

Brandenburgische Technische Universität  
Cottbus-Senftenberg

# ARBEITSPAPIER ZUM ARBEITSPAKET 2.3: KOSTEN-NUTZEN-ANALYSE

---

Querschnittsprojekt 1

im Rahmen des Verbundforschungsvorhaben LaTerra

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

Teilprojektleitung: Prof. Dr. Stefan Zundel, BTU Cottbus-Senftenberg

Erstellt von Viktoria Witte

Unter Mitarbeit von Stefan Zundel

Senftenberg, 17. März 2015

GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung

FKZ 033L021E



## INHALTSVERZEICHNIS

Tabellenverzeichnis .....	III
Abbildungsverzeichnis .....	III
Abkürzungsverzeichnis .....	IV
1. Einleitung .....	1
1.1. Problemstellung und Forschungsfrage .....	1
1.2. Grundlagen und Vorgehensweise .....	2
2. Kosten der BKS-Herstellung.....	3
3. Nutzen der BKS-Anwendung.....	4
3.1. Positive Effekte im Überblick.....	4
3.2. CO <sub>2</sub> -Senke .....	8
3.3. Verringerung der durch mineralischen Dünger verursachten Emissionen.....	12
3.4. Erhaltung der Biodiversität .....	16
3.5. Reduktion von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser .....	17
3.6. Aufbau einer Humusschicht.....	19
4. Bewertung der Kosten-Nutzen-Betrachtung .....	24
5. Zusammenfassung und Ausblick.....	26
Literaturverzeichnis.....	V

## TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: BKS-Herstellungskosten bei unterschiedlichen Szenarien .....	3
Tabelle 2: Externe Effekte - Analyse der positiven Effekte von BKS .....	6
Tabelle 3: Verursachte Emissionen durch Herstellung und Anwendung von NPK-Düngung und BKS .....	14
Tabelle 4: Verursachte Emissionen durch Herstellung und Anwendung von NPK-Düngung und BKS je Tonne BKS .....	15
Tabelle 5: Verhältnis des monetären Wertes der externen Effekte zu BKS-Herstellungskosten und Gewinnmargen .....	25

## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Kohlenstoffkapazität von Biokohle Über 500 Jahre .....	9
Abbildung 2: CO <sub>2</sub> -Sequestrierungspotenzial von einer Tonne BKS.....	10
Abbildung 3: Sensitivitätsanalyse - Variation des Kohlenstoffanteils im BKS .....	11
Abbildung 4: Sensitivitätsanalyse - Variation des stabilen Kohlenstoffanteils im BKS.....	12
Abbildung 5: Monetärer Wert der Emissionsreduktion durch Wirtschaftsdüngersubstitution .	16
Abbildung 6: Fraktionen organischer Substanz im Boden.....	20
Abbildung 7: Humus-ReproduktionsPOTENZIAL und monetärer Wert VON einer Tonne BKS .....	22
Abbildung 8: Sensitivitätsanalyse - Variation des Humus-C-Reproduktionspotenzials von 1 t TS BKS .....	23
Abbildung 9: Spanne des monetären Wertes der externen Effekte von 1 t BKS .....	24

## ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS

BGK	Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.
BHKW	Blockheizkraftwerk
BK	Biokohle
BKS	Biokohlesubstrat
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
C	Kohlenstoff
CaO	Kalk
CH <sub>4</sub>	Methan
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
C <sub>org</sub>	Boden C-Gehalt
DüngG	Düngegesetz
FBV	Festbettvergasung
FM	Frischmasse
GWP	Global warming potential (Treibhauspotenzial)
HTC	Hydrothermal carbonization (hydrothermale Karbonisierung)
K	Kalium
K <sub>2</sub> O	Kali
KlimÄndRÜbk	Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
KyotoProt	Protokoll von Kyoto
M.-%	Massenprozent
MKW	Mineralkohlenwasserstoffe
MLUL	Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft
N	Stickstoff
N <sub>2</sub> O	Distickstoffmonoxid = Lachgas
NPK-Düngung	mineralische Düngung mit Stickstoff, Phosphor und Kalium
OBS	organische Bodensubstanz

---

OPS	organische Primärsubstanz
P	Phosphor
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Phosphat
PSM	Pflanzenschutzmitteln
TS	Trockensubstanz
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Vol.-%	Volumenprozent /-anteil
WBSV	Wirbelschichtvergasung
ZVLW	Zweckverband Landeswasserversorgung

# 1. EINLEITUNG

## 1.1. PROBLEMSTELLUNG UND FORSCHUNGSFRAGE

Das Querschnittsprojekt 1 im Verbundprojekt LaTerra untersucht die Herstellung und den Einsatz von Biokohlesubstraten im Rahmen eines regionalen Stoffstrommanagements in den Untersuchungsregionen Niederlausitz und Teltow-Fläming. Die Analyse der Herstellungskosten für Biokohle und Biokohlesubstrate sowie der Wirtschaftlichkeit möglicher Geschäftsfelder der Nachnutzung in Rahmen einer Geschäftsfeldanalyse (vgl. Schatz/Zundel 2014) hat gezeigt, dass einige Geschäftsfelder, wie beispielsweise die landwirtschaftliche Nutzung kaum konkurrenzfähig zur konventionellen Methode sind. Dabei wurden jedoch nur die Herstellungskosten der Biokohlesubstratproduktion betrachtet.

Biokohle (BK) und Biokohlesubstraten (BKS) werden viele Vorteile zugesprochen, wie die Bodenverbesserung, der Humusaufbau und die Ertragssteigerung (u.a. Verheijen et al., 2010; Jeffery et al., 2011; Lehmann et al., 2011; Barrow, 2012; Glaser/Birk, 2012). Ein weiterer Vorteil liegt in der Verarbeitung von Biomassen, die sich sonst nur schwer verwerten ließen (Abfallverwertung). Dieser Aspekt ist insbesondere für die Schließung regionaler Stoffkreisläufe interessant. Einige der Vorteile von Biokohlesubstraten können als positive externe Effekte identifiziert werden. Positive externe Effekte schaffen einen zusätzlichen Nutzen, für den es keinen oder keinen den Nutzen vollständig abbildenden Marktpreis gibt. Gelingt es, den Zusatznutzen von BKS zu quantifizieren und mit einem Geldwert zu hinterlegen, liegt eine Argumentationsgrundlage für eine Förderung der BKS-Produktion und Nutzung vor. Aus ökonomischer Sicht können diese positiven externen Effekte staatliche Unterstützungsmaßnahmen, wie Subventionen oder Absatzgarantien, rechtfertigen. Im Rahmen der vorliegenden Analyse, sollen deshalb Nutzen in Form von positiven externen Effekten monetär spezifiziert und den ermittelten Kosten der entwickelten Szenarien/Geschäftsfelder gegenüber gestellt werden.

Dabei sollen die folgenden Forschungsfragen beantwortet werden:

1. Welche positiven Effekte/Vorteile lassen sich Biokohlesubstraten zuordnen?
2. Welche dieser positiven Effekte sind positive externe Effekte?
3. Welche dieser positiven externen Effekte können monetär bewerten werden?
4. Sind staatliche Unterstützungsmaßnahmen für die Herstellung und Nutzung von BKS gerechtfertigt? Wenn ja, in welchem Umfang?
5. Wie stark variiert diese Legitimationsgrundlage bei unterschiedlichen Preisannahmen?

## 1.2. GRUNDLAGEN UND VORGEHENSWEISE

Eine Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) ist im Allgemeinen die ökonomische Standardmethode zur Bewertung von Projekten und wirtschaftspolitischen Maßnahmen. Mit Hilfe der KNA wird aufbauend auf die neoklassische Wohlfahrtsökonomik versucht, Wohlfahrtseffekte von Maßnahmen monetär zu erfassen und zu aggregieren. Ziel ist es bewerten zu können, ob und inwieweit sich die gesellschaftliche Gesamtwohlfahrt durch die Maßnahme verbessert oder verschlechtert. Eine Maßnahme ist entsprechend dann wohlfahrtssteigernd, wenn die positiven Wohlfahrtseffekte (Nutzen) die negativen Wohlfahrtseffekte (Kosten) übersteigen. Dabei werden hohe Anforderungen an die Verfügbarkeit und Qualität der Daten gestellt, da insbesondere der Nutzen in Geldeinheiten angegeben werden muss. Eine Herausforderung stellen hierbei, insbesondere auch bei der BKS-Betrachtung, naturwissenschaftliche Wissensgrenzen bezüglich Ursache-Wirkungs-Beziehungen und Langzeiteffekten dar. (Böhm et al. 2002; Petry/Klauer 2005; Holländer et al. 2008)

KNAs werden in der Praxis zu verschiedenen Zwecken eingesetzt (Böhm et al. 2002). Ein wesentlicher Zweck ist die Bewertung der Wirtschaftlichkeit einer Maßnahme durch den Vergleich von Kosten und Nutzen. In der vorliegenden Analyse liegt der Fokus nicht auf einer Betrachtung der Wirtschaftlichkeit von Biokohlesubstraten für den direkten Anwender (Herstellungskosten oder Preis im Vergleich zu direkten Produktnutzen für den Anwender) sondern auf dem Verhältnis positiver externer Effekte zu den Herstellungskosten als Argumentationsgrundlage für staatliche Unterstützungsmaßnahmen.

Um dieses Verhältnis ermitteln zu können werden zunächst in Kapitel 2 die berechneten Kosten der BKS-Herstellung zusammenfassend aus den Analysen des Arbeitspaketes 2.2 dargestellt, um eine Preisspanne zu erhalten. In Kapitel 3 wird nach einer Beschreibung der Hauptbestandteile von BKS und den damit verbundenen Eigenschaften eine Übersicht positiver Effekte von BKS präsentiert. Anhand dieser Übersicht werden mithilfe der zu erfüllenden Kriterien eines externen Effektes die positiven externen Effekte von Biokohlesubstraten identifiziert. In den sich anschließenden Unterkapiteln werden die positiven externen Effekte von BKS beschrieben und, sofern möglich, monetarisiert. In Sensitivitätsanalysen und Szenarien wird der Einfluss einzelner Grundannahmen auf die Ergebnisse der Monetarisierung untersucht. Abschließend werden die ermittelten positiven externen Effekte in ein Verhältnis zu den Herstellungskosten und potenziellen Gewinnmargen am Markt gesetzt und bewertet.

## 2. KOSTEN DER BKS-HERSTELLUNG

Die Kosten für die Herstellung von Biokohlesubstraten wurden in der Geschäftsfeldanalyse im Arbeitspaket 2.2 analysiert und unter verschiedenen Bedingungen simuliert. Dabei wurden zum einen die Biokohle-Produktionstechnologie und die Zentralität des Produktionsstandortes (zentral/dezentral) im Rahmen von fünf Szenarien unterschieden:

- Szenario 0: reine Pyrolyse-Anlage
- Szenario 1: Pyrolyse-Anlage in Kombination mit zentralem Festbettvergaser
- Szenario 2: Pyrolyse-Anlage in Kombination mit dezentralem Festbettvergaser
- Szenario 3: Wirbelschichtvergaser mit Synthesegas-BHKW
- Szenario 4: Pyrolyse-Anlage und Klein-Festbettvergaser

Zum anderen wurden die Benutzungsstunden der BK-Produktionsanlage (1.500 h/a; 4.000 h/a; 7.000 h/a) und das Produktionsziel (Auslastung einer BK-Anlage; Verwertung aller Biomassen der Untersuchungsregion) variiert. Die Bandbreite der Herstellungskosten bei unterschiedlichen Szenarien reicht von 135 €/t (= 0,08 €/l<sup>1</sup>; Pyrolyse, 7.000 h/a, Auslastung einer BK-Anlage) bis 30.213 €/t (= 18,13 €/l; Pyrolyse + Klein-FBV, 1.500 h/a, Auslastung einer BK-Anlage) (siehe Tabelle 1).

		Szenario	Produktionsstunden		
			7.000 h	4.000 h	1.500 h
Verwertung aller Biomassen der Untersuchungsregion		Pyrolyse	145 €/t	282 €/t	1.493 €/t
		Pyrolyse + FBV (zentr.)	566 €/t	1.062 €/t	5.858 €/t
		Pyrolyse + FBV (dezentr.)	566 €/t	1.062 €/t	5.858 €/t
		WBSV	353 €/t	657 €/t	3.406 €/t
		Pyrolyse + Klein-FBV	1.288 €/t	3.043 €/t	7.620 €/t
Auslastung einer BK-Anlage (430 t/a) für BKS-Produktion		Pyrolyse	135 €/t	265 €/t	1.557 €/t
		Pyrolyse + FBV (zentr.)	2.753 €/t	5.391 €/t	23.138 €/t
		Pyrolyse + FBV (dezentr.)	2.753 €/t	5.391 €/t	23.138 €/t
		WBSV	462 €/t	903 €/t	4.163 €/t
		Pyrolyse + Klein-FBV	6.237 €/t	10.513 €/t	30.213 €/t

TABELLE 1: BKS-HERSTELLUNGSKOSTEN BEI UNTERSCHIEDLICHEN SZENARIEN

Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Schatz/Zundel (2014), S. 21.

<sup>1</sup> Berechnungsgrundlage für die Umrechnung von €/t in €/l: Schüttdichte BKS = 0,6 kg/l.

Gleichzeitig hat eine Marktanalyse möglicher Konkurrenzprodukte für BKS eine Preisspanne von 583,33€/t (=0,35€/l; Terra-Magica/Schwarze Erde) bis 1.200 €/t (= 0,72 €/l; Horst Wagner Kompostbau, Terra Preta, Pflanzenkohle/Wagner's Pflanzenkohle-Substrat) ergeben (vgl. Schatz/Zundel (2014), S. 19).

Aus beiden Analysen ergeben sich folgende Annahmen als Grundlage für die weiteren Betrachtungen:

- Minimaler Marktpreis: 583 €/t<sup>2</sup>,
- Minimaler Herstellungspreis: 135 €/t,
- Maximaler Herstellungspreis (unterhalb des minimalen Marktpreises): 566 €/t.

### 3. NUTZEN DER BKS-ANWENDUNG

#### 3.1. POSITIVE EFFEKTE IM ÜBERBLICK

Biokohlesubstrate bestehen zum größten Teil aus kompostierter Biomasse und aus Biokohle. Diese beiden Hauptbestandteile geben dem Biokohlesubstrat seine typischen Eigenschaften.

Unter dem Begriff Kompostierung wird die gesteuerte mikrobielle Weiterbehandlung von zu einem homogenen Haufen vermischten, überwiegend festen organischen Abfällen verstanden. Als Ausgangsmaterial eignen sich insbesondere (eher feuchte, nährstoffreiche) Biomassen u.a. pflanzliche Abfälle aus der Wald-, Park- und Gartenunterhaltung, Gewässerpflegematerial, Straßenrandgrünschnitt, feste Küchenabfälle aus Haushalten, Gärsubstrate und Stallmist. Der biologische Ab- und Umbauvorgang während der Kompostierung bewirkt eine Massen- und Volumenabnahme des Abfalls. Nach Abschluss des Umwandlungsprozesses ist der fertige Kompost von gesundheitsgefährdenden Keimen hygienisiert und ein vielseitig einsetzbares Humus- und Düngungsmaterial. (Fricke et al. 2012, S. 53)

Biokohle ist verkohltes organisches Material, dass durch Wärmeeinwirkung (<700°C) unter Sauerstoffabschluss aus Biomasse hergestellt wird. Als Ausgangsmaterial eignen sich verschiedene (eher trockene, nährstoffarme) Biomassen (u.a. Holz, Grünschnitte, Getreidestroh). (Lehmann/Joseph, 2009; Stockmann, 2011) Grundsätzlich existiert eine Vielzahl von Verfahren zur Herstellung von Biokohle. Beispielhaft wurden im Rahmen dieses Projektes drei mögliche Technologien zur Pflanzenkohleerzeugung in KWK-Anlagen im Detail betrachtet: 1) Pyrolyseanlage (Typ Pyreg.) mit Wärmeerzeugung, 2) Festbettvergaseranlage (FBV) (2-stufiger

---

<sup>2</sup> Unter der Annahme, dass sich der aktuell sehr hohe Marktpreis im Privatkundensegment in Zukunft nach unten korrigiert, wird von dem aktuell minimalen Marktpreis ausgegangen.

Gleichstrom-Vergaser) mit Strom- und Wärmeerzeugung und 3) Wirbelschichtvergaseranlage (WBSV) (Uhde-Verfahren) mit Strom- und Wärmeerzeugung (siehe Kapitel 2).

Die Eigenschaften des Endproduktes Biokohle (u.a. Dichte, Porengrößenverteilung, C-Gehalt) sind dabei sowohl von den Verkohlungstemperaturen und -drücken als auch von der Qualität, Zusammensetzung und Feuchtigkeit der Ausgangssubstanzen abhängig (u.a. Lehmann 2007; Verheijen et al. 2010). Auch die C-Speicherfähigkeit und die Langzeitstabilität der Biokohle im Boden variieren und sind von dem Produktionsverfahren und dem Ausgangsmaterial abhängig (Meyer et al. 2011). Holz-Biokohle besitzt eine Langzeitstabilität von hunderten bis tausenden von Jahren. Für Biokohle aus anderen Ausgangsmaterialien liegen bisher nur wenige Daten vor. (Verheijen et al. 2010)

Aus den Eigenschaften von Biokohle und Biokohlesubstraten resultiert eine Vielzahl positiver Effekte (u.a. Verheijen et al. 2010; Barrow 2012):

- CO<sub>2</sub>-Sequestrierung (und damit einhergehend Klimaschutz),
- Verringerung der durch Dünger verursachten Emissionen: Verringerung der Umweltbelastung durch Methan (CH<sub>4</sub>), Lachgas (N<sub>2</sub>O) und Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) bei der Produktion, Lagerung und Ausbringung von mineralischem Dünger und von Wirtschaftsdünger,
- Erhaltung der Biodiversität,
- Reduktion von Agrochemikalien in Grundwasser und Flüssen,
- Reduktion von Pestiziden/Schwermetallen, PAHs in kontaminierten Böden,
- Verwertung von organischem Material, das vorher keiner Nutzung unterlag und damit Reduktion von Emissionen und Kosten,
- Verbesserung der Bodeneigenschaften und damit in der Folge unter bestimmten Bedingungen Erhöhung des Pflanzenwachstums und Ertragssteigerung durch:
  - Aufbau einer Humusschicht,
  - Erhöhung der Kationenaustauschkapazität,
  - Erhöhung der Mykorrhizahäufigkeit,
  - Erhöhung mikrobieller Biomasse und der Regenwurmhäufigkeit,
  - Erhöhung des Wasserspeichervermögens,
  - Erhöhung des Nährstoffspeichervermögens und
  - Erhöhung des Boden-pH-Werts/ Senkung des Bodensäuregrads.

Einige dieser Effekte können als positive externe Effekte identifiziert werden. Externe Effekte definieren sich als

- a) Nebenwirkungen von wirtschaftlichen Aktivitäten, die
- b) nicht oder nur unzureichend im Markt berücksichtigt werden. Die Folge sind

c) unkompensierte Auswirkungen auf unbeteiligte Marktteilnehmer, d.h. Auswirkungen, für die niemand bezahlt oder einen Ausgleich erhält.

Positive externe Effekte können entsprechend ein Rechtfertigungsgrund für staatliche Unterstützungsmaßnahmen wie beispielsweise Subventionen sein. Um diese Unterstützungsnotwendigkeit zu argumentieren, ist jedoch eine Monetarisierung, d.h. eine Hinterlegung des externen Nutzens mit einem Geldwert, für die politische Entscheidungsfindung notwendig. Tabelle 2 betrachtet die positiven Effekte von BKS unter den Gesichtspunkten der Definition eines positiven externen Effekts und zeigt auf, bei welchem Effekt es sich um einen externen Effekt handelt:

Nr.	Positiver Effekt	a) Nebenwirkung von wirtschaftlichen Aktivitäten	b) nur unzureichend im Markt berücksichtigt	c) un-kompensierte Auswirkungen auf Unbeteiligte	= externer Effekt?	Monetarisierung durch:
1	CO2-Senke	x	x	x	x	Preis für CO2-Zertifikate
2	Verringerung der durch Dünger verursachten Emissionen (mineralischer Dünger; Wirtschaftsdünger)	x	x	x	x	CO2-Äquivalente --> Preis für CO2-Zertifikate
3	Erhaltung der Biodiversität (durch Ertragssteigerungen/ effizientere Flächennutzung)	x	x	x	x	Biodiversitätsmaß
4	Reduktion von Agrochemikalien in Grundwasser und Flüssen	x	x	x	x	Preis Sanierung je Liter im Vgl. zu Reduktionsgrad
5	Reduktion von Pestiziden/ Schwermetallen, PAHs in kontaminierten Böden	(x)	(x)	(x)	(x)	Marktpreis / Preis Sanierung je m <sup>2</sup> im Vgl. zu Reduktionsgrad
6	Verwertung von organischem Material, das vorher keiner Nutzung unterlag	x	(x)	(x)	(x)	Marktpreis / CO2-Äquivalente für freigesetzte Emissionen
7	Verbesserung der Bodeneigenschaften -> Erhöhung Pflanzenwachstum -> Ertragssteigerung					Marktpreis
a)	Aufbau einer Humusschicht	x	x	x	x	Preis Humus-C
b)	Erhöhung der Kationenaustauschkapazität					Marktpreis
c)	Erhöhung der Mykorrhizahäufigkeit					Marktpreis
d)	Erhöhung mikrobieller Biomasse und der Regenwurmhäufigkeit					Marktpreis
e)	Erhöhung des Wasserspeichervermögens					Marktpreis
f)	Erhöhung des Nährstoffspeichervermögens					Marktpreis
g)	Erhöhung des Boden-pH-Werts/ Senkung des Bodensäuregrads					Marktpreis

TABELLE 2: EXTERNE EFFEKTE - ANALYSE DER POSITIVEN EFFEKTE VON BKS

Quelle: Eigene Darstellung.

Entsprechend den drei zu erfüllenden Kriterien für das Vorliegen eines externen Effektes können die Effekte 1) – 4) und 7 a) als externe Effekte bewertet werden: Der jeweilige Effekt ist sowohl eine Nebenwirkung einer wirtschaftlichen Aktivität mit unkompensierten Auswirkungen auf unbeteiligte Dritte als auch nur unzureichend im Markt berücksichtigt. Die Effekte 5) und 6) können hingegen nur unter bestimmten Bedingungen als externe Effekte angesehen werden.

Der Aufbau einer Humusschicht (Effekt Nr. 7 a) kann zwar grundsätzlich zu den direkten Produkteigenschaften von BKS gezählt werden und ist somit keine Nebenwirkung wirtschaftlicher Aktivitäten im engeren Sinne. Entscheidend ist jedoch der Betrachtungszeitraum: Langfristig kann der Aufbau einer Humusschicht zu einer Wertsteigerung des Bodens führen, der nicht über den Marktpreis abgedeckt ist. In diesem Fall liegt auch hier ein externer Effekt vor.

Effekt Nr. 5), die Reduktion von Pestiziden, Schwermetallen und/oder PAHs im Boden ist nur ein externer Effekt, wenn der kontaminierte Boden als Allgemeingut zählt und somit nicht in Privatbesitz ist. Das Kriterium der unkompensierten Auswirkungen auf unbeteiligte Dritte wäre sonst nicht erfüllt. Außerdem dürfte BKS nicht gezielt als Bodenreiniger eingesetzt werden, um das Kriterium der Nebenwirkung wirtschaftlicher Aktivitäten zu erfüllen. Wird BKS gezielt als Bodenreiniger eingesetzt, ist der Effekt der Reduktion von ungewünschten Stoffen im Boden ein direkter Produktnutzen und kein externer Effekt.

Auch die Verwertung von organischem Material, das vorher keiner Nutzung unterlag (Effekt Nr. 6) ist nur unter bestimmten Bedingungen ein externer Effekt: Sofern eine Gebühr/ein Abnahmepreis für die Biomasse verlangt/bezahlt wird oder aber die Biomasse als ausschließlicher Input für das Produkt genutzt wird, liegt kein externer Effekt vor. Wird hingegen von einer kostenneutralen Biomasse-Annahme ausgegangen und die Biomasse als ein Input von vielen angesehen, kann von einem externen Effekt gesprochen werden.

Alle anderen (Teil-)Effekte unter Effekt Nr. 7) (Verbesserung der Bodeneigenschaften) sind positive Eigenschaften von BKS, die über den Marktpreis abgebildet werden. Sie bilden die direkte Produkteigenschaft und bewirken einen direkten Nutzen für den Konsumenten, z.B. in Form von Ertragssteigerungen.

In den folgenden Unterkapiteln wird der Versuch unternommen, die fünf eindeutig identifizierten positiven externen Effekte zu monetarisieren bzw. zu bewerten. Die Effekte 5 und 6 werden aufgrund der spezifischen Bedingungen, die für das Vorliegen eines externen Effekts erfüllt sein müssen, nicht betrachtet.

### 3.2. CO<sub>2</sub>-SENKE

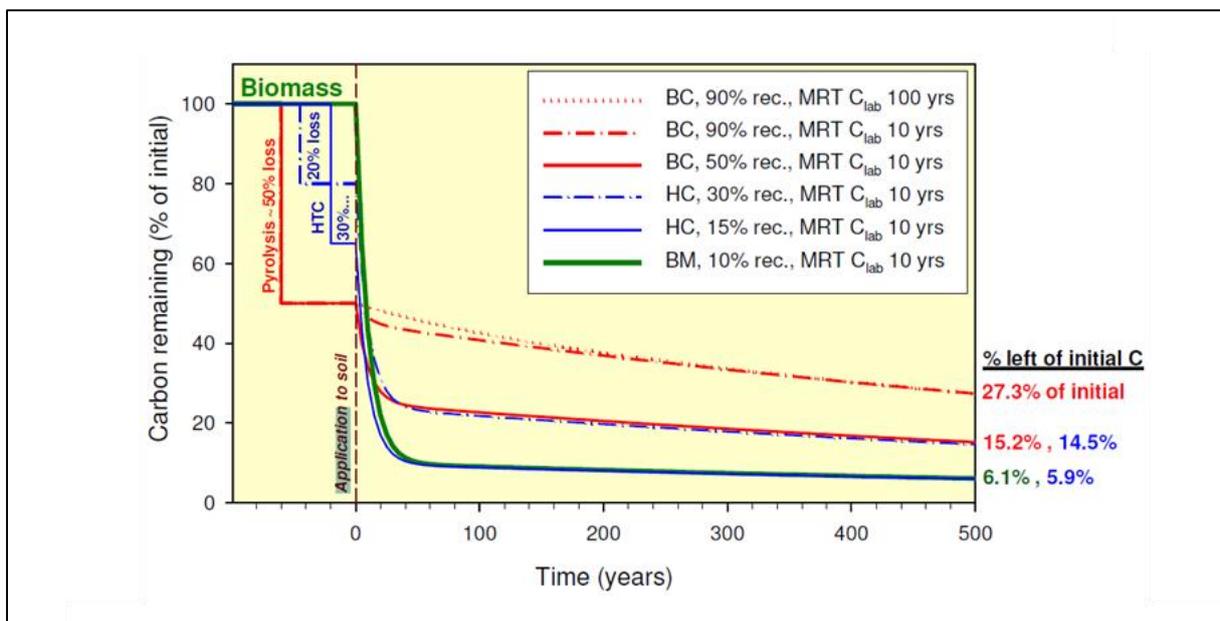
Verbrennt man fossile Rohstoffe, die im Laufe von vielen Millionen Jahren aus dem natürlichen Kohlenstoffkreislauf abgeschieden wurden und dadurch die klimatischen Bedingungen für die Entstehung höheren Lebens auf der Erde ermöglichten, gerät der natürliche Kohlenstoffzyklus aus dem Gleichgewicht. Die CO<sub>2</sub>-Konzentrationen nehmen stetig zu, was zu Veränderungen des Klimas führt. Biomasse unterliegt einem ständigen natürlichen Recycling: Ebenso viel Kohlenstoff wie Biomasse jährlich aus der Atmosphäre aufnimmt, wird durch biologische Atmung, Verwesung und natürliche Feuer wieder in die Atmosphäre zurückgeführt. Zusätzlich werden jedoch weitere Gigatonnen Kohlenstoff durch menschliche Aktivitäten aus den fossilen Quellen in den Kreislauf eingeschleust.

Im Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 09. Mai 1992 wird ‚Senke‘ als ein „Vorgang, eine Tätigkeit oder ein Mechanismus [definiert], durch die ein Treibhausgas, ein Aerosol oder eine Vorläufersubstanz eines Treibhausgases aus der Atmosphäre entfernt wird“ (Art. 1 Nr. 8 KlimÄndRÜbk 1992). Bezogen auf das Treibhausgas Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) stellt damit ein Ökosystem, das mehr CO<sub>2</sub> aufnimmt als es abgibt, eine CO<sub>2</sub>-Senke dar. In der Folge nehmen die Kohlenstoffvorräte in der Vegetation und im Boden zu, während der CO<sub>2</sub>-Anteil in der Atmosphäre verringert wird. Im Kyoto Protokoll zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 11. Dezember 1997 wird die Nutzung von Senken „in den Kategorien landwirtschaftliche Böden sowie Landnutzungsänderungen“ (Art. 3 Nr. 4 KyotoProt 1997) zum Abbau von Treibhausgasen explizit benannt. Im Kohlenstoffkreislauf spielt der Boden als Senke eine entscheidende Rolle: Pro Jahr werden durch den Abbau organischer Bodensubstanz durch Mikroben global ca. 60 Gt C von Böden an die Atmosphäre abgegeben (Verheijen et al. 2010, S. 538). Aufgrund der abbaureisistenten Bestandteile von Biokohlesubstraten, insbesondere der Biokohle, wirkt die Anwendung von Biokohlesubstraten im Boden ebenfalls als CO<sub>2</sub>-Senke.

Die Hauptbestandteile von Biokohlesubstraten sind Biokohle und kompostierte Biomasse, die beide Kohlenstoff binden. Das in der Biomasse über die Photosynthese gebundene CO<sub>2</sub> ist bei einer Betrachtung des CO<sub>2</sub>-Sequestrierungspotenzials von BKS jedoch zu vernachlässigen. Die Biomasse in der Untersuchungsregion stammt mehrheitlich von einjährigen Pflanzen, wie beispielsweise Schilfschnitt, Blattmasse und Maisgärreste. Der Großteil des in der Biomasse gebundenen Kohlenstoffes reagiert im Rahmen des natürlichen Kohlenstoffkreislaufes zu Methan und Kohlendioxid. Ein geringer Anteil des gebundenen Kohlenstoffs trägt durch Mineralisation zum Humusaufbau bei. Dieser Zersetzungsprozess wirkt jedoch nicht dekarbonisierend, da der gebundene Kohlenstoff relativ schnell wieder oxidiert und der Atmosphäre nur wenig Kohlenstoff entzogen und im Boden eingelagert wird. Die bei der Reaktion zu Methan und Kohlendioxid entstehenden Emissionen übersteigen jedoch nicht die Höhe des durch

die Pflanze aufgenommenen Kohlenstoffes aus Luft und Boden und können damit als nicht klimarelevant bewertet werden.

Die Biokohle hingegen ist aufgrund ihrer primären Rekalzitranz die entscheidende Komponente von BKS als CO<sub>2</sub>-Senke. Zum C-Gehalt von Biokohle existieren variierende Angaben im Rahmen einer Spanne von 50-95 % reinem Kohlenstoff (u.a. Verheijen et al. 2010; Meyer et al. 2011). In der vorliegenden Analyse wird der Mittelwert in Höhe von 72% als Berechnungsgrundlage angenommen. Der in der Biokohle gebundene Kohlenstoff ist biologisch und chemisch nur schwer abbaubar. Eine Untersuchung von Berge et al. (2013) zeigt, dass Holzkohle in ihrer Strukturform mehrere hundert Jahre stabil ist und damit der Atmosphäre langfristig CO<sub>2</sub> entziehen kann (siehe Abbildung 1).



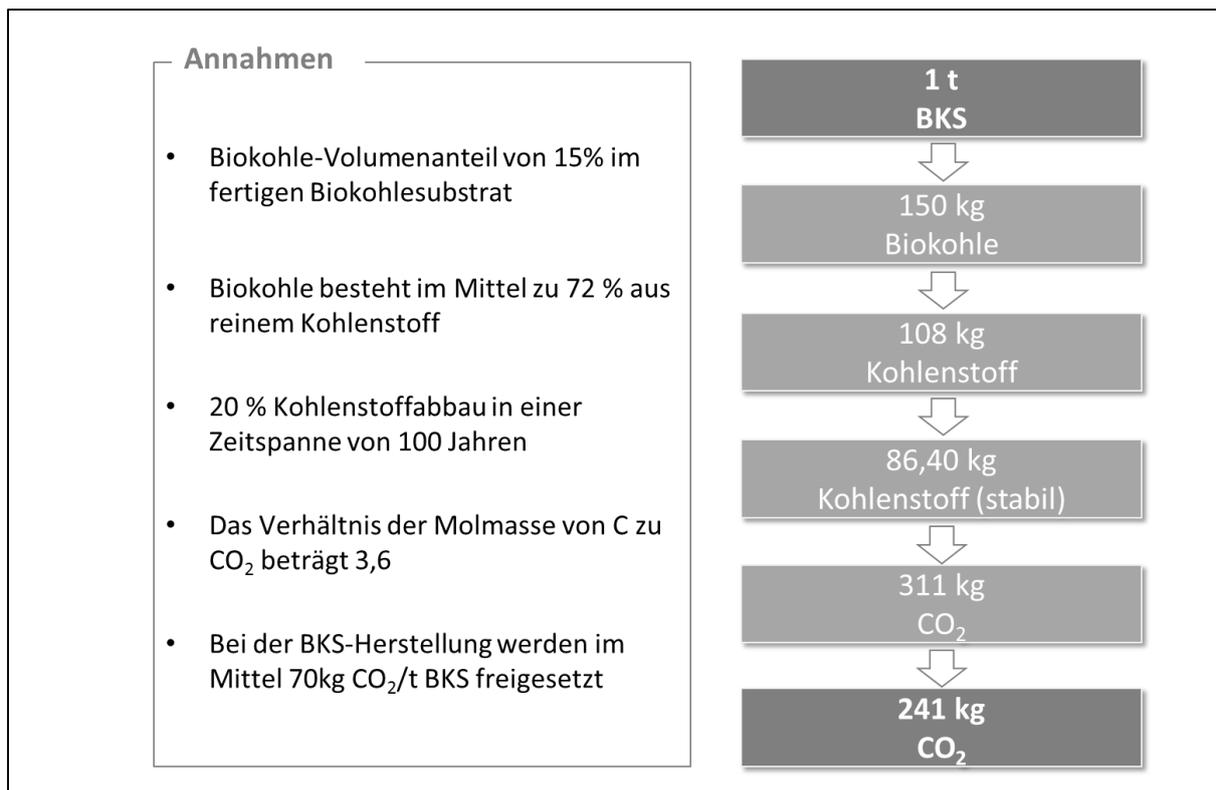
**ABBILDUNG 1: KOHLENSTOFFKAPAZITÄT VON BIOKOHLE ÜBER 500 JAHRE**

Quelle: Berge et al. 2013

Die Stabilität hängt jedoch deutlich von der genutzten Produktionstechnologie ab (in diesem Fall werden die hydrothermale Carbonisierung (HTC) und die Pyrolyse verglichen). In Abbildung 1 ist die Abbaurrate der Holzkohle in allen Produktionsvarianten innerhalb der ersten 50 Jahre am höchsten. Die Abbaurrate der Pyrolysekohle verzeichnet den geringsten Abbau über die betrachtete Zeitspanne von 500 Jahren. Ausgehend von einem Verlust von 50% des Kohlenstoffgehaltes der Ausgangsbiomasse bei der Herstellung der Pyrolysekohle, verliert die Pyrolysekohle nach GWP100 weitere 10% des Kohlenstoffgehaltes der Ausgangsbiomasse bzw. 20% des Ausgangskohlenstoffgehaltes der Kohle. Das Verhältnis der Molmasse von Kohlenstoff zu Kohlenstoffdioxid beträgt 3,6. Durch die Inertisierung jeder Tonne Kohlenstoff (C) wird entsprechend die Oxidation zu 3,6 Tonnen Kohlenstoffdioxid (CO<sub>2</sub>) vermieden. Der Menge an sequestriertem CO<sub>2</sub> durch BKS muss jedoch die Menge CO<sub>2</sub> gegenüber gestellt werden, die durch die Herstellung von BKS freigesetzt wird. Das sind im Mittel 70kg CO<sub>2</sub>/t<sub>TM</sub> BKS. (Fleisch

et al. 2013) In den nachfolgenden Betrachtungen wird analog zur Geschäftsfeldanalyse (Arbeitspapier 2.2) von einem Biokohle-Volumenanteil von 15% im fertigen Biokohlesubstrat ausgegangen.

Das CO<sub>2</sub>-Sequestrierungspotenzial ergibt sich aus den aufgeführten Annahmen zu Biokohle-Volumenanteil im BKS-Substrat, dem C-Gehalt und der C-Speicherfähigkeit unter Abzug des bei der Produktion freigesetzten CO<sub>2</sub>. Abbildung 2 fasst die getroffenen Annahmen zusammen:



**ABBILDUNG 2: CO<sub>2</sub>-SEQUESTRIERUNGSPOTENZIAL VON EINER TONNE BKS**

Quelle: Eigene Darstellung, in Anlehnung an: Flesch et al. (2013)

Entsprechend den getroffenen Annahmen wird im Folgenden von 241 kg sequestriertem CO<sub>2</sub> in einer Tonne BKS ausgegangen.

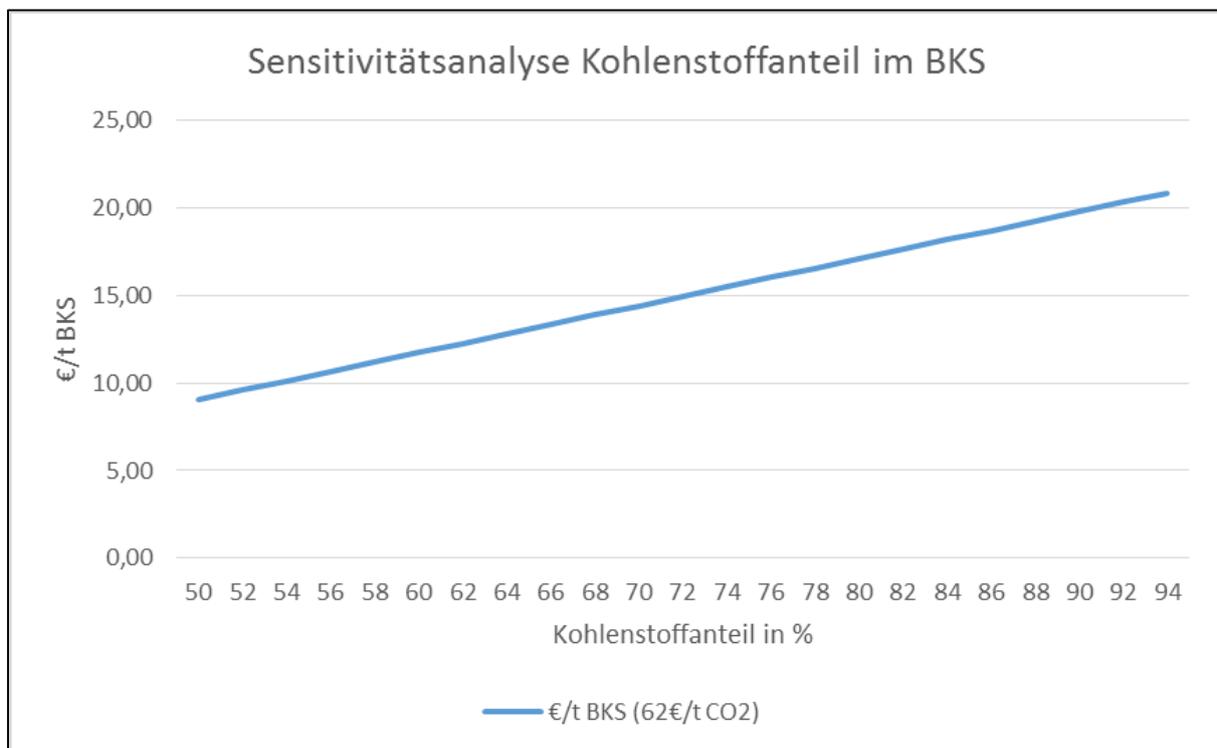
Um eine Tonne CO<sub>2</sub> mit einem Geldwert zu hinterlegen existieren verschiedene Herangehensweisen. Einerseits kann der aktuell gehandelte Kurs für CO<sub>2</sub>-Zertifikate an der EEX zugrunde gelegt werden. Dieser liegt im Mittel bei 5 €/t CO<sub>2</sub> und steht damit für den stetigen Wertverlust der zu Beginn mit 30€/t CO<sub>2</sub> bewerteten Zertifikate. Eine weitere Möglichkeit ist die Berechnung eines Preises, der alle physikalischen und wirtschaftlichen Auswirkungen von CO<sub>2</sub> im Zuge des globalen Klimawandels und damit alle sozialen Kosten berücksichtigt. Ein solcher Preis wurde im Stern-Review in einer Höhe von 62 €/t CO<sub>2</sub> ermittelt (Stern et al. 2006).

Aufgrund des nicht repräsentativen EEX-Preises wird im Folgenden ausschließlich der Preis aus dem Stern-Review in Höhe von 62 €/t CO<sub>2</sub> berücksichtigt. Unter dieser Annahme liegt der monetäre Wert des CO<sub>2</sub>-Sequestrierungspotenzials von einer Tonne BKS bei 14,94€/t BKS.

Neben dem Preis für eine Tonne CO<sub>2</sub> haben auch die Annahmen zum Biokohleanteil im Biokohlesubstrat, zum Kohlenstoffgehalt und zur Kohlenstoffstabilität Auswirkungen auf den monetären Wert des CO<sub>2</sub>-Sequestrierungspotenzials. Diese Auswirkungen sollen anhand von Sensitivitätsanalysen verdeutlicht werden.

Der Biokohle-Volumenanteil in Höhe von 15% wird weiterhin als gegeben angenommen, da die Biokohle der kostenintensivste Bestandteil des Biokohlesubstrates ist und die positiven Wirkungen von BKS in bisherigen Versuchen der Projektpartner auch bei Substraten mit 15 Vol.-% Biokohle erzielt werden konnten.

Eine Variation des Kohlenstoffgehaltes innerhalb der in der Literatur angegebenen Spanne von 50-95 % reinem Kohlenstoff (u.a. Verheijen et al. 2010; Meyer et al. 2011) führt zu einer Differenz des monetären Werts in Höhe von ca. 12€ je Tonne BKS bei einem angenommenen Preis für eine Tonne CO<sub>2</sub> in Höhe von 62€. (siehe Abbildung 3).



**ABBILDUNG 3: SENSITIVITÄTSANALYSE - VARIATION DES KOHLENSTOFFANTEILS IM BKS**

Quelle: Eigene Darstellung.

Auch eine Variation des stabilen Kohlenstoffanteils hat einen deutlichen Einfluss auf den monetären Wert des CO<sub>2</sub>-Sequestrierungspotenzials von einer Tonne BKS (siehe Abbildung 4).

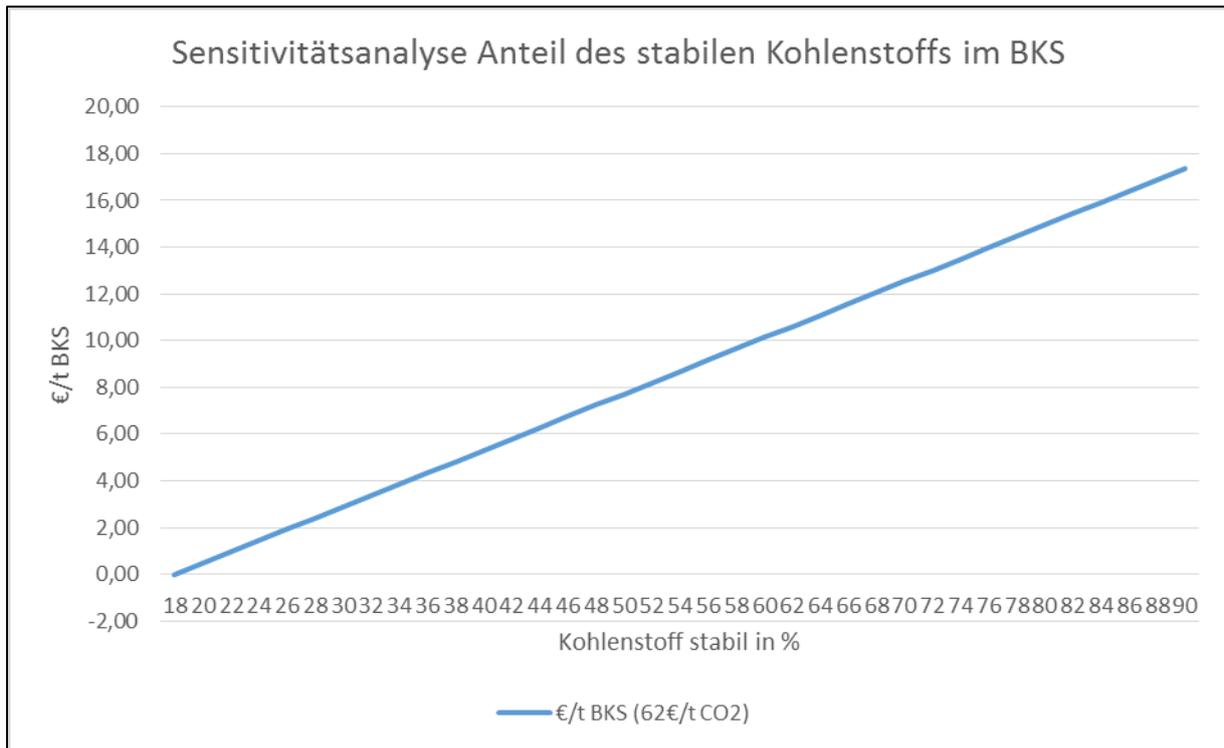


ABBILDUNG 4: SENSITIVITÄTSANALYSE - VARIATION DES STABILEN KOHLENSTOFFANTEILS IM BKS

Quelle: Eigene Darstellung.

### 3.3. VERRINGERUNG DER DURCH MINERALISCHEN DÜNGER VERURSACHTEN EMISSIONEN

Düngemittel sind gemäß dem Düngemittelgesetz „Stoffe, ausgenommen Kohlendioxid und Wasser, die dazu bestimmt sind, a) Nutzpflanzen Nährstoffe zuzuführen, um ihr Wachstum zu fördern, ihren Ertrag zu erhöhen oder ihre Qualität zu verbessern, oder b) die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten oder zu verbessern“ (§ 2, Abs. 1 DüngG 2009). Es wird zwischen Wirtschaftsdünger/organischem Dünger und mineralischem/anorganischem Dünger unterschieden.

*Wirtschaftsdünger* umfasst organische Substanzen, die in land- und forstwirtschaftlichen Betrieben anfallen und zur Düngung eingesetzt werden, weil sie wichtige Pflanzennährstoffe, insbesondere Stickstoff (N), enthalten. Je nach Konsistenz wird zwischen flüssigem und festem Wirtschaftsdünger unterschieden (Statistisches Bundesamt 2011):

- Flüssiger Wirtschaftsdünger:
  - Gülle (auch Flüssigmist): ein Gemisch aus Kot und Harn von Nutztieren, auch vermischt mit Wasser,
  - Jauche: Harn von Nutztieren,
  - flüssiger Biogas-Gärrest: Ergebnis der Vergärung organischer Substanzen tierischer oder pflanzlicher Herkunft in der Biogasanlage.
- Fester Wirtschaftsdünger:

- Festmist (ohne Hühner- und Putenmist): festes, stapelfähiges Gemisch aus Kot, Harn und Einstreu, evtl. mit Futterresten und Reinigungs- oder Niederschlagswasser,
- Geflügeltrockenkot, Hühner und Putenmist: Geflügelkot, -frischkot oder einstreuarmer Geflügelmist, evtl. mit Futterresten und Reinigungs- oder Niederschlagswasser,
- fester Biogas-Gärrest: Ergebnis der Trennung des flüssigen vom festen Biogas-Gärrest in Biogasanlagen, die flüssigen Wirtschaftsdünger vergären; in seltenen Fällen entsteht fester Biogas-Gärrest durch die Vergärung von Festmist in Biogasanlagen mit Trockenfermentation.

Bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern entstehen durch biologische Abbauprozesse sowohl  $\text{CH}_4$ - als auch  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen.  $\text{CH}_4$  entsteht als Stoffwechselprodukt bei der anaeroben Vergärung organischer Bestandteile in den Exkrementen durch Mikroorganismen. Ebenfalls unter anaeroben Bedingungen wird über Denitrifikation der im Wirtschaftsdünger enthaltenen N-Spezies  $\text{N}_2\text{O}$  gebildet. Emissionen aus der Anwendung von Wirtschaftsdünger stehen auf Platz sechs der landwirtschaftlichen Einzelemissionsquellen. (Wegener 2006)

*Mineralischer Dünger*, oder auch anorganischer Dünger, wird aus Mineralien, durch mehr oder minder intensive chemische Prozesse gewonnen. Hierzu zählen u.a. Stickstoff (N), Phosphat ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ), Kali ( $\text{K}_2\text{O}$ ), Kalk ( $\text{CaO}$ ), Magnesium, Schwefel und Spurennährstoffe. (Wendland et al. 2012) Bei der Herstellung, Lagerung und Ausbringung von mineralischem Dünger entstehen  $\text{CO}_2$ -,  $\text{CH}_4$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen. Der Verlust von N-Verbindungen bei der landwirtschaftlichen Anwendung von Mineraldünger stellt die viertgrößte Einzelemissionsquelle dar. (Wegener 2006)

Biokohlesubstrate beinhalten viele Nährstoffe, weshalb durch die Gabe von BKS die konventionelle mineralische Düngung als auch die organische Düngung landwirtschaftlicher Böden teilweise bzw. vollständig substituiert werden kann. Neben den NPK-Gehalten in Wirtschaftsdünger, wird dieser auch zur Humusreproduktion auf dem Feld ausgebracht. Aufgrund der ebenfalls positiven Eigenschaft von BKS einen Humusaufbau zu fördern, besteht auch hier das Potenzial auf Wirtschaftsdünger zu verzichten. Beiden Betrachtungen liegt die Annahme zugrunde, dass die Fruchtfolge so abgestimmt wird, dass eine konstante Humusschicht durch humusnährende und –zehrende Früchte erhalten werden kann.

Grundsätzlich kann durch die Substitution von organischem und anorganischem Dünger durch Biokohlesubstrate von Emissionseinsparungen ausgegangen werden durch:

- Einsparung von  $\text{CO}_2$  bei der Produktion von anorganischem Dünger,

- Verringerung der Freisetzung von Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) bei der Lagerung und Nutzung von organischem und anorganischem Dünger,
- Erhöhung der Stickstoffspeicherung in den behandelten Böden und damit einhergehend Reduktion der N-Verluste und der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus den Böden durch eine Verringerung der mineralischen N-Gehalte in der Bodenlösung (Schimmelpfenning et al. 2014),
- Förderung der N<sub>2</sub>O-Reduktase durch Anhebung des pH-Wertes und die Unterbindung der Denitrifikation infolge einer verbesserten Belüftung bindiger Böden (Clough et al. 2013).

Da Wirtschaftsdünger (Stallmist, Gülle, Jauche, Biogasreste) durch die Tierhaltung zur Nahrungsmittelproduktion und durch das Betreiben von Biogasanlagen unabhängig von einer BKS-Substitution auf dem Feld anfällt, soll im Folgenden nur die mineralische Düngung betrachtet werden. Dabei wird von einer konventionellen NPK-Düngung (Stickstoff (N) 120 kg/ha, Phosphor (P) 30kg/a, Kalium (K) 40 kg/ha) ausgegangen. Biokohlesubstrate enthalten 12,8kg N, 5,725kg P, 12kg K in einer Tonne BKS (Haubold-Rosar 2012). Es werden zwei Szenarien unterschieden:

- Szenario 1: Vollständige Substitution der konventionellen NPK-Düngung durch BKS,
- Szenario 2: N-Reduzierung und vollständige Substitution der PK-Düngung durch BKS.

Tabelle 3 gibt einen Überblick über die durch mineralischen Dünger verursachten Emissionen. Diesen Emissionen sind die durch die Herstellung und Anwendung von BKS verursachten Emissionen in beiden Szenarien gegenübergestellt. Hervorzuheben ist, dass gemäß Untersuchungen von Kammann et al. (2010) BKS eine leichte CH<sub>4</sub>-Senke darstellt. Es findet eine Methanoxidation und damit eine Aufnahme von CH<sub>4</sub> durch das Substrat statt.

Dünger	Emissionen je kg (inkl. Vorkette)			CO <sub>2</sub> -Äquivalente aggregiert	Ausbringungsmenge in kg/ha	Emissionen je ha (inkl. Vorkette)			CO <sub>2</sub> -Äquivalente aggregiert je ha
	CO <sub>2</sub> in kg	CH <sub>4</sub> in kg	N <sub>2</sub> O in kg			CO <sub>2</sub> in kg	CH <sub>4</sub> in kg	N <sub>2</sub> O in kg	
<b>Szenario 1: NPK-Substitution</b>									
N (Stickstoff)	2,95	0,00513	0,0151	7,74	120	354	0,6156	1,812	928,65
P (Phosphat)	1,19	0,00159	5,8E-05	1,24	30	35,7	0,0477	0,00174	37,24
K (Kalium)	1,12	0,00254	6,2E-05	1,19	40	44,8	0,1016	0,00246	47,70
<b>NPK - Gesamt</b>	<b>5,26</b>	<b>0,00926</b>	<b>0,01522</b>	<b>10,17</b>		<b>434,5</b>	<b>0,7649</b>	<b>1,8162</b>	<b>1.013,59</b>
<b>BKS</b>	<b>0,07</b>	<b>-2,5E-07</b>	<b>2,5E-05</b>	<b>0,08</b>	<b>9.400</b>	<b>658</b>	<b>-0,0024</b>	<b>0,235</b>	<b>730,80</b>
								<b>Differenz:</b>	<b>282,79</b>
<b>Szenario 2: PK-Substitution, N-Reduzierung</b>									
N (Stickstoff)	2,95	0,00513	0,0151	7,74	120	354	0,6156	1,812	928,65
P (Phosphat)	1,19	0,00159	5,8E-05	1,24	30	35,7	0,0477	0,00174	37,24
K (Kalium)	1,12	0,00254	6,2E-05	1,19	40	44,8	0,1016	0,00246	47,70
<b>NPK - Gesamt</b>	<b>5,26</b>	<b>0,00926</b>	<b>0,01522</b>	<b>10,17</b>		<b>434,5</b>	<b>0,7649</b>	<b>1,8162</b>	<b>1.013,59</b>
BKS	0,07	-2,5E-07	2,5E-05	0,08	5.200	364	-0,0013	0,13	404,2727
N zusätzlich	2,95	0,00513	0,0151	7,74	53,44	157,648	0,27415	0,80694	413,5577312
<b>BKS + N</b>	<b>3,02</b>	<b>0,00513</b>	<b>0,01513</b>	<b>7,82</b>		<b>521,65</b>	<b>0,27</b>	<b>0,94</b>	<b>817,83</b>
								<b>Differenz:</b>	<b>195,76</b>

TABELLE 3: VERURSACHTE EMISSIONEN DURCH HERSTELLUNG UND ANWENDUNG VON NPK-DÜNGUNG UND BKS

Quelle: Eigene Darstellung, in Anlehnung an Umweltbundesamt 2000a; Umweltbundesamt 2000b; Kammann et al. 2010; Umweltbundesamt 2010; Flesch et al. 2013.

Entsprechend den im Biokohlesubstrat enthaltenen NPK-Mengen (12,8kg N, 5,725kg P, 12kg K in einer Tonne BKS) ergibt sich im Szenario 1 für die vollständige Substitution der N-Düngung ein Bedarf von 9,4 t/ha Biokohlesubstrat, bei einer durchschnittlichen Stickstoffausbringung von 120 kg/ha. Maximal wäre eine BKS-Ausbringungsmenge von 30t/ha alle 3 Jahre, gemäß der Düngemittelverordnung (DüMV 2014) möglich. Heruntergerechnet auf ein Jahr ergeben sich 10t/ha bzw. 10.000kg/ha. Der Substitutionsbedarf liegt damit nah an der maximal möglichen BKS-Ausbringungsmenge, die in den vorhergehenden Arbeitspapieren für die Berechnungen zugrunde gelegt wurde.

Im Szenario 2 ergibt sich für eine vollständige Substitution der PK-Düngung ein Bedarf von 5,2 t/ha Biokohlesubstrat bei einer durchschnittlichen Phosphatausbringung von 30 kg/ha. Um eine Stickstoff-Düngung von 120 kg/ha zu gewährleisten, müssen 53,44 kg N zusätzlich ausgebracht werden.

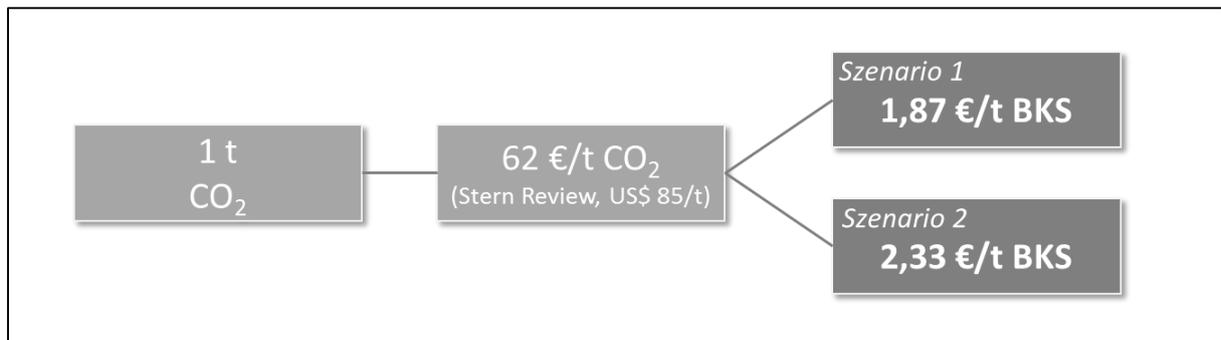
Je Hektar ergibt sich in Szenario 1 eine CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Differenz von 282,79 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten und in Szenario 2 eine CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Differenz von 195,76 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten, die durch die Anwendung von BKS je Hektar eingespart werden können. Da insgesamt weniger BKS je Hektar ausgebracht wird, kann mit einer Tonne BKS eine größere Fläche gedüngt werden: Bei 9,4 t/ha in Szenario 1 wird eine Tonne BKS auf insgesamt 0,106 ha ausgebracht, bei 5,2 t/ha in Szenario 2 wird eine Tonne BKS auf insgesamt 0,192 ha ausgebracht. Entsprechend ergibt sich in Bezug auf eine Tonne BKS für Szenario 1 eine CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Differenz von 30,08 kg CO<sub>2</sub> und für Szenario 2 eine CO<sub>2</sub>-Äquivalent-Differenz von 37,65 kg CO<sub>2</sub> (siehe Tabelle 4).

Dünger	Ausbringungsmenge in kg/ha	Emissionen je ha (inkl. Vorkette)				CO <sub>2</sub> -Äquivalente aggregiert je ha	Emissionen je benötigter ha für 1 t BKS			CO <sub>2</sub> -Äquivalente aggregiert je ha
		CO <sub>2</sub> in kg	CH <sub>4</sub> in kg	N <sub>2</sub> O in kg			CO <sub>2</sub> in kg	CH <sub>4</sub> in kg	N <sub>2</sub> O in kg	
Szenario 1: NPK-Substitution						je 0,106 ha				
N (Stickstoff)	120	354	0,6156	1,812	928,65	37,6596	0,0655	0,1928	98,79	
P (Phosphat)	30	35,7	0,0477	0,00174	37,24	3,7979	0,0051	0,0002	3,96	
K (Kalium)	40	44,8	0,1016	0,00246	47,70	4,7660	0,0108	0,0003	5,07	
<b>NPK - Gesamt</b>		<b>434,5</b>	<b>0,7649</b>	<b>1,8162</b>	<b>1.013,59</b>	<b>46,2234</b>	<b>0,081372</b>	<b>0,193213</b>	<b>107,83</b>	
<b>BKS</b>	<b>9.400</b>	<b>658</b>	<b>-0,0024</b>	<b>0,235</b>	<b>730,80</b>	<b>70</b>	<b>-0,00025</b>	<b>0,025</b>	<b>77,74</b>	
									<b>Differenz:</b>	<b>30,08</b>
Szenario 2: PK-Substitution, N-Reduzierung						je 0,192 ha				
N (Stickstoff)	120	354	0,6156	1,812	928,65	68,0769	0,1184	0,3485	178,59	
P (Phosphat)	30	35,7	0,0477	0,00174	37,24	6,8654	0,0092	0,0003	7,16	
K (Kalium)	40	44,8	0,1016	0,00246	47,70	8,6154	0,0195	0,0005	9,17	
<b>NPK - Gesamt</b>		<b>434,5</b>	<b>0,7649</b>	<b>1,8162</b>	<b>1.013,59</b>	<b>83,55769</b>	<b>0,147096</b>	<b>0,34927</b>	<b>194,92</b>	
BKS	5.200	364	-0,0013	0,13	404,2727	70	-0,0003	0,0250	77,74	
N zusätzlich	53,44	157,648	0,27415	0,80694	413,5577312	30,3169	0,0527	0,1552	79,53	
<b>BKS + N</b>		<b>521,65</b>	<b>0,27</b>	<b>0,94</b>	<b>817,83</b>	<b>100,32</b>	<b>0,05</b>	<b>0,18</b>	<b>157,28</b>	
									<b>Differenz:</b>	<b>37,65</b>

TABELLE 4: VERURSACHTE EMISSIONEN DURCH HERSTELLUNG UND ANWENDUNG VON NPK-DÜNGUNG UND BKS JE TONNE BKS

Quelle: Eigene Darstellung, in Anlehnung an Umweltbundesamt 2000a; Umweltbundesamt 2000b; Kammann et al. 2010; Umweltbundesamt 2010; Flesch et al. 2013.

Um eine Tonne CO<sub>2</sub> mit einem Geldwert zu hinterlegen, wird, wie bereits in Kapitel 3.2 erläutert, der im Stern-Review ermittelte Wert in Höhe von 62 €/t CO<sub>2</sub> zugrunde gelegt (Stern et al. 2006). Abbildung 5 zeigt den monetären Wert der beiden betrachteten Szenarien von 30,08 kg bzw. 37,65 kg vermiedenen CO<sub>2</sub>-Äquivalenten je Tonne BKS:



**ABBILDUNG 5: MONETÄRER WERT DER EMISSIONSREDUKTION DURCH WIRTSCHAFTSDÜNGERSUBSTITUTION**

Quelle: Eigene Darstellung.

Der monetäre Wert der vermiedenen CO<sub>2</sub>-Äquivalente von einer Tonne BKS unterscheidet sich entsprechend der betrachteten Szenarien leicht und liegt zwischen 1,87 € je Tonne BKS für Szenario 1 und 2,33 € je Tonne BKS für Szenario 2.

### 3.4. ERHALTUNG DER BIODIVERSITÄT

„Biodiversität“ oder ‚biologische Vielfalt‘ definiert sich laut der Convention on Biological Diversity (CBD) als „...Variabilität unter lebenden Organismen jeglicher Herkunft, darunter unter anderem Land-, Meeres- und sonstige aquatische Ökosysteme und die ökologischen Komplexe, zu denen sie gehören; dies umfaßt die Vielfalt innerhalb der Arten und zwischen den Arten und die Vielfalt der Ökosysteme“ (BMU 1992). Nach dieser Definition ist Biodiversität mehr als ‚Artenvielfalt‘ im engeren Sinne und umfasst neben der organismischen Ebene der Vielfalt an Arten, Unterarten, Gattungen und Familien auch die genetische Ebene der genetischen Vielfalt innerhalb und zwischen Individuen einer Population und zwischen Populationen sowie die ökosystemare Ebene der Vielfalt an Lebensgemeinschaften von Arten. (Baur 2010)

Neben den natürlichen, physikalischen und biologischen Einflussfaktoren auf die Biodiversität lassen sich auch anthropogene Treiber für Biodiversitätsveränderungen identifizieren: die Landnutzung, der Einsatz von weiterentwickelten Technologien, die Ernte bzw. der Konsum von Ressourcen, die Ansiedlung gebietsfremder Arten, der Einsatz von Düngemitteln sowie anthropogen verursachte Klimaentwicklungen. (Millennium Ecosystem Assessment 2005)

Der Einsatz von BKS auf landwirtschaftlichen Flächen hat auf mehrere dieser Faktoren und damit auch auf die Biodiversität einen positiven Einfluss:

- Ertragsteigerungen durch die Anwendung von BKS resultieren in eine effizientere Flächennutzung. Höhere Erträge führen in der Folge dazu, dass trotz steigender Nachfrage nach Lebensmitteln nicht zwangsläufig zusätzliche, ungenutzte Flächen in landwirtschaftliche Flächen umgewandelt werden müssen und so die bestehende Biodiversität erhalten werden kann.
- Durch die Nutzung von BKS als Bodenverbesserer kann die Anwendung von konventionellen Bodenverbesserungsmitteln teilweise substituiert werden.
- Kohlenstoffdioxid ist eines der wichtigsten Treibhausgase. Die CO<sub>2</sub>-Sequestrierung durch die Ausbringung von BKS führt zu einer langfristigen Reduzierung von Kohlenstoffdioxid in der Atmosphäre und wirkt damit der Klimaentwicklung entgegen.

Biodiversität zu messen ist, wie die umfangreiche Biodiversitätsdefinition zeigt, sehr komplex und schwierig. Gerber (2011) gibt mit seiner Meta-Studie einen guten Überblick über entwickelte Methoden, die den Rahmen dieser Arbeit jedoch übersteigen. Insbesondere die Wertigkeit einzelner Arten und Eigenschaften zu bestimmen sowie zu bewerten, welche Arten in welcher Häufigkeit zu einem hohen „Biodiversitätsmaß“ beitragen, erscheint kompliziert (Weitzmann 1992). Ein Maß für die Biodiversität in Form eines Bodenrichtwertes für die betrachtete Region ist aktuell nicht verfügbar oder abzuleiten. Eine mögliche Monetarisierung der Auswirkungen einer BKS-Anwendung auf die Biodiversität erscheint deshalb unter den gegebenen Bedingungen nicht möglich.

Der positive externe Effekt der Biodiversitätserhaltung hat, auch wenn er nicht oder nur sehr schwer monetarisierbar ist, einen großen Wert für die Gesellschaft und sollte bei der politischen Entscheidungsfindung mitbedacht werden.

### **3.5. REDUKTION VON PFLANZENSCHUTZMITTELN IM GRUNDWASSER**

Die Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln (PSM) und die meisten ihrer Abbau- und Reaktionsprodukte sind anthropogenen Ursprungs. Sie werden vorwiegend auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eingesetzt, kommen aber auch auf Nichtkulturland zum Einsatz, z.B. auf Straßen und Bahnanlagen, Sportplätzen und Kleingärten. (Wolter 2005)

Obwohl das Grundwasser durch die filtrierenden Bodenschichten relativ gut geschützt ist, kann es durch Einträge von Schadstoffen verschmutzt werden. Die Filterwirkung der Bodenschichten ist begrenzt. Einmal eingetragene Schadstoffe verbleiben sehr lange in Boden und Grundwasser und werden nur langsam oder überhaupt nicht abgebaut. PSM-Wirkstoffe und Abbauprodukte werden im Rahmen von Monitoring-Programmen der Wasserversorger oder Behörden regelmäßig in Grund- und Oberflächenwässern nachgewiesen, obwohl spezielle Untersuchungen im Zulassungsverfahren vom Hersteller vorgelegt und durch die beteiligten Behörden

bewertet werden müssen. Dies stellt die Wasserversorgungswirtschaft oft vor erhebliche Probleme, da zur Einhaltung der Anforderungen der Trinkwasserverordnung die Rohwässer kostenintensiv aufbereitet werden müssen. (Skark/Zullei-Seibert 1999; ZVLW 2003)

Pflanzenschutzmittel wurden im Rahmen eines größeren Grundwasser-Monitorings in Brandenburg im Grundwasserbasismessnetz erstmals 1997 quantifiziert. Bei diesem Grundwasser-Monitoring wurden 32 PSM-Wirkstoffe und -Zerfallsprodukte bestimmt. Insgesamt wurde der als Orientierung dienende Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 0,1 µg/l für die PSM-Einzelsubstanz an 19 Grundwasserbeschaffenheitsmessstellen überschritten, was 15 Prozent der untersuchten Messstellen entspricht. Hinzu kommt, dass im Land Brandenburg in den Grundwasserleitern die Fließgeschwindigkeit mit meist weniger als einem Meter pro Tag sehr gering ist, so dass Schadstoffe nur allmählich ausgewaschen werden können. (MLUL 2013)

Eine grundlegende Ursache für Einträge von Schadstoffen im Grundwasser sind Flächennutzungen durch Landwirtschaft und Gartenbau, insbesondere infolge der Anwendung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln (MLUL 2013).

Agrochemikalien, Nitrate und Phosphate werden im Boden in der Biokohle aufgrund der größeren Oberfläche, hoher Mikroporosität und anderen physikalisch-chemischen Eigenschaften gebunden und gelangen so nicht in das Grundwasser/in fließende Gewässer. Die Bindung von verschiedenen Pflanzenschutzmitteln in Biokohle wurde bereits in mehreren Untersuchungen nachgewiesen (u.a. Chiou et al., 2000; Allen-King et al., 2002; Accardi-Dey/ Gschwend, 2003; Chun et al., 2004; Lohmann et al., 2005; Yu et al. 2009) allerdings fehlt eine Angabe zur Dauer der Bindung und zum Endverbleib der Pflanzenschutzmittel, die durch die Biokohle gebunden werden.

Eine Gegenüberstellung des Preises für die Sanierung eines m<sup>3</sup> Grundwasser (diese liegen grundsätzlich im Normalbereich zwischen 0,75 - 1,25 €/m<sup>3</sup> (Cornelsen 2007)) im Vergleich zum Reduktionsgrad erscheint aktuell noch nicht möglich. Dennoch ist diese positive Wirkung von BKS auf die Qualität des Grundwassers ein wichtiger externer Effekt. Neben der teilweisen Bindung von Pflanzenschutzmitteln hat die Anwendung von BKS auch positive Auswirkungen auf andere auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebrachte Stoffe sowie auf Schwermetalle. Eine Berücksichtigung bei staatlichen Unterstützungsmaßnahmen für BKS, insbesondere vor dem Hintergrund der zunehmenden Süßwasserknappheit, ist deshalb geboten.

### 3.6. AUFBAU EINER HUMUSSCHICHT

Humus hat viele positive Wirkungen auf die Bodenfunktionen: Höheres Wasserspeichervermögen, höheres Stoffbindungsvermögen, stabilere Bodenstruktur, verminderte Erosionsanfälligkeit, Förderung des Bodenlebens, phytosanitäre Wirkung, leichtere Bodenbearbeitung und schnellere Bodenerwärmung (Rogasik/Reinhold, 2006). Nach Scheffer und Schachtschabel (2002) wird die Gesamtheit der organischen Substanz des Bodens Humus genannt. Dazu gehören alle in und auf dem Boden befindlichen, abgestorbenen, pflanzlichen und tierischen Stoffe sowie deren organische, unterschiedlich stark zersetzten Umwandlungsprodukte. Lebende Organismen der Bodenflora und -fauna, gehören nicht zum Humus.

Humus wird durch die Zufuhr von abbaubaren organischen Substanzen und die Aktivitäten von Bodenorganismen aufgebaut. Der Stoffwechsel der Bodenorganismen trägt dabei sowohl zum Aufbau als auch zum Um- und Abbau von Humus bei. In einem stabilen Ökosystem halten sich Humusauf- und -abbau die Waage. Der Humusabbau äußert sich im Freiland in einem mit dem Tages- und Jahreszyklus periodisch veränderlichen CO<sub>2</sub>-Fluss, der die Grenzfläche zwischen Boden und Atmosphäre durchsetzt. Dieser wichtige Prozess im terrestrischen C-Kreislauf wird als Bodenatmung bezeichnet. Mit der Bodenatmung gelangt ein wesentlicher Teil des photosynthetisch gebundenen Kohlenstoffs in die Atmosphäre zurück.

Die Bodenbearbeitung und -bewirtschaftung, insbesondere in der Landwirtschaft verstärkt den Humusabbau. Ist die Humus-C-Bilanz für eine Fläche nachhaltig negativ, werden mittel- und langfristig auch stabilere C-Verbindungen angegriffen und abgebaut werden, wenngleich die biologische Aktivität auch zurückgehen wird. Durch gesteigerte mineralische Düngung besteht auch dann noch die Möglichkeit, den Abbau auf einem hohen Niveau zu halten. Aus diesem Grund existieren Regelungen, wie beispielsweise die Direktzahlungen-Verpflichtungsverordnung (DirektZahlVerpflV) zur ordnungsgemäßen Humusbewirtschaftung als Mindestbeitrag hinsichtlich der Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem „guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand“ (§ 1 DirektZahlVerpflV).

Aus Sicht der Humusversorgung wird die organische Substanz aus bereits im Boden befindlicher organischer Bodensubstanz (OBS) und aus organischen Primärsubstanzen (OPS), die z.B. als Wurzel- und Ernterückstände, Streu oder organische Dünger in den Boden eingebracht und hier anteilig in organische Bodensubstanz umgewandelt werden, gebildet (siehe Abbildung 6):

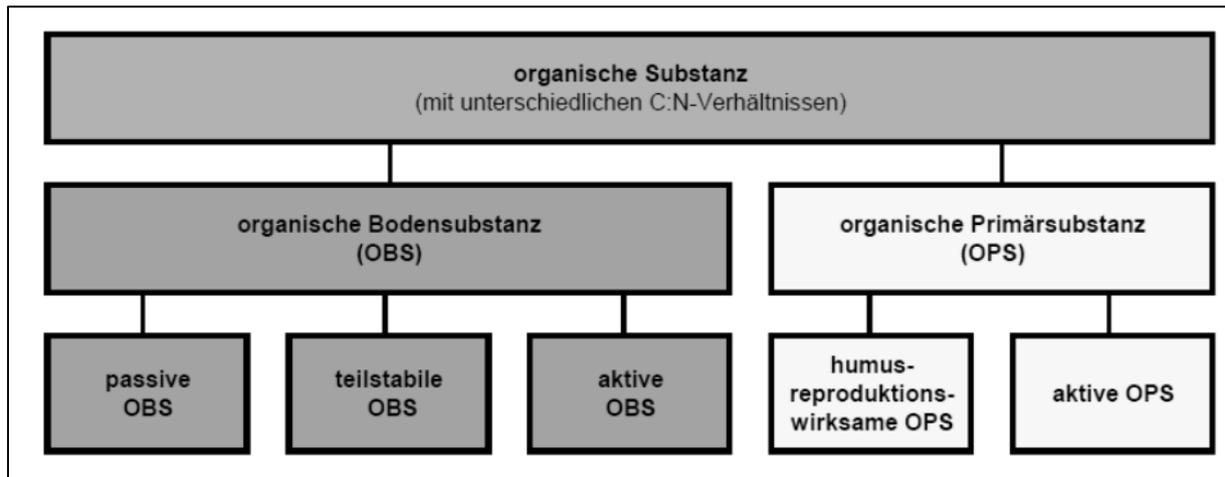


ABBILDUNG 6: FRAKTIONEN ORGANISCHER SUBSTANZ IM BODEN

Quelle: erweitert nach von Lützw et al. (2008)

Die organische Bodensubstanz (OBS) wird dabei in die drei Fraktionen aktive, teilstabile und passive Humusbestandteile unterteilt, wobei stets gleitende Übergänge zwischen diesen Fraktionen auftreten. Die passive organische Bodensubstanz entspricht dem Humusgehalt im Boden, der sich bei langfristigem Verzicht auf jegliche Düngungsmaßnahmen (z.B. in den ungedüngten Parzellen von Dauerfeldversuchen) stabil im Boden einstellt. Das bedeutet jedoch nicht, dass die passive OBS aus jeglichen biologischen Umsetzungsprozessen des Bodens ausgeschlossen ist. Die teilstabilen und aktiven organischen Bodensubstanzen unterliegen hingegen durch die Bodenbewirtschaftung einer deutlichen Dynamik, und werden als umsetzbare organische Bodensubstanz zusammengefasst. Die umsetzbare organische Bodensubstanz wird auch als Nährhumus bezeichnet und dient den heterotrophen Bodenorganismen, als eine wichtige Nahrungs- und Energiequelle. (Engels et al. 2010)

Die OPS wird anteilig in humusreproduktionswirksame und aktive, leicht abbaubare organische Substanz unterteilt. Die aktive OPS wird ohne Humifizierung zu werden durch die Bodenorganismen als Nahrungsquelle genutzt. Die humusreproduktionswirksame OPS ist nach VDLUFA - Standpunkt „Humusbilanzierung“ dagegen die anteilig im Boden humifizierte organische Masse. (Reinhold/Kehres, 2010)

Biokohle wird im Boden zu großen Anteilen nicht direkt umgesetzt, sondern geht überwiegend in die passive organische Bodensubstanz ein. Der Abbau erfolgt durch chemische und biologische Prozesse nur in geringen Raten. Die entsprechenden Größenordnungen sind jedoch bislang nicht näher quantifizierbar. Der Wirkungsbereich von Biokohlen befindet sich damit außerhalb derjenigen von organischen Primärsubstanzen, die dem landwirtschaftlichen Humusaufbau durch die Reproduktion der umsetzbaren OBS dienen. (Reinhold/Kehres, 2010)

Unter anderem aufgrund ihrer Porosität und Sorptionskraft kann Biokohle zwar anteilig Funktionen von Humus, insbesondere Dauerhumus, erfüllen und damit eine bodenverbessernde

Wirkung, vor allem auf sandigen Böden entfalten. Funktionen des Nährhumus bzw. der umsetzbaren organischen Substanz kann sie jedoch nur teilweise und in einem bislang nicht geklärten geringeren Umfang übernehmen. (Haubold-Rosar 2014)

Die neben der Biokohle für die Herstellung von Biokohlesubstraten genutzten nährstoffreiche, organische Stoffe sowie Mineral- und Nährstoffe können hingegen zur Reproduktion der umsetzbaren OBS dienen.

Die Bestimmung der Menge an organischer Substanz eines Bodens erfolgt über die Ermittlung des Boden-C-Gehaltes ( $C_{org}$ ). Ein Biokohlesubstrat mit 15 Vol.-% Biokohle-Anteil hat einen Boden-C-Anteil von 29 M.-% der Trockensubstanz (TS). Unter der Annahme, dass 58% des Biokohlesubstrates Trockensubstanz sind, entspricht das einem Boden-C-Anteil von 15,4 M.-% der Frischmasse (FM). Durch Multiplikation des C-Gehaltes der Trockensubstanz mit dem Faktor 2 lässt sich der Humusgehalt mit einem Anteil von 58 % der Trockensubstanz berechnen. Unter der Annahme, dass das Biokohlesubstrat zu 85 Vol.-% aus Kompost und zu 15 Vol.-% aus Biokohle besteht, kann von näherungsweise 80 M.-% Kompost-C und 20 M.-% Biokohle-C ausgegangen werden. Daraus ergeben sich 123 kg Kompost-C/t FM<sup>3</sup> und 30,7 kg Biokohle-C/t FM<sup>4</sup>. (Haubold-Rosar 2014)

Die C-Reproduktion kann für Kompost mit 58 kg Kompost-C/t FM (VDLUFA, 2004) und für Biokohle mit 24,6 kg Biokohle-C/t FM (Lehmann/Joseph 2009) beziffert werden. Umgerechnet in C-Anteile je Tonne Trockensubstanz ergeben sich 109 kg Kompost-C/t TS<sup>5</sup> und 46 kg Biokohle-C/t TS<sup>6</sup>. Insgesamt ergibt sich somit ein C-Reproduktionspotenzial in Höhe von 155,8 kg Humus-C/ t TS. Das entspricht einem Humus-Reproduktionspotenzial von etwa 1,9 t Stroh (86 % TS) Bei Veranschlagung von 0,17 € / kg Humus-C nach BGK (2013) ergibt sich für 1 t TS BKS ein Wert in Höhe von 26,49 €. (siehe Abbildung 7)

<sup>3</sup> Berechnungsweg:  $1000 * C_{org} \text{ M.-% d. FM} / 100 * \text{Kompost-C M.-%} = 1000 * 15,4 / 100 * 0,8$

<sup>4</sup> Berechnungsweg:  $1000 * C_{org} \text{ M.-% d. FM} / 100 * \text{Biokohle-C M.-%} = 1000 * 15,4 / 100 * 0,2$

<sup>5</sup> Berechnungsweg:  $\text{Kompost-C kg/t FM} / \text{TS \%} / 10 * 1000 = 58 / 53 / 10 * 1000$

<sup>6</sup> Berechnungsweg:  $\text{Biokohle-C kg/t FM} / \text{TS \%} / 10 * 1000 = 24,6 / 53 / 10 * 1000$

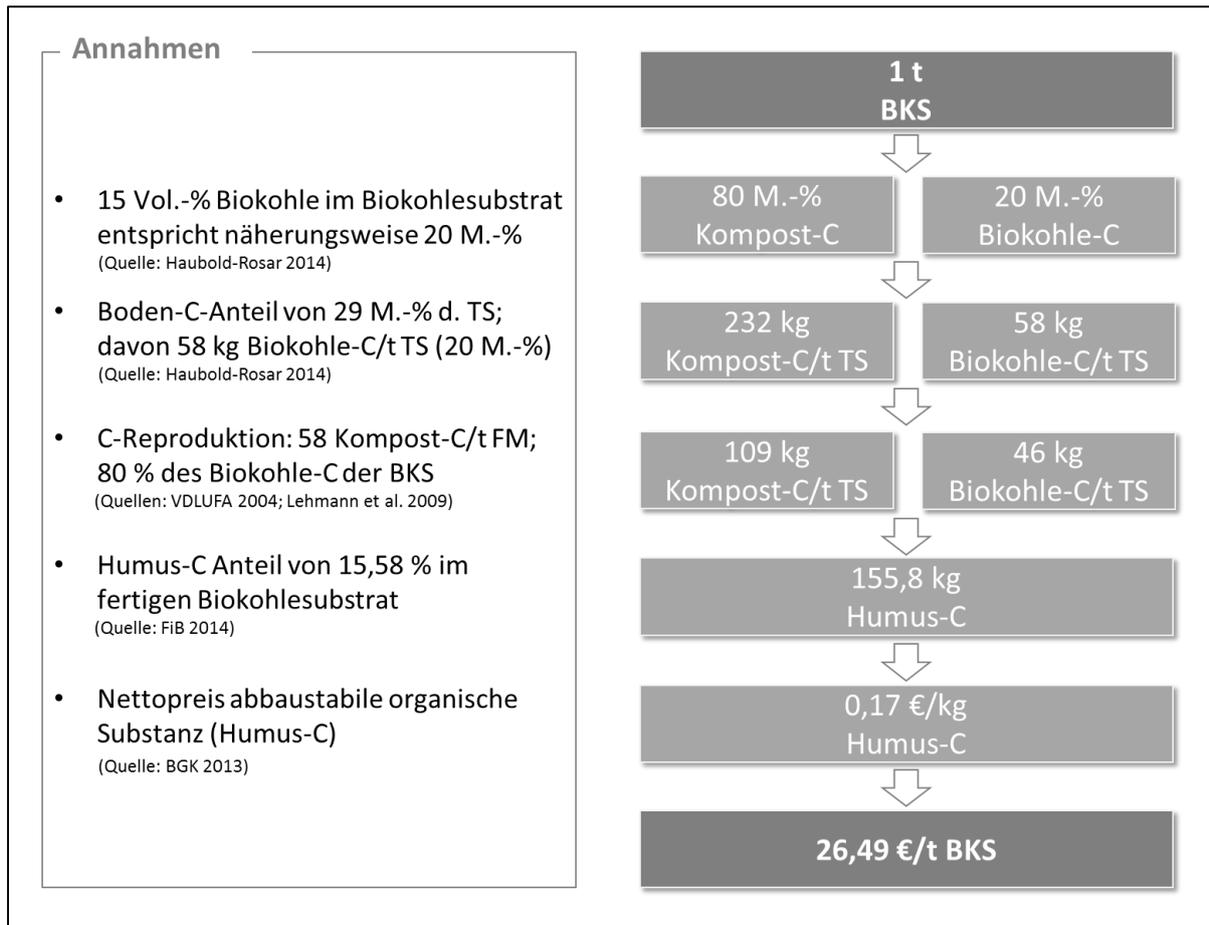


ABBILDUNG 7: HUMUS-REPRODUKTIONSPOTENZIAL UND MONETÄRER WERT VON EINER TONNE BKS

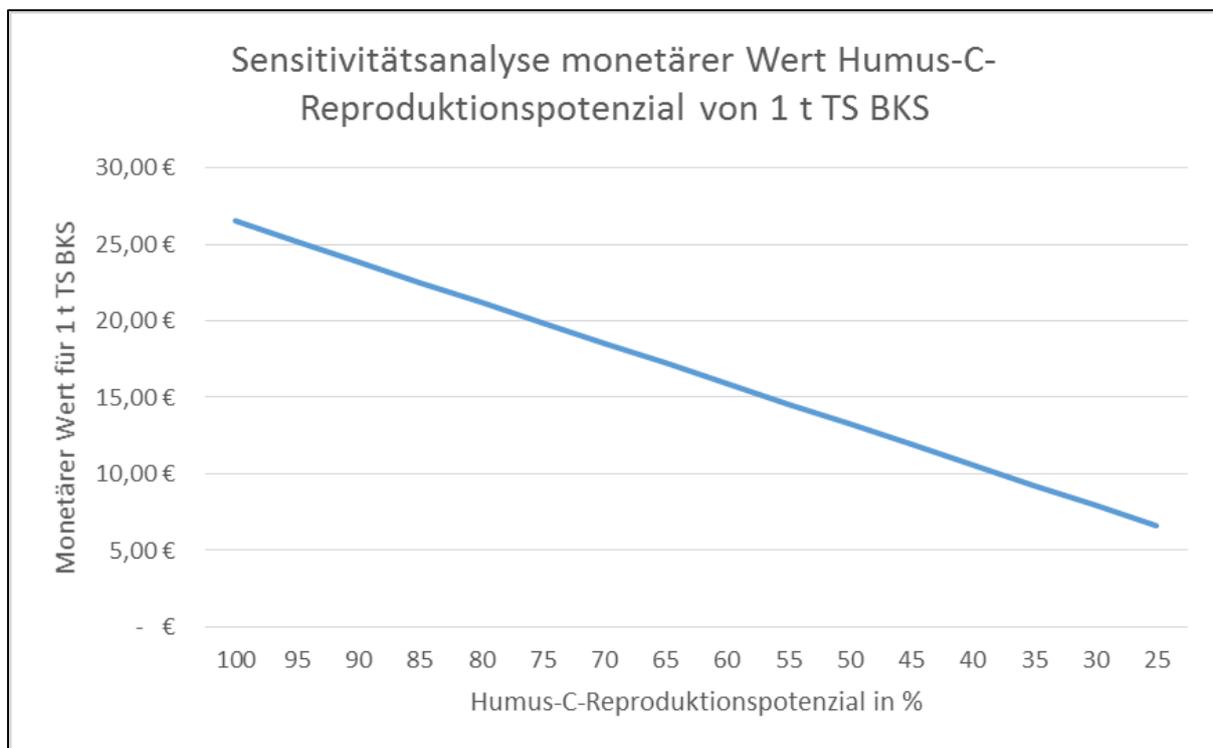
Quelle: Eigene Darstellung.

Der Aufbau einer Humusschicht durch die Anwendung von BKS kann zu den direkten Produkteigenschaften von BKS gezählt werden und ist somit keine Nebenwirkung wirtschaftlicher Aktivitäten im engeren Sinne. Für die Zurechnung zu möglichen positiven Effekten von BKS ist jedoch der Betrachtungszeitraum entscheidend: Langfristig kann der Aufbau einer Humusschicht zu einer Wertsteigerung des Bodens führen, der nicht über den Marktpreis abgedeckt ist und Auswirkungen auf unbeteiligte Dritte hat. In diesem Fall liegt auch hier ein externer Effekt vor.

Unter der Annahme eines ausgeglichenen Anbaus von humusmehrenden und humuszehrenden Fruchtfolgen und einer ausgeglichenen Humus-C-Bilanz der betrachteten Fläche, führt der langfristige Einsatz von BKS zu einer Steigerung der organischen Substanz des Bodens und hat so einen nachhaltigen Anreicherungs-effekt. Weist die betrachtete Fläche aufgrund einer negativen Fruchtfolge oder eines humusverarmten Standortes (wie insbesondere auf Rekultivierungsflächen in der Region Lausitz der Fall) einen Humusbedarf auf, so ist der Einsatz von BKS umso wichtiger, um einen Humusaufbau nachhaltig zu gewährleisten. Wie einleitend beschrieben, werden dadurch Funktionen des Bodens nachhaltig positiv beeinflusst

(u.a. höheres Wasserspeicherungs- und Stoffbindungsvermögen, verminderte Erosionsanfälligkeit, Förderung des Bodenlebens).

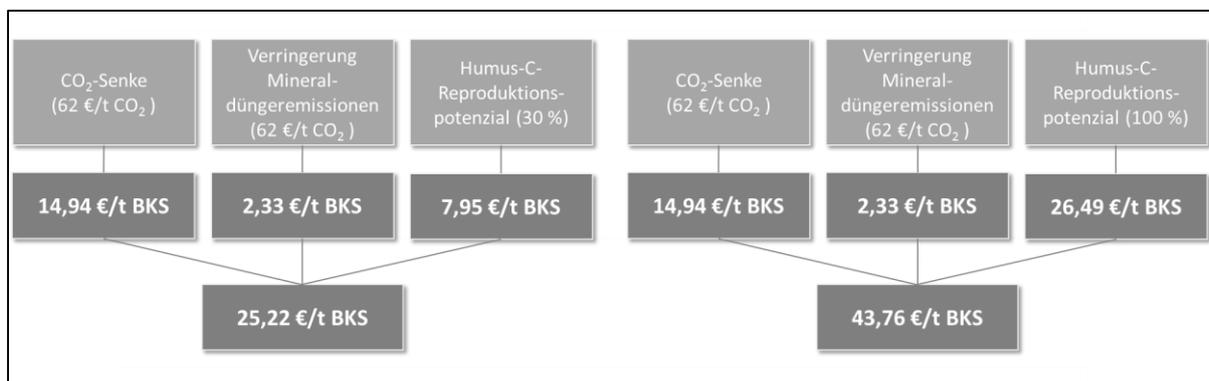
Der Humusauf- und -abbau im Boden ist von vielen Faktoren abhängig, wie beispielsweise dem Boden selbst, dem Klima, der Wetterlage und dem Nutzungsregime. Dem berechneten Humusaufbau durch die Anwendung von BKS steht der Humusabbau gegenüber. Dieser ist bei guter Durchlüftung und optimaler Feuchte stärker als bei Dichtlagerung, Austrocknung oder Wassersättigung, da er chemisch durch Oxidation und biologisch durch Mikroorganismen erfolgt, die bei guten Bedingungen effektiver sind. Die Anbaukulturen selber verbrauchen keine organische Bodensubstanz. Sie liefern aber selber mehr oder weniger Wurzel- und oberirdische Pflanzenrückstände oder aber ihre Bewirtschaftung fördert den Humusabbau z.B. durch starke N-Düngung oder belüftende tiefe Bodenbearbeitung. (Haubold-Rosar 2015) Diese Vielzahl an Einflussfaktoren macht es kaum möglich den genauen monetären Wert des Humusreproduktionspotenzials einer Tonne BKS zu beziffern. Aus diesem Grund zeigt Abbildung 8 eine Sensitivitätsanalyse auf Grundlage des in Abbildung 7 errechneten monetären Humusreproduktionswertes von einer Tonne BKS. In Abhängigkeit von den einzelnen Einflussfaktoren kann sich dieser Wert um bis zu 70% reduzieren, unter der Annahme, dass nur der abbaustabilere C-Gehalt der Biokohle verbleibt. In diesem Fall hätte das Humus-C-Reproduktionspotenzial noch einen monetären Wert in Höhe von 7,95€.



**ABBILDUNG 8: SENSITIVITÄTSANALYSE - VARIATION DES HUMUS-C-REPRODUKTIONSPOTENZIALS VON 1 T TS BKS**  
 Quelle: Eigene Darstellung.

## 4. BEWERTUNG DER KOSTEN-NUTZEN-BETRACHTUNG

Eine Monetarisierung externer Effekte war für drei der fünf identifizierten positiven externen Effekte möglich. Da sich sowohl der Effekt der CO<sub>2</sub>-Senke als auch der Effekt der Verringerung von Emissionen durch Mineraldünger in CO<sub>2</sub>-Emissionen bzw. in CO<sub>2</sub>-Äquivalenten ausdrücken lässt, können beide Effekte über einen monetären Wert für CO<sub>2</sub> bewertet werden. Als Grundlage wurde hier der im Stern-Review errechnete Preis in Höhe von 62 €/t CO<sub>2</sub>, der alle durch CO<sub>2</sub> verursachten sozialen Kosten berücksichtigt, gewählt (Stern et al. 2006). Entsprechend ergibt sich unter Berücksichtigung beider positiven externen Effekte ein Wert für eine Tonne BKS in Höhe von 17,27 €. Die Monetarisierung des Humusaufbaus ist aufgrund von vielen verschiedenen Einflussfaktoren auf den Humushaushalt eines Bodens nicht eindeutig möglich. Mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse wurde eine mögliche Spanne für den monetären Wert ermittelt, sodass bei einem sehr ausgeglichenen Humushaushalt von einem 100 prozentigen Humus-C-Reproduktionspotenzial ausgegangen werden kann und bei einem sehr negativen Humushaushalt von einem 30 prozentigen Humus-C-Reproduktionspotenzial. Entsprechend schwankt der monetäre Wert für eine Tonne BKS zwischen 7,95 € und 26,49 €. Abbildung 9 fasst die drei Effekte zusammen und gibt eine Übersicht über die mögliche Spanne des monetären Wertes der positiven externen Effekte von einer Tonne BKS. Der Wert schwankt zwischen 25,22 €/t BKS (62 €/ t CO<sub>2</sub> und Humus-C-Reproduktionspotenzial von 30%) und 43,76 €/t BKS (62 €/ t CO<sub>2</sub> und Humus-C-Reproduktionspotenzial von 100%).



**ABBILDUNG 9: SPANNE DES MONETÄREN WERTES DER EXTERNEN EFFEKTE VON 1 T BKS**

Quelle: Eigene Darstellung.

Diese Werte lassen sich in einem nächsten Schritt den Herstellungskosten und möglichen Gewinnmargen gegenüberstellen, um den Anteil der monetarisierten externen Effekte an den Herstellungskosten bzw. einer möglichen Gewinnmarge zu ermitteln. In Kapitel 2 wurden die im Rahmen der Geschäftsfeldanalysen ermittelten Markt- und Herstellungspreise präsentiert. Unter der Annahme, dass sich der aktuell sehr hohe Marktpreis im Privatkundensegment in Zukunft nach unten korrigiert, wird von dem aktuell minimalen Marktpreis in Höhe von 583€/t

BKS ausgegangen. Der minimale Herstellungspreis liegt bei 135€/t, der maximale Herstellungspreis (unterhalb des minimalen Marktpreises) liegt bei 566 €/t. Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die prozentualen Anteile der monetarisierten externen Effekte an den Herstellungskosten bzw. an den Gewinnmargen.

BKS-Herstellungskosten		Min: 135 €/t	Max*: 566 €/t
CO <sub>2</sub> -Senke	62€/t CO <sub>2</sub> → Subv. i.H.v. 14,94 €/t BKS	11,07 %	2,64 %
Verringerung Mineraldünger- emissionen	62€/t CO <sub>2</sub> → Subv. i.H.v. 2,33 €/t BKS	1,73 %	0,41 %
Humus-C- Reproduktion	30 % → Subv. i.H.v. 7,95 €/t BKS	5,89 %	1,40 %
	100 % → Subv. i.H.v. 26,49 €/t BKS	19,62 %	4,68 %
Externe Effekte gesamt	62€/t CO <sub>2</sub> ; 30% Humus-C → Subv. i.H.v. 25,22 €/t BKS	18,68 %	4,46 %
	62€/t CO <sub>2</sub> ; 100% Humus-C → Subv. i.H.v. 43,76 €/t BKS	32,41 %	7,73 %
Minimaler BKS-Marktpreis**		583 €/t***	
Marge		448 €/t	17 €/t
CO <sub>2</sub> -Senke	62€/t CO <sub>2</sub> → Subv. i.H.v. 14,94 €/t BKS	3,33 %	87,88 %
Verringerung Mineraldünger- emissionen	62€/t CO <sub>2</sub> → Subv. i.H.v. 2,33 €/t BKS	0,52 %	13,71 %
Humus-C- Reproduktion	30 % → Subv. i.H.v. 7,95 €/t BKS	1,77 %	46,76 %
	100 % → Subv. i.H.v. 26,49 €/t BKS	5,91 %	155,82 %
Externe Effekte gesamt	62€/t CO <sub>2</sub> ; 30% Humus-C → Subv. i.H.v. 25,22 €/t BKS	5,63 %	148,35 %
	62€/t CO <sub>2</sub> ; 100% Humus-C → Subv. i.H.v. 43,76 €/t BKS	9,77 %	257,41 %
* Unterhalb des minimalen BKS-Marktpreises			
** Unter der Annahme, dass sich der Marktpreis in Zukunft nach unten korrigiert, wird von dem aktuell minimalen Marktpreis ausgegangen			
*** Umrechnungsergebnis von €/l in €/t, unter der Annahme einer Schüttdichte von BKS von 0,6kg/l			

TABELLE 5: VERHÄLTNIS DES MONETÄREN WERTES DER EXTERNEN EFFEKTE ZU BKS-HERSTELLUNGSKOSTEN UND GEWINNMARGEN

Quelle: Eigene Darstellung.

Eine Bezugnahme der monetären Werte der positiven externen Effekte auf die betrachteten Geschäftsfelder in Arbeitspapier 2.2 führt zwar zu einer Verbesserung der ökonomischen Situation der BKS-Herstellung, ändert aber nichts an der Konkurrenzsituation zu den konventionellen Methoden. Die ermittelte Amortisationszeit der Herstellung und Nutzung von BKS im landwirtschaftlichen Bereich liegt unter der Annahme von Herstellungskosten in Höhe von 135€/t BKS bei 12,5 Jahren. Werden potenzielle Ertragssteigerungen in Höhe von 10% berücksichtigt, verbessert sich die Amortisationszeit auf knappe 12 Jahre. Eine Berücksichtigung

einer staatlichen Unterstützung in Höhe des ermittelten monetären Wertes der positiven externen Effekte führt zu einer Amortisationszeit in Höhe von 9 Jahren. Die Anwendung konventioneller Düngungsmittel ist hingegen ab dem ersten Jahr wirtschaftlich darstellbar. (Schatz/Zundel 2014)

Auch das Geschäftsfeld der Rekultivierung lässt sich mit dem aktuell ermittelten monetären Wert der betrachteten positiven externen Effekte nicht wirtschaftlich darstellen. Unter Anrechnung der höchstmöglichen staatlichen Unterstützung würden die Kosten für die BKS-Herstellung nicht mehr bei 135€/t sondern bei 91,24 €/t liegen. Die Analyse des Geschäftsfeldes hat hingegen ergeben, dass eine Rekultivierung mit BKS erst ab Herstellungskosten in Höhe von 40€/t BKS zu einem positiven Jahresüberschuss führt. (Schatz/Zundel 2014)

## 5. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Biokohle und Biokohlesubstrate haben aufgrund ihrer Eigenschaften viele Vorteile, von denen einige als positive externe Effekte identifiziert werden können. Sie haben einen Nutzen, der nicht oder nur unzureichend über den Marktpreis abgedeckt wird. Fünf Effekte von Biokohlesubstraten wurden in der vorliegenden Arbeit als positive externe Effekte bestimmt: die CO<sub>2</sub>-Senke, die Verringerung der durch Dünger verursachten Emissionen, die Erhaltung der Biodiversität, die Reduktion von Agrochemikalien in Grundwasser und Flüssen und der Humusaufbau. Drei der fünf Effekte lassen sich nach dem aktuellen Wissensstand monetarisieren: Zwei mit Hilfe von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten (die CO<sub>2</sub>-Senke und die Verringerung der durch Dünger verursachten Emissionen) und einer mit Hilfe des Humus-C-Wertes nach BGK 2013.

Bei einem Preis in Höhe von 62€ für eine Tonne CO<sub>2</sub> (entsprechend dem Stern-Review), ergibt sich unter Berücksichtigung beider positiven externen Effekte ein Wert für eine Tonne BKS in Höhe von 17,27 €. Das Humus-C-Reproduktionspotenzial muss differenziert betrachtet werden. In Abhängigkeit von vielen Einflussfaktoren kann das potenziell erreichbare Humus-C-Reproduktionspotenzial zwischen 30% und 100% schwanken und hat damit einen monetären Wert zwischen 7,95 €/t BKS und 26,49 €/t BKS. Unter der Annahme, dass die minimalen Herstellungskosten in Höhe von 135€/t BKS realisiert werden können, könnten so bei einem Preis von 62€/t CO<sub>2</sub> und einer 100%-igen Humus-C-Reproduktion 32% der Herstellungskosten durch eine staatliche Unterstützung gedeckt werden.

Die in der Geschäftsfeldanalyse als aktuell nicht wirtschaftlich darstellbar identifizierten Geschäftsfelder der landwirtschaftlichen Nutzung von BKS und der Rekultivierung mit BKS könnten durch eine staatliche Unterstützung zwar verbessert werden, eine Konkurrenzfähigkeit zu den konventionellen Methoden ist jedoch nach wie vor nicht gegeben.

Einschränkend muss jedoch beachtet werden, dass zum einen nicht alle identifizierten positiven externen Effekte aufgrund einer fehlenden Monetarisierbarkeit berücksichtigt wurden. Zum anderen ist auch die durchgeführte Monetarisierung der drei monetarisierbaren Effekte von vielen Annahmen abhängig. Eine Variation der Annahmen zum stabilen Kohlenstoffgehalt in der Biokohle oder eine Variation der Ausbringungsmengen bei der Gegenüberstellung der durch Düngung verursachten Emissionen führt zu einer deutlichen Veränderung des monetären Wertes des jeweiligen externen Effekts.

Wichtige Fragen, die im Rahmen weiterer Forschungsarbeiten untersucht werden sollten beziehen sich entsprechend einerseits auf nötige Langzeituntersuchungen zur Wirkung von BKS:

- Wie lange bleibt der in der Biokohle gebundene Kohlenstoff im Boden gespeichert?
- Welche Ertragssteigerungen sind durch einen BKS-Einsatz auf Brandenburgischen Böden möglich?

Weiterhin liegt auch im Bereich der Monetarisierung positiver externer Effekte von BKS weiterer Forschungsbedarf. Insbesondere die folgenden Fragen sind zu klären:

- Welche Möglichkeiten bestehen um weitere externe Effekte zu monetarisieren? (insbesondere die Erhaltung der Biodiversität und die Reduktion von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser)

## LITERATURVERZEICHNIS

Accardi-Dey, A., Gschwend, P.M. (2003): Reinterpreting literature sorption data considering both absorption into organic carbon and adsorption onto black carbon. In: *Environmental Science & Technology*, Volume 37, Pages 99–106.

Allen-King, R.M., Grathwohl, P., Ball, W.P. (2002): New modeling paradigms for the sorption of hydrophobic organic chemicals to heterogeneous carbonaceous matter in soils, sediments and rocks. *Advances in Water Resources*, Volume 25, Pages 985–1016.

Barrow, C.J. (2012): Biochar: Potential for countering land degradation and for improving agriculture. In: *Applied Geography*, Volume 34, May 2012, Pages 21–28.

Baur, B. (2010): Biodiversität, UTB Profile 3325, Haupt Verlag, Bern.

Berge, N.D., Kammann, C., Ro, K., Libra, J. (2013): Environmental Applications of Hydrothermal Carbonization Technology: Biochar Production, Carbon Sequestration, and Waste Conversion. In: Titirici, M.-M. (Hrsg.): *Sustainable Carbon Materials from Hydrothermal Processes*, Wiley.

BGK (Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.) (2013): BGK Information - Humus- und Düngewert von Kompost und Gärprodukten, 3. überarbeitete Auflage, BGK e.V., Köln-Gremberghoven.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1992): Übereinkommen über die biologische Vielfalt (engl.: Convention on Biological Diversity CBD), Übersetzung BMU 1992, PDF.

Böhm, E., Hillenbrand, T., Liebert, J., Schleich, J., Walz, R. (2002): Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz, UBA-Texte 12/02, Umweltbundesamt Berlin.

Chiou, C.T., Kile, D.E., Rutherford, D.W., Sheng, G.Y., Boyd, S.A. (2000): Sorption of selected organic compounds from water to a peat soil and its humic-acid and humin fractions: potential sources of the sorption nonlinearity. In: *Environmental Science & Technology*, Volume 34, Pages 1254–1258.

Chun, Y., Sheng, G.Y., Chiou, C.T., Xing, B.S. (2004): Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars. In: *Environmental Science & Technology*, Volume 38, Pages 4649–4655.

Clough, T. J., Condon, L. M., Kammann, C., Müller, C. (2013): A Review of Biochar and Soil Nitrogen Dynamics. In: *Agronomy*, Volume 3, Issue2, April 2013, Pages 275-293.

Cornelsen, M. (2007): Klassische Verfahren der Grundwassersanierung Diskussion von Chancen, Grenzen und Kostenplanung anhand von Fallbeispielen. In: *Ingenieurtechnischer Verband Altlasten e.V. (ITVA) (Hrsg.): Altlastensymposium 2007, Erfurt, Seite 23-35.*

DüngG (2009): Düngegesetz vom 9. Januar 2009 (BGBl. I S. 54, 136), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. März 2012 (BGBl. I S. 481) geändert worden ist.

Engels, C., Reinhold, J., Ebertseder, T., Heyn, J. (2010): Schlussbericht zum F&E-Vorhaben „Humusbilanzierung landwirtschaftlicher Böden – Einflussfaktoren und deren Auswirkungen“, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e. V. (VDLUFA), Speyer, PDF.

Flesch, F., Böhmer, J., Hildebrandt, J. (2013): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 1.3 „Ökologische Bewertung der Stoffstromszenarien“, Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundforschungsvorhaben LaTerra, Institut für angewandtes Stoffstrommanagement (IfaS), PDF.

Fricke, K., Bahr, T., Kugelstadt, O., Heußner, C., Scholl, S., Kraft, E., Bidlingsmaier, W., Meier-Kohlstock, D., Haupt, T., Meiller, M., Stenzel, F. (2012): Steigerung der Energieeffizienz in der Verwertung biogener Reststoffe, Endbericht zu Förderprojekt 03KB022, PDF.

Gerber, N. (2011): Biodiversity measures based on species-level dissimilarities: A methodology for assessment. In: Ecological Economics, Volume 70, September 2011, Pages 2275–2281.

Glaser, B., Birk, J.J. (2012): State of the scientific knowledge on properties and genesis of Anthropogenic Dark Earths in Central Amazonia (terra preta de Índio). In: Geochimica et Cosmochimica Acta, Volume 82, 1 April 2012, Pages 39–51.

Haubold-Rosar, M. (2012): Schriftliche Mitteilung zur Wirkung von Biokohlesubstrat auf Reaktivierungsböden, Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Finsterwalde.

Haubold-Rosar, M. (2014): Schriftliche Mitteilung zur Berechnung des Humus-C-Anteils in BKS, Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Finsterwalde.

Haubold-Rosar, M. (2015): Schriftliche Mitteilung zum stabilen Humusgehalt in BKS, Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V., Finsterwalde.

Holländer, R., Ammermüller, B., Fälsch, M., Klauer, B., Sigel, K., Mewes, M., Bräuer, I., Grünig, M. and Ehlers, M.-H. (2008): Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Endbericht), F+E Vorhaben im Auftrag der Umweltministerien der Länder Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Thüringen, PDF.

Jeffery, 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: Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 144, Issue 1, November 2011, Pages 175-187.

Kammann, C., Kühnel, Y., von Bredow, C., Gößling, J. (2010): Abschlussbericht des Projekts "C-Sequestrierungspotential und Eignung von Torfersatzstoffen, hergestellt aus Produkten der Landschaftspflege und Biochar", Institut für Pflanzenökologie, Justus-Liebig-Universität Gießen, Interdisziplinäres Forschungszentrum, Gießen, PDF.

KlimÄndRÜbk (1992): Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 9. Mai 1992 (BGBl. 1993 II S. 1784).

KyotoProt (1997): Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen vom 11. Dezember 1997 (BGBl. 2002 II S. 967).

DirektZahlVerpfIV (2014): Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 4. November 2004 (BGBl. I S. 2778), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2014 (BAnz. 2014 AT 06.01.2014 V1) geändert worden ist.

Lehmann, J. (2007): A handful of carbon. In: Nature, Volume 447, Issue 10, May 2007, Pages 143-144.

Lehmann, J., Joseph, S. (2009): Biochar for environmental management. Science and technology. London: Earthscan.

Lehmann, J., Rillig, M.C., Thies, J., Masiello, C.A., Hockaday, W.C., Crowley, D. (2011): Biochar effects on soil biota – A literature review. In: Soil Biology and Biochemistry, Volume 43, Issue 9, September 2011, Pages 1812–1836.

Lohmann, R., MacFarlane, J.K., Gschwend, P.M. (2005): Importance of black carbon to sorption of native PAHs, PCBs, and PCDDs in Boston and New York harbour sediments. In: Environmental Science & Technology, Volume 39, Pages 141–148.

Meyer, S., Glaser, B., Quicker, P. (2011): Technical, Economical, and Climate-Related Aspects of Biochar Production Technologies: A Literature Review. In: Environmental Science & Technology, Volume 45, Issue 22, November 2011, Pages 9473-83.

Millennium Ecosystem Assessment (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis - A Report of the Millennium Ecosystem Assessment, Island Press, Washington, DC.

MLUL (Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft) (2013): Grundwasserbeschaffenheit, zuletzt abgerufen am 24.11.2014, URL: <http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.335983.de>.

Petry, D., Klauer, B. (2005): Umweltbewertung und politische Praxis in der Bundesverkehrswegeplanung - Eine Methodenkritik illustriert am Beispiel des geplanten Ausbaus der Saale, Metropolis-Verlag, Marburg.

Reinhold, J., Kehres, B. (2010): Nutzen von Biokohle in der Humus- und Erdenwirtschaft. In: H&K aktuell 04\_10, S. 4-5.

Rogasik, J., Reinhold, J. (2006): Organische Düngung – Grundlagen der guten Fachlichen Praxis, 3. Auflage, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln.

Schatz, K., Zundel, S. (2014): Arbeitspapier zum Arbeitspaket 2.2: Geschäftsfeldanalysen, Querschnittsprojekt 1 im Rahmen des Verbundvorhabens LaTerra, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, PDF.

Scheffer, F., Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Auflage, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.

Schimmelpfennig, S., Müller, C., Grünhage, L., Koch, C., Kammann, C. (2014): Biochar, hydrochar and uncarbonized feedstock application to permanent grassland—Effects on greenhouse gas emissions and plant growth. In: Agriculture, Ecosystems and Environment, Volume 191, June 2014, Pages 39-52.

Skark C, Zullei-Seibert N. (1999): Vorkommen von Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Roh- und Trinkwässern der Bundesrepublik Deutschland, Studie im Auftrag des Deutschen Vereins des Gas- und Wasserfachs e.V., Dortmunder Beiträge zur Wasserforschung 58.

Statistisches Bundesamt (2011): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei - Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben - Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung 2010, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.

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.

Stockmann, U. (2011): Managing the soil-plant system to mitigate atmospheric CO<sub>2</sub>. Discussion Paper for the Soil Carbon Sequestration Summit Jan 31-Feb 2, 2011, Sydney: University of Sydney, Food, Agriculture and Natural Resources and the United States Centre at the University of Sydney, 55 pp.

Umweltbundesamt (2000a): Details: Chem-anorgDünger-K-2000, ProBas Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente, PDF.

Umweltbundesamt (2000b): Details: Chem-anorgDünger-P-2000, ProBas Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente, PDF.

Umweltbundesamt (2010): Details: Chem-anorgDünger-N-DE-2010, ProBas Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagement-Instrumente, PDF.

VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (2004): Standpunkt Humusbilanzierung - Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland; VDLUFA, Selbstverlag, Bonn, PDF.

Verheijen, F., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Dias, I. (2010): Biochar applications to soils: A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. JRC Scientific and Technical Reports EUR240.99EN, JRC European Commission & Institute for Environmental Sustainability, Luxembourg: Office for the Official publications of the European Communities.

von Lützwitz, M., Kögel-Knabner, I., Ludwig, B., Matzner, E., Flessa, H., Ekschmitt, K., Guggenberger, G., Marschner, B., Kalbitz, K. (2008): Stabilization mechanisms of organic matter

---

in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Volume 171, Issue 1, 111-124.

Wegener, J.-K. (2006): Treibhausgas-Emissionen in der deutschen Landwirtschaft – Herkunft und technische Minderungspotenziale unter besonderer Berücksichtigung von Biogas, Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades der Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen, PDF.

Weitzman, M.L. (1992): On Diversity. In: *The Quarterly Journal of Economics*, Volume 107, Issue 2, May 1992, Pages 363-405.

Wendland, M., Diepolder, M., Capriel, P. (2012): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland, Gelbes Heft, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 10. unveränderte Auflage mit aktualisiertem Anhang, Freising-Weihenstephan.

Wolter, R. 2005: PSM-Belastung des Grundwassers in Deutschland, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (Hrsg.): *Pflanzenschutzmittel und Gewässer*. Seite 269-283.

Yu, X.-Y., Ying, G.-G., Kookana, R.S. (2009): Reduced plant uptake of pesticides with biochar additions to soil. In: *Chemosphere*, Volume 76, May 2009, Pages 665–671.

ZVLW (Zweckverband Landeswasserversorgung) (2003): Wasserwerke fordern Spritzmittelverbot, *Presseinformation 15/03*, 23.09.2003; LWV-Online.