

炭化生活污水污泥对酸化红壤的改良效果^①

卢再亮^{1,2}, 刘兆东^{1,2}, 李九玉¹, 姜 军¹, 徐仁扣^{1*}

(1 土壤与农业可持续发展国家重点实验室 (中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要:从南京市、马鞍山市和丹阳市的 3 个污水处理厂采集污泥, 在 500℃ 下热解制备炭化污泥, 测定了污泥和炭化污泥的性质和重金属含量, 研究了污泥和炭化污泥对酸性红壤改良效果, 并探讨了炭化污泥中重金属的环境风险。结果表明, 污泥和炭化污泥中含有一定量的碱, 添加炭化污泥可提高红壤的 pH 和交换性钙、镁和钾含量, 降低土壤交换性铝和交换性 H⁺ 含量。但污泥中大量铵态氮的硝化作用释放质子, 抵消了污泥对红壤酸度的改良作用。添加污泥和炭化污泥提高了土壤有机碳、有效磷和速效钾的含量, 提高了土壤肥力。污泥炭化后重金属含量有所增加, 但大部分重金属的有效态含量下降, 说明热解过程可以降低部分有毒重金属的活性。与对照相比, 添加炭化污泥会增加土壤中部分重金属有效态含量, 特别是有效态锌含量显著增加, 因此炭化污泥农业利用存在一定的环境风险。建议将炭化污泥用于酸化的森林红壤的改良。

关键词:炭化污泥; 红壤; 酸度中和; 土壤肥力; 环境风险

中图分类号: S153

污水处理厂排放的污泥逐年增加, 污泥的安全处置一直是社会关注的热点。污泥中含大量有机质和 N、P、K 等植物必需的营养物质, 将污泥施用于土壤中可提高土壤的肥力水平, 因此污泥农业利用是常用的污泥处置方法^[1-4]。但污泥中含有一定量的重金属、病原菌、抗生素和有毒有机物等有害物质或生物, 长期施用可能存在环境风险^[5-8]。将污泥热解制备成炭化产物为污泥处置提供了一个新的思路^[9-10]。相比于传统的污泥处理方法, 热解过程减小了污泥的体积, 消除了病原体 and 大部分的有毒有机污染物。炭化产物含有大量有机碳和植物所需营养元素, 可以作为土壤改良剂以提高土壤肥力和作物产量^[9-10]。

红壤是中国南方地区的主要土壤类型, 是亚热带地区的重要土壤资源。但红壤酸性强, 其酸害和铝毒以及较低的肥力水平导致这类土壤上农作物生长不良, 产量不高^[11]。炭化污泥一般呈碱性, 具有较高的 pH, 可以用于酸性土壤改良^[9-10]。

本文以南京市、马鞍山市和丹阳市的 3 个污水处理厂的脱水污泥为原料, 在 500℃ 下制备炭化污泥, 测定炭化污泥的性质, 研究了添加炭化污泥对土壤酸度和肥力的影响, 分析了添加炭化污泥的环境风险,

研究结果可为污泥处置和酸性土壤改良提供参考。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤为采自安徽宣城市郎溪县的农田红壤(发育于第四纪红色黏土), 经自然风干后, 研磨过 1 mm 孔径筛供培养试验用, 过 0.25 mm 孔径筛供土壤基本性质测定。供试土壤的基本性质如下: 土壤 pH 4.17; 有机质 15.8 g/kg; 交换性 H⁺ 3.4 mmol/kg; 交换性铝 42.3 mmol/kg; 交换性 Ca²⁺、Mg²⁺、K⁺ 和 Na⁺ 分别为 10.9、3.7、4.2、1.6 mmol/kg。

1.2 污泥及炭化污泥的制备

污泥分别采自安徽马鞍山市、江苏丹阳市和江苏南京江宁区生活污水处理厂。污泥的采集概况见表 1。污泥自然风干、研磨过 0.25 mm 筛, 在 500℃ 的温度条件下制备了 3 种炭化污泥, 制备方法参考文献[12]。

1.3 污泥及炭化污泥性质的测定

污泥及炭化污泥按 1:5 的固液比制成悬液, 然后用 pH 复合电极测定污泥和炭化污泥的 pH^[13]。污泥和炭化污泥的含碱量采用酸滴定法测定, 将污泥和炭

①基金项目: 国家重点基础研究发展计划(973 计划)项目(2014CB441003)资助。

* 通讯作者(rkxu@issas.ac.cn)

作者简介: 卢再亮(1986—), 男, 江西九江人, 硕士研究生, 主要研究方向为炭化污泥的农业利用及其环境风险评价。E-mail: wo94renou74@163.com

表 1 污泥采集概况
Table 1 Survey of waste water sludge collection

污泥采集地	污水处理工艺	污泥处理情况	污泥脱水情况
马鞍山	卡鲁赛尔 2000 型氧化沟	未进行污泥稳定	已脱水
丹阳	CASS 工艺	未进行污泥稳定	已脱水
南京	奥贝尔氧化沟	未进行污泥稳定	已脱水

化污泥按 1：5 的固液比制成悬液，然后用 0.1 mol/L HNO₃ 将悬液 pH 滴定至 2.0，用自动电位滴定仪指示滴定终点^[14]。污泥和炭化污泥的总碳和总氮含量用碳氮分析仪测定，铵态氮和硝态氮用 2 mol/L 氯化钾溶液浸提，提取液中的铵态氮和硝态氮用流动分析仪测定。污泥及炭化污泥有效态重金属用 DTPA 法提取，用盐酸-硝酸-高氯酸-氢氟酸消解法提取重金属全量^[15]，提取液中的重金属及磷、钾用 ICP-AES 测定。

1.4 培养试验

将 200 g 风干土与 4 g 污泥或炭化污泥充分混合后，按田间持水量的 70% 加入去离子水，将混合物置于塑料杯中，用保鲜膜封口，并在保鲜膜中间留 1 小孔，以便气体交换并减少水分损失。将塑料杯置于恒温培养箱中在 25℃ 下恒温培养，每隔 3 天补充水分以保持土壤含水量恒定。在培养试验开始后的第 1、3、6、10、20、30、42、50、60、70、80 和 90 天取新鲜土样测定 pH。每个处理重复 3 次，设不加污泥和炭化污泥的处理作为对照。培养试验持续 90 天，试验结束后将土壤样品取出风干、研磨过 0.25 mm 孔

径筛供土壤性质测定。

1.5 土壤性质的测定

将土壤样品按 1：2.5 的土液比与去离子水混合，放置 30 min 后用复合 pH 电极测定土壤 pH。土壤交换性酸用 1 mol/L 氯化钾溶液浸提，用碱滴定法测定^[15]。土壤交换性盐基用 1 mol/L 乙酸铵浸提^[15]，提取液中 Ca²⁺ 和 Mg²⁺ 用原子吸收分光光度法测定，K⁺ 和 Na⁺ 用火焰光度法测定。土壤铵态氮和硝态氮的测定方法与污泥及炭化污泥的测定相同。土壤有效态重金属含量采用 0.1 mol/L 盐酸浸提，提取液中重金属用 ICP-AES 测定。

2 结果与讨论

2.1 污泥和炭化污泥的性质

试验所用污泥和炭化污泥的基本性质列于表 2 中。3 种污泥的炭化产物的产率在 67.7% ~ 72.4%，高于农作物秸秆经炭化制备的生物质炭^[14]，因为污泥的总碳含量低于秸秆。污泥经厌氧热解后，pH 有所上升，南京污泥炭化后 pH 增幅最大。马鞍山炭化污泥的含碱量低于污泥，丹阳炭化污泥的含碱量略低于污泥，但南京炭化污泥含碱量高于污泥(表 2)。炭化污泥的总碳和总氮含量低于污泥，炭化污泥中铵态氮和硝态氮含量也显著低于相应污泥，说明污泥在热解过程中碳和氮存在烧失现象，与之前报道的秸秆炭相似^[16]。生物质炭中总磷和总钾含量高于污泥，说明热解过程中磷和钾发生富集。

表 2 污泥和炭化污泥的基本性质
Table 2 Basic properties of waste water sludge and pyrolyzed waste water sludge

污泥和炭化污泥	产率 (%)	pH	有机碳 (g/kg)	含碱量 (mmol/kg)	总碳 (g/kg)	总氮 (g/kg)	总磷 (g/kg)	总钾 (g/kg)	碳/氮	铵态氮 (mg/kg)	硝态氮 (mg/kg)
马鞍山污泥	—	6.5	148.5	157.9	176.2	27.2	25.0	12.1	6.5	860.9	261.3
马鞍山炭化污泥	67.7	7.1	96.9	112.9	109.4	10.9	36.1	18.3	9.9	61.2	17.3
丹阳污泥	—	6.4	134.6	150.7	145.7	21.6	19.4	10.0	6.6	725.0	1 248.0
丹阳炭化污泥	72.4	7.2	89.6	145.7	98.3	10.4	25.7	14.1	9.8	54.6	33.0
南京污泥	—	6.3	121.9	178.2	134.8	19.3	14.3	11.2	7.1	543.7	442.2
南京炭化污泥	69.3	8.9	84.8	216.0	81.2	8.1	19.2	14.3	10.1	37.8	19.3

2.2 污泥和炭化污泥重金属含量

3 种污泥及炭化污泥中重金属含量列于表 3 中，结果表明炭化污泥中 Cu、Zn、Pb、Cd、Ni、Cr 和 As 含量均高于对应的污泥，说明污泥炭化过程中，这些重金属发生富集。这一现象也与文献中报道的由澳大利亚污水污泥制备的生物质炭的结果相似^[10]。

根据我国《农用污泥中污染物控制标准》(GB 4284-84)中酸性土壤的污泥施用标准，马鞍山污泥和

炭化污泥中仅 Zn 含量超过酸性土壤中污泥农用的国家标准(500 mg/kg)；丹阳污泥和炭化污泥炭中 Cu、Zn 超过污泥农用国家标准(Cu：250 mg/kg)；南京污泥和炭化污泥中 Zn 和 Ni 及炭化污泥中 Cd 的含量超过国家标准(Ni：100 mg/kg；Cd：5 mg/kg)。Zn 是污泥中含量最高的重金属元素，容易发生超标现象^[6]。

污泥和炭化污泥中有效态重金属的含量如表 4 所示，结果表明，污泥热解炭化后，绝大多数重金属

表 3 污泥及炭化污泥中重金属含量(mg/kg)
Table 3 Heavy metal contents of waste water sludge and pyrolyzed waste water sludge

污泥和炭化污泥	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	Cr
马鞍山污泥	143.0 ± 1.6 e	804 ± 11 d	74.8 ± 1.2 b	3.3 0 ± 0.1 d	33.0 ± 0.4 f	149.6 ± 0.8 d
马鞍山炭化污泥	211.2 ± 1.6 c	1 111 ± 4 c	104.0 ± 0.8 a	4.5 ± 0.1 b	47.3 ± 1.2 e	214.0 ± 0.3 c
丹阳污泥	320.1 ± 2.3 b	903 ± 5 d	74.3 ± 0.8 b	2.9 ± 0 e	136.4 ± 1.3 d	311.3 ± 0.4 b
丹阳炭化污泥	453.7 ± 4.3 a	1 204 ± 8 c	104.5 ± 0.4 a	4.0 ± 0.1 c	185.9 ± 1.2 b	428.5 ± 3.4 a
南京污泥	121.6 ± 0.4 f	2 145 ± 27 b	53.4 ± 0.5 c	4.6 ± 0 b	141.9 ± 0.4 c	156.8 ± 0.2 d
南京炭化污泥	166.1 ± 0.8 d	2 920 ± 39 a	72.6 ± 0.4 b	6.1 ± 0 a	190.8 ± 0.3 a	211.8 ± 0.8 c

注：表中同列数据小写字母不同表示处理间差异达到 $P<0.05$ 显著水平，下同。

表 4 污泥和炭化污泥中有效态重金属含量(mg/kg)
Table 4 Contents of available heavy metals in waste water sludge and pyrolyzed waste water sludge

污泥和炭化污泥	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
马鞍山污泥	5.88 ± 0.11 c	44.5 ± 1.5 d	1.81 ± 0.11 b	0.19 ± 0.01 e	0.13 ± 0.08 a	1.66 ± 0.05 c
马鞍山炭化污泥	9.88 ± 0.31 c	37.7 ± 0.4 d	3.47 ± 0.12 a	0.16 ± 0.01 e	0 ± 0 a	0.95 ± 0.02 c
丹阳污泥	52.22 ± 3.12 a	145.0 ± 0.1 b	1.79 ± 0.21 b	1.07 ± 0.01 a	0.17 ± 0.02 a	17.40 ± 1.22 a
丹阳炭化污泥	19.33 ± 0.41 b	74.3 ± 0.8 c	3.74 ± 0.13 a	0.45 ± 0.02 c	0.01 ± 0 a	5.11 ± 0.05 b
南京污泥	5.44 ± 0.12 c	551.7 ± 8.1 a	0.43 ± 0.01 c	0.84 ± 0.01 b	0.08 ± 0 a	18.26 ± 0.14 a
南京炭化污泥	7.22 ± 0.13 c	135.1 ± 0.6 b	3.37 ± 0.03 a	0.40 ± 0.01 d	0 ± 0 a	5.04 ± 0.14 b

的有效态含量显著下降。除马鞍山和南京炭化污泥有效态 Cu 和 Pb 含量与相应污泥之间没有显著性差异外,炭化污泥中其余重金属的有效态含量均低于相应污泥。丹阳炭化污泥中除 Pb 外,其余重金属的有效态含量低于污泥。污泥经热解后有效态重金属含量下降,主要与热解过程中金属化合物的形态发生转化有关,特别是重金属的氢氧化物在加热时易脱水转化为金属氧化物,其溶解度显著减小,导致重金属活性下降。

2.3 加入污泥及炭化污泥对土壤 pH 的影响

图 1 结果表明,添加污泥和炭化污泥对土壤 pH 产生显著的影响。培养试验开始时,添加污泥和炭化

污泥处理土壤 pH 显著高于对照处理,这是因为污泥和炭化污泥中均含有一定量的碱性物质,可以中和土壤酸度(表 2)。但随着培养时间增加,所有处理土壤 pH 均呈下降趋势,添加污泥处理土壤 pH 的下降幅度最大。污泥中铵态氮及土壤中残留的铵态氮在培养过程中发生硝化作用,这一过程释放质子,导致土壤 pH 下降。由于污泥中含有大量的铵态氮(表 2),当污泥添加到酸性土壤中时,一方面污泥提高了土壤 pH(图 1),为硝化反应提供合适的酸度条件;另一方面大量铵态氮为硝化反应提供足够的底物。因此,添加污泥处理在培养过程中发生强烈的硝化反应(图 2),并释放大量子,导致土壤 pH 显著降低,这一过程

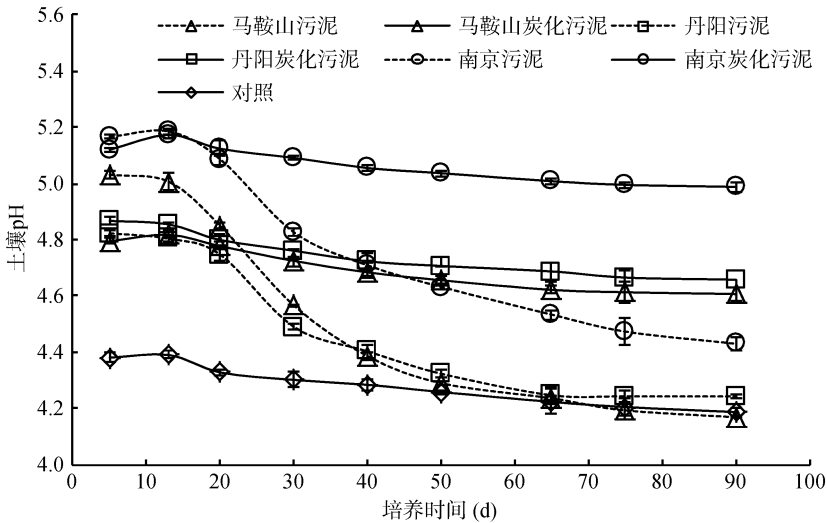


图 1 污泥和炭化污泥与红壤混合培养过程中土壤 pH 的动态变化
Fig. 1 Dynamic changes of soil pH during the incubation of red soil with wastewater sludge and pyrolyzed wastewater sludge

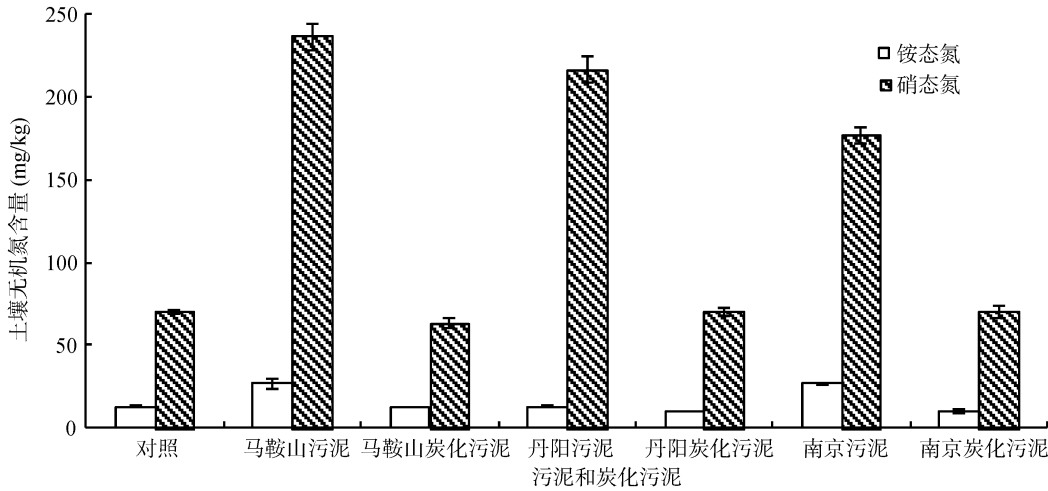


图 2 培养试验结束时土壤铵态氮和硝态氮含量

Fig. 2 Contents of soil NH₄⁺-N and (NO₃⁻ + NO₂⁻)-N at the end of incubation of the red soil with wastewater sludge and pyrolyzed wastewater sludge

也抵消了培养试验初期污泥对土壤酸度的改良效果。90 天培养试验结束时, 添加马鞍山污泥和丹阳污泥处理土壤 pH 与对照土壤 pH 相近, 说明培养试验过程中硝化反应释放的酸与污泥中碱对土壤酸度的改良作用几乎完全抵消。图 2 结果说明, 添加 3 种污泥处理, 培养试验结束时土壤中含大量硝态氮, 而铵态氮处于较低水平, 说明来自污泥的大量铵态氮绝大部分通过硝化反应转化成硝态氮。污泥热解炭化后铵态氮含量显著减小, 因此添加炭化污泥处理土壤中硝化作用较弱, 添加炭化污泥处理培养试验后期土壤 pH 降幅很小, 与对照处理相似。培养试验结束时, 对照和添加炭化污泥处理土壤铵态氮和硝态氮的含量与对照处理相近(图 2), 与培养试验过程中这些处理土壤 pH 的降幅一致。炭化污泥对红壤酸度的中和效果明显优于污泥。3 种炭化污泥中, 南京炭化污泥对红壤的改良效果最好, 丹阳炭化污泥对红壤的改良效果略好于马鞍山污泥。培养结束时, 3 种炭化污泥分别使土壤 pH 较对照提高 0.81、0.47 和 0.42。

2.4 污泥及炭化污泥对土壤交换性能的影响

与对照相比, 添加炭化污泥后土壤交换性 H⁺ 和交换性 Al³⁺ 含量显著减小($P<0.05$)(表 5), 与土壤 pH 的变化一致(图 1)。添加丹阳污泥和南京污泥后土壤交换性 H⁺ 和交换性 Al³⁺ 含量虽然也有所下降, 但降低幅度比添加炭化污泥处理小得多, 进一步说明炭化污泥对红壤酸度的中和效果优于污泥。表 5 结果还表明, 添加 3 种污泥和炭化污泥均显著增加了土壤交换性 Ca²⁺、Mg²⁺ 和 K⁺ ($P<0.05$), 但添加污泥和炭化污泥后土壤交换性 Na⁺ 的变化不显著。3 种炭化污泥处理土壤交换性 Mg²⁺ 的增幅大于相应污泥处理, 添加马鞍山炭化污泥和丹阳炭化污泥处理交换性 Ca²⁺ 的增幅也大于相应污泥处理, 但添加南京炭化污泥处理交换性 Ca²⁺ 增幅小于添加南京污泥处理。污泥和炭化污泥中含大量盐基阳离子, 当它们加入土壤后, 这些盐基离子与土壤交换性 H⁺ 和交换性 Al³⁺ 发生离子交换反应, 增加土壤交换性盐基阳离子水平, 降低土壤交换性酸。

表 5 添加污泥和炭化污泥对土壤交换性盐基阳离子和交换性酸的影响

Table 5 Effects of incorporation of wastewater sludge and pyrolyzed wastewater sludge on soil exchangeable base cations and exchangeable acidity

处理	土壤交换性盐基阳离子					土壤交换性酸	
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	总量	Al ³⁺	H ⁺
对照	17.0 ± 0.6 f	3.1 ± 0.1 g	4.3 ± 0.3 c	1.0 ± 0.1 a	25.4 ± 0.8 f	4.98 ± 0.03 a	0.29 ± 0.03 a
马鞍山污泥	35.5 ± 1.1 e	9.5 ± 0.3 d	10.2 ± 0.4 a	1.0 ± 0.1 a	56.2 ± 1.2 d	4.94 ± 0.03 a	0.16 ± 0.01 c
马鞍山炭化污泥	41.1 ± 0.3 c	10.3 ± 0.3 c	7.6 ± 0.2 b	1.2 ± 0.2 a	60.2 ± 0.4 c	2.78 ± 0.07 d	0.14 ± 0.02 c
丹阳污泥	34.4 ± 0.4 e	6.8 ± 0.2 f	7.4 ± 0.2 b	1.2 ± 0.1 a	49.9 ± 0.8 e	4.70 ± 0.04 b	0.16 ± 0.01 c
丹阳炭化污泥	38.3 ± 0.7 d	8.0 ± 0.2 e	7.2 ± 0.1 b	1.0 ± 0.2 a	54.5 ± 0.7 d	2.50 ± 0.05 d	0.14 ± 0.03 c
南京污泥	53.6 ± 0.6 a	10.7 ± 0.1 b	9.6 ± 0.3 a	1.8 ± 0.3 a	75.7 ± 0.8 a	4.15 ± 0.08 c	0.16 ± 0.01 c
南京炭化污泥炭	46.5 ± 0.4 b	13.0 ± 0.1 a	7.8 ± 0.3 b	1.4 ± 0.2 a	68.6 ± 0.7 b	1.86 ± 0.08 e	0.20 ± 0.03 b

注：表中土壤交换性盐基阳离子含量单位为 mmol/kg, 土壤交换性酸离子含量单位为 cmol/kg。

2.5 污泥和炭化污泥对土壤肥力的影响

表 6 结果表明, 培养试验结束时, 添加污泥和炭化污泥处理土壤中有有机碳、有效磷和速效钾含量均显著提高。添加污泥及相应的炭化污泥对提高土壤有机碳的促进作用相似, 但添加 3 种炭化污泥对提高土壤有效磷的促进作用大于相应的污泥, 与炭化污泥和污泥中总磷含量一致(表 2), 污泥炭化后总磷含量增加。添加马鞍山污泥和炭化污泥对增加土壤速效钾的促进作用大于另外两种污泥和炭化污泥, 与这 2 种改良剂中总钾含量较高一致(表 2)。虽然南京炭化污泥和丹阳炭化污泥总钾含量高于相应的污泥, 对土壤速效钾的增加作用小于相应污泥, 可能与污泥处理较低的土壤 pH 促进钾的转化有关。由此可见, 与酸性土壤

表 6 添加污泥和炭化污泥对土壤有机碳、有效磷和速效钾含量的影响

Table 6 Effects of incorporation of wastewater sludge and pyrolyzed wastewater sludge on the contents of soil organic carbon, available phosphorus and readily available potassium

处理	土壤有机碳 (g/kg)	土壤有效磷 (mg/kg)	土壤速效钾 (mg/kg)
对照	21.84 d	79.0 e	156.4 d
马鞍山污泥	28.68 a	223.8 c	219.0 a
马鞍山炭化污泥	27.10 b	244.5 b	223.5 a
丹阳污泥	27.78 ab	213.8 d	174.0 b
丹阳炭化污泥	26.84 b	250.3 b	164.9 c
南京污泥	25.03 c	217.9 c	172.7 b
南京炭化污泥炭	24.13 c	270.0 a	169.4 c

常用改良方法施用石灰或石灰石粉相比, 施用炭化污泥不仅可以中和土壤酸度, 而且可提高酸性土壤的肥力水平。

2.6 加入污泥及炭化污泥对土壤有效态重金属的影响

表 7 结果表明, 与添加污泥处理相比, 添加马鞍山炭化污泥处理土壤中除有效态 Zn 无显著变化外其余 5 种重金属的有效态含量均显著降低; 添加丹阳炭化污泥处理土壤中有效态 Cr 和 Zn 含量高于相应污泥处理, 两处理之间 Cd 差异不显著, 添加丹阳炭化污泥处理有效态 Cu、Ni 和 Pb 含量显著低于污泥处理($P<0.05$); 添加南京炭化污泥处理土壤中除有效态 Cd、Zn 含量显著高于添加污泥处理外其余有效态重金属含量均显著降低($P<0.05$)。相比于对照土壤, 添加污泥和炭化污泥后土壤中有有效态 Cd、Cr、Ni 和 Zn 含量均有所提高, 有效态 Pb 均有所降低, 添加炭化污泥处理土壤中有有效态 Cu 显著降低($P<0.05$)。因此, 虽然污泥经过热解炭化后大部分重金属的有效态含量下降, 但与对照土壤相比, 添加炭化污泥仍然显著提高土壤有效态 Zn 的含量, 炭化污泥的农业利用仍存在一定的环境风险。但炭化污泥可用于酸化森林土壤的改良, 炭化污泥一方面可以中和土壤酸化, 提高土壤 pH; 另一方可以增加土壤有机碳含量, 提高土壤有效磷和速效钾及土壤交换性盐基阳离子含量, 提高酸性土壤的肥力水平。

表 7 添加污泥和炭化污泥对土壤有效态重金属含量的影响(mg/kg)

Table 7 Effects of wastewater sludge and pyrolyzed wastewater sludge on the contents of available heavy metals in the red soil

处理	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
对照	0.042 ± 0.001 f	0.078 ± 0.001 f	1.280 ± 0.010 d	0.280 ± 0.001 g	3.683 ± 0.020 a	3.13 ± 0.01 e
马鞍山污泥	0.060 ± 0.001 d	0.170 ± 0.001 d	2.080 ± 0.009 b	0.553 ± 0.005 e	2.997 ± 0.055 b	14.36 ± 0.06 d
马鞍山炭化污泥	0.054 ± 0.001 e	0.145 ± 0.001 e	0.787 ± 0.005 f	0.347 ± 0.005 f	2.257 ± 0.022 d	14.37 ± 0.08 d
丹阳污泥	0.064 ± 0.011 c	0.311 ± 0.002 b	3.240 ± 0.016 a	1.820 ± 0.007 b	2.563 ± 0.002 c	15.03 ± 0.05 d
丹阳炭化污泥	0.064 ± 0.001 c	0.410 ± 0.003 a	0.980 ± 0.009 e	1.027 ± 0.014 c	1.390 ± 0.025 f	16.53 ± 0.17 c
南京污泥	0.096 ± 0.001 b	0.183 ± 0.003 c	1.520 ± 0.009 c	2.107 ± 0.005 a	1.657 ± 0.029 e	33.11 ± 0.24 b
南京炭化污泥炭	0.110 ± 0.001 af	0.164 ± 0.002 d	0.367 ± 0.009 g	0.980 ± 0.009 d	0.963 ± 0.020 g	36.17 ± 0.38 a

3 结论

添加炭化污泥可以显著提高酸化红壤的 pH 和交换性盐基阳离子含量, 降低土壤交换性酸, 因此可用于改良酸化红壤。添加炭化污泥提高土壤有机碳水平, 增加土壤有效磷和速效钾含量, 提高了酸化红壤的肥力。虽然污泥经热解炭化后大部分重金属的有效态含量下降, 但添加炭化污泥仍会提高土壤中部分有效态重金属的含量, 特别是有效态 Zn 含量增幅较大。

因此, 炭化污泥农业利用存在一定的环境风险, 建议将炭化污泥用于酸化森林红壤的改良, 以避免炭化污泥中的重金属进入食物链。

参考文献:

[1] Sommers LE. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers[J]. Journal of Environmental Quality, 1977, 6: 225-232
[2] Sumner ME. Beneficial use of effluents, wastes and biosolids[J]. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2000,

- 31: 1 701–1 715
- [3] 李琼, 徐兴华, 左余宝, 桂萌, 崔希龙, 华璐, 马义兵. 污泥农业对痕量元素在小麦-玉米轮作体系中的积累及转化的影响[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28: 2 042–2 049
- [4] 丘锦荣, 郭晓方, 卫泽斌, 吴启堂. 城市污泥农业资源化研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(增刊): 300–304
- [5] McBride MB. Toxic metal accumulation from agricultural use of sludges: Are USEPA regulations protective[J]. Journal of Environmental Quality, 1995, 24: 5–18
- [6] 陈同斌, 黄启飞, 高定, 郑玉琪, 吴吉夫. 中国城市污泥的重金属含量及其变化趋势[J]. 环境科学学报, 2003, 23(5): 561–569
- [7] Singh RP, Agrawal M. Effects of sewage sludge amendment on heavy metal accumulation and consequent responses of Beta vulgaris plants[J]. Chemosphere, 2007, 67: 2 229–2 240
- [8] 史烨弘, 陈左生, 沈杨. 活性污泥与施泥土壤中二噁英污泥水平的研究[J]. 环境科学, 2010, 31: 1 287–1 292
- [9] Hossain MK, Strezov V, Chan KY, Nelson PF. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*)[J]. Chemosphere, 2010, 78(9): 1 167–1 171
- [10] Hossain MK, Strezov V, Chan KY, Ziolkowski A. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar[J]. Journal of Environmental Management, 2011, 92: 223–228
- [11] 张桃林. 中国红壤退化机制与防治[M]. 北京: 中国农业出版社, 1999: 1–89
- [12] Chun Y, Sheng GY, Chiou CT, Xing BS. Compositions and sorptive properties of crop residue-derived chars[J]. Environmental Science and Technology, 2004, 38: 4 649–4 655
- [13] Gaskin JW, Steiner C, Harris K, Das KC, Bibens B. Effect of low-temperature pyrolysis conditions on biochar for agricultural use[J]. Transactions of the ASABE, 2008, 51: 2 061–2 069
- [14] Yuan JH, Xu RK, Zhang H. The forms of alkalis in the biochar produced from crop residues at different temperatures[J]. Bioresource Technology, 2011, 102: 3 488–3 497
- [15] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000: 22–36, 146–163
- [16] Yuan JH, Xu RK, Qian W, Wang RH. Comparison of the ameliorating effects on an acidic Ultisol between four crop straws and their biochars[J]. Journal of Soils and Sediments, 2011, 11: 741–750

Amelioration of Acidified Red Soil by Pyrolyzed Wastewater Sludges

LU Zai-liang^{1,2}, LIU Zhao-dong^{1,2}, LI Jiu-yu¹, JIANG Jun¹, XU Ren-kou^{1*}

(1 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The sewage sludges were collected from three municipal sewage treatment plants in Nanjing, Danyang, and Ma Anshan and then the pyrolyzed wastewater sludges were prepared at 500°C. The properties of the wastewater sludges and pyrolyzed wastewater sludges were measured, and their ameliorating effects on the acidity of a red soil and the environmental risk of application of the pyrolyzed wastewater sludges were investigated. The results indicated that incorporation of pyrolyzed wastewater sludges increased soil pH and soil exchangeable Ca^{2+} , Mg^{2+} and K^{+} and decreased soil exchangeable acidity due to the alkalinity of the pyrolyzed sludges. However, the strong nitrification occurred due to large amount of ammonium presented in the sludges when the sludges were incorporated into the soil, which produced the large numbers of protons and offset the ameliorating effects of the sludges on the acidified red soil. The incorporation of the sludges and pyrolyzed sludges increased the contents of soil organic carbon, available phosphorus and readily available potassium and thus improved soil fertility. The pyrolyzation of the sludges led to the increase of the total amount of heavy metals in the sludges, while the contents of the available species of most heavy metals in the sludges were decreased, which suggested that the pyrolyzation of the sludges decreased the activity of most heavy metals in the sludges. Compared with control, the incorporation of the pyrolyzed sludges increased the available species of some heavy metals in the soil, and the content of the available Zn increased obviously. Therefore, there is the potential environmental risk for the pyrolyzed wastewater sludges used in agricultural soils. It is a better choice to use the pyrolyzed wastewater sludges to correct the acidity of the forest soils.

Key words: Pyrolyzed wastewater sludge; Red soil; Amelioration of acid soil; Soil fertility; Environmental risk