农业环境科学学报 2004,23(6):1110 – 1114
Journal of Agro-Environment Science

广东大宝山地区重金属污染水田土壤的 Cu Pb Zn Cd 全量与 DTPA 浸提态含量的相互关系研究

李永涛[1], 刘科学[1], 张 池[1], Thierry Becquer[2], Cécile Quantin[3], Marc Benedtti[4], Patrick Lavelle[2], 戴 军[1]

(1. 华南农业大学资源环境学院,广东 广州 510642;2. 法国发展与合作研究院热带土壤生态及生物多样性研究室,法国 巴黎 UMR137; 3. 南巴黎大学地学部,法国 巴黎; 4. 皮埃尔玛丽居里大学地球化学与金属实验室,法国 巴黎 UMR – CNRS 7047)

摘 要:通过现场采样及室内测试,分析了广东大宝山地区酸性金属矿长期污染水稻田的土壤特性,研究了重金属 Cu、Pb、Zn、Cd 的全量与 DTPA 浸提态含量的相互关系。结果表明,除 Pb 外,Cu、Zn 和 Cd 的全量不同程度超标,而 4 种重金属的 DTPA 浸提态含量均较高,Pb 和 Cu 的 DTPA 浸提率高于 Zn 和 Cd。金属全量及其 DTPA 浸提量之间极显著相关。土壤酸性和有机质对金属 Pb、Zn、Cd 的 DTPA 浸出率表现出显著的促进作用,而与 Cu 的浸出率相关不显著。DTPA 态金属可以作为测定该类水稻土壤金属有效态含量的简便指标。金属的全量、种类,土壤 pH、有机质等属性,以及农业耕作等因素影响金属的 DTPA 态含量及有效性。

关键词:重金属; 污染; 水稻土; DTPA; 浸提率; 大宝山
中图分类号:X131.3 **文献标识码**:A **文章编号**:1672 – 2043(2004)06 – 1110 – 05

Relationships Between Total and DTPA Extractable Contents of Cu, Pb, Zn, Cd in Trace Metal – Contaminated Paddy Soils of Dabaoshan, Guangdong

LI Yong-tao[1], LIU Ke-xue[1], ZHANG Chi[1], Thierry Becquer[2], Cécile Quantin[3], Marc Benedtti[4], Patrick Lavelle[2], DAI Jun[1]
(1. College of Natural Resources and Environment, South China Agricutrual University, Guangzhou 510642, China; 2. UMR 137 Biodiversité et Fonctionnement des Sols, IRD, France; 3. Université Paris Sud XI FRE OrsayTerre 2566 Bat. 504 91405 Cedex France; 4. UMR – CNRS 7047, Laboratoire de Géochimie et Métallogénie / Université Pierre et Marie Curie, France)

Abstract: 30 samples were collected from long – term trace metal – contaminated rice field in the north of Guangdong, China, resulted from irrigation with acid mine drainage. Soil properties, total contents and DTPA extractable fractions of Cu, Pb, Zn, Cd were analyzed to characterize availability of trace metals and their effect factors under acid soil condition. The results showed that contamination level exceeded national and EU soil environmental standards, based on total Cu, Zn and Cd, except for total Pb. DTPA contents of all four metals were considerably high, and percentages of DTPA Pb and Cu in total contents were higher than those of DTPA Zn and Cd. There were significant correlations between total and DTPA contents of four trace metals. It indicated that DTPA extractable metals might be considered as simple indictors of available contents in the studied paddy soils. Moreover, close associations among soil pH and trace metals showed that such acid contaminants originated from same pollution sources and long – term irrigation of acid mine drainage was one of causes leading to soil acidification. In addition, soil acidity, total nitrogen and organic carbon presented significant and positive correlations with percentage of DTPA extractable Pb, Zn, Cd in their total contents. While pH and organic carbon were not significantly correlated, and total nitrogen was negatively associated with percentage of DTPA Cu. It may be attributed to solubilization of acid and week sorption of organic matter for Pb, Zn, Cd, and specific fixation of organic acid for Cu. It may be suggested that DTPA contents and availability of metals depend on combined effects of total contents and types of metals, soil pH and organic matter, and agricultural managements in the studied paddy soil.

Keywords: trace metals; contamination; paddy soil; DTPA; Dabaoshan

收稿日期: 2004 – 07 – 15
基金项目:中国法国国际合作项目(中法先进研究计划 PRAE03 – 2);广东省自然科学基金(032255)
作者简介: 李永涛(1970—),男,山东莱州人,硕士,讲师,现在荷兰瓦格宁根大学国家公派从事土壤生态学研究。
E – mail: yongtao@ pub. guangzhou. gd. cn
联 系 人:戴 军(1958—),男,副教授,博士。

重金属全量作为评估土壤污染的重要指标，广泛用于各国的土壤环境标准。但大量研究表明，重金属的生物有效性和毒性与其形态密切相关。多种因素，例如土壤条件、农业耕作等，显著影响重金属在土壤中的溶解性和流动性，从而改变其形态及有效态含量[1]。因此，重金属全量并不能完全准确地反映重金属的毒性、危害程度及其被生物吸收累积的能力[2]。DTPA 能浸提出土壤中水溶性、交换态、吸附态、有机固定态和部分氧化态的重金属，这部分相对于其全量被认为是高度生物有效的形态[3,4]。

水稻是我国南方粮食生产的主体，其中广东省水稻的播种面积约占粮食总播种面积的 80% 以上，产量约占粮食总产量的 90%。所以稻谷的增产增效是农业生产的决定性因素[5]。但华南地区广泛分布的金属矿开采而产生的污染物正在威胁着土壤环境质量和食品安全[6,7]。特别是水稻田特定的耕作模式，如淹水栽培、频繁的灌排水、旱湿交替以及一年两季或三季的栽培强度，都可能影响重金属在土壤的形态及行为，从而改变其生物有效性[8]。

本研究以华南地区具代表性的大宝山酸性重金属矿废弃物长期污染的水稻田为研究对象，调查在相似的土壤条件下的土壤 Cu、Pb、Zn、Cd 的全量，DTPA 浸提态含量及其相互关系，比较 4 种主要污染元素 DTPA 浸提率的差别，并讨论土壤酸性及水稻耕作条件对金属活化可能造成的影响，为研究重金属的形态及评估其环境风险提供科学依据。

1　材料与方法

1.1 调查区描述与采样

大宝山矿位于广东翁源与曲江交界处，是一座以褐铁矿、铜铅锌矿为主体的大型多金属矿床，主矿体储量约为 4 800 万 t。20 世纪 60 年代末开始兴建的大量国有和个体露天采矿场和金属冶炼厂产生的酸性采矿废水造成了下游农田的大面积污染。本研究在大宝山矿区下游 6 km 处的翁源新江镇农田中心区，在地形、土壤和耕作条件相近，利用矿山废水污灌的同一灌溉系统内的一块水田内分别选取 10 个采样区。每个采样区距离 60 m，每区在 1 m^2 范围内随机采集 3 个独立的土壤样品作为重复，深度 10 cm。土壤样品室温风干，粉碎，过 2 mm 筛，用以分析土壤 pH、粘粒含量和重金属的 DTPA 浸提。另一部分样品磨细全部过 0.15 mm 筛，用以测定总 C、N 和重金属全量。

1.2 土壤的测定

土壤总有机碳，总氮的测定用 CHN 元素分析仪（1108 Carlo Erba）干烧测定。用 pH 仪（PHS－3C）按 1∶2.5 土水比测定 pH 值。小于 0.002 mm 的粘粒含量在用 H_2O_2 去除了有机质的基础上用吸管法测定。

1.3 重金属的测定

土壤重金属全量的测定依照 Amacher 描述的方法[9]。称取过 0.15 mm 筛、105 ℃烘干 24 h 的土样约 1.000 g 到 50 mL 聚四氟乙烯坩埚中，加入 10 mL 30% H_2O_2 80 ℃～90 ℃水浴加热至干，冷却，以去除有机质。然后加入 10 mL HF，加热至干。重复加入一次 HF 后，加入 15 mL 浓 HNO_3 和 5 mL $HClO_4$，210 ℃以下加热至干，无白烟为止。冷却后加入 10 mL 1∶10 HCl，70℃ 水浴加热 1 h。用 1∶100 HCl 过滤定容到 50 mL 容量瓶中。用火焰原子吸收光谱仪（Z5700, Hitachi）测定 Cu、Zn 和 Pb 的总量，用石墨炉原子吸收光谱仪测定 Cd 的总量。

土壤中 DTPA 态重金属的浸提和测定采用 Lindsay 和 Norvell 描述的方法[3]。在 5 g 土壤样品（干重）中加入 25 mL 已调至土壤平均 pH 范围（pH = 4.1）的 0.005 mol·L^{-1} DTPA 溶液（0.005 mol·L^{-1} DTPA + 0.01 mol·L^{-1} $CaCl_2$ + 0.1 mol·L^{-1} TEA），振荡 1 h。悬液在 5 700 g 力下离心 30 min，Whatman 42 滤纸过滤。滤液中的 Cu、Pb、Zn 立即用火焰原子吸收光谱仪（Z5700, Hitachi）测定，而 Cd 用石墨炉原子吸收光谱仪测定。

2　结果与讨论

2.1 土壤理化特性

结果如表 1 所示。供试土壤呈酸性，每个样点土壤的 pH 平均值在 3.7～4.5 间变化，小于 0.002 mm 粘粒含量为 175～272 g·kg^{-1}。土壤有机碳、总氮和土壤 C/N 平均值分别为 16.2～18.8 g·kg^{-1}、1.4～2.0 g·kg^{-1} 和 9.4～11.9。由结果可见，测试土壤的主要理化特性比较接近，便于重金属形态的研究。

2.2 土壤重金属的全量、DTPA 浸提量和重金属的 DTPA 浸提率

由表 2 可见，供试土壤样点中 Cu、Zn、Pb、Cd 的平均含量分别为 145.4～447.1 mg·kg^{-1}、184.9～316.7 mg·kg^{-1}、110.6～303.6 mg·kg^{-1}、2.0～3.3 mg·kg^{-1}。4 种重金属在 10 个样点的平均含量分别为国家土壤环境质量二级标准（GB15618—1995，农用地标准）的 5.7、1.3、0.7 和 10 倍。Cu 的平均含量是欧盟规定的农业土壤重金属上限的近 2 倍，Zn 和

表 1 测试土壤的主要理化特性(平均值 ± 标准差, $n=3$)

Table 1 Main soil characteristics of samples (mean ± standard deviation, $n=3$)

采样区	pH 值	有机碳/g·kg^{-1}	总氮/g·kg^{-1}	土壤(C/N)	<0.002 mm 粘粒/g·kg^{-1}
1	4.0 ± 0.0	18.8 ± 0.5	2.0 ± 0.1	9.4 ± 0.5	272 ± 102
2	3.7 ± 0.1	17.8 ± 0.3	1.7 ± 0.0	10.3 ± 0.2	233 ± 61
3	3.7 ± 0.0	17.3 ± 0.5	1.7 ± 0.1	10.3 ± 0.1	217 ± 47
4	4.0 ± 0.1	18.3 ± 0.5	1.8 ± 0.2	10.2 ± 0.9	189 ± 84
5	4.2 ± 0.1	18.0 ± 1.6	1.8 ± 0.1	10.1 ± 0.1	175 ± 93
6	4.3 ± 0.1	16.2 ± 0.0	1.4 ± 0.1	11.5 ± 0.6	257 ± 25
7	4.1 ± 0.1	17.7 ± 0.2	1.7 ± 0.2	10.7 ± 1.2	216 ± 84
8	4.2 ± 0.1	18.1 ± 1.7	1.5 ± 0.1	11.9 ± 1.6	230 ± 46
9	4.3 ± 0.1	17.2 ± 1.2	1.7 ± 0.1	10.4 ± 0.3	175 ± 23
10	4.5 ± 0.1	17.2 ± 0.4	1.7 ± 0.0	10.0 ± 0.4	203 ± 1
均值	4.1 ± 0.3	17.7 ± 1.0	1.7 ± 0.2	10.5 ± 0.9	217 ± 63

表 2 土壤重金属的全量、DTPA 浸提量和重金属的 DTPA 浸提率 (mg·kg^{-1},平均值 ± 标准差, $n=3$)

Table 2 Total and DTPA extractable trace metal contents (mg·kg^{-1}) of soil samples (mean ± standard deviation, $n=3$)

采样区	总 Cu	总 Zn	总 Pb	总 Cd	DTPA – Cu	DTPA – Zn	DTPA – Pb	DTPA – Cd
1	336.2 ± 3.0	303.8 ± 7.4	193.6 ± 3.0	2.7 ± 0.1	82.9 ± 1.3	71.8 ± 2.0	72.0 ± 1.9	0.53 ± 0.06
2	365.7 ± 5.2	310.7 ± 10.6	199.1 ± 4.4	2.9 ± 0.0	104.6 ± 20.0	90.5 ± 3.5	72.4 ± 2.6	0.61 ± 0.11
3	447.1 ± 29.6	316.7 ± 14.9	303.6 ± 19.3	3.3 ± 0.2	111.2 ± 2.4	91.3 ± 2.3	100.3 ± 5.8	0.77 ± 0.05
4	376.4 ± 7.1	259.4 ± 9.22	16.4 ± 1.2	2.5 ± 0.2	73.2 ± 3.6	44.8 ± 4.7	72.6 ± 1.6	0.43 ± 0.06
5	290.4 ± 13.0	277.7 ± 2.2	168.1 ± 5.6	2.7 ± 0.0	53.3 ± 2.7	57.0 ± 2.3	53.0 ± 3.4	0.44 ± 0.01
6	145.4 ± 6.7	184.9 ± 13.8	110.6 ± 5.8	2.0 ± 0.1	42.3 ± 3.7	16.3 ± 2.3	28.6 ± 1.1	0.14 ± 0.04
7	246.6 ± 3.0	264.0 ± 11.0	141.5 ± 4.2	2.8 ± 0.1	48.7 ± 1.4	66.7 ± 5.7	48.3 ± 1.2	0.49 ± 0.04
8	211.7 ± 2.7	229.3 ± 11.3	161.0 ± 3.1	2.4 ± 0.3	69.7 ± 2.5	30.4 ± 2.2	48.9 ± 0.2	0.25 ± 0.09
9	242.2 ± 26.7	216.9 ± 2.9	157.9 ± 17.3	2.3 ± 0.0	70.1 ± 3.6	24.1 ± 5.3	41.3 ± 2.8	0.22 ± 0.07
10	197.6 ± 2.6	222.3 ± 8.6	132.1 ± 6.1	2.4 ± 0.2	48.6 ± 2.4	35.0 ± 0.6	37.2 ± 0.2	0.18 ± 0.01
均值	285.9 ± 91.5	258.6 ± 43.8	178.4 ± 53.1	2.6 ± 0.4	70.5 ± 23.5	52.8 ± 26.1	57.5 ± 20.9	0.41 ± 0.20
EU 标准	140	300	300	3.0				
GB 二级	50	200	250	0.3				

Cd 含量的均值也在该上限附近,而 Pb 含量的均值没有达到该上限。重金属全量测定结果表明,土壤中 Cu、Cd 和 Zn 含量超标,而 Pb 没有超标。土壤中 DTPA 浸提态重金属的含量变化,Cu、Zn、Pb、Cd 平均含量分别为 42.3 ~ 111.2 mg·kg^{-1}、16.3 ~ 91.3 mg·kg^{-1}、28.6 ~ 100.3 mg·kg^{-1}、0.14 ~ 0.77 mg·kg^{-1}。表明 4 种重金属的 DTPA 态含量均在较高水平。

4 种重金属的平均 DTPA 浸提率(即 DTPA 提取的重金属量占该重金属全量的百分比)均较高,见表 3,表明供试土壤重金属的化学活动性较强,这与同省的云浮矿区的重金属特性接近[10]。一元方差分析(*LSD*)显示,4 种重金属间的平均 DTPA 浸提率差异极显著($P<0.01$)。虽然根据全量,Pb 的污染程度在 4 种金属中最低,但其 DTPA 浸提率却最高。Pb 的 DTPA 浸取率均值达 31.7%,其次是 Cu 的浸提率,均值达到 25.1%。而 Zn 和 Cd 的 DTPA 浸取率相对较低,分别为 19.4% 和 14.9%。潘根兴等在江苏南部的水稻土的研究中也报道了 Pb 比 Zn 更高的稀酸浸提率[11]。表明在测试的该类土壤中,Pb 和 Cu 的有效性较 Zn 和 Cd 的高。

2.3 金属全量、土壤属性与 DTPA 浸提态金属的关系

相关分析显示,土壤中 Cu、Zn、Pb、Cd 的 DTPA 浸提量与各重金属的总量呈极显著正相关($P<0.001$),见图 1。Dai et al[4]在重金属污染的草地土壤中报道了相似的结果。而在一些研究中,却发现了 DTPA 态重金属与总量并不相关[12]。这表明在供试土壤样品中,尽管存在农业耕作和灌排水等人为扰动,但 DTPA 态重金属仍与总量表现出密切的关系。DTPA 态重金属作为一种高生物有效性的重金属形态,其快速方便的浸提程序,可以在类似土壤中作为一种有效的重金属污染的评价指标。此外,土壤中污染元素 Cu、Zn、Pb、Cd 以及 pH 之间都表现出极显著的相关关系($P<0.001$,相关系数未列出),表明 4 种重金属主要来源于酸性重金属采矿废水这同一种污染源,

表 3　4 种重金属的 DTPA 浸提率(%，平均值 ± 标准差，$n=3$)

Table 3　Percentage of DTPA extractable metals in total contents (mean ± standard deviation, $n=3$)

采样区	DTPA Cu 浸提率	DTPA Zn 浸提率	DTPA Pb 浸提率	DTPA Cd 浸提率
1	24.7 ± 0.3	23.7 ± 1.1	37.2 ± 1.2	19.3 ± 2.1
2	28.6 ± 5.4	29.1 ± 1.1	36.4 ± 2.0	20.9 ± 3.8
3	25.0 ± 2.1	28.9 ± 0.9	33.0 ± 1.1	23.6 ± 0.6
4	19.5 ± 1.2	17.3 ± 1.4	33.5 ± 0.7	17.0 ± 2.4
5	18.4 ± 1.4	20.5 ± 0.7	31.5 ± 1.0	16.1 ± 0.6
6	29.1 ± 1.2	8.8 ± 1.1	25.9 ± 2.0	6.7 ± 2.2
7	19.8 ± 0.6	25.3 ± 1.4	34.2 ± 0.3	17.4 ± 1.9
8	32.9 ± 1.5	13.3 ± 1.5	30.4 ± 0.7	10.7 ± 4.7
9	29.1 ± 1.8	11.1 ± 2.3	26.3 ± 1.0	9.9 ± 2.9
10	24.6 ± 1.3	15.8 ± 0.5	28.2 ± 1.2	7.5 ± 0.4
均值	25.1 ± 5.0[a]	19.4 ± 7.1[b]	31.7 ± 4.0[c]	14.9 ± 6.0[d]

注：4 种重金属的 DTPA 浸提率均值采用一元方差(*LSD*)比较，不同的字母表示差异极显著($P<0.01$)。

长期污灌在一定程度上导致了土壤的酸化。

除了重金属的总量，多种土壤属性影响重金属的形态和活性。其中，土壤的酸度被认为是最重要的影响因素[14]。结果显示，土壤 pH 与 Zn、Pb、Cd 的 DTPA 浸提率呈极显著负相关，表明供试土壤的酸性条件是促进金属溶解和活化的重要因素，见图 2。Zn 和 Cd 的回归模型比 Pb 显示出更高的斜率，表明土壤酸度对 Zn 和 Cd 的溶解度的促进作用大于 Pb，而对 Cu 的溶解度影响不显著。同时，土壤有机 C 和全 N 与 Zn、Pb、Cd 的 DTPA 的浸提率显著正相关，而与 Cu 的浸提率负相关（有机 C 与 Cu 的浸提率负相关未达显著水平，相关系数未列出）。这是由于土壤有机质带负电荷的功能团能吸附溶解的金属阳离子，降低其流失率，提高了 DTPA 的浸提率。而被吸附的 Cu 离子能与有机酸进一步生成聚合物发生沉淀，降低有效性[14,15]。祖艳群等[16]的研究也表明，在低土壤有机质时，有机质的增加能显著降低蔬菜对 Cu 的吸收，而对 Zn、Pb、Cd 的影响不显著。Cu 的这一特性可能是导致其 DTPA 浸提率与 pH 和有机 C 相关不显著的原因。

Dai et al. 报告了草地土壤中较高的有效态 Cd 和 Zn 含量及其在总量中较高的比例[4]。而在研究的酸性水稻土中，相对于 Cu 和 Pb，酸对 Zn 和 Cd 的溶解

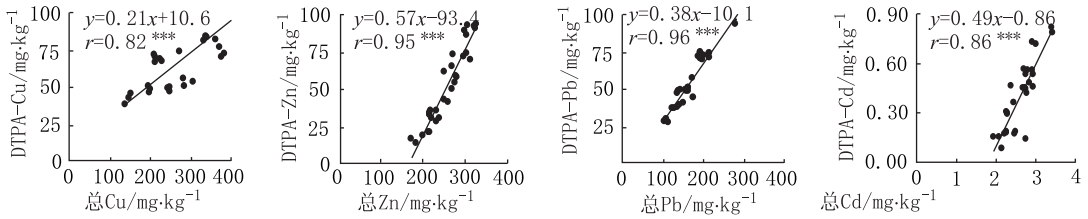

图 1　测试土壤中 Cu、Pb、Zn、Cd 全量和 DTPA 态含量之间的关系(* * * $P<0.001$, $n=30$)

Figure 1　Relationships between total Cu, Pb, Zn, Cd and their DTPA extractable fractions (* * * $P<0.001$, $n=30$)

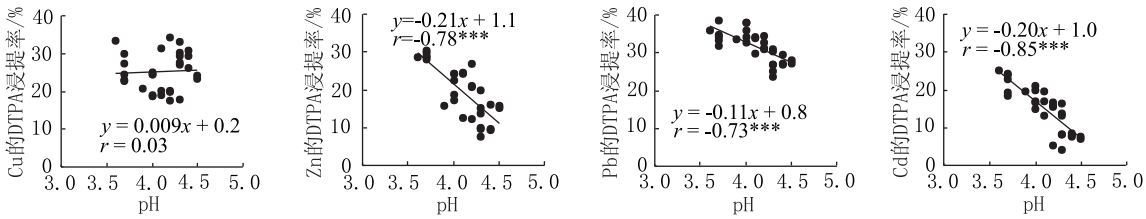

图 2　测试土壤 pH 值和 Cu、Pb、Zn、Cd 的 DTPA 浸提率之间的关系(* * * $P<0.001$, $n=30$)

Figure 2　Relationships between pH and percentage of DTPA extractable Cu, Pb, Zn, Cd in total contents (* * * $P<0.001$, $n=30$)

度的显著影响并未导致其相应的高 DTPA 浸提率。这可能是由于在亚热带水稻田中,酸性条件下高活性 Zn 和 Cd 虽然具有较高的溶解性,但丰富的降雨和频繁灌排水也加强了重金属向底层土壤渗漏和横向径流,导致高流动性的有效态 Zn 和 Cd 的流失。这表明,被调查土壤中金属的有效态含量,不仅与金属的全量、金属的种类有关,也明显受土壤属性及水稻土壤特定的淹水栽培方式影响。

3 结论

被调查的长期利用酸性采矿废水污灌的水稻土壤 pH 呈酸性。Cu、Zn 和 Cd 全量的均值超过了国家土壤质量二级标准和欧盟农业土壤重金属标准上限,而 Pb 没有超标。4 种重金属的 DTPA 态含量及 DTPA 浸提率均较高。其中以 Pb 的 DTPA 浸提率最高,均值达到 31.7%,其次是 Cu,达 25.1%,而 Zn(19.4%)和 Cd(14.9%)的浸提率较低。

相关分析显示,4 种重金属源于同种酸性污染源。重金属的 DTPA 浸提量与全量密切相关,DTPA 态重金属可以作为一种测定土壤有效性的快速简便的方法。土壤酸性和有机质与 Pb,Zn 和 Cd 的 DTPA 浸提率显著正相关,而与 Cu 的浸提率相关不显著。由于不同种类重金属的溶解性、流动性的差异,以及土壤属性和水稻土壤中淹水灌排等农业措施的影响,导致了 4 种重金属 DTPA 态含量占总量百分率的差异。因此,尽管在重金属全量和 DTPA 浸提态之间存在显著相关性,并不能简单地根据水稻土壤重金属全量来判断其有效性和毒性。

参考文献:

[1] Giller K E, Witter E, McGrath S P. Toxicity of heavy metals to micro – organisms and microbial processes in agricultural soils: a review[J]. *Soil Biol Biochem*, 1998, 30: 1389 – 1414.

[2] Morel J L. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants[A]. In: J Tarradellas, Bitton, G, Rossel D (Eds.) Soil Ecotoxicology[C]. Lewis, Boca Raton, 1997. 141 – 178.

[3] Lindsay W L, Norvell W A. Equilibrium relationships of Zn^{2+}, Fe^{2+}, Ca^{2+} and H^{+} with EDTA and DTPA in soils[J]. *Proceedings of the Soil Science Society of America*, 1969, 33, 62 – 68.

[4] Dai J, Becquer T, Rouiller J H, et al. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn, Pb, Cu, and Cd contaminated soils[J]. *Appl Soil Ecol*, 2004b, 25: 99 – 109.

[5] 广东省统计年鉴[M]. 北京:中国统计出版社, 1999.

[6] 周东美,王玉军,郝秀珍,等. 铜矿区重金属污染分异规律初步研究[J]. 农业环境保护,2002,21(3): 225 – 227.

[7] 杨清伟,束文圣,林 周,等. 铅锌矿废水重金属对土壤 – 水稻的复合污染及生态影响评价[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(4): 385 – 390.

[8] Wang C X, Mo Z, Wang H, et al. The transportation, time – dependent distribution of heavy metals in paddy crops[J]. *Chemosphere*, 2003, 50, 717 – 723.

[9] Amacher M C. Nichel, Cadium, and Lead[A]. In: Sparks D L (Eds.). Methods of soil analysis, chemical methods[C]. Part 3. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, 1996. 739 – 745.

[10] 谢文彪,陈穗玲,陈永亨. 云浮黄铁矿利用过程中微量毒害元素的环境化学活动性[J]. 地球化学,2001,30(5):466 – 469.

[11] 潘根兴, 高建芹, 刘世梁, 等. 活化率指示苏南土壤环境中重金属污染冲击初探[J]. 南京农业大学学报,1999, 22(2): 46 – 49.

[12] McLaughlin M J, Zarcinas B A, Stevens D P. Soil testing for heavy metals[J]. *Commun Soil Sci Plan*, 2000, 31, 1661 – 1700.

[13] Sanders J R, McGrath S P, Adams T M. Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sludge – contaminated soils of different pH[J]. *J Sci Food Agr*, 1986, 37, 961 – 968.

[14] Baker D E. Copper[A]. In: Alloway B J(ed.). Heavy Metals in Soils [C]. Blackie Academic, Glasgow, UK, 1990. 151 – 175.

[15] Krishnamurti G S R. Speciation of heavy metals: an approach for remediation of contaminated soils[A]. In: D L Wise, et al. (Eds.). Remediation Engineering of Contaminated Soils[C]. Marcel Dekker, New York, 2000. 693 – 713.

[16] 祖艳群,李 元,陈海燕,等. 蔬菜中铅镉铜锌含量的影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 289 – 292.