jedoch bei einer Einmischung von 30-50 Vol.-% BK teilweise um bis zu 60 % (Abb. 4.21).

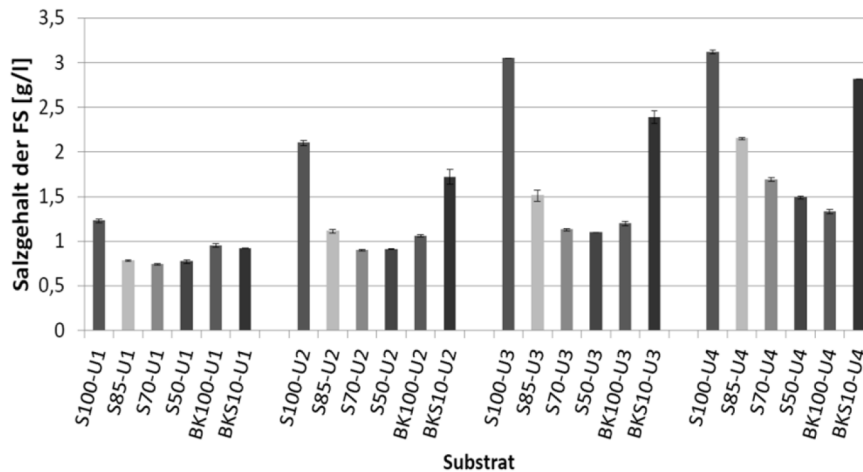


Abbildung 4.21: Einfluss von Biokohle auf den Salzgehalt in Pflanzsubstraten nach Urindüngung. S100: 0%BK, S50: 50% BK, BK100: 100%BK, BKS10: Biokohlekompost mit 10%BK, U1: kein Urin, U2: 30ml Urin/L Substrat, U3: 65ml Urin/L Substrat, U4: 100ml Urin/L Substrat (Tietjen, 2014)

Ebenfalls stiegen durch die Urinapplikation erwartungsgemäß die N_{\min} -Gehalte mit zunehmender Urinmenge. Die Zugabe von Biokohle (BK) führt hingegen zu einer Reduzierung des mineralischen Stickstoffs in den Testsubstraten (Abb. 4.22). Dies hat mehrere Ursachen. Bei Applikation des Urins kommt es durch die erhöhten pH-Werte bei Biokohlezugabe zu einer anfänglich spürbaren Ammoniakemission (Tietjen, 2014). Die Emission ist umso höher je mehr Urin appliziert wurde und je höher die BK Einmischung war. Die Inkubation führt zu einer zunehmenden Fixierung von Ammonium und Nitrat, wiederum abhängig von der Steigerung der Biokohleanteile im Substrat.

Während der Inkubation verringern sich die pH-Werte der Substrate durch eintretende Nitrifikationseffekte, so dass die Emission von Ammoniak zunehmend reduziert wird.

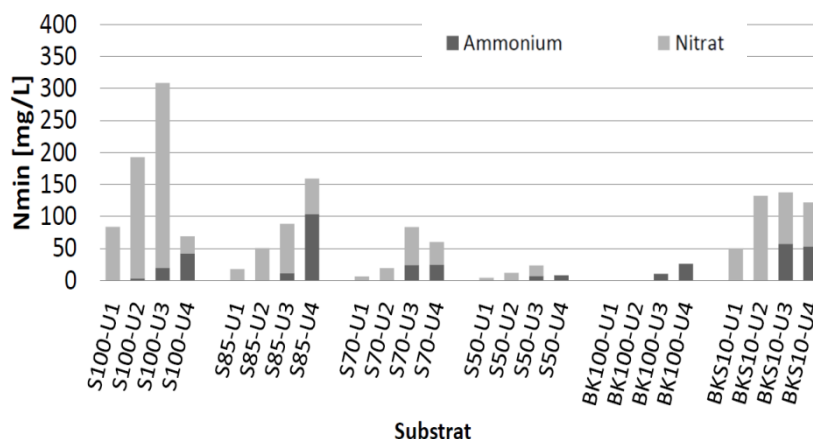


Abbildung 4.22: Einfluss von Biokohle auf den N_{\min} -Gehalt in Pflanzsubstraten nach Urindüngung. S100: 0% BK, S50: 50% BK, BK100: 100%BK, BKS10: Biokohlekompost mit 10%BK, U1: kein Urin, U2: 30ml Urin/L Substrat, U3: 65ml Urin/L Substrat, U4: 100ml Urin/L Substrat (Tietjen, 2014)

Bei Anwesenheit von Biokohle wurde der Salzstress verringert, was sich positiv auf das Pflanzenwachstum auswirkte (Abb. 4.23). Auf Substraten mit erhöhten Salzgehalt (3 mg/l FS) bildete die Testpflanze *Nicotiana x sanderae* die meisten Blüten bei einer 15 und 30 %igen BK Einmischung im Vergleich zu reinen Kompostsubstraten aus, was auf die Reduzierung des Salzgehaltes durch BK-Einmischung zurückzuführen ist.

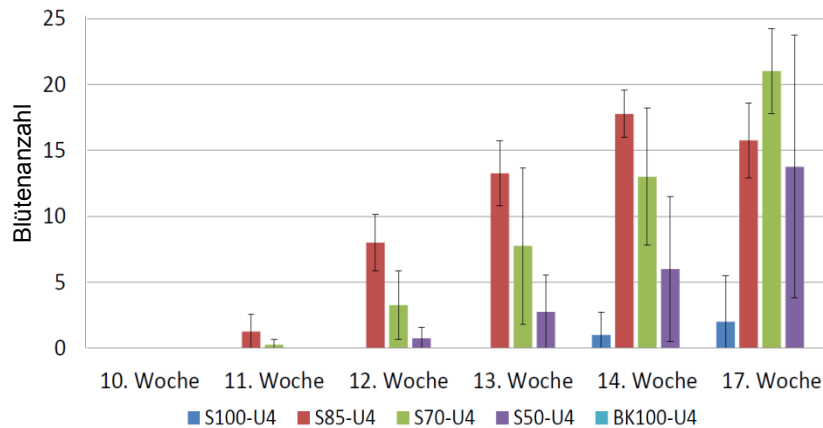


Abbildung 4.23: Einfluss von Biokohle auf die Blütenbildung von *Nicotiana x sanderae* bei erhöhten Salzgehalt (3 mg/l FS), U4 = 539 mg/l N_{min} (100ml Urin/L Substrat), S100: 0%BK ... S50: 50% BK, BK100: 100%BK (Tietjen, 2014)

Des Weiteren blühten die Pflanzen, die auf mit Biokohle und Harn applizierten Substraten wuchsen, länger und intensiver im Vergleich zur Kontrolle (Kompostsubstrat ohne Urindüngung) Tietjen (2014).

BK und Harn erzeugten in Kombination Synergieeffekte, die sich positiv auf die Kompostsubstrate auswirkten und eine geeignete Alternative zu Mineraldüngern darstellen.

4.4.2 Verwertung von Fäzes und Erzeugung von TerraPreta ähnlichen Biokohlesubstraten

Aus den gelagerten Fäzesmischungen aus Toilettenpapier, Fäkalien und Biokohle wurden in einem weiteren Schritt Biokohlesubstrate hergestellt und untersucht.

Bei den Untersuchungen spielte die Hygienisierung der Fäzesmischungen eine große Rolle. Der Nachweis einer Degradierung von Schadorganismen war erforderlich, um die hygienische Unbedenklichkeit sicherzustellen.

Dazu wurden zwei Hygienisierungsprozesse (Heißrotte und Milchsäure-Fermentation) mit anschließender Vermikompostierung (Wurmvererdung) vergleichend untersucht.

4.4.2.1 Hygienisierungsansätze

Ziel der Fermentation war es über die milchsäure Fermentationsflora eine Degradierung von pathogenen Keimen und somit eine Hygienisierung der Fäkalien zu erreichen.

Für die Fermentationsansätze (FA) wurden insgesamt drei unterschiedliche Varianten in 6x30 Liter-Fässern in Doppelbestimmung untersucht (Tab. 4.9).

Tabelle 4.9: Übersicht der Inputmaterialien für die Fermentationsansätze, EMA: Effektive Mikroorganismen

Fermentations- ansatz	Fäzes [l]	EMA [l]	Melasse [l]	Bentonit [kg]	Grün- schnitt [l]
FA 1	25	--	--	--	--
FA 2	25	3	0,3	1	--
FA 3	13	3	0,3	1	12

Als Vergleichsansatz wurde eine Heißrotte durchgeführt, um eine Hygienisierung des Materials über die thermophile Phase während des Kompostierprozesses zu erreichen. Hierfür wurden die homogenisierten Fäkalien (ca. 300 L) mit frischem Grün- und Rasenschnitt vermischt und zu einer kleinen Kompostmiete (1,5 m³) aufgehäuft.

Zur anschließenden Vererdung der Versuchsansätze wurde eine Wurmkompostierung mit *Eisenia foetida* durchgeführt. Dazu wurde das Material aus den Versuchsansätzen lagenweise im Wechsel mit Frischkompost in eine 50 l Boxen überführt. Es wurden jeweils ca. 600 Kompostwürmer (*Eisenia foetida*) eingesetzt. Die Boxen wurden im Keller bei ca. 23 °C gelagert und im Verlauf mehrmals befeuchtet, um ein Austrocknen der Materialien zu verhindern.

4.4.2.2 Ergebnisse und Bewertung

Zur Beurteilung des Hygienisierungsprozesses wurden folgende mikrobielle Parameter sowohl vor als auch nach der Hygienisierung und Vererdung untersucht: *Escherichia (E.) coli*, *Clostridium perfringens*, *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella senftenberg*, aerobe und anaerobe Gesamtkeimzahlen sowie coliforme Keime als auch Rotaviren und Parasiteneier.

Die coliformen Bakterien zeigten zu Beginn der Untersuchung eine geringe Keimzahl von 1×10^3 KbE/g bis 3×10^3 KbE/g in den Fermentationsansätzen FA 1 – FA 3, verursacht durch E.coli. In den Kompostansätzen war die coliforme Bakterienkeimzahl wesentlich höher. Nach acht Wochen Fermentation war eine Keimbelastung in den Fermentationsansätzen nicht mehr nachweisbar ($<10^3$ KbE/g). Im Kompostierungsansatz (KV) erfolgte durch die achtwöchige Kompostierung eine Reduzierung auf 1×10^5 bzw. 3×10^5 KbE/g. Im Verlauf des Vererdungsprozesses stieg die coliforme Bakterienkeimzahl in den Ansätzen FA 2 und FA 3 wieder leicht an. Die Wurmvererdung führt hingegen bei den Kompostierungsansätzen zu einer Reduzierung der coliformen Bakterien unter die Nachweisgrenze ($<10^3$ KbE/g) (Abb. 4.14). Enterokokken waren vor Beginn der Fermentation mit einer Keimzahl von bis zu 8×10^4 KbE/g (FA 3b) nachweisbar. Durch die Fermentation konnten die Enterokokken bis unter die Nachweisgrenze von $<10^3$ KbE/g reduziert werden. Nach der Wurmvererdung konnten in den Ansätzen FA 3 erneut Enterokokken mit 4×10^3 KbE/g nachgewiesen werden. Die Kompostansätze wurden nur vor und nach der Wurmvererdung untersucht. Vor der Wurmvererdung lag die Belastung $<10^3$ KbE/g. Nach der Wurmvererdung konnte eine geringe Keimzahl im Ansatz KVa detektiert werden (Abb. 4.24).

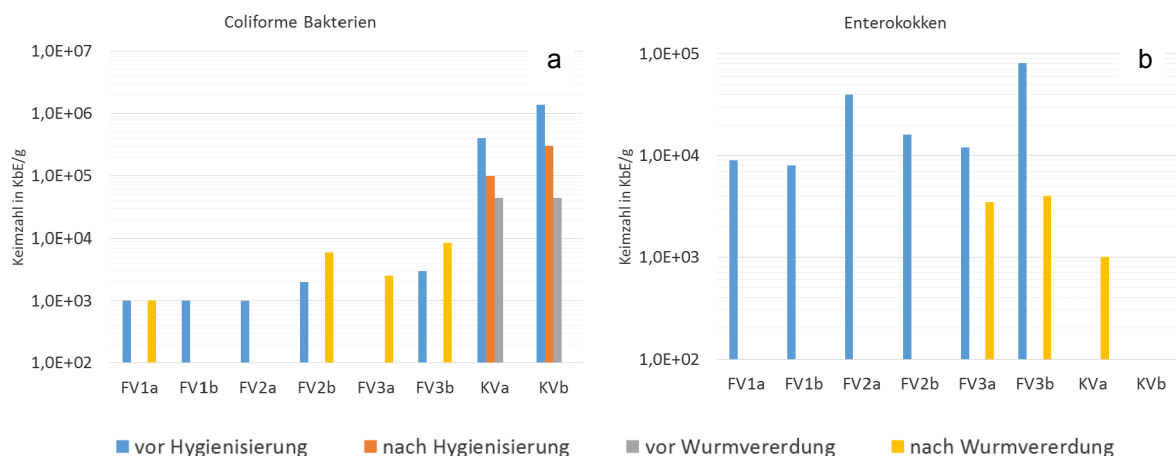


Abbildung 4.24: Zeitliche Entwicklung ausgewählter Keimbelastungen: (a) coliformen Bakterien, (b) Enterokokken

Clostridium perfringens zeigte zu Beginn der Untersuchung eine geringe Keimzahl bis 8×10^4 KbE/g. Im Verlauf des Vererdungsprozesses/Wurmkompostierung sank die Keimbelastung bei allen Ansätzen unter $<10^3$ KbE/g, was für antagonistische Mikroorganismen in diesem Substrat spricht. Kompostwürmer sind bekannt dafür, dass sie *Actinomyceten* und *Streptomycceten* in ihrer Darmmikrobiota beherbergen. Diese bilden antimikrobielle Substanzen, die *Clostridium perfringens* antagonisieren können (Scheinemann & Krüger, 2012; Matausji-Pisl et al., 2010).

In allen Proben war *Salmonella senftenberg* weder direkt noch indirekt nachweisbar. Auch *Staphylococcus aureus* war nicht nachweisbar bzw. lag unter der Nachweisgrenze von $<10^3$ KbE/g. Des Weiteren konnten auch keine pathogenen Viren und Spulwurmeier nachgewiesen werden.

Die erzielten Ergebnisse belegen den Nachweis einer maßgeblichen Hygienisierung von

Fäkalien durch Fermentation, Kompostierung und anschließender Vermikompostierung. Damit werden Untersuchungsergebnisse von Scheinemann & Krüger (2012) bestätigt, die durch milchsäure Fermentierung eine maßgebliche Hygienisierung von Klärschlamm aus Kleinkläranlagen nachweisen konnten. Der Fermentierungsprozess reduzierte anfängliche Keimzahlen erheblich. Der anaerobe Abbau von Fäkalien mittels Holzkohle, kohlenhydrathaltigen Materialien und Bentonit schafft ein Milieu, das pathogene Mikroorganismen unterdrückt und die natürlichen Antagonisten von Krankheitserregern im Wachstum begünstigt.

Die Vermikompostierung scheint ein essentieller Schritt für die Hygienisierung zu sein, der zusätzlich eine Sicherungsmaßnahme für eine erfolgreiche Hygienisierung darstellt. Die hergestellten Biokohlesubstrate durch Fermentation und Kompostierung mit anschließender Vermikompostierung können als hygienisch unbedenklich eingeschätzt werden.

In den Fermentationsansätzen ohne weitere Zusätze war die Keimzahlreduzierung am intensivsten. Menschliche Fäkalien enthalten eine ausreichende Anzahl an Enterokokken und Laktobazillen. Um eine unnötige Vernässung zu vermeiden, könnten auf zusätzliche Laktobazillensuspensionen (wie z.B. EMa) verzichtet werden.

4.4.2.3 Charakterisierung und Pflanzenwirkung der Fäkaliensubstrate

Die vererdeten Fäkalienkomposte besitzen im Vergleich zu Grünschnittkompost höhere Stickstoff- und Phosphorwerte, was dem höheren Nährstoffgehalt des Inputmaterials entspricht. Auch die höhere Salzfracht ist bedingt durch die hohe Salzkonzentration (NaCl) der Fäkalien. Die organische Substanz und der pH-Wert sind vergleichbar zu im BG hergestellten Grüngutkompost. Kalium hingegen ist geringer in den Fäkalienkomposten vertreten (Tab. 4.10).

Tabelle 4.10: Vergleich Biokohlesubstrate mit Substrat ohne Biokohle und Fäkalkompost

Parameter	Substrate mit Biokohle		Substrate ohne Biokohle		Fäkalienkompost mit Biokohle	
	MW	STABW	MW	STABW	MW	STABW
pH	7,75	0,18	7,62	0,28	7,54	0,25
Salzgehalt g/L FS	1,76	0,53	1,81	0,26	3,27	0,50
OS %	32,28	8,95	21,20	4,60	31,3	0,40
N %	0,76	0,16	0,71	0,13	0,88	0,02
P mg/kg	1381,8	128,5	1386,5	73,27	2197,5	152
K mg/kg	7353,8	2043,8	6712,9	1180,3	5825	798

Pflanzversuche mit verschiedenen Pflanzen wie Tabak, Zucchini, Gurken und Kürbis zeigten in Fäkaliensubstrat durchweg gesundes und überaus kräftiges Wachstum. Im Vergleich zum Kontrollsubstrat mit herkömmlichen Kompost machten die in Fäkalansätze getopften Pflanzen bereits visuell einen vitaleren Eindruck. Gerade bei anspruchsvollen, stark zehrenden Pflanzen ist der Einsatz von hygienisierten Fäkalkomposten vielversprechend.

5 Einfluss von Biokohle und Biokohlekompost auf ausgewählte Umwelt- und Substratparameter sowie pflanzenbauliche Wirkung

5.1 Umweltwirkungen der Biokohle und -komposte/-substrate

5.1.1 Freisetzungsverhalten

Biokohle kann aufgrund ihrer Vielzahl von positiven Eigenschaften (hohe Porosität, große Oberfläche, hohe Stabilität) zur Verbesserung der Kompost- und Bodenqualität und somit zur Steigerung der Ertragsfähigkeit beitragen, indem Biokohle u.a. den pH-Wert, die Wasserhaltekapazität, das Porenvolumen, die Nährstoffspeicherung sowie die Mikro- und Makrofauna optimieren kann (Lehmann et al. 2011; Kammann et al. 2012). Darüber hinaus zeigt die Co-Kompostierung von Biokohle deutlich positive Effekte auf den Kompostierungsprozess, wie z.B. die Regulierung des Wasserhaushaltes, die Verminderung der Geruchsbildung sowie die optische und sensorische Verbesserung der Struktur des Kompostes, was wiederum zu einer Optimierung der Nährstoffspeicherung führt (Schatten et al. 2015).

Trotz einer potenziell höheren Nährstoffspeicherung können aus den hergestellten Biokohlen und Biokohlekomposten sowie -substraten dennoch Nährstoffanteile mobilisiert und mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Diese Nährstoffanteile stehen der Pflanze nicht mehr zur Verfügung und können, ähnlich wie freigesetzte Schadstoffe, ein Gefährdungspotenzial für die Umwelt darstellen (z.B. Nitratproblematik und Grundwasser). Die Zielstellung von Leachingversuchen ist die Untersuchung des Freisetzungsverhaltens und die Beurteilung der o.g. Materialien hinsichtlich ihrer Umwelt- und Düngerwirkung. Zu dieser Thematik existieren nur sehr wenige Studien, und hier v.a. als Zugabe von Biokohle in Böden. Im Vergleich mit der vorhandenen Literatur stehen vor allen Dingen die Beladung der Biokohle mit Stickstoff (NH_4/NH_3 ; NO_3) im Vordergrund (Kammann, 2012). Dabei sind die Ergebnisse zur N-Auswaschung nicht eindeutig. Es werden zum einen signifikant reduzierte Auswaschungen beobachtet, wobei bei frisch produzierter Biokohle auch gegenteilige Effekte aufgezeigt wurden (Kammann, 2012). Die „Alterung“ der Biokohle hat scheinbar einen entscheidenden Einfluss auf den Status der Beladung der Biokohle mit Nährstoffen und somit auch auf den Stickstoffrückhalt. Reduzierte Auswaschungen von Nitrat, Ammonium und Phosphor werden auch von Yao et al. (2012) sowie von Major et al. (2009) für Calcium, Magnesium und Phosphor berichtet. Fundierte Untersuchungen zum Einfluss von Biokohle oder Co-kompostierter Biokohle auf das Freisetzungsverhalten von Makro- und Mikronährstoffen aus Komposten und Pflanzsubstraten wurden bisher kaum durchgeführt, und betrafen dann hauptsächlich nur den mineralischen Stickstoff.

Es besteht daher die dringende Notwendigkeit, für die Materialien Biokohle, Biokohle-kompost sowie Pflanzsubstrate das Elutionsverhalten zu untersuchen und die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen detailliert zu erheben, um somit einen Beitrag zu einer nachhaltigen Umwelt- und Düngewirkung zu leisten. Vor allem hinsichtlich der neuen Matrix Biokohle besteht ein erheblicher Bedarf an wissenschaftlichen Daten und Erkenntnissen bezüglich des Freisetzungsverhaltens von Nährstoffen aus frisch hergestellten sowie gealterten/gelagerten

Biokohlen und Biokohlekomposten.

Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen bestehen mit dem Schüttelverfahren nach DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01 bzw. Säulenperkolationsverfahren nach DIN 19528:2009-01 (dynamische Bestimmung der Freisetzung über die Zeit, gemessen als Wasser-/Feststoffverhältnis [W/F]) bereits standardisierte Methoden, welche jedoch hauptsächlich für die Matrices Böden, Komposte und RC-Baustoffe validiert sind.

Die Zielstellung lag in der Untersuchung des Einflusses von Biokohle auf das Elutionsverhalten sowie die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten und Pflanzsubstraten. Dabei soll für jede der o.g. Matrix das Elutionsverhalten sowohl ohne als auch mit der Applikation von Biokohle bestimmt werden und anschließend in eine Beurteilung der Umweltwirkung der Komposte/Substrate einfließen. Ein wichtiges Anliegen ist daher, eine Aussage darüber zu treffen, ob Biokohle zu einer Reduzierung der Nährstoffauswaschung führt und sich somit positiv auf die Umwelt auswirkt. Dabei werden variierende Zusammensetzungen der Komposte und Pflanzsubstrate mit verschiedenen Applikationsraten von Biokohle sowie die Alterungs- und Lagerungseffekte berücksichtigt.

5.1.1.1 Komposte mit und ohne Biokohle

Die in TerraBoGa hergestellten Komposte (mit und ohne Biokohle) wurden im Rahmen ihrer Grundcharakterisierung auch Elutionsversuchen unterzogen, wobei i.d.R. der Schütteltest (W/F 2:1) und nur bei ausgewählten Komposten zusätzlich ein ausführlicher Säulentest (bis W/F 5:1; teilweise auch bis W/F 20:1) durchgeführt wurde. Nach der Erhebung der Eluatparameter wurden die Nährstoffkonzentrationen im Eluat auf die Freisetzung in mg/kg Trockenmasse Kompost bezogen. Anschließend erfolgte daraus die Berechnung der prozentual freigesetzten Nährstoffgehalte vom jeweiligen Nährstoffgesamtgehalt. Somit war es möglich, die Kompostvarianten mit/ohne Biokohle miteinander zu vergleichen und den Einfluss der Biokohle auf den Nährstoffrückhalt zu ermitteln.

Stellvertretend für alle Nährstoffe soll an dieser Stelle das Hauptaugenmerk auf die ausgewählten Makronährstoffe Stickstoff (in Form von Nitrat), Phosphor und Kalium gelegt werden. In Abbildung 5.1 sind die freigesetzten Nährstoffanteile an N, P, K sowohl als Gehalte (mg/kg TS) als auch als prozentualer Anteil vom Gesamtgehalt von verschiedenen, im Rahmen von TerraBoGa, hergestellten Komposte mit/ohne Biokohle dargestellt. Aufgrund der methodischen Schwierigkeit, einen Nitratgesamtgehalt analog zu den Gesamtgehalten von Phosphor und Kalium von Biokohlekomposten zu bestimmen (vgl. Kammann et al., 2015), erfolgt in Abbildung 5.1 die Angabe der Nitratkonzentration im Eluat.

Für Nitrat zeigten die Biokohlekomposte mit Ausnahme von GA3 (Verwendung einer großen Menge wahrscheinlich überdüngten Rasenschnitts/Wiesenmahd) stets geringere Freisetzungen als die Komposte ohne Biokohle, und dort, wo es statistisch auswertbar war, auch signifikante Unterschiede. Auch bei Kalium und Phosphor führte die Co-kompostierte Biokohle zu einer (teilweise signifikanten) Reduzierung der Nährstofffreisetzung. Vor allem

zeigte sich bei Phosphor und Kalium der Effekt der Alterung der Biokohle am deutlichsten. Während beispielsweise die frisch hergestellten Komposte 2.000-3.500 mg/kg TS Kalium (entspricht bis zu 35 % des Gesamtgehaltes) freisetzen, reduzierte sich die Auswaschung von Kalium in den gelagerten (gealterten) Komposten auf maximal 1.000 mg/kg TS (\approx 15 % des Gesamtgehaltes). Ein in der Literatur beschriebener Effekt der Erhöhung der Nährstoffspeicherung durch Oxidation der Oberfläche und einhergehend damit die Erhöhung der Bindungskapazitäten an der Biokohle (Kammann, 2012; Lehmann, 2009) könnte hierfür als Begründung angeführt werden.

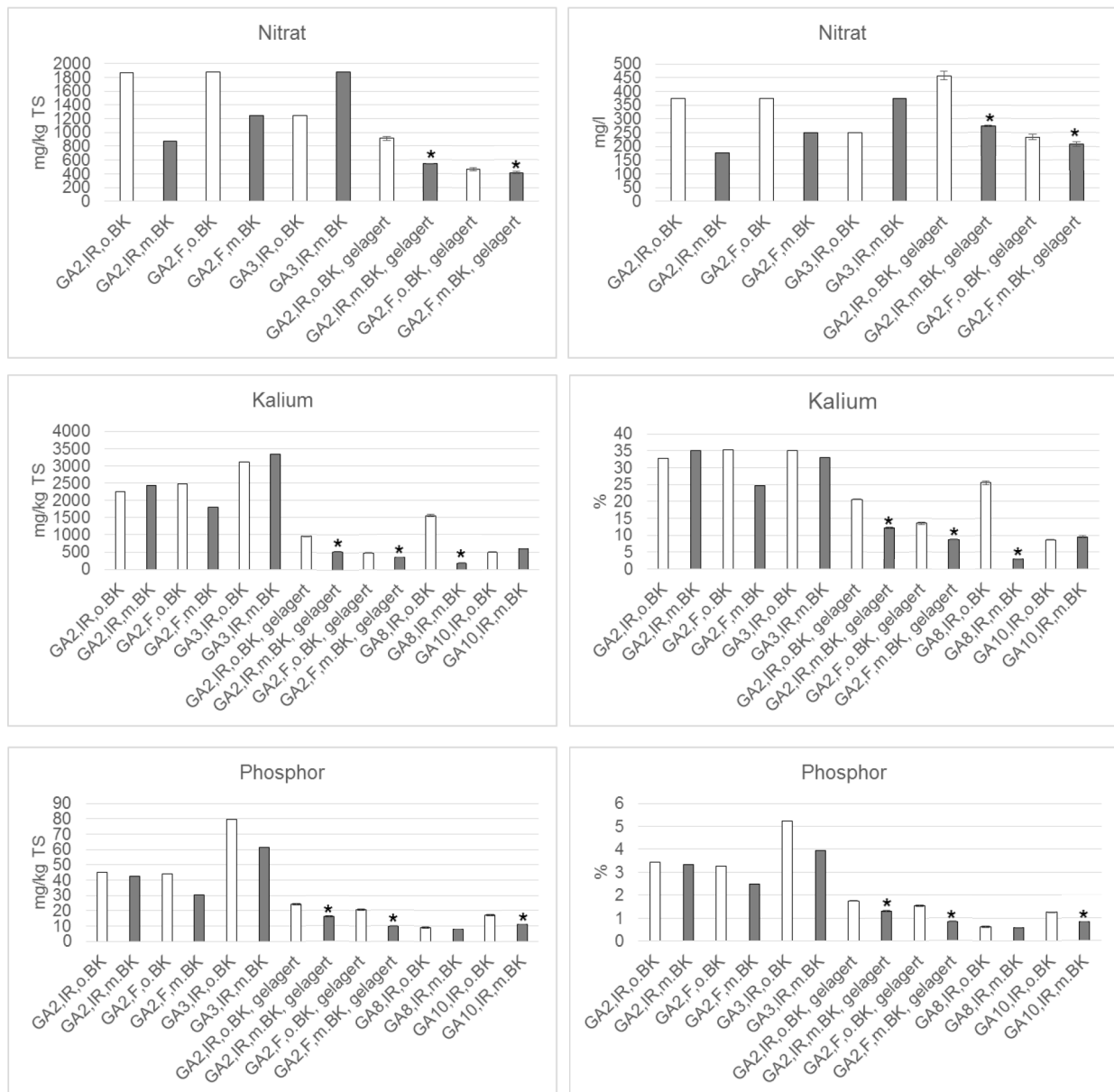


Abbildung 5.1: Nährstofffreisetzung aus Komposten mit/ohne Biokohle (dargestellt als Gehalt in mg/kg TS Kompost (links) sowie als prozentualer Anteil vom Gesamtgehalt (rechts); Nitrat als Eluatkonzentration (oben rechts); *=signifikante Unterschiede zwischen den jeweils zusammengehörenden Großansätzen (GA) mit/ohne Biokohle (t-test für unabhängige Stichproben; $p < 0,05$)

Mit der Durchführung von Säulenversuchen besteht die Möglichkeit, die Freisetzung von Stoffen über die Zeit zu ermitteln, indem zu bestimmten Zeitpunkten, gemessen als W/F-Verhältnis, Eluatproben genommen werden. Zum Vergleich, ein W/F-Verhältnis von 4:1 entspricht in diesen Versuchen einem Säulendurchfluss von umgerechnet annähernd einem 1-Jahresniederschlag von Berlin (591 l/m²). Die im Vergleich zum Schütteltest sehr aufwändige Elutionsmethode wurde daher nur mit ausgewählten (Biokohle-)Komposten durchgeführt. Die ersten Elutionen mit frisch hergestellten Biokohlekomposten zeigten zunächst lediglich einen tendenziellen Einfluss der Biokohle auf das Nährstofffreisetzungsverhalten. Die Anwendung von Biokohle führte zu einer reduzierten Auswaschung von Nitrat, Phosphor, Magnesium, Calcium und Schwefel und alle Makronährstoffe bis auf Phosphor zeigen auch in den ersten Eluatfraktionen erwartungsgemäß die höchsten Konzentrationen im Eluat, welche mit steigender Elutionsdauer rapide absanken und bei Kalium, Calcium und Magnesium ab der fünften Eluatfraktion in eine konstante Konzentration übergegangen sind. Für das leicht mobilisierbare Nitrat war der Austrag in der ersten Fraktion bei der Biokohlekompost-Variante deutlich geringer. Der weniger mobile Phosphor erreicht erst in der 3. Fraktion das Peakmaximum. Bei allen Nährstoffen zeigte die Biokohle jedoch noch keinen Einfluss auf eine zeitliche Verzögerung der Freisetzung, z.B. in Form einer Verschiebung des Peakmaximums der Freisetzung. Erst mit der Elution von gealterten/gelagerten, d.h. mindestens 1 Jahr alten, Biokohlekomposten wurde eine verzögerte Nährstofffreisetzung durch die Co-kompostierte Biokohle beobachtet. Die in Abbildung 5.2 dargestellten Eluatkonzentrationen von Nitrat, Phosphor und Kalium zeigten für die Varianten mit Biokohle flacher verlaufende Konzentrationskurven mit deutlich geringeren Anfangskonzentrationen (Nitrat, Kalium) sowie zeitlich verschobene Peakmaxima (Phosphor). Die Nährstofffreisetzung verlief somit deutlich ausgeglichener und könnte zu einer effizienteren und länger andauernden Nährstoffversorgung führen, was wiederum die Möglichkeit zur Einsparung/Reduzierung von Düngemittel zur Folge haben kann und somit eine positive Umweltwirkung nach sich zieht. Aufgrund der wenigen durchgeführten Studien hinsichtlich Säulenelution und Biokohlekomposten besteht vor allem hier noch weiterhin immenser Bedarf an Untersuchungen.

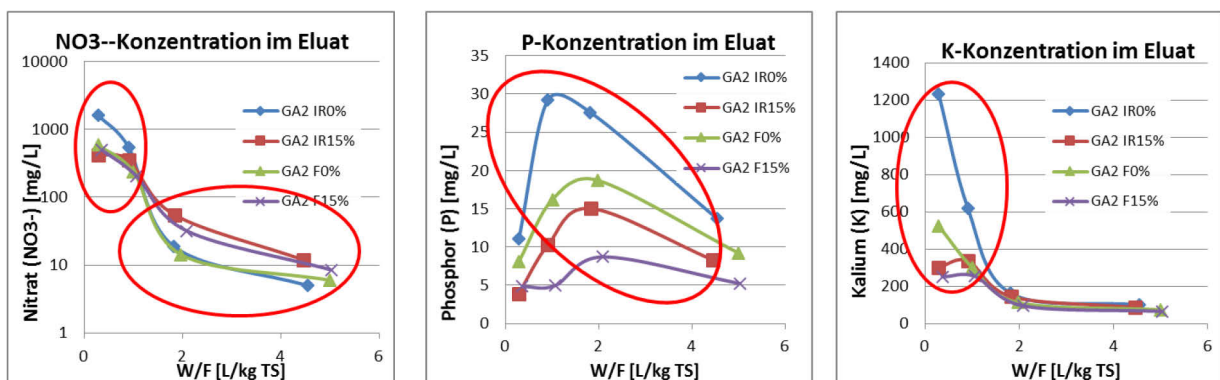


Abbildung 5.2: Eluatkonzentrationen von Nitrat, Phosphor und Kalium aus gealterten/gelagerten Komposten mit/ohne Biokohle (dargestellt in Abhängigkeit vom W/F-Verhältnis des Säulenversuches)

Proben- sowie methodenübergreifend (Schüttel- und Säulentest) betrachtet, führte die Co-

Kompostierung von Biokohle zu einer Reduzierung der Nährstofffreisetzung aus frisch hergestellten Komposten und somit zu einem Nährstoffrückhalt gegenüber Komposten ohne Biokohle von bis zu 10 % Nitrat, 25 % Phosphor, 30 % Kalium, 12 % Magnesium und 17 % Schwefel, bezogen auf den Gesamtgehalt der Makronährstoffe (Abb. 5.3). Lediglich bei einer Probe trat auch bei Kalium und Nitrat eine leicht erhöhte Freisetzung auf, was auf das jeweilige Inputmaterial (Rasenschnitt, vgl. Abb. 5.1) zurückzuführen ist, da die Biokohle selbst einen hohen Kaliumgehalt aufweist (vgl. Major, 2009; Lehmann et al., 2003). Der Einfluss der Alterung bzw. Lagerung der Biokohle in den Biokohlekomposten zeigte sich in Form eines signifikanten Anstieges des Nährstoffrückhaltes. Vor allem für Nitrat wurde eine Reduzierung der Auswaschung von bis zu annähernd 50 % (Phosphor: 45 %; Kalium: 41 %; Abb. 5.3) festgestellt, was auf eine Erhöhung der Sorptionseigenschaften der Biokohle hindeutet und somit für eine zeitlich verzögerte Wirkung der Biokohle im Kompost spricht. Die Freisetzungen der o.g. Makronährstoffe und auch die Freisetzungen der in dieser Synthese nicht betrachteten Mikronährstoffe (Mn, Cu, Mo, Zn) sind i.d.R. gut mit den wenigen Literaturangaben zu Kompost/Substraten vergleichbar (Boldrin et al., 2010). Sowohl für die Umwelt- als auch für die Düngewirkung ist der Einfluss der Biokohle auf den Nährstoffrückhalt als positiv zu bewerten. Insgesamt betrachtet, bietet die Anwendung von Biokohle mit der Möglichkeit des Nährstoffrückhaltes und der Reduzierung einer Auswaschung von Nährstoffen ein großes Umweltentlastungspotenzial, v.a. im Hinblick auf die Nitratbelastungen von Trinkwässern aus Düngemitteln.

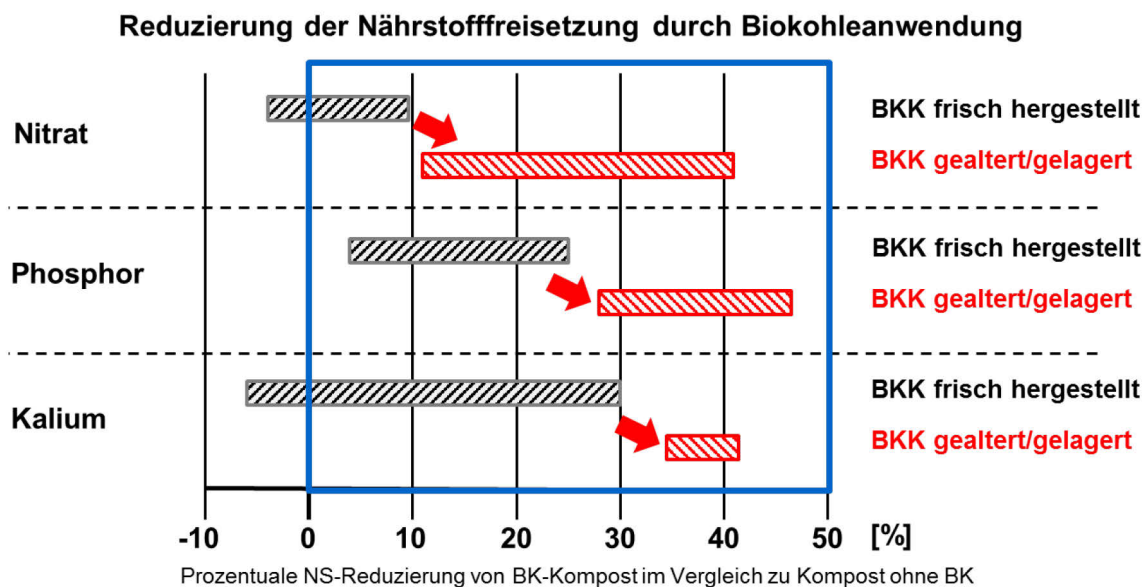


Abbildung 5.3: Reduzierung der Nährstofffreisetzung durch die Anwendung von Biokohle (dargestellt als prozentuale Nährstoffreduzierung von Biokohlekompost im Vergleich zu Kompost ohne Biokohle; Abweichung angegeben als proben- und methodenübergreifende Spannweite (n=7 jeweils mit/ohne Biokohle); Muster der Balken stellen frisch bzw. gealtert dar)

5.1.1.2 Pflanzsubstrate (Gefäßversuche mit GA2)

Wie in Kapitel 5.2.2 näher beschrieben, wurden mit dem Komposten der GA2-Serie (mit/ohne Biokohle) Pflanzsubstrate für verschiedene Pflanzen der Tropen, Subtropen und gemäßigten Breiten hergestellt und mit dem jeweiligen pflanzenspezifischen Kontrollsubstrat (bisheriges Pflanzsubstrat im BG) verglichen. Detailliertere Beschreibungen hinsichtlich Substratzusammensetzungen (Anteil an Kompost, Torf und mineralische Zuschlagstoffe sowie Düngung) sind dem Kapitel 5.2.2 zu entnehmen. Die hergestellten Pflanzsubstrate sowie die pflanzenspezifischen Kontrollsubstrate wurden jeweils zum Versuchsbeginn und zum Versuchsende (nach Bepflanzung) zur Bestimmung der Nährstofffreisetzung einem Schütteltest nach DIN 19527:2012-08 bzw. DIN 19529:2009-01 unterzogen.

Die Tabelle 5.1 gibt einen Überblick über die freigesetzten Nährstoffanteile von Kalium, Phosphor und Nitrat aus den Pflanzsubstraten jeweils zum Versuchsbeginn (VB) und -ende (VE) sowie den Einfluss der Biokohle in Form einer prozentualen Reduzierung bzw. auch teilweisen Erhöhung der Nährstofffreisetzung im Vergleich zum Substrat ohne Biokohle. Klimazonenübergreifend zeigten die Pflanzsubstrate mit Biokohle (IR15) sowohl zum Versuchsbeginn als auch -ende durchgängig eine Reduzierung der Kalium-Freisetzung von 4,7-33,0 % (VB) bzw. 1,6-66,1 % (VE). In der Regel wiesen die Kontrollen im Vergleich zu den hergestellten Pflanzsubstraten (mit/ohne BK) höhere Kalium-Freisetzungen auf, zudem wurde substratübergreifend zum Versuchsende erwartungsgemäß prozentual weniger vom Gesamtgehalt eluiert. Auch für Phosphor zeigt sich ein vergleichbares Freisetzungsverhalten. Es konnte mit der Anwendung von Biokohle weitestgehend eine Reduzierung der P-Auswaschung in Form von 18,1-41,2 % (VB) bzw. 21,1-64,8 % (VE) ermittelt werden, wengleich auch zwei Substrate (*Papaya* VB und *Aglaonema* VE; beide Vertreter der Tropen) erhöhte Freisetzungen (18,1 bzw. 15,0 %) zeigten, welche zumindest bei *Aglaonema* VE auf den ohnehin geringen eluierten Anteil vom Gesamtgehalt zurückzuführen sind (Tab. 5.1). Für die Pflanzsubstrate *Papaya* und *Coffea* der tropischen Klimazone konnten am Versuchsende deutlich niedrigere K- und P-Freisetzungen aus den Komposten in Vergleich zu den torfreicheren Kontrollsubstraten beobachtet werden, was auf eine stabilisierende Wirkung des verwendeten Kompostes und zusätzlich der Biokohle auf den Nährstoffrückhalt und somit -speicherung hindeutet. Für den Makronährstoff Nitrat zeigten die Ergebnisse unterschiedliche, und vor allem, pflanzensubstratspezifische Tendenzen hinsichtlich eines Einflusses von Biokohle auf die Freisetzung. Am Versuchsbeginn wurden substratübergreifend deutliche Reduzierungen der Nitrat-Auswaschung von 0,9 % bis max. 67 % ermittelt, wohingegen am Versuchsende neben wiederum deutlichen NO₃-Reduzierungen bis max. 33,5 % auch erhöhte NO₃-Auswaschungen 6,7-25,4 % bestimmt wurden. Eine Begründung könnte in der pflanzenspezifischen bzw. bedarfsgerechten und teilweise wiederholten Düngung mit Harnstoff und Hornspänen zu finden sein, denn bei den Substraten, welche eine erhöhte Nitrat-Auswaschung zeigten, differierten die eluierten Nitratgehalte der Substrate mit GA2 und der Kontrollsubstrate geringer. Die Kontrollsubstrate der Pflanzen *Papaya*, *Coffea*, *Populus* und *Paulownia* hingegen wiesen im Vergleich zu den Substraten mit GA2 stark erhöhte Nitrat-Auswaschungen auf, teilweise bis um das 10-fache (*Papaya*, *Paulownia*; Tab. 5.1). Hier konnte ein positiver Einfluss auf den Nährstoffrückhalt durch die Anwendung von im BG

hergestellten Kompost und Co-kompostierter Biokohle unter gleichzeitiger Torfreduzierung nachgewiesen werden.

Trotz des Verzichtes von Volldünger bei den Pflanzsubstraten mit GA2 konnten ausreichend Pflanzennährstoffe freigesetzt werden (vgl. Kap. 5.2.2), was wiederum die Bedeutung des Einsparpotenzials von Düngemitteln aufzeigt.

Tabelle 5.1: Einfluss der Biokohle auf das Nährstofffreisetzungverhalten von Pflanzsubstraten (Angegeben sind Mittelwerte; VB bzw. VE:Versuchsbeginn/-ende; IR0: Kompost ohne Biokohle; IR15: Kompost mit Biokohle)

Probenbezeichnung	Kalium VB		Phosphor VB		Nitrat VB		Kalium VE		Phosphor VE		Nitrat VE	
	% vom Gesamtgehalt ⁴	% Red. o./m. BK ⁵	% vom Gesamtgehalt ⁴	% Red. o./m. BK ⁵	mg/kg TS	% Red. o./m. BK ⁵	% vom Gesamtgehalt ⁴	% Red. o./m. BK ⁵	% vom Gesamtgehalt ⁴	% Red. o./m. BK ⁵	mg/kg TS	% Red. o./m. BK ⁵
Papaya ¹ , Kontrolle							5,63		9,96		4092,4	
Papaya,GA2,IR0	7,29		2,61		1092,1		0,86		2,76		615,0	
Papaya,GA2,IR15	4,89	33,0	3,08	-18,1	360,9	67,0	0,67	22,0	2,18	21,1	408,8	33,5
Coffea ¹ ,GA2,IR0	Coffea und Papaya haben das gleiche Pflanzsubstrat						0,37		1,60		2023,8	
Coffea GA2, IR15							0,21	44,1	0,75	52,9	1368,2	32,4
Aglaonema ¹ , Kontrolle	39,95		2,83		4522,8		0,49		0,61		432,8	
Aglaonema,GA2,IR0	33,78		3,31		4033,0		0,31		0,27		675,2	
Aglaonema,GA2,IR15	27,07	19,9	1,99	40,0	3998,0	0,9	0,27	11,3	0,31	-15,0	506,8	24,9
Digitalis ² ,Kontrolle	5,32		1,64		964,7		2,08		1,12		1353,1	
Digitalis,GA2,IR0	7,87		1,94		894,4		6,59		1,52		1144,6	
Digitalis,GA2,IR15	6,88	12,5	1,42	26,7	773,9	13,5	2,24	66,1	0,62	59,3	1395,4	-21,9
Ruschia ² ,Kontrolle	22,75		1,11		2435,8		19,85		1,18		963,4	
Ruschia,GA2,IR0	16,26		1,29		3209,8		13,68		1,28		1009,4	
Ruschia,GA2,IR15	14,32	11,9	0,76	41,2	2343,3	27,0	13,46	1,6	0,75	41,3	1077,0	-6,7
Weide ³ ,Kontrolle							6,94		2,45		50,2	
Weide,GA2,IR0	29,17		13,17		2389,6		2,38		1,56		49,9	
Weide,GA2,IR15	27,79	4,7	10,78	18,1	2140,8	10,4	1,55	34,9	1,19	23,9	62,6	-25,4
Pappel ³ ,Kontrolle	Pappel, Paulownia und Weide haben das gleiche Pflanzsubstrat						10,73		1,65		140,0	
Pappel,GA2,IR0							6,43		1,70		66,7	
Pappel,GA2,IR15							5,63	12,4	0,85	49,8	66,7	0,0
Paulownia ³ ,Kontrolle	Pappel, Paulownia und Weide haben das gleiche Pflanzsubstrat						6,49		2,12		1125,9	
Paulownia,GA2,IR0							2,90		1,97		124,1	
Paulownia,GA2,IR15							1,15	60,3	0,69	64,8	110,0	11,3

¹Tropen; ²Subtropen; ³Gemäßigte Breiten; ⁴prozentual freigesetzter Nährstoffgehalt vom Gesamtgehalt; ⁵prozentuale Reduzierung/Erhöhung der Nährstofffreisetzung im Vgl. Kompost mit und ohne Biokohle (positive Werte: Rückhalt/Reduzierung der Freisetzung; negative Werte: Erhöhung der Freisetzung)

5.1.2 Treibhausgas-Emissionen bei der Kompostierung

Durch den Abbau von Biomasse entstehen während der Kompostierung neben CO_2 weitere gasförmige Emissionen wie CH_4 , N_2O und NH_3 . Die NH_3 -Emissionen sind zu Beginn des Rotteprozesses aufgrund hoher Temperaturen am höchsten. Anschließend steigen, aufgrund der Zunahme anaerober Bereiche, die Emissionen von N_2O durch unvollständige Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse. Die Emission von N_2O ist dabei stark abhängig von der Temperatur, dem pH-Wert, dem C/N-Verhältnis und der mikrobiellen Aktivität (Amlinger et al., 2003). Ebenfalls wird unter anaeroben Bedingungen CH_4 erzeugt (Ermolaev et al., 2013).

Der Einfluss von Biokohle auf die THG-Bilanz der Kompostierung wurde in verschiedenen Studien als positiv bewertet (vgl. Kap. 1.4). Zum Beispiel beobachteten Wang et al. (2013) bei der Verwendung von Biokohle bei der Stallmistkompostierung 25 % weniger Lachgasemissionen im Vergleich zum Kontrollansatz.

Zur Bestimmung des Einflusses von Biokohle auf die Treibhausgasemissionen der Grünschnittkompostierung im BG wurden in Kooperation mit der TU Berlin, Institut für Technischen Umweltschutz, Fachgebiet Abfallwirtschaft, Messungen zu CO_2 -, CH_4 -, N_2O - und NH_3 -Emissionen im Sommer 2014 durchgeführt. Über einen Zeitraum von 49 Tagen wurde an 16 Messtagen auf insgesamt vier Mieten gemessen.

Zusätzlich wurde die Applikation von Urin und deren Einfluss auf THG-Emissionen bestimmt (vgl. Kap. 4.4.1.1). Dazu wurde nach der Intensivrotte (Tag 31) auf zwei der vier Mieten Urin (20 l/m^3) appliziert.

Für die Messungen wurde speziell eine Flusskammer konstruiert (Abb. 5.4). Die Flusskammer wurde zur Messung wie in Abbildung 5.4 auf die abgedeckte Miete aufgesetzt.

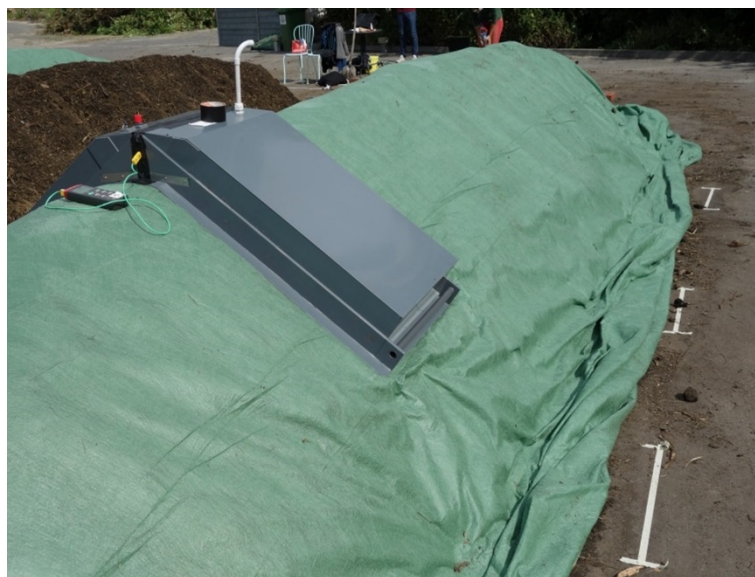


Abbildung 5.4: Flusskammer mit Thermologger auf abgedeckter Kompostmiete (Horneber, 2014)

Die Quantifizierung der klimarelevanten Gase CO₂, N₂O, NH₃ und CH₄ erfolgte mit dem Photoacoustic Gas Monitor INNOVA 1412i der Firma Luma Sense Technologies (photoakustischen Infrarotdetektion).

Die Ergebnisse der Gasmessungen zeigen, dass der Zusatz von Biokohle einen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen hat. Die Mieten mit Biokohle (M1 und M4) wiesen im Vergleich zu den Mieten ohne Biokohle (M2 und M3) zwischen 24 und 43 % geringere CH₄-, NH₃- und N₂O-Emissionen (als CO₂-äquiv) auf, was im Hinblick auf eine Senkung der Treibhausgasemissionen positiv bewertet werden kann (Tab. 5.2).

Tabelle 5.2: Gesamtemissionen bei der Kompostierung (Versuch GA 12); mBK: mit Biokohle, oBK: ohne Biokohle, mU: mit Urin

	N₂O	NH₃	CH₄	CO_{2eq}
	mg/kg TS			
M 1 mBK	12,80	12,30	149,1	7579
M 2 oBK	13,50	18,50	233,0	9903
M 3 oBK, mU	22,40	26,30	311,0	14529
M 4 mBK, mU	10,30	19,80	204,5	8241

Aufgrund von Unsicherheiten in der Methodik können die Ergebnisse jedoch nur als eine mögliche Tendenz gewertet werden. Für eine genaue Aussage über den Einfluss von Biokohle auf die THG-Emissionen müssen weitere Messungen durchgeführt werden.

Lagerungseffekte haben einen großen Einfluss auf die anfänglichen Emissionen zu Beginn der Kompostierung. So sind zum Beispiel erhöhte Methan-Emissionen auf eine unkontrollierte Rotte in der Lagerung zurückzuführen (Abb. 5.5). Durch eine zeitlich verkürzte Lagerung und somit eine Verkürzung der unkontrollierten Rotte könnten weitere Methanemissionen verhindert werden.

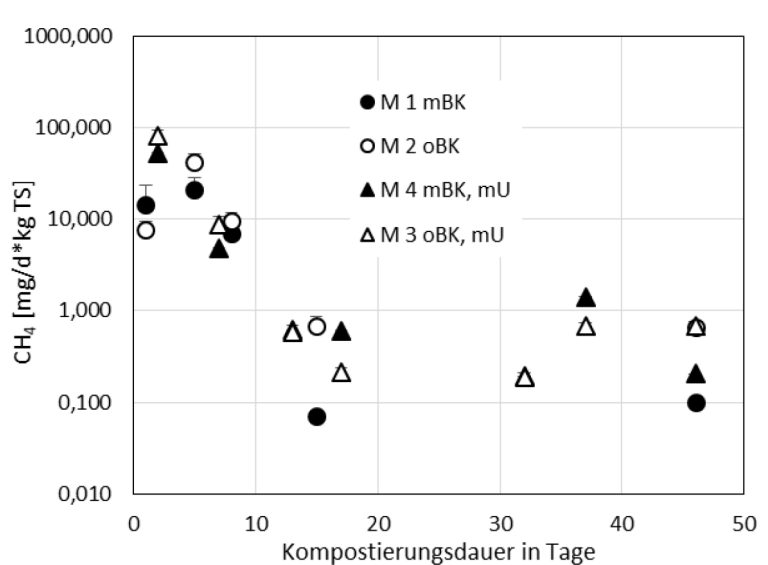


Abbildung 5.5: Verlauf der Methanemission während der Kompostierung von Grünschnitt mit (mBK) und ohne Biokohle (oBK) sowie mit Urin (mU)

Auch bei der Anwendung von Biokohle in Böden wurde eine Reduzierung der N_2O - und NO -Emissionen beobachtet. Durch die Applikation von Biokohle konnte nach einer Düngung mit Harnstoff und Nitratdünger im Vergleich zu einem Boden mit derselben Behandlung, aber ohne Biokohlezusatz 52-84 % weniger N_2O -Emissionen, und 47-67 % geringere NO -Emissionen gemessen werden (Nelissen et al., 2014).

5.1.3 Bodenbiologische Leistung

Zur Untersuchung der Wirkung der im Botanischen Garten hergestellten Komposte und insbesondere Biokohlekomposte auf die bodenbiologische Leistung eines Bodens wurden im Frühjahr 2012 Gefäßversuche angesetzt. Als Kontrollboden (KB) wurde ein sandiger Boden, wie er im Raum Berlin Brandenburg typisch ist, mit 25 Vol.-% Kompost mit und ohne Biokohlezusatz vermengt. Der verwendete Boden hatte einen pH-Wert im schwach basischen Bereich und einen geringen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt (Tab. 5.3)

Tabelle 5.3: Grundcharakterisierung des eingesetzter Kontrollbodens

Parameter	Methode	Kontrollboden
pH (CaCl ₂)	DIN 19684, Teil 1	7,8
Salzgehalt [g/l FS]	Methodenbuch BGK	0,2
Rohdichte [g/l FS]	Methodenbuch BGK	1424
C _{org} % [TS]	Glühverlust (550°C) * 0,58	0,4
C _t % [TS]	DIN ISO 10694 (CNS-Best.)	0,7
N _t % [TS]	DIN ISO 13878 (CNS-Best.)	0,01

Als Testkompost wurde der Großansatz GA 2 und GA 3 verwendet (vgl. Kap. 4.2.2). Die

Testansätze wurden in Mitscherlichgefäße gefüllt und in der ersten Vegetationsperiode jeweils mit der Maissorte Subito in Vierfachbestimmung getestet. Ab der zweiten Vegetationsperiode wurde Knaulgras gesät (Abb. 5.6).

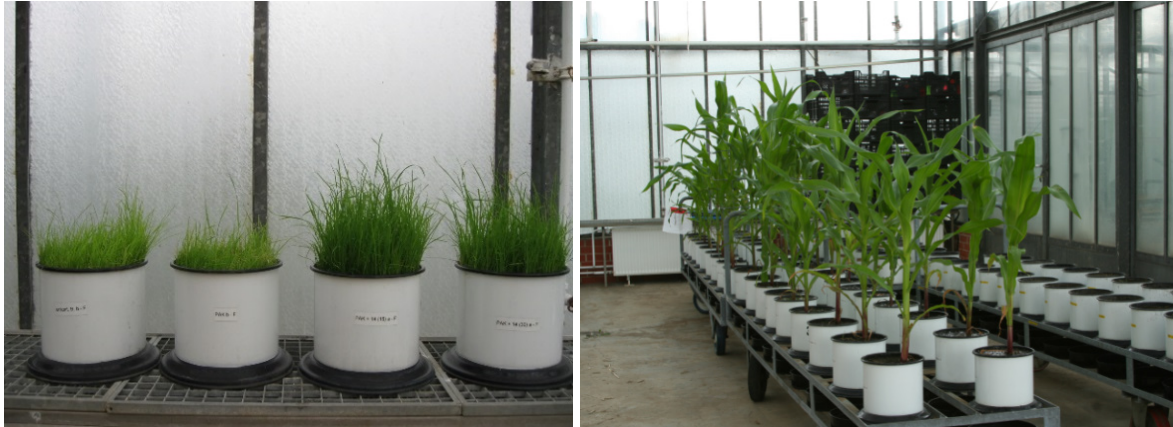


Abbildung 5.6: Gefäßversuche mit Knaulgras 2012-2014 (links) und Mais 2012 (rechts)

Für die bodenbiologischen Untersuchungen wurde jeweils am Anfang des Versuchs (Frühjahr 2012) und am Ende des Versuchs (Herbst 2014) eine Beprobung der einzelnen Mitscherlichgefäße durchgeführt. Dadurch konnte eine mögliche Veränderung der Wirkung der eingesetzten Materialien nach 3 Vegetationsperioden festgestellt werden.

Ziel war es die Wirkung von Biokohle auf die biologischen Parameter Basalatmung, mikrobielle Biomasse, Nitrifikation und die Wirkung auf Kompostwürmer sowie auf die Keimung von Kresse und Chinakohl zu beurteilen.

In den nachfolgenden Abbildungen 5.7 und 5.8 sind jeweils die Start- und Endwerte der mikrobiellen Biomasse und der potentiellen Nitrifizierung für die untersuchten Komposte dargestellt.

Der verwendete Kontrollboden zeigte mit 32 und 49 mg BM-C/kg TS eine sehr niedrige mikrobielle Aktivität. Die alleinige Zugabe von Biokohle zum Kontrollboden erhöhte die mikrobielle Biomasse zu Versuchsstart geringfügig um 17 mg BM-C/kg TS. Dieses Ergebnis wird durch zahlreiche andere Studien bestätigt, nach denen die Zugabe von Biokohle zum Boden die mikrobielle Häufigkeit erhöht (Liang et al., 2010; O'Neill et al., 2009; Jin, 2010; Zackrisson et al., 1996; Steiner et al., 2004 und 2009, Pietikäinen et al., 2000). Ein Grund dafür kann die Adsorption von org. Substanz, Nährstoffen und extrazellulären Enzymen an die Biokohle sein, die für Mikroorganismen Nahrungsquellen darstellen (Thies & Rillig, 2009). Ein weiterer Grund ist die bessere Durchlüftung des Bodens durch Erhöhung des Porenvolumens (Atkinson et al. 2010). Nach drei Vegetationsperioden zeigte sich allerdings kein Effekt mehr auf die Aktivität der Mikroorganismen (Abb. 5.7).

Die Zugabe von Kompost- und Biokohlekompost führte zu Versuchsbeginn, aufgrund leicht abbaubarer Kohlenstoffquellen, die als Nahrungsquelle für Mikroorganismen dient, zu einer starken Erhöhung der mikrobiellen Biomasse. Dieses wurde ebenfalls durch Flaig & Mokry

(2014) bestätigt, die eine Erhöhung der mikrobiellen Biomasse von 10-20 % durch eine einmalige Gabe von Biokohle (20 t TM/ha) und Kompost (40 t FM/ha) nachweisen konnten.

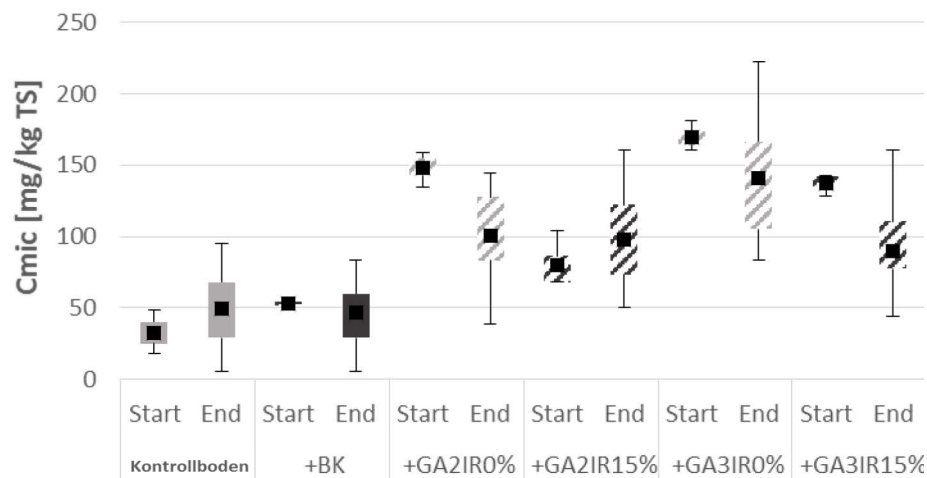


Abbildung 5.7: Mikrobielle Biomasse des Kontrollbodens (hellgrau) und der Boden/Bio- kohle- (dunkelgrau), Boden/Kompost- (hellgrau-gestreift) und Boden/Biokohle-Kompostmischungen (dunkelgrau-gestreift)

Für die getesteten Komposte ohne Biokohle fällt die mikrobielle Aktivität am Versuchsende deutlich geringer aus, als am Versuchsstart, bedingt durch den Abbau der organischen Substanz in den Kompostvarianten. Bei den Biokohlekomposten zeigt eine von zwei Varianten hingegen eine Zunahme der mikrobiellen Aktivität am Versuchsende.

Durch Jones et al. (2012) wurde in einem dreijährigen Feldversuch gezeigt, dass die Applikation von Biokohle (25 und 50 t/ha) die Bodenatmung, die Wachstumsrate von Mikroorganismen und den mikrobiellen Umsatz ansteigen lässt, nach drei Jahren war dieser Effekt nicht mehr nachweisbar oder abgeschwächt. Dieses Ergebnis wurde hinsichtlich der Biomassegehalte auch durch Flaig & Mokry (2014) bestätigt. Für den hier vorgestellten Versuch wurde ein positiveres Ergebnis erzielt, denn die mikrobielle Biomasse befand sich nach drei Jahren auf einem deutlich niedrigeren Niveau, allerdings war immer noch eine Steigerung von 50 mg BM-C/kg TS in der unbehandelten Variante auf 80 -140 mg BM-C/kg TS durch Kompost und Biokohlekompostzugabe darstellbar. Eine Ausnahme stellt die Zugabe von GA2IR15% Biokohlekompost zum Kontrollboden dar, die eine geringere anfängliche Steigerung aufzeigte, die sich im dritten Jahr fortsetzte.

Ein Vergleich der Startwerte der Testansätze mit den Kontrollansätzen zeigt, dass die Varianten mit Biokohlekompost eine geringere biologische Aktivität aufweisen als die Varianten mit Komposten ohne Biokohle. Ein Vergleich der Endwerte zeigt für GA3 das gleiche Muster, für GA2 liegen die Testansätze in etwa auf gleicher Höhe.

Unterschiede zwischen den einzelnen Großansätzen sind auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Inputstoffe bei der Herstellung und daraus folgenden physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Eigenschaften (z.B. Menge an org. Substanz) zurückzuführen.

Der Test zur Ermittlung der potentiellen Ammoniumoxidation dient der Bewertung der potentiellen Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen. Da die Nitrifikation ein wesentlicher Bestandteil des Stickstoffkreislaufes darstellt, gilt eine Verringerung dieser als empfindlicher Indikator für die Hemmung eines wichtigen Bodenprozesses.

Die Zugabe von reiner Biokohle zum Kontrollboden zeigt keine Wirkung auf die Aktivität nitrifizierender Mikroorganismen (Abb. 5.8). In landwirtschaftlichen Böden kann die Biokohleapplikation zu einer Reduzierung der Nitrifikation führen, da Ammonium an die Biokohle adsorbiert (Lehmann et al. 2006). Allerdings zeigte sich auch in einem dreijährigen Feldversuch bei Jones et al. (2012), dass die eingesetzte Biokohle (50 t ha⁻¹) keinen Einfluss auf die Adsorption NH₄⁺ hatte. Andere Autoren berichteten von einer Erhöhung der Nitrifikation durch Biokohlezugabe, dieses wurde besonders für Waldböden beobachtet (Berglund et al., 2004; DeLuca et al., 2002). Als Gründe hierfür werden die Adsorption phytotoxischer phenolischer Bestandteile an die Kohle angegeben, die die Hemmung von nitrifizierenden Mikroorganismen reduziert sowie die Adsorption organischer Komponenten an die Kohle, welche die N-Immobilisation stimulieren können (Berglund et al. 2004; MacKenzie & DeLuca, 2006; Zackrisson et al. 1996). In landwirtschaftlichen Böden dagegen kann die Biokohleapplikation zu einer Reduzierung der Nitrifikation führen, da Ammonium an die Biokohle adsorbiert (Lehmann et al. 2006).

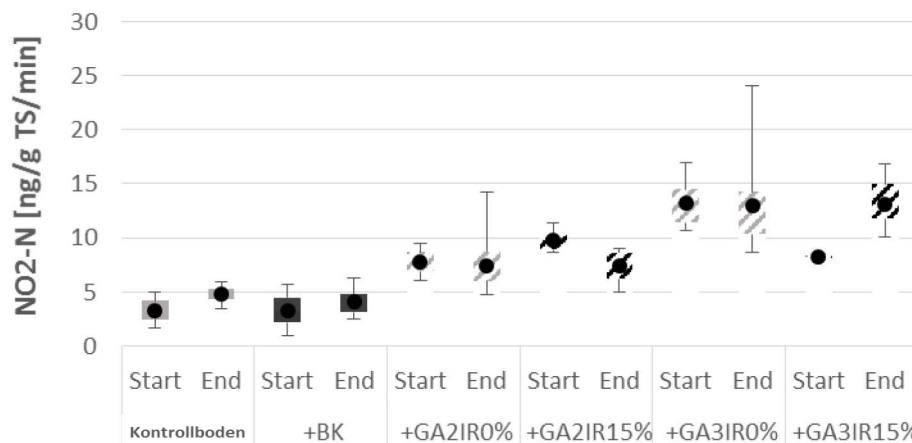


Abbildung 5.8: Potentielle Nitrifizierung des Kontrollbodens (hellgrau) und der Boden/Biokohle- (dunkelgrau), Boden/Kompost- (hellgrau-gestreift) und Boden/Biokohlekompostmischungen (dunkelgrau-gestreift)

Nach Zugabe von Kompost- und Biokohlekompost zu dem Kontrollboden erhöhte sich zu Versuchsbeginn die Nitrifikationsaktivität signifikant. Nach 3 Vegetationsperioden zeigte sich entweder keine signifikante Veränderung (GA2IR0%, GA2IR15%, GA3IR0%) oder eine weitere Erhöhung (GA3IR15%, BKS15; BKS30) der Aktivität der nitrifizierenden Mikroorganismen. Dabei führte die Biokohle zu keiner signifikanten Veränderung der Nitrifikationsaktivität (Abb. 5.8).

Zur Ermittlung der Wirkung von Biokohle und Biokohlekompost auf die Bodenfauna, wurde der Regenwurm *Eisenia fetida* auf seine Substratpräferenz getestet (Regenwurmfluchttest). Regenwürmer gehören zur Makrofauna, viele Arten sind auf Grund ihrer Lebensweise essentiell für die Fruchtbarkeit von Böden. Bei ihrer Ernährung von totem organischem Material durchmischen sie den Boden (Bioturbation) und verbessern durch Ausscheidung stabiler Ton-Humus-Komplexe u.a. die Durchlüftung und Wasserhaltekapazität des Bodens. Wenn weniger als 20 % der eingesetzten Testwürmer im Prüfsubstrat verweilen bzw. 80 % der Testwürmer das Prüfsubstrat meiden, ist dieses hinsichtlich der Lebensraumfunktion als kritisch zu betrachten.

Die nachstehende Abbildung 5.9 zeigt das Ergebnis des Einflusses der Biokohle auf das Regenwurmverhalten für die Testsubstrate der Mitscherlichgefäße nach der 3. Vegetationsperiode.

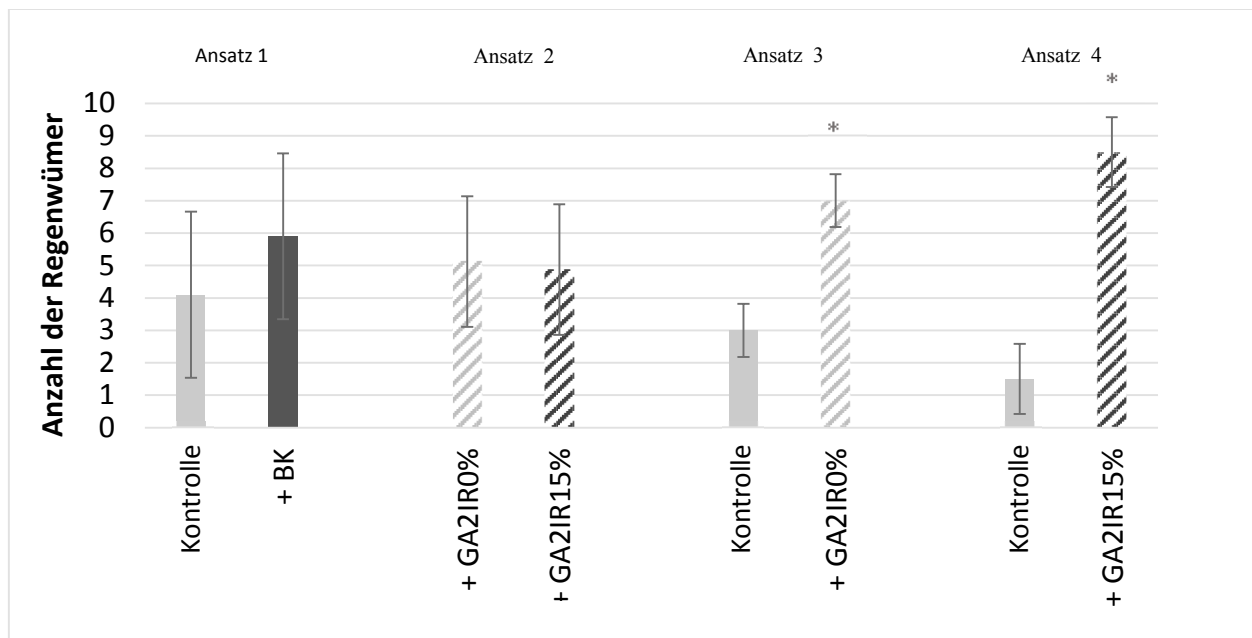


Abbildung 5.9: Prüfung der Biokohle und Biokohlekompostwirkung im Regenwurmfluchttest, Regenwurmfluchttest (Kontrollboden = hellgrau, Boden/Biokohle: dunkelgrau, Boden/Kompost = hellgrau-gestreift, und Boden/Biokohlekompost = dunkelgrau-gestreift), * signifikanter Unterschied ($p \leq 0,05$, T-Test), 4 Ansätzen zu je 5 Wiederholungen ($n=5$) durchgeführt.

Die Zugabe von reiner Biokohle zum Boden hat keinen signifikanten Einfluss auf die Präferenz/Vermeidung im Regenwurmfluchttest. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Biokohle für den Testorganismus *Eisenia fetida* keinen störenden Einfluss nach drei Vegetationsperioden darstellt. In einer zusammenfassenden Arbeit von Weyers & Spokas (2011) über den Einfluss von Biokohle auf die Regenwurmpopulation wurde festgestellt, dass die Zugabe dieses Materials zum Boden kurzfristig zu einem negativen Einfluss und langfristig zu keinem Effekt auf Regenwurmdichte und -biomasse führt.

Auch der Vergleich zwischen Kompost- und Biokohlekompostzugabe zeigt keinen Einfluss auf das Verhalten des Testorganismus. Im Vergleich zwischen Kontrollboden und den Testvarianten Kompost- und Biokohlekompost schneiden die beiden Testvarianten signifikant besser ab. Vielmehr ist für den Kompostwurm das Vorhandensein von organischer Substanz, wie sie ein Kompost und Biokohlekompost liefert, von Bedeutung.

Insgesamt ergaben die Untersuchungen, dass die eingesetzte Biokohle und die Biokohlekomposte in den ausgebrachten Mengen keine schädlichen Auswirkungen auf die verwendeten Testorganismen haben. Vielmehr konnte eine Förderung des mikrobiellen Bodenlebens (mikrobielle Biomasse, nitrifizierende Mikroorganismen) durch die Kompost- und Biokohlekompostzugabe und eine Bevorzugung dieser Materialien im Vergleich zum unbehandelten Boden durch *Eisenia fetida* beobachtet werden. Die reine Biokohle zeigte keine Wirkung auf Mikroorganismen und den Vertreter der Bodenfauna.

5.2 Pflanzenbauliche Wirkung

Die im Botanischen Garten (BG) hergestellten Biokohlekomposte und Biokohlepflanzsubstrate wurden durch zahlreiche Topf- und Freilandversuche auf ihre pflanzenbaulichen Wirkungen hinsichtlich Biomasse, Blühfähigkeit, Pflanzengesundheit und Ertrag untersucht. Ziel war es nachzuweisen, ob durch deren Einsatz die Substrat-/Kompostqualität hinsichtlich Pflanzenwachstum und Ertrag im Vergleich zu den bisher im BG verwendeten Pflanzsubstraten/Komposten verbessert werden kann bzw. gleichwertig ist. Darüber hinaus stellte die Reduzierung des Torfanteils in den zu testenden Pflanzsubstraten und dessen Substitution durch Biokohlekompost einen wichtigen Aspekt hinsichtlich der Erhaltung der Moore dar. Die Reduzierung des Torfabbaus sowie der Schutz der Moore leisten einen bedeutenden Beitrag zum integrierten Klima- und Umweltschutz, da Moore zum einen eine hohe Ökosystemleistung aufweisen und zum anderen der Atmosphäre Kohlenstoffdioxid entziehen und somit als Kohlenstoffsene wirken. Moore nehmen zwar nur 3% der weltweiten Landoberfläche ein, speichern aber doppelt so viel Kohlenstoff wie die Biomasse aller Wälder der Erde und tragen damit ganz erheblich zur dauerhaften CO₂-Reduzierung in der Atmosphäre bei (Joosten & Couwenberg, 2008).

In Europa werden jährlich ca. 67 Millionen m³ Torf abgebaut, davon werden ca. 37 Mio. m³ für Pflanz- und Kultursubstrate verwendet, ca. 50 % wird energetisch genutzt (Altmann, 2008).

Zwei Drittel des in Deutschland abgebauten Torfes wird derzeit für Substrate im Erwerbsgartenbau verwendet.

Um herauszufinden, ob Biokohlekompost zur Torfsubstitution in Pflanzsubstraten geeignet ist, wurden die Wuchsleistungen der Pflanzen in den torf reduzierten Testsubstraten untersucht und mit den torfhaltigen herkömmlich verwendeten Pflanzsubstraten verglichen. Die Pflanzenentwicklung wurde durch zahlreiche Bonituren in unterschiedlichen Entwicklungsstadien dokumentiert.

Die Versuche erfolgten mit Pflanzenarten, die unter Gewächshausbedingungen oder im Freiland kultiviert wurden und ein breites Spektrum der Anforderungen im BG abdecken, aber auch auf die meisten gärtnerischen Anforderungen außerhalb des BG übertragbar sind.

Neben Topfversuchen wurden zusätzlich in einem angelegten Versuchs- und Schaugarten unter dem Aspekt des Urban Farming Parzellenversuche mit verschiedenen Gemüsekulturen durchgeführt.

5.2.1 Pflanzversuche mit Substraten des Großansatzes 1 (GA1)

Bevor die Pflanzversuche mit den Substraten des GA1 durchgeführt wurden, erfolgten im Frühsommer 2011 zahlreiche Vorversuche mit dem hergestellten Material aus der Kleinversuchsanlage und des GA1 (vgl. Kap. 4). Mit Hilfe solcher Vorversuche konnten wichtige Rückschlüsse für nachfolgende Ansätze und Versuchsbedingungen abgeleitet und das Versuchsdesign geplanter Tests frühzeitig sinnvoll modifiziert werden. Im Herbst 2011 wurden fünf Pflanzversuche in Mitscherlichgefäßen mit dem biokohlehaltigen, fermentierten

Material des Großansatzes GA1, das einer viermonatigen Vererdungsphase unterlag, gestartet (Tab. 5.4).

Es war zu untersuchen, ob die mit diesem Material angemischten Testsubstrate hinsichtlich der Pflanzenentwicklung gleichwertige oder sogar bessere Ergebnisse gegenüber den im BG herkömmlich verwendeten Pflanzsubstraten erzielen.

Tabelle 5.4: Testpflanzen und Versuchszeiträume für die Pflanzversuche mit Substraten des GA1

Testpflanze	Pflanzenfamilie	Versuchszeitraum
<i>Kalanchoe daigremontiana</i> (Brutblatt)	Crassulaceae	26.10.2011 – 15.08.2012
<i>Begonia hydrocotylifolia</i> (Begonie)	Begoniaceae	01.11.2011 – 20.04.2012
<i>Carica papaya</i> (Papaya)	Caricaceae	26.10.2011 – 18.04.2012
<i>Theobroma cacao</i> (Kakaobaum)	Malvaceae	11.11.2011 – 04.07.2012
<i>Coffea arabica</i> (Kaffeestrauch)	Rubiaceae	11.11.2011 – 15.08.2012

Sämtliche Versuchspflanzen wurden unter kontrollierten Gewächshausbedingungen kultiviert, d.h. Temperatur, Licht und Luftfeuchte können für alle Pflanzen als konstant angenommen werden. Alle Pflanzen einer Spezies wurden mit der gleichen Menge Wasser versorgt. Um den zuvor an den Vorversuchen mit *Matthiola incana* bestätigten, wichtigen Einfluss der Düngung zu berücksichtigen, wurden Reihen (in fünffacher Wiederholung) mit angepasster mineralischer Düngung (jeweils 4,5 g Plantosan pro Mitscherlichgefäß) sowie Reihen ohne mineralische Düngung (in dreifacher Wiederholung) angelegt. Die beiden Kontrollvarianten (K gedüngt und K ungedüngt) wurden in den - im Botanischen Garten üblichen Pflanzsubstratmischungen getopft. In den beiden biokohlehaltigen Testsubstratvarianten (BKS gedüngt und BKS ungedüngt) wurden die organischen Anteile Torf und zugekaufter Kompost vollständig durch Biokohlekompost des Großansatzes 1 (GA1) ersetzt. In Tabelle 5.5 sind die jeweiligen Substratmischungen für die einzelnen Testpflanzen aufgelistet.

Die Pflanzgefäße wurden für die entsprechenden Pflanzenspezies randomisiert aufgestellt.

Von allen Pflanzen wurden im drei- bis vierwöchigen Abstand die Pflanzenhöhe und die Blattanzahl bestimmt. Bei Begonie und Kalanchoe wurden zusätzlich die Pflanzenparameter Knospenanzahl, Blütenanzahl sowie die Anzahl der Fruchtriebe erhoben. Die Bestimmung der oberirdischen Frischmasse erfolgte für alle Pflanzen am Versuchsende.

Die aufgenommenen Pflanzenparameter der beiden Testsubstrate wurden mit denen der Kontrollvarianten verglichen, um Wachstumsunterschiede festzustellen.

Für die statistische Auswertung wurde das Statistikprogramm R verwendet. Bei normalverteilten und varianzhomogenen Datensätzen wurde zur Feststellung von Mittelwertunterschieden der verschiedenen Substrate die einfaktorielle ANOVA sowie der paarweise t-Test mit Benjamini-Hochberg-Korrektur herangezogen. Bei Abweichung von Normalverteilung und Varianzhomogenität kam der nicht-parametrische Kruskal-Wallis-Test zum Einsatz. Des Weiteren wurde der post-hoc-Test Tukey's HSD verwendet, um herauszufinden, welche Substrate sich voneinander unterscheiden.

Tabelle 5.5: Substratmischungen mit den entsprechenden Anteilen an Additiven

	zK	GA1	To	Sa	LG	Bi	Le	PI	Se	RS
<i>Kalanchoe daigremontiana</i>										
K gedüngt	2	-	10	2	3	2	1	4,5 g	-	-
K ungedüngt	2	-	10	2	3	2	1	-	-	-
BKS gedüngt	-	12	-	2	3	2	1	4,5 g	-	-
BKS ungedüngt	-	12	-	2	3	2	1	-	-	-
<i>Begonia hydrocotylifolia</i>										
K gedüngt	4	-	2	1	-	-	-	4,5 g	1/2	1/2
K ungedüngt	4	-	2	1	-	-	-	-	1/2	1/2
BKS gedüngt	-	6	-	1	-	-	-	4,5 g	1/2	1/2
BKS ungedüngt	-	6	-	1	-	-	-	-	1/2	1/2
<i>Carica papaya</i>										
K gedüngt	8	-	2	-	-	-	-	4,5 g	1	-
K ungedüngt	8	-	2	-	-	-	-	-	1	-
BKS gedüngt	-	10	-	-	-	-	-	4,5 g	1	-
BKS ungedüngt	-	10	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Theobroma cacao</i>										
K gedüngt	8	-	2	-	-	-	-	4,5 g	1	-
K ungedüngt	8	-	2	-	-	-	-	-	1	-
BKS gedüngt	-	10	-	-	-	-	-	4,5 g	1	-
BKS ungedüngt	-	10	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Coffea arabica</i>										
K gedüngt	8	-	2	-	-	-	-	4,5 g	1	-
K ungedüngt	8	-	2	-	-	-	-	-	1	-
BKS gedüngt	-	10	-	-	-	-	-	4,5 g	1	-
BKS ungedüngt	-	10	-	-	-	-	-	-	1	-

zK=zugekaufter Kompost; GA1=vererdetes fermentiertes Material mit Biokohle; To=Torf; Sa=Sand; LG=Lavagrug; Bi=Bims; Le=Lehm; PI=Plantosan (Langzeitdünger); Se=Seramis; RS=Reisspelzen; K=Kontrolle; BKS= Biokohlesubstrat

In Tabelle 5.6 sind die entsprechenden Mittelwerte der Pflanzenparameter Höhenzuwachs, Blattzuwachs und oberirdische Frischbiomasse der einzelnen Pflanzen aus den Gefäßversuchen mit dem Substrat aus GA1 dargestellt. Alle vier Substratvarianten wurden miteinander verglichen.

Tabelle 5.6: Mittlere Unterschiede im Höhenzuwachs, Blattzuwachs und oberirdische Biomasse der Pflanzen im Gefäßversuch mit dem Substrat aus GA1 (n=5; Mittelwerte)

Pflanze	Substrat	Höhenzuwachs [cm]	Sig.*	Blattzuwachs [Anzahl]	Sig.*	Biomasse [g FM]	Sig.*
<i>Carica papaya</i>	BKS gedüngt	22	a	6,6	a	472,4	a
	BKS ungedüngt	21	a	3	ab	443,9	ab
	K gedüngt	28,6	a	0,2	b	400,3	bc
	K ungedüngt	22,3	a	3,7	ab	370,4	c
<i>Coffea arabica</i>	BKS gedüngt	61,7	a	155	a	278,8	a
	BKS ungedüngt	58,8	ab	124,7	a	203,4	ab
	K gedüngt	62,2	a	101	a	205	ab
	K ungedüngt	40	b	93,7	a	161,8	b
<i>Theobroma cacao</i>	BKS gedüngt	86,6	ab	38,8	a	340,2	a
	BKS ungedüngt	107	a	29,7	a	277,1	a
	K gedüngt	74,5	bc	11,7	b	208,2	b
	K ungedüngt	58	c	9,4	b	177,7	b
<i>Kalanchoe daigremontiana</i>	BKS gedüngt	10	a	25,4	a	56,8	b
	BKS ungedüngt	15,8	a	67,3	a	170	a
	K gedüngt	12,5	a	43	a	90,1	b
	K ungedüngt **	-	-	-	-	-	-
<i>Begonia hydrocotylifolia</i>	BKS gedüngt	25,7	a	48,4	a	1373,3	a
	BKS ungedüngt	27,3	a	54,6	a	1382,9	a
	K gedüngt	16,4	b	28	b	1049,1	b
	K ungedüngt	9,3	b	19,6	b	423,7	c

* unterschiedliche Buchstaben zeigen statistisch signifikante Unterschiede in den erhobenen Pflanzenparametern für die untersuchten Substrate an; gleiche Buchstaben kennzeichnen keine Unterschiede zwischen den Substraten; Werte **fett**, wenn BKS gedüngt oder ungedüngt signifikant besser ist als die gedüngte Kontrolle, Sig.=statistische Signifikanzen ($p < 0,05$),

** Die ungedüngte Kontrollvariante ist vor dem Versuchsende aufgrund eines starken Schädlingsbefalls eingegangen und kann deshalb nicht zur Auswertung herangezogen werden.

Im Vergleich zur gedüngten Kontrollvariante lieferten die gedüngte Biokohlesubstratvariante bei Höhenzuwachs, Blattzuwachs und oberirdischer Frischmasse zu 53 % und die ungedüngte Biokohlesubstratvariante zu 33 % signifikant bessere Ergebnisse. Zwischen den gedüngten und ungedüngten Biokohlesubstratvarianten konnten für die Biomasse bis auf Kalanchoe keine signifikanten Unterschiede in den erhobenen Pflanzenparametern festgestellt werden.

Einen visuellen Eindruck von der Pflanzenentwicklung in den unterschiedlichen Substraten am Versuchsende gibt Abbildung 5.10.



Abbildung 5.10: Testpflanzen am Versuchsende in den unterschiedlichen Substraten (K +D = Kontrolle gedüngt; BKS +D = Biokohlesubstrat gedüngt; K -D = Kontrolle ungedüngt; BKS -D = Biokohlesubstrat ungedüngt)

Alle Testpflanzen in den gedüngten und ungedüngten Biokohlesubstratvarianten wuchsen mindestens genauso gut oder sogar teilweise besser als in der gedüngten Kontrollvariante (siehe Abbildung 5.11).

Die untersuchten Pflanzen in den biokohlehaltigen torffreien Testsubstraten zeigten keine negativen Effekte hinsichtlich des Pflanzenwachstums. Daraus kann geschlossen werden, dass der neu hergestellte biokohlehaltige Kompost des GA1 als Torfersatz für Pflanzsubstrate geeignet ist.

Bezüglich der Pflanzengesundheit wurde bei *Coffea arabica* eine erwähnenswerte Beobachtung gemacht. Die Blätter der Kaffeepflanzen in der gedüngten und ungedüngten Kontrollvariante wurden immer wieder von einem Virus befallen, von dem die Pflanzen in den gedüngten und ungedüngten Biokohlesubstratvarianten völlig verschont blieben. Aus der Literatur ist bekannt, dass Kompost und Biokohle einen positiven Effekt hinsichtlich Resistenzen gegenüber Pflanzenkrankheiten, Pathogenen und Schädlingen haben können (Elad 2010; Hoitink et al. 1997; Krause et al. 2003; Matsubara et al. 2002; Vallad et al. 2004). Diese Pflanzversuche haben gezeigt, dass es möglich ist, aus den anfallenden organischen

Reststoffen des BGs ein Material herzustellen, das im Gartenbau als Additiv und Torfersatz für Pflanzsubstrate verwendet werden kann. Es wurden keine negativen Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum, durch die Anwendung von dem biokohlehaltigen fermentierten Material des GA1, beobachtet.

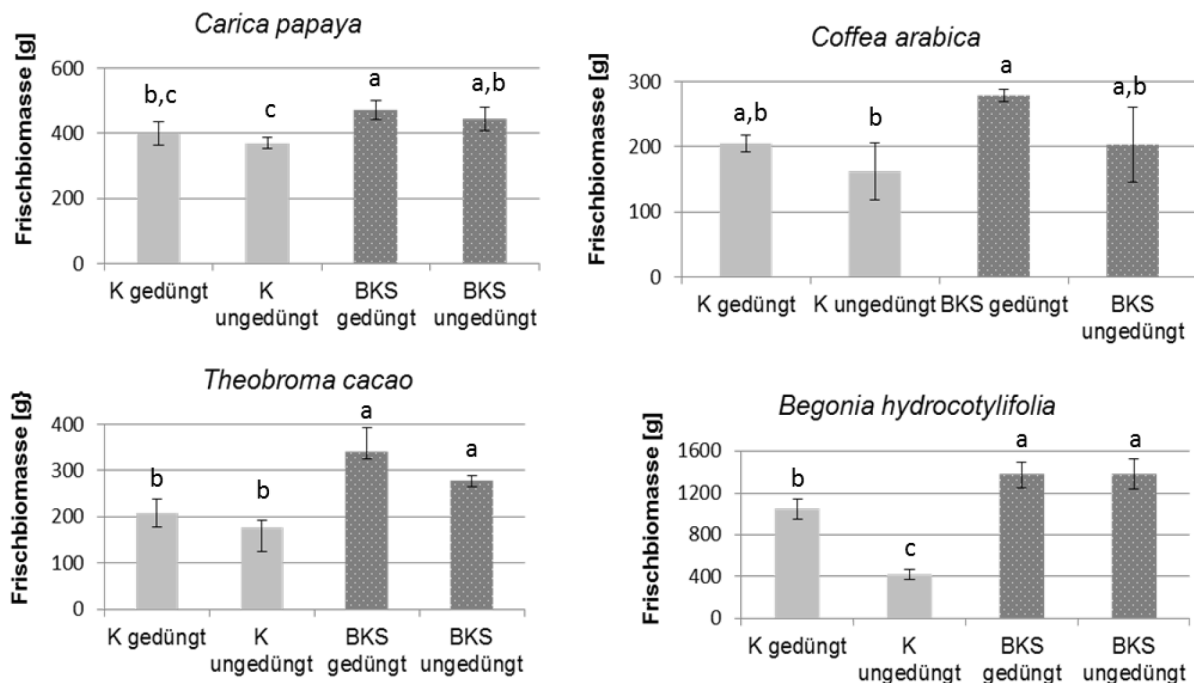


Abbildung 5.11: Frischmasse der Testpflanzen am Versuchsende in den unterschiedlichen Substraten (K =Kontrolle; BKS =Biokohlesubstrat)

5.2.2 Pflanzversuche mit Substraten des Großansatzes 2 (GA2)

Wie bereits in Kapitel 4 beschrieben, wurden beim GA2 noch zwei unterschiedliche Herstellungsprozesse (Kompostierung/Fermentation) betrachtet. Im Sommer 2012 wurden die längerfristig angelegten Pflanzversuche mit dem kompostierten und fermentierten Material mit und ohne Biokohlezugabe des GA2 begonnen. Anhand der Erfahrungen mit den zahlreichen vorangegangenen Versuchen mit dem Material des GA1 wurde auf den Einsatz von Mitscherlichgefäßen verzichtet. Da sich diese durch ihre Größe häufig negativ auf das Pflanzenwachstum auswirkten, wurden übliche Pflanzgefäße aus Plastik vorgezogen, die individuell an die jeweilige Größe der Versuchspflanzen angepasst werden können. Dies entspricht der gängigen Pflegepraxis der Gärtner des Botanischen Gartens und ermöglicht den Pflanzen eine optimale Entwicklung ohne eine erhöhte Gefahr von Staunässe oder Überdüngung. Die Düngemaßnahmen wurden nach gärtnerischer Praxis den jeweiligen Pflanzen und Substratmischungen angepasst. Alle Pflanzen wurden beim Umtopfen mit einer organischen Grunddüngung mit Hornspäne (10 g pro Liter Substrat) ergänzt. Alle zu untersuchenden Testsubstrate erhielten eine zusätzlich angepasste Düngung nur mit Harnstoff. Im Gegensatz dazu wurden die Kontrollvarianten mit einem Voldünger gedüngt. Um eine möglichst große Spannweite unterschiedlichster Pflanzen abzudecken, wurden elf

Testpflanzen aus drei unterschiedlichen Klimazonen (Tropen, Subtropen und gemäßigte Klimazone) ausgewählt. In Tabelle 5.7 sind die verwendeten Testpflanzen aufgelistet.

Tabelle 5.7: Testpflanzen und Versuchszeitraum für die Topfversuche mit GA2

Testpflanze	Pflanzenfamilie	Klimazone	Versuchszeitraum
<i>Carica papaya</i> (Papaya)	<i>Caricaceae</i>	Tropen	06.06.2012 – 07.05.2013
<i>Coffea arabica</i> (Kaffeestrauch)	<i>Rubiaceae</i>	Tropen	02.10.2012 – 13.11.2014
<i>Aglaonema commutatum</i> (Kolbenfaden)	<i>Araceae</i>	Tropen	04.01.2013 – 17.11.2014
<i>Digitalis trojana</i> (Fingerhut)	<i>Scrophulariaceae</i>	Subtropen	13.06.2012 – 14.11.2013
<i>Geranium maderense</i> (Storchschnabel)	<i>Geraniaceae</i>	Subtropen	08.06.2012 – 25.11.2014
<i>Nerium oleander</i> (Oleander)	<i>Apocynaceae</i>	Subtropen	08.01.2013 – 24.04.2014
<i>Ruschia rigida</i> (Mittagsblume)	<i>Aizoaceae</i>	Subtropen	28.12.2012 – 03.02.2014
<i>Silphium perfoliatum</i> (Durchwachsende Silphie)	<i>Asteraceae</i>	Gemäßigt	20.06.2012 – 02.10.2014
<i>Salix</i> "Tordis"/ (Weidenhybride)	<i>Salicaceae</i>	Gemäßigt	10.07.2012 – 11.09.2013
<i>Populus</i> "Max 1" (Pappelhybride)	<i>Salicaceae</i>	Gemäßigt	29.05.2012 – 15.12.2014
<i>Paulownia tomentosa</i> (Blauglockenbaum)	<i>Paulowniaceae</i>	Gemäßigt	31.05.2012 – 11.09.2014

Für die Topfversuche wurden alle Setzlinge der Testpflanzen im BG vorgezogen. Die Pflanzen der gemäßigten Klimazone standen im Freiland und waren den jeweiligen Witterungsbedingungen ausgesetzt. Die Pflanzen der tropischen und subtropischen Klimazone wurden unter kontrollierten Gewächshausbedingungen kultiviert. Die Wasserversorgung war dem jeweiligen Pflanzenbedarf angepasst. Für die Topfversuche wurden insgesamt sechs unterschiedliche pflanzenspezifische Substrate angemischt, deren Zusammensetzung der Test- und Kontrollsubstrate in Tabelle 5.8 aufgelistet ist. Insgesamt wurden pro Pflanze vier unterschiedliche Testsubstrate untersucht, die sich in der Biokohlezugabe und der Art (Kompost/Fermentation) des GA2-Materials unterschieden.

Folgende Testvarianten wurden mit dem jeweiligen Kontrollsubstrat verglichen:

- IR0 – kompostiertes Material ohne Biokohle
- IR15 – kompostiertes Material mit 15 Vol% Biokohle
- F0 – fermentiertes Material ohne Biokohle
- F15 – fermentiertes Material mit 15 Vol% Biokohle

Der Anteil des zugekauften Kompostes, der für die Kontrollsubstrate verwendet wurde, wurde in allen Testvarianten vollständig durch das kompostierte/fermentierte Material des GA2 ausgetauscht. Darüber hinaus wurde der Torfanteil in den Testsubstraten reduziert. Bei den

Pflanzen *Carica papaya*, *Coffea arabica*, *Digitalis trojana*, *Geranium maderense*, *Nerium oleander* und *Silphium perfoliatum* wurde der Torfanteil in den unterschiedlichen Testvarianten zu zwei Drittel, bei *Aglaonema commutatum* zu einem Drittel durch das kompostierte und fermentierte Material des GA2 ersetzt.

Tabelle 5.8: Substratmischungen für die Topfversuche mit GA2 mit den entsprechenden Anteilen an Additiven

	zK	GA2	To	Sa	Pe	TM	CP	LG	Bi	Le	PR	GG	La	X
1. Substrat für <i>Carica papaya</i> und <i>Coffea arabica</i>														
Testsubstrat	-	3	2	-	-	-	-	-	2	-	1,5	-	-	-
Kontrolle	-	-	3	-	-	1,5	-	-	2	-	1,5	-	-	2
2. Substrat für <i>Aglaonema commutatum</i>														
Testsubstrat	-	7 1/3	2/3	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Kontrolle	7	-	1	2	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
3. Substrat für <i>Digitalis trojana</i>, <i>Geranium maderense</i> und <i>Nerium oleander</i>														
Testsubstrat	-	8	4	2	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-
Kontrolle	6	-	6	2	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-
4. Substrat für <i>Ruschia rigida</i>														
Testsubstrat	-	2 1/4	-	1,5	-	-	-	-	-	1	-	1,5	3/4	-
Kontrolle	1,5	-	-	1,5	-	-	-	-	-	1	-	1,5	1,5	-
5. Substrat für <i>Paulownia tomentosa</i>, <i>Populus "Max 1"</i> und <i>Salix "Tordis"</i>														
Testsubstrat	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Kontrolle	2	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6. Substrat für <i>Silphium perfoliatum</i>														
Testsubstrat	-	4	2	2	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-
Kontrolle	3	-	3	2	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-

zK=zugekaufter Kompost, GA2=fermentiertes oder kompostiertes Material mit und ohne Biokohle;
 To=Torf; Sa=Sand; Pe=Perlite; TM=Tonmehl; CP=cocopur; LG=Lavagrus; Bi=Bims; Le=Lehm;
 PR=Pinienrinde; GG=Granitgrus; La=Lauberde; X=Xylit

Die Topfversuche wurden in drei- bis sechsfacher Wiederholung durchgeführt und die Pflanzgefäße wurden randomisiert für die jeweiligen Pflanzsubstrate und Pflanzenspezies aufgestellt. In Abbildung 5.12 ist das entsprechende Versuchsdesign schematisch dargestellt.

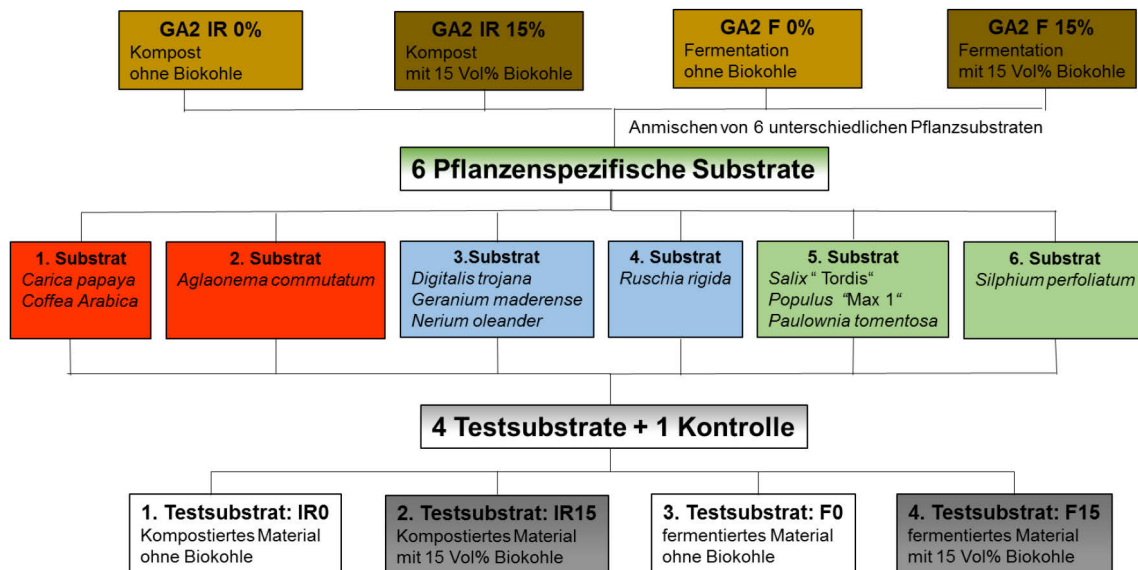


Abbildung 5.12: schematische Darstellung des Versuchsdesigns für die GA2-Topfversuche

Von allen Pflanzen wurden in drei- bis vierwöchigem Abstand die Pflanzenhöhe und die Blattanzahl bestimmt. Des Weiteren wurden bei einigen Pflanzen Knospen- und Blütenanzahl sowie bei den Gehölzen das Holzgewicht erhoben. Die Bestimmung der oberirdischen Frischmasse erfolgte für alle Pflanzen am Versuchsende. Um Aussagen über die Pflanzenvitalität zu machen, wurde bei jeder Bonitur die Vitalität der einzelnen Pflanzen mit Hilfe eines Punktsystems bewertet und dokumentiert.

Bei den mehrmonatigen Topfversuchen wurde der Fokus auf drei Untersuchungsschwerpunkte gelegt mit folgenden Fragestellungen:

1. Sind die neu hergestellten Testsubstrate mit reduziertem Torfanteil hinsichtlich des Pflanzenwachstums gleichwertig oder besser als die herkömmlich verwendeten Pflanzsubstrate (Kontrolle)? Hierzu wurden die vier zu untersuchenden Testsubstrate jeweils mit der entsprechenden Kontrolle verglichen.
2. Hat der Herstellungsprozess (Fermentation/Kompostierung) einen Einfluss auf das Pflanzenwachstum? Es wurden jeweils die Fermentationsvarianten mit den Kompostvarianten verglichen.
3. Hat die Biokohle einen Effekt auf das Pflanzenwachstum? Die Testsubstrate mit Biokohle wurden mit den Testsubstraten ohne Biokohle verglichen.

Die erhobenen Pflanzenparameter wurden mit der Statistiksoftware IBM SPSS 22 ausgewertet. Die statistische Analyse basierte auf die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) ($p=0,05$) mit anschließendem Tukey HSD Post-hoc-Test sowie dem t-Test für unabhängige Stichproben (bei Erfüllung der Voraussetzung, dass die Daten normal verteilt und varianzhomogen waren).

Die Auswertung zeigte kein einheitliches Bild, jedoch kann in jedem Fall festgestellt werden, dass die neu hergestellten Pflanzsubstrate aus dem fermentierten und kompostierten Material des GA2 mit und ohne Biokohlezugabe in keinem der elf Topfversuche statistisch signifikant

schlechtere Ergebnisse hinsichtlich des Pflanzenwachstums aufwiesen als die im BG herkömmlich verwendeten Pflanzsubstrate (Kontrolle) (Tab. 5.9).

Tabelle 5.9: Vergleich der Testsubstrate (IR0, IR15, F0, F15) mit den Kontrollen bezüglich der erhobenen Pflanzenparameter der entsprechenden Pflanzen der Topfversuche mit GA2

	Höhe (H)				Blattanzahl (BA)				Biomasse (oBM)				Knospenzahl (KA)				Blütenzahl (BZ)			
	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15
<i>Carica papaya</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Coffea arabica</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Aglaonema commutatum</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Digitalis trojana</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Geranium maderense</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Nerium oleander</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Ruschia rigida</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Silphium perfoliatum</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

	Höhe (H)				Blattanzahl (BA)				Biomasse (oBM)				Holzgewicht (HG)				Stammdurchmesser			
	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15	IR0	IR15	F0	F15
<i>Populus "Max 1"</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Salix "Tordis"</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Paulownia tomentosa</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

- statistische Signifikanz $p < 0,05$ (Testsubstrate besser als die Kontrollsubstrate)
- keine statistische Signifikanz (ähnliches Pflanzenwachstum wie die Kontrolle)
- nicht untersucht

55 % der untersuchten Pflanzen zeigten hinsichtlich der untersuchten Pflanzenparameter in den Testsubstraten gegenüber den Kontrollen ein signifikant besseres Pflanzenwachstum und 45 % ein gleichwertiges Pflanzenwachstum.

Im Vergleich zur Kontrolle zeigten 22 % der Pflanzen in den Testsubstraten ein verbessertes Pflanzenhöhenwachstum, 28 % bildeten mehr Blätter aus, bei 25 % war die Frischmasse erhöht und bei den Gehölzen hatten 38 % ein erhöhtes Holzgewicht.

Die beiden Testpflanzen *Carica papaya* und *Digitalis trojana* zeigten für die erhobenen Pflanzenparameter in allen vier untersuchten Testsubstraten (IR0, IR15, F0, F15) - signifikante Unterschiede im Vergleich zur Kontrolle (Abb. 5.13). Die positiven Pflanzenwachstumsergebnisse für *Carica papaya* in den Testsubstraten führten dazu, dass im BG für die Kultivierung von *Carica papaya* nunmehr die neue Testsubstratmischung mit Biokohlezugabe verwendet wird.

Die untersuchten Gehölze wiesen in allen untersuchten Pflanzenparametern ein besseres Wachstum auf als die Gehölze in den Kontrollsubstraten (Abb. 5.14).

Bei Pappel und Paulownia konnten für die Pflanzenhöhe signifikante Unterschiede bei allen vier Testsubstraten im Vergleich zur Kontrolle nachgewiesen werden. Für den Parameter Holzgewicht wurden bei Pappel in den Testsubstraten mit kompostiertem und fermentiertem Material mit Biokohle als auch mit fermentiertem Material ohne Biokohle (IR15, F15 und F0) signifikante Unterschiede festgestellt (Abb. 5.15).

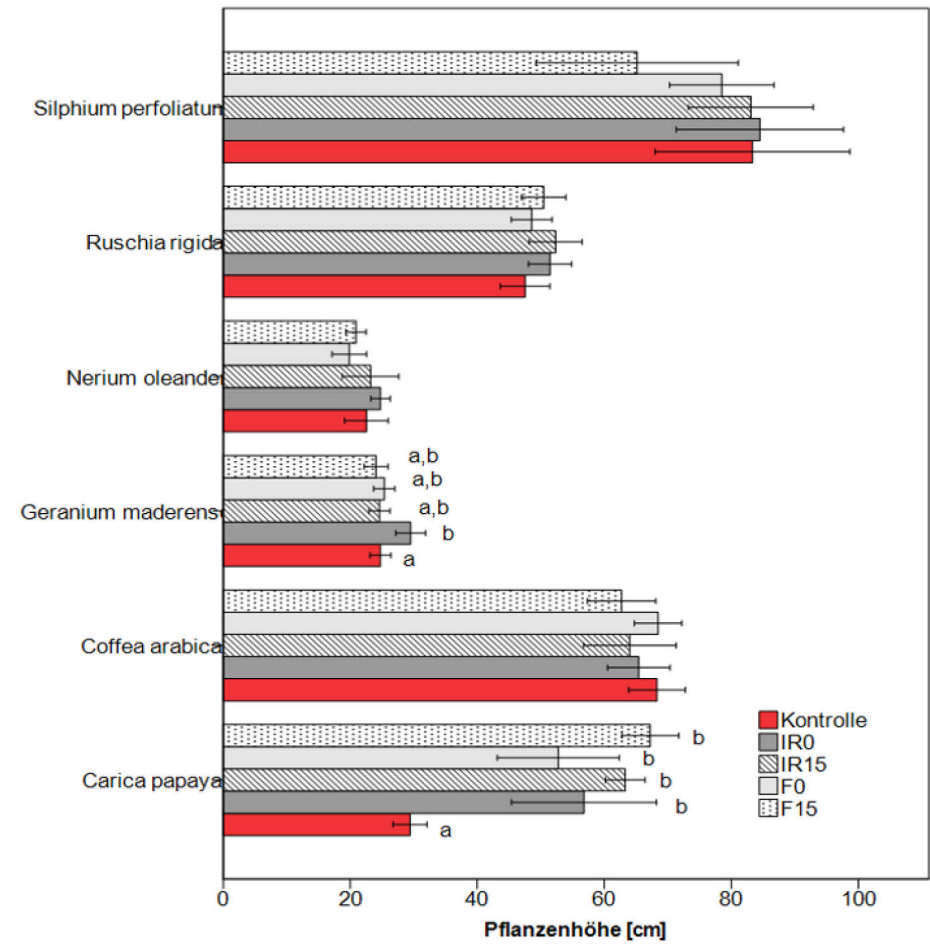
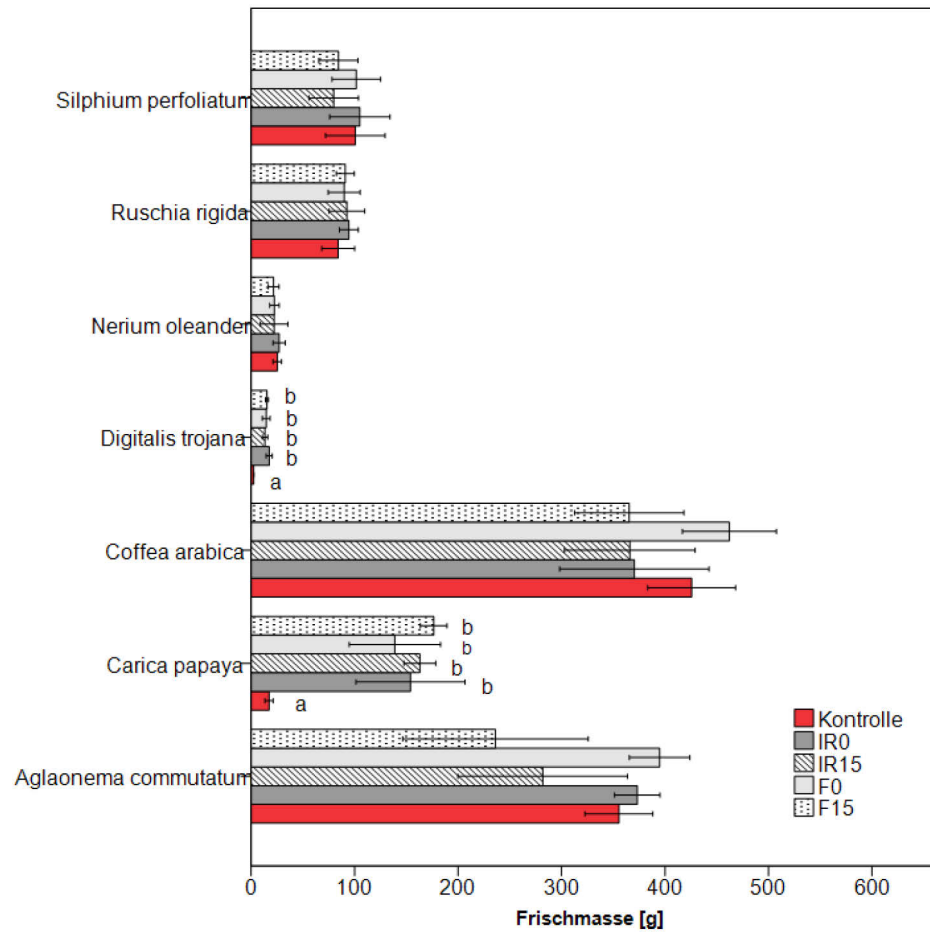


Abbildung 5.13: Mittlere Frischmasse und Pflanzenhöhe aller untersuchten krautigen Pflanzen im Topfversuch des GA2 (unterschiedliche Buchstaben symbolisieren statistische Signifikanz mit $p < 0,05$)

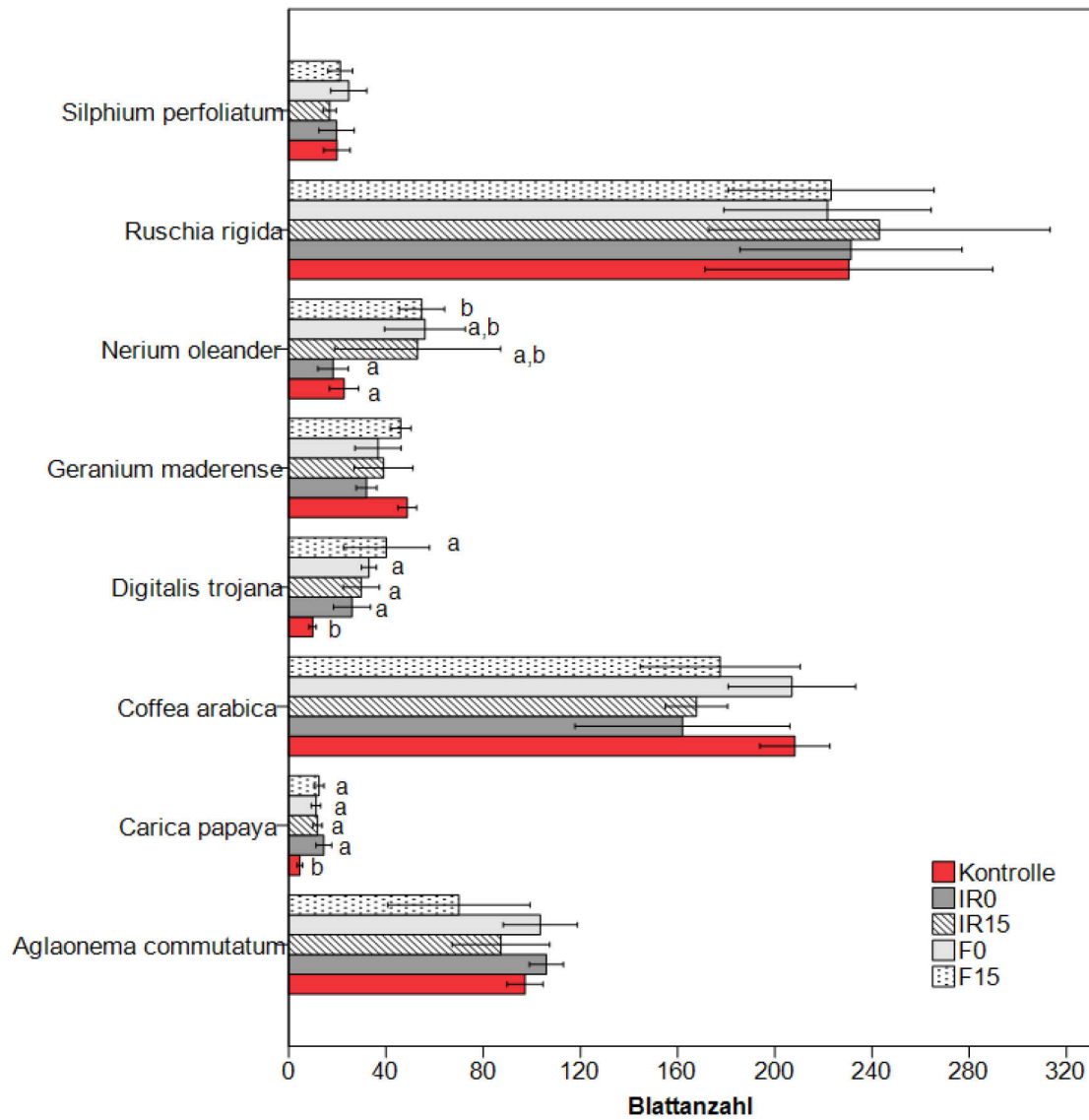


Abbildung 5.14: Mittlere Blattanzahl aller untersuchten krautigen Pflanzen im Topfversuch des GA2

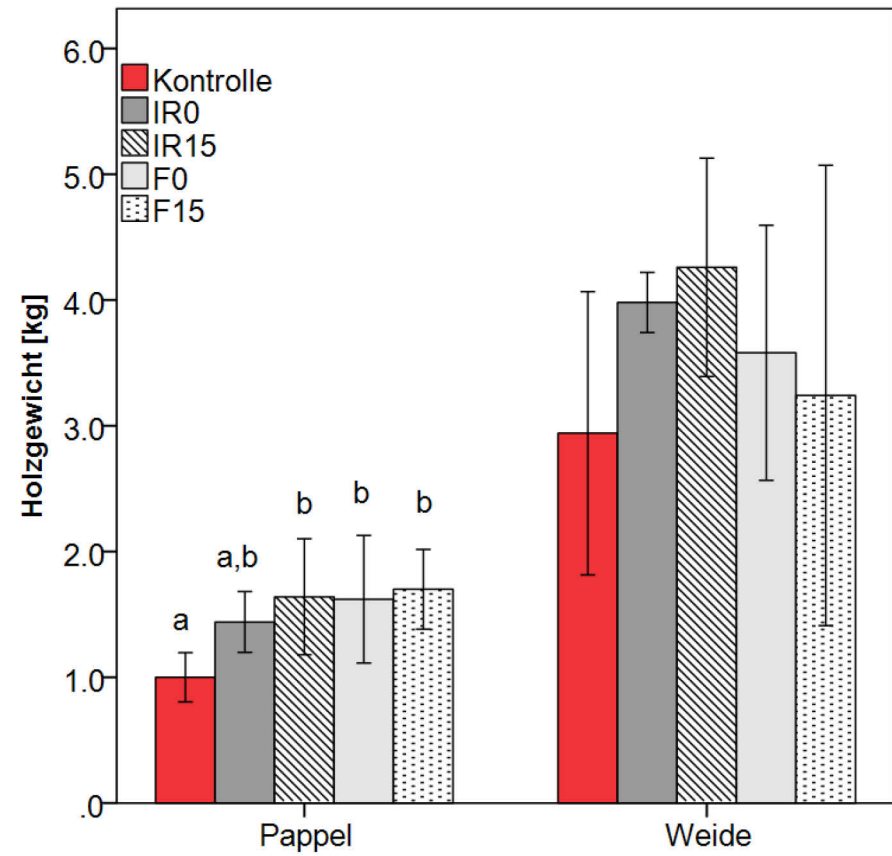
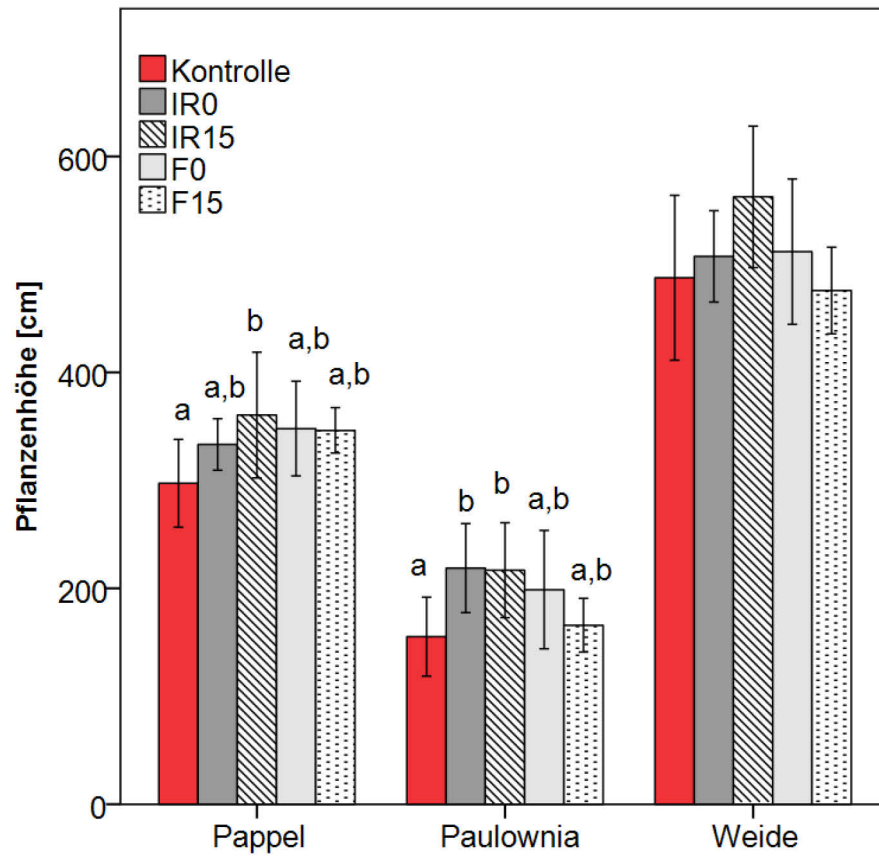


Abbildung 5.15: Mittlere/s Pflanzenhöhe und Holzgewicht der untersuchten Gehölze im Topfversuch des GA2

Hervorzuheben ist das vorhandene Düngereinsparpotenzial der untersuchten Testsubstrate, die im Vergleich zur Kontrolle keinen Volldünger erhielten, sondern nur mit Harnstoff zusätzlich gedüngt wurden, aber dennoch gleichwertige oder sogar bessere Pflanzenwachstumsergebnisse zeigten. Hieraus lässt sich schließen, dass die Nährstoffversorgung der Pflanzen in den Testsubstraten ausreichend für ein optimales Pflanzenwachstum ist und somit der Einsatz von Volldünger reduziert werden könnte. Dadurch ließen sich Kosten für die Beschaffung von Düngemitteln einsparen. In Abbildung 5.16 ist jeweils der prozentuale Anteil der gedüngten Pflanzen in den Kontroll- und Testsubstraten mit dem entsprechenden Düngemittel dargestellt. Die optimale Nährstoffversorgung der Pflanzen in den Kontrollsubstraten durch Anwendung von Volldünger führte in keinem der durchgeführten Pflanzversuche zu einem signifikant besseren Pflanzenwachstum im Vergleich zu den Testsubstraten. Des Weiteren lässt sich feststellen, dass die Torfreduzierung in den Testsubstraten keinen negativen Einfluss auf das Pflanzenwachstum hatte, somit erfolgreich war und zur weiteren Anwendung empfohlen wird.

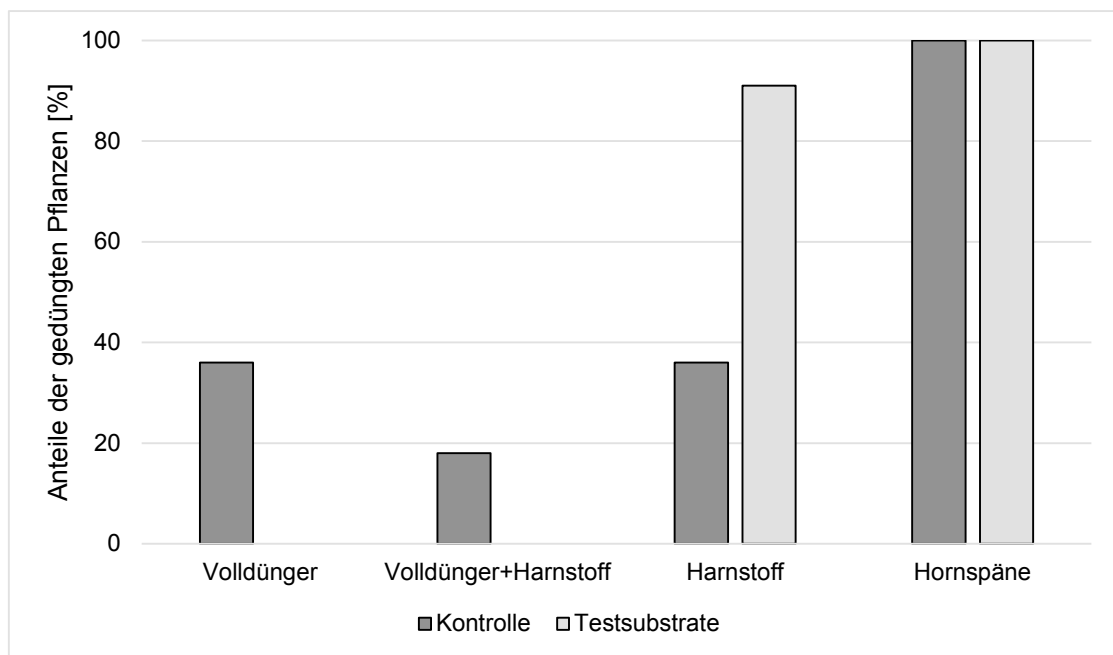


Abbildung 5.16: Prozentualer Anteil der verwendeten Düngemittel für die Kontroll- und Testsubstrate

Bei dem Vergleich zwischen den Kompost- und Fermentationsvarianten sowie zwischen den Varianten mit und ohne Biokohle zeigten sich kaum Unterschiede hinsichtlich des Pflanzenwachstums, somit lässt sich vermuten, dass im Zierpflanzenbau weder die Zugabe von Biokohle noch die Herstellungsart (Kompostierung oder Fermentation) einen Einfluss auf die Pflanzenentwicklung hat.

In Bezug auf die Pflanzengesundheit zeigten sich bei einigen Pflanzen im biokohlehaltigen Testsubstrat stärkere Resistenzen gegenüber Schaderregern. Leider konnte diese Entwicklung nur durch visuelle Beobachtungen belegt werden. Weitergehende

Untersuchungen hinsichtlich Resistenzbildung gegenüber Pflanzenkrankheiten und Schädlingen bei Zugabe von Biokohle sollten durchgeführt werden, da so möglicherweise Einsparpotenziale im Hinblick auf die Gabe von Pflanzenschutzmitteln erschlossen werden können.

5.2.3 Pflanzversuche mit angesäuerten Substraten

In der Mehrzahl aller im Botanischen Garten verwendeten Pflanzsubstrate kommt Torf zum Einsatz und die Verwendung von Biokohlesubstrat anstelle von Torf könnte gerade hier einen längst ausstehenden Beitrag zu Ressourcenschonung und Klimaschutz leisten, da Torfabbau einen immensen Beitrag zur Treibhausgasemission leistet und darüber hinaus wertvolle Niedermoorstandorte unwiederbringlich zerstört werden. In den letzten beiden Jahren wurden Topfversuche mit angesäuerten Biokohlesubstraten durchgeführt und die Möglichkeit der Torfsubstitution für Moorbeetsubstrate untersucht. Zur Kultivierung kalkempfindlicher Pflanzen aus der Gattung Rhododendren, Camellia, Ericacea, karnivore Pflanzen und andere Moorbeetpflanzen wird ein Kultursubstrat benötigt, welches kalkarm, wasserspeichernd, salzarm, leicht sauer und mit einem hohen organischen Anteil versehen ist. Im Alltagssprachgebrauch auch Moorbeet-, Rhododendron- und Azaleenerde genannt, finden Moorbeetsubstrate vor allem Anwendungen im Garten- und Landschaftsbau, sowie im Hobbygartenbereich. Wie in Kapitel 4.3.2.3 beschrieben, eignet sich Schwefel Bentonit, wie er vorwiegend in der Landwirtschaft eingesetzt wird, sehr gut, um damit Moorbeetersatzsubstrate mit einem niedrigen pH- Wert von ca. 4 – 5 herzustellen.

Zur Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit dieser neu entwickelten Torfersatzsubstrate wurden angesäuerte Komposte mit und ohne Biokohle in Topfversuchen mit *Rhododendron simsii* getestet. Als Kontrolle wurden ein handelsübliches, torfhaltiges Moorbeetsubstrat sowie nicht angesäuerte Komposte mit und ohne Biokohle verwendet.

Die Versuchsergebnisse zeigen, dass sich die Schwefelzugabe bei den zwei verwendeten Substratmischungen positiv auf die Pflanzenverträglichkeit ausgewirkt hat. Sowohl im Substrat mit, als auch im Substrat ohne Biokohle wachsen die Testpflanzen mindestens ebenso gut wie im eingesetzten torfhaltigen Kontrollsubstrat. Im angesäuerten Biokohlesubstrat zeigen die Pflanzen sogar ein leicht verbessertes Wachstum hinsichtlich der Parameter Pflanzenhöhe und Pflanzenbreite. In Abbildung 5.17 ist das Höhen- und Breitenwachstum in Substratmischungen aus 25 Vol% Torf und 75 Vol% Kompost dargestellt.

Angesäuerte Biokohlesubstrate haben aus gärtnerischer Sicht den Vorteil, dass aufgrund des Kompostanteils mehr Nährstoffe vorhanden sind als in reinen Torfsubstraten. Bei den reinen Torfsubstraten erfolgt die Nährstoffversorgung über eine angepasste mehrmalige Düngung. Die Möglichkeit der Düngereinsparung durch Anwendung angesäuerter Biokohlesubstrate ist ein weiterer nennenswerter Aspekt. Darüber hinaus ist insbesondere bei längerer Kulturdauer der Einsatz von Biokohlekompost positiv zu bewerten, da er sich nicht vollständig wie Torf zersetzt. Die Zugabe von Schwefel verbessert außerdem die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe.

Lediglich die Anwendung von 100 % angesäuertem Biokohlesubstrat könnte aufgrund der Schwefelzugabe und den dadurch erhöhten Salzgehalt auf einige Pflanzen störende Auswirkungen haben. Zu empfehlen ist daher die Herstellung von Mischsubstraten aus Torf und Biokohlekompost zu gleichen Anteilen. Dies zeigte auch in den Pflanzversuchen die besten Ergebnisse. In der Literatur finden sich ähnliche Erfahrungen mit Schwefel. Als Vorteile des Schwefelesinsatzes nennen Schmitz & Fischer (2002) außerdem die gute Pflanzenverträglichkeit des Schwefels.

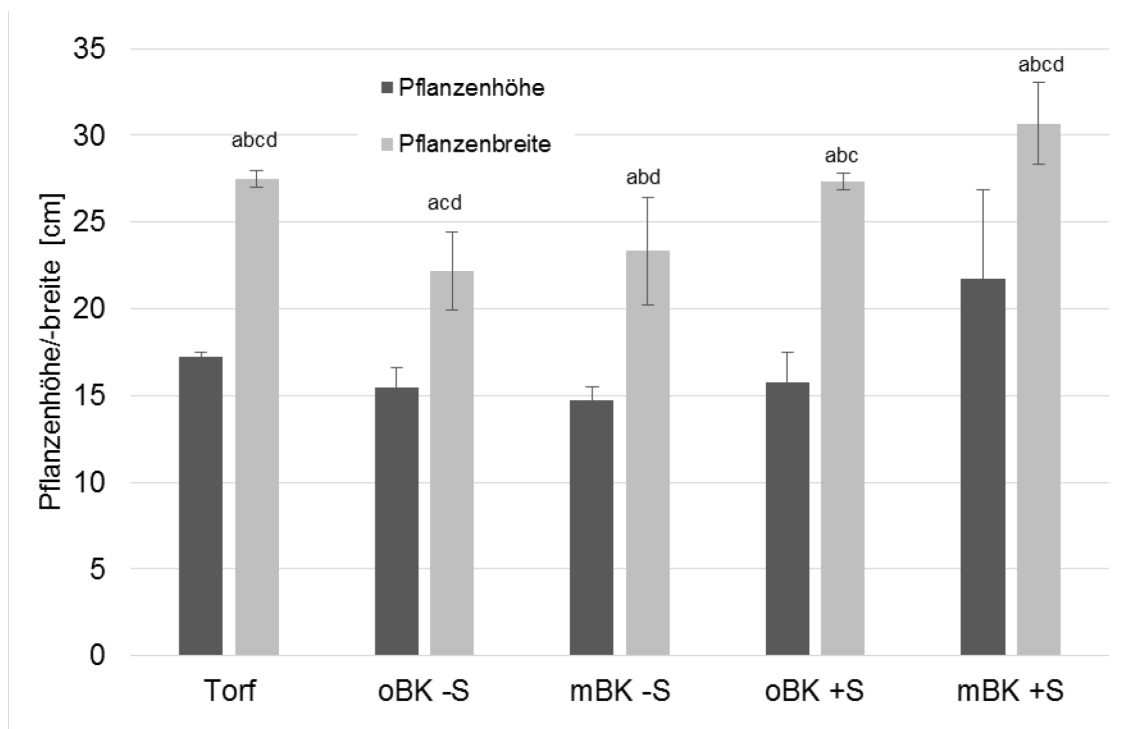


Abbildung 5.17: Wachstumsergebnisse von *Rhododendron simsii* (n=3), Substratmischungen aus 25 Vol% Torf und 75 Vol% unangesäuertem Kompost mit (mBK-S) und ohne Biokohle (oBK-S) und dem mit Schwefel angesäuertem Kompost mit (mBK+S) und ohne Biokohle (oBK+S).

Auch die Vitalität der Versuchspflanzen war nach einer Wachstumsperiode von 14 Monaten (Versuchslaufzeit Juni 2013 - September 2014) bei den Pflanzen im angesäuerten Biokohlesubstrat ohne Torf am größten.

Die Vitalität wurde anhand des Gesamteindrucks (Anzahl von braunen oder welken Blättern, Schädlingsbefall, Blüte etc.) auf einer Skala von 1 bis 9 (1 = sehr schlecht & 9 = sehr gut) bewertet (Abb. 5.18).

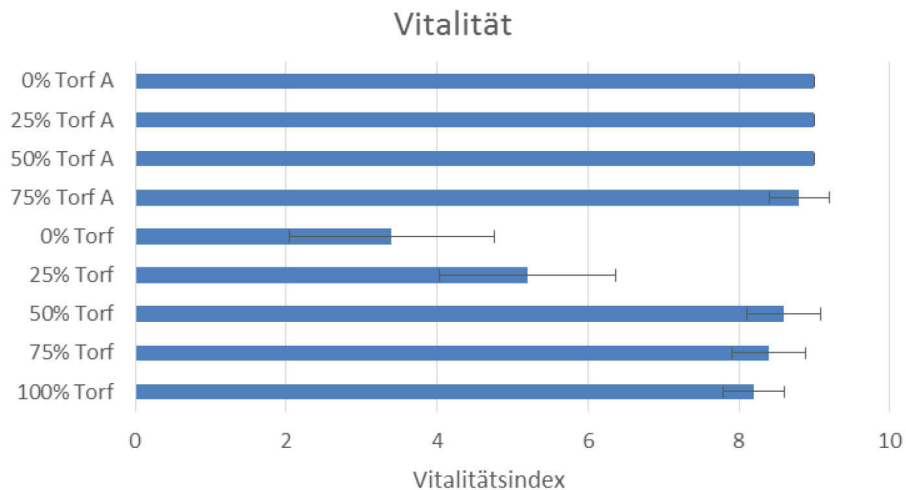


Abbildung 5.18: Vitalität von *Rhododendron simsii* nach einer Wachstumsperiode von 14 Monaten (n=5), Substratmischungen aus Torf und unangesäuerten GA2 15 % und dem mit Schwefel angesäuertem GA2 15 % (A), die Anteile an GA2 entsprechen der Differenz zu 100%

5.2.4 Schau- und Versuchsgarten

Zur Untersuchung der verschiedensten Anwendungsmöglichkeiten des Biokohlekompostes wurde im Frühjahr 2012 ein Schau- und Versuchsgarten angelegt, bei dem die Urban Farming-Thematik und der nachhaltige Anbau von Nutzpflanzen im Vordergrund standen (Abb. 5.19). In zahlreichen Beeten wurden Biokohlekomposte sowie Komposte ohne Biokohle ausgebracht, um die Effekte von Gemüse- und Zierpflanzen im Freiland zu testen. Im Folienzelt wurden unterschiedliche Tomatenpflanzen, Gurken und Wassermelonen hinsichtlich ihrer Erträge untersucht.



Abbildung 5.19: Versuchs- und Schaugarten im Zeitraum März – August 2012



Abbildung 5.19: Versuchs- und Schaugarten im Zeitraum März – August 2012

Zusätzlich wurden zwei Schaubeete im öffentlichen Gewächshaus unter dem Motto „Tropische Haus- und Waldgärten Amazoniens“ angelegt (Abb. 5.20). Tropische Nutzpflanzen, wie Banane, Papaya und Süßkartoffel wurden in eine Substratmischung mit ca. 15 % Biokohle gepflanzt, und stammten aus eigener Anzucht mit den Biokohlesubstraten.



Abbildung 5.20: Schaubeete mit tropischen Nutzpflanzen in einem der öffentlichen Gewächshäuser des Botanischen Gartens

5.2.4.1 Pflanzversuche im Freiland und Gewächshaus

Seit dem Frühjahr 2012 wurden im Gewächshaus zahlreiche Versuche mit unterschiedlichen Tomatensorten durchgeführt (Abb. 5.21). 73 % der untersuchten Tomaten zeigten einen Mehrertrag im Biokohlekompost.

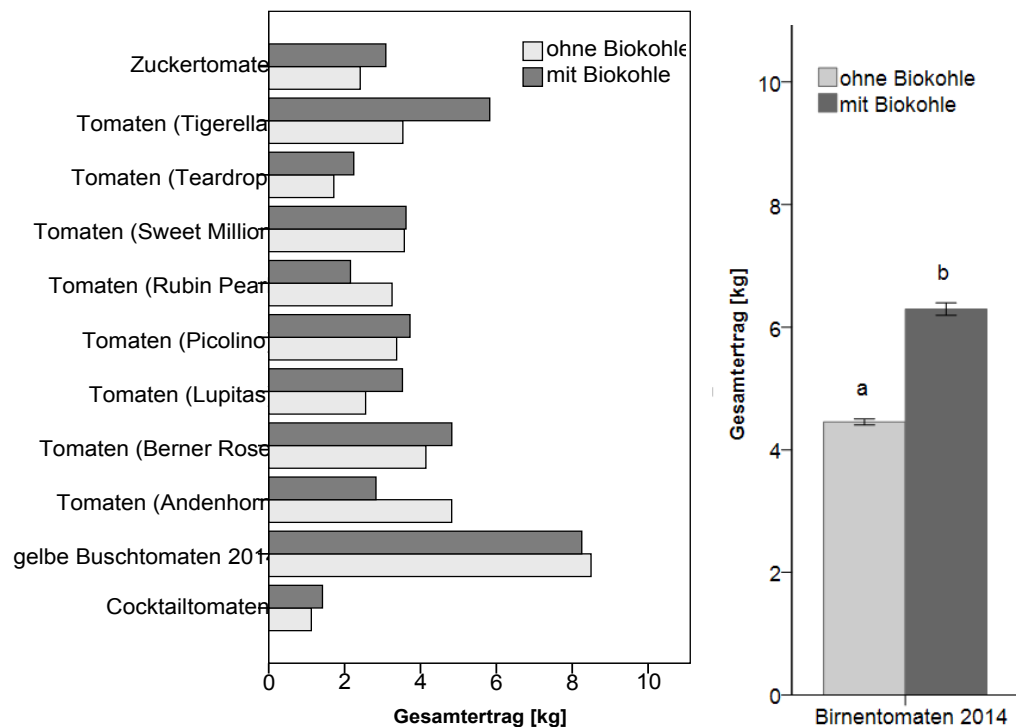


Abbildung 5.21: Gesamterträge unterschiedlicher Tomatensorten im Vergleich Kompost mit und ohne Biokohle; Birnentomate 2014 (unterschiedliche Buchstaben symbolisieren statistische Signifikanz mit $p < 0,05$ und $n = 5$)

Im Frühjahr 2012 wurden zahlreiche kleine Beete für die ersten Vorversuche angelegt, die mit unterschiedlichen Mengen (10-15 l/m²) an Biokohlekomposten sowie reinen Kontrollkomposten appliziert und oberflächlich im Boden eingearbeitet wurden, um die Effekte auf verschiedene schwach- mittel- und starkzehrende Gemüse- und Zierpflanzen im Freiland zu testen. Folgende Versuchspflanzen kamen zum Einsatz:

Zucchini, Salat, Bohnen, Radieschen, Mangold, Paprika, Kohlrabi, Kürbis, Erdbeere, Rote Beete, Karotte und verschiedene Zierpflanzen

Die Vorversuche zeigten über den vergleichsweise kurzen Versuchszeitraum einjähriger Kulturen kaum deutliche Unterschiede. Zumeist waren sowohl Wachstum, als auch Ertrag und Geschmack der Gemüsepflanzen auf allen Flächen gleich. Bei Kartoffeln, Bohnen und Radieschen zeigten die Kompostvarianten mit Biokohle einen leichten Mehrertrag, geschmacklich unterschieden sie sich nicht voneinander. Vermutlich wurden die Pflanzen bereits durch die reine Kompostzugabe sehr gut mit Nährstoffen versorgt.

Im Frühjahr 2013 wurden die Beete sowohl mit einjährigen als auch mehrjährigen Kulturpflanzen bepflanzt, um Effekte auf den Ertrag über eine längere Vegetationsperiode zu untersuchen. In Abbildung 5.22 sind die Gesamterträge ausgewählter Kulturpflanzen dargestellt. Es ist festzustellen, dass die meisten Biokohlekompostvarianten einen leichten Mehrertrag gegenüber der reinen Kompostvariante aufwiesen. Weiterhin kann herausgestellt werden, dass die positive Wirkung des Biokohlekomposts sich nicht immer in der ersten Vegetationsperiode zeigt, sondern teilweise auch erst in der zweiten, wie z. B. bei Liebstöckel.

Hier scheint durch die Zugabe von Biokohle eine verbesserte Langzeitversorgung der Pflanzen gegeben zu sein, die auch die eigentliche Wirkung von Biokohle ausmachen sollte. Es gibt aber auch Pflanzen die einen geringeren Ertrag mit Biokohlekompost aufweisen im Vergleich zur reinen Kompostvariante wie z. B. bei der Gurke aus 2014 und 2015, die allem Anschein nach bestimmte Mileuprägungen durch Biokohle (Erhöhung des pH-Wertes) nicht tolerierten.

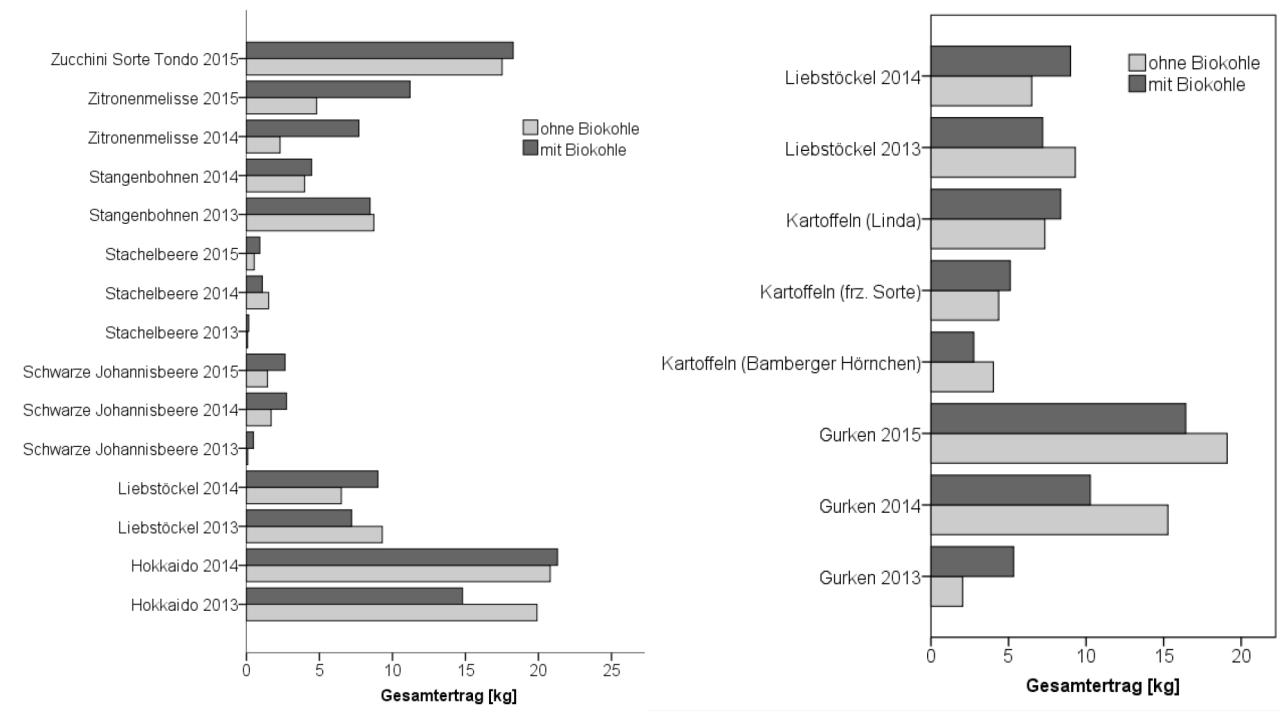


Abbildung 5.22: Gesamterträge von ein- und mehrjährigen Kulturpflanzen aus verschiedenen Beetversuchen

5.2.4.2 Parzellenversuche mit Gemüsekulturen

Zur Untersuchung der pflanzenbaulichen Wirkung sowie der Nährstoffverfügbarkeit der Substrate des Großansatzes 2 in den Varianten IR 0 %, IR 15 %, F 0 % und F 15 % wurden im späten Frühjahr 2012 die ersten Parzellenversuche im Freiland mit Erdbeeren der Sorte Elsanta und Kartoffeln der Sorte Belana durchgeführt. Im darauffolgenden Jahr 2013 wurde Weißkohl der Sorte Lennox angebaut. Die Versuchsfläche der Größe von 49,5 m² wurde in drei gleich große Teilflächen unterteilt, die wiederum in fünf gleich große Parzellen der Größe von 2,25 m² aufgeteilt wurden (Abb. 5.23 und 5.24). Die fünfte Parzelle diente als Kontrolle. Der Parzellenversuch erfolgte in dreifacher Wiederholung und wurde randomisiert durchgeführt. Nach einer einheitlichen Grunddüngung mit Hornspänen wurden die Substrate des Großansatzes 2 auf den vier jeweiligen Parzellen jeder Teilfläche in den entsprechenden Varianten mit einer Menge von 22 l/m² aufgetragen und oberflächlich in den Boden eingearbeitet. Auf jeder Parzelle wurden jeweils zehn Pflanzen gepflanzt. Um mögliche Randeffekte auszuschließen, wurde eine Pufferzone um das Versuchsfeld angelegt.

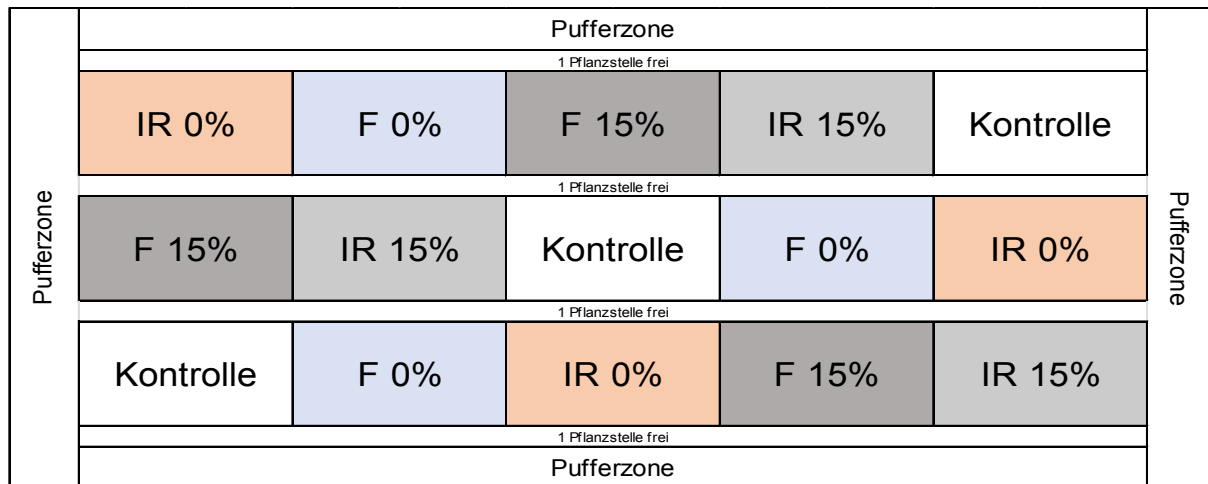


Abbildung 5.23: Schematische Darstellung des Parzellenversuches (n=3)

Für die Untersuchung der pflanzenbaulichen Wirkung wurden folgende Parameter erhoben:

- Einzel- und Gesamtgewichte von Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl pro Pflanze pro Parzelle
- Anzahl der Kartoffeln und Erdbeeren pro Parzelle
- Gesamterträge von Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl pro Testsubstrat



Abbildung 5.24: Unbepflanzte und bepflanzte Testparzellen

Für das Testsubstrat Kompost mit 15 Vol% Biokohle (IR15) wurden bei allen drei Pflanzen tendenziell leichte Mehrerträge im Vergleich zur Kontrolle festgestellt, die aber nicht statistisch signifikant sind (Abbildung 5.25). Für Kartoffeln wurde ein Mehrertrag von 33 % für Erdbeeren von 17 % erzielt.

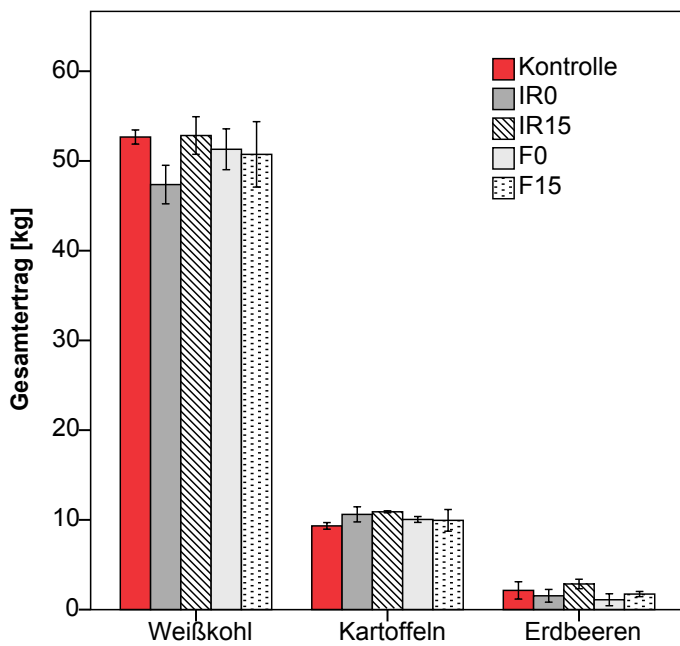


Abbildung 5.25: Gesamterträge der Parzellenversuche mit Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl; Vergleich der Testsubstrate mit den entsprechenden Kontrollen

Beim Vergleich der Testvarianten mit und ohne Biokohle zeigt sich, dass der Zusatz von Biokohle sich positiv auf den Gesamtertrag auswirkt, aber auch hier nicht statistisch signifikant (Abb. 5.26). Beim Vergleich der Testvarianten mit fermentierten und kompostierten Material lassen sich kaum Unterschiede im Gesamtertrag feststellen.

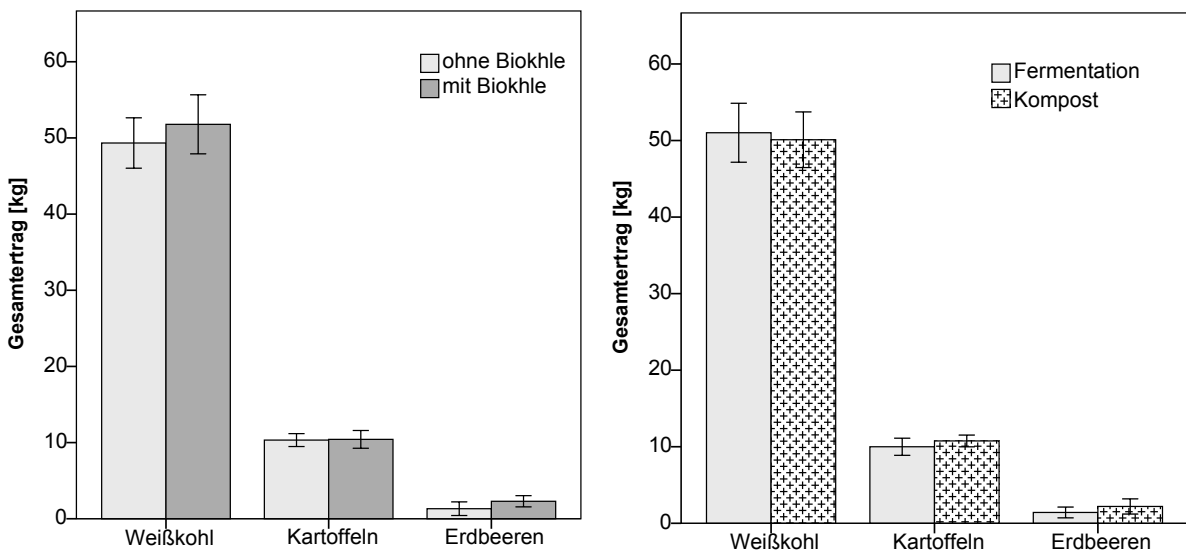


Abbildung 5.26: Gesamterträge der Parzellenversuche mit Kartoffeln, Erdbeeren und Weißkohl; Vergleich der Testvarianten mit und ohne Biokohle sowie fermentiertes und kompostiertes Material

Beim Parzellenversuch mit Erdbeeren wurde auch die Pflanzenvitalität betrachtet. Alle Pflanzen wurden von einer sich ausbreitenden Krautfäule befallen. Die Erdbeerpflanzen, die im Testsubstrat mit Biokohlekompost (IR15%) wuchsen, waren deutlich resistenter gegenüber diesen Schaderreger (Abb. 5.27).

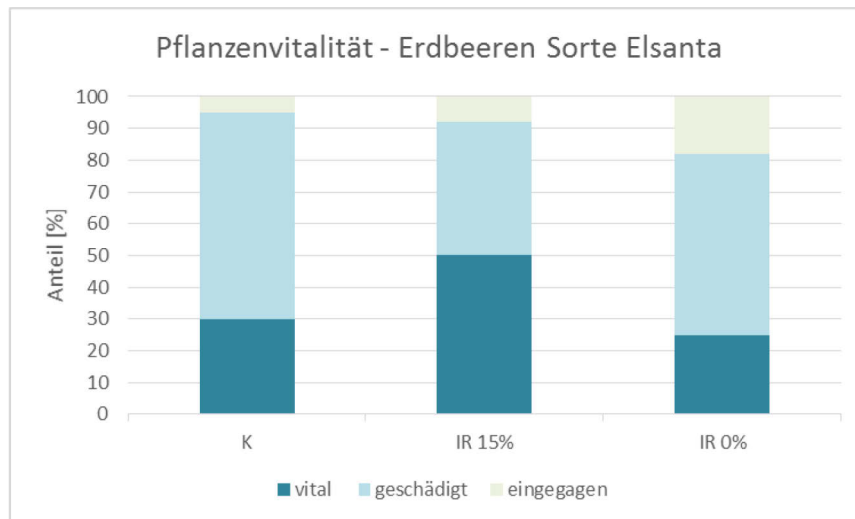


Abbildung 5.27: Pflanzenvitalität bei Erdbeeren nach Befall mit Krautfäule

5.2.4.3 Hochbeetversuch mit Zucchini

Im Frühjahr 2013 wurde ein dreijähriger Hochbeetversuch mit Zucchini der Sorte Mastil durchgeführt, der den Einfluss von Biokohlekompost auf den Ernteertrag ohne zusätzliche Düngung untersuchen sollte. Hierzu wurden insgesamt sechs Hochbeete mit den beiden Varianten Kompost mit und ohne Biokohle (IR0 und IR15) in dreifacher Wiederholung (n=3) angelegt. Im ersten Vegetationsjahr 2013 zeigte der Kompost ohne Biokohle (IR0) einen höheren Zucchinienertrag als der Kompost mit Biokohle. Eine mögliche Ursache liegt eventuell an der Stickstoff-Festlegung durch die Biokohle, so dass die Pflanzenverfügbarkeit reduziert ist. Im darauffolgenden Jahr 2014 hatte der Kompost mit Biokohle (IR15) einen 56%igen signifikanten Mehrertrag und im Jahr 2015 einen 10%igen im Vergleich zum Kompost ohne Biokohle (IR0). Es lässt sich vermuten, dass im zweiten Vegetationsjahr die Nährstoffe im Kompost mit Biokohle besser pflanzenverfügbar waren als im ersten Jahr. Die einzelnen Gesamterträge der Zucchinienernte im Zeitraum 2013 bis 2015 sind in der Abbildung 5.28 dargestellt. Gleiche Beobachtungen wurden auch bei dem Versuch mit Hokkaido gemacht, bei dem auch die Kompostvariante mit Biokohle erst im zweiten Jahr bessere Erträge erzielte. Diese beiden Versuche zeigen deutlich, dass Effekte nicht gleich nach der Erstanwendung von Biokohlekomposten ersichtlich sind, sondern der Zeitfaktor eine größere Rolle spielt.

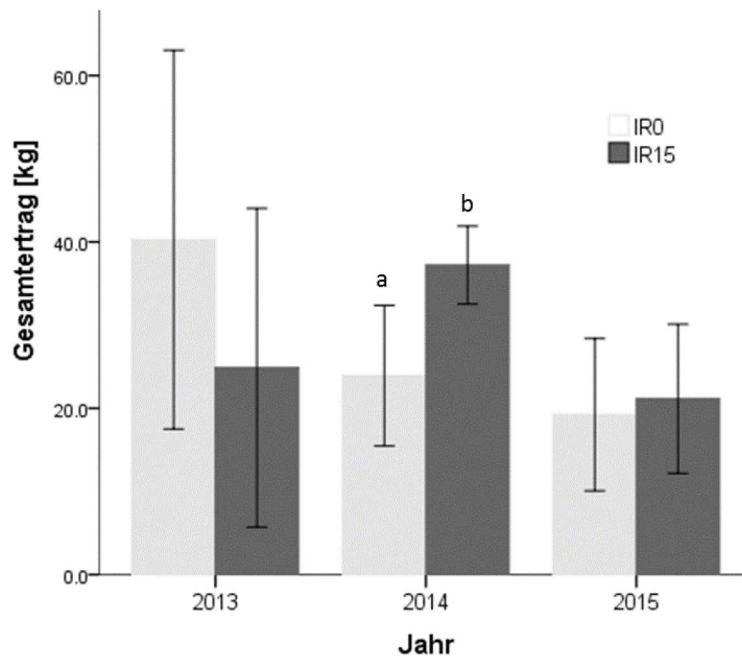


Abbildung 5.28: Gesamterträge der Zucchinierte (Sorte Mastil) aus den Jahren 2013 bis 2015 im Vergleich Kompost ohne Biokohle (IR0) und Kompost mit Biokohle (IR15) (n=3); unterschiedliche Buchstaben bedeuten statistisch signifikante Unterschiede im Gesamtertrag (Signifikanzniveau mit $p=0,05$)

5.2.5 Erfahrungen der Gärtner des Botanischen Gartens

Viele Gärtner einzelner Reviere des Botanischen Gartens führten selbstständig weitere pflanzenbauliche Untersuchungen durch. Auf diese Weise konnten wichtige, ergänzende Erkenntnisse bei der Verwendung von Biokohlesubstraten gewonnen werden. Positive Effekte der Biokohle wurden u.a. bei der Bewurzelung von Jungpflanzen beobachtet. Auch ein geringerer Befall mit Pilzkrankheiten bei Pflanzen, die in Substraten mit Biokohle wuchsen, war auffällig (Abb. 5.29).



Abbildung 5.29: Bewurzelungsversuche mit Primeln (links) und geringerer Befall von Mehltau bei Pflanzen in Biokohlesubstraten gegenüber Pflanzen in Kontrollsubstraten (Mitte) sowie Pflanzversuche mit *Rhododendron simsii* (rechts)

Pflanzentests mit Moorbeetpflanzen dienten dem TerraBoGa- Team als Orientierungshilfe für die späteren eigenen Versuche mit Rhododendren. In den Versuchen der Gärtner machten sämtliche, in Biokohlesubstrate getopfte Pflanzen nach kurzer Zeit einen kümmerlichen Eindruck. Sie reagierten mit Blattnekrosen oder Blattabwurf. Die von den Gärtnern durchgeführten Tests zeigten schon früh, dass sich reine unbehandelte Biokohlesubstrate nicht für die Kultivierung von Moorbeetpflanzen eignen.

Vorversuche der Gärtner des Botanischen Gartens ermöglichten es, die Eignung der biokohlehaltigen Substrate bei einer sehr breiten Palette von Pflanzen durch das jeweilige Fachpersonal zu testen. Nach Ablauf des fünfjährigen Projektes konnten die TerraBoGa-Substrate in allen Revieren erprobt werden und erzeugten unterschiedliche Einschätzungen. Wie auch häufig in der Literatur beschrieben, zeigten die Biokohlekomposte vielfältige Effekte auf das Pflanzenwachstum. So erwähnen die Gärtner positive Auswirkungen wie gute Drainage des Substrats, effizientere Düngewirkung oder größere Blühfreudigkeit. Bemängelt wurden Eigenschaften der Biokohle wie das schnelle Austrocknen. Auch der hohe pH- Wert, sowie ein bisweilen hoher Salzgehalt erwiesen sich nicht für alle getesteten Pflanzen als zuträglich. Insbesondere empfindliche Kulturen wie etwa Orchideen, aber auch bestimmte Anzuchten von Jungpflanzen benötigen nach wie vor speziell für sie abgestimmte Substrate. In den meisten Revieren des Botanischen Gartens finden Biokohle und Biokohlesubstrate jedoch mittlerweile als Mischkomponente Verwendung.

5.3 Zusammenfassung Umwelt- und pflanzenbauliche Wirkung

Die effiziente Nutzung aller im Botanischen Garten vorhandenen Ressourcen und die Optimierung des Kompostierprozesses waren die Voraussetzung zur Herstellung von qualitativ hochwertigen Komposten und Biokohlekomposten.

Zur Bestimmung des Einflusses von Biokohle auf die Treibhausgasemissionen der Grünschnittkompostierung im BG wurden in Kooperation mit der TU Berlin Messungen zu THG-Emissionen durchgeführt. Die Ergebnisse der Gasmessungen zeigen, dass der Zusatz von Biokohle einen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen hat. Die Mieten mit Biokohle wiesen im Vergleich zu den Mieten ohne Biokohle zwischen 24 und 43 % geringere CH₄-, NH₃- und N₂O-Emissionen (als CO_{2eq}) auf, was im Hinblick auf eine Senkung der Treibhausgasemissionen positiv bewertet werden kann.

Zur Beurteilung des Freisetzungsverhaltens und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen wurden Schüttelverfahren (DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01) und Säulenperkolationsverfahren (DIN 19528:2009-01) eingesetzt. Die Zielstellung lag in der Untersuchung des Einflusses von Biokohle auf das Elutionsverhalten sowie die Freisetzung von Nähr- und Schadstoffen aus Komposten und Pflanzsubstraten.

Sowohl für die Umwelt- als auch für die Düngewirkung ist der Einfluss der Biokohle auf den Nährstoffrückhalt als positiv zu bewerten. Insgesamt betrachtet, bietet die Anwendung von Biokohle mit der Möglichkeit des Nährstoffrückhaltes und der Reduzierung einer Auswaschung von Nährstoffen ein großes Umweltentlastungspotenzial, v.a. im Hinblick auf die

Nitratbelastungen von Grund- bzw. Trinkwässern aus Düngemitteln.

Proben- sowie methodenübergreifend (Schüttel- und Säulentest) betrachtet, führte die Co-Kompostierung von Biokohle zu einer Reduzierung der Nährstofffreisetzung aus frisch hergestellten Komposten und somit zu einem Nährstoffrückhalt gegenüber Komposten ohne Biokohle. Die durchgeführten Elutionsversuche mit Pflanzsubstraten, bestehend aus Komposten der GA2-Serie mit/ohne Biokohle sowie an das Kontrollsubstrat (bisheriges Pflanzsubstrat im BG) angepasste Zuschlagstoffe meist mineralischer Herkunft, zeigten vergleichbare Ergebnisse hinsichtlich des Einflusses der Biokohle auf den Nährstoffrückhalt. Zusammenfassend lässt sich für die Pflanzsubstrate feststellen, dass keine Zugabe eines Volldüngers im Vergleich zum gedüngten Kontrollsubstrat notwendig war.

Die vielfachen Pflanzversuche zur Untersuchung der pflanzenbaulichen Wirkung der neu hergestellten Komposte/Biokohlekomposte und Pflanzsubstrate zeigten ebenfalls sehr positive Ergebnisse. Das Pflanzenwachstums verlief in den Testsubstraten (mit Biokohlekompost) im Vergleich zur Kontrolle (mit u.a. Torf) ebenso gut, in einigen Fällen sogar bessere als die herkömmlich verwendeten Substrate des Botanischen Gartens. Pflanzversuche zeigten, dass die Verwendung von Biokohlekompost als Substratkomponente die Verwendung von Torf und weiteren Zuschlagstoffen minimieren kann. Speziell hergestellte Moorbeetersatzsubstrate belegten in Versuchen mit *Rhododendron simsii* ein hohes Torfsubstitutionspotential angesäuerter Biokohlekomposte.

In den Freilandversuchen konnten leichte Mehrerträge, die teilweise signifikant waren, durch die Anwendung von Biokohlekompost nachgewiesen werden.

Die verwendeten Biokohlekomposte zeigten im Freiland eine Förderung des mikrobiellen Bodenlebens (mikrobielle Biomasse, nitrifizierende Mikroorganismen) und eine Verbesserung des Lebensraums für *Eisenia fetida*. Die reine Biokohle zeigte keine Wirkung auf Mikroorganismen und den Vertreter der Bodenfauna.

Abschließend zu erwähnen sind die vielversprechenden Ergebnisse hinsichtlich einer potenziellen Düngereinsparung aufgrund der positiven Synergieeffekte von Biokohle und Kompost sowie der bei vielen Kulturen zu beobachtende positive phytopathogene Einfluss durch die Biokohle.

Biokohle sollte deshalb als neuer Bestandteil in Kultursubstraten weiter untersucht und diskutiert werden.

6 Ökologische Bewertung und Kosten-Nutzen Analyse

Die ganzheitliche Bewertung der dargestellten Stoffstromszenarien (vgl. Kap. 2) umfasst neben der technischen und betriebswirtschaftlichen Betrachtung besonders den ökologischen Aspekt.

Bei der ökologischen Betrachtung (Ökobilanz) werden sämtliche umweltrelevanten Eingriffe (z. B. Torfnutzung) sowie die Emissionen in die Umwelt (z. B. THG) aufgeführt. Dabei findet eine Gegenüberstellung von der Ausgangslage vor Projektbeginn mit durch die Einführung der TPT erzielten Effekte statt.

Die ökologische Betrachtung bietet wiederum weitere Ansatzpunkte für ökonomische Betrachtungen und Bewertungen. So können die verschiedenen potenziellen ökologischen Leistungen, die bislang nicht über die Märkte bewertet werden, mit einem betriebs- oder volkswirtschaftlichen Nutzen verbunden werden.

6.1 Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt/-dynamik

Im Rahmen der Stoffstromanalyse für den BG wurden die stofflichen Ein- und Austräge ermittelt und durch chemische Analysen deren Gehalt an Kohlenstoff und Nährstoffen bestimmt.

In Abbildung 6.1 ist der Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt des BG schematisch dargestellt. Als Elemente werden speziell Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium betrachtet.

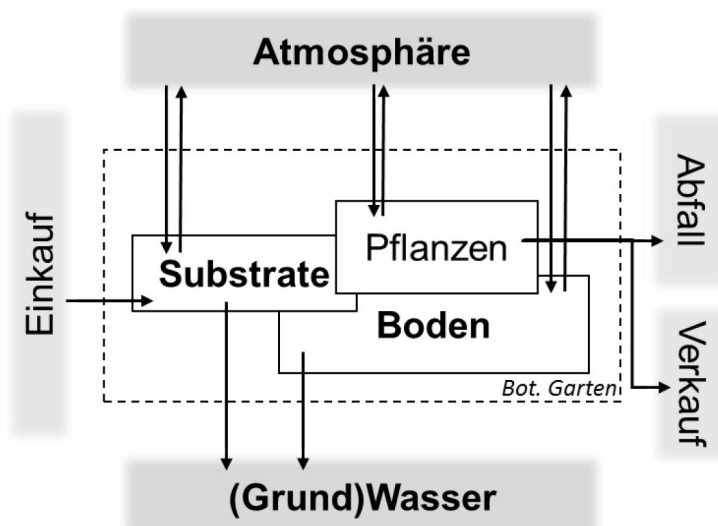


Abbildung 6.1: Schematische Darstellung des Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalts im BG, Pfeile weisen auf den Stoffstrom der Elemente im sowie in und aus dem System hin

Zur Bestimmung des jährlichen Stoffflusses wurden der Ein- und Austrag an C, N, P, K anhand der Daten aus dem Einkauf von Dünger, Kompost, Torf und aus der Einbindung von CO₂ in die Biomasse der Pflanzen sowie der Entsorgung von pflanzlichen Reststoffen, dem Verkauf

von Kompost und Holz und der Emissionen im BG berechnet. Datenlücken hinsichtlich einzelner Prozesse, wie z. B. Stoffaustausch mit der Atmosphäre und Eintrag ins Grundwasser wurden durch Literaturangaben geschlossen.

6.1.1 Bilanz vor Projektbeginn

Pro Jahr (Bilanzzeitraum 2008-2010) wurden durchschnittlich durch Dünger, Kompost, Torf und Zuschlagstoffen sowie den atmosphärischen Einträgen 190 Mg Kohlenstoff (C), 2,8 Mg Stickstoff (N), 800 kg Phosphor (P) und 2,2 Mg Kalium (K) in den BG eingetragen/eingeführt.

Durch die teilweise eigene Nutzung an Kompost sowie Holz und Rasenschnitt wurden 17 Mg C, 790 kg N, 150 kg P und 690 kg K in den BG zurückgeführt.

Über die Entsorgung von pflanzlichen Reststoffen und Erdresten verließen 55 Mg C, 1,5 Mg N, 300 kg P und 1,7 Mg K den BG. Der Verkauf führte zu einem Output von 21 Mg C, 410 kg N, 76 kg P und 300 kg K. Durch die prozessbedingten (Kompostierung und Mulch) und flächenhafte Emissionen sowie durch Düngung wurden insgesamt 74 Mg C und 350 kg N emittiert. Sickerwasserausträge (Freiland flächenhaft, Gießwasser Gewächshäuser und Prozesswasser bei der Kompostierung über Entwässerung), führen zu einem Verlust von 870 kg N, 540 kg P und 2,3 Mg K. Insgesamt beläuft sich der Output auf 150 Mg C, 3,1 Mg N, 900 kg P und 4,3 Mg K.

Die Bilanz zeigt, dass im BG jährlich 55 Mg C, 500 kg N und 34 kg P temporär gespeichert werden. Nur bei Kalium führte, nach den vorliegenden Berechnungen, hohe Entsorgungs- und Prozessbeträge zu einem Verlust von 1,4 Mg pro Jahr.

In Tabelle 6.1 sind die mittleren In- und Outputströme der Jahre 2008 bis 2010 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6.1: Jährliche In- und Outputströme von C, N, P und K (Bilanzzeitraum 2008 bis 2010)

		C [kg]	N [kg]	P [kg]	K [kg]
Input (IP)	Einkauf	24.270	1.506	367	2.138
	Atmosphärische Einträge	163.800	1.290	430	52
Eigenutzung (EN)	Kompost und Mulch	16.790	786	151	688
	Summe IP + EN	204.860	3.582	948	2.877
Output (OP)	Entsorgung	55.323	1.461	301	1.697
	Verkauf	20.850	409	76	299
	Prozess	73.616	1.230	538	2.253
	Summe OP	149.788	3.100	915	4.249
Bilanz IP + EN - OP		55.071	481	33	-1.372

Im Folgenden werden die zugrundeliegenden Teilprozesse näher dargestellt und erläutert.

Die Einträge aus der Luft (Deposition) betragen nach BGBM (2014) 164 Mg Kohlenstoff. Für die Stickstoffeinträge wurden Zahlen des BfN (2015) herangezogen, die für das Untersuchungsgebiet einen Stickstoffeintrag von 30 kg N/ha a ausweisen (insgesamt 1,2 Mg N). Phosphoreinträge werden von Fuchs et al. (2010) mit 10 kg P/ha a angegeben (insg. 430 kg P). Kalium wird über atmosphärische Deposition in Höhe von 52 kg in den BG eingetragen (1,2 kg/ha a; Frimmel, 1999).

Das aufgenommene CO₂ (164 Mg C) wird in der pflanzlichen Biomasse gespeichert. Durch Pflegemaßnahmen werden davon jährlich ca. 155 Mg entnommen. Der restliche Kohlenstoff wird im Boden, als nicht entnommene abgestorbene Biomasse, umgesetzt und gespeichert. Die atmosphärischen Einträge an N, P und K werden von den Böden und Pflanzen aufgenommen. Insgesamt ist in der entnommenen Biomasse neben 155 Mg C, 3 Mg N, 650 kg P und 3,6 Mg K gespeichert.

Die extern zugeführten Materialien (Kompost, Torf und die organischen und mineralischen Zuschlagstoffe) werden teilweise über mehrere Jahre umgesetzt. Ein Teil geht dabei in den Bodenvorrat über und erhöht z. B. temporär die im System gespeicherten Kohlenstoffvorräte. Ein weiterer Teil wird nach Gebrauch direkt entsorgt und über Erdbeimengungen der Kompostierung zugeführt. Durch die Nutzung und Verweilzeit im BG kommt es jedoch durch weitere Mineralisierung sowie Emissionen und Austräge mit Gieß- und Regenwasser zu Verlusten an C, N, P und K.

Ein großer Teil der pflanzlichen Reststoffe wurde kompostiert bzw. als Mulchmaterial eingesetzt. In der Kompostierung wurden dabei 41 Mg C als CO₂ und CH₄ und 110 kg N als N₂O freigesetzt sowie 830 kg N, 320 kg P und 2,2 Mg K, teilweise aufgrund nicht abgedeckter Kompostmieten, ausgewaschen.

Die Kompostierung im BG zeichnete sich vor Projektbeginn durch eine schlechte Betriebsführung aus (siehe Kap. 3.2.1), die nach Cuhls et al. (2015) und Bifa (2010) zu maximalen Emissionswerten von bis zu 12 kg CH₄/Mg, 600 g N₂O/Mg und 700 g NH₃/Mg pro Tonne Kompostmaterial führen kann. Das Heranziehen dieser Maximalwerte führt zu o.g. Emissionswerten. Die Sickerwasserrate wurde aus der Gegenüberstellung von gemessenen Werten vor und nach der Kompostierung bzw. den Emissionswerten berechnet.

Beim Mulchen mit Kurzgras werden Abbauraten von 76 % innerhalb von 50 Tagen für C (Flessa et al., 2002) und 1 % (Larsen et al., 1998) bis 2,7 % (Flessa et al., 2002) für N angegeben. Als jährlicher Umsatz wird 90 % Abbau angenommen. Bezogen auf die Gesamtmenge an Kurzgras werden im BG 5,8 Mg C und 4 kg N (Ansatz 1 %) freigesetzt. Durch den Abbau des Kurzgrases werden weitere 320 kg N, 60 kg P und 380 kg K zur Verfügung gestellt. Dabei werden durch die intensive Nährstoffzufuhr nach Diepolder und Raschbacher (2012) ca. 2,7 % des verfügbaren N, insgesamt ca. 9 kg, und 2,5 % des verfügbaren P, insgesamt 1,5 kg, ausgewaschen.

Das Mulchen mit Hackschnitzeln führt bei einem Abbau von angenommenen 80 % (Abbau über längere Zeiträume) zu einer Freisetzung von 20 Mg C. Der emittierte Stickstoff liegt bei

<1 kg. Dabei wird über einen längeren Zeitraum N (228 kg), P (23 kg) und K (150 kg) verfügbar. Der Austrag mit dem Sickerwasser wird durch die lange Verweilzeit als vernachlässigbar angesehen.

6.1.2 Bilanz mit TPT

Durch die Einführung der TPT wurden die pflanzlichen Stoffströme und ihre Verwertungswege neu strukturiert. Dies spiegelt sich in der Kohlenstoff- und Nährstoffbilanz wieder.

Alle Dendromassen, jährlich ca. 550 m³ (131 Mg TM, 62 Mg C), werden im TPT-System zur Herstellung der Biokohle verwendet. Im Karbonisierungsprozess werden daraus 30 Mg Biokohle hergestellt. Das entspricht 21 Mg C, die stabil gespeichert werden. Darüber hinaus enthält die Biokohle Nährstoffe von durchschnittlich 230 kg N, 60 kg P und 260 kg K.

Die nicht oder wenig ligninhaltigen Pflanzenreste (ca. 1000 m³) werden einer kontrollierten Kompostierung zugeführt. Biokohle wird dabei als Zuschlagstoff verwendet. Durch die reduzierte Entsorgung und der reduzierten Verwendung von Rasenschnitt als Mulchmaterial werden nunmehr etwa doppelt so viel pflanzliche Reststoffe kompostiert wie vor Projektbeginn.

Die Umstellung der Kompostierung auf eine gute Betriebsführung zeigt sich in einer verringerten Emission an Methan, Lachgas und Ammoniak. Zusätzlich wirkt sich der Einsatz von Biokohle minimierend auf die THG-Freisetzung aus (vgl. Kap. 5.1.2). Nach Cuhls et al. (2015) und Bifa (2010) werden daher mittlere Werte von bis zu 6 kg CH₄/Mg, 100 g N₂O/Mg und 300 g NH₃/Mg pro Tonne Kompostmaterial angesetzt. In der jetzigen Kompostierung werden dabei insgesamt 42 Mg C als CO₂ und CH₄ und 120 kg N als N₂O und NH₃ freigesetzt sowie 864 kg N, 313 kg P und 2,2 Mg K ausgewaschen.

Durch die prozessbedingten (Kompostierung und Biokohleherstellung) und flächenhafte Emissionen sowie durch Sickerwasserausträge kommt es zu einem Verlust von 96 Mg C, 2 Mg N, 620 kg P und 2,6 Mg K. Durch die notwendige Entsorgung an Erdresten und Laub sowie des größten Teils an Wiesenmahd beläuft sich der Output auf insgesamt 116 Mg C.

Die Nutzung an eigenem Kompost hat sich auf 42 Mg C, 850 kg N, 180 P und 850 kg K erhöht.

Die Einträge aus der Atmosphäre bleiben, wie die Mengen der entnommenen Biomasse, konstant. Der Einkauf reduziert sich durch die wegfallenden externen Komposte. Pro Jahr werden dadurch durchschnittlich 176 Mg C, 2,1 Mg N, 790 kg P und 2,0 Mg K in den BG eingetragen/eingeführt.

Die Bilanz zeigt, dass im BG durch die TPT jährlich 103 Mg C gespeichert werden, davon 21 Mg C stabil. Stickstoff und Phosphor werden etwa so viel ausgetragen wie eingetragen. Bei Kalium kommt es weiterhin zu einem Verlust von 1,4 Mg pro Jahr.

In Tabelle 6.2 sind die mittleren In- und Outputströme zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6.2: Jährliche In- und Outputströme von C, N, P und K mit TPT auf Basis des Bilanzzeitraumes 2008 - 2010

		C	N	P	K
		[kg]	[kg]	[kg]	[kg]
Input (IP)	Einkauf	12.249	819	360	1.949
	Atmosphärische Einträge	163.800	1.290	430	52
Eigennutzung (EN)	Kompost	41.957	851	182	852
	Summe IP + EN	218.006	2.960	971	2.852
Output (OP)	Entsorgung	20.050	1.071	323	1.746
	Verkauf	0	0	0	0
	Prozess	95.662	1.917	623	2.600
	Summe OP	115.712	2.988	946	4.346
Bilanz IP + EN - OP		102.295	-27	25	-1.494

Untersuchungen haben gezeigt, dass während der Sammlung und Lagerung von Grünschnitt und Rasenschnitt durch unkontrollierte Rotteprozesse, ein Verlust von bis zu 30 Mg C, in Abhängigkeit zur Lagerungslänge, auftreten können. Die Verkürzung der Lagerungszeiträume sowie die Konservierung von schnell verrottbaren Ausgangsmaterialien wie Rasenschnitt, würde zu einer weiteren Verringerung von Kohlen- und Nährstoffverlusten führen.

6.1.3 Bilanz der Urin- und Fäkalienverwertung

Die Berechnungen zur Bestimmung der theoretischen eingetragenen Mengen an organischer Trockenmasse (oTR) und Nährstoffen durch die Mitarbeiter und Besucher des BG ergaben pro Jahr ca. 8.800 kg oTR, 1.600 kg N, 190 kg P und 422 kg K (vgl. Kap. 2). Das Rückgewinnungsverhältnis an Nährstoffen liegt im Mittel bei 36 %. Der rückgewinnbare Anteil der "festen" Bestandteile liegt mit 72 % deutlich höher. Eine Erklärung findet sich in der nur eingeschränkt möglichen Rückgewinnung des Urins, in dem sich fast 80 – 90 % des Stickstoffes und 40 – 50 % des Phosphors befinden, da z.B. die Separierung von Urin auf den Frauentoiletten wegen fehlender Sanitärobjekte derzeit nicht möglich ist.

Für den gesamten BG ergeben sich somit nutzbare Mengen an C von ca. 3,5 Mg, an N von 600 kg, P 70 kg und K 150 kg (Tab. 6.3).

Tabelle 6.3: Jährliche durch Besucher und Mitarbeiter eingetragene und nutzbare Nährstoffmengen

Parameter	Theor. Mengen [kg]	Rückgewinnbarer Anteil [%]	Rückgewinnbare Menge [kg]
oTR	8.800	0,72	6.336
N	1.600	0,36	576
P	190	0,36	68
K	422	0,36	152

Die organische Substanz „menschlicher Einträge“ ist in der Gesamtbilanz des BG vernachlässigbar. Die Verwertung der Nährstoffe könnte jedoch eine wichtige Quelle für den internen Bedarf darstellen. Durch Dünger werden z. B. 600 kg N eingetragen, diese könnten durch N aus der nährstofferhaltenden Urinsammlung teilweise ersetzt werden. Gleiches gilt für P und K.

Die Verwendung von rückgewonnenen Nährstoffen würde, bei einem unveränderten Einsatz von zugekauften Dünger, zu einer verstärkte Eutrophierung des Systems führen.

6.1.4 Vergleich der Kohlenstoff- und Nährstoffbilanz

Die größte Auswirkung der TPT findet im Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf statt. Der Vergleich der Bilanz vor und nach Einführung der TPT ist in Abbildung 6.2 für Kohlenstoff und 6.3 für Stickstoff dargestellt.

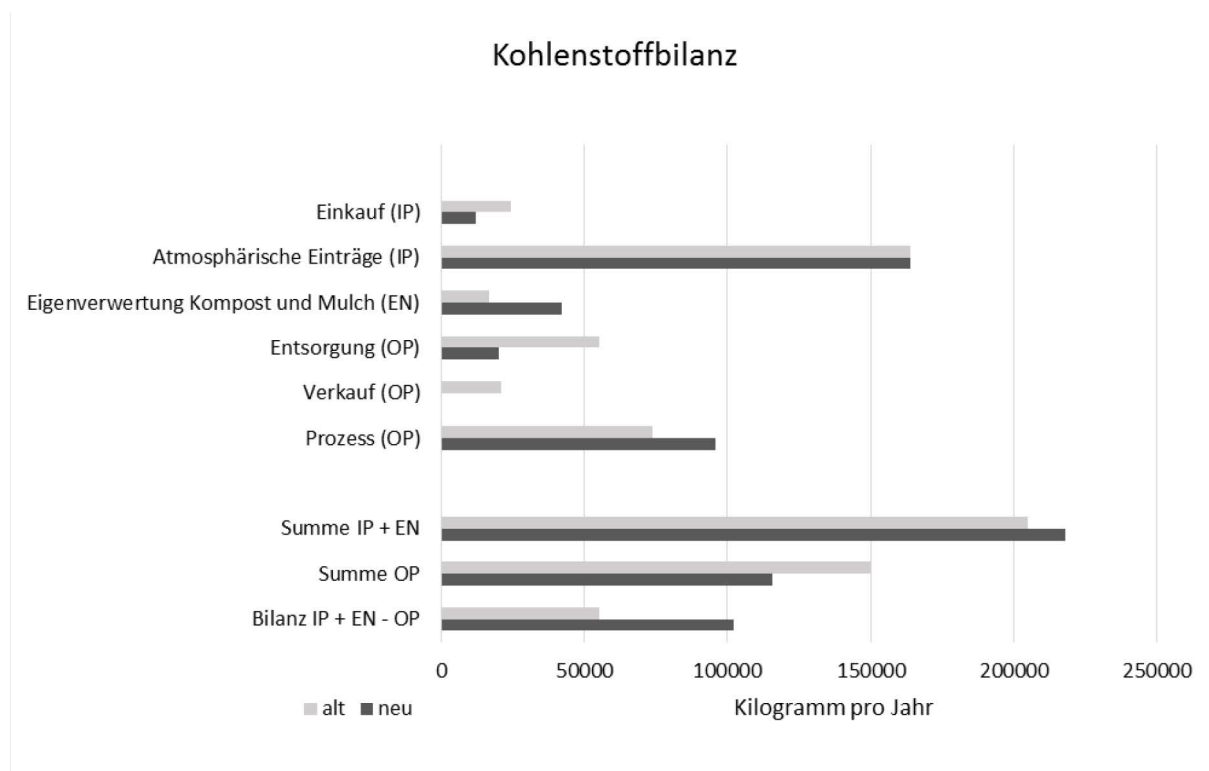


Abbildung 6.2: Vergleich der Kohlenstoffbilanz vor und nach Einführung der TPT; IP: Input, OP: Output, EN: Eigennutzung; helle Balken: vor TPT, dunkle Balken: nach TPT

Der Einsatz der TPT und die Neugestaltung der Stoffströme führt zu einer Reduzierung der gesamten Kohlenstoffzufuhr (Einkauf + Atmosphäre) in den BG um ca. 6 %. Die Reduzierung allein im Einkauf beträgt ca. 50 %. Ebenso wird der Gesamtaustrag (Entsorgung, Verkauf und Prozess) von Kohlenstoff aus dem BG um 23 % verringert, obwohl der prozessbedingte Output durch den höheren Umsatz bei der Kompostierung um 30 % steigt. Durch eine erhöhte Eigenverwertung von Kompost wird 2,5-mal so viel Kohlenstoff im BG umgesetzt wie vor Einführung der TPT. Die Gesamtbilanz aller Bilanzgrößen weist nach der Einführung der TPT eine 86 %ige Steigerung der Kohlenstoffspeicherung, von 55 Mg C auf 102 Mg C, auf.

Ähnlich verhält es sich mit der Stickstoffbilanz. Die Neugestaltung der Stoffströme in dem BG führt zu einer Reduzierung der gesamten Stickstoffzufuhr (Einkauf + Atmosphäre) um ca. 25 %. Durch den geringeren atmosphärischen Anteil, kommt die Verringerung der Stickstoffzufuhr durch den minimierten Einkauf stärker zur Geltung als bei der Kohlenstoffbilanz. Der Gesamtaustrag (Entsorgung, Verkauf und Prozess) von Stickstoff ist, durch den höheren Umsatz bei der Kompostierung leicht um ca. 4 % gestiegen. Durch eine erhöhte Eigenverwertung nach Einführung der TPT im BG wird 8 % mehr Stickstoff über den Kompost umgesetzt. Die Gesamtbilanz weist nach der Einführung der TPT einen ausgeglichenen Stoffhaushalt für Stickstoff auf, was aus Sicht der vorhergehenden Eutrophierung des Systems als positiv zu bewerten ist.

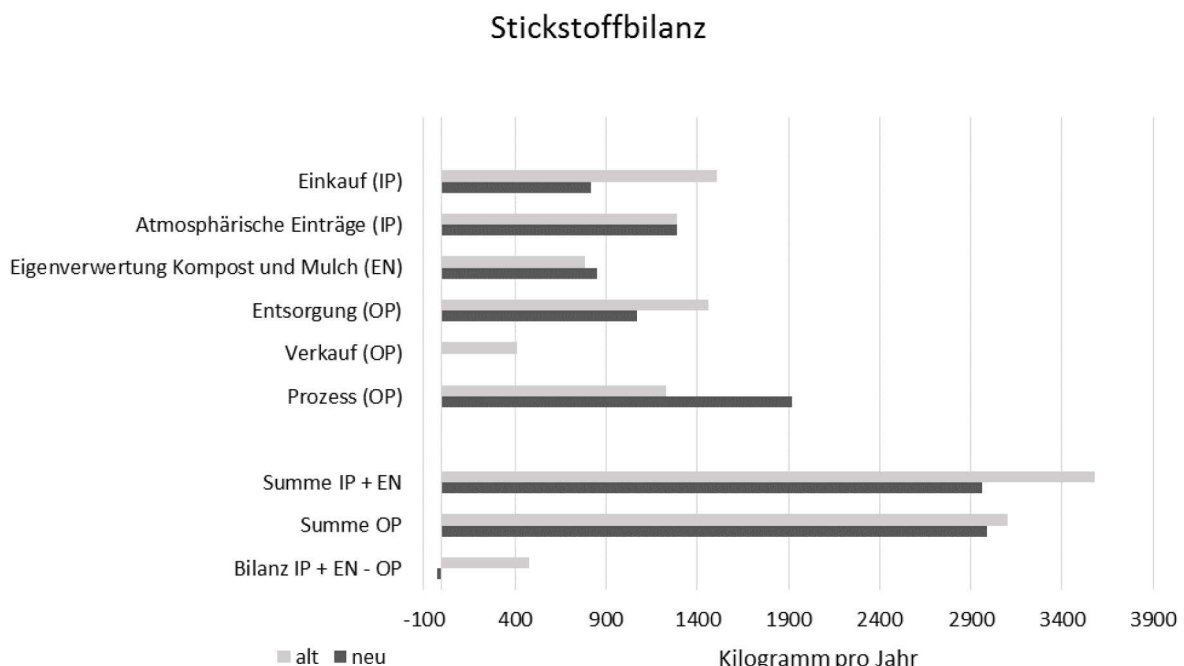


Abbildung 6.3: Vergleich der Stickstoffstoffbilanz vor und nach Einführung der TPT; IP: Input, OP: Output, EN: Eigennutzung; helle Balken: vor TPT, dunkle Balken: nach TPT

6.2 Ökologische Bewertung der Stoffstromszenarien

Der Einsatz der TPT zeichnet sich durch positive externe Umwelteffekte, wie z.B. die dauerhafte Kohlenstoffspeicherung und Reduktion von Emissionen und Nährstoffausträgen aus Böden, aus.

Im Folgenden wird eine ökologische Bewertung der Stoffstromszenarien mit TPT vorgenommen. Anhand der Stoffstromszenarien werden die CO₂-Bilanzen (Indikator CO_{2eq}, Wirkungskategorie Treibhauseffekt) dargestellt und vergleichend bewertet.

Zur Auswertung des Treibhauseffektes wurden die einzelnen Treibhausgase hinsichtlich ihrer CO₂-äquivalenten Wirkung (CO_{2eq}) zusammengefasst. Die wichtigsten Treibhausgase und ihre aktuellen CO₂-Äquivalenzwerte nach IPCC (2007) sind in Tabelle 6.4 aufgeführt.

Tabelle 6.4: Treibhauspotenzial der wichtigsten Treibhausgase

Treibhausgas	CO ₂ -Äquivalentsfaktor
Kohlendioxid (CO ₂), fossil	1
Methan (CH ₄)	25
Distickstoffmonoxid (N ₂ O)	298
Ammoniak (NH ₃)	2,98

Die quantitative Bewertung weiterer Umwelteffekte durch eine Wirkungsbilanz konnte auf Basis der vorhandenen Datengrundlage nur unvollständig realisiert werden. Stichnothe (unveröffentlicht, 2013) bestätigte im Rahmen seines Vortrags „LCA for biochar in agriculture“ im Rahmen des „Sino-German Scientific Symposium Biochar in Agriculture“, dass für eine belastbare Bilanzierung substantielle Grundlagen fehlen und diese allenfalls auf Basis zahlreicher Annahmen möglich ist.

Selbst für die Bilanzierung des Einflusses von Biokohle auf die Emissionen im Kompostierprozess muss die vorhandene Datenlage weiter ausgebaut werden.

Um neben der Klimagasbilanzierung weitere Wirkungskategorien wie das Eutrophierungspotenzial oder Einflüsse auf die Biodiversität bewerten zu können, bedarf es künftig weiterer Untersuchungen.

6.2.1 Ausgangslage

Die vor Projektbeginn angetroffenen Stoffströme wurden in Kapitel 2.1.1 und 6.1.1 dargestellt und dienen als Grundlage der weiteren Betrachtungen und Vergleiche der neustrukturierten Stoffströme nach Einführung der TPT.

Im Folgenden werden die einzelnen Kategorien wie Einkauf, Entsorgung und Kompostierung etc. hinsichtlich der Klimawirkung (CO₂-Bilanz) betrachtet.

6.2.1.1 Einkauf

Kompost: Der BG bezog die externen Komposte aus der näheren Umgebung. Die Kompostierbetriebe von denen der BG die Komposte bezog liegen im Mittel 12 km weit entfernt. Bei einer jährlichen Menge von 180 m³ Kompost sind 10 Fahrten zum Transport in den BG notwendig. Bei Berücksichtigung der Hin und Rückfahrt wurde ein Weg von durchschnittlich 240 km zurückgelegt. Bei Annahme eines Verbrauches von 0,2 l Diesel/ km (Knappe et al., 2007), entstehen 147 kg CO₂ äquivalente Emissionen aus der Verbrennung von 48 l Diesel.

Die Herstellung dieser Komposte verursachte unter Zugrundelegung einer ebenfalls nicht optimalen Kompostierung (große Tafelmieten, eigene Recherche) neben dem Abbau von organischer Substanz (Freisetzung von 20 Mg C) weitere 47 Mg CO_{2eq} durch Emissionen an N₂O, CH₄ und NH₃.

Dazu kommt die Beschaffung der Inputstoffe. Diese werden jedoch bei der Entsorgung berücksichtigt, da die Entsorger oft auch als Kompostierer auftreten.

Torf: Der BG bezieht sein Torf aus dem Baltikum. Der Einkauf von Torf verursacht pro kg TS Torf 1,8 kg CO_{2eq} (Abbau, Transport und Anwendung) (Springer, 2010). Das entspricht einer gesamten CO_{2eq}-Freisetzung von 16 Mg.

Dünger: Die Herstellung von Dünger verursachen nach IfEU (2008, 2007) für Stickstoffdünger 6,5 kg CO_{2eq}/ kg N, für Phosphor-Dünger 1,2 kg CO_{2eq}/ kg P und für Kaliumdünger 0,67 kg CO_{2eq}/ kg K. Für die 2.900 kg Mineraldünger und 235 l Flüssigdünger entstehen so Gesamtemissionen von 4,5 Mg CO_{2eq}.

Die Gesamtbelastung an CO_{2eq} durch den Einkauf von Kompost, Dünger und Torf belaufen sich auf bis zu 80,5 Mg.

6.2.1.2 Entsorgung

Die Entsorgung der pflanzlichen Reststoffe wird durch verschiedene Fuhrunternehmer übernommen. Nach einer Lagerung zur Volumenreduzierung wurde ca. 400 m³ Biomasse entsorgt. Bei einer Kapazität von 18 m³ pro Fahrt wurden insgesamt 23 Fahrten benötigt. Ein Weg wird im Mittel mit 12 km angenommen. Bei Hin und Rückfahrt sind es 460 km die der Entsorger zurückzulegen hat. Bei einem Verbrauch von 0,2 l/km (Knappe et al., 2007) und einer Emission von 3,06 kg CO₂ /l Diesel wurden insgesamt 280 kg CO₂ freigesetzt.

Zur Entsorgung werden weiterhin die Emissionen aus der Lagerung der zur Entsorgung bestimmten Abfälle im BG betrachtet. Die Lagerung erfolgt auf großen Haufen, ohne Umsetzen und Abdecken, so dass es bei Vernässung und durch eintretenden Sauerstoffmangel bei der beginnenden Mineralisation zur Entstehung von THG kommt. Unter Annahme einer Volumenreduzierung und des Abbaus von ca. 1/3 der organischen Substanz werden 32 Mg C (117 Mg C) und 18 Mg CO_{2eq} angesetzt (Werte schlechte Betriebsführung).

Die Entsorgung von Fäkalien und Urin über die Kanalisation und deren Aufbereitung im Klärwerk werden nach Remy (2011) für THG-Emissionen 4,97 kg CO_{2eq}/CSB a angesetzt. Für

den ermittelten CSB von 9,32 Mg/a entspricht das 1013 kg CO_{2eq}. Zusätzlich werden durch den energetischen Aufwand der Abwasserreinigung 107 kg CO_{2eq} pro Jahr berücksichtigt.

6.2.1.3 Verkauf

Stammholz: Der Verkauf von Stammholz an Selbstabholer verursacht Emissionen beim Transport und bei der Nutzung des Holzes als Brennholz. Eine mögliche Substitution von fossilen Energieträgern wird dabei nicht berücksichtigt. Die vollständige Verbrennung setzt 12 Mg C frei.

Kompost: Der Verkauf des Kompostes wird allein durch den Transport berücksichtigt. Eine weitere Mineralisierung der 8,6 Mg C wird zu 20 % angenommen.

6.2.1.4 Kompostierung

Die frühere Grünschnittkompostierung im BG setzte, neben den 32 Mg C, durch eine mangelnde Betriebsführung, unter der Annahme maximaler Emissionsfaktoren von 12 kg CH₄, 600g N und 700g NH₃ pro Tonne Frischmaterial (Cuhls et al., 2015), weitere 73 Mg CO_{2eq} frei.

6.2.1.5 Mulch

Rasenschnitt: Die Verwendung von Grasschnitt zum Mulchen entspricht einer kostengünstigen Entsorgung. Der Kohlenstoff wird innerhalb kürzester Zeit (76 % in 50 Tagen, Flessa et al., 2002) umgesetzt. Als Annahme für den Umsatz pro Jahr wird eine Abbaurrate von 90 % angesetzt. Dies entspricht einer Freisetzung von 6 Mg C. Als klimawirksames Gas wird in relevanten Mengen Lachgas freigesetzt, was zu 1,1 Mg CO_{2eq} führt.

Gehölz- und Astschnitt: Gehäckseltes Holz wird ebenfalls zum Mulchen verwendet. Unter der Annahme, dass 80 % des Holzes abgebaut wird, werden 20 Mg C und 0,1 Mg CO_{2eq} als Lachgasemission freigesetzt.

6.2.1.6 Maschineneinsatz

Der Einsatz von relevanten Maschinen begrenzte sich hinsichtlich der Abfallentsorgung und Kompostierung auf die Nutzung eines BG-eigenen Radladers und Kompostsiebes.

Hierzu liegen jedoch keine Betriebsdaten über die Häufigkeit und jeweilige Dauer des TPT-Einsatzes vor.

6.2.1.7 Zusammenfassung CO₂-Bilanz Ausgangssituation

Die Hauptemittenten im betrachteten Prozess sind die Fremdkompostierung bzw. der Einkauf von externen Kompost, die Entsorgung und die Eigenkompostierung im BG, die für 85 % aller CO_{2eq} verantwortlich sind. Insgesamt wurden 161 Mg CO_{2eq} durch die Substrat- und Abfallwirtschaft im BG vor Einführung der TPT freigesetzt.

Da es sich bei der Freisetzung von CO₂ durch die Mineralisierung von Biomasse um einen natürlichen Gleichgewichtsprozess handelt, d.h. es wird so viel CO₂ freigesetzt wie vorher über Photosynthese in der Biomasse eingebunden wird, werden diese CO₂-Emissionen bei der Ermittlung des Klimapotentials nicht berücksichtigt. Als anrechenbare CO₂-Freisetzung zählt allein die Mineralisierung von Torf als endliche Ressource.

In Tabelle 6.5 sind alle Einzelkomponenten zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6.5: CO₂ Freisetzung vor Projektbeginn incl. vor- und nachgelagerter Effekte

Systemkomponente		CO ₂ aus C Freisetzung [Mg]		CO _{2eq} durch Prozess [Mg]	Summe anrechenbarer CO _{2eq} [Mg]
		anrechenbar	Nicht anrechenbar		
Einkauf	Kompost	--	75	47	47
	Torf	14	--	2	16
	Dünger	<i>In CO_{2eq} enthalten</i>	--	4,5	4,5
Entsorgung	Pfl. Restst.	--	117	18	18
	Fäkalien	<i>In CO_{2eq} enthalten</i>	--	1	1
Verkauf	Stammholz	--	44	n.b.	--
	Kompost	--	6	n.b.	--
Kompostierung		--	117	73	73
Mulch		--	95	1,2	1,2
Gesamt		14	454	146,7	160,7

n.b.: nicht bestimmt

6.2.2 Einsatz der TPT

Die Implementation der TPT hat neben der Kreislaufschließung das Ziel die Emissionen an CO₂ und weiteren THG wie Methan, Lachgas und Ammoniak durch die Herstellung und Anwendung von Biokohle zu reduzieren.

Neben der Reduzierung der Einkäufe und Entsorgungen sind vor allem die Herstellung der Biokohle und die neustrukturierte Kompostierung mit Biokohle Haupteinflussfaktoren auf die Bilanz der Klimagasemissionen.

Entstehende CO₂-Emissionen können mit dem Kohlenstoffsequestrierungspotenzial verrechnet werden, wodurch erst die gesamte emissionsökologische Belastung bzw. Entlastung festgestellt werden kann.

Im Folgenden werden die veränderten Emissionen für die einzelnen Bereiche aufgeführt.

6.2.2.1 Einkauf

Der Einkauf von Kompost wurde eingestellt. Damit werden die Emissionen hinsichtlich Transport des Kompostes eingespart. Die Emissionen durch die externe Kompostherstellung werden ebenfalls eingespart.

Die mögliche Reduzierung von Torf, die durch die Herstellung von sauren Komposten und deren Anwendung nachgewiesen wurde, hat ein zukünftiges Potenzial, um Emissionen aus der Verwendung von Torf einzusparen. Eine Reduzierung um 25-50 % erscheint möglich. Damit würde die CO₂-Freisetzung im Zuge des Abbaus, Transportes und Verwendung auf 4-8 Mg CO_{2eq} reduziert werden.

Der Einkauf von Dünger kann durch das höhere Nährstoffpotential der Biokohlekomposte und durch deren Anwendung in den Pflanzsubstraten (verbesserte Düngereffizienz) reduziert werden. Zusätzlich könnte durch die zukünftige Nutzung von Nährstoffen aus dem Urin der Mitarbeiter und Besucher der Düngerbedarf weiter minimiert werden. Die Gesamtemissionen könnten durch eine 50 %ige Reduzierung des Düngereinkaufes auf 2,25 Mg CO_{2eq} verringert werden.

6.2.2.2 Entsorgung

Die Entsorgung der pflanzlichen Reststoffe wurde von ca. 650 m³ auf ca. 250 m³ deutlich reduziert. Die Emissionen, die bei der Lagerung entstanden sind und der Entsorgung zugerechnet wurden, verlagern sich größtenteils zur Bilanz der Eigenkompostierung bzw. der Herstellung von Biokohle. Die der Entsorgung anzurechnenden Emissionen durch die Lagerung belaufen sich nach Einführung der TPT auf 73 Mg CO₂ und 11 CO_{2eq}. Eingesparte Transportemissionen belaufen sich auf 140 kg CO₂.

Die Entsorgung von Fäkalien und Urin über die Kanalisation und deren Aufbereitung im Klärwerk könnten durch den Rückhalt und einer Verwertung vor Ort theoretisch eine Einsparung um 50 - 70 % hinsichtlich der CO_{2eq} im Klärwerk bewirken. Wie hoch die

Emissionen bei der Verwertung im BG wären, können an dieser Stelle nicht abgeschätzt werden, da dazu keine Daten vorliegen.

6.2.2.3 Verkauf

Der Verkauf von Stammholz an Selbstabholer wurde ebenfalls eingestellt. Dadurch verursachte Emissionen beim Transport werden eingespart. Die Einsparungen an CO₂ durch das Wegfallen der angenommenen vollständigen Verbrennung als Feuerholz werden bei der Bilanzierung der Biokohleherstellung aufgegriffen.

Ein Verkauf von Kompost ist nicht vorgesehen, da die hergestellten Biokohlekomposte zum jetzigen Zeitpunkt vollständig eigenverwertet werden.

6.2.2.4 Mulch

Die Verwendung von Grasschnitt zum Mulchen wurde eingestellt und das gesamte Material zur Kompostierung bereitgestellt.

Gehäckseltes Holz wird in kleinen Mengen weiterhin zum Mulchen verwendet. Es kommt jedoch nur noch Häckselgut >4 cm zum Einsatz, welches bei der Vorbereitung der Hackschnitzel für die Biokohleherstellung herausgesiebt wird.

6.2.2.5 Biokohleherstellung

Zur Herstellung der Biokohle werden alle Dendromassen aus dem BG herangezogen. Aus insgesamt 62 Mg C aus der Dendromasse werden 21 Mg stabiler Kohlenstoff. Damit werden 77 Mg CO₂ nachhaltig aus der Atmosphäre entfernt. Berücksichtigt man die bei der Karbonisierung und Verbrennung des Holzgases entstehende und verwertbare Wärmeenergie von 1,4 kWh, könnten zusätzlich 16.500 Liter Heizöl eingespart werden, was ca. 43 Mg CO₂ bei der Verbrennung entspricht.

Durch eine Optimierung der Nutzung der entstehenden Prozesswärme (Verbesserung der Wärmedämmung und Gewinnung der Wärmeenergie) in der Karbonisierungsanlage, könnten zusätzlich weitere 20 Mg CO₂ eingespart werden.

Die Herstellung der Biokohle erzeugt Emissionen durch den Verbrauch von Strom für die Gebläse, Ein- und Austragschnecken sowie Propangas zur Ingangsetzung des Karbonisierungsprozesses.

Strom aus dem konventionellen deutschen Strommix geht mit 15 kg CO_{2eq} /Mg TM in die Betrachtung ein (Hildebrandt, 2012). Bei 70 Mg Hackschnitzeln entspricht das einem CO_{2eq} von 1 Mg. Durch die Deckung des Strombedarfs mit Ökostrom können die CO_{2eq} /Mg TM bis zu 90 % minimiert werden (Hildebrandt, 2012).

Der Propangasverbrauch zum Zünden der Karbonisierung ist abhängig von der Anzahl der Unterbrechungen. Je länger die Karbonisierung ununterbrochen läuft, umso weniger Propangas wird benötigt. Zum Starten der BioMaCon-Anlage werden durchschnittlich 60 kg

Propangas verwendet, was pro Start ca. 160 kg CO₂ freisetzt. Bei zehn Startvorgängen pro Jahr werden insgesamt 1,6 Mg CO₂ freigesetzt.

Das Häckseln der Holzreste wird nicht in die Betrachtung mit einbezogen, da dieser Vorgang vor der Einführung der TPT ebenfalls durchgeführt wurde.

6.2.2.6 Kompostierung

Die Kompostierung wurde hinsichtlich der Betriebsführung maßgeblich verbessert. Das bedeutet, dass durch die Kompostierung weniger Emission an Methan, Lachgas und Ammoniak pro umgesetzte Mg FM freigesetzt werden. Zusätzlich wirkt sich der Einsatz von Biokohle minimierend auf die THG-Freisetzung aus (vgl. Kap. 5.1.2). Da die durchgeführten Treibhausgasmessungen nur in Bezug auf die Wirkung der Biokohle während der Kompostierung eine Aussage zuließen, jedoch nicht auf die Gesamtemission der Lagerung und Kompostierung, werden nach Cuhls et al. (2015) und Bifa (2010) mittlere Werte von 6 kg CH₄, 0,1 kg N₂O und 0,3 kg NH₃ pro Tonne Kompostmaterial (FM) angesetzt. Zusätzlich stabilisiert die Biokohle den organischen Kohlenstoff der dadurch einer kompletten Mineralisierung zu CO₂ entzogen scheint. Insgesamt beläuft sich diese indirekte Kohlenstoffspeicherung bei der Kompostierung auf 6 Mg C (22 Mg CO₂).

Durch die Kompostierung von fast doppelt so vielen pflanzlichen Reststoffen werden durch die Mineralisierung von organischen Kohlenstoff insgesamt 154 Mg CO₂ und durch die Freisetzung von THG weitere 54 Mg CO_{2eq} erzeugt.

Ein großes Potenzial zur weiteren Reduzierung der CO_{2eq} und der Erhaltung von organischem Kohlenstoff wird in einer verbesserten und kürzeren Lagerung sowie in weiter zu optimierenden Betriebsabläufen gesehen. Durch eine Verkürzung der Lagerungsdauer um ein Drittel (2 Wochen) könnten insgesamt ca. 50 Mg CO_{2eq} eingespart werden.

6.2.2.7 Maschineneinsatz

Durch die Neustrukturierung der Kompostierung kommt, neben dem Einsatz eines Radladers und Kompostsiebes, ein Grünschnitthäcksler und ein Kompostwender zum Einsatz.

Die frühere Kompostierung war gekennzeichnet durch einen geringen Radladerinsatz beim direkten Kompostieren, d.h. es wurden sehr selten die Mieten gewendet. Bei der kontrollierten Kompostierung wird häufig die Miete gewendet. Im Vergleich zwischen Radlader und Kompostwender schneidet der Kompostwender dabei günstiger ab, da das Umsetzen dreimal so schnell abläuft und wesentlich effizienter ist. Nach Hildebrandt (2012) werden durch das Umsetzen mit Radlader ca. 32 kg CO_{2eq}/Mg TM verursacht, durch Kompostwender 18 kg CO_{2eq}/Mg TM. Springer (2009) bewertet den Einsatz eines Kompostwenders mit 20 kg CO_{2eq}/Mg Fertigkompost. Bei ca. 110 Mg Kompostmaterial und einem CO_{2eq} von 18 kg/Mg TM beträgt die Emission verursacht durch den Kompostwender 2 Mg CO_{2eq}.

Zusätzlich werden die Materialien durch einen Häcksler konditioniert, was zusätzlich 1,2 l Diesel/Mg Grünschnitt (FM) benötigt (Vogt et al., 2012). Für 200 Mg Grünschnitt (FM) beträgt

nach Knappe et al. (2007) die Emission 0,6 Mg CO_{2eq}.

Der Maschineneinsatz zum Aufsetzen und Absieben der Komposte pro Mg TM wird als weitestgehend identisch angesehen. Insgesamt ist durch die höhere Menge an zu kompostierender Biomasse im TPT-Szenario jedoch ein höherer Einsatz an Maschinen erforderlich.

Insgesamt belaufen sich die CO_{2eq} durch den gestiegenen Maschineneinsatz auf 2,6 Mg.

6.2.1.8 Zusammenfassung CO₂-Bilanz mit TPT und Vergleich

Die prozessbedingten CO_{2eq} konnten durch die Neustrukturierung der Stoffströme um knapp 40 % auf 94 Mg reduziert werden. Als Hauptemittent verbleibt nach Einstellung des Einkaufs von Kompost und der Reduzierung der Entsorgung die Eigenkompostierung im BG, die allein für 81 % aller CO_{2eq} verantwortlich ist.

Im vorliegenden Szenario werden 77 Mg CO₂ in der Biokohle stabil gespeichert und damit der Atmosphäre für bis zu 4.000 Jahre (Kuzykaov et al., 2014) entzogen. Zusätzlich können 43 Mg CO₂ aus fossilen Energieträgern eingespart werden. Durch die stabilisierende Wirkung der Biokohle auf den organischen Kohlenstoff werden weitere 22 Mg CO₂ gespeichert. Insgesamt beziffert sich das Kohlenstoffsequestrierungspotenzial auf 135 Mg CO₂.

In Tabelle 6.6 sind alle Einzelkomponenten zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 6.6: CO₂-Freisetzung im TPT Szenario incl. vor- und nachgelagerte Effekte

Systemkomponente		CO ₂ aus C Freisetzung [Mg]		CO _{2eq} durch Prozess [Mg]	Summe anrechenbarer CO _{2eq} [Mg]
		anrechenbar	Nicht anrechenbar		
Einkauf	Kompost	--	--	--	--
	Torf	7 – 10,5	--	1 – 1,5	8 - 12
	Dünger	In CO _{2eq} enthalten	--	2,25	2,25
Entsorgung	Pfl. Restst.	--	73	11	11
	Fäkalien	In CO _{2eq} enthalten	--	0,5*	0,5*
Verkauf	Stammholz	--	--	--	--
	Kompost	--	--	--	--
Biokohleherstellung	Stabiler-C	- 77	150	2,6	- 74,4
	Substitution Wärme	- 43	--	--	- 43
Kompostierung	Prozess	--	154	75,6	75,6
	Stabilisierung C _{org}	- 22	--	--	- 6
Mulch		n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
Gesamt		- 135	377	93,5	- 41,5

n.b.: nicht berücksichtigt; * zur Emissionssituation bei der Verwertung im BG liegen keine Daten vor

Durch die Herstellung stabiler Kohlenstoffs im Karbonisierungsprozess und der möglichen Substitution von fossilen Energieträgern sowie der Stabilisierung von organischen Kohlenstoffs (C_{org}) bei der Kompostierung können entstehende CO_{2eq} mit dem Kohlenstoffsequestrierungspotenzial bzw. Substitutionspotenzial verrechnet werden. Dabei zeigt sich, dass durch die Karbonisierungs- und TP-Technologie im gesamten Prozess ca. 40 Mg CO₂ mehr gespeichert werden als an CO_{2eq} freigesetzt wird. Damit wird die gesamte emissionsökologische Entlastung deutlich. Das durch das TerraBoGa-Projekt initiierte zukunftsfähige Abfall- und Substratmanagement des BG ist CO₂-negativ.

6.2.3 Weitere ökologische Effekte der Biokohle-Substrate

Neben den Klimaemissionen im gesamten Substratmanagement und den Herstellungsprozess sowie der Kohlenstoffspeicherung sollen für die Ökobilanz weitere ökologische Effekte betrachtet werden.

Dies kann jedoch nur zu einer groben Beurteilung der ökologischen Leistungen führen, da direkte ökologische Effekte aufgrund des wissenschaftlichen Standes des Forschungsthemas Biokohle grundsätzlich noch kaum beurteilbar sind.

Gasförmige Emissionen aus Böden und Topfkulturen sind in starkem Maße vom Wasser- und Nährstoffgehalt, der mikrobiellen Aktivität und der Durchlüftung des Bodens bzw. Topfsubstrates abhängig. Yanay et al. (2007) konnten zeigen, dass die Zugabe von 10 % Biokohle zum Boden Emissionsspitzen von Lachgas gegenüber des Kontrollbodens ohne Biokohle um 85 % reduzierte. Auch bei Rondon et al. (2005) wurden Lachgasemissionen durch Biokohlezugabe deutlich (um 50 %) reduziert und Methanemissionen vollständig unterbunden (siehe ebenfalls Woolf et al. 2010). Zusätzlich kann der Humusaufbau gefördert werden (vgl. Kasozi et al. 2010).

Als nur indirekt klimarelevant gelten Ammoniak-Emissionen, die vor allem bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung emittiert werden. Die Arbeiten von Taghzadeh-Toosi et al. und Steiner et al. (beide 2011) zeigen sowohl, dass Ammoniak-Emissionen durch die Zugabe von Biokohle bspw. zur Kompostierung reduziert werden können als auch, dass diese bei späterer Zugabe der Biokohle zu Böden pflanzenverfügbar sind. Biokohlesubstrate können damit eine Schlüsseltechnologie für die gleichzeitige Reduktion von Emissionen und die Kreislaufführung von Nährstoffen darstellen.

Im Hinblick auf den Austrag von unerwünschten Stoffen in das Grundwasser und deren Entfernung bei der Aufbereitung zu Trinkwasser ist der Einfluss von Biokohlesubstraten auf die Verlagerung von Schad- und Nährstoffen von Interesse. Hass et al. (2011) konnten, bedingt durch eine verbesserte Kationenaustauschkapazität, eine Reduktion der Nitratverlagerung sowie der Auswaschungsverluste von Calcium und Magnesium beobachten. Siehe dazu auch Kapitel 5.1.

Ein weiterer interessanter Aspekt ist die Anwendung von Biokohlesubstraten auf schadstoffbelasteten Böden. Hier zeigten Untersuchungen von Worzyk et al. (2014), dass die Biokohlesubstrate mit zunehmender Anwendungsdauer einen signifikant positiven Einfluss auf das Pflanzenwachstum auf kontaminierten Liegenschaften hatten. Der Abbau von Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) wurde zudem beschleunigt sowie die Bioverfügbarkeit der PAK-Kontamination signifikant verringert.

6.3 Kosten-Nutzen-Analyse

Im folgenden Kapitel werden die Kosten für die Herstellung von Biokohle und Biokohlekompost sowie für die nachhaltigen Sanitärsysteme dargestellt und dem betrieblichen und gesellschaftlichen Nutzen (ökologische und wirtschaftliche Vorteile) gegenübergestellt.

Als **wirtschaftlicher Nutzen** werden folgende Punkte angesehen:

- Einkauf an Kompost entfällt,
- geringerer Bedarf an Torf,
- geringerer Bedarf an Düngemitteln,
- Entsorgung an Pflanzenresten ist minimiert,
- verminderter Einsatz an Pflanzenschutzmitteln und
- Verkauf hochwertiger Erde.

Der **ökologische Nutzen** wurde u.a. bereits in Kapitel 6.2 und 1.4.2 erläutert und lässt sich wie folgt zusammenfassen:

- weniger Emissionen schädlicher Treibhausgase,
- CO₂- Senke,
- geringere Gewässerbelastung,
- Erhaltung und Aufbau der Humusschicht,
- Erhaltung der Moore als wertvolle Feuchtbiotope und
- verbessertes Bodenklima.

6.3.1 Kosten der Biokohle- und Biokohlesubstratherstellung

Für eine reine Selbstversorgung des BG mit Biokohle aus der F&E-Anlage und Biokohlesubstraten werden die Kosten ohne die Anschaffungskosten der Karbonisierungsanlage betrachtet. Diese werden den Einsparungen aus dem reduzierten Einkauf und der verringerten Entsorgung sowie der Substitution von Heizkosten gegenübergestellt.

Als Kosten werden das Personal, die Maschineninstandhaltung und Betriebsmittel herangezogen. Der Mehraufwand des Personals für die Biokohle- und Biokohlesubstratherstellung wird mit 2 Stunden täglich kalkuliert, was Kosten von ca. 560 € im Monat verursacht. Die Maschineninstandhaltung und die Ausgaben für Betriebsmittel werden mit ca. 500 € pro Monat berücksichtigt (angelehnt an Eirich und Reißmann, 2015). Pro Jahr fallen demnach Mehrkosten in Höhe von 12.720 € an. Demgegenüber stehen Einsparungen von jährlich 11.735 € aus dem reduzierten Einkauf von Kompost, Dünger und Torf, der verringerten Entsorgung und der Wärmenutzung. Die Herstellung von Biokohle und Biokohlesubstrat erzeugen demnach insgesamt eine leichte Belastung von 1.000 € jährlich. Refinanzierungskosten einer Karbonisierungsanlage von ca. 100.000 € sind jedoch nicht

berücksichtigt. Diese Kosten können wirtschaftlich nur durch einen Verkauf von Biokohle und Biokohlesubstrat finanziert werden. Durch die rechtliche Stellung des BG kann der Verkauf nur auf Selbstkostenbasis erfolgen. Insgesamt könnten derzeit 15 m³ überschüssige Biokohle und 100 m³ Biokohlesubstrate pro Jahr abgegeben/verkauft werden. Dies ist jedoch stark abhängig von dem Eigenbedarf und den anfallenden Biomassen. Eine Steigerung der Biokohlemenge um 20 – 40 % wäre durch eine Auslastung der Karbonisierungsanlage mit extern bereitgestellten Holzhackschnitzeln möglich. Die Biokohlesubstratherstellung ist bedingt durch die vorgegebene Kompostierplatzfläche ausgelastet.

Eine Marktanalyse möglicher Konkurrenzprodukte für BKS hat eine Preisspanne von 0,35 €/l (Terra-Magica/Schwarze Erde) bis 0,72 €/l (terra anima/Pflanzenkohle-Substrat) ergeben (Schatz & Zundel, 2014). Der Preis für den Verkauf von Biokohle wurde zwischen 1,17 €/l und 1,60 €/l ermittelt (Eirich und Reißmann, 2015).

Die einzelnen Preise hängen dabei stark von der angebotenen Abpackungsgröße ab. Da es im Botanischen Garten derzeit keine Abpackvorrichtung gibt und aus organisatorischer Sicht eine Abgabe ab 1 m³ favorisiert wird, müsste ein Preis von 100 €/m³ Biokohlesubstrat und 250 €/m³ Biokohle erzielt werden, um die Kosten für die Refinanzierung der Karbonisierungsanlage und der Betriebsmittel ansatzweise zu decken.

Die Zielgruppe für die/das überschüssige Biokohle und Biokohlesubstrat stellen lokale private Endverbraucher und lokale/regionale Absatzpartner wie z.B. das Ökodorf Brodowin, die Domäne Dahlem und kleinere Baumärkte dar. Für lokale private Endverbraucher könnte z.B. auf den zweimal jährlich stattfindenden Staudenmärkten Biokohle und Biokohlesubstrat angeboten werden. Hier könnte auch ein höherer Preis durch kleinere Abgabemengen Erlöst werden.

6.3.2 Bewertung Kosten-Nutzen-Betrachtung Herstellung Biokohle und Biokohlesubstrate

Bei Betrachtung der reinen Selbstversorgung des BG mit Biokohle aus der F&E-Anlage und Biokohlesubstraten kommt, ohne die Reinvestition der Anlage zu betrachten, der ökologische Nutzen der TPT zum Tragen, da die Spanne zwischen Kosten und Einsparungen nur ca. 1.000 € pro Jahr betragen.

Eine Monetarisierung des ökologischen Nutzens (externer Effekte) ist sowohl für die CO₂-Senke als auch für die Verringerung von Emissionen in CO₂-Äquivalenten möglich. Beide Effekte können über einen monetären Wert für CO₂ bewertet werden. Als Grundlage wird von Zundel et al. (2015) ein Preis in Höhe von 62 €/t CO₂ herangezogen (vgl. auch Stern et al., 2006). Unter Berücksichtigung der in Kapitel 6.2.1.7 ermittelten anrechenbaren CO₂-Einsparungen von 135 Mg CO₂ ergibt sich ein Wert für das Kohlenstoffsequestrierungspotenzial in Höhe von insgesamt 8.370 €. Durch Einsparungen bei den CO₂-Äquivalenten von 53 Mg errechnet sich ein Wert in Höhe von 3.300 €. Insgesamt können also ca. 11.600 € als monetarisierter ökologischer Nutzen abgeleitet werden.

Eine weitere Monetarisierung ist für den Humusaufbau möglich. Der monetäre Wert schwankt

für eine Mg BKS zwischen 7,95 € und 26,49 € (Zundel et al., 2015). Bei einer jährlichen Produktionsmenge im BG von 230 Mg entspricht dies einem monetären Humuswert von 1.800 € – 6.000 €.

Eine Bezugnahme der monetären Werte der positiven externen Effekte führt im BG zu einer Verbesserung der ökonomischen Situation der Biokohle- und Biokohlesubstratherstellung. Eine staatlichen Unterstützung in Höhe des ermittelten monetären Wertes der positiven externen Effekte würde für den BG bedeuten, dass die TPT mit 12.400 € - 16.600 € subventioniert werden könnte.

6.3.3 Nachhaltige Sanitärsysteme

Die Kosten eines nachhaltigen Sanitärsystems wurden für jeden Toilettenstandort betrachtet. Diese setzen sich aus vier Einzelpositionen zusammen:

1. Kosten der Trinkwasserver- und Schmutzwasserentsorgung;
2. Neuinstallation von wasserlosen Urinalen und 3,5 Liter GreenGain WC
3. Separierungszentrale/ Nährstoffzentrale ohne die Urinsammlung
4. "Nährstoff erhaltende" Urinsammlung

Nach den Modellrechnungen können, wenn die Toiletten zusammen mit ihren Spüleinrichtungen (meist Druckspüler) des Bestandes gegen wassersparende GreenGain-WCs der Fa. V & B ausgetauscht würden, Einsparungen in Höhe von 1.800 m³ Trink- und Schmutzwasser erreicht werden (Tab. 6.7). Dabei wird ein Spülverbrauch des Green-Gain-WC von 3,5 Liter für die große Spülung und von 2,0 Liter für die kleine Spülung angesetzt. Wirtschaftlich bedeutet dies Kosteneinsparungen in Höhe von ca. 8.750 € pro Jahr (Preisbasis: 2014).

Tabelle 6.7: Vergleich Spülwasserverbrauch mit und ohne nachhaltigem Sanitärsystem

Spülwasserverbrauch öffentliche WC-Anlagen gesamt pro Jahr [Liter]	Bestand WC Druckspüler	3,5 Liter WC GreenGain	Einsparungen [Liter]
jährlicher Spülwasserverbrauch Besucher	2.035.800	965.900	1.069.900
jährlicher Spülwasserverbrauch Mitarbeiter	1.060.020	510.380	549.640
jährlicher Spülwasserverbrauch bei der WC-Reinigung	440.190	256.778	183.412
WC-Spülwasserverbrauch aller WC-Anlagen gesamt pro Jahr	3.536.010	1.733.058	1.802.952

Betrachtet man die Wassereinsparungen an den WC-Anlagen über einen Zeitraum von 10 Jahren, so ergibt sich bei der dynamischen Betrachtung ein Investitionspotential von 87.480 €.

Wollte man alle 134 Toiletten des Botanischen Gartens und Botanischen Museums allein aus der Wasserkosten-Einsparung finanzieren, stünde für jede Einzelanlage 652 € zur Verfügung. Der Materialpreis für das GreenGain-WC liegt bei ca. 620 €. Allein die notwendigen Installations- und Fliesenarbeiten und auch die Kosten für die dann kleiner dimensionierten Wasserversorgungs- und Entwässerungsleitungen wären aus der Wasserkosten-Einsparung nicht zu finanzieren.

Wenn grundsätzlich alle Urinale im Botanischen Garten gegen wasserlose Urinale ausgetauscht würden, könnten an Trink- und Schmutzwassergebühren zusätzlich 25.540 € eingespart werden. Bezogen auf die derzeit installierte Anzahl von 60 Urinalen, ergäbe sich einen "Austauschpreis" von 425 € pro Urinal. Auch hier gilt, bei einem zehnjährigen Betrachtungszeitraum lassen sich die Sanitärobjekte aus den eingesparten Wasserkosten finanzieren. Eine Unterdeckung ergibt sich für eine umfassende Modernisierung des Sanitärsystems, wie kleiner dimensionierte Entwässerungsleitungen, Fliesenarbeiten und, primär aus hygienischen Gründen, dem erforderlichen Rückbau von Trinkwasserleitungen, um u. a. Stagnationen im weit verzweigten Trinkwassernetz des BG zu vermeiden.

Neben den Kosten der Erfassung einzelner Stoffströme aus dem nachhaltigen Sanitärsystem gilt es auch die Kosten für den Transport und die Behandlung dieser Teilströme zu identifizieren. Die im Botanischen Garten beispielhaft und prototypisch installierten Anlagen zur Fäkalienseparation und Nährstoff erhaltenden Urinsammlung haben Investitionen von ca. 50.000 € erzeugt. Die vergleichsweise hohen Kosten ergaben sich dadurch, dass die öffentlichen Toilettenanlagen im Botanischen Garten nicht unterkellert sind. Von daher musste zum Beispiel die Anlage zur Fäkalienseparation im Außenbereich des Gebäudes in einem Schacht untergebracht werden, was zusätzliche Leitungen für den Transport der Fäkalien verursachte. Daneben waren zusätzliche Maßnahmen zur separaten Stromversorgung der Separierungszentrale sowie ergänzende Sicherheitsaspekte zu berücksichtigen, die sich auch in Extrakosten widerspiegeln.

Die Verarbeitung der gesammelten Fäkalien und des Urins haben gezeigt, dass die einzelnen Arbeitsschritte bis zur Erzeugung eines vererdeten und nutzbaren Substrates sehr zeitintensiv sind. Insbesondere die Hygienevorschriften und Arbeitsschutzmaßnahmen führten im Ergebnis dazu, dass insbesondere die Verwertung von Fäkalien in vorhandene Arbeitsabläufe des Botanischen Gartens zurzeit nicht integrierbar und praktikabel ist.

Darüber hinaus ist es notwendig z. B. hinsichtlich des Emissionsverhaltens bei der Nutzung von Urin und Fäkalien weitere Untersuchungen durchzuführen. Die Verwendung von Substraten mit menschlichen Fäkalien bedarf ebenso weiterer Aufklärungsarbeit.

7 Qualitätssicherung

Im Rahmen von TerraBoGa wurden Qualitätssicherungsmaßnahmen in verschiedensten Bereichen formuliert und angewendet. Neben einer Prüfung, Einhaltung und Erarbeitung von potentiellen Vorschlägen zur Weiterentwicklung der gesetzlichen Anforderungen bzw. der rechtlichen Situation zur Anwendung/Ausbringung von Biokohle und Biokohlekomposte lag die Zielstellung in der Sicherstellung, dass die Herstellung, die Untersuchung und die Ausbringung der Endprodukte Biokohle und Biokohlekomposte stets festgelegte Kriterien einhalten, um bei allen Prozessen ein vergleichbares Niveau und bei den angewendeten Untersuchungsmethoden einen normierten Ablauf zu erreichen (Qualitätsmanagement im Labor und analytische QS). Um dem Vorsorgeprinzip zu entsprechen, wurde eine Grundcharakterisierung der im Botanischen Garten anfallenden Ausgangsmaterialien (Grünschnitt, Rasenschnitt, Holzhäcksel, Astschnitt, Stammholz etc.) sowie die daraus hergestellten Biokohlen, Biokohlekomposte sowie -substrate durchgeführt. Dabei mussten alle Ausgangsstoffe sowie Endprodukte den festgelegten Qualitätsstandards, in Form von Grenz- und Richtwerte sowie Wertebereiche der BioAbfV, der DüMV, der DüV, der BBodSchV der Güterrichtlinien für Substratkompost der Gütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) sowie dem Europäischen Pflanzenkohlezertifikat (EBC) entsprechen.

Darüber hinaus wurde als weitere Maßnahme zur Qualitätssicherung ein Projektbeirat, bestehend aus Experten unterschiedlichster Fachrichtungen, einberufen, welcher im Laufe des Projektes fünfmal getagt hat. Die Ergebnisse des Projektbeiratstreffens wurden stets in die weitere Projektplanung und -umsetzung einbezogen.

7.1 Gesetzliche Anforderungen/ rechtliche Situation zur Anwendung von Biokohle und Biokohlekomposte

Bei der Anwendung/Ausbringung von Komposten und Kultursubstraten müssen die geltenden rechtlichen Bestimmungen gemäß DüMV (2012) und BioAbfV (2012) hinsichtlich etwaiger Schadstoffbelastungen und Ausbringungsmengen bzw. -beschränkungen (20 oder 30 t/ha innerhalb von 3 Jahren) sowie die Einhaltung der Anforderungen der BBodSchV (2012) beachtet werden. Dabei sind die rechtlichen Hintergründe eindeutig zu klären und eine Prüfung auf die jeweils vorgesehenen Schadstoffe sowie auf weitere geeignete Qualitätsrichtlinien (z.B. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.) vorzunehmen.

Im Laufe des Projektes hat sich jedoch die spannendere Frage herausgestellt, inwieweit sich die rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle als zulässiger Ausgangsstoff für Substrate in Deutschland darstellt und welche möglichen Qualitätsvorschläge hinsichtlich einer Weiterentwicklung der Rechtsgrundlagen potenziell existieren und verfügbar wären (Vogel et al., 2015).

7.1.1 Stand der rechtlichen Regelungen zur Anwendung von Biokohle

Der Stand der rechtlichen Regelungen zum Einsatz/zur Anwendung von Biokohle in der Landwirtschaft und im Gartenbau stellt sich in Deutschland wie folgt dar.

Derzeit ist nach Düngemittelverordnung (DüMV, 2012, Anlage 2 Tabelle 7 Unterpunkt 7.1.10) ausschließlich Holzkohle aus chemisch unbehandeltem Holz als ein zulässiger Ausgangsstoff für Kultursubstrate sowie als Trägersubstanz in Verbindung mit der Zugabe von Nährstoffen über zugelassene Düngemittel gelistet. Mit Änderung der DüMV (Stand Entwurf Mai 2015) gilt künftig, dass für Holzkohle als Ausgangsstoff nach Anlage 2 Tabelle 7.1.10 DüMV, die Holzkohle in der Trockenmasse mindestens 80 % C aufweisen muss. Andere Stoffe als Holz sind weiterhin nicht zulässig (DüMV, 2012, Stand: 27.05.2015). Das bedeutet, dass für die Herstellung von Biokohlen ebenfalls interessante Ausgangsstoffe wie pflanzliche Stoffe aus der Lebens-, Genuss- und Futtermittelherstellung, der Landwirtschaft, der Forstwirtschaft, dem Garten- und Landschaftsbau (DüMV, 2012, Anlage 2 Tabelle 7.1) dagegen nur in ihrer ursprünglichen Form und als Aschen zugelassen sind. Die Bioabfallverordnung selbst erlaubt unter der Rubrik zulässige Abfälle die Verwendung diverser Aschen aus der Verbrennung naturbelassener pflanzlicher Materialien, aus der Verbrennung von Materialien tierischer Herkunft, aus der Verbrennung von Klärschlämmen sowie aus der Verbrennung von Papier (BioAbfV, 2012, Anhang 1). Demnach wäre es naheliegend, auch die Verwendung von Kohlen aus diesen Materialien aufzunehmen.

Für die Aufbringung von Holzkohle aus chemisch unbehandeltem Holz formuliert die DüMV keine mengenmäßigen Begrenzungen. Diese wirken erst, wenn Biokohle im Zusammenhang mit Substraten aus Bioabfällen auf Boden aufgebracht wird, z. B. nach gemeinsamer Kompostierung von Biokohle mit pflanzlichen Reststoffen. Hier gelten dann die Aufbringungsbeschränkungen für Bioabfälle von 20 bzw. 30 t/ha innerhalb eines Zeitraumes von 3 Jahren. Beim Ausbringen von Biokohle im Gemisch mit Wirtschaftsdüngern oder mineralischen Düngern auf Böden, existieren jedoch keine mengenmäßigen Beschränkungen, außer über die zugelassenen Mengen an Stickstoff für das Gemisch entsprechend Düngeverordnung DüV (2006) (170 kg Gesamt-N/ha*a auf Ackerland, 230 kg Gesamt-N/ha*a auf Grünland).

Die DüMV (Anlage 2 Tabelle 1.4) formuliert Grenzwerte für Schadstoffe in Düngemitteln (mit Ausnahme von Wirtschaftsdüngern) – für Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, ChromVI, Nickel, Quecksilber, Thallium, Dioxine und dl-PCB sowie perfluorierte Tenside, die grundsätzlich auch für die beschriebenen Holzkohlen gelten. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die bei Verkohlungsprozessen potenziell entstehen können, sind jedoch nicht über einen konkreten Grenzwert geregelt, auch nicht für die bereits zugelassenen Holzkohlen, die in Abhängigkeit von den Herstellungsbedingungen durchaus relevante PAK-Mengen enthalten können. Die BBodSchV hingegen regelt PAK-Gehalte in Böden mit einem Vorsorgewert von 3 mg/kg (bei Humusgehalt \leq 8 %) bzw. 10 mg/kg (bei Humusgehalt $>$ 8 %) für die Summe der PAK nach EPA. Da Biokohlen als langfristig stabil in Böden gelten, erscheint es naheliegend und durchaus sinnvoll, diese Wertvorstellungen auch als Qualitätskriterien für Biokohlen anzusetzen.

Ergänzend dazu ist auf die Regelung nach § 12 BBodSchV hinzuweisen, für den Fall, dass Materialien in oder auf Böden ein- bzw. aufgebracht werden, um eine neue durchwurzelbare Bodenschicht anzulegen: hier darf ein Niveau von 70 % der Vorsorgeanforderungen an Schwermetallgehalte sowie Gehalte ausgewählter organischer Schadstoffe nicht überschritten werden.

7.1.2 Bestehende Qualitätsvorschläge für Biokohlen als mögliche Basis für eine Weiterentwicklung der Rechtsgrundlagen

Derzeit liegt zur Qualitätssicherung von Biokohlen im europäischen Rahmen ein Vorschlag in Form des Europäischen Pflanzenkohlezertifikats (EBC) vor. Ziel des EBC, herausgegeben vom Biochar Science Network im April 2012, in aktuellster Version 6.1 vom 19. Juni 2015, ist die Einführung „eine(r) wissenschaftlich fundierte(n) und praxisnahe(n) Kontrollgrundlage“ für die Produktion und Qualität von Pflanzenkohle/Biokohle. Dabei soll es jährlich an den Stand der neusten Erkenntnisse zu Grenzwerten und Analysemethoden angepasst werden. Die Verfasser unterscheiden in Abhängigkeit von der Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten, qualitätsbestimmenden Eigenschaften und bestimmten ökologischen Anforderungen zwei unterschiedliche Biokohle-Qualitätsstufen: *basic* und *premium*. Es werden Anforderungen an die verwendete Biomasse und für die inhaltsgebenden Eigenschaften von Pflanzenkohlen/Biokohlen vorgenommen sowie notwendige Deklarationsangaben beschrieben. Des Weiteren werden im EBC Anforderungen zur Pyrolysetechnik sowie Schutzvorschriften zum Verkauf und der Ausbringung von Pflanzenkohle/Biokohle formuliert.

Aus dem Vergleich der schadstoffseitigen Anforderungen des Europäischen Pflanzenkohlezertifikats mit den Grenzwerten der Düngemittelverordnung ergeben sich für Schwermetalle keine Diskrepanzen – beide Qualitäten halten die Grenzwertvorgaben ein. Gegenüber den Vorgaben der Vorsorgewerte der BBodSchV für die mittlere Bodenart Lehm/Schluff, ergeben sich geringe Diskrepanzen bei den Regelungen für die Schwermetalle Blei sowie Quecksilber (Tab. 7.1; Vogel et al., 2015).

Tabelle 7.1: Vergleich der Schwermetallanforderungen des Europäischen Pflanzenkohlezertifikats (EBC) mit den derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV

Schadstoffe [mg/kg TM]	Pb	Cd	Cu*	Ni	Hg	Zn*	Cr*
Grenzwert DüMV	150	1,5	k. A.	80	1	k. A.	k. A.
Grenzwert BioAbfV 20t	150	1,5	100	50	1	400	100
Grenzwert BioAbfV 30t	100	1,0	70	35	0,7	300	70
Grenzwert EBC Qualität <i>Basic</i>	150	1,5	100	50	1	400	90
Grenzwert EBC Qualität <i>Premium</i>	120	1	100	30	1	400	80
Vorsorgewert BBodSchV Bodenart Lehm/Schluff	70	1	40	50	0,5	150	60

*Diese Elemente sind in der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) nicht mehr geregelt.

Der in der DüMV geregelte Schadstoffgrenzwert für Dioxine wird von den Vorgaben beider EBC-Qualitäten eingehalten. Polyfluorierte Tenside (PFT) sind im EBC nicht geregelt – sie sind im deutschen Düngemittelrecht vor allem im Zusammenhang mit Klärschlämmen zu sehen (Tab. 7.2). Die Vorsorgewerte der BBodSchV für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe werden von der Kategorie *Premium* eingehalten, von der Kategorie *Basic* geringfügig überschritten. Der Vorsorgewert für PCB wird von beiden Kategorien geringfügig überschritten. Generell stellen die Grenzwertvorschläge des EBC eine mögliche Basis für eine Regelung für die Anwendung von Biokohle/Pflanzenkohle dar – ggf. ist bei Orientierung an der BBodSchV eine geringfügige Werteanpassung notwendig (Vogel et al., 2015).

Tabelle 7.2: Vergleich der Anforderungen an organische Schadstoffe zwischen Europäischem Pflanzenkohlezertifikats und den derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV

Schadstoffe	PAK (mg/kg TM)	PCB (mg/kg TM)	Dioxine/Furane (ng WHO-TEQ)	PFT (mg/kg TM)
Grenzwert DüMV	k. A.	k. A.	30	0,1
Grenzwert EBC Qualität <i>Basic</i>	12	0,2	20	k. A.
Grenzwert EBC Qualität <i>Premium</i>	4	0,2	20	k. A.
Vorsorgewert BBodSchV > 8 % Humus	10	0,1	k. A.	k. A.

Das Europäische Pflanzenkohlezertifikat bietet mit den erläuterten Angaben eine hervorragende Basis, um Qualitätskriterien für eine sichere Verwendung von Biokohlen/Pflanzenkohlen in der Landwirtschaft, Gartenbau sowie Forstwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland zu formulieren. An Hand der im EBC beschriebenen Ausgangsstoffe kann der Katalog der möglichen zugelassenen Ausgangsstoffe für DüMV und BioAbfV nach Prüfung ergänzt werden. Die vorgeschlagenen Schadstoffgehalte sollten sich vor allem an den Vorsorgeanforderungen der BBodSchV orientieren, da insbesondere in Pyrolyseprozessen hergestellter Pflanzenkohle im Boden eine hohe Verweildauer vorhergesagt wird. Die moderne Anlagentechnik ist nach jahrelanger, intensiver Entwicklungsarbeit auf einem Stand, der bei Verwendung schadstoffarmer Ausgangsstoffe in der Lage ist, eine Qualität von Biokohlen zu garantieren, die diese Anforderungen einhalten. Eine kontinuierliche Qualitätsprüfung ermöglicht eine hohe Anwendungssicherheit.

7.2 Festlegung von Qualitätsstandards der Ausgangsstoffe (organische Reststoffe) und der Produkte (Biokohle sowie Biokohlekomposte)

Für die Herstellung von Biokohle sowie Biokohlekomposte war die Qualität der Ausgangsstoffe von entscheidender Bedeutung. Daher wurde streng auf die Einhaltung von festgelegten Qualitätsstandards hinsichtlich der Eigenschaften und Beschaffenheit der Ausgangsstoffe, wie beispielsweise Rasenschnitt, Grünschnitt oder die ligninhaltigen Reststoffe (Stammholz, Astschnitt) geachtet. Neben der qualitätssichernden Begleitung bzw. Überwachung der Karbonisierung und Kompostierung wurde die Zusammensetzung der o.g. Endprodukte anhand einer Grundcharakterisierung entsprechend ihrer vorgesehenen Anwendung durchgeführt. Die Überprüfung der Qualität wurde zudem in regelmäßigen Abständen wiederholt. Entsprechend geltender rechtlicher Regelungen (vgl. Kap. 7.1) mussten alle Materialien, die auf oder in Böden eingetragen werden, festgelegte Qualitätsstandards in Form von Mindestanforderungen und Grenzwerten nach BBodSchV, BioAbfV, DüMV, sowie Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) und Europäischen Pflanzenkohlezertifikat (EBC) einhalten um somit dem Vorsorgeprinzip zu entsprechen.

7.2.1 Güte- und Qualitätssicherung der Ausgangsstoffe (organische Reststoffe)

Die Grundcharakterisierung hinsichtlich Nährstoffgehalte und weiterer grundlegender Parameter, wie z.B. pH-Wert oder C/N-Verhältnis sind dem Kapitel 4.1 zu entnehmen. Im Folgenden wird der Fokus auf die Einhaltung der Grenzwerte gängiger rechtlicher Regelungen hinsichtlich Schwermetalle und organischer Schadstoffe gelegt, um bei Verwendung der Ausgangsstoffe dem Vorsorgeprinzip zu entsprechen. In der Tabelle 7.3 sind diese Gehalte entsprechend zusammengetragen und den Grenzwerten der DüMV, BioAbfV sowie BBodSchV gegenübergestellt. Dabei ist festzustellen, dass alle organischen Ausgangsstoffe die Grenzwerte sämtlicher aufgeführter Parameter i.d.R. deutlich unterschreiten. Blei lässt sich nur sehr gering in den Ausgangsstoffen Laub und Grünschnitt nachweisen (max. 1,7 mg/kg TS im Laub), und obwohl die Blei-Gehalte für Holzhackschnitzel deutlich über denen der anderen Ausgangsstoffe liegen, werden dennoch die Grenzwerte eingehalten. Die Gehalte an Chrom, Kupfer und Nickel sind ebenfalls als unproblematisch zu bewerten. Für die Bestimmung der Parameter Quecksilber und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) wurden aus den organischen Reststoffen Mischproben erstellt. Auch diese Gehalte sind, wie zu erwarten, als sehr gering einzuschätzen.

Tabelle 7.3: Gemittelte Schadstoffgehalte der Ausgangsstoffe (organische Reststoffe) im Vergleich zu den Schwermetallanforderungen der derzeit geltenden Vorgaben der DüMV, BioAbfV und BBodSchV

Schadstoffe [mg/kg TM]	Pb	Cd	Cu*	Ni	Hg	Zn*	Cr*	PAK (B[a]P)
Laub	1,7	0,1	14,0	9,8		37,4	11,9	
Kurzgras	<1	<0,1	12,9	4,5	0,1**	42,1	4,1	0,4**
Wiesenmahd	<1	0,3	18,7	8,5		67,3	12,3	(0,03)
Grünschnitt	1,1	0,5	24,7	10,6		84,2	13,0	
Holz hackschnitzel	27,4	0,1	11,4	24,6	n.b.	53,2	16,4	n.b.
Grenzwert DüMV	150	1,5	k. A.	80	1	k. A.	k. A.	k. A.
Grenzwert BioAbfV 20t / 30t	150/ 100	1,5/ 1,0	100/ 70	50/ 35	1/ 0,7	400/ 300	100/ 70	k. A.
Vorsorgewert BBodSchV Bodenart Lehm/Schluff	70	1	40	50	0,5	150	60	10*** (1,0)

*Diese Elemente sind in der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) nicht mehr geregelt;

als Mischprobe; *Vorsorgewert bei einem Humusgehalt >8%

Insgesamt ist festzustellen, dass die zur Herstellung der Biokohle sowie Biokohlekomposte verwendeten Inputmaterialien qualitativ geeignet und hinsichtlich der Gehalte an Schadstoffen als unbedenklich bewertet werden konnten.

7.2.2 Güte- und Qualitätssicherung von Biokohle und Biokohlekomposte

Analog zu den Ausgangsstoffen wurden auch die Biokohlen und Biokohlekomposte grundcharakterisiert und chargenweise auf die Einhaltung von Grenz- und Richtwerte sowie Wertebereiche der BioAbfV, der DüMV, der DüV, der BBodSchV der Güterichtlinien für Substratkompost der Gütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) sowie dem Europäischen Pflanzenkohlezertifikat (EBC) überprüft. Es wurden sowohl Probenahmen direkt nach der Herstellung, als auch im gelagerten/gealterten Zustand der Produkte durchgeführt, um vor allem den Einfluss der Biokohle auf die Alterung bzw. Lagerung von Komposten zu untersuchen.

Die Qualität der hergestellten Biokohlen kann zusammenfassend als sehr gut eingeschätzt werden und ist vergleichbar mit der Qualität von Biokohlen anderer Hersteller. Die Biokohlen wiesen Merkmale hoher Stabilität sowie sehr niedrige Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen auf. Bis auf den Nickelgehalt (Qualitätsstufe basic) erfüllen alle anderen Parameter die im EBC (2012) festgelegte Qualitätsstufe premium. Darüber hinaus werden auch die Vorsorgewerte der BBodSchV (Bodenart Lehm/Schluff, Organik >8%) eingehalten. Detaillierte Ergebnisse und weitere Ausführungen hinsichtlich der Biokohlequalität sowie Grenzwerte des EBC sind dem Kapitel 4.2.3 zu entnehmen.

Komposte unterliegen grundlegend den Anforderungen der Bioabfallverordnung (BioAbfV), die die umweltverträgliche Verwertung von biologisch abbaubaren Abfällen, die auf landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen und gärtnerisch genutzten Böden als Düngemittel aufgebracht werden oder als Bestandteile von Kultursubstraten Anwendung finden, regelt. Darüber hinaus gelten die Schadstoffregelungen entsprechend Anlage 2, Tabelle 1.4 der DüMV, wie bereits im vorhergehenden Kapitel beschrieben, sowie die in beiden Verordnungen enthaltenen Regelungen zu möglichen Ausgangsstoffen.

Für Komposte besteht darüber hinaus die Möglichkeit der Gütesicherung entsprechend den Anforderungen der Bundesgütegemeinschaft Kompost e. V. (BGK e. V.) für Frischkomposte, Fertigungskomposte und Substratkomposte, die u. a. Qualitätskriterien und Güterichtlinien zu den jeweils zulässigen Ausgangsstoffen, der hygienischen Unbedenklichkeit, enthaltenen Nährstoffen sowie Richtwerten für Schadstoffe und den Salzgehalt beinhalten. Es wurden dabei insbesondere die Kriterien für Substratkomposte herangezogen, da diese entsprechend Bundesgütegemeinschaft als „Fertigungskomposte mit begrenzten Gehalten an löslichen Pflanzennährstoffen und Salzen, geeignet als Mischkomponente für Kultursubstrate“ bezeichnet werden. Diese Regelungen für Komposte im Allgemeinen gelten gleichermaßen für Biokohlekomposte.

Die Qualität der hergestellten Komposte mit/ohne Biokohle erwies sich ebenfalls als durchgängig sehr gut bis gut. Die Qualitätskriterien für Substratkompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. wurden stets eingehalten. Für detaillierte Ergebnisse sei an dieser Stelle auf die Tabelle 4.7 im Kapitel 4.3.4 verwiesen. Daraus ist ersichtlich, dass die untersuchten Parameter durchgängig die Qualitätskriterien Typ 1 für Substratkompost erfüllen, mit Ausnahme vom löslichen Kalium, welches dennoch Typ 2 einhält. Auch die Schwermetallgehalte entsprechen den geltenden Regelungen (Tab. 7.4) Eine Ausbringung der o.g. Endprodukte ist unbedenklich zu bewerten.

Tabelle 7.4: Gemittelte Schadstoffgehalte der Komposte mit/ohne Biokohle im Vergleich zu den Schwermetallanforderungen der geltenden Vorgaben der BGK, DüMV, BioAbfV und BBodSchV

Schadstoffe [mg/kg TM] MW±STABW	Pb	Cd	Cu*	Ni	Zn*	Cr*
Kompost mit BK (n=7)	58,7±13,7	0,4±0,1	25,2±6,5	18,8±4,1	142,0±6,6	20,6±3,6
Kompost ohne BK (n=7)	70,0±8,0	0,4±0,1	39,6±26,5	21,7±9,3	134,9±11,8	20,8±0,3
Grenzwert BGK**	150	1,5	k. A.	50	k. A.	100
Grenzwert DüMV	150	1,5	k. A.	80	k. A.	k. A.
Grenzwert BioAbfV 20t / 30t	150/ 100	1,5/ 1,0	100/ 70	50/ 35	400/ 300	100/ 70
Vorsorgewert BBodSchV Bodenart Lehm/Schluff	70	1	40	50	150	60

*Diese Elemente sind in der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) nicht mehr geregelt;

**Qualitätskriterien der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. für Substratkompost

7.3 Untersuchungsmethoden und analytische QS

Zur Qualitätssicherung hinsichtlich der Analytik wurden für die zu charakterisierenden Komposte mit/ohne Biokohle zunächst geeignete Untersuchungsmethoden ausgewählt und vorab getestet. Die verwendeten Methoden sind in den folgenden Unterkapiteln umfassend aufgeführt. Es stellte sich im Rahmen von TerraBoGa heraus, dass es bei ausgewählten Testverfahren (z.B. KAK, Schütteltest etc.) durch den Einfluss der relativ neuen Matrix Biokohle Adaptionsbedarf besteht (näher beschrieben in den jeweiligen Kapiteln 4 und 5). Dieses wurde bei der QS aufgenommen und weiterverfolgt.

7.3.1 Untersuchungsmethoden

Sämtliche praktische Untersuchungen wurden nach standardisierten Methoden nach den bestehenden nationalen und internationalen Normen durchgeführt und sind in Tabelle 7.5 als Überblick dargestellt. Durch die Vorgabe von einzuhaltenden Prüfverfahren wurde eine hohe Qualität der Analysenergebnisse sowie deren Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit (Präzision) gewährleistet.

Tabelle 7.5: Überblick über die im Projekt erhobenen Parameter sowie die zur Untersuchung angewendeten Methoden

Parameter	Bestimmungsmethode*
Physikalische, physikalisch-chemische und chemische Parameter	
Trockensubstanz [%]	DIN EN 14346:2007-03
Wassergehalt [%]	DIN EN 14346:2007-03
Rohdichte [g/L FM]	Methodenbuch BGK, Kap. II A4
Schüttdichte [kg/m ³]**	DIN 51705:2001-06
Spez. Oberfläche BET-Verfahren [m ² /g]**	DIN 66132:1975-07/ISO 9277:2010-09
Brennwert (Ho,V) und Heizwert (Hu,p) [kJ/kg]**	DIN 51900-1:2000-04
Thermogravimetrie TGA 950°C unter N-Atm.**	TGA 701 D4C
Max. Wasserhaltekapazität (WHKmax) [Vol.-%]	Methodenbuch BGK, Kap. II A2
pH (CaCl ₂) [-]	DIN EN 13037:2012-01 und Methodenbuch BGK, Kap. III. C1.1
Salzgehalt [g/L FM]	VDLUFA Methodenbuch I, A 13.4.1 und Methodenbuch BGK, Kap. III. C2.1
Kationenaustauschkapazität KAK _{eff} [cmolc/kg]	DIN EN ISO 11260:2011-09
Organische Substanz (Glühverlust) [% TS]	Methodenbuch BGK, Kap. III B1.1
Gesamt-Kohlenstoff C _t [% TS]	DIN ISO 10694:1996-08

Forts. Tab. 7.5

Parameter	Bestimmungsmethode*
Geamt-Stickstoff N _t [% TS]	DIN ISO 13878:1998-11
C/N-Verhältnis [-]	berechnet
Gesamtgehalte Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/kg TS] Hg [mg/kg TS]	DIN ISO 11466:1995-03 (Königswasser- oder Salpetersäureaufschluss) anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP-OES) DIN EN ISO 16772:2005-06
Lösliche (pflanzenverfügbare) Nährstoffe und Schwermetalle Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Zn [mg/L FM]	VDLUFA Methodenbuch I, A 13.1.1 (CAT-Extraktion) anschl. DIN EN ISO 11885:2009-09 (E22) (ICP-OES)
Löslicher (pflanzenverfüg.) Stickstoff N _{min} [mg/L]	VDLUFA Methodenbuch I, A 6.1.4.1
Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe PAK16 nach EPA [mg/kg TS]**	DIN ISO 13877:2000-01 (Extraktionsmittel n-Hexan und Toluol; 4h bzw. 4h/36h Extraktion)
PCB (Summe 6 PCB) [mg/kg TS]**	DIN 38414-20:1996-01
PCDD/PCDF [ng/kg] und Tox.-Äquivalente**	EPA 8280
Elutionsmethoden	
Schüttelverfahren für organische Stoffe	DIN 19527:2012-08
Schüttelverfahren für anorganische Stoffe	DIN 19529:2009-01
Perkolationsverfahren (Säulentest) für organische und anorganische Stoffe	DIN 19528:2009-01
Pflanzentests	
Kresstest: Detektion phytotoxische Gase	Methodenbuch BGK, Kap. IV A4
Kresse-Test: Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit (Keimung und frühe Wurzelentwicklung)	DIN EN 16086-2:2012-01
Chinakohltest: Bestimmung der Pflanzenverträglichkeit im Keimungstest	Methodenbuch BGK, Kap. IV A3
Mikrobiologische Untersuchungen	
Biomasse: Bestimmung der mikrobiellen Biomasse (substratinduzierte Respiration)	DIN EN ISO 14240-1
Potentielle Ammoniumoxidation: Bestimmung der potentiellen Nitrifizierung	DIN ISO 15685:2004-09
Test zur Untersuchungen der Fauna	
Regenwurmfluchttest: Bestimmung der Auswirkungen auf die Fauna an Hand der Substrat-Präferenz	DIN ISO 17512-1: 2010-06

*BGK = Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.: 2009-06; VDLUFA = Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V.; DIN = Deutsches Institut für Normung; ISO = International Organization for Standardization; EPA = Environmental Protection Agency

**Analytik durchgeführt in externen akkreditierten Laboren

Die **Trockenmasse** wurde durch die Bestimmung des **Wassergehaltes**/des Trockenrückstandes nach dem Trocknen bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz (mindestens 24 h) berechnet. Die **Rohdichte** wurde ermittelt durch die Messung des Gewichts und des Volumens einer Probe, nachdem sie in einem Meßzylinder 10-mal aus einer Höhe von 10 cm fallengelassen wurde. Die **maximale Wasserhaltekapazität** WHK_{max} wurde ermittelt, indem gravimetrisch die Wassermenge bestimmt wurde, die bis zur vollen kapillaren Sättigung aufgenommen und gegen die Schwerkraft gehalten werden kann. Der **pH-Wert** wurde im 0,01 molaren CaCl₂-Extrakt (Verhältnis Probe:CaCl₂ = 1:10) mittels pH-Elektrode (WTW SenTix® 51) gemessen und der **Salzgehalt** wurde durch die Messung der Leitfähigkeit mittels einer Leitfähigkeitsmesszelle (WTW TetraCon® 325) in einer Suspension aus Probe und Reinstwasser im Verhältnis 1:10 bestimmt. Die effektive **Kationenaustauschkapazität** KAK_{eff} wird beim aktuellen pH-Wert der Probe über die Summe der austauschbaren Kationen, die an die negativen Bindungsplätze der Austauscher gebunden sind, durch den Austausch mit Bariumchlorid bestimmt. Dabei war bei den standardisierten Schüttelschritten und anschließender Filtration ein methodenerschwerender Einfluss der sehr leichten Biokohle feststellbar. Die **organische Substanz** wurde durch den Glühverlust bei 550°C in einem Muffelofen (Heraeus Instruments, Thermo Scientific) bis zur Gewichtskonstanz ermittelt. Der Gesamtgehalt von **Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N)** in wurden mit einem CN-Analysator (LECO TruspecCHN) bestimmt. Die **Gesamtgehalte** von **Nährstoffen und Schwermetallen** wurden im Königswasser- bzw. Salpetersäureaufschluss (bei hohen Gehalten an Organik) unter Verwendung eines Mikrowellenaufschlussgerätes gewonnen und anschließend mittels ICP-OES (Perkin Elmer Gerade OES Optima 2100 DV) gemessen. Die **löslichen (pflanzenverfügbaren) Nährstoffe** (außer Stickstoff) und Schwermetalle wurden in einer CAT-Lösung (CaCl₂ und DTPA) extrahiert und anschließend mittels ICP-OES analysiert. Der **lösliche Stickstoff** (N_{min}=NH₄-N+NO₃-N) wurde in einer CaCl₂-Lösung extrahiert und unter Verwendung eines Spektrophotometers analysiert. Auf eine detailliertere Beschreibung der in externen akkreditierten Laboren durchgeführten physikalischen, physikalisch-chemischen und chemischen Analysen wird an dieser Stelle verzichtet. Teilweise werden diese Parameter (z.B. PAK) in den jeweiligen Kapiteln (vor allem Kapitel 4 und 5) näher betrachtet.

Zur Beurteilung des **Freisetzungsverhaltens** und letztendlich der Verfügbarkeiten von Nähr- und Schadstoffen wurden Elutionsversuche in Form von Schüttelverfahren nach DIN 19527:2012-08 und DIN 19529:2009-01 bzw. Säulenversuche (Perkolationsverfahren) nach DIN 19528:2009-01 durchgeführt. Schüttelversuche sind statische Elutionsversuche mit einem Wasser-/Feststoffverhältnis (W/F) von 2:1 l/kg TS. Säulenversuche hingegen erlauben die dynamische Bestimmung der Freisetzung über die Zeit. Beide Verfahren liefern wässrige Eluate, die anschließend auf Eluatparameter wie Eluatvolumen, Trübung, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, sowie Nährstoffe, PAK, MKW, Schwermetalle und Kohlenstoff (TC) untersucht wurden.

Der **Kressetest** diente der Überprüfung von Substraten auf phytotoxisch wirkende gasförmige Substanzen, d.h. die Kressesamen keimten 3 cm über dem Kompost/Biokohlekompost in der Gasphase in Weckgläsern im Gewächshaus, inkubiert für 7 Tage bei 20 °C und einer Belichtungszeit von 12 h mit einer Belichtungsstärke von 3000 Lux. Nach 7 Tagen wurde die

Kresse dicht über der Wurzel abgeschnitten und ihre Frischmasse ausgewogen. Als Testkriterium galt, dass die Prüfsubstrate mindestens 80% der Biomasse des Referenzsubstrates EE0 erzielen mussten. Ein weiterer Test mit Kresse diente zur Ermittlung der **Pflanzenverträglichkeit**. Nach 72 h im Inkubationsschrank wurden zur Auswertung die Parameter Keimrate, Wurzellänge und Index der Wurzellänge bestimmt sowie daraus der Munoo-Liisa-Vitalitätsindex (MLV) berechnet. Mit dem **Chinakohltest** sollten schädliche Wirkungen der hergestellten Komposte auf Pflanzen erkannt und so vermieden werden. Nach 12 Tagen erfolgte die Ernte bzw. die Bestimmung der Frischbiomasse, wobei als Testkriterium galt, dass mindestens 90 % der Frischmasse der Kontrolle erreicht werden musste. Um die Wirkung der Biokohle auf die **mikrobielle Population** der hergestellten Komposte zu überprüfen, wurde die mikrobielle Biomasse mittels **Substrat-induzierte Respiration (SIR)** bestimmt. Im Anschluss an die Bestimmung der Basalatmung erfolgte die Messung der SIR über 24 h. Zur Ermittlung der Wirkung der Biokohle auf die **nitrifizierenden Mikroorganismen** der hergestellten Komposte, wurde die potenzielle Nitrifizierung und Hemmung der Nitrifizierung im Schnellverfahren mittels Ammoniumoxidation bestimmt. Zur Bewertung der Lebensraumfunktion und zur Untersuchung der Wirkung der hergestellten Biokohlekomposte auf die Fauna, wurde eine **Vermeidungsprüfung mit Regenwürmern** (*Eisenia foetida* und *Eisenia andrei*) durchgeführt. Zur Bewertung gilt folgendes Kriterium: Wenn weniger als 20 % der Würmer im Prüfsubstrat sind, ist dieses als Lebensraum für den Kompostwurm ungeeignet.

7.3.2 Qualitätsmanagement und analytische Qualitätssicherung

Im Rahmen von TerraBoGa wurde ein vereinfachtes internes Qualitätsmanagementsystem (QMS) in Anlehnung an die DIN EN ISO/IEC 17025:2005-08 „Allgemeine Anforderungen an die Kompetenz von Prüf- und Kalibrierlaboratorien“ erarbeitet und umgesetzt. Hoher Priorität wurde auf eine Vereinheitlichung der Probenahme, -bearbeitung und -dokumentation sowie deren Lenkung gelegt. Es wurden Labor-IDs, Probenlaufzettel, Blanko-Dokumente für die jeweiligen Parameter sowie auf digitaler Ebene Ordnerstrukturen für die reibungslose und eindeutige Erfassung, Auswertung und Dokumentation/Archivierung der Daten (auch externe Prüfberichte) eingeführt. Darüber hinaus wurden interne Arbeitsanweisungen sowie Dokumente mit den anzuwendenden Untersuchungsmethoden sowie Gerätschaften erstellt.

Die analytische Qualitätssicherung wurde durch externe Vergleichsmessungen sowie durch interne qualitätssichernde Maßnahmen gewährleistet. Für die chemische Analytik wurden als interne Maßnahmen zur Qualitätssicherung zertifizierte Referenzmaterialien und zusätzlich laborinterne Referenzproben mitbestimmt. Die Anzahl der zu bestimmenden Blindproben sowie die Mindestanforderungen an durchzuführende Kalibrierungen der Gerätschaften und Messzellen bzw. -elektroden wurden festgelegt und dokumentiert. Des Weiteren wurden für die angewendeten Untersuchungsmethoden die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen ermittelt und aufgeführt. Extern durchgeführte Analysen (vgl. Kap. 7.3.1) wurden an Labore vergeben, welche für die durchzuführenden analytischen Bestimmungen die dementsprechende Akkreditierung vorweisen. Darüber hinaus wurde für ausgewählte

Parameter (Nmin und Nährstoffgehalte sowie PAK) Proben zu Vergleichsuntersuchungen an mehrere Labore versendet und ausgewertet.

7.3.3 Statistische Methoden

Für die statistische Auswertung wurden die Statistikprogramme R und IBM SPSS 22 verwendet. Bei normalverteilten und varianzhomogenen Datensätzen wurde zur Feststellung von Mittelwertunterschieden die einfaktorielle Varianzanalyse (ANOVA) ($p=0,05$) sowie der t-Test (paarweise t-Test mit Benjamini-Hochberg-Korrektur) für unabhängige Stichproben (bei Erfüllung der Voraussetzung, dass die Daten normal verteilt und varianzhomogen waren) herangezogen. Bei Abweichung von Normalverteilung und Varianzhomogenität kam der nicht-parametrische Kruskal-Wallis-Test zum Einsatz. Des Weiteren wurden die post-hoc-Tests Tamhane, Tukey-HSD und Bonferroni verwendet, um nähere Aussagen über die (Un-)Gleichheit der einzelnen Gruppen herauszufinden, d.h. welche Substrate sich voneinander unterscheiden.

7.4 Externe Qualitätssicherung

Das Forschungsprojekt TerraBoGa wurde im Rahmen einer externen Qualitätssicherung von einem wissenschaftlichen Projektbeirat begleitet. Der Projektbeirat setzte sich aus Experten/innen zusammen, die aus der Sicht des Forschungsprojektes nah an der Praxis angesiedelt sind. Die Mitglieder entstammen folgenden Institutionen: BMUB, Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin, Umwelt- und Naturschutzamt Berlin Steglitz-Zehlendorf, Universität Leipzig (Veterinärmedizinische Fakultät), Institut für ZukunftsEnergieSysteme (IZES), Sungkyunkwan University South Korea (vormalige entsendende Institution: Technische Universität Delft (Fachbereich Architektur). Darüber hinaus wurden zu den Projektbeiratstreffen hinsichtlich projektübergreifende QS Vertreter aus dem „Schwesterprojekt“ LaTerra eingeladen und hinzugezogen.

1. Projektbeiratstreffen (März 2011)

Der Projektbeirat, die Zielstellung, das Vorgehen und das Untersuchungsdesign von TerraBoGa sowie die Inhalte der Öffentlichkeitsarbeit wurden vorgestellt und diskutiert. Die Ergebnisse des Projektbeiratstreffens wurden in die weitere Projektplanung und -umsetzung einbezogen.

2. Projektbeiratstreffen (März 2012)

Der Stand der Projektarbeit von TerraBoGa und die ersten Ergebnisse hinsichtlich Herstellung und Charakterisierung von Biokohlesubstraten sowie das Umsetzungskonzept zu den Nachhaltigen Sanitärtechniken wurden dem Projektbeirat präsentiert und zur Diskussion gestellt.

3. Projektbeiratstreffen (November 2012)

Der Stand von TerraBoGa, die aktuellen Ergebnisse aus den verschiedenen Arbeitspaketen sowie die Vorbereitungen zum Erwerb einer Karbonisierungsanlage wurden dem Projektbeirat präsentiert und zur Diskussion gestellt.

4. Projektbeiratstreffen (März 2014)

Vorge stellt und diskutiert wurden der Stand der Projektarbeit sowie der Entwurf des Aufbaus der Handlungsanleitung. Die Diskussionsergebnisse wurden bei der Fortführung der Projektbearbeitung einbezogen.

5. Projektbeiratstreffen (April 2015)

Auf der letzten Projektbeiratsitzung wurden der Stand der Untersuchungen, erste Arbeiten zur Handlungsanleitung sowie die Planungen zum TerraBoGa-Abschlussworkshop (Juni 2105) zur Diskussion gestellt.

8 Zusammenfassung und Fazit

Die modellhafte Integration der TerraPreta-Technologie (TPT) in den Botanischen Garten Berlin und die begleitenden wissenschaftlichen Untersuchungen zur Wirkung von Biokohle in der Kompostierung und als Biokohlesubstrat in verschiedensten Pflanzungen zeigten ein hohes Potenzial zur Wertschöpfung pflanzlicher Reststoffe und zur Minimierung von Umweltbelastungen.

Die Analyse der organischen Stoffströme ergaben diverse Optimierungsmöglichkeiten, die das Potenzial für eine Neugestaltung der Stoffströme und Verbesserung der Prozessebenen aufzeigten. Unter dem Fokus der Kohlenstoff- und Nährstofferhaltung und der Optimierung der ökologischen Leistungen eines geschlossenen Stoffkreislaufes wurden drei technische Innovationen und Neuerungen (Biokohleherstellung, kontrollierte Kompostierung, nachhaltige Sanitärsysteme) hinsichtlich ihres generellen Potenzials und ihrer Implementierung in den betrieblichen Abläufen des BG untersucht.

Die Karbonisierung stellt dabei, als zentrales Element in der TPT, eine vielversprechende nachhaltige Technologie dar, die einen Beitrag zur Kohlenstoffsequestrierung durch die Umwandlung von Holz in stabilen Kohlenstoff leistet. Neben der Reduzierung von atmosphärischen CO₂, lassen sich durch die gleichzeitige Wärmenutzung bei der Biokohleherstellung fossile Brennstoffe substituieren und der CO₂-Ausstoß senken. Im Botanischen Garten Berlin, lassen sich pro Jahr durch die Karbonisierung von geschredderten Stammholz und Gehölzschnitt durchschnittlich 77 Tonnen CO₂ nachhaltig aus der Atmosphäre entfernen und weitere 43 Tonnen CO₂ durch die Substitution von fossilen Brennstoffen einsparen.

Die Kompostierung wurde hinsichtlich der Betriebsführung erheblich verbessert. Während der Kompostierung werden jetzt weniger Treibhausgase (Methan, Lachgas und Ammoniak) pro umgesetzte Tonne Frischmasse (FM) freigesetzt. Zusätzlich wirkt sich der Einsatz von Biokohle minimierend auf die THG-Freisetzung aus (24 bis 43 % Reduktion im Vergleich zu Mieten ohne Biokohle). Weitere Ergebnisse zeigen, dass die Zugabe von Biokohle eine Verbesserung des Kompostierprozesses (z.B. Feuchte, Geruch, Substratstruktur, Feuchtrohdichte) bewirkt. Unterschiede im Verlauf der Kompostierung zwischen den Mieten mit Biokohle und den Mieten ohne Biokohle sind jedoch vor allem bei der Entwicklung des organischen Kohlenstoffs zu erkennen. Hier wirkt die Biokohle stabilisierend auf den Kohlenstoffhaushalt der Mieten. In den Mieten ohne Biokohle wurde im Kompostierungsverlauf durchschnittlich 55 % des anfänglichen organischen Kohlenstoffs aus dem Grünschnitt abgebaut, mit Biokohle nur 36 %. Insgesamt bedeutet die Kohlenstoffstabilisierung eine Reduzierung der Kohlendioxidemission um 22 Tonnen. Die Zugabe von Biokohle am Anfang einer Kompostierung bietet somit ein weiteres Potenzial zur Kohlenstoffspeicherung.

Durch die Neustrukturierung der Kompostierung können Biokohlekomposte hergestellt werden, die die Vorgaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. vollständig erfüllen. Dies ist insbesondere durch die erzielte Hygienisierung der Grünschnittabfälle möglich. Hier zeigt die Zugabe an Biokohle ebenfalls eine positive Wirkung, da tendenziell höhere Temperaturen während der Intensivrotte erreicht werden, die zu einer verbesserten

Hygienisierung führen.

Die Mitkompostierung von Biokohle führt weiterhin zu einer reduzierten Auswaschung von Nitrat, Phosphor und Kalium. Leachingversuche zeigten einen signifikanten Einfluss der Biokohle auf das Nährstofffreisetzungverhalten von Biokohlekomposten und –substraten. Vor allem in den gealterten (gelagerten) Biokohlesubstraten führt die Biokohle zu einer deutliche verzögerten Freisetzung an Nährstoffen. Aufgrund der positiven Synergieeffekte von Biokohle und Kompost hinsichtlich der Freisetzung von Nährstoffen, können mineralische Dünger in den Pflanzsubstraten reduziert werden.

Pflanzversuche konnten zeigen, dass die Verwendung von Biokohlekompost als Substratkomponente die Verwendung von Torf und weiteren Zuschlagstoffen minimieren kann. Die Untersuchung der pflanzenbaulichen Wirkung zeigten bei den ausgewählten tropischen Pflanzen, subtropischen Pflanzen und Pflanzen der temperierten Zone gleichwertige bis in einzelnen Fällen bessere Ergebnisse hinsichtlich des Pflanzenwachstums im Vergleich zu den herkömmlich verwendeten Pflanzsubstraten mit Torf. In den Freilandversuchen konnten teilweise signifikante Mehrerträge durch die Anwendung von Biokohlekomposten nachgewiesen werden.

Die zahlreichen Untersuchungen konnten nachweisen, dass eine Reduktion bzw. Substitution von Torf durch die Anwendung von Biokohlekompost als Additiv für Pflanzsubstrate im Zierpflanzenbau möglich ist, ohne das Pflanzenwachstum negativ zu beeinträchtigen. Speziell hergestelltes Moorbeetersatzsubstrat unter Verwendung von Schwefel zur pH-Wertabsenkung belegte in Versuchen ebenfalls das Potenzial einer Torfsubstitution. Angesäuerte Biokohlesubstrate haben aus gärtnerischer Sicht den Vorteil, dass aufgrund des Kompostanteils mehr Nährstoffe vorhanden sind als in reinen Torfsubstraten. Die Zugabe von Schwefel verbessert außerdem die Pflanzenverfügbarkeit der Nährstoffe.

Des Weiteren wurden durch den Einsatz von Biokohlesubstraten positive phytopathogene Einflüsse beobachtet.

Die Herstellung von qualitativ hochwertiger Biokohle und Biokohlekomposten führte zu der im Projekt angestrebten Schließung von Stoffkreisläufen. Neben den wissenschaftlichen Ergebnissen hinsichtlich der Wirkung von Biokohle wurde durch die erfolgreiche Implementierung der TPT und den damit zusammenhängenden Investitionen die Reduzierung des Einkaufes und der Entsorgung möglich. Der Einkauf von externen Kompost wurde gänzlich eingestellt und die Entsorgung von Grünschnitt weitestgehend minimiert.

Das nachhaltige Sanitärsystem ermöglichte die Aufbereitung und Wiedergewinnung von Nährstoffen (N, P, K). In zahlreichen Versuchen wurde Urin zur Aufladung von Biokohle eingesetzt und als Dünger im Zusammenspiel mit Biokohle untersucht. Biokohle und Harn erzeugten in Kombination Synergieeffekte, die sich positiv auf die Pflanzsubstrate auswirkten. Zum Beispiel wurde bei Anwesenheit von Biokohle der Salzgehalt bis zu 50 % verringert. Aus Kompost, Biokohle und Harn lassen sich unter Berücksichtigung ihrer spezifischen Eigenschaften nährstoffreiche Substrate generieren, die eine gute Pflanzenverträglichkeit aufweisen und den Einsatz von Mineraldüngern reduzieren könnten.

Bei der Verwertung von Fäzes wurde besonderes Augenmerk auf die Hygienisierung gelegt. Die erzielten Ergebnisse bestätigten, dass durch eine Milchsäure-Fermentation, Kompostierung und anschließender Vermikompostierung eine ausreichende Hygienisierung stattfindet. Der anaerobe Abbau von Fäkalien mittels Biokohle, kohlenhydrathaltigen Materialien und Bentonit schafft ein Milieu, das pathogene Mikroorganismen unterdrückt und die natürlichen Antagonisten von Krankheitserregern im Wachstum begünstigt. Die vererdeten Fäkalienkomposte besitzen im Vergleich zu Grünschnittkompost höhere Stickstoff- und Phosphorwerte. Pflanzversuche mit verschiedenen Pflanzen wie Tabak, Zucchini, Gurken und Kürbis zeigten in Fäkaliensubstraten durchweg gesundes und überaus kräftiges Wachstum. Gerade bei anspruchsvollen, stark zehrenden Pflanzen ist der Einsatz von hygienisierten Fäkalienkomposten generell vielversprechend. Die Verarbeitung der gesammelten Fäkalien und des Urins haben jedoch gezeigt, dass die einzelnen Arbeitsschritte bis zur Erzeugung eines vererdeten und nutzbaren Substrates, durch Hygienevorschriften und dadurch bedingten hohen Arbeitsschutzmaßnahmen, eine wesentlich zeitintensivere und aufwendigere Behandlung bedürfen, die in vorhandene betriebliche Arbeitsabläufe zurzeit nicht integrierbar und daher für den BG nicht praktikabel ist. Die Verwendung von Substraten mit menschlichen Fäkalien bedarf ebenso weiterer Aufklärungsarbeit.

Durch die Einführung der TPT wurden die pflanzlichen Stoffströme und ihre Verwertungswege neu strukturiert. Dies spiegelt sich vor allem in der Kohlenstoff- und Stickstoffbilanz wider. Im Vergleich zum bisherigen Beschaffungs- und Entsorgungssystem ergaben die Berechnungen eine zusätzliche Aufnahme von durchschnittlich 47 Tonnen Kohlenstoff pro Jahr im Botanischen Garten, was vor allem an der reduzierten Entsorgung pflanzlicher Reststoffe und stärkeren Eigennutzung der hergestellten Komposte liegt. Hinsichtlich Stickstoff zeigten die Berechnung auch, dass der bisherige Überschuss von durchschnittlich 0,5 Tonnen N pro Jahr durch die verbesserte Kreislaufführung einer ausgeglichenen Bilanz weicht, was das Eutrophierungspotenzial stark senkt.

Dadurch verbessert sich auch die generelle Klimabilanz des Botanischen Gartens im Bereich des Substratmanagements. Neben der Reduzierung der Einkäufe und Entsorgungen sind vor allem die Herstellung der Biokohle und die neustrukturierte Kompostierung mit Biokohle Haupteinflussfaktoren bei der Reduzierung des CO₂-Ausstoßes und weiterer Klimagasemission wie Methan, Lachgas und Ammoniak. Durch die Biokohleherstellung (77 Mg/a CO₂ Einsparung) und die Stabilisierung des organischen Kohlenstoffes bei der Kompostierung (22 Mg/a CO₂ Einsparung) können pro Jahr bis zu ca. 100 Tonnen CO₂ langfristig gespeichert, d.h. der Atmosphäre entzogen werden. Methan, Lachgas und Ammoniak konnten Berechnungen zufolge im ganzen betrachteten Prozess um ca. 50 Tonnen CO_{2eq} pro Jahr gesenkt werden.

Durch die Herstellung stabilen Kohlenstoffes im Karbonisierungsprozess und der möglichen Substitution von fossilen Energieträgern sowie der Stabilisierung von organischem Kohlenstoff bei der Kompostierung, können entstehende CO_{2eq} mit dem Kohlenstoffsequestrierungspotenzial bzw. Substitutionspotenzial verrechnet werden. Dabei zeigt sich, dass durch die Karbonisierungs- und TP-Technologie im gesamten Prozess mehr Kohlenstoff gespeichert als an CO₂/CO_{2eq} freigesetzt wird. Das Abfall- und Substratmanagement des BG konnte durch die

TPT von vormals ca. 160 Tonnen freigesetzten CO₂/CO_{2eq} pro Jahr um ca. 200 Tonnen CO₂/CO_{2eq} pro Jahr CO₂-negativ auf minus 42 Tonnen CO₂/CO_{2eq} pro Jahr gesenkt werden. Damit wird die gesamte emissionsökologische Entlastung deutlich.

Einige Vorteile von Biokohlen und Biokohlesubstraten (BKS) können als positive externe Effekte identifiziert und monetarisiert werden, u.a. die CO₂-Sequestrierung (15 €/t BKS), die Verringerung der Mineraldüngeremissionen (2,30 €/t BKS) und der Aufbau einer Humusschicht (8 €/t BKS).

Die Kosten-Nutzen-Analyse ergab, dass ein ausschließlicher Vertrieb an Privatkunden bereits rentabel ist. Neben der Schließung interner Stoffkreisläufe könnte somit zukünftig bei höherer Produktion (Auslastung der Karbonisierungsanlage) ein zusätzliches Geschäftsfeld generiert werden.

In der regionalen Verwertung von Biomassen durch die Herstellung von Biokohle und Biokohlesubstraten liegt ein Potenzial mit vielen Entwicklungsmöglichkeiten. Neben der Kuppelproduktion von Energie und der Kaskadennutzung der Biokohle können Lerneffekte sowohl bei der Technologieentwicklung als auch beim BKS-Einsatz zu einer weiteren Verbesserung und Wirtschaftlichkeit führen.

9 Literatur

- Amlinger, F.; Peyr, S.; Geszti, J.; Dreher, P.; Weinfurter, H.; Nortcliff, S. (2006). Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden. Editor: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Österreich.
- Amlinger, F.; S. Peyr (2003): Umweltrelevanz der dezentralen Kompostierung – Klimarelevante Gasemissionen, flüssige Emissionen, Massenbilanz, Hygienisierungsleistung, Bericht, Wien.
- Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A.. (2010): Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. *Plant Soil*, 337: 1-18.
- BAFU (Bundesamt für Umwelt) & ART (Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon) [Hrsg.] 2007: Bodenmikrobiologische Kennwerte. Erfassung des Zustands landwirtschaftlicher Böden im NABO-Referenzmessnetz anhand biologischer Parameter (NABObio), 23.07. Bern
- BBodSchV (2012): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212)
- Berglund, L.; DeLuca, T.; Zackrisson, O. (2004): Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 2067-2073
- Bernal, M.P.; Alburquerque, J.A.; Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100, 5444-5453
- BGBM (2014): CO₂-Speicherpotential der Pflanzen im Botanischen Garten Berlin-Dahlem. *unveröffentlicht*
- Biederman, L.A.; Harpole, W.S. (2013): Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: A meta-analysis. *GCB Bioenergy* 5, 202-214.
- BioAbfV (2012): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV). Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), zuletzt geändert durch Artikel 5 der Verordnung vom 5. Dezember 2013 (BGBl. I S. 4043) worden
- Blackwell, P.; Riethmuller, G.; Collins, M. (2009). Biochar Application to Soil. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, ed. J. Lehmann and S. Joseph. Earthscan UK, London, pp. 207-226.
- Boh, M.Y.; Germer, J.; MÜLLER T.; Sauerborn, J.; 2013: Comparative effect of human Urine and ammonium nitrate application on maize (*Zea mays* L.) grown under various salt (NaCl) concentrations. In: *Soil Science* 176 (2013). S. 703 - 711.
- Bruun, E.W.; Hauggaard-Nielsen, H.; Ibrahim, N.; Egsgaard, H.; Ambus, P.; Jensen, P.A.; Dam-Johansen, K.; (2011): Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil. *Biomass and Bioenergy* 35, 1182-1189.
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.: Qualitätskriterien und Güterichtlinien für Substratkompost. http://www.kompost.de/fileadmin/docs/guetesicherung/GP_SK.pdf. letzter Zugriff: 06.11.2015

- Burger, F.; Weissenböck, J. (2006): Hackschnitzeltrocknung mit Kompostiervlies. In: Forstmaschinenprofi Nr. 6/2006
- Busch, D.; Kammann, C.; Grünhage, L.; Müller, C. (2012): Simple biotoxicity tests for evaluation of carbonaceous soil additives: establishment and reproducibility of four test procedures. *J Environ Qual.* 2012 Jul-Aug;41(4):1023-32. doi: 10.2134/jeq2011.0122.
- Cuhls, C.; Mahl, B.; Berkau, S.; Clemens, J. (2015): Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Abschlussbericht zum FKZ 206 33 326. Umweltbundesamt (Hrsg.). Dessau-Roßlau
- DECHEMA (Gesellschaft für chemische Technik und Biotechnologie e.V.) [Hrsg.] 2001: Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial. DECHEMA-Arbeitsgruppe: „Validierung biologischer Testmethoden für Böden“. 7. Bericht des Interdisziplinären Arbeitskreises „Umweltbiotechnologie – Boden“ (IAK). Aachen.
- DeLuca, T.; Nilsson, M.C.; Zackrisson, O.; (2002): Nitrogen mineralization and phenol accumulation along a fire chronosequence in northern Sweden. *Oecologia* 133: 206-214.
- DeLuca, T.H.; MacKenzie, M.D.; Gundale, M.J.; Holben, W.E.; (2006): Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in ponderosa pine forests. *Soil Science Society of America Journal* 70: 448-453.
- Dempster, D.N.; Gleeson, D.B.; Solaiman, Z.M.; Jones, D.L.; Murphy, D.V. (2012): Decreased soil microbial biomass and nitrogen mineralisation with eucalyptus biochar addition to a coarse textured soil. *Plant and Soil* 354, 311-324.
- Dias, B.O.; Silva, C.A.; Higashikawa, F.S.; Roig, A., Sanchez-Monedero, M.A. (2010): Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: Effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology*, 101, 1239-1246
- Diepolder, M. und S. Raschbacher (2012): Grünlanddüngung und Gewässerschutz - Versuchsergebnisse aus Bayern. 3. Umweltökologisches Symposium 2012, 65 – 72
- Dreher, P. und Hund Rinke, K. (2001): Nachweis der Lebensraumfunktion von Erden aus Abfällen. Abschlussbericht zum Forschungsprojekt GZ: 343558/5-III/4/00. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- DüMV (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), Geändert durch Art. 1 V v. 27.5.2015 worden
- Dunst, G. (2014): Moorerdekompost herstellen, Sonnenerde Kaindorf.
- DüV (2006): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV). Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden
- EBC (2012): European Biochar Certificate. Guidelines for a Sustainable Production of Biochar, European Biochar Foundation (EBC), Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org/en/download>. Version 6.1 of 19th June 2015, Accessed: 04.11.2015
- Eirich, A. und Reißmann, U. (2015): Businessplan für die Biokohlesubstratherstellung im Botanischen Garten Berlin. Studienarbeit an der Brandenburgisch Technischen Universität Cottbus-Senftenberg, S. 26.
- Elad, Y.; Cytryn, E.; Meller Harel, Y.; Lew, B.; Graber, E.R. (2011). The Biochar Effect: Plant resistance to biotic stresses. *Phytopathologia Mediterranea*, 50(3), 335-349.

- Elad, Y.; David, D.R.; Harel, Y.M.; Borenshtein, M.; Kalifa, H.B.; Silber, A.; Graber, E.R. (2010): Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. *J Phytopathol* 100:913-921
- Ermolaev, E.; Sundberg, C.; Pell, M.; Jönsson, H. (2013): Greenhouse gas emissions from home composting in practice; *Bioresource Technology*, Band 151; Seiten 174-182;
- Fascella, G.; Dispensa, V.; De Pasquale, C.; Fontana, G.; Zizzo, G. (2013): Evaluation of biochar as growing substrate for ornamental plants. 1st Mediterranean Biochar Symposium. http://www.meditbiochar.org/uploads/1/1/0/8/1108765/sp1_09_poster_fascella_et_al.pdf. 19.09.2014, 12:05 Uhr.
- Filiberto, D. M.; Gaunt, J. L. (2013): Practicality of Biochar Additions to Enhance Soil and Crop Productivity. In: *Agriculture* 3 (2013). S. 715 - 725.
- Fischer, D. und B. Glaser (2012): Synergisms between compost and biochar for sustainable soil amelioration. In: Sunil K, Bharti A (Eds.) *Management of Organic Waste*, pp. 167-198. InTech, Rijeka, Croatia
- Flaig, H.; Mokry, M. (2014): Bodenbiologische Auswirkungen von Biokohle im Feldversuch. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe (Kongressband 2014 Hohenheim Vorträge zum Generalthema: Nährstoffbedarf und Nährstoffversorgung von Pflanze und Tier, VDLUFA-Schriftenreihe Band 70/2014, VDLUFA-Verlag, Darmstadt
- Flessa, H.; Potthoff, M.; Lofffield, N. (2002): Greenhouse estimates of CO₂ and N₂O emissions following surface application of grass mulch: importance of indigenous microflora of mulch. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, S. 875 – 879.
- Flessa, H.; Ruser, R.; Dörsch, P.; Kamp, T.; Jimenez, M.A.; Munch, J.C.; Beese, F. (2002): Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Volume 91, Issues 1–3, Pages 175-189
- Fuchs, J. (1996). Komposteinsatz im Gartenbau: Möglichkeiten und Limiten aus der Sicht der biologischen Komposteigenschaften. *Branchenmagazin G'plus*, 12, 19.
- Germer, J.; Addai, S.; Sauerborn, J. (2011): Response of grain sorghum to fertilisation with human Urine. In: *Field Crops Research* 122 (2011). S. 234 - 241.
- Glaser, B. (2007). Prehistorically modified soils of central Amazonia: a model for sustainable agriculture in the twenty-first century. In *Philosophical Transactions of the Royal Society, B: Biological Sciences*. 362, 1478, 187–196
- Glaser, B. und W. I. Woods (eds.) (2004): *Amazonian Dark Earths: Explorations in Space and Time*; Springer-Verlag, Berlin, 216 S.
- Glaser, B.; Kammann, C. (2013): Wechselwirkungen von Kompost und Pflanzenkohle: Möglichkeiten und Grenzen von Terra Preta-Ähnlichen Produkten. In: Fricke, K. et al. (Hrsg.): *Abfallwirtschaft meets Biochar - Perspektiven für den Klimaschutz?* Orbit e.V., Weimar, 135-148.
- Goose, P. (2009): NoMix-Toilettensystem. Erste Monitoringergebnisse im Forum Chriesbach. – In: *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 7. S. 567 – 574.
- Heinonen-Tanski, H. & Van Wilk-Sijbesma, C. (2004): Human excreta for plant production. In: *Bioresource Technology* 96 (2005). S. 403 - 411.
- Heinonen-Tanski, H.; Pradhan, S.K.; Karinen, P. (2010): Sustainable Sanitation – A Cost-Effective Tool to Improve Plant Yields and the Environment. In: *Sustainability* 2. S. 341 - 353.
- Heinonen-Tanski, H.; Sjöblom, A.; Fabritius, H.; Karinen, P. (2006): Pure human Urine is a good fertiliser for cucumbers. In: *Bioresource Technology* 98 (2007). S. 214 - 217.

- Hilber, I.; Blum, F.; Leifeld, J.; Schmidt, H.-P.; Bucheli, T.D. (2012): Quantitative Determination of PAHs in Biochar: A Prerequisite To Ensure Its Quality and Safe Application. *J. Agric. Food Chem.* 60, 3042–50.
- Hildebrandt, J. (2012): Regionally specified concepts of production facilities for soil amendments with properties of BKS – Assessment of the process chains by carbon foot print and energy flow analysis. Master Thesis, University of applied Sciences Trier, Environmental Campus Birkenfeld, Institute for applied Material Flow Management (IfaS)
- Hoitink, H.A.J.; Stone, A.G.; Han, D.Y. (1997): Suppression of plant diseases by composts. *Hortsci.* 32:184-187
- Horneber, D. (2014): Effekt der Applikation von Biokohle und Urin auf die Treibhausgasemissionen einer Grünschnittkompostierung. Bachelorarbeit, Technische Universität Berlin, S. 80.
- Hua, L.; Chen, Y.; Wu, W. (2012). Impacts upon soil quality and plant growth of bamboo charcoal addition to composted sludge. *Environmental Technology*, 33, 61-68
- Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS) (Hrsg.) (2008): Informationsplattform Regionales Stoffstrommanagement, Potentiale Erkennen, Prozesse optimieren, Mehrwert schaffen. S.45, Birkenfeld Jeffrey et al., 2011
- Ioanna, M. (2005): Use of sulfur to control pH in composts derived from olive processing by-products. *Compost science & utilization*, Vol 14, pp. 281-287.
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 S.
- Jeffreys, S.; Verheijen, F.G.A.; van der Velde, M.; Bastos, A.C. (2011): A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis. In: *Agricultures, Ecosystem & Environment*, Vol. 144/1, S. 175-187.
- Jin, H. (2010): Characterization of microbial life colonizing biochar and biocharamended soils. PhD Dissertation, Cornell University, Ithaca, NY.
- Jindo, K.; Suto, K.; Matsumoto, K.; Garcia, C.; Sonoki, T.; Sanchez-Monedero, M.A. (2012): Chemical and biochemical characterisation of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresource Technology*, 110, 396-404
- Jones, D.L.; Rousk, J.; Edwards-Jones, G.; DeLuca, T.H.; Murphy, D.V. (2012): Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biol. Biochem.*, 45: 113–124.
- Kadota, M.; Niimi, Y. (2004): Effects of charcoal with pyroligneous acid and barnyard manure on bedding plants. In: *Scientia Horticulturae* 101 (2004). S. 327 – 332.
- Kammann, C.I.; Schmidt, H.-P.; Messerschmidt, N.; Linsel, S.; Steffens, D.; Müller, C.; Koyro, H.-W.; Conte, P.; Joseph, S. (2015): Plant growth improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5, doi:10.1038/srep11080.
- Kammann, C. (2011): Chancen und Risiken von Pflanzenkohle. In: *Ithaca Journal* 1 (2011). S. 98 - 105.
- Kammann, C. (2012): Treibhausgasemissionen und Stickstoffumsetzungsprozesse in Pflanzenkohle-Böden; In: Fricke, K., Bergs C.-G., Kammann, C., Quicker, P., Wallmann, R. (Hrsg.): *Biokohle im Blick – Herstellung, Einsatz und Bewertung – 73*. Symposium des ANS e. V., Orbit e. V. Verlag, Weimar, S. 97 – 110

- Kammann, C.; Glaser, B.; Schmidt H.-P. (2015): Combining biochar and organic amendments. In: Shackley et al. (Hrsg.): *Biochar in European Soils and Agriculture*, Routledge, London (Veröffentlichung in Vorbereitung).
- Kirchmann, H. & Pettersson, S. (1995): Human Urine – Chemical composition and fertilizer use efficiency. In: *Fertilizer Research* 40 (1995). S. 149 - 154.
- Knappe, F.; Böß, A.; Fehrenbach, H.; Giegrich, J.; Vogt, R.; Dehoust, G.; Schüler, D.; Wiegmann, K.; Fritsche, U. (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Umweltbundesamt (Hrsg.). Dessau.
- Körschens, M.; Albert, E.; Armbruster, M. (2013). Effect of mineral and organic fertilization on crop yield, nitrogen uptake, carbon and nitrogen balances, as well as soil organic carbon content and dynamics: results from 20 European long-term field experiments of the twenty-first century. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 59 (8), 1017-1040.
- Krause, M.S.; De Ceuster, T.J.J.; Tiquia, S.M.; Michel, F.C.; Madden, L.V.; Hoitink, H.A.J. (2003): Isolation and characterization of rhizobacteria from composts that suppress the severity of bacterial leaf spot of radish. *J Phytopathol* 93:1292-1300 doi:10.1094/PHYTO.2003.93.10.1292
- Kuzyakov, Y.; Bogomolova, I.; Glaser, B. (2014): Biochar stability in soil: decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific ¹⁴C analysis. *Soil Biology & Biochemistry* 70, 229-236.
- Kuzyakov, Y.; Subbotina, I.; Chen, H.; Bogomolova, I.; Xu, X. (2009): Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 210-219.
- Larsen, T.A. & Lienert, J. (2007): NoMix – Technologie – Chance für Siedlungswasserwirtschaft. – In: *Gewässerschutz, Wasser, Abwasser* 4 (2007).
- Larsson, L.; Ferm, M.; Kasimir-Klemedtsson, Å.; Klemedtsson, L. (1998): Ammonia and nitrous oxide emissions from grass and alfalfa mulches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51, S. 41–46.
- Lehmann J.; da Silva Jr.; J. P.; Steiner, C.; Nehls, T.; Zech, W.; Glaser, B. (2003): Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249, 343-357.
- Lehmann, J. und S. Joseph (Hrsg.) (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*; Earthscan UK, London, 416 S. Abaraes, 2011
- Lehmann, J.; Czimczik, C.; Laird, D.; Sohi, S. (2009): Stability of biochar in soil. In *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, ed. J. Lehmann and S. Joseph, Earthscan Publ., London, 183-205
- Lehmann, J.; Gaunt, J.; Rondon, M. (2006): Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems e a review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 403e427.
- Lehmann, J.; Rillig, M.C.; Thies, J.; Masiello, C.A.; Hockaday, W.C.; Crowley, D. (2011): Biochar effects on soil biota – a review. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1812-1836.
- Liang, B.Q.; Lehmann, J.; Sohi, S.P.; Thies, J.E.; O'Neill, B.; Trujillo, L.; Gaunt, J.; Solomon, D.; Grossman, J.; Neves, E.G.; Luizao, F.J. (2010): Black carbon affects the cycling of nonblack carbon in soil. *Organic Geochemistry*. 41: 206-213.
- Luo, Y.; Durenkamp, M.; De Nobili, M.; Lin, Q.; Devonshire, B.J.; Brookes, P.C. (2013): Microbial biomass growth, following incorporation of biochars produced at 350°C or 700°C, in a silty-clay loam soil of high and low pH. *Soil Biology and Biochemistry* 57, 513-523.

- Ma, J.; Wilson, K.; Zhao, Q.; Yorgey, G.; Frear, C. (2013): Odor in Commercial Scale Compost: Literature Review and Critical Analysis. Washington State Department of Ecology. S. 74
- Major, J.; C. Steiner; Downie A.; Lehmann J. (2009): Biochar Effects on Nutrient Leaching; In: Lehmann, J. und Joseph S. (Hrsg.): Biochar for Environmental Management: Science and Technology, Earthscan UK, London, S. 271-287
- Matausij-Pisl, M.; Cupic, H.; Kasuba, V.; Mikecin, A.M. und Grdisa, M. (2010): Tissue extract from *Eisenia foetida* as a wound-healing agent; In: Eur. Rev. Med. Pharmacol. Sci. 14: S. 177-184.
- Matsubara, Y.; Hasegawa, N.; Fukui, H. (2002): Incidence of *Fusarium* root rot in asparagus seedlings infected with arbuscular mycorrhizal fungus as affected by several soil amendments. J. Jpn. Soc. Hortic. Sci.71:370-374
- Michael Diepolder und Sven Raschbacher (2012): Grünlanddüngung und Gewässerschutz - Versuchsergebnisse aus Bayern. 3. Umweltökologisches Symposium 2012, 65 – 72
- Mnkeni, P.N.S.; Kutu, F.R.; Muchaonyerwa, P.; Austin, L.M. (2008): Evaluation of human Urine as a source of nutrients for selected vegetables and maize under tunnel house conditions in the Eastern Cape, South Africa. In: Waste Management & Research 26 (2008). S. 132 - 139.
- Müller, E. (2010): Optimale Humusversorgung – eine schwierige Gratwanderung. Tagungsband zur 54. Kreuznacher Wintertagung. S. 15 - 30
- Nelissen, V.; Saha, B.; Ruyschaert, G.; Boeckx, P. (2014): Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions; Soil Biology and Biochemistry, Band 70, Seiten 244-255;
- Northup, J. (2013): Biochar as a replacement for perlite in greenhouse soilless substrates. Graduate Theses and Dissertations, Iowa State University. <http://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=4406&context=etd>. 19.09.2014, 12:42 Uhr.
- O'Neill, B.; Grossman, J.; M.T. Tsai, M.T.; Gomes, J.E.; Lehmann, J.; Peterson, J.; Neves, E.; Thies, J.E. (2009): Bacterial community composition in Brazilian Anthrosols and adjacent soils characterized using culturing and molecular identification. Microbial Ecology 58: 23–35.
- Otterpohl, R. (2002): Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to improvement of the overall performance. – In: Water Science and Technology 45 (2002). S. 149 –158.
- Pietikäinen, J.; Kiikkilä, O.; Fritze, H. (2000): Charcoal as a habitat for microbes and its effects on the microbial community of the underlying humus. Oikos 89: 231-242.
- Pradhan, S.; Pitkänen, S.; Heinonen-Tanski, H. (2009): Fertilizer value of Urine in pumpkin (*Cucurbita maxima* L.) cultivation. In: Agricultural and Food science 18 (2009). S. 57 - 68.
- Prommer, J.; Wanek, W.; Hofhansl, F.; Trojan, D.; Offre, P.; Urich, T.; Schleper, C.; Sassmann, S.; Kitzler, B.; Soja, G.; Hood-Nowotny, R.C. (2014): Biochar decelerates soil organic nitrogen cycling but stimulates soil nitrification in a temperate arable field trial. PLoS One. 2014 Jan 30;9(1):e86388. doi: 10.1371/journal.pone.0086388. eCollection 2014.
- Prost, K.; Borchard, N.; Siemens, J.; Kautz, T.; Möller, A.; Amelung, A. (2013): Biochar Affected by Composting with Farmyard Manure. Journal of environmental quality, 42, 164–172
- Reimann, Sven; Deising, Holger B. (2000): Fungizide: Risiken der Resistenzentwicklung und Suche nach neuen Targets. Archives of Phytopathology & Plant Protection, 33. Jg., Nr. 4, S. 329-349.

- Reinhold, J. (2013): Betrachtung zu Möglichkeiten der Optimierung der offenen Mietenkompostierung. Vortrag auf der Fachtagung des Förderverbandes Humus e. V. "Aktuelle Entwicklungen in der biologischen Abfallwirtschaft" am 25.01.2013 auf der Grünen Woche in Berlin, S. 20
- Richter, C. (2005): Agrikulturchemie und Pflanzenernährung. Weikersheim. 425 Seiten.
- Schatz, K. und Zundel, S. (2014): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 2.2: Geschäftsfeldanalysen, Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundvorhabens LaTerra, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, PDF.
- Scheinemann, H. & Krüger, M. (2012): Labor- und Felduntersuchung zur Abfall-/Klärschlammverwertung aus dezentralen Abwasserbehandlungen für die Herstellung hochwertiger Schwarzerdeböden (Terra Preta). Band 2 Stufe 2.: Dekontamination von Klärschlämmen. https://www.dbu.de/OPAC/ab/DBU-Abschlussbericht-AZ-27937_02.pdf. 02.04.2015, 10:23 Uhr.
- Schimmelpfennig, S.; Glaser, B. (2012): One Step Forward toward Characterization: Some Important Material Properties to Distinguish Biochars. *J. Environ. Qual.* 41, 1001.
- Schmitz & Fischer (2002): Absenkung des pH-Werts von Komposten. In: Zentralverband Gartenbau e.V. Handbuch Kompost im Gartenbau. Bonn. Seite 221-242.
- Schramm, E. und v. Horn, J. (2008): Düngerrückgewinnung aus Abwasser: Technologien für die Zukunft. ISOE-Diskussionspapiere Nr. 32. Frankfurt am Main
- Schuetze, T. & Thomas, P. (2011): Sustainable sanitation systems as a key for circular economy – Three examples from Germany; In: Gesellschaft zur Förderung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft (Hrsg.): Re-Water Braunschweig – Tagungsband 3. Internationales Symposium TU Braunschweig, Braunschweig, S. 227-239.
- Spokas, K.; Reicosky, C. (2009): Impacts of sixteen different biochars on soil greenhouse gas production; *Annals of Environmental Science*, Vol. 3, S. 179-193.
- Spokas, K.A.; Koskinen, W.C.; Baker, J.M.; Reicosky, D.C. (2009): Impacts of woodchip biocharadditions on greenhouse gas production and sorption /degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, Vol. 77, S. 574-582
- Steinbeiss, S.; Gleixner, G.; Antonietti, M. (2009): Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1301-1310.
- Steiner, C.; Das, K.C.; Melear, N.; Lakly, D. (2010): Reducing Nitrogen Loss during Poultry Litter Composting Using Biochar. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 39, No. 4, 1236-1242
- Steiner, C.; Garcia, M.; Zech, W. (2009): Effects of charcoal as slow release nutrient carrier on NePeK dynamics and soil microbial population: pot experiments with ferralsol substrate. In: Woods, W.I., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Steiner, C., WinklerPrins, A.M.G.A., Rebellato, L. (Hrsg.), *Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision*. Springer, Berlin, 325-338
- Steiner, C.; Melear, N.; Harris, K.; Das, K.C. (2011): Biochar as bulking agent for poultry litter composting. *Carbon Management*, 2, 227-230
- Steiner, C.; Teixeira, W.G.; Lehmann, J.; Zech, W. (2004): Microbial response to charcoal amendments of highly weathered soils and Amazonian Dark Earths in Central Amazonia e preliminary results. In: Glaser, B., Woods, W.I. (Hrsg.), *Amazonian Dark Earths: Explorations in Time and Space*. Springer, Berlin, Germany, 195-212.
- Stern, N.; Peters, S.; Bakhshi, V.; Bowen, A.; Cameron, C.; Catovsky, S.; Crane, D.; Cruickshank, S.; Dietz, S.; Edmonson, N.; Garbett, S.-L.; Hamid, L.; Hoffman, G.; Ingram, D.; Jones, B.; Patmore, N.; Radcliffe, H.; Sathiyarajah, R.; Stock, M.; Taylor, C.; Vernon,

- T.; Wanjie, H.; Zenghelis, D. (2006): Stern Review: The Economics of Climate Change, HM Treasury, London.
- Thies, J.E.; Rillig, M. (2009): Characteristics of biochar: biological properties. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, 85-105.
- Tian, Y.; Sun, X.; Li, S.; Wang, H.; Wang, L.; Cao, J.; Zhang, L. (2012): Biochar made from green waste as peat substitute in growth media for *Calathea rotundifolia* cv. *Fasciata*. In: *Scientia Horticulturae* 143 (2012). S. 15 - 18.
- Udert, K.; Larsen, T.A.; Gujer, W. (2003): Estimating the precipitation potential in Urine-collecting systems. – In: *Water Research* 37 (2003). S. 2571 - 2582.
- Vallad, G. E. und Goodman, R. M. (2004): Systemic acquired resistance and induced systemic resistance in conventional agriculture. *Crop Sci.* 44:1920-1934 doi:10.2135/cropsci2004.1920
- Vaughn, S. F.; Kenar, J. A.; Thompson, A. R.; Peterson, S.C. (2013): Comparison of biochars derived from wood pellets and pelletized wheat straw as replacements for peat in potting substrates. In: *Industrial Crops and Products* 51 (2013). S. 437 – 443.
- Vinneras, B.; Nordin, A.; Niwagaba, C.; Nyberg, K. (2008): Inactivation of bacteria and viruses in human Urine depending on temperature and dilution rate. In: *Water Research* 42 (2008). S. 4067 - 4074.
- Vogel, I.; Schatten, R.; Wagner, R.; Terytze, K. (2015): Rechtliche Situation der Anwendung von Biokohle in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Müll und Abfall*, 07.15, S. 362-367
- Vogt, R.; Fehrenbach, H.; Wiegel, U.; Ebert, K. (2012): Maßnahmenplan zur Umsetzung einer vorbildhaften klimafreundlichen Abfallentsorgung im Land Berlin. S. 374, Heidelberg. http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/abfall/entsorgung/download/studie_langfassung.pdf
- Wang C.; Lu, H.; Dong, D.; Deng, H.; Strong, P.; Wang, H.; Wu, W. (2013): Insight into the Effects of Biochar on Manure Composting: Evidence Supporting the Relationship between N₂O Emission and Denitrifying Community; *Environmental Science & Technology*, 47, S. 7341-7349
- Werner, C.; Paneser, A.; Rüd, S.B.; Olt, C.U. (2008): Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. – In: *Desalination* 248 (2008). S. 392 – 401.
- Weyers, S. L.; Spokas, K. A. (2011) Impact of biochar on Earthworm Populations: A review. *Applied and Environmental Soil Science*,
- Wilsenach, J. & Loosdrecht, M.C.M. (2003): Impact of separate urine collection on wastewater treatment systems. – In: *Water Science Technology* 48 (2003). S. 103-110.
- Winker, M.; 2009: Pharmaceutical Residues in Urine and Potential Risks related to Usage as Fertiliser in Agriculture. *Hamburger Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft* 67. Herausgeber: Gesellschaft zur Förderung und Entwicklung der Umwelttechnologien an der Technischen Universität Hamburg-Harburg e.V. (GFEU), Hamburg.
- Witte, V. und Zundel, S. (2015): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 2.3: Kosten-Nutzen-Analyse. Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundvorhabens LaTerra, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, PDF.
- Worzyk, F.; Schatten, R.; Krüger, C.; Terytze, K.; Vogel, I. (2014): Auswirkungen von Biokohle-Substraten und Biokohle auf Bodenparameter und Pflanzenwachstum MKW- und PAK-kontaminierter Böden. *Altlastenspektrum* 3/14, Erich Schmidt Verlag, S. 101 – 113.
- Zackrisson, O.; Nilsson, M.C.; Wardle, D.A.; (1996): Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos* 77: 10-19.

- Zentralverband Gartenbau E.V. (Hrsg.) (2002): Handbuch Kompost im Gartenbau. Bonn. 403 S.
- Zhang, L.; Sun, X.-Y.; Tian, Y.; Gong, X.-Q. (2014): Biochar and humic acid amendments improve the quality of composted green waste as a growth medium for the ornamental plant *Calathea insignis*. In: *Scientia Horticulturae* 176 (2014). S. 70 - 78.
- Zimmerman, A.R.; Gao, B.; Ahn, M. (2011): Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1169-1179.

ISBN 978-3-946234-54-8 (online)

Freie Universität Berlin · Universitätsbibliothek ·
Redaktion Dokumentenserver · Garystraße 39 · 14195 Berlin

