



Biokohle in der Pflanzenproduktion – Nutzen, Grenzen und Zielkonflikte

Standpunkt des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen

INHALT

1	Veranlassung	4		
2	Verfahren der Biokohleerzeugung und Charakterisierung der Carbonisierungsprodukte	4		
2.1	Vergasung	6		
2.2	Pyrolyse	6		
2.3	Hydrothermale Carbonisierung	7		
2.4	Charakterisierung der Biokohlen aus der Pyrolyse und der HTC	7		
2.5	Nachgehende Behandlung der Kohlen	8		
3	Anforderungen an die Ausgangsstoffe	9		
3.1	Auswirkungen der Zusammensetzung der Ausgangsstoffe auf die Produktionsprozesse und Eigenschaften der Biokohle	9		
3.2	Anforderungen an die Ausgangsstoffe hinsichtlich direkter und indirekter Düngewirkungen	10		
3.3	Anforderungen an die Ausgangsstoffe hinsichtlich Schadstoffgehalte	11		
4	Potentielle Wirkungen von Biokohle	11		
4.1	Wirkungen auf Pflanzenwachstum und Ertrag	12		
4.2	Wirkungen auf Bodeneigenschaften und das Bodenleben	13		
4.3	Wirkung auf die Schwermetallverfügbarkeit in Böden	14		
4.4	Wirkungen auf den Stickstoffumsatz im Boden und umweltrelevante Stickstoffverluste	14		
4.4.1	Wirkungen auf den N-Umsatz im Boden	14		
4.4.2	Wirkungen auf die symbiontische N₂-Fixierung	15		
4.4.3	Wirkungen auf die Ammoniakemissionen	15		
4.4.4	Wirkungen auf die Nitratauswaschung	15		
4.4.5	Wirkungen auf die Lachgasemissionen	16		
4.5	Wirkungen auf den Bodenkohlenstoffvorrat	16		
5	Nutzungskonkurrenz um Biomasse	17		
5.1	Humusproduktion von Böden	17		
5.2	Landwirtschaftliches Nährstoffrecycling mit Biomasse	19		
5.3	Einsatz von Biomasse zur Wärmeerzeugung	19		
5.4	Einsatz von Biomasse als Baustoff und Verpackung	21		
6	Geeignete Biomassen für die Carbonisierung	21		
7	Forschungsbedarf	23		
8	Gesetzliche Regelungen	24		
9	Empfehlungen	25		
	Literatur	26		
	Anhang: Bewertung potentieller Biomassen zur Herstellung von Biokohlen	35		

1 Veranlassung

Ausgelöst durch die intensive Beschäftigung mit der schon im 19. Jahrhundert in Amazonien entdeckten Terra Preta wurde in den letzten beiden Jahrzehnten eine Vielzahl von Versuchen über die Herstellung und die Wirkung von Biokohle auf die Bodenfruchtbarkeit, die Erträge landwirtschaftlicher Kulturen, die Nährstoffeffizienz sowie die Verminderung von Nährstoffverlusten durch Nitratauswaschung, Ammoniak- und Lachgasemissionen durchgeführt. Weiterhin soll Biokohle die Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auf belasteten Böden vermindern. Seit einigen Jahren wird Biokohle auch als eine vielversprechende Klimaschutzoption diskutiert, da damit eine Möglichkeit besteht, der Atmosphäre langfristig Kohlenstoffdioxid zu entziehen (Glaser, 2021). Allerdings weisen entsprechende Versuchsanstellungen und -ergebnisse zum Einsatz von Biokohle in der Landwirtschaft eine sehr hohe Variabilität auf, die eine große Breite von negativen bis positiven Effekten abdeckt. In Bezug auf den Klimaschutz muss die Menge der Biomasse, die für eine Verkohlung zur Verfügung steht, und die Nutzungskonkurrenz um Biomasse, z. B. zur Humusreproduktion, zur stofflichen Nutzung oder zur energetischen Verwertung berücksichtigt werden.

In dem vorliegenden Standpunkt werden verschiedene Verfahren der Biokohleerzeugung erläutert und Qualitätsansprüche an die Ausgangsstoffe beschrieben. Die wichtigsten Ergebnisse zur potentiellen Wirkung von Biokohle auf die Fruchtbarkeit und Ertragsfähigkeit von Böden, Nährstoffverluste sowie die Kohlenstofffestlegung im Boden werden aufgezeigt und bewertet. Dem schließt sich eine Erläuterung der Nutzungskonkurrenz um Biomasse an. Auf der Basis möglicher Schadstoffbelastungen, der Kenntnis von Stickstoffverlusten und der Änderung der P-Verfügbarkeit infolge der Carbonisierung sowie einer Nutzungskonkurrenz um die Biomasse wird eine Liste von für die Carbonisierung geeigneten Biomassen erstellt. Schließlich werden die geltenden rechtlichen Regelungen nach europäischem und deutschem Recht für die Zulassung des Einsatzes von Biokohle in der Pflanzenproduktion vorgestellt sowie Empfehlungen und Forschungsbedarf abgeleitet.

Der Standpunkt soll als Entscheidungshilfe bei der Regelung des Einsatzes von Biokohle in der Pflanzenproduktion dienen. Der Einsatz von Biokohle in der Tierhaltung ist nicht Gegenstand dieses Standpunkts.

2 Verfahren der Biokohleerzeugung und Charakterisierung der Carbonisierungsprodukte

Die wichtigsten thermochemischen Prozesse zur Carbonisierung von Biomasse sind die **(1) Vergasung**, **(2) Pyrolyse** und **(3) hydrothermale Carbonisierung (HTC)**. Hierfür existieren eine Reihe von Technologien, die sich, von der Demonstrations- oder Pilotanlage bis hin zur industriellen Anlage, in unterschiedlichen Entwicklungsstadien befinden (Heger et al., 2016). Für die Produktion von Biokohle ist es wichtig, dass die Sauerstoffzufuhr minimiert oder gar ganz ausgeschlossen werden kann. Die Ausbeute der entstehenden Carbonisate wird durch den gewählten Konversionsprozess und die Prozessbedingungen maßgeblich beeinflusst (s. Abb. 1).

Bei der Wahl des Ausgangsmaterials und der Prozessbedingungen muss neben der Ausbeute an Kohle auch die **Schadstoffthematik** im Auge behalten werden. Abhängig vom Konversionsprozess, der Prozesstemperatur und dem Ausgangsmaterial kann die produzierte Kohle Schwermetalle wie Arsen (As), Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) oder Zink (Zn) sowie organische Schadstoffe, wie z. B. polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Polychlorierte Biphenyle (PCB), Dioxine und Furane (PCDD/F) sowie Ethylen oder Essigsäure enthalten (Dutta et al., 2017; Huygens et al., 2019; Libra et al., 2011; Spokas et al., 2011; Subedi et al., 2017; Zhang et al., 2017). Die Bildung volatiler organischer Schadstoffe stellt vor allem bei thermischen Konversionsprozessen mit unvollständiger Carbonisierung ein Risiko dar (HTC, schnelle Pyrolyse; Spokas et al., 2011). Das Risiko einer Entstehung von PAK ist insbesondere bei der Vergasung und der Pyrolyse mit sehr kurzen Pyrolysezeiten (Sekunden) relativ hoch (Hale et al., 2012; Libra et al., 2011; Spokas et al., 2011; Quicker et al., 2016). Neben der Prozessdauer spielt auch die Prozesstemperatur eine entscheidende Rolle bei der Entstehung von PAK. Als besonders kritisch wird der Temperaturbereich zwischen 400 und 600 °C angesehen (Dutta et al., 2017). Die Wahrscheinlichkeit der Entstehung von PCB und PCDD/F ist gering. Sie können vor allem bei der Verwendung chlorhaltiger Ausgangsmaterialien wie z. B. salzhaltiger Essensreste oder bei Temperaturen zwischen 200 und 400 °C und sehr kurzen Pyrolysezeiten (Sekunden) entstehen (Hale et al., 2012). Bei längeren Pyrolysezeiten und höheren Temperaturen werden diese Substanzen wieder abgebaut (Spokas et al., 2011; Hale et al., 2012). Für eine Hygienisierung (Inaktivierung in der Biomasse enthaltener Pathogene) reichen die Prozesstemperaturen sowohl bei der HTC als auch bei der Pyrolyse in der Regel aus (Haubold-Rosar et al., 2016).

Während hohe Prozesstemperaturen und längere Pyrolysezeiten zur Minimierung organischer Schadstoffe beitragen, kann es bei hohen Temperaturen jedoch zu einer Abnahme von Nährstoffgehalten oder/und deren Verfügbarkeit kommen (s. hierzu Kapitel 3.2). Somit besteht zwischen der Minimierung organischer Schadstoffgehalte und der Optimierung der Nährstoffverfügbarkeit bei der thermischen Konversion von Biomasse im Hinblick auf die einzustellenden Prozesstemperaturen ein Zielkonflikt.

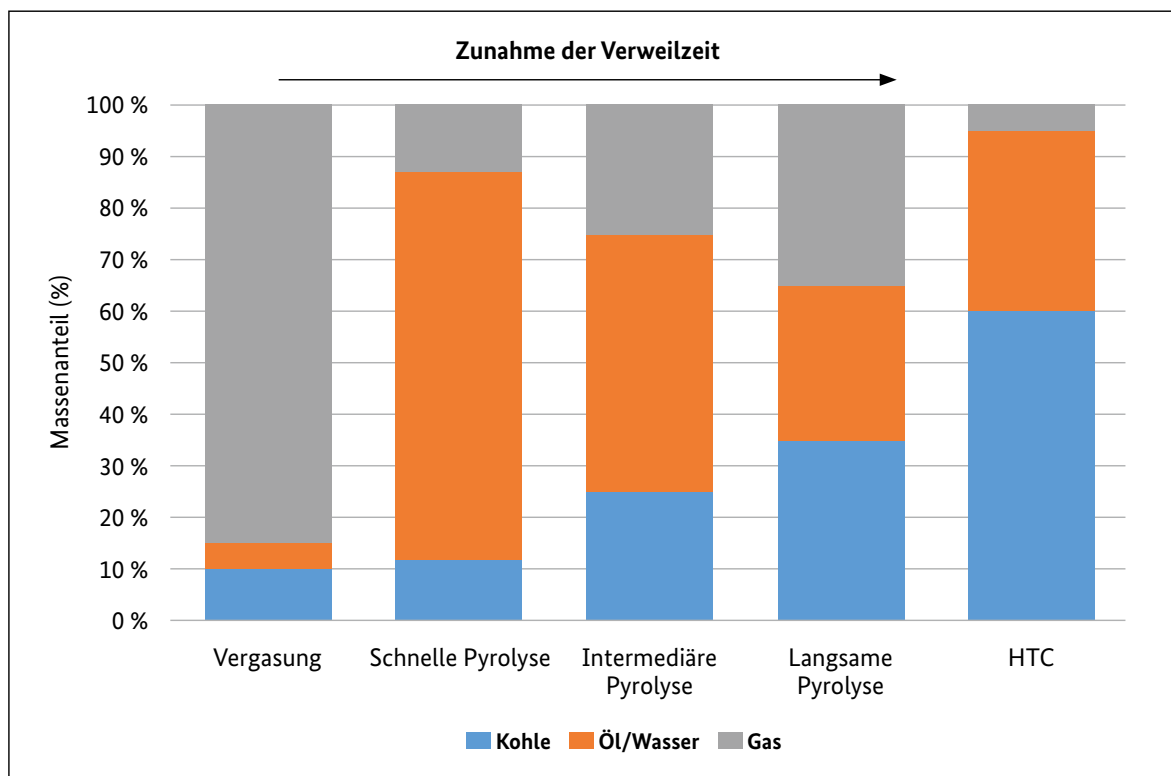


Abb. 1: Carbonisatarausbeute in thermischen Verfahren mit trockenen Biomassen (nach Quicker et al., 2016, modifiziert und ergänzt nach Libra et al., 2011; Huygens et al., 2019; Patra et al., 2021).

2.1 Vergasung

Die Vergasung ist ein Prozess zum thermischen Abbau organischer Materialien unter reduzierenden Bedingungen bei $> 700\text{ °C}$ in Anwesenheit kontrollierter Mengen Sauerstoffs und/oder Dampfs zur Erzeugung eines hochkalorischen Synthesegases (Ausbeute 85 %; Huygens et al., 2019). Dieses kann zu Treibstoffen, Wärme und Elektrizität umgewandelt und energetisch sowohl für den Prozess selbst als auch extern genutzt werden (Kumar et al., 2009). Da der Fokus bei der Vergasung auf der Erzeugung des energiereichen Synthesegases liegt und Biokohle ($\sim 10\%$) und Pyrolyseöl ($\sim 5\%$) nur als Nebenprodukte mit geringer Ausbeute anfallen (Abb. 1), war die Qualität der Kohle für eine hochwertige Nutzung bei den konventionellen Vergasungsanlagen in der Regel nicht ausreichend. So können beispielsweise bei der Vergasung organische Schadstoffe wie PAK anfallen, die sich in der Kohle anreichern. Außerdem weist die Kohle aufgrund der weitgehenden Umsetzung der organischen Bestandteile hohe Aschegehalte auf. Ist diese mit toxischen Inhaltsstoffen belastet, ist eine Verwertung in der Landwirtschaft ausgeschlossen (Quicker et al., 2016). Mittlerweile gibt es jedoch neue Verfahrenstechniken wie beispielsweise das Schwebbett-Verfahren (Artmann et al., 2011) oder einen zweiteiligen Carbonisierungsprozess (Hansen et al., 2015), bei dem die PAK-Belastung der erzeugten Kohle durch eine sehr gute Trennung von Kohle und Gasphase gering gehalten wird.

2.2 Pyrolyse

Die Pyrolyse unterscheidet sich von der Vergasung durch die fast vollständige Abwesenheit von Sauerstoff beim Umwandlungsprozess. Mittels Pyrolyseverfahren können verschiedenste, vorrangig trockenere Abfallstoffe wie Hecken-, Baum- oder Grasschnitt, Siebreste, Rübenschitzel, Kompost, Pferde- oder Hühnermist verwertet werden. Feuchte Materialien wie Klärschlamm oder Gärreste können nach vorheriger Trocknung pyrolysiert werden. Die bei der Pyrolyse entstehenden Mengen an Kohle, wässriger/ölicher Phase und Gas fallen je nach Prozessbedingungen recht unterschiedlich an (Abb. 1) und variieren auch in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial (s. Kapitel 3). Vor allem die Wahl des Temperaturbereichs und der Reaktionszeit entscheiden sowohl über die Produktverteilung als auch die physikochemischen Eigenschaften der entstehenden Biokohle (Quicker et al., 2016).

Eine sehr milde Form der Pyrolyse ist die **Torrefizierung** („Dörrung/Röstung“; $250\text{--}300\text{ °C}$, Reaktionszeit $15\text{--}60\text{ min}$), deren Ziel jedoch weniger die Produktion von Biokohle als vielmehr eine Verbesserung der Brennstoffeigenschaften von Biomasse ist (Quicker et al., 2016; Sager, 2016), so dass diese Methode für die Erzeugung von Biokohle keine bedeutende Rolle spielt.

Bei der **schnellen Pyrolyse** ($450\text{ bis } > 750\text{ °C}$, Reaktionszeit *wenige Sekunden*) reicht die Reaktionszeit nicht zu einer weitreichenden Polymerisation aus, so dass hier das Hauptprodukt Pyrolyseöl (75 %) ist, während die produzierte Kohlemenge mit nur 12 % eher gering ausfällt (Abb. 1). Daher ist auch die schnelle Pyrolyse weniger relevant für die Erzeugung von Biokohle.

Die Erzeugung von Biokohle aus der Pyrolyse findet vorrangig mittels **langsamer Pyrolyse** ($\sim 400\text{--}800\text{ °C}$, Reaktionszeiten von *1 Sekunde bis mehrere Tage*) und **intermediärer Pyrolyse** ($450\text{--}600\text{ °C}$, Reaktionszeit *im Bereich einiger Minuten*) statt (Quicker et al., 2016). Bei der langsamen Pyrolyse entstehen etwa zu gleichen Teilen Synthesegas und Kohle ($\sim 35\%$) sowie zu 30 % Pyrolyseöl (Abb. 1). Die intermediäre Pyrolyse resultiert in ca. 50 % Pyrolyseöl, während sich die verbleibenden 50 % je zur Hälfte auf die Biokohle und das Synthesegas verteilen. Das bei der Pyrolyse entstehende Gas wird i. d. R. unter Hitze oxidiert und die dabei gewonnene Wärmeenergie durch einen Wärmetauscher nutzbar gemacht. Sie kann für den

Prozess oder auch für externe Heizzwecke und die Erzeugung von Strom genutzt werden. Die Größenordnung der gewonnenen Energie unterscheidet sich je nach Ausgangsmaterial und Verfahrensparametern, so dass zwischen energie- oder kohleoptimierten Produktionsweisen gewählt werden kann. Die Energieausbeute bei der kohleoptimierten Produktion fällt um etwa 25–30 % niedriger aus als bei der energieoptimierten Produktionsweise (Gaunt und Lehmann, 2008; Roberts et al., 2010).

2.3 Hydrothermale Carbonisierung

In Anlagen für die hydrothermale Carbonisierung (HTC) wird in wässriger Phase bei Temperaturen von 180–250 °C und unter erhöhtem Druck von ca. 10–30 bar (mit oder ohne Zugabe chemischer Zusätze wie z. B. Zitronensäure als Katalysator) in einem Zeitraum von ca. 2 bis 16 Stunden die sogenannte HTC-Kohle hergestellt (Quicker et al., 2016; Huygens et al., 2019). Erfolgt die Carbonisierung unter Dampfatosphäre, spricht man von Vapothermaler Carbonisierung (VTC-Kohle). Die Ausbeute an HTC-Kohle liegt je nach Ausgangsmaterial, Temperatur, Verweildauer und Druck zwischen 5 und 80 %. Hinzu kommen 5–40 % wässrige Phase und 2–5 % Synthesegas (Abb. 1). Ein Vorteil der HTC gegenüber anderen Verfahren ist die Möglichkeit der direkten Nutzung wasserreicher Biomassen (z. B. Klärschlamm, Gärreste oder nasses, teilweise zersetztes Laub), ohne vorhergehende Trocknung. Auch die immanente Hygienisierung von mit Keimen belasteter Biomasse wie Klärschlamm ist hier als positiv zu nennen. Eine Herausforderung stellt die Entsorgung der anfallenden sauren Prozesswässer ($\text{pH} < 4$) dar, die einen hohen chemischen Sauerstoffbedarf in fünf Tagen (CSB5-Wert) aufweisen können und deren Zusammensetzung je nach Ausgangsmaterialien stark variieren kann (Quicker et al., 2016).

2.4 Charakterisierung der Biokohlen aus der Pyrolyse und der HTC

Weitreichende Unterschiede zwischen Biokohlen aus der Pyrolyse und der HTC gibt es in Bezug auf diejenigen Parameter, die von den Prozessbedingungen, insbesondere der Verfahrenstemperatur abhängen. So sinken mit steigender Temperatur das O/C- und H/C-Verhältnis der produzierten Biokohle, wodurch auch die Polarität abnimmt (Lehmann and Joseph, 2009). Kohlen aus der Pyrolyse weisen H/C-Verhältnisse $< 0,7$ auf, während HTC-Kohlen generell höhere H/C-Verhältnisse aufweisen und in ihren Materialeigenschaften eher der Braunkohle ähneln (Libra et al., 2011). Dadurch ist Biokohle aus der Pyrolyse deutlich stabiler gegenüber mikrobiellem Abbau als HTC-Kohle. Mit steigender Carbonisierungstemperatur nehmen das Porenvolumen und der Feinporenanteil zu (Lehmann und Joseph, 2009). Hierdurch weisen Biokohlen aus der Pyrolyse eine deutlich größere spezifische Oberfläche auf als HTC-Kohlen (Tab. 1). Auch die pH-Werte unterscheiden sich deutlich. So ist Biokohle aus der HTC zumeist sauer, während die pH-Werte der Biokohle aus der Pyrolyse in den meisten Fällen basisch sind (Tab. 1). Die Nährstoffgehalte unterscheiden sich aufgrund unterschiedlicher Prozessbedingungen ebenfalls zwischen HTC- und Pyrolysekohlen. So liegen die Gehalte der Carbonisate aus der HTC oftmals unter denen der Pyrolyse, da die Nährstoffe sich im HTC-Prozess im Prozesswasser anreichern (Libra et al., 2011). Zusätzlich zeigen die Nährstoffgehalte aber auch eine große Bandbreite innerhalb des jeweiligen Carbonisierungsprozesses, der aus den physikochemischen Unterschieden der verwendeten Ausgangsmaterialien resultiert (Chan und Xu, 2009; Tab. 1).

Tabelle 1: Physikochemische Eigenschaften von Biokohlen aus der Pyrolyse und der HTC verschiedener Biomassen. Angegeben sind der Median sowie in Klammern das Minimum und Maximum (Libra et al., 2011; Gronwald et al., 2015; Downie et al., 2009; Krull et al., 2009; Chan und Xu, 2009; Thies and Rillig, 2009; Boateng et al., 2015; Huygens et al., 2019).

Parameter	Pyrolyse	HTC
pH	8,9 (6,2–9,9)	4,6 (3,8–6,2)
C (%)	60 (17–91)	71 (47–95)
C/N	41 (7–400)	25 (14–467)
H/C	meist < 0,7	> 0,7
O/C	< 0,7	> 0,7
Aschegehalt (%)	8 (1–46)	12 (0,7–53)
N (%)	1,1 (0,1–7,8)	2,5 (0,1–5,8)
P (%)	0,35 (< 0,1–7,3)*	0,1 (0,1–1,6)
K (%)	1,5 (0,1–11,6)	0,3 (0,1–1,4)
Ca (%)	1,3 (0,3–28,1)*	0,6 (0,1–1,6)
Mg (%)	0,6 (0,1–2,9)*	0,07 (0,05–0,9)
S (%)	0,1 (< 0,1–1,6)	0,1 (0,04–3,4)
spez. OF (m ² /g)	279 (210–448)	5,5 (2,8–13)

* Unter Berücksichtigung von Knochenkohlen: P 0,69 (< 0,1–15,3); Ca 2,1 (0,3–33,7); Mg 0,7 (0,1–5,7).

2.5 Nachgehende Behandlung der Kohlen

Es gibt verschiedene Verfahren zur Optimierung der Kohleeigenschaften für deren Einsatz in der Landwirtschaft. So können Biokohleoberflächen mittels Umstellung der Reaktoratmosphäre gezielt physikalisch behandelt werden, z. B. mit Dampf oder durch Kohlendioxidzugabe. Ebenso ist eine chemische Aktivierung der Oberflächen möglich, z. B. mit Kaliumhydroxid (KOH), Natriumhydroxid (NaOH), Zinkchlorid (ZnCl₂) oder Phosphorsäure (H₃PO₄), aber auch mit niedermolekularen organischen Säuren wie beispielsweise Äpfelsäure (C₄H₆O₅), Zitronensäure (C₆H₈O₇) oder Oxalsäure (C₂H₂O₄), um – je nach Anwendungsgebiet – deren Adsorptionsfähigkeit für verschiedene Schadstoffe (Schwermetalle, Herbizide, Medikamentenrückstände in Wässern etc.), aber auch für Nährstoffe (z. B. NO₃⁻, NH₄⁺, PO₃²⁻) zu erhöhen (Patra et al., 2021). Da die Chemikalien stark korrosiv sind, muss die Biokohle anschließend gewaschen werden (Patra et al., 2021; Heaney et al., 2020). Für nährstoffarme Kohlen mit weitem C/N-Verhältnis bietet sich eine Beaufschlagung mit Nährstoffen, eine Zugabe zur Kompostierung, eine

Beimischung zur Einstreu im Stall oder zur Gülle im Zuge der Güllagerung an. Dies stellt neben der Beladung der Kohle mit Nährstoffen auch gleichzeitig eine Applikationsvariante für Kohle dar, was weitere Effekte, wie eine schnellere Kompostreife, Erhöhung des Kompost-pH-Werts und der mikrobiellen Biomasse und deren Diversität, Verringerung von Nährstoffverlusten, Immobilisierung von Schwermetallen aus dem Kompost, die Bildung stabiler humusartiger Substanzen und eine Reduzierung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen zur Folge haben kann (Godlewska et al., 2017; Xiao et al., 2017).

Insgesamt bietet sich nach derzeitigem Kenntnisstand insbesondere die langsame bis intermediäre Pyrolyse für die Herstellung von Biokohle als Bodenhilfsstoff an. In Zeiten, in denen neue Energiequellen dringend benötigt werden, dürften auch Verfahren, wie beispielsweise die Vergasung zur Erzeugung von Synthesegas als Energieträger aus Biomasse an Wichtigkeit gewinnen. Hier fällt Biokohle eher als Nebenprodukt an.

3 Anforderungen an die Ausgangsstoffe

Die chemische Zusammensetzung und die Art der eingesetzten Biomasse bestimmt neben dem Herstellungsverfahren im Wesentlichen die Eigenschaften der späteren Biokohle (Haubold-Rosar et al., 2016). Eine kritische Auswahl der Zusammensetzung von Biomassen zur Herstellung von Biokohle und eine genaue Definition der Anforderungen an die Ausgangsstoffe ist daher von entscheidender Bedeutung. Zu den zentralen Eigenschaften, die über die spätere Charakteristik der Biokohle entscheiden, gehören die chemische Zusammensetzung (insbesondere Nährstoff- und Schadstoffgehalte), der Anteil an flüchtigen sowie nicht brennbaren Bestandteilen, der Wassergehalt, der Energiegehalt und die Partikelgröße (Teichmann, 2014).

3.1 Auswirkungen der Zusammensetzung der Ausgangsstoffe auf die Produktionsprozesse und Eigenschaften der Biokohle

Mit dem Biokohleeinsatz in der Landwirtschaft sollen derzeit vorrangig zwei Ziele verfolgt werden: Eine Verbesserung der Bodenfunktionen und ein Beitrag zur Kohlenstoff-Sequestrierung. Nach Haubold-Rosar et al. (2016) ergeben sich daraus auch die stofflichen Anforderungen an die Ausgangssubstrate: Einerseits sollten (i) möglichst geringe Schadstoffgehalte und Schadstofffreisetzungen erreicht werden, andererseits sollten (ii) eine positive Düngewirkung z. B. durch möglichst hohe Nährstoffgehalte bzw. eine gute Verfügbarkeit und Speicherung der Nährstoffe erzielt werden. Das Ziel der langfristigen Kohlenstoff-Sequestrierung wiederum kann nur durch (iii) eine möglichst hohe Abbaustabilität der Biokohlen im Boden realisiert werden. Das Maß der Erfüllung dieser drei Anforderungen kann durch die Auswahl der Ausgangsstoffe gesteuert werden, wobei sich die Auswahlkriterien zur Erreichung der einzelnen Eigenschaften jedoch teilweise widersprechen.

3.2 Anforderungen an die Ausgangsstoffe hinsichtlich direkter und indirekter Düngewirkungen

Die direkte Düngewirkung von Biokohlen hängt in erster Linie von den Elementgehalten der Ausgangsstoffe und vom Produktionsverfahren der Biokohlen und hierbei vor allem von der Prozesstemperatur ab. Grundsätzlich ließen sich aus nährstoffreichen organischen Reststoffen (z. B. Geflügel-, Schweine-, Rindermist, tierischen Abfällen oder Klärschlamm) auch nährstoffreiche Biokohlen mit N-Gehalten von 10–50 g kg⁻¹, P-Gehalten von 20–60 g kg⁻¹ und K-Gehalten von 20–90 g kg⁻¹ herstellen (Chan et al., 2008; Hossain et al., 2011; Cantrell et al., 2012; Rajkovich et al., 2012). Allerdings nimmt aufgrund gasförmiger Verluste der **N-Gehalt** von Biokohle mit zunehmender Pyrolysetemperatur stark ab (Bagreev et al., 2001; Demirbas, 2001; Cantrell et al., 2012; Lang et al., 2005; Ro et al., 2010; Shinogi, 2004; Yuan et al., 2011). So betragen die N-Verluste bei Pyrolysetemperaturen von 400–500 °C bereits bis zu 50 % des Ausgangs-N-Gehalts (DeLuca et al., 2009; Gaskin et al., 2008; Lang et al., 2005). Bei höheren Prozesstemperaturen ist mit höheren Verlusten zu rechnen. Besonders hoch sind die N-Verluste bei Ausgangssubstraten mit hohen Gehalten an Ammonium und leicht abbaubaren N-Verbindungen wie in Klärschlämmen und Küchenabfällen (Haubold-Rosar et al., 2016). Außerdem verringert sich mit zunehmender Pyrolysetemperatur auch die Verfügbarkeit des noch verbliebenen Stickstoffs, insbesondere bei Temperaturen über 600 °C (Bagreev et al., 2001).

Der **P-Gehalt** von Biokohle steigt auf Grund der Aufkonzentrierung mit zunehmender Pyrolysetemperatur bis 800 °C zwar an (Shinogi, 2004), allerdings ist die Verfügbarkeit dieses Phosphors meist gering und nimmt mit steigenden Pyrolysetemperaturen weiter ab (Bridle und Pritchard, 2004; Shinogi, 2004; Gundale und DeLuca, 2006; Hass et al., 2012). Der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor liegt oft nur bei < 10 % der Gehalte an pflanzenverfügbarem P der Ausgangssubstrate (Shinogi, 2004).

Auch der **K-Gehalt** geht mit zunehmender Pyrolysetemperatur zurück. Bei Temperaturen um 700 °C beträgt der Kaliumverlust 50–70 % gegenüber dem Ausgangssubstrat (Yu et al., 2005). Bei noch höheren Temperaturen (> 900 °C: Zhao et al., 2016) steigt der Kaliumgehalt zwar wieder relativ an, allerdings durch den Einbau von Kalium in Silikatstrukturen, das dann nicht mehr pflanzenverfügbar ist. Der Anteil an verfügbarem Kalium nimmt somit weiter ab (Gaskin et al., 2008; Shinogi, 2004).

Betrachtet man also singularär nur die potentielle Düngewirkung der Biokohlen, so könnte man zu dem Schluss gelangen, dass die Biokohlen bei möglichst niedrigen Temperaturen produziert werden sollten, um Nährstoffverluste zu minimieren und die Nährstoffverfügbarkeit möglichst zu erhalten. Dies widerspricht jedoch den Zielen einer möglichst geringen Schadstoffbelastung (PAK) und der langfristigen Kohlenstoffspeicherung durch den Einsatz von Biokohle. Hinsichtlich einer zusätzlichen Kohlenstofffestlegung im Boden durch Biokohle ist deren Abbaustabilität entscheidend (Wiesmeier et al., 2020). Biokohle, die bei Temperaturen > 450 °C hergestellt wurde, besitzt eine Abbaustabilität, die effektiv zur Kohlenstoffbindung im Boden beiträgt (Wiesmeier et al., 2020). Aufgrund (i) der hohen Verluste an N und K sowie der geringen Verfügbarkeit von P bei Biokohlen, die bei Temperaturen > 450 °C hergestellt wurden, und (ii) der geringen Abbaustabilität von Biokohlen, die bei Temperaturen < 450 °C produziert wurden, ergibt sich, dass geeignete Ausgangsstoffe für die Biokohleproduktion über ein möglichst weites C/N-Verhältnis von > 200 und über möglichst geringe Gehalte an N, P und K verfügen sollten, um Nährstoffverluste während des Pyrolyseprozesses zu minimieren. Nährstoffreiche Substrate sollten nach Möglichkeit anderen Verwertungswegen zugeführt werden.

3.3 Anforderungen an die Ausgangsstoffe hinsichtlich Schadstoffgehalte

Bei der Biokohleerzeugung können Schadstoffe angereichert bzw. im Herstellungsprozess neu gebildet werden (Haubold-Rosar et al., 2016), was bei der Auswahl geeigneter Ausgangsstoffe ebenfalls berücksichtigt werden muss. Bei Energiepflanzen aus der Forst- und Landwirtschaft kann in der Regel davon ausgegangen werden, dass diese so geringe Schadstoffgehalte aufweisen, dass sich keine Nutzungseinschränkungen ergeben (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2000; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2010; Haubold-Rosar et al., 2016). Problematisch kann die Verwertung von Pflanzen(resten) sein, die auf schadstoffbelasteten Böden angebaut wurden. Hier können Schwermetallgehalte in Pflanzen auftreten, die deren Nutzung bei der Herstellung von organischen Düngemitteln, Kultursubstraten oder Bodenhilfsstoffen ausschließen (Domeyer, 2005; Dorn, 1999; Haensler, 2003; Landesumweltamt Brandenburg, 2003; Manz et al., 1995; Metz et al., 2001).

Bioabfall und Klärschlamm können generell mit Schwermetallen belastet sein. Bei deren Verwertung in der Landwirtschaft muss daher eine ständige Nachweisführung über die Einhaltung der Schadstoffgrenzwerte erfolgen (BioAbfV, 1998; AbfKlärV, 2017). Bei allen Reststoffen sollte auf eine eventuelle Belastung mit organischen Kontaminanten geachtet werden. Deren Einsatz für die Biokohleherstellung sollte nur möglich sein, wenn die Prozessbedingungen einen Abbau gewährleisten.

Insgesamt schränken die Anforderungen an die Ausgangsstoffe, insbesondere im Hinblick auf die Nährstoff- und Schadstoffgehalte, deren Eignung für die Biokohleerzeugung deutlich ein.

4 Potentielle Wirkungen von Biokohle

Zu den Wirkungen von Biokohle liegen zahlreiche wissenschaftliche Publikationen aus weltweit verschiedenen Boden-Klima-Räumen vor. Zu bestimmten Aspekten, wie die Wirkung der Biokohle auf Böden, Erträge und Emissionen, gibt es inzwischen auch Metastudien, die das vorhandene Wissen zusammenfassen und systematisieren.

Die Ergebnisse der Studien sind sehr variabel, zum Teil widersprüchlich, und müssen im Kontext mit den Untersuchungsbedingungen interpretiert werden. So wurden viele Versuche in den Tropen und Subtropen durchgeführt. Sie sind somit nur mit Einschränkungen auf die deutsche und europäische Landwirtschaft übertragbar. Auch die Qualität der Biokohle ist, in Abhängigkeit von den Ausgangsstoffen und den Bedingungen der Pyrolyse, sehr variabel.

Die Wirkung der Biokohle hängt auch davon ab, ob diese separat, in Kombination mit organischen und mineralischen Düngern, oder nach einer Kompostierung bzw. Fermentation mit organischen Substanzen eingesetzt wird. Durch Kompostierung wird die Oberfläche der Kohle mit organischer Substanz bedeckt, was einige Autoren als entscheidend für positive Effekte auf Bodeneigenschaften und Erträge ansehen.

Viele Studien fanden im Labor oder Gewächshaus statt, im Freiland vor allem in Kurzzeitversuchen. Langzeitstudien mit Biokohle unter Freilandbedingungen fehlen fast gänzlich. Daher sind die Langzeitwirkungen des Biokohleinsatzes auf Böden, Pflanzen und die Umwelt nicht sicher einzuschätzen. Langzeiteffekte, z. B. auf die Kohlenstoffdynamik im Boden, werden oftmals mit Modellen simuliert oder aus Kurzzeitmessungen im Labor abgeleitet, mit allen damit verbundenen Unsicherheiten.

In den Feldversuchen wurden oft extrem hohe und damit praxisferne Mengen von Biokohle (z. T. über 60 t ha⁻¹) appliziert, oft ohne entsprechenden Nährstoffausgleich. In einigen neuen Versuchen wurden praxisanwendbare Biokohlemengen (500–2000 kg ha⁻¹ a⁻¹) in Kombination mit organischer (Gülle, Stallmist, Gärrest, Kompost) und mineralischer Düngung, z. T. nach vorheriger Kompostierung/Fermentation eingesetzt.

4.1 Wirkungen auf Pflanzenwachstum und Ertrag

Die Anwendung von Biokohle allein hatte in Versuchen **unter gemäßigten Klimabedingungen** keine positiven Ertragseffekte (Haider et al., 2017; Hood-Nowotny et al., 2018; Jeffery et al., 2017), in Kombination mit organischen und mineralischen Düngern wurden zum Teil Ertragssteigerungen nachgewiesen. Allerdings sind die Ergebnisse inkonsistent (z. B. Glaser et al., 2015), so dass nicht generell von synergistischen Effekten von Biokohle und organischen Düngern ausgegangen werden kann (Seehausen et al., 2017). Da kaum faktorielle Versuche durchgeführt wurden, können die Ertragswirkungen der organischen oder mineralischen Dünger oftmals nicht von den Wirkungen der Biokohle getrennt werden. Positive Ertragseffekte könnten bei längerfristiger Biokohleanwendung auch unter gemäßigten Klimabedingungen durch verbesserte Bodeneigenschaften vor allem auf sandigen Böden und damit geringer natürlicher Bodenfruchtbarkeit auftreten. Leider fehlen hierzu Langzeituntersuchungen, die diese Annahme stützen.

In den **Tropen** wurden beachtliche Ertragssteigerungen durch Biokohle ermittelt. Jeffery et al. (2011) konnten einen Zusammenhang zur pH-Wert-Erhöpfung im Boden zeigen (je höher der pH-Wert-Anstieg, umso höher war der Ertragsanstieg). Bei optimalen pH-Werten sind diese Ertragseffekte nicht zu erwarten. Jeffery et al. (2017) zeigten in einer globalen Metastudie, dass Biokohle in den gemäßigten Breiten keine Auswirkungen auf die Ernteerträge hat, in den Tropen jedoch zu mittleren Ertragssteigerungen von 25 % führt. Demnach ist eine ertragssteigernde Wirkung von Biokohle nicht generell, sondern vor allem auf nährstoffarmen, sauren Böden in den Tropen zu erwarten. Ebenfalls in einer Metastudie von Ye et al. (2020) wurden vorwiegend ostasiatische Versuche mit einer Laufzeit von bis zu vier Jahren ausgewertet, in denen Biokohle allein und kombiniert mit mineralischer oder organischer Düngung eingesetzt wurde. Die Verwendung von Biokohle allein erhöhte den Ernteertrag nicht, die Zugabe von Biokohle zu Mineraldünger erhöhte den Ertrag im Mittel um 15 %.

4.2 Wirkungen auf Bodeneigenschaften und das Bodenleben

Mehrere weltweite Metastudien widmen sich den Wirkungen der Biokohle auf bodenphysikalische Eigenschaften wie Aggregatstabilität, Trockenrohdichte, Porenvolumen oder Wasserhaltefähigkeit (z. B. Gao et al., 2020; Razzaghi et al., 2020). Hierbei wurden insbesondere auf Böden mit geringem Feinanteil und hohem Sandgehalt signifikante Effekte wie eine Verminderung der Lagerungsdichte und eine Erhöhung der Feldkapazität festgestellt. Der mögliche agronomische Nutzen bei niedrigen Applikationsmengen von $0,5\text{--}2\text{ t ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$, nährstoffreichen Böden und hohem Feinbodenanteil ist jedoch eher als gering einzuschätzen (Schmidt et al., 2021). Nach Liu et al. (2012) wurde die Wasserhaltekapazität eines Sandbodens in Brandenburg unter Feldbedingungen durch hohe Kompostgaben ($32,5\text{ t ha}^{-1}$), die mit Biokohle (20 t ha^{-1}) gemischt waren, verdoppelt. Der Versuch zeigte synergistische positive Wirkungen von Kompost- und Biokohlemischungen auf den Gehalt an organischer Substanz, den Nährstoffgehalt und die Wasserspeicherkapazität. Durch den Einsatz von Biokohle und Kompost wurde in einem Feldversuch in Oberfranken die Aggregation von Bodenpartikeln erheblich verbessert (Cooper et al., 2020).

Nach Haubold-Rosar et al. (2016) zeigt eine kritische Betrachtung und Bewertung allerdings, dass für gemäßigte Boden-Klima-Regionen insgesamt noch zu wenig belastbare Daten zur Verfügung stehen, um Änderungen bodenphysikalischer Eigenschaften durch Biokohle sicher zu quantifizieren und allgemeingültige Aussagen treffen zu können. Über die Langzeitwirkungen ist fast nichts bekannt. Da die Mehrzahl der Publikationen auf kurzfristig angelegten Gefäß- oder Feldversuchen beruhen, können auch lediglich die unmittelbar und kurzfristig durch Biokohle verursachten bodenphysikalischen Auswirkungen betrachtet werden. Die längerfristig wirksamen Änderungen bleiben mit wenigen Ausnahmen (z. B. Glaser et al., 2002; Oguntunde et al., 2008) fast vollständig ausgeblendet.

Der Einsatz von Biokohle kann sich direkt oder indirekt über Veränderungen der bodenphysikalischen und der bodenchemischen Eigenschaften auf das Bodenleben auswirken. He et al. (2021) zeigten, dass Boden-pH-Wert, Aggregatstabilität und organische Substanz Schlüsselindikatoren für die meisten Bodenfunktionen und damit auch für das Bodenleben von mit Biokohle behandeltem Boden sind. Biokohle kann eine Zunahme der mikrobiellen Biomasse im Boden induzieren, was auf ihre feinporige Struktur, ihre große Oberfläche und den Gehalt an mineralischen Nährstoffen zurückgeführt werden kann (Liu et al., 2018; Liu et al., 2020).

Nach einer 2020 publizierten Metastudie erhöht Biokohle die mikrobielle Aktivität in Böden und steigert die Aktivität der Enzyme Urease, Phosphatase und Dehydrogenase (Pokharel et al., 2020). Zudem kann die Applikation von Biokohle zu einer Veränderung der Zusammensetzung der Bodenbakterien und des Pilz-Bakterien-Verhältnisses führen (Liu et al., 2020; Song et al., 2019; Dai et al., 2021; Zhang et al., 2018). In saurem und kohlenstoffarmem Boden wurde z. B. eine Erhöhung des Pilz-Bakterien-Verhältnisses um bis zu 38 % beobachtet (Zhang et al., 2018). Zudem fanden Liu et al. (2020), ebenfalls in einem sauren Boden, eine Zunahme der Flagellaten sowie eine Abnahme der Amöben- und Nematodenabundanz. Die Autoren vermuten, dass die Bakterien vom Schutz der Biokohleporen profitierten und somit für ihre Fraßfeinde (Amöben, bakterienfressende Nematoden) schlechter zu erreichen waren (Liu et al., 2020).

In Großbritannien wurden die Auswirkungen des Einsatzes von Biokohle (0, 10, 25, 50 t Biokohle/ha) auf die Meso-, Makro- und Megafauna in einem Miscanthusfeld untersucht. Dabei zeigte sich, dass die Anzahl Regenwürmer proportional zur Biokohlemenge abnahm, wohingegen die Abundanz von Enchyträiden und Gliederfüßlern zunahm (Juan-Ovejero et al., 2019). Ähnliche Effekte zeigten sich auch in einem Laborversuch mit Regenwürmern, bei dem vor allem Partikelgrößen kleiner $> 0,5\text{ mm}$ negative Auswirkungen auf Regenwürmer hatten (Prodana et al., 2019). In anderen Studien wurde eine stimulierende Wirkung von Biokohle (Lehmann et al., 2011) oder auch kein Effekt (Tammeorg et al., 2014) beobachtet. Auch nach Tang et al. (2022) führt der Einsatz von Biokohle im Hinblick auf das Bodenleben zum Teil zu widersprüchlichen Ergebnissen.

4.3 Wirkung auf die Schwermetallverfügbarkeit in Böden

Basierend auf 97 wissenschaftlichen Veröffentlichungen zeigten Peng et al. (2018), dass der Einsatz von Biokohle in schwermetallbelasteten Böden zu einer Reduktion der Schwermetallgehalte im gesamten Biomasseaufwuchs und den essbaren Pflanzenteilen führen kann. Nach Schmidt et al. (2021) kann Biokohle die Verfügbarkeit von Schwermetallen in Böden so weit vermindern, dass auf belasteten Standorten wieder Pflanzenbau unter Einhaltung der Qualitätsanforderungen an die Ernteprodukte möglich werden kann. Allerdings werden große Mengen Biokohle benötigt (mehrere 10 t ha^{-1}), um relevante Effekte zu erzielen.

Die Wirkung von Biokohle auf die Schwermetallverfügbarkeit kann auf einer Erhöhung der Schwermetallsorption oder pH-Wert-Effekten beruhen. Die von der Biokohle sorbierten Schwermetalle sind allerdings nicht eliminiert und somit sind die so behandelten Böden auch nicht saniert. Biokohle kann lediglich die biologische Verfügbarkeit der Schwermetalle reduzieren. Bei einer landwirtschaftlichen Nutzung belasteter Böden sollten auch zielgerichtete Maßnahmen zur Verminderung der Schwermetallverfügbarkeit, wie z. B. Kalkung, in Betracht gezogen werden.

4.4 Wirkungen auf den Stickstoffumsatz im Boden und umweltrelevante Stickstoffverluste

Der Einsatz von Biokohle wird von zahlreichen Autoren als vielversprechende Lösung vorgeschlagen, um Stickstoffverluste bei der Aufbereitung von organischen Düngern (Ammoniakverluste) und aus Böden (Lachgas- und Nitratverluste) zu reduzieren. Dies könnte vor allem auf Böden interessant sein, die aufgrund langjähriger intensiver organischer Düngung (z. B. Gülle, Gärreste) ein hohes N-Mineralisationspotenzial und ein hohes Risiko für Verluste an reaktiven Stickstoffverbindungen aufweisen.

4.4.1 Wirkungen auf den N-Umsatz im Boden

Liu et al. (2018) untersuchten in einer Metastudie den Einfluss von Biokohle auf den Stickstoffumsatz im Boden und umweltrelevante Stickstoffemissionen. Biokohle ist demnach keine Quelle für verfügbaren Stickstoff. Nach der Zugabe von Biokohle nahm im Mittel aller Untersuchungen der Ammonium- und Nitratstickstoffgehalt im Boden signifikant ab, was möglicherweise auf eine erhöhte pflanzliche N-Aufnahme, eine erhöhte NH_3 -Emission oder/und N-Immobilisierung zurückzuführen war.

Biokohle bewirkt eine Zunahme des mikrobiell gebundenen Stickstoffs und Kohlenstoffs im Boden. Die positive Wirkung von Biokohle auf die mikrobielle Biomasse kann mit ihrer feinporigen Struktur, ihrer großen Oberfläche und dem Gehalt an mineralischen Nährstoffen zusammenhängen, die das Biokohle-Boden-System zu einem geeigneten Lebensraum für mikrobielle Besiedlung und Wachstum macht (Liu et al., 2018).

4.4.2 Wirkungen auf die symbiontische N₂-Fixierung

In einer Metastudie von Farhangi-Abriz et al. (2021), die vorwiegend Untersuchungsergebnisse aus semiariden und (sub)tropischen Klimazonen sowie Ergebnisse aus Gefäßversuchen enthält, wurde ein Anstieg der Stickstofffixierung und der Biomasseproduktion von Leguminosen durch den Einsatz von Biokohle festgestellt. Dies kann mit einer Stimulierung der Mikroorganismen und Knöllchenbildung, einem erhöhten pH-Wert im Boden und einer besseren Nährstoffversorgung erklärt werden. Es ist unwahrscheinlich, dass diese Effekte ebenso auf nährstoffreichen Böden mit optimalem pH-Wert auftreten.

4.4.3 Wirkungen auf die Ammoniakemissionen

Biokohle weist aufgrund der Oberflächenbeschaffenheit ein Potential für die Adsorption von Ammonium-N auf und wird deshalb in der Landwirtschaft als Güllezusatz verwendet, um Geruchs- und Ammoniakemissionen zu reduzieren. In Gefäß- und Feldversuchen variiert die Wirkung von Biokohle auf die Ammoniakemission je nach eingesetzter Biokohle, Boden-pH-Wert sowie Form und Technik der Stickstoffdüngung von einer deutlichen Verminderung in wenigen Studien bis zu einer deutlichen Erhöhung in der Mehrzahl der Studien. So wurde in einer Metastudie von Liu et al. (2018) im Mittel eine erhöhte NH₃-Emission von 19 % infolge des Einsatzes von Biokohle berechnet. Dieser Effekt war auf sauren Böden (pH ≤ 5) stärker als auf mäßig sauren Böden (pH 5 bis 6,5), während auf neutralen oder alkalischen Böden kaum eine Wirkung auf die Ammoniakemissionen bestand. Diese Metastudie zeigt auch den Einfluss des Ausgangsmaterials auf die Wirkung der Biokohle. Während Biokohle aus holziger Biomasse die Ammoniakemissionen eher verringerte, wurden diese aus Stallmist in der Regel erhöht (Liu et al., 2018).

4.4.4 Wirkungen auf die Nitratauswaschung

Der Einsatz von Biokohle wird häufig mit einer Verminderung der Nitratauswaschung in Verbindung gebracht. Tatsächlich wurden verringerte Nitratverluste nach Biokohleanwendung in Inkubationsversuchen, z. T. auch in Feldversuchen, ermittelt (z. B. Haider et al., 2017). Nach einer Metastudie von Liu et al. (2018) wurde die Auswaschung von Nitrat im Mittel der betrachteten Versuche um 22 % vermindert. Dagegen konnten Armbruster et al. (2019) über einen dreijährigen Messzeitraum in einer Gemüsefruchtfolge auf einem sandigen Boden in der Vorderpfalz keine Verminderung der Nitratauswaschung durch die Anwendung eines Biokohle-Kompost-Gemisches feststellen.

Mögliche Mechanismen für eine Verminderung der Nitratauswaschung sind die Bindung von Nitrat an Biokohle-Oberflächen, die verbesserte Wasserhaltekapazität des Bodens sowie die Hemmung der Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz. Die Ergebnisse vieler Versuche sind aber vor allem aufgrund unrealistisch hoher Biokohle-Aufwandmengen nicht direkt auf die landwirtschaftliche Praxis übertragbar. Zudem wurden bisher Effekte durch die Kompostierung mit organischen Düngern (z. B. veränderte Oberflächen der Biokohle) zu wenig untersucht.

4.4.5 Wirkungen auf die Lachgasemissionen

Liu et al. (2018) fanden im Mittel aller von ihnen ausgewerteten Studien eine Verminderung der N_2O -Emissionen aus Böden um 32 %, was niedriger ist als frühere Schätzungen in Höhe von 54 % (Cayuela et al., 2014).

Die Reduktion von Lachgasemissionen durch Einsatz von Biokohle ist nach Schmidt et al. (2021) einer der am besten belegten Effekte der Biokohleanwendung. Allerdings stellt sich auch hier wieder die Frage, ob die unter oft praxisfernen Bedingungen und mit Labormethoden gefundenen N_2O -Minderungen auch unter Freilandbedingungen nachweisbar sind. So hatten beispielsweise nach der Metastudie von Borchard et al. (2019) Biokohle-Applikationsmengen unter 10 t ha^{-1} nur geringe Effekte.

Haubold-Rosar et al. (2016) geben als mögliche Ursachen verminderter N_2O -Emissionen an:

- die Förderung der N_2O -Reduktase durch Anhebung des pH-Werts,
- die Verringerung des anorganischen N-Pools für die Nitrifikanten und Denitrifikanten durch verstärkte NH_4^- - und/oder NO_3^- -Adsorption, besseres Pflanzenwachstum, gasförmige NH_3 -Verluste und Immobilisation von N,
- die Unterbindung der Denitrifikation infolge einer verbesserten Belüftung der Böden.

4.5 Wirkungen auf den Bodenkohlenstoffvorrat

Seit einigen Jahren wird Biokohle als eine vielversprechende Klimaschutzoption diskutiert, da die Möglichkeit besteht, der Atmosphäre langfristig Kohlenstoffdioxid zu entziehen, indem Biokohle hergestellt und in den Boden eingearbeitet wird.

Biokohlen verbleiben aufgrund ihrer aromatischen Struktur im Boden lange stabil (Kuzyakov et al., 2014). Sie könnten zur Kohlenstoff-Sequestrierung im Boden beitragen und, bei entsprechenden Aufwandmengen und Ausbringungsflächen, einen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Lehmann et al., 2006; Woolf et al., 2010). Allerdings ist umstritten, ob ausreichend Biomasse für die Biokohleproduktion zur Verfügung steht, um relevante Effekte der Kohlenstoffbindung zu erzielen bzw. ob es zur Konkurrenz um Biomasse kommen würde, z. B. Biokohleerzeugung aus Stroh vs. Strohdüngung (s. Kapitel 5.1).

Die langfristige Stabilität von Biokohle im Boden ist bisher nicht genau quantifizierbar. Sie hängt von vielen Faktoren ab, wie der Biomasse, aus der die Biokohle hergestellt wurde, dem Herstellungsverfahren, dem Boden, in den die Biokohle eingearbeitet wird, sowie den Klima- und Umwelteinflüssen, denen die Biokohle ausgesetzt ist (Teichmann, 2014).

Neben der Abbaustabilität der Biokohle im Boden ist die Frage nach möglichen Priming-Effekten (positiver Priming-Effekt = Stimulation, negativer Priming-Effekt = Minderung der C-Mineralisierung durch Bodenmikroorganismen und der entsprechenden CO_2 -Abgabe) von zentraler Bedeutung bei der Bewertung der Effekte auf Böden und Klima. Der C-Umsatz wurde bisher vor allem in Inkubationsstudien erforscht (Watzinger et al., 2014). Die meisten dieser Studien wurden ohne Pflanzen durchgeführt, die über ihre Wurzeln permanent organische Substanz einbringen, wodurch der natürliche Gesamtprozess nur unvollständig abgebildet wird (Schmidt et al., 2021). Nach der Zugabe von Biokohle zu Böden wurde in Inkubationsversuchen sowohl eine erhöhte als auch eine verringerte C-Mineralisierung beobachtet (Zimmerman et al., 2011). Die Richtung des Priming-Effekts und das Ausmaß variierten je

nach Boden und Biokohletyp. Negative Priming-Effekte können durch die Anlagerung und Stabilisierung von organischer Substanz an den Oberflächen von Biokohlen erklärt werden (Lu et al., 2014; Ventura et al., 2019; DeCiucies et al., 2018; Prommer et al., 2014).

Insgesamt weisen die bisher vorliegenden Ergebnisse zur Wirkung von Biokohle auf den Pflanzen-ertrag, auf Bodeneigenschaften und Bodenprozesse, wie z. B. umweltrelevante Stickstoffverluste aus dem Boden, eine hohe Variabilität in Abhängigkeit von den Anwendungsbedingungen auf. Die Langzeitwirkungen von Biokohle unter Freilandbedingungen sind bisher wenig erforscht, entsprechende Dauerfeldexperimente fehlen fast vollständig. Viele Ergebnisse stammen aus Labor-experimenten oder Feldversuchen mit wenigen Jahren Versuchsdauer. Ergebnisse aus Versuchen in den Tropen und Subtropen sind nicht direkt auf die Bedingungen in Deutschland übertragbar. Sichere Belege für positive Ertragseffekte auf optimal mit Nährstoffen versorgten Böden unter mitteleuropäischen Bedingungen fehlen somit weitgehend.

5 Nutzungskonkurrenz um Biomasse

Biokohle kann aus unterschiedlichen organischen Materialien hergestellt werden. Für diese bestehen in der Regel jedoch auch andere Nutzungsmöglichkeiten, so für die Humusreproduktion des Bodens, für die Nährstoffrückfuhr (Düngung) auf landwirtschaftlich genutzte Böden, für eine stoffliche Nutzung (z. B. Dämm- oder Verpackungsmaterial) sowie für die energetische Verwertung (z. B. Wärmeerzeugung).

5.1 Humusreproduktion von Böden

Die Fruchtbarkeit der Böden hängt zu einem sehr wesentlichen Teil von der Menge und der Qualität der organischen Substanz im Boden (Humus) ab. Neben chemischen und physikalischen Faktoren der Bodenfruchtbarkeit liegt die besondere Bedeutung der organischen Substanz in ihrer positiven Wirkung auf die biologische Aktivität sowie die Nährstoff-, insbesondere Stickstoffnachlieferung. Humus unterliegt in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungseinflüssen einem permanenten Abbau. Für eine nachhaltige Landbewirtschaftung ist der Erhalt eines optimalen Fruchtbarkeitszustands und damit eine entsprechende Humusreproduktion von grundlegender Bedeutung.

Ein Instrument zur Bewertung der Humusversorgung landwirtschaftlich genutzter Flächen ist die Humusbilanzierung (Ebertseder et al., 2014). Dabei wird dem bewirtschaftungsbedingten Humusbedarf die Humusreproduktion durch organische Materialien (Erntereste, organische Dünger) gegenübergestellt. In einer Abschätzung der Humusversorgung der Ackerflächen Deutschlands (Wiesler et al., 2016) zeigte sich auf Basis der Bewirtschaftung der vergangenen Jahre, dass im Mittel die Humusreproduktion den Humusbedarf zu 150 % übersteigt. Dies ist im Wesentlichen auf den Anfall an Wirtschaftsdüngern aus der Tierhaltung zurückzuführen. Durch den Anfall an Ernteresten kann der Humusbedarf nur zu ca. 71 % und durch den Anbau von humusmehrenden Früchten bzw. Zwischenfrüchten nur zu knapp 8 % gedeckt werden. Abb. 2 zeigt die regionale Verteilung der Humusbilanzsalden. Diese sind sehr hoch in Regionen mit intensiver Tierhaltung (grüne Farbe), in größeren Regionen mit intensivem Hackfrucht- oder Gemüsebau, ausgedehnter Biogasproduktion sowie bei niedrigen Getreide-/Stroherträgen (Teile Nordostniedersachsens, Brandenburg) jedoch stark negativ (rote Farbe).

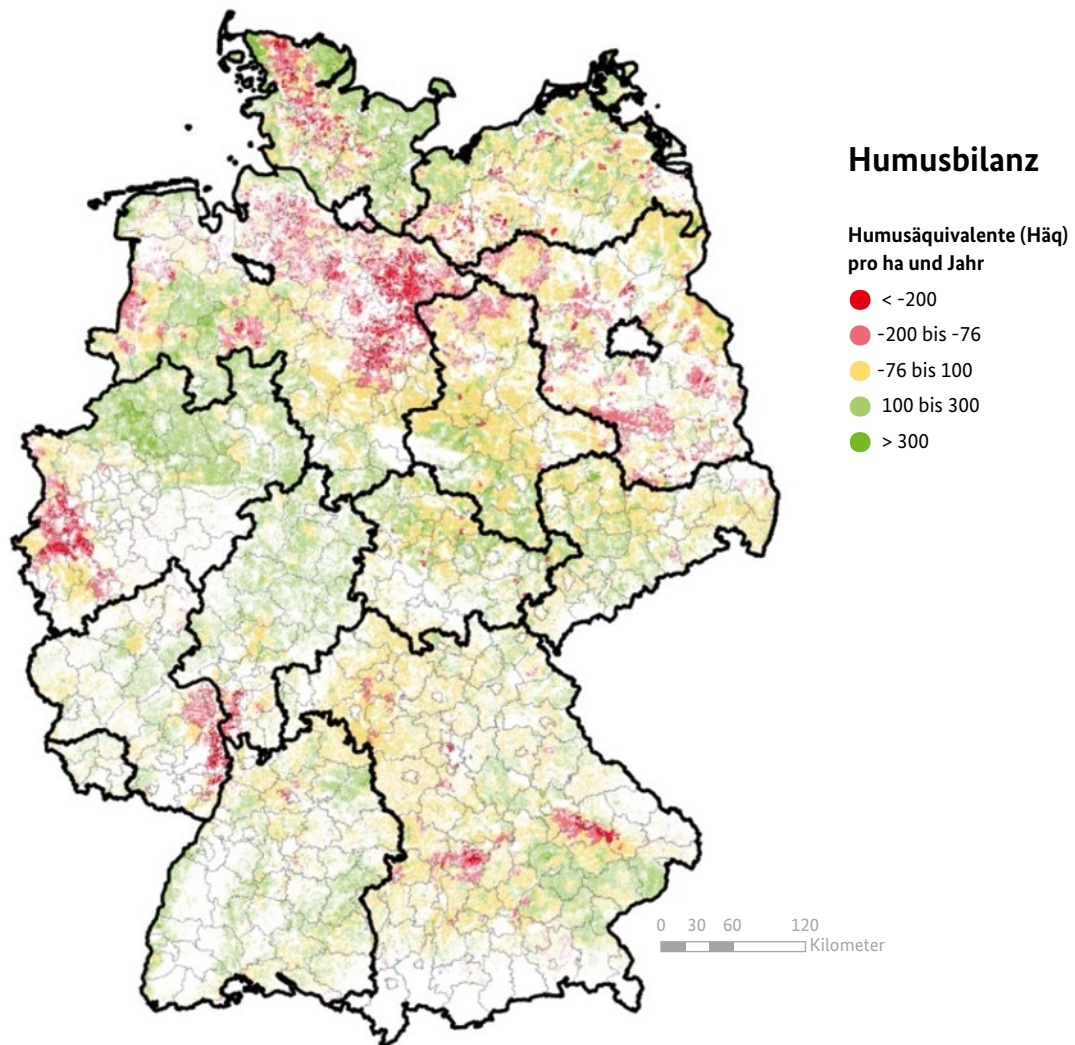


Abb. 2: Humusbilanz-Salden in der Bundesrepublik Deutschland in Humusäquivalenten. Berechnung: Dr. Norbert Röder, Thünen-Institut Braunschweig, nach Ebertseder et al. (2014). Keine Berücksichtigung der Zufuhr aus dem nichtlandwirtschaftlichen Bereich (Klärschlamm, Kompost und andere).
Quelle: Wiesler et al. (2016).

Die Abschätzung zeigt die besondere Bedeutung der Erntereste, vor allem von Stroh, für die Humusreproduktion generell sowie insbesondere in Regionen mit unterdurchschnittlicher Tierhaltung und intensivem Marktfruchtbau. Mit einem Getreideanteil von mehr als 50 % an der Ackerfläche Deutschlands (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2022) sowie einer vergleichsweise hohen Humusreproduktionsleistung pro Tonne Frischmasse (Ebertseder et al., 2014; Beßler et al., 2021) ist das auf den Flächen verbleibende Stroh der wichtigste und dabei kostengünstigste Faktor für eine nachhaltige Humuswirtschaft. Die Nutzung von Stroh zur Herstellung von Biokohle ist aktuell bestenfalls in tierintensiven Regionen vertretbar.

Durch den sich derzeit abzeichnenden Abbau der Tierbestände in der Veredelungswirtschaft dürften auch die Humusbilanzsalden in den Überschussregionen zurückgehen. Zudem ist davon auszugehen, dass durch die zunehmende Klimaerwärmung der Humusbedarf aufgrund eines stärkeren Abbaus der organischen Substanz bei höheren Temperaturen in den nächsten Jahren weiter zunehmen wird. Modellrechnungen zeigen für Bayern, dass selbst bei einem angenommenen Ertragsanstieg der angebauten Kulturen um 20 % und einer dementsprechenden Erhöhung der C-Zufuhr in die Böden die Gehalte an organischer Substanz bis Ende des 21. Jahrhunderts abnehmen werden (Wiesmeier et al., 2016). Die Bedeutung einer effizienten Nutzung von Stroh zur Humusreproduktion wird damit zukünftig noch weiter steigen.

Bei der Frage, inwieweit Stroh als Substrat zur Herstellung von Biokohle nutzbar ist, spielt auch dessen spezifische Bedeutung für die oben genannten Faktoren der Bodenfruchtbarkeit eine entscheidende Rolle. Die Eigenschaften des relativ leicht im Boden mikrobiell umsetzbaren Strohs unterscheiden sich deutlich von der vergleichsweise umsetzungsstabilen Biokohle. Stroh und unter Berücksichtigung der Verluste bei der Konversion zu Kohle äquivalente Mengen an Biokohle haben ähnliche Wirkung auf den Gehalt an organischem C im Boden (Sun et al., 2022). Die Wirkung von Stroh auf wichtige, die Bodenfruchtbarkeit bestimmende Bodeneigenschaften ist jedoch in vielen Fällen (Bodenstruktur, Wasserhaltefähigkeit, mikrobielle Aktivität u. a.) positiver oder zumindest vergleichbar positiv wie die von Biokohle. Eine Ausnahme davon ist im Wesentlichen nur die geringere Sorptionskapazität von Stroh für Nährstoffe sowie für Pflanzenschutzmittel und deren Metaboliten (Siedt et al., 2021).

5.2 Landwirtschaftliches Nährstoffrecycling mit Biomasse

Organische Materialien, wie Wirtschaftsdünger, Gärreste oder Erntereste, die grundsätzlich für die Erzeugung von Biokohle in Frage kommen, sind sehr häufig auch wichtige Nährstoffträger, die eine große Rolle für das Schließen von Stoffkreisläufen in der Landwirtschaft spielen. Nach Schätzungen des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen (Wiesler et al., 2016) könnten mit Wirtschaftsdüngern, Gärresten, Kompost, Klärschlämmen, tierischen Nebenprodukten, Ernteresten und humusmehrenden Früchten bzw. Früchten zur Gründüngung rechnerisch ca. 91 % des N-Bedarfs, 71 % des P-Bedarfs und 76 % des K-Bedarfs der deutschen Pflanzenproduktion gedeckt werden. Da die Erzeugung von Biokohle (Pyrolyse) mit einem erheblichen Verlust an Nährstoffen bzw. mit einer Verminderung der Nährstoffverfügbarkeit verbunden ist (s. Kapitel 3), besteht auch hier eine ausgeprägte Konkurrenz um begrenzte Ressourcen.

5.3 Einsatz von Biomasse zur Wärmeerzeugung

Laut Umweltbundesamt (2023) wurden im Jahr 2021 19,2 % des deutschen Endenergieverbrauchs aus erneuerbaren Energien gedeckt. Insgesamt war die Biomasse aufgrund ihrer vielfältigen Nutzungsmöglichkeiten in allen Sektoren (in Form von festen Brennstoffen zum Heizen, Biokraftstoffen im Verkehr oder Biogas zur Stromerzeugung) mit einem Anteil von 55 % an der Bereitstellung von erneuerbarer Endenergie der wichtigste erneuerbare Energieträger. Die Wärmeversorgung nimmt in Deutschland mit einem Anteil von 52 % am gesamten Endenergieverbrauch den weitaus größten Anteil ein. Der Anteil der Erneuerbaren Energien am gesamten Endenergieverbrauch für Wärme in Deutschland belief sich im Jahr 2020 auf 15,6 %. Von insgesamt 182 Mrd. kWh aus diesem Bereich entfielen mehr als 132 Mrd. kWh Wärme auf Festbrennstoffe wie Holz, Holzpellets oder Holzhackschnitzel. Ein positiver Klimaschutzbeitrag ergibt sich z. B., wenn Hiebsreste, die alternativ im Wald verrotten würden, zu Festbrennstoffen verarbeitet und anstelle fossiler Brennstoffe verbrannt werden. Das Gleiche gilt für Durchforstungen, wenn die Bäume ansonsten aufgrund der Konkurrenz im Bestand absterben und schließlich zersetzt würden (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlicher Verbraucherschutz und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik beim BMEL, 2016). Bis 2030 soll der Anteil erneuerbarer Energien im Wärmebereich auf 50 % ausgebaut werden. Trotz teilweiser Kritik an der energetischen Nutzung von Biomasse (Umweltbundesamt, 2023) ist kaum vorstellbar, dass die von der Bundesregierung angestrebte Wärmewende ohne die weitere Nutzung von Festbrennstoffen möglich sein wird. Somit besteht eine ausgeprägte Nutzungskonkurrenz, insbesondere im Hinblick auf die Verwendung von Restholz aus Wäldern, Agroforstsystemen etc. für die Nutzung als Brennstoff oder

die Herstellung von Biokohle. Bei einer verstärkten Nutzung von einheimischem Holz aus Hiebsresten und Agroforstsystemen für die Herstellung von Biokohle würde der Druck auf die Nutzung von Holz für die Herstellung von Holzhackschnitzeln und Pellets aus naturnahen Wäldern außerhalb Deutschlands noch ansteigen.

So zeigt sich, dass Deutschland schon 2015 nicht ausreichend Biomasse produzierte, um den heimischen Markt für die Erzeugung von Materialien zu bedienen und sich seit dem Jahre 2009 von einem Netto-Holz-Exporteur zu einem Holz-Importeur, vor allem für Nadelholz, wandelte (Szarka et al., 2021). Egenolf et al. (2021 u. 2022) berechneten, dass es neben der Abhängigkeit Deutschlands von Rundholzimporten auch global gesehen zu einer Überbeanspruchung der Holzreserven kommt und daher davon auszugehen ist, dass nach Deutschland importiertes Holz auch aus solchen überbeanspruchten Regionen eingeführt wird.

Zwar können die bei der thermochemischen Konversion von Biomasse entstehenden Produkte auch energetisch genutzt werden und fossile Brennstoffe zu einem gewissen Grad ersetzen (Abb. 3), aber anhand der in Kapitel 2 gemachten Ausführungen wird deutlich, dass die Energieausbeute bei kohle-optimierten Konversionsverfahren wie der Pyrolyse deutlich geringer ausfällt als bei energieoptimierten Verfahren wie der Vergasung. Es ist zu erwarten, dass Verfahren wie die Vergasung zur Erzeugung von Synthesegas als Energieträger aus Biomasse in Zeiten, in denen regenerative Energiequellen dringend benötigt werden, an Wichtigkeit gewinnen. Die Möglichkeit der Verwendung von Biokohlen, die bei diesen Verfahren als Nebenprodukt anfallen, könnte entsprechend zukünftig verstärkt in Betracht gezogen werden. Durch eine Optimierung des Verfahrensprozesses, wie beispielsweise bei dem in Kapitel 2 erwähnten Schwebbett-Verfahren, sowie durch Anpassung der Prozessparameter (wie der gewählten Prozess-temperatur und -dauer oder der Reaktionsatmosphäre) und der Wahl des Ausgangsmaterials können möglicherweise sowohl Quantität als auch Qualität der entstehenden Produkte (Bioöl, Synthesegas mit verschiedenen Energiegehalten und Kohle) beeinflusst und nutzbare Kohlen erzeugt werden.

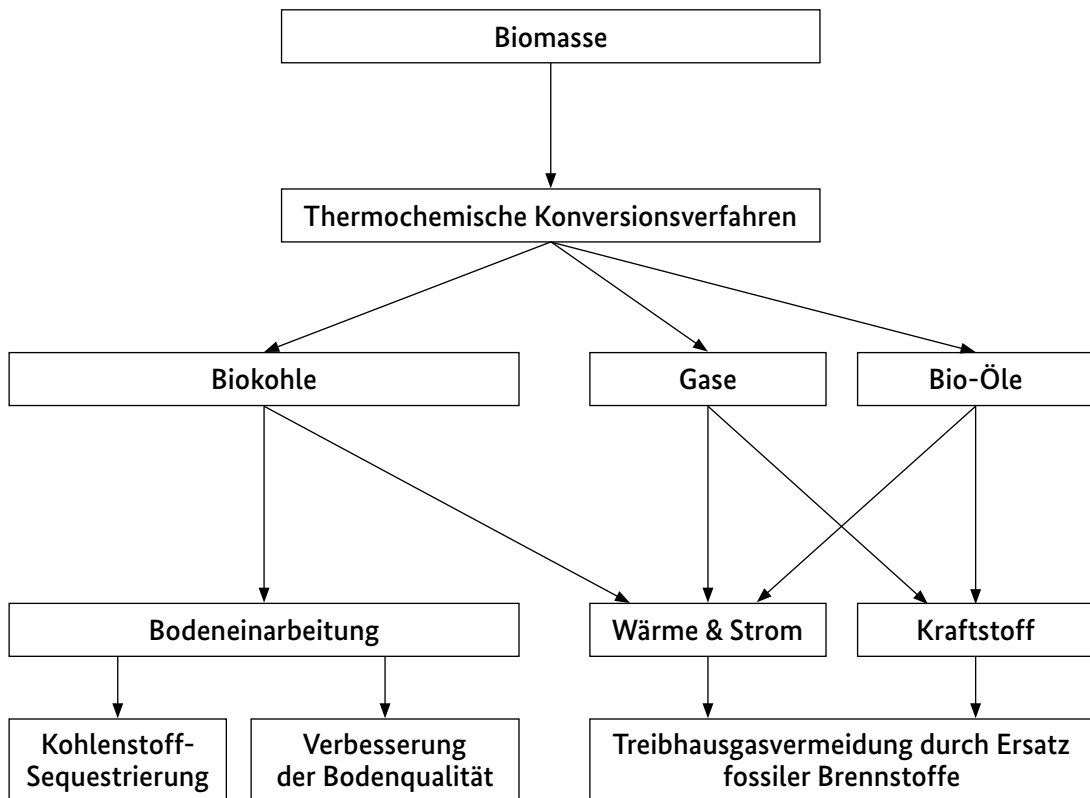


Abb. 3: Flussdiagramm Biokohle (Teichmann, 2014).

5.4 Einsatz von Biomasse als Baustoff und Verpackung

Das Bauen mit Holz trägt erheblich zur Reduktion der CO₂-Emissionen und damit zum Klimaschutz bei. Mehr als die Hälfte aller Fertigprodukte aus Holz (ohne Papier) werden im Bauwesen eingesetzt. Das Bauwesen ist somit der wichtigste Einsatzort für Holzprodukte (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2021). So hat sich der Anteil der Ein- und Zweifamilienhäuser in Holzbauweise vom Jahr 2000 (12,3 %) bis 2019 (20,3 %) fast verdoppelt (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 2021). Neben dem gestiegenen Bedarf an Bau- und Konstruktionsholz wird auch angestrebt, zukünftig mehr Dämmstoffe aus Biomasse herzustellen. Dämmstoffe aus Holzweichfasern (Resthölzer von Nadelbäumen), Holzspänen (Hobelreste von Nadelbäumen), Stroh, Hanf, Schafwolle, Flachs und Seegrass sind am Markt etabliert, weitere Materialien befinden sich zurzeit in der Entwicklungs- oder Prüfphase (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2022). Für das Jahr 2019 berechnete die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe einen 9%igen Anteil von Dämmstoffen aus nachwachsenden Rohstoffen am gesamten Absatzvolumen, dies entspricht ca. 3,5 Mio. m³, von denen 58 % aus Holzfasern und 32 % aus Zellulose bestanden (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, 2020).

Nach Angaben der Verbände der Verpackungsindustrie führt das geänderte Konsumverhalten zu einer deutlichen Zunahme an Verpackungen. Besonders deutlich fällt diese Zunahme für Verpackungen aus Papier, Pappe und Karton aus, für die eine 60%ige Steigerung zwischen 1991 und 2020 berechnet wurde. Jedoch werden die Auswirkungen auf die Papierindustrie auch bei einer Umsetzung der Biodiversitätsstrategie von Schier et al. (2022) als eher gering eingeschätzt, begründet mit dem hohen Altpapieranteil in der Produktionskette und zu erwartenden technologischen Verbesserungen im Herstellungsprozess.

Insgesamt ergibt sich aus den dargestellten Aspekten eine ausgesprochene Konkurrenzsituation um die Nutzung von Biomasse für die Herstellung von Biokohle auf der einen und für die Humusreproduktion von Böden, das landwirtschaftliche Nährstoffrecycling, die Wärmeerzeugung und die Herstellung von Baustoffen und Verpackungen auf der anderen Seite. So ist das Nutzungspotenzial von Stroh zur Herstellung von Biokohle ebenso wie zur energetischen Verwertung vernachlässigbar gering, wenn die Fruchtbarkeit und die ökologisch wichtigen Funktionen der landwirtschaftlich genutzten Böden nachhaltig gesichert werden sollen. Der mögliche Beitrag von Biokohle, insbesondere zur Festlegung von Kohlenstoff im Boden als Klimaschutzmaßnahme, erscheint daher als sehr begrenzt.

6 Geeignete Biomassen für die Carbonisierung

Biokohlen dürfen bislang in Düngemitteln, Kultursubstraten, Bodenhilfsstoffen und Pflanzenhilfsmitteln als Hauptbestandteil nur in Form von Holzkohle mit einem Kohlenstoffgehalt von mindestens 80 % C in der TM aus chemisch unbehandeltem Holz enthalten sein (DüMV, 2012). Neben chemisch unbehandeltem Holz gibt es eine Vielzahl anderer organischer Materialien, die potentiell für die Herstellung von Biokohle eingesetzt werden können. Dabei sollten die in den Kapiteln 3 bis 5 umrissenen Gesichtspunkte (i) potentielle Risiken durch Stör- und Schadstoffe im Ausgangsmaterial und in den Kohlen, (ii) Stickstoffverluste während des Pyrolyseprozesses, (iii) Änderung der Phosphorverfügbarkeit durch den Pyrolyseprozess und (iv) konkurrierende Nutzungsmöglichkeiten um organische Materialien berücksichtigt

werden. In Tabelle A.1 in der Anlage sind verschiedene organische Reststoffe nach ihrer Herkunft und ihrem Ausgangsmaterial gegliedert und unter o. g. Aspekten bewertet. Dabei wird eine Carbonisierung **nicht empfohlen („nein“)**, wenn ein erhöhtes Risiko einer Belastung der Kohlen mit Stör- und Schadstoffen besteht, mit hohen Stickstoffverlusten bzw. einer Verschlechterung der P-Verfügbarkeit aufgrund der Carbonisierung zu rechnen ist oder eine Nutzungskonkurrenz auf der Stufe der Landwirtschaft besteht (z. B. Nutzung von Stroh für die Humusreproduktion vs. Carbonisierung von Stroh). Die Carbonisierung wird **bedingt empfohlen („ja“)** wenn eher geringe Nährstoffverluste und eine Nutzungskonkurrenz außerhalb der Landwirtschaft erwartet werden (z. B. Nutzung von Restholz für eine energetische Verwertung vs. Carbonisierung; s. Anmerkungen in Tabelle A.1). Die Carbonisierung wird als Option der Verwendung von Biomasse **empfohlen („ja“)**, wenn weder Stör- und Schadstoffe noch Nährstoffverluste und auch keine wesentliche Nutzungskonkurrenz zu erwarten sind.

Im Hinblick auf die Verwendung von **Materialien aus der Landwirtschaft** kann eine Carbonisierung von Stroh aufgrund dessen wichtiger Funktionen für die Humusreproduktion, den Erosions- und Verdunstungsschutz sowie seiner Nährstoffgehalte, die durch den Pyrolyseprozess teilweise verloren gehen, keineswegs empfohlen werden. Bei krautigen Ernteresten vom Feld und bei Speisepilzsubstraten sollte aus ähnlichen Gründen auf eine Verkohlung verzichtet werden. Einer Carbonisierung von Spelzen und Getreidestaub kann dann zugestimmt werden, wenn im Ausgangssubstrat die Grenzwerte für Schadstoffe nach der DüMV eingehalten werden. Bei den anderen Ernteresten aus der Landwirtschaft werden keine gravierenden Risiken im Hinblick auf Stör- und Schadstoffe erwartet, es können jedoch relevante Stickstoffverluste auftreten. Insgesamt sollte im Hinblick auf die Nutzungskonkurrenz abgewogen werden, ob ein Einsatz von Ernteresten in der Wärmeerzeugung bzw. in der Kompostierung oder in der Biogaserzeugung nicht zielführender ist. Insbesondere in Zusammenhang mit dem Klimaschutz sollte die höchste CO₂-Vermeidungsleistung angestrebt werden.

Ähnliche Argumente treffen für die Verwendung von **organischen Materialien aus der Garten- und Landschaftspflege** zu. Hier müssen grundsätzlich die Grenzwerte für Schadstoffe nach DüMV im Ausgangsmaterial eingehalten werden. Voraussetzung für eine Verwendung von Mähgut von Straßenrändern sollte zusätzlich die Einhaltung der Vorsorgewerte im Boden nach der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999) sein. Hingewiesen sei hier darauf, dass nach BioAbfV (1998) pflanzliche Materialien von Verkehrswegebegleitflächen (an Straßen, Wegen, Schienentrassen, Flughäfen, Industriestandorten) von einer Verwertung ausgeschlossen sind. Schließlich sollte bei allen Stoffen ein Einsatz in der Kompostierung bzw. in der Biogaserzeugung als Alternative in Erwägung gezogen werden. Aufgrund des Risikos eines Eintrags von Stör- und Schadstoffen in Böden wird die Verwendung von Rechen- und Schwemmgut als Ausgangsmaterial für die Pyrolyse abgelehnt.

Bei **Reststoffen aus der Holzgewinnung und Holzverarbeitung** werden keine gravierenden Probleme im Hinblick auf Stör- und Schadstoffe sowie Stickstoffverluste gesehen. Eine ganz erhebliche Nutzungskonkurrenz besteht jedoch bei der Verwendung dieser Materialien für andere Zwecke, insbesondere in der Wärmeerzeugung und als Rohstoff in der Bauwirtschaft. Aus gesamtgesellschaftlicher Sicht sollte eine kritische Gesamtbetrachtung der Nutzung dieser Materialien in Zusammenhang mit dem Klimaschutz erfolgen.

Der Einsatz von **Materialien aus der Recyclingwirtschaft** für die Herstellung von Biokohle wird aufgrund der Risiken durch Stör- und Schadstoffe grundsätzlich abgelehnt. Weitere Argumente für einen Ausschluss dieser Stoffe für die Biokohleherstellung sind zu erwartende Stickstoffverluste bei der Herstellung von Biokohle (Biotonne, Klärschlamm) sowie die Verminderung der Phosphatverfügbarkeit, was ein erhebliches Problem bei der Herstellung von Klärschlammcarbonisaten darstellt.

Der Carbonisierung von **Reststoffen aus der Nahrungs- und Genussmittelproduktion** kann im Hinblick auf Material aus Wasch- und Reinigungsprozessen sowie Gruse und Stäube zugestimmt werden, soweit die Schadstoffgrenzwerte nach BioAbfV (1998) eingehalten werden. Bei allen anderen Vertretern aus dieser Stoffgruppe ist eine Carbonisierung unter dieser Voraussetzung zwar auch möglich, deren präferierter Einsatz für die Biogasgewinnung, Kompostierung oder als Düngemittel bzw. Bodenhilfsstoff sollte aber erwogen werden.

Reststoffe aus der **Textil- und Verpackungsindustrie**, soweit es sich um unbehandelte Pflanzenfasern handelt, können ebenfalls karbonisiert werden. Ihr möglicher Einsatz als Torfersatzstoff sollte jedoch geprüft werden.

Gärreste aus **Biogasanlagen sowie jegliche Wirtschaftsdünger** sollten von einer Carbonisierung strikt ausgeschlossen werden. Sie stellen quantitativ das mit Abstand wichtigste Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumpotential aller organischen Reststoffe dar (Wiesler et al., 2016). Da bei einer Carbonisierung erhebliche Stickstoff- und Kaliumverluste auftreten und die Phosphatverfügbarkeit möglicherweise verschlechtert wird, sollte das Nährstoffpotential in diesen Reststoffen für Düngungszwecke so genutzt werden, dass die höchste Nährstoffeffizienz erzielt wird. Dies trägt sowohl zum Ressourcen- (Phosphor, Kalium) als auch zum Klimaschutz (Substitut für Mineraldünger) bei.

Insgesamt können deutlich mehr Biostoffe für eine Carbonisierung in Erwägung gezogen werden, als dies bisher in der Düngemittelverordnung vorgesehen ist. Die potentiellen Risiken durch Stör- und Schadstoffe im Ausgangsmaterial und in den Kohlen, Stickstoffverluste während des Carbonisierungsprozesses, eine Verminderung der Phosphorverfügbarkeit durch den Carbonisierungsprozess und konkurrierende Nutzungsmöglichkeiten um organische Materialien zeigen der breiten Anwendung von Biomasse für die Carbonisierung jedoch Grenzen auf.

7 Forschungsbedarf

Bisherige Forschungsarbeiten zeigen, dass Biokohle unter bestimmten Bedingungen zur Bodenverbesserung und Ertragssteigerung, zur Verminderung der Lachgasemissionen aus Böden sowie zur Kohlenstoffspeicherung in Böden und damit möglicherweise zur Abmilderung des Klimawandels beitragen kann (Woolf et al., 2010).

Die Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle in der Landwirtschaft werden aber sowohl in der Wissenschaft als auch in der landwirtschaftlichen Praxis unterschiedlich, zum Teil kontrovers eingeschätzt. Dies liegt unter anderem an:

- der großen Variabilität und teilweisen Widersprüchlichkeit der Versuchsergebnisse;
- der Vielfalt der Ausgangsstoffe, der Herstellungsverfahren und der Qualität der Biokohle;
- mangelnder Kenntnis über die Änderung der Nährstoffverfügbarkeit, insbesondere der P-Verfügbarkeit, durch den Carbonisierungsprozess;
- mangelnder Kenntnis über die Änderung der Schwermetallgehalte (Abreicherung vs. Aufkonzentrierung) während des Carbonisierungsprozesses;
- mangelnder Kenntnis über den Abbau bzw. die Entstehung von organischen Schadstoffen während des Carbonisierungsprozesses;
- der Vielfalt der Standort- und Bewirtschaftungsbedingungen in der Landwirtschaft;
- weitgehend fehlenden Freilandversuchen zur Analyse der Langzeitwirkungen von Biokohle und
- der bisher oft praxisfernen Anwendung der Biokohle in Versuchen (extrem hohe Biokohlegaben, oft nur einmalige Ausbringung, Anwendung von Biokohle ohne Nährstoffausgleich, zu kurze Versuchslaufzeiten).

Aufgrund des oben umrissenen Wissensstands besteht Forschungsbedarf im Hinblick auf:

- die systematische Untersuchung verschiedener Ausgangsmaterialien auf die Schadstoffdynamik und die Änderung der P-Verfügbarkeit unter verschiedenen Bedingungen der Carbonisierung;
- die langfristigen agrarökologischen Wirkungen (Effekte auf Bodeneigenschaften und -prozesse, C-Bindung in Böden, Stickstoffemissionen und Nitratausträge) und pflanzenbaulichen Wirkungen (Ertrag, Ertragsicherheit, Produktqualität) der Anwendung von Biokohle im Rahmen von Langzeitfeldversuchen;
- Möglichkeiten einer Kaskadennutzung von Biokohle, z. B. Einsatz im Stall oder in der Gülle zur Minderung von Emissionen, mit anschließender Nutzung positiver Effekte der Biokohle in der Pflanzenproduktion bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger.

Erheblicher Forschungsbedarf besteht schließlich in der Erarbeitung von Anwendungsempfehlungen für Biokohle in der Pflanzenproduktion. Für die Bewertung des Klimaschutzpotenzials von größter Bedeutung ist die Analyse und Modellierung unterschiedlicher Nutzungspfade verschiedener Biomassen und deren Effekte auf die Emission klimarelevanter Gase.

8 Gesetzliche Regelungen

Das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten Pflanzenhilfsmitteln sowie Bodenverbesserungsmitteln unterliegt in Deutschland der Düngemittelverordnung (DüMV, 2012) oder der EU-Düngeprodukteverordnung (2019).

Nach der aktuellen EU-Düngeprodukteverordnung dürfen durch Pyrolyse oder Vergasung gewonnene Düngeprodukte, also auch Biokohlen, nicht aus Klärschlämmen, Industrieschlämmen und tierischen Nebenprodukten hergestellt werden. Sie müssen die für ein EU-Düngeprodukt entsprechenden Anforderungen der Komponentenmaterialkategorie CMC 14 und weitere Vorgaben erfüllen (Produktfunktionskategorien, Kennzeichnung, etc.). Es sind für die Produktfunktionskategorien (PFC) wie auch für die Komponentenmaterialkategorien (CMC) Höchstgehalte u. a. für Schwermetalle, PAH₁₆, PCDD/F (WHO-Toxizitätsäquivalente) und ndl-PCB einzuhalten. Zum Nachweis, dass die Anforderungen der EU-Düngeprodukteverordnung erfüllt sind, ist eine Konformitätsbewertung durch eine externe Konformitätsbewertungsstelle durchzuführen.

In der Deutschen DüMV sind bislang nur Kohlen aus chemisch unbehandeltem Holz mit eingeschränktem Verwendungszweck zugelassen.

9 Empfehlungen

Der Wissenschaftliche Beirat für Düngungsfragen stellt fest und empfiehlt:

- Nach derzeitigem Kenntnisstand ist die langsame bis intermediäre Pyrolyse für die Herstellung von Biokohle für den Einsatz in der Pflanzenproduktion das geeignetste Verfahren.
- Dem Einsatz von Biokohle in der Pflanzenproduktion wird oftmals ein erhebliches Potential für die Steigerung der Bodenfruchtbarkeit, die Steigerung der Erträge, die Minderung negativer Umweltwirkungen sowie für den Klimaschutz zugesprochen. Die dazu durchgeführten Versuche führten jedoch zu sehr variablen und teilweise widersprüchlichen Ergebnissen. Insbesondere mangelt es an Informationen über die Schadstoffdynamik sowie die Änderung der P-Verfügbarkeit bei unterschiedlichen Ausgangsmaterialien infolge des Pyrolyseprozesses sowie über die in Langzeitversuchen unter praxisähnlichen Bedingungen ermittelten Auswirkungen des Einsatzes von Biokohle in der Pflanzenproduktion. Die Forschung und das Versuchswesen sollten sich gezielt dieser Fragestellungen annehmen.
- Im Zusammenhang mit den postulierten Auswirkungen von Biokohle auf den Klimaschutz sollte dringend eine Modellierung unterschiedlicher Nutzungspfade von Biomasse und deren Effekten auf die Emission klimarelevanter Gase durchgeführt werden.
- In der deutschen DüMV sind bislang nur Kohlen aus chemisch unbehandeltem Holz zugelassen. Eine Zulassung von weiteren Stoffen für die Herstellung von Biokohlen sollte unter besonderer Berücksichtigung eventueller Schadstoffeinträge, Stickstoffverluste und Minderung der P-Verfügbarkeit infolge des Carbonisierungsprozesses sowie anderer Verwendungsmöglichkeiten (Nutzungskonkurrenz) der Biomasse erfolgen.
- Die Einhaltung von Schadstoffgrenzwerten wird durch die Düngemittelverkehrskontrolle in den Ländern unter den derzeitigen Bedingungen nur unzureichend kontrolliert. Eine Erweiterung der Stoffliste nach deutschem Düngemittelrecht erscheint nur vertretbar, wenn durch externe und interne Qualitätssicherungsmaßnahmen sichergestellt werden kann, dass die eingesetzten Reststoffe sowie die daraus hergestellten Biokohlen die gesetzlich vorgeschriebenen Schadstoffgrenzwerte sicher einhalten. Dazu könnte eine im deutschen Düngemittelrecht bislang nicht vorgesehene Konformitätsbewertung, die eine Bewertung und Kontrolle des gesamten Herstellungsprozesses beinhaltet, beitragen.

Die Etablierung von Qualitätssicherungssystemen sollte eine ergänzende Maßnahme zum risikominimierten Einsatz von Biokohle in der Pflanzenproduktion sein.

Literaturangaben

AbfKlärV (2017): Verordnung über die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemisch und Klärschlammkompost. Klärschlammverordnung vom 27. September 2017 (BGBl. I S. 3465), zuletzt geändert durch Artikel 137 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328).

Armbruster M., Vatov E. und Wiesler F. (2019): Anwendung von Pflanzenkohlen im Gemüsebau – eine Maßnahme zur Verminderung der Nitratauswaschung? VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 76/2019. VDLUFA-Verlag, Darmstadt. S. 166–173.

Artmann K., Egeler R., Sewald W. und Waller R. (2011): Verfahren und Vorrichtung zur Vergasung von Biomasse. Deutsches Patent mit der Veröffentlichungsnummer: DE 102010018197 A1. DPMA, München.

Bagreev A., Bandosz T.J. and Locke D.C. (2001): Pore structure and surface chemistry of adsorbents obtained by pyrolysis of sewage sludge-derived fertilizer. *Carbon* 39 (13), 1971–1979. DOI: 10.1016/S0008-6223(01)00026-4.

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), zuletzt geändert durch Artikel 126 der Verordnung vom 19. Juni 2020 (BGBl. I S. 1328).

Beßler H., Adam A., Radelhof T. und Engels C. (2021): Wie kann der „VDLUFA-Standpunkt Humusbilanzierung“ an Veränderungen in der Produktionstechnik und der Umwelt angepasst werden? VDLUFA-Schriftenreihe Bd. 77/2021. VDLUFA-Verlag, Darmstadt. S. 182–193.

BioAbfV (1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf Böden. Bioabfallverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. April 2013 (BGBl. I S. 658), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 28. April 2022 (BGBl. I S. 700; 2023 I Nr. 153).

Boateng A.A., Garcia-Perez M., Masek O., Brown R. and del Campo B. (2015): Biochar production technology. In: Lehman J. and Joseph S. (Eds.) (2015): *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation*. 2nd Edition. Earthscan, London. P. 63–88.

Borchard N., Schirrmann M., Cayuela M.L., Kammann C., Wrage-Mönnig N., Estavillo J.M., Fuertes-Mendizábal T., Sigua G., Spokas K., Ippolito J.A. and Novam J. (2019): Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Science of The Total Environment* 651 (Pt 2), 2354–2364. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.060.

Bridle T.R. and Pritchard D. (2004): Energy and nutrient recovery from sewage sludge via pyrolysis. *Water Science and Technology* 50, P. 169–175. DOI: 10.2166/wst.2004.0562.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2021): Klima schützen. Werte schaffen. Ressourcen effizient nutzen. *Charta für Holz 2.0*. 4. Auflage. BMEL, Bonn. 62 Seiten.

→ https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/ChartafuerHolz20.pdf?__blob=publicationFile&v=7, zuletzt geprüft am 17.07.2023.

Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2022): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2021. Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung, Bonn. 360 Seiten.

Cantrell K.B., Hunt P.G., Uchimiya M., Novak J.M. and Kyoung S.R. (2012): Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology* 107, 419–428. DOI: 10.1016/j.biortech.2011.11.084.

- Cayuela M.L., van Zwieten L., Singh B.P., Jeffery S., Roig A. and Sánchez-Monedero M.A. (2014):** *Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 5–16. DOI: 10.1016/j.agee.2013.10.009.
- Chan K.Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A. and Joseph S. (2008):** *Using poultry litter biochars as soil amendments. Australian Journal of Soil Research* 46 (5), 437–444. DOI: 10.1071/SR08036.
- Chan K.Y. and Xu Z. (2009):** *Nutrient properties and their enhancement. In: Lehman J. and Joseph S. (Eds.) (2009): Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London. S. 67–84.*
- Clough T., Condon L., Kammann C. and Müller C. (2013):** *A review of biochar and soil nitrogen dynamics. Agronomy* 3 (2), 275–293. DOI: 10.3390/agronomy3020275.
- Cooper J., Greenberg I., Ludwig B., Hippich L., Fischer D., Glaser B. and Kaiser M. (2020):** *Effect of biochar and compost on soil properties and organic matter in aggregate size fractions under field conditions. Agriculture, Ecosystems & Environment* 295, Article 106882. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106882.
- Dai Z., Xiong X., Zhu H., Xu H., Leng P., Li J., Tang C. and Xu J. (2021):** *Association of biochar properties with changes in soil bacterial, fungal and fauna communities and nutrient cycling processes. Biochar* 3 (3), 239–254. DOI: 10.1007/s42773-021-00099-x.
- DeCiucies S., Whitman T., Woolf D., Enders A. and Lehmann J. (2018):** *Priming mechanisms with additions of pyrogenic organic matter to soil. Geochimica et Cosmochimica Acta* 238, 329–342. DOI: 10.1016/j.gca.2018.07.004.
- DeLuca T.H., MacKenzie M.D. and Gundale M.J. (2009):** *Biochar effects on soil nutrient transformations. In: Lehmann J. and Joseph S. (Eds.): Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London. P. 251–270.*
- Demirbas A. (2001):** *Carbonization ranking of selected biomass for charcoal, liquid and gaseous products. Energy Conversion and Management* 42 (10), 1229–1238. DOI: 10.1016/S0196-8904(00)00110-2.
- Domeyer K. (2005):** *An- und Abreicherung von Schwermetallen in der Rhizosphäre und deren Entzug durch landwirtschaftliche Kulturpflanzen unter besonderer Berücksichtigung der Aspekte einer Phytosanierung. Dissertation. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität. → <https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hbz:5N-07017>, zuletzt geprüft am 14.07.2023.*
- Dorn J. (1999):** *Untersuchungen zu Einzel- und Kombinationswirkungen von ausgewählten anorganischen und organischen Schadstoffen beim Anbau verschiedener Pflanzenarten auf Rieselfeldboden. Dissertation. Berlin: Humboldt-Universität zu Berlin.*
- Downie A., Crosky A. and Munroe P. (2009):** *Physical properties of biochar. In: Lehman J. and Joseph S. (Eds.) (2009): Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London. P. 13–32.*
- DüMV (2012):** *Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414).*
- Dutta T., Kwon E., Bhattacharya S.S., Jeon B.H., Deep A., Uchimiya M. and Kim K.-H. (2017):** *Polycyclic aromatic hydrocarbons and volatile organic compounds in biochar and biochar-amended soil: a review. GCB Bioenergy* 9 (6), 990–1004. DOI: 10.1111/gcbb.12363.

Ebertseder T., Engels C., Heyn J., Reinhold J., Brock C., Fürstenfeld F., Hülsbergen K.-J., Isermann K., Kolbe H., Leithold G., Schmid H., Schweitzer K., Wilms M. und Zimmer J. (2014): *VDLUFA-Standpunkt Humusbilanzierung – Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ackerland. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Hrsg.), VDLUFA, Speyer. 21 Seiten.*

Egenolf V., Distelkamp M., Morland C., Beck-O'Brien M. and Bringezu S. (2022): *The timber footprint of German bioeconomy scenarios compared to the planetary boundaries for sustainable roundwood supply. Sustainable Production and Consumption 33, 686-699. DOI: 10.1016/j.spc.2022.07.029.*

Egenolf V., Vita G., Distelkamp M., Schier F., Hübner R. and Bringezu S. (2021): *The timber footprint of the German bioeconomy: state of the art and past development. Sustainability 13 (7), 3878. DOI: 10.3390/su13073878.*

EU-Düngeprodukteverordnung (2019): *Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 (ABl. L 170 vom 25.6.2019, 1–114).*

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) (2000): *Leitfaden Bioenergie: Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen. FNR e. V., Gülzow-Prüzen. 354 Seiten. → https://www.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/broschueren/leitfadenfestebiobrennstoffe_web.pdf, zuletzt geprüft am 17.07.2023.*

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) (2010): *Leitfaden Biogas: Von der Gewinnung zur Nutzung. 5. Auflage. FNR e. V., Gülzow-Prüzen. 272 Seiten. → https://www.infothek-biomasse.ch/images//209_2010_FNR_Leitfaden_Biogas.pdf, zuletzt geprüft am 04.08.2023.*

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) (2020): *Absatzvolumen von Dämmstoffen in Deutschland 2019. FNR e. V., Gülzow-Prüzen. → <https://mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/biobasierte-produkte/holzprodukte-und-baustoffe/absatzvolumen-von-dammstoffen-in-deutschland.html>, zuletzt geprüft am 27.06.2023.*

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg.) (2022): *Marktübersicht Dämmstoffe aus nachwachsenden Rohstoffen. 12., überarbeitete Auflage. FNR e. V., Gülzow-Prüzen. 86 Seiten. → <https://mediathek.fnr.de/marktubersicht-dammstoffe-aus-nachwachsenden-rohstoffen.html>, zuletzt geprüft am 17.07.2023.*

Farhangi-Abriz S., Torabian S., Qin R., Noulas C., Lu Y. and Gao S. (2021): *Biochar effects on yield of cereal and legume crops using meta-analysis. Science of The Total Environment 775, 145869. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145869.*

Gao Y., Shao G., Lu J., Zhang K., Wu S. and Wang Z. (2020): *Effects of biochar application on crop water use efficiency depend on experimental conditions: A meta-analysis. Field Crops Research 249, 107763. DOI: 10.1016/j.fcr.2020.107763.*

Gaskin J.W., Steiner C., Harris K., Das K.C. and Bibens B. (2008): *Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use. American Society of Agricultural and Biological Engineers 51, 2061–2069. DOI: 10.13031/2013.25409.*

Gaunt J.L. and Lehmann J. (2008): *Energy balance and emissions associated with biochar sequestration and pyrolysis bioenergy production. Environmental Science & Technology 42 (11), 4152–4158. DOI: 10.1021/es071361i.*

Glaser B. (2021): *Terra Preta – Entstehung und Rolle für Klimaschutz und Stoffkreisläufe. In: Lozán J. L., Breckle S.-W., Graßl H. und Kasang D. (Hrsg.). Warnsignal Klima: Boden & Landnutzung. Wissenschaftliche Auswertungen in Kooperation mit GEO, Hamburg. S. 380–387. DOI:10.25592/uhhfdm.9904.*

Glaser B., Lehmann J., and Zech W. (2002): *Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. Biology and Fertility of Soils 35 (4), 219–230. DOI: 10.1007/s00374-002-0466-4.*

- Glaser B., Wiedner K., Seelig S., Schmidt H.P. and Gerber H. (2015):** *Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. Agronomy for Sustainable Development* 35 (2), 667–678. DOI: 10.1007/s13593-014-0251-4.
- Godlewska P., Schmidt H.P., Ok Y.S. and Oleszczuk P. (2017):** *Biochar for composting improvement and contaminants reduction. A review. Bioresource Technology* 246, 193–202. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.095.
- Gronwald M., Don A., Tiemeyer B. and Helfrich M. (2015):** *Effects of fresh and aged chars from pyrolysis and hydrothermal carbonization on nutrient sorption in agricultural soils. Soil* 1 (1), 475–489. DOI: 10.5194/soil-1-475-2015.
- Gundale M.J. and DeLuca T.H. (2006):** *Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir ecosystem. Forest Ecology and Management* 231, 86–93. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.05.004.
- Haensler J. (2003):** *Phytoremediation schwermetallbelasteter Böden durch einjährige Pflanzen in Einzel- und Mischkultur. Dissertation. Düsseldorf: Heinrich-Heine-Universität.* → <https://docserv.uni-duesseldorf.de/servlets/DocumentServlet?id=2527>
- Haider G., Steffens D., Moser G., Müller C. and Kammann C.I. (2017):** *Biochar reduced nitrate leaching and improved soil moisture content without yield improvements in a four-year field study. Agriculture, Ecosystems & Environment* 237, 80–94. DOI: 10.1016/j.agee.2016.12.019.
- Hale S.E., Lehmann J., Rutherford D., Zimmerman A.R., Bachmann R.T., Shitumbanuma V., O'Toole A., Sundqvist K.L., Arp H.P. and Cornelissen G. (2012):** *Quantifying the total and bioavailable polycyclic aromatic hydrocarbons and dioxins in biochars. Environmental Science and Technology* 46 (5), 2830–2838. DOI: 10.1021/es203984k.
- Hansen V., Müller-Stöver D., Ahrenfeldt J., Holm J.K., Henriksen U.B. and Hauggaard-Nielsen H. (2015):** *Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. Biomass and Bioenergy* 72, 300–308. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.10.013.
- Hass A., Gonzalez J.M., Lima I.M., Godwin H.W., Halvorson J.J. and Boyer D.G. (2012):** *Chicken manure biochar as liming and nutrient source for acid Appalachian soil. Journal of Environmental Quality* 41, 1096–1106. DOI: 10.2134/jeq2011.0124.
- Haubold-Rosar M., Heinkele T., Rademacher A., Kern J., Dicke C., Funke A., Germer S., Karagöz Y., Lanza G., Libra J., Meyer-Aurich A., Mumme J., Theobald A., Reinhold J., Neubauer Y., Medick J. und Teichmann I. (2016):** *Chancen und Risiken des Einsatzes von Biokohle und anderer „veränderter“ Biomasse als Bodenhilfsstoffe oder für die C-Sequestrierung in Böden. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, Texte 04/2016. 254 Seiten.*
- He M., Xiong X., Wang L., Hou D., Bolan N.S., Ok Y.S.; Rinklebe J. and Tsang D.C.W. (2021):** *A critical review on performance indicators for evaluating soil biota and soil health of biochar-amended soils. Journal of Hazardous Materials* 414, 125378. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.125378.
- Heaney N., Ukpong E. and Lin C. (2020):** *Low-molecular-weight organic acids enable biochar to immobilize nitrate. Chemosphere* 240, 124872. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124872.
- Heger S., Kruse A., Quicker P., Blöhse D., Serfass K., Schulten M. und Seabra S. (2016):** *Herstellung von Biomassekarbonisaten. In: Quicker P. und Weber K. (2016): Biokohle: Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. Springer Vieweg, Wiesbaden. S. 83–164. DOI: 10.1007/978-3-658-03689-8.*
- Hood-Nowotny R., Watzinger A., Wawra A. and Soja G. (2018):** *The impact of biochar incorporation on inorganic nitrogen fertilizer plant uptake: an opportunity for carbon sequestration in temperate agriculture. Geosciences* 8 (11), 420. DOI: 10.3390/geosciences8110420.
- Hossain M.K., Strezow V., Chan K.Y., Ziolkowski A. and Nelson P.F. (2011):** *Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. Journal of Environmental Management* 92 (1), 223–228. DOI: 10.1016/j.jenvman.2010.09.008.

Huygens D., Saveyn H.G.M, Tonini D., Eder P. and Delgado Sancho L. (2019). *Technical proposals for selected new fertilising materials under the Fertilising Products Regulation (Regulation (EU) 2019/1009) – Process and quality criteria, and assessment of environmental and market impacts for precipitated phosphate salts and derivatives, thermal oxidation materials and derivatives and pyrolysis and gasification materials*, EUR 29841 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 476 Seiten. DOI: 10.2760/186684.

Jeffery S., Abalos D., Prodana M., Bastos A.C., van Groenigen J.W., Hungate B.A. and Verheijen F. (2017): *Biochar boosts tropical but not temperate crop yields*. *Environmental Research Letters* 12, 053001. DOI: 10.1088/1748-9326/aa67bd.

Jeffery S., Verheijen F.G.A., van der Velde M. and Bastos A.C. (2011): *A quantitative review of the effects of biochar application to soils on crop productivity using meta-analysis*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 144 (1), 175–187. DOI: 10.1016/j.agee.2011.08.015.

Juan-Ovejero R., Benito E., Barreal M.E., Rodeiro J. and Briones M.J.I. (2019). *Tolerance to fluctuating water regimes drives changes in mesofauna community structure and vertical stratification in peatlands*. *Pedobiologia* 76, 150571. DOI: 10.1016/j.pedobi.2019.150571.

Krull E.S., Baldock J.A., Skjemstad J.O. and Smernik R.J. (2009): *Characteristics of biochar: organo-chemical properties*. In: Lehman J. and Joseph S. (Eds.) (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London. S. 53–66.

Kumar A., Jones D.D. and Hanna M.A. (2009). *Thermochemical biomass gasification: A review of the current status of the technology*. *Energies* 2, 556–581. Doi: 10.3390/en20300556.

Kuzyakov Y., Bogomolova I. and Glaser B. (2014): *Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific 14C analysis*. *Soil Biology and Biochemistry* 70, 229–236. DOI: 10.1016/j.soilbio.2013.12.021.

Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.) (2003): *Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV. Fachbeiträge des Landesumweltamtes – Titelreihe, Heft Nr. 77: Bodenschutz und Altlastenbearbeitung 1*. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam. 118 Seiten.

Lang T., Jensen A.D., Jensen P.A. (2005): *Retention of organic elements during solid fuel pyrolysis with emphasis on the peculiar behavior of nitrogen*. *Energy Fuels* 19, 1631–1643. DOI: 10.1021/ef049739a.

Lehmann J. and Joseph S. (Eds.) (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London. 448 Seiten.

Lehmann J., Gaunt J. and Rondon M. (2006): *Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems: a review*. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11 (2), 403–427. DOI: 10.1007/s11027-005-9006-5.

Lehmann J., Rillig M.C., Thies J., Masiello C.A., Hockaday W.C. and Crowley D. (2011): *Biochar effects on soil biota: a review*. *Soil Biology and Biochemistry* 43 (9), 1812–1836. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.04.022.

Libra J.A., Ro K.S., Kammann C., Funke A., Berge N.D., Neubauer Y., Titirici M., Fühner C., Bens O., Kern J. and Emmerich K. (2011): *Hydrothermal carbonization of biomass residuals: A comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis*. *Biofuels* 2 (1), 71-106. DOI: 10.4155/bfs.10.81.

Liu J., Schulz H., Brandl S., Miehtke H., Huwe B. and Glaser B. (2012): *Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions*. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175 (5), 698–707. DOI: 10.1002/jpln.201100172.

- Liu Q., Zhang Y., Liu B., Amonette J.E., Lin Z., Liu G., Ambus P. and Xie Z. (2018):** *How does biochar influence soil N cycle? A meta-analysis. Plant and Soil* 426 (1–2), 211–225. DOI: 10.1007/s11104-018-3619-4.
- Liu X., Zhang D., Li H., Qi X., Gao Y., Zhang Y., Han Y., Jiang Y. and Li H. (2020):** *Soil nematode community and crop productivity in response to 5-year biochar and manure addition to yellow cinnamon soil. BMC Ecology* 20 (1), 39. DOI: 10.1186/s12898-020-00304-8.
- Lu W., Ding W., Zhang J., Li Y., Luo J., Bolan N and Xie Z. (2014):** *Biochar suppressed the decomposition of organic carbon in a cultivated sandy loam soil: A negative priming effect. Soil Biology and Biochemistry* 76, 12–21. DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.04.029.
- Manz M., Puchelt H. und Fritsche R. (1995):** *Schwermetallgehalte in Böden und Pflanzen alter Bergbaustandorte im Südschwarzwald. Reihe: Luft Boden Abfall. Heft 32. Hrsg.: Umweltministerium Baden-Württemberg, Stuttgart. 92 Seiten.*
- Metz R., Böken H., Pieper S. und Hoffmann C. (2001):** *Chemische und biologische Aspekte der Schadstoffimmobilisierung mit Bodenaushub auf ehemaligen Rieselfeldern in Berlin. Mitteilungen der Bodenkundlichen Gesellschaft* 95, 229–232.
- Oguntunde P.G., Abiodun B.J., Ajayi A.E. and van de Giesen N. (2008):** *Effects of charcoal production on soil physical properties in Ghana. Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171 (4), 591–596. DOI: 10.1002/jpln.200625185.
- Patra B.R., Mukherjee A., Nanda S. and Dalai A.K. (2021):** *Biochar production, activation and adsorptive applications: a review. Environmental Chemistry Letters* 19, 2237–2259. DOI: 10.1007/s10311-020-01165-9.
- Peng X., Deng Y., Peng Y. and Yue K. (2018):** *Effects of biochar addition on toxic element concentrations in plants: a meta-analysis. Science of The Total Environment* 616/617, 970–977. DOI: 10.1016/J.SCITOTENV.2017.10.222.
- Pokharel P., Ma Z., Scott X. and Chang S.X. (2020):** *Biochar increases soil microbial biomass with changes in extra- and intracellular enzyme activities: a global meta-analysis. Biochar* 2, 65–79. DOI: 10.1007/s42773-020-00039-1.
- Prodana M., Silva C., Gravato C., Verheijen F.G.A., Keizer J. J., Soares A.M.V.M., Loureiro S. and Bastos A.C. (2019).** *Influence of biochar particle size on biota responses. Ecotoxicology and Environmental Safety* 174, 120–128. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.02.044.
- Prommer J., Wanek W., Hofhansl F., Trojan D., Offre P., Urich T., Schleper C., Sassmann S., Kitzler B., Soja G. and Hood-Nowotny R.C. (2014):** *Biochar decelerates soil organic nitrogen cycling but stimulates soil nitrification in a temperate arable field trial. PLoS ONE* 9 (1), e86388. DOI: 10.1371/journal.pone.0086388.
- Quicker P., Kruse A., Weber K. und Blöhse D. (2016):** *Thermochemische Prozesse zur Herstellung von Biomassekarbonisaten. In: Quicker P. und Weber K. (2016): Biokohle: Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. Springer Vieweg, Wiesbaden. 443 Seiten. DOI: 10.1007/978-3-658-03689-8. S. 15–82.*
- Rajkovich S., Enders A., Hanley K., Hyland C., Zimmerman A. and Lehmann J. (2012):** *Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. Biology and Fertility of Soils* 48, 271–284. DOI: 10.1007/s00374-011-0624-7
- Razzaghi F., Obour P.B. and Arthur E. (2020):** *Does biochar improve soil water retention? A systematic review and meta-analysis. Geoderma* 361, 114055. DOI: 10.1016/j.geoderma.2019.114055.
- Ro K.S., Cantrell K.B., Hunt P.G. (2010):** *High-temperature pyrolysis of blended animal manures for producing renewable energy and value-added biochar. Industrial & Engineering Chemistry Research* 49, 10125–10131. DOI: 10.1021/ie101155m.

- Roberts K.G., Gloy B.A., Joseph, S., Scott N.R. and Lehmann J. (2010):** *Life cycle assessment of biochar systems: estimating the energetic, economic, and climate change potential. Environmental Science & Technology* 44 (2), 827–833. DOI: 10.1021/es902266r.
- Sager C. (2016):** *Historie der Erzeugung von Karbonisaten. In: Quicker P. und Weber K. (2016): Biokohle – Herstellung, Eigenschaften und Verwendung von Biomassekarbonisaten. Springer Vieweg, Wiesbaden. S. 7–14.* DOI:10.1007/978-3-658-03689-8.
- Schier F., Iost S., Seintsch B., Weimar H. and Dieter M. (2022):** *Assessment of possible production leakage from implementing the EU Biodiversity Strategy. Forests* 13 (8), 1225. DOI: 10.3390/f13081225.
- Schmidt H.P., Hagemann N., Abächerli F., Leifeld J. und Bucheli T. (2021):** *Pflanzenkohle in der Landwirtschaft. Hintergründe zur Düngertilgung und Potentialabklärung für die Schaffung von Kohlenstoff-Senken. Agroscope Science Nr. 112/2021. 71 Seiten.* DOI: 10.34776/as112g.
- Seehausen M.L., Gale N.V., Dranga S., Hudson V., Liu N., Michener J., Thurston E., Williams C., Smith S. M. and Thomas S.C. (2017)** *Is there a positive synergistic effect of biochar and compost soil amendments on plant growth and physiological performance? Agronomy* 7, 13. DOI:10.3390/agronomy7010013.
- Shinogi Y. (2004):** *Nutrient leaching from carbon products of sludge. ASAE/CSAE Annual International Meeting, Paper No. 044063.* DOI: 10.13031/2013.16774.
- Siedt M., Schäffer A., Smith K.E.C., Nabel M., Roß-Nickoll M. and van Dongen J.T. (2021):** *Comparing straw, compost, and biochar regarding their suitability as agricultural soil amendments to affect soil structure, nutrient leaching, microbial communities, and the fate of pesticides. Science of The Total Environment* 751, 141607. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141607.
- Song Y., Song C., Ren J., Ma X., Tan W., Wang X., Gao J. and Hou A. (2019).** *Short-term response of the soil microbial abundances and enzyme activities to experimental warming in a boreal peatland in Northeast China. Sustainability* 11 (3), 590. DOI: 10.3390/su11030590.
- Spokas K.A., Novak J.M., Stewart C.E., Cantrell K.B., Uchimiya M., DuSaire M.G. and Ro K.S. (2011):** *Qualitative analysis of volatile organic compounds on biochar. Chemosphere* 85 (5), 869–82. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2011.06.108.
- Subedi R., Bertora C., Zavattaro L. and Grignani C. (2017).** *Crop response to soils amended with biochar: expected benefits and unintended risks. Italian Journal of Agronomy* 12, 161–173. DOI: 10.4082/ija.2017.794.
- Sun Q., Yang X., Meng J., Lan Y., Han X.O., Chen W. and Huang Y. (2022):** *Long-term effects of straw and straw-derived biochar on humic substances and aggregate-associated humic substances in brown earth soil. Frontiers in Environmental Science* 10: 899935. DOI: 10.3389/fenvs.2022.899935.
- Szarka N., Haufe H., Lange N., Schier F., Weimar H., Banse M., Sturm V., Dammer L., Piotrowski S. and Thrän D. (2021):** *Biomass flow in bioeconomy: overview for Germany. Renewable and Sustainable Energy Reviews* 150, 111449. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111449.
- Tammeorg P., Parviainen T., Nuutinen V., Simojoki A., Vaara E. and Helenius J. (2014):** *Effects of biochar on earthworms in arable soil: avoidance test and field trial in boreal loamy sand. Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 150–157. DOI: 10.1016/j.agee.2014.02.023.
- Tang H., Chen M., Wu P., Faheem M., Feng Q., Lee X., Wang S. and Wang B. (2022):** *Engineered biochar effects on soil physicochemical properties and biota communities: a critical review. Chemosphere* 311 (Pt 2), 137025. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.137025.

Teichmann I. (2014): Klimaschutz durch Biokohle in der deutschen Landwirtschaft: Potentiale und Kosten. *DIW Wochenbericht* 81 (1+2), 3–13. → https://www.diw.de/documents/publikationen/73/diw_01.c.434581.de/14-1.pdf, zuletzt geprüft am 23.06.2023.

Thies J.E. and Rillig M.C. (2009): Characteristics of biochar: biological properties. In: Lehman J. and Joseph S. (Eds.) (2009): *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London. P. 85–106.

Umweltbundesamt (2023): Erneuerbare Energien in Zahlen. Bürgerservice. UBA, Dessau-Roßlau.

→ <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/erneuerbare-energien/erneuerbare-energien-in-zahlen#uberblick>, zuletzt geprüft am 27.06.2023.

Ventura M., Alberti G., Panzacchi P., Vedove G.D., Miglietta F. and Tonon G. (2019): Biochar mineralization and priming effect in a poplar short rotation coppice from a 3-year field experiment. *Biology and Fertility of Soils* 55 (1), 67–78. DOI: 10.1007/s00374-018-1329-y.

Watzinger A., Feichtmair S., Kitzler B., Zehetner F., Kloss S., Wimmer B., Zechmeister-Boltenstern S. and Soja G. (2014): Soil microbial communities responded to biochar application in temperate soils and slowly metabolized 13 C-labelled biochar as revealed by 13 C PLFA analyses: results from a short-term incubation and pot experiment. *European Journal of Soil Science* 65 (1), 40–51. DOI: 10.1111/ejss.12100.

Wiesler F., Hund-Rinke K., Gäth S., George E., Greef J.M., Hölzle L.E., Holz F., Hülsbergen K.-J., Pfeil R., Severin K., Frede H.-G., Blum B., Schenkel H., Horst W., Dittert K., Ebertseder T., Osterburg B., Phillip W. und Pietsch M. (2016): Anwendung von organischen Düngern und organischen Reststoffen in der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft*, Band 94/1, Mai 2016. Hrsg.: BMEL, Bonn. S. 1–14.

Wiesmeier M., Mayer S., Paul C., Helming K., Don A., Franko U., Steffens M. und Kögel-Knabner I. (2020): CO₂-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen. *BonaRes Series* 2020/1. DOI: 10.20387/BonaRes-F8T8-XZ4H.

Wiesmeier M., Poeplau C., Sierra C.A., Maier H., Frühauf C., Hübner R., Kühnel A., Spörlein P., Geuß U., Hangen E., Schilling B., von Lützow M. and Kögel-Knabner I. (2016): Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21st century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific Reports* 6:32525, DOI: 10.1038/srep32525.

Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz (WBAE) und Wissenschaftlicher Beirat Waldpolitik (WBW) beim BMEL (2016): Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung. Gutachten. Berlin. 482 Seiten.

Woolf D., Amonette J.E., Street-Perrott F.A., Lehmann J. and Joseph S. (2010): Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communications* 1 (1), 56. DOI: 10.1038/ncomms1053.

Xiao R., Awasthi M.K., Li R., Park J., Pensky S.M., Wang Q., Wang J.J. and Zhang Z. (2017): Recent developments in biochar utilization as an additive in organic solid waste composting: a review. *Bioresource Technology* 246, 203–213. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.07.090.

Ye L., Camps-Arbestain M., Shen Q., Lehmann J., Singh B. and Sabir M. (2020): Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: a meta-analysis of field studies using separate controls. *Soil Use and Management* 36 (1), 2–18. DOI: 10.1111/sum.12546.

Yu C., Tang Y.L., Fang M.X., Luo Z.Y. and Ceng K. (2005): Experimental study on alkali emission during rice straw pyrolysis. *Journal of Zhejiang University (Engineering Science)* 39, 1435–1444.

Yuan J., Xu R. and Zhang H. (2011): *The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures. Bioresource Technology* 102, 3488–3497. DOI: 10.1016/j.biortech.2010.11.018.

Zhang L., Jing Y., Xiang Y., Zhang R. and Lu H. (2018): *Responses of soil microbial community structure changes and activities to biochar addition: a meta-analysis. The Science of The Total Environment* 643, 926–935. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.231.

Zhang X., Gao B., Creamer A.E., Cao C. and Li Y. (2017): *Adsorption of VOCs onto engineered carbon materials: a review. Journal of Hazardous Materials* 338, 102–123. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2017.05.013.

Zhao Y., Feng D., Zhang Y., Huang Y. and Sun S. (2016): *Effect of pyrolysis temperature on char structure and chemical speciation of alkali and alkaline earth metallic species in biochar. Fuel Processing Technology* 141, 54–60. DOI: 10.1016/j.fuproc.2015.06.029.

Zimmerman A.R., Gao B. and Ahn M.-Y. (2011): *Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. Soil Biology and Biochemistry* 43 (6), 1169–1179. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.02.005.

Anhang: Bewertung potentieller Biomassen zur Herstellung von Biokohlen

Herkunft	Ausgangsmaterial	Stör- und Schadstoffe	Stickstoffverluste	Phosphorverfügbarkeit	Nutzungskonkurrenz	Empfehlung zur Verkohlung	Anmerkungen
Landwirtschaft	Stroh	++	+/-	+	---	nein	Vorrangig Bedarf für Humusproduktion, Erosions- und Verdunstungsschutz; Nährstoffträger
	Spelzen	++	+/-	+	+	ja	Einhaltung der Grenzwerte nach DüMV im Ausgangsmaterial vorausgesetzt
	Getreidestaub	-	+	+	++	ja	Einhaltung der Grenzwerte nach DüMV im Ausgangsmaterial vorausgesetzt
	Verdorbene pflanzliche Produkte (z. B. Körner, Samen, Früchte)	-	-	-	--	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der Biogasgewinnung / Kompostierung
	Gehölzschnittgut (Feldhecken, Agroforst)	++/+	+	+	--	(ja)	Sofern die höchste CO ₂ -Vermeidungsleistung erzielt wird; in Nutzungskonkurrenz mit der Kompostierung / Wärmeerzeugung
	Mähgut (Wiese, Brache, Feldrain)	+/-	-/-	-	--	(ja)	Einhaltung der Grenzwerte der BioAbfV vorausgesetzt; kein Mähgut von Flächen, bei denen die Vorsorgewerte nach BBodSchV überschritten sind (z. B. Flussaue); in Nutzungskonkurrenz mit der Heugewinnung / Kompostierung / Biogaserzeugung

Legende: --- auszuschliessen; -- sehr kritisch; - kritisch; + überwiegend unkritisch/empfehlenswert; ++ völlig unkritisch/sehr empfehlenswert; (ja) nur bedingt empfehlenswert

Herkunft	Ausgangsmaterial	Stör- und Schadstoffe	Stickstoffverluste	Phosphorverfügbarkeit	Nutzungskonkurrenz	Empfehlung zur Verkohlung	Anmerkungen
Garten- und Landschaftspflege (Gewässer-, Siedlungs-, Verkehrsflächen)	Krautige Erntereste vom Feld (Gemüse, Rübenblatt etc.)	++/+	---	-	-	nein	Nährstoffträger (insbesondere von Stickstoff); in Nutzungskonkurrenz mit der Humusreproduktion / Biogasgewinnung / Futtermittelverwendung
	Verdorbene Grundfuttermittel	-	--	-	--	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der Biogasgewinnung / Kompostierung
	Fallobst	++	+	+	-	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der Saftproduktion / Biogasgewinnung / Kompostierung
	Unbehandeltes Saatgut	++	-	-	--	(ja)	Sofern nicht verkehrsfähig, z. B. als Futtermittel; in Nutzungskonkurrenz mit der Biogasgewinnung / Kompostierung
	Speisepilzsubstrate	++	+/-	+/-	-	nein	Vorrangiger Bedarf für die Humusproduktion; Nährstoffträger
	Laub	-	+	+	+	(ja)	Vorrangiger Bedarf für die Humusproduktion, Erosions- und Verdunstungsschutz; Nährstoffträger
	Gehölzschnittgut	+/-	+	+	+	(ja)	
	Mähgut	-	-	-	-	(ja)	
	Wurzelstock	+/-	+	+	+	(ja)	

Legende: --- auszuschliessen; -- sehr kritisch; - kritisch; + überwiegend unkritisch/empfehlenswert; ++ völlig unkritisch/sehr empfehlenswert; (ja) nur bedingt empfehlenswert

Herkunft	Ausgangsmaterial	Stör- und Schadstoffe	Stickstoffverluste	Phosphorverfügbarkeit	Nutzungskonkurrenz	Empfehlung zur Verkohlung	Anmerkungen
	Krautige Erntereste aus Haus- und Kleingärten	+/-	- / --	-	-	(ja)	
	Rechen- und Schwemmgut (Gewässer)	---	+	+/-	+	nein	Gefahr einer Belastung durch Stör- und Fremdstoffe
Holzgewinnung und Holzverarbeitung	Unbehandeltes Holz	+/-	++	+	--	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der stofflichen Verwertung / Wärmeeerzeugung
	Rinde	+/-	++	+/-	--	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Rindenmulch / Torfersatzstoff / Wärmeeerzeugung
	Unbehandeltes Holzschäl- u. Häckselgut	+/-	++	+/-	--	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der stofflichen Verwertung / Wärmeeerzeugung
	Sägemehl und Hobelspäne	+/-	++	+	--	(ja)	
Recyclingwirtschaft	Holzwolle	+/-	++	+	--	(ja)	
	Biotonne	---	-	-	--	nein	Gefahr einer Belastung durch Stör- und Fremdstoffe; in Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Kompost im Landschaftsbau
	Altpapier	---	++	+	--	nein	Hohe Gefahr einer Schadstoffbelastung durch Druckfarben und Beschichtungen

Legende: --- auszuschliessen; -- sehr kritisch; - kritisch; + überwiegend unkritisch/empfehlenswert; ++ völlig unkritisch/sehr empfehlenswert; (ja) nur bedingt empfehlenswert

Herkunft	Ausgangsmaterial	Stör- und Schadstoffe	Stickstoffverluste	Phosphorverfügbarkeit	Nutzungskonkurrenz	Empfehlung zur Verkohlung	Anmerkungen
	Papierfaser-schlämme	---	+	+	--	nein	Hohe Gefahr einer Schadstoffbelastung aufgrund unterschiedlicher Ausgangsstoffe und der Verwendung von Chemikalien im Produktionsprozess
	Klärschlämme	---	-	---	+/-	nein	Unsichere Schadstoffentfrachtung und unbefriedigende P-Verfügbarkeit
	Altholz	---	++	+	--	nein	Hohe Gefahr einer Schadstoffbelastung durch Zusatz von Klebern, Farben und Lacken
Nahrungs- und Genussmittelproduktion	Material aus Wasch- und Reinigungsprozessen	-	+/-	+/-	++	ja	Einhaltung der Grenzwerte nach BioAbfV vorausgesetzt
	Material aus Schälprozessen	-	+/-	-	+/-	(ja)	Einhaltung der Grenzwerte nach BioAbfV vorausgesetzt; in Nutzungskonkurrenz mit der Kompostierung / Düngung
	Pressrückstände	+	+/-	-	+/-	(ja)	Einhaltung der Grenzwerte nach BioAbfV vorausgesetzt; in Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Futtermittel / Gärsubstrat für die Biogasgewinnung / Düngung
	Fruchtsamen und verholzte Schalen	+	+/-	-	+/-	(ja)	Einhaltung der Grenzwerte nach BioAbfV vorausgesetzt; in Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Gärsubstrat für die Biogasgewinnung / Kompostierung
	Grus (Tabak, Tee)	+	+/-	+/-	++	ja	Einhaltung der Grenzwerte der BioAbfV vorausgesetzt

Legende: --- auszuschließen; -- sehr kritisch; - kritisch; + überwiegend unkritisch/empfehlenswert; ++ völlig unkritisch/sehr empfehlenswert; (ja) nur bedingt empfehlenswert

Herkunft	Ausgangsmaterial	Stör- und Schadstoffe	Stickstoffverluste	Phosphorverfügbarkeit	Nutzungskonkurrenz	Empfehlung zur Verkohlung	Anmerkungen
	Überlagerte und verdorbene Ware (entpackt)	++	+/-	-	+/-	(ja)	Einhaltung der Grenzwerte nach BioAbfV vorausgesetzt; Ausschluss tierischer Produkte; in Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Gärsubstrat für die Biogasgewinnung / Kompostierung / Düngung
	Küchen- und Kantinenabfälle	+	-	-	+/-	(ja)	
Textil- und Verpackungsindustrie	Reststoffe unbehandelter Pflanzenfasern	++	++	+	+	(ja)	In Nutzungskonkurrenz mit der Verwendung als Torfersatzstoff / stofflichen Verwertung
Biogasanlagen	Gärreste aus der Vergärung von Wirtschaftsdüngern und/oder Energiepflanzen	++	---	-	--	nein	Bedeutsame Nährstoffträger (N, P, K) und Humusersatzstoffe
	Gärreste aus der Vergärung anderer Reststoffe	+/-	---	-	+/-	nein	Bedeutsame Nährstoffträger (N, P, K) und Humusersatzstoffe
Wirtschaftsdünger	Stallmist und Gülle	+	---	-	--	nein	Bedeutsame Nährstoffträger (N, P, K) und Humusersatzstoffe

Legende: --- auszuschliessen; -- sehr kritisch; - kritisch; + überwiegend unkritisch/empfehlenswert; ++ völlig unkritisch/sehr empfehlenswert; (ja) nur bedingt empfehlenswert

HERAUSGEBER

Bundesministerium für Ernährung
und Landwirtschaft (BMEL)
Referat 711 – Pflanzenbau, Grünland
Rochusstraße 1
53123 Bonn
711@bmel.bund.de

STAND

August 2023

TEXT

Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen sowie
externe Expertinnen und Experten

GESTALTUNG

Serviceplan Make GmbH & Co. KG, München

DRUCK

MKL Druck GmbH & Co. KG, Ostbevern

**Diese Publikation wird vom BMEL unentgeltlich
abgegeben. Die Publikation ist nicht zum Verkauf
bestimmt. Sie darf nicht im Rahmen von
Wahlwerbung politischer Parteien oder Gruppen
eingesetzt werden.**



Die Publikation steht auf der Internetseite des BMEL
zum Herunterladen bereit.

MITGLIEDER DES BEIRATS

Prof. Dr. Franz Wiesler, Institut für Kulturpflanzenwissen-
schaften, Universität Hohenheim (Vorsitz)

Dr. Jörn Breuer, Landwirtschaftliches Technologiezentrum
Augustenberg (LTZ), Karlsruhe (seit 2022)

Prof. Dr. Eckhard George, Fachgebiet Pflanzenernährung und
Düngung, Humboldt-Universität zu Berlin

Prof. Dr. Jörg-Michael Greef, Institut für Pflanzenbau und
Bodenkunde, Julius Kühn-Institut, Braunschweig

Dr. Nadine Herwig, Institut für ökologische Chemie,
Julius Kühn-Institut, Berlin (seit 2022)

Prof. Dr. Falko Holz, Landesanstalt für Landwirtschaft und
Gartenbau Sachsen-Anhalt, Bernburg

Prof. Dr. Ludwig E. Hölzle, Fachgebiet Infektions- und
Umwelthygiene bei Nutztieren, Universität Hohenheim

Prof. Dr. Kurt-Jürgen Hülsbergen, Lehrstuhl für Ökologischen
Landbau und Pflanzenbausysteme, Technische Universität
München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Freising

Dr. Kerstin Hund-Rinke, Fraunhofer-Institut für
Molekularbiologie und Angewandte Ökologie, Schmollenberg
(bis 2022)

Dr. Sabine Martin, Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR),
Berlin

Dr. Karl Severin, Verband Deutscher Landwirtschaftlicher
Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA), Hameln
(bis 2022)

Prof. Dr. Sandra Spielvogel, Institut für Pflanzenernährung und
Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität, Kiel

Dr. Hella Kehlenbeck, Institut für Strategie und
Folgenabschätzung, Julius Kühn-Institut, Kleinmachnow (Gast)

Hendrik Rösmann, Düngemittelverkehrskontrolle der Länder,
LANUV Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen (Gast bis 2022)

Klaus Dieter Schlüter, Düngemittelverkehrskontrolle der Länder,
Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Rendsburg
(Gast seit 2022)

Prof. Dr. Karl-Heinz Südekum, Institut für Tierwissenschaften,
Fachgebiet Tierernährung, Rheinische Friedrich-Wilhelms-
Universität, Bonn (Gast)

EXTERNE EXPERTINNEN UND EXPERTEN

Prof. Dr. Thomas Ebertseder, Fakultät Nachhaltige Agrar- und
Energiesysteme, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising

Dr. Mirjam Helfrich, Thünen-Institut für Agrarklimaschutz,
Braunschweig

Dr. Kerstin Panten, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde,
Julius Kühn-Institut, Braunschweig

GESCHÄFTSFÜHRUNG DES WISSENSCHAFTLICHEN BEIRATS FÜR DÜNGUNGSFRAGEN

Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE)
Referat 324 - Pflanzenbau, Modellvorhaben Pflanze, Ökonomie
Deichmanns Aue 29

53179 Bonn

Dr. Thomas Nessel (bis 15. Oktober 2023)

Dr. Kristian Näschen (ab 16. Oktober 2023)

Weitere Informationen unter

www.bmel.de

✉ @bmel

📍 [Lebensministerium](https://www.instagram.com/Lebensministerium)

📺 [@bmel_bund](https://www.youtube.com/@bmel_bund)