

张孟豪, 吴家龙, 张池, 等. 赤子爱胜蚓对赤红壤铝形态的影响 [J]. 华南农业大学学报, 2020, 41(2): 48-54.
ZHANG Menghao, WU Jialong, ZHANG Chi, et al. Influence of *Eisenia fetida* on aluminum fractions in latosolic red soil[J]. Journal of South China Agricultural University, 2020, 41(2): 48-54.

赤子爱胜蚓对赤红壤铝形态的影响

张孟豪¹, 吴家龙², 张池¹, 崔莹莹¹, 戴军¹

(1 华南农业大学 资源环境学院/农业部耕地保育重点实验室/国土资源部建设用地再开发
重点实验室/广东省土地利用与整治重点实验室, 广东 广州 510642;
2 广东省土地开发整治中心, 广东 广州 510635)

摘要:【目的】研究蚯蚓添加对华南地区赤红壤酸化特征和铝 (Al) 形态的影响, 为华南赤红壤的酸化改良提供理论依据。【方法】通过室内盆栽试验, 用赤红壤培养赤子爱胜蚓 *Eisenia fetida* 40 d 后测定蚓粪和土壤 pH、有机质、全氮和阳离子交换量 (CEC); 通过连续浸提法测定土壤各铝形态含量, 包括交换态铝 (Al_{Ex})、弱有机结合态铝 (Al_{Orw})、有机结合态铝 (Al_{Or})、无定形态铝 (Al_{Amo})、氧化铁结合态铝 (Al_{Oxi})、非晶态铝硅酸盐和三水铝石 (Al_{Aag}); 采用主成分分析法研究不同处理土壤中铝的形态分布。试验以未添加蚯蚓的土壤为对照。【结果】与对照相比, 蚓粪的 pH 提高了 1.27, 全氮、CEC、Al_{Or} 以及交换性 K、Na、Ca 含量分别提高了 62.16%、38.22%、355.70%、151.38%、65.38% 和 51.90%; 蚓粪和土壤 Al_{Ex} 含量分别降低了 50.95% 和 53.14%。蚓粪的 pH、CEC、Al_{Or} 含量和交换性 K、Na、Ca 含量显著高于未吞食土壤。【结论】蚯蚓可提升土壤 pH 和土壤 Al_{Or} 的含量, 促进交换性 Ca、Mg 的释放, 降低土壤 Al_{Ex} 含量。

关键词: 蚯蚓; 土壤铝形态; pH; 交换性盐基离子; 赤红壤
中图分类号: S154.2 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-411X(2020)02-0048-07

Influence of *Eisenia fetida* on aluminum fractions in latosolic red soil

ZHANG Menghao¹, WU Jialong², ZHANG Chi¹, CUI Yingying¹, DAI Jun¹

(1 College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University/
Key Laboratory of Arable Land Conservation in South China, Ministry of Agriculture, China/
Key Laboratory of the Ministry of Land and Resources for Construction Land Transformation/
Guangdong Province Key Laboratory of Land Use and Consolidation, Guangzhou 510642, China;
2 Land Development and Reclamation Center of Guangdong Province, Guangzhou 510635, China)

Abstract: 【Objective】To investigate the impacts of earthworms on soil acidification characteristics and aluminum (Al) fractions of latosolic red soil in South China, and provide a theoretical basis for acidification improvement of latosolic red soil in South China. 【Method】The earthworms (*Eisenia fetida*) were incubated with latosolic red soil under laboratory conditions. After 40 days of incubation, Al fractions in earthworm cast and soil, namely exchangeable (Al_{Ex}), weakly organically bound (Al_{Orw}), organically bound (Al_{Or}), amorphous (Al_{Amo}), Al occluded in crystalline iron oxides (Al_{Oxi}), and amorphous aluminosilicate and gibbsite (Al_{Aag}) fractions, were determined using sequential extraction methods. Earthworm cast and soil pH, organic carbon, total

收稿日期: 2019-05-07 网络首发时间: 2020-01-07 11:39:08
网络首发地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/44.1110.S.20200106.0923.026.html>
作者简介: 张孟豪 (1994—), 男, 硕士研究生, E-mail: 15737316382@163.com; 通信作者: 张池 (1980—), 女, 副研究员, 博士, E-mail: zhangchi121@163.com; 戴军 (1958—), 男, 教授, 博士, E-mail: jundai@scau.edu.cn
基金项目: 国家自然科学基金 (41601227, 41201305); 国家重点研发计划重点专项 (2016YFD0201301, 2016YFD0201200, 2016YFD0800300)

nitrogen, and cation exchange capacity (CEC) were determined. The principal component analyses were applied to study the distribution of different Al fractions in different treated soils. And the soil without earthworm was set as a control. 【Result】 Compared to the control soil, pH of earthworm casts increased by 1.27, the total nitrogen, CEC, Al_{Or} and exchangeable K, Na, and Ca contents increased by 62.16%, 38.22%, 355.70%, 151.38%, 65.38% and 51.90%, respectively, and Al_{Ex} contents in earthworm casts and soil decreased by 50.95% and 53.14% respectively. The pH, CEC, Al_{Or} and exchangeable K, Na, Ca contents in casts were significantly higher than those in non-ingested soil. 【Conclusion】 Earthworms can significantly increase soil pH and Al_{Or}, promote the release of exchangeable Ca²⁺ and Mg²⁺, and reduce soil Al_{Ex} content.

Key words: earthworm; soil aluminum fraction; pH; exchangeable base cation; latosolic red soil

土壤酸化已成为全球性的生态和环境问题, 直接影响人类的生存基础和环境^[1]。我国南方地区土壤多呈酸性, 由于酸沉降等人为因素, 更加速了土壤酸化的过程^[2-3]。土壤酸化会导致土壤铝毒的发生, 且两者关系密切, pH 低于 5 时, 土壤铝毒尤为严重^[4]。土壤铝毒对土壤生物及植物有明显的毒害作用。Zhang 等^[5]研究表明, 土壤铝对赤子爱胜蚓 *Eisenia fetida* 产生毒害的临界值是 100 mg·kg⁻¹。土壤铝毒性的发挥不仅在于总量, 更在于形态^[6-7], 且土壤铝形态与 pH 密切相关^[8]。土壤交换性铝是铝毒发生的主要形态^[9], 其中 Al³⁺的毒性最强^[10]。pH≤5 时, 土壤交换性铝主要以 Al³⁺、AlOH²⁺、Al(OH)₂⁺、Al(OH)₃ 和 Al(OH)₄ 的形态存在^[10]。铝形态的划分还不规范, 没有统一标准, 不同研究者基于不同的研究目的, 通常将铝形态分为以下几种: 交换态 (Al_{Ex})、弱有机结合态 (Al_{Orw})、有机结合态 (Al_{Or})、非晶态 (Al_{Amo})、氧化铁结合态 (Al_{Oxi})、非晶态铝硅酸盐和三水铝石态 (Al_{Aag})^[11]。

有研究表明, 有机质对土壤铝形态产生极大影响^[12]。土壤的铝形态会随着季节的改变产生有规律的变化^[13]。但是目前有关土壤动物的活动对土壤铝形态的影响报道较少。蚯蚓是土壤中生物量最大的无脊椎动物^[14], 被称为生态系统工程师^[15], 蚯蚓通过取食土壤, 能够直接或者间接地对土壤的物理、化学以及生物学特性进行改善, 进而对整个土壤生态系统产生重大影响。前人研究表明, 蚯蚓对 Cd、Cu、Pb 和 Zn 等金属元素在土壤中的迁移和转化有着十分重要的影响^[16-17]。蚯蚓可以通过改变土壤 pH 以及有机质的分解和再分配, 进而影响土壤重金属的形态和活性^[18-20]。然而, 蚯蚓活动对土壤中 Al 的形态和毒性的影响很少有人研究。赤子爱胜蚓 *Eisenia fetida* 是经济合作与发展组织 (Organisation for Economic Cooperation and Development, OECD) 认证的标准蚓^[21-22]。华南地区大面积分布的赤红壤

具有酸性强、有机质贫乏、阳离子交换量较低以及铝毒严重等特性。本试验通过探究赤子爱胜蚓对土壤 pH、铝形态和交换性盐基离子释放的影响, 揭示蚯蚓活动对改变土壤铝形态、减轻土壤铝毒方面的意义, 以期为土壤铝毒的治理提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 供试土壤 供试土壤为华南地区有代表性的赤红壤, 采自华南农业大学树木园, 为未受污染的自然土壤 (23° 9' 33" N, 113° 21' 22" E), 取样深度为 0~20 cm。供试土壤的基本理化性质如下: pH 4.25±0.02, 有机碳 (SOC)(27.0±0.69) g·kg⁻¹, 全氮 (TN)(1.85±0.05) g·kg⁻¹, 碳氮质量比 (C/N)14.6±0.20, 黏粒质量分数 (22.0±0.50)%, 阳离子交换量 (CEC)(12.3±1.80) cmol·kg⁻¹, 交换性酸 (5.52±1.03) cmol·kg⁻¹, 交换性氢 (0.77±0.12) cmol·kg⁻¹, 交换性铝 (4.75±0.82) cmol·kg⁻¹, 总铝 (68.20±5.52) g·kg⁻¹。将采集的土壤自然风干, 过 2 mm 筛, 备用。将 500 g 未添加有机物料的上述土壤装入 1.5 L 的圆柱形塑料盆钵中, 盆钵的底部直径、盆口直径和盆体高度分别为 9、12 和 13 cm。

1.1.2 供试蚯蚓 供试蚯蚓为赤子爱胜蚓, 购自广州市某养殖场, 将购得的蚯蚓在水分、温度适宜的环境中培养 1 周, 同时添加有机物料供其生长繁殖。1 个月后挑选单条质量约 0.5 g 的大小一致、具有成熟环的健壮蚯蚓进行土壤接种。

1.2 试验方法

本试验共设置 2 个处理 (ESC 和 ESN): 500 g 土壤中添加 (12.0±0.1) g 赤子爱胜蚓, 培养 40 d 后, 人工收集蚓粪即为 ESC 处理, 人工收集的未吞食土壤即为 ESN 处理。以 500 g 不添加蚯蚓的土壤为对照 (CK)。

每个处理设置 5 次重复。试验期间温度保持

在 25 ℃, 土壤水分保持田间持水量的 40%~60%, 并且每 2 天通过称质量法保持土壤的含水量。为避免添加有机物料对土壤酸性和铝的影响^[23], 本试验无任何有机物料的添加。前人往往通过添加相对较多的蚯蚓以在短时间内获得大量的团聚体。因此, 在参照前人蚯蚓添加量的基础上, 本试验选择接种 (12.0±0.1) g 蚯蚓 (约 23 条) 到土壤中^[17, 24]。培养结束时 (40 d 后), 蚯蚓成活率达到 75% 以上, 对接种蚯蚓处理的蚓粪 (ESC) 和未吞食土壤 (ESN) 进行手工分离, 自然风干后, 过 2 mm 筛, 备用。

1.3 测定方法

土壤 pH 采用无 CO₂ 水以土液质量比 1.0:2.5 提取, pH 计 (雷磁 PHS-3C) 测定; 土壤有机质 (SOM) 含量通过重铬酸钾氧化-外加加热法进行测定; 土壤全氮 (TN) 含量通过凯氏定氮法测定; CEC 通过乙酸铵 (1 mol·L⁻¹ 的 CH₃COONH₄, pH 7.0) 交换-原子吸收分光光度法测定; 土壤交换性 K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Mg²⁺ 含量采用 1 mol·L⁻¹ 的 CH₃COONH₄ (pH 7.0) 浸提, 原子吸收分光光度法测定^[25]。

土壤铝形态的连续浸提采用改进的连续分级方法, 区分土壤样本之间铝形态分布差异。准确称取 1 g 过 0.25 mm 筛土壤样品, 装入 100 mL 硬质塑料离心管中进行分步提取操作: 1) 交换态铝 (Al_{Ex}): 加入 0.1 mol·L⁻¹ 的 BaCl₂ 溶液 (土液质量比 1:10), 室温下振荡 30 min, 离心 5 min (3 500 r/min, 下同), 过滤上层清液至白塑料瓶中作为原液待用, 提取 2 次, 用去离子水洗涤残余物, 离心弃去上层清液; 2) 弱有机结合态铝 (Al_{Orw}): 向上一步残渣加入 0.5 mol·L⁻¹ 的 CuCl₂ 溶液 (土液质量比 1:10), 室温下振荡 2 h, 离心, 过滤上层清液至白塑料瓶中作为原液待用, 提取 2 次, 用去离子水洗涤残余物, 离心弃去上层清液; 3) 有机结合态铝 (Al_{Or}): 向上一步残渣加入 0.1 mol·L⁻¹ 的 Na₄P₂O₇ (pH 10) 溶液 (土液质量比 1:40), 室温下振荡 2 h, 离心, 过滤上层清

液至白塑料瓶中作为原液待用, 提取 2 次, 用 1 mol·L⁻¹ 的 Na₂SO₄ 溶液洗涤残余物, 离心弃去上层清液; 4) 无定形态铝 (Al_{Amo}): 向上一步残渣加入 0.2 mol·L⁻¹ 的草酸铵 (pH 3.0) 溶液 (土液质量比 1:40), 黑暗条件下振荡 4 h, 离心, 过滤, 用去离子水洗涤残余物, 离心弃去上层清液; 5) 氧化铁结合态铝 (Al_{Oxi}): 向上一步残渣加入 0.3 mol·L⁻¹ 的 Na₃C₆H₅O₇ 溶液 20 mL、1 mol·L⁻¹ 的 NaHCO₃ 溶液 2.5 mL 和固体 Na₂S₂O₄ 溶液 0.5 g, 80 ℃ 水浴条件下搅拌 15 min, 离心分离, 过滤, 用 1 mol·L⁻¹ 的 NaCl 溶液洗涤残余物, 离心弃去上层清液; 6) 非晶态铝硅酸盐和三水铝石 (Al_{Agg}): 将上一步残渣转移至镍坩埚中, 加入 0.1 mol·L⁻¹ 的 NaOH 溶液, 煮沸 2.5 min, 冷却后过滤^[6, 11, 26]; 7) 矿物态铝 (Al_{Min}): 将土壤的全铝含量减去前 6 种铝形态含量之和作为 Al_{Min} 含量。土壤全铝及各形态铝含量采用 HF-HNO₃-HClO₄-H₂O₂ 消解^[27], 最后用电感耦合等离子体发射光谱仪测定 (ICP-OES, Varian 710-ES, 工作参数: 波长 237.312 nm, 雾化气压量 230 kPa, 仪器的检测限度范围为: 0~10 mol·L⁻¹)。

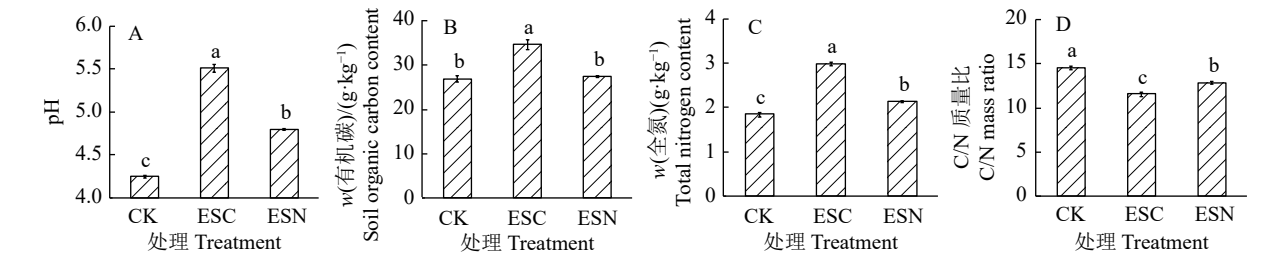
1.4 数据处理

使用 Microsoft Excel 2003 进行数据整理, 使用 SPSS 23.0 对试验数据进行分析, 不同处理间的差异采用单因素方差分析 (One-way ANOVA) 和 Duncan's s 多重比较进行分析, 通过在 R 中导入 ADE-4 软件包对不同土壤样本的酸化和铝形态分布特征进行主成分分析 (Principal component analysis, PCA)^[28]。

2 结果与分析

2.1 蚯蚓添加对土壤 pH 和碳、氮含量的影响

从图 1 中可以看出, 与 CK 相比, ESC 和 ESN 处理的 pH 均有显著提升 ($P<0.05$), 分别提高了 1.27 和 0.55, 且 ESC 处理显著高于 ESN 处理 ($P<$



CK: 对照土壤, 不加蚯蚓; ESC: 土壤+蚯蚓, 收集蚓粪; ESN: 土壤+蚯蚓, 收集未吞食土壤; 柱子上的不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$, Duncan's s 法)

CK: Control soil, no earthworm; ESC: Soil+earthworm, collecting cast; ESN: Soil+earthworm, collecting non-ingested soil; Different lowercase letters on bars indicated significant differences ($P<0.05$, Duncan's s test)

图 1 不同处理土壤的理化性质
Fig. 1 Soil physicochemical properties in different treatments

0.05); ESC 处理的土壤有机碳含量显著高于 ESN 处理和 CK($P<0.05$); 相比 CK, ESC 处理的全氮含量提高了 62.16%, ESC 和 ESN 处理的全氮含量显著高于 CK($P<0.05$), 且 ESC 处理显著高于 ESN 处理 ($P<0.05$); ESC 和 ESN 处理的碳氮质量比显著低于 CK($P<0.05$), 且 ESC 处理显著低于 ESN 处理 ($P<0.05$)。

2.2 蚯蚓添加对土壤铝形态分布的影响

从表 1 可以看出, 与 CK 相比, ESC 和 ESN 处理的 Al_{Ex} 含量分别下降了 50.95% 和 53.14%, 且差异显著 ($P<0.05$); ESC 处理的 Al_{Or} 含量提升了 355.70%, 差异显著 ($P<0.05$); ESC 处理的 Al_{Amo} 和 Al_{Oxi} 含量显著高于 CK 和 ESN 处理 ($P<0.05$); ESC、ESN 处理和 CK 的 Al_{Orw} 、 Al_{Aag} 和 Al_{Min} 含量无显著差异。

表 1 不同处理的土壤铝形态¹⁾
Table 1 Soil aluminum fractions in different treatments

处理 Treatment	w/(mg·kg ⁻¹)			w/(g·kg ⁻¹)			
	Al _{Ex}	Al _{Orw}	Al _{Or}	Al _{Amo}	Al _{Oxi}	Al _{Aag}	Al _{Min}
CK	210.0±2.0a	251±17a	228±15b	0.12±0.03b	0.72±0.02b	14.0±1.0a	51.6±1.0a
ESC	103.0±7.0b	281±13a	1 039±56a	0.15±0.05a	0.81±0.01a	12.2±0.4a	52.3±0.4a
ESN	98.4±4.6b	271±12a	292±7b	0.11±0.10b	0.69±0.02b	13.8±1.0a	51.9±1.0a

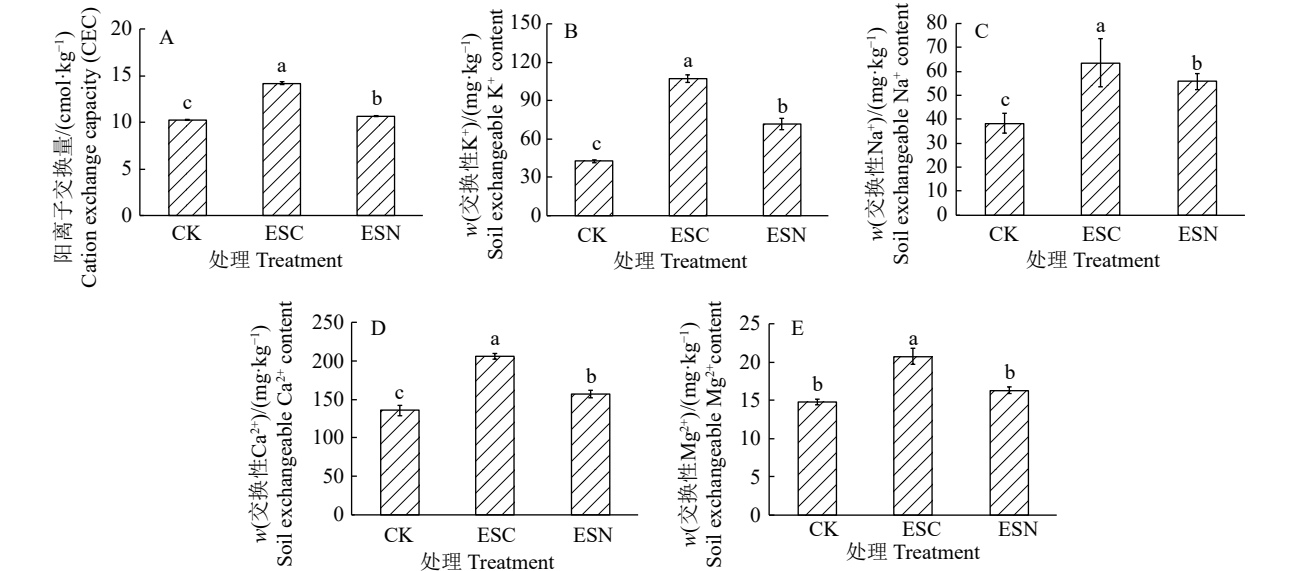
1) CK: 对照土壤, 不加蚯蚓; ESC: 土壤+蚯蚓, 收集蚓粪; ESN: 土壤+蚯蚓, 收集未吞食土壤; Al_{Ex} : 交换态铝, Al_{Orw} : 弱有机结合态铝, Al_{Or} : 有机结合态铝, Al_{Amo} : 无定形态铝, Al_{Oxi} : 氧化铁结合态铝, Al_{Aag} : 非晶态铝硅酸盐和三水铝石, Al_{Min} : 矿物态铝; 同列数据后的不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

1) CK: Control soil, no earthworm; ESC: Soil+earthworm, collecting cast; ESN: Soil+earthworm, collecting non-ingested soil; Al_{Ex} : Exchangeable aluminum; Al_{Orw} : Weakly organically bound aluminum; Al_{Or} : Organically bound aluminum; Al_{Amo} : Amorphous aluminum; Al_{Oxi} : Iron oxide bound aluminum; Al_{Aag} : Amorphous alumin-osilicate and gibbsite; Al_{Min} : Mineral aluminum; Different lowercase letters in the same column indicated significant differences ($P<0.05$, Duncan's test)

2.3 蚯蚓添加对土壤交换性盐基离子的影响

从图 2 可以看出, 与对照 CK 相比, ESC 和 ESN 处理的阳离子交换量、交换性 K^+ 、 Na^+ 和 Ca^{2+} 含量均有显著提升 ($P<0.05$), 其中, ESC 处理分别提升了

38.22%、151.38%、65.38% 和 51.90%。且 ESC 处理显著高于 ESN 处理 ($P<0.05$); ESC 处理的交换性 Mg^{2+} 含量显著高于 ESN 处理和 CK ($P<0.05$)。



CK: 对照土壤, 不加蚯蚓; ESC: 土壤+蚯蚓, 收集蚓粪; ESN: 土壤+蚯蚓, 收集未吞食土壤; 柱子上的不同小写字母表示差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)

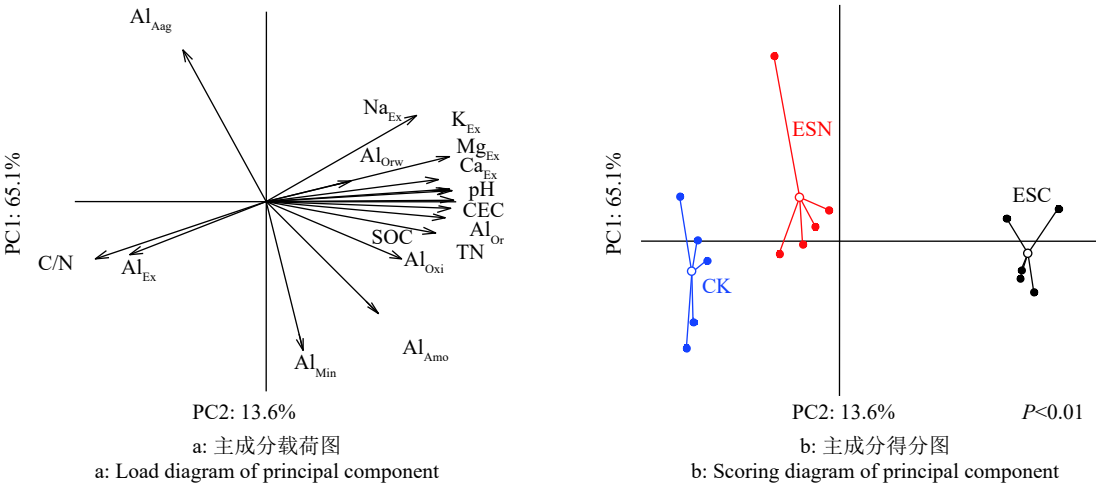
CK: Control soil, no earthworm; ESC: Soil+earthworm, collecting cast; ESN: Soil+earthworm, collecting non-ingested soil; Different lowercase letters on bars indicated significant differences ($P<0.05$, Duncan's test)

图 2 不同处理土壤的交换性盐基离子含量
Fig. 2 Soil exchangeable base cation contents in different treatments

2.4 蚯蚓影响下各处理土壤铝形态和土壤化学性质的关系

各处理土壤铝形态、理化指标和交换性盐基离子含量的主成分分析如图 3 所示,第 1 主成分(PC1)和第 2 主成分(PC2) 累计方差贡献率达到 78.7%,可以反映不同土壤参数的大部分信息。其中 PC1 方差贡献率为 65.1%,其主要与 Na_{Ex} 、 K_{Ex} 、 Mg_{Ex} 、 Ca_{Ex} 、pH、CEC、 Al_{Or} 、SOC、TN、 Al_{Oxi} 、C/N 质量比和 Al_{Ex} 的变化有关,PC2 方差贡献率为 13.6%,其主要与 Al_{Aag} 和 Al_{Min} 的变化有关(图 3a)。图 3b 显示,对照 CK、处理 ESN 和处理 ESC 之间达到了显著差异 ($P<0.05$),对照 CK 明显偏向 C/N 质量比和

Al_{Ex} 较高的方向,处理 ESN 明显偏向 Al_{Aag} 较高而 Al_{Min} 较低的方向,处理 ESC 明显偏向 Na_{Ex} 、 K_{Ex} 、 Mg_{Ex} 、 Ca_{Ex} 、pH、CEC、 Al_{Or} 、SOC、TN 和 Al_{Oxi} 较高而 C/N 质量比和 Al_{Ex} 较低的方向。对照 CK 和处理 ESN 的理化性质差异主要体现在 PC2 上,而对照 CK 和处理 ESC 的差异主要体现在 PC1 上。图 3a 显示,代表各土壤变量的箭头间余弦角度显示了各变量的相互关系,角度越小,相关性越高。相关分析结果显示,pH、TN、CEC 和 SOC 与 K_{Ex} 、 Mg_{Ex} 、 Ca_{Ex} 和 Al_{Or} 有显著的正相关关系 ($P<0.05$),与 C/N 质量比、 Al_{Ex} 有显著的负相关关系。 Al_{Aag} 与 Al_{Min} 有显著的负相关关系 ($P<0.05$)。



SOC: 土壤有机碳; TN: 全氮; C/N: 碳氮质量比; CEC: 阳离子交换量; K_{Ex} : 交换性 K^+ ; Na_{Ex} : 交换性 Na^+ ; Ca_{Ex} : 交换性 Ca^{2+} ; Mg_{Ex} : 交换性 Mg^{2+} ; Al_{Ex} : 交换态铝; Al_{Orw} : 弱有机结合态铝; Al_{Or} : 有机结合态铝; Al_{Amo} : 无定形态铝; Al_{Oxi} : 氧化铁结合态铝; Al_{Aag} : 非晶态铝硅酸盐和三水铝石; Al_{Min} : 矿物态铝; CK: 对照土壤, 不加蚯蚓; ESC: 土壤+蚯蚓, 收集蚓粪; ESN: 土壤+蚯蚓, 收集未吞食土壤

SOC: Soil organic carbon; TN: Total nitrogen; C/N: Carbon nitrogen mass ratio; CEC: Cation exchange capacity; K_{Ex} : Exchangeable potassium; Na_{Ex} : Exchangeable sodium; Ca_{Ex} : Exchangeable calcium; Mg_{Ex} : Exchangeable magnesium; Al_{Ex} : Exchangeable aluminum; Al_{Orw} : Weakly organically bound aluminum; Al_{Or} : Organically bound aluminum; Al_{Amo} : Amorphous aluminum; Al_{Oxi} : Iron oxide bound aluminum; Al_{Aag} : Amorphous aluminosilicate and gibbsite; Al_{Min} : Mineral aluminum; CK: Control soil, no earthworm; ESC: Soil+earthworm, collecting cast; ESN: Soil+earthworm, collecting non-ingested soil

图 3 各处理土壤铝形态、理化指标和交换性盐基离子的主成分分析

Fig. 3 Principal component analyses of aluminum fractions, physicochemical indexes and exchangeable base cation contents in soils of different treatment

3 讨论与结论

蚯蚓提升土壤 pH 的研究已有大量报道^[27, 29-33]。本研究中,赤红壤接种过赤子爱胜蚓后 pH 显著提升 0.55~1.27,其中蚓粪的 pH 提升幅度显著高于未吞食土壤。蚯蚓提升土壤 pH 的原因是多方面的,主要有蚯蚓钙腺的分泌作用、体表黏液与接触土壤的反应和交换性盐基离子的释放等^[34-35]。本试验中采用的赤子爱胜蚓已被证明存在钙腺,可能对土壤 pH 的提升存在较大贡献^[36],同时,未吞食土壤 pH 的显著提升表明,蚯蚓体表黏液对土壤 pH 的提升有显著作用。

土壤交换态铝 (Al_{Ex}) 是影响热带和亚热带地区

土壤潜在产酸能力的重要因素^[37]。土壤 Al_{Ex} 也是最具有直接生物有效性的铝形态,且过多的土壤 Al_{Ex} 对土壤生物有毒害作用^[38]。本研究主成分分析结果表明:土壤 pH 与 Al_{Ex} 呈显著的负相关关系,表明土壤酸化会伴随着土壤 Al_{Ex} 含量的升高^[4]。 $0.5 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1} \text{ Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ 溶液 (pH 8.5) 提取的有机结合态铝 (Al_{Or}) 是一种非晶态铝,其形成一方面阻碍了铝的老化结晶和污染物的循环、周转,又使铝离子和羟基单体铝等对生物有毒性的形态转化为无毒或少毒的形态,从而降低其生物毒性^[39];另一方面,土壤 Al_{Or} 的增加能提高铝在土壤中的移动性,在某种程度上可降低铝的毒性^[23]。赤子爱胜蚓对土壤铝

形态影响的主成分分析显示, 蚯蚓活动提升了 Al_{Or} 含量, 降低了土壤 Al_{Ex} 的含量, 在一定程度上缓解了土壤铝毒。这一现象可能归因于接种蚯蚓后土壤 pH 的提升、交换性盐基离子的释放以及有机质含量的提高。前人研究发现, 土壤中的有机质含量与 Al_{Or} 含量呈显著正相关^[23, 40-41]。草酸铵浸提的无定形态铝 (Al_{Amo}) 被认为是活性氧化铝, 氧化铁结合态铝 (Al_{Oxi}) 主要是指与氧化铁结合的游离铝^[23]。本研究中, 接种蚯蚓后土壤的 Al_{Or} 、 Al_{Amo} 和 Al_{Oxi} 的变化趋势相同, 皆与土壤中的 SOC 含量呈显著的正相关关系。蚯蚓肠道的消化作用显著提高了 Al_{Or} 、 Al_{Amo} 和 Al_{Oxi} 的含量, 可能是因为蚓粪中的有机质含量较高, 而土壤铝和有机质有很强的亲和力有关^[42]。因此, 与 Cd、Cu、Zn 和 As 等金属类似, 蚯蚓也可以通过影响土壤有机质的降解和再分配来调节土壤中的 Al_{Or} 、 Al_{Amo} 和 Al_{Oxi} 的含量^[18]。非晶态铝硅酸盐和三水铝石 (Al_{Aag}) 和矿物态铝 (Al_{Min}) 是相对稳定的形态, 是否接种蚯蚓对其含量和活性无显著影响。同时, 从主成分分析结果可以看出, 与未吞食土壤相比, 蚓粪中含有较低的 Al_{Ex} 以及较高的 Al_{Orw} 、 Al_{Or} 和 Al_{Amo} 含量, 这从侧面说明了铝形态的变化受蚯蚓消化作用的影响更大。而蚯蚓钙腺、肠道和黏液分泌等组成及生理特征对铝形态及其分布的影响有待进一步研究。

目前已有大量研究结果显示, 土壤的 pH 与交换性 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 含量分别有极显著的正相关关系^[43]。本研究中, 接种过蚯蚓后的土壤交换性 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 含量分别提升了 15.68%~51.90% 和 10.10%~40.27%, 土壤交换性 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 含量的提升推动了土壤 pH 的上升。因此, 本研究中土壤 pH 的升高一方面可能是因为蚯蚓钙腺分泌的碳酸钙对土壤 pH 的提升^[44-45], 另一方面可能是由于交换性盐基离子的释放^[39]。本研究中还发现, 赤子爱胜蚓蚓粪的 pH 和交换性 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 含量都显著高于未吞食土壤, 这从侧面证明了相比于蚯蚓黏液的接触, 其肠道的消化作用在改善土壤酸化方面的效果可能更加显著。

本研究得出以下结论: 1) 接种赤子爱胜蚓显著提高土壤 pH, 其原因可能是蚯蚓肠道的消化作用、黏液的分泌和交换性盐基离子的释放; 2) 蚯蚓肠道的消化作用显著提高了土壤交换性 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 的释放; 3) 接种赤子爱胜蚓能改变土壤铝的形态, 降低铝的毒性, 蚯蚓肠道的消化作用效果优于黏液与土壤的接触反应。

参考文献:

[1] GUO J H, LIU X J, ZHANG Y, et al. Significant acidification in major Chinese croplands[J]. *Science*, 2010, 327(5968): 1008-1010.

[2] QIAO X, XIAO W, JAFFE D, et al. Atmospheric wet deposition of sulfur and nitrogen in Jiuzhaigou National Nature Reserve, Sichuan Province, China[J]. *Sci Total Environ*, 2015, 511: 28-36.

[3] ZHAO Y, DUAN L, XING J, et al. Soil acidification in China: Is controlling SO₂ emissions enough?[J]. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(21): 8021-8026.

[4] 沈仁芳. 铝在土壤-植物中的行为及植物的适应机制[M]. 北京: 科学出版社, 2008: 1-22.

[5] ZHANG J E, YU J Y, OUYANG Y. Responses of earthworm to aluminum toxicity in latosol[J]. *Environ Sci Pollut Res*, 2013, 20(2): 1135-1141.

[6] KUBOVÁ J, MATÚŠ P, BUJDOŠ M, et al. Influence of acid mining activity on release of aluminium to the environment[J]. *Anal Chim Acta*, 2005, 547(1): 119-125.

[7] JANEZ Š, RADMILA M. Aluminium speciation in environmental samples: A review[J]. *Anal Bioanal Chem*, 2006, 386(4): 999-1012.

[8] 徐仁扣. 酸化红壤的修复原理与技术[M]. 北京: 科学出版社, 2012: 1-4.

[9] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 194-204.

[10] BAQUY M A, LI J Y, JIANG J, et al. Critical pH and exchangeable Al of four acidic soils derived from different parent materials for maize crops[J]. *J Soil Sed*, 2018, 18(4): 1490-1499.

[11] LARSEN T, VOGT R D, SEIP H M, et al. Mechanisms for aluminum release in Chinese acid forest soils[J]. *Geoderma*, 1999, 91(1/2): 65-86.

[12] HAGVALL K, PERSSON P, KARLSSON T. Speciation of aluminum in soils and stream waters: The importance of organic matter[J]. *Chem Geol*, 2015, 417: 32-43.

[13] EVANS A, JACOBS M B. Aluminum activity in alpine tundra soil, Rocky Mountain National Park, Colorado, U.S.A[J]. *Soil Sci*, 2016, 181(8): 359-367.

[14] BLOUIN M, HODSON M E, DELGADO E A, et al. A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services[J]. *Eur J Soil Sci*, 2013, 64(2): 161-182.

[15] LAVELLE P, SPAIN A V. Soil ecology[M]. London: Kluwer Academic Publisher, 2001: 285-291.

[16] RICHARDSON J B, BLOSSEY B, DOBSON A M. Earthworm impacts on trace metal (Al, Fe, Mo, Cu, Zn, Pb) exchangeability and uptake by young *Acer saccharum* and *Polystichum acrostichoides*[J]. *Biogeochemistry*, 2018, 138: 103-119.

[17] ZHANG C, MORA P, DAI J, et al. Earthworm and organic amendment effects on microbial activities and metal availability in a contaminated soil from China[J]. *Appl Soil Ecol*, 2016, 104: 54-66.

[18] TICA D, UDOVIC M, LESTAN D. Long-term effi-

- ciency of soil stabilization with apatite and Slovakite: The impact of two earthworm species (*Lumbricus terrestris* and *Dendrobaena veneta*) on lead bioaccessibility and soil functioning[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(1): 1-6.
- [19] SIZMUR T, PALUMBOROE B, HODSON M E. Impact of earthworms on trace element solubility in contaminated mine soils amended with green waste compost[J]. *Environ Pollut*, 2011, 159(7): 1852-1860.
- [20] ZHANG C, LANGLEST R, VELASQUEZ E, et al. Cast production and NIR spectral signatures of *Aporrectodea caliginosa* fed soil with different amounts of half-decomposed *Populus nigra* litter[J]. *Biol Fertil Soil*, 2009, 45(8): 839-844.
- [21] NAHMANI J, HODSON M E, BLACK S. Effects of metals on life cycle parameters of the earthworm *Eisenia fetida* exposed to field-contaminated, metal-polluted soils[J]. *Environ Pollut*, 2007, 149(1): 44-58.
- [22] SHI Z, TANG Z, WANG C. A brief review and evaluation of earthworm biomarkers in soil pollution assessment[J]. *Environ Sci Pollut Res*, 2017, 24(15): 13284-13294.
- [23] 吕焕哲, 王凯荣, 谢小立, 等. 有机物料对酸性红壤铝毒的缓解效应[J]. *植物营养与肥料学报*, 2007(4): 637-641.
- [24] ZHANG B G, LI G T, SHEN T S, et al. Changes in microbial biomass C, N, and P and enzyme activities in soil incubated with the earthworms *Metaphire guillelmi* or *Eisenia fetida*[J]. *Soil Biol Biochem*, 2000, 32(14): 2055-2062.
- [25] MORO H, KUNITO T, SAITO T, et al. Soil microorganisms are less susceptible than crop plants to potassium deficiency[J]. *Arch Agron Soil Sci*, 2014, 60(12): 1807-1813.
- [26] 邵宗臣, 何群, 王维君. 红壤中铝的形态[J]. *土壤学报*, 1998, 35(1): 38-48.
- [27] UDOVIC M, LESTAN D. The effect of earthworms on the fractionation and bioavailability of heavy metals before and after soil remediation[J]. *Environ Pollut*, 2007, 148(2): 663-668.
- [28] THIOULOUSE J, CHESSEL D, SYLVAIN DOLÉDEC, et al. ADE-4: A multivariate analysis and graphical display software[J]. *Statist Comput*, 1997, 7(1): 75-83.
- [29] WEN B, LIU Y, HU X Y, et al. Effect of earthworms (*Eisenia fetida*) on the fractionation and bioavailability of rare earth elements in nine Chinese soils[J]. *Chemosphere*, 2006, 63(7): 1179-1186.
- [30] YU X, CHENG J, WONG M H. Earthworm-mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass[J]. *Soil Biol Biochem*, 2005, 37(2): 195-201.
- [31] 张池, 周波, 吴家龙, 等. 蚯蚓在我国南方土壤修复中的应用[J]. *生物多样性*, 2018, 26(10): 65-76.
- [32] 陈欢, 王斌, 李根, 等. 不同生活型蚯蚓粪化学组成及其性状的研究[J]. *土壤*, 2013, 45(2): 313-318.
- [33] 王斌, 李根, 陈欢, 等. 蚯蚓作用下土壤化学组成和性状的动态变化[J]. *水土保持学报*, 2013, 27(3): 273-277.
- [34] GARCÍA-MONTERO L G, GRANDE-ORTÍZ M A, MENTA C, et al. Impact of earthworm casts on soil pH and calcium carbonate in black truffle burns[J]. *Agro-forest System*, 2013, 87(4): 815-826.
- [35] KARACA A. Biology of earthworms[M]. London: Chapman & Hall, 2011: 51-67.
- [36] LEE K E. Earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use[M]. Sydney: Academic Press, 1985.
- [37] BAILEY S W, HORSLEY S B, LONG R P. Thirty years of change in forest soils of the allegheny plateau, Pennsylvania[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 2005, 69(3): 681-690.
- [38] KUNITO T, ISOMURA I, SUMI H, et al. Aluminum and acidity suppress microbial activity and biomass in acidic forest soils[J]. *Soil Biol Biochem*, 2016, 97: 23-30.
- [39] PARKER D R, ZELAZNY L W, KINRAIDE T B. On the phytotoxicity of polynuclear hydroxy-aluminum complexes[J]. *Soil Sci Soc Am J*, 1989, 53(3): 789-796.
- [40] 殷佳丽. 茶园土壤团聚体氟、铝形态分布及其与土壤化学性质的关系[D]. 成都: 四川农业大学, 2016.
- [41] 秦樊鑫, 魏朝富, 黄先飞, 等. 黔西北茶园土壤活性铝的形态分布及影响因素[J]. *环境科学研究*, 2015, 28(6): 943-950.
- [42] LI J, XU R, TIWARI D, et al. Mechanism of aluminum release from variable charge soils induced by low-molecular-weight organic acids: Kinetic study[J]. *Geochim Et Cosmochim Acta*, 2006, 70(11): 2755-2764.
- [43] WANG A Q, LIN K, MA C X, et al. A brief study on pH, exchangeable Ca^{2+} and Mg^{2+} in farmlands under tobacco-rice rotation in Xuancheng City of South Anhui[J]. *Agric Sci*, 2018, 9: 480-488.
- [44] HUANG J, ZHANG W, LIU M, et al. Different impacts of native and exotic earthworms on rhizodeposit carbon sequestration in a subtropical soil[J]. *Soil Biol Biochem*, 2015, 90: 152-160.
- [45] BRIONES I, JESUS M, OSTLE N J, et al. Stable isotopes reveal that the calciferous gland of earthworms is a CO_2 -fixing organ[J]. *Soil Biol Biochem*, 2008, 40(2): 554-557.

【责任编辑 李晓卉】