

# Distribution Characteristic and Assessment on the Potential Ecological Risk of Heavy Metal in Slope Farmland Soil on the Loess Gullied-Hilly Area

Yuhua Wang<sup>1\*</sup>, Yiming Wang<sup>2</sup>, Faqi Wu<sup>3</sup>, Yubin Zhang<sup>4#</sup>

<sup>1</sup>Liaoyuan Environmental Protection Bureau of Jilin Province, Liaoyuan

<sup>2</sup>Plant Quarantine and Protective Station in Gongzhuling, Gongzhuling

<sup>3</sup>College of Resources and Environment, Northwest A & F University, Yangling

<sup>4</sup>College of Plant Science, Jilin University, Changchun

Email: #[ybzhang@jlu.edu.cn](mailto:ybzhang@jlu.edu.cn)

Received: Sep. 28<sup>th</sup>, 2014; revised: Oct. 24<sup>th</sup>, 2014; accepted: Nov. 3<sup>rd</sup>, 2014

Copyright © 2014 by authors and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

## Abstract

In the loess gullied-hilly area on the Loess Plateau, the distribution of the heavy metals including Hg, As, Cu, Cr, Zn and Ni in the topsoil of slope farmland was studied, which was comprised of six slope gradients. Means of heavy metals in the soils collected from six slope farmland were compared with the background values (BV) of soil heavy metals in the loessal soil. The results showed that the average contents of Cu and Zn in the sample soils were higher than the BV, and the content of Cu only reached the third standard of the Environmental Quality Standards for soils in China (GB15168-1995) and was greater than the critical concentration as 100 mg/kg to cause crop fail in 10%, while the contents of Hg, As, Cr, and Zn all reached the first standard of GB15168-1995. The contents of Hg and Zn would increase with the increasing of slope gradient and other heavy metals did not show regularly changing. Correlation analysis indicated that the relation between Hg and Cu was highly significant negative correlation. By using the Håkanson method of potential ecological risk assessment, the  $C_d$  (the degree of contamination) of all metals were higher than the BV, the potential ecological risk factor of Cu should be cautioned because which was the highest and achieved moderate degree in the six slope farmland, while the values of the potential ecological risk factor of other heavy metals were all lower than 1. The potential ecological risk indexes were all low, and the main contribution factors were Cu and Zn.

## Keywords

The Loess Gullied-Hilly Area on the Loess Plateau, Slope Farmland, Heavy Metals,

\*第一作者。

#通讯作者。

Potential Ecological Risk Assessment

# 黄土高原残塬沟壑区坡耕地土壤重金属分布特征与潜在生态风险评估

王玉华<sup>1\*</sup>, 王一鸣<sup>2</sup>, 吴发启<sup>3</sup>, 张玉斌<sup>4#</sup>

<sup>1</sup>吉林省辽源市环保局, 辽源

<sup>2</sup>公主岭市植检植保站, 公主岭

<sup>3</sup>西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌

<sup>4</sup>吉林大学植物科学学院, 长春

Email: # [ybzhang@jlu.edu.cn](mailto:ybzhang@jlu.edu.cn)

收稿日期: 2014年9月28日; 修回日期: 2014年10月24日; 录用日期: 2014年11月3日

## 摘要

本文选取了黄土高原残塬沟壑区6个坡耕地为样区, 分析了表层土壤重金属汞(Hg)、砷(As)、铜(Cu)、铬(Cr)、锌(Zn)、镍(Ni)的分布特征, 与黄绵土表土土壤元素背景值进行了比较, 结果表明6个坡耕地的铜和锌的含量要大于黄绵土土壤元素背景值, 铬、汞、砷和镍的含量要远低于背景值; 与土壤环境质量标准(GB15618-1995)相比, 耕层土壤中铜的含量仅能达到三级标准, 且已远大于使作物减产10%的临界浓度值(100 mg/kg); 其他重金属元素汞、砷、铬、镍和锌在耕层土壤中的含量均达到一级标准。不同坡度坡耕地重金属的变化中, 汞与锌的含量随坡度的增大而呈缓慢增长的趋势, 其他元素变化相对较为复杂且不规律。由相关性分析可知, Hg和Cu有极显著的负相关性, 其他重金属之间不存在显著相关性。采用Håkanson潜在生态危害指数法对样区的重金属潜在生态危害进行评价, 结果表明该研究区 $C_d$  (多种重金属的富集系数)均大于背景值(6.00), 这说明该区坡耕地存在一定的生态危害程度; 6个坡度的坡耕地的潜在生态危害系数中, Cu潜在生态危害系数最高(平均55.612)并达到了中度危害, 而其他重金属的潜在生态危害系数数值都很小且均小于1, 应注意Cu的污染状况; 其潜在生态危害指数均为轻微生态危害; 潜在生态危害主要贡献因子为Cu, 次之为Zn。

## 关键词

黄土高原残塬沟壑区, 坡耕地, 重金属, 潜在生态危害评价

## 1. 引言

自20世纪70年代以来, 土壤污染问题一直是多学科研究的活跃领域, 且大多数的研究集中在工业、生活废水、固体废物、农药化肥和大气降尘等物质的输入对土壤质量的影响, 以及重金属在土壤中的积累效应和治理方法等方面[1]。在黄土高原地区对于土壤重金属的污染研究主要集中在果园方面, 如据梁俊等[2]的研究结果表明陕西省白水无公害苹果生产示范区4项大气污染物、6项土壤重金属含量和6项灌溉水(井水和水库水)污染物均在国家颁布的无公害苹果环境质量指标范围内, 该示范区存在潜在污染可能; 张林森等[3]对陕西省8个县86个苹果园土壤样品中砷、铅、汞、铬、镉和铜含量进行了测定, 土壤中重金属含量均没有超过绿色食品产地环境规定的标准, 无公害项目示范县老果园土壤重金属积累不明

显,但砷和铬的含量较高,是今后监控的重点对象。同时,针对果园土壤和典型农业土壤的重金属污染也取得了一定的进展,如朱美玲等[4]对洛川不同土地利用方式的土壤重金属污染进行分析研究表明不同利用方式下的土壤重金属污染及分布特征有明显区别;李丽霞等[5]对黄土高原沟壑区 6-36a 苹果园土壤重金属含量状况的研究发现,该区苹果园的高投入种植管理模式,能够影响重金属在土壤中的迁移与富集,使土壤重金属含量发生明显变化。而针对黄土高原坡耕地土壤重金属的分布特征研究较少。

对于重金属污染的研究评价,多集中于梯田[6]、稻田[6][7]、湿地[8][9]、矿区[10]、城区[11]等方面;且针对旱地土壤重金属污染的评价仅局限于土壤质量标准及绿色食品产地环境规定的标准等方面[2][3];缺乏从生态风险或潜在生态风险评价方面的内容。评价方法多集中在单项污染指数法与综合污染指数法[2][3]、TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure)法[12]、内梅罗综合指数法[13]等方法。本文拟从沉积学角度[14],采用应用比较广泛和先进的 Håkanson 的潜在生态评价指数法,根据重金属的毒性系数和元素各类,结合当地黄绵土背景值对黄土高原残塬沟壑区坡耕地土壤重金属污染与潜在的生态风险进行评价。

## 2. 材料与方法

### 2.1. 研究区基本概况

研究区位于黄土高原南部、淳化县境内的泥河沟流域,总土地面积 9.48 km<sup>2</sup>。区内气候属暖温带半湿润气候。年平均气温 9.8℃,一月均温-4.3℃,七月均温 23.1℃,无霜期 183 天,初霜 10 月中旬,终霜 4 月中旬,最晚 5 月 22 日。≥0℃积温 3899.2℃,历时 269 天,≥10℃积温 3281℃,历时 173 天,太阳年辐射总量 120.46 kcal/cm<sup>2</sup>,全年日照 2372.1 h,日照百分率 54%,多年平均降水量 600.6 mm,7、8、9 三个月集中率达 50%以上,多形成暴雨。干燥度 K 值介于 1.10~1.38 之间。地貌为黄土残塬沟壑类型。流域塬面面积 5.61 km<sup>2</sup>,占 59.2%,沟壑面积为 3.87 km<sup>2</sup>,占 39.8%,海拔高度 712~1193 m,沟壑密度 4.71 km/km<sup>2</sup>。土壤以黄壤土为主,呈灰黄色,肥力低,有机质很少超过 0.6%~0.8%,耕性好,经改良生产潜力大。流域地表径流来自暴雨超渗径流,年径流模数 2.01 万 m<sup>3</sup>/km<sup>2</sup>左右,地下径流由黄土中潜水层被沟谷切割呈泉水出露,一般距塬面高差约 100 m,流量小于 10 L/s,干沟常流量约 30 L/s。天然植被已残留极少,多分布在沟谷之中,以草本和灌木为主,属森林草原植被类型。

流域隶属 3 个乡,有 7 个行政村和 1 个国营林场。有 3361 人,劳力 1501 人,人均耕地 0.21 hm<sup>2</sup>,劳均 0.47 hm<sup>2</sup>。农村经济以种植业和林业为主,2000 年粮食亩产达 262.5 kg,人均纯收入 3100 元,水土流失治理累计面积为 8.2 km<sup>2</sup>,治理度达 86.5%,土壤侵蚀模数由 4000 t/(km<sup>2</sup>·年)下降到 317 t/(km<sup>2</sup>·年)。

### 2.2. 样品采集与分析

在 3°、5°、8°、12°、15°与 25°等坡度的坡耕地采集耕层(0~20 cm)土壤样品,每个坡度沿坡上、中、下等 3 部位各设置 1 个样方,每个样方大小均为 1 m × 1 m,在每个样方内进行 3 次随机取样,将混合样作为样方的样本,而 3 个样方的混合样作为每个坡度坡耕地的一个最终样。

土壤样品采集后,带回实验室待自然风干后分析。根据《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)及实验室的条件,对所采土样进行了汞(Hg)、砷(As)、铜(Cu)、铬(Cr)、锌(Zn)、镍(Ni)等重金属的检测。分析方法如下:汞(Hg),硝酸-硫酸-五氧化二钒消解,冷原子吸收法测定;砷(As),硝酸-盐酸-高氯酸消解,硼氢化钾-硝酸银分光光度法测定;铜(Cu)、锌(Zn)、镍(Ni),硝酸-盐酸-高氯酸消解,火焰原子吸收分光光度法测定;铬(Cr)硫酸-硝酸-氢氟酸消解,氯化铵液-火焰原子吸收分光光度法测定[15]。

### 2.3. 土壤重金属潜在生态风险评价

用 Håkanson 潜在生态危害指数法[14]对土壤重金属的潜在危害进行评价。根据潜在生态危害指数法,

某一坡地土壤中第  $i$  种重金属的潜在生态危害系数(the potential ecological risk factor)  $E_r^i$  及土壤中多种重金属的综合潜在生态危害指数(the potential ecological risk index)  $RI$  可分别表示为:

$$C_f^i = C_s^i / C_n^i \quad (1)$$

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i \quad (2)$$

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i \quad (3)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (4)$$

式中,  $C_f^i$  为重金属的富集系数;  $C_s^i$  为重金属  $i$  的实测含量;  $C_n^i$  为计算所需的参比值;  $C_d$  为多种重金属的富集系数, 反映重金属的污染程度;  $T_r^i$  为重金属  $i$  的毒性系数, 它主要反映重金属的毒性水平和生物对重金属污染的敏感程度。

本文评价指标见表 1。对于参比值的选取, 各国学者的差别较大, Håkanson 提出以现代工业化前沉积物的重金属的最高背景值为参比值[14], 有的采用当地背景值[6], 本文采用了黄土高原黄绵土土壤元素背景值[16] [17]作为参比值。

### 3. 结果与分析

#### 3.1. 坡耕地耕层土壤中重金属的分布特征

对所有坡耕地土壤重金属含量进行统计描述, 得到最大值、最小值和算术平均值计算, 具体如表 2 所示。可知, 土壤中重金属铜和锌的含量要大于黄绵土土壤元素背景值; 而铬、汞、砷和镍的含量要远低于背景值。与土壤环境质量标准(GB15618-1995)相比, 耕层土壤中铜的含量仅能达到三级标准, 且已远大于使作物减产 10% 的临界浓度值(100 mg/kg)[18] [19]; 其他重金属元素汞、砷、铬、镍和锌在耕层土壤中的含量均达到一级标准。由不同坡耕地重金属含量的变异系数, 可知坡耕地重金属元素分布和污染程度的差异[20]; 由表 2 表明, 土壤中所有重金属的变异系数均大于 1, Cu 与 As 变异系数小于 6、Cr 与 Zn 变异系数小于 9, 而 Hg 的变异系数为 10.8, Ni 的变异系数最大为 31.1; 这说明不同坡度坡耕地表层土壤中重金属含量均存在很大的差异, 其中, Cu 与 As 的分布相对较为均匀, Ni 的分布差异最大。6 个坡度各重金属含量平均值与黄绵土背景值的平均值进行单样本 T 检验, 在 95% 水平上检验差异显著性, 所有重金属单样本 T 检验的显著性水平不仅小于 0.05, 且都小于 0.01, 故黄土高原残塬沟壑区坡耕地土壤重金属平均值与黄绵土背景值的差异性有统计意义。

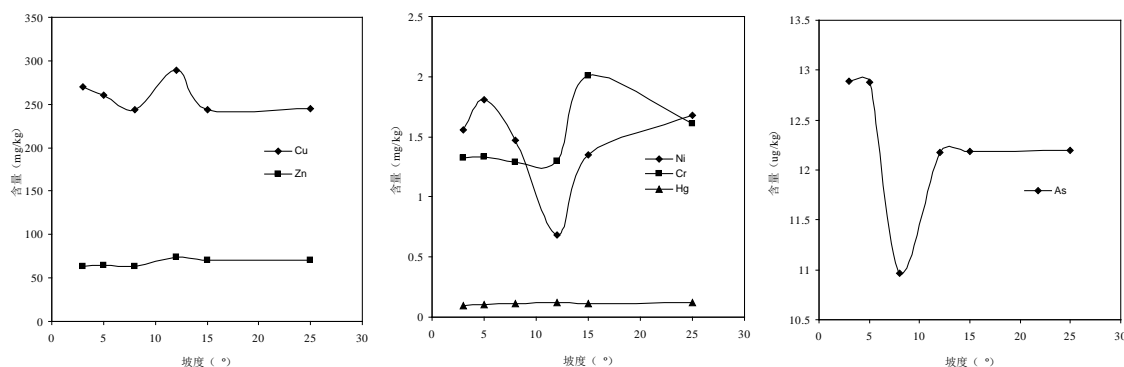
由图 1 可知, 坡耕地中汞与锌的含量随坡度的增大而呈缓慢增长的趋势, 这可能是二者在石灰性土壤中的环境容量较大, 而且随坡度的增大人为因素的干扰少等原因造成的; 铬的含量在 3°~15°间呈增大趋势, 在 15°时最大, 在 25°时变小仍大于 3°~12°时的含量; 坡耕地土壤中砷含量在 8°时最低, 在 12°突然增大后变化平缓; 镍含量在 12°时突然降至最低并随着坡度的增大而突然增大; 铜含量在 12°时最高, 随后突然降低且变化平缓。这可能与小流域内试验样点的随机布设有关, 导致重金属在表层土壤中随坡度的变化规律较为复杂; 也可能受到附近果园农药的大量使用的影响[19]。

#### 3.2. 重金属相关性分析

对各坡度坡耕地的重金属元素进行相关分析, 分析结果如表 3。可知, Hg 和 Cu 有显著的负相关性; 同时, 由图 1 和表 2 中可以看出 Hg 和 Cu 在坡耕地的平均含量差异较大, 且其随坡度的变化特征并不一致, 这可能与成土母质、人类干扰强度有关, 也可能与农药在农田的使用及坡耕地与果园相邻与否有关。

**Table 1.** Toxicity coefficients of heavy metals and consult values**表 1.** 重金属毒性系数及参比值

项目	砷 As	铬 Cr	铜 Cu	锌 Zn	汞 Hg	镍 Ni
毒性系数	10	2	5	1	40	5
参比值 mg/kg	10.5	57.5	23	67.9	0.016	29.3

**Figure 1.** Change of the contents of heavy metals in different slope farmland**图 1.** 不同坡度坡耕地土壤重金属含量的变化

已有研究表明, 重金属的活性、生态毒性、环境迁移行为等特性不但受到土壤 pH 值、有机质、机械组成与离子交换量等理化性质的影响[21], 且成土母质、污染源(如施肥、农药等)、耕作制度和区域环境的变化也对重金属的含量和迁移分布规律产生影响[22], 同时重金属之间存在的拮抗作用和协同作用也会对重金属的特性产生影响[23]。由于坡地随水土流失的原因, 养分供应不足, 导致大量化肥的施用, 特别是磷肥的过量施用导致磷肥中含有的 Hg、As、Cu、Cr 等重金属进入土壤, 致使土壤中重金属含量偏高[24]; 另外, 农药在农田的使用也可能导致重金属的输入和积累, 如波尔多液的使用会导致土壤中 Cu 的累积[25]。

### 3.3. 潜在生态危害评价分析

利用 Håkanson 潜在生态危害指数法及公式(1)~(4)对上述坡耕地重金属的潜在生态危害进行评价, 结果如表 4 所示。可知, 该研究区  $C_d$  (多种重金属的富集系数)均大于背景值(6.00), 这说明该区坡耕地存在一定的生态危害程度。其中 5°坡耕地的富集系数最高(12.87), 而 15°坡耕地的最低(11.61), 总体呈随坡度的增大而富集系数降低的趋势。

根据 Håkanson 的生态危害划分等级 ( $E_r^i < 40, 40 < E_r^i < 80$ ), 该研究区的潜在生态危害系数表明(表 4), 6 个坡度的坡耕地中, Cu 潜在生态危害系数最高(平均 55.612), 达到了中度危害, 当坡度为 5°时其生态危害系数最高(59.146), 但仍为中度危害, 应注意 Cu 的污染状况。其他重金属的潜在生态危害系数数值都很小且均小于 1。其中, As 的潜在生态危害系数最小且基本相当(平均 0.012), 当坡度为 8°时最小(0.010), 其他坡度均为 0.012; Cr 的潜在生态危害系数平均为 0.048, 在 25°时最大(0.056), 呈现随坡度增大而增大的趋势; Hg 的潜在生态危害系数平均为 0.283, 在 12°时最大(0.313), 呈先增大后减小的趋势; Ni 的潜在生态危害系数平均为 0.235, 在 5°时最大(0.309); Zn 的潜在生态危害系数平均为 0.969, 在 12°时最大(1.085), 呈不规则变化。

根据 Håkanson 的生态危害划分等级 ( $RI < 150$ ), 该研究区的潜在生态危害指数均为轻微生态危害, 且均小于背景值的生态危害指数(63.00), 所有坡耕地的危害指数均 5°坡耕地的危害指数最高(60.71), 最小的为 12°坡耕地(54.52)。总体呈现为 5°后随坡度的增大而减小的趋势。

综合潜在生态危害系数和指数来看, 该研究区的潜在生态危害主要贡献因子为 Cu, 次之为 Zn。虽

**Table 2.** The distribution of heavy metals in top soil of farmland (mg/kg)

**表 2.** 坡耕地表层土壤中重金属的分布(mg/kg)

重金属	坡耕地					黄绵土表土土壤元素背景值[16] [17]	土壤环境质量标准值(GB15618-1995)		
	均值	最大值	最小值	CV%	显著性水平 Sig.		一级	二级	三级
铜 Cu	255.91	272.07	243.55	5.20	0.000	23	≤35/-*	≤100/200*	≤400/400*
汞 Hg	0.113	0.125	0.098	10.80	0.000	0.016	≤0.15	≤0.50	≤1.5
ug/kg 砷 As	12.22	12.89	10.97	5.73	0.000	10.5	≤15	≤30	≤40
ug/kg 铬 Cr	1.37	1.61	1.29	8.82	0.000	57.5	≤90	≤200	≤300
镍 Ni	1.38	1.81	0.68	31.10	0.000	29.3	≤40	≤50	≤200
锌 Zn	65.79	73.68	60.06	7.78	0.001	67.9	≤100	≤250	≤500

注: \*, 表示符号“/”前面的数值为农田标准, 后面的数值为果园标准, “-”为缺失。

**Table 3.** Correlation analysis between elements

**表 3.** 重金属相关性

重金属	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
As	1					
Cr	0.090	1				
Cu	0.326	-0.457	1			
Hg	-0.366	0.416	-0.993**	1		
Ni	0.212	0.339	0.652	-0.660	1	
Zn	0.055	0.299	-0.453	0.456	-0.324	1

\*\* $P < 0.01$ 。

**Table 4.** The potential ecological risk factor and index

**表 4.** 潜在生态危害系数与危害指数

坡度 °	As		Cr		Cu		Hg		Ni		Zn		$C_d$	RI
	$C_f^i$	$E_r^i$	$C_f^i$	$E_r^i$	$C_f^i$	$E_r^i$	$C_f^i$	$E_r^i$	$C_f^i$	$E_r^i$	$C_f^i$	$E_r^i$		
3	0.0012	0.012	0.0230	0.046	11.7296	58.648	0.0061	0.245	0.0532	0.266	0.9355	0.935	12.75	60.15
5	0.0012	0.012	0.0231	0.046	11.8291	59.146	0.0063	0.250	0.0618	0.309	0.9492	0.949	12.87	60.71
8	0.0010	0.010	0.0224	0.045	11.3217	56.609	0.0069	0.275	0.0502	0.251	0.9249	0.925	12.33	58.11
12	0.0012	0.012	0.0226	0.045	10.5891	52.946	0.0078	0.313	0.0232	0.116	1.0851	1.085	11.73	54.52
15	0.0012	0.012	0.0238	0.048	10.6522	53.261	0.0077	0.308	0.0358	0.179	0.8845	0.885	11.61	54.69
25	0.0012	0.012	0.0280	0.056	10.6126	53.063	0.0077	0.308	0.0573	0.287	1.0346	1.035	11.74	54.76
平均	0.0012	0.012	0.0238	0.048	11.1224	55.612	0.0071	0.283	0.0469	0.235	0.9690	0.969	12.17	57.16
背景值	1.0000	10.000	1.0000	2.000	1.0000	5.000	1.0000	40.000	1.0000	5.000	1.0000	1.000	6.00	63.00

然 Cu 和 Zn 是生物必需的营养元素, 但当其含量超过土壤环境容量时仍会对环境产生污染与危害, 应注意其危害。

已有的评价等级划分均建立在底泥[14]或针对水成土壤(水稻土) [6]、湿地[8]、矿区土壤[10] [12]上,对旱作土壤的生态危害评价是否适用,仍需要大量的数据进行验证和进一步的深入研究。

#### 4. 结论

1) 与黄绵土表土土壤元素背景值算术平均值相比,6个坡耕地的铜和锌的含量要大于黄绵土土壤元素背景值,铬、汞、砷和镍的含量要远低于背景值;与土壤环境质量标准(GB15618-1995)相比,耕层土壤中铜的含量仅能达到三级标准,且已远大于使作物减产10%的临界浓度值(100 mg/kg);其他重金属元素汞、砷、铬、镍和锌在耕层土壤中的含量均达到一级标准。

2) 不同坡度坡耕地重金属的变化中,汞与锌的含量随坡度的增大而呈缓慢增长的趋势,其他元素变化相对较为复杂且不规律。

3) 对重金属元素之间进行相关性分析,Hg和Cu有显著的负相关性,其他重金属之间不存在显著相关性。

4) 由潜在生态危害指数法可知,该研究区 $C_d$ (多种重金属的富集系数)均大于背景值(6.00),这说明该区坡耕地存在一定的生态危害程度;6个坡度的坡耕地的潜在生态危害系数中,Cu潜在生态危害系数最高(平均55.612)并达到了中度危害,而其他重金属的潜在生态危害系数数值都很小且均小于1,应注意Cu的污染状况;其潜在生态危害指数均为轻微生态危害;潜在生态危害主要贡献因子为Cu,次之为Zn。

5) 针对旱地土壤重金属污染的潜在生态危害等级划分需要进一步的研究。

#### 基金项目

本研究得到十二五农村领域国家科技计划课题(2012BAD04B02-3)资助。

#### 参考文献 (References)

- [1] 高太忠,李景印(1999)土壤重金属污染研究与治理现状. *土壤与环境*, **2**, 137-140.
- [2] 梁俊,赵政阳,王雷存等(2004)陕西白水县无公害苹果园环境质量评价. *西北农林科技大学学报,自然科学版*, **1**, 13-17.
- [3] 张林森,梁俊,武春林等(2004)陕西苹果园土壤重金属含量水平及其评价. *果树学报*, **2**, 103-105.
- [4] 朱美玲,庞奖励,张卫青等(2009)洛川塬区典型农业土壤与苹果园土壤重金属分布调查与评价. *农业系统科学与综合研究*, **2**, 142-146.
- [5] 李丽霞,郝明德,薛晓辉等(2007)黄土高原沟壑区苹果园土壤重金属含量特征研究. *水土保持学报*, **6**, 65-69.
- [6] 任华丽,崔保山,白军红等(2008)哈尼梯田湿地核心区水稻土重金属分布与潜在的生态风险. *生态学报*, **4**, 1625-1634.
- [7] 李德成,李忠佩,张桃林(2004)不同利用年限的红壤水稻土中重金属元素含量研究. *土壤通报*, **3**, 336-338.
- [8] 许学工,林辉平,付在毅(2001)黄河三角洲湿地区域生态风险评价. *北京大学学报(自然科学版)*, **1**, 111-120.
- [9] 付在毅,许学工(2001)辽河三角洲湿地区域生态风险评价. *生态学报*, **3**, 365-373.
- [10] 宣昊,滕彦国,倪师军等(2005)基于地球化学基线的土壤重金属污染潜在生态风险评价. *矿物岩石*, **4**, 69-72.
- [11] 郭平,谢忠雷,李军(2005)长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. *地理科学*, **1**, 108-112.
- [12] 孙叶芳,谢正苗,徐建明等(2005) TCLP法评价矿区土壤重金属的生态环境风险. *环境科学*, **3**, 152-156.
- [13] 胡克宽,王英俊,张玉岱等(2012)渭北黄土高原苹果园土壤重金属空间分布及其累积性评价. *农业环境科学学报*, **5**, 934-941.
- [14] Håkanson, L. (1980) An ecological risk index for aquatic pollution control: A sedimentological approach. *Water Research*, **14**, 975-1001.
- [15] 奚旦立,孙裕生,刘秀英(2004)环境监测.第3版,高等教育出版社,北京.
- [16] 陈怀满(2002)土壤中化学物质的行为与环境质量.科学出版社,北京.

- [17] 中国环境监测总站主编 (1990) 中国土壤元素背景值. 中国环境科学出版社, 北京.
- [18] 夏增禄, 蔡士悦, 许嘉琳等 (1992) 中国土壤环境容量. 地震出版社, 北京.
- [19] 夏家琪 (1996) 土壤环境质量标准详解. 中国环境科学出版社, 北京, 24-25.
- [20] 王美表, 章明奎 (2002) 杭州市城效土壤重金属含量和形态的研究. *环境科学学报*, **5**, 603-608.
- [21] Wang, C.X., Mo, Z., Wang, H., Wang, Z.J. and Cao, Z.H. (2003) The transportation, time-dependent distribution of heavy metals in paddy crops. *Chemosphere*, **50**, 717-723.
- [22] 王焕校 (2000) 污染生态学. 高等教育出版社, 北京, 188-213.
- [23] 曹心德, 魏晓欣, 代革联等 (2011) 土壤重金属复合污染及其化学钝化修复技术研究进展. *环境工程学报*, **7**, 1441-1453.
- [24] Chen, H.M., Zheng, C.R., Tu, C. and Zhu, Y.G. (1999) Heavy metal pollution in soils in China: Status and counter-measures. *Ambio*, **28**, 130-134.
- [25] 郑喜坤, 鲁安怀, 高翔等 (2002) 土壤重金属污染现状与防治方法. *土壤与环境*, **1**, 79-84.