

DOI: 10.13758/j.cnki.tr.2024.02.024

白莉萍, 徐国庆. 污泥生物质炭对杨树人工林土壤环境质量的影响. 土壤, 2024, 56(2): 433–438.

污泥生物质炭对杨树人工林土壤环境质量的影响^①

白莉萍, 徐国庆

(中国林业科学研究院森林生态环境与自然保护研究所, 国家林业和草原局森林生态环境重点实验室, 北京 100091)

摘要: 通过田间试验, 研究了污泥生物质炭(SSBC)施用对杨树人工林土壤理化性质、重金属含量、土壤微生物生物量碳氮以及土壤酶活性的影响。试验设置 4 个处理: 不施生物质炭对照 (0 t/hm²)、低量生物质炭(15 t/hm²)、中量生物质炭(30 t/hm²)及高量生物质炭(60 t/hm²)。结果表明: SSBC 的施用可降低土壤 pH, 增加土壤电导率; 随着 SSBC 用量的增加, 土壤营养成分和重金属含量均呈现增加趋势, 其中土壤有机碳增加 18.4%~47.9%, 全氮增加 20.4%~46.5%, 全磷增加 27.9%~74.9%, 有效氮增加 4.2%~23.1%, 有效磷增加 16.3%~28.3%, 且重金属污染可控。SSBC 提高微生物生物量碳氮含量, 并使土壤 β -葡萄糖苷酶、N-乙酰-葡萄糖苷酶和蛋白酶活性分别显著增加 17.1%~35.3%、18.1%~36.8% 和 29.3%~70.3%, 其中中量生物质炭处理的增幅最大。总之, SSBC 的应用不仅显著增加土壤营养成分, 而且改善部分微生物环境, 致使土壤环境质量一定程度上有所改善。

关键词: 污泥生物质炭; 土壤养分; 重金属; 微生物生物量; 酶活性

中图分类号: X705 文献标志码: A

Effects of Sewage Sludge Biochar on Soil Environmental Quality of Poplar Plantation

BAI Liping, XU Guoqing

(Key Laboratory of Forest Ecology and Environment of National Forestry and Grassland Administration, Ecology and Nature Conservation Institute, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract: In this study, a field experiment was conducted to determine the effects of sewage sludge biochar (SSBC) on poplar-planting soil physicochemical properties, heavy metal contents, microbial biomass carbon and nitrogen contents and enzyme activities. Four SSBC treatments were designed: CK (0 t/hm²), LS (15 t/hm²), MS (30 t/hm²) and HS (60 t/hm²). The results showed that SSBC treatments decreased soil pH and enhanced soil electric conductivity. The contents of soil nutrients and heavy metals were increased with the increase of SSBC, in which, soil organic carbon increased by 18.4%–47.9%, total nitrogen by 20.4%–46.5%, total phosphorus by 27.9%–74.9%, available nitrogen by 4.2%–23.1% and available phosphorus by 16.3%–28.3%, respectively. Moreover, the heavy metal pollution was controllable. SSBC enhanced the contents of microbial biomass carbon and nitrogen and significantly increased the activities of β -glucosidase, N-acetyl-glucosidase and protease by 17.1%–35.3%, 18.1%–36.8% and 29.3%–70.3%, respectively, in which, MS treatment increased the most. In conclusion, SSBC application not only significantly improves soil nutrients, but also improves microbial environment, thus, improves soil environmental quality in a certain degree.

Key words: Sludge biochar; Soil nutrients; Heavy metals; Microbial biomass; Enzyme activity

随着我国城市化进程的加快, 污水处理厂的普及, 城市污泥(城市污水厂处理废水过程中产生的固体废弃物)的产生量, 日益迅猛增长。据统计, 我国 2020 年的污泥产量(以含水率 80% 计)约 6.6×10^7 t, 预计 2025 年将超 9×10^7 t^[1]。目前污泥的处置方法中, 除了填埋、焚烧和建材生产外, 一个重要的处置方法

就是土地利用, 如污泥改良灌漠土^[2]、污泥堆肥与氮肥配施于稻田^[3]。然而, 污泥进入土壤中, 会增加一些重金属含量, 即农业利用存在一定程度的重金属污染风险^[4], 因此限制了污泥的农用处置^[5]。

近些年来, 生物质炭作为一种新型环境功能材料的研究逐渐兴起, 其是有机固体废弃物经过热裂解加

①基金项目: 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(CAFYBB2018SZ004)资助。

作者简介: 白莉萍(1969—), 女, 宁夏吴忠人, 博士, 副研究员, 主要研究方向为环境生态学。E-mail: blp95@126.com

工而成的一种多孔碳。目前, 生物质炭在土壤固碳^[6]以及土壤改良方面^[7-9]均呈现出广泛的应用前景。由于我国污泥产量迅猛增加, 数量巨大, 因此相对于其他材料如木屑、秸秆等, 其是一种极具吸引力的生物质炭原料。污泥经过热解后, 可有效稳定污泥中的重金属, 降低生态风险, 日益成为一种具有广阔应用前景的污泥处理方法^[10-11]。

目前, 关于污泥生物质炭(Sewage sludge biochar, SSBC)应用的试验研究主要集中于对重金属(Pb、As、Cr、Cd 等)的吸附或稳定^[12-14]、除磷作用^[15]以及人工湿地处理生活污水的强化作用等^[16]。研究表明, SSBC 应用于水稻^[10]和玉米^[17], 还可促进植物生长。然而, 以往 SSBC 的应用研究多为农作物, 在乔木植物或林地中的应用甚少, 且绝大部分仍为盆栽试验, 尺度偏小, 其结果难以推广至田间。杨树作为主要速生丰产树种之一, 其能有效富集重金属^[18-21], 是一种降低重金属潜在生态风险的天然材料。另外, 人工林地施用污泥可避免在农作物中所导致的食物链风险。因此, 本研究通过田间试验, 研究 SSBC 施用后杨树人工林的土壤理化性质、重金属含量、土壤微生物生物量以及酶活性的响应, 从而增进对 SSBC 改良林地土壤的认知, 以为杨树人工林的 SSBC 管理提供参考。

1 材料与方 法

1.1 试验地点

试验地点位于山东省聊城市高唐县国营旧城林场人工速生杨林地(36°58' N, 116°05' E, 海拔 30 m)。该地属暖温带半干旱季风大陆性气候, 具有显著的季节变化, 年均降水量为 545 mm, 主要集中于夏季的 7、8 月份, 年均蒸发量为 1 880 mm, 全年光照充足, 年日照时长为 2 652 h, 年均气温 12.0~14.1℃, 全年无霜期为 204 d。土壤主要为黄河冲积物母质发育而成, 土壤质地为砂壤质。

1.2 试验材料

选择地势平坦、株高和胸径大小基本一致的杨树人工林作为试验对象。杨树树龄 5 年, 品种为欧美杨 107(*Populus × euramericana* ‘Neva’)。试验区域杨树行距为 6 m, 株距为 3 m。在 SSBC 施入前, 杨树树高(10.2 ± 0.9) m, 胸径为 (11.0 ± 0.9) cm, 冠幅 (3.3 ± 0.4) m。

初始城市污泥经过水热预处理、板框压滤后, 送入外热式炭化炉中, 经热解炭化(600℃), 杂物挑拣, 碾碎细化, 即得供试 SSBC。

供试土壤、SSBC 的基本性质见表 1。

表 1 供试土壤及 SSBC 的基本性质

| 样品 | pH | AN(mg/kg) | AP(mg/kg) | K(g/kg) | P(g/kg) | Ca(g/kg) | Fe(g/kg) | Mg(g/kg) | Na(g/kg) | Cu(mg/kg) |
|------|------------|------------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|------------|------------|
| TS | 8.67(0.02) | 70.4(1.1) | 76.3(2.2) | 16.0(0.2) | 0.71(0.01) | 30.9(0.1) | 18.8(0.1) | 7.37(0.35) | 10.9(0.1) | 6.66(0.26) |
| SSBC | 7.54(0.10) | 353.4(9.2) | 180.7(4.6) | 10.8(0.3) | 67.8(2.8) | 42.4(0.6) | 118.4(0.4) | 12.6(0.2) | 3.10(0.04) | 6199(44) |
| 样品 | EC(mS/cm) | SOC(g/kg) | N(g/kg) | Mn(g/kg) | Cr(mg/kg) | Zn(mg/kg) | Cd(mg/kg) | Pb(mg/kg) | Ni(mg/kg) | S(g/kg) |
| TS | 0.10(0.00) | 4.09(0.21) | 0.50(0.01) | 0.39(0.00) | 46.4(3.9) | 40.4(0.4) | 0.15(0.02) | 13.4(0.1) | 17.6(0.0) | 0.25(0.01) |
| SSBC | 1.37(0.02) | 152.7(4.0) | 7.71(0.44) | 1.62(0.14) | 49 39(25) | 6037(39) | 2.91(0.04) | 97.8(2.1) | 604(9) | 7.26(0.10) |

注: 表中 EC 为电导率; SOC 为有机碳; AN 为有效氮; AP 为有效磷; 表中数据为 3 个重复测定值的平均值(标准误), 以干基表示; 下同。

1.3 试验设计

田间试验设置 4 个处理, SSBC 用量(以干重计量)分别为: 对照(CK: 0 t/hm²)、低量(LS: 15 t/hm²)、中量(MS: 30 t/hm²)和高量(HS: 60 t/hm²), 每个处理 5 个重复, 每个重复试验区面积总计 24 m²(从 3 行中截取两个小区, 每个小区沿株距取宽 3 m, 沿行距中间取长 4 m, 即两个小区共计 6 棵树。由于 SSBC 为表施和旋耕, 每棵树安全距离施肥区为 1 m), 间隔 6~9 m, 随机排列, 试验区四周具有保护行。2018 年 5 月中旬表施 SSBC, 施入方式为机械旋耕, 具体操作如下: ①打点标示试验区域且清除杂物: 依次对

每个重复的两个小区进行打点作业, 并采用尼龙绳标示试验区域, 同时清除枯枝落叶、石块等杂物, 以排除干扰因素; ②手工撒施: 在标示好的试验区域内, 再细分成小块, 均匀地进行手工撒施 SSBC; ③机械旋耕: 撒播完毕撤走尼龙绳, 当即进行机械旋耕, 旋耕深度为 16~18 cm。试验期间, 田间病虫害按常规管理, 各处理一致, 杨树生长良好, 且定期手工除草, 以避免干扰。

2018 年 7 月 20 日采集土壤样品。采样时, 在每个重复的小区内, 采用土钻“S”形 5 点取样法采集 0~20 cm 土层土样, 混匀后, 去除凋落物和石块, 一部

分制成风干样品, 一部分放入冰箱 4℃ 保存。

1.4 测定项目及方法

供试土壤和 SSBC 的理化性质采用常规方法测定^[22]。其中, 土壤有机碳(SOC)采用重铬酸钾容量法; 土壤有效氮(AN)、磷(AP)采用碱解扩散法和钼锑抗比色法; 土壤 pH 采用电位法(土水质量比为 1:2.5; 酸度计 HANNA pH211, 意大利哈纳公司); 土壤电导率(EC)采用电导法测定(电导率仪 EC-215, 意大利哈纳公司); 全磷、全钾、中量元素、微量元素以及重金属含量的测定均采用酸溶-等离子发射光谱法测定(等离子发射光谱仪: IRIS Intrepid II XSP, 美国 Thermo 公司); 土壤酶活性采取多功能酶标仪测定(SpectraMax i3x, 奥地利 Molecular Devices LLC 公司); 土壤微生物生物量碳氮采用氯仿熏蒸提取法测定^[23-24]。每个测定项目均设置 3 个重复, 计算平均值, 并以干基表示。以上测定主要在国家林业和草原局森林生态环境重点实验室进行。

1.5 数据统计分析

采用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析(one-way ANOVA)和 Duncan 法($\alpha=0.05$)多重比较。

2 结果与分析

2.1 SSBC 对土壤理化性质的影响

如表 2 所示, SSBC 施用后, 降低了土壤 pH, 降低范围为 0.03~0.09, 而且 SSBC 处理较 CK 处理提高了土壤 EC 值 6.41%~17.17%, 且 HS 处理的作用显著。另外, SSBC 对 SOC、AN 和 AP 均影响显著, 与 CK 处理相比, LS、MS 和 HS 处理 SOC 含量分别增加 18.4%、23.8% 和 47.9%, AN 含量分别增加 4.2%、17.3% 和 23.1%, AP 含量分别增加 16.3%、22.5% 和 28.3%。

SSBC 施用后, 不同用量 SSBC 均提高了土壤营养元素含量; 随着 SSBC 用量的增加, 土壤营养元素含量均呈现增加趋势(表 3)。对于大量元素 N、P、K, 除 LS、MS 处理对 K 含量影响不显著外, 其他 SSBC 处理均对 N、P、K 影响显著。与 CK 处理相比, LS、MS 和 HS 处理土壤 N 含量分别增加 20.4%、29.1% 和 46.5%, P 含量分别增加 27.9%、52.4% 和 74.9%, K 含量分别增加 1.5%、3.0% 和 6.0%。可见, SSBC 施用增加大量元素中 P 含量幅度最大。

表 2 土壤 pH、电导率、有机质和有效氮磷

| 处理 | pH | EC (mS/cm) | SOC (g/kg) | AN(mg/kg) | AP(mg/kg) |
|----|-------------|---------------|-------------|------------|-------------|
| CK | 8.66(0.01)a | 0.104(0.004)b | 5.17(0.02)c | 71.0(0.8)d | 60.6(1.4)c |
| LS | 8.63(0.02)b | 0.106(0.001)b | 6.12(0.09)b | 74.0(0.4)c | 70.4(0.8)b |
| MS | 8.62(0.01)b | 0.110(0.001)b | 6.40(0.07)b | 83.3(0.7)b | 74.2(2.4)ab |
| HS | 8.57(0.01)c | 0.122(0.002)a | 7.65(0.21)a | 87.4(1.1)a | 77.7(1.4)a |

注: 表中同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

表 3 土壤营养元素和重金属含量

| 元素 | CK | LS | MS | HS |
|------------|-------------|--------------|-------------|-------------|
| N (g/kg) | 0.51(0.00)d | 0.61(0.00)c | 0.65(0.01)b | 0.74(0.01)a |
| P (g/kg) | 0.73(0.03)c | 0.94(0.01)b | 1.12(0.01)a | 1.28(0.06)a |
| K (g/kg) | 16.3(0.0)b | 16.5(0.1)b | 16.8(0.1)b | 17.3(0.3)a |
| Ca (g/kg) | 30.7(0.5)c | 31.4(0.1)bc | 32.0(0.2)ab | 32.8(0.4)a |
| Mg (g/kg) | 7.53(0.09)c | 7.71(0.08)bc | 7.97(0.01)b | 8.58(0.14)a |
| S (mg/kg) | 224(3)d | 276(4)c | 319(5)b | 354(3)a |
| Fe (g/kg) | 19.3(0.3)c | 19.9(0.1)bc | 20.5(0.3)b | 22.1(0.2)a |
| Na (g/kg) | 11.1(0.1)c | 11.2(0.0)bc | 11.3(0.0)ab | 11.5(0.1)a |
| Mn (mg/kg) | 405(2)c | 410(1)c | 416(1)b | 460(3)a |
| Cu (mg/kg) | 7.38(0.31)d | 22.3(1.6)c | 37.1(3.7)b | 55.5(4.2)a |
| Zn (mg/kg) | 41.8(0.8)d | 61.6(2.1)c | 78.5(1.7)b | 97.2(4.8)a |
| Ni (mg/kg) | 15.8(0.2)d | 21.7(0.4)c | 25.6(0.1)b | 30.2(0.2)a |
| Pb (mg/kg) | 12.7(0.3)d | 14.8(0.2)c | 17.6(0.6)b | 20.6(0.4)a |
| Cr (mg/kg) | 47.1(0.9)d | 65.3(1.7)c | 74.5(1.5)b | 83.6(4.1)a |
| Cd (mg/kg) | 0.10(0.00)c | 0.12(0.00)b | 0.12(0.00)b | 0.14(0.00)a |

注: 表中同行不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

对于土壤中量和微量营养元素(Ca、Mg、S、Fe、Na 和 Mn),除 LS 处理对 Ca、Mg、Fe、Na 和 Mn 影响不显著外,其他处理均影响显著。与 CK 处理相比,HS 处理 Ca、Mg、S、Fe、Na 和 Mn 元素含量分别增加了 6.8%、13.9%、57.8%、14.6%、4.2% 和 13.6%,MS 处理则分别相应增加了 4.1%、5.8%、42.4%、5.9%、2.6% 和 2.7%,LS 处理分别相应增加了 2.1%、2.4%、22.8%、3.0%、0.9% 和 1.2%。综合可见,经过 SSBC 处理,土壤中微量营养元素中 S 元素含量增加幅度最大,其次为 Fe。

SSBC 施用同时使土壤中重金属元素(Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 和 Cd)含量均呈现增加趋势,但增加幅度不一;且 SSBC 均对以上重金属元素含量影响显著。SSBC 处理土壤 Cu、Zn、Ni、Cr、Pb 和 Cd 含量增幅分别为 202.2%~652.2%、47.4%~132.6%、37.5%~91.5%、38.5%~77.4%、16.4%~62.5% 和 12.4%~38.2%。可见,SSBC 施用可使土壤重金属中 Cu、Zn、

Ni 元素增幅较高。

2.2 SSBC 对土壤酶活性和微生物生物量碳氮的影响

SSBC 对土壤 β -葡糖苷酶、N-乙酰-葡糖苷酶和蛋白酶活性影响显著,与 CK 处理相比,LS、MS 和 HS 处理 β -葡糖苷酶活性分别增加 17.1%、35.3% 和 21.1%,N-乙酰-葡糖苷酶活性分别增加 18.1%、36.8% 和 26.1%,蛋白酶活性分别增加 29.3%、70.3% 和 60.7%(表 4)。对土壤微生物生物量碳,LS 处理影响不显著,而 MS 和 HS 处理影响显著;对微生物生物量氮的影响,仅 MS 处理显著,其他处理不显著。与 CK 处理相比,LS、MS 和 HS 处理微生物生物量碳分别增加 11.8%、30.1% 和 19.8%,微生物生物量氮分别增加 2.2%、47.6% 和 1.5%。由此可见,以上土壤酶活性和微生物生物量碳氮对 SSBC 的响应趋势一致,即基本随着 SSBC 用量的增加呈现增加趋势,其中 MS 处理均表现为最大值。

表 4 土壤酶活性和微生物生物量碳氮

| 处理 | β -葡糖苷酶 (nmol/(g·h)) | N-乙酰-葡糖苷酶 (nmol/(g·h)) | 蛋白酶 (nmol/(g·h)) | 微生物生物量碳 (mg/kg) | 微生物生物量氮 (mg/kg) |
|----|-------------------------------|---------------------------|---------------------|--------------------|--------------------|
| CK | 156(2)c | 56.7(0.7)c | 10.4(0.3)c | 121(4)c | 20.6(1.5)b |
| LS | 183(4)b | 67.0(1.6)b | 13.4(0.3)b | 135(5)bc | 21.0(1.0)b |
| MS | 211(4)a | 77.6(2.5)a | 17.7(0.7)a | 158(6)a | 30.4(2.6)a |
| HS | 189(5)b | 71.5(0.6)b | 16.7(0.3)a | 147(3)ab | 20.9(1.1)b |

注:表中同列不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$)。

3 讨论

土壤 EC 是衡量土壤中可被植物快速吸收的矿质营养成分含量的重要指标。相较试验区较低 EC 的砂壤土,SSBC 具有较高的 EC,即 SSBC 的应用提高了土壤 EC 值,这与其他研究结果一致^[25]。同时,SSBC(中性)降低了试验区偏碱性土壤的 pH,即土壤酸碱度相对较低的 SSBC 对盐碱地或石灰质土壤有一定的改良或酸化作用,这也印证了其他研究结果^[26]。不过,在酸性土壤中施用 SSBC,则会增加土壤 pH^[10, 25, 27]。这可能因土壤类型和性质的差异所致。另外,随着生物质炭的老化、土壤中的离子被植物吸收或淋滤以及土壤矿物的风化,生物质炭改良土壤 pH 和 EC 的效果长期内可能会发生改变^[25]。

由于 SSBC 富含多种养分,当其被应用于土壤,土壤营养成分会随之增加。本研究中,SSBC 不仅增加 SOC、AN、AP、N、P 和 K 含量,而且增加土壤 Ca、Mg、S、Fe、Mn 和 Na 中微量元素含量,即 SSBC

的应用明显改善土壤特性,这印证了众多研究的结果^[10, 28-30]。特别是,SSBC 使土壤总 P 含量增加较为突出。通常,在陆地生态系统中,P 是最常见的限制元素之一,且在一些区域,P 限制愈加强烈和广泛^[31]。SSBC 极有可能成为未来 P 源之一,从而可对退化环境进行 P 修复。另外,本研究中,除高量 SSBC 对土壤 K 含量影响显著外,低、中量影响均不显著,土壤 K 含量的增加亦不可观,而 Faria 等^[29]的研究亦发现 SSBC 对土壤 K 含量影响不大,若作为替代肥料则难以满足植物对 K 的需求。

SSBC 的施用增加了土壤重金属的总量^[28]。在本研究中,因 SSBC 中 Cu、Zn、Ni 和 Cr 含量较高,从而使土壤中 Cu、Zn、Ni 和 Cr 含量显著增加,但均未超出我国农用地土壤污染风险筛选值和管制值范围(GB 15618—2018)^[32]。其他研究表明,污泥经热解炭化后,大部分重金属的有效态含量下降^[30];施用 SSBC 后,土壤中 43%~97% 的重金属集中于生物有效性低的残留部分^[28];生物质炭亦会增强重金

属(尤其是 Pb 和 Zn)的截留能力, 这可能会阻止金属迁移和渗入地下水^[17]。而杨树能有效富集重金属(Cu、Zn、Cd、Pb 等), 且能促进金属迁移, 可一定程度上降低重金属潜在的生态风险^[18-21]。

本研究中, SSBC 的施用均可导致土壤 β -葡糖苷酶、N-乙酰-葡糖苷酶和蛋白酶活性以及微生物生物量碳氮含量的增加, 其中高量 SSBC 的施用使增加趋势有所回落(但仍高于对照)。一般土壤微生物生物量的增加会导致微生物碳利用效率的提高^[27]。但一些研究表明, SSBC 虽然可提高微生物生物量碳含量, 但却降低了土壤 β -葡糖苷酶活性^[25]。究其原因, 可能生物质炭本身的表面积增大抑制了 β -葡糖苷酶活性^[33], 或者 β -葡糖苷酶活性受重金属含量(包括 Cu、Zn、Ni)的影响, 且随着土壤中重金属含量的增加, 其活性会明显下降^[34]。由于 β -葡糖苷酶能够促进葡萄糖从纤维素中释放, 蛋白酶可水解蛋白质肽链并将其降解为氨基酸, N-乙酰-葡糖苷酶则促进几丁质的降解, 这些土壤酶活性的增加必然促进土壤碳氮循环。总之, SSBC 呈现出一种可增强土壤生化活性的潜力, 从而使土壤质量有所提高^[25]。

综上所述, SSBC 对土壤理化性质和生物学特性虽有一定的积极影响, 但是 SSBC 效应高度依赖于土壤类型, 即生物质炭与土壤的相互作用具有高度的特异性^[35]。土壤性质的变化可能因生物质炭的种类和用量而异^[27]。另外本研究仅为 SSBC 应用的短期效应, 因此有必要加强 SSBC 长期施用的环境生态监测及其风险评价。

4 结论

1) SSBC 的应用改善了土壤营养水平, 其中土壤有机质、全氮、全磷、有效氮和有效磷含量增幅 4.2%~74.9%, 同时土壤中重金属污染水平可控。

2) SSBC 的应用提高了土壤微生物生物量碳氮含量, 显著增加了土壤酶活性, β -葡糖苷酶、N-乙酰-葡糖苷酶和蛋白酶活性增幅为 17.1%~70.3%, 改善了部分土壤微生物环境。

致谢: 本研究污泥生物质炭由中国科学院城市环境研究所汪印课题组研发制备并提供, 在此表示感谢。

参考文献:

[1] 柴宝华, 李文涛, 元伟, 等. 我国市政污泥处理处置现状研究[J]. 新能源进展, 2023, 11(1): 38-44.
[2] 俄胜哲, 时小娟, 车宗贤, 等. 有机物料对灌漠土结合态腐殖质及其组分的影响[J]. 土壤学报, 2019, 56(6): 1436-1448.

[3] 史亚平, 于海洋, 宋开付, 等. 城市污泥堆肥与氮肥配施对稻田 CH₄ 和 N₂O 排放及水稻重金属含量的影响[J]. 土壤, 2020, 52(1): 113-118.
[4] 孙玉焕, 骆永明, 滕应, 等. 长江三角洲地区污水污泥与健康安全风险研究 III. 苏、杭二城市污水污泥所施土壤中 Cu 和 Zn 的释放动态及其环境风险[J]. 土壤学报, 2009, 46(5): 825-832.
[5] 刘梦娇, 夏少攀, 王峻, 等. 城市污泥农用对植物-土壤系统的影响[J]. 应用生态学报, 2017, 28(12): 4134-4142.
[6] Sohi S P. Carbon storage with benefits[J]. Science, 2012, 338(6110): 1034-1035.
[7] Githinji L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam[J]. Archives of Agronomy and Soil Science, 2014, 60(4): 457-470.
[8] Nelissen V, Ruyschaert G, Manka'Abusi D, et al. Impact of a woody biochar on properties of a sandy loam soil and spring barley during a two-year field experiment[J]. European Journal of Agronomy, 2015, 62: 65-78.
[9] Manickam T, Cornelissen G, Bachmann R, et al. Biochar application in Malaysian sandy and acid sulfate soils: Soil amelioration effects and improved crop production over two cropping seasons[J]. Sustainability, 2015, 7(12): 16756-16770.
[10] Khan S, Chao C, Waqas M, et al. Sewage sludge biochar influence upon rice (*Oryza sativa* L.) yield, metal bioaccumulation and greenhouse gas emissions from acidic paddy soil[J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(15): 8624-8632.
[11] Barry D, Barbiero C, Briens C, et al. Pyrolysis as an economical and ecological treatment option for municipal sewage sludge[J]. Biomass and Bioenergy, 2019, 122: 472-480.
[12] Ho S H, Chen Y D, Yang Z K, et al. High-efficiency removal of lead from wastewater by biochar derived from anaerobic digestion sludge[J]. Bioresource Technology, 2017, 246: 142-149.
[13] 秦松岩, 夏迪, 赵立新. 污泥基生物炭对砷污染土壤的稳定修复[J]. 生态与农村环境学报, 2021, 37(11): 1481-1486.
[14] 房献宝, 张智钧, 赖阳晴, 等. 新型污泥生物炭对土壤重金属 Cr 和 Cd 的修复研究[J]. 生态环境学报, 2022, 31(8): 1647-1656.
[15] 梁宁, 莫福金, 周街荣, 等. 污泥生物炭制备及其对磷的吸附性能研究[J]. 无机盐工业, 2021, 53(6): 174-179.
[16] 马清晨, 杨郑州, 陈建, 等. 污泥生物炭强化人工湿地处理生活污水性能研究[J]. 生态与农村环境学报, 2023, 39(3): 412-421.
[17] Gwenzi W, Muzava M, Mapanda F, et al. Comparative short-term effects of sewage sludge and its biochar on soil properties, maize growth and uptake of nutrients on a tropical clay soil in Zimbabwe[J]. Journal of Integrative Agriculture, 2016, 15(6): 1395-1406.
[18] Zárubová P, Hejzman M, Vondráčková S, et al. Distribution of P, K, Ca, Mg, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn in wood and

- bark age classes of willows and poplars used for phytoextraction on soils contaminated by risk elements[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(23): 18801–18813.
- [19] Kubátová P, Hejman M, Száková J, et al. Effects of sewage sludge application on biomass production and concentrations of Cd, Pb and Zn in shoots of *Salix* and *Populus clones*: Improvement of phytoremediation efficiency in contaminated soils[J]. *BioEnergy Research*, 2016, 9(3): 809–819.
- [20] Guidi Nissim W, Cincinelli A, Martellini T, et al. Phytoremediation of sewage sludge contaminated by trace elements and organic compounds[J]. *Environmental Research*, 2018, 164: 356–366.
- [21] Xu G Q, Cao X Q, Bai L P, et al. Absorption, accumulation and distribution of metals and nutrient elements in poplars planted in land amended with composted sewage sludge: A field trial[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, 182: 109360.
- [22] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [23] Wu J, Joergensen R G, Pommerening B, et al. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction—An automated procedure[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 1990, 22(8): 1167–1169.
- [24] Jenkinson D S, Brookes P C, Powlson D S. Measuring soil microbial biomass[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2004, 36(1): 5–7.
- [25] Paz-Ferreiro J, Gascó G, Gutiérrez B, et al. Soil biochemical activities and the geometric mean of enzyme activities after application of sewage sludge and sewage sludge biochar to soil[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2012, 48(5): 511–517.
- [26] Marks E A N, Alcañiz J M, Domene X. Unintended effects of biochars on short-term plant growth in a calcareous soil[J]. *Plant and Soil*, 2014, 385(1): 87–105.
- [27] Mierzwa-Hersztek M, Gondek K, Klimkowicz-Pawlas A, et al. Sewage sludge biochars management-Ecotoxicity, mobility of heavy metals, and soil microbial biomass[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2018, 37(4): 1197–1207.
- [28] Yue Y, Cui L, Lin Q M, et al. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth[J]. *Chemosphere*, 2017, 173: 551–556.
- [29] Faria W M, de Figueiredo C C, Coser T R, et al. Is sewage sludge biochar capable of replacing inorganic fertilizers for corn production? Evidence from a two-year field experiment[J]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 2018, 64(4): 505–519.
- [30] 卢再亮, 刘兆东, 李九玉, 等. 炭化生活污水污泥对酸化红壤的改良效果[J]. *土壤*, 2015, 47(2): 408–413.
- [31] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, et al. Terrestrial phosphorus limitation: Mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions[J]. *Ecological Applications: a Publication of the Ecological Society of America*, 2010, 20(1): 5–15.
- [32] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准: GB 15618—2018[S]. 北京: 中国标准出版社, 2018.
- [33] Lammirato C, Miltner A, Kaestner M. Effects of wood char and activated carbon on the hydrolysis of cellobiose by β -glucosidase from *Aspergillus niger*[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2011, 43(9): 1936–1942.
- [34] Simona C, Angela R F, de Santo Amalia V. Suitability of soil microbial parameters as indicators of heavy metal pollution[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2004, 158(1): 21–35.
- [35] Paz-Ferreiro J, Fu S L, Méndez A, et al. Interactive effects of biochar and the earthworm *Pontoscolex corethrurus* on plant productivity and soil enzyme activities[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14(3): 483–494.