

铅在土壤-青菜系统中迁移分配及对微生物生态的影响^①

胡宁静^{1,2,3}, 骆永明^{1,2,3*}

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心, 南京 210008;

2 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;

3 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 通过温室盆栽试验, 研究了长江三角洲地区 3 种典型土壤类型中 Pb 在土壤-青菜系统中的转运及 Pb 污染对青菜 Pb 含量、土壤硝化细菌和微生物多样性的影响。结果表明, Pb 在土壤-青菜系统中的转运是非线性的。青菜地上部 Pb 含量与 0.43 mol/L HNO₃ 和 0.05 mol/L EDTA 提取态 Pb 显著相关, 青菜 Pb 含量与 0.01 mol/L CaCl₂ 提取态 Pb 相关性不显著。研究认为, 0.43 mol/L HNO₃ 和 0.05 mol/L EDTA 提取态 Pb 可成为土壤 Pb 植物有效性的评价指标。青紫泥和滩潮土中添加 Pb 浓度为 125~625 mg/kg, 对土壤硝化细菌数量和土壤微生物多样性影响不明显。以基于人体健康风险、国家食品卫生标准和植物毒性为依据, 计算得出的总 Pb 临界浓度分别为: 黄泥砂土 140、59 和 12263 mg/kg, 青紫泥 790、292 和 13902 mg/kg, 滩潮土 1266、418 和 30422 mg/kg。

关键词: 铅; 转运; 农作物安全; 土壤污染临界值; 土壤微生物多样性; 植物有效性

中图分类号: X131.3

长江三角洲地区土壤重金属污染已经显现。对城市近郊菜园土的研究表明, 菜园土随种菜历史延长、熟化程度的增加, 重金属含量有明显的增高趋势, Pb 等是菜园土壤最普遍的污染元素^[1]。农田土壤重金属含量的不断增加, 势必影响到地下水质量、农产品品质和微生物群落活性及结构组成^[2-3]。根据实地调查和取样分析, 长江三角洲地区某些田块蔬菜中 Pb 含量已经接近卫生标准^[4], 土壤的微生物群落遗传多样性发生了变化^[5]。

那么, 长江三角洲地区土壤中 Pb 含量与蔬菜 Pb 含量存在怎样的运移关系? 土壤 Pb 在多大浓度条件下才能保证蔬菜质量和土壤微生物的安全? 对此并不清楚。因此, 本文选择长江三角洲地区 3 种典型土壤, 研究了 Pb 在土壤-青菜系统中的运移以及 Pb 污染对土壤硝化细菌和微生物功能多样性的影响, 探讨建立一种模型方法, 达到估计土壤控制标准(浓度)、保护农作物和微生物安全的目的, 最终为制定有毒污染物的土壤环境质量控制标准提供理论和方法依据。

1 材料与方法

1.1 供试土壤

供试土壤 3 种, 采自土壤表层(0~20 cm), 分别为上海的滩潮土(石质淡色潮湿锥形土)、浙江嘉兴的青紫泥(普通潜育水耕人为土)和浙江湖州的黄泥砂土(铁聚潜育水耕人为土)。这些土壤代表了从滨海到平原、丘陵的主要土壤类型。土壤经自然风干并除去草根、石块等杂物, 过 20 目或 60 目尼龙筛装瓶待用。土壤 pH、阳离子交换量(CEC)、有机质、水解 N、速效 P、速效 K 和土壤碳酸盐含量常规方法测定^[6], 土壤黏粒含量采用激光颗粒分析仪(Beckman Coulter, LS230)测定。供试土壤基本性质见表 1。

1.2 盆栽试验

盆栽试验在中国科学院南京土壤研究所温室中进行, 供试蔬菜品种为青菜(*Brassica chinensis* L.)。在塑料盆中装入风干过 2 mm 筛土样 1.5 kg, 以尿素(0.6 g/kg土)和磷酸氢二钾(0.6 g/kg土)为底

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40432005、40371070)、国家重点基础研究发展规划项目(2002CB410810)、中国科学院知识创新项目(KZCX3-SW-429, CXTD-Z2005-4)和中-荷战略科学联盟项目(2004CB720403)资助。

* 通讯作者(ymluo@issas.ac.cn)

作者简介: 胡宁静(1975—), 女, 湖南道县人, 博士研究生, 主要从事土壤环境质量和修复研究。E-mail: hnj@mail.issas.ac.cn

表 1 试验土壤的基本性质

Table 1 Some background and properties of soils used

土样	pH	OM (g/kg)	CaCO ₃ (g/kg)	CEC (cmol/kg)	黏粒 (g/kg)	Cd* (μg/kg)	Pb* (mg/kg)	水解 N (mg/kg)	速效 P (mg/kg)	速效 K (mg/kg)
青紫泥	6.2	34.2	2	20.0	170	49.1	40.5	142	10.6	134
滩潮土	7.6	26.0	30	14.8	158	94.0	21.7	175	68.0	216
黄泥砂土	4.9	43.6	0	11.2	184	77.3	31.1	237	13.5	72

* HF-HNO₃-HClO₄ 消煮。

肥。土壤添加 Pb 化合物为 Pb(NO₃)₂, 添加浓度(以 Pb 计): 0~625 mg/kg。每个处理重复 3 次。先将土壤与肥料混合, 1 周后加入 Pb 溶液混匀, 加水至田间持水量的 60%, 放置平衡, 平衡期间定期加水维持含水量。平衡 1 个月后, 在每盆中直播 16 粒种子, 出苗整齐、长势良好后(7~10 天), 每盆定植 4 株。生长期间土壤湿度保持在约 70% 田间持水量, 生长 45 天后收获。收获时不锈钢剪刀剪取地上部。先后用自来水和去离子水洗涤, 80 °C 下烘 24 h。烘干的植物样品用小型不锈钢植物粉碎机粉碎, 装入一次性样品袋中备用。

盆栽试验结束时, 取部分土样放于 4 °C 冷库中, 供土壤硝化细菌和微生物功能多样性测定。

1.3 化学提取

选用的化学提取方法分别为 0.01 mol/L CaCl₂ 法^[7]、0.43 mol/L HNO₃ 法^[7] 和 0.05 mol/L EDTA 法(pH 7.0)^[8]。

1.4 植物样品分析方法

磨细的植物样品用 HNO₃-HClO₄ (87/13, v/v) 消化, 按一定的升温程序在 FOSS Tecator (2040) 消煮炉上消煮。用火焰原子吸收仪 (Varian 220FS) 或石墨炉原子吸收仪 (Varian 220Z) 测定 Pb 浓度。

1.5 土壤硝化细菌测定

该项目测定只在青紫泥和滩潮土中进行, 测定采用 MPN 方法^[9]。

1.6 土壤微生物功能多样性分析

1.6.1 土壤微生物群落功能多样性测试 该项目测定只在青紫泥中进行, 采用 BIOLOG 测试, 具体操作见文献[10]。

1.6.2 数据处理方法 采用 95 个孔吸光度的平均值 (average well color development, AWCD) 来表示微生物的平均活性。计算公式为: $AWCD = [\sum(C_i - R)] / 95$, 其中, C_i 是除对照孔外各孔吸光度值, R 是对照孔吸光度值。用计算微生物群落功能多样性公式^[10]来分析土壤微生物功能多样性 (表 2)。

表 2 基于 BIOLOG 分析的多样性指数

Table 2 BIOLOG based diversity indices

多样性指数	用途	公式	备注
Shannon 指数	评估丰富度	$H' = -\sum p_i \ln p_i$	P_i 为第 i 孔的相对吸光值与整个平板相对吸光值总和的比率
Shannon 均匀度	通过 Shannon 指数算出的均度	$J_H = \frac{H'}{\ln S}$	S 为发生颜色变化的孔的数目
Gini 指数	用于评估某些最常见种的优势度的指数	$D = 1 - \sum (p_i)^2$	P_i 同上
McIntosh 指数	基于群落物种多维空间距离的多样性指数	$U = \sqrt{(\sum n_i^2)}$	n_i 是第 i 孔的相对吸光值
McIntosh 均匀度	由 McIntosh 指数计算得出的均匀度	$J_U = \frac{N - U}{N - N/\sqrt{S}}$	其中 N 是相对吸光值总和, S 为发生颜色变化的孔的数目

2 结果与讨论

2.1 土壤 Pb 污染对青菜生物量的影响

由于土壤性质的差异,3 种土壤 Pb 污染对青菜生物量的影响不同(表 3)。黄泥砂土在添加 Pb 浓度 ≤ 407 mg/kg 时,与 CK 相比刺激了青菜的生长,由于实验虽然施用尿素作为 N 肥,但未作基于硝酸盐加入 N 量进行各处理的补充性平衡,因此,可能是 N 促进了青菜生物量的增加。其他处理与 CK 相比无显著差异。青紫泥和滩潮土在添加 Pb 浓度为

125 ~ 625 mg/kg 范围内与 CK 相比无显著差异,体现了该两种土壤 Pb 污染的隐蔽性和危害性。

2.2 土壤 Pb 污染对蔬菜吸收的影响

2.2.1 青菜 Pb 的含量 从图 1 可知,3 种土壤表现出相同的趋势,即随着土壤 Pb 浓度的增加,青菜地上部 Pb 含量有明显的提高。已有研究表明,植物吸收重金属的量与土壤中重金属的污染程度有很大关系,总体表现为污染程度越高,植物吸收量越多^[11-13]。

表 3 土壤 Pb 污染对青菜地上部分生物量的影响 (g/盆, 鲜重)

Table 3 The effect of added Pb on aboveground part biobass of *Brassica chinensis* L.

添加 Pb 浓度 (mg/kg)	黄泥砂土	青紫泥	滩潮土
0 (CK)	2.81c	62.01a	37.12a
125	7.02ab	62.88a	31.34a
281	8.13a	66.53a	41.8a
407	9.53a	67.43a	44.08a
532	4.51bc	58.31a	45.67a
625	1.85c	58.70a	41.75a

注:显著性水平为 $P < 0.05$ 。

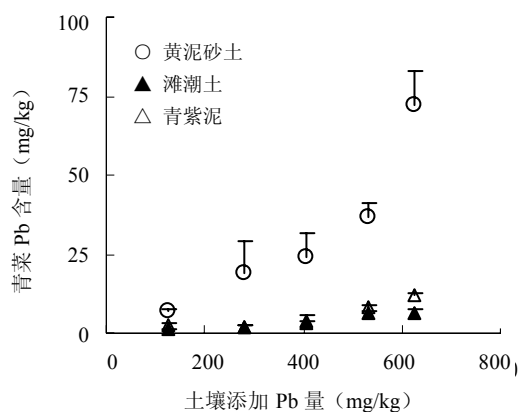


图 1 青菜地上部 Pb 含量与土壤添加 Pb 量的关系
Fig. 1 The relationship between shoot Pb of *Brassica chinensis* L. and added Pb in Soils

在相同的处理浓度下,青菜地上部 Pb 含量在 3 种土壤中的顺序为:黄泥砂土>青紫泥>滩潮土。这是因为滩潮土 pH 最高,其次是青紫泥,而黄泥砂土最小,pH 的升高会引起土壤对 Pb 吸附能力的增强、解吸量减少,以致生物有效性降低^[14]。

2.2.2 植物吸收与土壤化学有效性的相关性 将供试青菜 Pb (Q-Pb) 含量(干重)与 0.05 mol/L EDTA 提取态 Pb (EDTA-Pb)、0.43 mol/L HNO₃ 提取态 Pb (HNO₃-Pb) 和 0.01 mol/L CaCl₂ 提取态 Pb (CaCl₂-Pb) 分别作图,得到图 2 (a~c)。显然,CaCl₂-Pb 与 Q-Pb 含量关系图中数据点较为分散(图 2c),而 HNO₃-Pb 和 EDTA-Pb 与 Q-Pb 含量关系图中数据点较为收敛(图 2a 和 2b)。

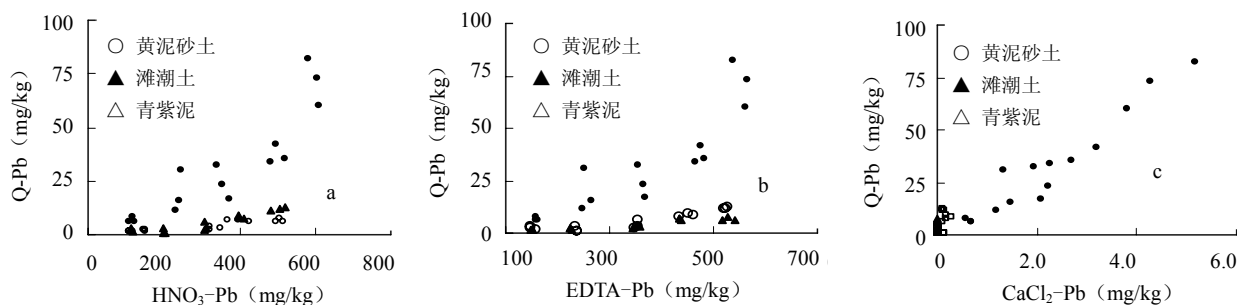


图 2 青菜地上部 Pb 含量与不同土壤化学提取态 Pb 含量的关系

Fig. 2 The relationship between shoot Pb of *Brassica chinensis* L. and (a) 0.43 mol/L HNO₃-extractable Pb, or (b) 0.05 mol/L EDTA-extractable Pb, or (c) 0.01 mol/L CaCl₂ extractable Pb

分别对上述 9 组数据进行相关性分析,结果表明, Q-Pb 与 HNO_3 -Pb 和 EDTA-Pb 之间相关性显著 ($r = 0.88 \sim 0.91$, $P < 0.01$, $n = 18$), 但与 CaCl_2 -Pb 相关性差, 尤其是滩潮土 ($r = 0.28$, $n = 18$), 表明 0.43 mol/L HNO_3 和 0.05 mol/L EDTA 提取态 Pb 能较好地指示青菜对土壤 Pb 的吸收, 而 0.01 mol/L CaCl_2 提取态 Pb 指示效果欠佳。

2.2.3 土壤 Pb 在土壤-青菜系统中的运移 假

设农作物可收获部分的重金属含量与土壤重金属活性浓度存在良好的函数关系, 即污染物的土壤-农作物迁移分配函数依土壤污染物浓度和不同作物种类的吸收特性而异。分析表明, 针对本试验所用土壤, 0.43 mol/L HNO_3 提取态 Pb 和 0.05 mol/L EDTA 提取态 Pb 能较好地指示青菜地上部分 Pb 含量, 对这 6 组数据进行曲线拟合, 结果见表 4。

表 4 土壤不同提取态 Pb 与青菜地上部 Pb 含量 (干重) 的关系函数

Table 4 The correlation functions between shoot Pb of *Brassica Chinensis* L. and 0.43 mol/L HNO_3 or 0.05 mol/L EDTA-extractable Pb in soils

土样	0.43 mol/L HNO_3 可提取态 Pb		0.05 mol/L EDTA 可提取态 Pb	
	方程	R^2	方程	R^2
黄泥砂土	$C_{crop} = 0.012C_s^{1.517}$	0.87	$C_{crop} = 0.00121C_s^{1.704}$	0.87
青紫泥	$C_{crop} = 0.0196C_s$	0.75	$C_{crop} = 0.027C_s - 3.677$	0.80
滩潮土	$C_{crop} = 0.0131C_s^{0.991}$	0.84	$C_{crop} = 0.0019C_s^{1.292}$	0.80

注: C_{crop} , C_s 分别为植物和土壤 Pb 浓度 (mg/kg)。

从表 4 可知, 6 个方程均较好地描述了 Pb 在土壤-青菜体系的转运, 且除青紫泥中 Pb 含量与青菜 Pb 含量为直线相关外, 其他均为非线性相关 ($C_{crop} = K_{sp} \cdot C_{soil}^n$, C_{crop} 为植物中重金属浓度, C_{soil} 为土壤中重金属浓度, K_{sp} 为转运系数), 表明污染土壤中青菜对污染物的吸收转运系数 K_{sp} 随着土壤环境污染的发展和污染物积累程度的提高而降低, 这可以认为是生长在污染环境中植物的生态响应, 证实了其他研究者的结果^[15-17]。另外, 土壤 pH 值越大, 转运系数 K_{sp} 越小, 植物对污染物的吸收系数也小。

2.2.4 基于污染物土壤-农作物转运模型的土壤 Pb 临界值 根据污染物在土壤-植物的转运和分配模型、农作物的质量标准可推导土壤污染物的临界浓度 (最大浓度)^[16-17]。表 5 中的数据是以基于人体健康的荷兰食品质量标准、植物毒性标准和中国食品卫生标准中青菜 Pb 的临界值而计算不同情况下土壤中 Pb 的临界值。

由表 5 可知, 以人体健康风险和国家食品标准为依据的土壤临界浓度远远低于基于植物毒性的临界浓度。

表 5 基于青菜中 Pb 临界值的土壤活性 Pb 临界值 (mg/kg)

Table 5 Calculated critical concentration of active Pb in soils from critical limits in crops

土壤 Pb 形态	土壤类型	基于人体健康风险 ^a	基于植物毒性 ^b	基于国家食品标准 ^c
0.43 mol/L HNO_3 提取态	黄泥砂土	60	477	29
	青紫泥	306	7143	102
	滩潮土	486	11681	160
0.05 mol/L EDTA 提取态	黄泥砂土	147	936	77
	青紫泥	358	5321	210
	滩潮土	511	5852	218

a: 参见文献[18]; b: 参见文献[19-20]; c: 中国食品卫生标准 (GB15201-94): Pb 为 0.2 mg/kg (鲜重), 换算成干重时按 90% 的含水量计算。

运用长江三角洲地区土壤 0.43 mol/L HNO_3 可提取态 Pb 与总 Pb ($\text{HF-HNO}_3\text{-HClO}_4$) 的转化函数: $Chn = 0.384 C_{\text{总}} + 0.374 C_{\text{SOM}} - 10.126$ ($R_{\text{adj}}^2 =$

0.67, $n = 28$)。这里, Chn 为 0.43 mol/L HNO_3 提取态金属浓度 (mg/kg), $C_{\text{总}}$ 为 $\text{HF-HNO}_3\text{-HClO}_4$ 消解金属总浓度 (mg/kg), SOM 为土壤有机质含量

(g/kg)^[14], 可以得出土壤临界总 Pb (表 6)。

表 6 土壤总 Pb 临界浓度 (mg/kg)

Table 6 Calculated critical concentration of total Pb in soils

土壤类型	基于人体健康风险	基于国家食品标准	基于植物毒性
黄泥砂土	140	59	1226
青紫泥	790	292	13902
滩潮土	1266	418	30422

由表 6 可知, 3 种土壤的临界总 Pb 差异很大, 表现出主要受 pH 值的影响, 如黄泥砂土与青紫泥除 pH 相差约 1 个单位外, 其他性质基本相似 (表 1), 但青紫泥总 Pb 临界值是黄泥砂土的 7~25 倍, 这意味着长江三角洲地区土壤 Pb 环境质量标准的制定, 可以考虑以 0.5 个 pH 单位对土壤进行划分。

2.2.5 Pb 污染对土壤硝化细菌的影响 从图 3 可知, 总体上青紫泥和滩潮土添加 Pb 后, 土壤中的硝化细菌数量减少 (青紫泥除 C 处理外), 但变化不明显, 这可能与土壤 pH 值偏中性, 土壤对 Pb 的吸附较大有关。

2.2.6 土壤微生物群落功能多样性变化 供试土壤的平均吸光值 (AWCD) 随时间的变化趋势如图 4 所示。添加 Pb 后, 青紫泥微生物群落 BIOLOG 的代谢剖面发生了一定程度的变化, 其变化情况与培养时间和 Pb 浓度有关, 表现出 CK 与污染土壤的 AWCD 值均随着培养时间的延长而升高, 添加 Pb 浓度 ≤ 625 mg/kg 时, 其 AWCD 值始终稍高于 CK 处理, 但不明显。

表 7 显示了土壤微生物群落功能多样性指数变化。由表 7 可看出, 添加 Pb 浓度 ≤ 625 mg/kg 时,

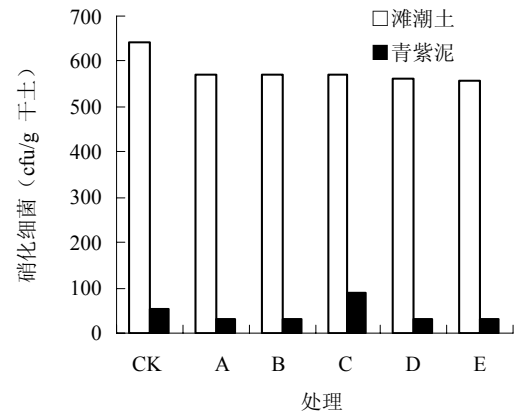


图 3 Pb 污染土壤对硝化细菌的影响 (CK、A、B、C、D、E 分别表示添加 Pb 浓度为 0、125、281、407、532 和 625 mg/kg, 下同)

Fig. 3 Changes of nitrifying bacteria in soils polluted with Pb

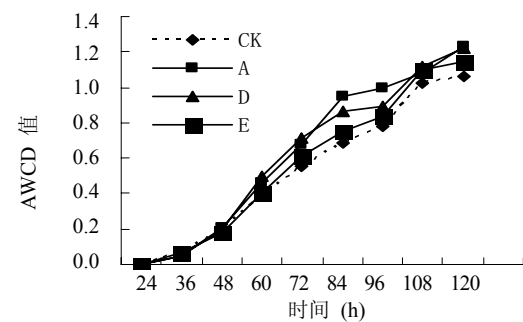


图 4 Pb 污染土壤 BIOLOG GN 盘平均吸光值变化

Fig. 4 Changes in rate of color development on BIOLOG GN plates in soil polluted with Pb

土壤中各项微生物多样性指数均稍高于 CK, 但不明显。这可能与两种土壤对 Pb 的吸附量较大且不易释放有关。

表 7 微生物功能多样性指数

Table 7 Functional diversity indices of soil community

处理	Shannon 指数	Shannon 均匀度	Gini 指数	McIntosh 指数	McIntosh 均匀度
CK	4.125	0.931	0.981	7.181	0.969
A	4.255	0.943	0.984	9.042	0.975
D	4.227	0.935	0.984	8.662	0.973
E	4.256	0.941	0.984	7.478	0.979

3 结论

通过温室盆栽试验, 研究了长江三角洲地区 3 种典型土壤类型中 Pb 在土壤-青菜系统中的转

运及 Pb 污染对青菜 Pb 含量、土壤硝化细菌和微生物多样性的影响, 其初步结论如下:

(1) 0.43 mol/L HNO₃ 和 0.05 mol/L EDTA 提取

态 Pb 能较好地指示青菜对土壤 Pb 的吸收,而 0.01 mol/L CaCl₂ 提取态 Pb 指示效果欠佳。

(2) Pb 在土壤-青菜系统中的转运主要为非线性的;以青菜为指示作物,以基于人体健康风险、国家食品卫生标准和植物毒性计算得出的 Pb 临界浓度分别为(总 Pb 计):黄泥砂土 140、59 和 12263 mg/kg,青紫泥 790、292 mg/kg 和 13902 mg/kg,滩潮土 1266、418 和 30422 mg/kg。

(3) 青紫泥和滩潮土中添加 Pb (125 ~ 625 mg/kg) 对土壤硝化菌数量影响不明显,污染青紫泥土壤的微生物群落代谢剖面(AWCD)及微生物多样性指数均稍高于清洁土壤。

参考文献:

- [1] 张民, 龚子同. 我国菜园土壤中某些重金属元素的含量与分布. 土壤学报, 1996, 33 (1): 85-93
- [2] Bååth E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations. Water, Air & Soil Pollution, 1989, 47: 335-379
- [3] Giller KE, Ernst W, Mcgrath, SP. Toxicity of heavy metal to microorganisms and microbial process in agriculture soils: A review. Soil Biology & Biochemistry, 1998, 30 (10/11): 1389-1414
- [4] 杨永岗, 胡霁堂. 南京市郊蔬菜(类)重金属污染现状评价. 农业环境保护, 1998, 17 (2): 89-90
- [5] 赵祥伟, 骆永明, 滕应, 李振高. 重金属复合污染农田土壤的微生物群落遗传多样性研究. 环境科学学报, 2005, 25 (2): 186-191
- [6] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [7] Houba VJG, van der Lee JJ, Novozamsky I. Soil analysis procedures: Other procedures (soil and plant analysis part 5B). Wageningen, the Netherlands: Agriculture University, 1995
- [8] MAFF (Ministry of Agriculture Fisheries and Food). The Analysis of Agricultural Materials. London, Reference Book 427. London: HMSO, 1986
- [9] 许光辉, 李振高. 微生物生态学. 东南大学出版社, 1991
- [10] Zak JC, Willing MR, Moorhead DL, Wildman HG. Functional diversity of microbial communities: A quantitative approach. Soil Biology & Biochemistry, 1994, 26: 1101-1108
- [11] Lehn H, Bopp M. Prediction of heavy-metal concentration in mature plants by chemical analysis of seedlings. Plant and soil, 1987, 101: 9-14
- [12] Xian X. Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soil on their uptake by cabbage plants. Plant and Soil, 1989, 114: 257-264
- [13] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染. 北京: 科学出版社, 1996
- [14] 胡宁静. 长江三角洲农田土壤重金属界面过程、临界负荷及预测模型研究 (博士学位论文). 南京: 中国科学院南京土壤研究所, 2006
- [15] Chang AC, Hae-nam Hyun, Page AL. Cadmium uptake for Swiss chard grown on composted sewage sludge treated field plots: Plateau or time bomb. J. Environ. Qual., 1997, 26 : 11-19
- [16] Brus DJ, de Gruijter JJ, Salvoort DJJ, De Vries F, Bronswijk JJB, Römkens PFAM, De Vries W. Mapping the probability of exceeding critical thresholds for cadmium concentrations in soils in the Netherlands. J. Environ. Qual., 2002, 31 (6): 1875-1884
- [17] Adams ML, Zhao FJ, McGrath SP, Nicholson FA, Chambers BJ. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties. J. Environ. Qual., 2003, 33: 532-541
- [18] De Vries W, Bakker DJ. Manual for calculating critical loads of heavy metals for soils and surface waters. Report 114. Wageningen: DLO Winand Staring Centre, 1996
- [19] Smilde KW. Toxishe gehalten aan zware metalen (Zn, Cu, Cr, Ni, Pb, and Cd) in ground en gewas: Een literatuuroverzicht. I. B., Haren (Cr.). Nota Instituut voor odemvruchtbaarheid no. 25, 1976
- [20] Sauerbeck D. Welche Schwermetallgehalte in Pflanzen dürfen nicht überschritten werden, um Wachstumshbeeinträchtigungen zu vermeiden? Land-wirtschaftliche Forschung Sonderheft, 1983, 39: 108-129

Modeling Transfer and Partitioning of Pb in Soil-Crop System and Its Effects on Soil Microbial Ecology

HU Ning-jing^{1, 2, 3}, LUO Yong-ming^{1, 2, 3}

(1 Soil and Environment Bioremediation Research Centre, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China; 3 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: In the present research, the partition of Pb in soil-crop system and effects of soil Pb contamination on microbial ecology of three different soils were investigated in greenhouse pot trial. The results showed that the metal content in *Brassica chinensis* L. could be described by a nonlinear relationship with soil metal. Both 0.43 mol/L HNO₃ and 0.05 mol/L EDTA extractable Pb in soil were significantly correlated with the content in *Brassica chinensis* L. shoots. In contrast, Pb content in *Brassica chinensis* L. shoots had no significant correlation with 0.01 mol/L CaCl₂ extractable Pb in soils. Considering the simplicity and low cost of 0.43 mol/L HNO₃ or 0.05 mol/L EDTA extraction, the extraction solution could serve as an alternative method for assessment of phytoavailability of soil Pb to plants. Soil Pb contamination had no effect on nitrifying bacteria and soil microbial diversity. Critical limit of Pb based on human health risk, national food criterion or plant toxicity were 140、59 and 12263 mg/kg for Fe-accumulic Gleyic Stagnic Anthrosols, 790、292 and 13902 mg/kg for Typic Gleyic Stagnic Anthrosols, 1266、418 and 30422 mg/kg for Lithic Ochri-Aquic Cambosols, respectively.

Key words: Pb, Transfer, Crop securify, Critical limits of soil pollution, Soil microbialdiversity, Phytoavailability