

# WOOD-UP

**Aufwertung der Produktionskette  
von Holzbiokohle für Energie,  
Bodenfruchtbarkeit und Klimaschutz**

**Giustino Tonon (Hrsg.)**

**bu,press**

bozen  
bolzano  
university  
press

**unibz**  
—  
Freie Universität Bozen  
Libera Università di Bolzano  
—  
Università Lìedia de Bulsan

Das Forschungsprojekt WOOD-UP wurde finanziert durch den Europäischen Fonds für regionale Entwicklung — operationelles Programm „Investitionen in Wachstum und Beschäftigung“ EFRE 2014–2020.

**efre·fesr**  
**Südtirol · Alto Adige**  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Fondo europeo di sviluppo regionale



EUROPEAN UNION



AUTONOME  
PROVINZ  
BOZEN  
SÜDTIROL



PROVINCIA  
AUTONOMA  
DI BOLZANO  
ALTO ADIGE

# WOOD-UP

**Aufwertung der Produktionskette  
von Holzbiokohle für Energie,  
Bodenfruchtbarkeit und Klimaschutz**

**Giustino Tonon (Hrsg.)**

**bu,press**

bozen  
bolzano  
university  
press

Italienischer Originaltitel:

WOOD-UP – Valorizzazione della filiera di gassificazione di biomasse legnose per l'energia, la fertilità del suolo e la mitigazione dei cambiamenti climatici

## bu,press

Bozen-Bolzano University Press, 2020

Free University of Bozen-Bolzano

[www.unibz.it/universitypress](http://www.unibz.it/universitypress)

Cover design/layout: DOC.bz/bu,press

Druck: Digiprint

ISBN 978-88-6046-179-7

E-ISBN 978-88-6046-180-3



Dieser Band – Cover und Zitate ausgenommen – ist lizenziert unter der Creative Commons Attribution-ShareAlike 4.0 International License.

# Inhaltsverzeichnis

Einleitung .....	1
Neuester Stand der Technik der Vergasung von Holzbiomasse in Südtirol und technisch-wirtschaftliche Analyse möglicher Verbesserungen in Hinblick auf eine polygenerative Strukturierung <i>Basso, Cordioli, Bonadio, Patuzzi, Dal Savio, Mimmo, Baratieri</i> .....	5
Extraktion aus Holzrückständen für Anwendungen in der Lebensmittel- und Pharmabranche <i>Ferrentino, Haman, Morozova, Scampicchio</i> .....	49
Nutzung von Kohle als Bodenverbesserungsmittel: Keim- und Phytotoxizitätstests mit Kohle aus Südtiroler Vergasungsanlagen <i>Celletti, Borruso, Valentinuzzi, Basso, Patuzzi, Baratieri, Cesco, Mimmo</i> .....	75
Auswirkungen der Einbringung von Biochar in den Boden auf Ertrag und Qualität von Reb- und Obstanlagen in Südtirol <i>Lucchetta, Raifer, Lösch, Matteazzi, Patauner</i> .....	95
Anwendung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel: Wirkungen auf den Stickstoffzyklus und die Trockenstresstoleranz bei im Topf angebauten Weinpflanzen <i>Petrillo, Zanotelli, Lucchetta, Aguzzoni, Tagliavini, Andreotti</i> .....	143
Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden auf Treibhausgas-Emissionen und Kohlenstoffbestand <i>Criscuoli, Ventura, Panzacchi, Glaser, Wiedner, Ceccon, Lösch, Raifer, Tonon</i> .....	173
Erzeugung und Nutzung von Biochar in Südtirol: Lebenszyklusanalyse (LCA) der Produktionskette <i>Criscuoli, Panzacchi, Rossberg, Mwabonje, Cooper, Woods, Tonon</i> .....	207
Schlussfolgerungen .....	251



# Einleitung

**Giustino Tonon – Freie Universität Bozen**

**Irene Criscuoli – Freie Universität Bozen**

Im vorliegenden Band werden die wichtigsten Ergebnisse aus dem Projekt WOOD-UP vorgestellt. Die Finanzierung des Projektes erfolgte zur Gänze aus Mitteln des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung EFRE 2014–2020. WOOD-UP wurde über einen Zeitraum von vier Jahren von der Freien Universität Bozen gemeinsam mit dem Versuchszentrum Laimburg abgewickelt mit dem Anspruch, als Produkt- und Prozessinnovationsprojekt potentiell signifikante Auswirkungen auf Schlüsselbranchen der Südtiroler Wirtschaft zu erzielen. Das Hauptziel war dabei eine nach Grundsätzen wirtschaftlicher und ökologischer Nachhaltigkeit ausgerichtete Aufwertung der Südtiroler Produktionskette für die Pyrovergasung von Holzbiomasse. Insbesondere angeregt wurde das Projekt durch den Umstand, dass Südtirol die europaweit größte Dichte an mit Holzbiomasse betriebenen Fernheizwerken besitzt; so ist Biomasse in Südtirol nach Wasserkraft die zweitwichtigste Energiequelle. Zu diesen Heizwerken gehört eine erhebliche Zahl kleiner und mittelgroßer Pyrovergasungsanlagen mit hohem Energieertrag, die für Investoren der Energiebranche besonders attraktiv sind, nicht zuletzt aufgrund der staatlichen Förderpolitik hinsichtlich der Energieerzeugung aus erneuerbaren Ressourcen. Obwohl die gleichzeitige Erzeugung von Wärme und Strom in einer Pyrovergasungsanlage als nachhaltige Form der Energieerzeugung gilt, gibt es noch Schwächen in der Kraft-Wärme-Kopplung. Auf einige dieser Schwachpunkte hat sich das Projekt WOOD-UP konzentriert, um mögliche Ansätze für die Aufwertung der gesamten Produktionskette zu analysieren und vorzuschlagen. Bei der Pyrovergasung fällt insbesondere ein kohlenstoffreiches, festes Nebenerzeugnis (Kohle) an, das normalerweise als zu entsorgendes Ab-



fallprodukt behandelt wird und somit Kosten für Wirtschaft und Umwelt generiert. Ein aktueller Forschungsstrang hat deutlich gemacht, dass diese Kohle eine wertvolle Ressource sein kann, wenn sie etwa in der Landwirtschaft als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt wird, mit positiven Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, auf die Produktivität und, dank der langfristigen Bindung von Kohlenstoff, auf den Klimaschutz. Die in der Landwirtschaft verwendete Kohle wird allgemein als Biochar bezeichnet. Die physikalisch-chemischen Eigenschaften, die ausschlaggebend sind für dessen-Eignung für den landwirtschaftlichen Einsatz, hängen jedoch vom Ausgangsmaterial und den operativen Parametern des Pyrovergasungsprozesses ab. Vor der Umsetzung dieses Projekts waren die Eigenschaften der in Südtirol produzierten Biochars praktisch unbekannt, ebenso wie die tatsächliche Fähigkeit dieser Biochars, die Fruchtbarkeit von Agrarböden der Region zu verbessern und zum Klimaschutz beizutragen.

Einen zweiten verbesserungswürdigen Aspekt stellt der für die Pyrovergasung verwendete Rohstoff dar. Die in den Anlagen verwendete Lignocellulose-Matrix ist potentiell reich an Sekundärverbindungen, die für die Pharma-, Kosmetik- und Lebensmittelindustrie interessant sind und die wirtschaftliche Nachhaltigkeit der gesamten Produktionskette verbessern können, wenn sie vor der Energieerzeugung extrahiert werden.

In diesem Zusammenhang hat WOOD-UP die Energieeffizienz und wirtschaftliche Nachhaltigkeit der aktuellen Produktionskette der Biomassevergasung in Südtirol analysiert, um Strategien zur Steigerung der Polygenerationskapazität aktuell verwendeter Technologien zu entwickeln und die Produktion von landwirtschaftlich nutzbarem Biochar zu fördern (Kapitel 1). Gleichzeitig wurden die physikalischen und chemischen Eigenschaften der in Südtirol erzeugten Kohle untersucht, um deren Gehalt an Elementen zu evaluieren, die für die Umwelt und den Menschen gefährlich sind und die gemäß den einschlägigen Bestimmungen eine landwirtschaftliche Nutzung verhindern (Kapitel 3).

In agronomischer Hinsicht wollte das Projekt WOOD-UP die Wirkung bestimmter Arten von Biochar auf Produktivität, Produktqualität und auf die Nutzungseffizienz von Wasser und Stickstoff im Wein- und Apfelanbau Südtirols prüfen. Kapitel 4 und 5 enthalten die Ergebnisse dieser Untersuchungen.

Kapitel 6 beleuchtet, welchen Beitrag Biochar zum Klimaschutz und zur langfristigen Kohlenstoffbindung in den Agrarböden Südtirols leisten kann. Die interessanten Ergebnisse in Kapitel 2 zeigen, wie die Extraktion von Verbindungen für die Pharma- und Lebensmittelindustrie vor der energetischen Nutzung von Holzbiomasse von hohem Mehrwert sein kann.

Die in den vorhergehenden Kapiteln gesammelten und untersuchten Informationen wurden in eine Lebenszyklusanalyse (LCA) eingebunden, deren Ergebnisse in Kapitel 7 dargelegt werden. Zuerst wurde die ökologische Nachhaltigkeit der aktuellen Produktionskette in der Biomassevergasung in Südtirol untersucht. Die aktuelle Situation wurde mit sechs alternativen Szenarien verglichen, die eine zunehmende Zahl innovativer Varianten unterschiedlicher Kombination vorsahen, wie z. B. a) die Anwendung anderer als die der aktuellen Pyrovergasungstechnologien, b) die Aufwertung von Holzbiomasse zu Pharma- oder Lebensmittelzwecken, c) die Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft. Dank der Lebenszyklusanalyse konnten die Stärken und Schwächen der aktuellen Produktionskette auffindig gemacht und mögliche Ansätze zur Verbesserung ihrer ökologischen und wirtschaftlichen Nachhaltigkeit ermittelt werden.



# Neuester Stand der Technik der Vergasung von Holzbiomasse in Südtirol und technisch-wirtschaftliche Analyse möglicher Verbesserungen in Hinblick auf eine polygenerative Strukturierung

**Daniele Basso – Freie Universität Bozen**

**Eleonora Cordioli – Freie Universität Bozen**

**Elisa Bonadio – NOI Techpark Südtirol**

**Francesco Patuzzi – Freie Universität Bozen**

**Stefano Dal Savio – NOI Techpark Südtirol**

**Tanja Mimmo – Freie Universität Bozen**

**Marco Baratieri – Freie Universität Bozen**

## Abstract

Die Verbreitung kleiner Holzvergasungsanlagen hat in Südtirol im letzten Jahrzehnt deutlich zugenommen, sei es aufgrund der in dieser Region verfügbaren großen Menge an Holzbiomasse, sei es aufgrund der von staatlichen Förderprogrammen für erneuerbare Energien erzeugten vorteilhaften Wirtschaftsbedingungen. Derzeit produzieren Vergasungsanlagen neben Elektro- und Wärmeenergie ein festes Abfallprodukt mit hohem Kohlenstoffgehalt, das Kohle genannt wird. Die Analogie dieses Materials mit durch Pyrolyse erzeugtem Biochar (Biokohle) hat das Interesse der Wissenschaftsgemeinschaft und Interessengruppen bezüglich dessen potenzieller Nutzung als Bodenverbesserungsmittel geweckt. Auf diese Weise kann eine Vergasungsanlage zur Polygeneration eingesetzt werden, d. h. für die Erzeugung von mindestens drei Produkten: Wärmeenergie, elektrische Energie und Biochar. Zur Evaluierung dieser Möglichkeit setzt sich diese Arbeit zum Ziel, den aktuellen Stand der Technik der in Südtirol verbreiteten kleinen Vergasungsanlagen zu untersuchen und den Fluss der von den Anlagen erzeugten Kohle mengen- und qualitätsmäßig zu charakterisieren; zu diesem

Zweck werden die chemisch-physikalischen Parameter der Kohle den von den Vorschriften für Bodenverbesserungsmittel vorgesehenen Grenzwerten gegenübergestellt und die technisch-wirtschaftliche Machbarkeit eines zukünftigen Umbaus bestehender Anlagen für die Polygeneration analysiert.

## 1. Einleitung

Biomasse und insbesondere Holzbiomasse (Scheitholz, Hackschnitzel, Holzpellets) kann durch spezifische Technologien, die thermochemische Prozesse implementieren, in Wärme- und Elektroenergie oder Biobrennstoffe umgewandelt werden. Die Vergasung ist ein thermochemischer Prozess, der bei Temperaturen über 700 °C in Anwesenheit eines Oxidationsmittels (normalerweise Luft) in einem niedrigeren als für die komplette Verbrennung nötigen Prozentsatz erfolgt. Dieser Prozess ermöglicht die Konversion der festen Biomasse in ein Gasgemisch, das sonst als Synthesegas oder Generatorgas (producer gas) bekannt und reich an Kohlenmonoxid und Wasserstoff ist. Das Synthesegas kann direkt als Brennstoff für Verbrennungsmotoren verwendet werden, um Methanol oder Wasserstoff zu erzeugen, oder mit dem Fischer-Tropsch-Verfahren in andere synthetische Flüssigbrennstoffe umgewandelt werden. Der feste Rückstand des Vergasungsprozesses, also das, was nach dem thermischen Abbau der Biomasse übrigbleibt, ist ein kohlenstoffhaltiges Material, das generell als Kohle oder Biochar (Biokohle) bekannt ist. Mit dem Begriff Biochar werden im Allgemeinen feste Rückstände aus der Pyrolyse von Holzbiomasse bezeichnet, einem Prozess, der bei Temperaturen zwischen 350 °C und 1000 °C unter Zufuhr minimaler Sauerstoffmengen erfolgt (European Biochar Foundation (EBC), 2020). Durch Pyrolyse gewonnenes Biochar ist ein sehr poröses Material mit hohem Kohlenstoffgehalt; es ist reich an Mineralien und Aromaverbindungen und kann als Bodenverbesserungsmittel oder als Dekontaminierungsmittel für die Wasseraufbereitung oder Bodensanierung verwendet werden. Diesbezüglich fällt die Holzvergasung in das Spektrum der mit Pyrolyse vergleichbaren Technologien. Vor allem durch Vergasung gewonnene Kohle weist viele Ähnlichkeiten mit Aktivkohle auf

und könnte diese hypothetisch in verschiedenen Anwendungsbereichen ersetzen (Benedetti, Patuzzi und Baratieri, 2018). Durch ihren hohen Kohlenstoffgehalt und ihre gut entwickelte Porosität könnte die Kohle nicht nur zur Verbrennung (Galhetas et al., 2012; Piazzzi, Zhang, Patuzzi und Baratieri, 2020), sondern auch zur Adsorption von Gas und Farbstoffen (Benedetti, Cordioli, Patuzzi und Baratieri, 2019; Marchelli et al., 2019; Runtti et al., 2014), als Trägersubstanz für die Zubereitung von Katalysatoren (Benedetti, Ail, Patuzzi und Baratieri, 2019; Benedetti et al., 2020) oder zum Cracken von Teer (Cordioli, Patuzzi und Baratieri, 2019; Klinghoffer, Castaldi und Nzihou, 2012) genutzt werden. In der Literatur werden auch Anwendungen zur Bodendüngung genannt (Hansen et al., 2015). Damit die durch Vergasung gewonnene Kohle als Biochar eingestuft werden kann, muss der Prozess jedoch für die Kohleerzeugung optimiert werden und die Kohle bestimmte qualitative Merkmale aufweisen. Neben einem hohen Kohlenstoffgehalt und einer gut entwickelten Porosität muss die Kohle zum Beispiel einen reduzierten Gehalt an polyzyklischen aromatischen Wasserstoffen (PAK), polychlorierten Biphenylen (PBC), Dioxinen (PCDD) und Furanen (PCDF) besitzen. In diesem Kapitel werden die Begriffe Kohle und Biochar unterschiedslos verwendet, um den festen Rückstand aus der Vergasung zu bezeichnen, und zwar weil die hier vorgestellte, im Rahmen des Wood-Up-Projektes durchgeführte Arbeit das Hauptziel hat, die Möglichkeit einer landwirtschaftlichen Wiederverwendung der in regionalen Vergasungsanlagen erzeugten Kohle zu prüfen und Nutzungsmöglichkeiten zu ermitteln. Die Nutzung dieser festen Rückstände und somit ihre Aufwertung könnten die Vergasungstechnologie auch ohne spezielle Förderprogramme wirtschaftlich nachhaltiger machen. Aktuell werden in Südtirol über 40 Holzvergasungsanlagen betrieben (Patuzzi et al., 2016) und dort mehr als 1.300 Tonnen Kohle gewonnen, die als nicht gefährlicher Sonderabfall mit Kosten von circa 150–160 €/Tonne entsorgt wird. Eine Wiederverwendung in der Landwirtschaft könnte einerseits, wenn das Potenzial der Kohle als Bodenverbesserungsmittel bestätigt werden sollte, positive Auswirkungen auf den Boden haben, und andererseits die Inzidenz der aktuellen Entsorgungskosten in Bezug auf die Gesamtbetriebskosten einer Vergasungsanlage deutlich reduzieren und diese Technologie dadurch nachhaltiger machen.

Unter diesem Blickwinkel wurde eine Bestandsaufnahme der Südtiroler Holzvergasungsanlagen gemacht und eine Untersuchung zum Typus der im Provinzgebiet installierten Reaktoren und der technischen Eigenschaften der einzelnen Anlagen durchgeführt. Insbesondere wurde eine detaillierte Flussanalyse der verwendeten Holzbiomasse und der in diesen Anlagen gewonnenen festen Rückstände (Kohle) erstellt; dabei standen die entsprechenden Entsorgungsverfahren oder Bestimmungszwecke besonders im Fokus der Aufmerksamkeit. Wie bereits erwähnt, kann die in diesen Anlagen erzeugte Kohle nur dann als Bodenverbesserungsmittel verwendet werden, wenn sie die Grenzwerte der einschlägigen Gesetze und Vorschriften einhält, insbesondere die des Legislativdekrets 75/2010. Es wurde daher versucht, die Vergasungstechnologien unter den analysierten auszumachen, die zur Gewinnung der zu diesem Zweck nutzbaren Kohle besonders vielversprechend sind.

## 2. Materialien und Methoden

### 2.1 Anlagenkartierung. Technische Eigenschaften der verschiedenen Technologien

In der Autonomen Provinz Bozen gibt es derzeit 42 funktionierende Biomassevergasungsanlagen mit einer installierten elektrischen Gesamtleistung von circa 6,7 MW (Daten von September 2018). Schätzungsweise werden jährlich etwas mehr als 52 GWh Elektrizität und circa 101 GWh Wärmeenergie erzeugt. Die Anlagen sind ziemlich gleichmäßig im Gebiet der Provinz verteilt, auch dank der Tatsache, dass sich die ausgewählten Technologien sowohl in Hinsicht auf ihre Größe als auch in Bezug auf die Eigenschaften der Anlage gut an die besonderen Nutzertypologien im Südtiroler Gebiet anpassen. Diese Art von Anlage wird in Biomasseheizwerken, kleinen Industriebetrieben und Sägewerken sowie in landwirtschaftlichen Betrieben eingesetzt. Da die Biomasseheizwerke bereits über die Logistik der Biomassebeschickung und über das Fernheizwerknetz verfügen, das die im Werk erzeugte Wärme an die Nutzer verteilt, eignen sie sich sehr gut für die Installation von Vergasungsanlagen, welche die großen Hackschnitzelkessel ersetzen oder ergänzen können.

Vor allem im Sommer, wenn die Nutzer nur zur Trinkwassererhitzung Wärmeenergie benötigen, können Vergasungsanlagen die geringe, für das Fernheizwerknetz benötigte Menge an Wärmeenergie erzeugen; auf diese Weise kann der Betrieb großer Heizkessel mit sehr geringer Auslastung und somit auch sehr niedriger Effizienz vermieden werden.

Vor allem die beträchtliche Zunahme der Südtiroler Vergasungsanlagen in den Jahren 2012 bis 2014 stand in engem Zusammenhang mit dem Förderprogramm des Gesetzes vom 23.07.2009, das eine sehr vorteilhafte Bepreisung vorsah. Anlagen unter 300 kW erhalten zum Beispiel einen Preis von 280 € pro MWh erzeugter Elektrizität. Diese Zunahme hätte noch größer ausfallen können, wurde aber durch bestimmte Probleme in Verbindung mit der Technik und der Zulassung gebremst, da es sich um eine völlig neue und noch nicht ganz ausgereifte Technologie handelte. Im darauffolgenden Zeitraum zwischen 2014 und 2018 haben die Unsicherheit der Gesetzgebung und die Senkung des Fördertarifs zu einer Abnahme der Investitionen in neue Installationen geführt. Diese Situation hat sich von Anfang 2019 bis heute zu einer fast vollständigen Paralyse des Holzvergasungsmarktes entwickelt; Grund dafür ist das Fehlen eines Förderprogramms für neue Vergasungsanlagen.

Abbildung 1 zeigt die Verteilung der in Südtirol betriebenen Holzvergasungsanlagen, nach Installationsjahr gekennzeichnet.

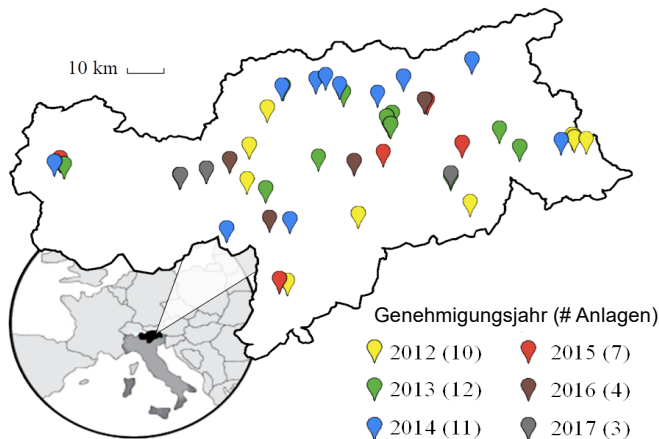


Abb. 1 – Verbreitung von Holzvergasungsanlagen in Südtirol in den verschiedenen Jahren



Um ein genaues Bild der in Südtirol installierten Anlagen zu erhalten und sowohl Wirtschafts- als auch Produktions- und Verbrauchsdaten zu erfassen, wurde Betreibern einzelner Anlagen, die sich zur Mitarbeit an diesem Projekt bereiterklärt haben, ein Fragebogen vorgelegt, um möglichst viele Informationen zu sammeln, insbesondere in Bezug auf:

- den Fluss der verwendeten Holzbiomasse
- den Fluss der erzeugten Rückstände (Kohle)

Es wurden also Informationen über die Art der verwendeten Biomasse (Hack-schnitzel, Pellets oder Briketts), deren Herkunft, die Eigenschaften des Materials (z. B. Feuchtigkeit), den jährlichen Verbrauch der Anlage und die Kosten der verwendeten Rohstoffe gesammelt. Was die erzeugte Kohle anbelangt, wurden Informationen über die Art der Rückstände (trockene Kohle, feuchte Kohle, Asche oder Kondensflüssigkeiten), ihren Bestimmungszweck, die jährlich gewonnenen Mengen und die Entsorgungskosten (bzw. den Verkaufspreis) gesammelt.

Abgegeben wurden Fragebögen von 17 Anlagen, die repräsentativ für 10 der 11 in Südtirol angewandten Technologien sind; dadurch erhielt man ein allgemeines Bild von der Situation, das repräsentativ für die regionale Produktionskette der Holzvergasung ist.

## 2.2 Monitoring der Anlagen und Abschluss der Massen- und Energiebilanzen

Zur Unterstützung und Ergänzung der von den Anlagenbetreibern ausgefüllten Fragebögen wurden, wiederum in Abhängigkeit von der Bereitschaft der Betreiber, einige wichtige Vergasungsanlagen überwacht. Für das Monitoring fand das in der Empfehlung 13 des Italienischen Thermotechnischen Komitees (CTI) vorgesehene Verfahren Anwendung; die Empfehlung gibt Leitlinien für das Monitoring von Anlagen vor, die Synthesegas aus der Holzvergasung gewinnen und nutzen. Die Massen- und Energieflüsse wurden beim Monitoring des Anlagenbetriebs für mindestens fünf Stunden kontinuierlich, ohne Unterbrechungen oder Übergangsphasen infolge von Ein- oder Ausschaltungen des Vergasungsreaktors gemessen. Ein wesentlicher Parameter, der betrachtet wurde, ist der eingehende Energiefluss, also die Menge der Biomasse pro Zeiteinheit; zu diesem Zweck wurde die Biomasse vor ihrer Einspeisung in den

Reaktor gewogen oder – wenn die Masse nicht direkt gemessen werden konnte – die Veränderung im Lagervolumen der Rohstoffe während des untersuchten Zeitraums bestimmt. Der Durchfluss des Vergasungsmittels (Luft) und der des austretenden Synthesegases wurde ausgehend von Geschwindigkeitsmessungen des Ein- oder Abflusses mit einem Pitotrohr und auf Grundlage der Zusammensetzung berechnet, die für Luft bekannt ist und im Falle des Synthesegases erhoben wird. Der Fluss der gewonnenen Kohle wurde hingegen ermittelt, indem man während der Überwachungszeit alle festen Rückstände eingesammelt und gewogen hat. Sowohl die eingespeiste Biomasse als auch die gewonnene Kohle wurden in der Folge im Labor untersucht, um den Gehalt an Feuchtigkeit (UNI EN 14774) und Asche (UNI EN 14775:2010), den Gehalt an Kohlenstoff, Wasserstoff, Stickstoff, Schwefel und Sauerstoff (Elementaranalyse, UNI EN ISO 16948:2015) und den Heizwert (UNI EN 14918:2010) zu bestimmen. Auch die Zusammensetzung des durch die Vergasung gewonnenen Synthesegases wurde beim Monitoring bestimmt; in diesem Fall wurde ein tragbarer Gaschromatograph mit Säulen verwendet, die für die Messung der Konzentration von Wasserstoff, Sauerstoff, Stickstoff, Methan, Kohlenmonoxid und Kohlendioxid des analysierten Gasflusses geeignet sind.

Was die Energieflüsse anbelangt, wurde die mit der eingespeisten Biomasse verbundene Eingangsleistung  $P_{biom}$ , ausgehend vom Fluss der Biomasse  $\dot{m}_{biom}$  und ihrem unteren Heizwert berechnet  $LHV_{biom}$ :

$$P_{biom} = \dot{m}_{biom} \cdot LHV_{biom}$$

Die von der Anlage erzeugte elektrische Leistung  $P_{el}$  wurde beim Monitoring von einem Leistungsanalysator oder mit der bereits im Kontrollsystem der überwachten Anlage integrierten Messvorrichtung gemessen. Sofern nicht vom Kontrollsystem der Anlage aufgezeichnet, wurde die erzeugte Wärmeleistung geschätzt, indem der Durchfluss der Wärmeübertragungsflüssigkeit mit einem Ultraschall-Durchflussmesser erfasst und die Vor- und Rücklauf-temperatur des Hydraulikkreislaufs mit einem Thermometer mit Platinwiderstand PT 100 gemessen wurde.

Dann wurden die elektrische Effizienz  $\eta_{el}$ , die thermische Effizienz  $\eta_{th}$  und die Gesamteffizienz  $\eta_{tot}$  der Anlage berechnet:

$$\eta_{el} = \frac{P_{el} - P_{aux}}{P_{biom}}$$
$$\eta_{th} = \frac{P_{th}}{P_{biom}}$$
$$\eta_{tot} = \eta_{el} + \eta_{th}$$

wobei  $P_{aux}$  der von den Hilfsgeräten verbrauchten elektrischen Leistung entspricht.

### 2.3 Charakterisierung der Kohle

Die Kohle aus den Vergasungsanlagen wurde, neben den oben genannten, auch weiteren Abfallanalysen zur Ermittlung des Gehalts an Metallen, polyzyklischen aromatischen Wasserstoffen (PAK, Methode MI-03 Rev. 13 2016) und Dioxinen (Methode EPA 1613B 1994) unterzogen. Diese Analyse setzt sich zum Ziel, mögliche Zusammenhänge zwischen den physisch-chemischen Eigenschaften der eingesammelten Kohle und den wichtigsten Prozessparametern, sowie mit den spezifischen Merkmalen der überwachten Anlagen, z. B. Art des Reaktors, Nennleistung und Art der verwendeten Biomasse, hervorzuheben. Viele Autoren sprechen sich dafür aus, dass die Eigenschaften der Kohle vor allem von der Art der verwendeten Biomasse, aber auch in erheblichem Maße von der Geometrie und den Betriebsbedingungen des Vergasungsreaktors (Temperatur, Druck, Fluss, Vergasungsmittel) abhängen. Folglich kann auch die Art des Reaktors großen Einfluss auf die Spezifität der erzeugten Kohle haben.

### 2.4 Unter kontrollierten Bedingungen gewonnene Kohle

Um die möglichen Zusammenhänge zwischen den chemisch-physischen Eigenschaften der Kohle und den Betriebsbedingungen des Vergasungsprozesses zu evaluieren und somit im Detail untersuchen zu können, wie sich eine Änderung dieser Bedingungen auf die Qualität der Kohle auswirken kann, indem sie zum Beispiel dafür sorgt, dass die Kohle mit den Grenzwerten der

Düngemittelvorschriften konform ist, wurden Vergasungstests an Holzbiomasse durchgeführt, bei denen ein in den Bioenergy- und Biofuels-Laboratorien der Freien Universität Bozen installierter Vergaserprototyp verwendet wurde. Während der Tests wurden spezifische Prozessparameter variiert, um eine größere Datenmenge für den Vergleich zur Verfügung zu haben, während die eingespeiste Brennstoffmenge unverändert blieb.

Insbesondere wurde sowohl mit unterschiedlichen Reaktorkonfigurationen als auch unter verschiedenen Prozessbedingungen Kohle erzeugt. Insgesamt wurden 6 verschiedene Arten von Kohle mit der Bezeichnung R100, R75, R50, O-R, O-C und Q erzeugt. Die Kohletypen R100, R75 und R50 wurden mit einem Open-Top-Downdraft-Reaktor aus Holzhackschnitzeln gewonnen. Die Durchschnittstemperatur im Reaktor betrug circa 750 °C. Die verschiedenen Kohlearten wurden bei unterschiedlichem Ladezustand des Reaktors erzeugt, d. h. bei 100 % (R100), 75 % (R75) und 50 % (R50) der Nennlast. Die Kohlearten O-R und O-C wurden mit einem sehr kleinen Downdraft-Reaktor (20 kW) aus Holzhackschnitzeln gewonnen. Die O-R-Kohle wurde aus dem Reaktor extrahiert, die O-C-Kohle hingegen aus dem Zyklon gewonnen, der dem Reaktor nachgeschaltet ist. Dagegen wurde die Q-Kohle mit dem Prototyp eines kleinen (5 kW) Open-Top-Downdraft-Reaktors erzeugt. Die durchschnittliche Vergasungstemperatur betrug in diesem Fall über 600 °C. Tabelle 1 enthält die detaillierten Informationen der unter kontrollierten Bedingungen erzeugten Kohle.

Tabelle 1 – Detaillierte Informationen über die unter kontrollierten Bedingungen erzeugte Kohle

Bezeichnung der Kohle	Produktionsbedingungen
R100	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft, Open Top Last: 100 % der Nennlast
R75	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft, Open Top Last: 75 % der Nennlast
R50	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft, Open Top Last: 50 % der Nennlast
O-R	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft (20 kW) Kohle: aus dem Reaktor entnommen
O-C	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft (20 kW) Kohle: aus dem Zyklon (Filtersektion) entnommen
Q	Biomasse: Holzhackschnitzel Reaktortyp: Downdraft, Open Top (5 kW)

## 2.5 Vergleichende Bewertung in Bezug auf die einschlägigen Vorschriften und die europäischen Standards

Die Eigenschaften der unter kontrollierten Bedingungen erzeugten Kohle, die im vorhergehenden Abschnitt beschrieben wurde, und die beim Monitoring der kommerziellen Anlagen entnommenen Kohle wurden mit den Düngemittelgrenzwerten der einschlägigen italienischen Vorschriften und mit den wichtigsten europäischen Standards, d. h. IBI (International Biochar Initiative, <https://biochar-international.org/>), EBC (European Biochar Certificate, <http://www.european-biochar.org/en>) und BQM (Biochar Quality Mandate)

verglichen. Schließlich wurde das vom britischen Biochar Research Center erzeugte kommerzielle Biochar untersucht und ebenfalls mit den in der einschlägigen italienischen Gesetzgebung vorgegeben Grenzwerten verglichen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Biomassefluss

Die zehn Vergasungstechnologien, die unter den aktuell in Südtirol genutzten Technologien berücksichtigt wurden, verwenden Holzbiomasse in Form von Hackschnitzeln, Pellets oder Briketts unterschiedlicher Größe und Feuchtigkeit. Die Stückelung variiert zwischen G30 (maximal 30 cm Länge) und G150 (maximal 150 cm Länge), wobei der Feinanteil nicht mehr als 20 % betragen darf, damit im Reaktor keine Probleme durch Verbacken des Materials entstehen. Zur Gewährleistung des ordnungsgemäßen Betriebs der Anlage darf die Feuchtigkeit der Biomasse außerdem bei allen Technologien 10 % nicht übersteigen. Einige Betreiber kaufen bereits getrocknete Biomasse (getrocknete Hackschnitzel oder Pellets mit einem Feuchtigkeitsgehalt von 5–10 %), die teurer ist (circa 132–136 €/t für Hackschnitzel und 195–245 €/t für Pellets); andere verwenden hingegen einen externen Trockner oder nutzen eine Reaktortechnologie, bei der die eingespeiste Biomasse in der Anfangsphase erhitzt und getrocknet wird (in diesem Fall sinken die Kosten der Biomasse auf 65–96 €/t).

Hackschnitzel und Briketts stammen fast vollständig aus Waldpflegearbeiten oder Abfällen aus Südtiroler Sägereien; in letzterem Fall sind die Rohstoffe kostenlos. Die Pellets kommen hingegen hauptsächlich aus Österreich und Polen, zu einem geringeren Anteil jedoch auch aus Südtirol.

Unter Ausweitung der durch die Fragebögen erhobenen Daten auf alle aktuell in Südtirol betriebenen Anlagen wurde berechnet, dass den Vergasungsanlagen fast 50.000 Tonnen Holzbiomasse zugeführt werden, wodurch Gesamtkosten von nahezu 5 Millionen Euro pro Jahr für den Einkauf der Rohstoffe entstehen.

### 3.2 Rückstandsarten und -flüsse

Die zwei wichtigsten Arten von Rückständen aus dem Vergasungsprozess sind Kohle und das in der Phase der Reinigung und Kühlung des vom Reaktor erzeugten Synthesegases aufgefangene Kondensat. Beide Abfallprodukte werden von spezialisierten Betrieben entsorgt und in einigen Fällen als nicht gefährlicher Sonderabfall eingestuft.

Kohle liegt als sehr feiner und flüchtiger schwarz-grauer Staub vor, dessen Handhabung eben aufgrund dieser Eigenschaften oft schwierig ist. Einige der in dieser Studie betrachteten Technologien sehen eine Befeuchtung der Rückstände durch Wasserzusatz im Kohleauslass-Abschnitt vor. Zwar vereinfacht dieser Prozess einerseits die Handhabung der Rückstände, ist aber andererseits mit hohen Entsorgungskosten verbunden, da diese im Allgemeinen nach Gewicht des entsorgten Materials berechnet werden, und der Zusatz von Wasser erhöht das Gewicht der Rückstände erheblich.

Generell ist der Umgang mit der Kohle ein kritischer Aspekt im Betrieb einer Vergasungsanlage, vor allem weil die Entsorgung der Kohle in der wirtschaftlichen Bilanz der Investition einen nicht unerheblichen Kostenposten darstellt. Die durchschnittlichen Entsorgungskosten für die Kohle belaufen sich auf ungefähr 150–160 € pro Tonne; sie können jedoch je nach Art der Rückstände stark variieren. Diesbezüglich werden zwei Sonderfälle der untersuchten Vergasungsanlagen aufgeführt. Einige Anlagen sehen einen dem Vergaser nachgeschalteten „Reformer“ vor, eine Art Nachbrenner, der in der Lage ist, die Kohle in Asche zu verwandeln. Mit dieser Vorrichtung können Volumen und Gewicht des Abfallmaterials deutlich reduziert werden; zudem ist es möglich, letzteres nicht mehr als Abfall, sondern als einfaches Prozessnebenprodukt zu entsorgen. Außerdem liefert eine der analysierten Anlagen die Asche aus dem Reformer an ein nahegelegenes Zementwerk und schafft es so, beinahe alle Entsorgungskosten wettzumachen. Die von einem anderen Reaktortyp erzeugte Kohle wird hingegen als Bodenverbesserungsmittel für die Landwirtschaft nach Österreich verkauft; die Kosten werden auf diese Weise in Einnahmen von circa 200 € pro Tonne verwandelt.

Die Gesamtmenge der von den Vergasungsanlagen in Südtirol erzeugte Kohle und die entsprechenden Gesamtkosten für die Entsorgung wurden unter Aus-

weitung der durch die Fragebögen erhobenen Daten auf alle betriebenen Anlagen geschätzt. So wurde berechnet, dass jährlich über 1.200 Tonnen Kohle erzeugt werden; dem stehen jedes Jahr Entsorgungskosten in Höhe von insgesamt 180.000–192.000 € gegenüber.

Was das Kondensat anbelangt, handelt es sich um marginale Rückstände, die von den meisten der analysierten Technologien nur beim Hoch- und Herunterfahren der Anlage entstehen. Diese Rückstände enthalten Teer, d. h. eine Mischung aromatischer und polyaromatischer organischer Verbindungen mit hohen Siedetemperaturen, die sich bei der thermischen Konversion der Biomasse durch Vergasung bilden und das Kondensat unbrauchbar machen; die einzige Option bleibt eine Entsorgung als Abfall.

### 3.3 Technologien

In den Vergasungsanlagen in Südtirol ist die technologische Konfiguration des Downdraft-Vergasers mit Festbett am stärksten verbreitet. Durch das aus Brennstoff (Biomasse) bestehende Festbett fließt im Gleichstrom das Vergasungsmittel (normalerweise Luft) nach unten. Zwei Technologien wenden hingegen eine Konfiguration mit zweistufigem Wirbelbettvergaser an, bei dem die Pyrolyse und die Vergasung der Biomasse getrennt erfolgen.

Bei zwei anderen Technologien kommt eine Konfiguration des Typs *rising co-current* zum Einsatz; sie ähnelt der Downdraft-Konfiguration in Bezug auf die Verteilung der verschiedenen Zonen des Vergasungsprozesses, aber die Biomasse wird im unteren Teil des Reaktors eingespeist und das Gas von oben extrahiert. Außerdem wird die Luft in den Verbrennungsbereich eingeleitet, sodass sie einen Wirbel bildet, der an die Flüssigbett-Reaktoren erinnert.

In Tabelle 2 sind die Reaktortypen der verschiedenen für die Untersuchungen ausgewählten Technologien aufgeführt. Neben der Art verwendeter Biomasse werden auch die elektrische und die thermische Leistung jedes installierten Modells angegeben. Technologien mit zwei oder mehr Leistungswerten beziehen sich auf Anlagen unterschiedlicher Größe. Es wird darauf hingewiesen, dass die alphabetische Reihenfolge, in der die Technologien in Tabelle 2 aufgeführt sind, nicht der Reihenfolge entspricht, in der die verschiedenen Technologien (durch Großbuchstaben gekennzeichnet) im Folgenden angegeben sind.



Tabelle 2 – Art der in Südtirol installierten Vergasungsanlagen

Technologie	Reaktortyp	Biomasse	Elektrische Leistung [kW/Modul]	Thermische Leistung
Burkhardt	Rising co-current, stationary fluidized bed	Pellets	180	270
Entrade Energiesysteme	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Pellets	25	60
Holzenergie Wegscheid	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	133	250
Kuntschar Energieerzeugung	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	133	250
Spanner Re <sup>2</sup>	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	9 30 45	22 80 120
Stadtwerke Rosenheim	Double stage, fluidized bed	Hack- schnittzel	50	110
Syncraft Engineering	Double stage, floating fixed bed	Hack- schnittzel	200	480
Urbas Maschinenfabrik	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	150	300
Wubi	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	100 199	200 300
Xylogas & EAF	Downdraft, fixed bed (Festbett)	Hack- schnittzel	220	440

### 3.4 Massen- und Energiebilanzen

Abbildung 2 zeigt die zusammengefassten Ergebnisse der Massenbilanzen, die mit den beim Monitoring der Anlagen erhobenen Daten erstellt wurden, in Form eines Box-Plot-Diagramms. Mit dieser Darstellung kann die Verteilung der Daten in Bezug auf alle Technologien dargestellt werden, unter Hervorhebung der Wertintervalle, in denen die größte Zahl der Daten konzentriert ist (zwischen dem ersten und dritten Quartil), sowie Median, Höchst- und Mindestwerte jedes analysierten Parameters. Angegeben wurden insbesondere die spezifischen Mengen der in den Vergaser eingespeisten Luft und des erzeugten Producer-Gases in Masseneinheiten der verwendeten Biomasse, sowie die Menge der erzeugten Kohle als Prozentsatz (in Masse) der verwendeten Biomasse. Man sieht, dass die verwendete Luftmenge bei allen untersuchten Anlagen ungefähr dem 1,5- bis 2-fachen der eingespeisten Biomasse und die Menge des erzeugten Gases in etwa dem 2,4- bis 3-fachen der Biomasse entspricht. Die Menge der erzeugten Kohle weist eine höhere Variabilität von Anlage zu Anlage auf, aber im Durchschnitt wird circa 2 % der Biomasse am Ausgang des Reaktors als fester Rückstand gewonnen.

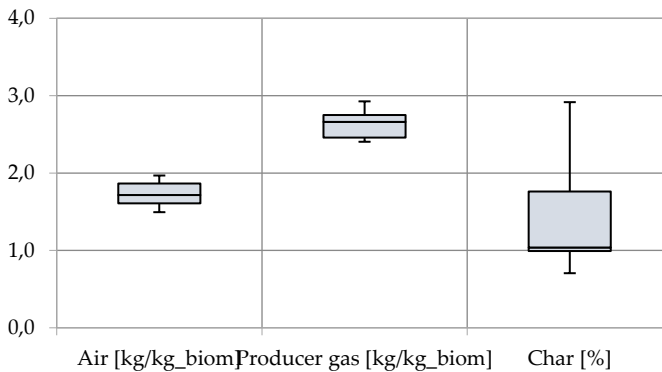


Abb. 2 – Ergebnisse der Massenbilanzen, die mit den beim Monitoring der in Südtirol installierten Anlagen erhobenen Daten erstellt wurden: verwendete Luftmenge, erzeugte Menge an Producer-Gas und Kohle.

Was die Energiebilanzen angeht, fasst Abbildung 3 die Ergebnisse der Berechnungen der elektrischen Effizienz  $\eta_{el}$ , thermischen Effizienz  $\eta_{th}$  und

Gesamteffizienz  $\eta_{tot}$  der überwachten Anlagen zusammen. Generell liegt die elektrische Effizienz der Anlagen zwischen 17 % und 26 %, die thermische Effizienz zwischen 36 % und 59 % und die Gesamteffizienz zwischen 68 % und 78 %, unter Ausnahme einer einzigen Anlage, deren Gesamteffizienz 53 % beträgt.

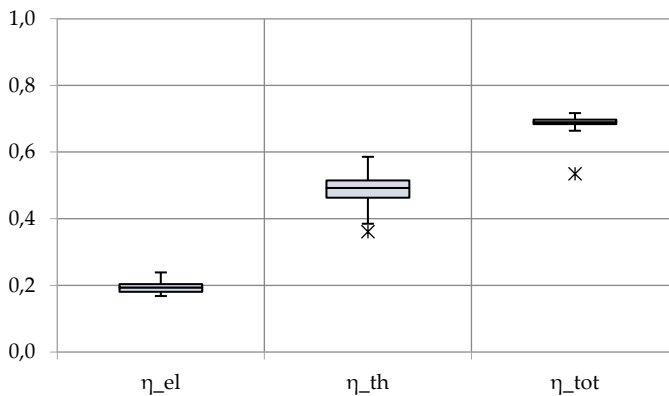


Abb. 3 – Ergebnisse der Energiebilanzen, die mit dem beim Monitoring der in Südtirol installierten Anlagen erhobenen Daten erstellt wurden: elektrische, thermische und Gesamteffizienz.

### 3.5 Charakterisierung der Kohle

In den folgenden Tabellen werden die chemisch-physikalischen Analysen der beim Monitoring der kommerziellen Anlagen entnommenen Kohle aufgeführt.

Wie aus Tabelle 3 hervorgeht, variiert der Kohlenstoffgehalt in der Kohle zwischen mindestens 48,03 % (Technologie C) und maximal 91,51 % (Technologie F); im Durchschnitt beträgt der Gehalt 71,67 %. Die hohe Variabilität beweist, dass die Art des Vergasungssystems und die Bedingungen im Reaktor den Gesamtertrag des Prozesses beeinflussen. Die Technologie F insbesondere implementiert einen zweistufigen Reaktor, die Technologie F hingegen einen Downdraft-Reaktor. Es ist auch interessant hervorzuheben, dass die Technologie C eine Kohle mit einer viel geringeren spezifischen Oberfläche (nur 78 m<sup>2</sup>/g) als die anderen erzeugt.

Tabelle 3 – Proximal- und Elementaranalyse, oberer Heizwert (HHV) und unterer Heizwert (LHV) sowie spezifische Oberfläche der von den kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle

Technologie	A	B	C	D	E	F	G	H
Asche [%]	27,84	16,08	49,52	31,50	13,34	6,49	29,17	25,64
C [%]	68,63	80,23	48,03	66,96	78,97	91,59	69,46	69,49
H [%]	0,33	0,49	0,89	0,18	0,68	0,52	0,11	0,20
N [%]	0,83	0,23	0,25	0,16	0,20	0,25	0,12	0,46
S [%]	n.v.	0,28	n.v.	0,63	0,31	0,56	0,27	0,33
O* [%]	2,37	2,69	1,31	0,57	6,50	0,60	0,87	3,88
HHV [MJ/kg]	23,11	26,74	14,52	19,69	25,53	30,92	22,87	24,17
LHV [MJ/kg]	23,04	26,64	14,33	19,65	25,38	30,81	22,84	24,12
Feuchtigkeit [%]	n.v.	1,04	n.v.	81,73	2,58	1,59	0,23	2,02
Spezif. Oberfläche [m <sup>2</sup> /g]	352	128	78	281	587	272	320	306

Tabelle 4 enthält die Daten des Mineral- und Schwermetallgehalts der in den untersuchten kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle. In diesem Fall ist ein nicht unerheblicher Chrom- und Zinkgehalt der Kohle zu verbuchen. Diese Metalle können von den Metallteilen des Automatisierungssystems (z. B. Förderschnecke) in den Vergasern stammen oder aus mechanischen Prozessen zur Vorbehandlung der Biomasse wie z. B. Chipping oder Pelletierung. In Hinblick auf eine Nutzung der Kohle als Bodenverbesserungsmittel müssen daher mögliche Verbesserungen an der Anlage ausfindig gemacht werden, um den Gehalt dieser Metalle zu reduzieren, damit die Kohle den vorgeschriebenen Normen entspricht, wie im folgenden Abschnitt erläutert.

Außerdem wurde auch der Dioxingehalt der Kohle untersucht. Wie aus den Daten in Tabelle 5 leicht ersichtlich ist, fällt der Gehalt dieser Art organischer Verbindungen bei allen untersuchten Kohlestichproben sehr gering aus, sofern er nicht sogar unterhalb der Messschwelle des Geräts liegt (<0,1 ng/kg).

Tabelle 4 – Analyse des Mineral- und Schwermetallgehalts der in den kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle

Technologie	A	B	C	D	E	F	G	H
Li [mg/kg]	9,9	8,7	6,9	9,1	9,6	8,0	6,8	10,4
Na [mg/kg]	268,4	1724,9	235,7	495,1	341,8	238,0	450,1	576,8
Mg [mg/kg]	5522,6	4802,7	11467,5	4931,4	3680,8	1562,4	9330,9	4268,6
Al [mg/kg]	803,2	299,6	988,5	7081,8	488,4	141,9	680,3	165,9
K [mg/kg]	18570,4	14810,4	18974,8	14106,5	12273,9	6429,8	31825,2	15711,6
Ca [mg/kg]	4670,3	14528,7	3400,4	11431,8	14790,1	10792,5	4621,6	16714,4
Ti [mg/kg]	36,4	40,7	47,7	38,9	46,1	13,0	35,7	23,0
V [mg/kg]	1,0	0,6	1,3	0,9	3,2	0,3	1,0	0,5
Cr [mg/kg]	6,6	5,3	14,3	3,9	383,3	2,7	16,7	28,7
Mn [mg/kg]	3036,3	5154,0	7056,8	839,1	903,9	557,3	2905,9	3408,0
Fe [mg/kg]	615,9	511,9	2509,3	589,3	2162,1	138,2	759,7	351,0
Co [mg/kg]	0,9	3,0	3,1	0,5	4,3	1,3	8,1	1,8
Ni [mg/kg]	6,6	12,8	16,5	5,3	274,2	4,2	40,6	61,9
Cu [mg/kg]	34,4	54,9	73,3	26,5	24,8	8,0	46,9	34,6
Zn [mg/kg]	478,1	449,7	1316,9	182,6	263,1	84,0	397,4	346,6
As [mg/kg]	1,1	0,3	0,7	0,5	0,7	0,2	0,6	0,2
Se [mg/kg]	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1
Rb [mg/kg]	41,8	71,1	43,3	35,1	21,3	15,3	73,9	43,1
Sr [mg/kg]	50,5	48,8	57,8	38,8	65,2	60,8	26,1	55,8
Mo [mg/kg]	0,9	1,5	2,1	0,7	7,3	0,4	2,6	1,5
Cd [mg/kg]	1,5	5,9	0,1	1,7	1,8	0,5	0,4	0,1
Sn [mg/kg]	1,1	1,1	0,7	0,8	1,2	0,8	0,8	0,9
Sb [mg/kg]	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,0	0,3	0,1
Ba [mg/kg]	26,4	42,4	15,5	57,2	41,1	69,8	29,4	34,5
Tl [mg/kg]	0,3	0,8	0,0	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0
Pb [mg/kg]	0,4	1,6	0,2	0,4	0,4	0,7	0,4	0,3

Tabelle 5 – Analyse des Dioxingehalts der von den kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle

Technologie		A	B	C	D	E	F	G	H	
2378 TCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
12378 PCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
123478 HxCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
123678 HxCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
123789 HxCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	
1234678 HpCDD	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	0,3	<0,1	<0,1	
OCDD	[ng/kg]	2,7	1,5	1,2	0,6	2,1	2,2	0,7	2,2	
Dioxine	2378 TCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,1
	12378 PCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	23478 PCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123478 HxCDF	[ng/kg]	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1
	123678 HxCDF	[ng/kg]	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	234678 HxCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	123789 HxCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	1234678 HpCDF	[ng/kg]	0,3	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,2	<0,1	0,3
	1234789 HpCDF	[ng/kg]	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
	OCDF	[ng/kg]	<0,1	0,6	<0,1	0,4	2,4	0,6	<0,1	<0,1

Auch der Gehalt an Polychlorbiphenyl (PCB) erweist sich bei der untersuchten Kohle meist als begrenzt, wie aus den Daten in Tabelle 6 hervorgeht. Sowohl was Dioxine als auch PCB angeht, kann man daher annehmen, dass der Prozesstyp und die Temperaturprofile in den Vergasern, zusammen mit der verwendeten Biomasse, dazu beitragen, die Bildung dieser Verbindungen zu beschränken.

In Tabelle 7 sind die Konzentrationen der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) aufgeführt. Wie man sehen kann, ist die Bedeutung dieser Verbindungen nicht unerheblich und bei der Kohle einiger Anlagen sogar entschieden relevant. Aufgrund des Vorhandenseins dieser toxischen Verbindungen in der Kohle kann diese nicht direkt in der Landwirtschaft verwendet werden. Technologische Verbesserungen zur Beschränkung der Bildung und Ansammlung von PAK in der Kohle sind daher grundlegend und

entscheidend für die Möglichkeit, die Kohle als Bodenverbesserungsmittel einzusetzen. Der folgende Abschnitt verdeutlicht die Differenz zwischen dem PAK-Gehalt der untersuchten Kohle und den Grenzwerten der einschlägigen Düngemittelvorschriften (Legislativdekret 75/2010).

Tabelle 6 – Analyse des PAK-Gehalts der von den kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle

Technologie		A	B	C	D	E	F	G	H
PCB	Iupac77 [ng/kg]	10	<1	4	9	7	6	5	8
	Iupac81 [ng/kg]	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Iupac123 [ng/kg]	7	<1	10	10	8	4	1	7
	Iupac118 [ng/kg]	347	391	252	410	292	282	518	248
	Iupac114 [ng/kg]	1	2	<1	4	<1	<1	<1	2
	Iupac105 [ng/kg]	59	6	39	95	45	59	53	52
	Iupac126 [ng/kg]	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	Iupac167 [ng/kg]	50	54	49	59	43	49	65	49
	Iupac156 [ng/kg]	173	224	118	142	81	133	230	120
	Iupac157 [ng/kg]	15	11	12	15	10	13	17	13
	Iupac169 [ng/kg]	<1	<1	1	2	<1	<1	<1	<1
	Iupac189 [ng/kg]	19	1	13	18	14	15	11	18

### 3.6 Konformität der von den kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle mit den einschlägigen Düngemittelvorschriften

Die einschlägigen italienischen Düngemittelvorschriften beruhen auf der Verordnung (EG) 2003/2003 und dem Legislativdekret 75/2010 in aktueller Fassung. In diesem Dekret werden auch Grenzwerte für die Kohlenutzung in der Landwirtschaft gesetzt. Vor allem oben genanntes Dekret definiert „Biochar“ als ein Material, das erzeugt wird durch „einen Prozess der Karbonisierung von Produkten und Rückständen pflanzlichen Ursprungs aus der Land- und Forstwirtschaft sowie aus Oliventrester, Traubentrester, Kleie, Obstkernen und -schalen und unbehandelten Holzabfällen, insofern es sich um Nebenprodukte der entsprechenden Tätigkeiten handelt. Der Karbonisierungsprozess besteht im Verlust von Wasserstoff, Sauerstoff und Stickstoff seitens des organischen Materials infolge der Anwendung von Wärme unter Abwesenheit

oder reduzierter Verfügbarkeit des Oxidierungsmittels, normalerweise Sauerstoff. Dieser thermochemische Zersetzungsprozess wird als Pyrolyse oder Krackverfahren bezeichnet. Die Vergasung sieht einen weiteren oxidoreduktiven Prozess der durch Pyrolyse erzeugten Kohle vor.“ Die so erzeugte Kohle muss den in Tabelle 8 aufgeführten Normgrenzwerten entsprechen.

Tabelle 7 – Analyse des PAK-Gehalts der von kommerziellen Anlagen erzeugten Kohle

Technologie		A	B	C	D	E	F	G	H
Naphthalin	[µg/kg]	2128649	1912973	2386	200368	859491	110338	26861	563819
Acenaphthylen	[µg/kg]	514300	171045	138	19495	62838	140	7	62703
Acenaphthen	[µg/kg]	314055	11197	26	1565	29918	515	270	4536
Fluoren	[µg/kg]	16341	5287	13	27	86	203	1650	367
Phenanthren	[µg/kg]	584386	385187	119	78749	190237	9806	1220	118217
Anthracen	[µg/kg]	412102	40452	18	6351	13454	457	1245	25644
Fluoranthen	[µg/kg]	477586	47703	36	4934	29200	1218	114	46343
Pyren	[µg/kg]	434026	51745	22	4160	38312	817	60	44436
BaA	[µg/kg]	104671	3742	4	226	547	20	21	12673
CHR	[µg/kg]	135638	4514	5	236	892	220	26	25125
B(b)F	[µg/kg]	32126	630	3	27	119	17	5	5197
B(j)F	[µg/kg]	14180	251	2	7	29	12	2	3318
B(k)F	[µg/kg]	10309	217	6	14	38	13	1	2170
BeP	[µg/kg]	20993	722	3	25	107	73	41	8817
BaP	[µg/kg]	14709	458	4	15	51	5	66	4349
Per	[µg/kg]	3273	100	3	7	24	16	38	866
BghiP	[µg/kg]	1632	58	1	1	17	0	1	1658
IcdP	[µg/kg]	1921	49	1	2	2	2	1	967
DBahA	[µg/kg]	1066	30	1	0	2	2	2	771
DBaP	[µg/kg]	290	21	6	3	2	11	25	393
DBaeP	[µg/kg]	492	12	8	2	2	4	28	211
DBaiP	[µg/kg]	70	11	13	2	6	6	20	20
DBahP	[µg/kg]	151	87	27	3	9	19	51	29

IPA



Tabelle 8 – Änderungen der Anlage 2 des Legislativdekrets 75/2010

Mindestgehalt in nützlichen Substanzen und/oder Elementen Evaluierungskriterien Sonstige Anforderungen	Nützliche Substanzen oder Elemente, deren Gehalt angegeben werden muss Verschiedene anzugebende Eigenschaften Sonstige Anforderungen	Grenzwerte für chemisch-biologische Parameter	Anmerkungen
Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC) <sup>(*)</sup> % TS ≥ 20 und ≤ 30 (CI <sup>(*)3</sup> ) > 30 und ≤ 60 (CI <sup>(*)2</sup> ) > 60 (CI <sup>(*)1</sup> ) Salzgehalt mS/m ≤ 1000 <sup>(§)</sup> pH <sub>(H<sub>2</sub>O)</sub> 4–12 Feuchtigkeit % ≥ 20 für pulverförmige Produkte <sup>(*)</sup> Asche % TS > 40 und ≤ 60 (CI <sup>(*)3</sup> ) ≥ 10 und ≤ 40 (CI <sup>(*)2</sup> ) < 10 (CI <sup>(*)1</sup> ) H/C (molar) <sup>(*)</sup> ≤ 0,7	Granulometrie (Durchgang 0,5–2–5 mm) Gesamtstickstoff Gesamtkalium Gesamtposphor Gesamtkalzium Gesamtmagnesium Gesamtnatrium % C aus Karbonat Test der Phytotoxizität und Zunahme (Regenwurmtest und/oder Keim-/Zunahmetest) Maximale Wasserretention	PAK (Σ 16 Moleküle) < 6 mg/kg TS PCB < 0,5 mg/kg TS Dioxine < 9 ng/kg	<sup>(*)</sup> abzüglich C aus Karbonat <sup>(*)</sup> Qualitätsklasse <sup>(§)</sup> Zur Nutzung als Bodenverbesserungsmittel im Gemüse- und Pflanzenbau ≤ 100 <sup>(*)</sup> Kohlenstoff-Stabilitätsindex <sup>(*)</sup> Daten, die in jedem Fall anzugeben sind

Tabelle 9 enthält die Ergebnisse der chemisch-physikalischen Analysen sowohl von Kohle, die in kommerziellen Anlagen erzeugt wurde, als auch von Kohle, die unter kontrollierten Bedingungen gewonnen wurde. Die in der Tabelle angegebenen Daten beschränken sich auf Parameter, die auf normativer Ebene signifikant sind. In roter Farbe werden Parameter gekennzeichnet, die den aktuellen Normgrenzwerten nicht entsprechen. Sichtbar ist insbesondere, dass die Kohle in allen Fällen (außer in einem) den für die PAK-Konzentration vorgegebenen Grenzwert überschreitet, in einigen Fällen sogar um ein Fünftaches.

Tabelle 9 – Vergleich der chemisch-physikalischen Eigenschaften mit den italienischen Normgrenzwerten (von den Grenzwerten abweichende Parameter sind rot gekennzeichnet).

C	H/C	Asche	Feuchtigkeit	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ PAK	TEQ <sub>PCB</sub>	TEQ <sub>DG</sub>	
													[%]
Grenzw.	> 20	< 60	> 20	--	100	230	500	1,5	140	6	0,5	9	
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1	
B	80,2	0,1	16,1	1,0	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1	
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1	
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	5,3	26,5	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1	
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1	<0,1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1	<0,1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1	<0,1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1	<0,1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1		60,2		<0,1	
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3		124,3		<0,1	
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0		132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1		193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4		414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1		34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5		409,4	7,0	
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0		27,0		

Die hohen PAK-Konzentrationen könnten hauptsächlich auf die Temperaturprofile zurückzuführen sein, die sich im Vergaser generieren und zur Bildung dieser Verbindungen beitragen, sowie auf Adsorptionerscheinungen im Kohlebett, das faktisch als Filter für das Producer-Gas in der Reduktionszone dient. Folglich muss eine Methode zur Nachbehandlung der Kohle gefunden werden, um diese mit den für Bodenverbesserungsmittel vorgesehenen Normgrenzwerten konform zu machen, da sich eine wirksame Veränderung der Prozessparameter der Vergaser besonders komplex darstellt.

Wie zuvor verdeutlicht, stellt auch die Konzentration von Metallen wie Chrom und Zink in der Kohle einen limitierenden Faktor für die Nutzung dieses Materials als Bodenverbesserungsmittel dar. Diesbezüglich könnten Metallteile für die Bewegung fester Materialien in den Vergasern oder Metallteile der zur Vorbehandlung benutzten Maschinen (z. B. Häcksler und Pelletierer) die Hauptverursacher der Kontamination sein. Wie aus den in Tabelle 10 aufgeführten Daten hervorgeht, weist die in bestimmte Vergaser eingespeiste, gehäckselte Biomasse bereits nicht unerhebliche Metallkonzentrationen auf (man beachte insbesondere den Chromgehalt).

Es könnte daher von besonderem Interesse sein, eine Studie zur Inzidenz der einen und der anderen auf die Wirkungen der Metallkontamination der Kohle durchzuführen, und einen Ersatz derselben, oder Verbesserungen in der Planungsphase neuer Vergasungssysteme zu evaluieren.

Tabelle 10 – Metallkonzentrationen in der vorbehandelten Biomasse, mit der einige Vergaser gespeist werden

	As	Cd	Cr	Pb	Ni	Cu	Se	Zn
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
B	6,00	< 0,5	1,90	< 0,5	< 0,5	1,00	2,20	9,60
D	5,60	< 0,5	1,90	< 0,5	< 0,5	1,50	2,30	12,30
E	5,40	< 0,5	1,80	< 0,5	< 0,5	1,20	2,10	15,00
F	5,10	< 0,5	1,60	< 0,5	< 0,5	1,00	2,10	9,40
G	5,60	< 0,5	2,10	< 0,5	< 0,5	0,90	2,30	9,90
H	4,80	< 0,5	2,20	1,10	< 0,5	1,10	2,20	10,60

### 3.7 Kommerzielles Biochar und andere europäische Zertifizierungsstandards

Sowohl die beim Monitoring der aktuell in Südtirol betriebenen Anlagen entnommene als auch die unter kontrollierten Bedingungen erzeugte Kohle wurden mit den Grenzwerten anderer europäischer Standards verglichen, und zwar mit folgenden: IBI, EBC und BQM. Kommerzielle Biochars wurden mit den italienischen Normgrenzwerten verglichen.

In Tabelle 11 sind die Eigenschaften des vom UK Biochar Research Center (<https://www.biochar.ac.uk/>) erzeugten kommerziellen Biochar aufgeführt. Dieses Biochar wurden mit den aktuellen italienischen Vorschriften für Bodenverbesserungsmittel verglichen. Wie die Daten der Tabelle und insbesondere die rot hervorgehobenen Werte belegen, erfüllen auch die vom UK Biochar Research Center erzeugten und vermarkteten Biochars nicht völlig die von den italienischen Vorschriften vorgegebenen Parameter, vor allem was den Schwermetallgehalt angeht. Man sieht, dass der signifikanteste Wert der Kadmiumgehalt ist, da er die Normgrenzwerte fast in allen Fällen überschreitet. Wichtig ist auch die Beobachtung, dass die Emissionsfaktoren der Summe aller 16 polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe diese Grenzwerte voll und ganz einhalten. Dieser Aspekt ist besonders interessant, weil die Kohle fast aller in Südtirol betriebenen Anlagen weit über den Grenzwerten liegende PAK-Konzentrationen aufweist, wie zuvor bereits ausführlich erläutert. In Tabelle 11 wurden die folgenden Akronyme zur Kennzeichnung der aus verschiedenen Materialien (Miscanthus-Pellets, Raps-Pellets, Reisschalen, Nadelholzpellets, Weizenstrohpellets, Klärschlamm) und bei zwei unterschiedlichen Temperaturen (d. h. 550 °C und 700 °C) gewonnenen Kohle verwendet. MSP – Miscanthus Straw Pellets; OSR – Oil Seed Rape Straw Pellets; RH – Rice Husk; SWP – Soft Wood Pellets; WSP – Wheat Straw Pellets; SS – Sewage Sludge.

Tabelle 11 – Vergleich der Biochar-Parameter mit den italienischen Normgrenzwerten

C	H/C	Asche	Feuchtigkeit	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ PAK	TEQ <sub>PCB</sub>	TEQ <sub>DX</sub>
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Grenzw.	> 20	< 60	≥ 20	0,5	100	230	500	1,5	140	6	0,5	9
MSP550	75,4	12,2	1,8	8,7	5,0	26,6	63,4	0,7		0,5	0,0	2,7
MSP700	79,2	11,6	2,2	36,1	30,4	5,9	44,5	4,6		0,1	0,0	3,9
OSR550	68,9	19,5	2,6		2,5	7,9	7,2	1,8	17,6	0,5	0,0	6,8
OSR700	67,7	21,9	3,6	4,4	3,3	13,8	8,8	3,0		< 0,11	0,0	4,5
RH550	48,7	47,9	1,5	5,0	3,0	5,4	23,6	17,8		0,2	0,0	5,1
RH700	47,3	47,9	1,5		2,7	26,9	36,2	20,0		0,3	0,0	5,9
SWP550	85,5	1,3	1,5	34,6	3,3	19,4	25,7	3,5		4,4	0,2	0,0
SWP700	90,2	1,9	1,0	123,4	74,1	9,7	99,6	8,2		0,2	0,2	3,3
WSP550	68,3	21,3	1,9		1,0	3,6	10,5	3,2		0,4	0,0	4,3
WSP700	69,0	23,8	2,2	4,5	2,5	4,7	12,0	1,3		< 0,11	0,0	1,8
SS550	29,5	58,9	2,5	275,7	57,2	255,2	835,7	11,7	201,2	3,8	0,1	3,1
SS700	29,6	63,9	1,7	292,7	66,3	296,6	896,2	12,4	195,9	1,4	0,1	0,4

In den untenstehenden Tabellen 12–14 werden die qualitativen Eigenschaften der in Südtiroler Anlagen erzeugten Kohle den Grenzwerten der wichtigsten internationalen Standards gegenübergestellt: IBI, EBC und BQM.

Wie man sieht, sind die Werte der Schwermetalle (vor allem Zink) und der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe auch bei einem Vergleich der Kohle mit unterschiedlichen Standards diskriminierend. Wie zuvor angenommen, kann die Zinkkontamination von Metallteilen der Automationssysteme der Anlagen und von Metallteilen der Maschinen zur Vorbehandlung eingespeister Biomasse (Häckseln, Pelletieren) verursacht werden. Was hingegen die PAK anbelangt, scheinen diese stark vom Vergasungsprozess selbst beeinflusst zu werden; für ihre Eliminierung ist daher eine wirksame Nachbehandlung erforderlich.

Außerdem ist es interessant, die Variabilität der zum Teil recht hohen Grenzwerte unterschiedlicher Standards zu betrachten (z. B. im Falle des IBI-Standards). So erfüllt beim Vergleich der untersuchten Kohlewerte mit dem IBI-Standard nur ein einziger Parameter – jener der polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe – nicht die Grenzwertvorgaben. Alle anderen Werte, auch die des Schwermetallgehalts, liegen innerhalb der Grenzwerte des Standards.

Tabelle 12 – Vergleich der Parameter der von den Vergasungsanlagen erzeugten Kohle mit den Grenzwerten des IBI-Standards (die blauen Werte überschreiten die Grenzwerte)

C	H/C	Asche	Feuchtigkeit	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	ΣPAK	TEQ <sub>PCB</sub>	TEQ <sub>DX</sub>
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
≥ 10	< 0,7	--	--	64-1200	47-600	63-1500	200-7000	1,4-39	70-500	6-20	0,2-0,5	9
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1
B	80,2	0,1	16,1	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1	60,2	<1	<0,1
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3	0,3	124,3	<1	<0,1
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0	132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1	193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4	414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1	34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5	409,4		7,0
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0	27,0		

Tabelle 13 – Vergleich der Parameter der von den Vergasungsanlagen erzeugten Kohle mit den Grenzwerten des EBC-Standards (die grünen Werte überschreiten die Grenzwerte)

C	H/C	Asche [%]	Feuchtigkeit [%]	Cr (tot) [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	ΣPAK [mg/kg]	TEQ <sub>PCB</sub> [ng/kg]	TEQ <sub>DX</sub> [mg/kg]
EBC	> 50	< 0,7	--	80	30	100	400	1	120	4	0,2	2,0
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1
B	80,2	0,1	16,1	1,0	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1
D	67,0	0,0	31,5	81,7	3,9	5,3	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1
E	79,0	0,1	13,3	2,6	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1
F	91,6	0,0	6,5	1,6	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<1
I	55,2	0,1	29,5	2,0	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1	60,2	<1	<0,1
M	48,1	0,0	32,5	3,0	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3	124,3	<1	<0,1
R100	62,1	0,1	17,9	3,0	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0	132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	6,4	21,9	95,2	0,1	193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4	414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1	34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5	409,4		7,0
Q	84,9	0,2	3,9	3,0	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0	27,0		



Tabelle 14 – Vergleich der Parameter der von den Vergasungsanlagen erzeugten Kohle mit den Grenzwerten des BQM-Standards (die orangefarbenen Werte überschreiten die Grenzwerte)

C	H/C	Asche	Feuchtigkeit	Cr (tot)	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb	Σ PAK	TEQ <sub>PCB</sub>	TEQ <sub>DX</sub>
[%]	[mol/mol]	[%]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[ng/kg]	[mg/kg]
BQM				15	10	40	150	3	60	20	0,5	20
A	68,6	0,0	27,8	6,6	6,6	34,4	478,1	1,5	0,4	5179,9	<1	<0,1
B	80,2	0,1	16,1	127,8	248,7	84,6	246,8	2,4	0,9	132,0	<1	<0,1
C	48,0	0,2	49,5	14,3	16,5	73,3	1316,9	0,1	0,2	2,8	<1	<0,1
D	67,0	0,0	31,5	3,9	5,3	26,5	182,6	1,7	0,4	316,2	<1	<0,1
E	79,0	0,1	13,3	383,3	274,2	24,8	263,1	1,8	0,4	1225,2	<1	<0,1
F	91,6	0,0	6,5	2,7	4,2	8,0	84,0	0,5	0,7	123,8	<1	<0,1
G	69,5	0,0	29,2	0,2	16,7	40,6	46,9	397,4	0,4	0,4	31,7	<0,1
H	69,5	0,0	25,6	2,0	28,7	61,9	34,6	346,6	0,1	0,3	916,2	<0,1
I	55,2	0,1	29,5	5,3	8,0	51,4	586,2	6,1		60,2		<0,1
M	48,1	0,0	32,5	25,8	16,0	36,3	418,9	0,3		124,3		<0,1
R100	62,1	0,1	17,9	3,8	2,6	9,4	29,0	0,0		132,6		
R75	41,4	0,0	28,0	3,7	4,0	21,9	95,2	0,1		193,3		
R50	48,5	0,0	29,7	6,6	10,0	35,2	42,6	205,2	0,4	414,8		
O-R	71,1	0,0	11,2	1,4	6,2	4,0	11,7	14,8	0,1	34,2		
O-C	23,9	0,1	54,2	1,7	46,7	45,2	41,2	288,9	0,5	409,4		7,0
Q	84,9	0,2	3,9	1,7	2,4	8,0	48,5	0,0		27,0		

## 4. Technisch-wirtschaftliche Analyse möglicher Eingriffe zur Anlagenoptimierung in Hinblick auf Polygeneration

### 4.1 Beschreibung des Berechnungstools

Zur Evaluierung der wirtschaftlichen Nachhaltigkeit möglicher Eingriffe zur Optimierung der im Südtirol betriebenen Vergasungsanlagen, in Folge derer diese in die Lage versetzt werden, neben elektrischer und Wärmeenergie auch eine Kohle zu erzeugen, deren Qualität mit Biochar für landwirtschaftliche Zwecke kompatibel ist, wurde ein Berechnungstool zur Erstellung des Business Plans der Anlage entwickelt. Das Tool wurde in einer Microsoft Excel Umgebung entwickelt und konzipiert, um die technisch-wirtschaftlichen Leistungen der Anlage in „Originalkonfiguration“, also in der auf dem Markt angebotenen und im Gebiet betriebenen Ausführung, mit den Leistungen der „optimierten Konfiguration“ zu vergleichen, also mit einer Anlage, die so verändert wurde, dass sie eine landwirtschaftlich nutzbare und qualitativ hochwertigere Kohle als die Anlage in der Originalkonfiguration erzeugt.

In Hinblick auf den Umfang der ermittelten Optimierung wurde das Tool mit der Logik konzipiert, die Auswirkungen auf die Anlagenleistungen in Bezug auf die Veränderung in der Erzeugung elektrischer Energie, thermischer Energie und Kohle sowie die Veränderung in den mit der Aufwertung der erzeugten Kohle verbundenen Kosten und Einnahmen zu bestimmen, um eine Cashflow-Analyse durchführen zu können.

Nachdem der Nutzer die Anlagenparameter in der Originalkonfiguration und in der optimierten Konfiguration eingegeben hat, berechnet das Tool den Verlauf des Netto-Cashflows und des kumulierten Cashflows der Anlage im Laufe der Zeit. Auf diese Weise soll grafisch dargestellt werden, welche Wirkung der ermittelte Umfang der Optimierung im Laufe der Zeit auf die Gewinn- und Verlustrechnung der Anlage hat.

### 4.2 Anwendungsbereich

Das Tool wurde zum Einsatz an Holzvergasungsanlagen mit elektrischer Nennleistung zwischen 1 und 999 kW entwickelt, die als Nebenprodukt eingestufte Biomasse verwenden und zwischen 2012 und 2018 unter Nutzung

eines von folgenden Dekreten vorgesehenen Förderprogramms in Betrieb genommen wurden:

- Ministerialdekret vom 18. Dezember 2008 (allumfassender Tarif)
- Ministerialdekret vom 6. Juli 2012 (FER-Dekret 2012)
- Ministerialdekret vom 16. Juni 2016 (FER-Dekret 2016)

Da die Untersuchungen im Laufe des Projekts ergeben haben, dass in Südtirol keine Anlagen ohne diese Förderprogramme in Betrieb genommen wurden, schien es unnötig, alternative und mit den aufgezählten nicht kumulative Fördermechanismen wie das Net-Metering (*scambio sul posto*) und die Abnahme zu einem festgesetzten Preis durch den Netzbetreiber (*ritiro dedicato*) in Betracht zu ziehen. Die berücksichtigten Tarife werden automatisch unter Angabe des Zeitraums der offiziellen Inbetriebnahme der Anlage ausgewählt; jährliche Kürzungen werden in Betracht gezogen, sofern von den Bestimmungen vorgesehen.

### 4.3 Wirtschaftliche Analyse möglicher Optimierungseingriffe

Die Schwierigkeit, einen Zusammenhang zwischen den technischen Betriebs-eigenschaften der Anlagen und der Qualität der erzeugten Kohle herzustellen, hat eine Ermittlung wissenschaftlich fundierter Lösungen und möglicher Eingriffe zur Anlagenoptimierung mit dem Ziel einer qualitativen Verbesserung der erzeugten Kohle verhindert. Im Laufe des Projekts hat sich auch die Möglichkeit der Erprobung empirischer Optimierungslösungen als nicht praktikabel erwiesen, und zwar aus verschiedenen Gründen:

- Mangelnde Möglichkeit einer Änderung der Betriebsparameter der Anlagen infolge der Risiken in Verbindung mit einer Profitverringerung aufgrund der Ausscheidung aus dem Förderprogramm und mit den daraus entstehenden möglichen Schäden und Funktionsstörungen der Anlage;
- Besonderheit des Genehmigungsverfahrens, das eine Betriebseignungsbeurteilung (seitens des Amts für Luft und Lärm) auf Grundlage eines genau definierten Projekts vorsieht, an dem im Laufe der technischen Lebensdauer keine „bedeutenden/wesentlichen“ Änderungen vorgenommen werden dürfen, da ansonsten die Genehmigung verfällt. Daraus hat sich automatisch die mangelnde Möglichkeit der Durchführung relevanter Op-

timierungseingriffe ergeben, wie z. B. den Reaktor durch einen neuen Typus auszutauschen oder der Anlage neue Teile hinzuzufügen, z. B. durch Anwendung eines „Reformers“.

- Mangelnde Bereitschaft der Anlagenbetreiber, „empirische“ Veränderungen, also Änderungen mit unsicherem Resultat, an der Anlage vorzunehmen;
- Mangelnde Bereitschaft der Partner, eine Laboreinrichtung mit marktähnlichen Dimensionen zu suchen, in der Lösungen und Strategien zur Qualitätsverbesserung der erzeugten Kohle frei erprobt werden können.

Dies vorausgesetzt, wurde vereinbart, die wirtschaftliche Analyse einer möglichen Veränderung der Anlage, mit der die gewonnene Kohle von einem „Kostenpunkt“ (wegen ihrer schlechten Qualität und der daraus resultierenden Notwendigkeit, als Abfall entsorgt zu werden) in eine „Ressource“ (also ein Produkt, das auf dem Markt verkauft wird) verwandelt werden kann, mit einem „Rückwärtsansatz“ durchzuführen. Die wirtschaftliche Rückwärtsanalyse wurde wie folgt durchgeführt: nach Festsetzung von drei möglichen Verkaufspreisen für die Kohle in Abhängigkeit ihrer aktuellen Marktnotierung im Agrarbereich wurde der für Veränderungen an der Anlage verfügbare Höchstbetrag (aus dem Kohleverkauf) berechnet, wobei als Abschreibungsdauer für die Investition die Restlebensdauer der Anlage zu Grunde gelegt wurde.

#### 4.4 Definition der Originalkonfiguration

Die wirtschaftliche Analyse der beiden Konfigurationen – Originalkonfiguration (d. h. Marktkonfiguration) und optimierte Konfiguration (d. h. für den Erhalt qualitativ hochwertiger Kohle veränderte Konfiguration) – wurde nicht in Hinblick auf die Daten und Eigenschaften einer spezifischen Technologie oder Vergasungsanlage durchgeführt, sondern in Hinblick auf eine ideale Anlage, deren technische Daten und Leistungen den Durchschnittswerten der in Südtirol untersuchten Anlagen entsprechen. Bei der Definition der einzelnen Anlagenparameter in der „Originalkonfiguration“ wurden die im Folgenden erläuterten Betrachtungen angestellt.

- Aus der Analyse der Vergasungsanlagen in Südtirol geht hervor, dass zwischen 2012 und 2015, unter dem damals sehr vorteilhaften Förderprogramm, 35 der 44 derzeit aktiven Holzvergasungsanlagen gebaut wurden.

Aus diesem Grund wurde entschieden, der Analyse eine hypothetische Anlage, die 2013 in Betrieb genommen wurde, zu Grunde zu legen.

- Auch die Wahl der Leistung dieser Anlage wurde unter Berücksichtigung der Eigenschaften der aktuell betriebenen Anlagen getroffen. Genauer gesagt fiel die Wahl auf eine aus zwei Modulen mit einer elektrischen Nennleistung von 45 kW und einer thermischen Nennleistung von 100 kW bestehende Anlage (dies entspricht den Eigenschaften der meisten Anlagen).
- Die übrigen für die Originalkonfiguration verwendeten technischen und wirtschaftlichen Parameter wurden ausgehend von den Durchschnittswerten der bei der Untersuchung der Anlagen erhobenen Daten ermittelt; gleichzeitig wurde eine vergleichende Evaluierung der Parameter in Bezug auf die Werte der einzelnen Anlagen, die eine ähnliche Leistung wie die des Projekts haben, durchgeführt.

In Tabelle 15 sind die Werte der für die Charakterisierung der „Originalkonfiguration“ der Anlage gewählten Parameter aufgeführt.

#### 4.5 Definition der „optimierten Konfiguration“

Die Analyse wurde unter Berücksichtigung eines Kohleverkaufspreises zwischen 0 €/t und 500 €/t durchgeführt. Im Folgenden werden die Parameter und die hypothetischen Betriebsmerkmale sowie die Gründe für deren Annahme erläutert.

- „Investitionsjahr“: die Wahl des Jahres, in dem der Eingriff vorgenommen werden soll, wurde unter Berücksichtigung der folgenden beiden Faktoren getroffen:
  - Die meisten in der Region angesiedelten Anlagen wurden zwischen 2013 und 2015 genehmigt (27 von 44 aktuell betriebenen Anlagen) und können daher die noch für weitere 13–15 Jahre vorgesehene Förderung in Anspruch nehmen;
  - vermutlich werden noch einige Jahre Forschung erforderlich sein, um potenzielle Änderungen an den Anlagen zur Verbesserung der Kohlequalität zu ermitteln und zu entwickeln.
- Eine Hypothese sieht vor, die Änderungen an der Anlage im 10. Betriebsjahr vorzunehmen (in der Annahme, dass man in diesem Jahr bereits den aus der Anlagenoptimierung entstandenen Vorteil genießt); somit wurde

angenommen, dass für weitere 11 Jahre eine Rendite aus der Investition für die Optimierung der Anlage erwächst (unter Veranschlagung einer der Förderdauer entsprechenden Nutzungsdauer der Anlage von 20 Jahren).

- Es wurde außerdem angenommen, dass ebenso viel elektrische und thermische Energie und Kohle erzeugt wird wie in der Anlage der Originalkonfiguration.

Tabelle 15 – Parameter der „Originalkonfiguration“ einer idealen Anlage mit repräsentativen Betriebsparametern

Element	Wert	Element	Wert
Bezeichnung der Technologie	„Theoretische Anlage“	Spezifische Anlagenkosten [€/kW]	6 500
Anz. der Module	2	Personal [€/kWh]	0,03
Zeitraum der Inbetriebnahme	Von 01/2013 bis 12/2013	Versicherung [€/a]	2 500
Elektrische Leistung des Moduls [kW]	45	GSE-Verfahren [€/Jahr]	1 200
Thermische Leistung des Moduls [kW]	100	Wartung [€/kWh]	0,03
Betriebsstunden pro Jahr [Stunden]	7 500	Kaufpreis der Biomasse [€/t]	94
Eigenverbrauch elektrischer Energie [%]	11	Verkaufspreis der Wärme [€/MWh]	40
Jährlicher Verbrauch an Biomasse [kg/kWh]	1,1	Kohle-Entsorgungskosten [€/t]	155
Spezifische Kohleerzeugung [kg/kWh]	0,02	Für die Trocknung verwendete Wärmeenergie [%]	50
Eigenkapital [%]	0	Aufgewertete thermische Energie [%]	30
Finanzierungszinsen [%]	3,5	Fördertarif [€/MWh]	251,86
Darlehenslaufzeit [Jahre]	10	Dauer der Förderung [Jahre]	20

- Auf Grundlage des Marktpreises der Kohle in der Agrarbranche wurden vier verschiedene optimierte Anlagenkonfigurationen erstellt, die sich jeweils durch einen Verkaufszielpreis für die Kohle auf dem Markt kennzeichnen:
  - Optimierte Konfiguration 1 – Preis für die Kohleaufwertung = 0 €/t;
  - Optimierte Konfiguration 2 – Preis für die Kohleaufwertung = 100 €/t;
  - Optimierte Konfiguration 3 – Preis für die Kohleaufwertung = 200 €/t;
  - Optimierte Konfiguration 4 – Preis für die Kohleaufwertung = 500 €/t.
- In der optimierten Konfiguration 1 wurde angenommen, dass die Qualität der Kohle nicht ausreicht, um in der Landwirtschaft genutzt werden zu können, aber dass die Kohle von der Anlage kostenfrei entsorgt werden kann (zum Beispiel als in der Baubranche wiederverwendbares Nebenprodukt). Hypothese 4 sieht hingegen den besten Fall vor, und zwar dass die Qualität der Kohle es ermöglicht, einen Verkaufspreis von 500 €/t zu erzielen.

Durchgeführt wurde eine Rückwärtsanalyse und daher bei Anwendung des Tools mit der Anlagenoptimierung verbundene Investitionskosten in Höhe von null Euro eingegeben. Der verfügbare Höchstbetrag für die Umsetzung der Änderungen an den Anlagen wurden daher für jede optimierte Konfiguration (von 1 bis 4) als Differenz zwischen dem nach 20 Betriebsjahren kumulierten Kapital in der optimierten und in der Originalkonfiguration errechnet.

## 4.6 Ergebnisse der wirtschaftlichen Analyse

In Tabelle 16 und den Abbildungen 4 und 5 sind für jede optimierte Konfiguration die Ergebnisse der wirtschaftlichen Simulation in Bezug auf das nach 20 Betriebsjahren kumulierte und zur Umsetzung der Anlagenoptimierung (die, wie angenommen, im 10. Betriebsjahr durchgeführt werden soll) zur Verfügung stehende Kapital angegeben. Wenn man annimmt, dass die Änderung an der Anlage ab dem zehnten Betriebsjahr vorgenommen wird und in den übrigen elf Betriebsjahren der Anlage eine Rendite erzielt werden kann, variiert das für eine eventuelle Optimierung der Anlage maximal verfügbare Budget, wie man sieht, zwischen mindestens 23.000 € und höchstens 97.000 €. Zum aktuellen Zeitpunkt kann man, da die durchzuführenden Optimierungsarbeiten nicht genau definiert werden können, nur schwer abschätzen, ob

diese Summen angemessen oder ausreichend sind, um den Verkauf der Kohle zu den angenommenen Preisen zu ermöglichen. Der Wert dieser Beträge kann jedoch einen nützlichen Hinweis auf die wirtschaftlichen Voraussetzungen einer eventuellen für den Markt attraktiven technologischen Lösung liefern, die auch in der Zukunft ermittelt werden kann (von den Forschern oder den Akteuren der Industrie).

Tabelle 16 – Simulation der Kapitalkumulation nach 20 Jahren, der Unterschiede zwischen kumuliertem Kapital vor und nach dem Eingriff ( $\Delta$  vor und nach der Optimierung) sowie des maximal verfügbaren Kapitals für die Anlagenoptimierung für jede optimierte Konfiguration.

Konfig.	Entsorgungskosten	Verkaufspreis	Kumuliertes Kapital (20 Jahre)	$\Delta$ nach/vor der Optimierung	Max. verfügbares Kapital
	[€/t]	[€/t]	[€]	[€]	[€]
Original	155	0	291 929	-	0
Optimierung 1	0	0	314 947	2 093	23 018
Optimierung 2	0	100	329 797	3 443	37 868
Optimierung 3	0	250	352 072	5 468	60 143
Optimierung 4	0	500	389 197	8 843	97 268



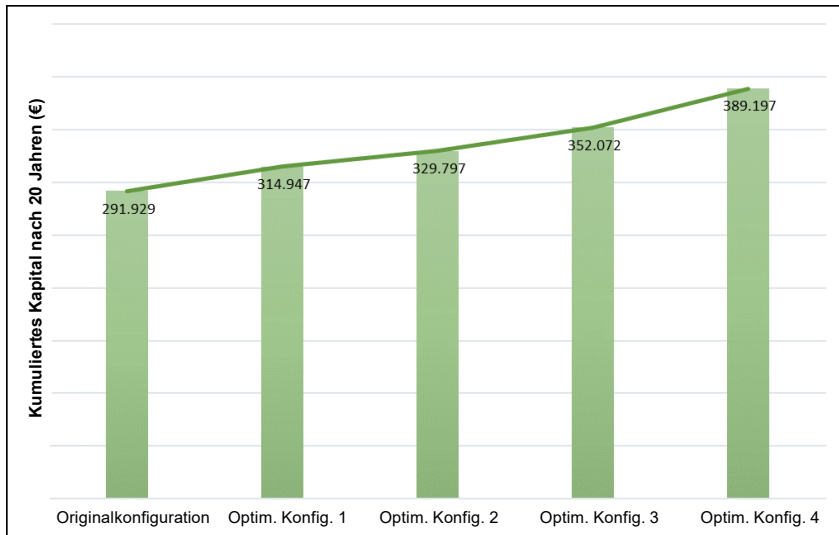


Abb. 4 – Kumuliertes Kapital nach 20 Betriebsjahren in der Originalkonfiguration und in den vier optimierten Konfigurationen

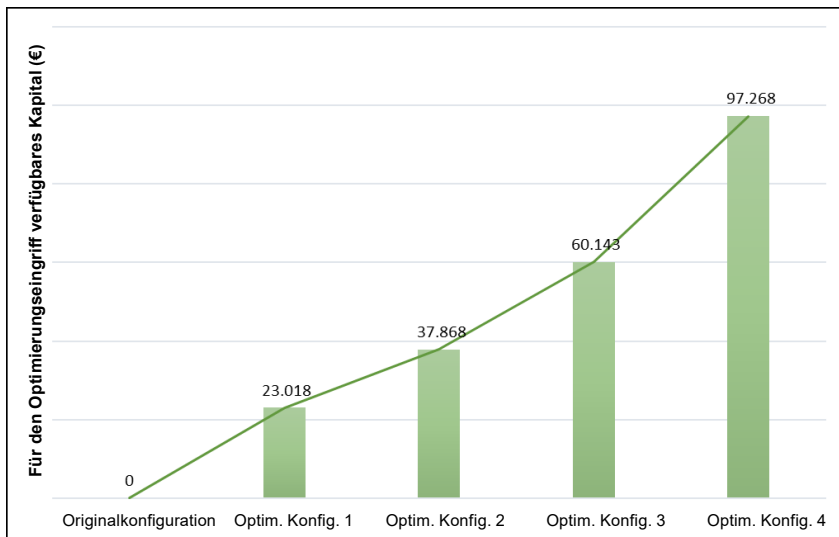


Abb. 5 – Für den Optimierungseingriff verfügbares Kapital in den vier ermittelten Konfigurationen

Zum besseren Verständnis der Resultate und in Bezug auf jede optimierte Konfiguration sind in Abbildung 6 die jährlichen Einnahmen der Anlagen aufgeführt, die zurückzuführen sind auf:

- Förderung und Verkauf der erzeugten elektrischen Energie
- Verkauf der Wärmeenergie
- Einsparung der Entsorgungskosten und/oder Verkauf der Kohle (in der Grafik bezeichnet als „Einnahmen aus der optimierten Konfiguration“).

Es wird deutlich, dass die mit der Anlagenoptimierung und dem Verkauf der qualitativ hochwertigeren Kohle verbundenen höheren Jahreseinnahmen einen relativ geringen Prozentsatz (zwischen 1 % und 5 %) der Gesamteinnahmen ausmachen, während der aus der Förderung der erzeugten elektrischen und thermischen Energie stammende Beitrag weiterhin überwiegt.

Für Verkaufspreise der Kohle in Höhe von 500 €/t, wie in der optimierten Konfiguration Nr. 4 angenommen, oder noch höhere Preise, wie sie im Falle einer positiven Entwicklung des Kohlemarkts möglich sind (zum Beispiel wenn der Kohle wichtige Eigenschaften zur Verbesserung der Bodenqualität oder Fähigkeit zur Speicherung von Kohlenstoff zugesprochen werden können) scheint ein Eingriff zur Optimierung der Anlage jedoch sowohl vom ökologischen als auch vom wirtschaftlichen Standpunkt gerechtfertigt. Diese Aussage trifft umso mehr zu, wenn der Eingriff in den ersten Betriebsjahren der Anlagen vorgenommen wird.

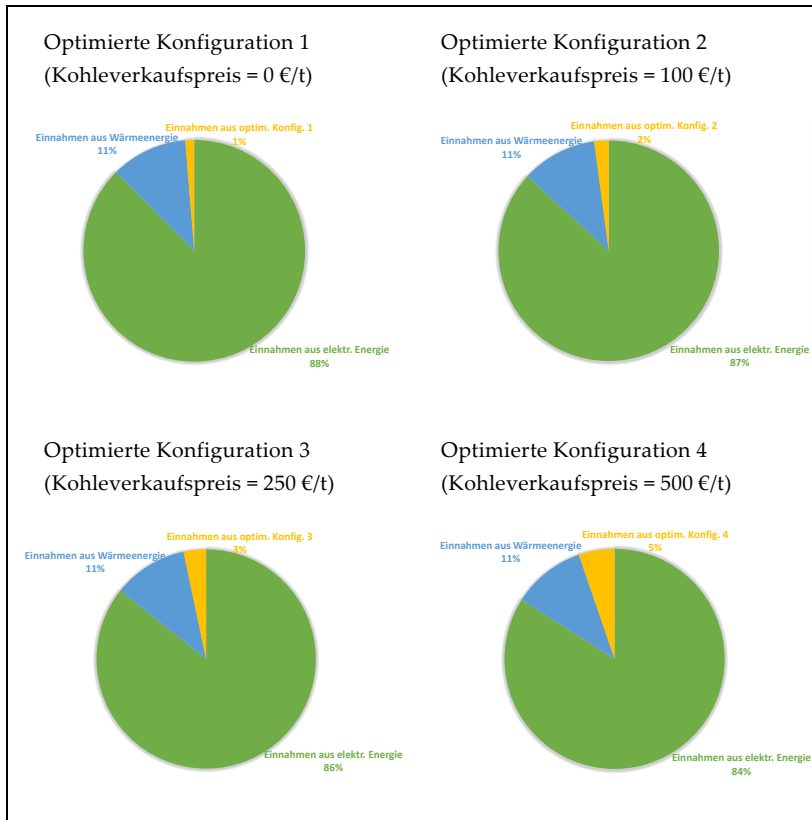


Abb. 6 – Prozentualer Anteil der einzelnen Posten an den jährlichen Einnahmen der Anlage in den vier verschiedenen optimierten Konfigurationen

## 5. Schlussfolgerungen

Mit den in Südtiroler Vergasungsanlagen gesammelten Informationen über den Fluss zugeführter Biomasse und den Fluss erzeugter Rückstände, der die Anlage verlässt, konnte ein repräsentatives Gesamtbild des Betriebs und der Verwaltung dieser Anlagen erstellt werden. Aus der Studie geht hervor, dass jährlich circa 1.300 Tonnen Kohle erzeugt werden, die derzeit als nicht gefährlicher Sonderabfall entsorgt werden. Die Möglichkeit einer Nutzung der in den Südtiroler Vergasungsanlagen gewonnenen Kohle als Bodenverbesserungsmittel (ähnlich wie Biochar) gemäß dem Legislativdekret 75/2010 in aktueller Fassung hängt vor allem vom Gehalt polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) ab, sowie vom Vorhandensein bestimmter Schwermetalle, deren Werte die Normgrenzwerte zum Teil erheblich übersteigen. Beim Vergleich der chemisch-physischen Analyse der Kohle mit den wichtigsten europäischen Standards (IBI, EBC und BQM) wird deutlich, dass die Nutzung der Kohle in der Landwirtschaft weiterhin durch das Vorhandensein von PAK beschränkt bleibt. Um die aktuellen Vergasungsanlagen in polygenerative Systeme zu verwandeln, die neben elektrischer und thermischer Energie auch Biochar erzeugen, das als Bodenverbesserungsmittel genutzt werden kann, müssen daher die Hauptprozessparameter (z. B. die Temperaturprofile im Reaktor) verändert oder Systeme zur Nachbehandlung der Kohle eingesetzt werden, um den PAK-Gehalt zu reduzieren. Darüber hinaus können Schwermetalle als weiterer kritischer Faktor in der Kohle vorhanden sein; sie können von mechanischen Teilen stammen, die zur Beförderung fester Materialien in der Anlage verwendet werden, oder aus Vorbehandlungen der Holzbiomasse wie z. B. das Häckseln oder Pelletieren.

Es war nicht möglich, spezifische Lösungen oder Eingriffe zu ermitteln, die an den Anlagen durchgeführt werden können, um qualitativ hochwertige Kohle zu erzeugen, und die Wirksamkeit eventueller empirischer Lösungen ließ sich nicht an den vorhandenen Anlagen erproben; daher konnte kein kompletter Satz technisch-wirtschaftlicher Daten für die in den Simulationen nutzbare, optimierte Konfiguration definiert werden. Die Untersuchung der Auswirkungen auf die Wirtschaftlichkeit einer Anlage, die optimiert wurde, um eine landwirt-

schaftlich nutzbare Kohle zu erhalten, wurde daher unter Forcierung der Anwendung des Simulators anhand einer wirtschaftlichen „Rückwärtsanalyse“ durchgeführt. Diese Analyse erfolgte im Hinblick auf eine „ideale Anlage“ mit durchschnittlichen Betriebsparametern, die den im Laufe des Projekts an Anlagen im Südtirol durchgeführten Untersuchungen entnommen wurden. Auf Grundlage der mit dem Verkauf der Kohle erzeugten Einnahmen und den ab dem Jahr, in dem die Optimierungsarbeiten durchgeführt wurden, bis zum Ende der Nutzdauer der Anlage eingesparten Entsorgungskosten, wurde das Kapital geschätzt, das maximal für die Durchführung dieser Eingriffe zur Verfügung stehen könnte. Die wirtschaftliche Analyse hat verdeutlicht, dass für die Investitionen zur Optimierung der Anlage höchstens ein Budget zwischen 23.000 und 97.000 Euro zur Verfügung stehen würde, abhängig vom Verkaufspreis, den die Kohle nach diesen Änderungen auf dem Markt erzielen könnte. Trotz der Schwierigkeit, die Angemessenheit der berechneten Summen in Bezug auf die erforderlichen Investitionen zur Anpassung der Anlage in Hinblick auf die Kohleproduktion (zum veranschlagten Verkaufspreis) zu bestimmen, können diese Beträge dennoch einen ungefähren Richtwert für die Anforderungen der Wirtschaftlichkeit darstellen, die eine technologische Lösung zur Optimierung der Anlage erfüllen müsste, um auf dem Markt attraktiv zu sein.

## Literaturverzeichnis

- Benedetti, V., Ail, S. S., Patuzzi, F. & Baratieri, M. (2019). Valorization of Char From Biomass Gasification as Catalyst Support in Dry Reforming of Methane. *Frontiers in Chemistry*, 7(March), 1–12. <https://doi.org/10.3389/fchem.2019.00119>
- Benedetti, V., Ail, S. S., Patuzzi, F., Cristofori, D., Rauch, R. und Baratieri, M. (2020). Investigating the feasibility of valorizing residual char from biomass gasification as catalyst support in Fischer-Tropsch synthesis. *Renewable Energy*, 147, 884–894. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.09.050>
- Benedetti, V., Cordioli, E., Patuzzi, F. & Baratieri, M. (2019). CO<sub>2</sub> Adsorption study on pure and chemically activated chars derived from commercial

- biomass gasifiers. *Journal of CO<sub>2</sub> Utilization*, 33(April), 46–54. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2019.05.008>
- Benedetti, V., Patuzzi, F. & Baratieri, M. (2018). Characterization of char from biomass gasification and its similarities with activated carbon in adsorption applications. *Applied Energy*, 227, 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.08.076>
- Cordioli, Patuzzi & Baratieri. (2019). Thermal and Catalytic Cracking of Toluene Using Char from Commercial Gasification Systems. *Energies*, 12(19), 3764. <https://doi.org/10.3390/en12193764>
- European Biochar Foundation (2020, 1. Juni). *European Biochar Certificate*.
- Galhetas, M., Lopes, H., Freire, M., Abelha, P., Pinto, F. & Gulyurtlu, I. (2012). Characterization, leachability and valorization through combustion of residual chars from gasification of coals with pine. *Waste Management*, 32(4), 769–779. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.021>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J. K., Henriksen, U. B. & Hauggaard-Nielsen, H. (2015). Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 72(1), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>
- Klinghoffer, N. B., Castaldi, M. J. & Nzihou, A. (2012). Catalyst properties and catalytic performance of char from biomass gasification. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 51(40), 13113–13122. <https://doi.org/10.1021/ie3014082>
- Marchelli, F., Cordioli, E., Patuzzi, F., Sisani, E., Barelli, L., Baratieri, M., ... Bosio, B. (2019). Experimental study on H<sub>2</sub>S adsorption on gasification char under different operative conditions. *Biomass and Bioenergy*, 126(April), 106–116. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.05.003>
- Patuzzi, F., Prando, D., Vakalis, S., Rizzo, A. M., Chiaramonti, D., Tirlir, W., ... Baratieri, M. (2016). Small-scale biomass gasification CHP systems: Comparative performance assessment and monitoring experiences in South Tyrol (Italy). *Energy*, 112, 285–293. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.06.077>
- Piazzini, S., Zhang, X., Patuzzi, F. & Baratieri, M. (2020). Techno-economic assessment of turning gasification-based waste char into energy: A case

study in South-Tyrol. *Waste Management*, 105, 550–559. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.038>

Runtti, H., Tuomikoski, S., Kangas, T., Lassi, U., Kuokkanen, T. & Rämö, J. (2014). Chemically activated carbon residue from biomass gasification as a sorbent for iron(II), copper(II) and nickel(II) ions. *Journal of Water Process Engineering*, 4(C), 12–24. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.08.009>

# Extraktion aus Holzurückstnden fr Anwendungen in der Lebensmittel- und Pharmabranche

**Giovanna Ferrentino – Freie Universitt Bozen**

**Nabil Haman – Freie Universitt Bozen**

**Ksenia Morozova – Freie Universitt Bozen**

**Matteo Scampicchio – Freie Universitt Bozen**

## Abstract

Evaluiert wurde die antimikrobielle Wirkung der durch zwei verschiedene Soxhlet-Extraktionstechnologien und überkritisches Kohlendioxid gewonnenen Extrakte von *Picea abies* auf das Wachstum von *Enterococcus faecalis* und *Streptococcus thermophilus*. Als Technik zur Evaluierung der antimikrobiellen Wirkung wurde die isotherme Kalorimetrie genutzt. Die Anpassung der Wärmeflusskurve des mikrobiellen Wachstums erfolgte mit veränderter Gompertz-Gleichung, um die Parameter der Zeitverzögerung und der Geschwindigkeit des mikrobiellen Wachstums zu erhalten. Außerdem wurden die für die antimikrobielle Wirkung verantwortlichen Phenolverbindungen durch Massenspektrometrie ermittelt. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass beide Extrakte, unabhängig von der verwendeten Technologie, eine ähnliche antimikrobielle Wirkung aufweisen. Von den beiden Stämmen hat jedoch *S. thermophilus* eine höhere Resistenz gegen die antimikrobielle Wirkung des Extrakts als *E. faecalis* gezeigt. Die für diese Wirkung verantwortlichen wichtigsten Phenolverbindungen waren Catechin, Dihydroquercetin, Astringin und Isorhapontin. Die Ergebnisse haben das Potenzial des Extrakts von *Picea abies* als natürliches Antimikrobikum aus nachhaltigen Quellen und Alternative zu den aktuellen künstlichen Konservierungsmitteln verdeutlicht.



## 1. Einleitung

Seit der Antike hat Holz immer eine zentrale Rolle im Leben der Menschen gespielt. Trotzdem seine Nutzung zu Zwecken wie z. B. der Wärmeerzeugung, dem Waffen- oder Fahrzeugbau im Laufe der Jahre immer mehr abgenommen hat, bleibt Holz auch heute noch in vieler Hinsicht ein Material von grundlegender Bedeutung, sei es beim Bau von Häusern und Möbeln oder der Herstellung von Papier, Werkzeug, Kunstwerken und Musikinstrumenten. Während seiner Be- und Verarbeitung fallen jedoch große Mengen an Abfällen und Nebenprodukten an. Oft haben diese Holzabfälle jedoch einen sehr begrenzten wirtschaftlichen Wert. Daher besteht ein steigendes Interesse, Alternativen für eine Wiederverwendung und Aufwertung von Holzabfällen zu finden, mit denen neue Materialien und Produkte erzeugt werden können.

Ein interessanter Ansatz für die Aufwertung dieser Nebenprodukte besteht in der Extraktion bestimmter in ihnen enthaltener Verbindungen, die antimikrobielle und antioxidative Eigenschaften gezeigt haben (Salem et al., 2016; Grassmann et al., 2003). Die Rinde und Äste vieler Baumarten werden seit Jahrhunderten als Quelle für Aromen, Duftstoffe und Farbpigmente verwendet. Rezente Studien weisen auf ein zunehmendes Interesse der wissenschaftlichen Gemeinschaft an der Festlegung physisch-chemischer Eigenschaften der Extrakte aus Holzabfällen hin (Bianchi et al., 2014; Kusumoto et al., 2014; Mínova et al., 2015; Sahin et al., 2017. Zum Beispiel wurde beobachtet, dass Extrakte aus Kastanien- oder Kirschbaumholz antimikrobielle Eigenschaften besitzen und in der Lage sind, mögliche Kontaminationen im Wein zu kontrollieren (Alañón et al., 2015). Die Baumextrakte aus dem *Endopleura uchi* wiesen eine hohe antimikrobielle und zytotoxische Wirkung auf (Politi et al., 2011); desgleichen haben sich Extrakte aus Eukalyptusholz als sehr wirksam bei der Hemmung des Wachstums von Bakterien und Hefe erwiesen (Cruz et al., 2011). Vor Kurzem wurde festgestellt, dass die durch hydrodynamische Kavitationstechnologie gewonnenen Extrakte aus den nadelartigen Blättern des *Abies alba* eine starke oxidationshemmende Wirkung haben (Becvárová et al., 2018).

Unter den verschiedenen Baumarten rufen die Holzabfalle der Rottanne (*Picea abies*) groBes Interesse hervor. Es handelt sich um eine in Europa weit verbreitete Art, die circa 38 % des Baumbestands in den europaischen Waldern ausmacht (Becvarova et al., 2018). Auf die groBe Verbreitung dieses Baums ist auch seine starke industrielle Nutzung in verschiedenen Bereichen und somit die erhebliche Menge anfallender Nebenprodukte zururckzufuhren. Aufgrund dieser Situation ergibt sich die Notwendigkeit, alternative Ansatze fr die Aufwertung und Wiederverwendung zu finden. Vor Kurzem wurde nachgewiesen, dass die Rinde der Rottanne einen hohen Gehalt an Verbindungen mit oxidationshemmender Wirkung aufweist (Neiva et al., 2018). Einige Studien haben nachgewiesen, dass aufgrund des hohen Hemicellulosegehalts interessante Oligomere erzeugt werden können, die als Bestandteile oder Hilfsstoffe in Produkten der nutrazeutischen und pharmazeutischen Industrie nutzbar sind. Eine andere Studie hat nachgewiesen, dass aus der Rottannenrinde gewonnenen Extrakte eine starke antimikrobielle Wirkung gegen bestimmte pathogene Mikroorganismen haben wie z. B. *Staphylococcus aureus*, *Klebsiella pneumoniae* und *Pseudomonas aeruginosa* (Tanase et al., 2018). Auch wurde eine erhebliche hemmende Wirkung der aus *Picea abies* gewonnenen Extrakte gegen die Mikrobenspezies des *Streptococcus pneumoniae* festgestellt (Vainio-Kaila et al., 2015). Obwohl die antimikrobielle und oxidationshemmende Wirkung der aus Holzabfallen gewonnenen Extrakte durch veroffentlichte Ergebnisse zahlreicher Studien bestatigt wird, ist jedoch immer noch nicht ganz klar, welche Wirkung die Extraktionstechnologie und das bei der Extraktion verwendete Losungsmittel letztendlich auf die physikalischen und chemischen Eigenschaften der erzeugten Extrakte haben. Der aus *Thymus pectinatus* gewonnene Extrakt, zum Beispiel, nutzt Methanol als Losungsmittel und hat keine antimikrobielle Wirkung gezeigt. Eine gewisse antimikrobielle Wirkung zeigte sich jedoch, als das entsprechende atherische Ol durch Dampfdestillation mit einem Clevenger-Apparat gewonnen wurde (Vardar-Ünlü et al., 2003). Diese Unterschiede könnten mit dem beim Extraktionsprozess verwendeten Losungsmittel zusammenhängen. Eine von Salem et al. (2016) durchgefuhrt Untersuchung wies hingegen eine starke antibakterielle und oxidationshemmende Wirkung des Methanolextrakts von *Picea Abies* nach (Salem et al., 2016).

Die in diesem Bereich veröffentlichten Studien verdeutlichen außerdem, dass nicht nur das Lösungsmittel, sondern auch die Technologie einen erheblichen Einfluss auf die funktionellen Eigenschaften der Extrakte haben kann. Zum Beispiel wurde berichtet, dass die Extraktion aus Holzabfällen von *Phyllanthus emblica* L. mit Flüssigkeiten unter Druck, unter Nutzung von Methanol als Lösungsmittel, ein Extrakt mit stärkerer oxidationshemmender Wirkung erzeugt hat als die überkritische Flüssigkeitsextraktion oder die herkömmliche Extraktion mit Lösungsmittel (Liu et al., 2009). Andere Arbeiten berichten hingegen, dass die überkritische Flüssigkeitsextraktion dank niedriger Temperaturen während des Prozesses und Zusatz von Co-Lösungsmitteln wie Ethanol oder Methanol die Erzeugung ätherischer Öle mit starker antimikrobieller Wirkung ermöglicht hat. Extrakte aus Agarholz (*Aquilaria crassna*) zum Beispiel haben das Wachstum von *Staphylococcus aureus* und *Candida albicans* gehemmt (Wetwitayaklung et al., 2009). Darüber hinaus haben die mit überkritischer Flüssigkeitsextraktion gewonnenen Extrakte aus Zedernholz (Eller et al., 2000) und aus den Abfallprodukten von *Pinus taeda* (Pasquini et al., 2005) und Eukalyptus eine bemerkenswerte oxidationshemmende Wirkung gezeigt (González-Vila et al., 2000).

Auf Grundlage dieser in den verschiedenen wissenschaftlichen Arbeiten berichteten Beobachtungen haben die Autoren ihre Untersuchungen in diesem Kapitel auf die Evaluierung der antimikrobiellen Wirkung von Extrakten aus Abfallprodukten der Verarbeitung von *Picea abies* konzentriert. Zur Bewertung der Wirkung der Extraktionstechnologie auf die Eigenschaften des erzeugten Extrakts wurden zwei verschiedene Techniken angewandt: eine Soxhlet-Extraktion mit Ethanol als Lösungsmittel und eine überkritische Flüssigkeitsextraktion mit Kohlendioxid als Lösungsmittel. Die Wahl dieser beiden Arten der Extraktion beruht im Wesentlichen auf der unterschiedlichen Polarität der Lösungsmittel. Eine Soxhlet-Extraktion mit Ethanol erzeugt im Allgemeinen ein Extrakt mit polaren Phenolverbindungen. Mit überkritischem Kohlendioxid gewonnene Extrakte hingegen liefern ätherische Öle mit einem höheren Gehalt an unpolaren Verbindungen (Cao et al., 2007; Caredda et al., 2002). Diese beiden Extraktionstechnologien wurden auf Holzabfälle von *Picea abies* angewandt und die gewonnenen Extrakte an zwei grampositi-

ven Mikroorganismen getestet, und zwar *Enterococcus faecalis* und *Streptococcus thermophilus*. Ffr das Monitoring der antimikrobiellen Wirkung der Extrakte wurde die Technik der isothermen Kalorimetrie gewhlt, eine innovative Methode, die ein kontinuierliches und zu der von den Mikroorganismen whrend ihres Stoffwechsels erzeugten Wrmemenge proportionales Signal liefert.

Außerdem wurden die Extrakte mit chromatographischen Techniken (HPLC-MS) in Anwesenheit und Abwesenheit von Mikroorganismen untersucht, um die fr die antimikrobielle Wirkung verantwortlichen Phenolverbindungen zu ermitteln.

## 2. Materialien und Methoden

### 2.1 Vorbereitung der Holzabfalle

Die Holzabfalle der Rottanne (*Picea abies*) wurden in Sfdtirol (Italien) gesammelt. Bei ihrer Ankunft im Labor wurden die Stichproben gemahlen, um ein feines Pulver mit einer Kgrnung von 300-800  $\mu\text{m}$  zu erhalten. Der abschließende Feuchtigkeitsgehalt des Pulvers betrug  $7,8 \pm 1,2$ , whrend die Wasseraktivitdt bei  $0,4 \pm 0,1$  lag.

### 2.2 Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid

Eine Hochdruck-Pilotanlage (Super fluidi s.r.l., Padova, Italien) wurde zur Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid aus Holzabfllen von *Picea abies* verwendet. Das System besteht aus einem Extraktor und zwei gravimetrischen Separatoren. Im Extraktor befindet sich ein Edelstahlbehälter (800 ml Volumen), dessen Enden mit porösen Filtern aus Edelstahl verschlossen sind. Eine Hochdruck-Membranpumpe (Lewa LDC - M - 9XXV1, Mailand, Italien) wurde verwendet, um das Kohlendioxid in den Extraktor zu pumpen. Ffr die Durchfhrung der Experimente wurden der Anlage  $80 \pm 1$  Gramm *Picea-abies*-Pulver zugefhhrt. Die Extraktionsbedingungen wurden auf Grundlage eines experimentellen Plans bestimmt, in dem Druck (von 10 bis 30 MPa), Temperatur (von 35 bis 50  $^{\circ}\text{C}$ ) und Zeit (von 10 bis 180 Minuten) definiert wurden,

um am Ende der Extraktion den maximalen Produktertrag zu erhalten. Als Co-Lösungsmittel wurde ein Anteil von 10 % (p/p) Ethanol hinzugefügt, um die Fähigkeit des Kohlendioxids zur Extraktion polarer Phenolverbindungen zu erhöhen. Kohlendioxid wurde mit einem Durchfluss von 2 l/h Kohlendioxid in die Anlage gepumpt, um eine verlängerte Kontaktdauer zwischen Lösungsmittel und Stichprobe zu gewährleisten.

## 2.3 Extraktion mit Soxhlet-Apparat

Die Extraktion mit Lösungsmittel wurde mit einem Soxhlet-Apparat unter Anwendung von Ethanol durchgeführt. Zu diesem Zweck ließ man circa 150 ml Ethanol durch 10 Gramm *Picea-abies*-Pulver laufen. Die Extraktion dauerte 6 Stunden und wurde bei Siedetemperatur des Lösungsmittels durchgeführt.

## 2.4 Ermittlung der antimikrobiellen Wirkung der Extrakte

### 2.4.1 Mikrowachstum

Die aus den Holzabfällen von *Picea abies* gewonnenen Extrakte wurden an zwei grampositiven Mikroorganismen getestet, und zwar *Enterococcus faecalis* (ATCC 29212) und *Streptococcus thermophilus* (ATCC 19258). Die Mikrobenstämmen wurden bis zum Zeitpunkt des Experiments bei -80 °C in Kulturbrühe (Tryptone soy broth, TSB) und Glycerol (20:80 p/p) konserviert. Für die Experimente wurden die Mikrobenkulturen bei 4 °C auf einem festen Nährmedium (Tryptone soy agar, TSA) konserviert und monatlich regeneriert.

### 2.4.2 Durch isotherme Kalorimetrie ermittelte Hemmung des Mikrowachstums

Die antimikrobielle Wirkung der Extrakte aus *Picea abies* auf das Wachstum von *E. faecalis* und *S. thermophilus* wurde durch isotherme Kalorimetrie (Thermal Activity Monitor, Model 421 TAM III, TA Instruments) ermittelt. Zur Durchführung des Experiments wurde eine Kolonie der beiden Mikrobenstämmen in 10 ml Kulturbrühe (TSB) gegeben und dann für *E. faecalis* bei 37 °C und für *S. thermophilus* bei 40 °C ausgebrütet. Die Inkubationszeit wurde auf 18 Stunden festgesetzt, um Zellen in der stationären Phase des Wachstums zu erhalten. Mikrobensuspensionen mit einer Endkonzentration von 10<sup>8</sup> KBE/ml (kolonienbildende Einheiten pro ml) wurden in TSB verdünnt, um Lösungen

mit einer Endkonzentration der Mikroben von  $10^5$  KBE/ml zu erhalten. Auch die durch überkritische Flüssigkeitsextraktion mit Soxhlet-Apparat gewonnenen Extrakte von *Picea abies* wurden in steriler Kulturbrühe (TSB) verdünnt. Dann wurden sie mit den Mikrobenkulturen vermischt und erreichten Endkonzentrationen von 1, 3 und 5 mg/ml. Circa 1 ml der zubereiteten Stichproben wurden danach in zuvor sterilisierte Reagenzbehälter aus Edelstahl gegeben, um die Analyse mit isothermer Kalorimetrie zu beginnen. Die beim Mikrobewachstum in Anwesenheit oder Abwesenheit von Extrakten erzeugte Wärme wurde für 24 Stunden bei Mikrobewachstumstemperaturen überwacht. Alle Experimente wurden als Triplikat durchgeführt.

#### 2.4.3 Ermittlung der für die antimikrobielle Wirkung der Extrakte verantwortlichen Phenolverbindungen

Die Phenolverbindungen der Extrakte aus *Picea abies* wurden durch eine Flüssigchromatographie-Massenspektrometrie mit hoher Auflösung (HPL-MS) unter Anwendung eines Q-Exactive Orbitrap HRMS (Thermo Scientific, Mailand, Italien) in Kopplung mit einer UHPLC (Ultimate 300) ermittelt. Es wurde eine Accucore RP-MS LC-Säule (100 mm × 2,1 mm ID, 2,6 µm) mit einer Vorsäule (Thermo Scientific, Mailand, Italien) verwendet, um die Phenolverbindungen zu trennen. Die verschiedenen Massen der Verbindungen wurden im Bereich von 100 bis 1.000 m/z mit einer Auflösung von 70.000 bei einem Wert von 200 m/z, Gewinnkontrolle von  $1 \cdot 10^6$  und maximaler Injektionszeit von 175 ms ausgewählt. Die Phenolverbindungen in den Extrakten wurden auf Grundlage der Retentionszeit und der bei 280 nm gemessenen UV-Absorption ermittelt. Die Retentionszeiten wurden mit den analytischen Standardzeiten verglichen. Der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der chemischen Verbindungen und der Integration der Fläche unter jedem Peak wurden mit der Software Compound Discoverer 2.1 (Thermo Scientific, Mailand, Italien) hergestellt.

Zur Ermittlung der für die Hemmung verantwortlichen Phenolverbindungen wurden circa 5 mg Extrakt zu 1 ml Nährbrühe (TSB) in Anwesenheit und Abwesenheit des Mikrobenstammes *E. faecalis* hinzugefügt, der mit einer Konzentration von  $10^6$  KBE/ml beimpft wurde. Beide Proben wurden für 24 Stunden bei 37 °C ausgebrütet. Außerdem wurde eine dritte Probe unter Zusatz

von 5 mg Extrakt zu 1 ml Kulturbrühe (TSB) zubereitet. Die drei Proben wurden mit einer HPLC-MS analysiert. Für die Zubereitung der Proben wurden 5 ml einer MeOH-Wasser-Lösung (70:30) zu 500 mg der Probe gegeben. Das Gemisch wurde 5 Minuten mit einem Vortexmischer geschüttelt, 15 Minuten im Ultraschallbad behandelt und bei 10.000 rpm für 15 Minuten zentrifugiert. Der Überstand wurde vor der Analyse mit einem 0,2- $\mu$ m-Spritzenfilter gefiltert. Für jede Probe wurden drei unabhängige Extraktionen vorgenommen. Die Analyse wurde als Triplikat durchgeführt und die Ergebnisse als Mittelwerte und Standardabweichung angegeben.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Extraktion mit Soxhlet-Apparat und überkritischem Kohlendioxid

In diesem Abschnitt wird das mit zwei verschiedenen Technologien durchgeführte Verfahren der Extraktion aus Holzabfällen des *Picea abies* erläutert (Abbildung 1). Das Extraktionsverfahren mit überkritischem Kohlendioxid wurde bei 45 °C und 20 MPa Druck über eine Dauer von 120 Minuten durchgeführt. Am Ende des Verfahrens ergab sich ein Ertrag von  $3,4 \pm 0,5$  % (p/p), berechnet als Verhältnis zwischen der Extraktmenge in Gramm und der für die Extraktion verwendeten Holzstichprobe in Gramm.

Die Extraktion mit einem Soxhlet-Apparat wurde unter Anwendung von Ethanol als Lösungsmittel durchgeführt. Die Temperatur wurde auf 76 °C eingestellt; das Verfahren dauerte 5 Stunden. Nach Abschluss der Extraktion wurde das Extrakt durch Verdampfen des Lösungsmittels gewonnen. Der Ertrag belief sich auf  $2,6 \pm 0,7$  % (p/ p).

Extraktion aus Holzurückstnden  
fr Anwendungen in der Lebensmittel- und Pharmabranche

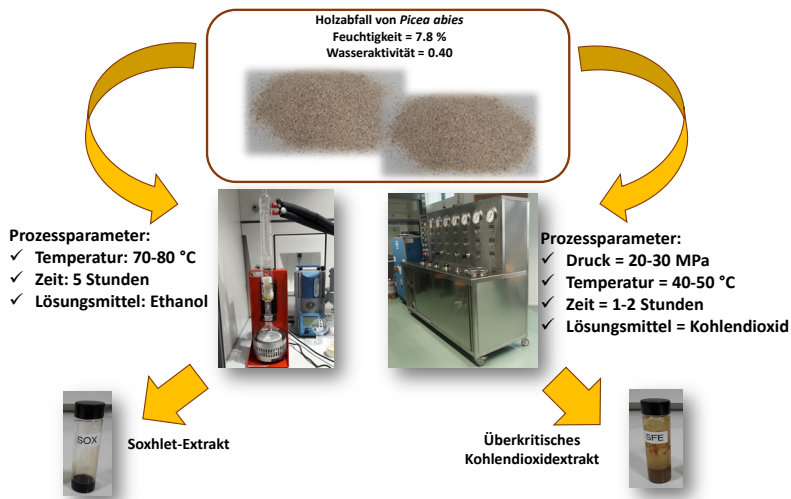


Abb. 1 – Extraktion aus Holzabfällen des *Picea abies* mit Soxhlet-Apparat und überkritischem Kohlendioxid

Die chemische Charakterisierung beider Extrakte wurde mit einer HPLC-MS durchgeführt und ist in Tabelle 1 angegeben.

Die größten Mengen sind von folgenden Phenolverbindungen vorhanden: Methylbenzoesäure, Gallussäure, Catechin, Dihydroquercetin, Hydroxypinoresinol und Isorhapontin. Diese Verbindungen wurden in beiden Extrakten gefunden.



Tabelle 1 – Chemische Charakterisierung der mit Soxhlet-Apparat und überkritischem Kohlendioxid (SFE) gewonnenen Extrakte von *Picea abies*. Angepasste Tabelle aus der Arbeit von Haman et al., 2019.

Verbindung	Formel	[M-H] <sup>-</sup> theoretisch	[M-H] <sup>-</sup> gemessen	SFE- Extraktions- bereich 1*10 <sup>6</sup>	Soxhlet- Extraktions- bereich 1*10 <sup>6</sup>
2-Methylbenzoesäure	C <sub>8</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	135,0452	135,0450	61,8 ± 0,8	50,1 ± 0,5
Zimtsäure	C <sub>9</sub> H <sub>8</sub> O <sub>2</sub>	147,0451	147,0452	2,03 ± 0,1	1,5 ± 0,4
Protocatechusäure	C <sub>7</sub> H <sub>6</sub> O <sub>4</sub>	153,0193	153,0192	1,5 ± 0,1	1,1 ± 0,2
Cumarsäure	C <sub>9</sub> H <sub>8</sub> O <sub>3</sub>	163,0401	163,0401	1,6 ± 0,1	1,3 ± 0,4
Gallussäure	C <sub>7</sub> H <sub>6</sub> O <sub>5</sub>	169,0142	169,0143	4,1 ± 0,3	3,1 ± 0,5
Ferulasäure	C <sub>10</sub> H <sub>10</sub> O <sub>4</sub>	193,0506	193,0507	0,60 ± 0,13	0,55 ± 0,12
(+)-Catechin	C <sub>15</sub> H <sub>14</sub> O <sub>6</sub>	289,0718	289,0720	1,6 ± 0,3	0,84 ± 0,01
Dihydroquercetin (Taxifolin)	C <sub>15</sub> H <sub>12</sub> O <sub>7</sub>	303,0513	303,0513	59 ± 2	42 ± 3
(+)-6- Hydroxypinoresinol	C <sub>20</sub> H <sub>22</sub> O <sub>7</sub>	373,1293	373,1293	312 ± 23	201 ± 12
Astringin	C <sub>20</sub> H <sub>22</sub> O <sub>2</sub>	405,1191	405,1196	16 ± 1	10 ± 2
Isorhapontin	C <sub>21</sub> H <sub>24</sub> O <sub>9</sub>	419,1348	419,1349	432 ± 56	323 ± 15

### 3.2 Mit isothermer Kalorimetrie beschriebenes Mikrobenwachstum

Das Mikrobenwachstum in Anwesenheit oder Abwesenheit von Extrakten aus *Picea abies* wurde durch isotherme Kalorimetrie überwacht.

Abbildung 2 (gestrichelte Linie) zeigt das typische kalorimetrische Signal, das man beim Mikrobenwachstum erhält, wenn uneingeschränkt Luft und Nährstoffe vorhanden sind. Der Wärmeflussverlauf ( $dq/dt$  in Abhängigkeit von der

Zeit) weist eine charakteristische Form auf, die qualitativ durch Teilung des Signals in drei unterschiedliche Phasen erklärt werden kann:

- eine erste Phase, bestehend aus einer anfänglichen Verzögerungszeit, während der die erzeugte Wärmemenge unerheblich ist
- eine zweite Phase, in welcher der Wärmefluss in Verbindung mit dem metabolischen Zellwachstum exponentiell ansteigt
- eine dritte Phase, in der man eine schnelle Wärmeflussverringering beobachten kann, sobald der Sauerstoff oder die nötigen Nährstoffe abnehmen und das Wachstum der Mikroorganismen dadurch gehemmt wird.

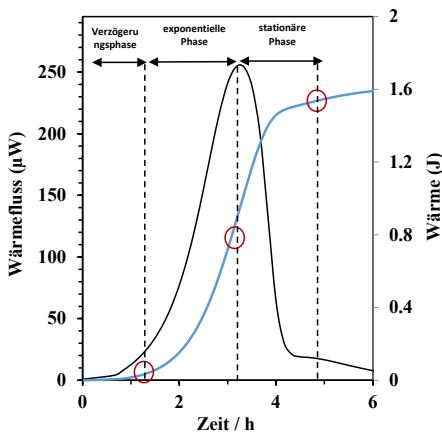


Abb. 2 – Während des Mikrogenwachstums von *S. thermophilus* bei Vorhandensein von Sauerstoff mit einer Konzentration von  $10^7$  log(KBE/ml) erzeugter Wärmefluss (durchgehende schwarze Linie). Während des Mikrogenwachstums von *S. thermophilus* (durchgehende blaue Linie) erzeugte Wärme, die aus der Integration des von der Wärmeflusskurve abgegrenzten Bereichs resultiert. Rot eingekreist sind die Anfangszeit des exponentiellen Wachstums, der Höchstwert der während des Wachstums erzeugten Wärme und die während des Wachstums entstandene Gesamtwärme. Außerdem sind die drei Phasen des Mikrogenwachstums dargestellt: die Verzögerungsphase, die Phase des exponentiellen Wachstums und die darauffolgende stationäre Phase des Wachstums.

### 3.2.1 Ermittlung der thermokinetischen Parameter des Mikrogenwachstums

Abbildung 3-A zeigt die mit isothermer Kalorimetrie bei 37 °C erzielten Diagramme des Mikrogenwachstums von *S. thermophilus*. Die Anfangskonzentration der Mikrogenbelastung variiert zwischen  $10^1$  und  $10^7$  KBE/ml. Abbildung 3-B zeigt hingegen die Werte der während des Mikrogenwachstums ent-

standenen Gesamtwärme, die aus der Integration des durch die Wärmeflusskurve für die verschiedenen Anfangskonzentrationen der Mikrobenbelastung begrenzten Bereichs resultiert.

Die in Abhängigkeit von der Zeit verlaufenden Wärmekurven können durch die folgende veränderte Gompertz-Funktion beschrieben werden:

$$q(t) = Q_{tot} \cdot \exp[-\exp(\mu_{max} \cdot e) \cdot (\lambda - t) + 1]$$

wo  $Q_{tot}$  der während des gesamten Wachstumsprozesses erzeugten Wärme entspricht, die als Bereich unter der Wärmeflusskurve berechnet wird;  $\lambda$  der Verzögerungszeit entspricht, die als Anfangsperiode definiert wird, während welcher die durch das Mikrobenwachstum erzeugte Wärme unerheblich ist;  $\mu_{max}$  der Höchstgeschwindigkeit des Wachstums entspricht, die als größte entlang der Wärmeflusskurve gemessene Steigung berechnet wird.

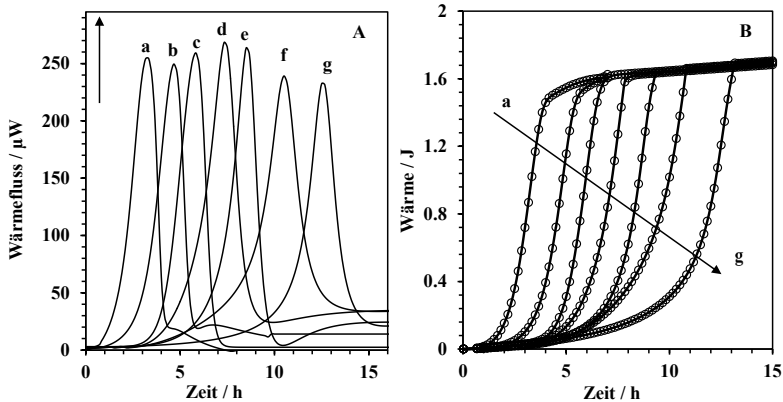


Abb. 3 – (A) Während des Wachstums von *S. thermophilus* bei Vorhandensein von Sauerstoff mit verschiedenen Konzentrationen von  $10^7$  (a) bis  $10^1$  log(KBE/ml) erzeugter Wärmefluss (g). (B) Während des aus der Integration der von den Wärmeflusskurven begrenzten Flächen resultierenden Mikrobenwachstums entstandene Wärme.

Außerdem konnten anhand der Wärmeflusskurven in Abhängigkeit von der Zeit der Höchstwert des Wärmeflusses ( $\Phi_{max}$ ) und die Zeit, zu der dieser Wert auftritt ( $t_p$ ), gemessen werden. Alle für beide Mikroorganismen angegebenen Werte sind in der folgenden Tabelle angegeben (Tab. 2).

Tabelle 2 – Thermokinetische Parameter aus den kalorimetrischen Kurven des Mikrobewachstums von *S. thermophilus* und *E. faecalis*.

Mikro-organismus	Mikrobielle Anfangskonzentration	$100^* \mu_{\max}$ $h^{-1}$	$\lambda$ h	$Q_{\text{tot}}$ J	$t_p$ h	$\Phi_{\max}$ $\mu W$
<i>S. thermophilus</i>	$10^7$	$6,7 \pm 0,1^{ab}$	$2,3 \pm 0,2^s$	$1,68 \pm 0,31^b$	$4,0 \pm 0,4^e$	$254 \pm 12^{ab}$
	$10^6$	$6,3 \pm 0,1^{ab}$	$3,5 \pm 0,3^f$	$1,69 \pm 0,24^b$	$4,7 \pm 0,3^{de}$	$249 \pm 19^{ab}$
	$10^5$	$6,5 \pm 0,1^{ab}$	$4,8 \pm 0,3^e$	$1,61 \pm 0,43^c$	$5,8 \pm 0,3^d$	$259 \pm 11^a$
	$10^4$	$6,3 \pm 0,1^{ab}$	$6,5 \pm 0,4^d$	$1,60 \pm 0,54^c$	$7,3 \pm 0,3^c$	$268 \pm 15^{ab}$
	$10^3$	$6,1 \pm 0,1^{ab}$	$7,4 \pm 0,3^c$	$1,62 \pm 0,61^b$	$8,5 \pm 0,4^c$	$263 \pm 25^{ab}$
	$10^2$	$6,1 \pm 0,1^{ab}$	$8,7 \pm 0,4^b$	$1,61 \pm 0,91^a$	$10,5 \pm 0,4^b$	$239 \pm 23^{ab}$
	$10^1$	$5,5 \pm 0,1^c$	$10,9 \pm 0,6^a$	$1,63 \pm 0,72^b$	$12,3 \pm 0,6^a$	$232 \pm 28^b$
<i>E. faecalis</i>	$10^7$	$6,1 \pm 0,1^a$	$3,1 \pm 0,2^f$	$2,38 \pm 0,31^{ab}$	$5,1 \pm 0,2^f$	$239 \pm 10^a$
	$10^6$	$6,3 \pm 0,1^a$	$3,4 \pm 0,2^f$	$2,38 \pm 0,33^{ab}$	$5,3 \pm 0,4^f$	$242 \pm 12^a$
	$10^5$	$5,7 \pm 0,2^a$	$4,5 \pm 0,3^e$	$2,44 \pm 0,22^{ab}$	$6,5 \pm 0,3^e$	$245 \pm 19^a$
	$10^4$	$5,5 \pm 0,1^b$	$6,4 \pm 0,3^d$	$2,76 \pm 0,41^b$	$8,2 \pm 0,2^d$	$229 \pm 11^a$
	$10^3$	$5,1 \pm 0,1^b$	$7,7 \pm 0,4^c$	$2,29 \pm 0,54^{ab}$	$9,7 \pm 0,3^c$	$220 \pm 15^a$
	$10^2$	$5,2 \pm 0,1^b$	$10,7 \pm 0,4^b$	$2,94 \pm 0,62^a$	$11,5 \pm 0,4^b$	$215 \pm 25^a$
	$10^1$	$5,4 \pm 0,1^b$	$12,5 \pm 0,4^a$	$2,95 \pm 0,89^a$	$13,2 \pm 0,4^a$	$207 \pm 23^a$

### 3.2.2 Zusammenhang zwischen den thermokinetischen Parametern des Mikrobewachstums

Tabelle 3 zeigt die Pearson-Korrelationskoeffizienten zwischen der anfänglichen Mikrobekonzentration und den aus den kalorimetrischen Kurven gewonnenen und in Tabelle 2 aufgeführten Parametern. Die stärkste Korrelation

wurde zwischen dem Logarithmus der Mikrobekonzentration und der Verzögerungszeit ( $\lambda$ ) oder der Zeit beobachtet, zu welcher der höchste Wärmefluss gemessen wurde ( $t_p$ ), mit Pearson- Koeffizienten von -0,995 bzw. -0,990 ( $n = 7$ ,  $p = 0,01$ ).

Tabelle 3 – Pearson-Korrelationsindex zwischen der mikrobiellen Anfangskonzentration und den thermokinetischen Parametern aus den Thermogrammen des Mikrobewachstums. \*\*Signifikante Korrelation auf Level 0,01.

	Mikrobielle Anfangs- konzentration (KBE/ml)	$\mu_{\max}$ ( $h^{-1}$ )	$\lambda$ (h)	$Q_{\text{tot}}$ (J)	$t_p$ (h)
$\mu_{\max}$ ( $h^{-1}$ )	0,632	-			
$\lambda$ (h)	-0,995**	-0,625	-		
$Q_{\text{tot}}$ (J)	-0,439	-0,358	0,402	-	
$t_p$ (h)	-0,990**	-0,600	0,993**	0,497	-
$\Phi_{\max}$ ( $\mu W$ )	0,488	0,237	-0,505	-0,740	-0,580

Die Ergebnisse haben zudem gezeigt, dass die Verzögerungszeit des Mikrobewachstums im Intervall der in dieser Studie verwendeten Mikrobekonzentrationen zwischen  $10^1$  und  $10^7$  KBE/ml von  $2,3 \pm 0,2$  auf  $10,9 \pm 0,6$  Stunden signifikant gestiegen ist ( $p < 0,01$ ). Die Daten zeigen eine lineare Korrelation zwischen dem Logarithmus der mikrobiellen Anfangskonzentration und der Verzögerungszeit des Wachstums ( $R^2 = 0,99$ ) mit einer Gleichung von  $\lambda = -1,39 \cdot C + 11,11$  ( $C$  steht für  $\log(\text{KBE/ml})$ ) für *S. thermophilus*. Ähnliche Ergebnisse wurden auch für das Mikrobewachstum von *E. faecalis* erzielt. Auch in diesem Fall wurde ein linearer Zusammenhang ( $R^2 = 0,99$ ) beobachtet, mit einer

Gleichung von  $\lambda = -1,59 \cdot C + 19,57$ . Die anderen Variablen, wie die Gesamtwärme ( $Q_{\text{tot}}$ ), die Höchstgeschwindigkeit des Wachstums ( $\mu_{\text{max}}$ ) und der maximale Wärmefluss ( $\Phi_{\text{max}}$ ) wiesen keine Korrelation mit der anfänglichen Konzentration der Mikrobenbelastung auf. Daher wurde die Verzögerungszeit des Wachstums ( $\lambda$ ) als Mikrowachstumsindex verwendet, um die nachfolgenden Ergebnisse zu erklären, bei denen die Extrakte von *Picea abies* zu den Mikrobenkulturen hinzugefügt wurden.

### 3.3 Antimikrobielle Wirkung der Extrakte von *Picea abies*

Im Folgenden sind die Ergebnisse der antimikrobiellen Wirkung von Extrakten aus *Picea abies* auf Mikrobenstämme von *Streptococcus thermophilus* und *Enterococcus faecalis* aufgeführt. Es wurden zwölf Experimente im Duplikat durchgeführt, um die antimikrobielle Wirkung der mit Soxhlet-Apparat und überkritischem Kohlendioxid gewonnenen Extrakte (n=12) zu testen. Für jede Extraktionstechnologie wurde die Verzögerungszeit des Wachstums der beiden Mikrobenstämme unter Anwendung von drei den Mikrobenkulturen zugesetzten Extraktkonzentrationen ermittelt.

Abbildung 4-A zeigt die für *S. thermophilus* erzielten Ergebnisse des Wärmeflusses in Anwesenheit und Abwesenheit wachsender Konzentrationen des durch das Verfahren mit überkritischem Kohlendioxid gewonnenen Extrakts von *Picea abies*. Gleichermaßen zeigt Abbildung 4-B die Ergebnisse des Wärmeflusses für den gleichen Mikroorganismus nach Zusatz wachsender Konzentrationen des mit Soxhlet-Apparat unter Anwendung von Ethanol als Lösungsmittel gewonnenen Extrakts. In beiden Fällen verlangsamte sich das Mikrowachstum in Anwesenheit des Extrakts, wie die Werte der Verzögerungszeiten ( $\lambda$ ) zeigen, die bei Zusatz zunehmender Konzentrationen des Extrakts steigen.

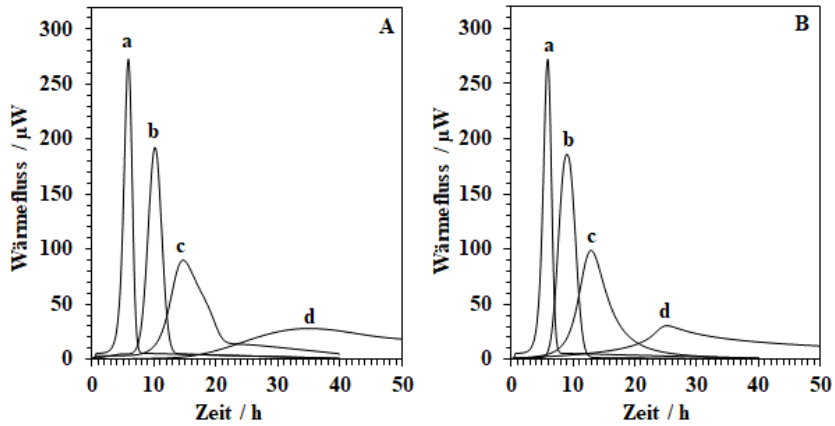


Abb. 4 – Thermogramme des Mikrogenwachstums von *S. thermophilus* in Abwesenheit (a) und Anwesenheit zunehmender Konzentrationen des Extrakts aus *Picea abies* ((b) 1 mg/ml (c) 3 mg/ml (d) 5 mg/ml)). Mit überkritischem Kohlendioxid (A) und Soxhlet-Extraktion (B) gewonnene Extrakte.

Außerdem kennzeichneten sich die in Anwesenheit des Extrakts gewonnenen kalorimetrischen Kurven des Mikrogenwachstums durch einen niedrigeren Wert der beim Wachstum entstandenen Wärme ( $Q_{tot}$ ) und folglich auch durch einen niedrigeren Wert des maximalen Wärmeflusses ( $\Phi_{max}$ ). Die Ergebnisse deuteten auch auf eine geringere Geschwindigkeit des Mikrogenwachstums bei einem Anstieg der Konzentration des Extrakts hin, dass der Mikrogenkultur zugesetzt wird ( $\mu_{max}$ ).

In den folgenden Tabellen sind die thermokinetischen Parameter aus den kalorimetrischen Kurven für die beiden Mikroorganismen angegeben, denen die mit überkritischem Kohlendioxid und Soxhlet-Apparat gewonnenen Extrakte hinzugefügt wurden (Tab. 4 und 5).

Extraktion aus Holzurückstnden  
fr Anwendungen in der Lebensmittel- und Pharmabranche

Tabelle 4 – Thermokinetische Parameter aus den kalorimetrischen Kurven des Mikrobewachstums von *S. thermophilus* in Anwesenheit des mit überkritischem Kohlendioxid und Soxhlet-Apparat gewonnenen Extrakts.

Extraktions- technologie	Konzentration Extrakt mg/mL	$100*\mu_{\max}$ (h <sup>-1</sup> )	$\lambda$ (h)	$Q_{\text{tot}}$ (J)	$t_p$ (h)	$\Phi_{\max}$ ( $\mu$ W)
	-	6,7 ± 0,1	4,8 ± 0,3	2,2 ± 0,4	6 ± 0,3	259 ± 11
Überkritisches Kohlendioxid	1	5,3 ± 0,1	7,9 ± 0,7	2,5 ± 0,2	10 ± 4	144 ± 2
	3	4,3 ± 0,2	8,9 ± 0,2	1,4 ± 0,4	15 ± 2	94 ± 8
	5	0,8 ± 0,2	12,4 ± 0,6	1,1 ± 0,3	35 ± 2	30 ± 16
Soxhlet	1	5,1 ± 0,01	7,7 ± 2,0	2,1 ± 0,1	8 ± 1	189 ± 17
	3	3,6 ± 0,01	8,6 ± 0,5	1,8 ± 0,1	12 ± 3	105 ± 22
	5	2,8 ± 0,01	10,5 ± 0,8	1,7 ± 0,1	27 ± 1	24 ± 6

Tabelle 5 – Thermokinetische Parameter aus den kalorimetrischen Kurven des Mikrobewachstums von *E. faecalis* in Anwesenheit des mit überkritischem Kohlendioxid und Soxhlet-Apparat gewonnenen Extrakts.

Extraktions- technologie	Konzentration Extrakt (mg/mL)	$100*\mu_{\max}$ (h <sup>-1</sup> )	$\lambda$ (h)	$Q_{\text{tot}}$ (J)	$t_p$ (h)	$\Phi_{\max}$ ( $\mu$ W)
	-	6,0 ± 0,1	6,4 ± 0,3	2,8 ± 0,5	8 ± 1	229 ± 11
Überkritisches Kohlendioxid	1	4,1 ± 0,1	11,2 ± 1,3	2,3 ± 0,3	12 ± 1	153 ± 14
	3	3,6 ± 0,1	18,2 ± 0,4	2,0 ± 0,1	24 ± 2	49 ± 1
	5	0,9 ± 0,4	27,7 ± 1,1	1,7 ± 0,5	37 ± 1	40 ± 13
Soxhlet	1	4,0 ± 0,1	8,5 ± 0,1	2,4 ± 0,2	10 ± 1	149 ± 2
	3	1,5 ± 0,2	12,0 ± 0,9	2,1 ± 0,2	15 ± 2	42 ± 2
	5	0,5 ± 0,2	24,0 ± 0,9	1,6 ± 0,1	32 ± 2	32 ± 10



### 3.3.1 Wirkung der Art und Menge des Extrakts auf das Mikrobenwachstum

Die Ergebnisse aus den Thermogrammen in Tabelle 4 und 5 wurden statistisch analysiert, um die Wirkung (1) der Extraktkonzentration (1, 3 und 5 mg/ml), (2) der Art des mit den beiden Extraktionstechnologien gewonnenen Extrakts (überkritisches Kohlendioxid *vs.* Soxhlet) und (3) der Art des Mikroorganismus (*E. faecalis* *vs.* *S. thermophilus*) zu bestimmen. Für die statistische Analyse wurde die Verzögerungszeit des Mikrobenwachstums als abhängige Variable gewählt. Wie zuvor gezeigt, wies diese Variable eine lineare Korrelation mit dem Logarithmus der anfänglichen Mikrobekonzentration auf. Die Ergebnisse der statistischen Analyse sind in Tabelle 6 aufgeführt. Die wichtigste Wirkung auf die Verzögerungszeit des Mikrobenwachstums wurde von der Extraktkonzentration ausgeübt, die über 40 % der Gesamtvarianz ausmachte ( $\eta^2$ ). Weitere 16 % der Varianz wurden der Interaktion zwischen der Extraktkonzentration und dem Mikrobenstamm zugeordnet. Das Vorhandensein dieser Interaktion zeigt, dass der Mikrobenstamm von *E. faecalis* empfindlicher als der Stamm *E. faecalis* gegenüber dem Zusatz des Extrakts von *Picea abies* reagiert. Für jede der beiden Mikrobekulturen zugesetzte Extraktkonzentration resultierten die für den Stamm *E. faecalis* ( $M=16,9$ ,  $SD=7,4$ ) beobachteten Verzögerungszeiten deutlich höher als die des Stammes *S. thermophilus* ( $M=9,4$ ,  $SD=1,9$ ). Diese stärkere Wirkung wird noch offensichtlicher, wenn beiden Mikrobekulturen höhere Extraktkonzentrationen hinzugefügt wurden. Die Ergebnisse zeigen eindeutig, dass der Mikrobenstamm *S. thermophilus* eine höhere Resistenz gegen die antimikrobielle Wirkung des Extrakts aus *Picea abies* aufweist als der Stamm *E. faecalis*. Diese höhere Resistenz könnte auf die Fähigkeit des Stammes *S. thermophilus* zurückzuführen sein, während des Wachstums kleine Flocken zu bilden, die gegenüber der Wirkung des Antimikrobikums weniger exponiert sind (Hardie et al., 2003). Der Stamm *E. faecalis* bildet während des Wachstums hingegen kleine Fäden, die der Wirkung des Extrakts aus *Picea abies* direkt ausgesetzt sind (Tenover 2006; Davies et al., 2010).

Tabelle 6 – Ergebnisse der statistischen Analyse der Verzögerungszeiten des Mikrobewachstums ( $\lambda$ ) in Anwesenheit unterschiedlicher Konzentrationen des mit den beiden Extraktionstechnologien gewonnenen Extrakts.

Source	SS	df	MS	F	p	$\eta^2$
A: <i>S.thermophilus</i> vs. <i>E. faecalis</i>	344,78	1	344,78	394,9	<0,001	35 %
B: Überkritisches Kohlendioxid vs. Soxhlet	37,53	1	37,53	43,0	<0,001	4 %
C: Extrakt- Konzentration	403,16	2	201,58	230,9	<0,001	41 %
AB:	17,00	1	17,00	19,5	<0,001	2 %
AC:	156,75	2	78,37	89,8	<0,001	16 %
BC:	3,64	2	1,82	2,1	<0,167	0,4 %
ABC:	4,57	2	2,28	2,6	<0,114	0,5 %
Fehler	10,48	12	0,87			1 %
Gesamt	977,90	23				

Abbildung 5-A zeigt die Wirkung der Konzentration des auf beide Mikrobenstämme angewandten Extrakts. Diese signifikante Interaktion zwischen der Art des Mikroorganismus und der Extraktkonzentration wird auch durch die Ergebnisse der in Tabelle 5 aufgeführten statistischen Analyse bestätigt, bei denen  $F(2,12) = 89,8$  ( $p < 0,001$ ) entspricht.

Die Analyse zeigt, dass die Extraktionstechnologie ebenfalls eine wichtige Rolle ( $F(1,12) = 43$ ,  $p < 0,001$ ) für das Mikrobewachstum spielt, auch wenn die Wirkung geringer ist ( $\eta^2 = 4\%$ ). Diese Wirkung ist in Abbildung 5-B dargestellt, wo die mit überkritischem Kohlendioxid gewonnenen Extrakte nur dann eine höhere Wirkung haben, wenn sie auf den Mikrobenstamm *E. faecalis* angewandt werden. Die Ergebnisse scheinen darauf hinzuweisen, dass der mit überkritischem Kohlendioxid gewonnene Extrakt eine Zusammensetzung

aufweist, die ihn wirksamer gegenüber *E. faecalis* als gegenüber dem Mikrobenstamm *S. thermophilus* macht. Diese Annahme wird durch die signifikante Interaktion zwischen den Mikrobenstämmen und der Extraktionstechnologie bestätigt ( $F(1,12)=19.5$ ,  $p < 0,001$ ,  $\eta^2 = 2\%$ ).

Abbildung 5-C verdeutlicht für beide Extraktionstechnologien, dass die Verzögerungszeit mit zunehmender Konzentration des der Mikrobenkultur zugesetzten Extrakts ansteigt. Außerdem fällt die Verzögerungszeit des Mikrobewachstums bei den beiden höchsten Konzentrationen für die SFE-Technologie deutlich höher aus als für die Soxhlet-Technologie (SOX).

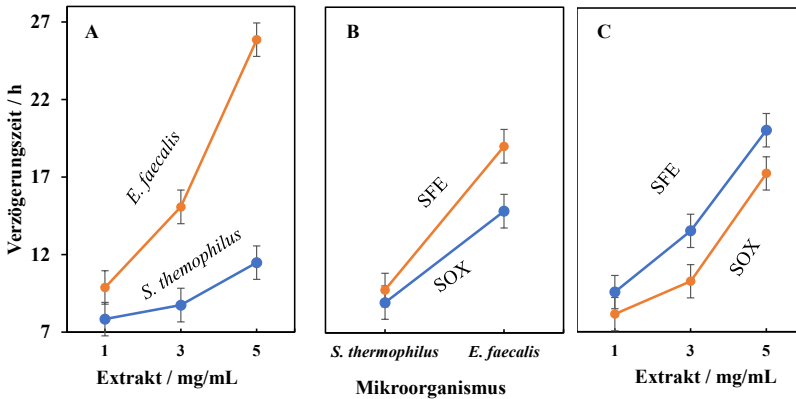


Abb. 5 – Wirkung von Extraktkonzentration, Art des Mikroorganismus und Extraktionstechnologie auf die Verzögerungszeit des Mikrobewachstums ( $\lambda$ ).

### 3.4 Ermittlung der für die antimikrobielle Wirkung der Extrakte aus *Picea abies* verantwortlichen Phenolverbindungen

Dieser Abschnitt erläutert die Ergebnisse, die mit dem Ziel gewonnen wurden, die für die antimikrobielle Wirkung verantwortlichen Phenolverbindungen im Extrakt von *Picea abies* zu ermitteln. Zu diesem Zweck wurden zwei Proben einer Mikrobenkultur aus *E. faecalis* ( $10^6$  KBE/ml) zubereitet, die man für 24 Stunden bei 37 °C unter aeroben Bedingungen mit Zusatz der mit den beiden verschiedenen Technologien gewonnenen Extrakte (5 mg/ml) wachsen ließ. Dieser Mikroorganismus wurde ausgewählt, weil er in den vorherigen Ergebnissen eine größere Empfindlichkeit gegenüber der antimikrobiellen

Wirkung des Extrakts aus *Picea abies* gezeigt hat. Vor und nach den 24 Stunden der Inkubation wurde die Mikrobekultur mit einer HPLC-MS untersucht, um die wichtigsten Phenolverbindungen in den Extrakten zu ermitteln. Die entsprechenden Ergebnisse sind in Tabelle 7 aufgeführt.

Tabelle 7 – Phenolverbindungen in einer Probe einer Mikrobekultur von *E. faecalis* mit einer Konzentration von  $10^6$  KBE/ml, zu der 5 mg/ml Extrakt aus *Picea abies* hinzugefügt wurden. Die Analyse wurde nach 24 Stunden in Abwesenheit und Anwesenheit von Mikroorganismen unter aeroben Wachstumsbedingungen bei 37 °C mit einer HPLC-MS durchgeführt.

Verbindung	Hemmung des Extrakts SFE (%)	Hemmung des Extrakts Soxhlet (%)
2-Methylbenzoesäure	11 ± 1,3	3,6 ± 0,5
Zimtsäure	66,5 ± 3,4	26,7 ± 3,2
Protocatechusäure	66,6 ± 3,1	27,3 ± 2,2
Cumarsäure	6,3 ± 0,5	7,7 ± 1,1
Gallussäure	53,7 ± 3,2	19,4 ± 1,2
Ferulasäure	15 ± 2,3	7,3 ± 0,8
(+)-Catechin	94,4 ± 8,3	58,8 ± 4,1
Dihydroquercetin (Taxifolin)	67,8 ± 3,5	16,7 ± 1,4
(+)-6-Hydroxypinoresinol	15,1 ± 1,8	11,4 ± 1,1
Astringin	92,2 ± 5,4	73,1 ± 1,5
Isorhapontin	27,8 ± 3,2	19,8 ± 2,1

Nach 24 Stunden Kontakt zwischen dem Mikrobenstamm und dem Extrakt wurden signifikante Verringerungen ( $p < 0,05$ ) bestimmter Phenolverbindungen wie Catechin, Dihydroquercetin, Astringin und Isorhapontin beobachtet. Der Verbrauch dieser Verbindungen ist wahrscheinlich auf ihre antimikrobielle Wirkung zurückzuführen. Die in Tabelle 6 aufgeführten Inhibitionswerte

weisen darauf hin, dass beide Extrakte eine antimikrobielle Wirkung haben. Für einige Phenolverbindungen (wie zum Beispiel Zimtsäure, Protocatechusäure und Gallussäure) war die Inhibition bei den mit überkritischem Kohlendioxid gewonnenen Extrakten höher.

Einige Studien haben die antimikrobielle Wirkung der Extrakte aus *Picea abies* gegen grampositive und gramnegative Pilze und Bakterien nachgewiesen (Radulescu et al., 2011; Puupponen-Pimiä et al., 2001; Rauha et al., 2000). Die Extrakte wurden durch Dampfdestillation und Extraktion mit Lösungsmittel gewonnen. In den Extrakten vorhandene Phenolverbindungen sind Quercetin, Kaempferol und Myricetin, die alle als hauptverantwortlich für die antimikrobielle Wirkung ermittelt wurden (Plumed-Ferrer et al., 2013). Außerdem haben verschiedene Studien bewiesen, dass die im Extrakt aus *Picea abies* vorhandenen Phenolverbindungen, wie zum Beispiel Pinosylvin, Astringin, Piceatannol, Isorhapontin und Isorhapontigenin, eine antimikrobielle Wirkung gegen gramnegative Mikroorganismen wie *Salmonella* und grampositive Bakterien wie *Listeria monocytogenes*, *Staphylococcus epidermidis* und *Staphylococcus aureus* sowie gegen Hefepilze wie *Candida tropicalis* und *Saccharomyces cerevisiae* gezeigt haben. Außerdem wurden in einer rezenten Studie aus *Pinus sylvestris* und der Rottanne *Picea abies* gewonnene Phenolverbindungen getestet, um ihre antibakterielle Wirkung zu verdeutlichen (Metsämuuronen et al., 2019). Es wurde nachgewiesen, dass die wichtigsten im Extrakt aus *Picea abies* vorhandenen Phenolverbindungen wie z. B. Quercetin, Dihydroquercetin und Myricetin wiederum eine starke antimikrobielle Wirkung gegen verschiedene Bakterien aufwiesen.

#### 4. Schlussfolgerungen

In diesem Kapitel wurde die antimikrobielle Wirkung der aus Holzabfällen von *Picea abies* gewonnenen Extrakte untersucht. Es wurden zwei verschiedene Extraktionstechnologien getestet: die Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid und die Extraktion mit Soxhlet-Technologie. Beide Extrakte lösten eine höhere antimikrobielle Wirkung auf das Wachstum von *E. faecalis* als auf das von *S. thermophilus* aus. Bei beiden Mikrobenstämmen kennzeichnete

sich das Wachstum in Anwesenheit des Extrakts durch eine längere Verzögerungszeit ( $\lambda$ ), eine geringere Wärmeentwicklung ( $Q_{\text{tot}}$ ) während des Wachstums und folglich durch niedrigere Werte des maximalen Wärmeflusses ( $\Phi_{\text{max}}$ ). Auch die Wachstumsgeschwindigkeit ( $\mu_{\text{max}}$ ) sinkt mit Erhöhung des der Mikrobekultur zugesetzten Extrakts. Diese Inhibition wurde auf bestimmte Phenolverbindungen wie Catechin, Dihydroquercetin, Astringin und Isorhapontin zurückgeführt, von denen nach 24-stündigem Kontakt zwischen der Mikrobekultur und dem Extrakt geringere Konzentrationen gemessen wurden.

Letztendlich liefern die in diesem Kapitel dargelegten Ergebnisse interessante Perspektiven in Bezug auf die Nutzung natürlicher Extrakte aus nachhaltigen Quellen als Alternative zu den synthetischen Verbindungen, die bis heute in Lebensmittel-, Kosmetik- und Pharmaprodukten genutzt werden.

## Literaturverzeichnis

- Salem MZM, Elansary HO, Elkelish AA, Zeidler A, Ali HM, Yessoufou K (2016): *In vitro* bioactivity and antimicrobial activity of *Picea abies* and *Larix decidua* wood and bark extracts. *BioResources* 11, 9421-9437.
- Grassmann J, Hippeli S, Vollmann R, Elstner EF (2003): *Antioxidative properties of the essential oil from Pinus mugo*. *J. Agric. Food Chem.* 51, 7576-7582.
- Bianchi S, Gloess AN, Kroslovakova I, Mayer I, Pichelin F (2014): *Analysis of the structure of condensed tannins in water extracts from bark tissues of Norway spruce (Picea abies [Karst.]) and Silver fir (Abies alba [Mill.]) using MALDI-TOF mass spectrometry*. *Industrial Crops and Products* 61, 430-437.
- Kusumoto N, Zhao T, Swedjemark G, Ashitani T, Takahashi K, Borg-Karlson A (2014): *Antifungal properties of terpenoids in Picea abies against Heterobasidion parviporum*. *For Pathol.* 44, 353-361.
- Minova S, Sešķēna R, Voitkāne S, Metla Z, Daugavietis M, Jankevica L (2015): *Impact of pine (Pinus sylvestris L.) and spruce (Picea abies (L.) Karst.) bark extracts on important strawberry pathogens*. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences Section B Natural Exact and Applied Sciences* 69, 62-67.

- Sahin HT, Yalcin OU (2017): *Chemical Composition and Utilization of Conifer Needles-A Review*. Journal of Applied Life Sciences International, 1-11.
- Alañón ME, García-Ruiz A, Díaz-Maroto M, Pérez-Coello MS, Moreno-Arribas M (2015): *Antimicrobial and antioxidant activity of pressurized liquid extracts from oenological woods*. Food Control 50, 581-588.
- Politi FA, de Mello JC, Migliato KF, Nepomuceno AL, Moreira RR, Pietro RC (2011): *Antimicrobial, cytotoxic and antioxidant activities and determination of the total tannin content of bark extracts Endopleura uchi*. International journal of molecular sciences 12, 2757-2768.
- Cruz JM, Domínguez JM, Domínguez H, Parajó JC (2011): *Antioxidant and antimicrobial effects of extracts from hydrolysates of lignocellulosic materials*. J Agric Food Chem 49, 2459-2464.
- Becvárová P, Horváth M, Sarapatka B, Zouhar V (2018): *Dynamics of soil organic carbon (SOC) content in stands of Norway spruce (Picea abies) in central Europe*. Forest Biogeosciences and Forestry 11, 734-742.
- Neiva DM, Araújo S, Gominho J, de Cássia Carneiro A, Pereira H (2018): *An integrated characterization of Picea abies industrial bark regarding chemical composition, thermal properties and polar extracts activity*. PloS One 13, e0208270.
- Tanase C, Cosarca S, Toma F, Mare A, Cosarca A, Mare A (2018): *Antibacterial activities of spruce bark (Picea abies L.) extract and its components against human pathogens*. Rev Chim. 69, 1462-1467.
- Vainio-Kaila T, Kyyhkynen A, Rautkari L, Siitonen A (2015): *Antibacterial Effects of Extracts of Pinus sylvestris and Picea abies against Staphylococcus aureus, Enterococcus faecalis, Escherichia coli, and Streptococcus pneumoniae*. BioResources 10, 7763-7771.
- Vardar-Ünlü G, Candan F, Sökmen A, Daferera D, Polissiou M, Sökmen M (2003): *Antimicrobial and antioxidant activity of the essential oil and methanol extracts of Thymus pectinatus Fisch. et Mey. Var. pectinatus (Lamiaceae)*. J Agric Food Chem. 51, 63-67.
- Liu X, Zhao M, Wang J, Luo W (2009): *Antimicrobial and antioxidant activity of emblica extracts obtained by supercritical carbon dioxide extraction and methanol extraction*. J Food Biochem 33, 307-330.

- Wetwitayaklung P, Thavanapong N, Charoenteeraboon J (2009): *Chemical constituents and antimicrobial activity of essential oil and extracts of heartwood of Aquilaria crassna obtained from water distillation and supercritical fluid carbon dioxide extraction*. Silpakorn University Science and Technology Journal 3, 25-33.
- Eller FJ, King JW (2000): *Supercritical carbon dioxide extraction of cedarwood oil: a study of extraction parameters and oil characteristics*. Phytochemical Analysis: An International Journal of Plant Chemical and Biochemical Techniques 11, 226-231.
- Pasquini D, Pimenta MTB, Ferreira LH, da Silva C, Aprigio A (2005): *Extraction of lignin from sugar cane bagasse and Pinus taeda wood chips using ethanol-water mixtures and carbon dioxide at high pressures*. The Journal of supercritical fluids 36, 31-39.
- González-Vila FJ, Bautista JM, Gutierrez A, Del Rio J, González A (2000): *Supercritical carbon dioxide extraction of lipids from Eucalyptus globulus wood*. J. Biochem Biophys Methods 43, 345-351.
- Cao H, Xiao JB, Xu M (2007): *Comparison of volatile components of Marchantia convoluta obtained by supercritical carbon dioxide extraction and petrol ether extraction*. Journal of Food Composition and Analysis 20, 45-51.
- Caredda A, Marongiu B, Porcedda S, Soro C (2002): *Supercritical carbon dioxide extraction and characterization of Laurus nobilis essential oil*. J Agric Food Chem. 50, 1492-1496.
- Haman N, Morozova K, Tonon G, Scampicchio M, Ferrentino G (2019): *Antimicrobial Effect of Picea abies Extracts on E. coli Growth*. Molecules 24, 22.
- Hardie JM, Whiley RA (2003): *Classification and overview of the genera Streptococcus and Enterococcus*. Journal of Applied Microbiology. Blackwell Science Ltd.
- Tenover FC (2006): *Mechanisms of antimicrobial resistance in bacteria*. The American Journal of Medicine 119, S3-S10.
- Davies J, Davies D (2010): *Origins and evolution of antibacterial resistance*. Microbiology and molecular biology reviews 74, 417-433.
- Radulescu V, Saviu S, Chifiriu C, Oprea E, Ilies DC, Marutescu L, Lazar V (2011): *Chemical Composition and Antimicrobial Activity of Essential Oil from Shoots Spruce (Picea abies L)*. Rev. Chim. 62, 69-74.



- Puupponen-Pimiä R, Nohynek L, Meier C, Kähkönen M, Heinonen M, Hopia A, Oksman-Caldentey KM (2001): *Antimicrobial properties of phenolic compounds from berries*. *Journal of Applied Microbiology* 90, 494-507.
- Rauha JP, Remes S, Heinonen M, Hopia A, Kähkönen M, Kujala T, Pihlaja K, Vuorela H, Vuorela P (2000): *Antimicrobial effect of Finnish plant extracts containing flavonoids and other phenolic compounds*. *International Journal of Food Microbiology* 56, 3-12.
- Plumed-Ferrer C, Väkeväinen K, Komulainen H, Rautiainen M, Smeds A, Raitanen J-R, Eklund P, Willför S, Alakomi H-L, Saarela M, Wright A (2013): *The antimicrobial effects of wood-associated polyphenols on food pathogens and spoilage organisms*. *International Journal of Food Microbiology* 164, 99-107.
- Metsämuuronen S, Siren H (2019): *Bioactive phenolic compounds, metabolism and properties: a review on valuable chemical compounds in Scots pine and Norway spruce*. *Phytochem Rev.* 18, 623–664.

# Nutzung von Kohle als Bodenverbesserungsmittel: Keim- und Phytotoxizitätstests mit Kohle aus Südtiroler Vergasungsanlagen

**Silvia Celletti – Freie Universität Bozen**

**Luigimaria Borruso – Freie Universität Bozen**

**Fabio Valentinuzzi – Freie Universität Bozen**

**Daniele Basso – Freie Universität Bozen**

**Francesco Patuzzi – Freie Universität Bozen**

**Marco Baratieri – Freie Universität Bozen**

**Stefano Cesco – Freie Universität Bozen**

**Tanja Mimmo – Freie Universität Bozen**

## Abstract

WOOD-UP ist ein Projekt angewandter Forschung, das darauf abzielt, konkrete und brauchbare Ergebnisse mit positiven Auswirkungen auf Schlüsselbranchen der Südtiroler Wirtschaft (z. B. Landwirtschaft, Energie und Umwelt) zu erzielen.

Die jüngsten, im Rahmen dieser Forschungsarbeit erzielten Ergebnisse weisen darauf hin, dass Kohle, ein aus Holzbiomasse gewonnenes Nebenprodukt aus dem Vergasungsprozess, eine wertvolle Ressource darstellen könnte, wenn sie in der Landwirtschaft als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt wird. Derzeit sind die Eigenschaften der in Südtirol erzeugten Kohle jedoch nur zu einem kleinen Teil bekannt und ihre Fähigkeit zur Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit bisher praktisch noch unerforscht.

In diesem Zusammenhang wurde das Ziel dieser Studie im Wesentlichen darauf ausgerichtet, die potenzielle Phytotoxizität der in Südtirol erzeugten Kohle zu evaluieren. Zu diesem Zweck wurde die Kohle zunächst in chemischer Hinsicht charakterisiert. Im Folgenden wurde die Wirkung der Anwendung von Kohle auf den Boden durch Nutzung pflanzlicher Spezies als Bioindikatoren in Phytotoxizitäts- und Keimtests untersucht.

## 1. Einleitung

Südtirol hat sich unter den verschiedenen Regionen des italienischen Staatsgebiets durch den Bau zahlreicher Anlagen hervorgetan, die lokal verfügbare erneuerbare Energiequellen wie Sonne, Wasser, Wind und Biomasse nutzen. Unter den verschiedenen Arten von Biomasse ist Holz nach Wasserkraft die zweitwichtigste Energiequelle Südtirols (Fuchs & Rienzner, 2015). Zudem bestehen 44 % des Südtiroler Gebiets aus Wäldern; die Nutzung von Holz kann daher als intelligente Lösung betrachtet werden, die auch mit positiven Wirkungen auf die Forstwirtschaft einhergeht.

Die Kategorie erneuerbarer Energien hat in den letzten Jahren besondere Aufmerksamkeit erregt und ihre Aufwertung ist auf die Verbreitung von Fernheizwerken zurückzuführen, die Holzbiomasse für die Erzeugung von elektrischer und Wärmeenergie verwenden. Südtirol ist heute die Region mit der größten Dichte an Fernheizwerken in Europa (Fuchs & Rienzner, 2015). Außerdem erhält die Energieerzeugung aus Biomasse in Südtirol auch wegen der schnellen Entwicklung kleiner Biomassevergasungsanlagen große Aufmerksamkeit. Zum Teil handelt es sich dabei um eine Folge der Tarifierhöhung für Erzeuger erneuerbarer Energien, aber auch um eine Folge der Optimierung der Vergaser, die auf Hochleistungsniveau und zu einer höheren Betriebsstabilität gebracht wurden, was diese Investition attraktiv gemacht hat (Vakalis & Baratieri, 2015).

Die Vergasung ist ein der Pyrolyse ähnlicher Prozess; bei beiden handelt es sich um thermochemische Abbauprozesse eines flüssigen oder festen Materials organischen Ursprungs. Im Unterschied zur Pyrolyse jedoch, die ganz ohne Sauerstoff erfolgt, findet die Vergasung unter Sauerstoffmangel bei Temperaturen zwischen 750–1200 °C (Yasin et al., 2019) statt, also bei höheren Temperaturen als die Pyrolyse (280–850 °C) (Gopal, Sivaram, & Barik, 2018). Aus dem Vergasungsprozess erhält man drei verschiedene Nebenprodukte: (i) ein brennbares Gas, sogenanntes „Synthesegas“, dessen Zusammensetzung sehr heterogen ist (man kann Kohlendioxid, Wasserdampf, verschiedene Kohlenwasserstoffe, Methan und andere Gase finden); (ii) einen Teer, bestehend aus einer Fraktion schwerer Kohlenwasserstoffe, die bei Umgebungstemperatur kondensiert werden können, und (iii) einen festen Rückstand, der als Kohle („char“) bezeichnet

wird und die inerte Fraktion des verarbeiteten Materials darstellt (Pecchi & Baratieri, 2019).

In den letzten Jahren wurden im Südtirol über 40 kleine Vergasungsanlagen installiert, in denen 13 verschiedene Vergasungstechnologien Anwendung finden. Diese Anlagen produzieren jedes Jahr enorme Mengen Kohle. Diese aus Vergasung gewonnene Kohle wird derzeit als Abfall behandelt, was mit erheblichen wirtschaftlichen und ökologischen Kosten verbunden ist. Dieses Material besitzt jedoch potenziell ähnliche chemische und physikalische Eigenschaften wie Biochar, der feste, kohlenstoffhaltige Rückstand aus der Pyrolyse von Biomasse.

Im August 2015, nach Verabschiedung des Ministerialdekrets vom 22. Juni 2015, veröffentlicht am 12. August desselben Jahres im Amtsblatt Nr. 186, wurde Biochar offiziell als landwirtschaftlich nutzbares Bodenverbesserungsmittel zugelassen (Decreto legislativo, 29 aprile 2010, n. 75). Die Landwirte können Biochar demzufolge als Bodenverbesserungsmittel einsetzen, wenn sie eine Reihe physikalischer und chemischer Parameter beachten.

Biochar findet in vielen verschiedenen Bereichen Anwendung, unter anderem im energetischen, ökologischen und landwirtschaftlichen. In der Landwirtschaft insbesondere konnte Biochar seine positive Wirkung als Bodenverbesserungsmittel unter Beweis stellen. Es verbessert die Fruchtbarkeit und erleichtert die Speicherung von Kohlenstoff im Boden und erhöht auf diese Weise den Ertrag der angebauten Spezies (Hansen et al., 2015, 2017). Außerdem wird Biochar aufgrund seiner absorbierenden Eigenschaften als vielversprechende Methode betrachtet, mit der kontaminierende Stoffe im Boden immobilisiert und deren Bioverfügbarkeit wirksam reduziert werden kann; zu solchen Stoffen gehören polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (Waqas, Khan, Qing, Reid, & Chao, 2014) und andere potenziell toxische Verbindungen wie z. B. Schwermetalle (Kadmium, Blei, Kupfer und Nickel) (Li et al., 2016). Diese Eigenschaften haben Biochar zu einem weltweit bekannten und angewandten Material gemacht, das zur Kohlenstoffbindung in den Ökosystemen der Erde und Verbesserung der Klimabedingungen beiträgt (Panwar, Pawar, & Salvi, 2019). Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Anwendung von Biochar auf dem Boden, ohne vorherige angemessene Analyse seiner Charakterisierung, mit beträchtlichen Risiken einer Umweltverschmutzung einhergehen kann; denn während der Pyrolyse der Biomasse

können sich potenziell toxische Stoffe bilden, die dann für die im Boden lebenden Organismen bioverfügbar wären. Zu diesen gefährlichen Verbindungen gehören PAK, die beiden Familien der Dioxine (DX) (d. h. polychlorierte Dibenzofurane [PCDF] und, polychlorierte Dibenzo-*p*-dioxine [PCDD]) sowie Polychlorbiphenyl (PCB) (Garcia-Perez & Metcalf, 2008).

Diese Studie verfolgt hauptsächlich das Ziel, die Eigenschaften der durch Vergasung gewonnenen Kohle und ihre Wirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit zu untersuchen. Im Mittelpunkt stand die Evaluierung der chemischen Eigenschaften und die Nachhaltigkeit der Südtiroler Kohle, die als Bodenverbesserungsmittel zur Erhöhung der Fruchtbarkeit eingesetzt werden soll. Diesbezüglich hat der Blick auf die aktuelle Karte, die den Stand der Vergasungstechnik in Südtirol zeigt, ermöglicht, die für die Erzeugung einer als Bodenverbesserungsmittel nutzbaren Kohle vielversprechendsten Technologien auszuwählen. Zudem wurde Kohle aus acht technologisch unterschiedlichen Anlagen entnommen und chemisch charakterisiert. Insbesondere wurde eine Elementaranalyse durchgeführt und der Aschegehalt der Kohle bestimmt. Gemessen wurden auch der Schwermetallgehalt und der Gehalt an PAK, PCB und Dioxinen, um das phytotoxische Potenzial der Kohle zu evaluieren. Schließlich wurden Keim- und Wachstumstests zur Einschätzung der tatsächlichen Phytotoxizität der Kohle an zwei Pflanzenarten durchgeführt, und zwar Mais und Kresse, da diese eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber den ermittelten toxischen Stoffen aufweisen.

## 2. Materialien und Methoden

### 2.1 Ursprung und Eigenschaften der in Keim- und Phytotoxizitätstest verwendeten Kohle

Die Kohle entstammt Südtiroler Vergasungsanlagen, die repräsentativ für die Monitoring-Kampagne ausgewählt wurden; aus Gründen der Vertraulichkeit wurden die Technologien mit Großbuchstaben benannt, also von Technologie A bis Technologie H. Die Kohle wurde in den Labors für Biobrennstoffe und Bioenergie der Freien Universität Bozen chemisch charakterisiert.

Der Aschegehalt wurde nach UNI EN ISO 18122:2016 bestimmt. Die Elementaranalyse wurde nach UNI EN ISO 16948:2015 durchgeführt. Außerdem wurde der Gehalt verschiedener toxischer Stoffe untersucht, darunter PAK (Methode: MI-03 Rev. 13 2016), PCB und Dioxine (Methode: EPA 1668C 2010) sowie Schwermetalle (UNI EN 16174:2012 und UNI EN ISO 17294-2:2016), die in der Kohle enthalten sind.

## 2.2 Wachstum von Maispflanzen

Auf einem mit 0,5 mM CaSO<sub>4</sub> befeuchteten Filterpapier ließ man Samen der Maispflanze (*Zea mays* L.) im Dunkeln keimen. Nach vier Tagen wurden möglichst homogene Sämlinge in Gefäße mit 10 cm Durchmesser gesetzt; dann ließ man sie fünf Wochen in einer Klimakammer unter kontrollierten Bedingungen wachsen (14/10 Stunden Licht/Dunkelheit, 24/19 °C, 70 % relative Feuchtigkeit und 250 mmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> Lichtintensität). Die Gefäße wurden mit lehmig-sandigem Agrarboden gefüllt, der einem experimentellen Weinberg in der Nähe von Meran (BZ), im Norden der Provinz Bozen, entnommen und dann getrocknet und durch ein 4-mm-Sieb passiert wurde. Im Zeitraum des Experiments wurde die Bodenfeuchtigkeit bei 60 % der Wasserretentionskapazität gehalten; zu diesem Zweck wurden die Gefäße alle zwei Tage gewogen und bei Bedarf mit Leitungswasser gegossen.

## 2.3 Wachstumstest

Für die Phytotoxizitätstests mit Maispflanzen wurden drei verschiedene Arten von Kohle (aus den Technologien B, F und H) aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften ausgewählt. Vor der Saat wurde der Boden mit den drei verschiedenen Arten von Kohle in jeweils zwei verschiedenen Konzentrationen vermischt: 8,5 e 17 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>. Diese Konzentrationen wurden ausgewählt, weil sie den auf dem experimentellen Feld verwendeten Konzentrationen entsprachen. Für jede Behandlung wurden fünf biologische Replikate vorbereitet. Außerdem wurden fünf Gefäße ohne Zusatz von Kohle als Kontrollgefäße vorbereitet. Insgesamt wurden also 35 Gefäße befüllt.

Am Ende des Experiments nahm man Proben der Blätter, die dazu von den Wurzeln getrennt wurden, und Proben des rhizosphärischen Bodens. Der gesamte Boden in den Gefäßen wurde als rhizosphärisch betrachtet, da diese

komplett durchwurzelt waren. Der rhizosphärische Boden und die Blattgewebe wurden dann bei 65 °C im Ofen getrocknet, bis sie ein konstantes Gewicht erreichten, und danach für die späteren Untersuchungen aufbewahrt.

## 2.4 Ermittlung des Chlorophyllgehalts

Während des Wachstums der Maispflanzen wurde jede Woche mit einem tragbaren, nicht-destruktiven Gerät, einem sogenannten SPAD (Akronym für „Soil Plant Analytical Development“) (SPAD - 502 Plus, Minolta, Osaka, Japan) der Chlorophyllgehalt bestimmt. Für jede Behandlung wurden fünf Messungen, eine für jede Pflanze, am jüngsten, vollständig expandierten Blatt durchgeführt, dann der Mittelwert genommen und als SPAD-Index angegeben.

## 2.5 Analyse der Konzentrationen von Makro- und Mikronährstoffen in den Blättern

Die getrockneten Blätter der Maispflanzen wurden fein gemahlen und mit einer Kugelmühle (Mixer Mill, MM400, RETSCH, Italien) homogenisiert. Ungefähr 0,3 g jeder Probe wurden unter Anwendung eines Mikrowellenaufschlusssystems mit einer Reaktionskammer mit konzentrierter ultrapurer Salpetersäure (650 ml L<sup>-1</sup>; Carlo Erba, Mailand, Italien) mineralisiert (UltraWAVE, Milestone, Shelton, CT, USA). Die Konzentrationen der Makro- und Mikronährstoffe wurden dann durch ICP-OES-Analyse bestimmt (Arcos Ametek, Spectro, Deutschland); dabei wurden Tomatenblätter (SRM 1573a) und Spinatblätter (SRM 1547) als zertifiziertes externes Bezugsmaterial verwendet.

## 2.6 Analyse des pH-Werts des rhizosphärischen Bodens

Eine Bodendispersion in destilliertem Wasser, zubereitet im Verhältnis Boden/Wasser von 1:2,5 Gewicht/Volumen, wurde zuerst geschüttelt und dann für 30 Minuten ruhen gelassen. Der pH-Wert des Bodens der Rhizosphäre wurde potentiometrisch mit einem pH-Meter gemessen, indem die Elektroden in die klare Lösung eingetaucht wurden.

## 2.7 Keimtest mit Kresse

Für die Keimtests wurden gewöhnliche Kressesamen (*Lepidium sativum* L.), eine gegenüber Phytotoxinen sehr empfindliche Pflanzenart, verwendet. Die Samen wurden für circa eine Stunde in ein Bad mit destilliertem Wasser gelegt; der gesamte Test wurde in Konformität mit der Norm UNI 10780:1998 durchgeführt. Kurz gesagt, zehn Samen wurden in Petrischalen zu 100 mm auf eine Schicht aus Filterpapier (90 mm, Whatman 41, aschefrei) gelegt. Dann wurden 1,2 mL Kohleextrakte in Wasser hinzugefügt und gleichzeitig einige Kontrollproben zubereitet, bei denen das Extrakt durch destilliertes Wasser ersetzt wurde. Die Kohle wurde dabei mit destilliertem Wasser behandelt (Extraktionsverhältnis 1:20 Gewicht/Volumen), zwei Stunden geschüttelt, bei 5.000 g zentrifugiert und durch Spritzenfilter mit 0,45-µm-Poren gefiltert. Die Petri-Schalen wurden mit Parafilm versiegelt, mit Aluminiumfolie abgedeckt und für 24 Stunden bei 25 °C inkubiert. Nach der Inkubationszeit wurde die Anzahl der gekeimten Samen und deren Wurzellänge bestimmt, sowohl für die Petrischalen mit den wässrigen Kohleextrakten als auch für die Kontrollen. Jede Behandlung wurde zehnmals repliziert. Zur Berechnung des Keimindex (GI) wurde der Quotient zwischen dem Mittelwert der Anzahl gekeimter Samen einer Behandlung und dem Quotienten der Kontrollgruppe mit dem Mittelwert der Wurzellänge der gekeimten Samen einer Behandlung und dem der Kontrollgruppe multipliziert; daraus ergibt sich folgende Formel:

$$GI = \frac{AGS_{\text{behandelt}} \times LSW_{\text{behandelt}}}{AGS_{\text{Kontrolle}} \times LSW_{\text{Kontrolle}}}$$

wobei

AGS = Anzahl gekeimter Samen;

LSW = Mittlere Wurzellänge der gekeimten Samen (mm).

## 2.8 Statistische Analyse

Die Ergebnisse werden als Mittelwert von mindestens fünf biologischen Replikaten  $\pm$  Standardfehler (SF) dargestellt. Es wurde eine einfaktorische Varianzanalyse (One way ANOVA) mit der Version SigmaPlot 12.0 (Systat Software, Inc., San Jose, CA, USA) durchgeführt; die Mittelwerte wurden auf



Grundlage des Turkey-Tests verglichen. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte ( $P < 0,05$ ).

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Chemische Charakterisierung der Kohle

Die Kohleproben wurden acht in Südtirol installierten repräsentativen Technologien entnommen (mit den Großbuchstaben A–H bezeichnet) und dann in chemischer Hinsicht charakterisiert. Tabelle 1 und 2 enthalten die Ergebnisse der an der Kohle durchgeführten Untersuchungen.

Tabelle 1 – Analyse des Aschegehalts und Elementaranalyse der mit unterschiedlichen Technologien gewonnenen Kohle

Anlage	Asche [%]	C [%]	H [%]	N [%]	O [%]	PCI [MJ/kg]
A	27.8	68.6	0.3	0.8	2.4	23.04
B	16.1	80.2	0.5	0.2	2.7	26.64
C	49.5	48.0	0.9	0.3	1.3	14.33
D	31.5	66.9	0.2	0.2	0.6	19.65
E	13.3	78.9	0.7	0.2	6.5	25.38
F	6.5	91.6	0.5	0.3	0.6	30.81
G	29.2	69.5	0.1	0.1	0.9	22.84
H	25.6	69.5	0.2	0.5	3.9	24.12

C = Kohlenstoff; H = Wasserstoff; N = Stickstoff; O = Sauerstoff; PCI = Unterer Heizwert.

Tabelle 2 – Gehalt an PAK, PCB, Dioxinen (DX) und Schwermetallen\* der Kohle

Anlage	$\Sigma_{16}$ PAK [mg kg <sup>-1</sup> ]	TEQ <sub>PCB</sub> [ng kg <sup>-1</sup> ]	TEQ <sub>DX</sub> [ng kg <sup>-1</sup> ]	Schwermetalle*
A	5179.9	< 1	< 0.1	Cd, Cr, Zn
B	132.0	< 1	< 0.1	Cd, Cr, Zn
C	2.8	< 1	< 0.1	Cr, Zn
D	316.2	< 1	< 0.1	Cd, Cr
E	1225.2	< 1	< 0.1	Cd, Cr
F	123.8	< 1	< 0.1	Cr
G	31.7	< 1	< 0.1	--
H	916.2	< 1	< 0.1	Cr, Zn

Cd = Kadmium; Cr = Chrom; Zn = Zink; TEQ = Toxizitätsäquivalent (steht für die Gesamtkonzentration einer Verbindungsfamilie); \*überschreitet die Grenzwerte (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75).

Hinsichtlich der Daten in Tabelle 1, setzt die italienische Gesetzgebung (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75) einen Grenzwert für den Molquotienten von Wasserstoff (H) und Kohlenstoff (C) fest. Dieser Wert darf maximal 0,7 betragen. In Anbetracht der in dieser Tabelle aufgeführten Werte hielten alle Kohleproben diesen Grenzwert ein, da ihre Molquotienten für H/C im Intervall zwischen 0,02 und 0,22 lagen.

In Tabelle 2 sind nur die Schwermetalle (Cd, Cr und Zn) angegeben, die in den untersuchten Kohleproben die Grenzwerte der italienischen Gesetzgebung überschritten (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75). Insbesondere für Verbindungen wie PAK, PCB, Dioxine und Schwermetalle sind vom Gesetz folgende Grenzwerte vorgegeben, (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), wobei TS für Trockensubstanz steht:

- PAK ( $\Sigma 16$  Moleküle) < 6 mg kg TS<sup>-1</sup>;
- PCB < 0,06 mg kg TS<sup>-1</sup>;
- Dioxine < 10 ng I-TEQ kg TS<sup>-1</sup>
- Cd < 1,5 mg kg TS<sup>-1</sup>;
- Cr < 0,5 mg kg TS<sup>-1</sup>;
- Zn < 500 mg kg TS<sup>-1</sup>

Aus den Werten in Tabelle 2 ist klar ersichtlich, dass nur der PAK-Gehalt der Kohle der Technologie C unter dem Grenzwert lag (D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), während alle anderen Kohleproben die Grenzwerte überschritten, teils bis zu einem Dreifachen. Im Gegensatz dazu hielten alle untersuchten Kohleproben die Grenzwerte der italienischen Gesetzgebung (D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152) für die PCB- und Dioxinkonzentrationen ein.

Wenn man die Schwermetalle betrachtet (nicht aufgeführte Daten), wiesen sieben Kohleproben Cd-Konzentrationen zwischen 1,8 und 13,4 mg kg TS<sup>-1</sup> auf. Nur vier Technologien (C, F, G und H) entsprachen den gesetzlichen Grenzwerten (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75) für Cd. Der Gehalt an Cr in den Kohleproben lag, mit Ausnahme der mit der Technologie G gewonnenen Kohle, zwischen 0,7 und 15,5 mg kg TS<sup>-1</sup> und somit nicht unter dem gesetzlichen Grenzwert (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75). Die Kohleproben der Technologien A, B, C und H überstiegen außerdem die gesetzlichen Grenzwerte (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75) für Zn, wobei die Werte zwischen 511,1 und 1317,0 mg kg TS<sup>-1</sup> lagen.

Zusammenfassend kann man also sagen, dass keine Kohleprobe vollständig den Grenzwerten der italienischen Gesetzgebung entspricht (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152), auch wenn die Werte der mit den Technologien C und G gewonnenen Kohle diesen Grenzwerten am nächsten kommen. Diese Ergebnisse zeigen also, dass die durch Vergasung gewonnene Kohle nicht direkt auf den Boden angewendet werden kann; es ist daher eine Nachbehandlung der Kohle erforderlich, damit dieses Nebenprodukt in der Landwirtschaft genutzt werden kann.

### 3.2 Wirkung der Kohle auf das Wachstum der Maispflanzen: Gehalt an Chlorophyll und an Makro- und Mikronährstoffen in den Blättern

Der Phytotoxizitätstest wurde mit Maispflanzen durchgeführt; die zuverlässig gemessene physiologische Variable ist die Änderung des Chlorophyllgehalts, die mit einem SPAD-Gerät gemessen wurde. Dieses biologische Experiment half zu überprüfen, ob die drei verschiedenen ausgewählten Kohleproben (B, F und H) relevante negative Wirkungen auf die Maispflanzen haben. Abbildung 1 zeigt die während des Phytotoxizitätsexperiments gemachten Fotos der Maispflanzen.

Tabelle 3 enthält die Mittelwerte des in vier verschiedenen aufeinanderfolgenden Wochen gemessenen Chlorophyllgehalts in den Blättern der Maispflanzen. Abbildung 2 zeigt die am Ende des Topfexperiments registrierten SPAD-Werte (nach fünf Wochen des Wachstums). Die Behandlungen wurden mit dem Begriff „Char“ etikettiert, gefolgt von einem Kleinbuchstaben, der die im Test verwendete Kohleprobe angibt (F, B und H), und von einer Zahl (2,5 und 5), die sich auf die Dosis der mit dem Boden vermischten Kohle bezieht (8,5 bzw. 17 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>).

Während des Wachstums zeigten die Maispflanzen keine sichtbaren Toxizitätssymptome. Der als SPAD-Index gemessene Chlorophyllgehalt in den Blättern kennzeichnete sich jedoch durch einige Unterschiede. Die Pflanzen der Kontrollgruppe wiesen am 09.05.18 die höchsten SPAD-Werte und am 26.04.18 die niedrigsten auf, während am 18.04.18 und 30.04.18 bei keiner der Pflanzen der verschiedenen Behandlungen eine signifikante Änderung des Chlorophyllgehalts zu bemerken war. Die auf dem mit den Kohleproben H

und F vermischten Boden gewachsenen Pflanzen wiesen nur am 09.05.18 Werte auf, die zwischen denen der Kontrollpflanzen und denen der auf Boden mit Zusatz der Kohle B gewachsenen Pflanzen lagen, unabhängig von der angewandten Kohledosis.

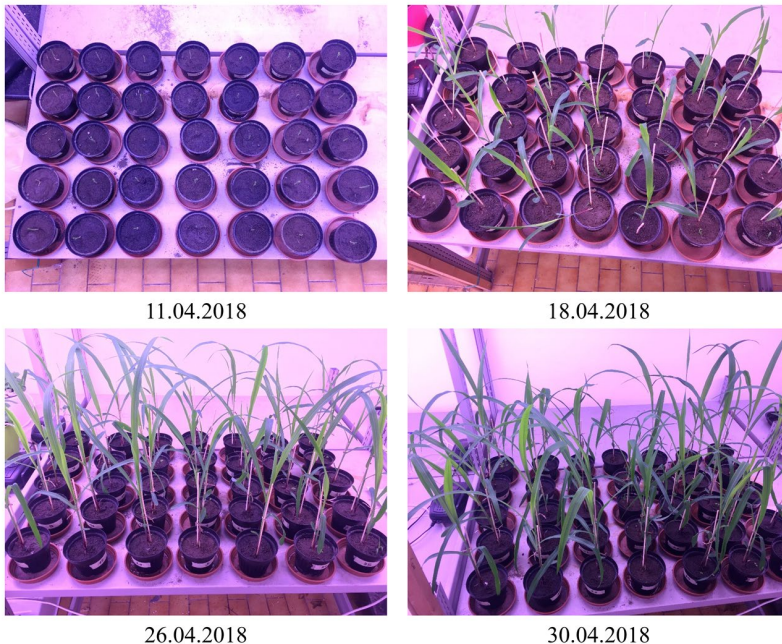


Abb. 1 – Phytotoxizitätstest mit Maispflanzen. Im Laufe der Wachstumsphase wurden einige Pflanzen unterschiedlichen Konzentrationen von drei verschiedenen, mit den Technologien F, B und H gewonnenen Kohleproben ausgesetzt, die mit dem Boden vermischt wurden, während andere als Kontrolle dienten.

Am 26.04.18 wiesen die Pflanzen der Kohle F 5 unter allen den höchsten SPAD-Wert auf (Tab. 3).

Am Ende des Experiments waren die SPAD-Werte des Chlorophyllgehalts in den Blättern der Pflanzen nach der Behandlung mit der Kohle aus den drei Proben deutlich niedriger (um circa 40 %) als die des Chlorophyllgehalts in den Blättern der Kontrollpflanzen, ohne jedoch erhebliche Differenzen zwischen den Behandlungen und den Dosierungen aufzuweisen (Abb. 2).

Diese Ergebnisse stimmen jenen von Liu et al., 2016, überein (Liu A, Tian D, Xiang Y, 2016). Diese Autoren wiesen eine offensichtlich fördernde Wirkung

des Zusatzes von Kohle zum Boden auf das Chlorophyll einer Heilpflanze (*Salvia multihorrida* Bunge) während der mittelfristigen Wachstumsphase und eine recht große Verringerung in der darauffolgenden Phase nach.

Tabelle 3 – SPAD-Messungen während des Phytotoxizitätsexperiments mit Mais als pflanzlicher Bioindikator. Die Daten stellen die Mittelwerte  $\pm$  SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Unterschiedliche Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte ( $P < 0,05$ ) in jeder Kolonie.

Behandlung	SPAD-Index			
	18.04.18	26.04.18	30.04.18	09.05.18
Kontrolle	36.2 $\pm$ 1.5 <sup>a</sup>	37.9 $\pm$ 1.6 <sup>b</sup>	34.5 $\pm$ 1.4 <sup>a</sup>	32.7 $\pm$ 1.1 <sup>a</sup>
Char F 2.5	38.3 $\pm$ 1.1 <sup>a</sup>	38.9 $\pm$ 1.5 <sup>ab</sup>	35.7 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	29.6 $\pm$ 0.6 <sup>abc</sup>
Char F 5	38.5 $\pm$ 1.0 <sup>a</sup>	41.6 $\pm$ 1.0 <sup>a</sup>	36.6 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	31.1 $\pm$ 1.8 <sup>ab</sup>
Char B 2.5	37.1 $\pm$ 1.8 <sup>a</sup>	37.5 $\pm$ 1.0 <sup>b</sup>	34.5 $\pm$ 1.6 <sup>a</sup>	27.0 $\pm$ 1.3 <sup>c</sup>
Char B 5	37.2 $\pm$ 1.4 <sup>a</sup>	37.0 $\pm$ 0.9 <sup>b</sup>	33.6 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	27.8 $\pm$ 1.1 <sup>bc</sup>
Char H2.5	39.4 $\pm$ 1.2 <sup>a</sup>	37.6 $\pm$ 1.4 <sup>b</sup>	36.2 $\pm$ 1.7 <sup>a</sup>	32.7 $\pm$ 1.0 <sup>a</sup>
Char H 5	39.1 $\pm$ 1.3 <sup>a</sup>	39.6 $\pm$ 1.2 <sup>ab</sup>	36.5 $\pm$ 1.0 <sup>a</sup>	29.9 $\pm$ 1.3 <sup>abc</sup>

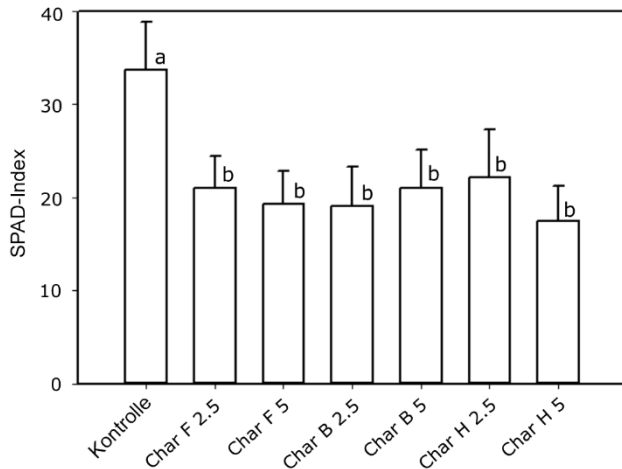


Abb. 2 – SPAD-Messungen am Ende des Phytotoxizitätsexperiments mit Mais als pflanzlicher Bioindikator. Die Daten stellen die Mittelwerte  $\pm$  SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte ( $P < 0,05$ )

Untersucht wurde auch der Makro- und Mikronährstoffgehalt (Abb. 3 und 4) der Maisblätter, um zu evaluieren, ob der Kohlezusatz die Versorgung der Pflanzen mit Mineralstoffen beeinflussen kann.

Nutzung der Kohle als Bodenverbesserungsmittel:  
Keim- und Phytotoxizitätstest

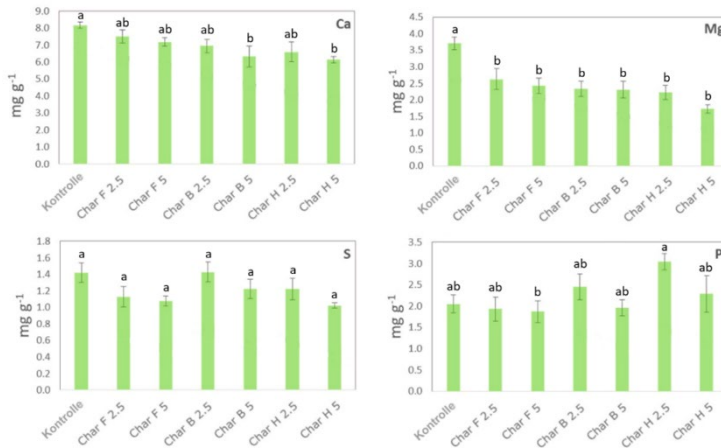


Abb. 3 – Konzentrationen von Makronährstoffen (mg g<sup>-1</sup>) in den Blättern der Maispflanzen am Ende der experimentellen Periode des Phytotoxizitätstests, der insgesamt fünf Wochen ab dem Zeitpunkt der Umpflanzung der Sämlinge in die Gefäße dauerte; diese Gefäße enthielten den mit zwei verschiedenen Konzentrationen (2,5 = 8,5 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>; 5 = 17 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>) der drei verschiedenen Kohlenproben (F, B und H) versetzten Boden. Die Daten stellen die Mittelwerte ± SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte (P < 0,05)

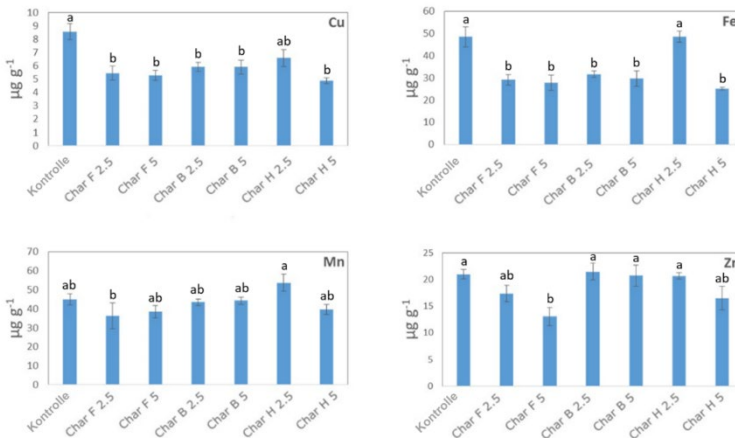


Abb. 4 – Konzentrationen von Mikronährstoffen (mg g<sup>-1</sup>) in den Blättern der Maispflanzen am Ende der experimentellen Periode des Phytotoxizitätstests, der insgesamt fünf Wochen ab dem Zeitpunkt der Umpflanzung der Sämlinge in die Gefäße dauerte; diese Gefäße enthielten den mit zwei verschiedenen Konzentrationen (2,5 = 8,5 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>; 5 = 17 g<sub>char</sub> kg<sub>Boden</sub><sup>-1</sup>) der drei verschiedenen Kohlenproben (F, B und H) versetzten Boden. Die Daten stellen die Mittelwerte ± SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte (P < 0,05)

Jede für dieses Experiment verwendete Kohleprobe verursachte im Vergleich zur Kontrollgruppe eine signifikante Verringerung der Konzentration des Makronährstoffs Magnesium (Mg) in den Maisblättern, unabhängig von der mit dem Boden vermischten Kohledosis. Der gleiche Verlauf wurde auch für Kalzium (Ca) beobachtet, jedoch in signifikantem Maße nur für die Kohlen B und H in Dosis 5. Für Schwefel (S) wurden hingegen keine statistisch signifikanten Differenzen zwischen der Kontrollgruppe und anderen Kohleproben festgestellt. Die Konzentration von Phosphor (P) in den Blättern sank nur dann erheblich, wenn dem Boden im Vergleich zur Kontrollgruppe die Kohle F 5 zugesetzt wurde (Abb. 3).

Das Vorhandensein der dem Boden beigemischten Kohle beeinflusste auch die Konzentration der Mikronährstoffe der Maisblätter (Abb. 4). Die Konzentration von Kupfer (Cu), zum Beispiel, sank im Vergleich zur Kontrollgruppe deutlich bei Behandlung des Bodens mit allen Kohletypen außer H 2,5, unabhängig von der Dosis. Das gleiche geschah mit Eisen (Fe); in diesem Fall war die Wirkung der Dosis jedoch signifikant. Die Kontrollpflanzen und die Pflanzen der Kohle H 2,5 wiesen die höchsten Eisenkonzentrationen auf, während alle anderen Pflanzen, die auf einem mit anderen Kohleproben versetzten Böden gewachsen waren, durch eine deutlich niedrigere Eisenkonzentration gekennzeichnet waren. Für Mangan (Mn) wurde eine deutliche Verringerung bei der Kohle F 2,5 im Vergleich zur Kohle H 2,5, und für Zink (Zn) eine deutliche Verringerung bei der Kohle F 5 im Vergleich zur Kontrollgruppe beobachtet.

Zusammengefasst weisen die Ergebnisse vor allem eine Verringerung des Gehalts an Mg, Cu und Fe infolge des Zusatzes der Kohle zum Boden nach. Es wurden jedoch kein sichtbarer Mangel dieser oder anderer Nährstoffe auf Ebene der Blätter festgestellt und die Biomasse wurde nicht sichtbar reduziert. Es scheint daher, dass die vorliegenden Evidenzen einige Studien, die eine positive Wirkung der Anwendung von Kohle in Hinblick auf eine bessere Aufnahme und Nutzungseffizienz von Nährstoffen durch die Pflanze aufzeigen, nicht eindeutig bestätigen können (Abebe, Endalkachew, Mastawesha, & Gebermedihin, 2012; Prapagdee & Tawinteung, 2017).

### 3.3 Wirkung der Kohle auf den pH-Wert des Bodens

Abbildung 5 zeigt den pH-Wert, der im Boden der Kontrollgruppe und in den verschiedenen Wachstumssubstraten festgestellt wurde, auf denen die Maispflanzen für fünf Wochen angebaut wurden; diese Substrate wurden durch Mischung des Bodens mit den verschiedenen Konzentrationen der Kohle F, B und H erzielt.

In der Literatur ist bekannt, dass die beim Vergasungsprozess erreichten hohen Temperaturen die physikalischen und chemischen Eigenschaften der erzeugten Kohle stark beeinflussen (Al-Wabel, Al-Omran, El-Naggar, Nadeem, & Usman, 2013; Zhao, Cao, Mašek, & Zimmerman, 2013). Der pH-Wert ist zum Beispiel generell alkalisch (Lehmann, 2007). Aufgrund dieser Tatsache hat der Zusatz unterschiedlicher Kohleproben zum Boden auch in dieser Studie den pH-Wert des Bodens um bis zu zwei Einheiten erhöht (Abb. 5). Die im Boden erreichten Werte sind jedoch noch akzeptabel und riskieren nicht, das optimale Wachstum der Maispflanzen zu beeinträchtigen.

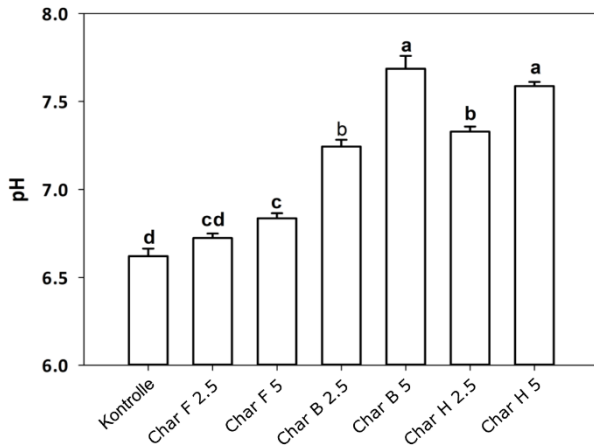


Abb. 5 – pH-Wert des Mittels, das für fünf Wochen als Grundlage für das Wachstum der Maispflanzen diente. Die Daten stellen die Mittelwerte  $\pm$  SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte ( $P < 0,05$ )



### 3.4 Einfluss der Kohle auf die Keimung von Kressesamen

Abbildung 6 zeigt die Werte des anhand von Keimtests mit Kressesamen erzielten Keimindex. Dieser Parameter berücksichtigt sowohl die Anzahl der gekeimten Samen als auch die Wurzelverlängerung. Diese Tests wurden durchgeführt, um zu evaluieren, ob es während der Inkubation der Samen in Kontakt mit den wässrigen Extrakten aus den Kohleproben F, B und H Substanzen mit hemmender Wirkung auf die Samenkeimung und die Wurzellänge der Kresse geben könnte.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass bei den drei Kohleproben im Vergleich zur Kontrollgruppe eine signifikante Verringerung des Keimindex induziert wurde; diese Wirkung war bei der Kohle H besonders evident (Abb. 6). Die Ergebnisse könnten daher zur Annahme veranlassen, dass die wässrigen Kohleextrakte und somit die Kohleproben selbst potenziell phytotoxische Stoffe enthalten, da sowohl die Art der Biomasse als auch die Prozessparameter der Vergasung zur Bildung von Phytotoxinen im erzeugten Produkt beitragen können (Ndirangu, Liu, Xu, Song, & Zhang, 2019; Tomczyk, Sokołowska, & Boguta, 2020).

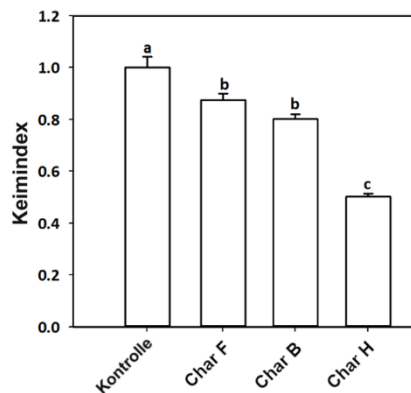


Abb. 6 – Keimindex der Kressesamen, die mit den wässrigen Extrakten der von den Technologien F, B und H erzeugten Kohle in Berührung kamen. Die Daten stellen die Mittelwerte  $\pm$  SF (Standardfehler) von fünf unabhängigen Pflanzen für jede Behandlung dar. Verschiedene Buchstaben stehen für statistisch unterschiedliche Werte ( $P < 0,05$ )

## 4. Schlussfolgerungen

Das wichtigste Ziel dieser Arbeit bestand darin, Informationen über die Möglichkeit einer Nutzung von Kohle aus Vergasungsprozessen zu landwirtschaftlichen Zwecken zu erhalten.

Zu diesem Zweck wurden acht Kohleproben aus Anlagen mit unterschiedlichen Technologien entnommen (hier aus Gründen der Vertraulichkeit mit Großbuchstaben von A bis H bezeichnet) und untersucht; dabei sollten vor allem ihre potenziellen phytotoxischen Wirkungen im Falle einer Anwendung als Bodenverbesserungsmittel evaluiert werden. Die Ergebnisse zeigen, dass keine Kohle die von der italienischen Gesetzgebung vorgesehenen Grenzwerte vollständig einhält (D. lgs., 29 aprile 2010, n. 75; D. lgs., 3 aprile 2006, n. 152). Insbesondere überschreiten bei allen Kohleproben die Werte der PAK und der drei Schwermetalle (Cd, Cr und Zn) die gesetzlichen Grenzwerte, unter Ausnahme der Kohle der Technologie C, was den PAK-Gehalt anbelangt, und der Kohle der Technologie G, was den Schwermetallgehalt angeht. Das lässt auf die Notwendigkeit schließen, Lösungen für eine Nachbehandlung zu finden.

Die Ergebnisse der bisher an den Pflanzen durchgeführten Tests weisen darauf hin, dass die mit dem Boden vermischten Kohleproben keine offensichtlichen phytotoxischen Wirkungen auf die Maispflanzen haben. Es müssten jedoch noch weitere Experimente über einen längeren Zeitraum durchgeführt werden, um die hier vorgestellten Ergebnisse bestätigen zu können. Außerdem wäre es zweckmäßig, den Schwermetall- und PAK-Gehalt der Pflanzen zu untersuchen; im Boden sollten hingegen, ergänzend zu den chemischen Bodeneigenschaften, die verfügbare Nährstofffraktion, die Werte elektrischer Leitfähigkeit und die Werte der Fähigkeit zum Kationenaustausch bestimmt sowie eine Analyse der Mikrobendiversität und -aktivität durchgeführt werden. All diese Analysen zusammen könnten zusätzliche Informationen über eine mögliche latente Toxizität der Kohle und ihre Wirkungen auf die Bodenqualität und die Gesundheit der Pflanzen liefern.

## Literaturverzeichnis

- Abebe, N., Endalkachew, K., Mastawesha, M., & Gebermedihin, A. (2012). Effect of Biochar Application on Soil Properties and Nutrient Uptake of Lettuces (*Lactuca sativa*) Grown in Chromium Polluted Soils. *American-Eurasian Journal of Agricultural & Environmental Sciences*, 12(3), 369–376.
- Al-Wabel, M. I., Al-Omran, A., El-Naggar, A. H., Nadeem, M., & Usman, A. R. A. (2013). Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology*, 131, 374–379. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.12.165>
- Decreto legislativo n. 75 (29 aprile 2010). Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009. *Gazzetta Ufficiale*, 88.
- Decreto legislativo, n. 152 (3 aprile 2006). Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale*, 88 - Suppl. Ordinario 96.
- Environmental Protection Agency EPA. (2010). *Method 1668C. Chlorinated Biphenyl Congeners in Water, Soil, Sediment, Biosolids, and Tissue by HRGC/HRMS*.
- Fuchs, H., & Rienzner, R. (2015). *Biomasse legnose: Petrolio verde per il teleriscaldamento italiano*. [http://www.fiper.it/fileadmin/user\\_upload/biblioteca/libroFIPER-biomasse-legnose-petrolio-verde-per-il-teleriscaldamento-italiano.pdf](http://www.fiper.it/fileadmin/user_upload/biblioteca/libroFIPER-biomasse-legnose-petrolio-verde-per-il-teleriscaldamento-italiano.pdf)
- Garcia-Perez, M., & Metcalf, J. (2008). *The Formation of Polyaromatic Hydrocarbons and Dioxins During Pyrolysis: A Review of the Literature with Descriptions of Biomass Composition, Fast Pyrolysis Technologies and Thermochemical Reactions*. Pullman, Washington: Washington State University.
- Gopal, P. M., Sivaram, N. M., & Barik, D. (2018). Paper industry wastes and energy generation from wastes. In *Energy from Toxic Organic Waste for Heat and Power Generation* (pp. 83–97). <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102528-4.00007-9>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Ahrenfeldt, J., Holm, J. K., Henriksen, U. B., & Hauggaard-Nielsen, H. (2015). Gasification biochar as a valuable by-product for carbon sequestration and soil amendment. *Biomass and Bioenergy*, 72(1), 300–308. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.10.013>
- Hansen, V., Müller-Stöver, D., Imparato, V., Krogh, P. H., Jensen, L. S., Dolmer, A., & Hauggaard-Nielsen, H. (2017). The effects of straw or straw-derived gasification biochar applications on soil quality and crop productivity: A farm case study. *Journal of Environmental Management*, 186, 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.041>

- Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(7), 381–387. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2007\)5\[381:BITB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2)
- Li, H., Liu, Y., Chen, Y., Wang, S., Wang, M., Xie, T., & Wang, G. (2016). Biochar amendment immobilizes lead in rice paddy soils and reduces its phytoavailability. *Scientific Reports*, 6, 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep31616>
- Liu A, Tian D, Xiang Y, M. H. (2016). Biochar Improved Growth of an Important Medicinal Plant (*Salvia miltiorrhiza* Bunge) and Inhibited its Cadmium Uptake. *J Plant Biol Soil Health*, 3(2), 6.
- Ndirangu, S. M., Liu, Y., Xu, K., Song, S., & Zhang, P. (2019). *Risk Evaluation of Pyrolyzed Biochar from Multiple Wastes*. <https://doi.org/10.1155/2019/4506314>
- Panwar, N. L., Pawar, A., & Salvi, B. L. (2019). Comprehensive review on production and utilization of biochar. *SN Applied Sciences*, 1(2), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0172-6>
- Pecchi, M., & Baratieri, M. (2019). Coupling anaerobic digestion with gasification, pyrolysis or hydrothermal carbonization: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 105, 462–475. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.003>
- Prapagdee, S., & Tawinteung, N. (2017). Effects of biochar on enhanced nutrient use efficiency of green bean, *Vigna radiata* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9460–9467. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8633-1>
- Tomczyk, A., Sokołowska, Z., & Boguta, P. (2020, March). Biochar physicochemical properties: pyrolysis temperature and feedstock kind effects. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 19, 191–215 <https://doi.org/10.1007/s11157-020-09523-3>
- UNI 10780:1998. *Compost - Classificazione, requisiti e modalità di impiego*.
- UNI EN 16174:2012. *Fanghi, rifiuti organici trattati e suolo - Digestione delle frazioni di elementi solubili in acqua regia*.
- UNI EN ISO 16948:2015. *Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto totale di carbonio, idrogeno e azoto*.
- UNI EN ISO 17294-2:2016. *Qualità dell'acqua - Applicazione della spettrometria di massa al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS) - Parte 2: Determinazione di elementi selezionati, compresi gli isotopi dell'uranio*.
- UNI EN ISO 18122:2016. *Biocombustibili solidi - Determinazione del contenuto di ceneri*.
- Vakalis, S., & Baratieri, M. (2015). State-of-the-Art of Small Scale Biomass Gasifiers in the Region of South Tyrol. *Waste and Biomass Valorization*,

- 6(5), 817–829. <https://doi.org/10.1007/s12649-015-9398-8>
- Waqas, M., Khan, S., Qing, H., Reid, B. J., & Chao, C. (2014). The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. *Chemosphere*, *105*, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.064>
- Yasin, M., Cha, M., Chang, I. S., Atiyeh, H. K., Munasinghe, P., & Khanal, S. K. (2019). Syngas fermentation into biofuels and biochemicals. In *Biomass, Biofuels, Biochemicals: Biofuels: Alternative Feedstocks and Conversion Processes for the Production of Liquid and Gaseous Biofuels* (pp. 301–327). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816856-1.00013-0>
- Zhao, L., Cao, X., Mašek, O., & Zimmerman, A. (2013). Heterogeneity of biochar properties as a function of feedstock sources and production temperatures. *Journal of Hazardous Materials*, *256–257*, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.04.015>

# Auswirkungen der Einbringung von Biochar in den Boden auf Ertrag und Qualität von Reb- und Obstanlagen in Südtirol

**Valentina Lucchetta – Versuchszentrum Laimburg**

**Barbara Raifer – Versuchszentrum Laimburg**

**Maximilian Lösch – Versuchszentrum Laimburg**

**Aldo Matteazzi – Versuchszentrum Laimburg**

**Christoph Patauner – Versuchszentrum Laimburg**

## Abstract

Die Verwendung von pyrogener Kohle (Biochar) in der Landwirtschaft ist historischen Ursprungs, geriet aber im Laufe der Zeit weitgehend in Vergessenheit. Erst in den letzten Jahrzehnten ist die Biokohle, auch als Pflanzenkohle bezeichnet, im englischen Biochar, wieder stärker ins Blickfeld gerückt. In den Boden eingebrachtes Biochar interagiert mit diesem, verändert seine chemischen und physikalischen Eigenschaften und kann die Bodenfruchtbarkeit verbessern. In Südtirol sind Holzvergasungsanlagen vor allem zur Wärmeerzeugung in Fernheizwerken im Einsatz, wobei als Nebenprodukt eine beachtliche Menge an Biokohle (1300 t/Jahr) entsteht. Je nach Herkunft und Holzvergasungsanlagentyp weist diese verschiedene Eigenschaften auf. Sie kann bisher nicht genutzt werden und wird daher auf Deponien entsorgt. Das Projekt "WoodUp", finanziert vom Europäischen Fond für Regionale Entwicklung (EFRE), wurde daher in die Wege geleitet, mit den Zielen dieses lokal hergestellte Biochar zu charakterisieren und seine Eignung für den Einsatz in der Landwirtschaft zu prüfen. Es sollten erste Ergebnisse zu seiner möglichen Nutzung in der lokalen Landwirtschaft, insbesondere im Obst- und Weinbau ermittelt werden. Letzterer Teil des Projektes wird hier vorgestellt. Die Arbeiten haben einige interessante Aspekte der Anwendung von Biochar aufgezeigt, so die Anreicherung der Böden mit Mineralstoffen, die Anhebung des pH-Wertes und des organischen Kohlenstoffes der Böden, günstige Auswirkungen auf die Baumentwicklung und die Ertragsleistung im Obstbau, während die Weinqualität unverändert geblieben ist. Die Ausbringung von reinem Biochar oder von mit Kompost ange-

reichertem Biochar in Rebanlagen, ohne weitere Stickstoffdüngung, hat die Stickstoffverfügbarkeit der Böden nicht signifikant verändert. Auch auf die vegetative Entwicklung, die Höhe der Erträge und die Qualität der Weine, waren keine Auswirkungen feststellbar. Biochar kann somit im Weinbau genutzt werden, etwa zur Anhebung des Boden pH-Wertes, zur Verbesserung der Wasserspeicherkapazität der Böden oder um Kohlenstoff im Boden langfristig festzulegen, ohne dass dadurch negative Auswirkungen auf die Ertragshöhe oder die Qualität der Trauben und Weine zu befürchten wären. Im Obstbau hingegen konnten, trotz der bereits weitgehend optimierten Anbaubedingungen, positive Auswirkungen auf die vegetative Entwicklung der Bäume und höhere Erträge durch den Einsatz von Biochar festgestellt werden. Im Boden der Apfelanlage wurde eine höhere Stickstoff- und Wasserverfügbarkeit als in den Rebanlagen angestrebt, es wurde regelmäßig gedüngt und bewässert. Das Biochar dürfte unter diesen Bedingungen, durch sein hohes Speichervermögen, zu einer ausgeglicheneren Versorgung der Bäume beigetragen haben.

## 1. Einleitung

Biochar wird durch Pyrolyse aus pflanzlicher Biomasse gewonnen und ist reich an Kohlenstoff. Wird es in den Boden eingearbeitet, kann es die Erträge steigern, die physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden verbessern und nicht zuletzt auch das Wasserspeichervermögen der Böden erhöhen (Lehmann e Joseph, 2009). Diese Eigenschaften machen Biochar zu einem sehr interessanten Produkt für die Landwirtschaft, da die höheren Temperaturen und die ausgeprägteren Trockenphasen infolge der Klimaänderung den Abbau der organischen Substanz in den Böden beschleunigen und die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigen (Kirschbaum, 1995). Es werden daher auch in Europa in den nächsten Jahrzehnten zunehmend sinkende Erträge in der Landwirtschaft vorhergesagt (Camarano, 2019; Ray, 2019). Über den Anstieg der Temperaturen hinaus, ist infolge der Klimaänderung ein Anstieg extremer Klimaereignisse zu erwarten, sowie in der Folge eine höhere Boden-erosion, welche sich zusätzlich negativ auf die Fruchtbarkeit und die Produktivität der Kulturen auswirken wird. Die Nutzung von Biochar zur Bodenverbesserung könnte daher in Zukunft an Bedeutung gewinnen und wesentlich

dazu beitragen die Fruchtbarkeit der Böden weiterhin zu sichern. Zudem ist Biochar von großem Interesse, da es Kohlenstoff langfristig festzulegen vermag: Tatsächlich wird etwa 50 % des Kohlenstoffes im Ausgangsmaterial bei der Herstellung von Biochar mittels Pyrolyse, durch die Bildung stabiler Strukturen langfristig, für mindestens 100 Jahre und zum Teil auch sehr viel länger, gebunden. Bei der Verbrennung derselben organischen Ausgangsmasse oder beim biologischen Abbau, würden nur 3–10 % längerfristig festgelegt. Unmittelbar bei der Verbrennung wird der in der organischen Masse enthaltene Kohlenstoff größtenteils freigesetzt. Beim biologischen Abbau erfolgt die Freisetzung des Kohlenstoffes in einem Zeitraum von drei bis zehn Jahren (Lehmann et al., 2006). Biochar kann weiters mineralischen Stickstoff um bis zu 70 % verbessert festlegen (Sánchez-García et al. 2015; Steiner et al., 2010; Ventura et al. 2013) und die verfügbaren Ammoniumionen für die Nitrifizierungsprozesse reduzieren (Clough et al., 2010; Taghizadeh-Toosi et al., 2012).

Biochar trägt also dazu bei, den in Kulturen ausgebrachten Stickstoff vermehrt den Pflanzen zur Verfügung zu stellen und reduziert den Teil, der ausgewaschen wird oder als N<sub>2</sub>O in die Atmosphäre entweicht und dadurch den Treibhauseffekt weiter anheizt. Aus diesen Gründen bietet sich Biochar als eine neue Möglichkeit an, um signifikant und langfristig die CO<sub>2</sub> Konzentration der Atmosphäre und die anderer Treibhausgase zu senken. Dabei ist es allerdings wenig sinnvoll Biochar über lange Transportwege und mit hohem Energieaufwand zu transportieren. Vielmehr gilt es vor Ort, aus lokal vorhanden Ausgangsmaterialien qualitativ hochwertiges Char zu erzeugen und eventuell bereits vorhandene Produkte wie eben das Biochar aus den in Südtirol bereits vorhandenen Holzvergasungsanlagen, bestmöglich zu nutzen. Zu untersuchen, wieweit letzteres in der Südtiroler Landwirtschaft möglich und sinnvoll ist, ist das Ziel des vorliegenden Projektes.

## 1.1 Auswirkungen des Einsatzes von Biochar in Reb- und Obstanlagen

In Rebanlagen ist eine mäßige, aber ausreichende Versorgung mit Wasser und Stickstoff von großer Bedeutung, um das Gleichgewicht zwischen vegetativer und generativer Entwicklung der Reben aufrecht zu erhalten und die optimale Versorgung der Trauben zu gewährleisten. In Jahren mit extremen Klimasi-



tuationen werden bereits jetzt im Weinbau die angestrebten Erträge vielfach nicht mehr erreicht. Um zu lange anhaltende Trockenphasen zu vermeiden, wird, wo es möglich ist, die Zusatzbewässerung eingesetzt. Aber Wasser für künstliche Bewässerung ist nicht überall vorhanden und dürfte in Zukunft noch knapper werden. Die Verwendung von Biochar könnte daher bereits jetzt dort angezeigt sein, wo das Aufkommen von intensivem Trockenstress zu erwarten ist, wo bereits jetzt die Bodenfruchtbarkeit nur schwer aufrechterhalten werden kann und die angestrebten Erträge nicht mehr erzielt werden. Zuvor gilt es aber abzuklären, ob und welche Auswirkungen diese Praxis auf die Weinqualität hat. Es gilt z.B. zu klären, was in feuchten Jahren mit überdurchschnittlich hohen Niederschlägen passiert, ob in solchen Fällen negative Auswirkungen infolge des Einsatzes von Biochar auftreten können, vor allem ob sich die Weinqualität dabei in irgendeiner Weise verändert. Schmidt et al. (2014) haben festgestellt, dass Biocharanwendungen, mit und ohne Kompostanreicherung das Wachstum von Ertragsrebanlagen nicht beeinflusst und dass auch keine Auswirkungen auf die Qualitätsparameter der Moste erkennbar waren. Holweg (2019) hat erhöhte hefeverfügbare Stickstoffgehalte festgestellt, in Trauben aus mit Biochar angereicherten Parzellen; ein ausreichender Gehalt an hefeverfügbarem Stickstoff erleichtert die Gärung und stellt Bausteine für den Aufbau von Aromastoffen zur Verfügung. Die Einarbeitung von Biochar in den Boden brachte laut Ergebnissen von Genesio et al. (2015) in der Toskana deutlich bessere Erträge in Jahren mit anhaltenden Trockenperioden und in Anlagen ohne Bewässerungsmöglichkeit. Dabei hatten die Qualitätsparameter der Trauben sich nicht verschlechtert. In Hanglagen trägt die Einarbeitung von Biochar zur Erosionsminderung bei, verhindert das Entstehen von Wasserrinnen und mindert die Auswaschung von Nährstoffen und von phytosanitären Anwendungen (Blackwell, 2000). Ergebnisse zu den Auswirkungen von Biochar auf die Weinqualität liegen aber bisher nicht vor. In den Obstanlagen stellt eventuell vorhandene Bodenmüdigkeit beim Erneuern der Anlagen eine zunehmende Beeinträchtigung dar. Vor allem in mit Hagelnetzen ausgestatteten Anlagen erfolgt der Anbau häufig langfristig im selben Bodenbereich, da das Netz, bzw. das Stützgerüst für das Netz, bei noch gutem Zustand, nicht mit erneuert wird. Die Bäume werden wieder auf dem alten Baumstreifen ausgepflanzt. Bisherige Versuche mit Biochar im Apfelan-

bau zeigen unterschiedliche Ergebnisse: Laut Wang et al. (2019), ist der Einsatz von Biochar gerade bei Nachbauproblemen sehr vorteilhaft, das Wachstum der Jungbäume wird verbessert und auch die Mikroorganismenpopulation des Bodens wird günstig beeinflusst. Versuche von Eyles et al. (2015) hatten allerdings ergeben, dass in „high input systems“ wie es die heutigen Apfelanlagen sind, der Einsatz von Kompost oder Biochar keine zusätzlichen positiven Auswirkungen bringen würde.

## 1.2 Ziele der Versuche

Die hier vorgestellten Versuche hatten zum Ziel erste Ergebnisse zur Anwendung von Biochar in Reb- und Obstanlagen in Südtirol zu gewinnen. Im Weinbau sollten insbesondere die Auswirkung auf die Trauben- und Weinqualität geprüft werden, um abzuklären ob diesbezüglich negative Effekte beobachtet werden können. Gegebenenfalls wäre der Einsatz von Biochar im Qualitätsweinbau nicht oder nur sehr begrenzt zu empfehlen.

Im Obstbau wurde der Versuch in einer Apfeljunganlage durchgeführt, da Nachbauprobleme infolge von Bodenmüdigkeit nach wie nicht zufriedenstellend gut überwunden werden können. Biochar mit seinen günstigen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit im Allgemeinen könnte, so die Annahme, auch in diesem Zusammenhang ein geeignetes Mittel sein. Weiters kann beim begrenzten Wurzelsystem des Apfels auf M9 Unterlage, nur im Zuge von Neuanpflanzungen das Char direkt in den Wurzelbereich der Bäume eingebracht werden. Es sollten vor allem die Auswirkungen auf die Entwicklung der Bäume und die Erträge in den ersten Standjahren erfasst werden.

Ein weiteres Ziel war es zu ermitteln, ob in Rebanlagen die Anwendung von angereichertem Biochar mit Kompost oder anderem, wie dies teilweise vorgeschlagen wird (Kammann et al., 2015) erforderlich ist oder ob in Rebanlagen auch reines Biochar ohne negative Auswirkungen zur Anwendung kommen kann. Letzteres wäre weit weniger aufwändig. Weiters wurden in den Rebanlagen zwei unterschiedliche Dosierungen geprüft, um erste Hinweise auf die optimale Anwendungsmenge geben zu können.

## 2. Materialien und Methoden

### 2.1 Versuchsstandorte



Abb. 1 – Südtirolkarte mit den Versuchsstandorten

Die Rebversuchsanlagen Moarhof (1) und Weißplatter (2) befinden sich in den Hanglagen in der Nähe der Stadt Meran; die Apfelneuanlage (3) befindet sich in der Etschtalsole in der Nähe des Versuchszentrums Laimburg, Gemeinde Pfatten (Abb. 1). In Tabelle 1 sind einige grundlegende Informationen zu den Versuchsanlagen zusammengefasst. Die Kürzel der Versuchsvarianten werden nachfolgend, bei den Abbildungen der Versuchspläne (Abb. 2–4) erklärt. Alle Versuche wurden als randomisierte Blöcke mit 4 Wiederholungen angelegt.

## Auswirkungen der Einbringung von Biochar in den Boden

Tabelle 1 – Grundlegende Angaben zu den Versuchsanlagen

Anlage	Ort	Koordinaten	Höhe (m ü.d.M.)	Art und Sorte	Behandlungen	Wiederh.
1. Moarhof	Meran	46°40'2.7"N 11°11'43.5"E	~600 m	<i>Vitis vinifera</i> cv. Müller Thurgau	N – C – B1 – B2 – B1C – B2C	4
2. Weißplatter	Meran	46°39'17.27"N 11°11'28.49"E	~550 m	<i>Vitis vinifera</i> cv. Sauvignon Blanc	N – C – B1 – B2 – B1C – B2C	4
3. Block 65	Laimburg	46°23'23.16"N 11°17'29.74"E	~225 m	<i>Malus domestica</i> cv. Pink Lady	N – C – BC	4

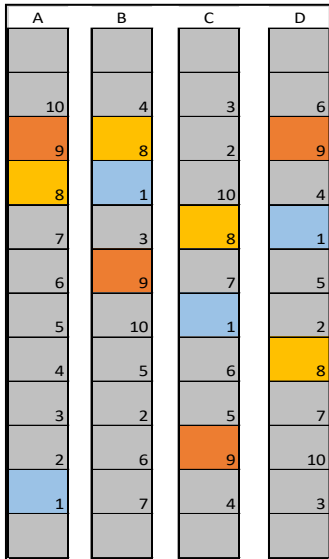
B1	6	C	5	B1C	4	B2	3	N	2	B2C	1
B2	7	N	8	B2C	9	B1	10	C	11	B1C	12
C	18	B2C	17	B1	16	B2	15	B1C	14	N	13
N	19	B2	20	B1C	21	B2C	22	C	23	B1	24

N	Kontrolle unbehandelt
C	Kompost, 3,9 kg/m <sup>2</sup> Standardraum der Rebe
B1	Biochar, 2,5 kg/m <sup>2</sup> Standardraum der Rebe
B2	Biochar, 5 kg/m <sup>2</sup> Standardraum der Rebe
B1C	Biochar, 2,5 kg/m <sup>2</sup> + Kompost, 3,9 kg/m <sup>2</sup> Standardraum der Rebe
B2C	Biochar, 5 kg/m <sup>2</sup> + Kompost, 3,9 kg/m <sup>2</sup> Standardraum der Rebe

B1	N	B2	B1C
25	31	37	43
B1C	B1C	C	N
26	32	38	44
C	C	B2C	B2
27	33		45
B2	B2C	B1	B2C
28	34	40	46
B2C	B2	N	C
29	35	41	47
N	B1	B1C	B1
30	36	42	48

N	Kontrolle unbehandelt
C	Kompost, 3,9 kg/m Rebreihe
B1	Biochar, 2,5 kg/m Rebreihe
B2	Biochar, 5 kg/m Rebreihe
B1C	Biochar, 2,5kg/m + Kompost, 3,9 kg/m Rebreihe
B2C	Biochar, 5 kg/m + Kompost, 3,9 kg/m Rebreihe

Abb. 3 – Versuchsplan Anlage Weißplatter



N	Kontrolle unbehandelt
C	Kompost, 1,8 kg/Pflanzloch
BC	Biochar, 1 kg + Kompost, 1,8 kg/Pflanzloch

\* Die weiteren Varianten im Versuch betreffen andere Produkte zur Verbesserung des Anwachses und der Entwicklung der Jungbäume auf die hier nicht eingegangen wird

Abb. 4 – Versuchsplan Block 65

## 2.2 Versuche

Das im Versuch verwendete Biochar kommt aus einer Holzvergasungsanlage in den Marken (Novolegno, Italien) und wurde angekauft, da auf lokaler Ebene kein geeignetes Produkt verfügbar war. Es handelte sich um ein Nebenprodukt aus der Holzvergasung welches sehr feinkörnig bis pulverförmig war und dessen chemische Eigenschaften in Tabelle 2 ersichtlich sind. Der Kompost wurde vom Kompostieranlage St. Florian/Neumarkt in Südtirol bezogen. Bei den Versuchen in den Rebanlagen wurden zwei Dosierungen des Biochars

eingesetzt und zwar 2,5 (Biochar 1) und 5,0 kg (Biochar 2) des Biochars pro m<sup>2</sup> Standardraum der Reben in der Anlage Moarhof bzw. pro Laufmeter Rebreihe in der Anlage Weißplatter. Diese Dosierungen wurden sowohl als reines Biochar als auch in Mischung mit Kompost, mit jeweils 3,9 kg/m<sup>2</sup> Standardraum der Reben bzw. pro Laufmeter der Rebzeile, ausgebracht. Die Dosierung des Komposts blieb somit immer gleich. In der Apfelneuanlage wurde nur eine Dosierung Biochar von einem kg mit jeweils 1,8 kg Kompost vermischt, pro Pflanzloch ausgebracht. Dies im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle und zur Variante Kompost, bei der nur die 1,8 kg Kompost pro Pflanzloch ausgebracht wurden. Die Mischungen Kompost mit Biochar in den zwei Dosierungen wurden zwei Wochen vor der Ausbringung mit einem Kleinbagger hergestellt. Die auszubringenden Mengen wurde ausgelitert und entsprechende Volumen des Biochars und des Komposts, bzw. der jeweiligen Mischungen, wurden laut Versuchsplan in den einzelnen Versuchspartzellen ausgebracht und möglichst gleichmäßig verteilt. Die Tabelle 3 zeigt die C: N-Verhältnisse der im Versuch verwendeten Bodenzusätze auf.

Tabelle 2 – Eigenschaften des verwendeten Biochars

Parameter	Ermittlung/ Extraktion	Wert	Einheit	Methode
pH	CaCl <sub>2</sub>	9,6		1
N		0,1	% m/m	2
NO <sub>3</sub> -N	Wasser	< 0,1	% m/m	3
NH <sub>4</sub> -N	Wasser	< 0,1	% m/m	3
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Säuren	0,3	% m/m	4
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Wasser	< 0,1	% m/m	4
K <sub>2</sub> O	Säuren	3,5	% m/m	4
K <sub>2</sub> O	Wasser	3,5	% m/m	4
CaO	Säuren	4,2	% m/m	4
CaO	Wasser	< 0,1	% m/m	4

Auswirkungen der Einbringung von Biochar in den Boden

MgO	Säuren	0,8	% m/m	4
MgO	Wasser	< 0,1	% m/m	4
B	Säuren	< 0,1	% m/m	4
B	Wasser	< 0,1	% m/m	4
Fe	Säuren	0,06	% m/m	4
Fe	Wasser	< 0,1	% m/m	4
Mn	Säuren	0,04	% m/m	4
Mn	Wasser	< 0,1	% m/m	4
Cu	Säuren	< 0,1	% m/m	4
Cu	Wasser	< 0,1	% m/m	4
Zn	Säuren	< 0,1	% m/m	4
Zn	Wasser	< 0,1	% m/m	4
Na <sub>2</sub> O	Säuren	0,12	% m/m	4
Na <sub>2</sub> O	Wasser	0,12	< 0,1	4
Fe	Mikrowellenaufschluss mit KW	0,63	g/kg FM	5
Al	Mikrowellenaufschluss mit KW	0,54	g/kg FM	5
Mn	Mikrowellenaufschluss mit KW	358,34	mg/kg FM	5
Cu	Mikrowellenaufschluss mit KW	19,38	mg/kg FM	5
Zn	Mikrowellenaufschluss mit KW	68,58	mg/kg FM	5
Cr	Mikrowellenaufschluss mit KW	6,57	mg/kg FM	5
Ni	Mikrowellenaufschluss mit KW	6,12	mg/kg FM	5



Pb	Mikrowellenaufschluss mit KW	5,65	mg/kg FM	5
Co	Mikrowellenaufschluss mit KW	0,75	mg/kg FM	5
Hg	Mikrowellenaufschluss mit KW	0,029	mg/kg FM	6
Cd	Mikrowellenaufschluss mit KW	1,112	mg/kg FM	5
As	Mikrowellenaufschluss mit KW	< 0,1	mg/kg FM	7
Trockenmasse		33,4	%	8
Feuchtigkeit		66,6	%	8
Asche		13,4	% FM	9
Organische Substanz		20	% FM	8
Salze (KCL)	Wasser	3106	mg/100g	10

Methode    Legende

1	DIN EN 15933:2012
2	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, Bestimmung mit Elementaranalysator
3	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, Bestimmung mit AutoAnalyzer
4	Reg. CEE n. 2003 del 13.10.2003, Bestimmung mit ICP-OES
5	Mikrowellenaufschluss mit Königswasser, Bestimmung mit ICP-OES
6	EPA 7473:2007
7	Mikrowellenaufschluss mit Königswasser, Bestimmung mit ICP-MS
8	VDLUFÄ Methodenbuch I A 2.1.1
9	VDLUFÄ Methodenbuch I A 15.2
10	VDLUFÄ Methodenbuch I A 10.1.1

Tabelle 3 – Errechnete C:N Verhältnisse von Biochar, Kompost und den Mischungen

Bodenzusätze	C:N-Verhältnis
Biochar	145
Biochar 2,5 kg + Kompost 3,9 kg	24
Biochar 5 kg + Kompost 3,9 kg	46
Kompost	13

In den einzelnen Anlagen wurde wie folgt vorgegangen:

### 2.2.1 Moarhof – Versuchsbeginn 2017

Es handelt sich um eine Ertragsanlage der Sorte Müller-Thurgau, welche 2007 ausgepflanzt worden ist. Als Rebunterlage wurde SO4 verwendet. Beim Boden der Anlage handelt es sich um einen humosen, lehmigen Sand mit einem pH-Wert von 6,3 und einem Gehalt an organischer Substanz in den obersten 30 cm Boden zwischen 2,5 und 3%. Das Biochar, der Kompost und die Mischungen wurden mit einem Scheibenpflug und mit einer Kreiselegge in den Fahrgassen etwa in die obersten 30 cm Boden eingearbeitet, die Kontrolle wurde auch gleich bearbeitet obwohl dort nichts ausgebracht worden war. Dies, um einheitliche Ausgangsbedingungen zu gewährleisten. Die einzelne Versuchspartizelle bestand aus zwei Rebreihen zu je 2 x 10 Reben; insgesamt wurden also pro Versuchsvariante 80 Reben behandelt (Abb. 5).



Abb. 5 – Ausbringung des Biochars und der Mischungen: Je nach Ausbringmenge an Biochar sind im Bild leichte farbliche Abstufungen zu erkennen.

### 2.2.2 Weißplatter – Versuchsbeginn 2017

Beim Boden dieser Anlage handelt es sich um einen lehmigen Sand, mit einem Gehalt an organischer Substanz um 2,5% und einem pH-Wert von 6,1. Die Rebanlage wurde 2017 neu gepflanzt. Unmittelbar vor dem Pflanzen der Reben wurde im Bereich der Rebzeile das Biochar, der Kompost und die Mischungen mit einem Kleinbagger etwa in die obersten 60 cm Boden eingearbeitet (Abb. 6). Dann wurden Pfropfreben der Sorte Weißer Sauvignon auf der Unterlage SO4 ausgepflanzt. Die einzelnen Parzellen bestehen aus jeweils 12 Reben.

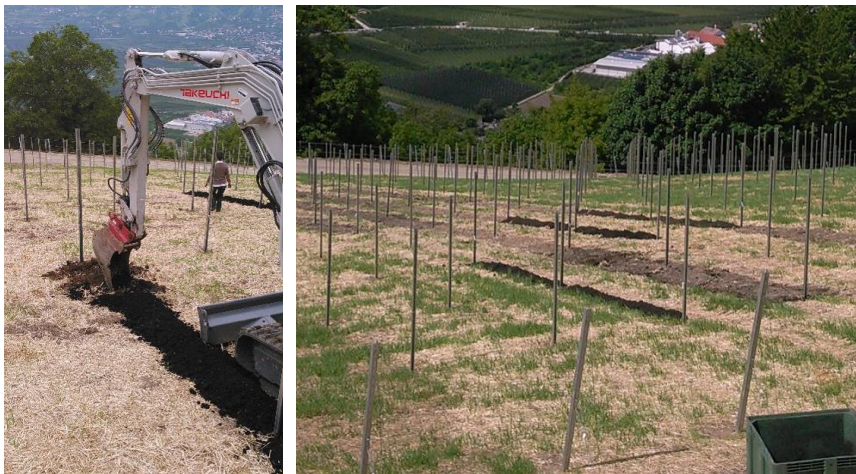


Abb. 6 – Das Ausbringen und Einarbeiten des Biochars, des Komposts und der Mischungen im Pflanzstreifen vor dem Pflanzen der Reben.

Der Versuch in der Apfelneuanlage wurde in Zusammenarbeit mit dem Fachbereich Obstbau des Versuchszentrums Laimburg durchgeführt und in einen Versuch zu organischen Düngern für Apfelneuanlagen integriert. Beim Boden der Versuchsanlage handelt es sich um einen sandigen Schluff mit einem Humusgehalt von 1,7%, einem sehr hohen Karbonatgehalt und einem pH-Wert von 7,4. Die Bodenzusatzstoffe wurden vor dem Pflanzen der Jungbäume in den Bereich der Pflanzgrube eingebracht und leicht mit Erde durchgemengt. Dann wurden die Bäume der Sorte Pink Lady, Klon Rosy Glow, veredelt auf M9 (Abb. 7) gepflanzt. Jede Wiederholung bestand aus 8 Bäumen.



Abb. 7 – Bilder aus dem 1. und 2. Standjahr der Versuchsanlage Block 65

Nach der Versuchsanlegung wurden die Versuchsanlagen einheitlich und gebietsüblich bewirtschaftet. Die Rebanlagen wurden in den drei Versuchsjahren weder gedüngt noch bewässert, da eine ausreichend gute Versorgungssituation gegeben war und ausreichendes Wachstum und Erträge erzielt wurden. Auch traten im Versuchszeitraum keine ausgeprägten Trockenperioden auf, so dass keine Bewässerung notwendig gewesen wäre. Die Obstanlage hingegen wurde jährlich moderat gedüngt, entsprechend den Vorgaben der integrierten Produktion und auch regelmäßig bewässert.

### 2.3 Erhebungen/Analysen

In den Versuchsanlagen wurden folgende Arbeiten ausgeführt: die phänologischen Stadien wurden erhoben, Proben der Versuchsvarianten für Boden- und Blattanalysen wurden entnommen, die Anzahl Trauben für die Ermittlung des Fruchtansatzes wurde gezählt, weiters wurden Reifetests zur Ermittlung der Reifeentwicklung und der Inhaltsstoffe der Trauben der einzelnen Versuchsvarianten durchgeführt, Zur Ernte wurden die Traubenerträge der einzelnen Parzellen ermittelt und schließlich wurde auch das Schnittholzgewicht erhoben.

Um die Auswirkungen der einzelnen Bodenzusatzstoffe auf die Qualität der Weine ermitteln zu können, wurden Mikrovinifikationen der Trauben aller Versuchsvarianten der Ertragsanlage Moarhof in allen drei Versuchsjahren, sowie Verkostungen der Versuchsweine durchgeführt.

Die Boden- und Blattanalysen wurden nach der Methode des VDLUFA (Verband der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalten (LUFA) und andere Untersuchungs- und Forschungseinrichtungen) durchgeführt: Stickstoff wurde nach Dumas (DIN EN ISO 16634--1:2009) ermittelt, die anderen Elemente nach ICP--OES (EPA 3052:1996 + EPA 6010D:2018).

Im Detail wurde wie folgt vorgegangen:

#### i) Bodenanalysen

Die Bodenproben wurden nach der Blüte und nach der Ernte durchgeführt. Mit Handbohrer wurden Einstiche in zwei Tiefen, von 0–30 cm und von 30–60 cm durchgeführt, jeweils in den behandelten Bodenbereich. Pro Parzelle wurden etwa 10 Einstiche vorgenommen, verteilt über die gesamte Parzelle, anschließend wurden die Bodenproben gut durchmischt und mit einem 2 mm Sieb gesiebt. Die weitere Verarbeitung erfolgte nach den oben angegebenen Methoden seitens des Labors für Agrarchemie und Lebensmittelqualität am Versuchszentrum Laimburg. Folgende Makroelemente wurden ermittelt: Mineralisierter Stickstoff (N<sub>min</sub>), Organischer Kohlenstoff (C<sub>org</sub>), Phosphor (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>), Kalium (K<sub>2</sub>O), Magnesium (Mg) und weiters folgende Mikroelemente: Bor (B), Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Zink (Zn).

#### ii) Blattanalysen

Blattproben für Blattanalysen wurden jedes Jahr zweimal, zur Blüte und zu Reifebeginn, durchgeführt. Dabei wurden jeweils 30 Blätter, welche gegenüber einem Fruchtansatz inseriert waren, entnommen. Die Blattstiele wurden entfernt, die Blattspreiten gewaschen und anschließend bei 65 °C für 12 Stunden getrocknet. Folgende Makroelemente wurden ermittelt: Stickstoff (N), Phosphor (P), Kalium (K), Calcium (Ca), Magnesium (Mg) und weiters folgende Mikroelemente: Bor (B), Mangan (Mn), Kupfer (Cu), Zink (Zn). Die Analysen wurden im Labor für Agrarchemie und Lebensmittelqualität am Versuchszentrum Laimburg ausgeführt.

### iii) Reifetest

Ab Reifebeginn wurde die Reifeentwicklung der Beeren durch periodische Reifetests ermittelt. Dazu wurden aus jeder Parzelle 120 Beeren gleichmäßig aus den oberen, mittleren und unteren Traubenteilen entnommen, das Gewicht der Beeren wurde ermittelt, dann wurden die Beeren abgepresst und der Most zentrifugiert und gefiltert (5µm Spritzen-Scheibenfilter). Schliesslich wurden die Moste im Weinlabor am Versuchszentrum Laimburg mittels FT--IR nach RESOLUTION OIV/OENO 390/2010 (FOSS®, WineScan™, SO<sub>2</sub> der Weine nach der Kalibrierung am Versuchszentrum Laimburg) analysiert. Die ermittelten Zucker- und Säuregehalte wurden zur Bestimmung des Erntetermines herangezogen.

Analysierte Parameter:

<i>zr</i>	reduzierende Zucker (g/l)
<i>K</i>	Kalium (g/l)
<i>KMW</i>	Grad Klosterneuburger Mostwaage
<i>HVS</i>	hefeverwertbarer Stickstoff (mg/l)
<i>pH</i>	pH
<i>ami</i>	Aminostickstoff (mg/l)
<i>at</i>	Gesamtsäure (g/l)
<i>amo</i>	Ammoniumstickstoff (mg/l)
<i>as</i>	Apfelsäure (g/l)
<i>agl</i>	Gluconsäure (g/l)
<i>ws</i>	Weinsäure (g/l)

### iv) Ertrag

#### Weinanlagen

Im Sommer, vor Ausdünnungsarbeiten, waren alle Trauben je Stock gezählt worden. Zur Ernte wurden alle Trauben der einzelnen Versuchspartellen separat geerntet und mit einer tragbaren Bodenwaage gewogen.

#### Apfelanlage

Die Äpfel jeden Baumes wurden separat geerntet und dann über eine Sortiermaschine ausgewertet. Es handelt sich dabei um die Sortiermaschine Aweta mit mechanischer Gewichtserfassung, sowie der Farb- und Größenermittlung der Früchte mittels der Bildverarbeitung PowerVision.

#### v) Wachstum

##### Rebanlagen

Nach der Ernte, im November wurde das einjährige Schnittholz der einzelnen Versuchsparzellen erfasst, als Maß für die Wüchsigkeit der Reben.

##### Apfelanlage

Das vegetative Wachstum der Bäume wurde durch Ermittlung der Länge aller Jahrestriebe von über 5 cm Länge erfasst, die Stammdurchmesser der Bäume wurden mit einem elektronischen Messgerät ermittelt, etwa 1 m über dem Boden.

#### vi) Mikrovinifikation

Die Trauben der vier Feldwiederholungen wurden zu zwei Wiederholungen für den Weinausbau zusammengelegt, in den Versuchskeller am Versuchszentrum Laimburg gebracht und dort, nach einem standardisierten Protokoll, vinifiziert. Es wurde keine Maischestandzeit mit den Trauben durchgeführt und wie folgt verfahren. Die Trauben wurden mit einer Abbeermaschine des Typs CMA Lugana 1R (Stundenleistung 4-6 t/h) nach Entnahme der Stachelwalze gequetscht aber nicht abbeert. Die gequetschten Trauben wurden samt Stielgerüst in einer Membranpresse des Typs 100 L EuroPressT1 – Scharfenberger mit 2 x 1 bar + 2 x 2 bar entsaftet (10 min je Druckphase).

Die Schwefelung mit 20 mg/L Kaliummetadisulfit (E 224) erfolgte direkt in Saftablauf. In der Folge wurde der Most in 34 L Glasballon gefüllt. Der Most wurde für 20 Stunden bei 4 °C statisch entschleimt. Im Anschluss wurde der klare Überstand abgezogen und der Entschleimungstrub entfernt. Der Most wurde auf 22 °C erwärmt und je Ausbauwiederholung eine Mostprobe entnommen um diese auf Mostgewicht, pH-Wert, Gesamtsäure und hefeferwertbarem Stickstoff zu untersuchen. Es wurden Trockenreinzuchtefe der Art *Saccharomyces Cerevisiae* Var. *Cerevisiae* nach Herstellerangaben rehydriert und der Most damit inokuliert. Das Gär Salz wurde in Form von reinem Diammoniumphosphat (DAP) dazugegeben in zwei Gaben aufgeteilt (40 g/hl im Moment der Beimpfung + 20 g/hl DAP drei Tage nach Gärstart). Die alkoholische Gärung erfolgte bei konstanten 20,5 °C über regulierte Raumtemperatur. Der Abstich erfolgte bei Gärungsstillstand bzw. bei Restzuckergehalt < 4,0 g/l. Der 1. Abstich erfolgte unbelüftend mit Schwefelung (E 224) von 30 mg/l.

Es erfolgte eine kurzzeitige Lagerung in der Kühlzelle bei 4 °C für ca. 10 Tage und anschließend nach einem weiteren Abzug bei einer Temperatur zwischen 14 und 18 °C. Während der Weinlagerung wurde ein Gehalt an freier schwefeliger Säure von 25 mg/l eingestellt und überwacht. Die Füllung erfolgte in 0,5 l Glasflaschen nach unmittelbar vorhergehender Vor-, Blank- und Sterilfiltration (0,45 µm).

Die Verkostungen wurden mit einem Verkosterpanel bestehend aus Laimburg internen, geschulten Verkostern und aus externen Experten durchgeführt. Es wurden jeweils 16 Weine blind verkostet, da 4 Weine doppelt zur Verkostung gereicht wurden, um die Fähigkeit der einzelnen Koster gleiche Weine auch wieder ähnlich einzustufen und somit die Zuverlässigkeit ihrer Bewertungen, zu prüfen.

#### vii) Entwicklung des Wurzelsystems

In der Anlage Moarhof wurden Grabungen im mit Biochar angereichertem Bodenbereich durchgeführt, um zu prüfen, ob die Reben diesen Bereich durchwurzelt oder ob sie den mit Biochar angereicherten Boden eher gemieden haben.

## 3. Ergebnisse

### 3.1 Moarhof

#### i) Bodenanalysen

Die pH-Werte (Abb. 8) sind in den mit Biochar angereicherten Parzellen signifikant höher, mit einem leichten Unterschied zwischen den beiden Dosierungen. Erstaunlicherweise treten diese Unterschiede auch in den Unterböden auf, dies obwohl die Einarbeitung im Versuch am Moarhof nur in den Oberboden erfolgt ist.



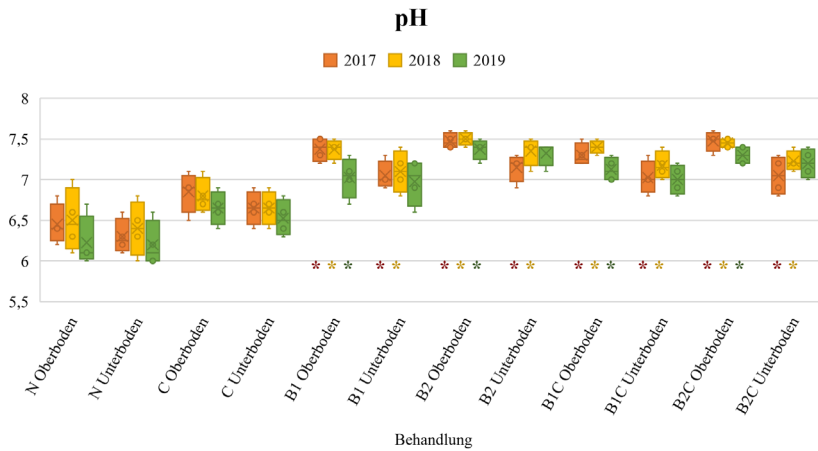


Abb. 8 – pH-Werte im Ober- und Unterboden der Versuchsvarianten in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Die Nmin-Werte, also der pflanzenverfügbare Stickstoff (Abb. 9) zeigte keine signifikanten Unterschiede zwischen den Versuchsbehandlungen und der Kontrolle auf, ausgenommen im Jahre 2018, in der Variante B2. Etwas höhere Nmin-Werte waren im ersten Versuchsjahr 2017 gegeben, dies infolge der Bodenbearbeitung zur Einbringung des Chars (die Bodenbearbeitung wurde in allen Parzellen durchgeführt auch in der Kontrolle) nach langjähriger Dauerbegrünung ohne jegliche Bearbeitung. Insgesamt liegen die Nmin-Werte aber selbst für Weinbau auf eher niedrigem Niveau.

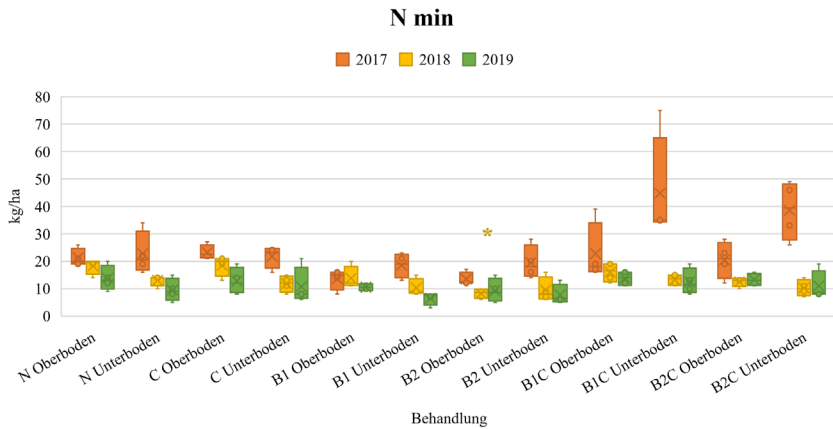


Abb. 9 – Nmin-Werte der Versuchsvarianten in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff, als Humus (%) ausgedrückt, ist in den mit Biochar angereicherten Parzellen signifikant höher, vor allem bei Biochar in der hohen Dosierung (Abb. 10).

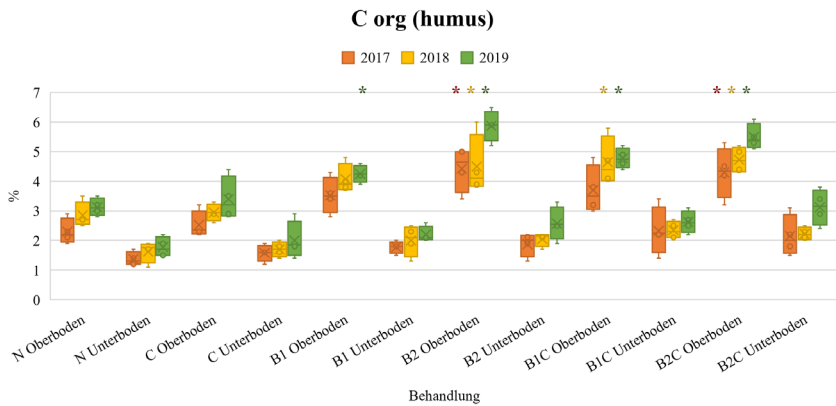


Abb. 10 – Gehalte an organischem Kohlenstoff, als Humus (%) ausgedrückt in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Die Phosphorgehalte stiegen in den mit Biochar und Kompost angereicherten Varianten signifikant an in beiden Dosierungen des Biochars (Abb. 11).

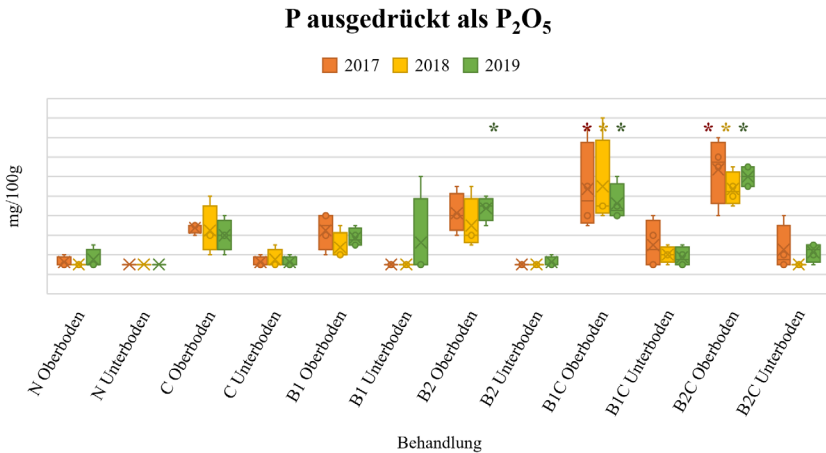


Abb. 11 – Phosphorgehalte der Böden der Versuchsvarianten in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Die Gehalte an Kalium (Abb. 12) sind signifikant höher in der Variante der höheren Biochar Dosis und in den Varianten Biochar mit Kompost, dies vor allem im ersten Versuchsjahr.

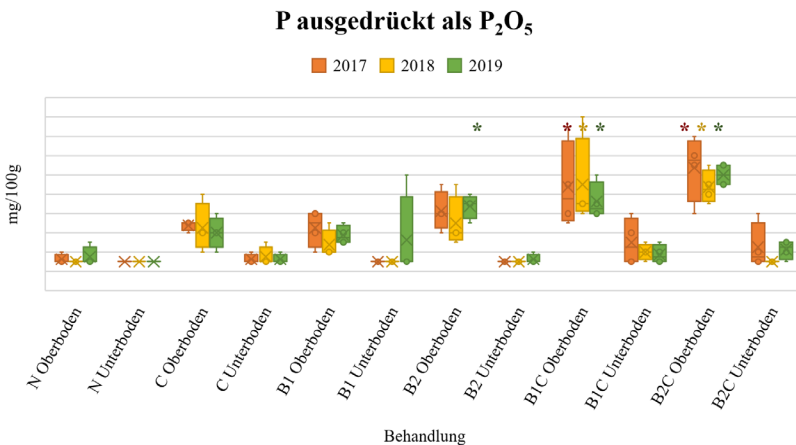


Abb. 12 – Kaliumgehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Die Magnesiumgehalte (Abb. 13) waren in allen Versuchsjahren, in den Varianten mit Biochar signifikant höher. Erstaunlicherweise sind diese signifikanten Unterschiede auch in den Unterböden feststellbar.

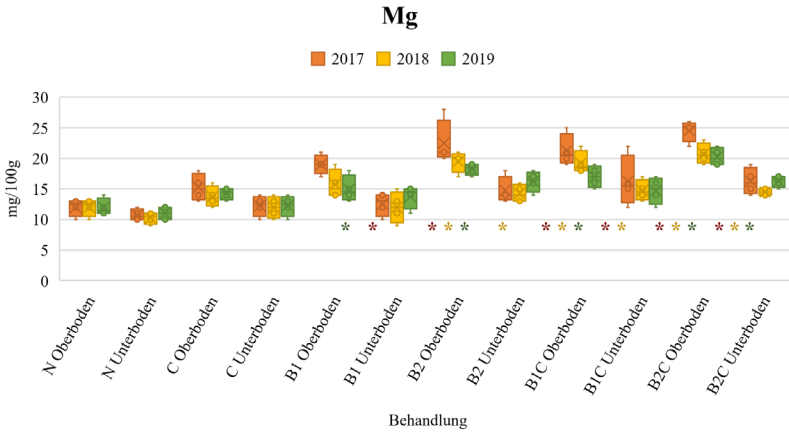


Abb. 13 – Magnesiumgehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Die Borgehalte (Abb. 14) stiegen durch die Anreicherung der Böden mit Biochar signifikant an, sowohl durch reines Biochar wie auch durch die Mischung von Char mit Kompost und zwar in den Ober- und auch den Unterböden.

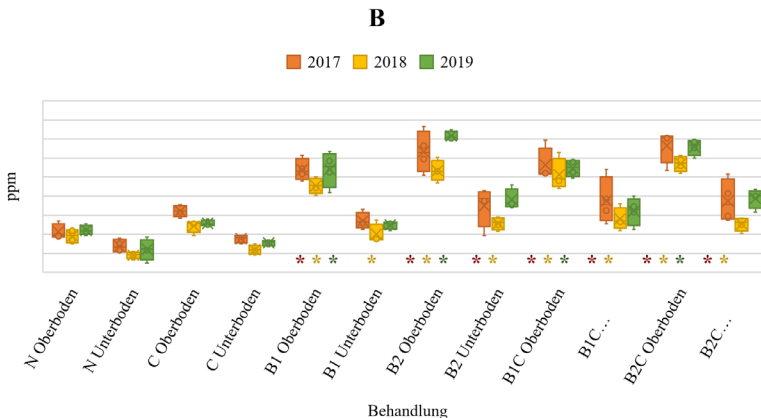


Abb. 14 – Borgehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Mangan (Abb. 15) und Kupfer (Abb. 16) sind die einzigen Elemente, die infolge der Anreicherung des Bodens mit Biochar eine geringere Verfügbarkeit aufweisen. Eine signifikant geringere Verfügbarkeit ist in vor allem in den Varianten mit der höheren Biochar dosierung in allen drei Versuchsjahren feststellbar.

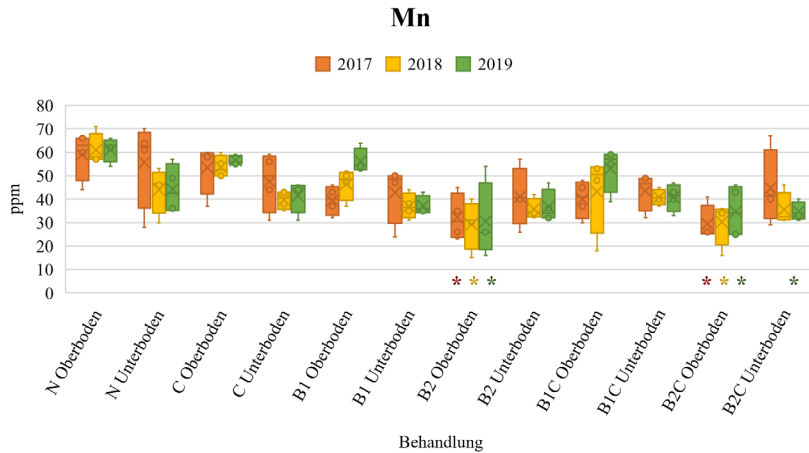


Abb. 15 – Mangangehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

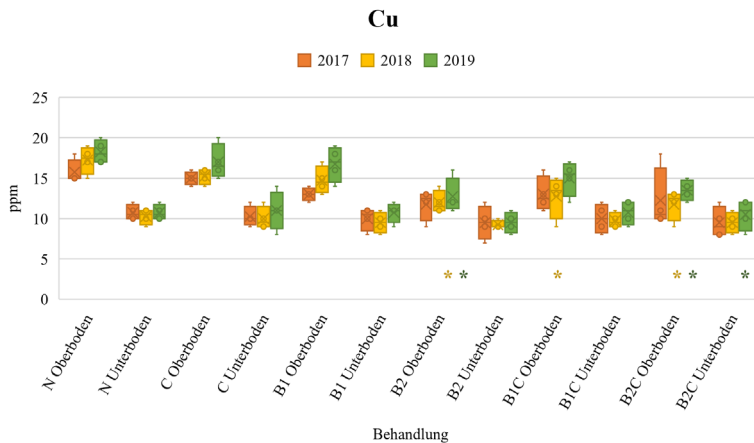


Abb. 16 – Kupfergehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Zink (Abb. 17) ließ eine höhere Verfügbarkeit in allen drei Versuchsjahren vor allem in der Variante mit der höheren Biocharosis und Kompost erkennen.

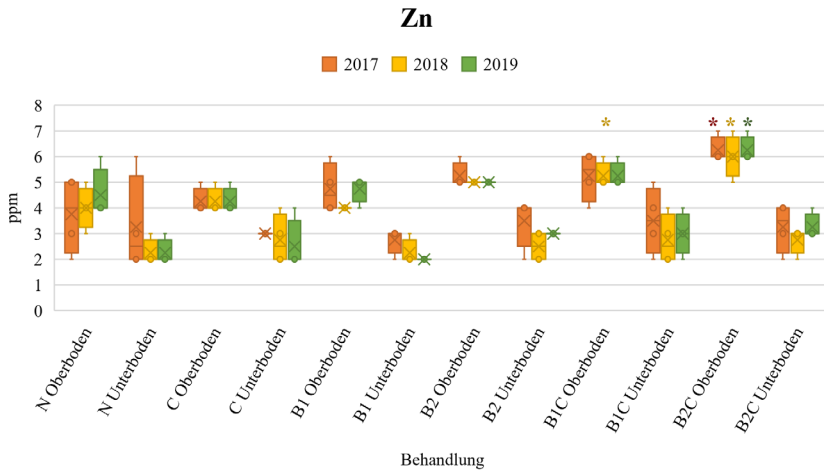


Abb. 17 – Zinkgehalte der Ober- und Unterböden in den drei Versuchsjahren: Die Asteriske markieren signifikante Unterschiede der Versuchsvarianten im Vergleich zur unbehandelten Kontrolle ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

## ii) Blattanalysen

Obwohl die Verfügbarkeit verschiedener Elemente laut Bodenanalysen deutlich verbessert wurde, zeigten sich in der Ertragsanlage Moarhof kaum Auswirkungen auf die Mineralstoffgehalte der Blätter. Es konnten mit Ausnahme des Borgehaltes im Juni 2019 (Abb. 18), keine signifikant unterschiedlichen Gehalte einzelner Elemente gefunden werden. Trotz der beachtlichen Veränderungen im Boden durch die Einbringung des Biochars, traten aber auch keine optisch feststellbaren Veränderungen im Wachstum, der Blattfarbe oder andere Anzeichen von Stress oder Karenzen oder physiologische Störungen an den Reben auf.

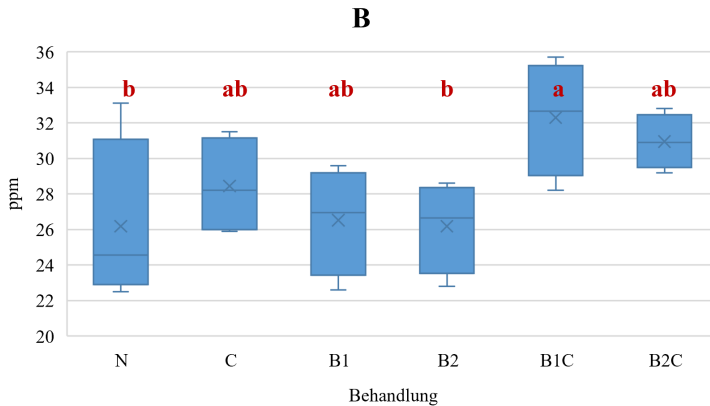


Abb. 18 – Relative Bor Menge in den Blättern im Juni 2019; verschiedene Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

### iii) Reifeentwicklung der Trauben

In keinem Falle traten Unterschiede im Reifeverlauf der einzelnen Versuchsvarianten auf (Daten sind nicht dargestellt).

### iv) Ertrag

In den drei Versuchsjahren hat die Ernte jeweils in den ersten Septembertagen stattgefunden, bei einem Zuckergehalt von 16-17 °KMW (Babo). Im ersten Versuchsjahr dezimierte ein starker Spätfrost am 21.04.2017 den Ertrag stark. Wie in der Praxis üblich wurde alljährlich zudem eine Ertragsregulierung durchgeführt, vorwiegend durch teilen großer Trauben. Auch die Anzahl der Trauben vor der Ertragsregulierung war bei den einzelnen Versuchsvarianten ident. Bei der Ernte wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede festgestellt (Tab. 4, Abb. 19).



Abb. 19 – Ernte 2019: die einzelnen Versuchparzellen wurden getrennt geerntet.

Tabelle 4 – Traubenertrag pro Rebe der Behandlungen: in keinem der drei Versuchsjahre wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den Behandlungen festgestellt.

Behandlung / Jahr	Ertrag/Rebe (kg)		
	2017	2018	2019
N	1,25	2,96	1,61
C	1,51	2,81	1,71
B1	1,49	3,10	1,83
B2	1,44	2,57	1,62
B1C	1,41	2,98	1,79
B2C	1,34	3,31	1,52

#### v) Vegetatives Wachstum

Das Gewicht des einjährigen Schnittholzes ergibt einen Hinweis auf die Intensität des vegetativen Wachstums der Reben während der gesamten Vegetationsperiode. Es wurde daher gleich nach dem Rebschnitt gesammelt und gewogen. Die Daten von 2018 fehlen, aber sowohl 2017 wie auch 2019 konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten gefunden werden.

### Schnittholz

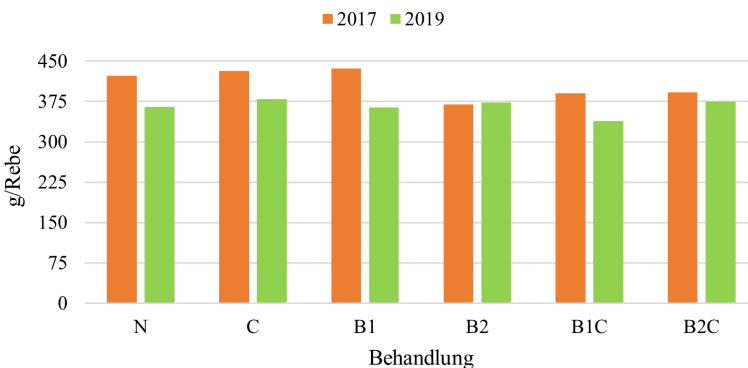


Abb. 20 – Schnittholzgewichte pro Rebe der einzelnen Versuchsvarianten: Es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Behandlungen festgestellt, (N = unbehandelte Kontrolle).



vi) Weinausbau

Die Moste der Trauben der einzelnen Versuchsvarianten wiesen vor der Gärung keine signifikanten Unterschiede auf, in keinem der drei Versuchsjahre (Tab. 5).



Abb. 21. Mikrovinifikation der Moste der Versuchsvarianten: zwei Wiederholungen pro Behandlung wurden vinifiziert.



Abb. 22 – Abfüllung der Weine etwa 8 Monate nach der Traubenernte

Die Werte der Moste der einzelnen Versuchsvarianten unterschieden sich nicht signifikant, jedoch waren die Gesamtsäurewerte und die Gehalte der Moste an hefeverwertbarem Stickstoff in den Jahren unterschiedlich. Letztere waren 2017 am höchsten, wohl infolge der erfolgten Bodenbearbeitung des ansonsten langfristig unbearbeiteten, dauerbegrüntens Bodens.

Tabelle 5 – Inhaltsstoffe der Moste zur Ernte

Behandlung / Jahr	Zucker, °KMW (Babo)			pH-Wert		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	16,30	16,76	16,81	3,32	3,31	3,33
C	16,14	16,66	16,76	3,3	3,3	3,32
B1	16,05	17,10	16,49	3,3	3,33	3,32
B2	16,07	17,01	16,46	3,3	3,34	3,33
B1C	16,43	16,27	16,44	3,35	3,29	3,33
B2C	16,32	15,98	16,35	3,36	3,31	3,35

Behandlung / Jahr	Gesamtsäure (g/l)			HVS (mg/l)		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	5,67	4,675	6,07	120	73,5	87,5
C	5,96	4,73	6,21	123	75,5	75,5
B1	5,98	4,5	5,99	111	65	70,5
B2	6,15	4,47	6,11	123	63	67,5
B1C	6,19	4,68	5,7	158	58,5	57,5
B2C	6,37	4,87	5,78	163,5	80,5	72,5

Etwa 7 Monate nach der Gärung wurden die Verkostungen durchgeführt. Dabei wurden die einzelnen Weine der verschiedenen Versuchsvarianten nicht signifikant unterschiedlich bewertet. In der Tendenz zeigte sich aber eine leichte Bevorzugung der Weine der niedrigen Biochar dosierung bezüglich Komplexität und Typizität und eine eher schlechtere Bewertung der Weine der Kompostvariante in der Bewertung der Harmonie und des Gesamteindrucks (Abb. 23).

### Gesamtbewertung Müller Thurgau

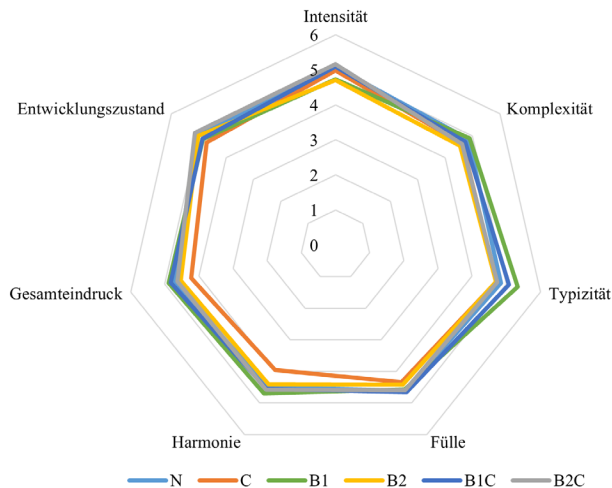


Abb. 23 – Sensorische Bewertung der Weine, durchschnittliche Ergebnisse der Weinbewertungen der drei Versuchsjahre: Keine Versuchsvariante unterscheidet sich signifikant von den anderen. (N = unbehandelte Kontrolle).

#### vii) Entwicklung des Wurzelsystems

Durchwurzelung der mit Biochar angereicherten Bodenbereiche: Grabungen in der Anlage Moarhof zeigten deutlich, dass die mit Biochar angereicherten Bodenbereiche gut von Rebwurzeln durchwachsen waren (Abb. 24).



Abb. 24 – Grabungen ließen ein intensives Wachstum von Rebwurzeln in mit Biochar angereicherten Bodenbereichen erkennen.

### 3.2 Weißplatter

#### i) Bodenanalysen

Im Unterschied zur Anlage Moarhof wurden in dieser Anlage die Bodenzusatzstoffe vor dem Pflanzen der Reben in die Pflanzreihe mit einem Kleinbagger eingearbeitet bis auf eine Tiefe von 60 cm. Die Veränderungen der verschiedenen Bodenparameter waren daher in dieser Anlage auch im Unterboden deutlich erkennbar. Insgesamt sind die Ergebnisse aber ident mit denen der Anlage Moarhof. Sie werden daher hier nicht im Einzelnen dargestellt.

#### ii) Blattanalysen

Generell wurden auch in dieser Anlage kaum Veränderungen der Mineralstoffgehalte der Blätter in den zwei Erhebungsjahren gefunden (2017 wurden die Reben gepflanzt, daher wurden erst ab 2018 Analysen durchgeführt) Im Juni 2018 konnten signifikant höhere Magnesiumgehalte der Blätter in allen

Varianten mit Biochar gefunden werden (Abb. 25), wobei insgesamt die Magnesiumgehalte aller Varianten im Defizitbereich liegen, besonders aber die Kontrolle und die mit Kompost angereicherte Variante. Die Mangangehalte (Abb. 26) hingegen weisen in beiden Untersuchungsjahren niedrigere Werte in allen mit Biochar angereicherten Varianten auf. Dieses Ergebnis geht einher mit der gefundenen niedrigeren Manganverfügbarkeit der Böden infolge der Anreicherung mit Biochar.

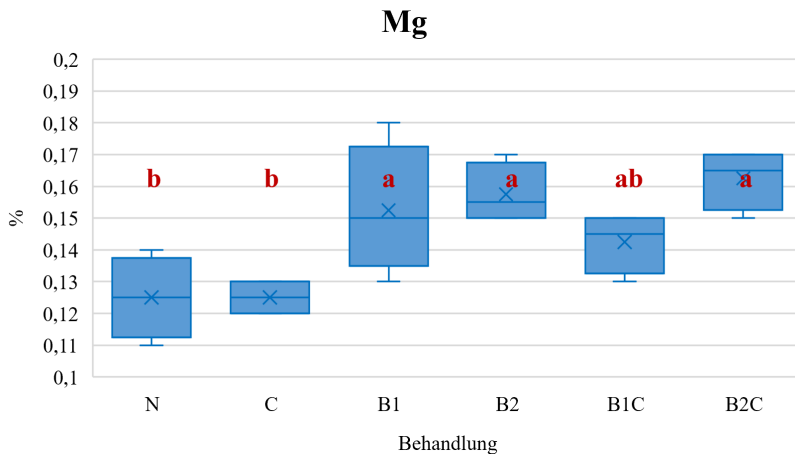


Abb. 25 – Magnesiumgehalte laut Blattanalyse im Juni 2018; verschiedene Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle)

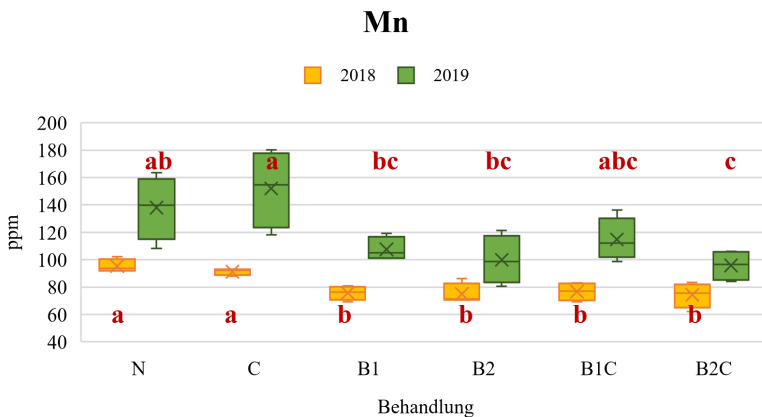


Abb. 26 – Mangangehalte der Blätter im Juni 2018 und 2019; verschiedene Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

iii) Reifeentwicklung der Trauben

Auch in dieser Anlage wurden trotz des noch nicht erreichten Vollertrages in den Jahren 2018 und 2019 Reifetests durchgeführt. Dabei wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten gefunden.

iv) Ertrag

Die Ernte erfolgte Mitte September bei einem mittleren Zuckergehalt der Trauben der einzelnen Varianten von etwa 19.7 °KMW (Babo). Die ermittelten Traubenerträge der einzelnen Versuchsvarianten unterschieden sich nicht signifikant, es war aber eine Tendenz zu höheren Erträgen in den Varianten mit Biochar zu erkennen (Tab. 6).

Tabelle 6 – Durchschnittlichen Ertrag pro Rebe der Versuchsvarianten im Jahr 2019; es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Behandlungen festgestellt.

Behandlung	Traubenertrag/Rebe(kg)
N	0,7
C	0,69
B1	0,84
B2	0,96
B1C	0,94
B2C	0,76

v) Vegetatives Wachstum

Die Ermittlungen des Schnittholzgewichtes ergaben keine signifikanten Unterschiede, jedoch zeigte sich wieder eine Tendenz zu höheren Werten in den mit Biochar angereicherten Varianten, ausgenommen bei Variante B2C (Abb. 27).

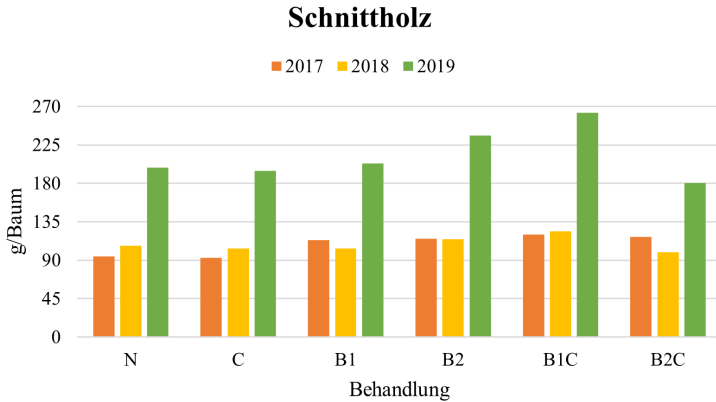


Abb. 27 – Schnittholzgewichte pro Rebe: Es wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Behandlungen festgestellt., (N = unbehandelte Kontrolle)

### 3.3 Block 65

#### i) Bodenanalysen

Analysen der Bodennährstoffgehalte wurden nur im ersten Jahr nach der Versuchsanlegung durchgeführt, in der Folge wurden regelmäßige Analysen der Gehalte an mineralisiertem Stickstoff gemacht. Der pH-Wert des Bodens war in dieser Anlage von Natur aus deutlich höher als in den zwei Rebanlagen, nämlich um pH 7,4. Durch die Zugabe von Biochar stieg der pH-Wert auch hier signifikant, aber weniger stark als in den Rebanlagen, auf einen Wert von 7,7 an (Abb. 28). Die Trockensubstanz der Böden (Abb. 29) war infolge der Zugabe von Biochar etwas niedriger.

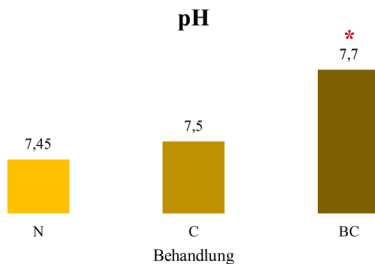


Abb. 28 – pH-Werte im Boden in Juni 2017: Asteriske weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle)

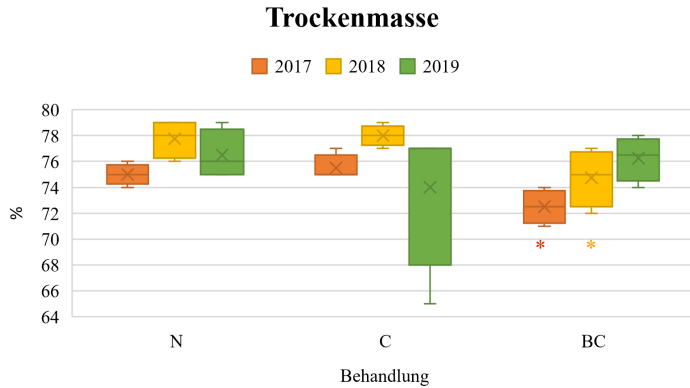


Abb. 29 – Prozentualer Anteil der Bodentrockensubstanz in den drei Versuchsjahren: Asteriske weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle)

Die Nmin-Gehalte waren nicht unterschiedlich zwischen den Versuchsvarianten. Es zeigten sich aber höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium in den mit Biochar angereicherten Parzellen (Abb. 30)

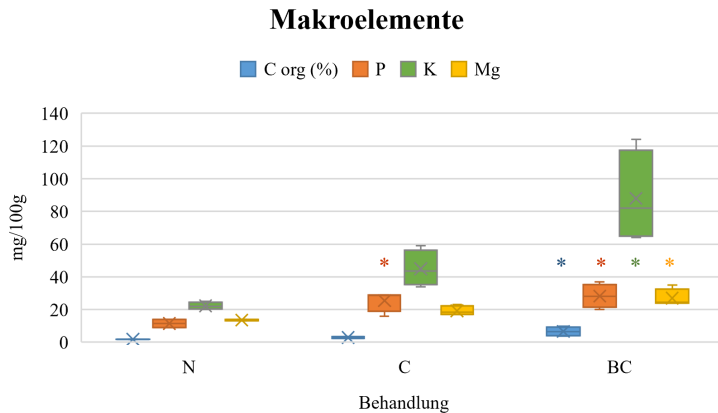


Abb. 30 – Gehalte einiger Makroelemente im Boden im Juni 2017 (C-Werte als Humus % angegeben): Asteriske weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

Bei den Mikroelementen konnten etwas höhere Bor- und Zinkgehalte in der mit Char angereicherten Variante gefunden werden, aber niedrigere Werte an Kupfer (Abb. 31). Die Gehalte an Mangan blieben unverändert.

### Mikroelemente

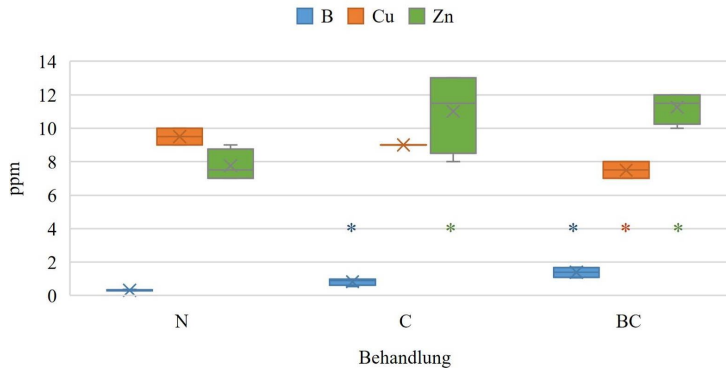


Abb. 31 – Mikroelemente Werte im Boden in Juni 2017; Asteriske weisen auf einen signifikanten Unterschied bei den Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle)

### ii) Blattanalysen

Blattanalysen wurden 2018 und 2019 durchgeführt. Im Juli 2018 zeigten sich dabei signifikant höhere Kalium- und Magnesiumgehalte (Abb. 32), aber niedrigere Kalziumgehalte der mit Biochar angereicherten Variante. Zudem waren in den Blättern dieser letzteren Variante erhöhte Gehalte an Mangan feststellbar (Abb. 33).

### Makroelemente

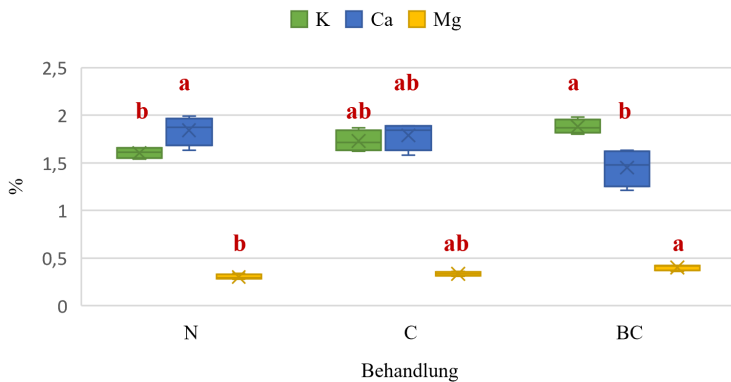


Abb. 32 – Kalium-, Kalzium- und Magnesiumgehalte in den Blättern im Juli 2018; verschiedene Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).



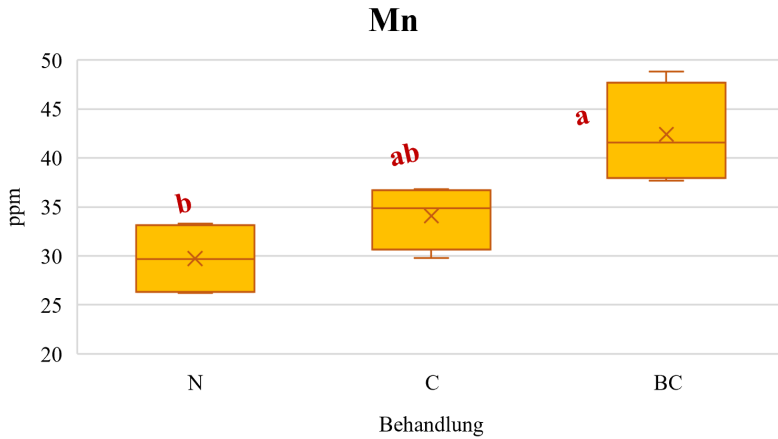


Abb. 33 – Mangangehalte der Blätter im Juli 2018; verschiedene Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle)

#### iv) Ertrag

Der Ertrag der Versuchsvarianten wurde im zweiten und dritten Standjahr ermittelt. Dabei wurden die Äpfel der vier zentralen Bäume jeder Parzelle getrennt gepflückt und dann mit einer Versuchssortieranlage ausgewertet (Tab. 7).

Tabelle 7 – Ergebnisse der Ertragsauswertung 2018 und 2019 mittels Sortiermaschine: Die Färbungsprozentsätze sind saisonal bedingt, die Äpfel wurden alle am selben Tag geerntet und spiegeln somit nicht die maximal erreichbaren Werte wider.

Behandlung	*	*	*	*	*
2018	Äpfel/ Baum	Gewicht/ Apfel (g)	rote Farbe (%)	gelbe Farbe (%)	grüne Farbe (%)
N	42,2	180,4	76,0	1,96	20,5
C	48,4	184,1	80,3	2,11	16,1
BC	46,9	194,9	77,9	3,01	17,6

Behandlung *					
2019	Äpfel/ Baum	Gewicht/ Apfel (g)	rote Farbe (%)	gelbe Farbe (%)	grüne Farbe (%)
N	44,5	184,6	88,55	1,179	8,901
C	46,4	177,49	91,08	0,77	6,843
BC	58,1	176,03	90,52	0,799	7,377

Aus der Anzahl und dem durchschnittlichen Gewicht der Äpfel der Versuchsvarianten kann der Ertrag in kg Äpfel pro Baum errechnet werden (Abb. 34). Dabei zeigten sich in beiden Erhebungsjahre die höchsten Erträge in der mit Biochar angereicherten Versuchsvariante.

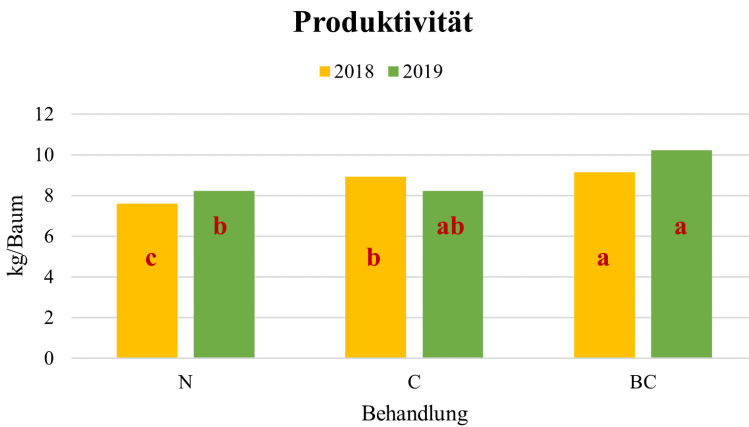


Abb. 34 – Durchschnittliche Produktion in Kilogramm Äpfel pro Baum in den zwei Erhebungsjahren: Unterschiedliche Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

#### v) Vegetatives Wachstum

Tabelle 8 und Abbildung 35 zeigen die Daten des durchschnittlichen jährlichen Triebzuwachses der Versuchsvarianten auf (Jahrestriebe  $> 5$  cm). Die Wuchskraft der unbehandelten Bäume der Kontrollparzelle war im Vergleich

zu den anderen deutlich geringer, während am meisten Zuwachs in der Variante Biokohle + Kompost erzielt wurde.

Tabelle 8 – Durchschnittliches jährliches Wachstum pro Baum jeder Behandlung: Asterisken weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen im Vergleich zur Kontrolle hin ( $p < 0,05$ ).

Behandlung /Jahr	2017 *			2018 *		
	Äste/ Baum	cm/ Baum	cm/ Ast	Äste/ Baum	cm/ Baum	cm/ Ast
N	14	7322	16,34	33	23323	22,06
C	15,9	8613	16,88	36,9	27019	22,85
BC	13,8	8969	20,33	41,3	35967	27,2

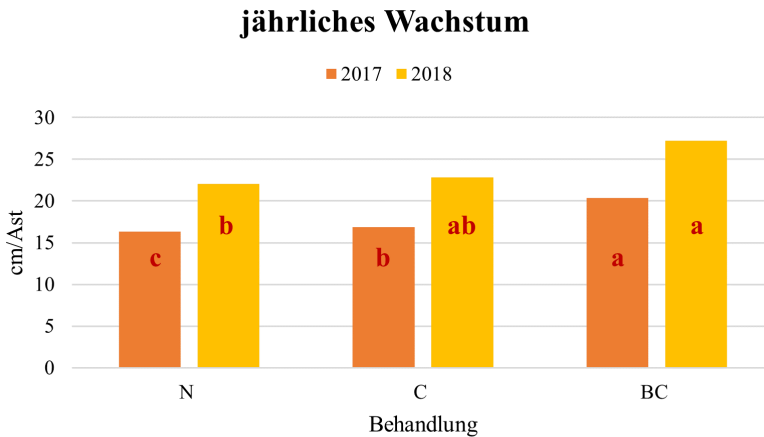


Abb. 35 – Durchschnittliche Triebblänge der Behandlung: Unterschiedliche Buchstaben weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Behandlungen hin ( $p < 0,05$ ), (N = unbehandelte Kontrolle).

In Tabelle 9 ist der Zuwachs des Stammdurchmessers der Bäume, einen Meter über dem Boden, in den drei Versuchsjahren dargestellt. Es traten diesbezüglich aber keine signifikanten Unterschiede auf.

Tabelle 9 – Durchschnittlicher Zuwachs des Stammdurchmessers pro Baum in den drei Versuchsjahren

Behandlung/ Jahr	2017	2018	2019
	Durchschnittl. Wachstum der Stämme (mm)		
N	+3,97	+4,11	+7,05
C	+4,38	+4,15	+6,51
BC	+3,77	+5,04	+6,96

#### 4. Diskussion

Die erzielten Ergebnisse zeigen auf, dass die Einbringung von Biochar oder von Biochar mit Kompost in den Boden einige chemische Parameter des Bodens verändert und die Verfügbarkeit einiger Mineralstoffe, speziell der Makroelemente Kalium, Magnesium und Phosphor erhöht haben. Die Eignung von Biochar mit hohem pH-Wert zur Anhebung des pH-Wertes der Böden hat sich klar erwiesen und kann bei sauren Böden auch im Weinbau gut genutzt werden. Die Zufuhr von Kompost allein hat keine dieser genannten Veränderungen ähnlich deutlich bewirkt. Die Zunahme der Mineralstoffgehalte ist auch in den Unterböden erkennbar, weniger ausgeprägt dort wo das Biochar nur in den Oberboden eingearbeitet wurde, deutlicher wo das Biochar in die obersten 60 cm Boden eingebracht worden ist. Die aufgezeigten Auswirkungen blieben über den Versuchszeitraum von drei Jahren weitgehend stabil. Diese Ergebnisse bestätigen die Eignung von Biochar zur Bodenverbesserung im Weinbau (Schmid et al. 2014, Genesio et al. 2015), zur Steigerung des Humusgehaltes und damit zur potenziellen Verbesserung des Wasserspeichervermögens der Böden, sowie zur Anhebung der Verfügbarkeit einiger Mineralstoffe.

Weiters hat sich gezeigt, dass eine verbesserte Mineralstoffverfügbarkeit im Boden nur in wenigen Fällen auch zu einer höheren Aufnahme des Mineralstoffes geführt hat. Bei den Blattanalysen im Weinbau konnte in den Varianten Biochar und Kompost in einem Fall höhere Borgehalte gefunden werden. In der Rebjunganlage konnte in allen Biocharvarianten im 2. Standjahr eine verbesserte Magnesiumaufnahme gegenüber der Kontrolle gefunden werden und zwar in einer Magnesiummangelsituation wie sie gerade in Junganlagen mit noch wenig entwickeltem Wurzelsystem bei Reben häufig vorkommt. Dies könnte darauf hinweisen, dass mit Biochar angereicherte Böden gerade in Stress- und Mangelsituationen eine gewisse verbesserte Ausgangslage bieten, die zu einer besseren Versorgung der Reben beiträgt.

Eine verbesserte Magnesiumaufnahme konnte 2018 laut Blattanalyse auch in der Apfelneuanlage festgestellt werden, zudem eine verbesserte Kaliumaufnahme bei zugleich niedrigeren Kalziumgehalten in den Blättern.

Ein auf den ersten Blick widersprüchliches Ergebnis ist bei Mangan zu verzeichnen: in der Rebjunganlage war 2018 und 2019 in den Biocharvarianten in den Blättern ein signifikant niedrigerer Mangengehalt gegeben, was in Einklang mit der niedrigeren Manganverfügbarkeit im Boden der mit Char angereicherten Varianten dieser und auch der zweiten Rebanlage stand. Im Gegensatz dazu wies die Apfeljunganlage im Jahre 2018 höhere Manganblattgehalte in der Biocharvariante auf, wobei in diesem Falle im Boden keine erkennbare Veränderung der Manganverfügbarkeit infolge der Einbringung von Biochar in den Boden vorlag (Daten nicht dargestellt). Dieses gegensätzliche Ergebnis könnte darauf zurückzuführen sein, dass Biochar vermutlich nicht direkt die Verfügbarkeit von Mangan durch Festlegung verändert, sondern dass es sich hier um eine indirekte Auswirkung infolge der Verschiebung des pH-Wertes im Boden handeln dürfte. In den beiden Rebanlagen im Versuch waren niedrige pH-Werte im leicht sauren Bereich vor Behandlungsbeginn gegeben, von 6,35 in der Anlage Moarhof und 6,28 in Weissplatter. In diesem pH Bereich kann die Rebe Mangan gut aufnehmen. Durch die Biocharzugabe stiegen die Boden-pH-Werte auf 7,16 bzw. 7,36 und verschoben sich somit in den neutralen bis leicht alkalischen Bereich, in dem die Rebe bekannter Weise das Mangan nicht mehr so gut aufnehmen kann (Keller, 2015). In der Apfeljunganlage hingegen lag der pH-Wert des Bodens von vorne herein bereits im alkalischen

Bereich, bei 7,45 und veränderte sich durch die Biocharanreicherung in diesem Falle nicht mehr so deutlich, zu einem pH-Wert des Bodens von 7,7. Die Manganverfügbarkeit im Boden laut Bodenanalyse veränderte sich dadurch nicht, die Manganaufnahme durch die Apfelbäume verbesserte sich sogar. Somit dürfte es sich wohl eher nicht um eine grundsätzliche Festlegung von Mangan durch Biochar handeln, sondern wohl eher um die Folge der veränderten Manganverfügbarkeit durch die pH-Wertveränderung im Boden.

Auch die festgestellte reduzierte Kupferverfügbarkeit in den Weinbauböden der beiden Versuchsanlagen dürfte auf die pH-Wertverschiebung vom sauren in den leicht alkalischen Bereich zurückzuführen sein. In der Praxis wird zur Reduzierung der Kupferverfügbarkeit in den Böden ansonsten Kalk verwendet, auch mit dem Ziel den pH-Wert zu erhöhen (Park, 2011). Insgesamt ist, wie die Versuche gezeigt haben, die Einbringung von Biochar in die Böden eine gute Möglichkeit zur Anhebung der pH-Werte. Je saurer die Bodensituation, umso mehr sollte auf die Verwendung eines Biochars mit hohem pH-Wert geachtet werden.

Die Reifetests und die Analysen der Moste zur Ernte haben keine signifikanten Unterschiede bei den Inhaltsstoffen erkennen lassen, jedenfalls nicht zwischen den Versuchsvarianten. Allgemein waren die HVS-Werte, also die Gehalte an hefeverwertbarem Stickstoff und auch die Gesamtsäuregehalte in den Jahren jedoch ziemlich unterschiedlich. Anders als von Holweg, 2019 beschrieben, traten in beiden Rebversuchsanlagen keine höheren HVS Gehalte in den Mosten der mit Biochar angereicherten Parzellen auf.

Die Weine der einzelnen Versuchsvarianten zeigten in allen drei Jahren weder sensorisch noch analytisch signifikante Unterschiede auf. Allgemein wurde den Weinen eine große Ähnlichkeit attestiert. In der Tendenz wurde den Weinen der niedrigen Biocharadosierung, im Durchschnitt der drei Auswertungsjahre, eine etwas höhere Typizität zugesprochen, während die Weine der Kompostvariante in der Harmonie und der Gesamtbewertung tendenziell etwas schlechter als die Weine der anderen Varianten eingestuft wurden.

Die Erträge waren in den Rebanlagen in den einzelnen Versuchsvarianten nicht signifikant unterschiedlich, in der Apfeljunganlage hingegen war in beiden Erhebungsjahren eine größere Anzahl an Früchten und ein höherer Ertrag feststellbar, insbesondere in der Variante Biochar und Kompost, etwas weni-

ger deutlich auch in der Variante Kompost im Vergleich zur Kontrolle. Zugleich konnte in der Apfelfunganlage auch ein höherer Jahrestriebzuwachs in der Variante Biochar mit Kompost ermittelt werden. In den Rebanlagen hingegen war kein Unterschied in der vegetativen Entwicklung der einzelnen Versuchsvarianten feststellbar. Diese unterschiedlichen Ergebnisse dürften darauf zurückzuführen sein, dass die Apfelanlage regelmäßig, alljährlich gedüngt wurde und dabei auch eine angemessene Stickstoffgabe erhielt. Die Rebanlagen hingegen wiesen ausreichende Humusgehalte und Nährstoffversorgung auf, so dass auf jegliche Düngung im Versuchszeitraum verzichtet worden war. Die Nmin Gehalte, also die Gehalte an pflanzenverfügbarem Stickstoff in den Versuchspartellen der Rebanlagen waren im ersten Versuchsjahr, infolge der Bodenbearbeitung für die Einbringung der Bodenzusatzstoffe der ansonsten langjährig vollkommen unbearbeiteten Böden, erkennbar erhöht in allen Varianten. Aber bereits im Folgejahr sanken die Nmin Werte auf eher niedrige Niveaus ab und lagen in allen Versuchsvarianten fortan um und unter 20 kg Nmin/ha. Die Einbringung auch beachtlicher Mengen an Biochar und an Biochar mit Kompost führte in diesen Rebanlagen zwar zu erkennbar höheren Gehalten an organischem Kohlenstoff, aber nicht zu nachhaltig veränderter Stickstoffverfügbarkeit für die Reben. In der Folge war auch kein höheres vegetatives Wachstum zu erwarten und ein solches trat tatsächlich auch nicht ein. Für den Weinbau ist dies ein durchaus erfreuliches Ergebnis, zumal Stickstoffschübe und damit mehr vegetatives Wachstum im Qualitätsweinbau unerwünscht sind, da sie sich negativ auf die Trauben- und Weinqualität auswirken. Wird also eine Anwendung von Biochar zur pH-Wertsteigerung erwogen oder soll primär eine Verbesserung des Wasserhaltevermögens der Böden angestrebt werden oder Biochar zur CO<sub>2</sub> Festlegung in den Boden eingebracht werden, so braucht man dabei keine Bedenken haben, es könnte dadurch zu Wachstumsschüben oder negativen Auswirkungen auf die Weinqualität kommen. Im Umkehrschluss gilt aber, dass dort wo man im Weinbau tatsächlich eine Verbesserung der Wachstumssituation braucht, die Zugabe von reinem Biochar oder von Biochar mit Kompost allein, sofern das Biochar oder der Kompost nicht sehr stickstoffhaltig sind, zu wenig sein dürfte, um ausreichende Auswirkungen zu erzielen. In diesen Fällen ist es an-

gezeigt, das Biochar intensiver mit Stickstoff anzureichern, etwa durch Kompostierung des Chars mit Mist und Gülle.

In der Apfelneuanlage wurden zwar auch keine signifikant höheren N<sub>min</sub> Gehalte im Boden gefunden, insgesamt lagen die N<sub>min</sub> Werte dort aber deutlich höher, zwei bis dreimal so hoch, als in den Rebanlagen. Mit N<sub>min</sub>-Werten im Bereich zwischen 50 und 70 kg/ha lag in der Obstanlage insgesamt eine deutlich höhere Stickstoffverfügbarkeit vor. Dies lässt vermuten, dass es daher in den mit Biochar und Kompost angereicherten Parzellen zu einer ausgeglicheneren Versorgung infolge einer verbesserten Stickstoffspeicherung durch das Biochar gekommen sein könnte, wie dies von Steiner et al. (2010), Ventura et al. (2013) und Sánchez-García et al. (2015) festgestellt und beschrieben wurde. Jedenfalls waren positive und statistisch signifikante Auswirkungen auf die vegetative Entwicklung und den Ertrag der Jungbäume durch die Zugabe von Biochar mit Kompost ins Pflanzloch erkennbar.

Wachstumsdepressionen, wie von einigen Autoren beschrieben (Deenik et al., 2010; Nelson et al., 2012), konnten durch die Einbringung von reinem Biochar in den Boden in den vorliegenden Versuchen in den Rebanlagen nicht festgestellt werden. Dies dürfte auf den Humusgehalt der beiden Rebanlagen von etwa 3% zu Versuchsbeginn und auf die langjährige Dauerbegrünung der Anlagen zurückzuführen sein. Dadurch verfügen die Böden oberflächlich über eine Auflage an organischer Substanz, da das Schnittmaterial der Begrünung, das Material vom Tribschnitt der Reben und die einjährigen verholzten Triebe beim Winterschnitt, sowie die Reblätter sich an der Bodenoberfläche sammeln und dort langsam verrotten. Durch die Bodenbearbeitung im Zuge der Erstellung der Neuanlage und beim Einbringen der Biochar- und Kompostvarianten dürfte aus dieser organischen Masse einiges an Stickstoff freigesetzt worden sein, was zu einer grundlegenden Anreicherung des Chars mit Stickstoff und insgesamt mit Nährstoffen geführt haben dürfte.

Aufgrund der im Versuch gewonnenen Ergebnisse erscheint jedenfalls unter den in Südtirol vorliegenden Gegebenheiten im Weinbau, sofern keine ausgesprochene Wachstumssteigerung der Anlage angestrebt wird, auch die Verwendung reinen Chars durchaus ohne negative Folgen möglich. Im Versuch war selbst die Entwicklung der Jungreben in den reinen Charvarianten nicht



auffällig oder schwächer im Vergleich zur Kontrolle oder den Kompostvarianten. Im Obstbau kam kein reines Char zum Einsatz. Hier ist ein höheres Stickstoffniveau zur Optimierung des Aufwuchses der Jungbäume und der Produktionsmenge erforderlich, daher ist eine angemessene Anreicherung der Chars jedenfalls anzuraten. Zu erwähnen ist, dass in der Apfelanlage mit bereits hohem pH-Wert die zusätzliche Verwendung eines Biochars mit einem pH-Wert von 9,6 keine Probleme bereitet hat und auch nicht zu erkennbaren Veränderungen geführt hat.

Die beiden in den Versuchen eingesetzten Dosierungen von Biochar verhielten sich ähnlich, die höhere Dosierung zeigte teilweise etwas ausgeprägtere Auswirkungen so z.B. bei der Steigerung des pH-Wertes des Bodens. Negative Auswirkungen konnten in keinem Falle festgestellt werden.

## 5. Schlussfolgerungen

Die hier vorgestellten Ergebnisse zeigen, dass der Einsatz von Biochar an die spezifischen Bedürfnisse der Anlage und an das jeweilige Produktionsziel angepasst werden soll. Soll das Wachstum und die Produktion einer Kultur angeregt werden, gilt es, das Char vor oder nach der Ausbringung mit Stickstoff entsprechend anzureichern. Soll hingegen, wie im Qualitätsweinbau gewünscht, das Wachstum nicht nachhaltig erhöht werden, ist die Verwendung reinen Biochars oder von nur sehr mäßig angereichertem Char angezeigt. Die Fähigkeit von Biochar Kohlenstoff langfristig zu binden und somit einen Beitrag zum Klimaschutz zu leisten, kann daher auch dort genutzt werden, wo das Wachstum nicht oder nur sehr begrenzt verändert werden soll. Die Versuche haben zudem bestätigt, dass die Einbringung von hochwertigem Biochar in die Böden in jedem Fall zu einer Verbesserung der Bodeneigenschaften führt. Es wurden keine negativen Aus- bzw. Nebenwirkungen der Anwendung von Biochar im Obst- und Weinbau festgestellt und auch die Qualität der Weine wurde nicht beeinflusst.

## Literaturverzeichnis

- Blackwell, P. S. (2000–). Management of water repellency in Australia, and risks associated with preferential flow, pesticide concentration and leaching. *Journal of Hydrology* 231(2), 384–395. Accesso via [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00210-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00210-9)
- Cammarano, D., Ceccarelli, S., Grando, S., Romagosa, I., Benbelkacem, A., Akar, T., Al-Yassin, A. & Ronga, D. (2019). The impact of climate change on barley yield in the Mediterranean basin. *European Journal of Agronomy* 106, 1-11.
- Clough, T. J. & Condrón, L. M. (2017). Biochar and the nitrogen cycle: introduction. *Journal of Environmental Quality* 39, 1218–23. Accesso via <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20830909>
- Deenik, J. L., McClellan, T., Uehara, G., Antal, M. J. & Campbell, S. (2010). Charcoal volatile matter content influences plant growth and soils nitrogen transformations. *Soil Science Society of America Journal* 74(4), 1259-70.
- Eyles, A., Bound, S. A., Oliver, G., Corkrey, R., Hardie, M., Green, S. & Close D. C. (2015). Impact of biochar amendment on the growth, physiology and fruit of a young commercial apple orchard. *Trees* 29, 1817–1826. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s00468-015-1263>
- Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S. & Vaccari, F. P. (2015). Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: results from a four-year field experiment in Tuscany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 201, 20–25. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.021>
- Holweg, C. (2019). Pflanzenkohle als Maßnahme gegen Nitratauswaschung im Weinbau. *Abschlussbericht Projekt VinoCarb*, Badenova. Accesso via <https://www.badenova.de/downloads/unternehmen/engagement/innovationsfonds-downloads/unternehmensbereiche/stab/innovationsfonds/abschlussberichte/2016/2016-01-abschlussbericht-pflanzenkohle-nitrat-weinbau.pdf>
- Kammann, K., Schmidt, H. P., Messerschmidt, N., Linsel, S., Steffens, S., Müller, C., Koyro, H. W., Conte, P. & Stephen, J. (2015). Plant growth

- improvement mediated by nitrate capture in co-composted biochar. *Scientific Reports* 5, 11080. Accesso via <https://doi.org/10.1038/srep11080>
- Keller, M. (2015). *The Science of Grapevines, Anatomy and Physiology*. Second edition. Academic Press, Elsevier.
- Kirschbaum, M. U. F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology Biochemistry* 27(6), 753–760.
- Lehmann, J., Gaunt, J. & Rondon, M. (2006). Biochar sequestration in terrestrial ecosystems – a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 11, 403–27. Kluwer Academic Publishers-Plenum Publishers. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>
- Lehmann, J. & Joseph, S. (2009). *Biochar for environmental management: Science and Technology*. Earthscan, London.
- Nelson, D. C., Flematti, G. R., Ghisalberti, E. L., Dixon, K. W. & Smith, S. M. (2012). Regulation of seed germination and seedling growth by chemical signals from burning vegetation. *Plant biology* 63, 107-30.
- Park, J. H., Choppala, G. K., Bolan, N. S., Chung J. W. & Chuasavati, T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant Soil* 348, 439. Accesso via <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0948-y>
- Ray, D.K., West, P.C., Clark, M., Gerber, J.S., Prishchepov, A.V. & Chatterjee, S. (2019). Climate change has likely already affected global food production. *PLoS ONE* 14(5): e0217148. Accesso via <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0217148>
- Sánchez-García, M., Alburquerque, J. A., Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A. & Cayuela, M. L. (2015). Biochar accelerates organic matter degradation and enhances N mineralisation during composting of poultry manure without a relevant impact on gas emissions. *Bioresource Technology* 192, 272–79. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.05.003>
- Schmidt, H. P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M. V. H. & Mackie, K. A. (2014). Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 191, 117–123. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>

- Steiner, C., Das, K. C., Melear, N. & Lakly, D. (2016). Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environment Quality* 39(4), 1236. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0337>
- Taghizadeh-Toosi, A., Clough, T. J., Condrón, L. M., Sherlock, R. R., Anderson, C. R. & Craigie, R. A. (2011). Biochar incorporation into pasture soil suppresses in situ nitrous oxide emissions from ruminant urine patches. *Journal of Environment Quality* 40(2), 468. Accesso via <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0419>
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E. & Tonon, G. (2013). Biochar reduces short-term nitrate leaching from a horizon in an apple orchard. *Journal of Environment Quality* 42, 76-82.
- Wang, Y., Ma, Z., Wang, X., Sun, Q., Dong, H., Wang, G., Chen, X., Yin, C., Han, Z. & Mao, Z. (2019). Effects of biochar on the growth of apple seedlings, soil enzyme activities and fungal communities in replant disease soil. *Scientia Horticulturae 2019 - Amsterdam*. Accesso via <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.108641>



# Anwendung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel: Wirkungen auf den Stickstoffzyklus und die Trockenstresstoleranz bei im Topf angebauten Weinpflanzen

**Marta Petrillo – Freie Universität Bozen**

**Damiano Zanotelli – Freie Universität Bozen**

**Valentina Lucchetta – Versuchszentrum Laimburg**

**Agnese Aguzzoni – Freie Universität Bozen**

**Massimo Tagliavini – Freie Universität Bozen**

**Carlo Andreotti – Freie Universität Bozen**

## Abstract

Die Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel stellt eine interessante Maßnahme für den Umweltschutz (stabile Kohlenstoffbindung im Boden) sowie zur potenziellen Verbesserung der physikalisch-chemischen Fruchtbarkeit der behandelten Böden dar. Zum aktuellen Zeitpunkt sind die agronomischen Eigenschaften von Biochar als Bodenverbesserungsmittel noch nicht vollständig wissenschaftlich erwiesen und scheinen in jedem Fall stark von verschiedenen Aspekten abzuhängen, wie der Beschaffenheit des eingesetzten Biochars, den Eigenschaften des Produktionsprozesses und den Ausgangsmerkmalen des verbesserten Bodens. Dieses Kapitel enthält die wichtigsten Ergebnisse einer Reihe von Versuchen, die in kontrollierter Umgebung an getopften Weinpflanzen durchgeführt wurden, um Folgendes festzustellen: i) die Wirkung der Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel auf den Stickstoffzyklus in der Weinpflanze; ii) die eventuellen mit der Nutzung von Biochar verbundenen Veränderungen der hydrischen Bodeneigenschaften und die potenzielle Erhöhung oder Verringerung der Stickstoffverluste durch Auslaugung; iii) den physiologischen Zustand von Weinpflanzen, die auf einem mit Biochar versetzten Substrat wachsen, während sie zunehmendem Trockenstress ausgesetzt werden. Was den Stickstoffzyklus der Pflanze anbelangt, hat die Anwendung eines mit dem Isotop  $^{15}\text{N}$  markierten Stickstoffdüngers

ermöglicht, zu verdeutlichen, dass Biochar im Substrat die Aufnahme des Stickstoffs in die Pflanze und dessen Verteilung in ihren verschiedenen Organen nicht signifikant verändert hat. Biochar verändert hingegen das Wasserspeichervermögen des Bodens und führt zu einer positiven Zunahme des für die Pflanzen zur Verfügung stehenden Wassers. Dank der höheren Wasserverfügbarkeit unter induziertem Trockenstress zeigten die auf dem mit Biochar verbesserten Bodensubstrat gewachsenen Pflanzen eine bessere physiologische Performance, wie die weniger negativen Wasserpotenziale der Blätter und die höhere fotosynthetische Aktivität beweisen. Der Zusatz von Biochar als Bodenverbesserungsmittel zum Substrat, wenn dieses nicht durch Kompost „aktiviert“ ist, erhöht die Menge des durch Auslaugung verlorenen Stickstoffs. Es scheint sich dabei um eine Folge der durch den Beitrag von Biochar erzielten höheren Feuchtigkeit im Boden und der demzufolge größeren Mengen Auslaugungslösung zu handeln, die infolge reichlicher Wasserzufuhr gesammelt wird. Kurzgefasst, die Ergebnisse einiger an getopferten Weinpflanzen durchgeführten Tests haben verdeutlicht, dass Biochar, wenn dem Boden wenig Wasser zugeführt wird, die für die Pflanzen verfügbare Wasserreserve erhöht und so den Trockenstress reduzieren kann. Besondere Aufmerksamkeit erfordern hingegen sehr feuchte Böden beim Umgang mit Stickstoffdünger, da Biochar im Boden zu einer Zunahme der Verluste durch Auslaugung führen kann.

## 1. Anwendung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel: Wirkungen auf die Gesamtf Fruchtbarkeit der Böden und die Wachstumsperformance der Pflanzen

Die Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel hat in den letzten Jahren erhebliche Aufmerksamkeit erregt, vor allem wegen der vielfältigen Ergebnisse, die erzielt werden können. Im aktuellen Szenarium des Klimawandels und der globalen Erwärmung stellt Biochar ein interessantes Mittel für den Umweltschutz dar, da es Kohlenstoff stabil im Boden bindet und daher erheblich zur Verlangsamung der Rückkehr dieses Stoffes in Form von CO<sub>2</sub> in die Atmosphäre beiträgt (Lehmann, 2007). Außerdem verändert der Zusatz von Biochar die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften der Agrarböden (und somit der Gesamtf Fruchtbarkeit) auf eine Art und Weise, die von der Beschaffenheit und Menge des eingesetzten Biochars abhängt (Novak et al., 2009). Verschiedene Studien haben insbesondere die

Wirkung von Biochar auf Verluste von Mineralstoffen durch Auslaugung betrachtet. Die Evidenz dieser Versuche deckt sich nicht vollständig. Zum Beispiel haben einige Tests gezeigt, dass die Nutzung von Biochar Verluste von Stickstoff (vor allem Nitratstickstoff) und anderer Stoffe durch Auslaugung erheblich reduzieren kann, weil einerseits die Menge der Auslaugungslösung reduziert wird und andererseits die Konzentration der gesammelten Lösung geringer ausfällt (Lehmann et al., 2003). Wie ausgeprägt diese Wirkung ist, scheint jedoch von der Zeit abzuhängen, die zwischen der Zugabe von Biochar zum Boden und den analytischen Maßnahmen in Bezug auf die Auslaugung vergeht (Ventura et al., 2012), und außerdem von den Eigenschaften des für die Erzeugung von Biochar verwendeten Ausgangsmaterials (Yao et al., 2012). Es gibt jedoch auch Beispiele, bei denen Biochar eine Erhöhung der durch Auslaugung verlorenen Nährstoffmenge bewirkt hat, wie z. B. die von Hardie et al. (2015) in einer jungen Apfelplantage durchgeführte Studie zeigt.

Mehrere Studien haben zudem verdeutlicht, dass die Nutzung von Biochar auch die physikalischen Eigenschaften des Bodens und folglich seine Fähigkeit, Wasser zu speichern, verbessern kann (Glaser et al., 2002). Dies ist vor allem auf die Zunahme der Stabilität der Aggregate und der Mikroporosität der Substrate zurückzuführen (Verheijen et al., 2010; Abel et al. 2013; Laird et al., 2010). Auch in Bezug auf die Wirkungen von Biochar auf die physikalischen Eigenschaften der Böden sind in der Literatur unterschiedliche Ergebnisse zu finden. Diese Variabilität ist zurückzuführen auf die unterschiedlichen Eigenschaften der verwendeten Biochars – Unterschiede bestehen hier sowohl hinsichtlich des für die Herstellung verwendeten Ausgangsmaterials und der Eigenschaften des Pyrolyseprozesses (Novak et al., 2012) – als auch auf die unterschiedlichen Mengen bzw. Produktformen (Pulver, Pellets oder Flocken) (Laird et al., 2010; Abiel et al., 2016) und die unterschiedlichen Bodeneigenschaften. Wie Hardie et al. (2014) feststellt, sollte zudem hervorgehoben werden, dass die Erkenntnisse zahlreicher Studien zu den Wirkungen von Biochar auf die physikalischen Eigenschaften des Bodens von diskutabler Bedeutung für den Agrarbereich sind, da sie nicht auf Agrarböden und mit hohen, in der Landwirtschaft schwer implementierbaren Dosierungen (> 50 t/ha) bzw. unter Laborbedingungen mit entnommenem, gesiebtem Boden durchge-



führt wurden. Die In situ-Verifizierung der durch Biochar bewirkten Verbesserungen der physikalischen Bodeneigenschaften ist sicherlich komplexer und bei den in einigen Fällen beobachteten Wirkungen von teilweise beachtlichen Zugaben von Biochar (47 t/ha) auf die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens (z. B. Wassergehalt bei Feldkapazität, Wassergehalt bei permanentem Welkepunkt und insgesamt für die Pflanzen verfügbares Wasser) handelt es sich nicht um statistisch signifikante Ergebnisse (Hardie et al., 2014).

Biochar wurde in Weinbergen mit recht widersprüchlichen Ergebnissen angewandt. Eine Analyse der Versuchsergebnisse ergibt eindeutig, dass die Wirkung der Zugaben von Biochar auf das Vegetations- und Produktionsverhalten der Weinreben stark von den allgemeinen Bedingungen des Weinbergs abhängt. In einem mehrjährigen Test in einem nicht bewässerten Weinberg in der Toskana hat der Zusatz einer Dosis von 22 bis 44 t/ha zum Boden das Wasserspeichervermögen des Bodens erheblich verändert. Bei Behandlung mit hohen Dosierungen von Biochar kam es zu einer Zunahme des für die Pflanzen verfügbaren Wassers von bis zu +45 % gegenüber dem nicht verbesserten Kontrollboden. Auch die positiven Auswirkungen auf den Wasserzustand der Pflanzen waren offensichtlich: weniger negatives Wasserpotenzial der Blätter, höhere stomatäre Leitfähigkeit und fotosynthetische Aktivität (Baronti et al., 2014). Der bessere physiologische Allgemeinzustand der auf dem mit Biochar verbesserten Boden wachsenden Pflanzen schlug sich schließlich in einer höheren Produktionsleistung nieder, insbesondere in Jahren mit geringerem Niederschlag und somit verschärftem Trockenstress im Sommer (Genesio et al., 2015). Dieser Produktionszuwachs pro Pflanze, der vor allem in einem höheren Durchschnittsgewicht der Weinbeeren und Trauben bestand, führte nicht zu signifikanten Unterschieden in den wichtigsten Qualitätsparametern der Trauben (lösliche Feststoffe, Gesamtsäure und Gesamtantihocyangehalt). Die Autoren dieser Studie führen das Fehlen von Beweisen in qualitativer Hinsicht auf die komplexe Interaktion verschiedener Faktoren zurück (Ernährungszustand, Zeiten von Trockenstress, Bodentemperatur usw.), die direkt oder indirekt durch den Zusatz von Biochar zum Boden beeinflusst werden (Genesio et al., 2015). In einem anderen ökologischen Umfeld, in dem die Vegetationsperiode durch eine unbeschränkte Verfügbarkeit von Wasser für die Pflanzen gekennzeichnet ist, hat der Zusatz geringerer Dosierungen

(unter 10 t/ha) von Biochar zum Boden, mit oder ohne Kompost, keinen Unterschied im Wachstum und Gesundheitszustand der Weinreben und der qualitativen Parameter der Trauben bewirkt (Schmidt et al., 2014). Diese Evidenz hat die Autoren zum Schluss veranlasst, dass der Einsatz von Biochar als Bodenverbesserungsmittel unter den Bedingungen, die den Studienweinberg kennzeichnen, keine wirtschaftlich relevanten Folgen hat (Schmidt et al., 2014). Diese Schlussfolgerungen berücksichtigen jedoch nicht die anderen möglichen ökosystemischen Leistungen, die auf die Nutzung von Biochar im Weinbau zurückzuführen sind, wie zum Beispiel die Verringerung der Mobilität von Kupfer in Anbausystemen wie Weinbergen, die mit schweren ökologischen Problemen infolge der historischen Kumulation dieses Stoffes im Boden zu kämpfen haben. Einige rezente Studien (Soja et al., 2018; Pump et al., 2019) haben die Möglichkeit der Nutzung von Biochar zur Beschränkung der Kupfermobilität im Weinbergssystem verdeutlicht; dadurch werden die Verbreitung und möglichen negativen Auswirkungen auf die Umwelt reduziert, und zwar auf besonders effiziente Weise bei Böden mit saurer Lösung und bei rezenten Einlagerungen von Kupfer.

In Anbetracht des oben beschriebenen Wissensstandes und der Variabilität der verfügbaren Versuchsergebnisse scheint es offensichtlich, dass unsere Kenntnisse in Bezug auf die Wirkungen von Biochar als Bodenverbesserungsmittel noch unvollständig sind. Vor allem bestimmte Aspekte hinsichtlich der physiologischen Reaktionen der Pflanzen auf die Behandlung des Bodens mit Biochar verdienen weitere Untersuchungen. Zu diesem Zweck wurden die folgenden Versuche in kontrollierter Umgebung durchgeführt; insbesondere sollen diese i) die Wirkungen der Nutzung von Biochar (in Reinform oder in Kombination mit Kompost) auf den Stickstoffzyklus von getopften Weinpflanzen bestimmen; ii) die eventuelle Wirkung der Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel auf die Stickstoffverluste durch Auslaugung evaluieren; iii) helfen zu verstehen, wie sich die Veränderungen der hydrischen Substrateigenschaften nach Zusatz von Biochar auf den Wasserzustand von Weinpflanzen auswirken, die aufeinanderfolgenden Zyklen von Wassermangel ausgesetzt wurden, wobei die physiologischen Stressindikatoren auf Blattebene gemessen wurden.

## 2. Wirkungen der Anwendung von Biochar auf den Stickstoffzyklus von getopften Weinpflanzen

### 2.1 Angewandte Methode

#### 2.1.1 Pflanzenmaterial und Versuchsdesign

Für den Versuch wurden 30 zweijährige Weinpflanzen (cv. Pinot nero auf Unterlage SO4) mit einem Stockdurchmesser von circa 2 cm mit einem auf vier- bis fünf Augen zurückgeschnittenen Fruchtholz verwendet. Die Substrate sind in Tabelle 1 gegenübergestellt.

Tabelle 1 – Substrate im Vergleich (Versuchsbehandlungen)

Behandlung	Beschreibung des Substrats
Kontrolle	Kontrolle (mit 10-mm-Sieb gesiebte Erde) Volumetrische Dichte 0,91 g/cm <sup>3</sup>
Kompost	Kompost 4,5 % (0,9 kg Kompost in 20 kg gesiebter Erde). Volumetrische Dichte 0,92 g/cm <sup>3</sup>
Biochar	Biochar 2 % (0,4 kg Biochar in 20 kg gesiebter Erde). Volumetrische Dichte 0,89 g/cm <sup>3</sup>
Biochar + Kompost	Biochar 2 % + Kompost 4,5 % (0,4 kg Biochar + 0,9 kg Kompost in 20 kg gesiebter Erde). Volumetrische Dichte 0,87 g/cm <sup>3</sup>

Die wichtigsten Eigenschaften der getesteten Substrate (organische Substanz, pH-Wert und Konzentration der Makrostoffe) sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2 – Analytische Charakterisierung der Substrate im Vergleich (Mittelwerte ± Standardabweichung)

Behandlung	Humus (%)	pH-Wert	Nmin (mg/kg)	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (mg/100g)	K <sub>2</sub> O (mg/100g)	MgO (mg/100g)
Kontrolle	5,3±0,5	7,0±0,01	2,61±1,13	28±0,58	24,33±0,33	22,33±0,33
Kompost	5,5±0,3	7,1±0,01	2,17±0,44	33±0,58	46,67±1,67	25,67±0,33
Biochar + Kompost	7,1±0,7	7,5±0,06	2,67±0,54	40±3,18	116,33±20,99	28,33±1,67
Biochar	6,7±0,3	7,5±0,03	1,15±0,57	29±0,00	97,33±3,53	26,33±0,33

Für den Versuch wurden fünf Replikate pro Behandlung (eine Pflanze pro Replikat) verwendet und nach einem Versuchsplan mit kompletter Randomisierung in einem Plastiktunnel in der Nähe des Versuchszentrums Laimburg (Gemeinde Vadena, BZ) angeordnet. Die Jungpflanzen wurden Anfang Juni 2017 in Kunststofftöpfe mit 23 Liter Fassungsvermögen gesetzt, die mit den vier verschiedenen für den Vergleich vorgesehenen Substraten befüllt worden waren. Außerdem wurden 10 weitere Jungpflanzen in Kontrollsubstrat gepflanzt, um weitere spezifische Probenahmen zu ermöglichen, wie im Folgenden beschrieben. Die wichtigsten Versuchsphasen sind in Abbildung 1 dargestellt.

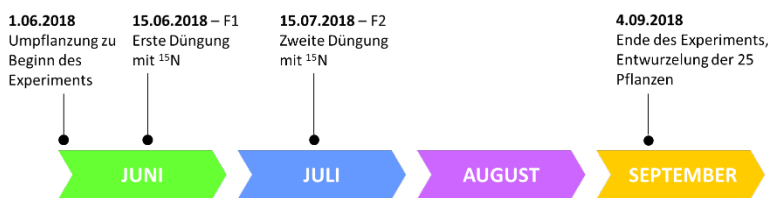


Abb. 1 – Zeitliche Abfolge der wichtigsten Phasen des von Juni bis September 2018 in einem Plastiktunnel durchgeführten Versuchs

### 2.1.2 Düngung mit markiertem Stickstoff (<sup>15</sup>N)

In den Monaten Juni und Juli wurde ein Dünger mit isotopisch markiertem Stickstoff eingebracht. Im Einzelnen bestand die Düngung in der Verteilung

von 5 g Stickstoff in Form von Ammoniumnitratdünger ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ) in zwei Gaben (F1 und F2, siehe Abb. 1). Von den insgesamt 5 g N, die der Pflanze zugeführt wurden, resultierten 3 g angereichert in  $^{15}\text{N}$  durch die Anwendung von markiertem Düngemittel  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$  mit 5 %  $^{15}\text{N}$ . Alle auf Substraten mit Biochar, Biochar und Kompost, nur Kompost und Kontrollsubstrat wachsenden Pflanzen wurden gedüngt. Darüber hinaus erhielten weitere fünf auf Kontrollsubstrat wachsende Pflanzen keinen Dünger.

Während der gesamten Dauer des Versuchs (von der ersten Düngung bis zur Entwurzelung der Pflanzen) wurden alle vorzeitig von den Pflanzen in den verschiedenen Behandlungen gefallenen Blätter eingesammelt und getestet. Diese Proben wurden in Bezug auf Biomasse und Gehalt an Stickstoff (markiert und nicht markiert) bewertet und zusammen mit den am Ende des Versuchs durchgeführten Evaluierungen berücksichtigt. Im Monat September wurden schließlich alle Pflanzen der vier Düngebehandlungen (Biochar, Biochar + Kompost, Kompost und Kontrollsubstrat) sowie die fünf nicht gedüngten Kontrollpflanzen entwurzelt. Die jährlichen Organe (feine Wurzeln, Triebe, Blätter) und die mehrjährigen Organe (Wurzeln mit Sekundärwachstum, Stamm und Fruchtrute) der einzelnen Pflanzen wurden gewogen, getrocknet, gemahlen und auf ihren Gesamtstickstoffgehalt und ihren Gehalt an markiertem Stickstoff ( $^{15}\text{N}$ ), sowie ihren Gehalt an Makro- und Mikronährstoffen in den Blättern untersucht (Abb. 2)



Abb. 2 – Vorbereitung der Weinpflanzen am Ende des Versuchs mit markiertem Stickstoff. Die Pflanzen (A) wurden entwurzelt, in die verschiedenen Organe aufgeteilt (Wurzeln, Stamm und Fruchtrute, Triebe, Blätter) (B und C), gewogen und getrocknet. Dann wurden Stichproben der verschiedenen Organe auf ihren Gehalt an Gesamtstickstoff und markiertem Stickstoff ( $^{15}\text{N}$ ) untersucht.

### 2.1.3 Isotopische Stickstoffanalyse

Die Gesamtstickstoffkonzentration in den Substraten und in den verschiedenen Organen der Pflanze wurde mit einem mit Elementaranalysator ausgestatteten Isotopenverhältnis-Massenspektrometer durchgeführt (Isotopic Ratio Mass Spectrometer - IRMS, Thermo Scientific, Germany). Der Überschuss an  $^{15}\text{N}$  (% Atome) in den Organen und im Dünger im Vergleich zum natürlichen Überschuss von  $^{15}\text{N}$  (0,366 % Atome) wurde wie folgt berechnet:

$$\text{N aus Dünger} = \frac{\text{Gesamt-N Organ (mg)} \times (\text{^{15}N Überschuss Gewebe} - \text{natürlicher } ^{15}\text{N Überschuss})}{(\text{^{15}N Überschuss Dünger} - \text{natürlicher } ^{15}\text{N Überschuss})}$$

### 2.1.4 Analyse der in den Blättern vorhandenen Makro- und Mikrostoffe

Die Blattkonzentration von Stickstoff (N), Kalium (K), Magnesium (Mg), Kalzium (Ca), Phosphor (P), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Bor (B), Eisen (Fe) und Mangan (Mn) wurde mittels Analyse mit einem ICP-MS (Inductively Coupled

Plasma Mass Spectrometer, Thermo Scientific, Bremen, Germany) nach Säureaufschluss der Blattprobe ermittelt (2,5 ml HNO<sub>3</sub> - 65 %, w/w - auf 0,1 g Trockenprobe).

### 2.1.5 Statistische Analyse

Die Daten wurden mit der Software R, Version 3.3.1 analysiert. Erhebliche Unterschiede zwischen Behandlungen wurden mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA) festgestellt, nachdem die Normalitätshypothesen (durch Shapiro-Wilk-Test,  $p > 0,05$ ) und die Homogenitätshypothesen der Varianz (durch Bartlett-Test,  $p > 0,05$ ) überprüft wurden. Die Paarvergleiche wurden mit Post-hoc-Tests (Tukey-HSD-Test) durchgeführt ( $p < 0,05$ ). Die als Prozentsatz angegebenen Daten wurden vor Durchführung der statistischen Tests durch logarithmische Umformung verwandelt. Die Daten in den Grafiken und Tabellen sind als Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung dargestellt.

## 2.2 Ergebnisse

Aus dem Vergleich zwischen der bei der Entnahme der verschiedenen Organe (Wurzeln, Stamm und Fruchtrute, Triebe, Blätter) vorhandenen Biomasse (Trockengewicht in Gramm) bei nicht gedüngten oder mit NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> gedüngten Kontrollpflanzen geht wie erwartet eine größere Biomasseproduktion der gedüngten Pflanzen hervor (Abb. 3).

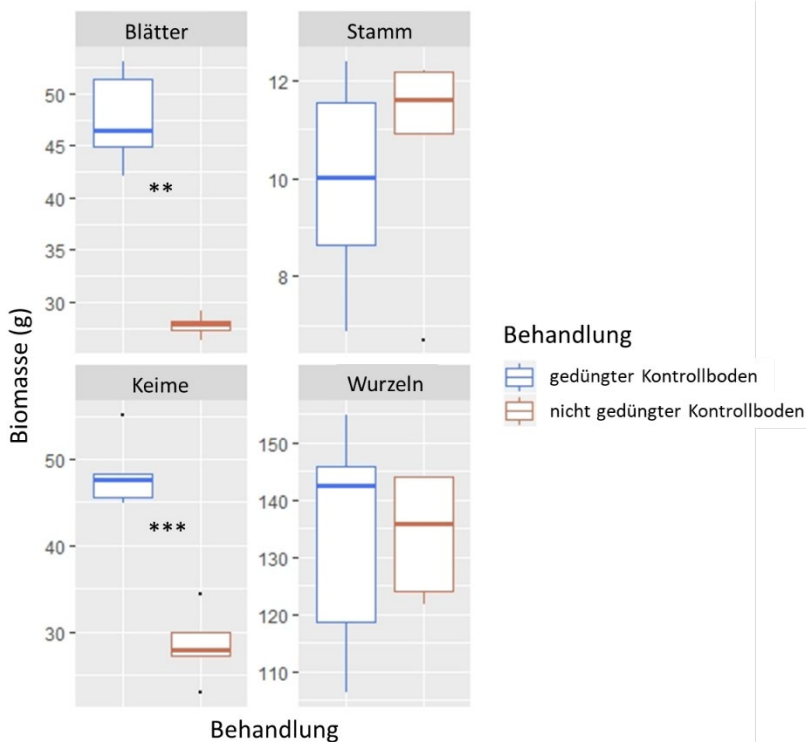


Abb. 3 – Am Versuchsende (Zeitpunkt der Entwurzelung) gemessene Biomasse (Trockengewicht in g) der verschiedenen Organe der mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  gedüngten und nicht-gedüngten Kontrollpflanzen. Stamm und Fruchtrute wurden zusammen im Diagramm „Stamm“ betrachtet; das Diagramm „Wurzeln“ betrifft die feinen Wurzeln und die Wurzeln mit sekundärem Wachstum. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

Vor allem das Wachstum der jährlichen Organe (Triebe und Blätter) fiel bei den nicht gedüngten Pflanzen erheblich geringer aus; diese sind außerdem durch das Fehlen von Seitentrieben gekennzeichnet. Aus dem Vergleich mit den auf den vier gedüngten Substraten gewachsenen Pflanzen gingen keine signifikanten Unterschiede hervor, was die Biomasse der verschiedenen Organe anbelangt (Abb. 4).



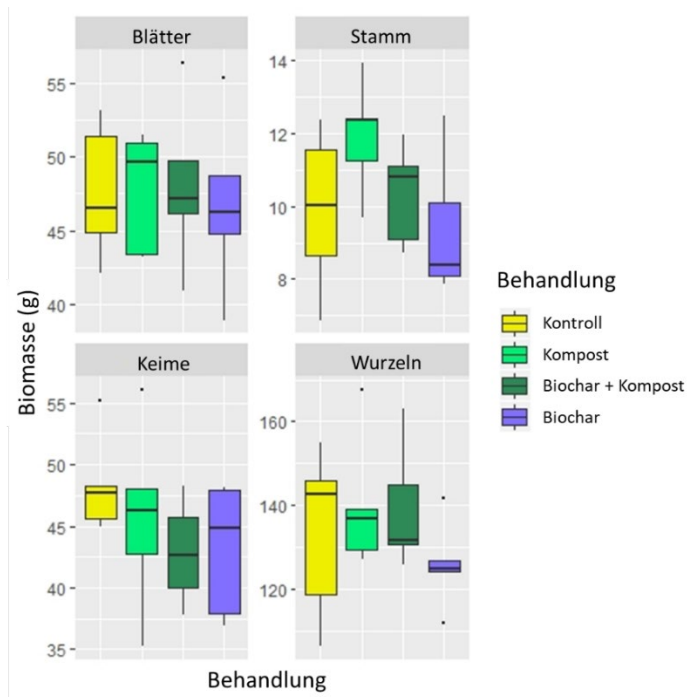


Abb. 4 – Wirkung der verschiedenen Substrate auf die Biomasse (Trockengewicht in g) von Blättern, Trieben, Stamm und Wurzeln der am Ende des Versuchs entwurzelten Weinpflanzen. Siehe Angaben in Abb. 3, was die Beschreibung der Zusammensetzung der verschiedenen Teile der betrachteten Pflanze anbelangt. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

In Abbildung 5 sind die durchschnittlichen Mengen an N (in g) aufgeführt, die in den einzelnen Pflanzenorganen gemessen wurden. Es handelt sich also um das kombinierte Ergebnis der in den Pflanzenorganen gemessenen Stickstoffkonzentration und des Trockengewichts dieser Organe. Blätter und Wurzeln, die relativ hohe Stickstoffkonzentrationen hatten (circa 2,5 % N in den Blättern und circa 1,5 % in den Wurzeln), erwiesen sich als die Organe mit der größten Menge dieses Stoffes. Der Zusatz der Bodenverbesserungsmittel Biochar und Kompost (in Kombination oder einzeln) hat diese Menge gegenüber den auf nicht verbessertem Boden gewachsenen Pflanzen (Kontrollpflanzen) nicht signifikant verändert.

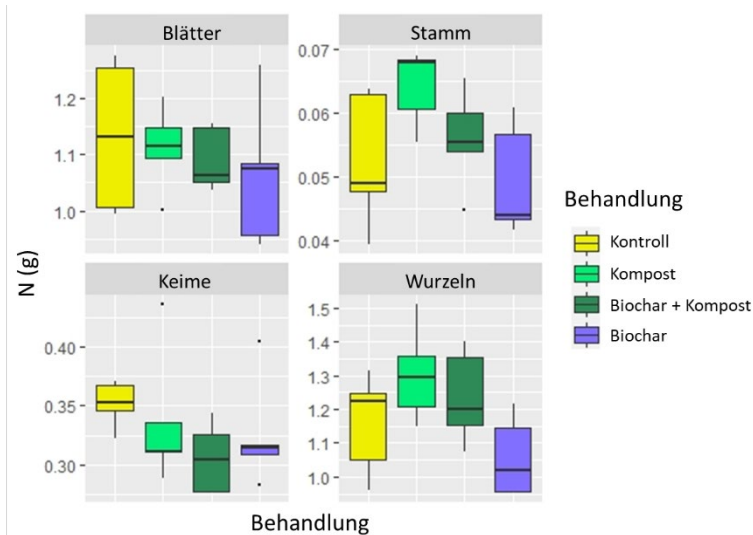


Abb. 5 – Durchschnittliche Stickstoffmenge (in g) In den verschiedenen Organen zum Zeitpunkt der Entnahme, nach Düngung. Siehe Angaben in Abb. 3, was die Beschreibung der Zusammensetzung der verschiedenen Teile der betrachteten Pflanze anbelangt. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

Die Menge an markiertem Stickstoff ( $^{15}\text{N}$ ), der aus Düngungen mit  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  stammt, wurde für die verschiedenen Pflanzenorgane und in den verschiedenen Substraten evaluiert. Von den 3 g des an die Pflanzen verteilten markierten Stickstoffs konnten circa 50 % in den verschiedenen Organen der Weinpflanzen ausfindig gemacht werden, während der Rest in den Substraten in den Töpfen enthalten war. Es konnten in Zusammenhang mit den verschiedenen Behandlungen keine signifikanten Unterschiede ausgemacht werden, was die in den Pflanzen und Substraten gemessene Menge an  $^{15}\text{N}$  anbelangt (Abb. 6).

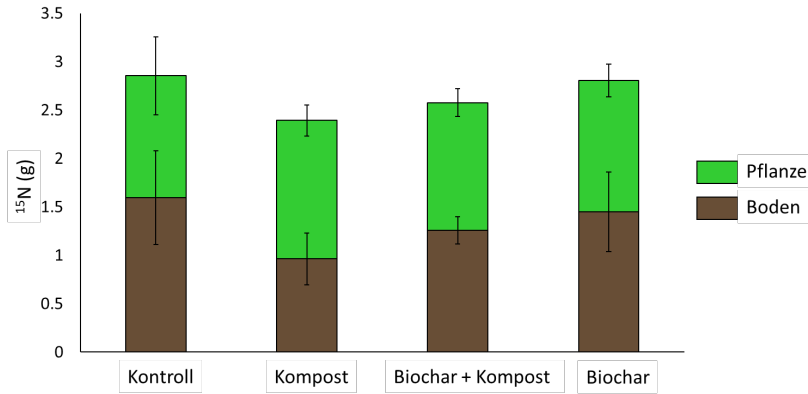


Abb. 6 – Durchschnittlich enthaltene Menge des aus den Düngungen mit  $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$  stammenden markierten Stickstoffs (in g, n=5) in den Pflanzen und dem Boden. Die Fehlerlinien zeigen die Standardabweichung.

Die bei der Düngung insgesamt verteilten 3 g des markierten Stickstoffs wurden kohärent in den beiden Komponenten, Substrat und Pflanze, aufgefunden gemacht. Die Differenz (zwischen 0,2 und 0,6 g N schwankend) in Bezug auf die erwartete Gesamtmenge (3 g) ist auf mögliche Verluste des Pflanzenmaterials während des Wachstumszyklus zurückzuführen. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

Der größte Teil des mit der Düngung verabreichten N wurde in den Organen gemessen, die sich während des jährlichen Zuwachses gebildet haben, und zwar überwiegend in den Blättern, wo im Durchschnitt circa 0,5 g N aus Düngung gefunden wurden (Abb. 7A). Auch in den permanenten Organen der Pflanze wurden bei den verschiedenen Behandlungen keine signifikanten Unterschiede in der Verteilung gemessen (Abb. 7B).

Tabelle 3 und 4 enthalten die Ergebnisse der Blattanalysen für einige Makro- und Mikrostoffe. Der Zusatz von Biochar (allein oder in Kombination mit Kompost) ergab eine geringere Konzentration von P (circa -35 %) und Ca (-27 %) im Vergleich zu den Kontrollpflanzen. In Übereinstimmung mit den höheren K-Werten, die in den mit Biochar verbesserten Substraten gefunden wurden, waren die Konzentrationen dieses Stoffes in den Blättern hingegen deutlich höher (+33 %) als in der Vergleichsgruppe. Es waren keine signifikanten Unterschiede in Bezug auf die Konzentration von N (im Bereich 2,7–2,9 %) und Mg (0,27–0,30 %) in den Blättern zu verbuchen. Auch bei Mikrostoffen

traten keine deutlichen Unterschiede bei den verschiedenen Behandlungen zutage.

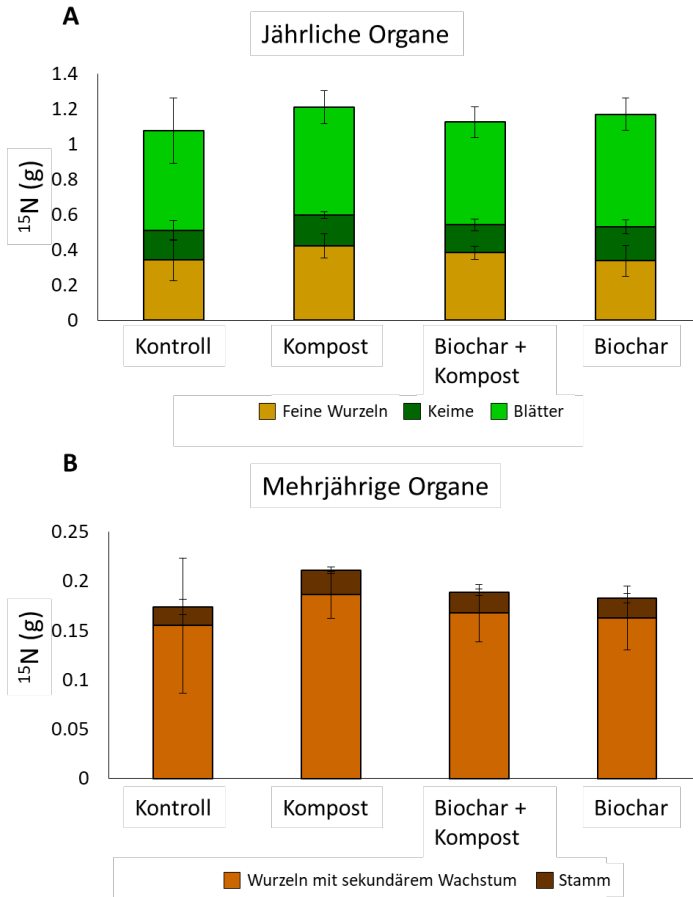


Abb. 7 – Durchschnittliche Stickstoffmenge aus Düngungen mit markiertem N (in g, n=5) in den jährlichen (A) und mehrjährigen Organen (B) der Weinpflanzen. Die Fehlerlinien zeigen die Standardabweichung. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

Tabelle 3 – Gehalt (% Trockengewicht ± Standardabweichung) an Makroelementen in den Pflanzenblättern der vier Behandlungen im Vergleich. Die verschiedenen Buchstaben zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Werten der gleichen Spalte an (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ). Die Ergebnisse in der Tabelle sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

Behandlung	N %	P %	K %	Mg %	Ca %
Kontrolle	2,9 ± 0,21	0,38 ± 0,07a	1,61 ± 0,21b	0,27 ± 0,04	2,29 ± 0,1a
Kompost	2,9 ± 0,19	0,28 ± 0,01b	1,98 ± 0,41ab	0,29 ± 0,04	1,87 ± 0,28ab
Biochar + Kompost	2,7 ± 0,2	0,27 ± 0,05b	2,21 ± 0,46ab	0,28 ± 0,02	1,67 ± 0,35b
Biochar	2,7 ± 0,19	0,25 ± 0,02b	2,41 ± 0,21a	0,30 ± 0,03	1,68 ± 0,29b

Tabelle 4 – Gehalt (% Trockengewicht ± Standardabweichung) an Mikroelementen in den Pflanzenblättern der vier Behandlungen im Vergleich. Die Ergebnisse in der Tabelle sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

Behandlung	B	Mn	Fe	Cu	Zn
Kontrolle	46,06 ± 5,24	16,81 ± 1,22	146,27 ± 13,72	8,06 ± 2,21	31,99 ± 3,82
Kompost	46,56 ± 6,63	15,78 ± 2,18	139,13 ± 20,38	9,07 ± 0,72	37,93 ± 8,45
Biochar + Kompost	45,59 ± 9,99	15,52 ± 2,48	148,75 ± 14,61	8,75 ± 0,96	41,97 ± 4,37
Biochar	43,76 ± 10,29	16,18 ± 3,98	161,55 ± 40,81	8,70 ± 1,04	39,40 ± 4,53

### 3. Wirkungen der Nutzung von Biochar auf die hydrischen Eigenschaften der Substrate und die potenziellen Stickstoffverluste durch Auslaugung

#### 3.1 Angewandte Methode

##### 3.1.1 Gravimetrische Ermittlung der hydrischen Eigenschaften der Substrate

Zwanzig Gefäße mit einem Volumen von je 23 l wurden mit den Substraten gefüllt, die den in Tabelle 1 beschriebenen Behandlungen entsprechen. Für jedes Substrat im Vergleich wurden fünf Töpfe vorbereitet, die dann auf circa 10 cm hohe Metallständer in Plastikuntersetzer einer für den Topfdurchmesser angemessenen Größe gestellt wurden. Dann wurden die Substrate mit Wasser übersättigt, bis das Wasser reichlich aus den Töpfen lief. Nachdem das aus den Töpfen laufende Sickerwasser beseitigt wurde (circa 36 Stunden nach der anfänglichen Wasserzufuhr) wurden die einzelnen Töpfe gewogen und der Wassergehalt unter Feldkapazität der verschiedenen Substrate durch Abzug ihres Trockengewichts berechnet.

##### 3.1.2 Kontinuierliche Messung des Wassergehalts und des Wasserpotenzials des Bodens

Der Wassergehalt ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ ) und das Wasserpotenzial (kPa) der Substrate wurden kontinuierlich mit kapazitiven Sonden (Typ 10HS, Decagon Devices) und tensiometrischen Sonden (MPS6, Decagon Devices) gemessen, die zuvor für jedes der zum Vergleich vorbereiteten Substrate kalibriert wurden. Aus den mit den Kalibrierungstests erstellten Kurven des Wasserspeichervermögens konnte der Wassergehalt der verschiedenen Substrate in Bezug auf das der Feldkapazität entsprechende Wasserpotenzial (-33 kPa) und den permanenten Welkepunkt (-1500 kPa) gemessen und das für die Pflanzen verfügbare Wasservolumen per Differenz geschätzt werden.

##### 3.1.3 Simulation einer Auslaugung

Dieser Versuch sollte die Bedingungen eines ergiebigen Regenfalls sofort nach einer Zufuhr von Stickstoffdünger in Form von Nitrat ( $\text{N-NO}_3$ ) simulieren, um die Wirkung des Biochar-Bodenverbesserungsmittels auf die potenziellen

Stickstoffverluste durch Auslaugung einzuschätzen. Die Töpfe wurden auf Feldkapazität gebracht und dann jeweils mit einer Lösung aus 4 g N-NO<sub>3</sub> in 200 ml Wasser gedüngt. Diese Menge entspricht einer Stickstoffzufuhr von circa 20 kg/ha in einem Weinberg mit einer Dichte von 5.000 Rebstöcken pro Hektar. Circa 76 Stunden nach der Düngung (für ein gutes Eindringen der N-NO<sub>3</sub>-Lösung entlang des gesamten Topfprofils erforderlicher Zeitraum) wurde ein ergiebiger Regenfall simuliert, indem auf jeden Topf ein Volumen von 2 l Wasser verteilt wurde (entsprechend circa 24 mm Niederschlag). Das nach der Flüssigkeitszufuhr entstandene Auslaugungswasser wurde vollständig in den Untersetzern gesammelt und dann in einen skalierten Zylinder umgefüllt, um das Gesamtvolumen berechnen zu können. Ein Anteil des Auslaugungswassers wurde in Ampullen zu 200 ml aufbewahrt, um dann auf seinen Gehalt an N-NO<sub>3</sub> untersucht zu werden.

#### 3.1.4 Statistische Analyse

Die Daten wurden mit der Software R durch Vergleich der Gruppen mittels Varianzanalyse untersucht, nachdem die Normalitäts- und Homogenitätsanalysen der Varianz überprüft worden waren. Die in Prozentsätzen ausgedrückten Ergebnisse wurden vor der Varianzanalyse in logarithmische Werte umgeformt.

### 3.2 Ergebnisse

#### 3.2.1 Charakterisierung der hydrischen Eigenschaften der mit Biochar verbesserten Böden

Aus der Kombination der gravimetrischen Messungen des Wassergehalts bei Feldkapazität und den kontinuierlich von den Sonden zur Messung des Wasserpotenzials und Wassergehalts der Substrate gelieferten Informationen konnten die Wirkungen des Zusatzes von Bodenverbesserungsmitteln auf die hydraulischen Eigenschaften der zum Vergleich stehenden Substrate bestimmt werden. Die Kurve von Wassergehalt vs. Wasserpotenzial des Bodens fällt im Falle der mit Biochar verbesserten Substrate gradueller aus (Abb. 8). Demzufolge liegen die Werte des Wasserpotenzials bei Feuchtigkeitswerten der Erde von circa 16 % im Kontrollsubstrat bereits nahe am permanenten Welkepunkt, während die des mit Biochar versetzten Substrat dieses Niveau

erst mit niedrigeren Werten des Wassergehalts der Erde erreichen (ungefähr 12 %).

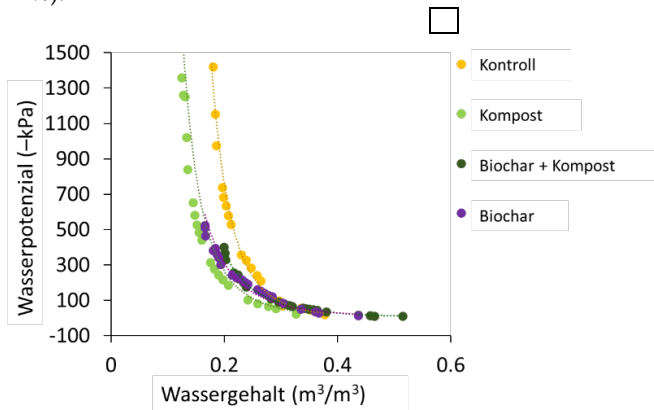


Abb. 8 – Wasserretentionskurve (Wassergehalt in m³/m³ vs Wasserpotenzial in -kPa) der Substrate im Vergleich. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

Das für die Pflanzen zur Verfügung stehende Wasser, berechnet als Differenz zwischen dem Wassergehalt der Substrate bei Feldkapazität und dem permanenten Welkepunkt, erwies sich als signifikant erhöht durch den Zusatz des Bodenverbesserungsmittels mit Biochar (Tab. 5). Insbesondere waren sowohl die Behandlung mit durch Kompost aktiviertem Biochar als auch die Behandlung mit Biochar allein in der Lage, das für die Pflanzen verfügbare Wasservolumen im Vergleich zur Kontrollgruppe um circa 30 % zu erhöhen, während der Zusatz von Kompost allein zu einer geringeren, aber dennoch signifikanten Zunahme führte (circa 19 %).



Tabelle 5 – Wirkung der Behandlungen mit Bodenverbesserungsmittel auf den Wassergehalt der Substrate bei Feldkapazität und auf das für die Pflanzen zur Verfügung stehende Wasservolumen. Die verschiedenen Buchstaben zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Werten der gleichen Spalte an (Tukey-HSD-Test,  $p < 0,05$ ). Die Ergebnisse in der Tabelle sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift *Italus Hortus*.

Behandlung	Wassergehalt bei Feldkapazität ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )	Den Pflanzen zur Verfügung stehendes Wasser ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )
Kontrollgruppe	0,38d <sup>1</sup>	0,22c
Kompost	0,39c	0,27b
Biochar + Kompost	0,43a	0,31a
Biochar	0,42b	0,31a

### 3.2.2 Wirkung der Anwendung von Biochar auf die Stickstoffverluste durch Auslaugung

In Abbildung 9 ist der Prozentsatz an  $\text{N-NO}_3$  aufgeführt, der am Ende der Simulation des Regenfalls durch Auslaugung verloren gegangen war. Dieser Prozentsatz ist das kombinierte Resultat aus dem Gehalt von  $\text{N-NO}_3$ , der anhand von Proben der verschiedenen Substrate nach der Düngung und direkt vor der Beregnung ermittelt wurde, aus dem Gesamtvolumen der gesammelten Auslaugungslösung und der in dieser Lösung gemessenen Konzentration von  $\text{N-NO}_3$ . Die Verluste durch Auslaugung lagen im Durchschnitt zwischen circa 10 und 16 % des anfänglich in den Töpfen vorhandenen  $\text{N-NO}_3$ . Im Vergleich waren die Behandlungen mit Kompost und Biochar durch größere Verluste gegenüber der Kontrollgruppe gekennzeichnet. Der Zusatz von Kompost zu Biochar senkt die Verluste von  $\text{N-NO}_3$  gegenüber denen bei alleiniger Anwendung von Biochar oder Kompost deutlich; diese liegen auf einem ähnlichen Niveau wie in der Kontrollgruppe (11,3 bei Biochar und Kompost und 10,8 % bei der Kontrollgruppe).

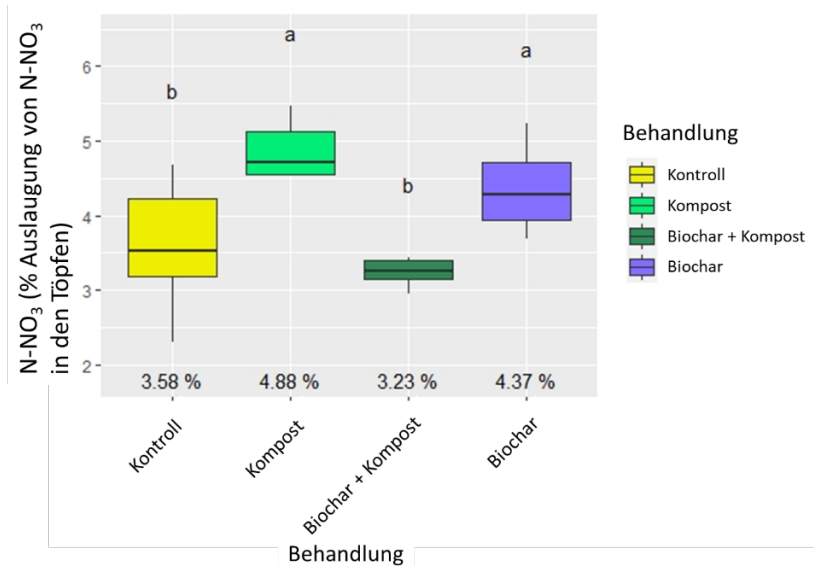


Abb. 9 – Prozentsatz an Nitrat-Stickstoff ( $\text{N-NO}_3$ ), der von dem insgesamt nach der Düngung und direkt vor dem Auslaugungsereignis in den Töpfen vorhandenen  $\text{N-NO}_3$  durch Auslaugung verloren geht. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

## 4. Wirkungen der Anwendung von Biochar auf den physiologischen Zustand der einem zunehmenden Trockenstress ausgesetzten Weinpflanzen

### 4.1 Angewandte Methode

#### 4.1.1 Pflanzliches Material und Anwendung von Trockenstress

Der Test wurde mit zweijährigen Wein-Jungpflanzen der Sorte cv. Pinot nero auf Wurzelstock SO4 durchgeführt. Für jede der in Tabelle 1 aufgeführten vier Behandlungen wurden Anfang Mai 2019 sechs Pflanzen in 23-Liter-Töpfe gesetzt; dann ließ man sie bis zur vollständigen Entwicklung des Laubs in einem Plastiktunnel wachsen. Die Pflanzen schienen in etwa gleichermaßen kräftig gewachsen und ihre Blattoberfläche ähnlich gut entwickelt zu sein. Sie wurden daraufhin einer Trockenperiode ausgesetzt (ohne jegliche Wasserzufuhr);

während dieser wurde der sich allmählich entwickelnde Trockenstress durch wiederholte Messung der im Folgenden beschriebenen physiologischen Parameter überwacht. Im Einzelnen wurden zwei Trockenstresszyklen an ebenso vielen Pflanzensets erprobt. Der erste Zyklus dauerte 17 Tage und fand von Mitte Juli bis Anfang August statt, während der zweite Zyklus im Zeitraum von Ende August bis Mitte September durchgeführt wurde und insgesamt 20 Tage dauerte. In beiden Fällen wurden die Pflanzen nach Erreichen einer vorgegebenen Stressschwelle, die einem mittags gemessenen Wasserpotenzialwert des Stammes unter  $-1,5$  MPa entsprach, erneut reichlich gegossen und ihre Erholung vom Stresszustand in physiologischer Hinsicht überwacht.

#### 4.1.2 Überwachung des physiologischen Zustands der Pflanzen bei zunehmendem Trockenstress

Der zunehmende Trockenstress, unter dem die Weinpflanzen litten, die überhaupt kein Wasser mehr erhielten, wurde durch Ermittlung folgender auf Blattebene gemessener physiologischer Parameter überwacht.

- Wasserpotenzial des Stammes um 12 Uhr mittags ( $\Psi_{MD}$ , Werte in MPa), gemessen an einem Blatt pro Pflanze (drei Messungen pro Behandlung und pro Zeitraum). Die Messungen wurden mithilfe einer Druckkammer (Pump-up Pressure Chamber, PMS Instrument Comp. USA) in Abständen von 3-4 Tagen während beider Stresszyklen und während der späteren Erholung nach der Bewässerung (Rewatering) vorgenommen.
- Nettoassimilation von  $\text{CO}_2$  (oder Nettofotosynthese,  $\mu\text{mol}/\text{m}^2 \text{ s}$ ), gemessen an einem Blatt pro Pflanze (drei Messungen pro Behandlung und Zeitraum). Für die Messungen wurde ein tragbarer Infrarot-Gasanalysator verwendet (LC-pro ADC, Hoddesdon Bioscientific, Ltd., UK).

#### 4.1.3 Statistische Analyse

Die Daten wurden mit der Software R durch Vergleich der Gruppen mittels Varianzanalyse untersucht, nachdem die Normalitäts- und Homogenitätsanalysen der Varianz überprüft worden waren.

## 4.2 Ergebnisse

Die nicht gegossenen Pflanzen wiesen, unabhängig vom Substrat, einen zunehmenden Trockenstress auf, wie die immer niedrigeren Werte des Mittagswasserpotenzials ( $\Psi_{MD}$ ) zeigen (Abb. 10A und 11A). Beim ersten Stresszyklus vor allem, nach 17 Tagen ohne jegliche Bewässerung wurden Werte von  $\Psi_{MD}$  unter -1,6 MP erreicht, die bei der Weinpflanze typisch für ein hohes Stressniveau sind (Abb. 10A). Im Laufe des zweiten Stresszyklus im Zeitraum August-September wurde nach circa 20 Tagen ein ernsthafteres Trockenstressniveau erreicht. Die Werte des  $\Psi_{MD}$  lagen im Durchschnitt bei circa -1.4 MPa (Abb. 11A). Für den Parameter des  $\Psi_{MD}$  ergaben sich keine statistisch signifikanten Differenzen zwischen den verschiedenen Behandlungen, auch wenn die auf dem mit Biochar verbesserten Substrat wachsenden Pflanzen am Ende beider Stresszyklen im Durchschnitt höhere Werte aufwiesen (geringerer Trockenstress der Pflanze). In Übereinstimmung mit den Werten des Parameters  $\Psi_{MD}$  erwies sich auch die Nettofotosynthese für beide Messzyklen unter zunehmendem Trockenstress stark reduziert (Abb. 10B und 11B). Im Laufe des ersten Zyklus (Abb. 10B), lag die Nettofotosynthese der Blätter der Kontrollgruppe und der mit Kompost behandelten Pflanzen auf dem höchsten Stressniveau nahe bei null, während die auf dem mit Biochar verbesserten Substrat wachsenden Pflanzen noch in der Lage waren, Fotosynthese zu betreiben (circa 3  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ) und somit ein deutlich anderes Verhalten zeigten. Diese Tendenz (stärkere Fotosynthese der auf Biochar wachsenden Pflanzen bei hohem Trockenstress) bestätigte sich auch beim zweiten Trockenstresszyklus (Abb. 11B), auch wenn sich die Unterschiede beim statistischen Test nicht als signifikant erwiesen. Bei Wiederaufnahme der Bewässerung erholten sich die Pflanzen in beiden Zyklen schnell von dem Stresszustand und kehrten zu ähnlichen Werten von  $\Psi_{MD}$  und Fotosynthese zurück wie vor dem Stress. Nach dem ersten Zyklus war die Erholung komplett, nach dem zweiten erholten sich die Pflanzen (was den Parameter der Nettofotosynthese angeht) nur zum Teil, wahrscheinlich auch aufgrund der bereits weiter fortgeschrittenen phänologischen Phase der Blätter. Während ihrer Erholung vom Stress wiesen die Pflanzen keine auf die unterschiedlichen Behandlungen zurückzuführenden signifikanten Unterschiede auf.

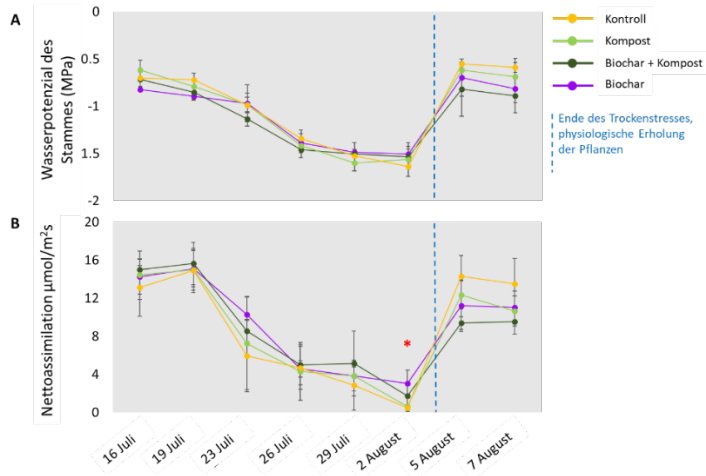


Abb. 10 – Erster Trockenstresszyklus A) Wasserpotenzial des Stammes (MPa); B) Nettoassimilation (Fotosynthese) ( $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ). Die Fehlerlinien zeigen die Standardabweichung. Die Werte der letzten Datumsangaben beziehen sich auf die Phase der Erholung vom Stresszustand nach Wiederaufnahme der Bewässerung. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

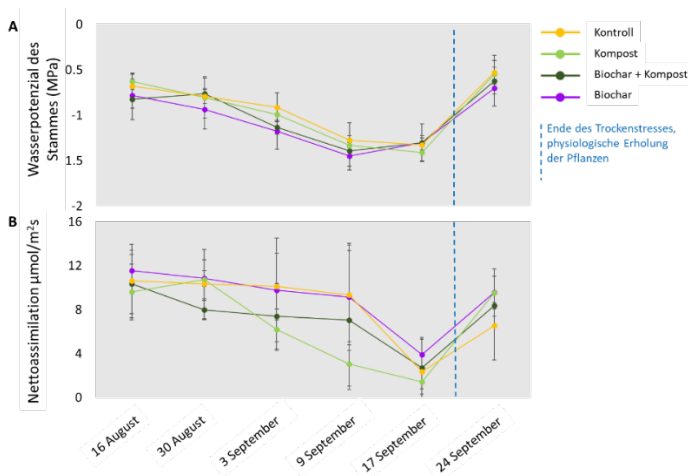


Abb. 11 – Zweiter Trockenstresszyklus A) Wasserpotenzial des Stammes (MPa); B) Nettoassimilation (Fotosynthese) ( $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ). Die Fehlerlinien zeigen die Standardabweichung. Die Werte der letzten Datumsangabe bezieht sich auf die Phase der Erholung vom Stresszustand nach Wiederaufnahme der Bewässerung. Die Ergebnisse in der Abbildung sind Gegenstand einer in Vorbereitung befindlichen Veröffentlichung für die Zeitschrift Italus Hortus.

## 5. Schlussbemerkungen

Die Versuche mit Weinpflanzen, die auf den mit Biochar verbesserten Substraten gewachsen waren und mit markiertem Ammoniumnitrat gedüngt wurden, haben verdeutlicht, dass Biochar die Dynamik der Aufnahme und Verteilung des Stickstoffs innerhalb der verschiedenen Pflanzenorgane nicht signifikant verändert (Abb. 7). Die mit isotopischem Tracer durchgeführte Studie zur Wirkung von Biochar auf den Stickstoffzyklus in Weinpflanzen ist unserer Kenntnis nach eine Neuheit. Anhand der Studie konnte außerdem festgestellt werden, dass auch der Zusatz von Kompost zu Biochar keine signifikanten Unterschiede in der Aufnahme- und Verteilungsdynamik des aus Düngung stammenden Stickstoffs in der Pflanze bewirkt. Das Thema der Wirkung des Biochar-Zusatzes auf die Effizienz der Stickstoffdüngung muss außerdem die Aspekte der Auslaugungserscheinungen berücksichtigen. Unter den oben beschriebenen Versuchsbedingungen erhöht das Vorhandensein von Biochar im Substrat die Verluste durch Auslaugung deutlich um 5–6 % gegenüber der Kontrollgruppe (Abb. 9). Dieser Hinweis scheint teilweise in Widerspruch zu einigen in der Einleitung zitierten wissenschaftlichen Arbeiten zu stehen (Lehmann et al., 2003; Ventura et al., 2012; Yao et al., 2012), die einen verringerten Verlust verschiedener Stoffe durch Auslaugung anführen; er stimmt jedoch mit anderen Forschungen überein, die unter Freilandbedingungen in Obstplantagen durchgeführt wurden. Insbesondere wurden in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen von Hardie et al. (2015) unter den beschriebenen Versuchsbedingungen größere Volumen an Auslaugungslösung aus mit Biochar behandelten Substraten gesammelt bei unveränderten Stickstoffkonzentrationen in der Lösung. Daraus ergeben sich höhere Verluste dieses Stoffes durch Auslaugung. Die von uns durchgeführten Untersuchungen bestätigen klar die Wirkung von Biochar auf das Wasserspeichervermögen des Substrats. In Übereinstimmung mit anderen Studien (siehe Review von Glaser et al., 2002) erhöht der Zusatz von Biochar den Wassergehalt des Bodens bei Feldkapazität und das den Pflanzen zur Verfügung stehende Gesamtwasservolumen deutlich (Abb. 8 und Tabelle 5). Das Vorhandensein von Biochar im Substrat verlängert den Zeitraum, in dem der Boden in einem der Feldkapazität

nahen Zustand bleibt. Zwar kann dieser Aspekt vom Standpunkt der Wasserspeicherung für eine angemessene Versorgung der Pflanzen als positiv betrachtet werden, vom Standpunkt der Risiken eines Verlusts durch Auslaugung von Nährstoffen (insbesondere Stickstoff) muss er jedoch als problematisch bewertet werden. Im Falle wiederholter Regenfälle, die den Boden auf einem Feuchtigkeitsniveau über der Feldkapazität halten, können eventuelle frühere Düngegaben (insbesondere Stickstoff) in den mit Biochar verbesserten Böden zu größeren Verlusten durch Auslaugung führen als in den entsprechenden, nicht verbesserten Böden. In der Praxis erfordert bei den mit Biochar verbesserten Böden die Synchronisierung der Zufuhr mobiler Nährstoffe mit dem Feuchtigkeitsniveau der Böden in niederschlagsreichen Zeiträumen besondere Aufmerksamkeit. Daher sollten fraktionierte Düngegaben (geringere, von einer eventuellen Auslaugung betroffene Menge an Nährstoffen) zu Zeiten, die in Bezug auf die Niederschläge möglichst stabil sind (geringere Niederschlagswahrscheinlichkeit), bevorzugt werden.

Die größere Verfügbarkeit von Wasser in dem mit Biochar verbesserten Boden führt zu einer höheren Resistenz der Weinpflanzen unter großem Trockenstress (Abb. 10 und 11). Vor allem bei Werten des  $\Psi_{MD}$  unter  $-1,6$  MPa blieb der Gasaustausch bei den auf Substrat mit Biochar gewachsenen Pflanzen auf einem deutlich höheren Niveau, wie die auf Blattebene gemessenen Nettofotosyntheseraten zeigen. Diese Ergebnisse bestätigen die Erkenntnisse von Baronti et al. (2014) und von Genesio et al. (2015), die berichten, dass sich der bessere allgemeine physiologische Zustand der Weinpflanzen in den mit Biochar verbesserten Weinbergen gerade in Jahren, die durch hohe Trockenheit gekennzeichnet sind, im Vergleich zu den nicht verbesserten Böden in einer deutlich höheren Performance in Hinblick auf die Nettoassimilierung, das Pflanzenwachstum und Produktivität niederschlugen.

Die Ergebnisse einiger an getopften Weinpflanzen durchgeführten Tests konnten verdeutlichen, dass es vom agronomischen Gesichtspunkt keine wesentlichen Hinderungsgründe für eine Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel gibt, während der ökologische Mehrwert einer Beimischung

von Biochar zum Boden als Maßnahme zur Milderung des Klimawandels bestehen bleibt (Verringerung von C in der Atmosphäre und stabile Bindung dieses Stoffes im Boden). Bei Trockenheit kann Biochar die Verfügbarkeit von Wasser für die Pflanzen erhöhen und deren Verträglichkeit hoher Stressniveaus verbessern. Besondere Aufmerksamkeit beim Düngen erfordern hingegen Böden, die sehr feucht sind oder sich ständig nahe dem Niveau der Feldkapazität befinden, da Biochar im Boden zu einer Zunahme der Verluste durch Auslaugung führen kann.

## Literaturverzeichnis

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M., Wessolek, G. (2013). Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. *Geoderma*, 202–203, 183–91. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.003>
- Andrenelli, M.C., Maienza, A., Genesio, L., Miglietta, F., Pellegrini, S., Vaccari, F.P., Vignozzi, N. (2016). Field application of pelletized biochar: Short term effect on the hydrological properties of a silty clay loam soil. *Agricultural Water Management*, 163, 190–6. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.09.017>
- Baronti S., Vaccari, F.P., Miglietta, F., Calzolari, C., Lugato, E., Orlandini, S., Pini, R., Zulian, C., Genesio, L. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy*, 53, 38–44. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.003>
- Genesio, L., Miglietta, F., Baronti, S., Vaccari, F.P. (2015). Biochar increases vineyard productivity without affecting grape quality: Results from a four years field experiment in Tuscany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 201, 20–5. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.021>
- Glaser, B., Lehmann, J., 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), 219–30. Zugriff über <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>



- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376(1–2), 347–61. Zugriff über <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
- Hardie, M.A., Oliver, G., Clothier, B.E., Bound, S.A., Green, S.A., Close, D.C. (2015). Effect of Biochar on Nutrient Leaching in a Young Apple Orchard. *Journal of Environmental Quality*, 44(4), 1273–82. Zugriff über <https://doi.org/10.2134/jeq2015.02.0068>
- Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D. (2010). Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 158(3–4), 436–42. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.05.012>
- Lehmann, J., Da Silva, J.P., Steiner, C., Nehls, T., Zech, W., Glaser, B. (2003). Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant and Soil*, 249(2), 343–57. Zugriff über <https://doi.org/10.1023/A:1022833116184>
- Lehmann, J. (2007). A handful of carbon. *Nature*, 447, 143–144. Zugriff über <https://doi.org/10.1038/447143a>
- Novak, J., Lima, I., Xing, B., Gaskin, J., Steiner, C., Das, K., Ahmedna, M., Rehrh, D., Watts, D., Busscher, W. (2009). Characterization of designer biochar produced at different temperatures and their effects on a loamy sand. *Annals of Environmental Science*, 3(1), 195–206
- Novak, J.M., Busscher, W.J., Watts, D.W., Amonette, J.E., Ippolito, J.A., Lima, I.M., Gaskin, J., Das, K.C., Steiner, C., Ahmedna, M., Rehrh, D., Schomberg, H. (2012). Biochars impact on soil-moisture storage in an ultisol and two aridisols. *Soil Science*, 177(5), 310–20. Zugriff über <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e31824e5593>
- Pump, C., Keiblinger, K.M., Scheiblaue, E., Johnen, S., Lehto, N.J., Soja, G., Zehetner, F. (2019). Temporal Changes in the Efficiency of Biochar- and Compost-Based Amendments on Copper Immobilization in Vineyard Soils. *Soil Systems*, 3(4), 78. Zugriff über <https://doi.org/10.3390/soilsystems3040078>
- Schmidt, H.P., Kammann, C., Niggli, C., Evangelou, M.W.H., Mackie, K.A., Abiven, S. (2014). Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health

- and grape quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 117–23. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.001>
- Soja, G., Wimmer, B., Rosner, F., Faber, F., Dersch, G., von Chamier, J., Pardeller, G., Ameer, D., Keiblinger, K., Zehetner, F. (2018). Compost and biochar interactions with copper immobilisation in copper-enriched vineyard soils. *Applied Geochemistry*, 88, 40–8. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.06.004>
- Ventura, M., Sorrenti, G., Panzacchi, P., George, E., Tonon, G. (2013). Biochar Reduces Short-Term Nitrate Leaching from A Horizon in an Apple Orchard. *Journal of Environmental Quality*, 42(1), 76–82. Zugriff über <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0250>
- Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., and Dias, I. (2009). *Biochar Application to Soils - A Critical Scientific Review of Effects on Soil Properties, Processes and Functions*. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R. (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere*, 89(11), 1467–71. Zugriff über <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.002>



# Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden auf Treibhausgas-Emissionen und Kohlenstoffbestand

**Irene Criscuoli – Freie Universität Bozen**

**Maurizio Ventura – Freie Universität Bozen**

**Pietro Panzacchi – Freie Universität Bozen / Università degli Studi del Molise**

**Bruno Glaser – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Deutschland**

**Katja Wiedner – Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Deutschland**

**Christian Ceccon – Freie Universität Bozen**

**Maximilian Loesch – Versuchszentrum Laimburg**

**Barbara Raifer – Versuchszentrum Laimburg**

**Giustino Tonon – Freie Universität Bozen**

## Abstract

In Südtirol gibt es circa 40 Vergasungs- und Pyrolyseanlagen, die jedes Jahr ungefähr 1.250 t Pflanzenkohle erzeugen. Diese Pflanzenkohle wird derzeit als Abfall entsorgt und generiert somit Kosten für die Betreiber. Wenn die Pflanzenkohle bestimmte gesetzliche Parameter einhalten würde (Amtsblatt 186 12.08.2015) könnte sie als „Biochar“ definiert und auf Agrarböden verteilt werden, um deren Qualität und den Ertrag der Kulturen zu verbessern. Biochar kann dank seines hohen Gehalts an Kohlenstoff (C) und der Stabilität seiner chemischen Struktur außerdem zur permanenten Bindung von C im Boden beitragen und so einen Beitrag zur Milderung des Klimawandels leisten. Die große Variabilität der veröffentlichten Ergebnisse macht jedoch eine Überprüfung der möglichen spezifischen Bedingungen für seine Anwendung im Südtirol erforderlich. In diesem Kapitel sind die Ergebnisse eines über zweieinhalb Jahre in einem Weinberg in der Nähe von Meran durchgeführten Versuchs aufgeführt, bei dem die tatsächliche Stabilität des aus Holzhackschnitzeln gewonnenen Biochars im Boden und seine Wirkung auf die Treibhausgasemissionen evaluiert werden sollte. Dem Boden des Weinbergs wurde Biochar zugesetzt, einmal in zwei Dosen reinen Biochars (20 und 50

t/ha) und einmal in Verbindung mit Kompost (45 t/ha), und dann mit dem Kontrollboden ohne Zusätze verglichen. Die Stabilität des Biochars im Boden wurde nach der Verteilung der Bodenverbesserungsmittel zu verschiedenen Zeitpunkten (drei Wochen, ein Jahr und zwei Jahre) und mit zwei unterschiedlichen Methoden evaluiert: isotopische Massenbilanz, Quantifizierung aromatischer Polycarbonsäuren (BPCA) und molekulare Kohlenstoffmarker. Die Treibhausgasemissionen ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) aus dem Boden wurden anhand eines Gasanalysators mit einer Cavity-ring-down-Spektroskopie (CRDS) und einem System dynamischer geschlossener Kammern gemessen. Die Ergebnisse haben gezeigt, dass Biochar signifikant zu einer Verringerung der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen des Bodens und zu einem Anstieg der  $\text{CO}_2$ -Emissionen beigetragen hat, aber zeitlich begrenzt und in geringem Umfang, während es keine Auswirkungen auf die  $\text{CH}_4$ -Emissionen hatte. Die Schätzung der Stabilität von Biochar im Boden wurde von der angewandten Methode beeinflusst und kennzeichnete sich durch große Unsicherheit. Die Methode der isotopischen Massenbilanz hat nur bei der Behandlung B1 (25 t/ha) einen signifikanten Abbau des Biochars zum Vorschein gebracht, wobei die durchschnittliche Verweilzeit (MRT) im Boden 2,7 Jahre betrug. Bei beiden Dosierungen konnte mit der BPCA-Methode kein signifikanter Abbau von Biochar im Boden festgestellt werden. Auf Grundlage der Ergebnisse dieses mittelfristigen Feldversuches kann man die Schlussfolgerung ziehen, dass die Anwendung von Biochar aus Vergasungsprozessen als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft keine Kontraindikationen für die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen hat und zu einer Erhöhung des Kohlenstoffgehalts im Boden beiträgt. Es wären jedoch weitere Versuche erforderlich, um die Wirksamkeit dieser Methode für eine langfristige Milderung des Klimawandels zu evaluieren.

## 1. Einleitung

In Südtirol gibt es ungefähr 40 Vergasungs- und Pyrolyseanlage, die Wärmeenergie, elektrische Energie und pro Jahr circa 1.250 Tonnen Pflanzenkohle erzeugen, ein Rückstand aus der Energieerzeugung, der derzeit als Abfall entsorgt wird und den Betreibern der Anlagen erhebliche Kosten verursacht. Pflanzenkohle ist jedoch seit nunmehr circa 15 Jahren weltweit Forschungsgegenstand der wissenschaftlichen Gemeinschaft, da sie möglicherweise als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann. Im

Falle einer Verteilung der Pflanzenkohle auf dem Boden wird diese als Biochar definiert; Biochar kann zur Verbesserung der chemischen (Ding et al., 2016), physikalischen (Blanco-Canqui, 2017) und biologischen Eigenschaften (Hardy et al., 2019) des Bodens beitragen und den Ertrag der Kulturen erhöhen (Crane-Droesch et al., 2013; Liu et al., 2013). Außerdem kann Biochar aufgrund seiner nur schwer von Mikroorganismen abbaubaren chemischen Struktur als Strategie zur Erhöhung der Fähigkeit des Bodens, Kohlenstoff zu binden, eingesetzt werden (Glaser et al., 2002), um den Klimawandel zu mildern.

Trotzdem die italienischen Gesetze (Amtsblatt 186, 12.08.2015) die Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft erlauben, ist es noch nicht sehr stark verbreitet. Die Gründe liegen teilweise in der Notwendigkeit, die wissenschaftlichen Ergebnisse zu evaluieren und an verschiedene ökologische Bedingungen und Kulturen anzupassen. Die zahlreichen Studien über Biochar haben aufgrund der Komplexität der Faktoren, die eine Rolle spielen, widersprüchliche Ergebnisse geliefert (Lehmann et al., 2015): Biochar kann mit verschiedenen Technologien erzeugt werden, angefangen bei verschiedenen Arten pflanzlicher Biomasse; außerdem kann es unter sehr unterschiedlichen pedoklimatischen und agronomischen Bedingungen eingesetzt werden (Gurwick et al., 2013).

Dieses Kapitel enthält die Ergebnisse einer Feldstudie, die im Rahmen des Projekts WOOD-UP durchgeführt wurde, um die Wirkung der Verteilung von Biochar, bei alleiniger Anwendung oder in Kombination mit Kompost, auf die Milderung des Klimawandels für die Südtiroler Agrarböden zu evaluieren. In einem Weinberg in der Nähe von Meran wurde insbesondere die Stabilität von Biochar im Boden und die mittelfristige Auswirkung seiner Anwendung auf die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) geprüft.

## 2. Materialien und Methoden

### 2.1 Versuchsstandort und Anwendung der Behandlungen

Die in diesem Kapitel vorgestellte Arbeit ist das Ergebnis von Versuchen in einem reifen Weinberg (cv. Müller Thurgau, im Jahr 2007 auf SO4 gepflanzt) in der Nähe von Meran (BZ), auf einer Höhe von circa 600 m ü. d. M., der vom Versuchszentrum Laimburg bewirtschaftet wird (Abb. 1). Das Klima der Region kennzeichnete sich in den 3 Jahren des Versuchs durch eine jährliche Durchschnittstemperatur von 10,8 °C und jährliche Niederschläge von 896,9 mm (meteorologische Daten des Versuchszentrums Laimburg, Zentrale von Fragsburg, Meran).

Bei dem Boden des Weinbergs handelt es sich um einen sandigen Lehmboden gemäß USDA-Klassifikation, mit einem Gehalt von 64 % an Sand, 24 % an Schlamm und 7 % Lehm. Der Boden ist wenig tief, reich an Skelett und kann als Dystric Eutrochrept (USDA, 1999) eingestuft werden. Der Gehalt an organischem C beträgt  $2,4 \pm 0,8$  %, der pH-Wert  $6,4 \pm 0,2$  und die Rohdichte  $1,1 \pm 0,1$  g/cm<sup>3</sup>. Während des Versuchs wurde der Versuchsstandort nicht gedüngt und nur im ersten Jahr bewässert (von Mai 2017 bis Juni 2018).

Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden  
auf die Treibhausgasemissionen und den Kohlenstoffbestand



		Block 1			Block 2						
B1	6	C	5	BC1	4	B2	3	N	2	BC2	1
		Block 3			Block 4						
B2	7	N	8	BC2	9	B1	10	C	11	BC1	12
C	18	BC2	17	B1	16	B2	15	BC1	14	N	13
N	19	B2	20	BC1	21	BC2	22	C	23	B1	24

Abb. 1 – Das Versuchsfeld (Foto oben) zum Zeitpunkt der Verteilung von Biochar und Kompost im Mai 2017, direkt vor der Bearbeitung des Bodens zur Einarbeitung der landwirtschaftlichen Verbesserungsmittel. Auf dem Foto sind die Versuchspartellen zu sehen. In der Abbildung unten ist der Versuchsentwurf in randomisierten Blöcken dargestellt.



Tabelle 1 – Physikalische und chemische Eigenschaften des in dieser Arbeit verwendeten Biochars

Parameter	Einheit	Wert	Unsicherheit
pH-Wert	-	12,4	0,5
Rohdichte	g cm <sup>-3</sup>	0,165	-
Fraktion <5 mm	%	100	10
Fraktion <2 mm	%	97	10
Fraktion <0,5 mm	%	70	7
Maximale Wasserretention	% w/w	86	7
Asche (550 °C)	%	31	3
Gesamt-C	%	58,9	-
C in CaCO <sub>3</sub>	%	1,1	-
Organischer C	%	57	5
H:C	-	0,10	0,01
Gesamt-N	%	0,39	0,04
C:N		151	
Gesamt-P	%	0,64	-
Gesamt-K	%	3,5	0,5
PAK <sup>1</sup>	mg/kg	<1	-

<sup>1</sup> Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe

Am 2. Mai 2017 wurden die Bodenverbesserungsmittel verteilt. Biochar fand in zwei Dosierungen Anwendung (25 und 50 t/ha), allein oder in Kombination mit 45 t/ha Kompost. Außerdem wurde eine Behandlung nur mit Kompost vorgenommen (45 t/ha) und ein Kontrollboden vorgesehen (ohne Verteilung von Bodenverbesserungsmittel). Insgesamt wurden also sechs Behandlungen verglichen: nicht verbesserter Kontrollboden (Behandlung N); 25 t/ha Biochar (Behandlung B1); 50 t/ha Biochar (Behandlung B2); 45 t/ha Kompost (Behandlung C); 25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost (Behandlung B1C); 50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost (Behandlung B2C). Nach der Verteilung wurden die Bodenverbesserungsmittel durch eine Oberflächenbearbeitung in die ersten 15 cm Tiefe der Erde eingearbeitet. Die gleiche Bearbeitung wurde auch am Kontrollboden ohne Bodenverbesserungsmittel durchgeführt, um für alle Behandlungen die gleichen Störungsbedingungen zu gewährleisten. Für jede Behandlung wurden vier Replikate vorgesehen, sodass sich eine Gesamtzahl von 24 Parzellen ergab, die gemäß einem randomisierten Blockdiagramm verteilt wurden. Jede Parzelle verfügt über eine Fläche von circa 80 m<sup>2</sup> und umfasst 20 Weinpflanzen, die auf zwei nebeneinanderliegende Reihen verteilt sind (Abb. 1). In jeder Parzelle wurden die Bodenverbesserungsmittel im zentralen Zwischenraum der Reihen und auf der Hälfte der beiden angrenzenden Reihenzwischenräume verteilt, während die in dieser Arbeit beschriebenen Maßnahmen nur den zentralen Zwischenraum der Reihen betrafen.

## 2.2 Verwendetes Biochar

Das im Versuch verwendete Biochar besteht aus kleinen Bruchstücken (<5 mm) und wurde bei einer Temperatur von circa 500 °C aus Nadelholz-Hackschnitzeln durch Schnell-Pyrolyse (fast pyrolysis) vom Unternehmen Record Immobiliare S.r.l. aus Lunano (PU), einem regulär eingetragenen Biochar-Hersteller, erzeugt. Tabelle 1 enthält eine detaillierte Beschreibung der physikalischen und chemischen Eigenschaften des Biochars.

## 2.3 Evaluierung der Stabilität des Biochars im Boden

### 2.3.1 Isotopische Massenbilanz

Diese Methode beruht auf der Nutzung stabiler Kohlenstoffisotope. Die Isotopensignatur des Kohlenstoffs ist das Verhältnis zwischen der Häufigkeit des schwereren und des leichteren Isotops ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) und wird als Abweichung ( $\delta$ , ‰) vom internationalen Bezugsstandard angegeben (Michener & Lajtha, 2007). Im Mai 2017, zwei Wochen vor Verteilung der Behandlungen (Zeitpunkt  $t_0$ ), wurden von jeder Versuchsparzelle mit einem Split-Tube-Sampler (Eijkkelkamp, Giesbeek, Holland) zwei Bodenproben bis zu einer Tiefe von 20 cm genommen, also insgesamt 48 Proben. Mit der gleichen Methode wurden dann zu verschiedenen Zeitpunkten nach Anwendung der Behandlungen nochmals Proben genommen: Drei Wochen danach ( $t_1$ ), ein Jahr danach ( $t_2$ ) und zwei Jahre danach ( $t_3$ ). Die entnommenen Proben wurden gewogen und durch ein 2-mm-Sieb gegeben, um eventuell vorhandene Steine und Wurzeln von der feinen Erde zu trennen. Die aus den einzelnen Proben ausgesonderten Steine wurden gewogen und ihr Volumen durch Eintauchen in Wasser gemessen, um die Dichte der Steine zu bestimmen. Das Trockengewicht der Probe wurde durch Entnahme einer Teilprobe feiner Erde und Trocknung im Ofen bei 105 °C ermittelt. Eine weitere Teilprobe feiner Erde wurde hingegen bei Umgebungstemperatur getrocknet, fein gemahlen und im Labor der Freien Universität Bozen analysiert, um die Konzentration des organischen Kohlenstoffs (%) und die Isotopensignatur ( $\delta^{13}\text{C}$ ) festzustellen. Für jede Probe wurde die Rohdichte des Bodens ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) ermittelt; dazu wurde das Trockengewicht der Probe feiner Erde durch das Volumen der entnommenen Probe geteilt und von letzterem das Volumen der in der Probe vorhandenen Steine abgezogen.

Die Analysen der Konzentration des organischen Kohlenstoffs (%) und die Isotopensignatur ( $\delta^{13}\text{C}$ ) wurden auch an 4 Biochar-Proben durchgeführt.

Da die isotopische Massenbilanz nur eingesetzt werden kann, wenn zwei Kohlenstoffquellen im Boden vorhanden sind, haben wir diese Methoden nur auf die Behandlungen B1 und B2 angewandt und nicht auch auf die Behandlungen B1C und B2C. Letztere haben nämlich drei Kohlenstoffquellen (die ursprüngliche organische Substanz des Bodens, Biochar und Kompost). Die Evaluierung erfolgte für jeden Zeitpunkt der Probenentnahme mit folgender Gleichung:

$$f = \frac{\delta^{13}C_{tot} - \delta^{13}C_{SOM}}{\delta^{13}C_{biochar} - \delta^{13}C_{SOM}} \quad [1]$$

wobei  $f$  der aus Biochar stammenden organischen Kohlenstofffraktion des Bodens entspricht ( $C_{biochar}/C_{tot}$ ); die Isotopensignaturen entsprechen hingegen dem mit Biochar verbesserten Boden ( $\delta^{13}C_{tot}$ ), der ursprünglichen organischen Bodensubstanz (soil organic matter, SOM) ( $\delta^{13}C_{SOM}$ ) und dem Biochar ( $\delta^{13}C_{biochar}$ ). Der Wert von  $\delta^{13}C_{SOM}$  wurde durch Analyse der Bodenproben aus den Parzellen vor Verteilung der Bodenverbesserungsmittel ( $t_0$ ) ermittelt.

Die Daten wurden verwendet, um die aus Biochar stammende Kohlenstoffmenge (Biochar-C) in der Bodenschicht (20 cm) zu ermitteln, aus der die Probe entnommen wurde; diese Menge wird in t/ha abgegeben und mit folgender Gleichung berechnet:

$$\text{Biochar-C [t/ha]} = f \times C_{org}[\%]/100 \times \rho_{Boden} [\text{g/cm}^3] \times 20 [\text{cm}] \times 100 \quad [2]$$

wobei  $C_{org}$ , der Konzentration von organischem Kohlenstoff im Boden entspricht und  $\rho_{Boden}$  der Rohdichte des Bodens.

Danach wurden die ermittelten Werte mit einem exponentiellen Abbaumodell interpoliert.

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad [3]$$

wobei  $C_t$  è der Menge an Biochar-C entspricht, die zum Zeitpunkt  $t$  im Boden verbleibt,  $C_0$  der auf dem Boden verteilten Dosis von Biochar-C und  $k$  der Zersetzungskonstante des Biochars. Die durchschnittliche Verweilzeit (Mean Residence Time, MRT) des Biochars im Boden wurde als  $1/k$  berechnet.

### 2.3.2 BPCA-Methode

In den zu den Zeitpunkten t<sub>0</sub>, t<sub>1</sub> und t<sub>3</sub> in den Weinbergen genommenen Bodenproben wurde der aus Biochar stammende Kohlenstoffgehalt auch durch Analyse spezifischer molekularer Marker für schwarzen Kohlenstoff bestimmt (aromatische Polycarboxylsäuren, BPCA); dazu wurde die von Busch und Glaser (2015) vorgeschlagene Methode verwendet. Die Analysen wurden in den Laboratorien der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (Deutschland) durchgeführt.

Zur Quantifizierung des BPCA-Gehalts wurden die Proben vier analytischen Phasen ausgesetzt: Hydrolyse, Oxidation, Derivatisierung und Quantifizierung durch Gaschromatografie (Busch und Glaser, 2015). Nach Quantifizierung der BPCA wurde der Gehalt an Biochar-C in den Proben durch Multiplikation der BPCA mit einem Konversionsfaktor (10) ermittelt, der als Verhältnis zwischen den im Biochar vorhandenen BPCA und seinem Gehalt an organischem Kohlenstoff berechnet wird.

Die Ergebnisse der Analysen wurden verwendet, um den aus Biochar stammenden Gehalt an Kohlenstoff im Boden zu berechnen; dieser wurde in Tonnen pro Hektar angegeben (Biochar-C, t/ha) und mit folgender Formel berechnet:

$$\text{Biochar-C} = C_{\text{BPCA}} [\text{g/kg}] \times \rho_{\text{Boden}} [\text{g/cm}^3] \times 20 [\text{cm}] \times 10 \quad [4]$$

wobei  $C_{\text{BPCA}}$  dem Gehalt an schwarzem Kohlenstoff entspricht (g/kg Boden), der mit der BPCA-Methode ermittelt wird.

Zur Evaluierung der Stabilität des dem Boden zugesetzten Biochars, wurde die zu jedem Zeitpunkt der Entnahme geschätzte Menge an Biochar-C korrigiert, indem man von dieser den bereits vor Verteilung der Behandlungen im Boden vorhandenen natürlichen Kohlenstoffgehalt abzog; dieser wurde durch Analyse der zum Zeitpunkt t<sub>0</sub> entnommenen Proben ermittelt.

Da die BPCA nur zu zwei Zeitpunkten nach Anwendung des Biochars analysiert wurden, war es nicht möglich, die Zersetzungsrates wie im Fall der isotopischen Massenbilanz anhand eines exponentiellen Modells zu berechnen.

## 2.4 Messung der vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen

Im Versuchsfeld wurden die vom Boden ausgehenden Emissionen der drei wichtigsten Treibhausgase gemessen: Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ,  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), Methan ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) und Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Die Flüsse wurden in Echtzeit, direkt im Feld, anhand eines Gasanalysators mit CRDS-Technologie analysiert (cavity ring-down spectrometry, Picarro Inc., Santa Clara, CA, USA); der Analysator wurde an 6 dynamische geschlossene Kammern angeschlossen (eosAC Autochamber, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada), die von einem Multiplexer gesteuert wurden (eosMX, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada). Für die Messungen wurden die Kammern auf PVC-Ringen mit 15 cm Durchmesser positioniert, die in die oberen 4 cm des Bodens eingesetzt wurden. Die Messungen an jedem Ring dauerten 10 Minuten; die Wartezeit zwischen den Messungen betrug 132 Sekunden.

Die Treibhausgasemissionen wurden von August 2017 bis Dezember 2019 monatlich überwacht. Bei jeder Messreihe wurden die 6 Kammern im Wechsel auf 3 Replikate jeder Behandlung angewendet, wobei insgesamt 18 Parzellen überprüft wurden.

Die Messungen erfuhren in den Monaten Januar und Februar 2018 und 2019 Unterbrechungen aufgrund von Eis und Schnee auf dem Boden sowie gelegentlich in anderen Zeiträumen des Jahres aufgrund von Defekten der Instrumente.

## 2.5 Statistische Analyse

Die in diesem Kapitel vorgestellten Ergebnisse der verschiedenen Bodenanalysen sind ein Durchschnittswert von 4 Replikaten für jede Behandlung ( $\pm$  Standardfehler), während sich die Daten der Treibhausgasemissionen auf den Mittelwert von 3 Replikaten für jede Behandlung ( $\pm$  Standardfehler) beziehen.

Die statistische Gegenüberstellung der untersuchten Parameter erfolgte anhand einer Varianzanalyse (ANOVA), gefolgt von einem Student–Newman–Keuls-Test (SNK) zur Verdeutlichung der signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen. Die Homoskedastizität der Daten wurde überprüft und im Falle eines Verstoßes gegen diese Bedingungen wurden die Daten einer logarithmischen Umformung unterzogen. Insbesondere für die Konzentration von Biochar-C im Boden (g/kg Probe) wurden für jede Behandlung Vergleiche zwischen den unterschiedlichen Zeitpunkten der Probenahme (t0, t1 und t3) für den Bestand an Biochar-C im Boden (t/ha) erstellt; für jede Behandlung mit Biochar wurden Vergleiche zwischen dem Zeitpunkt t1 und t3 angestellt; für den Bestand von C im Boden (t/ha) wurden für jede Behandlung Vergleiche zwischen den vier Zeitpunkten der Probenahme (t0, t1, t2 und t3) angestellt; für die Emissionen jedes Treibhausgases wurden bei jeder Messreihe Vergleiche zwischen den sechs Behandlungen erstellt.

Die Interpolation der Biochar-C-Werte im Boden mit exponentiellem Modell wurde anhand einer nichtlinearen Regressionsanalyse durchgeführt. Alle Untersuchungen wurden mit der Software STATA 16 (StataCorp LLC, Texas, USA) und einem Konfidenzintervall von 95 % durchgeführt.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Stabilität des Biochars im Boden

Auf Grundlage der isotopischen Massenbilanz wurden drei Wochen nach der Anwendung der Bodenverbesserungsmittel in der Behandlung B1 im Durchschnitt  $80 \pm 9$  % des in den Boden eingebrachten Biochar-C gefunden, in der Behandlung B2 hingegen  $95 \pm 18$  % (Abb. 2). Nach circa einem Jahr (385 Tage) sank der im Boden verbleibende Prozentsatz an Biochar-C auf  $70 \pm 14$  % in der Behandlung B1 und auf  $91 \pm 16$  % in der Behandlung B2 (Abb. 2). Nach circa 2 Jahren schließlich (745 Tage) fanden sich in der Behandlung B1 nur noch weniger als die Hälfte des verteilten Biochar-C ( $40 \pm 17$  %), in der Behandlung B2 hingegen  $69 \pm 31$  % (Abb. 2).

In der Behandlung B1 betrug die durch das negative exponentielle Modell geschätzte tägliche Zersetzungsrate ( $k$ ) 0,1 % und die jährliche Rate 36,5 %, entsprechend einer durchschnittlichen Verweilzeit (Mean Residence Time, MRT) von 2,7 Jahren im Boden. In der Behandlung B2 hingegen wurde keine signifikante Zersetzungsrate verbucht. Das für die Behandlung B1 erzielte Abbaumodell zeigt einen erheblichen Verlust von Biochar-C in den ersten drei Wochen des Versuchs. Im Boden wurde eine um 19,75 % niedrigere Menge an Biochar im Boden gemessen als tatsächlich angewandt (Abb. 2). Nach diesem bedeutenden Anfangsverlust wird eine kontinuierliche Verringerung der Konzentration beobachtet, die im ersten Jahr weniger stark ausfällt (-9,75 %), um dann im zweiten Jahr wieder an Geschwindigkeit aufzunehmen (-30,17 %).

Aus den Ergebnissen der zweiten zur Schätzung der Stabilität des Biochar-C im Boden angewandten Methode, d. h. der BPCA-Analyse, geht hervor, dass vor Verteilung der Bodenverbesserungsmittel im Boden bereits  $7,45 \pm 0,1$  g Biochar-C pro kg Boden vorhanden waren (Abb. 3). Bei allen Behandlungen mit Biochar und Biochar + Kompost stieg der Biochar-C-Wert nach der Verteilung dieser Bodenverbesserungsmittel signifikant an, während der Biochar-C-Gehalt bei den Behandlungen C und N keine erhebliche Änderung verbucht (Abb. 3). Bei keiner der Behandlungen zwischen dem Zeitpunkt  $t_1$  und  $t_3$  wurden signifikante Änderungen im Biochar-C-Gehalt beobachtet (Abb. 3).

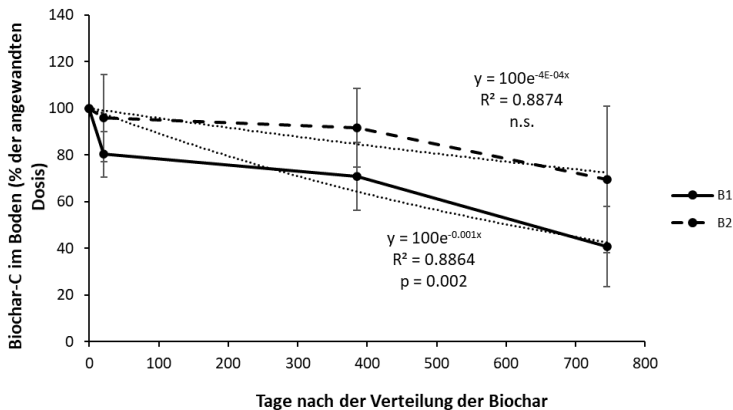


Abb. 2 – Biochar-C im Boden (% der angewandten Dosis) 21, 385 und 745 Tage nach der Verteilung von Biochar in den Behandlungen B1 (25 t/ha Biochar) und B2 (50 t/ha Biochar). Die dargestellten Werte sind das Ergebnis der isotopischen Massenbilanz. Die Fehlerbalken stellen den Standardfehler des Mittelwerts dar.



Nach Abzug der im Boden vorhandenen natürlichen Menge an Biochar betrug die zum Zeitpunkt t1 wiedergefundene Biochar-Menge bei der Behandlung B1 8,4 t C/ha, bei der Behandlung B1C 12,5 t C/ha, bei der Behandlung B2 20,5 t C/ha und bei der Behandlung B2C 24,2 t C/ha (Abb. 4). Im Verhältnis zu der mit den Bodenverbesserungsmitteln verteilten Mengen an Biochar-C (15,9 t C/ha bei den Behandlungen B1 und B1C und 31,9 t C/ha bei den Behandlungen B2 und B2C, in Abb. 4 durch die horizontalen Balken dargestellt), beliefen sich die geschätzten Mengen auf 52 % bzw. 78 % bei den Behandlungen B1 und B1C und 64 % bzw. 75 % bei den Behandlungen B2 und B2C. Zum Zeitpunkt t3 hat die BPCA-Methode bei den Behandlungen B1 und B2 die Menge an Biochar-C im Boden überschätzt, was in einer höheren angewandten Menge resultieren würde (Abb. 4). Gleichzeitig wurden 16,2 t C/ha Biochar-C für die Behandlung B1C und 22,7 t C/ha für die Behandlung B2C geschätzt /Abb. 4). Die zu den beiden Zeitpunkten der Probenahme geschätzten Werte unterschieden sich jedoch bei keiner der Versuchsbehandlungen deutlich voneinander.

Beim Vergleich der beiden Methoden zur Quantifizierung des Biochar-C im Boden (Abb. 5), kann man beobachten, dass sich die mit den beiden Methoden erzielten Schätzungen zum Zeitpunkt t1 nicht erheblich unterscheiden, auch wenn die mit der isotopischen Massenbilanz erzielte Schätzung der tatsächlich verteilten Menge sowohl für die Behandlung B1 ( $13,86 \pm 2,53$  t/ha Biochar-C gegenüber 15,9 t/ha) als auch für die Behandlung B2 ( $30,63 \pm 5,98$  t/ha Biochar-C gegenüber 31,9 t/ha) näher kommt, während die BPCA-Methode Schätzungen liefert, die niedriger als die angewandten Dosen liegen ( $8,39 \pm 3,76$  t/ha Biochar-C gegenüber 15,9 t/ha in B1 und  $20,54 \pm 5,71$  t/ha Biochar-C gegenüber 31,9 t/ha in B2). Zum Zeitpunkt t3 liegt die mit der BPCA-Methode für die Behandlung B1 erzielte Schätzung des im Boden verbleibenden Biochar-C deutlich höher (+63,3 %) als die mit der isotopischen Massenbilanz geschätzte Menge, während sich bei der Behandlung B2 keine signifikanten Differenzen zwischen den beiden Methoden ergaben (Abb. 5).

Was den Gesamtkohlenstoff (t/ha) im Boden anbelangt, sieht man in Abb. 6, dass der Kohlenstoffbestand zwischen dem Zeitpunkt t0 und dem Zeitpunkt t3 bei den Behandlungen mit der höchsten Biochar-Dosierung deutlich ansteigt

(B2, +83 % und B2C, +41,8%). Dieser Anstieg ist auf die Verteilung von 50 t/ha Biochar zurückzuführen. Die im Kontrollboden beobachtete Verringerung des Kohlenstoffbestands zwischen dem Zeitpunkt t1 und dem Zeitpunkt t3 (Abb. 6) hängt wahrscheinlich mit der Änderung der Rohdichte des Bodens zusammen. In der Tat sinkt diese zum Zeitpunkt t1 infolge von Bodenarbeiten. Die geringere Rohdichte hat bei gleicher Tiefe zu einer Verringerung der Bodenprobenmenge und somit des geschätzten Kohlenstoffbestands im Boden geführt. Bei der gleichen Behandlung zum Zeitpunkt t3 sieht man in der Tat eine Rückkehr des Kohlenstoffbestands zu mit t0 vergleichbaren Werten, wahrscheinlich aufgrund der wiederholten Überfahrt landwirtschaftlicher Maschinen für die Arbeiten an den Kulturen, die eine Kompaktierung des Bodens zur Folge hatten (Zunahme der Rohdichte).

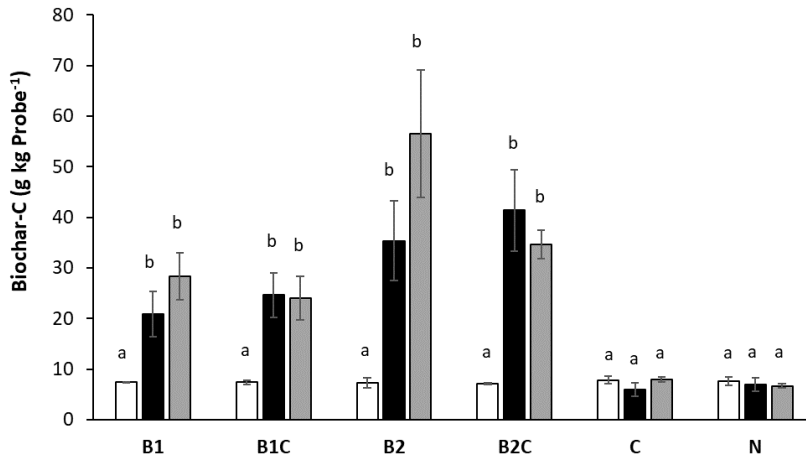


Abb. 3 – Biochar-C im Boden (g/kg) in den sechs Versuchsbehandlungen: N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost) vor Verteilung der landwirtschaftlichen Bodenverbesserungsmittel (weiße Balken, t0), 3 Wochen danach (schwarze Balken, t1) und zwei Jahre danach (graue Balken, t3). Die Buchstaben über den Balken weisen, wenn sie verschieden sind, auf einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den drei Zeiten der Probenentnahme innerhalb einer gleichen Behandlung hin ( $p \leq 0,05$ ). Die angegebenen Werte sind das Ergebnis der Quantifizierung der aromatischen Polycarboxylsäuren (BPCA). Die Fehlerbalken stellen den Standardfehler des Mittelwerts dar.

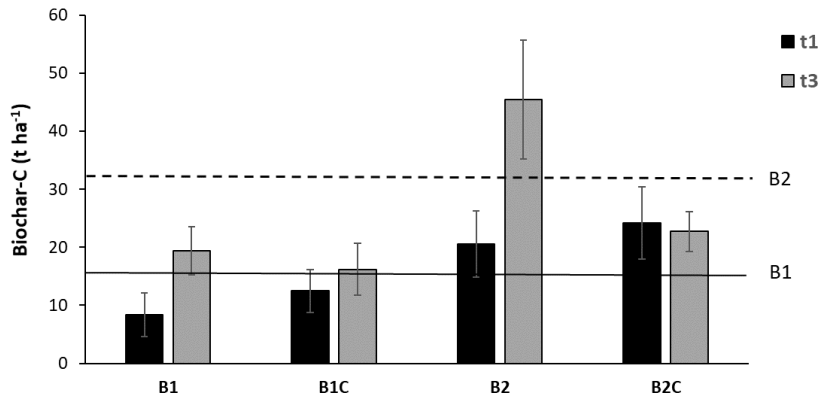


Abb. 4 – Biochar-C im Boden (t/ha) in den verschiedenen Behandlungen: B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost) 3 Wochen nach der Verteilung der Bodenverbesserungsmittel (schwarze Balken in der Grafik, t1) und zwei Jahre danach (graue Balken, t3). Von der im Boden gemessenen Menge der Proben wurde die vor der Verteilung der Bodenverbesserungsmittel (t0) natürlich im Boden vorhandene Menge an Biochar-C abgezogen. Die horizontalen Linien stellen die angewandten Biochar-Dosierungen dar (B1 und B2). Zwischen den Zeitpunkten t1 und t3 wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt ( $p \leq 0,05$ ). Die angegebenen Werte sind das Ergebnis der Quantifizierung der aromatischen Polycarboxylsäuren (BPCA). Die Fehlerbalken stellen den Standardfehler des Mittelwerts dar.

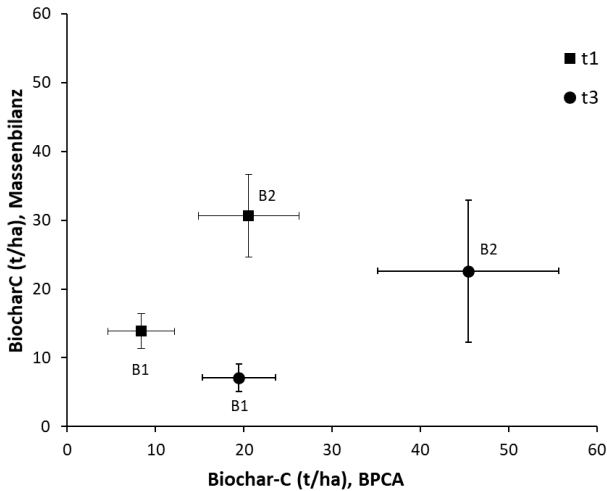


Abb. 5 – Vergleich der mit der Methode der isotopischen Massenbilanz (Y-Achse) und der BPCA-Analyse (X-Achse) erzielten Schätzungen des Biochar-C im Boden (t/ha) für die Behandlungen B1 und B2 drei Wochen (t1) und zwei Jahre (t3) nach der Verteilung des Biochars. Die Fehlerbalken stellen den Standardfehler des Mittelwerts dar und das Sternchen steht für einen signifikanten Unterschied zwischen den mit den beiden Analysemethoden erzielten Schätzungen.

## Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden auf die Treibhausgasemissionen und den Kohlenstoffbestand

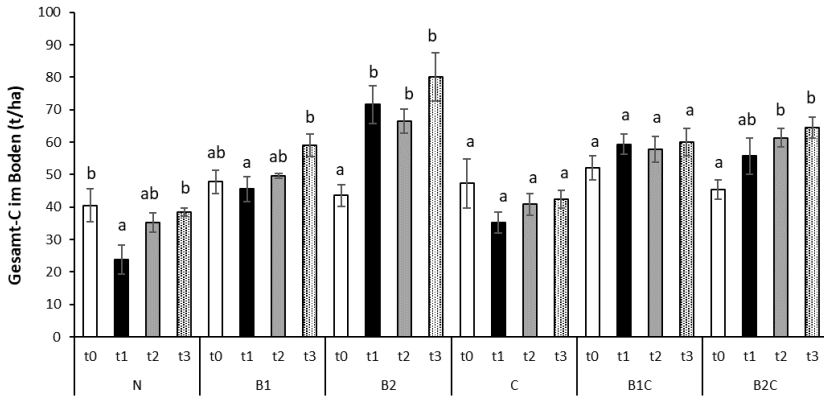


Abb. 6 – Für die verschiedenen Behandlungen gemessener Kohlenstoffbestand im Boden (t/ha): N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost) vor Verteilung der Bodenverbesserungsmittel (t0, weiße Balken), 3 Wochen nach der Verteilung (t1, schwarze Balken), 1 Jahr danach (t2, graue Balken) und 2 Jahre danach (t3, weiße Balken mit schwarzen Punkten). Die Buchstaben über den Balken weisen, wenn sie verschieden sind, auf einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den vier Zeiten der Probenentnahme innerhalb einer gleichen Behandlung hin ( $p \leq 0,05$ ). Die Fehlerbalken stellen den Standardfehler des Mittelwerts dar.

### 3.2 Vom Boden ausgehende Treibhausgasemissionen

Die vom Boden ausgehenden  $\text{CO}_2$ -Emissionen (Abb. 7) weisen eine ausgeprägte saisonale Variabilität auf; In den warmen Jahreszeiten wird ein größerer Fluss gemessen als in den kalten. Der Höchstwert wurde im August 2017 für die Behandlung B1 verbucht ( $17,1 \mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ); die niedrigsten Werte, nahe bei 0, wurden für alle Behandlungen im Dezember 2017 gemessen.

Signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen wurden nur in 3 Versuchsreihen festgestellt (Abb. 7, Tab. 2). Im Juni 2018 waren die Emissionen der Behandlung B2C deutlich höher als die der Behandlungen N, B1 und C. Im April 2019 waren die Emissionen der Behandlung N deutlich höher als die der Behandlung C, während im Juli 2019 die Emissionen der Behandlung B2 höher als die der Behandlungen B1C und C waren.

Die Flüsse von  $\text{CH}_4$  ( $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ , Abb. 8) waren immer negativ, was bei allen Behandlungen auf einen Nettoverbrauch von Methan durch den Boden hinweist. Einzige Ausnahme war die Messreihe im Oktober 2017, als die Nettoemissionen von Methan in den Behandlungen B1 ( $1,1 \text{ nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ ) und B1C ( $0,9$

nmol/m<sup>2</sup>/s) gemessen wurden. Während des gesamten Studienzeitraums gab es keine signifikanten Differenzen zwischen den gemessenen Methanflüssen der 6 Behandlungen.

Die Flüsse von N<sub>2</sub>O (nmol/m<sup>2</sup>/s, Abb. 9) waren nur in der ersten Messreihe im August 2017 ziemlich hoch, als die Werte zwischen 0,26 nmol/m<sup>2</sup>/s bei der Behandlung B2C und 0,89 nmol/m<sup>2</sup>/s bei der Behandlung B1C lagen. Ab Oktober 2017 Reduzierte sich die Intensität der Emissionen und variierte zwischen -0,08 und 0,15 nmol/m<sup>2</sup>/s. Nur in vier der Messreihen wiesen die Emissionen der verschiedenen untersuchten Behandlungen deutliche Unterschiede auf (Abb. 9, Tab. 2). Im Dezember 2017 insbesondere waren die Emissionen der Behandlung N deutlich höher als die der Behandlung B2. Im Mai 2018 hingegen wurden in den Behandlung B1C deutlich höhere Emissionen als in den Behandlungen B2, C und B2C beobachtet. Im Dezember 2018 verbuchte die Behandlung N höhere Emissionen als alle anderen. Im Juni 2019 schließlich wurden in der Behandlung C höhere Emissionen registriert als in der Behandlung B2.

Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden  
auf die Treibhausgasemissionen und den Kohlenstoffbestand

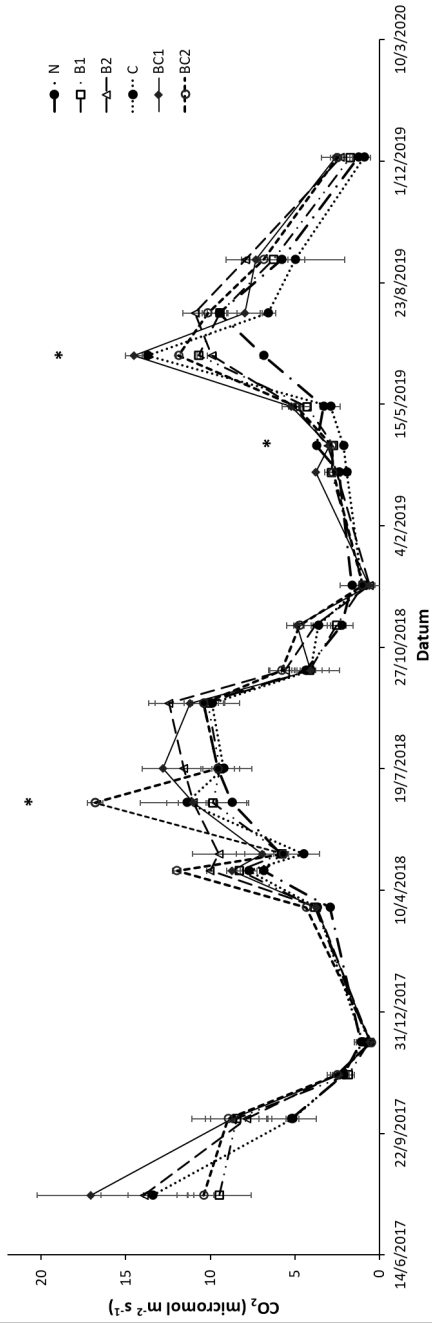


Abb. 7 – Vom Boden des Versuchsweinbergs Labers in Meran ausgehende CO<sub>2</sub>-Emissionen (mmol/m<sup>2</sup>/s), die in Verbindung mit den sechs Versuchsbehandlungen gemessen wurden: N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost). Die Messungen wurden zwischen August 2017 und Dezember 2019 durchgeführt. Die Daten stellen die Mittelwerte der drei Replikate für jede Behandlung ± Standardfehler dar. Die Sternchen weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Mittelwerten hin, die Ergebnisse des paarweisen Vergleichs zwischen den Behandlungen sind in Tab. 2 aufgeführt.

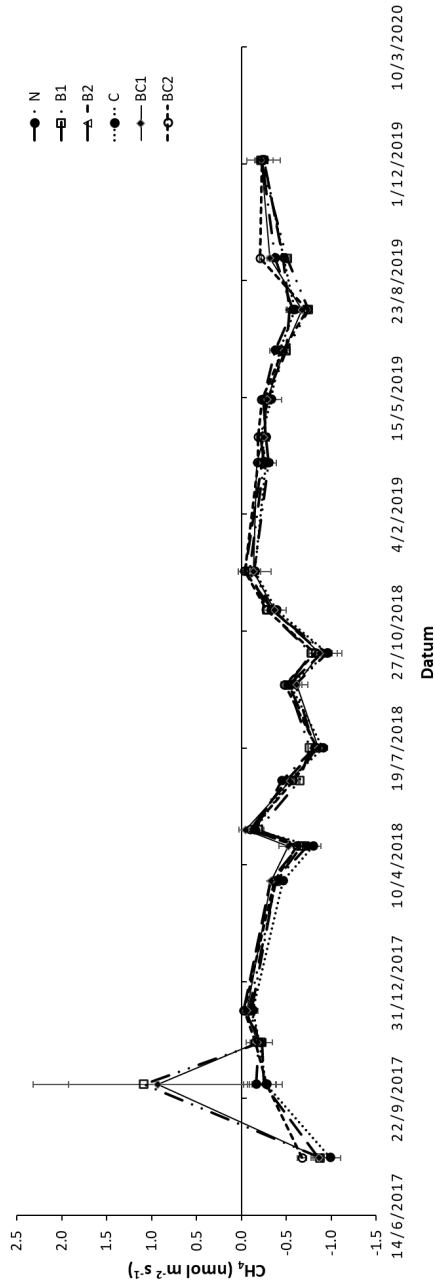


Abb. 8 – Vom Boden des Versuchsweinbergs Labers in Meran ausgehende CH<sub>4</sub>-Emissionen (nmol/m<sup>2</sup>/s), die in Verbindung mit den sechs Versuchsbehandlungen gemessen wurden: N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost). Die Messungen wurden zwischen August 2017 und Dezember 2019 durchgeführt. Die Daten stellen die Mittelwerte der drei Replikate für jede Behandlung ± Standardfehler dar. Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen festgestellt.

## Wirkung des Zusatzes von Biochar zum Boden auf die Treibhausgasemissionen und den Kohlenstoffbestand

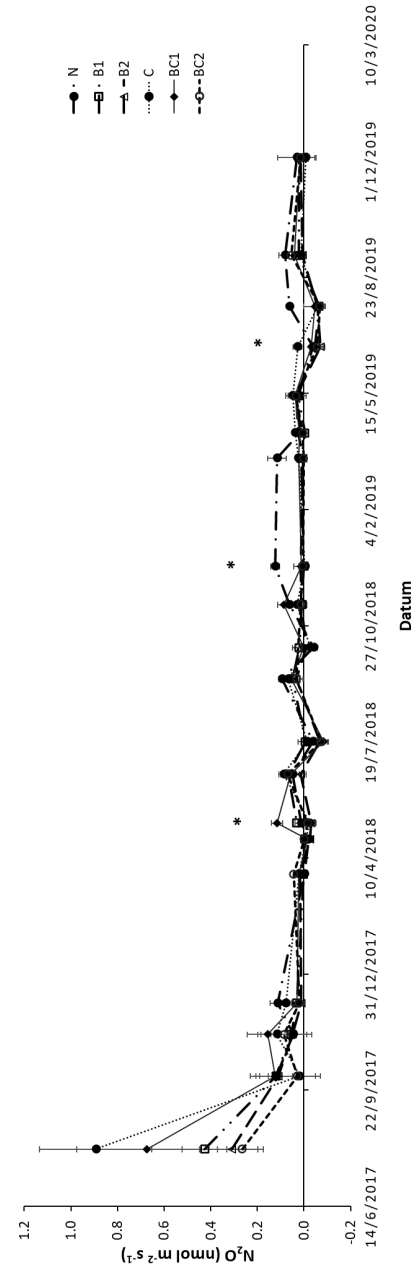


Abb. 9 – Vom Boden des Versuchsweinbergs Labers in Meran ausgehende  $N_2O$ -Emissionen ( $mmol/m^2/s$ ), die in Verbindung mit den sechs Versuchsbehandlungen gemessen wurden: N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost). Die Messungen wurden zwischen August 2017 und Dezember 2019 durchgeführt. Die Daten stellen die Mittelwerte der drei Replikate für jede Behandlung  $\pm$  Standardfehler dar. Die Sternchen weisen auf einen signifikanten Unterschied zwischen den Mittelwerten hin, die Ergebnisse des paarweisen Vergleichs zwischen den Behandlungen sind in Tab. 2 aufgeführt.



Tabelle 2 – Ergebnisse des statistischen Vergleichs der vom Boden ausgehenden CO<sub>2</sub>- (mmol/m<sup>2</sup>/s) und N<sub>2</sub>O-Emissionen (nmol/m<sup>2</sup>/s), die in Verbindung mit den sechs Behandlungen gemessen wurden. N (Kontrollboden), B1 (25 t/ha Biochar), B2 (50 t/ha Biochar), C (45 t/ha Kompost), B1C (25 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost), B2C (50 t/ha Biochar + 45 t/ha Kompost). Die Messungen wurden zwischen August 2017 und Dezember 2019 durchgeführt. Unterschiedliche Buchstaben weisen auf signifikante Unterschiede zwischen den Behandlungen hin und entsprechen den jeweiligen Sternchen in der Abb. 7 und 9.

Behandlung	CO <sub>2</sub> μmol/m <sup>2</sup> /s			N <sub>2</sub> O μmol/m <sup>2</sup> /s			
	Jun. 2018	Apr. 2019	Jul. 2019	Dez. 2017	Mai 2018	Dez. 2018	Jun. 2019
N	8,7 a	3,7 b	9,5 ab	0,11 b	0,01 ab	0,12 b	-0,04 ab
B1	9,9 a	2,7 ab	9,4 ab	0,03 ab	0,03 ab	0,01 a	-0,05 ab
B2	11 ab	3 ab	10,9 c	0,01 a	-0,03 a	0,01 a	-0,07 a
C	11,4 a	2,1 a	-6,6 a	0,08 ab	-0,02 a	-0,01 a	0,02 b
B1C	11,1 ab	2,9 ab	7,9 bc	0,03 ab	0,11 b	0,01 a	-0,03 ab
B2C	16,8 b	2,8 ab	10,2 ab	0,02 ab	-0,01 a	0,01 a	-0,06 ab

## 4. Diskussion

### 4.1 Stabilität des Biochars im Boden

In dieser Studie ist die durch isotopische Massenbilanz für die Behandlung B1 geschätzte MRT des Biochars geringer als bei den meisten Studien, die zuvor durchgeführt wurden. In ihrer Metaanalyse schätzen Wang et al. (2016), ausgehend von den Ergebnissen 24 wissenschaftlicher Artikel, dass die stabilste Fraktion von Biochar (die 97 % des Biochars darstellt) im Durchschnitt eine MRT von 556±483 Jahren hat. Den Mittelwerten der MRT wird jedoch eine hohe Unsicherheit zugeschrieben, die auf eine große Zahl von Faktoren wie die Art des verwendeten Biochars, die spezifischen Eigenschaften des Bodens und die angewandte Versuchsmethode zurückzuführen sind. Tatsächlich gibt es in der Literatur MRT-Schätzungen der gleichen Größenordnung, wie in un-

serer Studie berechnet. In der Metaanalyse von Singh et al. (2012) zum Beispiel, welche die Ergebnisse von 17 verschiedenen Versuchsstudien untersucht, führen die Autoren MRT-Werte zwischen 1 und 750 Jahren an, und für die 6 untersuchten Arbeiten eine MRT < 15 Jahren. Vor Kurzem schätzten Ventura et al. (2019) die MRT in einer zweieinhalbjährigen Feldstudie auf 10,3 Jahre.

Andererseits zeigen die mit der isotopischer Massenbilanz für die Behandlung B2 und die mit der BPCA-Analyse für beide Behandlungen erzielten MRT-Schätzungen einen nicht signifikanten Abbau von Biochar im Boden und somit eine substantielle Stabilität des Biochars in den zwei Jahren der Versuchsmessungen. Dieses Ergebnis liegt daher mehr auf einer Linie mit den meisten Studien, die in der Literatur genannt und in der Metaanalyse von Wang et al. (2016) zusammengefasst werden.

Der hohe Anfangsverlust im exponentiellen Abbaumodell, der bei den isotopischen Messungen des Biochars in der Dosis B1 registriert wurde, könnte mit dem Abbau der labileren Fraktion des Biochars durch Mikroorganismen des Bodens zusammenhängen. Wie bereits dargelegt wurde, besteht Biochar aus zwei verschiedenen Kohlenstofffraktionen: einer stabilen Fraktion, die den größten Teil des Biochars ausmacht, und einer kleineren Fraktion, die sich durch einen sehr viel schnelleren Abbau kennzeichnet (Downie et al., 2009; Zimmerman, 2010).

Man kann jedoch nicht ausschließen, dass der Verlust von Biochar in der Anfangsphase des Versuchs auch durch abiotische Faktoren verursacht wurde. Zum Beispiel könnten die Biochar-Verluste beim Transport, Abladen und Verteilen des Biochars entstanden sein; da dieses eine sehr feine Körnung und eine sehr geringe Dichte hat, könnte es vom Wind aus dem Anwendungsbereich heraus weggeweht worden sein. In anderen Studien wurde beobachtet, dass der Wind Verluste bis zu 28 % der angewandten Biochar-Menge verursachen kann (Major, 2010). Zur Begrenzung dieser Verluste wurde das Biochar vor der Anwendung im Weinberg befeuchtet, bis seine Feuchtigkeit 20 % sei-

nes Gewichts erreichte; zudem wurde das Biochar direkt nach der Anwendung in den Boden eingearbeitet; dennoch können Verluste durch Verwehung nicht ausgeschlossen werden.

Ein Teil des Biochars könnte auch durch Wasser abtransportiert worden sein, wenn man das Gefälle des Versuchsstandorts in Betracht zieht. Biochar wird vom Wasser in der Tat eher als andere organische Substanzen erodiert, da es eine geringe Dichte besitzt und in der ersten Zeit nach der Anwendung nicht mit dem mineralischen Anteil des Bodens interagiert (Rumpel et al., 2006). Die durch Abfließen verursachten Biochar-Verluste können über 50 % des verteilten Biochars ausmachen (Major et al., 2010). Außerdem kann das Wasser das Biochar auch durch Perkolation in tiefere Bodenschichten transportieren. Singh et al. (2015) haben beobachtet, dass zwischen 1,2 und 15,7 % des Biochars in eine Schicht des Bodens unter der Schicht transportiert wird, auf der es verteilt wurde. Der Verlust durch Perkolation könnte an unserem Versuchsstandort durch die Eigenschaften des Bodens begünstigt worden sein, der wegen seiner Struktur und seines hohen Steingehalts starke drainierende Merkmale besitzt. Das würde mit den Resultaten der Studie von Singh et al. (2015) übereinstimmen, die beweist, dass der Biochar-Verlust durch Perkolation bei Arenosolböden größer ist als der infolge von Mineralisierung. Außerdem könnten die pulverartige Beschaffenheit und die extreme Leichtigkeit des verwendeten Biochars diese Phänomene erleichtert haben.

Die Schätzung der MRT dieser Studie könnte auch durch methodologische Aspekte wie zum Beispiel die Versuchsdauer beeinflusst worden sein. Zahlreichen Studien zufolge wird die Schätzung des Biochar-Abbaus stark durch die Versuchsdauer beeinflusst (Fang et al., 2014; Kuzyakov et al., 2014; Kuzyakov et al., 2009; Ventura et al., 2019); dieser ist in den ersten beiden Jahren höher, und verlangsamt sich dann radikal. In unserer zweijährigen Studie könnte die Abbaurate der Behandlung B1 möglicherweise zu hoch eingeschätzt worden sein.

Es sei gesagt, dass die bisherigen Studien zur Stabilität von Biochar im Boden zum größten Teil im Labor, durch Inkubation des Bodens in kontrollierter Umgebung durchgeführt wurden. Möglicherweise stellen diese Versuche die

unter Feldbedingungen auftretenden Erscheinungen nicht angemessen dar (Ventura et al., 2015, 2019). Im Labor werden Erscheinungen, die physikalische Abbauprozesse und die chemische Oxidation von Biochar beschleunigen können, wie z. B. Wetterereignisse, Expositionen gegenüber Ozon und UV-Strahlung oder Frost-Tau-Zyklen, möglicherweise nicht richtig simuliert (Kuzyakov et al., 2014; Spokas, 2010). Außerdem kann die Bodenfauna, z. B. Regenwürmer, die Zerkleinerung des Biochars begünstigen und dieses so einem stärkeren biotischen und abiotischen Abbau aussetzen (Ameloot et al., 2013; Lehmann et al., 2011; Pingree et al., 2017). Und schließlich kann das Vorhandensein von Wurzeln im Boden den Abbau von Biochar um bis zu 50 % erhöhen (Ventura et al., 2019), da das Wurzelexsudat die mikrobielle Aktivität stimuliert (Keith et al., 2011; Luo et al., 2011).

Die Ergebnisse der BPCA- Analysen weisen keine signifikante Verringerung des Biochar-C-Gehalts im Boden zwischen dem Zeitpunkt t1 und dem Zeitpunkt t3 auf (Abb. 4); vielmehr kann man eine tendenzielle, wenn auch nicht bedeutende Zunahme beobachten, vor allem in den Behandlungen B1 und B2. Dieses Ergebnis wurde in früheren Studien beobachtet (Busch & Glaser, 2015; Fischer et al., 2018) und mit einer Vielfalt von Faktoren in Zusammenhang gebracht. Während die Untersuchungsergebnisse aufgrund der Komplexität der Verfahren einerseits von operativen Fehlern, wie zum Beispiel der Heterogenität der Verteilung von Biochar auf dem Feld, sowie von möglichen Fehlern während der analytischen Phase beeinträchtigt werden können (Fischer et al., 2018), haben Glaser & Knorr (2008) andererseits eine nicht von pyrogenen Quellen abhängige Zunahme um 25 % des Biochar-C-Gehalts im Boden beobachtet. Die BPCA würden somit *in situ* in Form von Pigmenten von verschiedenen Pilzarten wie *Aspergillus niger* und *Cercosporina Kikuchii-Matsumoto-et-Tomoyasu* erzeugt (Fischer et al., 2018).

Wichtig ist auch hervorzuheben, dass der Gesamtkohlenstoffgehalt im Boden bei den Behandlungen mit der höchsten Biochar-Dosis (B2 und B2C) zwei Jahre nach der Anwendung erheblich gestiegen ist (Abb. 6). Ähnliche Ergebnisse wurden in früheren Studien an einem Oxisolboden der Savanne Kolumbiens erzielt (Major, 2009); dort wurde nach dem Zusatz von 23,3 t/ha Biochar eine Verdoppelung des Gesamtkohlenstoffgehalts im Boden verbucht. Ein

Anstieg des Gesamtkohlenstoffs wurde auch in der Behandlung BC2 gemessen, was beweist, dass die Anwendung von Kompost das Potenzial von Biochar zur mittelfristigen Speicherung des Kohlenstoffs im Boden nicht beeinträchtigt (Abb. 6). Diese Ergebnisse bestätigen auch frühere Beobachtungen von Busch & Glaser (2015), die über einen Anstieg um Faktor 1,7 des Kohlenstoffgehalts im Boden ein Jahr nach Anwendung von 25 t/ha Biochar in Kombination mit Kompost berichten, und von Liu et al. (2012), die einen Anstieg des Gesamtkohlenstoffs im Boden um Faktor 2,5 nach Anwendung von 20 t/ha Biochar und 32,5 t/ha Kompost beobachtet haben.

Es sollte darauf hingewiesen werden, dass die Evaluierungen der Stabilität von Biochar im Boden bei beiden Methoden aufgrund der hohen natürlichen Variabilität des Bodens, die für gewöhnlich in Feldstudien beobachtet wird und genaue Schätzungen schwierig macht, durch hohe Unsicherheit gekennzeichnet sind. Andererseits macht ein Vergleich der erzielten Ergebnisse mit der wissenschaftlichen Literatur zu diesem Thema die Notwendigkeit der Durchführung von Feldproben offensichtlich.

## 4.2 Vom Boden ausgehende Treibhausgasemissionen

In dieser Studie wurden zeitlich sehr begrenzte und nur leichte Auswirkungen von Biochar auf CO<sub>2</sub>-Emissionen beobachtet. In den Behandlungen, bei denen kein signifikanter Abbau des Biochars beobachtet wurde, bestätigt das Fehlen der Wirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen einerseits die Stabilität des Biochars im Boden, und verdeutlicht andererseits das Fehlen eines Reizes für den Abbau der ursprünglichen organischen Substanz des Bodens (SOM), also des sogenannten *Priming*-Effekts. In der Behandlung B1 hingegen, bei der ein signifikanter Abbau des Biochars registriert wurde, weist das Fehlen eines konsistenten Anstiegs der vom Boden ausgehenden CO<sub>2</sub>-Emissionen darauf hin, dass die aus dem Abbau der SOM stammenden Emissionen in Anwesenheit von Biochar reduziert wurden (negativer *Priming*-Effekt), d. h. dass das Biochar eine Schutzwirkung auf die SOM hatte. Diese Wirkung wurde bereits zuvor ebenfalls unter Feldbedingungen beobachtet (Ventura et al., 2019).

Die geringeren Wirkungen auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen stehen offensichtlich in Widerspruch zur Metaanalyse von He et al. (2017); diese fassen die Ergebnisse von 91 wissenschaftlichen Publikationen zusammen und kommen zu dem Schluss, dass die Verteilung von Biochar im Boden im Durchschnitt einen Anstieg von 22 % der CO<sub>2</sub>-Emissionen im Vergleich zum nicht verbesserten Boden verursacht. In der gleichen Metaanalyse wird jedoch über eine große Differenz zwischen den Ergebnissen der Feldversuche und denen im Labor berichtet. Während Biochar in den Laborergebnissen eine positive Wirkung auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen zeigt, sind in den Feldversuchen keine deutlichen Unterschiede gegenüber dem Kontrollboden zu sehen (He et al., 2017). Rezente Studien bestätigen, dass die Wirkung von Biochar auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen unter Feldbedingungen unerheblich war (Lu et al., 2019; Ventura et al., 2019), wenn nicht sogar negativ, also dass es sogar eine Abnahme der Emissionen verursacht hat (Shen et al., 2017). Die Ergebnisse dieser Studie stimmen daher mit denen anderer Studien überein, die unter ähnlichen Bedingungen stattfanden, und bestätigen die Notwendigkeit der Durchführung von Feldstudien. Gemäß der Metaanalyse von He et al. (2017) können andere Faktoren zu unserem Versuchsergebnis geführt haben. Insbesondere die Art der Ausgangsbiomasse und die Produktionstemperatur scheinen einen starken Einfluss auf die Wirkung von Biochar auf CO<sub>2</sub>-Emissionen zu haben. In den Versuchen, in denen die Ausgangsbiomasse aus Holzmaterial besteht, die Produktionstemperatur ungefähr 500 °C beträgt und kein Stickstoffdünger eingesetzt wird, hat die Anwendung von Biochar auf Agrarböden ähnlicher Breitengrade wie denen unseres Versuchsstandorts keine offensichtliche Wirkung auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen (He et al., 2017).

In Bezug auf Methan werden in dieser Studie fast immer Negativflüsse festgestellt; sie weisen bei allen Behandlungen auf einen Nettoverbrauch von Methan im Boden hin. Es ist bekannt, dass Methan in belüfteten Böden, die nicht unter Vernässung leiden, durch die Aktivität der Mikroorganismen im Boden verbraucht wird (Jeffery et al., 2016). Unter diesen Bedingungen tendiert Biochar, den Berichten in der Literatur zufolge, dazu, den Methanverbrauch des Bodens zu reduzieren (Jeffery et al., 2016), vor allem wenn der pH-Wert des Bodens zwischen 6 und 8 und die Produktionstemperatur des Biochars unter

600 °C liegt. Eine solche Wirkung des Biochars, die zu einer Verringerung der Fähigkeit des Bodens führen würde, die atmosphärische Konzentration dieses starken Treibhausgases zu senken, wurde in dieser Studie hingegen nicht beobachtet. Das Fehlen von Wirkungen des Biochars auf die Methanflüsse im Boden bestätigt jedoch die Beobachtungen der anderen Studien (He et al., 2017). Gemäß He et al. (2017) kann die Methanaufnahme bei Anwendung von Biochar mit sehr hohem pH-Wert und grober Bodenstruktur steigen. Angesichts des hohen pH-Werts (12,5) des in dieser Studie verwendeten Biochars und der sandig-lehmigen Struktur des Bodens am Versuchsstandort hätten wir uns daher negativere Flüsse in dem mit Biochar behandelten Boden erwartet. Andererseits ist es möglich, dass die Kombination anderer Faktoren die positiven Wirkungen des Biochars auf den Methanverbrauch des Bodens annulliert hat.

Aus den in der Literatur berichteten Ergebnissen geht hervor, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen des Bodens in der Regel durch die Bodenverbesserung mit Biochar gehemmt werden. Zwei verschiedene Metaanalysen (Cayuela et al., 2014; He et al., 2017) berichten über eine durchschnittliche Verringerung um 30 % bei den mit Biochar verbesserten Böden gegenüber 54 % bei nicht verbesserten Böden. Die Ergebnisse dieser Studie bestätigen diese Evidenzen nur teilweise. In der Tat wurde eine, wenn auch nur leichte, Verringerung der Emissionen in den mit 50 t/ha Biochar verbesserten Böden nur bei 4 der im Laufe des Versuchs durchgeführten Messreihen beobachtet. Gemäß den Berichten von He et al. (2017) könnte dieses Ergebnis auf die spezifischen Versuchsbedingungen zurückzuführen sein, wie zum Beispiel ein fast neutraler pH-Wert des Bodens, eher niedrige Dosierungen von Biochar und der Nichteinsatz von Düngemitteln. Die höchsten N<sub>2</sub>O-Emissionen werden generell in den mit N gedüngten Böden beobachtet (He et al., 2017). Da der Weinberg während des Versuchs nicht mit Stickstoff gedüngt wurde, ist es normal, dass die N<sub>2</sub>O-Flüsse bereits auf natürliche Weise niedrig sind und das Biochar daher keine große Wirkung zeigt. Andererseits hätten Cayuela et al. (2014) zufolge bestimmte Parameter des Biochars, wie z. B. die ursprüngliche Biomasse, die Produktionstemperatur und das Verhältnis C/N, eine viel markanterer Verringerung der N<sub>2</sub>O-Emissionen vorhersehen lassen.

Dennoch spiegeln sich unsere Ergebnisse nur teilweise in der wissenschaftlichen Literatur wider; die unsere bleibt eine der wenigen Feldstudien mit einer Beobachtungszeit von mehr als zwei Jahren. Weitere Schlussfolgerungen aus unseren Daten können in Zukunft durch Schätzung der kumulierten Treibhausgasemissionen über den gesamten Versuchszeitraum, circa zweieinhalb Jahre, gezogen werden. Diese Möglichkeit besteht dank gemeinsamer Betrachtung der im Rahmen des Versuchs gemessenen Emissionsdaten und der Umweltparameter, die einen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen haben, anhand mathematischer Modelle. Die Ergebnisse dieser neuen Untersuchungen werden Gegenstand einer weiteren Publikation sein.

## 5. Schlussfolgerungen

Die Versuchsergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass das von Record Immobiliare aus Holzbiomasse erzeugte Biochar bei angemessener Dosierung vernachlässigbar geringe Auswirkungen auf die Kohlendioxid- und Methanemissionen hat, während es eine leichte Verringerung der vom Boden ausgehenden Stickstoffdioxidemissionen bewirkt. Das bedeutet, dass das in dieser Studie untersuchte Biochar keine negativen Wirkungen auf die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen hat und folglich ohne Kontraindikationen genutzt werden kann.

Was die Stabilität des Biochars im Boden anbelangt, wurden je nach verwendeter Methode widersprüchliche Ergebnisse erzielt. Wenn man außerdem berücksichtigt, dass beide Schätzungen eine hohe Unsicherheitsmarge aufwiesen, können keine sicheren Schlussfolgerungen in Bezug auf diesen Aspekt gezogen werden.

Die Anwendung von Biochar mit einer Dosis von 50 t/ha hat jedoch für einen Zeitraum bis zu zwei Jahren nach seiner Verteilung zu einem bedeutenden Anstieg des Kohlenstoffgehalts im Boden geführt. Dieser mit einem Fehlen von Kontraindikationen in Bezug auf die vom Boden ausgehenden Treibhaus-



gasemissionen einhergehende Anstieg zeigt, dass die Anwendung von Biochar auf Agrarböden zumindest mittelfristig zur Milderung des Klimawandels beitragen kann.

## Danksagungen

Wir danken Martin Thalheimer vom Versuchszentrum Laimburg für die Informationen, die er uns über Klima, Wetter und pedologische Bedingungen des Versuchsstandortes erteilt hat. Außerdem möchten wir uns bei Georg Trenkwalder und seinen Mitarbeitern bedanken, die uns bei der Versuchsvorbereitung und der Verwaltung des Versuchsstandortes technisch unterstützt haben.

## Literaturverzeichnis

- Ameloot, N., Graber, E. R., Verheijen, F. G. A., & Deneve, S. (2013). Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *European Journal of Soil Science*, 64(August), 379–390. <https://doi.org/10.1111/ejss.12064>
- Blanco-Canqui, H. (2017). Biochar and Soil Physical Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 81, 687–711. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.01.0017>
- Busch, D., & Glaser, B. (2015). Stability of co-composted hydrochar and biochar under field conditions in a temperate soil. *Soil Use and Management*, 31, 251–258. <https://doi.org/10.1111/sum.12180>
- Cayuela, M. L., van Zwieten, L., Singh, B. P., Jeffery, S., Roig, A., & Sánchez-Monedero, M. A. (2014). Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 5–16. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.009>
- Crane-Droesch, A., Abiven, S., Jeffery, S., & Torn, M. S. (2013). Heterogeneous global crop yield response to biochar: a meta-regression analysis.

- Environmental Research Letters*, 8, 1–8. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/4/044049>
- Ding, Y., Liu, Y., Liu, S., Li, Z., Tan, X., Huang, X., ... Zheng, B. (2016). Biochar to improve soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(36), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0372-z>
- Downie, A., Munroe, P., & Crosky, A. (2009). Characteristics of Biochar – Physical and Structural Properties. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: science, technology and implementation* (1st ed., pp. 13–29). Earthscan.
- Fang, Y., Singh, B. P., & Singh, B. (2014). Temperature sensitivity of biochar and native carbon mineralisation in biochar-amended soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 191, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.018>
- Fischer, D., Erben, G., Dunst, G., & Glaser, B. (2018). Dynamics of labile and stable carbon and priming effects during composting of sludge and lop mixtures amended with low and high amounts of biochar. *Waste Management*, 78, 880–893. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.056>
- Glaser, B., & Knorr, K. (2008). Isotopic evidence for condensed aromatics from non-pyrolytic sources in soils – implications for current methods for quantifying soil black carbon. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 22, 935–942. <https://doi.org/10.1002/rcm>
- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal – a review. *Biology and Fertility of Soils*, 35, 219–230. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- Gurwick, N. P., Moore, L. A., Kelly, C., & Elias, P. (2013). A Systematic Review of Biochar Research, with a Focus on Its Stability in situ and Its Promise as a Climate Mitigation Strategy. *PLoS ONE*, 8(9), 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075932>
- Hardy, B., Sleutel, S., Dufey, J. E., & Cornelis, J. (2019). The Long-Term Effect of Biochar on Soil Microbial Abundance, Activity and Community Structure Is Overwritten by Land Management. *Frontiers in Environmental Science*, 7(110), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00110>

- He, Y., Zhou, X., Jiang, L., Li, M., & Du, Z. (2017). *Effects of biochar application on soil greenhouse gas fluxes : a meta-analysis*. 743–755.  
<https://doi.org/10.1111/gcbb.12376>
- Jeffery, S., Verheijen, F. G. A., Kammann, C., & Abalos, D. (2016). Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, *101*, 251–258. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.07.021>
- Keith, A., Singh, B., & Singh, B. P. (2011). Interactive priming of biochar and labile organic matter mineralization in a smectite-rich soil. *Environmental Science and Technology*, *45*(22), 9611–9618. <https://doi.org/10.1021/es202186j>
- Kuzyakov, Y., Bogomolova, I., & Glaser, B. (2014). Biochar stability in soil: Decomposition during eight years and transformation as assessed by compound-specific <sup>14</sup>C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, *70*, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.12.021>
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by <sup>14</sup>C labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, *41*(2), 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.016>
- Lehmann, J., Abiven, S., Kleber, M., Pan, G., Singh, B. P., Sohi, S. P., & Zimmerman, A. R. (2015). Persistence of biochar in soil. In J. Lehmann & S. Joseph (Eds.), *Biochar for environmental management: science, technology and implementation* (2nd ed., pp. 235–282). Ney York: Routledge.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C. A., Hockaday, W. C., & Crowley, D. (2011). Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biology and Biochemistry*, *43*(9), 1812–1836. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.022>
- Liu, J., Schulz, H., Brandl, S., Miehtke, H., Huwe, B., & 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*, *000*, 1–10. <https://doi.org/10.1002/jpln.201100172>
- Liu, X., Zhang, A., Ji, C., Joseph, S., Bian, R., Li, L., ... Paz-Ferreiro, J. (2013). Biochar's effect on crop productivity and the dependence on experimental conditions — a meta-analysis of literature data. *Plant and Soil*, *373*(1), 583–594. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1806-x>
- Lu, X., Li, Y., Wang, H., Singh, B. P., Hu, S., Luo, Y., ... Li, Y. (2019). Responses of soil greenhouse gas emissions to different application rates of biochar

- in a subtropical Chinese chestnut plantation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 271, 168–179. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.03.001>
- Luo, Y., Durenkamp, M., Nobili, M. De, Lin, Q., & Brookes, P. C. (2011). Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(11), 2304–2314. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.020>
- Major, J. (2009). *Biochar application to a Colombian Savanna Oxisol: Fate and effect on soil fertility, crop production, nutrient leaching and soil hydrology*. Cornell University.
- Major, J. (2010). *Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems*.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., & Goodale, C. (2010). Fate of soil-applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16(4).
- Michener, R., & Lajtha, K. (2007). *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science* (second edi). Blackwell Publishing.
- Pingree, M. R. A., Makoto, K., & Deluca, T. H. (2017). Interactive effects of charcoal and earthworm activity increase bioavailable phosphorus in sub-boreal forest soils. *Biolo*, 53, 873–884. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1227-8>
- Rumpel, C., Chaplot, V., Planchon, O., Bernadou, J., Valentin, C., & Mariotti, A. (2006). Preferential erosion of black carbon on steep slopes with slash and burn agriculture. *CATENA*, 65(1), 30–40. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.09.005>
- Shen, Y., Zhu, L., Cheng, H., Yue, S., & Li, S. (2017). Effects of biochar application on CO<sub>2</sub> emissions from a cultivated soil under semiarid climate conditions in Northwest China. *Sustainability*, 9(1482), 1–13. <https://doi.org/10.3390/su9081482>
- Singh, B. P., Fang, Y., Boersma, M., Collins, D., Van Zwieten, L., & Macdonald, L. M. (2015). In Situ Persistence and Migration of Biochar Carbon and Its Impact on Native Carbon Emission in Contrasting Soils under Managed Temperate Pastures. *PLoS ONE*, 1–20. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0141560>

- Singh, N., Abiven, S., Torn, M. S., & Schmidt, M. W. I. (2012). Fire-derived organic carbon in soil turns over on a centennial scale. *Biogeosciences*, *9*, 2847–2857. <https://doi.org/10.5194/bg-9-2847-2012>
- Spokas, K. A. (2010). Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, *1*(2), 289–303.
- Ventura, M., Alberti, G., Panzacchi, P., Delle Vedove, G., Miglietta, F., & 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*, 67–78. <https://doi.org/10.1007/s00374-018-1329-y>
- Ventura, M., Alberti, G., Viger, M., Jenkins, J. R., Girardin, C., Baronti, S., ... Tonon, G. (2015). Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, *7*(5), 1150–1160. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12219>
- Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, *8*(3), 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Zimmerman, A. R. (2010). Abiotic and Microbial Oxidation of Laboratory-Produced Black Carbon (Biochar). *Environmental Science and Technology*, *44*, 1295–1301. <https://doi.org/10.1021/es903140c>

# Erzeugung und Nutzung von Biochar in Südtirol: Lebenszyklusanalyse (LCA) der Produktionskette

**Irene Criscuoli – Freie Universität Bozen**

**Pietro Panzacchi – Freie Universität Bozen, Italien / Università degli  
Studi del Molise**

**Timo Rossberg – LCA Works Limited, Bedford, Vereinigtes Königreich**

**Onesmus Mwabonje – LCA Works Limited, Bedford, Vereinigtes Königreich**

**Piers Cooper – LCA Works Limited, Bedford, Vereinigtes Königreich**

**Jeremy Woods – LCA Works Limited, Bedford, Vereinigtes Königreich**

**Giustino Tonon – Freie Universität Bozen**

## Abstract

Mit einer Lebenszyklusanalyse (LCA) wurden der Energieverbrauch und die Treibhausgasemissionen evaluiert, die mit der Erzeugung und Nutzung von Biochar aus Vergasungsprozessen auf Südtiroler Agrarböden verbunden sind.

Zum heutigen Tag gibt es in Südtirol ungefähr 40 Vergasungsanlagen, die zehn verschiedene Technologien anwenden. Keine dieser Anlagen ermöglicht die Erzeugung eines für die landwirtschaftliche Nutzung geeigneten Biochar; daher muss dieses von den Betreibern als Abfall entsorgt werden. Die ökologischen Auswirkungen der Produktionskette sind positiv, denn die Bilanz ihrer Treibhausgasemissionen und ihres Energieverbrauchs ist negativ. In der Tat ist die Holzvergasung eine emissionsfreie Technologie, die als Ersatz für umweltschädlichere fossile Quellen eingesetzt werden kann.

Das Projekt WOOD-UP schlägt verschiedene Methoden zur Aufwertung der aktuellen Produktionskette vor. Zunächst können aus der Holzbiomasse vor der Vergasung ätherische Öle extrahiert werden. Die Extraktion ist ein Verfahren mit hohem Energieverbrauch, aber die Auswirkungen sind nicht so hoch, dass sie zu einer nachteiligen Nettobilanz der Produktionskette führen würden. Außerdem kann Biochar als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden, wenn es bestimmten gesetzlichen Parametern entspricht. Zu diesem Zweck schlägt das Projekt Wood-Up die Nutzung einer „verbesserten“ Technologie vor, mit der die Erzeugung eines für die landwirtschaftliche Nutzung geeigneten Biochar möglich wäre. Der Lebenszyklusanalyse zufolge verbessert die neue Technologie die Nettobilanz der Produktionskette und die

Verteilung von Biochar im Boden erhöht den Kohlenstoffbestand; dadurch könnten weniger synthetische Düngemittel und weniger Wasser zu Bewässerungszwecken eingesetzt werden, wodurch sich die Nettobilanz zusätzlich verbessern würde.

Aktuell werden in Südtirol jedoch jährlich 1.250 t Biochar produziert, eine ausreichende Menge zur Verbesserung von 50 Hektar, wenn man bei der Verteilung auf dem Feld eine Dosis von 25 t/ha veranschlagt. Es handelt sich im Vergleich zur Gesamtfläche der Weinberge (5.500 ha) und der Apfelplantagen (19.000 ha) also um eine recht kleine Fläche. Zur Unterstützung einer breiteren Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft wäre demzufolge eine Einfuhr von Biochar nötig oder eine Erhöhung der Anzahl der Vergasungsanlagen. Der Einsatz neuer Technologien würde darüber hinaus einen im Vergleich zu den aktuellen Technologien circa doppelt so großen Biomassebedarf hervorrufen, wenn die Biochar-Produktion gleich bleibt. Daraus folgt, dass die Implementierung dieser Szenarien nur durch eine Planung und politische Unterstützung auf Ebene der Provinz umgesetzt werden kann.

## 1. Einleitung

Die Lebenszyklusanalyse (englisch: *Life Cycle Assessment, LCA*) ist ein Instrument zur Evaluierung der Auswirkungen des Produktionsprozesses eines Produkts oder einer Dienstleistung auf Umwelt und Gesundheit. Die LCA wird mit Methoden durchgeführt, die auf internationalen Standards beruhen (ISO, 2006a, 2006b). Die Ergebnisse der LCA können als Entscheidungshilfe für Unternehmen und Politiker dienen, wenn diese verschiedene Szenarien evaluieren müssen, um die nachhaltigsten Entscheidungen treffen zu können (Guinée et al., 2011).

Im Rahmen des Projekts Wood-Up wurde die Lebenszyklusanalyse eingesetzt, um die Umweltwirkungen der aktuellen Südtiroler Holzvergasungsproduktionskette durch Untersuchung ihres Energieverbrauchs und ihrer klimaverändernden Treibhausgasemissionen zu evaluieren. Die Analyse der Produktionskette beginnt bei der Erzeugung von Holzbiomasse und reicht bis hin zur Entsorgung der Rückstände aus der Vergasung durch Abgabe des Biochars an Mülldeponien, seine Verbrennung oder seine Nutzung anstelle von Zement zur Produktion von Beton. Derzeit entspricht das in den Südtiroler Anlagen erzeugte Biochar nicht den gesetzlichen Parametern für eine Nutzung in der

Landwirtschaft (Amtsblatt 186, 12.08.2015); es kann daher nicht als Bodenverbesserungsmittel eingesetzt werden.

Auf Grundlage der im Rahmen des Projekts Wood-Up gewonnenen Daten wurde die aktuelle Produktionskette daher mit einer möglichen optimierten Version ihrer selbst verglichen, die sowohl die Extraktion ätherischer Öle aus der Holzbiomasse vor dem Vergasungsprozess für den Verkauf auf dem pharmazeutischen Markt, als auch eine Änderung der Technologie energetischer Umwandlung vorsieht, um die Erzeugung eines für die landwirtschaftliche Nutzung geeigneten Biochar zu ermöglichen.

In diesem Kapitel werden die Methoden der verwendeten Lebenszyklusanalyse und die auf Ebene der Provinz erzielten Resultate beschrieben.

Die Produktionskette der Holzvergasung und die Nutzung von Biochar auf landwirtschaftlichen Böden wurde in der Vergangenheit bereits untersucht (Hamedani et al., 2019; Ibarrola et al., 2012; Lugato et al., 2013; Roberts et al., 2010). Vor Kurzem haben Matustik und seine Kollegen (2020) die Ergebnisse von 27 zwischen 2011 und 2019 veröffentlichten Arbeiten analysiert, in denen Biochar aus der Pyrolyse auf landwirtschaftlichen Böden eingesetzt wurde; dabei machten sie die Schwierigkeit deutlich, die Ergebnisse miteinander zu vergleichen; Grund dafür ist die extreme Vielfalt bei der Wahl der funktionellen Einheiten innerhalb des Systems und der verwendeten Technologien. Hammond und seine Kollegen (2011) haben bewiesen, dass die Pyrolyse in der Stromerzeugung zwar weniger effizient als die Vergasung ist, dafür aber einen stärkeren Rückgang der CO<sub>2</sub>-Emissionen gewährleisten würde, da sie eine größere Menge Biochar pro Einheit des Ausgangsmaterials erzeugt; dabei wird angenommen, dass 68 % des Kohlenstoffs des auf dem Boden eingesetzten Biochar für mindestens 100 Jahre fest im Boden verbleiben. Bei gleichem Feedstock hat sich die Vergasung jedoch im Vergleich mit der Pyrolyse als effizienter für die Energieerzeugung (Ibarrola et al., 2012) und gleichzeitig als nachhaltiger gegenüber einer kompletten Verbrennung der Biomasse erwiesen (Nguyen et al., 2013). Die große Zahl variabler Faktoren, durch die sich die Produktionsketten „Biomasse - energetische Umwandlung - Bestimmungszweck des Kohlenstoffrückstands“ kennzeichnen, machen eine Evaluierung der Umweltwirkungen mit LCA für jede Produktionskette, die in Betracht gezogen werden soll, erforderlich (Matustik et al., 2020). Aus diesem



Grund war es erforderlich, eine Lebenszyklusanalyse im Rahmen des Projekts Wood-Up zu erstellen; dazu wurden hauptsächlich die Daten der verschiedenen Projektpartner der einzelnen Phasen der Produktionskette verwendet. Mit einer derart spezifischen LCA lässt sich ein realistisches Bild der aktuellen Situation zeichnen und eine Evaluierung der konkreten Alternativen für die Szenarien durchführen.

Wir nehmen an, dass durch die LCA verdeutlicht wird, wie die in Wood-Up vorgeschlagene innovative Produktionskette der Holzvergasung zur Verringerung der Treibhausgasemissionen sowohl im Energiebereich als auch in der Landwirtschaft beitragen kann, da beide Sektoren durch hohe klimaverändernde Emissionen gekennzeichnet sind. Die Energieerzeugung aus Biomasse ist eine erneuerbare Energiequelle, die fossile Brennstoffe ersetzt (European Parliament and Council, 2018); gleichzeitig kann die Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft zur Verringerung des Bedarfs an Wasser und synthetischen Düngemitteln gegenüber dem der in der Provinz stärker verbreiteten agronomischen Praktiken beitragen, den Kohlenstoffbestand erhöhen und die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen reduzieren (Shaaban et al., 2018).

## 2. Materialien und Methoden

Die LCA für das Projekt Wood-Up wurde mit den international standardisierten Methoden ISO 14040 und 14044 (ISO, 2006a, 2006b) und den vom internationalen Bezugsleitfaden empfohlenen besten Praktiken für die Erstellung eines Life Cycle Assessment, dem *ILCD Handbook* des Joint Research Center (JRC, 2010) durchgeführt; in diesem sind die Definition des Ziels der LCA, die Bestandsanalyse und die Auswertung der Ergebnisse vorgesehen.

### 2.1 Definition des Ziels und des Anwendungsbereichs

Ziel dieser Analyse ist der Vergleich der Umweltwirkungen der aktuellen Südtiroler Produktionskette der Holzvergasung mit denen einer „verbesserten“ Produktionskette. Die Verbesserung der Produktionskette bezieht sich spezifisch auf die Aufwertung der Biomasse durch Extraktion ätherischer Öle

vor der energetischen Nutzung und auf die Verwendung des Biochars als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft. Außerdem soll geprüft werden, welchen Einfluss bestimmte Faktoren auf die Nettobilanz der Produktionskette haben, z. B. die Herkunft der Biomasse und die bei ihrem Transport zurückgelegte Entfernung.

In der Analyse bewertete Wirkungskategorien sind der Verbrauch fossiler Energie (kg Öläquivalent) und der Klimawandel (kg CO<sub>2</sub>-Äquivalent über einen Zeitraum von 100 Jahren). Die Umweltwirkungen der einzelnen Prozesse wurden durch Multiplikation der Emissionsfaktoren mit den Material- und Energie-Inputs der funktionellen Einheit der LCA berechnet, die in diesem Fall 1 Tonne Biochar entspricht. Nähere Einzelheiten zu den Berechnungen sind in Abschnitt 2.3 dieses Kapitels aufgeführt.

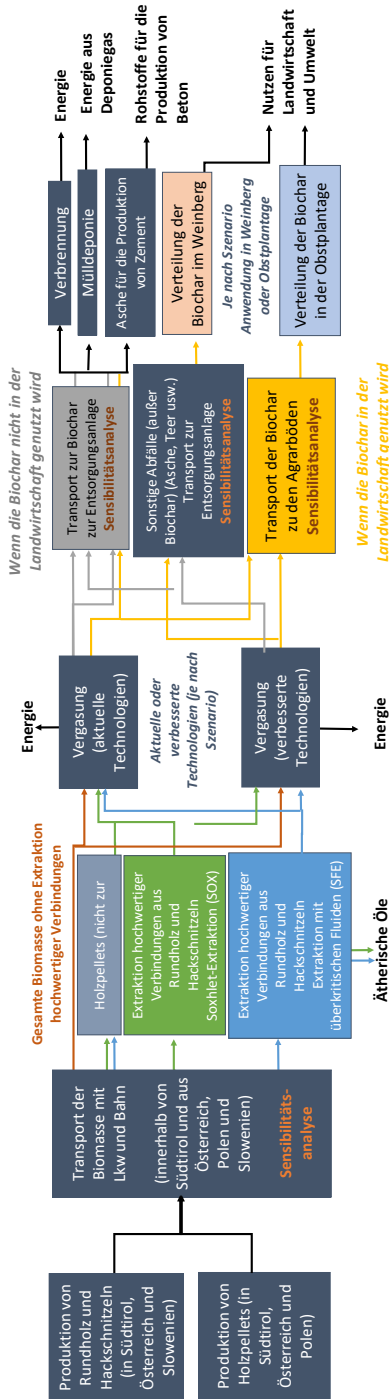


Abb. 1 – In der LCA untersuchte Produktionskette

Die untersuchte Produktionskette ist im Flussdiagramm der Abbildung 1 dargestellt, wo die Prozesse beschrieben werden, die zum System der aktuellen Südtiroler Produktionskette (Szenario 1) und der von 6 Alternativszenarien gehören.

Die Blöcke des Diagramms stellen Prozesseinheiten dar, während die Pfeile die Ströme der Biomasse und anderer Arten von Material oder Energie zeigen. Die verschiedenen Farben und die mit den Blöcken und Pfeilen verbundenen Texte kennzeichnen parallel laufende Prozesse und Ströme, d. h. jede Farbe stellt eine Alternative dar, die je nach untersuchtem Szenario eintritt oder nicht, und nicht eine Teilung des Material-/ Energiestroms innerhalb eines bestimmten Szenarios. Gleichfarbige Pfeile stehen für Material-/ Energieströme zum nächsten Prozess (Abb. 1).

Im Folgenden werden die sieben untersuchten Szenarien vorgestellt:

- Szenario 1 – Aktuelle Situation: Evaluierung der aktuell in Südtirol genutzten Vergasungsprozesse: die aktuelle Art und Herkunft der verwendeten Biomasse, keine Extraktion von hochwertigen Verbindungen aus der Biomasse vor der Vergasung, die aktuellen Technologien der Vergasungsanlagen, Entsorgung aller aus der Vergasung stammenden Produkte (Kohle, Asche, Teer) ohne Einsatz von Biochar auf landwirtschaftlichen Böden.
- Szenario 2 – Aktuelle Situation + Extraktion von hochwertigen Verbindungen: ein Szenario mit den gleichen Voraussetzungen wie im Szenario 1, aber mit Extraktion hochwertiger Verbindungen (ätherische Öle) aus der Holzbiomasse vor der Vergasung. Aus dem Vergleich dieses Szenarios mit dem Szenario 1 kann die Wirkung des Extraktionsprozesses ätherischer Öle auf die Emissionen des CO<sub>2</sub>-Äquivalents und den Verbrauch fossiler Energiequellen ermittelt werden. Die Extraktion kann mit der Soxhlet-Methode oder mit überkritischem Kohlendioxid erfolgen.
- Szenario 3 – Aktuelle Situation + Verbesserte Vergasung: ein Szenario mit den gleichen Voraussetzungen wie Szenario 1, aber mit dem Einsatz von Vergasungstechnologien, die in der Lage sind, ein für die Nutzung in der Landwirtschaft geeignetes Biochar zu produzieren, übereinstimmend mit

den Resultaten des WP 6 des Projekts Wood-Up. Mit diesem Szenario können die Wirkungen der aktuell angewandten Vergasungstechnologien mit denen der verbesserten Technologien verglichen werden.

- Szenario 4 – Aktuelle Situation + Extraktion von hochwertigen Verbindungen: ein Szenario mit den gleichen Voraussetzungen wie Szenario 3, aber mit zusätzlicher Extraktion hochwertiger Verbindungen (ätherische Öle) aus der Holzbiomasse vor der Vergasung.
- Szenario 5 – Verbesserte Vergasung + Anwendung von Biochar auf landwirtschaftlichen Böden (Weinberg): ein Szenario mit den gleichen Parametern wie Szenario 3, aber mit Anwendung von Biochar in den Weinbergen Südtirols. Statt entsorgt zu werden kann das Biochar dank der Nutzung verbesserter Vergasungstechnologien als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft eingesetzt werden. Mit diesem Szenario können die Vorteile oder Umweltwirkungen gemessen werden, die entstehen, wenn das Biochar auf landwirtschaftlichen Böden eingesetzt wird, statt als Abfall entsorgt zu werden.
- Szenario 6 – Verbesserte Vergasung + Anwendung von Biochar auf landwirtschaftlichen Böden (Apfelplantage): ein Szenario mit den gleichen Parametern wie Szenario 5, aber mit Verteilung von Biochar in den Apfelplantagen statt in den Weinbergen Südtirols. Dieses Szenario dient zur Erleichterung des Vergleichs der Wirkungen/Vorteile einer Anwendung von Biochar in den wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen Südtirols.
- Szenario 7 – Aktuelle Situation + Extraktion von hochwertigen Verbindungen + Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft: ein Szenario mit den gleichen Parametern wie Szenario 5, aber mit zusätzlicher Extraktion hochwertiger Verbindungen (ätherische Öle) aus der Holzbiomasse vor der Vergasung.
- Dynamisches Szenario: ein Szenario, das von Mal zu Mal definiert wird, je nachdem, welche Hypothesen überprüft werden sollen. Das dynamische Szenario ist ein nützliches Mittel zur Bewertung der einzelnen Auswirkungen aller Prozesse der Produktionskette und zur Umsetzung der Sensibilitätsanalysen.

Die LCA wurde mit einem *Attributions- und folgenorientierten Ansatz* durchgeführt. Unter dem Attributionsmodell versteht sich eine Analyse der Wirkungen, die mit allen zum untersuchten System gehörigen Prozessen verbunden sind. Das folgenorientierte Modell hingegen quantifiziert auch die Folgen für andere Systeme und erweitert so die Grenzen des untersuchten Systems (McManus & Taylor, 2015). Zum Beispiel kann die Verbreitung von Vergasungsanlagen im Südtirol die Nachfrage nach elektrischer Energie aus dem nationalen Energiemix reduzieren, und die Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft kann den Einsatz von Düngemitteln gegenüber der traditionellen Agrarbewirtschaftung verringern.

## 2.2 Bestandsaufnahme des Lebenszyklus (LCI) und LCA Workbook

Die Bestandsdaten (*Life Cycle Inventory, LCI*) wurden, soweit möglich, den Forschungsarbeiten des Projekts Wood-Up entnommen. Diese Primärdaten liefern möglichst genaue Werte für die Studie der Produktionskette. Sofern die Daten zur Vervollständigung des Datensatzes nicht vorhanden waren, wurde auf sekundäre Daten aus der Datenbank *Ecoinvent 3* (Version 3.1, aktualisiert auf 2014 (Wernet et al., 2016) und aus der einschlägigen wissenschaftlichen Literatur zurückgegriffen. Die Bestandsaufnahme (LCI) wurde mit *Microsoft Excel* erstellt.

Eine Reihe von Excel-Blättern wurde in eine Datei (*LCA Workbook*) integriert, um die LCI mit den Emissionen jedes Prozesses der Produktionskette zu vereinen; diese wurden mit der Software *SimaPro*, Version 8.0.5.13 berechnet (PRé Sustainability, Amersfoort, Netherlands, 2018). Auf diese Weise erhielt man die Ergebnisse der LCA in Bezug auf die Wirkungen.

Für andere Prozesse wie die Anwendung von Biochar auf landwirtschaftlichen Böden wurden die Daten über die Auswirkungen von den Partnern des Projekts Wood-Up geliefert oder durch das vom Institut für Energie- und Umweltforschung (IFEU) im Jahr 2015 entwickelten *BioGrace Tool* (Version 4d) gewonnen; das Tool ermöglicht die Harmonisierung der Berechnungen zu den Treibhausgasemissionen der Biotreibstoffe ([www.biograce.net](http://www.biograce.net)).

Die Bestandsaufnahme (Life Cycle Inventory, LCI) und die Lebenszyklusanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) wurden für jedes in Abschnitt 2.1 aufgeführte Szenario einzeln erstellt.

## 2.3 Daten und Hypothesen

Die für die LCA verwendeten Daten sind eine Mischung aus Primärdaten, die von den Partnern des Projekts Wood-Up produziert wurden, und Sekundärdaten aus der Datenbank Ecoinvent 3 und der Literatur. Die Quellen und Hypothesen, auf denen das LCA *Workbook* für die verschiedenen Prozesse der Produktionskette beruht, werden im Folgenden erläutert.

### 2.3.1 Produktion der Biomasse

Die Produktion von Holzbiomasse für die Holzvergasung umfasst die Produktion von Rundholz und Hackschnitzeln aus dem Südtirol und dem Ausland (Österreich und Slowenien) sowie die Produktion von Holzpellets aus dem Ausland (Österreich und Polen). Diese drei Arten von Biomasse werden zu den Vergasungsanlagen befördert, wo sie bei Bedarf zu einer für die Nutzung im Vergaser geeigneten Stückgröße weiterverarbeitet werden. Auf Transport und Verarbeitung der Biomasse gehen die Abschnitte 2.3.2 und 2.3.4 näher ein.

Es wurde angenommen, dass die gesamte zur Vergasung genutzte Holzbiomasse aus Rottannen (*Picea abies* (L.) H. Karst., 1881) stammt, da aus den Fragebögen, die den Betreibern der Vergasungsanlagen vorgelegt wurden, hervorging, dass diese Holzart in Südtirol die breiteste Anwendung findet.

Die Anteile der verwendeten Arten von Biomasse verteilen sich gemäß den Fragebögen wie folgt: 69 % Rundholz oder Hackschnitzel (davon 50 % Rundholz und 50 % Hackschnitzel) und 31 % Pellets.

85 % des Rundholzes und der Hackschnitzel stammen aus Südtirol und die übrigen 15 % werden aus dem Ausland importiert (50 % aus Slowenien und 50 % aus Österreich). 50 % der Hackschnitzel stammen aus Sägewerksrückständen und die übrigen 50 % sind ein primäres Waldprodukt. Alle in Vergasungsanlagen verwendeten Pellets werden aus dem Ausland importiert (90 % aus Österreich und 10 % aus Polen).

Ausgehend von der funktionellen Einheit der LCA wurde die zur Erzeugung von 1 Tonne Biochar erforderliche Biomasse-Gesamtmenge rekonstruiert; dabei wurden die Inputs, die Outputs und die Daten zum Biomasseverlust in den Prozessen vor der Vergasung berücksichtigt. Wenn vor der Vergasung keine ätherischen Öle extrahiert werden, benötigt man zur Erzeugung von 1 t Biochar auf Provinzebene 33,47 t Holzbiomasse. Wird hingegen der Prozess der Soxhlet-Extraktion in die Produktionskette eingefügt, werden 34,62 t Biomasse benötigt, und bei der Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid 34,52 t. Die Differenz in den beiden Schätzungen ist auf die unterschiedlichen Biomasseverluste in den beiden Extraktionsmethoden zurückzuführen. Nähere Angaben finden sich im Abschnitt über den Extraktionsprozess (2.3.3.).

Die beschreibenden Prozesse der Biomasseproduktion wurden von der Datenbank Ecoinvent 3 ausgewählt; Die Wahl fiel auf die Daten, die als die besten Annäherungswerte betrachtet wurden. In den Fällen, in denen für das Südtiroler oder das italienische Umfeld keine Daten vorhanden waren, wurden Daten ähnlicher Kontexte gewählt. In diesem Fall handelt es sich bei den ausgewählten Prozessen um die Produktion von Rundholz und Hackschnitzeln in der Schweiz aus einer nachhaltigen forstwirtschaftlichen Produktionskette von Weichholz und um die Produktion von Hackschnitzeln eines Sägewerks. Der in Ecoinvent aufgeführte Stromverbrauch für die Produktion von Holzbiomasse wurden an den italienischen Stromquellenmix angepasst.

Die Inputs von biogenem Kohlenstoff, d. h. die CO<sub>2</sub>-Aufnahme mittels Photosynthese und Wachstum der Bäume, wurden aus den in Ecoinvent 3 ausgewählten Prozessen bezüglich der Biomasseproduktion eliminiert, da sie bereits im *LCA-Workbook* berücksichtigt worden waren, in dem die Vergasung als ein Prozess der „emissionsfreien“ Energieerzeugung bewertet wurde (Richtlinie [EU] 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Ziele erneuerbarer Energien in der Europäischen Union).

### 2.3.2 Transport der Biomasse zu den Vergasungsanlagen

Die Holzbiomasse wird mit dem Lkw oder Güterzug zur Vergasungsanlage transportiert. Im Falle der Szenarien, die eine Phase der Extraktion ätherischer



Öle umfassen, wurde angenommen, dass diese in der Vergasungsanlage stattfindet und daher kein weiterer Transport der Biomasse berücksichtigt werden muss.

Für Biomasse aus Südtirol wurde angenommen, dass 100 % des Transports auf Rädern erfolgen, für Biomasse aus dem Ausland hingegen, dass 50 % des Transports auf Rädern und 50 % auf der Schiene stattfinden. Die Rückreise des Transportmittels wurde als Leerfahrt gerechnet. Diese Annahme muss nicht immer zutreffen, ermöglicht aber konservative Schätzungen.

Die Streckenlänge wurde nach Herkunftsregion der Biomasse definiert und mit *Google Maps* (2020) berechnet. Die durchschnittlichen Distanzen für die Hin- und Rückfahrt liegen bei 150 km, wenn der Transport innerhalb Südtirols stattfindet, bei 800 km, wenn die Ladung aus Österreich und Slowenien und bei 2.400 km, wenn sie aus Polen kommt.

Außerdem wurde für die Sensibilitätsanalyse die Möglichkeit vorgesehen, manuell theoretische Entfernungen in das LCA-Workbook einzufügen, um deren Wirkung zu evaluieren.

Es wurde angenommen, dass während des Transports keine Biomasseverluste entstehen und somit die transportierten Gesamtmengen in Bezug auf die funktionelle Einheit mit den im vorherigen Abschnitt (2.3.1) für die Biomasseproduktion angegebenen Mengen übereinstimmen.

Zur Berechnung der Wirkungen dieser Transportphase wurden auf Ecoinvent die Prozesse ausgewählt, die sich der Darstellung dieser Phase möglichst weit annähern. Für den Lkw-Transport wurden Daten für einen Transport in Europa, außerhalb der Schweiz, mit 16- bis 32-Tonner der Emissionskategorie *EURO5* ausgewählt. Für den Schienentransport wurde als Prozess ein österreichischer Warentransport für die Biomasse aus Österreich, Polen und Slowenien ausgewählt, da für die anderen beiden Länder keine spezifischen Daten zur Verfügung standen. Alle Wirkungsdaten umfassen die proportionale Nutzung der Infrastrukturen, zum Beispiel die Nutzung der Straßen und die Produktion der Transportmittel.

### 2.3.3 Extraktion hochwertiger Verbindungen vor der Vergasung

Die Daten bezüglich der Extraktion von Verbindungen mit hohem kommerziellem Wert aus Holzbiomasse - ätherische Öle - wurden von der Universität

Bozen im Rahmen des Projekts Wood-Up gewonnen. Die in Bezug auf die Soxhlet-Extraktion (SOX) und die Extraktion mit überkritischem Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>) (SFE) gewonnenen Daten wurden auf Ebene kleiner Industrieanlagen in Bezug auf die funktionelle Einheit der LCA skaliert. Kapitel 2 dieses Bandes enthält eine detaillierte Beschreibung der beiden Extraktionsmethoden. Die Daten zur SOX beziehen sich auf eine hypothetische Industrieanlage, die in der Lage ist, 20 kg Biomasse auf einmal zu verarbeiten; die Daten zur SFE betreffen eine Anlage mit einer Kapazität von 100 kg. Die im Labor gewonnenen Input- und Output-Daten bezüglich der SFE wurden mit Faktor 0,25 skaliert, da es nicht realistisch ist, ein lineares Up-Scaling (1:1) der Input- und Output-Faktoren bei zunehmender Größe der Anlage anzunehmen. Industrieanlagen, zum Beispiel, die im Vergleich zu den Laborgerätschaften viel größer sind, kennzeichnen sich durch eine effizientere Energienutzung. Es wurde angenommen, dass die Extraktion ätherischer Öle direkt am Standort der Vergasungsanlage stattfindet und daher keine weiteren Transporte erforderlich sind, und dass mit Ausnahme der Pellets 100 % der Holzbiomasse (Rundholz und Hackschnitzel) dem Prozess der Extraktion ätherischer Öle unterzogen wird, sofern dieser Prozess in den Analyseszenarien ausgewählt wurde.

Das LGC Workbook bietet auch die Möglichkeit, die Wirkung der Verbreitung von nur einer Technologie oder einer Mischung beider Technologien zu evaluieren. In der Annahme, dass beide Technologien in der gesamten Provinz eingesetzt werden können, wurde ihre Verbreitung auf Grundlage der Effizienz der beiden Prozesse bestimmt, d. h. beruhend auf dem Verhältnis zwischen den extrahierten ätherischen Ölen und der eingespeisten Holzbiomasse (5 % für die SOX-Extraktion und 4,6 % für die SFE-Extraktion). Demzufolge wurde die Biomasse proportional verteilt, wobei dem effizienteren Prozess mehr Biomasse zugeteilt wurde: 52 % für die Soxhlet-Extraktion (SOX) und 48 % für die Extraktion mit überkritischem CO<sub>2</sub> (SFE).

Die Wirkung der Zerkleinerung der Biomasse vor ihrer Einspeisung in die Extraktionsanlage und die Wirkung des Anlagenbetriebs an sich wurden auf Grundlage des Energieverbrauchs oben genannter Prozesse berechnet. Die Emissionsfaktoren wurden auf Grundlage von Prozessen gewonnen, die mit

den untersuchten vergleichbar sind und aus der Datenbank Ecoinvent stammen; die Daten wurden dem italienischen Energiemix der Mittelspannung angepasst. Die Emissionen in Verbindung mit der Produktion und Nutzung von Hexan, dem für die SOX verwendeten Lösungsmittel, und dem Ethanol, das für die SFE genutzt wird, wurden aufgrund mangelnder konsolidierter Daten ausgeschlossen. Das in den Reaktionen der SFE verwendete CO<sub>2</sub> wurde nicht eingerechnet, weil es im Extraktionsprozess recycelt wird.

### 2.3.4 Vergasung mit aktueller Technologie

Der Vergasung umfasst die Zerkleinerung der Biomasse auf die richtige Größe für die Anlage (wenn in der Produktionskette keine Extraktion der ätherischen Öle vorgesehen ist) und den Vergasungsprozess mit Erzeugung von Wärmeenergie, Elektrizität, Biochar, Teer und Asche.

In den Fällen, in denen keine Extraktion in der Produktionskette vorgesehen ist, wurde angenommen, dass 50 % der Biomasse vom Anlagenbetreiber gehäckselt werden müssen. Die Emissionen der Häckselung wurden mit einem Ecoinvent-Prozess für einen dieselbetriebenen mobilen Häcksler berechnet. Es wurde angenommen, dass sich die Häcksler in der Nähe der Vergasungsanlage befinden; daher wurden keine weiteren Transporte veranschlagt. Die Wirkung der Trocknung der Biomasse wurde nicht getrennt von der Vergasung bewertet, da die Ecoinvent-Prozesse bezüglich der Vergasung die Trocknungsphase bereits einschließen. Diese Prozesse wurden auf alle Arten von Biomasse angewandt (nicht nur auf Rundholz und Hackschnitzel, sondern auch auf Pellets); aus diesem Grund sind die erstellten Schätzungen der Wirkung konservativ.

Die Daten zu den aktuell in Südtirol angewandten Vergasungstechnologien wurden im Rahmen des WP 5 des Wood-Up-Projekts durch Fragebögen erhoben, die an die Anlagenbetreiber ausgegeben wurden (Kapitel 1 dieses Bandes). Aufgrund der erhobenen Daten wird die jährliche Produktion von Biochar in der Autonomen Provinz Bozen auf 1.249,61 t, verteilt auf 42 Anlagen, geschätzt. Die Anlagen wurden nach Betriebstyp (Technologie mit Festbett/Flüssigbett; *up-draft/down-draft*), Art der verwendeten Biomasse (Hackschnitzel/Pellets), Anlagenhersteller, Anlagengröße usw. gegliedert. Da einige Betreiber die Fragebögen nicht oder nur teilweise beantwortet haben, wurden

die Daten der Fragebögen auf Grundlage der oben genannten Kategorien auf alle Anlagen der Provinz extrapoliert.

Insgesamt existieren im Südtirol zehn Vergasertechnologien und nur eine davon sieht am Ende des Prozesses die Verbrennung des Biochars vor (*post-reforming*), mit der das Biochar in Asche verwandelt und das Volumen des Endprodukts deutlich reduziert wird. Das LCA Workbook unterscheidet jedoch nicht zwischen Asche und Biochar, was mit einer zu hohen Schätzung der jährlichen Biochar-Produktion für diese Technologie einhergeht.

Eine der Anlagen mit *Post-reforming*-Technologie liefert die Asche an ein örtliches Zementwerk zur Erzeugung von Beton. Für diese Lieferung wurden die Wirkungen des Transports und des Rohstoffersatzes (Zement) geschätzt.

Die Prozesse der Holzvergasung in Ecoinvent berechnen die Emissionen in Bezug auf die Prozesseinheit von 1 m<sup>3</sup> *Synthesegas* für die Technologien mit Fest- und Flüssigbett. Das Synthesegas ist eine Gasmischung (Kohlenmonoxid (CO), Wasserstoff (H<sub>2</sub>), Methan (CH<sub>4</sub>) und Kohlendioxid (CO<sub>2</sub>)), die durch Vergasung der Biomasse erzeugt und als Brennstoff zur Erzeugung von elektrischer Energie verwendet wird. Die mit den einzelnen Technologien erzeugten Mengen an Synthesegas (m<sup>3</sup>) und somit die mit diesem verbundenen Wirkungen wurden auf Grundlage der Produktion von Biochar/Asche und der oben genannten Ecoinvent-Prozesse geschätzt.

Zur Quantifizierung der fossilen Energie, die durch die mit der Vergasung erzeugte Energie ersetzt wird, wurde die Nettoproduktion von Elektrizität und Wärme der Anlagen berechnet. Unter Nettoproduktion versteht sich die von der Anlage erzeugte Energie abzüglich des internen Verbrauchs. Die Daten des internen Stromverbrauchs wurden von den Anlagenbetreibern angegeben, während für die Wärmeenergie ein interner Verbrauch von 25 % angenommen wurde.

Die zur Berechnung der Emissionsfaktoren der Vergaser mit Fest- und Flüssigbett ausgewählten Ecoinvent-Prozesse beziehen sich auf die Schweiz, da für Italien keine Daten verfügbar waren und die der Schweiz als vernünftige Annäherungswerte betrachtet wurden. Die beiden Prozesse (Festbett und Wirbelschicht) sind nicht repräsentativ für die Vielfalt der Anlagentechnologien und -größen, die aus den Fragebögen hervorgehen, wurden aber als eine

akzeptable und den Durchschnitt widerspiegelnde Annäherung für die Berechnung der Emissionen betrachtet. Wie es bei den Inputs von biogenem Kohlenstoff der Fall war, wurden auch die Outputs von biogenem Kohlenstoff (das bei der Holzvergasung abgegebene CO<sub>2</sub>) aus den Ecoinvent-Prozessen eliminiert, weil die von der Biomasse-Vergasung erzeugte Energie als „emissionsfrei“ betrachtet wird (Richtlinie [EU] 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Ziele erneuerbarer Energien in der Europäischen Union, 2018).

### 2.3.5 Vergasung mit verbesserter Technologie

Wie bereits gesagt, entspricht das in den derzeitigen Südtiroler Vergasungsanlagen erzeugte Biochar nicht den italienischen Normen, die seinen Einsatz in der Landwirtschaft erlauben würden (siehe Kapitel 1). Dennoch haben sich einige Technologien als besser zur Erzeugung von Biochar mit einer niedrigen Konzentration an Schadstoffen geeignet erwiesen. Auf dieser Grundlage wurde die Anwendung eines Vergasers mit Festbett vorgeschlagen, der mit Hackschnitzel beschickt wird, um ein Biochar zu erzeugen, das den gesetzlichen Parametern entspricht (Amtsblatt 186, 12.08.2015). Nähere Informationen finden sich in Kapitel 1 dieses Buchs, das spezifisch der verbesserten Vergasungstechnologie gewidmet ist.

In der LCA wurde für den Vergleich der Wirkung der aktuellen mit den verbesserten Technologien angenommen, dass die jährlich erzeugte Menge an Biochar auf Ebene der Provinz in allen Szenarien konstant bleibt.

Die Energieeffizienz der im Projekt vorgeschlagenen neuen Technologie ist etwas höher (0,97 kg Biomasse/kWh) als der gewichtete Mittelwert der aktuell in der Region verbreiteten Technologien (1,01 kg Biomasse/kWh). Das Verhältnis zwischen Biochar und erzeugter Energie beläuft sich hingegen auf etwa die Hälfte in der aktuellen Technologie (11,56 kg Biochar/kWh) im Vergleich zum gewichteten Mittelwert der derzeit verwendeten Technologien (21,68 kg Biochar/kWh). Für die Erzeugung einer gleichen Menge an Biochar (funktionelle Einheit der LCA) in den Szenarien 3-7 würde die mit der Erzeugung von Biochar verbundene Energieerzeugung durch Vergasung also um ein 1,87-faches steigen, und so auch die Menge der in der Produktionskette erforderlichen Biomasse.

Zu Vergleichszwecken wollte man daher auch einen Ansatz entwickeln, bei dem die Szenarien mit verbesserter Vergasung (Szenario 3-7) mit den Szenarien verglichen werden, welche die aktuellen Vergasungstechnologien anwenden (Szenario 1 und 2), wobei nicht die Biochar-Menge, sondern vielmehr die Menge der erzeugten Energie als fester Wert gelten sollte.

### 2.3.6 Transport von Biochar, Asche und Teer zu den

#### Entsorgungsanlagen oder landwirtschaftlichen Flächen

Ähnlich wie schon im Abschnitt über den Transport der Biomasse beschrieben, werden das Biochar, die Asche und der Teer per Lkw, mit einem 16-32-Tonner der Emissionskategorie EURO5 zu den Entsorgungsanlagen oder landwirtschaftlichen Flächen befördert.

Eine Transportstrecke von 50 km (nur Hinweg) wurde als angemessener Näherungswert zur Beschreibung der durchschnittlichen Distanz der Entsorgungsstandorte oder landwirtschaftlichen Flächen von den Vergasungsanlagen im Südtirol betrachtet. Wie für den Transport der Biomasse wurde angenommen, dass die Rückreise als Leerfahrt erfolgt und während des Transports keine Verluste entstehen.

Die Teerproduktion der Vergasungsanlagen wurde in den Fragebögen in Litern/Jahr erhoben und dann für die Berechnung des Transports in Masse umgewandelt. Die Umwandlung beruht auf einem Teergewicht von 1,05 kg/Liter (Engineering ToolBox (2020) Density of Selected Solids. Online: [https://www.engineeringtoolbox.com/density-solids-d\\_1265.html](https://www.engineeringtoolbox.com/density-solids-d_1265.html)).

### 2.3.7 Entsorgung der bei der Vergasung erzeugten Abfälle

In den Szenarien, in denen keine Anwendung des Biochars auf landwirtschaftlichen Böden erfolgte, wurden verschiedene Entsorgungsrouten für die Vergasungsabfälle in Betracht gezogen. Aus den von den Anlagenbetreibern ausgefüllten Fragebögen geht hervor, dass 33,87 % der Rückstände als nicht gefährliche Abfälle entsprechend dem Europäischen Abfallverzeichnis (EAV) 10 01 01 entsorgt werden, 59,68 % nach EAV 10 01 03, ebenfalls nicht gefährliche Abfälle, und 6,45 % als Asche für die Produktion von Beton. Es wurde angenommen, dass 90 % des als EAV 10 01 01 und EAV 10 01 03 eingestuften Biochar eingäschert und 10 % auf die Mülldeponie gebracht werden. Einer der Anlagenbetreiber gab an, das Biochar für einen bestimmten Zeitraum nach Österreich ausgeführt zu haben, wo es als landwirtschaftliches Bodenverbesserungsmittel genutzt werden konnte. Für den Moment wurde der Export jedoch eingestellt.

Für die Emissionsfaktoren der Verbrennung und der Lagerung auf der Mülldeponie wurde die Datenbank Ecoinvent herangezogen. Da keine Daten für Italien zur Verfügung stehen, wurden angemessene Annäherungswerte ausgewählt. Für die Verbrennung wurde eine städtische Holzverbrennungsanlage in der Schweiz ausgewählt; die Wirkungen wurden dann an den italienischen Energiemix angepasst. Als Annäherungsmodell für die Lieferung auf Mülldeponien wurde die Entsorgung von inerten Abfällen auf einer Mülldeponie in der Schweiz gewählt, da es sich bei Biochar um eine ziemlich inerte Substanz handelt.

### 2.3.8 Anwendung von Biochar auf Agrarböden

Ein alternatives Szenario zur Entsorgung des Biochars besteht in seiner Anwendung auf den Böden der besonders verbreiteten landwirtschaftlichen Kulturen Südtirols. Das ist nur möglich, wenn die im Projekt Wood-Up vorgeschlagenen verbesserten Vergasungstechnologien verwendet werden und das Biochar daher den gesetzlichen Vorgaben entspricht. Unter diesen Bedingungen wurde angenommen, dass 100 % des Biochars zur Bodenverbesserung in der Landwirtschaft genutzt werden kann. Die Wirkungen dieser Phase der Produktionskette wurden separat in zwei verschiedenen Szenarien für Weinberge und Apfelplantagen evaluiert. Ein großer Teil der Daten wurde in den

Feldversuchen der Universität Bozen und des Versuchszentrums Laimburg in einem Weinberg in der Nähe von Meran (BZ) und in einer Apfelpflanzung in Laimburg, Pfatten (BZ) gewonnen.

In diesem Kapitel sind die Ergebnisse für die Anwendung einer Dosis Biochar von 25 Tonnen pro Hektar aufgeführt. Insbesondere wurde untersucht, welche Wirkung 25 t/ha Biochar auf folgende Aspekte haben:

- Einsatz von synthetischen Düngemitteln;
- Einsatz von Bewässerung;
- Kohlenstoffbindung im Boden;
- Vom Boden ausgehende Treibhausgasemissionen: Distickstoffmonoxid ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Methan ( $\text{CH}_4$ ).

Die Wirkung von Biochar auf den Einsatz von Düngemitteln wurde auf Grundlage seiner chemischen Zusammensetzung (verfügbare Mengen an N, P und K) und der auf kontrafaktischen Feldern verwendeten Menge an Düngemitteln berechnet; Unter kontrafaktischen Feldern verstehen sich Flächen, auf denen kein Biochar verteilt wurde und wo die typischen landwirtschaftlichen Methoden der Provinz Bozen Anwendung finden. Die Menge der auf den kontrafaktischen Böden verwendeten Düngemittel (kg/ha) wird in den Richtlinien der Provinz beschrieben (AGRIOS Arbeitsgruppe für den integrierten Obstanbau in Südtirol, HausdesApfels, 2017); Wir haben die der Felder mit durchschnittlichem landwirtschaftlichen Ertrag und über zwei Jahre alten Anlagen ausgewählt.

Die mit synthetischen Düngemitteln verbundenen Emissionsfaktoren beziehen sich auf Stickstoff, Phosphate ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) und Kaliumoxid ( $\text{K}_2\text{O}$ ) und wurden mit dem Tool BioGrace berechnet (BioGrace-I Version 4d, 2015, [www.biograce.net](http://www.biograce.net)). Der Beitrag von Biochar zur Kohlenstoffbindung im Boden wurde auf Grundlage des Kohlenstoffgehalts des Biochars (58,9 %), der durch Erosion aufgrund von Wind und Regen verursachten Verluste (28 %, (Major, 2010)) und der Zersetzungsrates des Biochars berechnet (0,002 %/Jahr (Wang, Xiong, & Kuzyakov, 2016)). Die Zersetzungsrates wurde auf einen Zeitraum von 100 Jahren angewandt. Diese Faktoren zusammen genommen haben eine Evaluierung der Kohlenstoffspeicherung im Boden ermöglicht, die durch Anwendung von



1 Tonne Biochar auf die Agrarböden und folglich durch Nutzung des gesamten in der Provinz erzeugten Biochar erreicht wurde.

Die Bewertung der Wirkungen von Biochar auf die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen ( $N_2O$  und  $CH_4$ ) beruht auf den von der Universität Bozen im Rahmen des Projekts Wood-Up durchgeführten Feldmessungen und beziehen sich, was die Weinberge anbelangt, auf die mit 25 t/ha Biochar verbesserten Parzellen, und, was die Apfelplantagen anbelangt, hingegen auf Parzellen, die mit 25 t/ha Biochar in Kombination mit 45 t/ha Kompost verbessert wurden. In allen anderen Prozessen der LCA wurde die Wirkung von Kompost nicht quantifiziert, da dieser außerhalb der Grenzen des Systems eingeordnet wurde. Die Wirkung des Biochars auf den Kohlenstoffzyklus im Boden wurde anhand der Daten seines Abbaus und der mit ihm verbundenen  $CO_2$ -Emissionen beschrieben. Den Kohlendioxidemissionen infolge eines vom Biochar selbst verursachten übermäßigen Abbaus der organischen Bodensubstanz, also dem in früheren Arbeiten (Ventura et al., 2015) beschriebenen sogenannten „Priming“-Effekt, wurde kein Einfluss zugemessen.

Die Wirkungen des Biochars auf die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen (kg/ha/Jahr) wurden auf Grundlage des Vergleichs mit den kontrafaktischen Feldern berechnet. Im Weinberg wurde im Laufe der zweieinhalbjährigen Versuchsdauer im Durchschnitt ein Anstieg von 6,81 % der  $N_2O$ -Emissionen und eine Abnahme von 10,7 % der  $CH_4$ -Emissionen im Vergleich zu den nicht mit Biochar verbesserten Feldern beobachtet. In der Apfelplantage, in der 25 t/ha Biochar zusammen mit 45 t/ha Kompost verteilt wurden, belief sich der Anstieg der  $N_2O$ -Emissionen im Durchschnitt auf 74,84 %, während die  $CH_4$ -Emissionen im Durchschnitt um 13,4 % abgenommen haben. Wie bereits gesagt, stellen die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen den einzigen Posten der LCA dar, der die Wirkungen von Kompost berücksichtigt, da es nicht möglich war, in den direkt im Feld durchgeführten Messungen zwischen der durch die Anwendung von Biochar und der in Verbindung mit Kompost entstandenen Fraktionen des Treibhausgases zu unterscheiden.

Für die Angabe der Daten der  $N_2O$ - und  $CH_4$ -Emissionen als  $CO_{2eq}$  wurde das Treibhauspotenzial der beiden Gase verwendet (265 bzw. 28  $kgCO_{2eq}$  [IPCC, 2014]).

Zuletzt evaluiert die LCA die Wirkungen des Biochars auf den Wasserbedarf der Felder, im Sinne der Emissionen und des Energieverbrauchs, die mit diesem Prozess verbunden sind. Die im Südtirol am meisten verwendete Art der Bewässerung ist die Tropfbewässerung. Die Emissionen und der Energieverbrauch, die mit diesem System verbunden sind, wurden auf Grundlage des Stromverbrauchs der Wasserpumpen geschätzt, während die Wirkung des Bedarfs an Bewässerungsinfrastruktur nicht in die Berechnungen einfluss, da diese außerhalb der Grenzen des Systems angesiedelt ist. Die Wirkung des Biochars wurde auf Grundlage des durchschnittlichen Wasserverbrauchs in Südtirol bemessen: circa 1.500 m<sup>3</sup>/ha/Jahr für die Weinberge (Südtiroler Beratungszentrum für Obst- und Weinanbau, 2019) und 3.000 m<sup>3</sup>/ha/Jahr für die Apfelplantagen (AGRIOS Arbeitsgruppe für den integrierten Obstanbau im Südtirol, HausdesApfels, 2017). Der für die Bewässerung benötigte Energieverbrauch wurde mit 428,57 kWh/ha/Jahr für die Weinberge und mit 1.142,86 kWh/ha/Jahr für die Apfelplantagen veranschlagt. Die Verringerung des Bewässerungsbedarfs infolge der Anwendung von Biochar wurde auf der Grundlage von Daten aus der Literatur auf 20 % geschätzt (Baronti et al., 2014; Hardie et al., 2014; Mukherjee & Lal, 2013; Piccolo et al., 1996; Uzoma et al., 2011).

### 2.3.9 Ersatz von Energie/Materialien durch die Vergasung und Abfallentsorgung

Die LCA umfasst auch die Berechnung der dank der Energieerzeugung durch Vergasung und die Nutzung von Asche zur Produktion von Beton vermiedenen Emissionen und des vermiedenen Stromverbrauchs. Es wurde angenommen, dass das Biochar nicht zu energetischen Zwecken aufgewertet wird, wenn es auf der Mülldeponie entsorgt oder verbrannt wird.

Auch wurde angenommen, dass die mit der Vergasung (aktuelle oder verbesserte Technologie) erzeugte Elektrizität in das nationale Stromnetz eingespeist wird. Die Emissionsfaktoren der infolge der Vergasung ersetzten Elektrizität wurden auf Grundlage der Ecoinvent- Prozesse für die Erzeugung elektrischer Mittelspannungsenergie in Italien berechnet.

Es wurde hingegen angenommen, dass die erzeugte Wärmeenergie auf lokaler Ebene in der Provinz Bozen genutzt wird und die Wärmeenergie ersetzt,

die wie folgt erzeugt wird: zu 53 % aus Erdgas, zu 23,56 % mit Biomasse (Rundholz, Hackschnitzel, Pellets), zu 12,54 % durch Fernheizwerke mit Holzbiomasse, zu 9 % mit Heizöl und zu 1,9 % durch Solarenergie (Battiston, 2014). Zur Berechnung der Emissionsfaktoren der verschiedenen Energiequellen wurden möglichst repräsentative Prozesse auf Ecoinvent ausgewählt. Für Erdgas, Biomasse, Solarwärme und Heizöl wurden die Daten der Schweiz als akzeptable Annäherungswerte betrachtet. Für die Fernheizung mit Biomasse wurden die Daten einer italienischen KWK-Anlage verwendet. Für die Holzbiomasse wurden die biogenen Kohlenstoffemissionen aus dem Prozess eliminiert, um der Annahme der „emissionsfreien“ Vergasung zu entsprechen. Die Einsparung von Zement für die Produktion von Beton durch Asche aus der Vergasung wurde anhand der Ecoinvent-Emissionsfaktoren eines generischen Zementproduktionsprozesses veranschlagt, der sich nicht auf das lokale Umfeld bezieht. Es wurde angenommen, dass die gesamte durch Vergasung erzeugte Asche in die Produktion von Beton einfließt und weder verbrannt noch auf der Mülldeponie entsorgt wird.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Im Folgenden sind die Ergebnisse der LCA für die sieben in Abschnitt 2.1 vorgestellten Szenarien angegeben. Die Ergebnisse beziehen sich auf die gesamte Provinz, d. h. es werden die Treibhausgasemissionen angegeben sowie der Verbrauch fossiler Energiequellen der Produktion, Entsorgung oder Nutzung in der Landwirtschaft der circa 1.250 Tonnen Biochar, die jedes Jahr in Südtirol erzeugt werden.

#### 3.1 Szenario 1 – Aktuelle Situation

Dieses Szenario stellt eine Schätzung der Wirkungen der aktuell in Südtirol bestehenden Produktionskette der Holzvergasung dar und umfasst die derzeit genutzten Vergasungstechnologien sowie die Entsorgung von Biochar, Asche und Teer auf Mülldeponien. Nicht im Szenario berücksichtigt werden die Extraktion von ätherischen Ölen und die Nutzung von Biochar zur Bodenverbesserung in der Landwirtschaft. Die mit Szenario 1 verbundenen Wirkungen entsprechen -4.220,19 t Öläquivalent in Hinblick auf den Verbrauch fossiler Energien und -12.696,04 t di CO<sub>2</sub>eq in Hinblick auf den Klimawandel. Die genauen Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette sind in Abbildung 2 dargestellt.

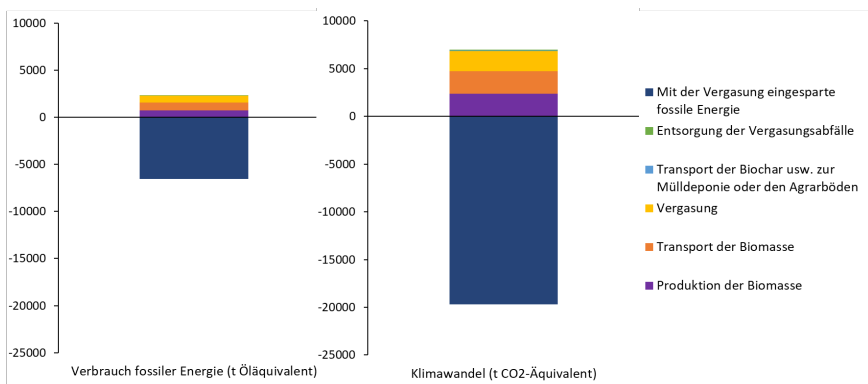


Abb. 2 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 1

Die negativen Nettobilanzen beider Wirkungskategorien weisen darauf hin, dass die aktuell in Südtirol bestehende Produktionskette positive Auswirkungen auf die Umwelt hat. Dieses Resultat ist auf die Erzeugung erneuerbarer, als emissionsfrei geltender Energie durch die Vergasung zurückzuführen (einziger Posten unter null, Abb. 2), eine Energie, die an Stelle der mit fossilen Quellen erzeugten Energie tritt, die umweltschädlicher ist. In der Grafik stehen die Werte über null hingegen für den Verbrauch fossiler Energie und die mit der Produktion der Biomasse, dem Transport und mit den direkten Emissionen des Vergasungsprozesses (Häckselung der Biomasse und Anlagenbetrieb) verbundenen Treibhausgasemissionen.

### 3.2 Szenario 2 – Aktuelle Situation + Extraktion von hochwertigen Verbindungen

Dieses Szenario sieht die gleichen Voraussetzungen vor wie Szenario 1, umfasst aber die Extraktion ätherischer Öle aus der Holzbiomasse vor der Vergasung. Aus dem Vergleich dieses Szenario mit Szenario 1 können die Wirkungen des Extraktionsprozesses berechnet werden. Unter der Annahme, dass ätherische Öle aus 100 % der verwendeten Biomasse extrahiert werden, ergeben sich folgende Wirkungen auf Ebene der Provinz: -2.018 t Öläquivalent und -5.572,34 t di CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen von Szenario 2 sind in Abbildung 3 dargestellt.

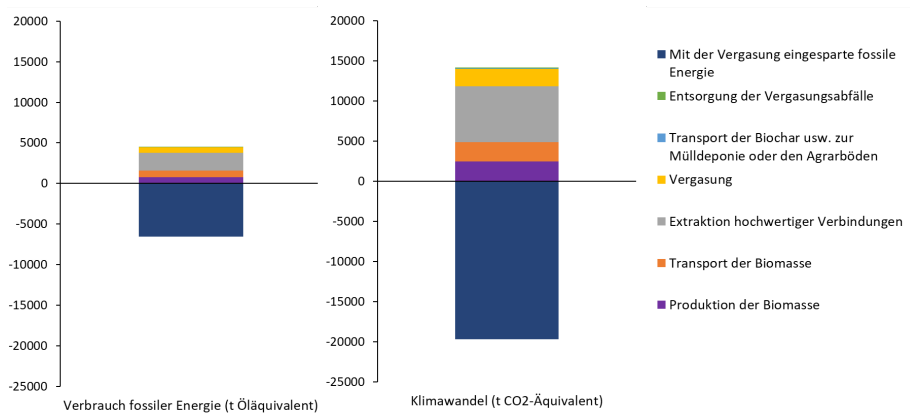


Abb. 3 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 2

Das Hinzufügen des Extraktionsprozesses erhöht den Verbrauch fossiler Energie und die Auswirkungen der Produktionskette auf den Klimawandel erheblich und halbiert die negative Nettobilanz gegenüber Szenario 1. Die Extraktion ätherischer Öle erzeugt einen Verbrauch von 2.167,85 t Öläquivalent und Emissionen von 7.019,7 t di CO<sub>2</sub>eq. Die Nettobilanz der Produktionskette bleibt jedoch für beide Wirkungskategorien unterhalb von null.

Diese Daten beziehen sich auf eine Mischnutzung der beiden Extraktionstechnologien zu folgenden Anteilen: 52 % Soxhlet-Extraktion (SOX) und 48 % Extraktion mit überkritischem CO<sub>2</sub> (SFE). In diesen Proportionen weist die SFE-Extraktion mit 1.358,43 t Öläquivalent und 4.398,73 t CO<sub>2</sub>eq gegenüber der SOX (610,55 t Öläquivalent und 1.977,03 t CO<sub>2</sub>eq) bei weitem die größten Auswirkungen auf.

Da die Investitionskosten für die SOX-Extraktion sehr viel geringer sind als für die SFE-Extraktion, ist es sehr wahrscheinlich, dass sich Erstere in stärkerem Maße verbreiten wird. In der hypothetischen Annahme einer ausschließlichen Nutzung der SOX (100 %) würden sich die von der Produktionskette erzeugten Auswirkungen um 35,5 % in Bezug auf den Verbrauch fossiler Energien und um 41,3 % in Bezug auf die Treibhausgasemissionen verbessern.

### 3.3 Szenario 3 – Aktuelle Situation + Verbesserte Vergasung

In diesem Szenario entsprechen die Vorgaben dem des Szenario 1, aber die Vergasung erfolgt mit der von der Universität Bozen im Rahmen des Projekts Wood-Up vorgeschlagenen verbesserten Technologie und ermöglicht einen Vergleich zwischen den Anlagen mit den aktuellen Technologien und den verbesserten Anlagen. Das Szenario umfasst weder den Prozess der Extraktion ätherischer Öle aus der Biomasse noch die Anwendung des Biochars auf Agrarböden. Die mit 1.250 t Biochar verbundenen Auswirkungen in diesem Szenario entsprechen -14.028,80 t Öläquivalent und -41.595,68 t CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette sind in Abbildung 4 dargestellt.

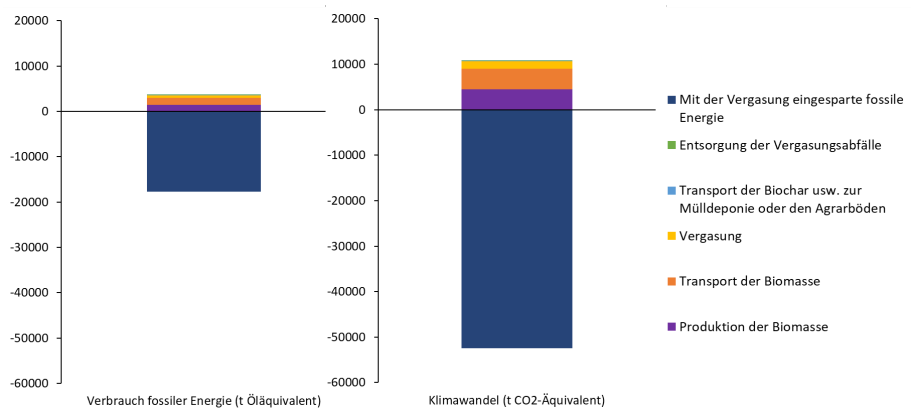


Abb. 4 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 3

Die Ergebnisse zeigen, dass die verbesserte Technologie 3,3-mal höhere Nettowirkungen hat als der derzeit in Südtirol angewandte technologische Mix (Szenario 1). Grund dafür ist hauptsächlich das aus der Produktion mit der neuen Vergasungstechnologie hervorgehende geringere Verhältnis Biochar/Energie. Aus diesem Grund fällt die Erzeugung erneuerbarer Energie bei gleicher Menge an erzeugtem Biochar (1.250 t/Jahr, funktionelle Einheit der LCA) deutlich höher aus. Demzufolge ist der Posten „Einsparung fossiler Energie durch Vergasung“ in Szenario 3 größer (-17.669,09 t Öläquivalent und -52.458,81 t CO<sub>2</sub>eq) als in Szenario 1 (-6.554,09 t Öläquivalent und -19.700,04 t CO<sub>2</sub>eq).

### 3.4 Szenario 4 – Verbesserte Vergasung + Extraktion hochwertiger Verbindungen

Dieses Szenario umfasst die Anwendung der verbesserten Vergasungstechnologien und die Extraktion hochwertiger Verbindungen aus der Biomasse. Die mit 1.250 t Biochar verbundenen Auswirkungen entsprechen -9.795,95 t Öläquivalent und -27.914,24 t CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen von Szenario 4 sind in Abbildung 5 dargestellt.

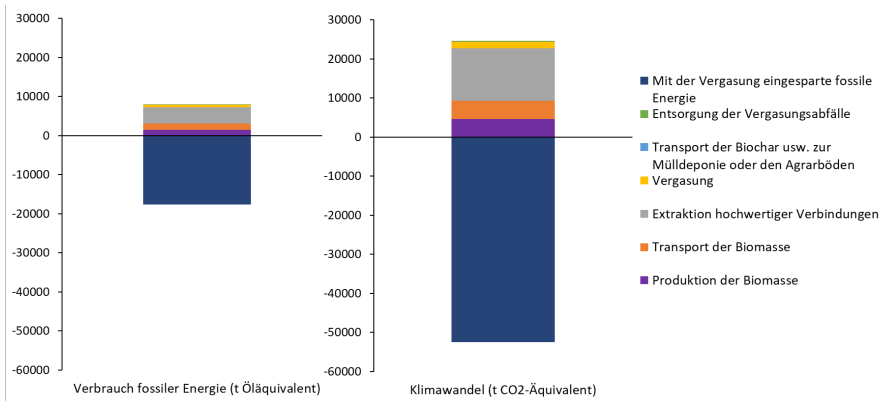


Abb. 5 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 4

Wie im Falle des Vergleichs von Szenario 2 mit Szenario 1 erhöht der Zusatz der Extraktion ätherischer Öle aus der Biomasse in Szenario 4 die Auswirkungen der Produktionskette gegenüber dem Szenario, das nur eine verbesserte Vergasungstechnologie vorsieht (Szenario 3).

In diesem Fall verdoppelt sich die Auswirkung der Extraktion jedoch in etwa gegenüber der in Szenario 2, weil die neue Vergasungstechnologie zur Erzeugung der gleichen Menge Biochar eine höhere Menge an Biomasse erfordert. Diese größere Menge an Biomasse wird auch zur Extraktion ätherischer Öle verwendet. Trotz des mit der Extraktion verbundenen Energieverbrauchs liegt die Nettobilanz der Produktionskette weit unter null und ist negativer als die in Szenario 2, da der neue Vergasungsprozess fossile Energie in höherem Maße ersetzt.

### 3.5 Szenario 5 – Verbesserte Vergasung + Anwendung von Biochar auf Agrarböden (Weinberg)

Dieses Szenario sieht die gleichen Voraussetzungen wie Szenario 3 vor, jedoch ergänzt um die Nutzung von Biochar als Bodenverbesserungsmittel in Weinbergen statt seiner Verbrennung oder Entsorgung auf Mülldeponien. Mit diesem Szenario können die Wirkungen der Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft anstelle seiner aktuellen Entsorgung als Abfall evaluiert werden; für seine Anwendung geht man von einer Dosis von 25 t/ha aus. Die mit 1250 t



Biochar verbundenen Auswirkungen in Szenario 5 entsprechen -14.116,28 t Öläquivalent und -42.888 t CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen sind in Abbildung 6 dargestellt.

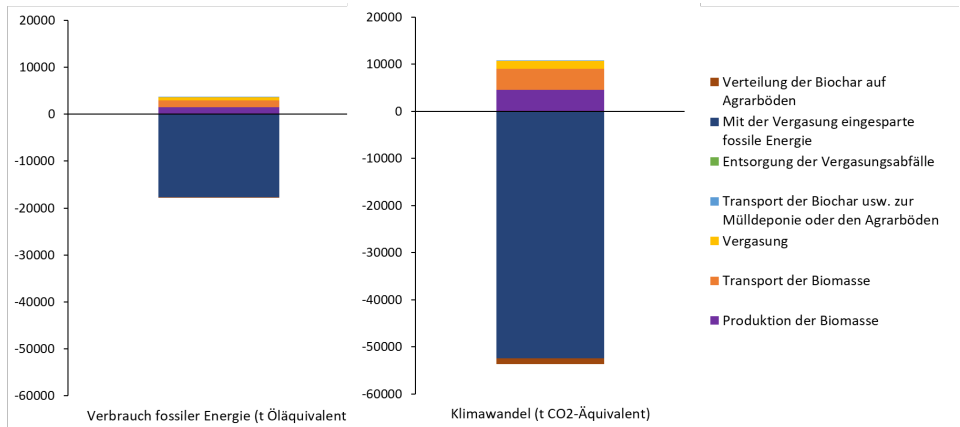


Abb. 6 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 5

Dieses Szenario beruht auf den Daten der verbesserten Vergasungstechnologien, weil dieser technologische Fortschritt das Ziel hat, ein für die Nutzung in der Landwirtschaft geeignetes Biochar zu erzeugen. Die Ergebnisse können mit Szenario 6 verglichen werden, um die Unterschiede der Auswirkungen einer Anwendung in Weinbergen und in Apfelplantagen zu erfassen.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Anwendung von Biochar positive Auswirkungen auf die Umwelt hat: -42,33 t Öläquivalent und -1.158,203 t CO<sub>2</sub>eq. Die positive Wirkung auf die Umwelt hängt zum größten Teil mit der Kohlenstoffbindung im Boden zusammen und, in geringerem Maße, mit der vermiedenen Nutzung synthetischer Düngemittel. Der geringere Bewässerungsbedarf auf den verbesserten Feldern im Vergleich zu den kontrafaktischen Böden und, zum Teil, die Wirkung auf die Treibhausgasemissionen tragen zur Verringerung der Emissionen bei, aber in vernachlässigbar geringem Maße im Vergleich zur Gesamtbilanz des untersuchten Szenarios. Insgesamt wird auch die negative Emissionsbilanz von Szenario 5 hauptsächlich dem Ersatz fossiler

Energie durch erneuerbare Energien aus dem Vergasungsprozess zugeschrieben (-17.669,09 t Öläquivalent und -52.458,81 t CO<sub>2</sub>eq).

### 3.6 Szenario 6 – Verbesserte Vergasung + Anwendung von Biochar auf Agrarböden (Apfelplantage)

Für Szenario 6 gelten die gleichen Voraussetzungen wie in Szenario 5, aber unter der Annahme, dass das Biochar in den Apfelplantagen statt in den Weinbergen Südtirols verteilt wird. Dieses Szenario erleichtert den Vergleich zwischen den Auswirkungen/Vorteilen der Anwendung von Biochar auf verschiedenen Arten von Agrarböden. Die verteilte Dosis beträgt 25 t/ha Biochar und 45 t/ha Kompost, doch wie bereits gesagt, sind die Wirkungen von Kompost nicht Teil dieser LCA, es sei denn, was die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen anbelangt. Die mit 1.250 t Biochar verbundenen Auswirkungen entsprechen -14.178 t Öläquivalent und -42.885,7 t CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen von Szenario 6 sind in Abbildung 7 dargestellt.

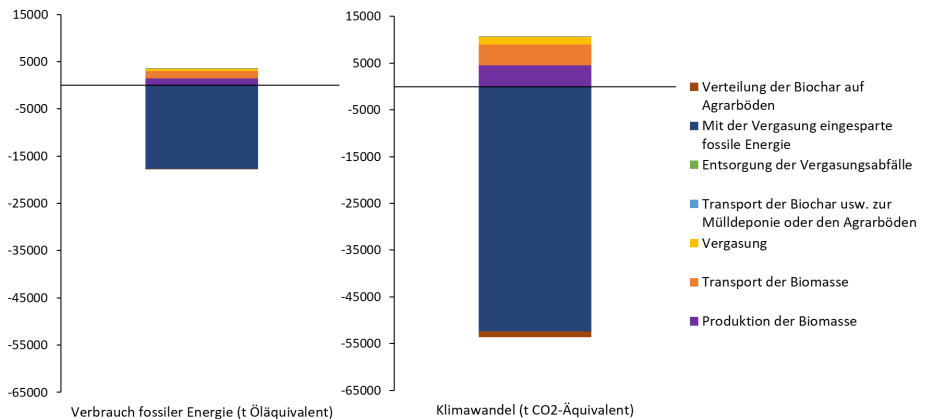


Abb. 7 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 6

Dieses Szenario weist die geringsten Auswirkungen von allen untersuchten Szenarien hinsichtlich der Produktionskette auf. Die Ergebnisse sind im Vergleich zu denen der Produktionskette des Weinbergs etwas günstiger in Bezug auf den Verbrauch fossiler Energie; Grund dafür ist die größere positive

Wirkung der Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft (-104,05 t Öläquivalent). Dieser Unterschied ist darauf zurückzuführen, dass in den kontrafaktischen Apfelplantagen mehr Wasser als in den Weinbergen verwendet wird (circa 4 Millionen l/ha/Jahr gegenüber 1,5 Millionen l/ha/Jahr) (AGRIOS Arbeitsgruppe für den integrierten Obstanbau in Südtirol, Hausdes-Apfels, 2017; Beratungszentrum für den Obst- und Weinanbau in Südtirol, 2019) und daher in den Apfelplantagen mehr mit der Tropfbewässerung verbundene Energie eingespart wird als in den Weinbergen (Persönliche Mitteilung von Martin Thalheimer, Versuchszentrum Laimburg).

Die Auswirkungen auf die Treibhausgasemissionen fallen in diesem Szenario hingegen etwas schlechter aus (+2,3 t CO<sub>2</sub>eq) als in Szenario 5, da die Anwendung von Biochar in Verbindung mit Kompost im Vergleich zu den kontrafaktischen Böden größere Auswirkungen auf die von den Böden ausgehenden Treibhausgasemissionen verursacht hat (N<sub>2</sub>O: +6,81 % im Weinberg und +74,84 % in der Apfelplantage; CH<sub>4</sub>: -10,7 % im Weinberg und -13,4 % in der Apfelplantage). Diese Unterschiede gehen darauf zurück, dass Biochar in der Apfelplantage in Kombination mit Kompost angewandt wurde. Die anderen Emissionswerte in Bezug auf die landwirtschaftlichen Prozesse waren in Szenario 5 und 6 gleich, da der Kompost nicht unter das untersuchte System fällt, es sei denn, was die vom Boden ausgehenden Treibhausgasemissionen anbelangt.

### 3.7 Szenario 7 – Verbesserte Vergasung + Extraktion hochwertiger Verbindungen + Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft (Weinberg)

Dieses Szenario sieht die gleichen Voraussetzungen vor wie Szenario 5, umfasst aber auch die Extraktion ätherischer Öle aus der Holzbiomasse vor der Vergasung. Die mit diesem Szenario verbundenen Auswirkungen entsprechen -9.883,43 t Öläquivalent und -29.206,56 t CO<sub>2</sub>eq. Die genauen Daten der Auswirkungen von Szenario 7 sind in Abbildung 8 dargestellt.

## Erzeugung und Nutzung von Biochar in Südtirol

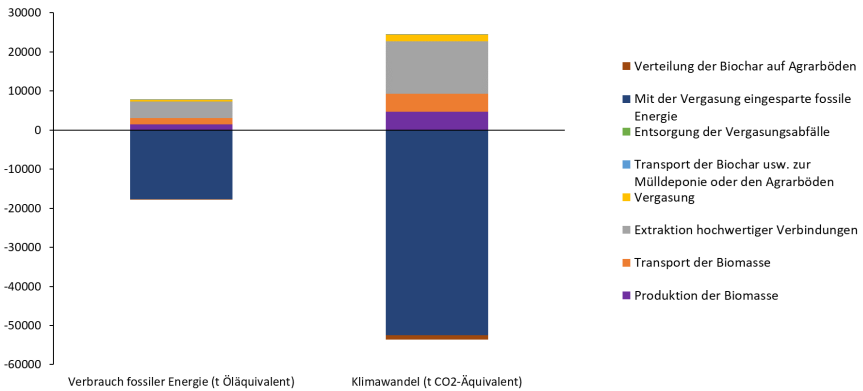


Abb. 8 – Genaue Daten der Auswirkungen jeder Phase der Produktionskette von Szenario 7

Dieses Szenario untersucht die Auswirkungen der gesamten Produktionskette: Extraktion ätherischer Öle vor der Vergasung, Vergasung mit verbesserten Technologien und Anwendung von Biochar auf Agrarböden (Weinberg). Die Ergebnisse zeigen, dass die Extraktion ätherischer Öle stärkere Auswirkungen erzeugt (4.128,58 t Öläquivalent und 13.368,73 t CO<sub>2</sub>eq) als die Anwendung von Biochar auf Agrarböden kompensieren kann (-42,33 t Öläquivalent und -1.158,03 t CO<sub>2</sub>eq), was somit zu einer weniger positiven Nettobilanz führt als in Szenario 3, in dem die Auswirkungen der Produktionskette nur von der Anwendung verbesserter Vergasungstechnologien beeinflusst werden.

Die Bilanz von Szenario 7 liegt dennoch weit unter null.

Noch bessere Ergebnisse werden erzielt, wenn man statt dem Mix der beiden Extraktionstechnologien (SOX und SFE) nur die effizientere und kostengünstigere Extraktionsmethode (SOX) einsetzt; dadurch ergibt sich eine Gesamtnettobilanz von -11.391,13 t Öläquivalent und -34.089,68 t CO<sub>2</sub>eq. Wenn das Biochar darüber hinaus in der Apfelplantage statt im Weinberg angewandt wird, erhält man eine Gesamtnettobilanz, die sich leicht von der anderen unterscheidet (-61.71 t Öläquivalent und +2.30 t CO<sub>2</sub>eq).

### 3.8 Vergleich der Szenarien

In Abbildung 9 werden die sieben Szenarien gegenübergestellt.

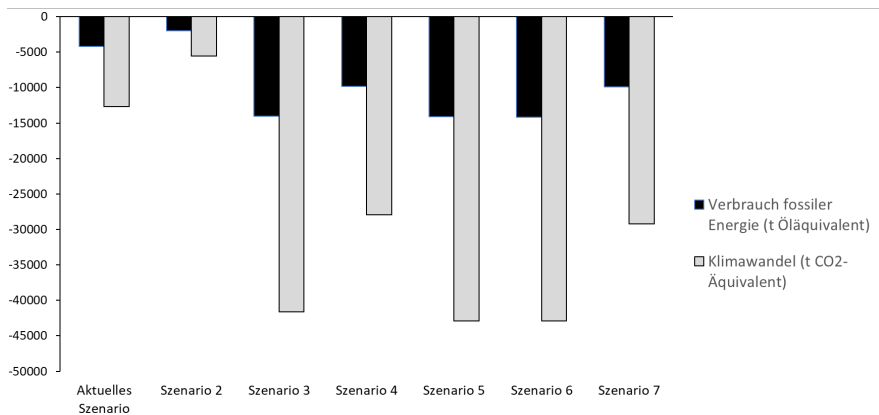


Abb. 9 – Vergleich der Ergebnisse aus den 7 in dieser Arbeit untersuchten Szenarien

Diese Grafik zeigt, dass die mit circa 1.250 t Biochar verbundenen Wirkungen der Produktionskette in Bezug auf die Umwelt für alle untersuchten Szenarien positiv sind (Nettobilanz unter null). Außerdem wurde kein *Trade-off* zwischen den beiden Wirkungskategorien beobachtet, d. h. einem geringeren Verbrauch fossiler Energie entsprechen immer geringere Auswirkungen auf den Klimawandel.

Entscheidend für dieses günstige Ergebnis ist der Ersatz fossiler Energie durch die Vergasung und die Anwendung von Biochar auf Agrarböden. Die Emissionen hingegen stammen hauptsächlich aus der Extraktion ätherischer Öle, da diese viel Strom verbraucht, gefolgt von der Produktion und dem Transport der Biomasse und den vom Vergasungsprozess abhängigen Emissionen (ohne Berücksichtigung der biogenen Emissionen), also der mit dem Häckseln der Biomasse und dem Anlagenbetrieb verbundenen Emissionen. Die am wenigsten positiven Auswirkungen auf die Umwelt verbucht das Szenario 2 (aktuelle Vergasung + Extraktion ätherischer Öle). Es sollte jedoch darauf hingewiesen werden, dass die mit diesem Prozess verbundenen Auswirkungen nicht mit anderen Methoden zur Produktion ätherischer Öle verglichen wurden, weil die Analyse ansonsten die Grenzen des Systems gesprengt

hätte. Außerdem gilt zu bedenken, dass sich die Auswirkungen der Extraktion stark verringern, wenn anstelle beider untersuchten Technologien nur die effizientere und kostengünstigere Extraktionsmethode angewendet würde (SOX).

Die LCA hat außerdem gezeigt, dass die Auswirkungen des Transports von Biochar, Asche und Teer zu den Mülldeponien oder landwirtschaftlichen Flächen und die Entsorgungsprozesse dieser Stoffe in allen Szenarien vernachlässigbar geringe Auswirkungen haben.

Die Nettobilanz der Szenarien ändert sich, wenn nicht mehr angenommen wird, dass das Biochar unverändert bleibt, sondern dass die Energieerzeugung der Anlagen konstant bleibt (Abb. 10). Diese Analyse wurde durchgeführt, weil die Szenarien 3-7 – da die vom Projekt Wood-Up vorgeschlagene verbesserte Technologie ein geringeres Verhältnis von Biochar zu erzeugter Energie aufweist als der Durchschnitt der aktuell in Südtirol angewandten Technologien – zur Erzeugung des aktuell in der Provinz produzierten Biochar eine doppelte Menge an Biomasse erfordern würden, was eine im Vergleich zu den Szenarien 1 und 2 (Abbildung 9) höhere Energieproduktion zur Folge hätte (fast doppelt so hoch). Dieser Vergleich zwischen den Szenarien ist zwar korrekt, zeichnet jedoch eine völlig andere Situation als die aktuelle ab, was zu komplexen Implikationen führt, die eine Unterstützung durch einschneidende politische Entscheidungen erfordern würden.

Abbildung 10 zeigt daher den Vergleich zwischen Szenarien für den Fall, in dem die Anwendung neuer verbesserter Technologien nicht zu einer höheren Energieerzeugung führt. Auf die Szenarien 3-7 wurde daher das gleiche Verhältnis von Biochar zu erzeugter Energie angewandt wie in den Szenarien 1 und 2.

Auch wenn sie in Bezug auf die Energieerzeugung normalisiert wurden, haben die vorgeschlagenen Szenarien jedoch eine negative Nettobilanz und somit eine positive Wirkung auf die Umwelt; die Vorteile der neuen Vergärungstechnologie, mit der ein für die Landwirtschaft geeignetes Biochar erzeugt werden kann, bleiben offensichtlich (Szenarien 3-7), wenn auch weniger ausgeprägt als in der vorherigen Darstellung (Abb. 9).

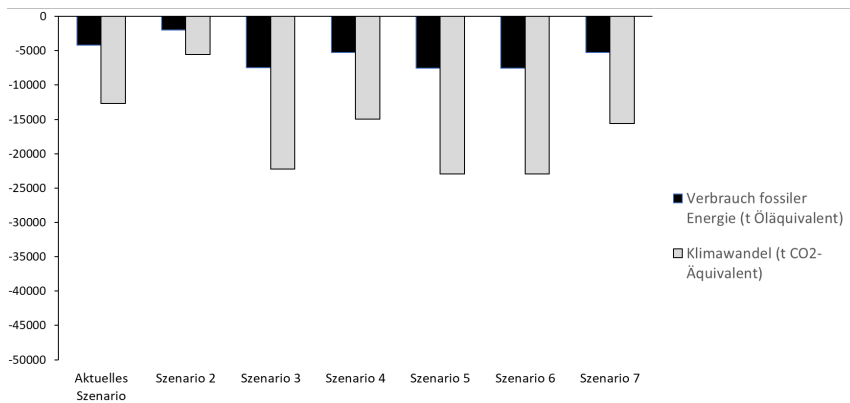


Abb. 10 – Vergleich der Ergebnisse der 7 in dieser Arbeit untersuchten Szenarien unter der Annahme, dass die Energieerzeugung der Vergasungsanlagen konstant bleibt

### 3.9 Sensibilitätsanalyse

Ein nützliches Instrument, mit dem untersucht werden kann, welche Prozesse sich entscheidend - ob positiv oder negativ - auf die Ergebnisse der LCA auswirken, ist die Sensibilitätsanalyse, ein Verfahren, bei dem die Inputs der LCA verändert werden, um die entsprechenden Auswirkungen zu evaluieren. Dieser Ansatz ermöglicht außerdem, den Einfluss der Hypothesen zu bewerten, die der LCA zugrunde liegen, sowie die mit diesen verbundenen Unsicherheiten; er liefert somit eine Bewertung der Genauigkeit der Schätzungen. Da die LCA auf einem Mix aus Daten beruht, die im Rahmen des Projekts erhoben wurden, sowie aus Daten der Datenbank Ecoinvent und der Literatur, muss der Einfluss evaluiert werden, den die dieser Auswahl der Daten zugrunde liegenden Hypothesen auf die untersuchten Wirkungen haben.

Eine Sensibilitätsanalyse wurde in Bezug auf die Entfernung des Transports der Biomasse durchgeführt, da ein großer Teil dieser Biomasse aus dem Ausland eingeführt wird, was mit erheblichen Emissionen verbunden ist. Wenn wir zum Beispiel annehmen, dass in Szenario 1, dem aktuellen Szenario also, die gesamte Biomasse aus Polen importiert wird (Entfernung: 2.400 km, Hin- und Rückfahrt) und nicht aus Südtirol (150 km Entfernung, Hin- und Rückfahrt), Österreich und Slowenien (800 km Entfernung, Hin- und Rückfahrt), dann würden die Auswirkungen des Transports von 809,64 t Öläquivalent und 2.353,9 t CO<sub>2</sub>-Äquivalent auf 7.512,39 t Öläquivalent und 21.059,43 t

CO<sub>2</sub>eq ansteigen. Folglich würde die Nettobilanz der Produktionskette von -4.220,19 t Öläquivalent und -12.696,04 t CO<sub>2</sub>eq auf 2.484,68 t Öläquivalent und 6.015,89 t CO<sub>2</sub>eq klettern und somit nicht mehr emissionsfrei sein. Das beweist, dass der Transport der Biomasse ein wichtiger, zu berücksichtigender Faktor ist, wenn die Nachhaltigkeit der Biochar-Produktionskette in Südtirol evaluiert werden soll, und dass eine Versorgung mit Biomasse aus örtlichen Quellen die Nettobilanz in erheblichem Maße verbessern kann. Zusätzliche Verbesserungen können erreicht werden, indem man effizientere oder mit Biotreibstoff betriebene Fahrzeuge für den Transport auf Rädern einsetzt (Anderson & Mitchell 2016; Conti 2003; Homagain et al., 2016).

Die Auswirkung des Biomasetransports ist ein Beispiel dafür, wie sensibel die Ergebnisse der LCA gegenüber den Hypothesen sind, die diesem Prozess zugrunde liegen. Für die aktuellen Berechnungen werden repräsentative Schätzungen der durchschnittlichen Entfernungen eingesetzt, die angewandt werden können, wenn die Biomasse aus Südtirol, Österreich, Slowenien oder Polen stammt, und wenn man annimmt, dass alle LKWs die Rückreise als Leerfahrt antreten. Eine Veränderung dieser Voraussetzungen kann auch die Auswirkungen des Transports erheblich verändern. In jedem Fall liefern diese Hypothesen konservative Schätzungen, denn es ist wahrscheinlich, dass zumindest ein Teil der aus dem Ausland kommenden LKWs auf der Rückfahrt eine weitere Ladung transportiert.

Neben dem Transport der Biomasse ist die Extraktion hochwertiger Verbindungen aus der Holzbiomasse der Prozess mit dem größten Nettoverbrauch fossiler Energie und den meisten klimaverändernder Emissionen. Wie bereits gesagt, beruhen die Berechnungen für diesen Prozess auf Labordaten, die auf industriellen Maßstab angepasst wurden. Die mit dieser Art von Up-Scaling verbundene Unsicherheit kann die Endergebnisse der LCA jedoch erheblich beeinflussen; es wäre daher wünschenswert, wenn auf industrieller Ebene validierte Daten für eine genauere und realistischere Beschreibung der Extraktionsanlagen verwendet werden könnten, umso mehr weil diese für die gesamte zur Produktion der funktionellen Einheit erforderlichen Biomasse berechnet werden (für jede Tonne des erzeugten Biochar sind 34,62 t Biomasse für die Soxhlet-Extraktion und 34,52 t für die SFE-Extraktion erforderlich);



eventuelle Ungenauigkeiten resultieren daher in der LCA amplifiziert. In jedem Fall ist es unwahrscheinlich, dass eine größere Genauigkeit hinsichtlich der Extraktion in den Szenarien, die diese Phase umfassen, zu einer deutlich veränderten Nettobilanz führen würde, wenn man berücksichtigt, dass sich die vermiedenen Emissionen der Vergasung sehr viel stärker auswirken.

Den größten Beitrag zur Nettobilanz der Produktionskette leistet der Ersatz elektrischer Energie (italienischer Mix) und Wärmeenergie (in Südtirol: Erdgas, andere Quellen für Biomasse, Solarwärme und Heizöl) durch die mit der Vergasung der Holzbiomasse erzeugte Bioenergie. Die den Vergasungsprozessen zugrunde gelegten Hypothesen könnten die Gesamtauswirkungen der LCA erheblich beeinflussen.

Der erhebliche Beitrag der Vergasung zur Nettobilanz der LCA ist das Ergebnis der Annahme, dass die Holzvergasung eine emissionsfreie Technologie ist, also dass die aus der Holzvergasung stammenden biogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen durch die während des Wachstums der entsprechenden Biomasse aus der Luft beseitigte Menge an CO<sub>2</sub> kompensiert werden. Diese Annahme führt dazu, dass die mit 1 m<sup>3</sup> Synthesegas verbundenen Emissionen 0,006 kg CO<sub>2</sub>eq entsprechen, während sie im Falle einer Berücksichtigung der biogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen aus der vergasteten Biomasse 0,378 kg CO<sub>2</sub>eq entsprechen würden. Diese für die Nettobilanz der LCA entscheidende Annahme ist mit den europäischen Vorschriften konform, welche die Ziele der Union für erneuerbare Energien festlegen (Europäische Kommission, 2019; Europäisches Parlament und Europarat, 2018). Wenn man beschließen würde, einen Teil der biogenen CO<sub>2</sub>-Emissionen in die Analyse einzubeziehen, würde der Ersatz der umweltschädlichen fossilen Energiequellen trotzdem zu einer für die Umwelt vorteilhaften Bilanz führen.

## 4. Perspektiven

Aus der durchgeführten Lebenszyklusanalyse geht hervor, dass die Nutzung der Holzvergasung als Energiequelle eine erfolgreiche Strategie für einen Beitrag zur Eindämmung der Klimawandels sein kann, sei es unter Anwendung der derzeit in der Region verbreiteten Technologien, sei es unter Nutzung einer neuen, „verbesserten“ Technologie wie vom Projekt Wood-Up empfohlen. Die Anwendung einer neuen Technologie würde einerseits eine höhere Produktion erneuerbarer Energie ermöglichen und andererseits die Produktion eines für den Einsatz in der Landwirtschaft geeigneten Biochar. Eine Nutzung von Biochar auf den Agrarböden Südtirols würde zusätzliche Vorteile für die Umwelt bringen, vor allem aufgrund der Kohlenstoffspeicherung im Boden. Die Auswirkungen der landwirtschaftlichen Komponente der Produktionskette sind jedoch deutlich geringer als die der Energieprozesse.

Andererseits würde die Nutzung von 1.250 t Biochar pro Jahr die Aufnahme von circa 1.150 t CO<sub>2</sub>-Äquivalent ermöglichen und so die jährlichen Pro-Kopf-Emissionen von 250 Südtiroler Bürgern kompensieren (Battiston, 2014).

Wenn die technologische Umwandlung der Anlagen die Erzeugung der gleichen Menge an Biochar, jedoch mit für den Einsatz in der Landwirtschaft geeigneten Eigenschaften, ermöglichen würde, und unter Annahme einer Dosis von 25 t/ha, könnten jedes Jahr nur 50 Hektar Boden verbessert werden. Wenn man bedenkt, dass es in Südtirol 5.500 Hektar Weinberge und 19.000 Hektar Apfelplantagen gibt (Della Chiesa et al., 2019), würde die Verteilung von Biochar allein auf der Gesamtfläche der Apfelplantagen 110 Jahre erfordern.

Würde die Nutzung von Biochar seitens der landwirtschaftlichen Betriebe die im Projekt Wood-Up dargestellten positiven Wirkungen bestätigen, wäre ein kurzfristiger Anstieg der Biochar-Nachfrage möglich; das Biochar müsste dann in Erwartung der Installation der Anlagen jüngster Generation nach Südtirol importiert werden. Andererseits, wenn der Biochar-Markt deutlich wachsen würde, könnten sich auch Biochar-Produktionsanlagen als primäres Produkt in der Region verbreiten, und nicht nur als Nebenprodukt der Energieerzeugung.

Man sollte nicht unterschätzen, dass die Verbreitung der auf der neuen Technologie beruhenden Vergasungsanlagen zu einer größeren Nachfrage nach Holzbiomasse und einer höheren Energieproduktion als in den aktuellen Szenarien führen würde. Den Ergebnissen dieser Arbeit zufolge würde sich die Biomasse-Nachfrage verdoppeln und dieser Anstieg eine Neuausrichtung im regionalen Energiemix bewirken.

Andererseits haben extreme Ereignisse wie der Sturm Vaia im Jahr 2018 und die extremen Schneefälle im Jahr 2019 eine enorme Menge an Holzbiomasse in Südtirol verfügbar gemacht, sodass die Holzpreise gefallen sind und es zu Schwierigkeiten bei der Lagerung und Verwaltung dieser großen Mengen kam. Die Klimamodelle lassen eine größere Häufigkeit extremer Wetterereignisse vorhersehen (Seneviratne et al., 2012) und somit auch die Notwendigkeit, einen Absatzmarkt für die Holzbiomasse zu finden. Zudem würden regionale Quellen der Versorgung mit Biomasse eine weitere Verbesserung der Nettobilanz der im Projekt Wood-Up untersuchten Produktionskette ermöglichen, wie die Sensibilitätsanalyse zeigt.

Was die Extraktion ätherischer Öle aus der Biomasse vor der Vergasung anbelangt, hat die LCA den großen Energieverbrauch dieses Prozesses verdeutlicht. Andererseits ist jeder Prozess zur Erzeugung ätherischer Öle mit Energiekosten verbunden und die im Projekt Wood-Up vorgeschlagene Extraktion hat den Vorteil, innerhalb einer umweltfreundlichen Produktionskette stattzufinden, die eine Art des Biomasse-Recyclings vorsieht. Außerdem würden die Betreiber, die diese Verbindungen vor der Vergasung extrahieren, wirtschaftliche Vorteile erzielen und Arbeitsplätze schaffen - ein Thema, das eine Vertiefung verdienen würde.

Insgesamt ermöglicht die aktuelle Produktionskette der Holzvergasung, mehr noch als die auf verbesserten Technologien beruhende, der Region Südtirol sich auf die europäische Klimapolitik auszurichten. In der Tat hat die Europäische Kommission Ziele für die Energieerzeugung aus erneuerbaren Quellen für den Zeitraum 2030-2050 festgelegt, um in der Europäischen Union bis zum Jahr 2050 das generelle Ziel der „Klimaneutralität“ zu erreichen, und der Green Deal zeichnet die Strategie ab, mit der diese Ziele durch ein auf weniger Nutzung von natürlichen Ressourcen und geringeren Auswirkungen auf die

Gesundheit beruhendes Wachstum erreicht werden sollen (Europäische Kommission, 2019).

## 5. Schlussfolgerungen

Ziel der im Rahmen des Projekts Wood-Up durchgeführten Lebenszyklusanalyse ist eine Evaluierung der Auswirkungen der Südtiroler Produktionskette der Holzvergasung und deren Vergleich mit einer aufgewerteten Produktionskette, die auch die Extraktion hochwertiger Verbindungen aus der Biomasse, verbesserte Vergasungstechnologien und die Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft vorsieht.

Obwohl Unsicherheiten in Bezug auf die in der Bestandsaufnahme berücksichtigten Daten und die der Analyse zugrunde gelegten Hypothesen bestehen, beweist die LCA, dass sich die Südtiroler Produktionskette der Holzvergasung, die derzeit 1.215 t Biochar pro Jahr produziert, positiv in Bezug auf den Umweltschutz auswirkt, da sie mit einer Einsparung fossiler Energie im Vergleich zu den kontrafaktischen Produktionsketten und mit negativen Treibhausgasemissionen einhergeht.

Dieses Ergebnis ist hauptsächlich auf den Ersatz fossiler Energiequellen durch die mit der Holzvergasung erzeugten Energie zurückzuführen. Weitere negative Emissionen ergeben sich aus der Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft; diese sind jedoch weniger relevant. Der größte Teil positiver Emissionen stammt aus der Extraktion ätherischer Öle aus der Biomasse, in ungefähr gleicher Proportion gefolgt von der Produktion und dem Transport der Holzbiomasse und dem Betrieb der Vergasungsanlagen.

Die jährlich in der Provinz produzierte Menge an Biochar würde, wenn dieses für die Nutzung in der Landwirtschaft geeignet wäre, nur für eine sehr kleine landwirtschaftliche Fläche (50 ha) genügen. Zur Unterstützung einer breiteren Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft wäre demzufolge eine Einfuhr von Biochar nötig oder eine Erhöhung der Anzahl der Vergasungsanlagen.

Andererseits würden die vorgeschlagenen verbesserten Technologien, bei gleicher Menge an produzierter Biochar, eine fast doppelt so große Menge an

Energie erzeugen, was deutlich größere Mengen an Biomasse für die Vergasung erfordern würde.

Die Umsetzung dieser Szenarien, sofern von Interesse, könnte sich als komplex erweisen und eine Planung und politische Unterstützung auf Ebene der Provinz erfordern.

## Literaturverzeichnis

- Anderson, N.& Mitchell, D. (2016). Forest Operations and Woody Biomass Logistics to Improve Efficiency, Value, and Sustainability. *Bioenergy Research*, 9(2), pp. 518-533. <https://doi.org/10.1007/s12155-016-9735-1>
- AGRIOS Gruppo di lavoro per la frutticoltura integrata dell'Alto Adige Haus des Apfels. (2017). *Direttive per la frutticoltura integrata* (27a ed.). Terlano: AGRIOS.
- Baronti, S. et al. (2014). Impact of biochar application on plant water relations in *Vitis vinifera* (L.). *European Journal of Agronomy*, 53, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.11.003>
- Battiston, C. (2014). *Energiebilanz Südtirol 2008-2014/Bilancio energetico dell'Alto Adige*. 3. Tag der Energie in Südtirol/ 3a giornata dell'energia in Alto Adige. Bolzano: Abteilung 29 - Landesagentur für Umwelt, Autonome Provinz Bozen, Südtirol. / Ripartizione 29 - Agenzia per l' ambiente, Provincia Autonoma Di Bolzano - Alto Adige.
- Centro di consulenza per la fruttiviteicoltura Dell'Alto-Adige. (2019). *Guida viticoltura*. Egna: Centro di consulenza per la fruttiviteicoltura Dell'Alto-Adige.
- Conti, M. (2003). I vantaggi e i limiti della produzione di energia elettrica tramite biomasse legnose. In *L'impatto ambientale di centrali elettriche alimentate a biomasse legnose. Esperienze e valutazioni*. ENEA Ente per le Nuove tecnologie, l'Energia e l'Ambiente.
- Della Chiesa, S. et al. (2019). Farmers as data sources: Cooperative framework for mapping soil properties for permanent crops in South Tyrol (Northern Italy). *Geoderma*, 342, 93–105. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.010>

- European Commission. (2019). *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, The European Green Deal*. Brussels.
- European Parliament and Council. (2018). Directive (EU) 2018/2001 of the European Parliament and of the Council of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources. *Official Journal of the European Union*, 328, 82–209.
- Guinée, J. B. et al. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, Future. *Environmental Science and Technology*, 45, 90–96. <https://doi.org/10.1021/es101316v>
- Hamedani, S. R., Kuppens, T., Malina, R., Bocci, E., Colantoni, A., & Villarini, M. (2019). Life Cycle Assessment and Environmental Valuation of Biochar Production: Two Case Studies in Belgium. *Energies*, 12, 1–21. <https://doi.org/doi:10.3390/en12112166>
- Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., & Brownsort, P. (2011). Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy*, 39(5), 2646–2655. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.033>
- Hardie, M., Clothier, B., Bound, S., Oliver, G., & Close, D. (2014). Does biochar influence soil physical properties and soil water availability? *Plant and Soil*, 376, 347–361. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1980-x>
- Homagain, K., Shahi, C., Luckai, N., Sharma, M. (2016). Life cycle cost and economic assessment of biochar-based bioenergy production and biochar land application in Northwestern Ontario, Canada. *Forest Ecosystems*, 3(21). <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0081-8>
- Ibarrola, R., Shackley, S., & Hammond, J. (2012). Pyrolysis biochar systems for recovering biodegradable materials: A life cycle carbon assessment. *Waste Management*, 32(5), 859–868. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.005>
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, R. K. Pachauri and L.A. Meyer, (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

- ISO. (2006a). *“Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework” ISO 14040*. Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006b). *“Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines” ISO 14044*. Geneva, Switzerland.
- JRC. (2010). *ILCD handbook - International Reference Life Cycle Data System, General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance* (Firts edit; European Commission - Joint Research Center - Institute for Environment and Sustainability, Ed.). <https://doi.org/10.2788/38479>
- Lugato, E. et al. (2013). An energy-biochar chain involving biomass gasification and rice cultivation in Northern Italy. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 192–201. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12028>
- Major, J. (2010). *Guidelines on Practical Aspects of Biochar Application to Field Soil in Various Soil Management Systems*. [https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI\\_Biochar\\_Application.pdf](https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Application.pdf)
- Matustík, J., Hnátková, T., & Kocí, V. (2020). Life cycle assessment of biochar-to-soil systems: A review. *Journal of Cleaner Production*, 259. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120998>
- McManus, M. C., & Taylor, C. M. (2015). The changing nature of life cycle assessment. *Biomass and Bioenergy*, 82, 13–26. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.04.024>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2013). Biochar Impacts on Soil Physical Properties and Greenhouse Gas Emissions. *Agronomy*, 3, 313–339. <https://doi.org/10.3390/agronomy3020313>
- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Nielsen, G. R. (2013). Environmental assessment of gasification technology for biomass conversion to energy in comparison with other alternatives: the case of wheat straw. *Journal of Cleaner Production*, 53, 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.004>
- Piccolo, A., Pietramellara, G., & Mbagwu, J. S. C. (1996). Effects of coal derived humic substances on water retention and structural stability of mediterranean soils. *Soil Use and Management*, 12, 209–213.
- Roberts, K. G., Gloy, B. A., Joseph, S., Scott, N. R., & Lehmann, J. (2010). Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic,

- and Climate Change Potential. *Environmental Science and Technology*, 44(2), 827–833. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/es902266r>
- Shaaban, M., Van Zwieten, L., Bashir, S., Younas, A., Núñez-delgado, A., Chhajro, M. A., ... Hu, R. (2018). A concise review of biochar application to agricultural soils to improve soil conditions and fight pollution. *Journal of Environmental Management*, 228, 429–440. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.006>
- Seneviratne, S.I. et al. (2012). Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. In: *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation* [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. *A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, pp. 109-230.
- Uzoma, K. C., Inoue, M., Andry, H., Zahoor, A., & Nishihara, E. (2011). Influence of biochar application on sandy soil hydraulic properties and nutrient retention. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 9, 1137–1143. <https://doi.org/10.1234/4.2011.2517>
- Ventura, M. et al. (2015). Biochar mineralization and priming effect on SOM decomposition in two European short rotation coppices. *GCB Bioenergy*, 7(5), 1150–1160. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12219>
- Wang, J., Xiong, Z., & Kuzyakov, Y. (2016). Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *GCB Bioenergy*, 8(3), 512–523. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 1218–1230. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>





# Schlussfolgerungen

**Giustino Tonon – Freie Universität Bozen**

**Irene Criscuoli – Freie Universität Bozen**

Im Rahmen der Schlussbemerkungen zum gesamten Projekt WOOD-UP halten wir es für wichtig, zunächst einen Begriff zu klären, der in den italienischen Düngemittelgesetzen definiert wird. Im August 2015 wurde Biochar mit dem im Amtsblatt Nr. 186 vom 12. August desselben Jahres veröffentlichten Ministerialdekret vom 22. Juni 2015 offiziell unter die in der Landwirtschaft zulässigen Bodenverbesserungsmittel aufgenommen (Legislativdekret 75/10, Anlage 2, laufende Nummer 16). Die vom Gesetzgeber übernommene Biochar-Definition umfasst *alle durch Verkohlung von Produkten und Rückständen rein pflanzlichen Ursprungs aus der Land- und Forstwirtschaft gewonnenen Materialien, unter Ausschluss aller organischen Abfälle und Materialien tierischen Ursprungs*. In oben genannter Anlage 2 wird genauer definiert, dass Biochar durch Pyrolyse oder durch Vergasung gewonnen werden kann, vorausgesetzt dass die erzeugte Pflanzenkohle die vorgegebenen Grenzwerte für die Konzentration von Schwermetallen, polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Polychlorbiphenylen (PCB) und Dioxinen einhält. Außerdem wird die Notwendigkeit verdeutlicht, das Biochar mit einem Biotest auf seine eventuelle Phytotoxizität zu testen. Diese Definition ist nicht nur terminologisch, sondern auch substantiell von grundlegender Bedeutung, da sie die gesetzlichen Voraussetzungen für den Start dieses Projekts geliefert hat. Es war schon vor Beginn des Projekts bekannt, dass alle Anlagen in Südtirol darauf abzielten, den Energieertrag durch Vergasungsprozesse maximal zu steigern, wenn auch mit ganz unterschiedlichen Technologien.

Im Rahmen der Studie konnten 42 Südtiroler Vergasungsanlagen kartiert werden, die jedes Jahr circa 50.000 Tonnen Holzbiomasse verwenden und über 50 GWh Elektrizität, 100 GWh Wärme und 1.300 Tonnen Kohle erzeugen. Ein

bedeutender und stets wachsender Sektor also. Die von den Anlagen produzierte Kohle wird fast ausschließlich als nicht gefährlicher Sonderabfall entsorgt. Die physikalischen, chemischen und biologischen Analysen haben verdeutlicht, dass keine der entnommenen Kohleproben phytotoxische Wirkungen aufwies (Kapitel 3), aber gleichzeitig auch keine von ihnen den Vorschriften entsprach, die ihre Nutzung als Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft regeln. Insbesondere der Gehalt an polyzyklischen aromatischen Wasserstoffen (PAK) und einigen Schwermetallen (Cd, Cr e Zn) überstieg die Normgrenzwerte und verhinderte die landwirtschaftliche Nutzung. Dieses Ergebnis hatte signifikante Folgen für die Entwicklung des Projekts und die potenzielle Aufwertung der aktuellen Produktionskette der Holzvergasung in Südtirol. Zur Durchführung der Feldversuche sah sich die Genossenschaft gezwungen, Biochar außerhalb der Provinz einzukaufen. Die Experten sind zu folgender Schlussfolgerung gekommen (Kapitel 1): *Um die aktuellen Vergasungsanlagen in polygenerative Systeme zu verwandeln, die neben elektrischer und thermischer Energie auch Biochar erzeugen, das als Bodenverbesserungsmittel genutzt werden kann, müssen daher die Hauptprozessparameter (z. B. die Temperaturprofile im Reaktor) verändert oder Systeme zur Nachbehandlung der Kohle eingesetzt werden, um den PAK-Gehalt zu reduzieren.* In der Kohle vorhandene Schwermetalle scheinen hingegen von mechanischen Teilen zu stammen, die zur Beförderung fester Materialien in der Anlage verwendet werden, oder aus Vorbehandlungen der Holzbiomasse wie z. B. das Häckseln oder Pelletieren. Diesbezüglich scheint es einfacher, eine technische Lösung zu finden. Die wirtschaftliche Analyse eines Eingriffs zur Optimierung der Anlage, mit der eine hochwertige, zur Nutzung in der Landwirtschaft geeignete Kohle erzeugt werden kann, hat ergeben, dass für diese Investitionen, je nach Verkaufspreis des Biochars maximal ein Budget zwischen 23.000 und 97.000 Euro zur Verfügung steht. Die oben genannten Summen sind ein Richtwert für die Wirtschaftlichkeit, die ein Eingriff zur Optimierung der aktuellen Anlagen haben müsste, um auf dem Markt attraktiv zu sein.

Die Untersuchungen bezüglich der Möglichkeit, biologisch aktive Moleküle aus der Holzbiomasse (Rottannen-Hackschnitzel) zu extrahieren (Kapitel 2), haben zu besonders interessanten Schlussfolgerungen geführt. Unabhängig von der angewandten Extraktionsmethode (Soxhlet oder überkritisches Kohlendioxid) haben die Extrakte eine gute antimikrobielle Wirkung gezeigt, und

könnten als wertvolle Alternative zu den künstlichen Konservierungsmitteln, die heute in Lebensmittel-, Kosmetik- und Pharmaprodukten eingesetzt werden, genutzt werden. Diese Möglichkeit stellt ein wichtiges und bisher noch nicht ausführlich untersuchtes Element des Potenzials für die Aufwertung der Holz-Energie-Produktionskette dar, das in der Zukunft zweifellos größere Aufmerksamkeit verdient.

Die Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft hat verschiedene positive Wirkungen zur Verbesserung des Bodens gezeigt, darunter eine Zunahme der Verfügbarkeit bestimmter Nährstoffe, insbesondere Makronährstoffe wie Kalium, Magnesium und Phosphor, sowie die Fähigkeit zur Anhebung des Boden-pH-Werts, was sich positiv auf den Weinanbau auf sauren Böden auswirkt. Insgesamt wurde eine höhere Ertragsfähigkeit der mit Biochar behandelten Pflanzen beobachtet, ohne dass negative Auswirkungen auf die Qualität der Weine entstanden wären (Kapitel 4).

Das unter kontrollierten Versuchsbedingungen getestete Biochar hat keine signifikanten Auswirkungen auf den Stickstoffzyklus in der Weinpflanze gezeigt; Aufnahme und Verteilung des Stickstoffs in den verschiedenen Organen blieben unverändert. Biochar hat hingegen das Wasserspeichervermögen des Bodens deutlich verändert und eine positive Zunahme des für die Pflanzen zur Verfügung stehenden Wassers bewirkt. Dies führte zu einer erheblich besseren Verträglichkeit von induziertem Trockenstress und verringerte die mit dem Wassermangel verbundenen negativen physiologischen Effekte. Dieses Ergebnis ist sehr interessant im Hinblick auf eine Politik zur Anpassung an den Klimawandel, der sich durch eine Zunahme von Trockenperioden und Hitzewellen kennzeichnet (Kapitel 5).

Die durchgeführten Studien hinsichtlich der Umweltwirkungen von Biochar und insbesondere der Wirkungen auf die Treibhausgasemissionen und die Ansammlung von Kohlenstoff im Boden haben relevante Ergebnisse hervorgebracht. Biochar hat eine Verringerung der vom Boden ausgehenden  $N_2O$ -Emissionen und eine erhebliche Zunahme der  $CO_2$ -Emissionen verursacht, die jedoch zeitlich begrenzt und nicht stark ausgeprägt war, während es keine Wirkungen auf die  $CH_4$ -Emissionen zeigte. Die Bilanz des Kohlenstoffs im Boden fiel extrem positiv aus, obwohl die Stabilität des angewandten Biochars nicht besonders hoch war und nicht mit Sicherheit definiert werden konnte (Kapitel 6). Alle Studienergebnisse wurden in eine Lebenszyklusanalyse

(LCA) eingebunden (Kapitel 7), deren Ziel eine Evaluierung der Umweltauswirkungen der Südtiroler Holzvergasungsproduktionskette war, sowie deren Vergleich mit einer aufgewerteten Produktionskette, die auch die Extraktion hochwertiger Verbindungen aus der Biomasse, verbesserte Vergasungstechnologien und die Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft vorsieht. Die LCA hat gezeigt, dass die aktuelle Produktionskette umweltfreundlich ist und im Vergleich zu den kontrafaktischen Energieproduktionsketten zu einer Einsparung fossiler Energie und zur Verringerung der Treibhausgasemissionen führt. Einen weiteren Vorteil, wenn auch in geringerem Umfang, bietet die Nutzung von Biochar in der Landwirtschaft. Die Extraktion von Biomolekülen aus der Holzbiomasse geht mit Energiekosten und erheblichen Emissionen einher, die vergleichbar sind mit denen der Produktion und des Transports der Holzbiomasse (Rundholz, Hackschnitzel und Pellets) von der Produktionsstätte zu den Vergasungsanlagen. Daher würde sich die Extraktion von Biomolekülen negativ auf die Gesamtumweltbilanz der Produktionskette auswirken. Es sollte jedoch betont werden, dass die hier vorgestellte Analyse die Umweltkosten für die Produktion von anderen als den hier untersuchten synthetischen Molekülen nicht berücksichtigt hat. Außerdem sollte berücksichtigt werden, dass die aktuelle Südtiroler Kohleproduktion, sofern diese für die Nutzung in der Landwirtschaft geeignet wäre, nur zur Verbesserung von 50 Hektar Agrarboden pro Jahr reichen würde. Zur Unterstützung einer breiteren Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft wäre demzufolge eine Einfuhr von Biochar nötig oder eine Erhöhung der Anzahl der Vergasungsanlagen, was eine Erhöhung der Wirtschafts- und Umweltkosten der Produktionskette bewirken würde. Andererseits würden die vorgeschlagenen Technologien zur Erzeugung von hochwertigem Biochar bei gleicher Menge an produziertem Biochar eine fast doppelt so große Menge an Energie erzeugen, was deutlich größere Mengen an Biomasse für die Vergasung erfordern würde. Angesichts der positiven agronomischen und umweltspezifischen Wirkungen von Biochar, welche im Projekt WOOD-UP sichtbar wurden, ergeht abschließend die klare Empfehlung an die Förderpolitik, zukünftig jene Forschungs- und Entwicklungsbemühungen zu unterstützen, die auf die Planung polygenerativer Anlagen ausgerichtet sind und neben Elektro- und Wärmeenergie auch hochwertiges Biochar erzeugen. Ein ausgewogenes Verhältnis zwischen diesen Vergasungsprodukten trägt den positiven

Auswirkungen Rechnung, welche die Nutzung von Biochar auf die Nachhaltigkeit des Südtiroler Agrarsystems haben kann, das zunehmend sensibler auf die von der Landwirtschaft ausgehenden Umweltwirkungen reagiert.