

网络出版时间:2014-05-28 11:34

DOI:10.13207/j.cnki.jnwafu.2014.06.007

网络出版地址: <http://www.cnki.net/kcms/doi/10.13207/j.cnki.jnwafu.2014.06.007.html>

# 秦岭松栎混交林土壤对雨水淋溶液 pH、Cd、Pb、Zn 的影响

马国栋<sup>1</sup>, 张胜利<sup>1,2,3</sup>, 赵晓静<sup>1</sup>

(1 西北农林科技大学 资源环境学院, 陕西 杨凌 712100; 2 陕西秦岭森林生态系统国家野外科学观测研究站, 陕西 杨凌 712100;  
3 农业部西北植物营养与农业环境重点实验室, 陕西 杨凌 712100)

**[摘要]** 【目的】研究松栎混交林土壤对不同降雨淋溶液 pH 及 Cd、Pb、Zn 质量浓度的影响, 为水源地水质管理提供科学依据。【方法】在陕西北部火地塘林区分层(A 层和 B 层)采集松栎混交林林下土样, 通过模拟不同 pH 值和不同重金属质量浓度(无重金属(M<sub>0</sub>)、降雨重金属质量浓度全年统计最小值(Min)、全年统计平均值(M<sub>v</sub>)、全年统计最大值(Max))的降雨下渗透过森林 A 层和 AB 层土壤的方法, 分析淋溶液的 pH 值及重金属质量浓度的变化。【结果】(1) pH 值为 4.0、5.0、6.0、7.0 和 8.0 的降雨透过 A 层土壤后, 淋溶液 pH 为 6.8~7.0; 透过 AB 层土壤后, 淋溶液 pH 为 7.0~7.3。(2) 重金属质量浓度为 M<sub>0</sub>、Min、M<sub>v</sub> 和 Max 的降雨淋溶 A 层土壤后, 淋溶液中 Cd、Pb、Zn 的质量浓度分别为 0.14~0.31, 17.25~78.57, 8.57~46.09 μg/L; 淋溶 AB 层土壤后, 分别为 0.14~0.25, 7.52~32.72, 6.35~22.33 μg/L。并且 A 层土壤淋溶液中的 Cd、Pb、Zn 质量浓度均大于 AB 层土壤淋溶液。(3) 重金属质量浓度为 Min、M<sub>v</sub> 和 Max 的降雨淋溶土壤后, 淋溶液中的 Cd、Pb、Zn 的质量浓度总体上均表现为 Min>M<sub>v</sub>>Max。【结论】森林土壤对降雨的 pH 有调节和稳定作用; 随降雨中重金属质量浓度的不同, A 层和 AB 层土壤对 Cd、Pb 和 Zn 既有解吸作用又有吸附作用, 其中 B 层土壤主要为吸附作用。降雨透过松栎混交林土壤后, Cd 和 Zn 质量浓度符合国家饮用水卫生标准, 而 Pb 质量浓度是标准的 1.5~7.8 倍。

**[关键词]** 松栎混交林; 土壤; 降雨; 重金属

**[中图分类号]** S718.56

**[文献标志码]** A

**[文章编号]** 1671-9387(2014)06-0107-08

## Effect of soil in pine-oak mixed forest on pH, and contents of Cd, Pb, and Zn in simulated rainfall leachate

MA Guo-dong<sup>1</sup>, ZHANG Sheng-li<sup>1,2,3</sup>, ZHAO Xiao-jing<sup>1</sup>

(1 College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China;

2 Qinling National Forest Ecosystem Research Station, Yangling, Shaanxi 712100, China; 3 Key Laboratory of

Plant Nutrition and the Agri-environment in Northwest China, Ministry of Agriculture, Yangling, Shaanxi 712100, China)

**Abstract:** 【Objective】Effects of the soil in pine-oak mixed forests on concentrations of Cd, Pb and Zn in rainfalls with different pH levels were studied to improve water quality management in water source region. 【Method】Soil samples were collected from layer A and layer B underneath the pine-oak mixed forests in Huoditang forest region of Ningshan County, Shaanxi Province. By simulating the penetration of rainfalls with different pH and different mass concentrations of heavy metals (No heavy metal (M<sub>0</sub>), annual statistical minimum (Min), annual average (M<sub>v</sub>), and annual statistical maximum (Max)) through soil layer A and layer AB, the changes of pH and mass concentrations of heavy metals in the leachate were analyzed.

**[收稿日期]** 2013-11-20

**[基金项目]** 林业公益性行业科研专项(201004036)

**[作者简介]** 马国栋(1989-), 男(回族), 甘肃会宁人, 在读硕士, 主要从事森林水质研究。E-mail: maguodong@nwsuaf.edu.cn

**[通信作者]** 张胜利(1965-), 男, 陕西户县人, 副教授, 博士, 主要从事森林水文和水土保持工程研究。

E-mail: victory6515@sina.com

【Result】(1) When the pH values of simulated rainfalls were 4.0—8.0, the pH values of leachates passing layer A and layer AB were 6.8 to 7.0 and 7.0 to 7.3, respectively. (2) The mass concentrations of Cd, Pb, and Zn in the leachate passing layer A were 0.14—0.31, 17.25—78.57, and 8.57—46.09  $\mu\text{g/L}$ , respectively, and those in the leachate passing layers AB were 0.14—0.25, 7.52—32.72, and 6.35—22.33  $\mu\text{g/L}$ . (3) The concentrations of Cd, Pb, and Zn in leachates after rainfalls with different heavy metal concentrations were in a decreasing order of  $\text{Min} > \text{Mv} > \text{Max}$ . 【Conclusion】 Forest soil could regulate and stabilize the acidity of rainfall. Soil layers A and AB had both adsorption and desorption effect on Cd, Pb, and Zn. Soil layer B only had adsorption effect. After the simulated rainfall through soil in pine-oak mixed forests, the mass concentrations of Cd and Zn accored with national standards of drinking water and Pb was 1.5 to 7.8 times with the standards.

**Key words:** pine-oak mixed forest; soil; rainfall; heavy metals

秦岭地区矿产资源丰富,是我国铅、锌、钼、金、汞、锑、钴、镍等金属的重要产地之一。秦岭陕西段铅锌资源十分丰富<sup>[1-2]</sup>,岩石中微量元素 Cd、Ge、Ga、In 的晶体化学性质与 Zn 相似,且常伴生于铅锌矿中<sup>[3]</sup>。铅锌矿开采产生的含有 Pb、Zn、Cd、Ge、Ga、In 的粉尘,可随大气运动进行远距离传输,并通过干湿沉降的方式进入森林生态系统,与森林生态系统各层次,尤其是森林土壤发生作用,对其地表径流水质产生影响。秦岭陕西段铅锌矿品位较高,而与之伴生的微量元素 Cd 又是公认的重金属元素之一,同时陕西秦岭林区还是南水北调中线工程的重要水源区,受周边地区大气污染影响,雨水存在酸化趋势<sup>[4]</sup>。目前,针对该区域含有微量重金属并酸化了的雨水进入森林土壤后水质变化规律的研究主要集中在自然降雨方面<sup>[5-7]</sup>。尽管自然降雨能够很好地代表实际的状况,但是受自然状况的限制较大,无法对其规律做详细的研究。本研究在秦岭南坡中山地带的火地塘林区,选择该区主要森林类型——松栎混交林,通过模拟的方法,研究了其林地土壤对雨水淋溶液 pH 及 Cd、Pb、Zn 质量浓度的影响规律,旨在为水源地水质管理提供科学依据。

## 1 研究区概况及研究方法

### 1.1 研究区概况

火地塘林区(33°25′~33°29′N, 108°25′~108°30′E)位于陕西省安康市宁陕县境内,地处南水北调中线工程水源区的核心区域,面积 22.5 km<sup>2</sup>,海拔 1 470~2 473 m,平均坡度 30°~35°,年均气温 8~12 °C,多年平均降雨量在 900~1 200 mm(主要集中在 7—9 月份),平均湿度 77.1%。林区土壤类型主要为棕壤和暗棕壤<sup>[8]</sup>,平均厚度 50~70 cm,成土母岩主要为花岗岩、片麻岩、变质砂岩和片岩。森

林植被为 20 世纪 60—70 年代主伐后恢复起来的次生林,覆盖率 93.8%,郁闭度大于 0.9。研究区主要成林树种有锐齿栎、油松、华山松、红桦、光皮桦、青杆、巴山冷杉和山杨等。

### 1.2 材料与方法

1.2.1 模拟降雨设计 火地塘林区能够产生径流的降雨量多在 20 mm 以上<sup>[6]</sup>,正常年份,该区产生径流的降雨量多在 20~110 mm,平均约为 50 mm,故模拟降雨量取 50 mm。2012 年 6—9 月火地塘林区松栎混交林样地大气降雨的 pH 及 Cd、Zn、Pb 质量浓度实测结果为:pH 值最低为 4.85,最高为 7.29;Cd 质量浓度最大为 30.721  $\mu\text{g/L}$ ,最小为 0.117  $\mu\text{g/L}$ ,全年平均值 5.126  $\mu\text{g/L}$ ;Zn 质量浓度最大为 50.423  $\mu\text{g/L}$ ,最小为 0.124  $\mu\text{g/L}$ ,全年平均值 4.972  $\mu\text{g/L}$ ;Pb 质量浓度最大为 203.541  $\mu\text{g/L}$ ,最小为 0.465  $\mu\text{g/L}$ ,全年平均值 21.492  $\mu\text{g/L}$ 。以此为参考,模拟降雨设置 pH 梯度为 4.0,5.0,6.0,7.0,8.0,设置重金属质量浓度梯度为:无重金属(M0)、全年统计最小值(Min)、全年统计平均值(Mv)、全年统计最大值(Max)。根据多年观测,火地塘林区降雨 Pb、Zn 和 Cd 质量浓度之间有显著的相关关系<sup>[9-11]</sup>,故模拟降雨中各重金属质量浓度之间的比例关系以实测降雨中 Pb、Zn 和 Cd 浓度比例为基础,具体如表 1 所示。

表 1 模拟降雨中各重金属的质量浓度

Table 1 Concentrations of heavy metals in simulated rainfalls  $\mu\text{g/L}$

处理 Treatment	Cd	Pb	Zn
M0	0	0	0
Min	0.10	0.40	0.10
Mv	5.00	20.00	5.00
Max	30.00	200.00	50.00

模拟雨水母液用含 Pb、Cd、Zn 的水溶液混合配

制而成,使用时采用逐级稀释法,获得试验中设置的 M0、Min、Mv、Max 4 个质量浓度梯度,然后用 V(硫酸):V(硝酸)=4:1 的混合酸液调节 pH 值,从而获得试验所需 pH 值的模拟雨水。

1.2.2 土样采集及相关理化指标的测定 样地位于火地塘林区中下部的天然松栎混交林内,大小为 20 m×5 m。采样点分别布设于样地上部、中部和

下部。天然林土壤可形成发达的层次,依有机质含量的高低,分 A、B 层取样。采样时从下至上分层取土,剔除较大石块和树根等杂物后,做好标记,带回室内测定含水率。土样经自然风干后测定其他理化性质指标(pH、体积质量、有机质含量及 Pb、Zn、Cd 的本底值),结果见表 2。

表 2 秦岭火地塘林区松栎混交林土壤的主要理化性质

Table 2 Physical and chemical properties of soils in pine-oak mixed forest in Qinling

土壤层次 Soil level	土层厚度/cm Soil depth	pH	有机质/ (g·kg <sup>-1</sup> ) Soil organic matter	含水率/% Soil moisture	体积质量/ (g·cm <sup>-3</sup> ) Bulk density	Zn/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Pb/ (mg·kg <sup>-1</sup> )	Cd/ (mg·kg <sup>-1</sup> )
A	25.0	6.70	66.5	30.91	0.891	47.127 8	15.678 3	0.215 8
B	38.7	6.68	19.3	21.85	1.054	46.135 3	13.776 8	0.148 3

1.2.3 模拟雨水淋溶试验 按照研究方案,本试验试制的模拟雨水淋溶试验装置如图 1 所示。该装置主要构件为内径 70 mm,高 700 mm 的 PVC 管,其底部有直径 5 mm 小孔。PVC 管内依照自然土层的次序和厚度装填土样,形成的土柱高度同样地土壤的实际厚度,即:A 层 25.0 cm,B 层 38.7 cm。同时,在另一 PVC 管中只装填 A 层土样,用于模拟雨水透过表层土壤(A 层)的情况。填装时,在每根 PVC 管的底部和顶部各垫一层纱布和滤纸,以防土样损失。将装好土样的 PVC 管置于支架上,并使其垂直于水平面,然后加适量超纯水,使 PVC 管内土样水分达到饱和。静置后,利用 PVC 管上部设置的淋溶装置模拟降水过程,在其下部用三角瓶收集透过森林土壤的水分。

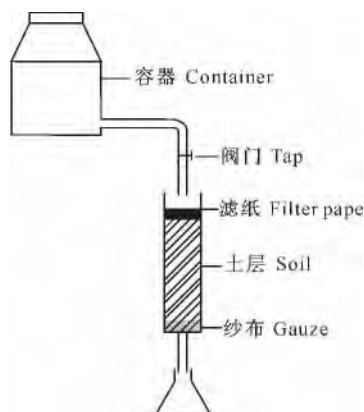


图 1 模拟雨水淋溶试验装置示意图

Fig. 1 Equipment for rainfall leaching experiment

模拟降雨的雨量为土柱截面面积乘以 50 mm 的设计雨量。每根土柱的模拟降雨量为 135 mL,淋溶速度为 0.9 mL/min,淋溶时间约为 2.5 h。收集淋溶液至 PVC 管底部不再有溶液渗出为止。淋溶结束后,先测定淋溶液 pH 值,然后放于冰箱保存,

待测其他指标。其中 pH 用 Mettler-Toledo DELTA 320 pH 计测定,Cd、Zn 和 Pb 质量浓度用 Varian 700-ES 系列 ICP-OES 测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同土层土壤对降雨淋溶液 pH 的影响

2.1.1 A 层土壤 由图 2 可知,在 Mv 和 Max 处理条件下,模拟降雨透过 A 层土壤后,淋溶液的 pH 值随着降雨 pH 值的升高总体呈增大的趋势;除 Max 处理外,其他处理淋溶液 pH 均在 6.8~7.0,接近 A 层土壤的 pH 值(表 2)。说明在重金属质量浓度较低时,松栎混交林 A 层土壤对降雨 pH 有较好的稳定作用。模拟降雨呈酸性时土壤淋溶液的 pH 均较降雨 pH 上升,这是因为酸性降雨中的 H<sup>+</sup> 与土壤胶体表面吸附的盐基离子发生交换反应,盐基离子进入溶液,使 pH 上升;而模拟降雨呈碱性时,土壤中的缓冲物质可解离出 H<sup>+</sup> 或者直接与 OH<sup>-</sup> 作用<sup>[12]</sup>,使淋溶液保持一定的酸碱度,起到调节雨水 pH 的作用。重金属质量浓度为 Max 条件下,模拟降雨透过土壤 A 层后,淋溶液的 pH 值远大于其他重金属质量浓度下的 pH 值,说明较高质量浓度的重金属溶液对 A 层土壤调高淋溶液 pH 有较大的促进作用,可能的原因是重金属有助于促进土壤中的盐基交换反应,使土壤缓冲体系调节 pH 的能力增强。

2.1.2 AB 层土壤 由图 2 还可知,降雨经过 AB 层土壤之后,淋溶液 pH 值变化规律与降雨经过 A 层土壤后淋溶液 pH 的变化类似,且不同 pH 降雨形成的淋溶液 pH 相近。模拟雨水为酸性和中性时,各淋溶液 pH 值均大于雨水的 pH 值;模拟雨水为碱性时,各淋溶液 pH 均小于降雨的 pH 值。除

重金属质量浓度为  $M_{\max}$  外,其余重金属质量浓度下雨水经过 AB 层土壤后, pH 值为 7.0~7.3, 大于 B 层土壤的 pH 值。因此,重金属也有促进 AB 层土壤调高雨水淋溶液 pH 的能力。

2.1.3 A 层与 AB 层土壤的比较 本试验结果表明, A 层和 AB 层土壤均对降雨 pH 有缓冲和稳定

的作用,这与张胜利等<sup>[6]</sup>的研究结论相同。但对比 A 层和 AB 层土壤的淋溶结果可以看出,降雨透过土壤 AB 层后,淋溶液 pH 值较透过 A 层土壤的淋溶液有一定幅度的升高,这说明 B 层土壤能更进一步调高雨水的 pH 值。

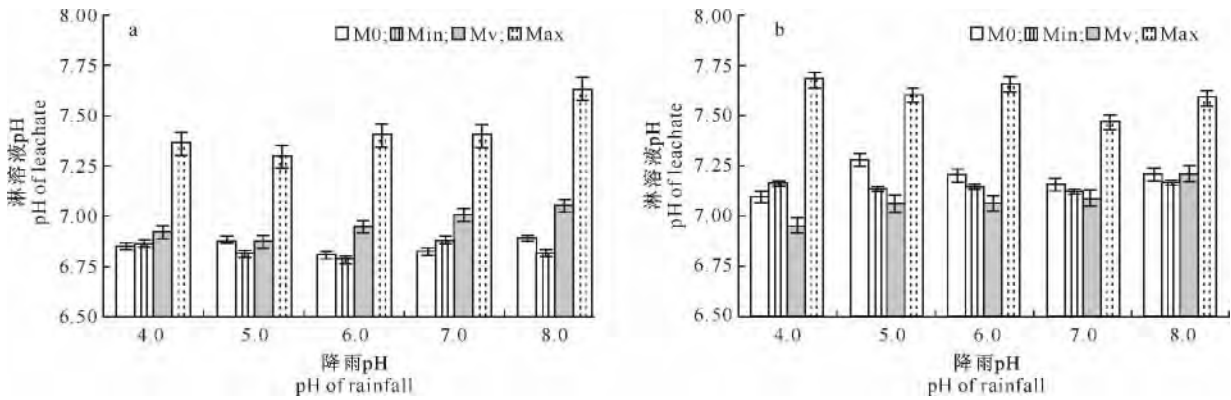


图 2 不同质量浓度重金属和 pH 雨水透过秦岭松栎混交林 A 层(a)和 AB 层(b)土壤后淋溶液的 pH

Fig. 2 pH of leachate after the rainfalls with different pH and mass concentrations of heavy metals permeated through layer A (a) and layer AB (b) soil in pine-oak mixed forest

## 2.2 土壤对不同降雨淋溶液 Cd 质量浓度的影响

2.2.1 A 层土壤 由图 3 可知,不同 pH 值模拟雨水透过 A 层土壤后,除 M0 处理外,其余各处理淋溶液 Cd 质量浓度在酸性至中性降雨条件下随雨水 pH 的升高呈先升高后降低的趋势;在偏碱性降雨条件下 Min、Mv 和 Max 处理淋溶液 Cd 质量浓度均大幅度升高。当降雨 pH 相同时,随着雨水中重金属质量浓度的升高(M0 除外),淋溶液 Cd 质量浓度均降低。在酸性条件下( $\text{pH} \leq 5$ )土壤对 Cu、Pb、Zn 和 Cd 的吸附能力强弱为  $\text{Pb} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd}$ <sup>[13]</sup>。在淋溶时,Cd 被优先淋出,使得  $\text{pH} \leq 5$  时淋溶液中 Cd 质量浓度较高。郑顺安等<sup>[14]</sup>研究表明,土壤中 Cd 含量和雨水 pH 对降雨作用下土壤 Cd 的吸附和解吸有重要作用,并且 Cd 含量是最重要的因素,Cd 含量越高,降雨作用下土壤释放的 Cd 就越多。本研究中,随着降雨中重金属质量浓度的升高,淋溶液的 Cd 浓度降低,可能是由于研究中的 Cd 含量较低,其对土壤释放 Cd 的影响作用有限,而 pH 对土壤重金属吸附-解析的影响作用凸显,即降雨 pH 值越高,土壤对重金属的吸附作用越强,重金属在土壤中的可迁移性越差。

2.2.2 AB 层土壤 由图 3 还可知,当降雨 pH 为 4.0~8.0 时,随着模拟降雨 pH 的升高,透过 AB 层的土壤淋溶液 Cd 质量浓度整体降低。说明随着降雨 pH 值的升高,土壤对重金属的吸附能力增强,吸

附量增加。降雨对 AB 层土壤的淋溶,其实质是先对 A 层进行淋溶,再对 B 层淋溶。模拟降雨透过 A 层土壤后,其 pH 值趋于稳定,其中的 Cd 质量浓度由 0~30.00  $\mu\text{g/L}$ (表 1)大幅下降为 0.14~0.31  $\mu\text{g/L}$ (图 3-a),故到达 B 层的土壤淋溶液 Cd 质量浓度主要受雨水中重金属质量浓度的影响。降雨中的重金属质量浓度升高,土壤淋溶液的离子强度增大,导致土壤对重金属的吸附量增加<sup>[15]</sup>。可知随着降雨中重金属质量浓度增加,土壤对 Cd 的吸附作用增强,淋溶液中的 Cd 质量浓度降低。

2.2.3 A 层与 AB 层土壤的比较 由图 3 可知,除 Max 处理外,其他处理 A 层土壤淋溶液中的 Cd 质量浓度总体大于 AB 层土壤,说明 B 层土壤还吸附了 A 层淋溶液中的部分 Cd。其主要原因有以下 2 点:一是 AB 层土壤的厚度远大于 A 层,这使得降雨与土壤的作用时间变长;二是土壤有机质对重金属有吸附作用<sup>[16]</sup>。尽管 B 层土壤有机质含量远低于 A 层土壤(表 2),但其有机质含量仍较高,故雨水透过 AB 层土壤后,淋溶液 Cd 质量浓度较 A 层土壤低。

模拟降雨中的 M0 和 Min 处理淋溶液的 Cd 质量浓度不管 A 层还是 AB 层土壤均大于降雨(0~0.10  $\mu\text{g/L}$ ),说明 A 层和 AB 层土壤中的 Cd 被雨水淋出。模拟降雨中 Mv 和 Max 处理不论是在 A 层还是 AB 层土壤,其淋溶液的 Cd 质量浓度远小于降雨(5.00~30.00  $\mu\text{g/L}$ ),表明土壤层对降雨中的

Cd 有吸附固定作用。可知,降雨中重金属浓度较低时,土壤能够向水中释放 Cd;降雨中重金属质量浓度较高时,土壤能够吸附其中大部分的 Cd。本研究中,土壤对 Cd 的吸附率在 95% 以上,且降雨中的重金属质量浓度越高,土壤对 Cd 的吸附率越大,最高

可达 99% 以上。

各重金属质量浓度下,模拟降雨透过土壤后,淋溶液的 Cd 质量浓度均符合《生活饮用水卫生标准 (GB 5749—2006)》中 Cd 质量浓度不超过 0.005 mg/L 的规定。

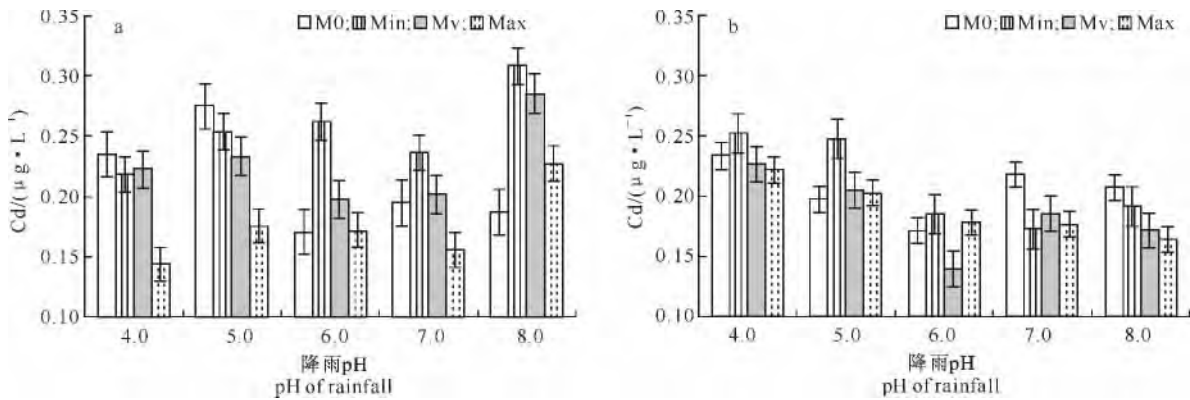


图 3 不同质量浓度重金属和 pH 雨水透过秦岭松栎混交林 A 层(a)和 AB 层土壤(b)后淋溶液的 Cd 质量浓度  
Fig. 3 Concentration of Cd in leachate after the rainfalls with different pH and mass concentrations of heavy metals permeated through layer A (a) and layer AB (b) soil in pine-oak mixed forest

2.3 土壤对不同降雨淋溶液 Pb 质量浓度的影响

2.3.1 A 层土壤 由图 4 可知,用不同 pH 值的模拟雨水对 A 层土壤进行淋溶,除 Min 处理外,其余各处理淋溶液 Pb 质量浓度随降雨 pH 值的升高无明显变化,且在降雨为碱性时,Pb 质量浓度略小于酸性和中性降雨。Pb 在土壤中主要以 Pb(OH)<sub>2</sub>、PbCO<sub>3</sub> 和 PbSO<sub>4</sub> 固体形式存在,迁移性很弱<sup>[17]</sup>。

在酸性土壤中,固定在其中的 Pb 能够释放出来,使 Pb 在土壤溶液中的含量增加<sup>[18]</sup>。降雨 pH 值为 8.0 时,淋溶液 pH 较高,能够促进土壤对 Pb 的吸附,淋溶液 Pb 质量浓度降低。当降雨 pH 值相同时,除 M0 处理外,其他处理淋溶液中的 Pb 质量浓度随雨水中重金属质量浓度的升高而降低,与 Cd 的表现相同。

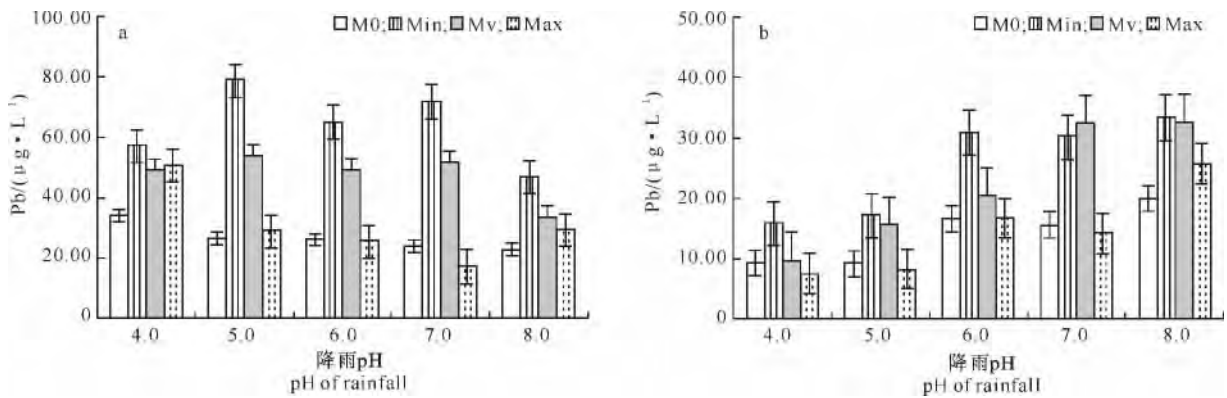


图 4 不同质量浓度重金属和 pH 雨水透过秦岭松栎混交林 A 层(a)和 AB 层土壤(b)后淋溶液的 Pb 质量浓度  
Fig. 4 Concentration of Pb in leachate after the rainfalls with different pH and mass concentrations of heavy metals permeated through layer A (a) and layer AB (b) soil in pine-oak mixed forest

2.3.2 AB 层土壤 由图 4 还可知,随模拟降雨 pH 的升高,透过 AB 层土壤淋溶液 Pb 质量浓度整体增大。淋溶液中 Pb 质量浓度受 2 方面因素制约:一是 H<sup>+</sup> 能抑制土壤对 Pb 的吸附,二是重金属能促进土壤对 Pb 的吸附。模拟降雨时,雨水先淋溶 A 层土壤,再淋溶 B 层,随 A 层土壤淋溶液 pH 的增

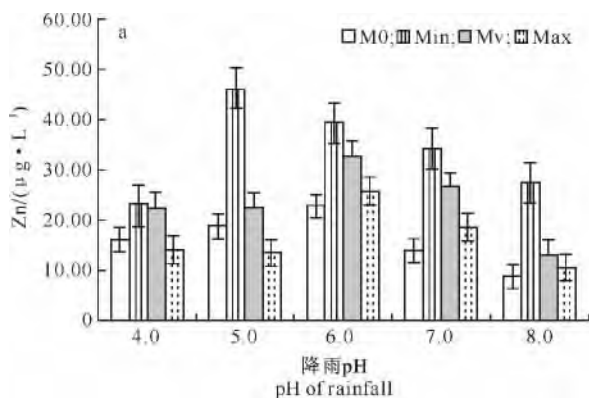
大(图 2-a),AB 层土壤淋溶液 Pb 质量浓度应是降低的,但淋溶液中 Pb 质量浓度随着降雨 pH 值的升高而升高,这可能同 H<sup>+</sup> 与重金属在土壤中的竞争吸附有关。在同一 pH 降雨条件下,随模拟降雨重金属质量浓度的升高,淋溶液 Pb 质量浓度降低,这与 Cd 质量浓度在 AB 层土壤的变化趋势相同。

2.3.3 A层与AB层土壤的比较 由图4可以发现,淋溶液中Pb质量浓度表现为A层淋溶液大于AB层淋溶液。说明B层土壤吸附了A层淋溶液中的部分Pb,其原因与Cd的变化相同。M0和Min处理下,不论是在土壤A层还是在AB层,淋溶液中的Pb质量浓度均大于降雨( $0 \sim 0.40 \mu\text{g/L}$ ),说明土壤中的Pb被雨水淋出。不同pH下的Mv处理A层土壤中的Pb均被淋出。在酸性降雨条件下AB层土壤的淋溶液Pb质量浓度小于降雨( $20 \mu\text{g/L}$ ),说明AB层土壤对降雨中的Pb有吸附固定作用;在中性和碱性降雨条件下,AB层土壤淋溶液中Pb质量浓度大于降雨( $20 \mu\text{g/L}$ ),土壤中的Pb被淋出。Max处理下,A层和AB层土壤均吸附降雨中的Pb,淋溶液中Pb质量浓度降低。因此,降雨中重金属质量浓度较低时,土壤能够向淋溶液中释放Pb;而雨水中重金属质量浓度较高时,土壤能够吸附其中大部分的Pb。本研究中土壤对Pb吸附率在50%以上,并且降雨中的重金属质量浓度越高,土壤对Pb的吸附率越大,最高可达90%以上。

大部分模拟降雨条件下,各淋溶液Pb质量浓度均超出《生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)》Pb质量浓度不超过 $0.01 \text{ mg/L}$ 的规定,是其1.7~7.8倍,应高度重视这一情况。

## 2.4 土壤对不同降雨淋溶液Zn质量浓度的影响

### 2.4.1 A层土壤 由图5可知,用不同pH值的模



拟降雨对A层土壤进行淋溶,Min处理淋溶液Zn质量浓度在降雨pH为5.0时最大;其余处理淋溶液中Zn质量浓度在降雨pH为6.0时最大。当降雨pH值为6.0~8.0时,随着pH值的升高,各处理淋溶液Zn质量浓度降低。土壤中的Zn大部分以结合状态存在,其Zn的淋出机理主要与吸附-解析平衡、络合-解离平衡以及沉淀-溶解平衡有关<sup>[17]</sup>。H<sup>+</sup>的存在对这3个平衡有很大的影响,其能有效地促进土壤中Zn的淋出。pH值升高,H<sup>+</sup>的含量降低,土壤对Zn的吸附作用增强,故淋溶液中的Zn质量浓度降低。当降雨pH值相同时,除M0处理外,其他处理淋溶液中的Zn质量浓度随降雨中重金属质量浓度的升高而降低,这与土壤离子强度的改变有关。

2.4.2 AB层土壤 由图5还可知,当降雨pH为4.0~8.0时,随模拟降雨pH值的升高,透过AB层土壤淋溶液Zn的质量浓度呈降低趋势,与Cd变化趋势一致。说明pH值升高,土壤对Zn的吸附能力增强,淋溶液中Zn的质量浓度降低。同Cd一样,模拟降雨透过A层土壤后,pH值趋于稳定,Zn质量浓度由 $0.00 \sim 50.00 \mu\text{g/L}$ (表1)变为 $8.57 \sim 46.09 \mu\text{g/L}$ (图5-a),由于重金属质量浓度升高,土壤溶液离子强度增大,土壤对重金属的吸附作用增强,故透过AB层土壤淋溶液中Zn的质量浓度降低。

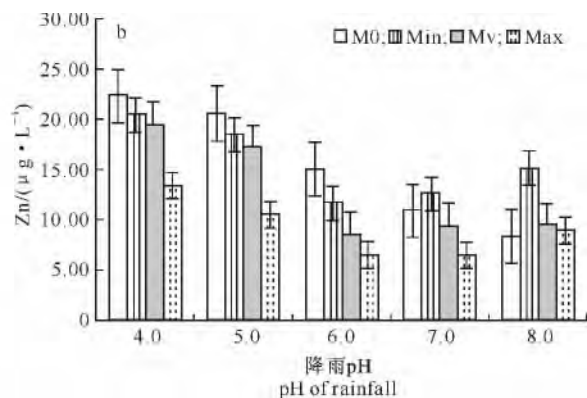


图5 不同质量浓度重金属和pH雨水透过秦岭松栎混交林A层(a)和AB层土壤(b)后淋溶液的Zn质量浓度

Fig. 5 Concentration of Zn in leachate after the rainfalls with different pH and mass concentrations of heavy metals permeated through layer A(a) and layer AB(b) soil in pine-oak mixed forest

2.4.3 A层与AB层土壤的比较 由图5还发现,淋溶液中Zn质量浓度表现为A层土壤淋溶液大于AB层土壤淋溶液,这主要受土壤厚度和土壤有机质含量的影响,与Cd质量浓度变化的原因相同。M0、Min和Mv处理下,A层和AB层土壤淋溶液中的Zn质量浓度均大于降雨( $0 \sim 5.00 \mu\text{g/L}$ ),说

明A层和AB层土壤中的Zn被雨水淋出。Mv处理下,A层和AB层土壤淋溶液中的Zn质量浓度小于降雨( $50.00 \mu\text{g/L}$ ),表明降雨中的Zn有部分被土壤吸附固定。因此,降雨中重金属质量浓度低时,土壤能够向淋溶液中释放Zn;重金属质量浓度高时,土壤能够吸附大部分的Zn。本研究中,土壤对

Zn 吸附率在 48% 以上,且随降雨中重金属质量浓度的升高,土壤对 Zn 吸附率增大,最高可达 87% 以上。

各处理下,模拟降雨透过土壤后,淋溶液 Zn 的质量浓度均符合《生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)》Zn 质量浓度不超过 1.0 mg/L 的规定。

### 3 结 论

1) 模拟降雨条件下,秦岭松栎混交林土壤对降雨 pH 有调节和稳定作用。在降雨 pH 为 4.0~6.0 时,土壤可将淋溶液 pH 值提高,其中 A 层土壤淋溶液 pH 增加了 0.81~3.36,AB 层土壤淋溶液 pH 增加了 1.06~3.68;在降雨 pH 为 8.0 条件下,土壤可将降雨的 pH 降低,其中 A 层土壤淋溶液 pH 降幅为 0.12~1.18,AB 层土壤为 0.41~0.83,而 B 层土壤对 pH 主要起调高的作用,导致降雨透过 AB 层土壤后的淋溶液 pH 值大于 A 层土壤。

2) 松栎混交林土壤对降雨中重金属的影响主要表现在:随重金属质量浓度的不同,A 层和 AB 层土壤对降雨中的 Cd、Pb 和 Zn 既有解吸作用,又有吸附作用。降雨中重金属质量浓度较低(Cd 为 0~0.1  $\mu\text{g/L}$ ,Pb 为 0~20  $\mu\text{g/L}$ ,Zn 为 0~5  $\mu\text{g/L}$ )时,土壤主要表现为解吸作用,使淋溶液中的 Cd、Pb 和 Zn 质量浓度升高;降雨中重金属质量浓度较高(Cd 为 5~30  $\mu\text{g/L}$ ,Pb 为 200  $\mu\text{g/L}$ ,Zn 为 50  $\mu\text{g/L}$ )时,土壤主要表现为吸附作用,使淋溶液中的 Cd、Pb 和 Zn 质量浓度降低。B 层土壤主要为吸附作用,导致降雨透过 AB 层土壤后的 Cd、Pb 和 Zn 质量浓度小于 A 层土壤。

3) 降雨透过混交林土壤后,其中的 Cd 和 Zn 质量浓度均符合《生活饮用水卫生标准(GB 5749—2006)》的规定,而 Pb 的质量浓度是标准的 1.5~7.8 倍。

#### [参考文献]

- [1] 彭大明. 秦岭地区铅锌矿成矿浅析 [J]. 地质找矿论丛, 1998, 13(4): 61-71.  
Peng D M. Generalization of Pb, Zn ore genesis in Qinling Mountain [J]. Contributions to Geology and Mineral Resources Research, 1998, 13(4): 61-71. (in Chinese)
- [2] 张长青, 芮宗瑶, 陈毓川, 等. 中国铅锌矿资源潜力和主要战略接续区 [J]. 中国地质, 2013(1): 248-272.  
Zhang C Q, Rui Z Y, Chen Y C, et al. The main successive strategic bases of resources for Pb-Zn deposits in China [J]. Geology in China, 2013(1): 248-272. (in Chinese)
- [3] 任 鹏, 梁 婷, 牛 亮, 等. 陕西秦岭铅锌矿床的地质特征及

成矿动力学过程 [J]. 地球科学与环境学报, 2013(1): 34-47.

Ren P, Liang T, Niu L, et al. Geological characteristic and geodynamic process from Pb-Zn deposit in Qinling of Shaanxi [J]. Journal of Earth Sciences and Environment, 2013(1): 34-47. (in Chinese)

- [4] 张胜利, 梁翠萍, 晋建霞, 等. 秦岭林区径流水化学对雨水酸化的响应 [J]. 林业科学, 2012, 48(4): 1-7.  
Zhang S L, Liang C P, Jin J X, et al. Response of stream water chemistry to rainwater acidification in the natural forest region of the Qinling Mountain [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2012, 48(4): 1-7. (in Chinese)
- [5] 张胜利. 秦岭火地塘林区森林生态系统对降水中重金属的作用 [J]. 林业科学, 2009, 45(11): 55-62.  
Zhang S L. Effects of forest ecosystem on heavy metals in water during the rainfall runoff processes in the Huoditang forest area of the Qinling Mountain [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2009, 45(11): 55-62. (in Chinese)
- [6] 张胜利, 李光录. 秦岭火地塘森林生态系统不同层次的水质效应 [J]. 生态学报, 2007, 27(5): 1838-1844.  
Zhang S L, Li G L. The effects of different components of the forest ecosystem on water quality in the Huoditang forest region, Qinling Mountain Range [J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(5): 1838-1844. (in Chinese)
- [7] 晋建霞, 张胜利, 陆 斌. 西安市水源区森林生态系统水质空间变化特征 [J]. 东北林业大学学报, 2013, 41(3): 46-50.  
Jin J X, Zhang S L, Lu B. Spatial variation characteristics of the forest ecosystem on water quality in the water source area of Xi'an [J]. Journal of Northeast Forestry University, 2013, 41(3): 46-50. (in Chinese)
- [8] 党坤良, 雷瑞德, 耿增朝, 等. 秦岭火地塘林区不同土壤类型化学性质的研究 [J]. 西北林学院学报, 1996(S1): 26-30.  
Dang K L, Lei R D, Geng Z C, et al. Chemical properties of different types of soil at Huoditang forest region in Qinling Mountains [J]. Journal of Northwest Forestry College, 1996(S1): 26-30. (in Chinese)
- [9] 张胜利. 秦岭南坡中山地带森林生态系统对径流和水质的影响研究 [D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2005.  
Zhang S L. Effects of forest ecosystem on runoff and water quality in medium altitude mountainous region of southern slopes Qinling Mountain range [D]. Yangling, Shaanxi: Northwest A&F University, 2005. (in Chinese)
- [10] 张胜利, 李 靖. 天然林冠层的水质效应 [J]. 水土保持学报, 2006, 20(3): 56-60.  
Zhang S L, Li J. Effects of canopy of nature forest on water quality [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2006, 20(3): 56-60. (in Chinese)
- [11] 张胜利. 秦岭火地塘森林水质的季节性变化特征 [J]. 环境科学, 2008, 29(2): 316-321.  
Zhang S L. Seasonal water quality changes in the Huoditang forest region of the Qinling Mountain Range [J]. Environmental Science, 2008, 29(2): 316-321. (in Chinese)
- [12] 黄昌勇. 土壤学 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2000: 183-185.

- Huang C Y. Soil science [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 183-185. (in Chinese)
- [13] 许嘉琳, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995: 87-88.
- Xu J L, Yang J R. Heavy metals in terrestrial ecosystem [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995: 87-88. (in Chinese)
- [14] 郑顺安, 陈春, 郑向群, 等. 模拟降雨条件下 22 种典型土壤镉的淋溶特征及影响因子分析 [J]. 环境化学, 2013, 32(5): 867-873.
- Zheng S A, Chen C, Zheng X Q, et al. Effect of simulated rain on leaching of cadmium from 22 typical soils and key factors identification [J]. Environmental Chemistry, 2013, 32(5): 867-873. (in Chinese)
- [15] 蒋建清, 吴燕玉. 模拟酸雨对草甸棕壤中重金属迁移的影响 [J]. 中国科学院研究生院学报, 1995, 12(2): 185-190.
- Jiang J Q, Wu Y Y. Study on the movement of heavy metal in meadow burozem affected by model acid precipitation [J]. Journal of University of Chinese Academy of Science, 1995, 12(2): 185-190. (in Chinese)
- [16] 宫彦章, 刘月秀, 刘姝媛, 等. 广东省林地土壤有效态锌、镉含量及其与有机质和 pH 的关系 [J]. 华南农业大学学报, 2011, 32(1): 15-18.
- Gong Y Z, Liu Y X, Liu S Y, et al. Available Zn and Cd contents in relation to pH and organic matter in forest soils of Guangdong Province [J]. Journal of South China Agricultural University, 2011, 32(1): 15-18. (in Chinese)
- [17] 何振立, 周启星, 谢正苗. 污染与有益元素的土壤化学平衡 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1998: 276-303.
- He Z L, Zhou Q X, Xie Z M. Soil-chemical balances of pollution and beneficial elements [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1998: 276-303. (in Chinese)
- [18] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应 [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992: 255-256.
- Liao Z J. The environmental chemistry of trace elements and its biological effect [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1992: 255-256. (in Chinese)

(上接第 106 页)

- [16] 何斌, 温远光, 梁宏温, 等. 英罗港红树植物群落不同演替阶段植物元素分布及其与土壤肥力的关系 [J]. 植物生态学报, 2002, 26(5): 518-524.
- He B, Wen Y G, Liang H W, et al. Element distribution and its relationship with soil fertility in different succession stages of a mangrove community in Yingluo bay, Guanxi [J]. Acta Phytocologica Sinica, 2002, 26(5): 518-524. (in Chinese)
- [17] 刘广全, 土小宁, 赵士洞, 等. 秦岭松栎林带生物量及其营养元素分布特征 [J]. 林业科学, 2001(1): 28-36.
- Liu G Q, Tu X N, Zhao S D, et al. Distributional characteristics on biomass and nutrient element of pine-oak forest belt in mt. Qinling [J]. Scientia Silvae Sinicae, 2001(1): 28-36. (in Chinese)
- [18] Koerselman W, Meuleman A F M. The vegetation N : P ratio: A new tool to detect the nature of nutrient limitation [J]. Journal of Applied Ecology, 1996(33): 1441-1450.
- [19] 谢会成, 杨茂生. 华北落叶松人工林营养元素的生物循环 [J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2002, 26(5): 49-52.
- Xie H C, Yang M S. The biocycle of *Larix principis-rup- pechii* forest plantation in south slope of Qinling mountains [J]. Journal of Nanjing Forestry University: Natural Sciences Edition, 2002, 26(5): 49-52. (in Chinese)
- [20] 张旭东, 薛明华, 许军. 安徽马尾松人工林营养元素分配格局的研究 [J]. 应用生态学报, 1993, 4(1): 7-11.
- Zhang X D, Xue M H, Xu J. The nutrient elements distribution pattern of *Pinus massoniana* plantation in Anhui [J]. Chinese Journal of Apply Ecology, 1993, 4(1): 7-11. (in Chinese)
- [21] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法 [M]. 北京: 中国农业科技出版社, 1999: 317-322.
- Lu R K. Methods of soil agricultural chemical analysis [M]. Beijing: China Agricultural Science and Technology Press, 1999: 317-322. (in Chinese)