

不同種類生質碳之特性分析及其對金屬離子吸附之研究

蘇博信¹、林永鴻²

摘要

生質碳為經由不完全燃燒所生成，而依資材及製作條件不同，對於金屬離子之吸附行為也有所不同；本試驗收集四種不同種類之生質碳，包括市售稻殼炭(C1)、由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭(C2)、屏東縣九如鄉豐農種子行所購得之棕櫚灰(A1)，及農友露天燃燒雜草及枯枝落葉所自成之草木灰(A2)，進行基本特性分析，並探討上述生質碳對銅、鋅、鋁、鎳等金屬離子之吸附行為。由元素分析資料得知，棕櫚灰之含鉀量高達20%，可做為鉀肥之來源，此外，棕櫚灰及草木灰具有較高之酸鹼值及電導度值，於田間運用時需多加注意使用量。由傅立葉紅外線光譜(FTIR)分析結果得知，四種生質碳均由C-C、C=C及含氧官能基等組成，推測主要由芳香族炭結構所組成，另外，棕櫚灰及草木灰之表面富含羥基、羧基、胺基等官能基，而稻殼灰之表面官能基則較少；四種生質碳對銅、鋅、鋁及鎳離子之吸附行為可由Langmuir方程式加以描述，結果得知由於棕櫚灰及草木灰表面富含官能基，故對四種金屬離子具較大的吸附能力，而市售稻殼炭表面所含之官能基較少，對於金屬離子的吸附能力則相對較弱，本研究可進一步瞭解環境中生質碳之存在對於金屬離子傳輸影響之參考，並加以運用於土壤之改良。

關鍵詞: 生質碳、金屬離子、吸附、光譜分析

前言

近年來諸多研究顯示生質碳施用至農地可增加土壤中碳之吸存，並改善土壤肥力及避免土壤劣化^(6,7,9)；生質碳主要為含碳的物質(包括木材、農業廢棄物等)經由不完全燃燒所生成，可作為土壤改良劑，施用生質碳於環境中具有增加土壤碳量^(5,13,14)、植物所需營養元素與提高作物產量等功效，而由於生質碳生成之條件不同，常造成表面性質差異頗大，因此對於金屬離子之吸附能力也有所不同，其相關機制至目前仍未釐清，值得加以研究關注。

由於現代社會工業發展快速，導致重金屬隨廢水之排放而污染環境，另外，農民徒求禽畜糞施用方便，大量施用的結果常造成土壤中重金屬過度累

^{1,2}高雄區農業改良場助理研究員及副研究員

積，進而嚴重危害環境^(5,8,11)，土壤中重金屬之化學型態分布隨重金屬之化學特性與吸附劑特性而有很大之差異^(1,4)。本研究乃蒐集不同來源之生質碳，包括市售稻殼炭、由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭、市售棕櫚灰及農民自製之草木灰，分析其基本特性，包括組成元素分析與光譜分析，並進行水溶液中不同金屬離子吸附之研究，藉由所獲得之等溫吸附曲線瞭解不同來源之生質碳對金屬離子之吸附特性，並由元素分析及光譜資料推估生質碳結構之差異對於金屬離子分佈之影響此將可說明生質碳存在自然界時，環境中金屬離子之宿命及傳輸分布情形。

材料與方法

一、生質碳之收集及來源

本研究所使用之生質碳包括以下四種，包括市售稻殼炭(C1)，為低溫燃燒所生成；由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭(C2)、由屏東縣九如鄉豐農種子行所購得之棕櫚灰(A1)，及農友露天燃燒雜草及枯枝落葉所自成之草木灰(A2)。四種不同來源生質碳經由乾燥後進行過篩(18-55 mesh)動作以統一粒徑，以利金屬離子吸附試驗之進行。

二、生質碳基本特性分析

生質碳基本特性分析包括 1.基本特性分析，2.組成元素分析及 3.傅立業紅外線光譜分析；基本特性分析包括酸鹼值(pH；水土比 1:1)及電導度值(EC；水土比 5:1)皆以玻璃電極法測定⁽¹⁰⁾；組成元素分析則以元素分析儀(EA；elementar vario EL III)分析碳(C)、氮(N)、硫(S)之含量，有效性磷以 Bray No.1 法抽出後，由鉬藍法測定⁽¹²⁾，交換性鉀、鈣、鎂、鐵、錳、銅、鐵、錳、鋅及鈉則以硫酸分解，以感應耦合電漿光譜儀(ICP-AES；ULTIMA2 HORIBA JOBIN YVON)測其生質碳所含之組成元素含量。傅立業紅外光光譜分析則以紅外線光譜分析儀(FTIR-ATR；Shimazu IR Affiniy)測定，波數為 4,000 至 400 cm^{-1} 之透光度。

三、生質碳吸附金屬離子之等溫吸附試驗

取適當克數之生質碳分別加入樣品瓶中，在個別加入已配製完成之銅、鋅、鎳、鋁等金屬溶液，試驗環境為 28°C，轉速設定為 150rpm，生質碳吸附水溶液中金屬離子約 48 小時後可達到平衡，待水溶液達平衡時，取出上清液過濾，以感應耦合電漿光譜儀測定。所求得之液相平衡濃度，則可帶入 $Q_e = V(C_o - C_e)/W$ 求得固相吸附量，其中， C_o 為液相初始濃度(mg/L)， C_e 為

液相平衡濃度(mg/L)， V 為溶液體積(L)， W 為吸附劑之克數(g)， Q_e 為固相吸附量 (mg/g)，以液相平衡濃度為x軸，固相吸附量為y軸，做出等溫吸附曲線圖，並探討Langmuir模式，套入模式求得之吸附平常數 K_F 值，將可探討水溶液中黑碳及有機化合物之交互作用利之大小。

四、等溫吸附模式

本試驗為使用 Langmuir 等溫吸附模式來說明生質碳吸附金屬離子之行為，Langmuir 等溫吸附模式建立於吸附劑上單層分子吸附之理論，其Langmuir 方程式(Langmuir equation)如下所示：

$$Q_e = \frac{Q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$$

其中， Q_e 為固相吸附量(mg/g)， C_e 為吸附質平衡濃度(mg/L)， Q_m 為吸附質於吸附劑上最大單層吸附量， K_L 為Langmuir常數值，將試驗結果繪於座標軸上，以固相吸附量之倒數代表y軸，x軸則以吸附質平衡濃度(mg/L)之倒數為代表，則可使上式轉變成下式，直線之斜率為 $1/Q_m K$ ，截距為 $1/Q_m$ ，如此可求得 Q_m 及 K_L 值。

結果與討論

一、不同種類生質碳之基本特性分析

表 1 及表 2 為四種不同來源生質碳之基本特性及其營養元素分析，其pH值介於 8.0-13.3 之間，比較低溫燃燒所生成之市售稻殼灰(C1)及由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭(C2)，由於後者為較高溫燃燒所生成，表面所含之酸性官能基已被移除，僅剩鹼性陽離子，故呈現pH值較C1 高，而比較兩種碳化稻殼灰(C1 及C2)與市售棕櫚灰(A1)及露天燃燒之草木灰(A2)兩種灰燼類產物發現灰燼類之生質碳(A1 及A2)具有較高pH值及電導度值，此乃由於A1 及A2 含有較多之鉀(K)，鈣(Ca)及鎂(Mg)等陽離子，此外，棕櫚灰之pH值高達 13.3，故在田間施用時需注意其使用量，以免造成土壤酸鹼度之驟變，而高pH值之生質碳表面呈現帶負電狀態，易吸附帶正電之吸附值。由元素分析結果得知，由於市售稻殼灰(C1)為較低溫碳化製成，故保留較多之碳結構，而C2 乃高溫燃燒製成熱源，故所測得之碳含量僅 0.8%，至於棕櫚灰及草木灰則所測得碳含量為 2.61%及 4.39%，廖等人(2010)⁽¹⁾及蘇等人(2007)⁽²⁾各測得露天燃燒之稻桿灰中之碳含量為 11.63%及 12.1%，此說明了灰燼類之生質碳在含氧量高之環境下燃燒，可生成低碳量之生質碳，而在低氧量燃燒所生成之生質碳則因燃燒溫度不同，碳含量也有所不同，碳化溫度越高，則灰份含量越多，因此碳含量也相對減少。

表 1.生質碳之基本特性及元素分析

Table 1. The properties and elemental analysis of bio-chars

treatment ^a	pH ^b	E.C. ^c mS/cm	C	N	S
			%		
C1	8.01	2.8	45.3	0.48	0.41
C2	10.1	0.9	0.79	0.07	0.22
A1	13.3	8.9	2.61	0.07	0.90
A2	10.7	15.2	4.39	0.10	0.70

^a. C1、C2、A1 and A2 are the ready-made rice husk ash, rice husk ash obtained from rice husk burned as a heat source, palm ash and plant ash, respectively.

^b. The ratio of experimental materials and water is 1:1.

^c. The ratio of experimental materials and water is 1:5.

由營養元素分析結果得知，灰燼類之生質碳棕櫚灰(A1)及草木灰(A2)，兩種物質中各營養元素含量皆較低溫燃燒所生成之市售稻殼灰(C1)及由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭(C2)還高，而棕櫚灰中鉀含量高達26.9%，其次為草木灰5.42%，市售稻殼灰鉀含量則為3%，而碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭僅1.19%，此四種生質碳皆為鉀肥之補充來源，特別為棕櫚灰及草木灰之高鉀含量，更是施行有機農業鉀肥不可多得之來源，另外，值得注意的是棕櫚灰及草木灰也含有相當高量之鈣及鎂量，尤其是棕櫚灰的含鎂量高達21952mg/kg。前人之研究說明生質碳可直接提供肥料，也可改善土壤物理、化學及生物性質，例如，Cheng等人(2006)⁽³⁾說明生質碳之使用可改善土壤pH及CEC等，由於土壤pH值提高，可減低作物遭受鋁毒害，Steiner等人(2008)⁽¹⁶⁾則描述生質碳之施用可增進作物對養分之吸收及土壤對養分的吸附，可減低肥料受到淋洗而流失，進而提高肥料的使用效率。

表 2.不同種類生質碳之營養元素分析

Table 2. Analysis of nutrients of different bio-chars

treatment ^a	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Na
	%			mg/kg						
C1	0.48	0.13	1.19	1329	915	184	291	8.9	54	226
C2	0.07	0.14	3.00	1128	809	98	174	6.8	27	148
A1	0.07	0.75	26.9	33311	21952	523	941	128	329	1142
A2	0.10	0.58	5.42	36556	7881	355	1653	170	299	1365

^a. same as Table 1.

二、不同種類生質碳之光譜資料

經由傅立葉紅外線光譜(FTIR)分析, 可得知不同種類生質碳所含之官能基種類及強度(圖 1 及表 3), 前人文獻提及生質碳所含官能基包括OH、C-O、C=O、C=C、CH、CH₂、CH₃及Si-O官能基⁽³⁾, 由較低溫燃燒所生成之市售稻殼灰(C1)有較明顯之官能基種類 790 cm⁻¹及 1040 cm⁻¹之矽氧官能基(Si-O stretching), 另外由光譜可得知呈現 950 cm⁻¹之脂肪族碳(C-C)、1595-1630 cm⁻¹之芳香族區域(C=C)與 3400 cm⁻¹之氫氧官能基(-OH), 而由碾米場利用稻殼燃燒做為熱源所生成之稻殼炭(C2)由於經高溫燃燒, 使得其表面官能基種類較少, 且強度較弱, 官能基種類僅呈現 950cm⁻¹之脂肪族碳(C-C)、1595-1630cm⁻¹之芳香族區域(C=C)、790 cm⁻¹及 1040cm⁻¹之矽氧官能基(Si-O stretching)與 3400 cm⁻¹之氫氧官能基(-OH), 比較C1 及C2 光譜資料得知稻殼灰主要由脂肪族碳所構成, 其次為芳香族碳, 而經由高溫燃燒之稻殼灰, 表面所含之官能基較少, 包括Si-O官能基也隨燃燒溫度增加而強度下降。

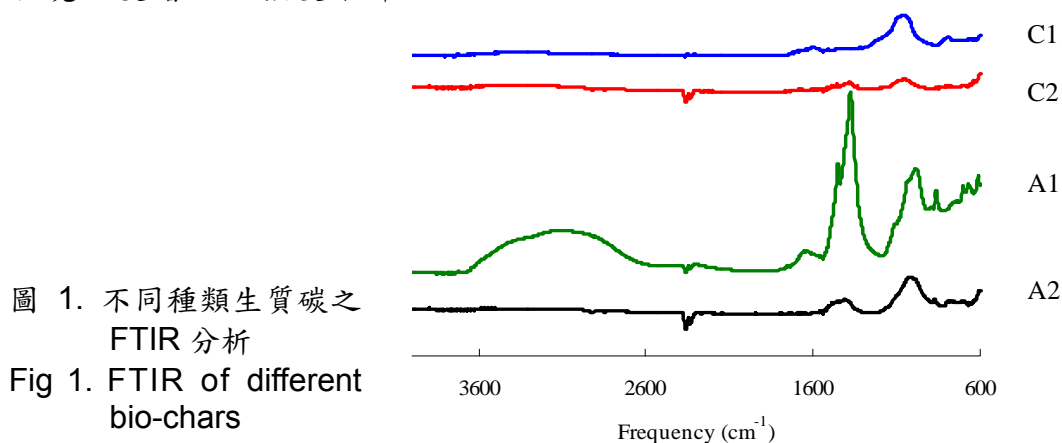


圖 1. 不同種類生質碳之 FTIR 分析

Fig 1. FTIR of different bio-chars

表 3. 經由紅外線光譜分析得知不同種類生質碳之所含官能基種類及強度
Table 3. Types of functional groups and strength of different bio-chars determined by FTIR analysis

treatment ^a	strong	medium	weak
C1	C-C、Si-O	C=C	CH ₂ or CH ₃ 、-OH
C2		C-C、Si-O	C=C、CH ₂ or CH ₃ -OH
A1	C-O、-OH、COH、CH ₂ or CH ₃ 、 COOH、C-C、C=O、CH	C=C	
A2	CH ₂ or CH ₃ 、COH、COOH、C-C	C-O、C=C	-OH

^a. same as Table 1.

草木灰(A2)所含官能基種類較多，且強度較兩種稻殼灰強，包括 950 cm^{-1} 之脂肪族碳(C-C)、 $1595\text{-}1630\text{ cm}^{-1}$ 之芳香族區域(C=C)、 $1000\text{-}1250\text{ cm}^{-1}$ 之 COH、COOH 官能基與 3400 cm^{-1} 之氫氧官能基(-OH)，另外由結果得知棕櫚灰(A1)之官能基種類多且強度強，官能基種類包括 950 cm^{-1} 之脂肪族碳(C-C)、 $1595\text{-}1630\text{ cm}^{-1}$ 之芳香族區域(C=C)、 $1000\text{-}1250\text{ cm}^{-1}$ 之 COH、COOH 官能基、 $1370\text{-}1395\text{ cm}^{-1}$ 之脂肪族碳氫官能基(C-H)、 $1690\text{-}1710\text{ cm}^{-1}$ 之酮基區域(C=O)與 3400 cm^{-1} 之氫氧官能基(-OH)，皆呈現明顯之波峰，此說明了棕櫚灰表面性質較其他三種生質碳複雜，而棕櫚灰在 1380 cm^{-1} 有相當明顯之波峰，說明棕櫚灰主要為脂肪族碳所組成，由上述結果得知，棕櫚灰及草木灰由脂肪族碳及芳香族碳共同組成，因在有氧之環境下燃燒所生成，故表面所含之複雜含氧官能基，可能為吸附金屬離子因子之一，在製造生質碳之過程中，由於生成條件之不同，會導致生質碳表面生成之含氧官能基的種類及數量也有所不同，含氧官能基之存在會影響其吸附效果，由分析資料得知，生質碳表面性質主要為表面酸性基團，此表示生質碳之含氧量較高，可提高吸附劑陽離子交換能力，增加對於帶正電之金屬之吸附能力，而生質碳表面僅有少數鹼性基團。故影響生質碳在水溶液中呈現鹼性，主要由鹼性離子影響居多，而含氧官能基對於影響 pH 值之變化較小。

三、不同來源之生質碳對金屬離子之吸附

圖 2 為四種生質碳吸附銅、鋅、鋁及鎳金屬離子之等溫吸附曲線圖，由試驗結果得知，生質碳對銅、鋅、鋁及鎳金屬離子之吸附能力隨水溶液中金屬離子濃度之提昇而增加，兩種稻殼灰對於金屬離子之吸附能力並不明顯，而棕櫚灰及草木灰在吸附質濃度較低(0-10 mg/L)時，即具有較大吸附能力，而在中高濃度(10-50 mg/L)時，則呈現飽和吸附之情形，故中低濃度範圍(0-30mg/L)之等溫吸附曲線可利用 Langmuir 等溫吸附方程式加以描述，其最大單層吸附量(Q_m)及 Langmuir 吸附常數(K_L) 如表 4 所示，Langmuir 等溫吸附方程式建立於單層分子吸附理論上，且說明最大吸附容量為每一活性位置均吸附了單一層的吸附質分子。由表 4 得知，比較草木灰及市售碳化稻殼對鎳離子之吸附能力，草木灰具較大之吸附能力，且具較高之最大吸附量，吸附主要受比表面積及表面特性所影響，本研究因沒有測量比表面積，故由 FTIR 分析結果得知草木灰具較多之官能基，且本身為鹼性物質，溶於水表面完全去質子化而帶有負電荷，故對於帶正電之陽離子有較大之吸附能力，後續將持續分析生質碳之比表面積，以釐清吸附機制。

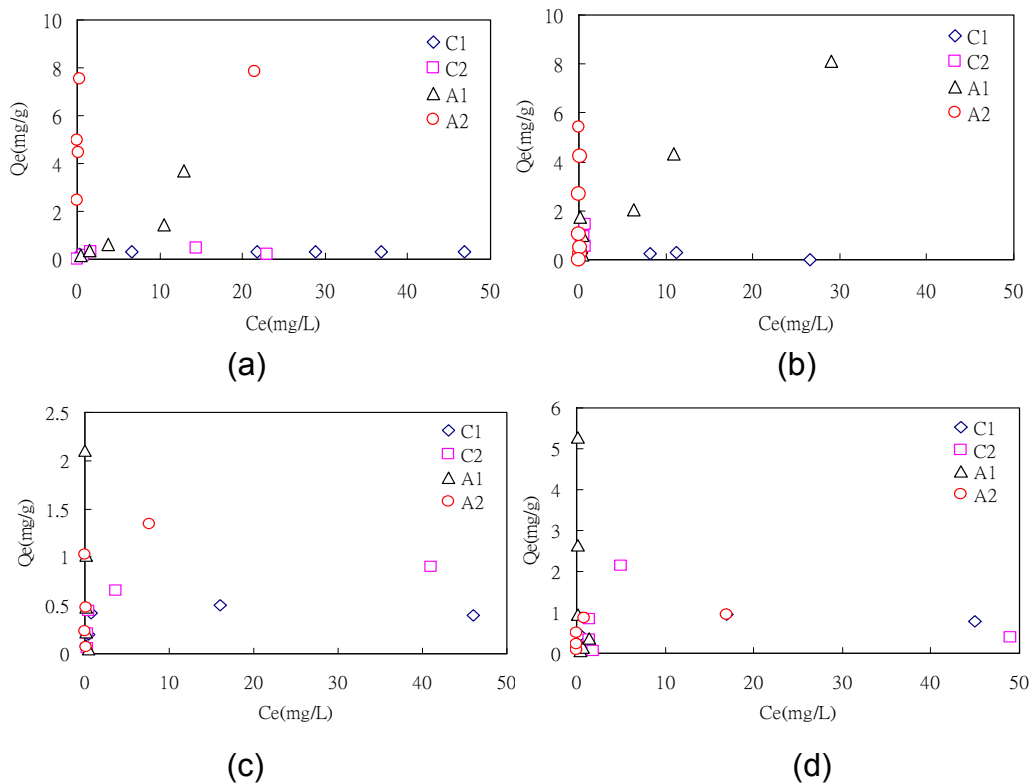


圖 2. 不同種類生質碳吸附銅(a)、鋅(b)、鋁(c)及鎳(d)金屬離子之等溫吸附曲線圖
 Fig 2. Sorption isotherms curves of Cu(Cu- II ,a), Zn(Zn- II ,b), Al(Al- III ,c), and Ni(Ni- II ,d) cations onto four bio-chars from aqueous solutions.

表 4. 利用 Langmuir 模式來描述不同種類生質碳吸附銅、鋅、鋁及鎳金屬離子之等溫吸附參數

Table 4. The parameters of sorption isotherms of Cu(Cu- II), Zn(Zn- II), Al(Al- III), and Ni(Ni- II) cations onto four bio-chars from aqueous solutions determined by Langmuir models.

adsorbent	adsorbate	K_L	Q_m	R^2
A1	Cu ²⁺	0.23	1.64	0.95
A2		24.4	7.73	0.93
A1	Zn ²⁺	0.40	5.07	0.94
A2		48.2	5.61	0.86
C1	Ni ²⁺	0.46	2.09	0.98
A2		2.96	3.37	0.93
C1	Al ³⁺	1.84	0.51	0.98
C2		1.34	0.93	0.96

^a. same as Table 1.

比較生質碳棕櫚灰(A1)及草木灰(A2)對於銅、鋅離子之吸附能力，由結果得知草木灰對於銅、鋅離子之吸附能力遠大於棕櫚灰，雖然棕櫚灰表面較複雜，表面有帶負電之官能基可吸附帶正電之銅及鋅離子，但因農民自製之草木灰所形成之顆粒較為細小，使得比表面積較大，而使草木灰吸附能力大於棕櫚灰，另外比較兩種稻殼灰對鋁離子之吸附能力，因 C1 及 C2 表面較單純，故吸附能力也較相近，故兩者之吸附常數或最大吸附量皆無明顯之差異，由不同種類生質碳吸附銅、鋅、鋁及鎳金屬離子試驗中發現，由於生質碳之來源不同，表面性質有很大之差異，而在無氧燃燒所生成之稻殼灰，表面性質比較單純，故對於金屬離子吸持能力也較弱，吸附機制可能主要受比表面積影響，而低溫無氧燃燒所生成之稻殼灰含有些許表面帶負電官能基也會影響吸附能力，另外，在有氧燃燒所生成之生質碳，會產生較複雜之表面特性，故灰燼類之生質碳對於金屬離子之吸附能力同時受比表面積及表面官能基的量及種類影響，需加以深入研究始能釐清吸持機制，未來可加以研究，運用生質碳作為土壤改良劑運用於受污染之田間時，當田間之重金屬離子在中低濃度時，加入生質碳於土壤中不僅可提升土壤 pH 值，同時可提供作物養分，灰燼類之生質碳更可吸附重金屬離子，而減輕重金屬對植物之吸收及毒害。

經由不完全燃燒所生成之生質碳，由於生成條件及環境不同，基本特性也有所不同，進而對於金屬離子之吸附行為也有所不同；無氧燃燒所生成之稻殼灰，表面性質較為單純，對於金屬離子吸持能力也較弱，吸附機制可能主要受比表面積影響，而低溫無氧燃燒之稻殼灰表面含負電官能基也會影響吸附能力；有氧燃燒所生成之生質碳，表面特性較複雜，表面生成 COH、COOH、C-H、C=O 及 -OH 等官能基，故灰燼類之生質碳對於金屬離子之吸附能力同時受比表面積及表面官能基影響，需加以分析比表面積始能釐清吸附機制，另外，生質碳在不同條件燃燒下，生質碳表面所殘留之碳酸鈣、二氧化矽、三氧化二鐵及三氧化二鋁等無機氧化物，也可能對金屬離子產生吸附作用，需值得進一步加以釐清。高 pH 值之生質碳表面呈現帶負電狀態，易吸附帶正電之吸附值，這可能造成灰燼類之生質碳(A1 及 A2)對於金屬陽離子吸附能力遠大於悶燒式生質碳(C1 及 C2)因素之一；另外，由營養元素分析與吸附資料得知，由於 C1 及 C2 生質碳表面較少無機氧化物存在，故主要以表面積及表面含氧官能基吸附金屬離子居多，而 A1 及 A2 表面含有較多之無機氧化物，故在機制探討上需考慮表面積、表面含氧官能基及無機化合物對於金屬離子之吸附能力；，在較低溫環境下所生成之生質碳(C1)，因表面含有較多之 Si-O 及含氧官能基，故可吸附較多金屬離子，故 C1 對於金屬

離子吸附能力大於 C2，而 A2 表面含有較多之無機化合物，故在對於金屬離子之吸附力之提升也扮演重要之影響，故 A2 對於銅離子及鋅離子之吸附能力遠大於 A1，未來將利用酸洗等去除表面無機氧化物以釐清表面積、表面含氧官能基及無機化合物對於吸附金屬離子所扮演之角色重要性，此研究將可提供運用生質碳作為土壤改良劑整治受污染土壤之參考，田間之重金屬離子在中低濃度時，加入生質碳於土壤中不僅可提升土壤 pH 值，減低重金屬有效性，另外，而由於生質碳具豐富之營養元素，故同時可提供作物養分，而有氧燃燒生成之生質碳如棕櫚灰及草木灰更可吸附重金屬離子，而減輕重金屬對植物之吸收及毒害，故值得加以研究及探討。

參考文獻

1. 廖怡慧、黃政恆、徐聖惠、王尚禮. 2010. 水田土壤中稻桿灰份對於銅的溶出和生物有效性之影響. P.543-546. 第八屆海峽兩岸土壤肥料學術交流研討會論文集.
2. 蘇博信. 2008. 經由不完全燃燒所產生之碳微粒吸附有機化合物之研究. 國立中興大學土壤環境科學研究所碩士論文.
3. Cheng, C.H., J. Lehmann, J.E. Thies, S.D. Burton, and M. H. Engelhard. 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Org. Geochem.* 37:1477-1488.
4. Gustafsson, O., and P.M. Gschwend. 1998. The flux of black carbon to surface sediments on the New England continental shelf. *Geochim. Cosmochim. Acta* . 62:465-472.
5. Hsu, J. H., and S. L. Lo. 2000. Characterization and extractability of copper, manganese, and zinc in swine manure compost. *J. Environ. Qual.* 29:447-453.
6. Lehmann J. 2007. A handful of carbon. *Nature* 447:143-144.
7. Lehmann J., and J. Gaunt, M Rondon. 2006. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems-a review. *Mitig. Adapt. Strate. Global Change* 11:403-427.
8. Ma, L. Q., Tan, F., and W. G. Harris. 1997. Concentrations and distributions of eleven metals in Florida soils. *J. Environ. Qual.* 26:769-775.
9. Marris E. 2006. Black is the new green. *Nature* 422:624-626.
10. Mclean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. *Methods of Soil*

- Analysis, Part 2. Aonograph NO. 9. 2nd edition. ASA-SSSA, WI. 199-224.
11. Mermut, A. R., Jain, J. C., Song, L., Kerrich, R., Kozak, L., and Jana, S. 1996. Trace element concentrations of selected soils and fertilizers in Saskatchewan, Canada. *J. Environ. Qual.* 25:845-853.
 12. Murphy, J. and J. P.Riley. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta.* 27:31-36.
 13. Schmidt, M.W.I., J.O. Skjemstad, C.I. Czimczik, B. Glaser, K.M. Prentice, Y. Gelinas, and T.A.J. Kuhlbusch. 2001. Comparative analysis of black carbon in soils. *Glob. Biogeochem. Cycl.* 15:163-167.
 14. Song, J., P. Peng, and A Huang. 2002. Black carbon and kerogen in soils and sediments. 1. Quantification and characterization. *Environ. Sci. Technol.* 36:3960-3967.
 15. Soon, Y. K., and Bates, T. E., Chemical pools of cadmium, nickel, and zinc in polluted soils and some preliminary indications of their availability to plants, *J. Soil Sci.*, 33, 477-488, 1982.
 16. Steiner C., B. Glaser, W.G. Teixeira, J. Lehmann, W.E.H. Blum and W. Zech. 2008. Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferrasol amended with compost and charcoal. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171:893-899.