

天然矿物对茶园土壤中铅的固定作用

王浩, 章明奎*

(浙江大学环境与资源学院资源科学系, 浙江 杭州 310029)

摘要: 茶园土壤中铅的生物有效性直接影响茶叶中铅的积累。为了解外加天然矿物对土壤中铅的固定作用, 本文比较研究了 4 种矿物(高岭石、膨润土、沸石和磷灰石)在不同加入量和不同磨细程度条件下对土壤交换态铅和水溶性铅的影响。结果表明, 加入矿物改良剂对土壤有效态铅(交换态铅和水溶性铅)有明显的降低作用, 其效果与矿物类型、矿物加入量及加入矿物的磨细程度等有关。矿物对土壤有效铅的降低作用是: 磷灰石>沸石>膨润土>高岭石。过 100 目处理矿物对土壤中铅的固定效果高于过 18 目处理的矿物。加入矿物对土壤水溶性铅的降低作用明显高于对交换态 Pb 的作用。结果认为, 用天然矿物来改良铅污染茶园土壤、降低土壤有效铅是可行的。当土壤铅污染水平较低时, 加入矿物量为 20 g/kg 已能达到改良效果。

关键词: 茶园土壤; 铅污染; 矿物; 改良; 有效性

中图分类号: S571.1; S153.6

文献标识码: A

文章编号: 1000-369X(2008)02-129-06

Effect of Natural Minerals on Immobilization of Lead in Soils of Tea Garden

WANG Hao, ZHANG Ming-kui*

(Department of Natural Resource Science, College of Natural Resource and Environmental Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China)

Abstract: The soluble and exchangeable fractions of Pb in the tea garden soils are the most important pools regarding toxicity and bioavailability of Pb to tea plants. Thus, it is very important to reduce Pb solubility and bioavailability in Pb-contaminated tea garden soils. Reducing Pb solubility and bioavailability in contaminated area without removing it from the soil is one of the common practices in decreasing the negative impacts on the crops and improving the soil quality. Therefore, the aim of this work was to study the effect of natural minerals: kaolinite, bentonite, zeolite, and apatite applied to Pb-contaminated tea garden soil on water extractable and exchangeable forms of Pb. A soil derived from Pb contaminated tea garden was incubated with clay minerals of either kaolinite, bentonite, zeolite, or apatite, for 100 d. During the incubation experiment, concentrations of exchangeable and water soluble Pb in the soils were measured. Water extractable and exchangeable forms of Pb were changed by incubation and addition of minerals. The addition of clay minerals led to a significant decrease in water soluble and exchangeable forms of soil Pb during the incubation experiment, resulting in low Pb extractability. The reduction in Pb extractability decreased in the order of apatite > zeolite > bentonite > kaolinite, and increased with increasing applied amount of the minerals and decreasing size of the minerals. The reduction in water soluble Pb due to the addition of the minerals was greater than that of exchangeable Pb in the soils. Our results clearly show that the use of natural minerals, especially of apatite and zeolite, is promising tool for reduction the availability and possible toxicity of Pb in Pb-contaminated tea garden soils. Therefore, the soils polluted with Pb may be ameliorated by addition of clay minerals, especially apatite and zeolite. Recommended amount of minerals for ameliorating Pb-contaminated soil is 20 g/kg.

收稿日期: 2007-11-29

修订日期: 2008-01-15

基金项目: 浙江省自然科学基金(No.R306011)和国家重点基础研究发展规划(973)项目(2005CB121104)

作者简介: 王浩(1979—), 男, 河南洛阳人, 博士研究生, 从事土壤与环境方面的研究。*通信作者

Keywords: tea garden soils, Pb pollution, natural minerals, amelioration, availability

近年来,有关茶叶中铅的积累已引起人们广泛的关注^[1-3]。据报道,茶叶中铅的积累与大气污染、土壤污染、肥料施用和茶叶加工等多环节的污染有关^[4-10],其中,土壤是茶叶中铅的重要来源。因环境污染导致茶园土壤中铅的增加以及土壤酸化可能是导致茶叶中铅积累逐年增加的原因之一^[5,6,9,11,12]。因此,如何减少土壤铅向茶树迁移已成为茶叶安全生产管理的重要内容。目前,重金属污染土壤的修复措施主要有工程措施、物理措施、化学措施、生物措施和农业措施等^[13]。工程措施主要包括客土、换土和深耕翻土等,物理修复包括电动修复、电热修复和土壤淋洗等方法,工程措施和物理措施主要适用于重金属污染严重的矿山和工业污染土壤的改良。化学修复是向土壤投入改良剂,通过对重金属的吸附、氧化还原、拮抗或沉淀作用,以降低重金属的生物有效性,常用的改良剂有石灰、碳酸钙、硅酸盐和有机物质。施用石灰可迅速提高土壤 pH 值,降低土壤重金属的溶解度和生物有效性。但茶园土壤中施用石灰,田间操作难度大,施用不慎可能会灼伤茶树,而施用过量可能会影响茶树的正常生长;而且,施用石灰提高的土壤 pH 值又可能随时间而重新酸化下降,使土壤重金属重新活化。有机质对重金属活性的影响较为复杂,它既可通过吸附作用固定重金属,也可通过络合作用促进土壤重金属的活化^[11,12];而且目前不少畜禽粪便等有机肥中包含较高的重金属,长期施用有机肥也可增加土壤重金属的积累。生物修复是利用生物技术治理污染土壤的一种新方法,主要利用植物、微生物削减、净化土壤中的重金属或降低重金属毒性,但这类方法目前尚在探索之中^[13]。

粘土矿物在我国储量丰富、成本低,其具有比表面积大、空隙率高、电荷密度高等特征,

对各种类型的污染物质有良好的吸附作用^[14,15],其在农畜渔业和三废治理上有广泛的用途,已被用于改良土壤、活化土壤养分及污水和矿山污染土壤的改良^[16-19]。本文研究了膨润土、高岭石、沸石和磷灰石等矿物改良重金属污染的茶园土壤的效果,比较了不同矿物类型、矿物施用量和细度等对降低茶园土壤中有效性铅的作用。

1 材料与方法

1.1 土壤

供试土壤采自杭州附近一植茶时间约 30 年的茶园,为表层土壤,土壤类型为石英砂岩风化发育而成的黄泥砂土(属红壤土类黄红壤亚类)。土样经风干后过 2 mm 土筛,用于培养试验。部分土壤进一步磨细过 0.125 mm 土筛,供化学分析。供试土壤砂粒、粉砂和粘粒含量分别为 512、323 和 165 g/kg, pH 值为 3.9,有机质含量为 31 g/kg, Pb 全量为 43.2 mg/kg。

1.2 培养试验

试验设 2 个水平的土壤铅污染、4 种矿物类型、2 个水平的矿物加入量和 2 个级别的矿物细度处理,同时设不施用矿物的对照处理,共设 $2 \times 4 \times 2 \times 2 + 2 = 34$ 个处理(见表 1)。2 个水平的土壤铅污染的 Pb 加入量分别为 0 和 100 mg/kg,加入铅源为醋酸铅;4 种矿物类型分别为高岭石、膨润土、沸石和磷灰石,由市场购入。高岭石产自江苏,阳离子交换量约 5.8 cmol/kg;沸石产自浙江省缙云县,包括 46% 的斜发沸石和 23% 的丝光沸石以及少量蒙脱石,阳离子交换量约 125.3 cmol/kg;膨润土产自河南,主要成份为蒙脱石,阳离子交换量约 83.0 cmol/kg;磷矿粉产自贵阳,含 P_2O_5 约 30%,阳离子交换量约 0.53 cmol/kg。2 个水平的矿物

加入量分别相当于土壤重量的 20 g/kg 和 50 g/kg; 2 个级别的矿物细度处理分别为过 18 目 (<1 mm) 和 100 目 (<0.125 mm)。在矿物加入土壤之前, 先进行土壤铅加入处理, 方法如下: 取以上过 2 mm 土筛的土样, 以铅加入量为 0 和 100 Pb mg/kg, 分别处理土壤。铅处理土壤经充分混匀后, 把土壤含水量调至并保持 70% 的田间持水量, 在室温下培养 6 个月后, 使加入铅与土壤作用基本平衡。培养土经风干、过 2 mm 土筛并充分混匀后, 进行矿物加入试验。每一处理的矿物加入试验用土量为 300 g, 重复 3 次。加入各类矿物后, 充分混匀培养土, 调节并保持土壤含水量至 70% 的田间持水量, 在 25°C 下进行培养, 分别在培养时间为 10、20、50 d 和 100 d 取样分析有效态铅。100 d 后, 同时采样分析培养土壤的 pH 值。

1.3 分析方法

分别用稀盐和醋酸铵提取(分别称为水溶性铅和交换态铅)等 2 种方法评估土壤有效态铅。水溶性铅用稀盐溶液(0.01 mol/L CaCl₂)提取^[8], 提取方法为: 称取 10 g 土样于离心管中, 加入 50 ml 0.01 mol/L CaCl₂ 溶液, 在室温下振荡 2 h, 离心后用 0.45 μm 滤膜过滤, 用石墨炉原子吸收法测定铅。交换态铅用 1 mol/L 醋酸铵提取^[20], 提取方法为: 称取 10 g 土样于离心管中, 加入 50 ml 1 mol/L 醋酸铵溶液, 在室温下振荡 2 h, 离心后用定时滤纸过滤, 用石墨炉原子吸收法测定铅。

2 结果分析

2.1 对土壤交换性铅的影响

表 1 可知, 在培养期间(100 d 内), 不加矿物和加铅处理土壤(对照)的交换态铅含量虽有波动(在 2.64~2.96 mg/kg 之间), 但不同培养天数之间交换态铅的差异没有达到显著水平。不加矿物和加铅处理土壤的交换态铅含量呈轻微下降, 从培养天数 10 d 的 13.09 mg/kg 下降至培养天数 100 d 的 12.14 mg/kg。

加矿物处理的土壤交换态铅含量均随培养时间的增加呈明显下降。与对照比较, 加入矿物改良剂的土壤交换态铅含量的下降程度与矿物类型、矿物加入量及加入矿物的磨细程度等有关。矿物对土壤交换态铅的降低效果为: 磷灰石>沸石>膨润土>高岭石。降低土壤交换态铅的效果随矿物加入量和矿物磨细程度的增加而增加。这一结果说明, 经 100 目处理的矿物降低土壤中交换态铅的效果明显优于经 18 目处理的矿物。对于没有加铅处理的土壤(即无外加铅, 土壤铅含量为 43.2 mg/kg), 培养 100 d 后, 加矿物处理土壤交换态铅含量比对照下降了 23.32%~85.26%。其中, 加高岭石下降了 23.32%~28.62%, 加膨润土下降了 40.64%~50.53%, 加沸石下降了 53.00%~59.01%, 加磷灰石下降了 66.43%~74.20%。而对于外源铅加入量为 100 mg/kg 时, 培养 100 d 后, 加入高岭石、膨润土、沸石和磷灰石后土壤交换态铅分别比对照分别降低了 25.45%~36.99%、53.29%~60.13%、64.42%~70.02% 和 76.19%~8.26%。

比较以上结果可知, 矿物对土壤交换态铅的降低作用在土壤铅污染水平较高的处理(加 100 Pb mg/kg 处理)中更为明显; 而且, 在土壤铅污染水平较高的处理中, 增加矿物施用量和细度对土壤交换态铅的降低作用更为明显。在土壤铅污染水平较低(不加铅处理)的土壤中, 加入矿物量为 20 g/kg 已能达到改良效果; 但在土壤铅污染水平较高的土壤中(加铅处理), 需要适当提高矿物的才能使交换态铅达到较低的水平。另外, 从表中数据还可知, 对于土壤铅污染水平较低的土壤, 加入矿物降低土壤交换态铅主要发生在培养前 20 d, 而对于铅污染水平较高的土壤, 在培养时间 20 d 后, 交换态铅仍有明显的下降趋势, 说明铅污染水平较高的土壤需要更长的作用时间才能有效地降低土壤交换态铅。

2.2 对土壤水溶性铅的影响

表 2 可知, 加入矿物对土壤水溶性铅的影

响与交换态铅相似。但与对照比较,加入矿物对土壤水溶性铅的下降效果高于对交换态铅的下降效果。对于未加入铅处理的土壤,加入高岭石、膨润土、沸石和磷灰石培养 100 d 后,土壤水溶性铅分别比对照下降了 22.06%~36.76%、50.00%~66.18%、67.65%~77.94%和 73.53%~83.82%。而对于外源铅加入量为 100 mg/kg 的处理,加入高岭石、膨润土、沸

石和磷灰石培养 100 d 后,土壤水溶性铅分别比对照下降了 38.11%~49.70%、64.33%~71.34%、73.48%~83.23%和 83.84%~90.24%。

3 讨论

以上不同矿物类型对土壤铅有效性影响的差异与它们的矿物性状不同有关。高岭石、

表 1 矿物对土壤交换态铅的影响

Table 1 Effects of mineral addition on soil exchangeable Pb

矿物类型 Mineral type	外加 Pb 量 Pb added(mg/kg)	矿物加入量(g/kg) Amount of mineral added	细度(目) Size	交换态 Pb Exchangeable Pb(mg/kg)			
				10 d	20 d	50 d	100 d
对照 Control	0	0	/	2.75(100) ¹⁾ a	2.64(100)a	2.96(100)b	2.83 (100)a ²⁾
高岭土 Kaolinite	0	20	18	2.50(90.91)ab	2.36(89.39)b	2.29(77.36)	2.17(76.68)b
	0	20	100	2.34 (85.09)b	2.24(84.85)b	2.25(76.01)b	2.14 (75.62)b
	0	50	18	2.35(85.45)b	2.26(85.61)b	2.21(74.66)b	2.11(74.56)b
	0	50	100	2.23 (81.09)b	2.10(79.55)b	2.06(69.59)bc	2.02 (71.38)b
膨润土 Bentonite	0	20	18	1.88(68.36)bc	1.74(65.91)bc	1.72 (58.11)c	1.68(59.36)c
	0	20	100	1.78 (64.73)bc	1.67(63.26)bc	1.33(44.93)d	1.54 (54.42)c
	0	50	18	1.83(66.55)bc	1.67(63.26)bc	1.57 (53.04)cd	1.50(53.00)c
	0	50	100	1.67(60.73)c	1.48(56.06)c	1.43(48.31)d	1.40 (49.47)cd
沸石 Zeolite	0	20	18	1.62(58.91)c	1.40 (53.03)c	1.37 (46.28)d	1.33(47.00) d
	0	20	100	1.55(56.36)c	1.36(51.52)c	1.29(43.58)d	1.25 (44.17)de
	0	50	18	1.49(54.18)c	1.30(49.24)c	1.24 (41.89)d	1.23(43.46)de
	0	50	100	1.41(51.27)c	1.26(47.73)cd	1.18(39.86)d	1.16 (40.99)e
磷灰石 Apatite	0	20	18	1.24(45.09)cd	1.11(42.05)cd	1.00(33.78)de	0.95(33.57) f
	0	20	100	1.05(38.18)d	0.88(33.33)d	0.83(28.04)e	0.83(29.33)g
	0	50	18	1.11(40.36)d	0.92(34.85)d	0.81(27.36)e	0.75(26.50) g
	0	50	100	0.98(35.64)d	0.82(31.06)d	0.72(24.32)e	0.73(25.80)g
对照 Control	100	0	/	13.09(100)a	13.22(100)a	12.39 (100)a	12.14(100) a
高岭土 Kaolinite	100	20	18	9.84(75.17)b	9.49(71.79)b	9.28(74.90)b	9.05 (74.55)b
	100	20	100	9.21(70.36)b	8.94(67.62)b	8.71(70.30)b	8.56(70.51)b
	100	50	18	9.55(72.96)b	8.78(66.41)b	8.41(67.88)bc	8.13(66.97)c
	100	50	100	8.98(68.60)b	8.25 (62.41)b	7.78(62.79)c	7.65(63.01)c
膨润土 Bentonite	100	20	18	7.56(57.75)bc	6.66(50.38)c	6.19(49.96)cd	5.67 (46.71)d
	100	20	100	7.19(54.93)c	6.37 (48.18)c	5.97(48.18)d	5.54(45.63)d
	100	50	18	7.00(53.48)c	6.19(46.82)c	5.74(46.33)d	5.43(44.73)d
	100	50	100	6.39(48.82)c	5.74(43.42)cd	5.23(42.21)d	4.84(39.87)e
沸石 Zeolite	100	20	18	5.27(40.26)cd	4.64(35.10)d	4.54(36.64)de	4.32(35.58)f
	100	20	100	4.85(37.05)d	4.34(32.83)d	4.27(34.46)e	4.11(33.86)f
	100	50	18	4.91(37.51)d	4.47(33.81)d	4.27(34.46)e	3.82 (31.47)f
	100	50	100	4.47(34.15)d	4.11(31.09)de	3.81(30.75)ef	3.64(29.98)fg
磷灰石 Apatite	100	20	18	3.92 (29.95)e	3.48(26.32)e	3.18(25.67)f	2.89 (23.81)gh
	100	20	100	3.48(26.59)e	3.16(23.90)e	2.88 (23.24)f	2.68(22.08)h
	100	50	18	3.34(25.52)ef	2.68(20.27)ef	2.09(16.87)g	1.95(16.06)i
	100	50	100	2.88(22.00)f	2.52(19.06)f	2.05 (16.55)g	1.79(14.74)j

注: ¹⁾括号内数据为占相同培养时间对照的百分比。²⁾英文字母相同者指在同一外源 Pb 加入量条件下相同培养时间时不同处理土壤之间交换态 Pb 含量差异不显著。

Note: ¹⁾Data in bracket is a percentage of measured value on basis of control treatment at a same incubated time. ²⁾Means of exchangeable Pb followed by same letter within same Pb treatment are not significantly different by Duncan's multiple range test at the 0.05 probability level.

表 2 矿物对土壤水溶态铅的影响

Table 2 Effects of mineral addition on soil water soluble Pb

矿物类型 Mineral type	外加 Pb 量 Pb added (mg/kg)	矿物加入量 (g/kg) Amount of mineral added	细度(目) Size	水溶态 Pb Water soluble Pb(μg/kg)			
				10d	20 d	50 d	100 d
对照 Control	0	0	/	73(100)a	87(100)a	79(100)a	68(100)a
高岭土 Kaolinite	0	20	18	62(84.93)ab	63(72.41)b	57(72.15)b	53(77.94)b
	0	20	100	58(79.45)b	55(63.22)bc	43(54.43)bc	46(67.65)cd
	0	50	18	60(82.19)ab	61(70.11)b	54(68.35)b	48(70.59)c
膨润土 Bentonite	0	50	100	55(75.34)b	52(59.77)bc	41(51.90)bc	43(63.24)d
	0	20	18	53(72.60)b	38(43.68)c	34(43.04)c	34(50.00)e
	0	20	100	49(67.12)b	43(49.43)c	32(40.51)c	31(45.59)f
佛石 Zeolite	0	50	18	54(73.97)b	34(39.08)cd	27(34.18)cd	28(41.18)g
	0	50	100	46(63.01)bc	29(33.33)d	24(30.38)d	23(33.82)h
	0	20	18	45(61.64)bc	32(36.78)cd	25(31.65)d	22(32.35)h
磷灰石 Apatite	0	20	100	41(56.16)bc	28(32.18)d	22(27.85)d	17(25.00)i
	0	50	18	42(57.53)bc	28(32.18)d	24(30.38)d	20(29.41)h
	0	50	100	38(52.05)c	23(26.44)de	21(26.58)d	15(22.06)ij
对照 Control	100	0	/	338(100)a	324(100)a	341(100)a	328(100)a
高岭土 Kaolinite	100	20	18	243(71.89)b	221(68.21)b	213(62.46b)	203(61.89)b
	100	20	100	223(65.98)b	201(62.04)b	195(57.18)b	186(56.71)c
	100	50	18	236(69.82)b	213(65.74)b	198(58.06)b	188(57.32)c
膨润土 Bentonite	100	50	100	212(62.72)b	178(54.94)bc	180(52.79)b	165(50.30)d
	100	20	18	163(48.22)c	128(39.51)c	122(35.78)c	117(35.67)e
	100	20	100	146(43.20)c	121(37.35)c	117(34.31)c	111(33.84)ef
佛石 Zeolite	100	50	18	149(44.08)c	117(36.11)c	106(31.09)c	102(31.10)f
	100	50	100	128(37.87)cd	109(33.64)c	102(29.91)c	94(28.66)g
	100	20	18	133(39.35)cd	104(32.10)c	96(28.15)c	87(26.52)g
磷灰石 Apatite	100	20	100	121(35.80)cd	92(28.40)cd	89(26.10)cd	73(22.26)h
	100	50	18	134(39.64)cd	93(28.70)cd	78(22.87)d	64(19.51)hi
	100	50	100	94(27.81)d	72(22.22)d	64(18.77)d	55(16.77)i
膨润土 Bentonite	100	20	18	89(26.33)d	63(19.44)d	54(15.84)de	53(16.16)i
	100	20	100	65(19.23)e	52(16.05)de	45(13.20)e	46(14.02)ij
	100	50	18	73(21.60)de	53(16.36)de	45(13.20)e	40(12.20)j
佛石 Zeolite	100	50	100	53(15.68)e	43(13.27)e	37(10.85)e	32(9.76)k

注: ¹⁾括号内数据为占同期对照的百分比。²⁾英文字母相同者指在同一外源 Pb 加入量条件下相同培养时间不同处理时土壤之间水溶性 Pb 含量差异不显著。

Note: ¹⁾Data in bracket is a percentage of measured value on basis of control treatment at a same incubated time. ²⁾Means of water soluble Pb followed by same letter within same Pb treatment are not significantly different by Duncan's multiple range test at the 0.05 probability level.

膨润土和沸石属层状硅酸盐,它们可吸附土壤中的铅离子,其作用机理涉及高岭石、膨润土和沸石上的阳离子与土壤中的铅发生交换作

用。由于阳离子交换量是沸石 (125.3 mg/kg) > 膨润土 (83.0 mg/kg) > 高岭石 (5.3 mg/kg), 因此,它们降低土壤中有效铅的作用也是沸石

>膨润土>高岭石。这些矿物中的铅主要通过离子交换被矿物所固定,所以它们也较易被醋酸铵交换,因此它们降低土壤有效铅的能力一般低于磷灰石。磷灰石主要成分为磷酸钙和碳酸钙,它们与土壤中铅的作用方式与以上矿物不同。磷灰石降低土壤有效铅的作用机理有二种方式:一是磷灰石中的磷酸根可与铅离子作用形成溶解度很低的铅的磷酸盐物质^[21,22],从而降低土壤铅的有效性;二是磷灰石中包含碳酸钙,它可中和酸性土壤中的酸,使土壤 pH 提高,而增加土壤铅的稳定性。据测定,土壤培养 100 d 后,加磷灰石处理的土壤 pH 值比对照增加了 0.29~0.64 (平均为 0.41),而其它处理土壤的 pH 值与对照接近(比对照高 -0.13~0.19,平均为 0.03)。

4 结论

试验结果表明,施用天然矿物可有效地降低茶园土壤中的交换态铅和水溶性铅,但降低效果与矿物类型、矿物加入量及加入矿物的磨细程度等有关。在相同加入量时,矿物对土壤铅的降低作用是:磷灰石>沸石>膨润土>高岭石。矿物经 100 目磨细处理后可大大增加对土壤铅的固定作用,加入矿物对土壤水溶性铅的降低作用高于对交换态铅的作用。结果表明,用天然矿物来改良铅污染茶园土壤、降低土壤有效铅是可行的,在一般污染土壤中,加入矿物量为 20 g/kg 已能达到改良效果。

参考文献:

- [1] 姜红艳, 龚淑英. 茶叶中铅含量现状及研究动态[J]. 茶叶, 2004, 30(4): 210~212.
- [2] 石元值, 韩文炎, 马立峰, 等. 龙井茶中重金属元素铅含量的影响因子探究[J]. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 899~903.
- [3] Han W Y, Zhao F J, Shi Y Z, *et al.* Scale and causes of lead contamination in chinese tea[J]. Environmental Pollution, 2006, 139(1): 125~132.
- [4] 张寿宝. 汽车尾气中的铅对茶园污染的研究[J]. 江苏环境科技, 2000, 13(3): 1~2.
- [5] 王林云. 土壤对茶叶含铅量影响研究[J]. 中国公共卫生管理, 2001, 17(4): 318~319.
- [6] 石元值, 马立峰, 韩文炎, 等. 铅在茶树中的吸收累积特性[J]. 中国农业科学, 2003, 36(11): 1272~1278.
- [7] 石元值, 马立峰, 韩文炎, 等. 浙江省茶园中铅元素含量现状研究[J]. 茶叶科学, 2003, 23(2): 163~166.
- [8] 章明奎, 黄昌勇. 公路附近茶园土壤中铅和镉的化学形态[J]. 茶叶科学, 2004, 24(2): 109~114.
- [9] 金崇伟, 郑绍建. 茶叶的铅污染问题及铅污染的来源[J]. 广东微量元素科学, 2004, 11(3): 12~16.
- [10] Jin CW, Zheng SJ, He YF, *et al.* Lead contamination in tea garden soils and factors affecting its bioavailability[J]. Chemosphere, 2005, 59(8): 1151~1159.
- [11] 章明奎, 方利平, 张履勤. 酸化和有机质积累对茶园土壤铅生物有效性的影响[J]. 茶叶科学, 2005, 25(3): 159~164.
- [12] Zhang MK, Fang LP. Tea plantation-induced activation of soil heavy metals[J]. Communication in Soil Science and Plant Analysis, 2007, 38(11~12): 1467~1478.
- [13] 龙新亮, 杨肖娥, 倪吾钟. 重金属污染土壤修复技术研究的现状与进展[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 757~762.
- [14] 鲁春霞, 于云江, 吴俊平. 粘土矿物对环境的防治作用[J]. 中国沙漠, 1999, 19(3): 265~267.
- [15] 王焰新. 去除废水中重金属的低成本吸附剂: 生物质和地质材料的环境利用[J]. 地学前缘, 2001, 8(2): 302~306.
- [16] 莫慧明, 王光火, 朱祖祥. 天然沸石作为离子交换肥料的研究[J]. 浙江农业大学学报, 1990, 16(3): 229~223.
- [17] Viaraghavan T, Rao G A K. Adsorption of mercury from wastewaters by bentonite[J]. Applied Clay Science, 1993, 9(1): 31~49.
- [18] Pansini M. Natural zeolites as cation exchangers for environment protection[J]. Mineral Deposit, 1996, 31(4): 563~575.
- [19] Leppert D. Heavy metal sorption with clinoptilolite zeolite: alternatives for treating contaminated soil and water[J]. Mining Engineering, 1990, 42(4): 604~608.
- [20] Sparks D L. Methods of soil analysis, Part 3: Chemical methods [M]. SSSA Book Series No 5, Wisconsin: Madison, WI: SSSA and ASA, 1996, 703~722.
- [21] Cao RX, Ma LQ, Chen M, *et al.* Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. Environmental Pollution, 2003, 122(1): 19~28.
- [22] Yoon JK, Cao XD, Ma LQ. Application methods affect phosphorus-induced lead immobilization from a contaminated soil[J]. Journal of Environmental Quality, 2007, 36(2): 373~378.