

# 湘中矿区不同用地类型面源 Cd 输出负荷的原位实验研究

刘孝利<sup>1,3</sup>, 曾昭霞<sup>2\*</sup>, 陈喆<sup>1</sup>, 铁柏清<sup>1</sup>, 陈求稳<sup>3</sup>, 叶长城<sup>1</sup>

(1. 湖南农业大学资源环境学院, 长沙 410128; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410125; 3. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

**摘要:** 受污染土壤重金属随降雨径流输出已成为河流、湖泊等水体重金属超标的主要来源之一, 近年来日益受到关注. 研究表明湘江中下游农田土壤重金属超标问题日益严峻, 以镉超标最为严重. 研究以湘中矿区 Cd 超标农业小流域为实验场, 选取流域内水稻、旱田、荒草地这3类土地利用模式设置径流小区进行自然降雨水文过程的原位观测. 结果表明, 雨水 pH 值由春季到夏季呈升高趋势, 径流水相溶解态 Cd 浓度呈明显的季节性差异, 春季显著高于夏季, 雨水 pH 值可显著影响土壤溶解态 Cd 向径流水相迁移, 与径流水相溶解态 Cd 浓度呈负相关关系. 相同降雨条件下, 稻田径流水相溶解态 Cd 浓度显著低于旱田和荒草地, 旱田与荒草地 Cd 面源输出负荷显著高于水稻田, 由于降雨量差异, 3类土地利用类型溶解态 Cd 面源输出负荷的季节性规律不明显. 本研究可为流域尺度重金属面源输出负荷定量估算以及湘江流域水环境安全与水质预警提供数据支持和科学依据.

**关键词:** 湘中矿区; 土地利用; 重金属; 自然降雨; 面源负荷

中图分类号: X52 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2013)09-3557-05

## Non-Point Loads of Soluble Cadmium by *in situ* Field Experiment with Different Landuses, in Central Hunan Province Mining Area

LIU Xiao-li<sup>1,3</sup>, ZENG Zhao-xia<sup>2</sup>, CHEN Zhe<sup>1</sup>, TIE Bai-qing<sup>1</sup>, CHEN Qiu-wen<sup>3</sup>, YE Chang-cheng<sup>1</sup>

(1. College of Resources & Environment, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 3. Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China)

**Abstract:** Non-point source loads of heavy metals from contaminated soil has increasingly become the major cause of heavy metal concentrations of rivers and lakes surpassed the limitation value, while only few studies had focused on quantitative monitoring of soil heavy metal transportation to water, *in situ* field conditions. As reported, agricultural farmland heavy metal contamination was the major contamination problem, especially for cadmium (Cd) pollution in middle and downstream of Xiangjiang River. This study selected the typical Cd polluted agricultural watershed for a case study, three typical landuse types of rice, dry farmland and unused grassland with three replicate quadrates were carried out for natural rainfall runoff hydrology processes monitoring, from 2011–2012. Results showed that, precipitation pH value increased from spring to summer, soluble Cd concentration of spring runoff was significantly higher than that of summer rainfall runoff, which presented an obviously seasonal heterogeneity and had a negative correlation with rainfall pH value, and rainfall pH value can obviously impact soil soluble Cd transportation into surface runoff charge. In the same rainfall event, soluble Cd concentration and non-point load of rice were significantly lower than those of dry land and unused grassland, while no obviously seasonal trend was found for non-point load of Cd from three typical landuse types because of the rainfall depth variance, which needs more researches and concerns in the future. These results can provide valuable data and scientific supports for watershed scale's heavy metal non-point source load quantitative estimation and water environment management and water quality diagnosis and early warning.

**Key words:** central Hunan Province mining area; landuse; heavy metal; natural rainfall; non-point loads

最近研究显示,我国近  $2 \times 10^7$   $\text{hm}^2$  的农田存在不同程度的重金属超标问题,是当前农业环境污染研究热点之一<sup>[1]</sup>. 土壤重金属容易在水力作用下进入水体,并且在水体中具有相当高的稳定性和难降解性,积累到一定限度就会对水-水生植物-水生动物系统产生危害,进而通过饮水、食物链直接或间接影响人类的自身健康. 目前针对土壤、水体重金

属污染的风险评价及修复技术研究已有很多<sup>[2-4]</sup>,然而要通过重金属污染水体的治理与修复,减少其

收稿日期: 2012-12-11; 修订日期: 2013-01-22

基金项目: 国家自然科学基金项目(31100329, 51279196); 湖南农业大学青年基金项目(62020111031); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07212-001-05)

作者简介: 刘孝利(1979~),男,博士,主要研究方向为水环境及面源污染, E-mail: zzhxll@163.com

\* 通讯联系人, E-mail: elizeberth@163.com

对水环境特别是人类健康的风险,首先必需明确重金属从污染土壤向水体面源输出的通量及规律.曾希平等<sup>[5]</sup>从农田生态系统角度论述了我国重金属生物地球化学循环与调控研究的现状和不足,并指出今后研究重点之一是土壤重金属向水体迁移原位监测及其迁移规律,强调了重金属在农田生态系统循环中定量研究的重要意义和科学价值.

国内曾率先在白洋淀区开展地表径流中重金属 Pb、Cd 等的化学形态变化研究,并在重金属非点源污染源、负荷定量化研究方面进行了有益的探索<sup>[6]</sup>.目前有关降雨径流重金属迁移研究大多关注城市用地、城市道路降雨产流中重金属迁移量及其风险评价,城区土壤重金属向地下水迁移及空间分布研究,以及河流、湖泊水体中重金属元素水沙环境中的迁移转化模拟研究<sup>[7]</sup>,或限于室内土柱淋溶、盆栽及其模拟降雨条件下的迁移规律研究<sup>[8]</sup>,尚缺乏重金属面源输出的原位监测、迁移通量研究.

湖南省是我国著名的有色金属之乡,同时也是我国农田土壤重金属超标最为严重的区域,相关研究显示,湘江中下游农田土壤重金属超标问题异常严峻,湘江流域重金属污染已由以前的汞污染转变为镉污染,且重金属面源输出已成为湘江长株潭段水质重金属超标风险的主要来源之一<sup>[9,10]</sup>.因此,

本研究选取湘中矿区典型 Cd 超标农业小流域,选取最具代表性的土地利用类型设置野外原位观测小区,通过原位观测与实验探析溶解态 Cd 向水相迁移规律,以期为大尺度重金属面源污染负荷定量估算以及湘江水环境安全提供科学依据和数据支持.

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区域概况

研究地点位于湖南省株洲市马家河镇新马村(N27°50'1.3",E113°02'8.4")农业小流域,因附近一小型电镀厂废水的无序排放而导致周围农田受到严重污染(该电镀厂已于2007年关闭,农田已通过政府补偿形式禁止农民自行耕种,但仍有少量稻田被用作农业生产),前期采样分析研究显示该区为镉超标区,属亚热带季风性湿润气候,年均降雨量1300 mm,年均气温17.6℃.

新马村农业小流域部分农田已撂荒变成荒地,且与水稻田一样具有天然的径流小区特征,为野外原位观测研究提供了便利的“实验场”,研究选取流域内最具代表性的水稻田、旱田、荒草地等3类典型的土地利用类型设置径流监测小区,每处理3重复.各监测小区面积及3种土地利用类型的表层土壤(0~20 cm)基本理化性状见表1.

表1 原位实验不同土地利用监测小区及土壤基本理化性状参数

Table 1 Monitoring quadrates and soil basic chemical and physical properties of field experiment area

| 参数  | 土地利用类型      |             |             |
|---|-------------|-------------|-------------|
|   | 水稻田         | 旱田(大豆)      | 荒草地         |
| 平均坡度/(°)                                  | 0           | 0           | 0           |
| 监测小区面积/m <sup>2</sup>                     | 678,512,563 | 54,33,30    | 75,61,54    |
| 土壤 pH 值                                   | 4.97±0.07   | 4.65±0.08   | 5.08±0.15   |
| 表层(0~5cm)土壤容重/g·cm <sup>-3</sup>          | 1.16±0.06   | 1.14±0.07   | 1.21±0.10   |
| 土壤有机碳/%                                   | 3.69±0.30   | 2.97±0.33   | 3.58±0.26   |
| 有效态氮/mg·kg <sup>-1</sup>                  | 115.7±20.1  | 96.8±13.0   | 78.8±33.0   |
| 有效态磷/mg·kg <sup>-1</sup>                  | 9.97±1.39   | 8.12±0.68   | 5.05±0.93   |
| 土壤总 Cd <sup>1)</sup> /mg·kg <sup>-1</sup> | 3.91±0.26a  | 4.13±1.19 a | 3.34±0.23 a |

1) 同行相同字母表示差异不显著( $P \leq 0.05$ )

表1数据显示,研究所选取的3种土地利用类型设置的实验小区平均坡度均为0,土壤总Cd含量一致,无显著性差异,避免了由于坡度及土壤Cd背景值不同造成的差异和迁移规律影响,以便本研究更加真实科学地揭示不同土地利用类型自然降雨条件下溶解态重金属Cd向水相迁移的真实规律性.

### 1.2 研究方法

研究于2011年7月进行实验小区的布置并开始预监测实验,于2012年3~8月期间监测了4次典型的自然降雨过程,降雨开始后以1h为步长监

测降雨量,并记录各实验小区开始产流时间,开始产流后以1h为步长监测各小区流速,2h为步长采集水样测定溶解态重金属Cd浓度.降雨事件径流水相溶解态Cd平均浓度通过监测时段的流量与实时浓度的加权平均方法计算得出,计算公式如下:

$$\bar{c} = \frac{\sum_{i=1}^n (c_i \times q_i + \dots c_n \times q_n)}{\sum_{i=1}^n (q_i + \dots q_n)} \quad (1)$$

式中  $\bar{c}$  表示某降雨事件径流水相溶解态 Cd 平均浓度,  $c_i$  表示降雨产流后第  $i$  时段水样溶解态 Cd 浓度,  $q_i$  表示第  $i$  时段流量.

研究采用雨量器获取降雨参数,同时每监测小区按三角形随机采集 3 个土壤样品混匀后进行土壤基本理化性质分析,文中图表中显示数据为各处理 3 个重复样本的平均值(表 1). 实验周期内旱田种植作物为大豆,荒草地撂荒年数为 4 a.

表 2 监测降雨事件的基本特征

Table 2 Properties of selected rainfall-runoff events

| 降雨起止时间                    | 雨前干燥天数/d | 历时/h | 总降雨量/mm |
|---------------------------|----------|------|---------|
| 05:10(03-29)~10:50(03-30) | 5        | 29.7 | 35.9    |
| 23:50(05-11)~17:10(05-12) | 2        | 17.3 | 52.3    |
| 17:40(07-15)~20:20(07-16) | 14       | 26.7 | 88.1    |
| 13:20(08-04)~14:50(08-04) | 9        | 1.5  | 16.4    |

### 1.4 分析方法与数据处理

土壤样品采集后自然风干,按土壤农化常规分析方法测定基本理化性质,自然降雨雨水与水文过程水样采集后及时过 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜,加 1:1 分析纯硝酸溶液酸化至 pH 为 1~2 并带回实验室内用石墨炉分光光度计法测定. 自然降雨雨水样品在无过滤情况下用密封干净的聚乙烯塑料瓶带回实验室及时用精密酸度计( PHS3C 型,测量精度  $\pm 0.01$ ) 进行 pH 值的测定.

本研究数据处理与差异分析采用 Excel 2003 和 SPSS( Statistical Product and Service Solutions, 12.0) 进行.

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同土地利用自然降雨溶解态 Cd 随径流迁移特征

图 1 给出了 2012 年 3~8 月期间第一次自然降雨事件(2012 年 3 月 29~30 日) 原位监测结果,由图 1 可以得出 3 种土地利用类型产流时间先后分别为稻田 > 旱田 > 荒草地,其他几次降雨水文响应规律与第一次降雨相同,且径流开始后径流水相溶解态 Cd 浓度呈逐渐下降趋势,与梁涛等<sup>[12]</sup> 在太湖流域野外模拟人工暴雨条件下研究结果一致.

通过加权平均估算降雨事件径流水相溶解态 Cd 平均浓度[式(1)],结果如表 3 所示,自然降雨 pH 值从春季到夏季呈逐渐升高趋势,3 月 29 日降雨 pH 值仅有 4.1,而 8 月 4 日雨水 pH 值则为 5.3. 吴甫成等<sup>[13]</sup> 与向仁军等<sup>[14]</sup> 对湘中长株潭地区典型酸雨区的雨水 pH 值变化动态进行了研究,均得出 1

### 1.3 自然降雨事件选择

依据修订通用的水土流失方程 RUSLE 中指出,降雨间歇时间在 6 h 以上被视为二次降雨事件,否则看作一次降雨事件<sup>[11]</sup>. 研究选取 2012 年 3~8 月期间的 3 月 29~30 日,5 月 11~12 日,7 月 15~16 日,8 月 4 日的 4 次典型自然降雨事件,均为同一次降雨,且降雨前至少 24 h 内无降雨,4 次降雨事件主要特征见表 2.

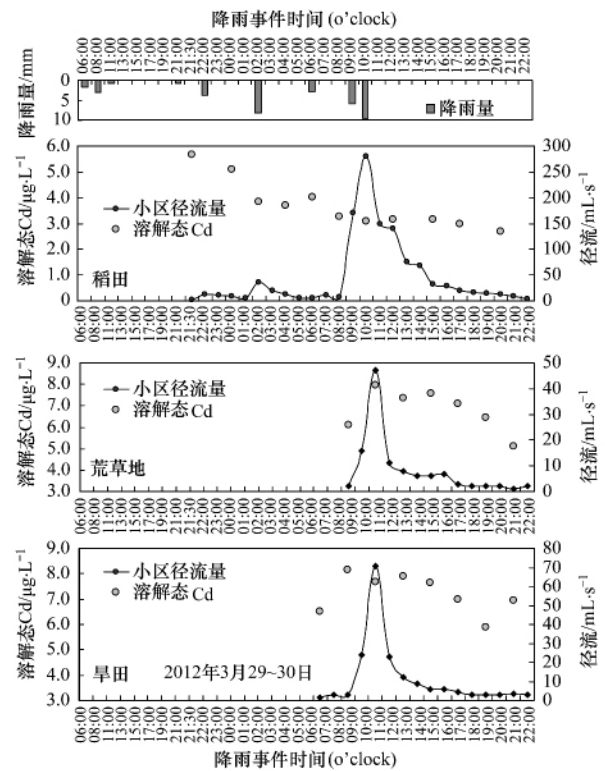


图 1 自然降雨不同土地利用类型产流及溶解态 Cd 浓度特征

Fig. 1 Runoff response and soluble Cd concentration of different landuses under natural rainfall events

a 中酸雨污染最严重的为冬春两季,夏秋季污染较轻.

从表 3 可以看出,相同降雨条件下,旱田和荒草地径流水相溶解态 Cd 浓度显著高于水稻田,旱田略高于荒草地,但差异不显著. 实验周期内(3~8 月) 3 种土地利用类型在自然降雨条件下,径流水相溶解态 Cd 平均浓度均呈现明显下降趋势,可见

雨水 pH 值可显著影响土壤重金属向水相迁移输出,随着 pH 值升高,径流水相溶解态 Cd 浓度呈明显下降趋势(表 3)。已有研究表明,土壤理化性质

可显著影响土壤重金属的生物有效性和溶解性,其中 pH 值是最显著影响因子<sup>[15~17]</sup>,可显著影响土壤中重金属的生物有效性与可给性<sup>[18]</sup>。

表 3 不同土地利用自然降雨条件下土壤溶解态 Cd 向水相迁移特征<sup>1)</sup>

Table 3 Soluble Cd transportation from soil to water phase under different landuses and natural rainfall events

| 降雨事件     | 降雨/mm | 雨水 pH | 雨水中溶解态 Cd / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 径流水相溶解态 Cd 浓度/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ |             |             |
|----------|-------|-------|---|--|-------------|-------------|
|          |       |       |   | 稻田   | 旱田(大豆)      | 荒草地         |
| 3月29~30日 | 35.9  | 4.13  | 0.242                                       | 3.46±0.32aA                                    | 7.23±1.03bA | 6.92±1.19bA |
| 5月11~12日 | 52.3  | 4.71  | 0.206                                       | 1.39±0.22aB                                    | 4.65±0.53bB | 4.17±0.49bB |
| 7月15~16日 | 88.1  | 4.90  | 未检测   | 0.89±0.18aC                                    | 3.32±0.41bC | 2.98±0.37bC |
| 8月4日     | 16.4  | 5.28  | 0.208                                       | 1.27±0.30BC                                    | —           | —           |

1) 同行相同小写字母表示差异不显著( $P \leq 0.05$ ),同列相同大写字母差异不显著( $P \leq 0.05$ ); “—”:表示因未产生径流无监测数据

## 2.2 不同土地利用重金属 Cd 向水体面源输出负荷

为进一步定量估算不同土地覆盖自然降雨地表径流重金属面源输出负荷,地表径流中溶解态重金属 Cd 面源输出负荷可用径流深、径流水相溶解态 Cd 浓度进行估算,进而定量估算自然降雨情况下单位面积,不同土地类型径流水相溶解态 Cd 的面源

污染负荷,计算公式如下:

$$L = R_d \times (\bar{c}_r - c_p) \quad (2)$$

式中  $L$  表示某次降雨事件重金属面源输出负荷( $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ )  $R_d$  表示地表径流深(mm)  $\bar{c}_r$  表示地表径流水相中某种重金属平均浓度( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )  $c_p$  表示降雨雨水中某种重金属平均浓度( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) ,计算结果见表 4。

表 4 不同土地利用自然降雨条件下 Cd 面源输出负荷<sup>1)</sup>

Table 4 Cadmium non-point loads of different landuses under natural rainfall events

| 降雨事件     | 降雨/mm | 雨水 pH | 雨水中 Cd / $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ | 径流深/mm |        |      | 面源输出负荷/ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ |         |         |
|----------|-------|-------|--|--------|--------|------|---|---------|---------|
|          |       |       |  | 稻田     | 旱田(大豆) | 荒草地  | 稻田                                      | 旱田(大豆)  | 荒草地     |
| 3月29~30日 | 35.9  | 4.13  | 0.242                                    | 23.6   | 15.8   | 13.8 | 81.66a                                  | 114.23b | 95.50ab |
| 5月11~12日 | 52.3  | 4.71  | 0.206                                    | 39.6   | 30.4   | 31.3 | 55.04a                                  | 141.36b | 130.52b |
| 7月15~16日 | 88.1  | 4.90  | 未检测                                      | 79.8   | 63.5   | 60.9 | 71.02a                                  | 210.82b | 181.48b |
| 8月4日     | 16.4  | 5.28  | 0.208                                    | 10.8   | —      | —    | 13.72                                   | —       | —       |

1) 同行相同字母表示差异不显著( $P \leq 0.05$ ); “—”:表示因未产生径流无监测数据

曾希柏等<sup>[5]</sup>从农田生态系统角度指出今后土壤重金属污染研究重点之一是土壤重金属向水体迁移原位监测及其迁移规律,目前已有的土柱淋溶、盆栽及其模拟短期降雨研究为了计算方便,把气温、土壤理化参数设为常数,导致研究结果与实际情形往往存在一定偏差<sup>[8,12,19,20]</sup>。本研究通过原位观测实验,根据不同土地利用类型径流深和径流水相溶解态 Cd 平均浓度计算得出自然降雨条件下不同土地利用溶解态重金属 Cd 面源输出负荷[式(1)和(2)],由表 4 可以得出,同样降雨条件下由于水稻田处于淹水期,所以水稻田径流深大于旱田和荒草地,但面源输出负荷低于旱田和荒草地(表 4)。8月4日降雨荒草地和旱田均未产生径流。雨水 pH 值从春季到夏季呈下降趋势,径流水相溶解态 Cd 浓度也呈现下降趋势,与 pH 值负相关,呈明显的季节性差异,但因降雨量差异,溶解态 Cd 面源输出负荷季节性变化不明显(表 3、4)。杨洋等<sup>[21]</sup>研究发现,低 pH 值可显著增加 Cd 在土水系统间的迁移量,与

本研究结果一致。然而,重金属面源污染负荷的季节性差异对于地表水体水环境管理和水质预警具有重要的意义,因此,这方面尚需开展进一步的研究。

目前国内外有关农业氮、磷营养盐面源负荷研究较多,但针对农业生态系统的重金属面源输出负荷定量研究尚处于起步阶段。已有研究表明,随着金属矿产的累年采冶以及大量工业“三废”长期排放,导致湘江流域,特别是湘江中下游地区的农田土壤重金属污染问题日益凸显<sup>[10,22]</sup>,陈咏淑等<sup>[23]</sup>研究显示近 20 年来,湘江水体重金属超标问题日益突出,以株洲、湘潭和长沙江段最为严重,且 Cd 超标问题尤其严峻。袁啸等<sup>[24]</sup>对湘江水质进行了 1 a 的监测结果显示,湘江水体存在较大的重金属超标风险,其中 Cd 超标尤为明显。因此,开展湘江流域重金属面源污染负荷定量估算研究对湘江水质安全与水资源管理具有重要的现实意义。综上,研究对在流域尺度上重金属 Cd 迁移通量估算,以及湘江水质安全和水环境管理具有重要的科学参考价值。

### 3 结论

(1) 研究区自然降雨雨水 pH 值由春季到夏季呈升高趋势, 雨水 pH 值与径流水相溶解态 Cd 浓度呈负相关关系, 降雨产流中溶解态 Cd 的浓度呈明显的季节性差异。

(2) 相同降雨条件下, 旱田和荒草地径流水相溶解态 Cd 浓度显著高于水稻田, 旱田略高于荒草地, 但差异不显著。相同降雨条件下, 稻田 Cd 面源输出负荷显著低于其他 2 种土地利用类型。因监测周期较短, Cd 面源输出负荷季节性规律尚不明显。

致谢: 在野外实验观测过程中, 株洲新马村胡铁光师傅给予了大力的协助, 在此表示诚挚的感谢。

#### 参考文献:

- [1] 顾继光, 周启星, 王新. 土壤重金属污染的治理途径及其研究进展[J]. 应用基础与工程科学学报, 2003, 11(2): 143-151.
- [2] 王立群, 罗磊, 马义兵, 等. 重金属污染土壤原位钝化修复研究进展[J]. 应用生态学报, 2009, 20(5): 1214-1222.
- [3] Varol M, Şen B. Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey[J]. Catena, 2012, 92: 1-10.
- [4] 敖亮, 单保庆, 张洪, 等. 三门峡库区河流湿地沉积物重金属赋存形态和风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1176-1181.
- [5] 曾希柏, 苏世鸣, 马世铭, 等. 我国农田生态系统重金属的循环与调控[J]. 应用生态学报, 2010, 21(9): 2418-2426.
- [6] 陈喜保, 章申. 模拟降水-地表径流系统中重金属化学形态变化的研究[J]. 中国环境科学, 1992, 12(5): 349-354.
- [7] Davis B, Birch G. Comparison of heavy metal loads in stormwater runoff from major and minor urban roads using pollutant yield rating curves[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(8): 2541-2545.
- [8] 隋红建, 吴璇, 崔岩山. 土壤重金属迁移模拟研究的现状与展望[J]. 农业工程学报, 2006, 22(6): 197-200.
- [9] Zhang Q, Li Z W, Zeng G M, et al. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques in red soil hilly region: a case study of Xiangjiang watershed, China[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 152(1-4): 123-131.
- [10] 刘春早, 黄益宗, 雷鸣, 等. 湘江流域土壤重金属污染及其生态环境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1): 260-265.
- [11] 张亚丽, 李怀恩, 张兴昌, 等. 间歇降雨条件下黄土坡面土壤溶质的迁移特征[J]. 中国农业科学, 2009, 42(4): 1299-1305.
- [12] 梁涛, 王浩, 张秀梅, 等. 不同土地类型下重金属随暴雨径流迁移过程及速率对比[J]. 应用生态学报, 2003, 14(10): 1756-1760.
- [13] 吴甫成, 吴君维, 王晓燕, 等. 湖南酸雨污染特征[J]. 环境科学学报, 2000, 20(6): 807-809.
- [14] 向仁军, 柴立元, 张青梅, 等. 中国典型酸雨区大气湿沉降化学特性[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2012, 43(1): 38-45.
- [15] Vega F A, Covelo E F, Andrade M L. Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: influence of mine soil characteristics[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2006, 298(2): 582-592.
- [16] Zeng F R, Ali S, Zhang H T, et al. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants[J]. Environmental Pollution, 2011, 159(1): 84-91.
- [17] Zhao K L, Liu X M, Xu J M, et al. Heavy metal contaminations in a soil-rice system: identification of spatial dependence in relation to soil properties of paddy fields[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 181(1-3): 778-787.
- [18] 崔岩山, 陈晓晨. 土壤中镉的生物可给性及其对人体的健康风险评估[J]. 环境科学, 2010, 31(2): 403-408.
- [19] 彭郇成, 黄占斌, 石宇, 等. 不同环境材料对 Pb、Cd 污染土壤的淋溶效应[J]. 环境科学学报, 2011, 31(5): 1033-1038.
- [20] 廖敏, 黄昌勇, 谢正苗. pH 对镉在土水系统中的迁移和形态的影响[J]. 环境科学学报, 1999, 19(1): 81-86.
- [21] 杨洋, 铁柏清, 张鹏, 等. 降雨和植被覆盖对土壤重金属流失的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(1): 39-42, 46.
- [22] 郭朝晖, 肖细元, 陈同斌, 等. 湘江中下游农田土壤和蔬菜的重金属污染[J]. 地理学报, 2008, 63(1): 3-11.
- [23] 陈咏淑, 吴甫成, 吕焕哲, 等. 近 20 年来湘江水质变化分析[J]. 长江流域资源与环境, 2004, 13(5): 508-512.
- [24] 袁啸, 铁柏清, 陈喆, 等. 长沙水利枢纽工程蓄水前湘江长沙段水质评价[J]. 水资源保护, 2012, 28(3): 59-63.