

# Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

**Irene Criscuoli – Libera Università di Bolzano**

**Maurizio Ventura – Libera Università di Bolzano**

**Pietro Panzacchi – Libera Università di Bolzano / Università degli Studi del Molise**

**Bruno Glaser – Università Martin Lutero Halle-Wittenberg, Germania**

**Katja Wiedner – Università Martin Lutero Halle-Wittenberg, Germania**

**Christian Ceccon – Libera Università di Bolzano**

**Maximilian Lösch – Centro di Sperimentazione Laimburg**

**Barbara Raifer – Centro di Sperimentazione Laimburg**

**Giustino Tonon – Libera Università di Bolzano**

## Abstract

In Alto-Adige esistono una quarantina di impianti a gassificazione e pirolisi che ogni anno producono circa 1250 t di carbone vegetale. Quest'ultimo viene attualmente smaltito come rifiuto, rappresentando un costo per i gestori. Se il carbone vegetale rispettasse determinati parametri di legge (G.U. 186 12.08.2015) potrebbe essere definito "biochar" e distribuito nei terreni agricoli al fine di migliorarne le qualità e le rese delle colture. Inoltre, grazie all'alto contenuto di carbonio (C) e alla stabilità della sua struttura chimica, il biochar può contribuire a sequestrare C nel suolo in maniera duratura in un'ottica di mitigazione del cambiamento climatico. Tuttavia, l'ampia variabilità nei risultati pubblicati rende necessaria una verifica delle possibili condizioni di impiego specifiche dell'Alto-Adige. Nel presente capitolo si riportano i risultati di un esperimento realizzato in un vigneto nei pressi di Merano, dove si è valutata l'effettiva stabilità nel suolo di biochar prodotto a partire da cippato di legno e il suo effetto sulle emissioni di gas serra, per due anni e mezzo. Il suolo del vigneto è stato ammendato con due dosi di biochar (25 e 50 t/ha), singolarmente o in associazione con compost (45 t/ha), e confrontato con suolo di controllo non ammendato. La stabilità del biochar nel suolo è stata valutata a diversi tempi dalla distribuzione degli ammendanti (tre settimane, un

anno e due anni) con due diverse metodologie: il bilancio di massa isotopico e la quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA), marcatori molecolari del carbone. Le emissioni di gas serra ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) dal suolo sono state misurate attraverso un analizzatore di gas con tecnologia cavity ring-down spectroscopy (CRDS) e un sistema di camere chiuse dinamiche. I risultati hanno mostrato che il biochar ha contribuito a una riduzione delle emissioni di  $\text{N}_2\text{O}$  del suolo e ad un aumento di quelle di  $\text{CO}_2$  in maniera significativa, ma limitata nel tempo e di lieve entità, mentre non ha avuto nessun effetto sulle emissioni di  $\text{CH}_4$ . La stima della stabilità del biochar nel suolo è risultata influenzata dal metodo utilizzato e caratterizzata da ampia incertezza. Il metodo del bilancio di massa isotopico ha messo in evidenza una degradazione significativa del biochar soltanto nel trattamento B1 (25 t/ha), con un tempo medio di permanenza (MRT) nel suolo di 2,7 anni. Il metodo dei BPCA non ha evidenziato una degradazione significativa del biochar nel suolo per entrambe le dosi applicate. Sulla base dei risultati di questo esperimento di campo, di medio termine, si può concludere che l'impiego del biochar da gassificazione come ammendante agricolo non ha controindicazioni sull'emissione di gas serra dal suolo e contribuisce ad aumentare il contenuto di C del terreno. Tuttavia ulteriori sperimentazioni sarebbero necessarie al fine di valutare l'efficacia di questo metodo per la mitigazione dei cambiamenti climatici a lungo termine.

## 1. Introduzione

In Alto Adige sono presenti una quarantina di impianti a gassificazione e pirolisi che producono energia termica, elettrica e circa 1250 t/anno di carbone vegetale, un residuo della produzione energetica che al momento viene smaltito come rifiuto, rappresentando un costo notevole per i gestori degli impianti.

Tuttavia, il carbone vegetale è stato oggetto di studio da parte della comunità scientifica mondiale, ormai da una quindicina d'anni, per le sue potenzialità di utilizzo come ammendante in agricoltura. Se distribuito al suolo, il carbone vegetale viene definito biochar e può contribuire a migliorarne le caratteristiche chimiche (Ding et al., 2016), fisiche (Blanco-Canqui, 2017) e biologiche (Hardy et al., 2019) e aumentare le rese delle colture (Crane-Droesch et al., 2013; Liu et al., 2013). Inoltre, data la sua struttura chimica, che lo rende

difficilmente degradabile da parte dei microrganismi, il biochar può essere usato come strategia per aumentare la capacità di sequestro di carbonio (C) del suolo (Glaser et al., 2002) in un'ottica di mitigazione dei cambiamenti climatici.

Pur permesso dalla legge italiana (G.U. 186 12.08.2015), l'uso del biochar come ammendante in agricoltura non è ancora diffuso. I motivi sono in parte dovuti alla necessità di valutare e adattare i risultati scientifici ad ambienti e colture diverse. I numerosi studi sul biochar hanno infatti fornito risultati contrastanti (Lehmann et al., 2015) a causa della complessità dei fattori in gioco: il biochar può essere prodotto mediante diverse tecnologie, partendo da diversi tipi di biomassa vegetale, ed essere utilizzato in condizioni pedo-climatiche e agronomiche molto diverse tra loro (Gurwick et al., 2013).

In questo capitolo, verranno riportati i risultati di uno studio di campo, effettuato nell'ambito del progetto WOOD-UP, al fine di valutare l'impatto della distribuzione di biochar, da solo o in combinazione con compost, sulla mitigazione del cambiamento climatico nei suoli agrari alto-atesini. In particolare, in un vigneto nei pressi di Merano, si è valutata la stabilità del biochar nel suolo e l'impatto della sua applicazione sulle emissioni di gas ad effetto serra (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) dal suolo nel medio termine.

## 2. Materiali e metodi

### 2.1 Sito sperimentale e applicazione dei trattamenti

Il lavoro presentato in questo capitolo è frutto di una sperimentazione realizzata in un vigneto maturo (cv. Müller Thurgau, impiantato nel 2007 ed innestato su SO4) situato nei pressi di Merano (BZ), ad un'altitudine di circa 600 m s.l.m., gestito dal Centro di Sperimentazione Laimburg (Fig. 1). Il clima dell'area è stato caratterizzato, nei 3 anni di esperimento, da una temperatura media annuale di 10.8 °C, e precipitazioni annue di 896,9 mm (dati meteo del Centro Sperimentale Laimburg, centralina di Fragsburg, Merano).

Il suolo dell'impianto è di tipo franco-sabbioso, secondo la classificazione USDA, con un contenuto del 64% di sabbia, 24% di limo e 7% di argilla. È un suolo poco profondo, ricco di scheletro ed è classificabile come Dystric Eutrochrept (USDA, 1999). Il contenuto di C organico è  $2,4\pm 0,8\%$ , il pH è  $6,4\pm 0,2$  e la densità apparente  $1,1\pm 0,1 \text{ g/cm}^3$ . Durante la sperimentazione, il sito non è stato fertilizzato ed è stato irrigato solo nel primo anno (da maggio 2017 a giugno 2018).



Fig. 1 – Il campo sperimentale (foto in alto), al momento della distribuzione di biochar e compost a maggio 2017, subito prima della lavorazione del suolo per l'interramento degli ammendanti agricoli. Sono visibili le parcelle sperimentali. Nella figura in basso si riporta il disegno sperimentale a blocchi randomizzati

Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo  
sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

Tabella 1 – Caratteristiche fisico-chimiche del biochar utilizzato nel presente lavoro

Parametro	Unità	Valore	Incertezza
pH	-	12,4	0,5
Densità apparente	g cm <sup>-3</sup>	0,165	-
Frazione <5 mm	%	100	10
Frazione <2 mm	%	97	10
Frazione <0,5 mm	%	70	7
Massima ritenzione idrica	% w/w	86	7
Ceneri (550 °C)	%	31	3
C totale	%	58,9	-
C in CaCO <sub>3</sub>	%	1.1	-
C organico	%	57	5
H:C	-	0,10	0,01
N totale	%	0,39	0,04
C:N		151	
P totale	%	0,64	-
K totale	%	3,5	0,5
IPA <sup>1</sup>	mg/kg	<1	-

<sup>1</sup> Idrocarburi policiclici aromatici

Il 2 maggio 2017 sono stati distribuiti gli ammendanti. Il biochar è stato applicato in due dosi (25 e 50 t/ha), da solo o in combinazione con 45 t/ha di compost. Sono inoltre stati predisposti un trattamento con solo compost (45 t/ha) e un controllo (senza distribuzione di ammendanti). In totale sono quindi stati confrontati 6 trattamenti: controllo non ammendato (trattamento N); 25 t/ha di biochar (trattamento B1); 50 t/ha di biochar (trattamento B2); 45 t/ha di compost (trattamento C); 25 t/ha di biochar + 45 t/ha di compost (trattamento B1C); 50 t/ha di biochar + 45 t/ha di compost (trattamento B2C). A seguito della loro distribuzione, gli ammendanti sono stati incorporati nel suolo nei primi 15 cm di profondità, mediante una lavorazione superficiale del suolo. La stessa lavorazione è stata effettuata anche nel suolo di controllo senza ammendanti, in modo da garantire le stesse condizioni di disturbo a tutti i trattamenti. Per ogni trattamento sperimentale sono state predisposte 4 repliche, per un totale di 24 parcelle, distribuite secondo uno schema a blocchi randomizzati. Ogni parcella ha una superficie di circa 80 m<sup>2</sup> e ospita 20 piante di vite, distribuite sue due filari adiacenti (Fig. 1). In ogni parcella, gli ammendanti sono stati distribuiti sull'interfilare centrale e sulla metà dei due interfilari adiacenti, mentre le misure descritte nel presente lavoro sono state fatte solo nell'interfilare centrale.

## 2.2 Biochar utilizzato

Il biochar utilizzato nell'esperimento è costituito da frammenti di ridotte dimensioni (<5 mm) ed è stato prodotto a partire da cippato di conifera ad una temperatura di circa 500 °C, con il metodo della fast pyrolysis (pirolisi veloce), ad opera dell'azienda Record Immobiliare S.r.l. di Lunano (PU), produttore di biochar regolarmente registrato. Una dettagliata descrizione delle caratteristiche fisico-chimiche del biochar è riportata nella Tabella 1.

## 2.3 Valutazione della stabilità del biochar nel suolo

### 2.3.1 Bilancio di massa isotopico

Questo metodo si basa sull'utilizzo degli isotopi stabili del carbonio. La firma isotopica del carbonio è il rapporto tra l'abbondanza dell'isotopo più pesante rispetto a quello più leggero (<sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C) e si esprime come deviazione ( $\delta$ , ‰) rispetto uno standard di riferimento internazionale (Michener & Lajtha, 2007).

Nel maggio del 2017, due settimane prima della distribuzione dei trattamenti (tempo  $t_0$ ), sono stati prelevati due campioni di suolo da ogni parcella sperimentale, per un totale di 48 campioni, mediante un campionatore a tubo spaccato (Eijkelpamp, Giesbeek, Olanda), fino alla profondità di 20 cm. Il campionamento è stato poi ripetuto, con le stesse modalità, a tempi diversi dopo l'applicazione dei trattamenti: tre settimane dopo ( $t_1$ ), 1 anno dopo ( $t_2$ ) e 2 anni dopo ( $t_3$ ). I campioni prelevati sono stati pesati e setacciati a 2 mm in modo da separare le pietre e le radici, eventualmente presenti, dalla terra fine. Le pietre estratte da ogni campione sono state pesate e il loro volume misurato mediante immersione in acqua, al fine della determinazione della densità delle pietre. Il peso secco del campione è stato ottenuto mediante prelievo ed essiccazione, in stufa, a 105 °C di un subcampione di terra fine. Un altro subcampione di terra fine è stato invece seccato a temperatura ambiente, macinato finemente ed analizzato presso i laboratori della Libera Università di Bolzano per determinarne la concentrazione di carbonio organico (%) e la firma isotopica ( $\delta^{13}\text{C}$ ). Per ogni campione, la densità apparente del suolo ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ) è stata determinata dividendo il peso secco del campione di terra fine per il volume di campione prelevato, sottraendo da quest'ultimo il volume delle pietre presenti nel campione.

Le analisi di concentrazione di carbonio organico (%) e firma isotopica ( $\delta^{13}\text{C}$ ) sono state realizzate anche su 4 campioni di biochar.

Poiché il bilancio di massa isotopico può essere impiegato solo nel caso in cui siano presenti due fonti di C nel suolo, abbiamo applicato questo metodo solo ai trattamenti B1 e B2 e non ai trattamenti B1C e B2C. Questi ultimi infatti presentano tre fonti di C (la sostanza organica nativa del suolo, il biochar e il compost). La valutazione è stata realizzata, per ogni tempo di campionamento mediante la seguente equazione:

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

dove  $f$  è la frazione di carbonio organico del suolo derivante dal biochar ( $\text{C}_{biochar}/\text{C}_{tot}$ ), mentre  $\delta^{13}\text{C}_{tot}$ ,  $\delta^{13}\text{C}_{SOM}$  e  $\delta^{13}\text{C}_{biochar}$  sono rispettivamente le firme isotopiche del suolo ammendato con biochar, della sostanza organica nativa del suolo (soil organic matter, SOM) e del biochar. Il valore di  $\delta^{13}\text{C}_{SOM}$  è

stato ottenuto dall'analisi dei campioni di suolo prelevati dalle stesse parcelle prima della distribuzione degli ammendanti ( $t_0$ ).

I dati sono stati utilizzati per calcolare il quantitativo di carbonio derivante da biochar (biochar-C) contenuto nello strato di suolo campionato (20 cm) ed espresso in t/ha, attraverso la seguente equazione:

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

Dove  $C_{\text{org}}$  è la concentrazione di carbonio organico nel suolo e  $\rho_{\text{suolo}}$  è la densità apparente del suolo.

Successivamente, i valori ottenuti sono stati interpolati con un modello di decadimento esponenziale:

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

dove  $C_t$  è la quantità di biochar-C rimanente nel suolo al tempo  $t$ ,  $C_0$  è la dose di biochar-C distribuita al suolo e  $k$  è la costante di decomposizione del biochar. Il tempo di permanenza medio del biochar nel suolo (Mean Residence Time, MRT) è stato calcolato come  $1/k$ .

### 2.3.2 Metodo dei BPCA)

Nei campioni di suolo prelevati dal vigneto al  $t_0$ ,  $t_1$  e  $t_3$ , il contenuto di carbonio derivante da biochar è stato determinato anche attraverso l'analisi di specifici marcatori molecolari per il black carbon (Acidi Policarbossilici Aromatici, BPCA), secondo la metodologia proposta da Busch e Glaser (2015). Le analisi sono state realizzate presso i laboratori dell'università Martin Luther di Halle-Wittenberg (Germania).

Al fine di quantificare il contenuto di BPCA i campioni sono stati esposti a quattro fasi analitiche: idrolisi, ossidazione, derivatizzazione e quantificazione attraverso la gascromatografia (Busch e Glaser, 2015). Una volta quantificati i BPCA, il contenuto di biochar-C presente nel campione è stato ottenuto moltiplicando i BPCA per un fattore di conversione (10) calcolato come rapporto fra i BPCA presenti nel biochar e il suo contenuto in carbonio organico.

I risultati delle analisi sono stati utilizzati per calcolare il contenuto di carbonio derivante da biochar nel suolo ed espresso in tonnellate per ettaro (biochar-C, t/ha) attraverso la formula:

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

dove  $C_{\text{BPCA}}$  è il contenuto di black carbon (g/kg di suolo) determinato mediante il metodo dei BPCA.

Al fine di valutare la stabilità del biochar apportato al suolo, la quantità di biochar-C stimata ad ogni tempo di prelievo è stata corretta, sottraendo da essa il contenuto di carbone naturalmente già presente nel suolo prima della distribuzione dei trattamenti, determinato dall'analisi dei campioni prelevati al t0.

Poiché le analisi dei BPCA sono state effettuate solamente in due momenti dall'applicazione del biochar, non è stato possibile calcolare un tasso di decomposizione usando un modello esponenziale, come nel caso del bilancio di massa isotopico.

## 2.4 Misura delle emissioni di gas serra dal suolo

Nel campo sperimentale si sono misurate le emissioni dal suolo dei tre principali gas serra: anidride carbonica ( $\text{CO}_2$ ,  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), metano ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) e protossido di azoto ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{nmol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). I flussi sono stati quantificati in tempo reale, direttamente in campo, attraverso l'impiego di un analizzatore di gas con tecnologia CRDS (cavity ring-down spectrometry, Picarro Inc., Santa Clara, CA, USA), collegato a 6 camere dinamiche chiuse (eosAC Autochamber, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada) controllate da un multiplexer (eosMX, Eosense Inc., Dartmouth, NS, Canada). Per realizzare le misure, le camere sono state posizionate su collari in PVC di 15 cm di diametro, inseriti nei primi 4 cm di suolo. Le misure su ogni collare hanno avuto la durata di 10 minuti, con un tempo di attesa fra una misura e l'altra di 132 secondi.

Le emissioni di gas serra sono state monitorate da agosto 2017 a dicembre 2019, con cadenza mensile. Durante ogni campagna di misura le 6 camere sono state

utilizzate, a rotazione, su 3 repliche per ogni trattamento, per un totale di 18 parcelle monitorate.

Le misure sono state interrotte nei mesi di gennaio e febbraio 2018 e 2019 a causa della presenza di ghiaccio e neve sul suolo e, occasionalmente, in altri periodi dell'anno a causa di guasti alla strumentazione.

## 2.5 Analisi statistica

I risultati delle varie analisi del suolo presentati in questo capitolo sono la media di 4 repliche per ogni trattamento ( $\pm$  errore standard), mentre i dati relativi alle emissioni di gas serra si riferiscono alla media di 3 repliche per ogni trattamento ( $\pm$  errore standard).

I confronti statistici sui parametri esaminati sono stati eseguiti con l'analisi della varianza (ANOVA) seguita dal test di Student–Newman–Keuls (SNK) per evidenziare le differenze significative fra i trattamenti. L'omoschedasticità dei dati è stata verificata e, in caso di violazione di questa condizione, i dati sono stati sottoposti a trasformazione logaritmica. In particolare per la concentrazione di biochar-C nel suolo (g/kg di campione) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento, fra i diversi tempi di campionamento (t0, t1 e t3); per lo stock di biochar-C nel suolo (t/ha) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento contenente biochar, fra il tempo t1 e t3; per lo stock di C nel suolo (t/ha) i confronti sono stati effettuati, per ogni trattamento, fra i quattro tempi di campionamento (t0, t1, t2, t3); per le emissioni di ognuno dei gas serra, il confronto è stato effettuato fra i sei trattamenti, in occasione di ogni campagna di misura.

L'interpolazione dei valori di biochar-C nel suolo con modello esponenziale è stata effettuata mediante analisi di regressione non-lineare. Tutte le analisi sono state effettuate utilizzando il software STATA 16 (StataCorp LLC, Texas, USA), ad un livello di confidenza del 95%.

### 3. Risultati

#### 3.1 Stabilità del biochar nel suolo

Sulla base del bilancio di massa isotopico, dopo tre settimane dall'applicazione degli ammendanti, nel trattamento B1 si è ritrovato, in media, l'80±9 % del biochar-C applicato al suolo, mentre, nel trattamento B2, se ne è ritrovato il 95±18 % (Fig. 2). Dopo circa un anno (385 giorni), le percentuali di biochar-C rimanente nel suolo sono scese al 70 ± 14% nel trattamento B1 e al 91 ± 16% nel trattamento B2 (Fig. 2). Infine, dopo circa 2 anni (745 giorni), nel trattamento B1 è rimasta meno della metà del biochar-C distribuito (40±17 %), mentre nel trattamento B2 il 69±31 % (Fig. 2).

Nel trattamento B1, il tasso di decomposizione giornaliero ( $k$ ), stimato attraverso il modello esponenziale negativo, è risultato pari allo 0,1% e quello annuo pari al 36,5%, corrispondente a un tempo di permanenza medio nel suolo (Mean Residence Time, MRT) di 2,7 anni. Nel trattamento B2, invece, non si è evidenziato un tasso di decomposizione significativo. Il modello di degradazione ottenuto per il trattamento B1 mostra una notevole perdita di biochar-C nelle prime tre settimane dell'esperimento. In particolare, si misura una quantità di biochar nel suolo inferiore del 19,75% rispetto alla quantità di biochar effettivamente applicata (Fig. 2). Dopo questa importante perdita iniziale si osserva che la riduzione della concentrazione continua, ma con minore intensità, nel primo anno (-9,75%) per poi riaccelerare nel secondo anno (-30,17%).

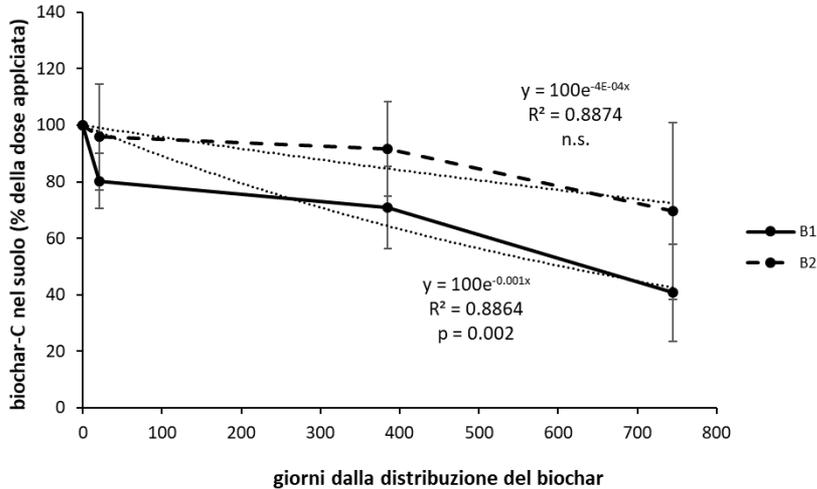


Fig. 2 – Biochar-C nel suolo (% della dose applicata) 21, 385 e 745 giorni dopo la distribuzione del biochar nei trattamenti B1 (25 t/ha di biochar) e B2 (50 t/ha biochar). I valori presentati sono il risultato del bilancio di massa isotopico. Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

Dai risultati della seconda metodologia utilizzata per stimare la stabilità del biochar-C nel suolo, ossia l'analisi dei BPCA, si evince che prima della distribuzione degli ammendanti nel suolo erano già presenti  $7,45 \pm 0,1$  g biochar-C per kg di suolo (Fig. 3). In tutti i trattamenti con biochar e biochar+compost, il contenuto di biochar-C aumenta significativamente dopo la distribuzione dei suddetti ammendanti, mentre nei trattamenti C e N il contenuto di biochar-C non registra nessuna variazione significativa (Fig. 3). In tutti i trattamenti, fra il tempo t1 e il tempo t3, non si osservano variazioni significative nel contenuto di biochar-C (Fig. 3).

Dopo aver sottratto la quantità di biochar naturalmente presente nel suolo, le quantità di biochar ritrovate al tempo t1 sono risultate pari a 8,4 tC/ha nel trattamento B1, 12,5 tC/ha nel trattamento B1C, 20,5 tC/ha nel trattamento B2 e 24,2 tC/ha nel trattamento B2C (Fig. 4). In proporzione alla quantità di biochar-C distribuita con gli ammendanti (15,9 tC/ha nei trattamenti B1 e B1C e 31,9 tC/ha nei trattamenti B2 e B2C, raffigurate con delle barre orizzontali nella Fig. 4), le quantità stimate risultano pari al 52% e al 78% nei trattamenti

B1 e B1C, rispettivamente, e al 64% e 75% nei trattamenti B2 e B2C, rispettivamente. Al tempo t3, nei trattamenti B1 e B2 il metodo dei BPCA ha sovrastimato la quantità di biochar-C nel suolo, che risulterebbe infatti maggiore del quantitativo applicato (Fig. 4). Allo stesso tempo, nei trattamenti B1C e B2C si sono stimate 16,2 tC/ha e 22,7 tC/ha di biochar-C, rispettivamente (Fig. 4). Tuttavia, i valori stimati nei due tempi di campionamento non risultano significativamente diversi fra loro, per nessuno dei trattamenti sperimentali.

Confrontando i due metodi di quantificazione del biochar-C nel suolo (Fig. 5), si può osservare come al tempo t1 le stime ottenute con i due metodi non differiscano in maniera significativa anche se la stima ottenuta col bilancio di massa isotopico si avvicina maggiormente alla quantità effettivamente distribuita sia nel trattamento B1 (13,86 ± 2,53 t/ha di biochar-C rispetto a 15,9 t/ha) che nel trattamento B2 (30,63 ± 5,98 t/ha di biochar-C rispetto a 31,9 t/ha), mentre il metodo dei BPCA fornisce stime inferiori alle dosi applicate (8,39±3,76 t/ha di biochar-C rispetto a 15,9 t/ha nel B1 e 20,54± 5.71 t/ha di biochar-C rispetto a 31,9 t/ha applicate nel B2). Al tempo t3, la stima del biochar-C rimanente nel suolo mediante il metodo dei BPCA nel trattamento B1 risulta significativamente più alta (+63,3%) dalla quantità stimata con il bilancio di massa isotopico, mentre nel trattamento B2 non si sono rilevate differenze significative tra i due metodi (Fig. 5).

Per quanto riguarda il C totale (t/ha) presente nei suoli, nella Fig. 6 si può notare che lo stock di C aumenta in maniera significativa, fra il tempo t0 e il tempo t3, nei trattamenti con la dose più alta di biochar (B2, +83% e B2C, +41,8%). Questo aumento è dovuto alla distribuzione di 50 t/ha di biochar. La diminuzione dello stock di C nel suolo osservata nel controllo tra il tempo t1 e il tempo t3 (Fig. 6) è da attribuirsi probabilmente alla variazione della densità apparente del suolo. Questa infatti diminuisce al t1 in seguito alle operazioni di lavorazione del suolo. La minor densità del suolo ha causato una riduzione della quantità di suolo campionato a parità di profondità, e quindi dello stock di C stimato nel suolo. Nello stesso trattamento al t3 si nota infatti un ritorno dello stock di C a valori comparabili al t0, probabilmente a causa del passaggio ripetuto delle macchine agricole per le operazioni colturali e della conseguente compattazione del suolo (aumento della densità apparente).

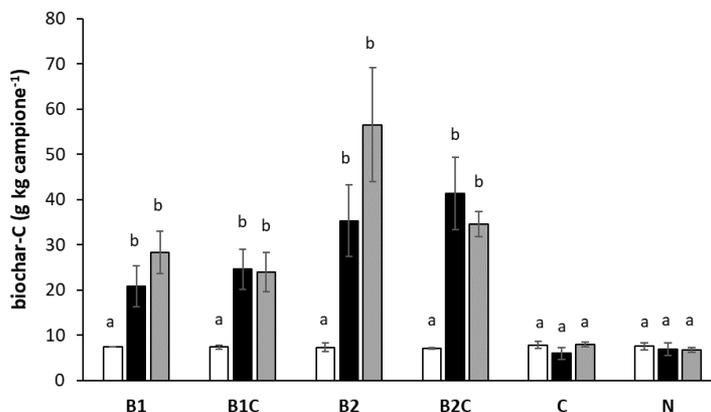


Fig. 3 – Biochar-C presente nel suolo (g/kg) nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) prima della distribuzione degli ammendanti agricoli (barre bianche, t0), 3 settimane dopo (barre nere, t1) e 2 anni dopo (barre grigie, t3). Le lettere al di sopra delle barre indicano, se diverse, una differenza statisticamente significativa fra i tre tempi di campionamento all'interno dello stesso trattamento ( $p \leq 0,05$ ). I valori presentati sono il risultato della quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

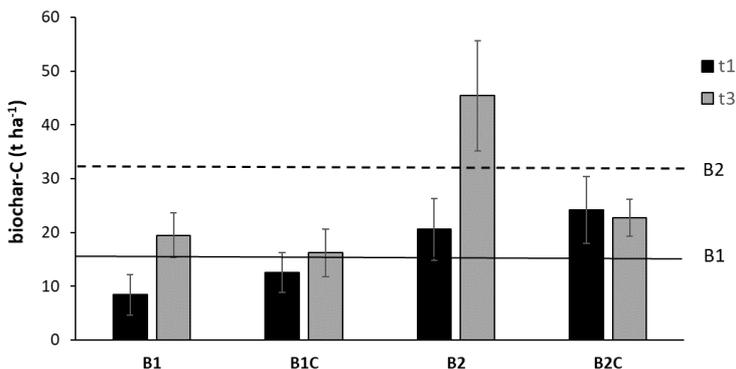


Fig. 4 – Biochar-C presente nel suolo (t/ha) nei trattamenti: B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost) e B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) 3 settimane dopo la distribuzione degli ammendanti (barre nere nel grafico, t1) e 2 anni dopo (barre grigie, t3). Alla quantità misurata nei campioni di suolo è stata sottratta la quantità di biochar-C naturalmente presente nei suoli prima della distribuzione degli ammendanti (t0). Le linee orizzontali rappresentano le dosi di biochar applicate (B1 e B2). Non sono state riscontrate differenze significative fra il tempo t1 e t3 ( $p \leq 0,05$ ). I valori presentati sono il risultato della quantificazione degli Acidi Policarbossilici Aromatici (BPCA). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media

Effetto dell'aggiunta del biochar al suolo  
sulle emissioni di gas serra e sugli stock di carbonio

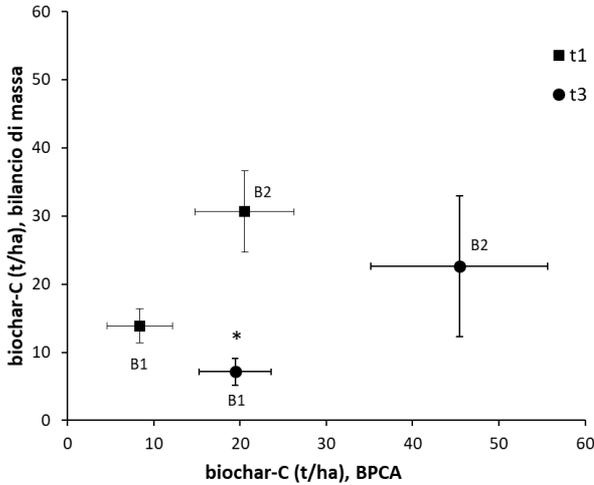


Fig. 5 – Confronto delle stime di biochar-C nel suolo (t/ha) ottenute utilizzando il metodo del bilancio di massa isotopico (asse delle Y) e l'analisi dei BPCA (asse delle X), nei trattamenti B1 e B2 tre settimane dopo la distribuzione del biochar (t1) e dopo due anni (t3). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media e l'asterisco indica una differenza significativa fra le stime ottenute con i due metodi analitici.

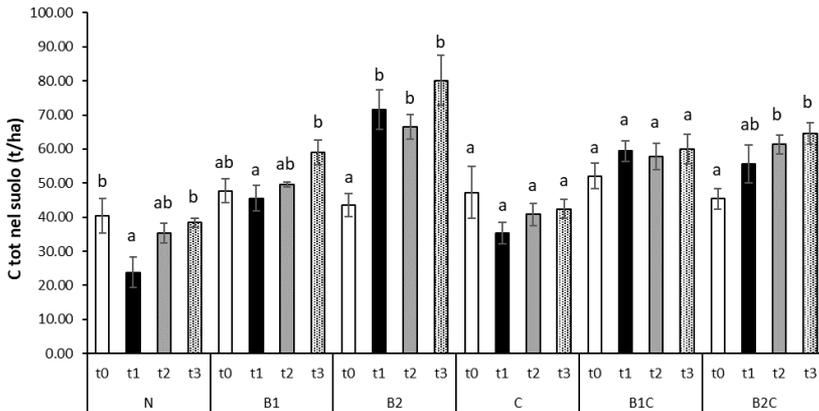


Fig. 6 – Stock di C nel suolo (t/ha) misurato nei trattamenti: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost) e B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost) prima della distribuzione degli ammendanti (t0, barre bianche), 3 settimane dopo la distribuzione degli ammendanti (t1, barre nere), 1 anno dopo (t2, barre grigie) e 2 anni dopo (t3, barre bianche con puntini neri). Le lettere al di sopra delle barre indicano, se diverse, una differenza statisticamente significativa, all'interno dello stesso trattamento, fra i quattro tempi di campionamento (p < 0,05). Le barre di errore rappresentano l'errore standard della media.

### 3.2 Emissioni di gas serra dal suolo

Le emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo (Fig. 7) mostrano una marcata variabilità stagionale, con i flussi maggiori misurati nelle stagioni più calde e quelli minori nelle stagioni fredde. Il valore massimo è stato registrato ad agosto 2017 nel trattamento B1 (17,1  $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ ) e i valori più bassi, prossimi allo 0, sono stati misurati, a dicembre 2017, in tutti i trattamenti.

Si sono notate differenze significative tra i trattamenti solo in 3 campagne sperimentali (Fig. 7, Tab. 2). A giugno 2018, le emissioni del trattamento B2C risultano significativamente più alte delle emissioni dei trattamenti N, B1 e C. Ad aprile 2019, le emissioni del trattamento N risultano significativamente più elevate del trattamento C, mentre a luglio 2019 le emissioni nel trattamento B2 sono più alte rispetto ai trattamenti B1C e C.

I flussi di CH<sub>4</sub> ( $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ , Fig. 8) sono risultati sempre negativi, indicando un consumo netto di metano da parte del suolo, in tutti i trattamenti. Unica eccezione è la campagna di misura di ottobre 2017, quando si sono misurate emissioni nette di metano nei trattamenti B1 (1,1  $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ ) e B1C (0,9  $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ ). Durante tutto il periodo di studio non risultano differenze significative fra i flussi di metano misurati nei 6 trattamenti.

I flussi di N<sub>2</sub>O ( $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ , Fig. 9) sono risultati relativamente alti solo nella prima campagna di misura, ad agosto 2017, con valori che vanno da 0,26  $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$  nel trattamento B2C a 0,89  $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$  nel trattamento B1C. A partire da ottobre 2017 le emissioni si sono ridotte di intensità variando fra -0,08 e 0,15  $\text{nmol}/\text{m}^2/\text{s}$ . Solamente in quattro delle campagne di misura le emissioni sono risultate significativamente diverse fra i trattamenti oggetto di studio (Fig. 9, Tab. 2). Più in particolare, a dicembre 2017 le emissioni del trattamento N sono risultate significativamente più alte che nel trattamento B2. A maggio 2018 invece, nel trattamento B1C si sono osservate emissioni significativamente più alte di quelle dei trattamenti B2, C e B2C. A dicembre 2018, nel trattamento N si sono registrate emissioni più elevate che in tutti gli altri trattamenti. Infine, a giugno 2019, il trattamento C ha mostrato emissioni maggiori di quelle del trattamento B2.

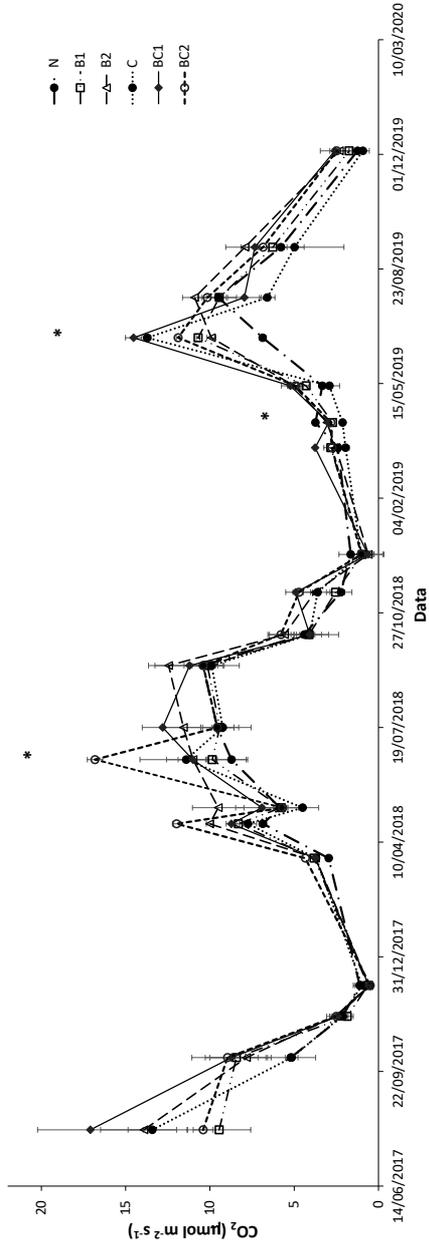


Fig. 7 – Emissioni di CO<sub>2</sub> (µmol/m<sup>2</sup>/s) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento ± errore standard. Gli asterischi indicano una differenza significativa fra i valori medi e i risultati del confronto a coppie fra i trattamenti sono riportati nella tabella 2

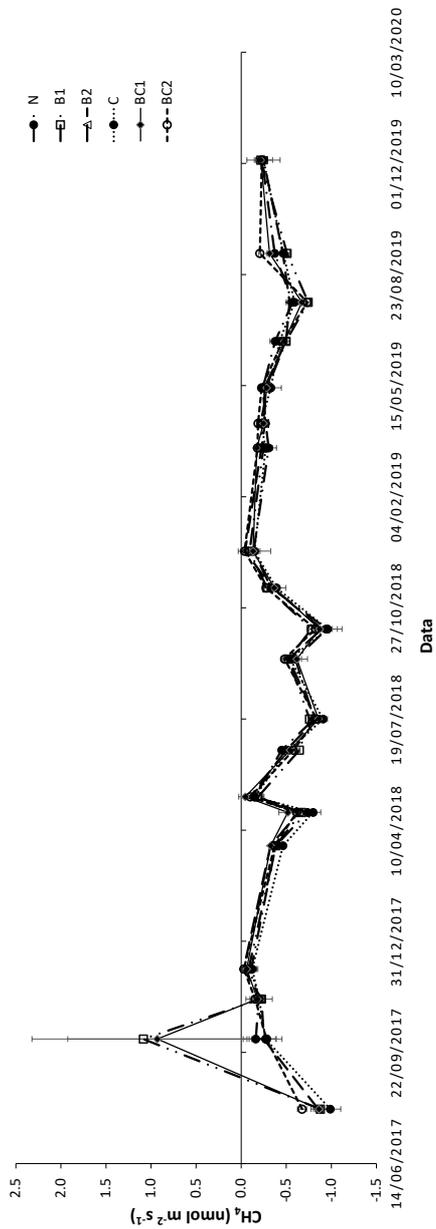


Fig. 8 – Emissioni di CH<sub>4</sub> (nmol/m<sup>2</sup>/s) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento ± errore standard. Non si sono riscontrate differenze significative fra i trattamenti.

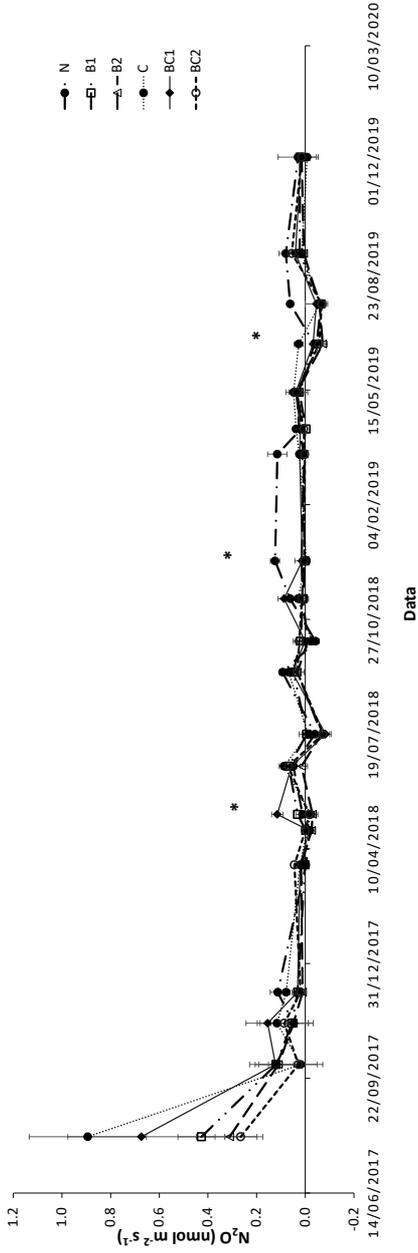


Fig. 9 – Emissioni di  $N_2O$  ( $nmol/m^2/s$ ) dal suolo del vigneto sperimentale di Labers, Merano, misurate nei sei trattamenti sperimentali: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. I dati rappresentano valori medi sulle tre repliche per ogni trattamento  $\pm$  errore standard. Gli asterischi indicano una differenza significativa fra i valori medi e i risultati del confronto a coppie fra i trattamenti sono riportati nella tabella 2.

Tabella 2 – Risultati del confronto statistico per le emissioni di CO<sub>2</sub> (μmol/m<sup>2</sup>/s) e N<sub>2</sub>O (nmol/m<sup>2</sup>/s) dal suolo misurate nei sei trattamenti: N (controllo), B1 (25 t/ha biochar), B2 (50 t/ha biochar), C (45 t/ha compost), B1C (25 t/ha biochar + 45 t/ha compost), B2C (50 t/ha biochar + 45 t/ha compost). Le misure sono state effettuate fra agosto 2017 e dicembre 2019. Diverse lettere indicano differenze significative tra i trattamenti e corrispondono agli asterischi, rispettivamente, nella Fig. 7 e 9.

Trattamento sperimentale	CO <sub>2</sub> μmol/m <sup>2</sup> /s			N <sub>2</sub> O μmol/m <sup>2</sup> /s			
	Giu. 2018	Apr. 2019	Lug. 2019	Dic. 2017	Mag. 2018	Dic. 2018	Giu. 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. Discussione

### 4.1 Stabilità del biochar nel suolo

In questo studio, il MRT del biochar nel suolo stimato mediante il bilancio di massa isotopico, per il trattamento B1, è minore rispetto a quanto riportato nella maggior parte degli studi realizzati in precedenza. Nella loro meta-analisi Wang et al. (2016), partendo dai risultati di 24 articoli scientifici, stimano che la frazione più stabile del biochar (rappresentante il 97% dello stesso) risulti avere in media un MRT di 556±483 anni. Tuttavia, ai valori medi di MRT è associata un'alta incertezza, dovuta ad un ampio numero di fattori, quali il tipo di biochar utilizzato, le caratteristiche specifiche del suolo e la metodologia sperimentale utilizzata. In effetti in letteratura esistono stime di MRT dello stesso ordine di grandezza di quella calcolata nel nostro studio. Ad esempio,

nella metanalisi di Singh et al. (2012), che esamina i risultati di 17 diversi studi sperimentali, gli autori riportano valori di MRT variabili da 1 a 750 anni e 6 dei lavori esaminati riportano un MRT < 15 anni. Più recentemente Ventura et al. (2019) hanno stimato un MRT di 10,3 anni in uno studio di campo della durata di 2 anni e mezzo.

D'altra parte, le stime di MRT ottenute con il bilancio di massa isotopico, per il trattamento B2, e quelle ottenute con l'analisi dei BPCA, per entrambi i trattamenti, mostrano una degradazione del biochar nel suolo non significativa e quindi una sostanziale stabilità del biochar nei 2 anni di misure sperimentali. Questo risultato è quindi maggiormente in linea con la maggior parte degli studi riportati in letteratura e riassunti nella meta-analisi di Wang et al. (2016).

L'elevata perdita iniziale evidenziata dal modello di degradazione esponenziale, ottenuto dalle misure isotopiche per il biochar alla dose B1, potrebbe essere attribuibile alla decomposizione della frazione più labile del biochar, per azione dei microorganismi del suolo. E' infatti stato proposto che il biochar sia composto di due frazioni di carbonio diverse: una stabile, che costituisce la maggior parte del biochar, e una frazione minoritaria caratterizzata da una degradazione molto più veloce (Downie et al., 2009; Zimmerman, 2010).

Tuttavia, non si può escludere che la perdita di biochar nella fase iniziale dell'esperimento sia stata causata anche da fattori abiotici. Ad esempio, perdite di biochar potrebbero essere avvenute durante le operazioni di trasporto, scarico e distribuzione del biochar stesso che, essendo di granulometria molto fine e caratterizzato da una densità molto bassa, potrebbe essere stato trasportato dal vento al di fuori delle zone di applicazione. In altri studi è stato osservato che il vento può essere causa di perdite fino al 28% del quantitativo di biochar applicato (Major, 2010). Per limitare tali perdite, il biochar è stato applicato al suolo del vigneto solamente dopo bagnatura, in modo da portarne l'umidità al 20% in peso, e l'incorporazione del biochar nel suolo è stata effettuata subito dopo l'applicazione, ciononostante non si possono escludere perdite per trasporto aereo.

Parte del biochar potrebbe essere stato trasportato via dall'acqua per ruscellamento, data la pendenza del sito. Il biochar infatti è eroso dall'acqua in maniera preferenziale rispetto ad altri tipi di sostanza organica per la sua bassa densità e l'assenza di interazioni con la parte minerale del suolo nel primo periodo successivo all'applicazione (Rumpel et al., 2006). Le perdite di biochar per ruscellamento possono superare il 50% del biochar distribuito (Major et al., 2010). Inoltre, l'acqua può trasportare il biochar anche negli strati di suolo più profondi per percolazione. Singh et al. (2015) hanno osservato che, entro un anno dall'applicazione, una percentuale di biochar compresa fra l'1,2 e il 15,7%, viene trasportata al di sotto dello strato in cui è stato distribuito. La perdita per percolazione, nel nostro sito sperimentale, potrebbe essere stata favorita dalle caratteristiche del suolo che, per via della tessitura e dell'alto contenuto di pietre, è caratterizzato da un elevato drenaggio. Questo sarebbe coerente con quanto riportato dallo studio di Singh et al. (2015), che dimostra che nei suoli di tipo Arenasol la perdita di biochar per percolazione è maggiore di quella dovuta alla mineralizzazione. Inoltre, la natura polverulenta e l'elevata leggerezza del biochar utilizzato potrebbero aver facilitato questi fenomeni.

La stima del MRT del presente studio potrebbe essere stata influenzata anche da aspetti metodologici, come ad esempio la durata della sperimentazione. Secondo numerosi studi la stima della degradazione del biochar è fortemente influenzata dalla durata dell'esperimento (Fang et al., 2014; Kuzyakov et al., 2014; Kuzyakov et al., 2009; Ventura et al., 2019) e risulta più elevata nei primi due anni, per poi rallentare radicalmente. Nel nostro studio, di durata biennale, è possibile che il tasso di degradazione nel trattamento B1 sia stato sovrastimato.

Bisogna dire che gli studi effettuati fino ad ora riguardanti la stabilità del biochar nel suolo sono stati effettuati per la maggior parte in laboratorio, tramite incubazioni di suolo in ambiente controllato. Tali esperimenti potrebbero non rappresentare adeguatamente i fenomeni che avvengono in condizioni di pieno campo (Ventura et al., 2015, 2019). Infatti, in laboratorio, possono non essere simulati in maniera idonea eventi meteorologici, esposizione a ozono e raggi UV, i cicli di gelo e disgelo, fenomeni che possono

accelerare i processi di degradazione fisica e di ossidazione chimica del biochar (Kuzyakov et al., 2014; Spokas, 2010). Inoltre, la fauna del suolo, come i lombrichi, può favorire la riduzione del biochar in frammenti più piccoli e così esporre il biochar ad una maggiore degradazione biotica ed abiotica (Ameloot et al., 2013; Lehmann et al., 2011; Pingree et al., 2017). Infine la presenza di radici nel suolo può aumentare la decomposizione del biochar anche del 50% (Ventura et al., 2019) poiché gli essudati radicali stimolano l'attività microbica (Keith et al., 2011; Luo et al., 2011).

I risultati dell'analisi dei BPCA non evidenziano una riduzione significativa del contenuto di biochar-C nel suolo fra il tempo t1 e il tempo t3 (Fig. 4) ma anzi, si può osservare un tendenziale aumento, anche se non significativo, soprattutto nei trattamenti B1 e B2. Questo risultato è stato osservato in precedenti studi (Busch & Glaser, 2015; Fischer et al., 2018) ed è stato associato a molteplici fattori. Se da una parte i risultati analitici possono risentire di errori operativi, quali l'eterogeneità della distribuzione del biochar in campo, e di possibili errori durante la fase analitica, data la complessità delle procedure (Fischer et al., 2018), dall'altra Glaser & Knorr (2008) hanno osservato un aumento del contenuto di biochar-C nel suolo pari al 25%, non ascrivibile a fonti pirogeniche. I BPCA quindi sarebbero prodotti, sotto forma di pigmenti, *in situ* da varie specie di funghi, quali *Aspergillus niger* e *Cercosporina Kikuchii-Matsumoto-et-Tomoyasu* (Fischer et al., 2018).

Infine, è importante evidenziare che il contenuto totale di carbonio nel suolo è aumentato in maniera significativa nei trattamenti con la dose più alta di biochar (B2 e B2C) a due anni dall'applicazione (Fig. 6). Simili risultati sono stati evidenziati in precedenti studi in un suolo di tipo Oxisol della savana colombiana (Major, 2009), dove è stato registrato un raddoppio del contenuto di carbonio totale del suolo dopo l'apporto di 23,3 t/ha di biochar. L'aumento di carbonio totale è stato misurato anche nel trattamento BC2 dimostrando che l'applicazione del compost non inficia le potenzialità del biochar come forma di stoccaggio di carbonio nel suolo nel medio termine (Fig. 6). Questi risultati confermano quanto osservato in precedenza da Busch & Glaser (2015) che riportano un aumento di un fattore 1,7 nel contenuto di carbonio del suolo dopo 1 anno dall'applicazione di 25 t/ha di biochar co-compostato e da Liu et

al. (2012) che osservano un aumento del C totale nel suolo di un fattore 2,5, dopo l'applicazione di 20 t/ha di biochar e 32,5 t/ha di compost.

È opportuno osservare che le stime di stabilità del biochar nel suolo, ottenute con entrambi i metodi utilizzati, sono caratterizzate da elevata incertezza, per via dell'elevata variabilità naturale del suolo, osservata abitualmente negli studi di campo, che rende difficile effettuare stime precise. D'altro canto, la necessità di effettuare prove in pieno campo è evidente dal confronto dei risultati ottenuti con la letteratura scientifica sull'argomento.

## 4.2 Emissioni di gas serra dal suolo

Nel presente studio si è osservato un impatto del biochar sulle emissioni di CO<sub>2</sub> molto limitato nel tempo e di lieve entità. Nei trattamenti in cui non si è osservata una degradazione significativa del biochar, l'assenza di effetti sulle emissioni di CO<sub>2</sub>, da una parte conferma la stabilità del biochar nel suolo, dall'altro evidenzia l'assenza di uno stimolo della degradazione della sostanza organica nativa del suolo (SOM), il cosiddetto effetto di *priming*. Nel trattamento B1 invece, dove si è potuta evidenziare una decomposizione significativa del biochar, l'assenza di un aumento consistente delle emissioni di CO<sub>2</sub> dal suolo suggerisce che le emissioni derivanti dalla degradazione della SOM si siano ridotte in presenza del biochar (effetto di *priming* negativo), ovvero che il biochar abbia avuto un effetto di protezione della SOM. Tale effetto è stato già osservato in precedenza anche in condizioni di campo (Ventura et al., 2019).

L'impatto ridotto sulle emissioni di CO<sub>2</sub> è apparentemente in contrasto con la metanalisi di He et al. (2017), che sintetizza i risultati di 91 pubblicazioni scientifiche, giungendo alla conclusione che, in media, la distribuzione di biochar nel suolo provoca un aumento del 22% delle emissioni di CO<sub>2</sub> rispetto al suolo non ammendato. Tuttavia, nella stessa metanalisi si riporta una forte differenza tra i risultati degli esperimenti in campo e quelli svolti in laboratorio. Infatti, mentre in questi ultimi il biochar mostra un impatto positivo sulle emissioni di CO<sub>2</sub>, negli esperimenti svolti in campo non si evidenziano differenze significative rispetto al controllo (He et al., 2017). Studi più recenti con-

fermano che, in condizioni di campo, l'impatto del biochar sulle emissioni di CO<sub>2</sub> è trascurabile (Lu et al., 2019; Ventura et al., 2019), se non addirittura negativo, causando cioè una diminuzione delle emissioni (Shen et al., 2017). I risultati del presente studio sono quindi in linea con quanto riportato da studi svolti in condizioni simili, e confermano la necessità di effettuare studi in campo. Secondo quanto suggerito dalla meta-analisi di He et al. (2017), altri fattori possono aver determinato il nostro risultato sperimentale. In particolare, il tipo di biomassa di partenza e la temperatura di produzione sembrano avere un forte impatto sull'effetto del biochar sulle emissioni di CO<sub>2</sub>. Negli esperimenti in cui la biomassa di partenza è costituita da materiale legnoso e la temperatura di produzione è intorno ai 500°C e non sono impiegati fertilizzanti azotati, in media, l'applicazione del biochar nei suoli agrari non ha un impatto evidente sulle emissioni di CO<sub>2</sub> a latitudini simili a quelle del nostro sito sperimentale (He et al., 2017).

Riguardo al metano, nel presente studio si osservano quasi sempre flussi negativi, indicando cioè un consumo netto di metano nel suolo, in tutti i trattamenti. È noto infatti che in suoli areati, non sottoposti a condizioni di ristagno idrico, il metano è consumato dall'attività di microrganismi presenti nel suolo (Jeffery et al., 2016). In tali condizioni, secondo quanto riportato in letteratura, l'applicazione del biochar tende in genere a ridurre il consumo di metano da parte del suolo (Jeffery et al., 2016), soprattutto quando il pH del suolo è compreso fra 6 e 8 e la temperatura di produzione del biochar è minore di 600°C. Un tale effetto del biochar, che porterebbe quindi ad una diminuzione della capacità del suolo di ridurre la concentrazione atmosferica di questo potente gas serra, non si è invece osservata nel presente studio. L'assenza di effetti del biochar sui flussi di metano nel suolo conferma però quanto osservato in altri studi riportati (He et al., 2017). Secondo He et al. (2017) l'assorbimento di metano può aumentare, in caso di impiego di biochar con pH molto elevato e tessitura del suolo grossolana. Dato il valore elevato di pH (12,5) del biochar utilizzato nel presente studio e la tessitura franco-sabbiosa del suolo del sito sperimentale, sarebbe stato possibile quindi aspettarci flussi più negativi nel suolo trattato con biochar. D'altra parte, è possibile che la

combinazione di altri fattori possa aver annullato gli effetti positivi del biochar sul consumo di metano dal suolo.

Dai risultati riportati in letteratura, risulta che in media le emissioni di  $N_2O$  dal suolo vengano inibite dall'ammendamento con biochar. Due diverse meta-analisi (Cayuela et al., 2014; He et al., 2017) riportano diminuzioni medie rispettivamente del 30% e 54% nei suoli ammendati con biochar rispetto a suoli non ammendati. I risultati del presente studio confermano solo parzialmente queste evidenze. Infatti, si è osservata una riduzione delle emissioni nei suoli ammendati con 50 t/ha di biochar, seppur leggera, solamente in 4 delle campagne di misura effettuate nel corso dell'esperimento. Secondo quanto riportato da He et al. (2017), questo risultato potrebbe essere dovuto alle condizioni sperimentali specifiche, quali il pH del suolo vicino alla neutralità, dosi di biochar applicate non molto elevate e mancato impiego di fertilizzanti. Le emissioni più elevate di  $N_2O$  si osservano infatti generalmente in suoli fertilizzati con N (He et al., 2017). Vista l'assenza di somministrazione di N nel vigneto durante la sperimentazione, è normale che i flussi di  $N_2O$  siano già naturalmente bassi, e quindi l'effetto del biochar sia poco significativo. D'altra parte, secondo Cayuela et al. (2014), alcuni parametri intrinseci del biochar, quali la biomassa d'origine, la temperatura di produzione e il rapporto C/N, avrebbero fatto prevedere una riduzione delle emissioni  $N_2O$  molto più marcata.

Nonostante i nostri risultati trovino solo un parziale riscontro nella letteratura scientifica, il nostro rimane uno dei pochi studi di campo con più di due anni di osservazioni. Ulteriori conclusioni si potranno trarre dai nostri dati, stimando le emissioni cumulative dei gas serra lungo tutta la durata dell'esperimento, circa 2 anni e mezzo. Questa sarà possibile grazie all'incrocio dei dati di emissione misurati durante i giorni di campagna e i parametri ambientali che influenzano le emissioni dei gas, mediante la costruzione di modelli matematici. I risultati di queste nuove elaborazioni saranno oggetto di un'ulteriore pubblicazione.

## 5. Conclusioni

I risultati sperimentali del presente lavoro mostrano che il biochar prodotto da Record Immobiliare a partire da biomassa legnosa, se applicato a dosi opportune, ha effetti trascurabili sulle emissioni di anidride carbonica e metano mentre induce una lieve riduzione delle emissioni di biossido d'azoto dal suolo. Ciò indica come il biochar esaminato in questo studio non abbia effetti negativi sull'emissione di gas serra dal suolo, e conseguentemente possa essere utilizzato senza controindicazioni.

Per quanto riguarda la stabilità del biochar nel suolo, sono stati ottenuti risultati contrastanti a seconda della metodologia utilizzata. Considerando inoltre che entrambe le stime hanno mostrato un elevato margine di incertezza, non è possibile trarre conclusioni certe riguardo a questo aspetto.

L'applicazione di biochar alla dose di 50 t/ha, ha comunque determinato un importante aumento del contenuto di carbonio nel suolo fino a due anni dalla distribuzione dello stesso. Tale aumento, accompagnato dall'assenza di controindicazioni riguardo all'emissione di gas serra dal suolo, indicano che l'applicazione del biochar nei suoli agrari possa rappresentare un metodo per contribuire alla mitigazione dei cambiamenti climatici, almeno a medio termine.

## Ringraziamenti

Ringraziamo Martin Thalheimer del Centro di Sperimentazione Laimburg per le informazioni che ci ha fornito in termini di caratteristiche meteorologiche e pedologiche del sito sperimentale. Ringraziamo inoltre Georg Trenkwalder e tutto il personale che ha fornito assistenza tecnica nella preparazione dell'esperimento e nella gestione del sito sperimentale.

## Bibliografia

- 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-pyrogenic 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). New 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 ed.). 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. *Biole*, 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>