生态环境学报 2016, 25(11): 1879-1884

Ecology and Environmental Sciences

生物炭来源、性质及其在重金属污染土壤修复中的研究进展

陈志良 1，袁志辉 1，黄玲 1，钟松雄 1，王欣 1，戴玉 1，蒋晓璐 1，尹光彩 2\*

1. 环境保护部华南环境科学研究所，广东 广州 510655；2. 广东工业大学，广东 广州 529020

摘要：生物炭在改良土壤、固碳与环境修复等方面的良好特性使其成为农业和环境保护领域的研究热点。然而由于生物炭的 稳定性强、比表面面积大，施用到土壤后会改变原有的土壤环境，影响重金属在土壤中的环境行为。本文就生物炭制备、特 性、土壤重金属的稳定化机制及影响因素进行综述，在此基础上，对生物炭在土壤中的环境行为及归趋、重金属污染土壤的 生物炭修复机理及环境效应、生物炭前体物的环境风险与生物炭作为负载材料等方面进行了展望。

关键词：生物炭；土壤修复；重金属

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2016.11.021

中图分类号：X53 文献标志码：A 文章编号：1674-5906 (2016 ) 11-1879-06

引用格式： 陈志良, 袁志辉, 黄玲, 钟松雄, 王欣, 戴玉, 蒋晓璐, 尹光彩. 2016. 生物炭来源、性质及其在重金属污染土壤修 复中的研究进展[J].生态环境学报,25(11): 1879-1884.

CHEN Zhiliang, YUAN Zhihui, HUANG Ling, ZHONG Songxiong, WANG Xin, DAI Yu, JIANG Xiaolu, YIN Guangcai. 2016. Pyrolysis materials, characteristics of biochar and its application on remediation of heavy metal contaminated soil: a review [J]. Ecology and Environmental Sciences, 25(11): 1879-1884.

**基金项目：**广东省教育部产学研结合项目(2012B091000152)；广东省科技计划项目(2013B020700010 )；公益性科研所基本科研业务专项 (pm-zx021-201410-023);广州市科技计划项目( 201607010393； 2016201604030017)

**作者简介：**陈志良(1976年生)，研究员，博士，主要从事土壤、地下水污染防治。E-mail: [chenzhiliang@scies.org](mailto:chenzhiliang@scies.org)

\*通信作者。E-mail: [gcyin@163.com](mailto:gcyin@163.com)

**收稿日期：**2016-07-29

生物炭是生物质在缺氧和高温条件下热裂解 干馏形成难溶的、稳定的、高度芳香化的、富含碳 素的固态物质，具有较大的孔隙度和比表面积，表 面带有大量负电荷和较高的电荷密度，并且富含含 氧、含氮、含硫官能团，具有很大的阳离子交换量 和较强的吸附力、抗氧化力和抗生物分解能力，是 —种良好的吸附材料(Abdullah et al., 2009； Inyang et al.， 2010； Lim et al.， 2010)。生物炭的制备原 料来源广泛，主要有农林业废弃物如木材、秸秆、 果壳，工业和城市生活中产生的有机废弃物如垃 圾、污泥等。生物炭在土壤改良、固碳与温室气体 减排、环境修复等方面具有广阔的应用前景，为解 决粮食危机、全球气候变化与土壤污染等环境问题 提供了新的思路(刘霞， 2009； Duku et al.， 2011； Brown et al.， 2011； Xie et al.， 2015)。近年来， 关于生物炭对重金属吸附行为的研究受到了广泛 关注，但未有系统地总结生物炭的来源、特性及其 在重金属污染土壤修复中的研究应用及前景的研 究。本文分析了生物炭的制备及表征方法，阐述了 生物炭对重金属吸附固定机理及影响因素，综述了 生物炭在重金属污染土壤修复中的应用及前景。

1. 生物炭的制备与特征
   1. 生物炭的制备 生物质材料转化为再生能源以及产品的热化 学处理方法包括热裂解、气化、水热炭化以及化学 处理(ManyA, 2012)。传统上制备活性炭所用的 高纤维素含量材料，比如松木(pine wood)等也可 以在低温条件下缺氧热裂解制备生物炭。生物质材 料主要成分有纤维素、半纤维素、木质素以及少量 提取物( Karaosmanoglu et al.， 2000； Chen et al.， 2012)，生物质的热裂解过程主要是这3种成分的 裂解，在470〜530 K温度范围内主要是半纤维素裂 解，510~620 K范围内是纤维素，550〜770 K范围 内主要是木质素。表1列举了不同处理方法、制备 条件(包括温度和停留时间)下，主要产物的产量、 碳含量等。在以热裂解法制备生物炭的过程中，约 三分之一的生物质变成木炭，三分之一转化为可用 来燃烧发电的合成气，剩下的三分之一则变成原油 替代品( Karaosmanoglu et al.， 2000)。

生物炭产率根据热裂解过程控制参数的不同 会有很大不同。 Chen et al.( 2012)研究了玉米秸 秆生物炭产率随热裂解条件变化的规律，结果表明

当热解温度从250 °C上升到650 °C时，产率相应 的从66.5%降低到26.7%,当温度进一步从650 C 升到 950 C 时，碳产率基本不变。张振宇（2013） 研究了不同温度下制备的稻壳生物炭理化性质的 变化，表明中、高温度下制备的生物炭，其吸附、 固定重金属的性能更好。夏广洁等（2014）在 700 C 下热裂解制得牛粪源和木质源生物炭，结果表明牛 粪源生物炭虽然在比表面积和碳含量上远小于木 质源生物炭，但前者更适合应用于水体中Pb（ II ）、 Cd （ II ）的去除，差异原因可能是牛粪源生物炭中 含有更多的矿物成分，易与重金属离子生成沉淀。

| **表**1**热裂解技术及其产物特征**(Manyd, 2012)  Table 1 Typical products from pyrolysis conversion technologies | | | | | | |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| Methods | Temperature | Hold time | Biochar | Pyrolysis oil | Pyrolysis gas | Carbon content |
| Slow pyrolysis | <400 C | 2~4 h | 15%~35% | 30%~50% | 35% | 50%~95% |
| Fast pyrolysis | <500 C | <2 s | 12%~25% | 50%~75% | 13%~25% | 64%~90% |
| Sulfuric acid cracking | <95 C | <6 h | <33% | - | - | 61.8%~64.3% |
| Liquid phase pyrolysis | 350~390 C | 30 min | 39% | 42% | 24% | 66%~74% |
| Microwave pyrolysis | 550~700 C | 5~20 min | 34% | 42% | 24% | 66%~74% |
| Dry | <300 C | 10~60 min | 60.8% | 28% | 11.2% | 51%~55% |
| Gasification | <900 C | <20 s | 10% | 5% | 85% | 65% |
| Hydrothermal carbonization | 180~250 C | 1~12 h | <66% | - | - | 45%~70% |
| Flash carbonization | 300~600 C | <30 min | 37%~50% | - | - | 85% |

热裂解技术根据热解时间的长短和升温速率 的大小可进一步分为慢热解和快热解。以下因素有 利于提高生物炭产率：高木质素和氮含量的生物 质、较低的热裂解温度（＜400 C）、高压、延长 烟雾停留时间、降低加热速率、提高生物质颗粒粒 径*（*Cao et al.，2010； Duku et al.，2011）。相比来 说，慢速热裂解有利于木炭产量的提高，生物质油 产量的提高依赖于快速热解。尽管慢热裂解生产的 生物炭产率较高，但是产生的热裂解气属于低能源 燃料（Brown et al., 2011）*。*因此，从回收热裂解 气的角度来说，慢热裂解并不是最经济的热裂解方 法（ Karaosmanoglu et al.， 2000）。

大多数热转化技术在高温条件下进行，耗能 高，其中有化学转化过程参与的热裂解过程，往往 可以在较低的温度下进行，而且还可以提高生物质 原料的可持续利用性。比如，Lim et al.（2010 ）发 明一种在低温状态（95 C、6 h）下热裂解硫酸浸 泡的谷壳制备生物炭的方法，该法制备的生物炭呈 炭球的形状，孔径约500 nm，可以进一步活化而提 高吸附能力。

* 1. 生物炭组成及其特征

不同制备技术所制得的生物炭具有不同的性 质特征和功能。生物炭成分复杂，与土壤、植物相 互作用的表面结合位点具有多变性，故目前无法在 其物理化学性质和它作为土壤修复剂的可利用性 之间建立明确的相关性（Manya et al.，2012）。由 于这些多变性，具有特殊应用功效的生物炭的最佳 制备原料和技术只能通过个案去发现（ Cao et al.， 2011；田家良，2013；王银善，2010；李桥等，2016）。

如 Cao et al.（ 2011）以牛粪生物炭同时吸附土壤铅 和农药阿拉特津，发现土壤 TCLP 提取液中磷酸根 离子的减少量与 Pb 的降低量有较好的相关性，分 析表明磷酸根离子部分来源于牛粪生物炭；研究还 发现牛粪生物炭中的有机碳含量与氯化钙溶液提 取的农药阿拉特津含量也有较高的相关性。因此， 为全面认识生物炭制备条件-性质特征-功能作用之 间的相关关系，研究者必须明确生物炭具备最佳改 良或修复功能的制备条件，加快生物质资源化利用 进程。以下主要讨论生物炭中的炭化和未炭化组分 Zeta电位和pH值，孔结构和比表面积，阳离子交 换量等显著影响生物炭对环境污染物的去除修复 功能的指标。

* + 1. 炭化组分

生物质热裂解过程中，不稳定的有机组分较容 易分解，而矿化的碳仍保留在木炭中，只有更高的 温度才能将比较稳定的碳质裂解，因此热裂解的温 度决定最终固定的有机碳的残余量。与草类植物相 比，木质材料中含有大量的木质纤维素，因此木质 材料生物炭中的挥发性物质和碳含量也往往高于 农林废弃物制备的生物炭。较高的热裂解温度和较 长的热裂解时间都会促进木炭中挥发性物质的分 解，氢、氧含量减少，同时灰分含量提高（Chun et al.， 2004）。 Keiluweit et al.（ 2010）的研究表明在 300~500 C热裂解过程中，生物炭的氢、氧相对含 量显著降低，其中高温状态下氢、氧的损失主要归 于碳结构中弱键的断裂（Kim et al.，2012 ）。

* + 1. 未炭化组分

生物炭中的灰分主要由无机组分构成，灰分含 量随炭化温度升高而升高，生物质内部化学键断 裂，裂解程度提高，形成轻金属基含氧酸盐矿物， 如碳酸盐、磷酸盐、硅酸盐、硫酸盐等（ Kim et al.， 2012 ）。Cao et al.（2010）研究牛粪生物炭理化性 质及其影响重金属稳定的矿物组分随着热解温度 提升的变化，发现牛粪生物炭中富含氮、钙、镁、 磷等矿物元素，碳、氮含量随着热解温度提高而降

低，磷、钙、镁含量随着热解温度提高而提高，其 中碳含量可以从100 °C时的36.8%降低到500 °C 时的 1.67%，相应的磷含量从0.91%提高到 2.66%； 水溶性磷、钙、镁在提高到200 C时含量也提高， 但是继续提高热解温度则由于形成 Ca-Mg-P 结晶 物质而使三者含量均降低，比如在500 C时有可能 会形成Ca3（PO4）2或Mg3（PO4）2。随着热裂解温度升 高，氮含量一般表现为降低的趋势，但氮含量和热 裂解温度之间不存在显著的相关性（ Feng et al.， 2012）。

草木材料类生物炭中的氮含量比较稳定，其中 草质类生物炭氮含量可达1.24%（400 C），表明 草质类富含大量含氮的化合物（ Keiluweit et al.， 2010 ）。Peng et al.（2011 ）研究发现在焦化温度、 （=500 C）长时间裂解条件下氮浓度可富集到 0.97〜1.73，更高的热裂解温度和更长的反应时间也 会导致生物炭中钾和磷含量的提高（ Feng et al.， 2012； Peng et al.， 2011）。生物质热解前进行适当 处理也会影响生物炭组成相对含量变化，如消化后 的甜菜渣生物炭比未消化的甜菜渣生物炭含有更 多的氢和氮以及更少的氧（Xie et al.，2015）。同 时热裂解后的生物炭中的元素含量也会有较大不 同，厌氧消化之后，大多数残渣中的无机元素如镁、 钙都会提高，而钾会有所降低（ Yao et al.， 2011）。

制备生物炭的前体物质对生物炭组成也至关 重要，比如，牛粪源生物炭多富含氮、磷、钙、镁、 钾等植物营养元素（Cao et al.，2010； Cantrell et al.， 2012； Uzoma et al.， 2011）。污泥生物炭中具有高 含量的氮、磷以及微量和大量元素，这往往也是污 泥生物炭农用的主要原因（ Hossain et al.， 2011）。 藻类源生物质材料与木质纤维素源生物炭相比，前 者碳含量相对较低，一般在 20.5%〜32.1%之间，钠、 钾等无机元素相对含量略高（ Bird et al.， 2011）。 特别地，上述生物炭中有机、无机组分含量之间的 差异，可能与不同生物质的热裂解处理条件有关。

* + 1. Zeta电位和pH 值

生物炭表面往往带负电，对阴离子不易产生吸 附作用，如磷酸根离子（ Eberhardt et al.， 2006）或 硝酸根离子，Yao et al.（2011）的实验可以从一定程 度上证明该观点，由厌氧消化后的甜菜渣制备的生 物炭和未消化而制备的生物炭的 Zeta 电位分别为 -54.23 mV和18.11 mV，同等条件下，消化后制备的 生物炭对磷的去除率达到 73%，而未消化制备的生 物炭由于表面具有强的负电性，对磷的去除率基本 为零。

生物炭多为碱性物质，可提高土壤pH，降低 土壤酸度，Yuan et al.（ 2011 ）利用红外光谱（FTIR ）、 X-光衍射（XRD ）及电位滴定等技术研究了由油菜、 玉米、花生、大豆等的秸秆制备的生物炭中碱的存 在形态，发现生物炭表面的-COO-和-O-等官能团和 生物炭中的碳酸盐是碱的主要存在形式，其中碳酸 盐对生物炭碱度的贡献随制备温度的提高而增加， 而有机官能团的贡献则呈相反的趋势（ Yuan et al.， 2011）。因为热裂解过程中随着温度升高生物炭中 的有机酸热裂解转化为灰分，碳酸盐总量以及对碱 度的贡献度也相应提高（刘霞， 2009），随着酸性 基团减少，碱性基团增多，最终导致生物炭的 pH 增大（赵牧秋等， 2014；兖少锋等， 2014；王萌萌 等， 2013）。

* + 1. 孔结构和比表面积

生物炭比表面积大且疏松多孔，我国学者将生 物炭孔径大小分为三类（王萌萌等， 2013）：大孔 隙（>50 nm ）、微孔隙（<2 nm ）、小孔隙（<0.9 nm ）。 大孔主要为微生物提供栖息繁殖场所，提高土壤通 气保水能力；小孔影响分子物质转移、吸附和固定 等。提高热裂解温度和升温速率有利于更小孔径的 孔生成及其分布（ Kim et al.， 2012）， Kim et al. （ 2012）通过扫描电镜观察到生物炭表面有不同尺 寸大小的孔隙，认为这些孔隙能够为可穿透性成分 （分子、离子、络合物等）提供必要的吸附位点， 比如干酪素生物炭的孔径分布主要由中孔（ 3.7 nm <*0*<41.7 nm ）和大孔（*0*>88.4 nm ）构成（Purevsuren et al.， 2003）。

通常，随着热裂解温度的提高，孔隙率和表面 积会有很大提高*（*Keiluweit et al.，2010； Bird et al.， 2011），孔隙率决定比表面积大小（ Cao et al.， 2009）。比表面积也会因生物质是否经过消化处理 而有较大不同。Yao et al.（2011 ）的研究表明经厌 氧消化后的生物质制备的生物炭主要以中孔为主， 相应的比表面积高达336 m2・g-1,而未经过厌氧消 化的生物质制备的生物炭以小孔为主，比表面积仅 有 2.6 m2・g-1。

* + 1. 阳离子交换量

生物炭具有相当高的阳离子交换量，这与其表 面带负电荷且与重金属离子具有较强的交换能力 不无关系（ ManyA， 2012）。就此有学者研究生物 炭对土壤重金属的固定（ Jiang et al.， 2012），结 果表明生物炭表面的吸附交换作用是其降低重金 属活性的重要原因之一。陆生生物质源生物炭之间 的阳离子交换量大小一般在4.5~40 cmol・kg-1 （Uzoma et al.， 2011； Bird et al.， 2011；王萌萌等， 2013），相比之下，藻类源生物炭的阳离子交换量 相对更高，多在29~41 cmol^kg-1之间，其中钙、镁、 钾交换量为 27~485 cmol・kg-1（ Bird et al.，2011）。 施加生物炭对提高土壤阳离子交换量的效果与老 化时间、表面官能团关系密切（ Kookana et al.， 2011)，主要是因为生物炭在环境中暴露引起表面 基团氧化，导致表面含氧基团增加，随之阳离子交 换量提高(Liang et al.，2006)。张振宇(2013) 的研究结果表明热裂解制备的生物炭最高热裂解 温度越高，阳离子交换量越高；生物炭阳离子交换 量越高，则土壤对重金属的固持能力越高。

1. 生物炭对重金属的吸附固定
   1. 生物炭对重金属的作用机理

生物炭的理化性质、组分与结构的综合作用使 其对重金属具有良好的吸附固定能力。由前所述， 生物炭的物理化学性质和前体物质、制备过程密切 相关，因此生物炭吸附去除水溶液中重金属的机制 也各不相同。

* + 1. 离子交换作用

物质表面吸附的阳离子，可以与溶液(包括土 壤溶液)中的阳离子发生交换作用。生物炭表面含 氧官能团如羟基( —OH ) 、羧基( —COOH )等酸 性基团或氨基(—NH2)等碱性基团在水溶液中与 电解质阳离子或阴离子发生如下的离子交换反应： —OH + M+ + *X* f —OM + H+ + X-

—OH + M+ + OH- f —OM + H2O

—NH2 + M+ + X- + H2O f -NH3X + M+ + OH- 该类反应吸附能较低，属于非专性吸附。以 Cd( II)为例，其离子交换反应可以表示为*(*Jiang et al.，2012)：

2Sur-OH + Cd2+ f (Sur-O)2Cd + 2H+ (与表面 酸性官能团交换)

2Sur-ONa + Cd2+ f (Sur-O)2Cd + 2Na+ (与表 面盐基离子交换)

* + 1. 阳离子n作用

该作用取决于生物炭中基团的芳化程度，n共 轭芳香结构越多，n轨道的负电荷发生变化程度越 高，则基团失去电子的能力越强，吸附作用越明显。 吸附通式可以表示为：

Cn + 2母0 f Cn-H3O+ + OH-

Cn-H3O+ +Cd f Cn-Cd + 出0+ (n 电子与 Cd 的 d 轨道发生配位作用)

生物炭在土壤中能够通过吸附作用和矿物质 组分溶解-沉淀作用有效降低重金属的活性，因此生 物炭兼具改良土壤与修复土壤等多重功能。国内外 研究证明生物炭在修复受重金属污染的土壤中能够 发挥巨大潜力，最直接的证据就是生物炭能够显著 降低土壤淋洗处理中重金属 Pb、Cd、Cu 的淋出总 量(Jiang et al.，2012)；而对于类金属As,生物炭 也可以将其吸附在表面(Beesley et al.，2011 )°Reible et al. (2012)的研究结果表明生物炭能够有效降低 沉积物质间隙水中生物有效态汞的含量。

生物炭除了对土壤中的污染物质发挥吸附固定 作用外，还可以吸附溶解性污染物质，如地下水中 磷的去除(Liu et al.，2009)。生物炭在地下水修 复中能够充当可渗透反应墙中的活性填料(Kumar et al.，2011)*。*由污泥和家禽粪肥混合制备的生物 炭能够有效去除市政废水或工业废水中的低浓度 阴离子和阳离子(Fitzmorris et al.，2006 )，甜菜 渣生物炭也能够有效去除溶液中的硝酸盐和磷酸 盐离子(Yao et al.， 2011 ； Zhang et al.，2012 )。

* 1. 生物炭对重金属稳定化的影响因素

生物炭对重金属的吸附稳定效率受以下因素 影响：

(1)施加量。研究表明增加生物炭的施加量能 够显著提高其对重金属离子的去除效率*(*Chen et al.，2011 )。Dong et al. (2011 )的研究表明当溶 液中生物炭的质量浓度从0.2 g・L-1提高到8.0 g・L-1 时，Cr(W )去除率从19.8%提高到88.5%，不过提 高生物炭的投加量会相应降低生物炭的吸附量，比 如Cu ( H )的吸附量会随着生物炭投加量从1 g・L-1 时的11.0 mg・g-1降低到50 g・L-1的1.18 mg・g-1，这可 能是由于高浓度的生物炭颗粒形成微小团聚颗粒， 导致生物炭能够有效吸附Cu ( II )的表面积降低。

(2 )生物炭pH值。pH在很大程度上能够影响 重金属的去除效率，影响程度取决于重金属元素的 种类(Uchimiya et al.，2011 )。Dong et al. (2011 ) 的研究表明Cr(^ )在pH为2时吸附去除效果最 好；Pb ( *I* )的吸附效率在pH从2升高到5的过 程中大幅提高(Lu et al.，2012 )； Cu ( II )的吸 附在pH从6升高到9的过程中逐渐降低(Ippolito et al.，2012)。高温制备的生物炭pH一般较高， 阳离子交换量和比表面积也较大，而低温制备的生 物炭具有更多的活性位点以及稳定的 C-O 复合物 (Kumaret al.，2011)。

(3)其他因素。一般来说，经过活化的生物炭 具有更大的比表面积，比如经氢氧化钾蒸汽活化的 美洲山核桃壳生物炭能够从水溶液中吸附过量的 Cu ( H )(Ippolito et al.，2012 )。然而，生物炭 活化过程相应增加了生物炭制备的成本 (Rivera-Utrilla et al.，2011 )。生物炭的孔隙分布 也会影响重金属的移动特性。大孔、微孔和纳米多 孔结构有利于减少重金属溶解态的扩散行为，表面 微孔可能充当吸附和氧化还原的两个重要场所，微 孔对污染物有较强的吸附作用力且能够作为电子 供体向污染物质转移电子(Oh et al.，2013 )。

生物炭对土壤重金属形态转化的影响主要表 现为可以促进重金属由活性较高的形态向活性较 低的形态转化(李力等，2012)。研究表明，生物 炭氧化还原反应首先发生在外部表面，其次是内部 孔隙中(Joseph et al.， 1983 ； Mul et al.， 1998 )，

这可能使得不同种类的元素能够有选择的吸附在 生物炭上，因此这种机制也导致了同种生物炭对不 同重金属元素去除效率的差异( Kumar et al. ， 2011)。 FTIR 分析生物炭吸附重金属前后表面官 能团的差异性变化，发现能够对Cr( W )和Pb( II ) 产生吸附作用的基团有羧基和羟基( Ippolito et al.， 2012； Oh et al.， 2013)。因为官能团对重金属离 子的吸附作用相似，因此会产生多个重金属离子竞 争同一个吸附位点，引起重金属固定效果出现差异 的现象，比如当 Cu( I )和 Zn( I )的物质的量 浓度都超过1.0 mmol・L-1的时候，Cu( H )会与Zn

I )竞争吸附位点导致 Zn( I )的释放。

1. 展望

( 1)生物炭在土壤中的环境行为及其归趋。生 物炭环境稳定性高、比表面积大、孔隙较多，施入 土壤后可能会干扰土壤局部小生境的物质流、能量 流与营养流，以及微生物群落结构，而这些研究目 前相对较少，因此生物炭在土壤中的环境行为及归 趋是未来研究的一个方向。

(2)生物炭稳定化重金属的机理与环境效应研 究。目前，研究者针对不同生物炭吸附与稳定重金 属机理作了相关研究，但这些研究往往局限于盆栽 实验，或者短期的田间小试，缺乏长期的野外观测 与效应研究。在生物炭稳定重金属的机理研究往往 强调生物炭的比表面积作用，而对不同生物炭对重 金属复合污染的机理研究较少，因此阐明生物炭稳 定重金属的机理与稳定后对土壤的长期环境效应 是一个有待研究的领域。

( 3)生物炭改性。鉴于生物炭的特殊性能，目 前，有研究人员将生物炭进行改性，如增加比表面 积或孔隙度，碱性改性提高pH；同时作为载体针 对不同重金属污染土壤制备铁基、硒基、铝基、硅 基等生物炭用于重金属污染土壤修复、提高生物炭 的稳定效果是一个重要的研究方向。

(4)生物炭前体物中污染物的环境风险。由于 生物炭的前体物在炭化前含有重金属，而在炭化过 程又产生新的污染物(范世锁等， 2015；李智伟等， 2016；罗飞等， 2014； Cao et al.， 2009； Cao et al.， 2011)，这些污染物进入土壤环境，一方面可能改 变原有土壤的环境条件、活化其他污染物，另一方 面污染物进入土壤后所引起的环境风险值得考虑。

参考文献：

ABDULLAH H, WU H. 2009. Biochar as a fuel: 1. properties and grindability of biochars produced from the pyrolysis of mallee wood under slow-heating conditions [J]. Energy & Fuels, 23(8): 4174-4181.

BEESLEY L, MARMIROLI M. 2011. The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar [J]. Environmental Pollution, 159(2): 474-480.

BIRD M I, WURSTER C M, DE PAULA SILVA P H, et al. 2011. Algal biochar-production and properties [J]. Bioresource Technology, 102(2): 1886-1891.

BROWN T R, WRIGHT M M, BROWN R C. 2011. Estimating profitability of two biochar production scenarios: slow pyrolysis vs fast pyrolysis [J]. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 5(1): 54-68.

CANTRELL K B, HUNT P G, UCHIMIYA M, et al. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar [J]. Bioresource Technology, 107: 419-428.

CAO X, HARRIS W. 2010. Properties of dairy-manure-derived biochar pertinent to its potential use in remediation [J]. Bioresource Technology, 101(14): 5222-5228.

CAO X, MA L, GAO B, et al. 2009. Dairy-manure derived biochar effectively sorbs lead and atrazine [J]. Environmental Science & Technology, 43(9): 3285-3291.

CAO X, MA L, LIANG Y, et al. 2011. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar [J]. Environmental Science & Technology, 45(11): 4884-4889.

CHEN B, CHEN Z, LV S. 2011. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate [J]. Bioresource Technology, 102(2): 716-723.

CHEN Y, YANG H, WANG X, et al. 2012. Biomass-based pyrolytic polygeneration system on cotton stalk pyrolysis: influence of temperature [J]. Bioresource Technology, 107: 411-418.

CHUN Y, SHENG G, CHIOU C T, et al. 2004. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars [J]. Environmental Science & Technology, 38(17): 4649-4655.

DONG X, MA L Q, LI Y. 2011. Characteristics and mechanisms of hexavalent chromium removal by biochar from sugar beet tailing [J]. Journal of Hazardous Materials, 190(1): 909-915.

DUKU M H, GU S, HAGAN E B. 2011. Biochar production potential in Ghana a review [J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 15(8): 3539-3551.

EBERHARDT T L, MIN S H, HAN J S. 2006. Phosphate removal by refined aspen wood fiber treated with carboxymethyl cellulose and ferrous chloride [J]. Bioresource Technology, 97(18): 2371-2376.

FENG Y, XU Y, YU Y, et al. 2012. Mechanisms of biochar decreasing methane emission from Chinese paddy soils [J]. Soil Biology and Biochemistry, 46: 80-88.

FITZMORRIS K B, LIMA I M, MARSHALL W E, et al. 2006. Anion and cation removal from solution using activated carbons from municipal sludge and poultry manure [J]. Journal of Residuals Science & Technology, 3(3): 161-167.

HOSSAIN M K, STREZOV V, CHAN K Y, et al. 2011. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar [J]. Journal of Environmental Management, 92(1): 223-228.

INYANG M, GAO B, PULLAMMANAPPALLIL P, et al. 2010. Biochar from anaerobically digested sugarcane bagasse [J]. Bioresource Technology, 101(22): 8868-8872.

IPPOLITO J A, STRAWN D G, SCHECKEL K G, et al. 2012. Macroscopic and molecular investigations of copper sorption by a steam-activated biochar [J]. Journal of Environmental Quality, 41(4): 1150-1156.

JIANG J, XU R, JIANG T, et al. 2012. Immobilization of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol [J]. Journal of Hazardous Materials, 229-230: 145-150.

JOSEPH D, OBERLIN A. 1983. Oxidation of carbonaceous matter-II: X-ray diffraction and transmission electron microscopy [J]. Carbon, 21(6): 565-571.

KARAOSMANOGLU F, ISIGIGUR-ERGUDENLER A, SEVER A. 2000. Biochar from the straw-stalk of rapeseed plant [J]. Energy & Fuels, 14(2): 336-339.

KEILUWEIT M, NICO P S, JOHNSON M G, et al. 2010. Dynamic molecular structure of plant biomass-derived black carbon biochar [J]. Environmental Science & Technology, 44(4): 1247-1253.

KIM K H, KIM J Y, CHO T S, et al. 2012. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (Pinus rigida) [J]. Bioresource Technology, 118: 158-162.

KOOKANA R S, SARMAH A K, VAN ZWIETEN L, et al. 2011. Biochar application to soil: agronomic and environmental benefits and unintended consequences [J]. Advances in Agronomy, 112: 103-143.

KUMAR S, LOGANATHAN V A, GUPTA R B, et al. 2011. An assessment of U (VI) removal from groundwater using biochar produced from hydrothermal carbonization [J]. Journal of Environmental Management, 92(10): 2504-2512.

LIANG B, LEHMANN J, SOLOMON D, et al. 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils [J]. Soil Science Society of America Journal, 70(5): 1719-1730.

LIM W C, SRINIVASAKANNAN C, BALASUBRAMANIAN N. 2010. Activation of palm shells by phosphoric acid impregnation for high yielding activated carbon [J]. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 88(2): 181-186.

LIU Z, ZHANG F S. 2009. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass [J]. Journal of Hazardous Materials, 167(1): 933-939.

LU H, ZHANG W, YANG Y, et al. 2012. Relative distribution of Pb 2+ sorption mechanisms by sludge-derived biochar [J]. Water Research, 46(3): 854-862.

MANYA J J. 2012. Pyrolysis for biochar purposes: a review to establish current knowledge gaps and research needs [J]. Environmental Science & Technology, 46(15): 7939-7954.

MUL G, NEEFT J P A, KAPTEIJN F, et al. 1998. The formation of carbon surface oxygen complexes by oxygen and ozone. The effect of transition metal oxides [J]. Carbon, 36(9): 1269-1276.

OH S Y, SON J G, CHIU P C. 2013. Biochar-mediated reductive transformation of nitro herbicides and explosives [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 32(3): 501-508.

PENG X, YE L L, WANG C H, et al. 2011. Temperature-and duration-dependent rice straw-derived biochar: Characteristics and its effects on soil properties of an Ultisol in southern China [J]. Soil and Tillage Research, 112(2): 159-166.

PUREVSUREN B, AVID B, TESCHE B, et al. 2003. A biochar from casein and its properties [J]. Journal of Materials Science, 38(11): 2347-2351.

REIBLE D D, BIRETA P, LANDIS R C. 2012. Assessment Of A Biochar Sediment Amendement Using Dgt [J]. Setac North America 33rd Annual Meeting, Long Beach, California.

RIVERA-UTRILLA J, SANCHEZ-POLO M, GOMEZ-SERRANO V, et al. 2011. Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview [J]. Journal of Hazardous Materials, 187(1-3): 1-23.

UCHIMIYA M, CHANG S C, KLASSON K T. 2011. Screening biochars for heavy metal retention in soil: role of oxygen functional groups [J]. Journal of Hazardous Materials, 190(1): 432-441.

UZOMA K C, INOUE M, ANDRY H, et al. 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition [J]. Soil Use and Management, 27(2): 205-212.

XIE T, REDDY K R, WANG C, et al. 2015. Characteristics and applications of biochar for environmental remediation: a review [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 45(9): 939-969.

YAO Y, GAO B, INYANG M, et al. 2011. Biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings: characterization and phosphate removal potential [J]. Bioresource Technology, 102(10): 6273-6278.

YAO Y, GAO B, INYANG M, et al. 2011. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings [J]. Journal of Hazardous Materials, 190(1): 501-507.

YUAN J H, XU R K, ZHANG H. 2011. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures [J]. Bioresource Technology, 102(3): 3488-3497.

ZHANG M, GAO B, YAO Y, et al. 2012. Synthesis of porous MgO-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions [J]. Chemical Engineering Journal, 210: 26-32.

范世锁, 汤婕, 程燕, 等. 2015. 污泥基生物炭中重金属的形态分布及潜 在生态风险研究[J] •生态环境学报,24(10): 1739-1744.

李力，陆宇超，刘娅，等.2012.玉米秸秆生物炭对Cd(II)的吸附机理研 究[J].农业环境科学学报,31(11): 2277-2283.

李桥, 雍毅, 丁文川, 等. 2016. 紫外辐照改性生物炭对 VOCs 的动态 吸附[J].环境科学,37(6): 2065-2072.

李智伟, 王兴栋, 林景江, 等. 2016. 污泥生物炭制备过程中氮磷钾及重 金属的迁移行为[J].环境工程学报，10(3): 1392-1999.

刘霞.2009.生物炭能否给地球降降温？[N]. [2009-07-12]. <http://www.stdaily.com/kjrb/content/2009-07/12/content_81831>. htm.

罗飞, 宋静, 董敏刚, 等. 2014. 菜籽饼生物炭中污染物赋存特征及其用 于土壤改良的适宜性评价[J].环境科学研究,27(11): 1292-1297.

田家良.2013.生物质炭对几种农药防效、残留及生物有效性的影响[D]. 南京: 南京农业大学.

王萌萌，周启星.2013.生物炭的土壤环境效应及其机制研究[J].环境 化学, 32(5): 768-780.

王银善.2010.生物碳固定化白腐真菌修复PAHs污染土壤及作用机理 [D]. 杭州: 浙江大学.

夏广洁，宋萍，邱宇平.2014.牛粪源和木源生物炭对Pb(II)和Cd(II) 的吸附机理研究[J].农业环境科学学报,33(3): 569-575.

兖少锋, 陈瑾, 王丽乔, 等. 2014. 雷竹落叶生物炭对微囊藻毒素的吸附 性能[J].环境化学,33(4): 617-623.

张振宇.2013.生物炭对稻田土壤镉生物有效性的影响研究[D].沈阳: 沈阳农业大学.

赵牧秋, 金凡莉, 孙照炜, 等. 2014. 制炭条件对生物炭碱性基团含量及 酸性土壤改良效果的影响[J].水土保持学报,28(4): 299-303.

Pyrolysis Materials, Characteristics of Biochar and Its Application  
on Remediation of Heavy Metal Contaminated Soil: A Review

CHEN Zhiliang1, YUAN Zhihui1, HUANG Ling1, ZHONG Songxiong1, WANG Xin1,  
DAI Yu, JIANG Xiaolu, YIN Guangcai2\*

1. South China Institute of Environmental Science, MEP, Guangzhou 510655, China; 2. Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

**Abstract:** The application of biochar in improving soil quality, carbon sequestration and environmental remediation has been a hotspot in environmental protection researches for its good performance. Biochar is stable with large specific surface area, therefore changing the initial soil environment and regulating the behavior of soil heavy metal. In this article, the characteristics of biochar, the mechanism in stabilizing soil heavy metal and the influencing factors are reviewed. On the basis of that, prospects have also been made for biochar in terms of its environmental behavior and fate, the mechanism involved in soil heavy metal remediation, environmental impacts, and the potential risk of being chemical precursors as well as the potential of being load material.

**Key words:** biochar; soil remediation; heavy metal