



Associazione Italiana Biochar

BIOCHAR BACKGROUND

DISCLAIMER: Il presente documento redatto da ICHAR in collaborazione con IBIMET-CNR e DISA-Università di Udine, può essere utilizzato per gli scopi consentiti dalla normative vigente previa autorizzazione da richiedersi a info@ichar.org

Introduzione

Il riscaldamento del sistema climatico terrestre è inequivocabile, come è ormai evidente dalle osservazioni dell'aumento delle temperature medie globali dell'aria e degli oceani, dallo scioglimento diffuso di neve e ghiaccio, e dall'innalzamento del livello del mare medio globale. Sono stati osservati numerosi cambiamenti del clima di lungo termine alle scale continentali, regionali e di bacino oceanico, che includono variazioni delle temperature e dei ghiacci nell'Artico, estese variazioni delle quantità delle precipitazioni, della salinità dell'oceano, delle strutture dei venti e delle tipologie di eventi estremi come siccità, forti precipitazioni, ondate di calore e intensità dei cicloni tropicali. La maggior parte dell'aumento osservato nelle temperature medie globali risale alla seconda metà del XX secolo e gli studi paleoclimatici supportano l'interpretazione che il riscaldamento dell'ultima metà del secolo sia inusuale almeno rispetto ai precedenti 1300 anni; molto probabilmente questo è dovuto all'aumento osservato delle concentrazioni di gas ad effetto serra (GHG) di origine antropica. La miglior comprensione dell'influenza antropica sul cambiamento climatico ha portato alla conclusione che l'effetto globale medio netto delle attività umane dal 1750 sia stato una causa di riscaldamento, con un forzante radiativo di +1.6 (da +0.6 a +2.4) Wm^{-2} (IPCC, 2007).

Le concentrazioni globali in atmosfera di anidride carbonica (CO_2), metano (CH_4) e protossido di azoto (N_2O) sono notevolmente aumentate come risultato dell'attività umana dai valori pre-industriali: per esempio, la concentrazione di CO_2 è cresciuta da un valore pre-industriale di circa 280 ppm ad un valore di 379 ppm nel 2005. La concentrazione atmosferica di CO_2 nel 2005 supera notevolmente il range naturale degli ultimi 650000 anni (da 180 a 300 ppm) come determinato dall'analisi delle carote di ghiaccio. Il tasso annuo di crescita della concentrazione di CO_2 negli ultimi dieci anni (media 1995-2005: 1.9 ppm all'anno) è stato il più alto da quando sono iniziate le misure dirette in continuo dell'atmosfera (media 1960-2005: 1.4 ppm all'anno), nonostante vi sia una variabilità da un anno all'altro nei tassi di crescita. L'aumento del contenuto di CO_2 in atmosfera è dovuto principalmente all'utilizzo di combustibili fossili; nonostante ciò, anche vari tipi di pratiche forestali ed agricole hanno un ruolo come la deforestazione, che porta all'ossidazione dell'humus del suolo forestale, l'agricoltura "taglia e brucia", praticata nelle zone tropicali, il prosciugamento di zone umide, che accelera la decomposizione della sostanza organica, e l'utilizzo di torba per scopi agricoli. Inoltre anche gli incrementi di CH_4 ed N_2O sono dovuti principalmente all'agricoltura (IPCC, 2007). Continuare ad emettere gas serra ad un tasso uguale o superiore a quello attuale, causerebbe un ulteriore riscaldamento e provocherebbe molti cambiamenti nel sistema climatico globale durante il XXI secolo; questi cambiamenti molto probabilmente potrebbero essere maggiori di quelli osservati durante il XX secolo. Gli esperimenti modellistici mostrano infatti che, se anche tutte le cause del forzante radiativo fossero mantenute costanti ai livelli dell'anno 2000, nei prossimi due decenni si verificherebbe un ulteriore trend di riscaldamento di circa $0.1^\circ C$ per decennio, causato principalmente dalla lenta risposta degli oceani. Se le emissioni risultassero entro il range degli scenari ipotizzati dallo Special Report on Emission Scenarios dell'IPCC (2000), ci si dovrebbe aspettare un riscaldamento circa doppio di questo ($0.2^\circ C$ per decennio). La miglior stima delle proiezioni proveniente dai modelli indica che il riscaldamento medio decennale sopra ogni continente abitato nel 2030 è insensibile alla scelta degli diversi scenari SRES, ed è molto probabile che tale riscaldamento sia almeno due volte maggiore del suo corrispondente stimato tramite modelli per la variabilità naturale durante il XX secolo (IPCC, 2000).

Anche se le concentrazioni di gas serra venissero stabilizzate, il riscaldamento antropogenico e l'innalzamento del livello del mare continuerebbero per secoli a causa delle scale temporali associate ai processi climatici e ai feedback (IPCC, 2007).

La drammaticità di tali previsioni ha imposto agli Stati e alle organizzazioni internazionali di intervenire per ridurre le emissioni di gas clima-alteranti. La United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) è un trattato ambientale internazionale prodotto dalla Conferenza sull'Ambiente e lo Sviluppo delle Nazioni Unite nel 1992. Il trattato punta al raggiungimento della stabilizzazione delle concentrazioni dei gas serra in atmosfera a un livello abbastanza basso per prevenire interferenze antropogeniche dannose per il sistema climatico.

Secondo il Protocollo di Kyoto del 1997, uno dei più importanti accordi raggiunti dall'UNFCCC, i Paesi industrializzati aderenti sono obbligati a ridurre le emissioni di gas clima-alteranti ad un livello inferiore del 5% rispetto al livello del 1990 entro il 2012 (United Nations, 1998). Per raggiungere l'obiettivo senza rinunciare al modello di sviluppo attuale e in attesa di disporre di tecnologie e fonti di energia non inquinanti, non è però ipotizzabile la sola diminuzione delle emissioni, ma è necessario sequestrare il carbonio (C) già presente in atmosfera ed immobilizzarlo in "pozzi", quali per esempio le foreste, dove rimanga fissato per tempi il più lunghi possibili prima di ritornare in circolo.

Ciclo del carbonio

Il ciclo globale del carbonio, costituito da un sotto-sistema terrestre e uno marino interagenti tra di loro, è l'insieme degli scambi di anidride carbonica e altri composti del carbonio tra i vari sink. La CO₂ presente nell'aria viene organicata dalle piante tramite il processo fotosintetico: parte dei composti carboniosi viene consumata direttamente dalla piante nella respirazione cellulare, parte viene utilizzata nelle catene alimentari degli animali, parte dopo la morte della pianta, in maniera più o meno rapida, viene degradata dai microrganismi del terreno. In seguito a questi processi respirativi, si ha un rilascio di CO₂ in atmosfera. Da qui l'anidride carbonica può essere assorbita nelle acque degli oceani sotto forma di bicarbonato ed essere stoccata anche in profondità. Sul fondo degli oceani si accumulano inoltre sedimenti derivati dalla decomposizione di organismi marini, gusci di calcite e aragonite, il cui ricircolo avviene in tempi lunghissimi. Alcuni di questi sedimenti, in determinate condizioni e in milioni di anni, possono originare giacimenti di petrolio, di carbone e di gas naturale, i quali, una volta estratti e utilizzati come combustibili per le attività umane, si trasformano nuovamente in CO₂ che ritorna in atmosfera chiudendo anche questo circolo. Le opzioni correntemente proposte per prevenire, minimizzare o contenere il cambiamento climatico richiedono la gestione del ciclo del carbonio e della concentrazione di CO₂ in atmosfera; ciò comprende sia la riduzione delle emissioni (limitando il consumo di combustibili fossili) che il miglior utilizzo degli stoccaggi, sequestrando il carbonio nella vegetazione, nel suolo e nel sottosuolo. Squilibri tra la quantità di Carbonio in entrata e in uscita dai vari serbatoi determinano mutamenti anche negli altri scomparti del ciclo, evidenziando una certa resistenza del sistema. Circa metà delle attuali emissioni sono assorbite dagli ecosistemi terrestri e oceanici (Schimel et al. 1995), ma questi assorbimenti sono condizionati dal clima: l'aumento di temperatura causato dall'effetto serra diminuisce la solubilità della CO₂ negli strati superficiali degli oceani, con conseguente aumento dell'emissione di CO₂ in atmosfera e l'instaurarsi di pericolosi *feedback* positivi. Peraltro, secondo Zeebe et al. (2008) l'incremento della concentrazione di CO₂ atmosferica induce una il passaggio in soluzione negli oceani di una maggior quantità di gas (secondo la legge di Henry), provocando l'acidificazione delle acque con gravi scompensi per gli ecosistemi.

Il Carbonio organico nel suolo

Il carbonio organico del suolo costituisce circa due terzi del carbonio negli ecosistemi terrestri, e corrisponde a più del triplo di quello contenuto dall'atmosfera. Le ampie dimensioni e il tempo di residenza relativamente lungo fanno di questo comparto un *sink* potenzialmente importante per lo stoccaggio del Carbonio atmosferico. Gran parte del carbonio arriva al suolo sotto forma di resti vegetali e animali. Qui, a causa della complessa natura dei residui organici, numerose specie di microrganismi sono coinvolte nel processo di degradazione. Parte del carbonio viene convertito in CO₂, parte viene incorporato nei tessuti microbici e parte viene convertito in humus che viene lentamente mineralizzato. La quantità di carbonio che ogni anno viene immobilizzato nel suolo ammonta a circa 110 10¹² kg (circa il 15% della CO₂ contenuta nell'atmosfera), mentre una quantità equivalente viene annualmente rilasciata in atmosfera dai processi di decomposizione nel suolo (Stevenson, 1986). L'aumento di CO₂ in atmosfera, derivante in gran parte dalla combustione di petrolio e carbone, determina un aumento della fotosintesi, una maggior produzione primaria, e quindi un maggior stoccaggio di carbonio nella vegetazione e nei prodotti agricoli (Idso, 1982). Di conseguenza, anche la quantità di lettiera e di residui ed essudati radicali aumenta e i microrganismi del terreno hanno a disposizione più sostanza organica da utilizzare. Parte ritorna quindi in atmosfera come CO₂, ma secondo Hoosbeek et al. (2007) aumenta anche la quantità di sostanza organica humificata, che va ad incrementare il carbonio stoccato nel suolo. La stabilità del carbonio nel suolo dipende però da diversi fattori, tra cui le condizioni climatiche: secondo Post et al. (1982) la quantità stoccata aumenta con l'aumentare delle precipitazioni, ed è inversamente proporzionale alla temperatura. Secondo Tiessen et al. (1994), per esempio, il tempo medio di residenza della sostanza organica in un suolo indisturbato nella foresta pluviale venezuelana ammonta a meno di quattro anni. Il riscaldamento globale provocherebbe quindi una più rapida mineralizzazione della sostanza organica (Jenkinson et al., 1991) determinando così l'instaurarsi di un *feedback* positivo. Infatti, mentre l'effetto dell'aumento della CO₂ sulla fotosintesi raggiunge un punto di saturazione (oltre il quale le piante non riescono ad utilizzare l'eccesso di CO₂), l'emissione di CO₂ dal terreno continua ad crescere all'aumentare della temperatura. Secondo Cox et al. (2000) questo secondo processo diventerà il principale intorno al 2050 ed il carbonio stoccato nel suolo subirà un decremento di circa 170 Gt C tra il 2000 e il 2100, accelerando il tasso di incremento della CO₂ atmosferica. La deforestazione e le normali pratiche agricole quali l'aratura, causando l'alterazione della struttura del suolo e la sua ossigenazione, accelerano la decomposizione della sostanza organica. Per limitare le emissioni di CO₂ ed aumentare la capacità di trattenere il carbonio nel suolo, ma anche per migliorarne le caratteristiche fisiche, vengono incentivate pratiche agricole meno impattanti, quali le arature superficiali o le colture permanenti (Cerri et al., 2004).

Il carbone di origine vegetale o biochar

Un metodo innovativo per aumentare la stabilità del carbonio stoccato nel suolo prende spunto da antichi terreni dell'America del Sud.

Nell'Amazzonia brasiliana sono stati infatti scoperti numerosi siti dove il suolo presenta caratteristiche assolutamente diverse dai terreni adiacenti, nonostante mineralogia e tessitura siano le stesse (Zech et al. 1990). Al contrario dei suoli fortemente alterati tipici della foresta amazzonica (soprattutto Ferralsol ed Acrisol), di colore rosso, poco fertili perché ricchi in caolinite, dal pH acido e ricchi in alluminio, i suoli denominati *Terra Preta do Indios* hanno un colore nero, un pH alcalino, ospitano microrganismi endemici (O'Neill, 2006) e sono particolarmente fertili. Sono caratterizzati da un alto contenuto in materiale carbonioso (*black carbon* – oltre 70 volte più dei suoli circostanti e fino ad una profondità di 40-80 cm), prodotto dalla combustione incompleta di parti vegetali (probabilmente resti di fuochi per cucinare il cibo) e introdotto volontariamente nel terreno dalle popolazioni locali in migliaia di anni (Glaser et al. 2004, Falcão et al. 2003, Erikson et al. 2003).

Non si conosce ancora l'estensione effettiva di questi terreni, che a seconda degli studi viene stimata tra lo 0,1 e il 10% del bacino amazzonico (Mann 2002, Sombroek et al. 2003). Le terre nere dell'Amazzonia hanno un alto contenuto di nutrienti e di sostanza organica stabile, e presentano un'elevata capacità di scambio cationico (Glaser et al., 2001, Steiner et al., 2004, Liang et al., 2006).

Secondo Glaser et al. (2001) la frazione carboniosa deve la sua stabilità chimica e microbiologica alla sua complessa struttura policiclica aromatica, ed è in grado di persistere nell'ambiente per secoli. Durante questo periodo, la sua struttura aromatica viene lentamente ossidata producendo gruppi carbossilici, e questo aumenta la capacità delle particelle carboniose di trattenere i nutrienti.

Anche secondo gli agricoltori locali le terre nere amazzoniche sono molto più fertili dei terreni circostanti, e la ricchezza in carbonio che conferisce questa capacità persiste anche dopo molti secoli dall'abbandono da parte delle popolazioni indigene consentendo coltivazioni senza uso di fertilizzanti (Glaser et al., 2001; German, 2002).

In questo modo, il carbone interrato dagli indios amazzonici per incrementare le proprie colture diventa un fattore chiave per la sostenibilità e la fertilità del suolo delle aree umide tropicali, ma rappresenta anche, per l'elevata recalcitanza della sua struttura aromatica, un *sink* ideale per immobilizzare il carbonio e diminuirne le emissioni in atmosfera (Kuhlbusch et al., 1996).

Al contrario della tecnica *taglia e brucia* largamente utilizzata nelle zone tropicali, che impone un continuo nomadismo a causa della rapida perdita di fertilità del terreno, la carbonificazione e l'interramento dei residui vegetali fornisce al suolo consistenti quantità di sostanza organica stabile, con una forte capacità di trattenere i nutrienti; in un'epoca in cui il riscaldamento globale dovuto all'effetto serra rappresenta uno dei più grossi problemi ecologici e per l'umanità, la tecnica *taglia e carbonifica* (*slash and char*) diventa inoltre un importante mezzo per prevenire il rilascio di grosse quantità di CO₂ in atmosfera. La tecnica *slash and char* inoltre non richiede di abbattere nuove porzioni di foresta vergine, perché le biomasse da carbonificare provengono dallo stesso appezzamento coltivato e gran parte del carbonio (mediamente più del 50%, secondo diversi esperimenti in laboratorio) viene trattenuto nel sistema (Lehmann et al., 2002).

L'agricoltura *slash and char* non rappresenta soltanto un'alternativa a tecniche meno efficienti per le colture tropicali, ma anche in altri contesti può diventare un mezzo economico e rispettoso dell'ambiente per migliorare le rese agricole e allo stesso tempo, se applicato su larga scala, per contenere le emissioni di anidride carbonica in atmosfera.

La carbonificazione di biomasse e l'interramento nei suoli agricoli del carbone vegetale così ottenuto (*biochar*) potrebbe quindi rappresentare una nuova tecnica per gestire i residui vegetali, alternativa alla combustione (che produce immediatamente grosse quantità di CO₂), all'abbandono in superficie o all'interramento dei residui secchi e anche al compostaggio, da cui si origina humus stabile destinato però alla progressiva decomposizione nel giro di alcuni anni.

In realtà i residui carboniosi da combustione incompleta di biomasse o combustibili fossili (*black carbon*) sono ubiquitari nei suoli e nei sedimenti, a causa di incendi di origine naturale e da fonti antropiche, che producono 1-5% di Carbonio pirogenetico. Anche nel clima umido e temperato della Galizia sono stati studiati terreni contenenti notevoli quantità di *black carbon* risalente a fuochi di oltre 8000 anni fa, che hanno causato l'accumulo di sostanze altamente aromatiche in suoli ricchi in idrossido di alluminio (Kaal et al. 2008). Secondo studi svolti in varie località della Germania, il *black carbon* contribuisce notevolmente al contenuto di humus dei terreni situati in aree industrializzate, ma anche in zone più remote, con apporti tra il 2.7 e il 13.1% del Carbonio organico (Brodowski et al., 2007). Frammenti di piante carbonizzate costituiscono anche una componente importante della frazione umica di suoli vulcanici giapponesi (Shindo et al. 2004).

Il *black carbon*, sotto forma di fuliggine, nerofumo o carbone vegetale, è resistente alla degradazione chimica e biologica, costituendo così un accumulo di carbonio con un lungo tempo di residenza, grazie alla sua struttura altamente aromatica e alla protezione offerta dalla forte interazione con le particelle minerali. Anche il

dissodamento del terreno, che causa la perdita di circa il 12% del carbonio organico totale, non incide significativamente sulla quantità di carbonio pirogenetico. In sostanza il *black carbon* è un *sink* di carbonio, rimuovendolo da un ciclo a breve termine e integrandolo in un ciclo a lungo termine (Forbes et al., 2006, Preston e Schmidt, 2006, Brodowski et al., 2005, Brodowski et al., 2007).

Per massimizzare le dimensioni di questo serbatoio, in modo da immobilizzare rapidamente e permanentemente grosse quantità di anidride carbonica, è necessario utilizzare processi controllati che consentano di trasformare le biomasse in *bio-char* con un alto rendimento.

Come sottolineano Antal et al. (2003b), le biomasse possono essere convertite velocemente ed efficientemente in bio-carbone tramite *flash* pirolisi. Il carbone vegetale viene prodotto tradizionalmente nelle carbonaie, cumuli di legna coperti da terra per isolare il legname dall'aria e permetterne la trasformazione in condizioni di carenza di ossigeno. Sullo stesso principio si basano i processi industriali di pirolisi: la decomposizione termochimica di materiali organici viene ottenuta mediante l'applicazione di calore in assenza di agenti ossidanti. Reazioni radicaliche di cracking, a temperature di 400-800°, causano la scissione dei legami delle molecole di partenza, e il riasssemblamento successivo origina, in quantità variabili a seconda delle condizioni di reazione e della durata del trattamento, un residuo carbonioso solido (*char*), un liquido nero viscoso (*tar*) e una miscela gassosa composta sostanzialmente da CO e H₂ (*syngas*). Il processo è esotermico, cioè dopo l'apporto di calore iniziale si autosostiene, e porta alla formazione di quantità minime anidride carbonica.

Processi di pirolisi vengono utilizzati industrialmente per lo smaltimento dei rifiuti, per produrre combustibili solidi, liquidi e gassosi e per la formazione di carboni attivi e intermedi chimici. Se lo scopo del trattamento è però l'immobilizzazione del carbonio per il contenimento dell'effetto serra, dovranno essere utilizzate le condizioni di processo che massimizzino la formazione di *char*.

Le tecniche più comuni di *fast* e *flash* pirolisi utilizzano tempi di residenza inferiori ai due secondi e temperature comprese tra i 350 e i 500° C. Alte pressioni di vapor d'acqua all'interno del forno, inoltre, aumentano la resa in carbone, agendo da catalizzatore (Antal et al. 2003a). Come messo in evidenza da Gundale e De Luca (2006), Harris et al. (2007a, 2007b) e da Gaskin et al. (2007), la temperatura di pirolisi e il tipo di materiale usato determinano la formazione di *bio-chars* con caratteristiche diverse, tra cui, fra le proprietà di interesse agronomico, differenze nelle concentrazioni di nutrienti, nella capacità di scambio cationico (CSC) e nel pH tra i vari tipi di prodotto. Il *biochar*, infatti, può essere ottenuto a partire da numerosi tipi di residui: stocchi di mais, gusci di noce o di arachide, pula di riso, scarti di potatura e di lavorazione del legno, ma anche da biomasse appositamente coltivate per essere carbonificate. La pirolisi di rifiuti tal quali, utilizzata per lo smaltimento dei rifiuti, non è applicabile per la produzione di *bio-char* a causa della presenza di metalli pesanti che andrebbero ad inquinare il suolo, ma è possibile utilizzare la frazione organica proveniente da raccolta differenziata, in alternativa al compostaggio.

Con opportune condizioni di pirolisi, dalla biomassa si ottiene, oltre al *bio-char*, *syngas* combustibile, in cui si ritrova circa il 50% del carbonio iniziale. Questo può essere utilizzato, oltre che per ottenere gas tecnici come l'idrogeno, come fonte di energia per avviare una nuova pirolisi (il processo, una volta iniziato, è esotermico), per essiccare le biomasse fresche da avviare a pirolisi o come combustibile per scopi diversi.

In questo modo, l'energia ottenuta dalla pirolisi non comporta un ulteriore incremento dell'effetto serra, perché solo metà del carbonio assorbito dalla biomassa viene re-immesso in atmosfera, mentre la parte rimanente viene immobilizzata nel suolo e ha un'altissima stabilità.

Con la combustione ossidante dei vegetali nelle centrali a biomassa, al contrario, quasi tutta la CO₂ viene restituita all'atmosfera per la produzione di energia, determinando un bilancio pressoché in pareggio (viene prodotta CO₂ anche durante le colture).

Anche l'interramento dei residui colturali tal quali porta ad una degradazione pressoché totale della sostanza organica (in pochi anni) con liberazione del 100% del carbonio in atmosfera, ma in questo caso tutta l'energia viene persa. Per produrne la stessa quantità si dovranno utilizzare altre fonti; impiegando combustibili fossili si avrebbe però un ulteriore liberazione di CO₂.

Anche altre fonti di energia rinnovabile, come il solare, l'eolico, il geotermico o l'idroelettrico, che non comportano emissioni di CO₂, non consentono comunque di strappare anidride carbonica dall'atmosfera, rappresentando sistemi *Carbon-neutral*. Solo la produzione di energia dalla pirolisi di biomasse e l'interramento del *bio-char*, consente di ottenere un bilancio negativo del carbonio immesso in atmosfera; inoltre il riutilizzo dei residui (come anche il recupero degli scarti di lavorazione del legno) anziché la coltivazione di piante a rapida crescita per la produzione di *bio-char* ed energia, evita la competizione con la produzione di derrate alimentari.

Lehmann (2007) riassume il processo di flash pirolisi di biomasse in cui alla produzione di *bio-char*, che viene restituito al suolo e rappresenta il 50% del carbonio iniziale, viene abbinata la produzione di bio-carburanti da cui ottenere energia. In questo modo metà del potenziale energetico della biomassa viene però perso, poiché il *bio-char* viene interrato anziché essere usato come combustibile. Attualmente non è previsto alcun incentivo economico per

questa forma di cattura del principale gas serra. Il protocollo di Kyoto (articolo 3.3) riconosce solamente il ruolo dei rimboschimenti (che possono servire a compensare direttamente le emissioni o possono costituire delle quote di carbonio da rivendere), mentre non assegna alcun valore all'immobilizzazione nel suolo, nonostante, secondo le stime di Brown (<http://www.biorenew.iastate.edu>), una fattoria di 250 ha che utilizzi *bio-char* addizionato d'azoto sia in grado di sequestrare 1900 tC anno⁻¹.

L'uso del *bio-char* nei terreni agricoli per combattere il cambiamento climatico può essere così realizzato in maniera economicamente conveniente e concorrenziale alla semplice produzione di biocombustibili, solo se il carbonio sequestrato ha proprietà ammendanti e/o fertilizzanti (Day et al., 2004). Effettivamente il bio-carbone conferisce al terreno notevoli miglioramenti delle qualità agronomiche, come dimostrano anche i suoli antropogenici ricchi di materiale carbonioso denominati *terra preta*.

La CSC aumenta a causa dell'ossidazione della superficie del *bio-char*, su cui, a differenza che sull'intera particella, si può evidenziare un alto rapporto O/C (Brodowski et al., 2005). Nonostante la recalcitranza e il lungo tempo di persistenza delle particelle carboniose nel suolo, le loro proprietà non sono immutabili, ma si modificano nel tempo. Si assiste infatti alla formazione di gruppi funzionali fenolici e carbossilici, che conferiscono alle superfici delle cariche pH-dipendenti (Cheng et al., 2008a). Allo stesso modo della sostanza organica, il *bio-char* è quindi in grado di trattenere notevoli quantità di cationi scambiabili, grazie anche alla sua elevata porosità e al conseguente altissimo rapporto superficie/volume. Secondo Lehmann et al. (2003) nei terreni antropogenici amazzonici, che contengono una gran quantità di nutrienti scambiabili, questi non subiscono lisciviazione, fornendo una spiegazione alla sostenibilità della fertilità. Anche apportando azoto come concime questo non viene dilavato, ma rimane disponibile per le piante.

Il pH del terreno subisce un incremento, a causa delle sostanze basiche contenute nel *bio-char*¹; soprattutto in suoli acidi viene migliorata così l'abitabilità da parte delle piante, che trovano maggior disponibilità di fosforo e minore di alluminio, fitotossico. Alcuni tra gli stessi cationi che conferiscono alcalinità al terreno, come calcio e potassio, sono anche dei nutrienti importanti, e si trovano in forma facilmente scambiabile (Chan et al., 2007; Yamato et al., 2006). Con l'ossidazione delle superfici, però, in breve tempo si formano numerosi gruppi funzionali acidi, che abbassano nuovamente il pH e possono incrementare la quantità di alluminio disponibile (Cheng et al., 2006).

Il *bio-char* conferisce struttura al terreno, e anche in terreni pesanti argillosi, che danno croste superficiali o che presentano problemi di eccessiva sodicità, ne migliora le proprietà meccaniche diminuendone la forza di trazione (Chan et al., 2007), mentre solo aggiunte di quantità consistenti di *bio-char* aumentano significativamente la capacità di campo (Chan et al., 2007; Gaskin et al. 2007).

Grazie ai miglioramenti del suolo dovuti all'interramento di *bio-char*, anche le rese agricole possono diventare molto maggiori (Nishio, 1996; Hoshi, 2001; Lehmann et al., 2003; Yamato et al., 2006; Chan et al., 2007; Rondon et al., 2007). Una maggior fertilità si traduce inoltre in una maggior efficienza fotosintetica, in un maggior sviluppo della biomassa e quindi in un maggior sequestro di carbonio e, se la biomassa viene infine utilizzata per produrre *bio-char*, il ciclo si autoalimenta.

Il fattore limitante è, però, la quantità di azoto disponibile (Chan et al., 2007). Il *bio-char* ha difatti normalmente un rapporto C/N molto alto (intorno ai 200), ma una volta effettuata una concimazione di azoto ammonico o ureico, questo verrà trattenuto e reso disponibile alle piante grazie all'elevata CSC. È anche possibile, però la miscelazione in fase di pirolisi di ammoniaca (prodotta con l'idrogeno proveniente dalla pirolisi stessa, Day et al., 2004) o derivati (carbonato d'ammonio, idrazina, idrossilammina, urea) per far depositare sali d'ammonio nei micropori (Bimer et al., 1998; Iowa State University, <http://www.biorenew.iastate.edu>) oppure utilizzare come materia prima della pirolisi sostanze organiche proteiche; dalla caseina, per esempio, è possibile ottenere un *bio-char* con oltre il 9% di azoto ed elevata porosità (Purevsuren et al., 2003).

Peraltro, secondo Rondon et al. (2007) la capacità di fissazione biologica dell'azoto da parte di *Rhizobium* simbiotici con leguminose (nel caso citato: *Phaseolus vulgaris* L.) viene incrementata dall'aggiunta di *bio-char* nel suolo, costituendo un'ulteriore potenzialità di fertilizzazione dei terreni agrari. I cambiamenti nelle proprietà chimico-fisiche del suolo ammendato con *bio-char* determinano infatti mutamenti anche nell'ecosistema del terreno, dove si instaurano nuove relazioni tra radici, batteri e funghi; la disponibilità di nutrienti e l'elevata porosità crea degli habitat dove i batteri terricoli e le ife funginee possono crescere al riparo dai predatori, consentendo lo sviluppo di efficienti simbiosi micorriziche (Nishio, 1996; Yamato et al., 2006; Warnock et al., 2007).

In sostanza, a fronte di un aumento delle rese agricole, l'impiego del *bio-char* comporta un apporto netto di nutrienti, una minore lisciviazione e il miglioramento della fertilità biologica, consentendo un minor impiego di concimi chimici, con minori spese per gli agricoltori e minor impatto sull'ambiente, minor consumo di risorse ed energia. L'impiego

1 La capacità di incrementare il pH del suolo, come altre proprietà, dipende dalla temperatura a cui è stato ottenuto il *bio-char*: pirolisi ad alta temperatura (800°C) portano ad un bio-carbone molto basico, in quanto vengono concentrati gli ossidi di Calcio, Potassio e Magnesio, poco volatili. Questi *bio-chars* risultano però poveri in composti come NH₄⁺ e PO₄³⁻, nutrienti, che volatilizzano a temperature inferiori (Gundale e De Luca, 2006).

del bio-carbone appare così ideale anche per le colture che impiegano tecniche biologiche, che nonostante siano fondate sulla sostenibilità ambientale e il rispetto dell'ambiente, attualmente si basano sull'utilizzo di compost, la cui produzione rilascia una notevole quantità di CO₂ in atmosfera (Harris e Hill, 2007).

Finora è stata considerata la mitigazione dell'effetto serra dovuto all'utilizzo del *bio-char* soltanto in quanto *sink* in grado di immagazzinare carbonio. Come ricordato in precedenza, un altro importante GHG è l'N₂O, che ha un *Global Warming Potential* 296 volte maggiore della CO₂ (IPCC, 2001) e viene originato principalmente dalla denitrificazione dei suoli in condizioni anaerobiche. Secondo Yanai et al. (2007), applicazioni di *bio-char* riescono a ridurre lo sviluppo di N₂O in terreni bagnati, dove si dovrebbe avere denitrificazione. Questo effetto non sarebbe dovuto ad un'inibizione dei batteri denitrificanti causata dalla composizione del bio-carbone, ma probabilmente alla sua struttura altamente porosa, in grado di equilibrare efficacemente aria e acqua tra macropori e micropori. Anche con elevate quantità d'acqua trattenuta, evidentemente c'è ancora sufficiente aria nel terreno da contenere l'emissione di N₂O.

Un'ulteriore proprietà del *black carbon* originato da combustioni di vario tipo e depositato nei sedimenti, e quindi anche del *bio-char*, che ha una struttura analoga, consiste nella capacità di adsorbire e trattenere inquinanti persistenti e cancerogeni, in particolare quelli a struttura planare come gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), proteggendo quindi gli organismi dalla bioaccumulazione (Koelmans, 2005). Secondo Chai et al. (2007), il desorbimento degli inquinanti dai sedimenti risulta rallentato anche da piccole quantità di *black carbon*, a causa della sua notevole capacità adsorbente e della sua ridotta velocità di diffusione. Questo fatto apre interessanti prospettive per l'utilizzo del *bio-char* anche negli interventi di ripristino ambientale.

A fronte del grande numero di studi che confermano l'efficacia del *bio-char* sia come ammendante che come *sink* di carbonio, non c'è ancora una diffusione effettiva dell'utilizzo. La spinta definitiva potrebbe venire dagli incentivi previsti dai trattati internazionali sulla riduzione dei gas serra in atmosfera, con l'inclusione di questa tecnica nel sistema di mercato delle quote di carbonio. Per fare ciò è necessaria però una quantificazione precisa del carbonio che può essere sequestrato (Lehmann et al., 2006) e sono quindi necessari ulteriori studi sulla stabilità del *bio-char* e sulle sue interazioni con gli altri componenti del suolo e con l'ambiente circostante.

Bibliografia

- Antal M. J., Grønli M., 2003a: *The Art, Science, and Technology of Charcoal Production, Industrial & Engineering Chemistry Research*, 2003, 42, (8), 1619-1640
- Antal M. J., Mochidzuki K., Paredes L. S., 2003b: *Flash Carbonization of Biomass. Industrial & engineering chemistry research*, 2003, 42, (16), 3690-3699.
- Bimer J., Sabut P. D., Beroecki S., Boudou J. P., Broniek E., Siemilniewska T., 1998: *Modified active carbons from precursors enriched with nitrogen functions: Sulfur removal capabilities, Fuel* 77 (1998) 519.
- Brodowski S., Amelung W., Haumaier L., Abetz C., Zech W., 2005: *Morphological and chemical properties of black carbon in physical soil fractions as revealed by scanning electron microscopy and energy-dispersive X-ray spectroscopy, Geoderma* 128 (2005) 116 – 129.
- Brodowski S., Amelung W., Haumaier L., Zech W., 2007: *Black carbon contribution to stable humus in German arable soils, Geoderma* 139 (2007) 220 – 228.
- Cerri C. C., Bernoux M., Cerri C. E. P., Feller C., 2004: *Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil Soil Use and Management* 20, 248–254.
- Chan K. Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A., Joseph S., 2007: *Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment, Australian Journal of Soil Research*, 2007, 45, 629-634.
- Cheng C.-H., Lehmann J., Thies J. E., Burton S. D., Engelhard M. H., 2006: *Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes, Organic Geochemistry* 37 (2006) 1477-1488.
- Cheng C.-H., Lehmann J., Engelhard M. H., 2008a: *Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence, Geochimica et Cosmochimica Acta*, 72 (2008), 1598-1610.
- Cox P. M., Betts R. A., Jones C. D., Spall S. A. & Totterdell I. J., 2000: *Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model, Nature* 408, 184-187.
- Day D., Evans R. J., Lee J. W., Reicosky D., 2004: *The utilization of CO₂ for the creation of a valuable and stable carbon co-product from fossil fuel exhaust scrubbing, American Chemical Society, Division Fuel Chemistry*, 49, 352-355.
- Erickson C., 2003: *Historical ecology and future explorations. In: Lehmann J., Kern D. C., Glaser B., Woods W. I. (eds.), "Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management", 455-500. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.*
- Falcão N. P. D. S., Comerford N., Lehmann J., 2003: *Determining nutrient bioavailability of Amazonian Dark Earth soils – methodological challenges. In: Lehmann J., Kern D. C., Glaser B., Woods W. I. (eds.), "Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, Management", 255-270. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.*
- Gaskin J.W., Speir A., Morris L.M., Ogden L., Harris K., Lee D., Das K.C., 2007: *Potential for pyrolysis char to affect soil moisture and nutrient status of a loamy sand soil, proceedings of the 2007 Georgia Water Resources Conference, held March 27–29, 2007, at the University of Georgia*
- German L. A., 2002: *Historical contingencies in the coevolution of environment and livelihood: contributions to the debate on Amazonian Black Earth, Geoderma* 111 (2003) 307–331.
- Glaser B., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W., 2001. *The 'Terra Preta' phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. Naturwissenschaften* 88: 37-41
- Glaser B., Zech W., Wood W. I., 2004: *History, current knowledge and future perspectives of geocological research concerning the origin of amazonian anthropogenic dark earths (terra preta), in: "Amazonian dark earths: explorations in space and time", Glaser B. & Woods W. I. (eds.), Springer-Verlag, Germany.*
- Gundale M. J., De Luca T. H., 2006: *Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal, Forest Ecology and Management* 231 (2006) 86–93.
- Harris K., Gaskin J., Bibens B., Hiltner R., Das K.C., 2007a: *Effect of Feedstock and Production Method on Pyrolysis Char Properties for Use as an Agricultural Soil Amendment, ASA-CSSA-SSSA 2007 International Annual Meeting, November 4-8, New Orleans, Louisiana.*
- Harris K., Gaskin J., Sonon L., Das K.C., 2007b: *Characterization of Pyrolysis Char for Use as an Agricultural Soil Amendment, unpublished.*
- Hoosbeek M. R., Vos J. M., Meinders M. B. J., Velthorst E. J., Scarascia-Mugnozza G. E., 2007: *Free atmospheric CO₂ enrichment (FACE) increased respiration and humification in the mineral soil of a poplar plantation, Geoderma* 138 (2007) 204 – 212.
- Hoshi T., 2001: *Growth promotion of tea trees by putting bamboo charcoal in soil, Proceedings of 2001 International Conference on O-Cha (Tea) Culture and Science, Session II (Production), p. 147-150 (2001).*
- Idso S. B. 1982: *Carbon Dioxide: Friend or Foe? IBR Press, Institute for Biospheric Research, Tempe, Arizona.*
- Iowa State University: *Environmental Enhancement through Corn Stover Utilization, <http://www.biorenew.iastate.edu/research/thermochemicals/environmental-enhancement-through-corn-stover-utilization.html>*
- IPCC, 2000: *Summary for Policymakers, in "IPCC Special Report Emissions Scenarios, a Special Report of IPCC Working Group III", published for the Intergovernmental Panel on Climate Change.*
- IPCC, 2001: *Climate Change 2001: The Scientific Basis, Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton, J. T., Ding, Y., Griggs, D. J., et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, and New York, NY, USA, 398 pp.*
- IPCC, 2007: *Summary for Policymakers. In: "Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change" [Solomon, S., D. Qin,*

- M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.]. *Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.*
- Jenkinson D. S., Adams D. E., Wild A., 1991: Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming, *Nature* 351, 304 - 306 (23 May 1991).
- Kaal J., Martínez-Cortizas A., Buurman P., Boado F. C., 2008: 8000 yr of black carbon accumulation in a colluvial soil from NW Spain. *Quaternary Research* 69 (2008) 56 – 61.
- Koelmans A. A., Jonker M. T. O., Cornelissen G., Bucheli T. D., Van Noort P. C. M., Gustafsson Ö., 2005: Black carbon: The reverse of its dark side, *Chemosphere* 63 (2006) 365–377.
- Kuhlbusch T. A. J., Andreae M. O., Cachier H., Goldammer J. G., Lacaux J. P., Shea R. C., Crutzen P. J., 1996: Black carbon formation by savanna fires: measurements and implications for the global carbon cycle. *J Geophys Res* 101:23651–23665.
- Lehmann J., Da Silva J. P. jr., Rondon M., Da Silva C. M., Greenwood J., Nehls T., Steiner C. and Glaser B., 2002: Slash-and-char: a feasible alternative for soil fertility management in the Central Amazon? , *17th World Congress of Soil Science (WCCS)*, 14-21 August 2002, Thailand .
- 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: 343–357, 2003.
- Lehmann J., Gaunt J., Rondon M., 2006: Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems – a review, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* (2006) 11: 403–427.
- Lehmann J., 2007: Bio-energy in the black, *Frontiers in Ecology & the Environment*, 5(7) 381–387, 2007.
- Liang B., Lehmann J., Solomon D., Kinyangi J., Grossman J., O'Neill B., Skjemstad J. O., Thies J., Luizão F. J., Petersen J., and Neves E. G., 2006: Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70:1719–1730
- Mann C., 2002: The real dirt on rainforest fertility, *Science* (2002): Vol. 297 no. 5583, pp. 920 – 923.
- Nishio M., 1996: Microbial fertilizers in japan, *FFTC-Extension Bulletins* 1–12. *National Institute of Agro-Environmental Sciences, Ibaraki, Japan* , <http://www.agnet.org/library/eb/430/>
- O'Neill B., Grossman J., Tsai S. M., Gomes J. E., Garcia C. E., Solomon D., Liang B., Lehmann J., Thies J., 2006: Isolating Unique Bacteria from Terra Preta Systems: Using Culturing and Molecular Techniques as Tools for Characterizing Microbial Life in Amazonian Dark Earths . In "World Congress of Soil Science", 9-14 July 2006, Philadelphia. Abstract 18480, poster 133-16.
- Post W. M., Emanuel W. R., Zinke P. J. & Stangenberger A. G., 1982: Soil carbon pools and world life zones, *Nature* 298, 156-159.
- Preston, C.M., Schmidt, M.W.I., 2006: Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeoscience* 3, 397-420.
- Purevsuren B., Avid B., Tesche B., Davaajav Y., 2003: A biochar from casein and its properties, *Journal of Materials Science* 38 (2003) 2347 – 2351.
- Rondon M. A., Lehmann J., Ramírez J., Hurtado M., 2007: Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions , *Biol Fertil Soils* (2007) 43:699–708.
- Sombroek W, Ruivo ML, Fearnside PM, Glaser B, Lehmann J, 2003. Amazonian Dark Earths as Carbon Stores and Sinks. In: Lehmann J, Kern D, Glaser B, Woods W (Eds.) "Amazonian Dark Earths: Origin, Properties, and Management". *Kluwer, Dordrecht, The Netherlands: 125-140*
- Schimel, D. et al. 1995: in *Climate Change 1995: The Science of Climate Change* Ch. 2, Houghton, J. T. et al. eds. *Cambridge Univ. Press, Cambridge, 1995.*
- Shindo H., Honna T., Yamamoto S., Honma H., 2004: Contribution of charred plant fragments to soil organic carbon in Japanese volcanic ash soils containing black humic acids, *Organic Geochemistry* 35, 235-241
- Steiner C., Teixeira W. G., Lehmann J., Zech W., 2004: Microbial response to charcoal amendments of highly weathered soils and Amazonian Dark Earths in Central Amazonia – preliminary results. In: B. Glaser, Woods Wl. (eds.), "Amazonian Dark Earths: Explorations in Space and Time", 195-212. *Springer-Verlag, Germany.*
- Stevenson F. J., 1986: *Cycles of Soil. John Wiley and sons, inc. USA*
- Tiessen H., Cuevas E., Chacon P., 1994: The role of soil organic matter in sustaining soil fertility, *Nature* 371.
- United Nations, 1998: Kyoto protocol to the united nations framework convention on climate change.
- Warnock D. D., Lehmann J., Kuyper T. W., Rillig M. C., 2007: Mycorrhizal responses to biochar in soil – concepts and mechanisms , *Plant Soil* (2007) 300: 9–20.
- Yamato M., Okimori Y., Wibowo I. F., Anshori S., Ogawa M., 2006: Effects of the application of charred bark of *Acacia mangium* on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia , *Soil Science and Plant Nutrition* (2006) 52, 489–495.
- Yanai Y., Toyota K., Okazaki M., 2007: Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments, *Soil Science and Plant Nutrition* (2007) 53, 181-188.
- Zech W, Haumaier L, Hempfling R (1990) Ecological aspects of soil organic matter in tropical land use. In: McCarthy P, Clapp CE, Malcolm RL, Bloom PR (eds) "Humic substances in soil and crop sciences: selected readings". *American Society of Agronomy and Soil Science Society of America, Madison, Wis., pp 187–202*
- Zeebe R. E., Zachos J. C., Caldeira K., Tyrrell T., 2008: Carbon emissions and acidification, *Science*, vol. 321, 4 July 2008.