

不同物料蚓粪对土壤酸度和Cu、Pb化学形态的影响

周波¹, 唐劲驰¹, 张池², 吴家龙², 黎健龙¹, 郭彦彪², 唐颢¹, 戴军²

(1. 广东省农业科学院茶叶研究所/广东省茶树资源创新利用重点实验室, 广州 510640;

2. 华南农业大学资源环境学院/农业部华南耕地保育重点实验室/广东省土地利用与整治重点实验室, 广州 510642)

摘要: 以两种常见的有机废弃物牛粪和稻秆为原料, 利用 *Eisenia foetida* 生产蚓粪, 采用室内培养试验, 研究了蚓粪在重金属污染的酸性土壤中对有机碳含量和形态、土壤酸度及 Cu、Pb 形态的影响。结果表明: 在 2.5%~10% 的蚓粪用量下, 土壤总有机碳含量增加了 25%~83%, 除牛粪蚓粪组的可溶性有机碳显著高于稻秆蚓粪外 ($P < 0.05$), 其余形态两种蚓粪间土壤有机碳含量无显著差异。蚓粪使土壤 pH(H₂O) 值提升 0.38~1.13 个单位, 同时交换性氢和铝的含量分别降低 41%~77% 和 57%~94%, 显著降低了土壤酸度, 且较对照高出 0.35~4 倍; 牛粪蚓粪仅在 10% 用量下降低土壤酸度的效果高出稻秆蚓粪 22%。蚓粪使土壤中水溶-交换态 Cu 和 Pb 含量分别降低 22%~70% 和 29%~70%, 使有机结合态 Cu 和 Pb 含量分别提高 19%~56% 和 10%~40%, 表明蚓粪可以显著降低土壤中 Cu 和 Pb 的活性。蚓粪降低土壤 Cu、Pb 活性的效果分别较对照物料高出 0.58~9.6 倍和 0.16~3.4 倍。稻秆蚓粪降低土壤 Cu、Pb 活性的效果分别比牛粪蚓粪高出 11%~61% 和 1%~32%。综上所述, 蚓粪降低土壤酸度和 Cu、Pb 活性的效果优于对照, 牛粪蚓粪降低土壤酸度的效果较好, 稻秆蚓粪降低土壤 Cu、Pb 活性的效果更佳。在降低土壤酸度和 Cu、Pb 活性方面, 蚓粪中的总有机碳、微生物量碳、胡敏酸碳和富里酸碳均具有重要作用, 并且蚓粪中有机碳的作用效率高于对照中等量的有机碳。

关键词: 蚓粪; 土壤有机碳; 土壤酸化; 重金属活性

中图分类号: X132 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2017)04-0311-09

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2017.04.049

Effects of Vermicompost on Soil Acidity and Cu/Pb Chemical Speciation

ZHOU Bo¹, TANG Jinchi¹, ZHANG Chi², WU Jialong²,

LI Jianlong¹, GUO Yanbiao², TANG Hao¹, DAI Jun²

(1. Tea Research Institute, Guangdong Academy of Agricultural Sciences/Guangdong Key Laboratory of Tea Plant Resources Innovation and Utilization, Guangzhou 510640; 2. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University/Key Laboratory of the Ministry of Agriculture for South China Farmland Conservation/Guangdong Key Laboratory of Land Use and Rehabilitation, Guangzhou 510642)

Abstract: The effects of vermicompost produced by *Eisenia foetida* on organic carbon content, soil acidity and Cu/Pb speciation were studied in acid soil contaminated by heavy metals through simulated pot experiment. Vermicompost was made with cattle waste and rice straw, respectively. The results showed that soil total organic carbon content increased by 25%~83% in the soil with 2.5%~10% amount of vermicompost, and the soluble organic carbon of the cattle waste vermicompost was significantly higher than that of the rice straw vermicompost ($P < 0.05$), and there was no significant difference in other organic carbon content between the two kinds of vermicompost. Vermicompost increased the soil pH (H₂O) value by 0.38~1.13 pH units, and reduced exchangeable hydrogen and aluminum content by 41%~77% and 57%~94%, respectively. The vermicompost reduced soil acidity significantly, and soil pH(H₂O) value was 0.35~4 times higher than that of the control. For reducing acidity of the soil with 10% amount of vermicompost, the effect of cattle waste vermicompost was 22% higher than that of rice straw vermicompost. The vermicompost reduced the contents of soluble-exchangeable Cu and Pb in the soil by 19%~56% and 10%~40%, respectively, and increased the contents of organic state Cu and Pb by 22%~70% and 29%~70%, respectively. The

收稿日期: 2017-03-02

资助项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0200900); 广东省自然科学基金项目(2016A030313773); 广东省科技计划项目(2014A020208054, 2015A020224017); 清远市科技计划项目(2014A015)

第一作者: 周波(1983—), 男, 博士, 助理研究员, 主要从事茶树栽培及茶园生态环境研究。E-mail: zhoub@gdaas.cn

通信作者: 戴军(1958—), 男, 博士, 教授, 主要从事土壤质量与生态环境研究。E-mail: jundai@scau.edu.cn

vermicompost could significantly reduce the activity of Cu and Pb in soil. The effects of vermicompost on reducing Cu and Pb activity were 0.58~9.6 times and 0.16~3.4 times higher than those of the control. The effects of rice straw vermicompost on reducing activity of Cu and Pb were 11%~61% and 1%~32% higher than those of cattle waste vermicompost. In conclusion, vermicompost reduced soil acidity and Cu/Pb activity greater than that of control, cattle waste vermicompost was better on reducing soil acidity, and rice straw vermicompost was better on reducing Cu/Pb activity. The total organic carbon, microbial biomass carbon, Humic acid carbon and fulvic acid carbon in vermicompost all played important roles in reducing soil acidity. Cu and Pb activity, and the action efficiencies of organic carbon in the vermicompost on soil acidity and Cu/Pb activity were higher than those in the control material with the same amount of organic carbon.

Keywords: vermicompost; soil organic carbon; soil acidification; heavy metal activity

土壤酸化与重金属污染是土壤学领域在全球环境变化中出现的重要问题^[1-3],在多数污染区域,两者又往往伴随出现,使污染治理难度加大^[4]。蚓粪因含有大量腐殖质及微生物、具有较高的孔隙度和比表面积,对土壤酸化和重金属污染的修复具有一定潜力,而受到研究者的广泛关注^[5-7]。Tajbakhsh 等^[8]报道,蚓粪因其本身具有较高的 pH 值,对土壤酸化具有一定缓解作用,在酸性土壤中对作物生长的促进效果更佳;Jordao 等^[9]发现蚓粪对重金属具有较强的吸附作用,但他们的研究是将蚓粪用在电镀废水中,而在土壤中蚓粪是否还可以吸附重金属离子还需要进一步确证;Hoehne 等^[10]发现在土壤中施用蚓粪后促进了黑麦草对 Cd、Cr 和 Pb 的吸收;Fernández-Gómez 等^[11]的研究也发现施用蚓粪后三叶草中重金属含量升高,降低了土壤中的 DTPA 提取态 Fe、Cu、Cb、Cr 等的含量,但他们未分析试验前后土壤中各形态重金属含量的变化。至今,还不清楚蚓粪在土壤中究竟是固定还是活化了重金属。本文选择了两种常见有机物料生产的蚓粪,在不种植作物的情况下研究了蚓粪对土壤酸度及 Cu 和 Pb 化学形态的影响,以

期阐明蚓粪对土壤酸度和重金属活性影响的方向和机制,为蚓粪在土壤酸化和重金属污染治理中的应用提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤:供试土壤样品采自广东省大宝山矿区下游(24°30.10'N, 113°45.05'E)水稻田的 0—20 cm 耕层土壤。土样经风干、混匀、过 2 mm 筛备用。

牛粪蚓粪:生产蚓粪用的牛粪取自周边养牛场,自然风干调节含水量为 60% 左右,取适量牛粪接种赤子爱胜蚓(*Eisenia foetida*),获取牛粪蚓粪,风干、过 2 mm 筛备用,另取等量牛粪进行同时间的自然堆置,风干、过 2 mm 筛后用作同物料对照。

稻秆蚓粪:生产蚓粪用的水稻秆取自周边水稻田,将稻秆风秆、磨细、过 2 mm 筛,保持含水量 60% 左右,接种赤子爱胜蚓(*Eisenia foetida*),获取稻秆蚓粪,风干、过 2 mm 筛备用,同时进行等时间的自然堆置,用作同物料对照。上述土壤及有机物料的部分基础化学属性见表 1。

表 1 供试土壤与有机物料的部分化学属性

样品	pH	总有机碳/(g·kg ⁻¹)	全 N/(g·kg ⁻¹)	C/N	全 Cu/(mg·kg ⁻¹)	全 Pb/(mg·kg ⁻¹)
土壤	4.96	15.55	0.71	22	361.2	472.3
牛粪蚓粪	7.27	289.40	19.04	15	27.5	16.4
牛粪	8.15	365.99	13.11	28	16.2	10.2
稻秆蚓粪	6.90	315.12	18.50	17	6.3	5.2
稻秆	7.91	373.67	13.40	28	5.1	2.3

1.2 试验设计

本研究采用培养试验进行研究。培养试验于 2016 年 9 月进行,持续 60 d,共设置 13 个处理,3 次重复,处理包括 0%,2.5%,5%,10% 4 个蚓粪用量水平。除 CK 外,每个用量水平下分别布置了两种蚓粪及相对照处理,具体方案见表 2。按照设计用量,将蚓粪与土壤混匀后,放入直径 15 cm,高 12 cm 的圆形塑料花盆中。采用称重法,维持盆内含水量为土壤田间持水量的 50%~60%,所有处理均置于室内阴凉通风处自然放置,室内温度维持在(28±1)

℃。处理结束后将土壤样品风干、磨细、过筛,测定其有机碳形态、酸度和 Cu、Pb 化学形态等相关指标。

1.3 样品测定方法

本试验中测试了土壤总有机碳、可溶性有机碳、微生物量碳、胡敏酸碳和富里酸碳等形态的有机碳。其中,总有机碳采用高温外加热重铬酸钾氧化—容量法测定;可溶性有机碳采用 K_2SO_4 振荡浸提—重铬酸钾氧化法测定;微生物量碳采用氯仿熏蒸—容量分析法测定;胡敏酸和富里酸碳采用分组分离—湿式氧化定量法测定。表征土壤酸化程度的指标测试了水提 pH、中性盐

提(KCl)pH、以及交换性酸中的交换性氢和交换性铝的含量。pH(H₂O)和pH(KCl)分别采用超纯水和1 mol/L的KCl按1:2.5的土水比浸提测定;交换性氢和铝含量采用KCl交换—中和滴定法测定。各指标具体测定步骤分别参照鲁如坤^[12]和李振高等^[13]的分析方法。

表2 试验设计

蚓粪用量水平/%		处理	土壤	牛粪蚓粪	牛粪	稻秆蚓粪	稻秆
0	空白(CK)	1000	—	—	—	—	—
	牛粪蚓粪(CE)	1000	25	—	—	—	—
	牛粪对照(C)	1000	—	25	—	—	—
2.5	稻秆蚓粪(RE)	1000	—	—	25	—	—
	稻秆对照(R)	1000	—	—	—	25	—
	牛粪蚓粪(CE)	1000	50	—	—	—	—
5	牛粪对照(C)	1000	—	50	—	—	—
	稻秆蚓粪(RE)	1000	—	—	50	—	—
	稻秆对照(R)	1000	—	—	—	50	—
10	牛粪蚓粪(CE)	1000	100	—	—	—	—
	牛粪对照(C)	1000	—	100	—	—	—
	稻秆蚓粪(RE)	1000	—	—	100	—	—
	稻秆对照(R)	1000	—	—	—	100	—

全量Cu和Pb含量采用氢氟酸—硝酸—高氯酸消解法测定;不同化学形态Cu和Pb含量采用三步浸提法(BCR法)测定:(1)醋酸浸提,主要包含水溶态,交换态和碳酸盐结合态,由于本研究中的土壤呈酸性(pH=4.96),碳酸盐结合态可忽略不计,因此本步骤浸提得出的Cu和Pb的形态主要为水溶—交换态;(2)羟基盐酸浸提,主要包含铁锰氧化物结合态;(3)H₂O₂消化—醋酸铵浸提,主要包含与有机物和硫化物结合态。全量和各浸提形态的Cu和Pb含量均采用原子吸收分光光度计测定。残渣态为全量与各浸提形态的差值。

表3 蚓粪对不同形态有机碳含量的影响

蚓粪用量水平/%		处理	总有机碳	可溶性有机碳	微生物量碳	胡敏酸碳	富里酸碳
0	CK	15.24±0.78f	0.06±0.02e	0.05±0.01g	0.05±0.01e	8.26±0.23i	
	牛粪蚓粪(CE)	19.02±0.17e	0.07±0.01e	0.11±0.01f	0.55±0.18e	9.71±0.48h	
	牛粪对照(C)	22.31±0.34d	0.08±0.01e	0.10±0.02f	0.48±0.19e	10.78±0.26fg	
2.5	稻秆蚓粪(RE)	19.67±0.32e	0.22±0.06c	0.12±0.01f	0.35±0.06e	10.76±0.38fg	
	稻秆对照(R)	20.13±0.71e	0.17±0.01cd	0.18±0.04de	0.35±0.02e	10.23±0.60fg	
	牛粪蚓粪(CE)	22.92±1.92d	0.10±0.01de	0.12±0.01ef	0.94±0.04cd	11.29±0.63ef	
5	牛粪对照(C)	27.66±0.90c	0.20±0.02c	0.20±0.03cd	1.22±0.11c	12.56±0.57cd	
	稻秆蚓粪(RE)	22.25±0.42d	0.25±0.04bc	0.15±0.03de	0.71±0.04de	12.14±0.14de	
	稻秆对照(R)	22.99±0.71d	0.22±0.03c	0.24±0.04bc	0.47±0.22e	10.50±0.45fg	
10	牛粪蚓粪(CE)	27.87±1.84c	0.13±0.02de	0.14±0.03de	1.73±0.23b	13.25±0.71bc	
	牛粪对照(C)	37.89±0.93a	0.22±0.03c	0.30±0.06b	2.36±0.33a	14.97±0.50a	
	稻秆蚓粪(RE)	27.65±0.77c	0.44±0.07a	0.19±0.04cd	1.92±0.39b	14.34±0.36a	
	稻秆对照(R)	31.98±2.35b	0.32±0.08b	0.38±0.09a	1.01±0.28cd	13.47±0.94b	
	F	72.16	17.52	14.02	30.09	38.87	
	P	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	

注:表中数值为均值±标准差,n=3。数据后的小写字母代表不同用量水平、不同物料间的差异情况,含有相同字母的表示差异不显著(P>0.05)。下同。

2.1.2 蚓粪对土壤酸度的影响 表4为蚓粪施入土壤后,表征土壤酸度的水提pH值、中性盐(KCl)提

1.4 数据分析

利用方差和多重比较分析不同形态有机碳和土壤酸度及Cu、Pb形态在不同处理间的差异,数据统计采用SAS统计软件(SAS 8.0 Software, SAS Institute Inc.);采用主成分分析(Principal Components Analysis)借助ADE-4软件,将多个相互关联的变量进行综合分析,利用二维空间载荷图和得分图反映分析结果,并应用置换检验(Permutation test)检验蚓粪对土壤酸度和Cu、Pb形态的综合影响。

2 结果与分析

2.1 蚓粪对土壤不同形态有机碳含量和酸度及Cu、Pb化学形态的影响

2.1.1 蚓粪对不同形态有机碳含量的影响 由表3可见,施入两种蚓粪后,在3个用量水平下总有机碳的含量分别增加了25%,50%,83%和29%,46%,81%,其他各形态有机碳也都有不同程度的增加,胡敏酸碳增幅最大,达到6~37倍。但是,在同一用量水平下蚓粪与对照相比,蚓粪处理中的总有机碳含量多数显著低于同物料对照处理,差距达到2%~36%,蚓粪组的其他形态有机碳也多数低于对照组,部分达到显著。两种蚓粪之间,牛粪蚓粪的可溶性有机碳含量在不同用量水平下都显著高于稻秆蚓粪(P<0.05),而其他各形态有机碳含量在两种蚓粪之间的差异多数未达显著水平。综上所述,本文3个用量水平下,蚓粪可以增加土壤总有机碳含量25%~83%,蚓粪的增加效果低于等量的对照。两种蚓粪之间,牛粪蚓粪组的可溶性有机碳显著高于稻秆蚓粪。

pH值以及表征潜性酸的交换性氢和交换性铝的含量变化情况。加入蚓粪后,pH(H₂O)在不同用量组

分别升高了 0.38~0.42, 0.57~0.59, 0.92~1.13 个 pH 单位, pH(KCl) 在不同用量组分别升高 0.41~0.43, 0.73~0.73, 1.14~1.37 个 pH 单位, 同时交换性氢的含量在 3 个用量水平下分别下降了 41%~53%, 49%~71%, 60%~77%, 交换性铝的含量分别下降了 57%~81%, 87%~93%, 94%~94%。同一用量水平下蚯粪与对照相比, 蚯粪组的 pH(H₂O) 和 pH(KCl) 相比对照组的升高幅度均达到显著水平 ($P < 0.05$), 蚯粪组交换性氢和交换性铝的含量多数低于对照组, 部分达到显著水平。两种蚯粪之间, pH(H₂O) 和 pH(KCl) 在 2.5% 和 5% 水平下差异不显

著, 在 10% 水平下牛粪蚯粪组显著高于稻秆蚯粪组。两种蚯粪之间交换性氢的含量在 2.5% 水平下差异不显著, 5% 和 10% 水平下牛粪蚯粪显著低于稻秆蚯粪, 而交换性铝的含量两者差异不显著。综上所述, 蚯粪可以提升土壤 pH(H₂O) 0.38~1.13 个 pH 单位, 提升土壤 pH(KCl) 0.41~1.37 个 pH 单位, 并使交换性氢和铝的含量分别降低 41%~77% 和 57%~94%。蚯粪提升土壤 pH(H₂O) 值的效果比对照高出 0.35~4 倍。两种蚯粪之间, 牛粪蚯粪仅在 10% 用量下降低土壤 pH(H₂O) 的效果高出稻秆蚯粪 22%, 其余两个用量水平下差异不显著。

表 4 蚯粪对土壤酸度的影响

蚯粪用 量水平/%	处理	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	交换性氢/ (mmol(H ⁺) · kg ⁻¹)	交换性铝/ (mmol(1/3Al ³⁺) · kg ⁻¹)
0	CK	5.01±0.03i	4.38±0.03j	1.98±0.14a	4.30±0.67a
	牛粪蚯粪(CE)	5.39±0.06ef	4.79±0.09h	1.17±0.08bc	0.81±0.04de
	牛粪对照(C)	5.29±0.02gh	4.98±0.03f	1.34±0.39b	1.04±0.30cd
	稻秆蚯粪(RE)	5.43±0.02e	4.81±0.02h	0.94±0.06cd	1.84±0.12b
	稻秆对照(R)	5.09±0.03i	4.60±0.03i	1.27±0.04b	3.94±0.47a
	牛粪蚯粪(CE)	5.58±0.06d	5.11±0.05e	0.58±0.15g	0.56±0.20ef
2.5	牛粪对照(C)	5.33±0.04fg	4.91±0.01fg	0.88±0.06de	1.10±0.34c
	稻秆蚯粪(RE)	5.60±0.08d	5.11±0.05e	1.00±0.14cd	0.42±0.09ef
	稻秆对照(R)	5.28±0.06h	4.84±0.05gh	1.13±0.05bc	1.62±0.37b
	牛粪蚯粪(CE)	6.14±0.09a	5.75±0.06a	0.46±0.08h	0.25±0.13f
5	牛粪对照(C)	5.75±0.04c	5.43±0.02c	0.49±0.04h	0.24±0.08f
	稻秆蚯粪(RE)	5.93±0.07b	5.52±0.05b	0.79±0.06ef	0.27±0.06ef
	稻秆对照(R)	5.63±0.04d	5.20±0.05d	0.71±0.16fg	0.30±0.09ef
	F	91.26	215.10	20.75	56.49
10	P	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001

2.1.3 蚯粪对土壤 Cu、Pb 化学形态的影响 表 5、表 6 分别为蚯粪影响下土壤中 Cu 和 Pb 各化学形态的含量。综合来看, 全量、铁锰态和残渣态的 Cu 和 Pb 在各处理间多数未表现出显著差异, 水溶—交换态的含量随施用量的增加逐渐下降, 而有机结合态则逐渐升高。蚯粪组水溶—交换态 Cu 含量在 3 个用量水平下分别下降了 22%~35%, 37%~60%, 64%~70%, 有机结合态 Cu 含量分别增加了 19%~39%, 31%~48%, 49%~56%; 蚯粪组水溶—交换态 Pb 含量在 3 个用量水平下分别下降了 29%~39%, 50%~59%, 69%~70%, 有机结合态 Pb 含量分别增加了 10%~12%, 19%~20%, 26%~40%。在同一用量水平下蚯粪与对照相比, 蚯粪组水溶—交换态 Cu 和 Pb 的含量均显著低于对照组 ($P < 0.05$), 有机结合态 Cu 含量显著高于对照组 ($P < 0.05$), 而有机结合态 Pb 含量与对照组相比有部分处理升高, 但均未达显著水平。两种蚯粪相比, 除 Pb 的水溶—交换态含量在 10% 水平下差异未达显著程度外, 稻秆蚯粪组的水溶—交换态 Cu 和 Pb 含量多数显著低于牛

粪蚯粪组, 稻秆蚯粪组有机结合态 Cu 的含量在 3 个用量下均显著高于牛粪蚯粪组, 而有机结合态 Pb 的含量只有 10% 用量水平下显著高于牛粪组。综上所述, 本文 3 个用量水平下蚯粪降低了土壤中水溶—交换态 Cu 含量的 22%~70%, 降低了水溶—交换态 Pb 含量的 29%~70%, 同时有机结合态 Cu 的含量增加了 19%~56%, 有机结合态 Pb 的含量增加了 10%~40%。蚯粪降低水溶—交换态 Cu 含量的效果比对照物料高出 0.58~9.6 倍, 降低水溶—交换态 Pb 含量的效果高出 0.16~3.4 倍。此外, 稻秆蚯粪降低水溶—交换态 Cu 含量的效果比牛粪蚯粪高出 11%~61%、降低水溶—交换态 Pb 含量的效果比牛粪蚯粪高出 1%~32%。

2.1.4 蚯粪对土壤有机碳、酸度和 Cu、Pb 形态影响的主成分分析 蚯粪作用下土壤有机碳形态、酸度和 Cu、Pb 化学形态的主成分分析结果见图 1。在得分图中(图 1b)蚯粪和对照处理明显的被区分开, 分别位于第二主成分的正方向和负方向, 由图 1a 可知, 对第二主成分正方向贡献率较大的指标主要有 pH

(H_2O)和pH(KCl),对第二主成分负方向贡献率较大的指标主要有微生物量碳、总有机碳、可溶性有机碳、水溶—交换态Pb和Cu等指标,这说明蚓粪主要促进了pH(H_2O)和pH(KCl)等指标的升高,以及降低水溶—交换态Cu、Pb的含量,而同物料对照处理对微生物量碳、总有机碳、可溶性有机碳含量的影响较大。随着用量水平的增加,蚓粪处理均从第一主成分的负方向向第一主成分的正方向变化(图1b)。由图1a可知对第一主成分负方向贡献率较大的指标主

要有交换性氢、交换性铝、水溶—交换态Pb、Cu等指标,而对第一主成分正方向贡献率较大的指标主要有pH(H_2O)、pH(KCl)、有机结合态Cu、胡敏酸碳、富里酸碳、有机结合态Pb、可溶性有机碳和总有机碳等。蚓粪施用量的增加主要是促进了pH(H_2O)、pH(KCl)、有机结合态Cu、胡敏酸碳、富里酸碳、有机结合态Pb、可溶性有机碳和总有机碳等指标值的上升,并且降低了交换性氢、交换性铝、水溶—交换态Pb、水溶—交换态Cu等的含量。

表5 蚓粪对Cu化学形态的影响

单位:mg/kg

蚓粪用量水平/%	处理	全量	水溶—交换态	铁锰态	有机结合态	残渣态
2.5	CK	379.23±25.88a	74.80±1.64a	67.93±4.18ab	39.80±3.80h	196.70±26.04a
	牛粪蚓粪(CE)	381.30±18.34a	58.37±4.56c	68.07±2.80ab	47.40±3.01fg	207.47±15.92a
	牛粪对照(C)	386.13±8.81a	67.37±2.16a	70.17±2.06a	42.60±2.27h	206.03±4.46a
	稻秆蚓粪(RE)	370.53±12.74a	48.77±3.17d	72.60±1.00a	55.33±2.57bcd	193.83±16.57a
	稻秆对照(R)	383.70±18.53a	74.53±1.97a	70.43±0.55a	46.03±2.10fg	192.77±19.72a
	牛粪蚓粪(CE)	370.53±13.63a	46.97±1.20d	68.10±0.76ab	52.23±3.35de	203.23±9.49a
5	牛粪对照(C)	378.33±4.21a	62.47±2.16bc	65.87±3.27ab	50.90±4.85ef	199.07±4.54a
	稻秆蚓粪(RE)	386.97±4.05a	29.90±4.94e	70.87±6.24a	59.10±4.31ab	227.20±5.74a
	稻秆对照(R)	384.87±10.31a	66.50±3.86b	65.67±4.31ab	51.57±1.91ef	201.13±11.68a
	牛粪蚓粪(CE)	355.00±15.11a	27.10±0.76e	63.83±5.87b	59.47±4.43ab	204.63±19.31a
	牛粪对照(C)	376.17±20.91a	44.57±2.80d	66.93±1.36ab	57.47±4.97bc	207.20±21.58a
	稻秆蚓粪(RE)	364.60±16.53a	22.07±2.10f	65.77±6.13ab	61.93±1.72a	214.80±14.04a
10	稻秆对照(R)	376.53±9.77a	62.23±0.60bc	62.97±2.21b	53.33±2.56cd	198.07±9.68a
	F	1.16	97.78	2.51	9.75	1.23
	P	0.3642	<0.0001	0.0232	<0.0001	0.3169

表6 蚓粪对Pb化学形态的影响

单位:mg/kg

蚓粪用量水平/%	处理	全量	水溶—交换态	铁锰态	有机结合态	残渣态
2.5	CK	429.53±6.45a	44.27±1.32a	121.07±5.94a	22.00±0.82f	242.17±6.73a
	牛粪蚓粪(CE)	421.10±21.30a	31.27±1.63d	121.77±0.80a	24.70±0.35de	243.33±20.27a
	牛粪对照(C)	426.20±16.43a	34.20±1.30c	117.87±3.03a	23.13±0.86e	250.97±12.99a
	稻秆蚓粪(RE)	426.07±31.84a	27.10±1.32e	120.23±1.29a	24.17±0.45e	254.57±33.14a
	稻秆对照(R)	440.87±7.69a	40.40±0.27b	118.00±7.50a	24.53±0.35de	257.97±6.47a
	牛粪蚓粪(CE)	425.23±26.52a	22.27±1.33f	125.87±1.69a	26.43±0.76c	250.63±27.12a
5	牛粪对照(C)	422.10±6.56a	28.00±1.40e	119.93±1.86a	27.00±0.79c	247.17±7.66a
	稻秆蚓粪(RE)	422.67±15.28a	18.20±0.40g	119.57±10.28a	26.13±1.40cd	258.77±24.08a
	稻秆对照(R)	425.97±33.54a	35.03±1.86c	117.90±7.47a	26.13±0.32cd	246.90±41.60a
	牛粪蚓粪(CE)	420.47±9.89a	13.83±2.48h	126.33±0.84a	27.70±0.36bc	252.63±7.70a
	牛粪对照(C)	397.50±23.40a	18.13±0.98g	118.83±5.77a	29.23±2.22ab	231.27±19.03a
	稻秆蚓粪(RE)	397.27±26.30a	13.50±1.15h	122.90±4.52a	30.83±1.14a	230.07±24.30a
10	稻秆对照(R)	420.77±23.52a	28.23±1.25e	113.07±6.21a	29.40±1.48a	250.10±25.30a
	F	0.86	116.84	1.24	20.05	0.50
	P	0.6045	<0.0001	0.3127	<0.0001	0.9106

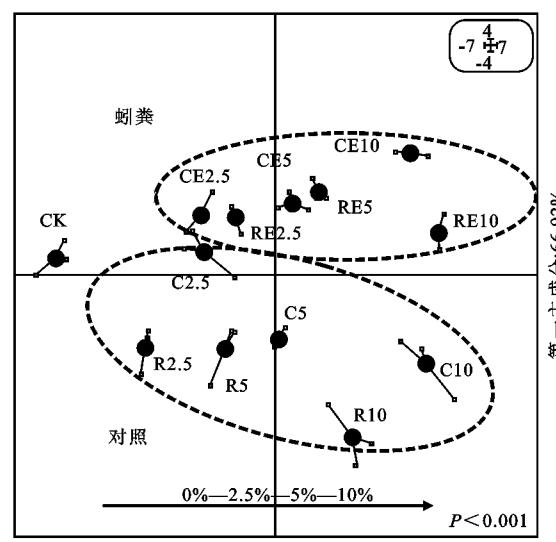
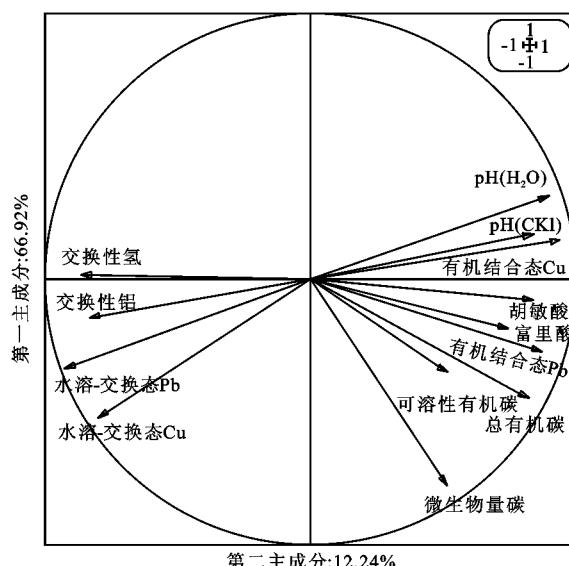
2.2 蚓粪作用下土壤中各形态有机碳含量与土壤酸化程度和Cu、Pb化学形态的内在关联

本文所选用的试验土壤为强酸性($pH=4.96$)的重金属污染土壤,添加蚓粪后各形态有机碳含量、土壤酸度和部分Cu、Pb的化学形态都发生了相应改变,为进一步探索在强酸性土壤条件下蚓粪对重金属活性的影响机制,本文对蚓粪作用下各形态有机碳含

量与土壤酸度和Cu、Pb化学形态的内在关联进行了分析(表7)。

由表7可见,pH(H_2O)和pH(KCl)与5种形态有机碳均具有显著或极显著的负相关关系。交换性氢和交换性铝与各形态有机碳也呈负相关关系,并且除可溶性有机碳外均达到极显著水平。水溶—交换态Cu、Pb与5种形态的有机碳都表现出了极显著的

负相关关系,而有机结合态 Cu、Pb 则与上述各形态有机碳之间均具有极显著的正相关关系。此外,水溶一交换态 Cu、Pb 与 pH(H₂O)、pH(KCl) 呈极显著的正相关,与交换性氢、铝呈极显著的负相关。



注:第二主成分后跟的百分比分别为其贡献率;图 b 中 CK 为空白对照,CE 为牛粪蚯粪,C 为牛粪,RE 为稻秆蚯粪,R 为稻秆,2.5,5,10 分别表示加入有机物料的比例为 2.5%、5% 和 10%。

图 1 蚕粪对土壤有机碳、酸化程度和 Cu、Pb 形态影响的主成分分析

表 7 蚕粪作用下有机碳形态与酸化程度和部分 Cu、Pb 化学形态的相关分析

指标	总有机碳	可溶性有机碳	微生物量碳	胡敏酸碳	富里酸碳	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	交换性氢	交换性铝
pH(H ₂ O)	0.96 ^{**}	0.46 [*]	0.75 ^{**}	0.86 ^{**}	0.90 ^{**}				
pH(KCl)	0.97 ^{**}	0.46 [*]	0.75 ^{**}	0.88 ^{**}	0.93 ^{**}				
交换性氢	-0.82 ^{**}	-0.31	-0.68 ^{**}	-0.60 ^{**}	-0.77 ^{**}				
交换性铝	-0.77 ^{**}	-0.40	-0.77 ^{**}	-0.59 ^{**}	-0.77 ^{**}				
水溶一交换态 Cu	-0.90 ^{**}	-0.69 ^{**}	-0.88 ^{**}	-0.78 ^{**}	-0.94 ^{**}	-0.90 ^{**}	-0.90 ^{**}	0.77 ^{**}	0.82 ^{**}
水溶一交换态 Pb	-0.93 ^{**}	-0.59 ^{**}	-0.86 ^{**}	-0.76 ^{**}	-0.95 ^{**}	-0.93 ^{**}	-0.93 ^{**}	0.88 ^{**}	0.88 ^{**}
有机结合态 Cu	0.80 ^{**}	0.64 ^{**}	0.82 ^{**}	0.63 ^{**}	0.89 ^{**}	0.80 ^{**}	0.80 ^{**}	-0.76 ^{**}	-0.76 ^{**}
有机结合态 Pb	0.88 ^{**}	0.67 ^{**}	0.80 ^{**}	0.83 ^{**}	0.90 ^{**}	0.84 ^{**}	0.86 ^{**}	-0.70 ^{**}	-0.76 ^{**}

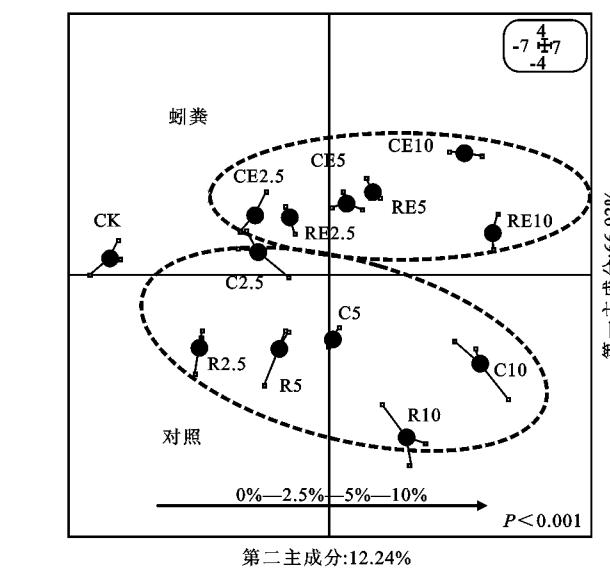
注:表中数据为相关系数 R, n=21(数据包括 1 个空白处理和各用量水平下的 6 个蚯粪处理,3 次重复);数据后“*”表示对应行跟列中的两个指标间相关性达到显著水平($P<0.05$);数据后“**”表示两指标间相关性达到极显著水平($P<0.01$)。

2.3 蚕粪与对照物料中单位有机碳降低土壤酸度和 Cu、Pb 活性的效率差异

在上述结果分析中,相同用量水平下,蚯粪组各形态有机碳含量的增加幅度多数小于其同物料对照组,但是,蚯粪组土壤酸度和 Cu、Pb 形态的变化幅度却高于对照组。同时,在蚯粪作用下,各形态有机碳与土壤酸度和 Cu、Pb 部分化学形态之间多数存在显著或极显著的相关性。为进一步分析蚯粪的作用机制,本文对蚯粪与对照组中单位有机碳降低土壤酸度和 Cu、Pb 活性的效率进行了比较分析。

图 2 为蚯粪和对照中的等量土壤总有机碳对土壤酸度影响效率的差异分析。蚯粪组总有机碳与水提和盐提 pH 值拟合趋势线的斜率均高于对照组,蚯粪组的总有机碳与交换性氢和铝拟合趋势线的斜率均低于对照组。当总有机碳含量相同时,蚯粪组的水提和盐提 pH 值均高于对照组,而交换性氢和铝的含量则低于对照组。采用同样的方法分析可溶性有机

的负相关,与交换性氢、铝则存在极显著的正相关关系。有机结合态 Cu、Pb 与 pH(H₂O)、pH(KCl) 呈极显著的正相关,与交换性氢、铝呈极显著的负相关。



第二主成分:12.24% $P<0.001$

碳、微生物量碳、胡敏酸碳和富里酸碳与土壤酸化相关指标的关系时也均存在类似的规律。这说明在提升土壤 pH 值、降低交换性酸含量方面蚯粪中各形态有机碳的作用效率要高于对照(制作蚯粪的物料)中的等量有机碳。

图 3 为蚯粪和对照中的等量总有机碳对 Cu、Pb 部分化学形态影响效率的差异分析。蚯粪组总有机碳与水溶一交换态 Cu、Pb 拟合趋势线的斜率均低于对照组,而与有机结合态 Cu、Pb 拟合趋势线的斜率均高于对照组。当总有机碳含量相同时,蚯粪组的水溶一交换态 Cu、Pb 含量总是低于对照组,而有机结合态 Cu、Pb 的含量则总是高于对照组。采用同样的方法分析可溶性有机碳、微生物量碳、胡敏酸碳和富里酸碳与 Cu、Pb 部分化学形态的关系时也均存在类似的规律。这说明在降低 Cu、Pb 活性、增加稳定态 Cu、Pb 含量方面蚯粪中各形态有机碳的作用效率也要高于对照物料中的等量有机碳。

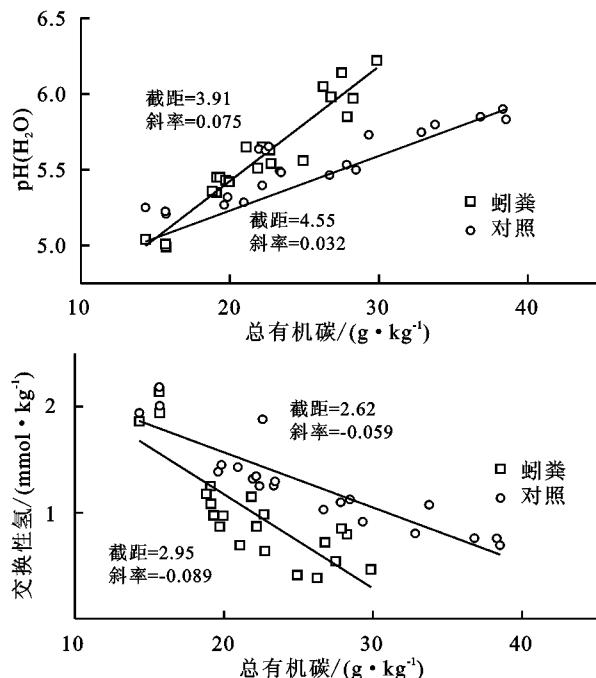


图2 蚯粪作用下土壤有机碳对土壤酸度的影响效率

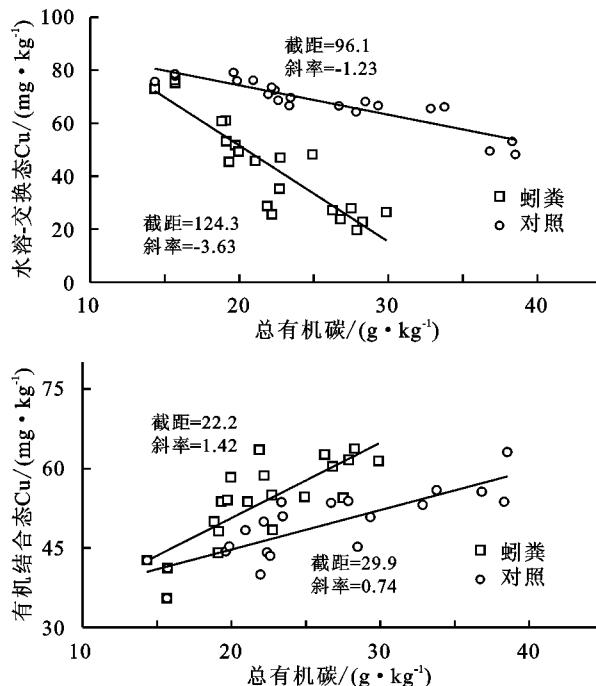
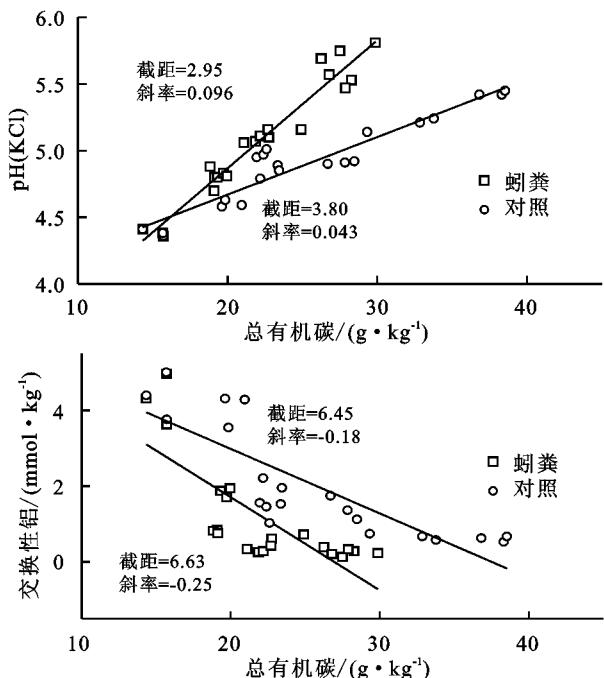
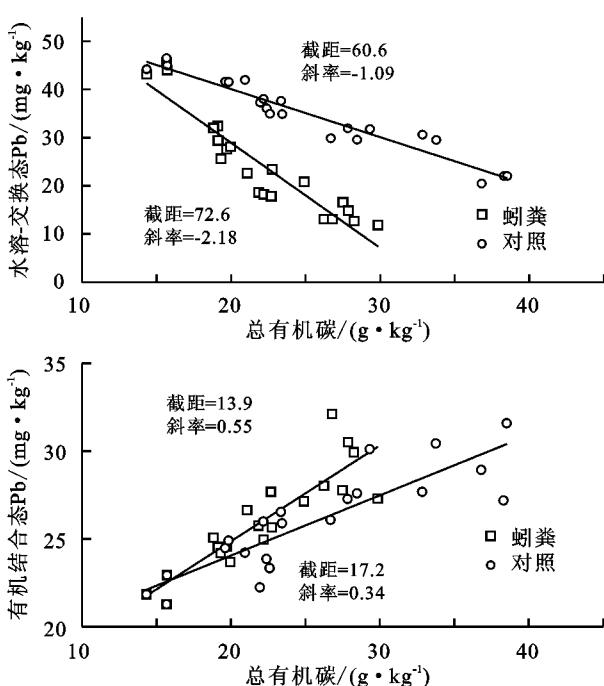


图3 蚯粪作用下土壤有机碳对Cu、Pb化学形态的影响效率



3 讨论

蚯粪在土壤培肥方面的效果已有报道^[15],本研究结果也显示,施用蚯粪后土壤中各种形态有机碳的含量都有所升高(表3),但蚯粪组各形态有机碳含量多数低于对照组,这主要是因为在蚯蚓消化有机物料生产蚯粪的过程中,要消耗一部分有机碳以获得代谢所需的能量^[16]。本研究结果还显示,施用蚯粪可显著提升土壤pH值、降低交换性氢、铝的含量(表4),这与多数研究者对蚯粪与土壤酸度关系的研究结果一致^[17]。此外,本文结果还显示蚯粪可以显著降低

土壤中水溶—交换态Cu、Pb的含量,并提升有机结合态Cu、Pb的含量(表5,表6),这说明蚯粪可以吸附固定土壤中的重金属。也有研究者发现蚯粪施入污染土壤后增加了洋甘菊、东南景天等植物体内的重金属含量^[18-19],这可能是蚯粪提升了土壤肥力,改善了植物生存环境,增强了植物根系的吸收能力,从而增加了植物的吸收量。而本研究采用的是室内无植物的微宇宙培养试验,排除植物自身的因素,单纯探讨了蚯粪对土壤的作用。

蚯粪中含多种形态的有机碳,各形态的有机碳会

不同程度提升土壤 pH 值,而 pH 值的升高会进一步降低重金属离子的可移动性^[20-21]。本研究结果显示,除可溶性有机碳外,各形态的有机碳与 pH(H₂O)、pH(KCl)、有机结合态 Cu 和 Pb 均具有极显著正相关关系,与交换性氢和铝、水溶—交换态 Cu 和 Pb 均表现出极显著负相关关系(表 7),这说明蚓粪可以降低土壤酸度和 Cu、Pb 等重金属的活性。有研究者报道^[22]可溶性有机碳会增加重金属的解吸,并提高其可移动性,而本研究结果中可溶性有机碳与水溶—交换态 Cu、Pb 含量均呈负相关,同时可溶性有机碳与土壤 pH 值呈显著正相关,这可能是由于本试验中的土壤 pH 值较低(pH=4.96),在这种强酸性环境条件下,可溶性有机碳通过升高土壤 pH 值进而降低重金属活性的效果大于其直接与重金属络合增加重金属活性的效果。但不管怎样,有机碳在土壤酸化程度和重金属活性的变化中具有基础性的影响作用。

本研究结果还显示,蚓粪在降低土壤酸度和重金属活性方面的效果优于对照物料(制作蚓粪的相同物料),说明蚓粪中各形态有机碳在降低土壤酸化程度和重金属活性方面的作用效率显著高于对照的等量有机碳(图 2,图 3),其原因是由于蚯蚓的消化作用改变了物料有机碳的某些形态或结构^[23],或影响其中微生物种群组成^[24]进而改变了有机碳结构,使得最终蚓粪中的有机碳更利于吸附 H⁺、Al³⁺ 等酸性离子以及土壤溶液中的重金属离子,从而更有利于 pH 值的上升和重金属离子活性的下降。

4 结论

(1)施用两种蚓粪可以提高土壤总有机碳含量,但提高的效果低于等量的对照物料;两种蚓粪之间,牛粪蚓粪组土壤的可溶性有机碳显著高于稻秆蚓粪,其余形态有机碳含量两者多数无显著差异。

(2)蚓粪可使土壤 pH(H₂O)值、pH(KCl)值提高,使土壤中交换性 Cu、Pb 含量降低。蚓粪提升土壤 pH(H₂O)值的效果比对照高。两种蚓粪之间,牛粪蚓粪仅在 10% 用量下降低土壤 pH(H₂O)的效果高出稻秆蚓粪 22%。

(3)蚓粪使土壤中水溶—交换态 Cu、Pb 含量降低,使有机结合态 Cu、Pb 含量增高。蚓粪降低水溶—交换态 Cu、Pb 含量的效果比对照物料高 0.58~9.61 倍和 0.16~3.4 倍。稻秆蚓粪降低水溶—交换态 Cu 含量的效果比牛粪蚓粪高出 11%~61%,降低水溶—交换态 Pb 含量的效果比牛粪蚓粪高出 1%~32%。

(4)在提升土壤 pH 值、降低交换性酸含量以及降低 Cu、Pb 活性方面,蚓粪中各形态有机碳具有重要作用,并且蚓粪中有机碳的作用效率高于对照(制作蚓粪的物料)中的等量有机碳。

参考文献:

- [1] Marrugo-Negrete J, Pinedo-Hernández J, Diez S. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia[J]. Environmental Research, 2017, 154(4):380-388.
- [2] Kovacs H, Szemmelweis K. Disposal options for polluted plants grown on heavy metal contaminated brownfield lands? A review[J]. Chemosphere, 2017, 166(1):8-20.
- [3] Mao Q G, Lu X K, Zhou K J, et al. Effects of long-term nitrogen and phosphorus additions on soil acidification in an N-rich tropical forest[J]. Geoderma, 2017, 285(1):57-63.
- [4] Ding Y Z, Song Z G, Feng R W, et al. Interaction of organic acids and pH on multi-heavy metal extraction from alkaline and acid mine soils[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2014, 11(1):33-42.
- [5] Diaz J M C, Martin-Laurent F, Beguet J, et al. Fate and effect of imidacloprid on vermicompost-amended soils under dissimilar conditions: Risk for soil functions, structure, and bacterial abundance[J]. Science of The Total Environment, 2017, 579(2):1111-1119.
- [6] Stern J C, Foustoukos D I, Sonke J E, et al. Humic acid complexation of Th, Hf and Zr in ligand competition experiments: Metal loading and pH effects[J]. Chemical Geology, 2014, 363(1):241-249.
- [7] Matos G D, Arruda M A Z. Vermicompost as natural adsorbent for removing metal ions from laboratory effluents[J]. Process Biochemistry, 2003, 39(1):81-88.
- [8] Tajbakhsh J, Goltapeh E M, Varma A. Vermicompost as a biological soil amendment[M]//Biology of Earthworms. Springer Berlin Heidelberg, 2011:215-228.
- [9] Jordao C P, Fialho L L, Neves J C, et al. Reduction of heavy metal contents in liquid effluents by vermicomposts and the use of the metal-enriched vermicomposts in lettuce cultivation[J]. Bioresource Technology, 2007, 98(15):2800-2813.
- [10] Hoehne L, de Lima C V S, Martini M C, et al. Addition of vermicompost to heavy metal-contaminated soil increases the ability of black oat (*Avena strigosa* Schreb) plants to remove Cd, Cr, and Pb[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2016, 227(12):443.
- [11] Fernández-Gómez M J, Quirantes M, Vivas A, et al. Vermicomposts and/or arbuscular mycorrhizal fungal inoculation in relation to metal availability and biochemical quality of a soil contaminated with heavy metals[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2012, 223(5):2707-2718.
- [12] 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.

- [13] 李振高,骆永明,滕应.土壤与环境微生物研究法[M].北京:科学出版社,2008.
- [14] Rauret G, Lopez-Sanchez J F, Sahuquillo A, et al. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials[J]. Journal of Environmental Monitoring, 1999, 1(1):57-61.
- [15] Nattudurai G, Vendan S E, Ramachandran P V, et al. Vermicomposting of coirpith with cowdung by *Eudrilus eugeniae* Kinberg and its efficacy on the growth of *Cyamopsis tetragonoloba* (L) Taub[J]. Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences, 2014, 13(1):23-27.
- [16] Curry J P, Schmidt O. The feeding ecology of earthworms: A review[J]. Pedobiologia, 2007, 50(6):463-477.
- [17] Rashid M I, Goede R G M, Nunez G A C, et al. Soil pH and earthworms affect herbage nitrogen recovery from solid cattle manure in production grassland[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2014, 68(1):1-8.
- [18] Chand S, Pandey A, Patra D D. Influence of vermicompost on dry matter yield and uptake of Ni and Cd by chamomile (*Matricaria chamomilla*) in Ni- and Cd-polluted soil[J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2012, 223(5):2257-2262.
- [19] Wang K, Zhang J, Zhu Z, et al. Pig manure vermicompost (PMVC) can improve phytoremediation of Cd and PAHs co-contaminated soil by *Sedum alfredii*[J]. Journal of Soils and Sediments, 2012, 12(7):1089-1099.
- [20] Lertpaitoonpan W, Ong S K, Moorman T B. Effect of organic carbon and pH on soil sorption of sulfamethazine[J]. Chemosphere, 2009, 76(4):558-564.
- [21] Liu W, Xu N, Wang T, et al. Influence of pH, ionic strength and humic acid on competitive adsorption of Pb (II), Cd(II) and Cr(III) onto titanate nanotubes[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 215/216(3):366-374.
- [22] Pérez-Esteban J, Escolastico C, Masaguer A, et al. Soluble organic carbon and pH of organic amendments affect metal mobility and chemical speciation in mine soils[J]. Chemosphere, 2014, 103(5):164-171.
- [23] Ngo P, Rumpel C, Ngo Q, et al. Biological and chemical reactivity and phosphorus forms of buffalo manure compost, vermicompost and their mixture with biochar [J]. Bioresource Technology, 2013, 148(11):401-407.
- [24] Huang K, Li F, Wei Y, et al. Changes of bacterial and fungal community compositions during vermicomposting of vegetable wastes by *Eisenia foetida* [J]. Bioresource Technology, 2013, 150(12):235-241.

(上接第 297 页)

- [18] 陈甲瑞,梁银丽,周茂娟,等.免耕和施肥对玉米光合速率的影响[J].水土保持研究,2006,13(6):72-74.
- [19] 刘祖贵,陈金平,段爱旺,等.不同土壤水分处理对夏玉米叶片光合等生理特性的影响[J].干旱地区农业研究,2006,24(1):90-95.
- [20] 于文颖,纪瑞鹏,冯锐,等.不同生育期玉米叶片光合特性及水分利用效率对水分胁迫的响应[J].生态学报,2015,35(9):2902-2909.
- [21] 刘明,齐华,孙世贤,等.水分胁迫对玉米光合特性的影响[J].玉米科学,2008,16(4):86-90.
- [22] 刘帆,申双和,李永秀,等.不同生育期水分胁迫对玉米光合特性的影响[J].气象科学,2013,33(4):378-383.
- [23] 李昭楠,李唯,姜有虎,等.西北干旱区戈壁葡萄膜下滴灌需水量和灌溉制度[J].水土保持学报,2011,25(5):247-251.
- [24] Wakrim R, Wahbi S, Tahi H, et al. Comparative effects of partial root drying (PRD) and regulated deficit irrigation (RDI) on water relations and water use efficiency in common bean (*Phaseolus vulgaris* L.)[J]. Agriculture Ecosystems and Environment, 2005, 106(2/3):275-287.
- [25] 董彦红,赵志成,张旭,等.分根交替滴灌对管栽黄瓜光合作用及水分利用效率的影响[J].植物营养与肥料学报,2016,22(1):269-276.
- [26] 王同朝,李小艳,李仟,等.秸秆覆盖和土壤水分互作对夏玉米水分利用效率及产量的影响[J].河南农业大学学报,2014,48(3):280-287.
- [27] 唐江华,苏丽丽,李亚杰,等.不同耕作方式对复播大豆光合特性、干物质生产及经济效益的影响[J].应用生态学报,2016,27(1):182-190.
- [28] 刘洋,栗岩峰,李久生,等.东北半湿润区膜下滴灌对农田水热和玉米产量的影响[J].农业机械学报,2015,46(10):93-104.
- [29] 曹玉军,魏雯雯,徐国安,等.半干旱区不同地膜覆盖滴灌对土壤水、温变化及玉米生长的影响[J].玉米科学,2013,21(1):107-113.
- [30] 唐光木,何红,杨金钰,等.灌溉定额对膜下滴灌玉米生理特性及产量的影响[J].水土保持研究,2014,21(3):293-297.
- [31] 王连君,王程翰,乔建磊,等.膜下滴灌水肥耦合对葡萄生长发育、产量和品质的影响[J].农业机械学报,2016,47(6):113-119.