

Arbeitspapier zum erweiterten Arbeitspaket „Ökologische Bewertung ausgewählter Anwendungsbeispiele“

Querschnittsprojekt 1

im Rahmen des Verbundforschungsvorhaben LaTerra

Verbundleitung: Prof. Dr. mult. Konstantin Terytze, FU Berlin

Teilprojektleitung: Prof. Dr. Stefan Zundel, Hochschule Lausitz

Projektleitung IfaS: Prof. Dr. Peter Heck

Erstellt von:

Jörg Böhmer, Johannes Winter & Felix Flesch

Birkenfeld, Donnerstag, 17. Dezember 2015

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	I
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS	II
1 HINTERGRUND & ZIEL DES ARBEITSPAKETS	1
2 MATERIAL, METHODEN & STAND DES WISSENS	1
2.1 VORARBEITEN IN AP 1.3.....	1
2.2 AKTUALISIERUNG CARBON FOOTPRINT DER BKS-PRODUKTION.....	2
2.3 AKTUALISIERUNG C-SEQUESTRIERUNG DURCH BKS ALS BODENVERBESSERER	4
2.4 ZUSÄTZLICHE POTENZIALE FÜR DEN KLIMASCHUTZ	7
2.5 AKTUALISIERUNG WEITERER ÖKOLOGISCHER EFFEKTE DURCH BKS ALS BODENVERBESSERER	8
3 ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG VON ZWEI ANWENDUNGSBEISPIELEN	10
3.1 EINFLUSS DER TRANSPORTEMISSIONEN AUF DIE KLIMABILANZ VON BKS	10
3.2 EINSTIEGSSZENARIO „PILOTPROJEKT SELBSTABHOLER“ GROBRÄSCHEN	13
3.2.1 <i>C-Sequestrierung</i>	14
3.2.2 <i>Auswirkungen einer überregionalen Vermarktung von BKS</i>	14
3.3 GESAMTSZENARIO UEBIGAU-WAHRENBRÜCK	15
3.3.1 <i>C-Sequestrierung</i>	15
3.3.2 <i>Auswirkungen einer überregionalen Vermarktung von BKS</i>	15
3.4 WEITERE ÖKOLOGISCHE AUSWIRKUNGEN DER BETRACHTETEN ANWENDUNGSBEISPIELE.....	16
4 AUSBLICK	16
5 LITERATUR	17

Abkürzungsverzeichnis

Agrar eG	Agrargenossenschaft Großräschen
AP	Arbeitspaket
BK	Biokohle
BKS	Biokohlesubstrat
BM	Biomasse
C	Kohlenstoff
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
CO _{2eq}	Kohlenstoffdioxidäquivalente
DüMV	Düngemittelverordnung
EM	effektive Mikroorganismen
EUR	Euro (Währung)
GMP	Gewässerpflegematerial
MA	Arbeitskraft
N ₂ O	Distickstoffmonoxid
PCF	Product Carbon Footprint
SSM	Stoffstrommanagement
t _{FM}	Tonnen Frischmasse
t _{TM}	Tonnen Trockenmasse
THG	Treibhausgas
TM	Trockenmasse

1 Hintergrund & Ziel des Arbeitspakets

Aufgabenstellung des Querschnittsprojektes I im Verbundvorhaben LaTerra ist es, den Einsatz von Biokohlesubstraten (BKS) in ausgewählten Regionen zu analysieren und zu bewerten. Vor dem Hintergrund neuer Erkenntnisse aus den Forschungsarbeiten im LaTerra-Verbund, insbesondere zu einem schrittweisen Aufbau „kleiner“ Wertschöpfungsketten zur Erprobung der BKS-Technologie wurde eine Erweiterung der bereits untersuchten Forschungsinhalte vorgenommen.

Aufbauend auf der bereits in Arbeitspaket 1.3 erfolgten, grundlegenden ökologischen Bewertung, den in Arbeitspaket 3.1 entwickelten Empfehlungen für ein praxisbasiertes Stoffstrommanagement und einer erneuten Literaturrecherche wurde eine Aktualisierung der Bewertungsmethodik vorgenommen und diese Methodik dann auf ausgewählte regionale Praxisbeispiele angewandt.

2 Material, Methoden & Stand des Wissens

Zunächst wurden anhand einer Literaturrecherche neue Erkenntnisse zu den im Projekt entwickelten Methoden für den Carbon Footprint der BKS-Produktion, die C-Sequestrierungsleistung von BKS als Bodenverbesserer sowie weitere ökologische Effekte des BKS-Einsatzes ausgewertet. Auf Basis dieser neuen Erkenntnisse wurden die entwickelten Methoden gegebenenfalls angepasst.

In einem zweiten Schritt wurden zwei Anwendungsbeispiele anhand der überarbeiteten Methoden einer Bewertung unterzogen (Kapitel 0). Hierzu wurden im Rahmen einer Excel-basierten Modellrechnung aus dem Carbon Footprint und der C-Sequestrierungsleistung Brutto- und Netto-Effekte der C-Sequestrierung sowie die Auswirkungen einer überregionalen Vermarktung von BKS anhand der Transportemissionen ermittelt.

2.1 Vorarbeiten in AP 1.3

Gegenstand von AP 1.3 war die ökologische Bewertung der BKS-Produktion und der entwickelten Szenarien. Da zum Zeitpunkt der Untersuchung zu den ökologischen Auswirkungen sowohl der BKS-Produktion als auch der Anwendung von BKS (z.B. auf stickstoffförmige Emissionen, Versauerungspotenzial) weniger belastbare Erkenntnisse vorlagen und die Erlangung dieser fundierten Kenntnisse durch projektinterne Versuche nicht vorgesehen war, wurde der Fokus auf die Erarbeitung eines Product Carbon Footprints (PCF) der Herstellung von BKS und die Berechnung des Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzials gelegt, um die Klimawirkung abzuschätzen. Dabei wurde zwischen einer Low-Tech und einer High-Tech Herstellung unterschieden. Weitere ökologische Auswirkungen wurden im Rahmen einer verbal-argumentativen Darstellung lediglich qualitativ diskutiert. Im Ergebnis zeigte die Berechnung des PCF, dass im Zuge der BKS-Produktion Emissionen in Höhe von 56 bis zu 72 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t}_{\text{TM}}$ produzierter BKS generiert werden. Ein Vergleich zwischen einer „Low-Tech“ und einer „High-Tech“ Variante ergab keine grundlegenden Vorteile der aufwändigen High-Tech-Variante im Hinblick auf die Klimagasemissionen. Für die weitergehende Berechnung der Netto-Klimaschutzeffekte durch die Kohlenstoffsequestrierung von BKS als Bodenverbesserer wurde konservativ ein Wert von 70 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t}_{\text{TM}}$ BKS als Einheitswert für beide Varianten gewählt. Gegenüber den Produktionsemissionen wurde ein C-Sequestrierungspotenzial in Höhe von 3.600 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}$ pro t eingesetzter Biokohle angesetzt, dies entspricht 432 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t}_{\text{TM}}$ BKS¹, so dass als Nettowirkung eine Sequestrierung von rund 360 kg $\text{CO}_{2\text{eq}}/\text{t}_{\text{TM}}$ BKS erzielt wird. Außerdem wurden die Hauptstellschrauben für eine klimaeffiziente Produktion von BKS identifiziert. So konnte

¹ Im Beispiel angenommen: 12% Biokohle Anteil im BKS

u.a. festgehalten werden, dass der Einsatz von Mietenumsetzern gegenüber der Nutzung von Radladern aufgrund der Kraftstoffersparnis sowie die Vermeidung von Methanemissionen durch Zwangsbelüftung der Mieten deutliche Beiträge zur Emissionsminderung leisten. Anhand der Ergebnisse aus der Berechnung des PCF, der Stoffstromszenarien und der C-Sequestrierungspotenziale wurde anschließend eine Klimabilanz der BKS-Produktion auf regionaler Ebene erstellt. Ergebnis dieser Kalkulation war das Netto-Kohlenstoffsequestrierungs-Potenzial der jeweils im Szenario abgebildeten, maximal möglichen BKS-Produktion, das je nach Region zwischen 500 und 1.000 t CO_{2eq}/a lag.²

2.2 Aktualisierung Carbon Footprint der BKS-Produktion

Ausgehend von dem in AP 1.3 entwickelten Modell für den PCF, das anhand verschiedener Szenarien einen Überblick über die zu erwartenden Emissionen und den Einfluss verschiedener Technologien hierauf gibt (Hildebrandt 2012, IfaS 2014), wurden aktuelle Erkenntnisse recherchiert und – soweit erforderlich – für eine Aktualisierung der vorhandenen Methodik genutzt.

Entscheidende **Stellschrauben** für den PCF der BKS-Produktion sind Eingangsgrößen wie der unterstellte Strommix bzw. die zugehörigen Emissionsfaktoren für Vorketten und den Strombedarf der Pyrolyseanlage, direkte Emissionen aus Transport-, Aufbereitungs- (Schreddern, Sieben) und Umsetzprozessen sowie der Umfang an Methanemissionen aus den Rotteprozessen (Hildebrandt 2012).

Für den deutschen **Strommix** wurde in der ursprünglich von Hildebrandt entwickelten Methodik ein **Emissionsfaktor** von 560 g/kWh aus dem Bezugsjahr 2010 verwendet. Dabei handelt es sich um den CO₂-Emissionsfaktor unter Berücksichtigung des Handelssaldos. Dieser hat sich nach jüngstem Stand nicht signifikant zu 2010 verändert und liegt nach einer aktuellen Schätzung für 2014 bei rund 569 g/kWh. Während es seit den 1990er Jahren zu einem erheblichen Rückgang der spezifischen Emissionen kam, waren gerade in den letzten Jahren seit 2010 Schwankungen zu verzeichnen. So gab es einen zwischenzeitlichen Anstieg auf bis zu 584 g/kWh (UBA 2015). Aufgrund der sehr überschaubaren Abweichung der aktuellen Werte vom ursprünglich angesetzten Emissionsfaktor, wird in diesem Punkt keine Anpassung der verwandten Methodik vorgenommen.

Auch die **Emissionsfaktoren der Vorketten** der besonders relevanten überregionalen Inputstoffe Melasse und Gesteinsmehl bzw. Bentonit können nach Prüfung der Literatur unverändert übernommen werden, da sich bei den einschlägigen, bereits in der Ursprungsmethodik verwendeten Datenbanken (Ecoinvent, UBA, Gemis) keine neuen Werte ergeben haben. Jedoch macht es Sinn, an dieser Stelle wie bereits bei Hildebrandt (2012) auf Potenziale für die Senkung der Klimagasemissionen durch die Veränderungen der Rezeptur hinzuweisen. So können die nicht unerheblichen Emissionen aus den Vorketten der Bereitstellung von Melasse, Gesteinsmehl und Bentonit durch eine Reduktion bzw. den Ersatz durch regionale Rohstoffe vermieden werden. Beispielsweise wird die milchsäure Fermentation als ein Verfahrensschritt bei der BKS-Produktion, der durch den Einsatz von Melasse optimiert werden kann, in der Biokohlebranche und -forschung grundsätzlich kontrovers diskutiert (vgl. Dunst 2011, S. 187 f.). So findet das Konzept einer vorhergehenden (Milchsäure-)Fermentation von BKS im aktuellen Standardwerk von Lehman et al. (2015) keinerlei Erwähnung. Dementsprechend könnte die Verwendung von Melasse womöglich bei der Umsetzung in der Praxis der Untersuchungsregionen anhand eigener Praxisversuche verifiziert oder verworfen werden und so ggf. Emissionen eingespart werden. Bzgl. des Einsatzes von 2,5 %

² Dreieck Nuthe-Urstromtal: 540 t; Lausitz 930 t; Uebigau-Wahrenbrück 1.006 t

Gesteinsmehlen / Bentonit in der Mischung sollten die Möglichkeiten für einen Ersatz durch regional verfügbare mineralische Rohstoffe, wie den in den Untersuchungsregionen in großem Umfang verfügbaren Schlamm aus der Gewässerpflege erprobt werden.

Emissionen aus Transport und Umsetzprozessen sind maßgeblich von Größe und Durchsatz der eingesetzten Maschinen sowie ggf. von den Wege- und Betriebszeiten (z.B. Radlader) bei der BKS-Produktion abhängig. So verursachen größere Maschinen mit einem höheren Durchsatz grundsätzlich geringere spezifische Emissionen. Ferner ergeben sich durch den Einsatz spezialisierter Technik für das Wenden der Kompostmieten Emissionsreduktionen – dies können traktorgezogene oder selbstfahrende Kompostwender sein (Hildebrandt 2012). Auch hier liegt insofern das größte Optimierungspotenzial in der praktischen Gestaltung einer BKS-Produktionsanlage, während die Emissionsfaktoren für den verbrauchten Dieselkraftstoff bekannt sind und keinen weiteren Aktualisierungen unterliegen.

Im Gegensatz dazu ist der Stand des Wissens zu **Methanemissionen im Kompostprozess** und den Auswirkungen der Biokohlebeigabe auf diese mit größeren Unsicherheiten verbunden. Im Rahmen der bisherigen Arbeiten zum PCF der BKS-Produktion wurden in Ermangelung anderer Informationen Standardwerte für Emissionen aus Kompostierungsprozessen verwendet (Hildebrandt 2012). Im Gegensatz dazu beschreiben Steiner et al. (2015) verschiedene Potenziale für Synergien durch die Beigabe von Biokohle in der Kompostierung, darunter auch die Reduktion von Methanemissionen. So haben Untersuchungen von Sonoki et al. (2011, 2013) und Vandecasteele et al. (2013) gezeigt, dass eine Biokohlebeigabe die CO₂-Freisetzung und die Methanemissionen erheblich reduzieren kann. In einem Versuch mit 10%iger (TM-bezogener) Biokohlebeigabe zu Bioabfällen und Grüngut in einer Kompostierung im Praxismaßstab ermittelten Vandecasteele et al. eine Methanreduktion von über 90%, bei Sonoki et al. (2011) ergibt sich eine Emissionsminderung von rund 75%, die von den Autoren in Anschlussversuchen (Sonoki et al. 2013) mit einer Verschiebung der Mikroflora von Methanbildnern hin zu methanotrophen Bakterienstämmen durch die Beigabe von Biokohle erklärt wird. Chowdhury et al. (2014) stellten in einem Laborversuch mit Hühnermist eine Reduktion der Gesamt-Klimagasemissionen von rund 30% fest. Steiner et al. (2015) folgern aus diesen ersten vielversprechenden Untersuchungen, dass es ein erhebliches Potenzial zur Reduktion von Methanemissionen, aber auch der direkten Atmungsverluste durch den Abbau von organischem Material zu CO₂ gibt. Steiner et al. (2015) weisen auf die Bedeutung der Methanbindung durch Biokohle vor allem bei der anschließenden Kompostierung von Biogasgärresten hin, die oft aufgrund kurzer Verweilzeiten im Biogasprozess noch Restmengen an Methan enthalten. In Bezug auf die Bewertung ausgewählter Anwendungsbeispiele in den LaTerra-Untersuchungsregionen kann damit festgehalten werden, dass die Beigabe von Biokohle zu Kompostierungsprozessen grundsätzlich einen positiven Beitrag zur Reduktion direkter Methan-Emissionen leisten kann. Womöglich kann der positive Effekt von Biokohle in der BKS-Produktion damit auch den Einsatz weiterer technischer Maßnahmen und damit verbundener Emissionen durch die Zwangsbelüftung von Mieten gerade bei einer kleinmaßstabigen „Low-Tech“-Einführung der BKS-Technologie ersetzen. Eine Quantifizierung dieser Potenziale für die weiterführenden Modellrechnungen ist jedoch vor dem Hintergrund der geringen Zahl an Untersuchungen und der notwendigen weiteren Analyse der ursächlichen Zusammenhänge der beobachteten Effekte nicht belastbar möglich. Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren, wie die Rohstoffzusammensetzung, die Qualität der eingesetzten Biokohle und die Prozessführung bei der Kompostierung ist eine Quantifizierung der Emissionen (mit und ohne den Einsatz von Biokohle) im Vorfeld nicht möglich. Daher wird im Rahmen der weiteren Berechnungen auch hierzu keine Anpassung an der Methodik von Hildebrandt (2012) vorgenommen.

Auch die Bildung von **Lachgas** (N_2O) kann aufgrund des hohen **Emissionsfaktors** einen erheblichen Anteil an den Gesamt-Klimagasemissionen im Kompostprozess bzw. in der BKS-Produktion haben. Hildebrandt (2012) blendete diesen Aspekt aufgrund mangelnder Datengrundlagen im Rahmen der PCF-Methodik für das LaTerra-Projekt aus. Auch aus heutiger Sicht ist der Wissensstand zu den Auswirkungen von Biokohle auf die N_2O -Emissionen während der Kompostierung begrenzt. Jia et al. (2015) begründen in einer kurzen Übersicht, welche Einzelergebnisse anderer Arbeitsgruppen für einen positiven Einfluss von Biokohle auf die N_2O -Emissionen sprechen. Wang et al. (2013) erklären eine festgestellte Reduktion der N_2O -Emissionen in Höhe von 26% durch die verstärkte Anwesenheit N_2O -konsumierender Mikroorganismen. Auch hier fehlt jedoch letztlich eine belastbare Grundlage für die Quantifizierung der Emissionen und eine mögliche Reduktion durch den Biokohleinsatz für eine seriöse Erweiterung der bislang im Projekt verwandten PCF-Methodik um die Anrechnung von Lachgasemissionen, so dass dieser Aspekt wie schon bei Hildebrandt für die Berechnungen nicht berücksichtigt wird.

Vor dem Hintergrund eines weitgehend unveränderten Sachstands bezüglich der Emissionen, die im Rahmen der BKS-Produktion entstehen, wird somit für die Betrachtung ausgewählter Anwendungsbeispiele unverändert ein PCF der BKS-Produktion von $70 \text{ kg CO}_{2\text{eq}}/\text{t}_{\text{TM}}$ BKS angesetzt. Hierbei ist allerdings zu beachten, dass die Systemgrenze des berechneten PCF nach der bisherigen Methodik bei der Auslieferung am Ort der Verwendung und einer regionalen Verwendung liegt (Hildebrandt 2012 S. 55) und daher keine zusätzlichen Transportemissionen einer überregionalen Nutzung berücksichtigt. Im Rahmen der anschließenden Frage, welchen Einfluss eine überregionale Vermarktung von BKS auf die Gesamtbilanz der betrachteten Anwendungsbeispiele (Kapitel 0) hat, müssen daher diese weiteren Transportemissionen beachtet werden.

2.3 Aktualisierung C-Sequestrierung durch BKS als Bodenverbesserer

Der Pyrolyseprozess verändert die stofflichen Eigenschaften von Biomasse. Dabei wird unter anderem die Abbaustabilität des enthaltenen Kohlenstoffs erheblich erhöht. Diese erhöhte **Stabilität von Biokohle** und die damit verbundene Chance einer **Sequestrierung von Kohlenstoff in Böden** ist einer der zentralen Gründe für das große Interesse an der Biokohle-Technologie (Lehmann et al. 2015). Dabei variiert die Rekalzitranz, also die strukturchemische Stabilität von Biokohle, in Abhängigkeit von der eingesetzten Biomasse, den Prozessparametern während der Pyrolyse und den Umweltbedingungen bei der anschließenden Verwendung. Für diese Überdauerungsfähigkeit von Biokohle, die wissenschaftlich als „mean residence time“ (MRT) ausgedrückt wird, werden sehr unterschiedliche Werte zwischen wenigen Jahren und mehreren tausend Jahren angegeben. So beträgt die geschätzte durchschnittliche MRT für Biokohle im Boden auf der Basis von Tierdung mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte, die von Biokohle auf Basis von Holz zwischen 1000 bis 10 000 Jahren; Biokohle aus Stroh weist eine mittlere Persistenz auf (Cheng et al., 2008; Singh et al., 2012; Lehmann et al. 2015). Lehmann et al. (2015) erklären diese großen Abweichungen vor allem damit, dass der Abbau organischer Substanzen kein linearer Prozess ist und dass Untersuchungen hierzu bei einer sehr hohen Rekalzitranz – wie sie bei Biokohle gegeben ist – naturgemäß mit sehr hohen Unsicherheiten verbunden sind. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage der Bewertung verschiedener Biokohlen im Hinblick auf ihre C-Sequestrierungsleistung.

Bei den Berechnungen zur C-Sequestrierung wurde in den vorangegangenen Arbeitspaketen wie auch in den nachfolgenden Berechnungen stets zu Grunde gelegt, dass die produzierte Biokohle den Anforderungen des „European Biochar Certificate“ (EBC 2012) entspricht. Über das Verhältnis von

Wasserstoff zu Kohlenstoff sowie Sauerstoff zu Kohlenstoff (H/C- und O/C-Verhältnis) sind eine **Charakterisierung von Biokohle** und ein Vergleich mit anderen, ähnlichen Stoffen (u.a. Braun- und Steinkohle etc.) hinsichtlich der Stabilität möglich (Schimmelpfennig und Glaser 2010). Auch in den Richtlinien des EBC sind Anforderungen an die Stabilität anhand dieser Parameter formuliert. Danach sind nur Kohlen mit einem H/C_{org} -Verhältnis größer 0,7 und einem O/C_{org} -Verhältnis kleiner 0,4 für eine Bodenverbesserung bzw. als Kohlenstoffsенke zertifizierbar.

Insgesamt sind bei der **Quantifizierung der C-Sequestrierungsleistung** von BKS verschiedene Berechnungsschritte zu beachten:

1. Bei der Herstellung von Biokohle durch die Pyrolyse von Biomasse kommt es in Abhängigkeit vom Rohstoff und der Prozessführung zu mehr oder weniger großen Kohlenstoffverlusten, die den Prozess als gasförmige Emissionen (CO_2 und CO) verlassen. Die erzielbare Ausbeute an Biokohle im Pyrolyseprozess, also die Materialeffizienz, variiert je nach eingesetzter Technologie zwischen 20 und 60 % (Haubold-Rosar et al. 2014, Boateng et al. 2015). Im Rahmen der in Arbeitspaket 1.3 angewandten Methodik (IfaS 2014) wurde die konservative Annahme einer Materialeffizienz von 25 % getroffen, an der auch für die nachfolgenden Berechnungen festgehalten wird. Dieser Wert stützt sich neben den genannten wissenschaftlichen Ergebnissen auch auf Praxiserfahrungen der Firma Pyreg GmbH, die aus der Analyse zahlreicher erprobter Substrate und Analysen hervorgehen.
2. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff von Biokohlen schwankt je nach verwendeter Biomasse und Prozesstemperatur zwischen 10 und 95% der Trockenmasse. So liegt beispielsweise der C-Gehalt von pyrolysiertem Hühnermist bei 25% und der von Buchenholz bei rund 85% (EBC 2012). In den Anforderungen des EBC wird ein reiner Kohlenstoffgehalt von mindestens 50% in der Biokohle verlangt, da ansonsten von Pyrolyseaschen bzw. „Pyrolysaten“ gesprochen werden müsste. Der Kohlenstoffgehalt der Biokohlen der Firma Pyreg liegt in der Praxis regelmäßig über 80%. Ausgehend von der Überlegung, dass vorrangig holzartige Rohstoffe zur BK-Herstellung verwendet werden, wurde in den bisherigen wie auch den nachfolgenden Berechnungen auch ein Wert von 80 % zu Grunde gelegt.
3. Des Weiteren hängt die Stabilität der Biokohle und des darin enthaltenen Kohlenstoffs vom Anteil stabiler Verbindungen, dem sogenannten Black-Carbon-Anteil ab. Der Black-Carbon-Anteil bezeichnet die aromatischen Kohlenstoffstrukturen, also die schwer abbaubaren Strukturen der Biokohle. Dieser Wert variiert zwischen 10 und 40% und sollte nach Schimmelpfennig und Glaser (2012) mindestens 15% der Gesamtmasse betragen, damit von einer langfristigen Strukturstabilität ausgegangen werden kann. Für die Berechnungen wird davon ausgegangen, dass dieser Wert, der auch den EBC-Anforderungen entspricht, eingehalten wird.

Abbildung 1 zeigt die Kalkulation der C-Sequestrierungsleistung analog zu den oben aufgeführten Anforderungen. So werden bei der Pyrolyse von einer Tonne trockener Biomasse etwa 250 kg Biokohle erzeugt. Diese Biokohle hat im Durchschnitt einen reinen Kohlenstoffanteil von 80%, womit die in der Kohle enthaltene C-Menge bei 200 kg liegt. Multipliziert man den C-Gehalt, für dessen Berechnung durchgehend konservative Annahmen getroffen wurden, mit der Molmasse 3,6 von CO_2 , so erhält man einen brutto Klimagaseffekt von 720 kg CO_{2eq} , die pro Tonne TM Ausgangsmaterial erzielt werden können.

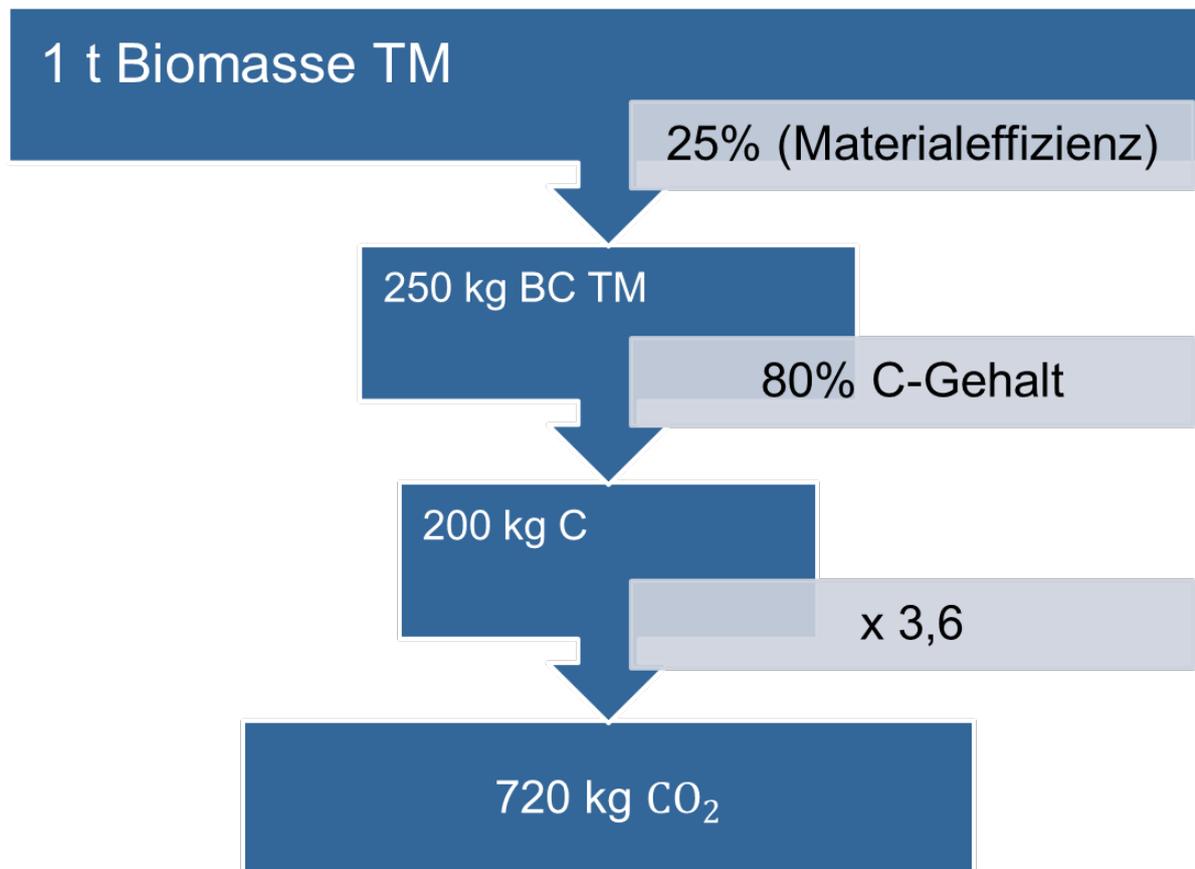


Abbildung 1: Kalkulation der C-Sequestrierungsleistung.

Die C-Sequestrierungsleistung von BKS ergibt sich über den Gehalt an Biokohle. Dieser wurde in den im LaTerra-Projekt zugrunde gelegten Rezepturen und in den bisherigen Berechnungen stets mit 10-15 % bezogen auf die Trockenmasse angesetzt (IfaS 2014). Wenn 250 kg trockene Biokohle ein Äquivalent von 720 kg CO₂ sequestrieren, ergibt sich pro Tonne Biokohle eine Sequestrierung von rund 2,88 Tonnen CO₂. Bezogen auf eine Tonne TM BKS mit einem BK-Gehalt von 10-15% ergibt sich hieraus eine Brutto-C-Sequestrierung von 288 bis 432 kg CO_{2eq}. Zieht man hiervon die Produktionsemissionen, die gemäß PCF bei rund 70 kg CO_{2eq}/t TM BKS liegen, ab, erhält man einen Nettoeffekt in Höhe von 218 bis 362 kg CO_{2eq}/t TM BKS.

Wilske et al. (2014) weisen darauf hin, dass der Einsatz von Biokohle „allein als Klimaschutzmaßnahme“ beim gegenwärtigen Wissensstand im Hinblick auf die **CO₂-Vermeidungskosten** gegenüber anderen Maßnahmen zurücksteht. So könnten die zur Herstellung von Biokohle verwendeten Biomassen stattdessen auch direkt als Energieträger verwendet werden und so zur Vermeidung von Emissionen aus der Nutzung fossiler Quellen (Heizöl etc.) beitragen. Folgt man dieser Auffassung, wäre der Netto-C-Sequestrierungseffekt von Biokohle(substraten) bei der Bilanzierung zu vernachlässigen. In diesem Fall wären lediglich sonstige klimarelevante Effekte (Kapitel 2.4) der BKS-Verwendung zu betrachten. Dem ist entgegen zu halten, dass es sich bei den zur Biokohleproduktion verwendeten Rohstoffen häufig um Reststoffe handelt, deren Verwertung über konventionelle Kesseltechnik technisch schwierig und ökonomisch oftmals nicht darstellbar ist. Wird hingegen bei der Herstellung von Biokohle aus Reststoffen, die „ohnehin“ als Bodenverbesserer genutzt werden (z.B. feste Bestandteile von Biogas-Gärresten), auch die überschüssige Wärme aus dem Pyrolyseprozess sinnvoll genutzt – auch dies ist eine Anforderung der EBC-Richtlinien, so kann die Biokohleproduktion mit der Substitution fossiler Brennstoffe verbunden werden.

Das Einbringen von Biokohle in Bodenaggregate und die damit einhergehende **Bindung an mineralische Bodenbestandteile** schützt diese vor einem weiteren Abbau (vgl. Brodowski et al. 2006, Glaser et al. 2000, Lehmann et al. 2009, Topoliantz et al. 2006, Zimmerman et al. 2011. Zitiert in Haubold-Rosar et al. 2014). Hierzu stellen Haubold-Rosar et al. (2014) fest, dass die Bindungskapazität der Biokohle durch eine Oxidation ihrer Oberflächen, negative Ladungsüberschüsse und die Bildung funktioneller Gruppen erhöht werden. Dies hat eine verstärkte Löslichkeit in Wasser und somit eine gesteigerte Mobilität der Kohlenstoffpartikel zur Folge, wodurch es zu einer Verlagerung in tiefere Erdschichten kommt, wo der mikrobieller Abbau in geringerer Intensität stattfindet (Brodowski et al. 2007, Skjemstad et al. 1999. Zitiert in Haubold-Rosar et al. 2014).

Unter Berücksichtigung des aktuellen Wissensstands und der in Abbildung 1 dargestellten Methodik ergibt sich in Abhängigkeit vom Biokohleanteil ein **Netto-C-Sequestrierungspotenzial** von 218 bis 362 kg CO_{2eq}/t TM BKS. Dieser Wert entspricht – trotz einer veränderten Methodik (vgl. IfaS 2014) weitgehend den bislang angefertigten Berechnungen. Auch wenn das Wissen um die Stabilität von Biokohle und die funktionalen Zusammenhänge ihres Abbaus im Boden in den letzten Jahren zugenommen hat, fehlen letztlich immer noch vor allem langfristige Versuchsreihen, um die vorliegenden Rechenmodelle abzusichern. Um diesen Unsicherheiten Rechnung zu tragen, wurden alle verwendeten Größen mit konservativen Annahmen hinterlegt, so dass der reale C-Sequestrierungseffekt von BKS mit hoher Wahrscheinlichkeit über den berechneten Werten liegt.

2.4 Zusätzliche Potenziale für den Klimaschutz

Neben der C-Sequestrierung ergeben sich durch die Beeinflussung der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik durch Biokohle weitere Auswirkungen auf die Klimabilanz in der BKS-Produktion und bei der Anwendung im Boden.

Wie bereits in Kapitel 2.2 diskutiert, gibt es eine Vielzahl an Untersuchungen, die eine **Reduktion von Methan- und Lachgas-Emissionen** durch die Beimengung von Biokohle **in Kompostierungsprozessen** belegen und teilweise auch bereits funktional erklären. Auch wenn der Transfer vom Versuchs- in den Praxismaßstab weitgehend fehlt und eine belastbare Quantifizierung dieser Effekte damit nicht möglich ist, weisen die Hinweise auf dieses zusätzliche Potenzial für den Klimaschutz weitgehend in dieselbe Richtung und könnten damit den PCF der BKS-Produktion deutlich mindern.

Ein weiterer zusätzlicher Einfluss auf die Klimabilanz von Biokohle bzw. BKS, der auch als „Priming-Effekt“ bezeichnet wird, liegt in der **Beeinflussung der rezenten Kohlenstoffpools im Boden**. Dabei gibt es im Gegensatz zu den oben angeführten Effekten keine eindeutig positiven oder negativen Ergebnisse. Vielmehr zeigen sich in Abhängigkeit vom Standort, der „Rezeptur“ von Biokohle bzw. BKS und der Aufwandmenge sehr unterschiedliche Auswirkungen der Biokohle auf die anderen Kohlenstofffraktionen in Böden (Whitman et al. 2015). So führen Haubold-Rosar et al. (2014, S. 95) verschiedene Untersuchungen an, im Rahmen derer teilweise gegenläufige Effekte auf die CO₂-Freisetzung also die Bodenatmung bzw. Mineralisierung von Bodenkohlenstoff durch die Applikation von Biokohle beobachtet wurden. Whitman et al. (2015) erläutern eine Vielzahl unterschiedlicher funktionaler Zusammenhänge zwischen der Biokohleanwendung und der Kohlenstoffdynamik in Böden, weisen jedoch vor dem Hintergrund der erheblichen Wechselwirkungen zwischen diesen Prozessen abschließend vor allem auf den bestehenden weiteren Forschungsbedarf hin. Dabei stellen die Autoren, wie auch Haubold-Rosar et al. (2014) heraus, dass die Beeinflussung labiler C-Pools darüber hinaus auch von zusätzlicher Bedeutung für die Nährstoffdynamik, also die Freisetzung von Stickstoff und Phosphor aus dem Bodenhumus, ist.

Damit ergibt sich in Bezug auf die Klimabilanz von BKS eine weitere relevante Einflussgröße, nämlich die Auswirkung auf **N₂O-Emissionen aus Böden**. Auch hierzu stellt sich der aktuelle Wissensstand widersprüchlich dar. Eine Metaanalyse von Cayuela et al. (2014) deutet auf eine Reduktion von N₂O-Emissionen durch den Einsatz von Biokohle in Böden hin, zeigt aber auch, dass die ursächlichen Zusammenhänge noch nicht umfassend untersucht sind. Eine Metaanalyse von van Zwieten et al. (2015) zeigt insgesamt, dass Biokohle in unterschiedlichen Bodentypen die N₂O Emissionen in der Regel verringert (im Mittel werden hier ca. 50% angegeben), wobei in Betracht gezogen werden muss, dass die Mehrheit dieser Ergebnisse auf der Grundlage von Labor und Kurzzeit-Feldstudien entstanden sind. Im Gegensatz dazu zeigten Untersuchungen von Kammann et al. und Jones et al. (beide 2012, zitiert in DeLuca et al. 2015), dass die Lachgasemissionen bei einer Biokohleanwendung in Verbindung mit der Beigabe von Ammoniumnitratdünger auch steigen können. In Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial der Biokohle, dem Standort und der Nutzungshistorie können N₂O Emissionen somit also vermieden oder auch kurzfristig gesteigert werden. Dabei kann Biokohle auf Basis von Holz oder Ernterückständen aus der Landwirtschaft grundsätzlich eher zur Verringerung von N₂O Emissionen gegenüber dem Ausgangszustand (ohne die Zugabe von Biokohle) beitragen, als Biokohle welche aus Dung oder Verarbeitungsabfällen hergestellt wurde (van Zwieten et al., 2015). Insgesamt weisen die vorliegenden Ergebnisse darauf hin, dass der Zusammensetzung von BKS, insbesondere dem Gehalt an Stickstoff unter dem Gesichtspunkt der Emissionsvermeidung eine besondere Bedeutung beikommt.

Wie oben dargelegt, ist der Wissensstand zu den zusätzlichen Einflussfaktoren auf die Klimabilanz von BKS noch begrenzt. Der Einfluss der Biokohleanwendung auf Methan- und Lachgasemissionen während der Kompostierung, die Veränderung der rezenten Bodenkohlenstoffvorräte und Lachgasemissionen aus Böden können sehr unterschiedlich sein und sind bislang kaum quantifizierbar. Daher wird für die nachfolgende Betrachtung der Anwendungsbeispiele auf die Berücksichtigung dieser Größen verzichtet.

2.5 Aktualisierung weiterer ökologischer Effekte durch BKS als Bodenverbesserer

Biokohle(substrate) beeinflussen auf mannigfaltige Weise die Bodeneigenschaften und den Nährstoffhaushalt. Durch die gezielte Beeinflussung der Bodenreaktion (pH-Wert), der Kationenaustauschkapazität, des Bodenwasser- und -lufthaushalts und der Bodenerwärmung kann letztlich auch die Ertragsfähigkeit landwirtschaftlicher Nutzflächen verändert werden (Jeffery et al. 2015), wengleich diese Effekte unter mitteleuropäischen Bedingungen weiterer Untersuchungen bedürfen. Gelingt es, in Bezug auf die eingesetzten Ressourcen Boden und Düngemittel einen Mehrertrag zu erzielen, so kann dies als Beitrag zum Ressourcenschutz gewertet werden.

Dabei bieten diese potenziellen Beiträge zu einer effizienteren Nutzung knapper Ressourcen nicht nur Vorteile für den Anwender bzw. Landnutzer, sondern können teilweise auch als ökologische Leistungen für die Gesellschaft gewertet werden. So kann die Anwendung von Biokohle in Abhängigkeit von der Art der Biokohle, den verwendeten Zugaben (Kompost, Düngemitteln), dem Bodentyp und der Überdauerungszeit der Biokohle im Boden die Auswaschung verschiedener Nährstoffe befördern oder verringern. Hauptmechanismen der Interaktion von Biokohle und Nährstoffen sind nach Laird und Rogovska, 2015:

- Nährstoffe die als Asche in Biokohlen enthalten sind können im Bodenwasser gelöst werden und somit pflanzenverfügbar sein oder auch ausgewaschen werden.

- Biokohle erhöht die Wasserspeicherkapazität von Böden mit geringem Speichervermögen und somit werden auch Nährstoffe zurückgehalten die im Wasser gelöst sind.
- Die meisten Biokohlen können, aufgrund ihrer hohen Kationen-Austausch-Kapazität, an ihren Oberflächen kationischen Nährstoffen adsorbieren und somit die Auswaschung dieser verringern.
- Böden haben nur eine geringe oder keine Fähigkeit Anionen zu binden, aus diesem Grund ist u.a. Nitrat (NO_3^-) relativ mobil im Boden. Jedoch gibt es auch bestimmte Arten von Biokohle, welche eine Anionen-Austauschkapazität aufweisen und somit NO_3^- direkt zurückhalten können.
- Durch die meisten Biokohlen kann der pH-Wert im Boden erhöht werden, was die Löslichkeit der meisten Nährstoffe beeinflusst.
- Biokohle kann biogene organische Moleküle binden, welche mineralisierte Nährstoffe enthalten.
- Durch eine erhöhte mikrobielle Aktivität, kann die Mineralisierung der gebunden Nährstoffe gesteigert werden.

Eine besondere Bedeutung kommt der genannten Nitrat-Retention bei, die auch von Kammann et al. (2014) und Schimmelpfennig et al. (2014) beschrieben wird und die verstärkt bei der gesellschaftlichen und ökologischen Bewertung von Biokohle berücksichtigt werden sollte. Bestätigen sich diese Ergebnisse, so eröffnet dies neue Perspektiven für die Nutzung von Biokohle beim Schutz von Grundwasserkörpern (Trinkwasser) oder auch Oberflächengewässern, etwa bei der Minderung diffuser Nährstoffeinträge, wie sie im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert ist.

Auch der Einfluss von Biokohle auf die Bindung von Ammonium bzw. die Freisetzung von Ammoniak wurden in mehreren wissenschaftlichen Einzeluntersuchungen thematisiert. Ammonium kann effektiv an der Oberfläche von Biokohle gebunden werden, wodurch die Menge des in die Atmosphäre freigesetzten NH_3 potenziell verringert wird. (Taghizadeh-Toosi et al. 2012 a,b. Zitiert in DeLuca et al. 2015, S.436).

Steiner et al. (2010) stellten eine eindeutige Reduktion der Menge an emittiertem NH_3 bei der Kompostierung von Geflügelmist mit einem Biokohleanteil von 20% fest.

Mit einer verstärkten Freisetzung von Ammoniak aus landwirtschaftlichen Böden ist vor allem bei basischen Boden pH-Werten zu rechnen (Stevenson und Cole, 1999. Zitiert in DeLuca et al. 2015, S.435). Biokohle oder ein Mix aus Biokohle und Asche ist bekannt dafür vorübergehend den pH-Wert im Boden anzuheben (Glaser et al, 2002, Jones et al, 2012. Zitiert in DeLuca et al. 2015, S.435-436), aber normalerweise nicht stark genug, um die Ammoniak-Emissionsmenge zu steigern (DeLuca et al. 2015, S.436). Im Gegensatz dazu stellten Jones et al. (2012) in Feldversuchen fest, dass es durch die Beimischung von 50 t Biokohle ha^{-1} in den Boden zu einer reduzierten Verflüchtigung von Ammoniak kommt. Dieser Effekt konnte jedoch nicht bei einer Menge von 25 t Biokohle ha^{-1} beobachtet werden. Auf Grundlage der Forschungsergebnisse von Doydora et al. (2012), kann durch das Einbringen von Biokohle und Geflügelmist (Mischungsverhältnis 1:1), eine Reduktion von 50-60% des verfügbaren Ammoniums im Boden bewirkt werden.

Die vorhandenen Untersuchungen zeigen, dass Biokohle auch über klimarelevante Effekte hinaus zur Minderung von Nährstoffemissionen – gasförmig und durch Auswaschung – beitragen kann. Dennoch gilt es auch hier, zunächst noch viele Zusammenhänge funktional zu klären, um die

Rahmenbedingungen und die Interaktion der unterschiedlichen Faktoren (Standort, Aufwandmenge, Formulierung und Bewirtschaftung) zu verstehen und letztlich Effekte auch quantitativ abschätzen zu können.

3 Ökologische Bewertung von zwei Anwendungsbeispielen

Um die ökologischen Auswirkungen der BKS-Produktion und Verwendung in den Untersuchungsregionen sowie bei einer überregionalen Vermarktung zu veranschaulichen und eine Entscheidungsgrundlage für die Praxis bereitzustellen, wurde die entwickelte Methodik anhand von zwei Anwendungsbeispielen erprobt. Hierzu wurden nach Abstimmung mit der BTU Cottbus-Senftenberg zwei der bereits in Arbeitspaket 3.1 beschriebenen Szenarien herangezogen, das Einstiegsszenario „Pilotprojekt Selbstabholer“ Großräschen sowie das Gesamtszenario Uebigau-Wahrenbrück.

Dabei stand die Betrachtung der folgenden Fragestellungen im Mittelpunkt:

- Welches Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial (brutto und netto) liegt in den Anwendungsbeispielen vor?
- Welchen Effekt hat es auf die ökologische Gesamtbewertung der BKS-Anwendung, wenn ein Teil des Stoffstromes (BK oder BKS) aus der Region heraus exportiert wird?
- Wie ist die teilweise Auflösung der Regionalität des Stoffstromes zu bewerten?
- Wie weit kann das Endprodukt transportiert werden, ohne eine negative Gesamtbilanz zu erreichen bzw. um welchen Teil wird die C-Sequestrierung gemindert, wenn 50% der BKS überregional vermarktet werden?

Zur Bearbeitung dieser Fragen wurden zunächst grundlegende Daten für die Berechnung der Transportemissionen recherchiert und entsprechende Transportbilanzen erstellt (Kapitel 3.1). Anschließend daran wurden die in Kapitel 2.2 und 2.3 ermittelten Methoden zur Berechnung des PCF, der Brutto- und der Netto-C-Sequestrierung sowie der Transportemissionen herangezogen und für die beiden Anwendungsbeispiele anhand von Modellrechnungen angewandt (Kapitel 3.2 und 3.3).

3.1 Einfluss der Transportemissionen auf die Klimabilanz von BKS

Der Transport von Rohstoffen ist mit Emissionen– unter anderem von klimarelevanten Gasen – verbunden. Dabei wird zwischen direkten und indirekten (bzw. Vorketten-) Emissionen unterschieden. So stellen Emissionen aus der Verbrennung von Kraftstoffen bei Transportprozessen direkte Emissionen dar. Emissionen, die bei der Herstellung von Fahrzeugen entstehen, gelten als indirekte Emissionen. Während direkte Emissionen relativ einfach abzugrenzen sind, variiert der Ansatz von Vorketten mit der je nach Berechnungsmethodik verwandten Bilanzgrenze (vgl. UBA 2015). Um die Konsistenz der verwandten Daten und eine Vergleichbarkeit mit anderen Berechnungen sicherzustellen wurde daher für die nachfolgenden Berechnungen zu den Transportemissionen Daten zu den kumulierten direkten und indirekten Emissionen (also inkl. der Vorkettenemissionen) aus der Datenbank ProBas des Umweltbundesamtes (UBA 2015) herangezogen.

Dabei wurde unterstellt, dass der überregionale Transport von BKS, entweder lose als Schüttgut oder als abgesackte Ware mit Sattelschlepper, vorrangig im Schwerlastverkehr mit LKW >32 t zulässiges

Gesamtgewicht erfolgt. Weiterhin wurde angenommen, dass der Transport i.d.R. über Speditionen mit modernen Fahrzeugen (Abgasnorm EURO 4) via Autobahn erfolgt, bei den „Voll-Fahrten“ aufgrund des vergleichsweise geringen spezifischen Gewichts der BKS eine Auslastung von 100% der möglichen Nutzlast von 14 t erreicht wird und die Rückfahrten als Leerfahrten erfolgen³. Tabelle 1 zeigt die unter diesen Annahmen zu erwartenden Emissionen der klimarelevanten Gase CO₂, CH₄ und N₂O sowie deren Summe in CO₂eq jeweils pro Tonnenkilometer (tkm), also den Transport einer Tonne BKS über einen Kilometer sowie pro Kilometer für die Leerfahrten.

Tabelle 1: Datengrundlagen Transportemissionen überregionaler BKS-Transport Schwerlastverkehr (Autobahn).

Transportemissionen BKS (lose, Schüttguttransport oder abgesackt, Sattelschlepper), LKW > 32 t (14 t Nutzlast), Diesel Euro 4									
	CO2	CH4	Emissions- faktor*	CO2eq	N2O	Emissions- faktor*	CO2eq	SUMME CO2eq	Quelle
	kg	kg		kg	kg		kg	kg	
tkm (100% Auslastung)	0,0737	0,0000007	21	0,0000145	0,0000004	310	0,000131	0,074	UBA 2015
km Leerfahrt	0,627	0,0000103	21	0,0002163	0,0000059	310	0,001829	0,629	UBA 2015

* nach UNFCCC (2015)

Darüber hinaus wurden die Emissionen für den regionalen Transport von BKS als abgesackte Ware über Kurzstrecken-Lieferverkehr berechnet. Auch hier wurde die Abgasnorm EURO 4 angesetzt, jedoch lediglich mit einer Auslastung von 50% gerechnet. Tabelle 2 zeigt die entsprechenden Emissionswerte orientiert an einer durchschnittlichen Nutzung von Orts-, Landstraßen und Autobahnen.

Tabelle 2: Datengrundlagen Transportemissionen regionaler BKS-Transport Lieferverkehr (Durchschnittswert).

Transportemissionen BKS abgesackt (Kuriertransport), LKW 3,5 - 7,5 t (3 t Nutzlast), Diesel Euro 4									
	CO2	CH4	Emissions- faktor*	CO2eq	N2O	Emissions- faktor*	CO2eq	SUMME CO2eq	Quelle
	kg	kg		kg	kg		kg	kg	
tkm (50% Auslastung)	0,247	0,000113	21	0,002373	0,0000237	310	0,007347	0,257	UBA 2015
km Leerfahrt	0,335	0,000153	21	0,003213	0,0000328	310	0,010168	0,348	UBA 2015

* nach UNFCCC (2015)

Insgesamt zeigt sich anhand der Kenndaten, dass Methan und Lachgasemissionen trotz der höheren Emissionsfaktoren⁴ vergleichsweise geringe Bedeutung für die Gesamtbilanz haben.

Ausgehend von den Grundlegendaten wurden die spezifischen Emissionen für den Transport von BKS je Tonne Frisch- und Trockenmasse berechnet. Dabei wurde ein TM-Gehalt von 65% unterstellt. Während im Schwerlastverkehr bei einer Auslastung von 100% 14 t Frischmasse BKS geladen werden können (Tabelle 3), sind im Lieferverkehr bei einer maximalen Zuladung von 3 t und einer Auslastung von 50% nur 1,5 t BKS geladen (Tabelle 4).

³ Auch wenn bei Volumengütern in der Regel ein geringerer Anteil Leerfahrten zu erwarten ist (DSLIV 2013), wurde dieser Wert als konservative Annahme getroffen.

⁴ Methan und Lachgas sind starke Klimagase. Ihre Klimawirkung wird nach UNFCCC (2015, Global Warming Potentials) für 100jährige Wirkungsbilanz angegeben mit der 21fachen (CH₄) bzw. 310fachen (N₂O) Wirkung von CO₂.

Tabelle 3: Berechnung Emissionen Schwerlastverkehr.

Parameter	Wert	Einheit
Trockenmassegehalt BKS	65 %	
Emissionen	0,074 kg CO _{2eq.} /tkm	
Emissionen	0,629 kg CO _{2eq.} /km	
Zuladung	14 t FM BKS	
Emissionen beladen	1,034 kg CO _{2eq.}	
Emissionen Leerfahrt	0,629 kg CO _{2eq.}	
spez. Emissionen	0,119 kg CO _{2eq.} /t FM BKS	
spez. Emissionen	0,183 kg CO_{2eq.}/t TM BKS	

Im Ergebnis zeigt sich, dass die Emissionen mit 0,183 kg CO_{2eq} je Tonne TM BKS im Schwerlastverkehr deutlich unter denen des Lieferverkehrs, der mit 0,752 kg CO_{2eq} je Tonne TM BKS zu Buche schlägt, liegen, wobei diese Werte jeweils die Emissionen für die Hinfahrt (beladen) und für die Rückfahrt (Leerfahrt) in Summe umfassen.

Tabelle 4: Berechnung Emissionen Lieferverkehr.

Parameter	Wert	Einheit
Trockenmassegehalt BKS	65 %	
Emissionen beladen	0,257 kg CO _{2eq.} /tkm	
Emissionen Leerfahrt	0,348 kg CO _{2eq.} /km	
Zuladung	1,5 t FM BKS	
Emissionen beladen	0,385 kg CO _{2eq.}	
Emissionen Leerfahrt	0,348 kg CO _{2eq.}	
spez. Emissionen	0,489 kg CO _{2eq.} /t FM BKS	
spez. Emissionen	0,752 kg CO_{2eq.}/t TM BKS	

Legt man diese spezifischen Emissionen auf die Transportdistanz um, so erhält man die kumulierten Gesamtemissionen für den Transport. Abbildung 2 zeigt die Transportemissionen in Abhängigkeit von der Transportdistanz für den Schwerlast- und Lieferverkehr.

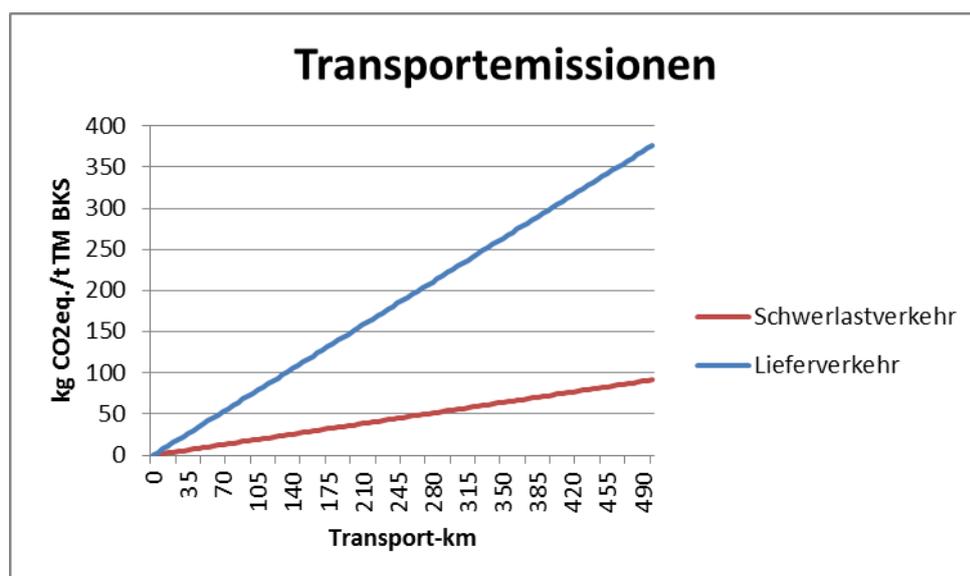


Abbildung 2: Transportemissionen im Schwerlast- und Lieferverkehr in Abhängigkeit von der Transportdistanz.

Setzt man die Transportemissionen ins Verhältnis zur Netto-C-Sequestrierung, die nach den Berechnungen in Kapitel 2.3 zwischen 218 (min) und 362 (max) kg CO_{2eq} je Tonne TM BKS liegt, so wird deutlich, wie sich unterschiedliche Transportdistanzen auf die Gesamtbilanz auswirken und ab welcher Transportdistanz die Gesamtbilanz transportbedingt negativ wird. Abbildung 3 veranschaulicht diese Kenngrößen, wobei ersichtlich ist, dass die Transportemissionen die Netto-C-Sequestrierung im Lieferverkehr bei rund 300 bis 500 km aufwiegen, während die Emissionsbilanz im Schwerlast-(Autobahn-)Verkehr je nach Szenario erst bei rund 1.000 km (min) bzw. 2.000 km (max) negativ wird.

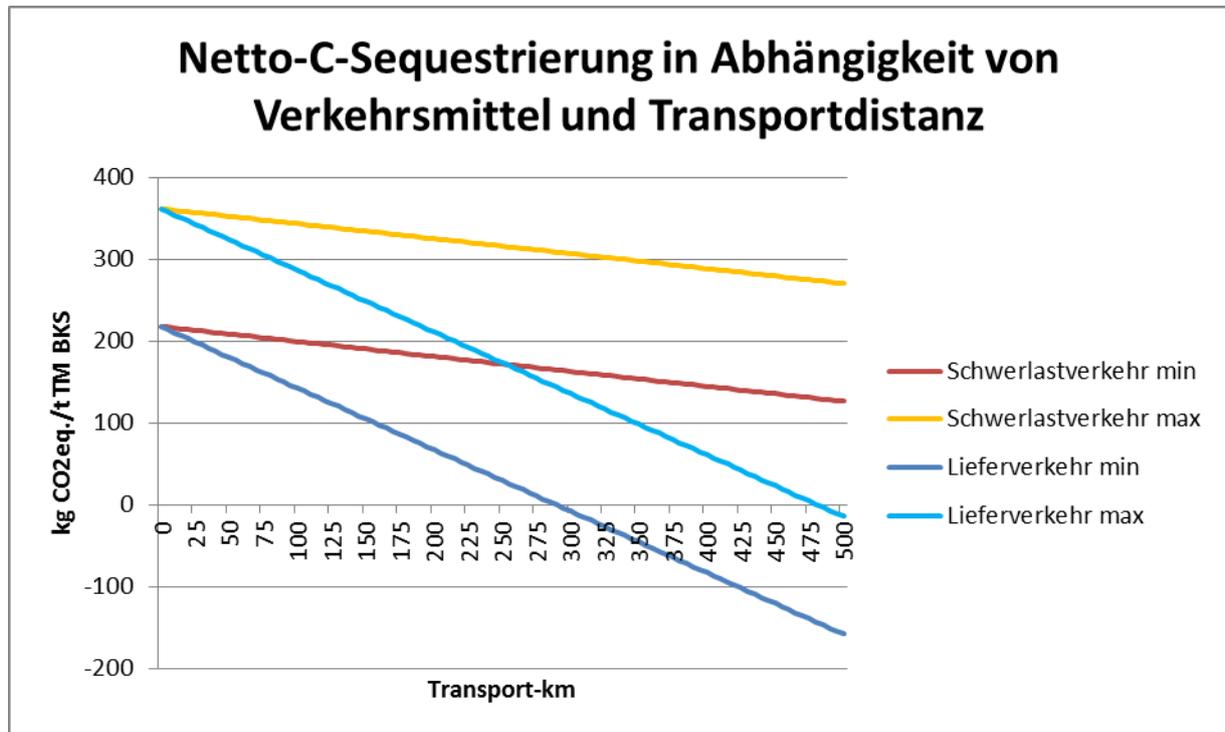


Abbildung 3: Netto-C-Sequestrierung in Abhängigkeit von Verkehrsmittel und Transportdistanz.

Bei dieser Betrachtung ist zum einen zu beachten, dass eine Transportlogistik für BKS – wenn mit dem Material private Haushalte als Endverbraucher beliefert werden – voraussichtlich aus einem überregionalen (Schwerlast-)Transport aus den ländlichen Untersuchungsregionen in urbane Räume sowie ggf. einem Kurzstrecken-Liefertransport bestehen wird. Darüber hinaus fehlen in den dargestellten Ergebnissen noch weitere Emissionen, die ggf. bei der Verpackung, Distribution/Vertrieb vor Ort und dem Kurzstreckentransport mit dem PKW bei Abnahme durch private Haushalt entstehen.

3.2 Einstiegsszenario „Pilotprojekt Selbstabholer“ Großräschen

Hintergrund des Einstiegsszenarios „Pilotprojekt Selbstabholer“ Großräschen ist die Prämisse, dass der Aufbau einer regionalen BKS Produktion in der Untersuchungsregion Niederlausitz vorrangig über einen kleinmaßstabigen Einstieg gelingen kann. Ansätze für ein regionales Stoffstrommanagement und Daten zu einem solchen Szenario finden sich im Arbeitspapier „Handlungsempfehlungen für ein regionales Stoffstrommanagement, das im Rahmen von Arbeitspaket 3.1 erstellt wurde (IfaS 2014). Darin ergibt sich als erste Zielgröße eine Gesamtproduktion von BKS in Höhe von 289 t TM.

3.2.1 C-Sequestrierung

Ausgehend von den in den Kapiteln 2.2 und 2.3 berechneten Emissionskennwerten ergibt sich aus der produzierten Menge ein Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial (Tabelle 5) von 83 bis 125 t CO_{2eq} (brutto) bzw. 63 bis 105 t CO_{2eq} (netto).

Tabelle 5: Gesamt-C-Sequestrierung Szenario Großräschen.

Produktionsmenge	289 t TM BKS
spez. Brutto-C-Sequestrierung (min)	288 kg CO _{2eq} /t TM BKS
spez. Brutto-C-Sequestrierung (max)	432 kg CO _{2eq} /t TM BKS
ges. Brutto-C-Sequestrierung (min)	83 t CO _{2eq}
ges. Brutto-C-Sequestrierung (max)	125 t CO _{2eq}
PCF	70 kg CO _{2eq} /t TM BKS
spez. Netto-C-Sequestrierung (min)	218 kg CO _{2eq} /t TM BKS
spez. Netto-C-Sequestrierung (max)	362 kg CO _{2eq} /t TM BKS
ges. Netto-C-Sequestrierung (min)	63 t CO _{2eq}
ges. Netto-C-Sequestrierung (max)	105 t CO _{2eq}

3.2.2 Auswirkungen einer überregionalen Vermarktung von BKS

Die Geschäftsfeldanalyse und die Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen der BTU Cottbus-Senftenberg haben gezeigt, dass die Verwendung von BKS in der Landwirtschaft wie auch bei der Rekultivierung von Bergbaufolgefächern unter den gegenwärtigen Rahmenbedingungen und den getroffenen Annahmen unwirtschaftlich ist (Schatz & Zundel 2014). Im Gegensatz dazu wurde im Ergebnis festgehalten, dass eine hochpreisige Vermarktung von BKS als Bodenverbesserer bzw. Kultursubstrat an private (und ggf. gewerbliche) Abnehmer lukrativ sein kann.

Auch wenn im Vorfeld kaum abschätzbar ist, wie groß der regionale Markt für derartige Produkte ist, wird weiterhin davon ausgegangen, dass ein eher geringer Anteil regional abgesetzt werden kann, während der überwiegende Teil überregional, etwa im Großraum Berlin abgesetzt werden muss. Folgt man dieser Überlegung und berechnet etwa die Transportemissionen für einen regionalen Absatz von 20% der Produktionsmenge per Lieferverkehr im Raum Großräschen (5 km Transportdistanz) und einen überregionalen Absatz von 80% der Produktionsmenge im Raum Berlin (z.B. an Baumärkte) mit einem Transport per Schwerlastverkehr (150 km Transportdistanz), so ergeben sich Gesamtemissionen in Höhe von 22,68 kg CO_{2eq}/t TM BKS bzw. 6,6 t CO_{2eq} insgesamt. In Bezug auf die Netto-Sequestrierungspotenziale von 63 bis 105 kg CO_{2eq} gehen durch den Transport bei dieser Betrachtung also zwischen 6 und 10% der Sequestrierungsleistung verloren.

Tabelle 6: Transportemissionen Szenario Großräschen (20% regionaler Absatz).

Transportemissionen Lieferverkehr (5 km, 20%)	0,752 kg CO _{2eq} /t TM BKS
Transportemissionen Schwerlastverkehr (150 km, 80%)	21,93 kg CO _{2eq} /t TM BKS
SUMME spez. Emissionen	22,68 kg CO _{2eq} /t TM BKS
SUMME ges. Emissionen	6,6 t CO _{2eq}

Werden gar 50% des Materials unter den oben genannten Annahmen regional vermarktet, so verringert sich der Transportverlust auf 4 bis 7% der Sequestrierungsleistung.

Tabelle 7: Transportemissionen Szenario Großräschen (50% regionaler Absatz).

Transportemissionen Lieferverkehr (5 km, 50%)	1,88 kg CO ₂ eq/t TM BKS
Transportemissionen Schwerlastverkehr (150 km, 50%)	13,71 kg CO ₂ eq/t TM BKS
SUMME spez. Emissionen	15,59 kg CO ₂ eq/t TM BKS
SUMME ges. Emissionen	4,5 t CO ₂ eq

3.3 Gesamtszenario Uebigau-Wahrenbrück

Die Rohstoffpotenziale der Region Uebigau-Wahrenbrück erlauben eine BKS-Produktion in einem wesentlich größeren Umfang von rund 2.500 t TM BKS (Wagener 2015).

3.3.1 C-Sequestrierung

Aus dieser Produktionsmenge ergibt sich ein Kohlenstoff-Sequestrierungspotenzial (Tabelle 8) in Höhe von 720 bis 1080 t CO₂eq (brutto) bzw. 545 bis 905 t CO₂eq (netto).

Tabelle 8: Gesamt-C-Sequestrierung Szenario Uebigau-Wahrenbrück.

Produktionsmenge	2500 t TM BKS
spez. Brutto-C-Sequestrierung (min)	288 kg CO ₂ eq/t TM BKS
spez. Brutto-C-Sequestrierung (max)	432 kg CO ₂ eq/t TM BKS
ges. Brutto-C-Sequestrierung (min)	720 t CO ₂ eq
ges. Brutto-C-Sequestrierung (max)	1080 t CO ₂ eq
PCF	70 kg CO ₂ eq/t TM BKS
spez. Netto-C-Sequestrierung (min)	218 kg CO ₂ eq/t TM BKS
spez. Netto-C-Sequestrierung (max)	362 kg CO ₂ eq/t TM BKS
ges. Netto-C-Sequestrierung (min)	545 t CO ₂ eq
ges. Netto-C-Sequestrierung (max)	905 t CO ₂ eq

3.3.2 Auswirkungen einer überregionalen Vermarktung von BKS

Analog zu der für das Einstiegsszenario getroffenen Annahme, dass ein größerer Teil der Produkte aufgrund eines begrenzten regionalen Markts überregional abgesetzt werden muss, wurden für das Gesamtszenario Uebigau-Wahrenbrück in Abstimmung mit der BTU Cottbus-Senftenberg zwei Szenarien aufgestellt. Zum einen wurden die Transportemissionen für einen vollständigen regionalen Absatz (Lieferverkehr 5 km Transportdistanz, Tabelle 9), zum anderen für einen vollständigen überregionalen Absatz im Raum Berlin (Schwerlastverkehr, 150 km Transportdistanz, Tabelle 10) berechnet.

Tabelle 9: Transportemissionen Szenario Uebigau-Wahrenbrück (100% regionaler Absatz).

Transportemissionen Lieferverkehr (5 km, 100%)	3,76 kg CO ₂ eq/t TM BKS
SUMME ges. Emissionen	9 t CO ₂ eq

Wird die Sequestrierungsleistung bei einem vollständigen regionalen Absatz transportbedingt um etwa 1 bis 1,5 % gemindert, so liegt der Anteil der Transportemissionen bei einem vollständigen überregionalen Absatz zwischen 7,5 und 12,5 %.

Tabelle 10: Transportemissionen Szenario Uebigau-Wahrenbrück (100% überregionaler Absatz).

Transportemissionen Schwerlastverkehr (150 km, 100%)	27,41 kg CO ₂ eq/t TM BKS
SUMME ges. Emissionen	69 t CO ₂ eq

Im Ergebnis zeigt sich, dass die regionale Vermarktung im Verhältnis zum überregionalen Absatz deutlich geringere Emissionen aufweist, wobei selbst eine vollständige überregionale Vermarktung die C-Sequestrierungsleistung höchstens um bis zu 12,5% mindert. Auf der anderen Seite verdeutlichen die Berechnungen, dass eine bundesweite Vermarktung – etwa über ein Internetportal – verbunden mit langen Transportdistanzen und einem hohen Anteil Lieferverkehr schnell auch zu einer negativen Klimabilanz von BKS führen kann.

3.4 Weitere ökologische Auswirkungen der betrachteten Anwendungsbeispiele

Wie die Recherchen zu weiteren ökologischen Effekten von BKS gezeigt haben, liegen große Potenziale der Technologie neben dem Klimaschutz und möglichen agronomischen Effekten in der Optimierung von Nährstoffflüssen bzw. der Minimierung von Nährstoffverlusten aus Landnutzungssystemen, insbesondere von Stickstoffverbindungen über den Ammoniak- und Nitrataustrag. Eine besondere Chance für die betrachteten Untersuchungsregionen liegt hierbei in der Verwertung der enormen Biomassepotenziale aus der Gewässerpflege. Durch eine Erfassung dieser Stoffströme können latente Nährstoffverluste, die im Rahmen der derzeitigen Flächenkompostierung entstehen, und die damit verbundenen gasförmigen Emissionen und Einträge in Wasserkörper gemindert werden. Im Umkehrschluss können diese Nährstoffe als Bestandteil von BKS für die regionalen Landnutzer nutzbar gemacht und so Düngemittel teilweise substituiert werden.

4 Ausblick

Wie in Kapitel 3 dargestellt, kann die Produktion und Nutzung von BKS in den beiden betrachteten Anwendungsbeispielen Großräschen und Uebigau-Wahrenbrück insgesamt einen Beitrag zum Klimaschutz, zur Schließung von Nährstoffkreisläufen und letztlich auch zur regionalen Wertschöpfung leisten. Dabei macht es Sinn, einen möglichst großen Teil der Produktion einem regionalen Absatz zuzuführen. Wie die Ausführungen zum PCF zeigen, ist zudem eine weitergehende Minderung der produktionsbedingten Emissionen möglich. Um über die reine C-Sequestrierungsleistung hinaus auch weitere klimarelevante Effekte von BKS zu quantifizieren und in die Bilanz aufnehmen zu können, bedarf es weiterer Forschungsarbeiten.

5 Literatur

- Boateng, A.A., Garcia-Perez, M., Masek, O, Brown, R., del Campo, B. (2015): Biochar production technology. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roiga, A., Sánchez-Monedero, M.A. (2014): Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agriculture, Ecosystems and Environment. Elsevier.
- Chowdhury, A., de Neergaard, A., Jensen, L.S. (2014): Potential of aeration flow rate and bio-char addition to reduce greenhouse gas and ammonia emissions during manure composting. Chemosphere 97. Elsevier.
- DeLuca, T.H., Gundale, M.J., MacKenzie, M.D., Jones, D.L. (2015): Biochar effects on soil nutrient transformations. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- Deutscher Speditions- und Logistikverband e.V. (DSLVL, Hrsg., 2013): Berechnung von Treibhausgasemissionen in Spedition und Logistik gemäß DIN EN 16258. 2. aktualisierte Auflage, März 2013.
- Doydora, S. A., Cabrera, M. L., Das, K. C., Gaskin, J. W., Sonon, L. S., Miller, W. P. (2011): Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter amended with acidified biochar, International Journal of Environmental Research and Public Health, vol 8, pp1491-1502.
- Dunst, G. (2011): Humusaufbau. Verein Ökoregion Kaindorf. Kaindorf.
- European Biochar Foundation (EBC, 2012): European Biochar Certificate – Richtlinien für die nachhaltige Produktion von Pflanzenkohle. Arbaz, Switzerland. <http://www.european-biochar.org/en/download>. Version 6.1 of 19th June 2015, DOI: 10.13140/RG.2.1.4658.7043
- Fleisch, F., Böhmer, J., Hildebrandt, J. (IfaS, 2014): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 1.3 „Ökologische Bewertung der Stoffstromszenarien“. Arbeitspapier (unveröffentlicht). Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundforschungsvorhaben LaTerra.
- Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002): Amerliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal- a review, Biology and Fertility of Soils, vol 35, pp219-230.
- Haubold-Rosar, M., Kern, J., Reinhold, J. (2014): Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die CSequestrierung in Böden. Umweltbundesamt. Dessau.
- Hildebrandt, J. (2012): Regionally specified concepts of production facilities for soil amendments with properties of Terra Preta – Assessment of the process chains by carbon foot print and energy flow analysis. Masterthesis (unveröffentlicht). Institute for applied Material Flow Management (IfaS), University of applied Science Trier, Environmental-Campus Birkenfeld.
- Icha, P., Kuhs, G., Umweltbundesamt (UBA, 2015): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2014. Umweltbundesamt. Dessau.
- Jeffery, S., Abalos, D., Spokas, K.A., Verheijen, F.G.A. (2015): Biochar effects on crop yield. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- 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 Biology and Biochemistry, vol 45, pp113-124
- Laird, D. und Rogovska, N. (2015): Biochar effects on nutrient leaching. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.

- Lehmann, J., Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- Öko-Institut (Institut für angewandte Ökologie e.V.): Gesamt-Emissions-Modell Integrierter Systeme (GEMIS) Version 4.3 - Datenaktualisierung und -fortschreibung 2000-2030 für die EU-25; Fritsche, Uwe R. u.a., gefördert von BMU, IWO und EEA, Darmstadt (siehe www.gemis.de)
- Rödger, J.-M., Ganagin, W., Krieg, A., Roth, C. und Loewen, A. (2013): Steigerung des Biogasertrages durch die Zugabe von Pflanzenkohle. Müll und Abfall 9. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- Schatz, K., S. Zundel (2014): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 2.2: Geschäftsfeldanalysen, Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundvorhabens LaTerra, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU CS).
- Schimmelpfennig, S., Glaser, B. (2012): One step forward toward characterization: Some important material properties to distinguish biochars. J. Environ. Qual. 2012, 41, 13.
- Schimmelpfennig, S., L. Grünhage, C. Müller, C. Kammann (2014): Biochar, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland - effects on greenhouse gas emissions and plant growth. Agriculture, Ecosystems and Environment, 191: 39-52
- Steiner, C., Sanchez-Monedero, M.A., Kammann, C. (2015): Biochar as an additive to compost and growing media. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- 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, pp1236-1242.
- Stevenson, F. J. and Cole, M.A. (1999): Cycles of Soil: Carbon, Nitrogen, Phosphorus, Sulfur, Micronutrients, John Wiley and Sons, Inc., New York, NY.
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R.R., Condrón, L.M. (2012a): Biochar adsorbed ammonia is bioavailable, Plant and Soil, vol 350, pp57-69
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Sherlock, R.R., Condrón, L.M. (2012b): A wood based low-temperature biochar captures NH₃-N generated from ruminant urine-N, retaining its bioavailability, Plant and Soil, vol 353, pp73-84
- UNFCCC (2015): Global Warming Potentials. Faktoren für 100jährige Wirkungsbilanz. Abgerufen am 3.12.2015 unter http://unfccc.int/ghg_data/items/3825.php
- Umweltbundesamt (Hrsg., 2015): ProBas - Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme. <http://www.probas.umweltbundesamt.de>.
- van Zwieten, L., Kammann, C., Cayuela, M.-L., Singh, B.P., Joseph, S., Kimber, S., Donne, S., Clough, T., Spokas, K.A. (2015): Biochar effects on nitrous oxide and methane emissions from soil. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- Wagener, F., Böhmer, J., Flesch, F. (2015): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 3.1. „Empfehlungen für ein praxisbasiertes Stoffstrommanagement“. Arbeitspapier (unveröffentlicht). Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundforschungsvorhaben LaTerra.
- Whitman, T., Singh, B.P., Zimmerman, A.R. (2015): Priming effects in biochar-amended soils: implications of biochar-soil organic matter interactions for carbon storage. In: Lehmann, J. & Joseph, S. (Hrsg., 2015): Biochar for Environmental Management – Science, Technology and Implementation. 2. Auflage. Oxon und New York.
- Wilske, B., Bach, M. & Bai, M. (2014): Biokohlestrategien als Maßnahmen zum Klimaschutz. In: Fricke, K., Kammann, C. & Wallmann, R. (2014) Abfall-Biomasse und Energiewende – Bewährtes, Neues und Visionen. Tagungsband zum 75. Symposium des ANS e.V., Berlin.