

湖南某尾矿库周边农田土壤中重金属迁移转化规律研究

张煜¹, 葛从浩², 廖辰晨², 张子霖², 谢宇欢², 罗富江², 罗义煜², 臧乐乐², 田明浩^{2*}

¹中冶南方都市环保工程技术股份有限公司, 湖北 武汉

²桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西 桂林

收稿日期: 2025年5月12日; 录用日期: 2025年6月17日; 发布日期: 2025年6月27日

摘要

为了探究湖南某尾矿库周边农田土壤中Cd、As的迁移转化规律, 通过室内土柱淋滤实验, 对土壤中Cd、As的含量和形态进行测定, 并对其淋出特征进行分析。结果表明: 淋滤前期两种条件下表土层和底土层中两种元素含量的削减率大小关系为Cd > 0 > As, 中部土层中性条件下削减率为Cd > As > 0, 酸性为Cd > 0 > As; 淋滤中期两种条件下表土层两种元素削减率均表现为Cd > As > 0, 其它层位含量变化差异明显; 淋滤后期除表土层外其余各土层中Cd、As在不同淋滤条件下迁移规律相似。淋出液检测结果表明, 酸性淋滤条件下两种元素的累积释放量表现为As > Cd, 中性条件下表现为Cd > As, 0~48天内酸性条件下淋出液中两种元素的浓度大小关系为As > Cd, 中性条件关系为Cd > As, 酸性条件促进了As的释放, 同时淋出液中Cd、As两种元素的浓度随淋滤时间的延伸呈下降或平稳趋势, 其对淋滤液酸度的敏感程度顺序为Cd > As。形态分析表明: 土壤中有效态的Cd以酸可提取态为主, As主要以残渣态的形式存在于土壤中; 相关性分析发现, 有效态的Cd与土壤pH呈显著负相关, As与土壤有机质为负相关关系。酸可提取态(占比)的Cd随土壤中粘粒含量的增多而增大。酸可提取态和可氧化态的As含量随土壤粘粒的增多而显著增大。本研究为后续农田土壤重金属污染防治提供科学依据。

关键词

湖南, 尾矿库, 农田土壤, 重金属, 迁移转化

Study on Movement and Transformation of Heavy Metals in Agricultural Soils around a Tailing Pond in Hunan Province, China

Yu Zhang¹, Conghao Ge², Chenchen Liao², Zilin Zhang², Yuhuan Xie², Fujiang Hui², Yiyu Luo², Lele Zang², Minghao Tian^{2*}

*通讯作者。

文章引用: 张煜, 葛从浩, 廖辰晨, 张子霖, 谢宇欢, 罗富江, 罗义煜, 臧乐乐, 田明浩. 湖南某尾矿库周边农田土壤中重金属迁移转化规律研究[J]. 地理科学研究, 2025, 14(3): 564-573. DOI: 10.12677/gser.2025.143056

¹Wisdri City Environment Protection Engineering Limited Company, Wuhan Hubei²College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology, Guilin GuangxiReceived: May 12th, 2025; accepted: Jun. 17th, 2025; published: Jun. 27th, 2025

Abstract

In order to explore the migration and transformation of Cd and As in the agricultural soil around a tailing pond in Hunan Province, the content and form of Cd and As in the soil were determined by the soil column leaching experiment, and the leaching characteristics were analyzed. The results showed that: In the early stage of leaching, the relationship between the reduction rate of the two elements in the topsoil and subsoil is $Cd > 0 > As$, that in the middle soil is $Cd > As > 0$, and that in the acid is $Cd > 0 > As$; In the middle stage of leaching, the reduction rates of the two elements in the topsoil were $Cd > As > 0$, and the content of the other layers changed significantly; in the later stage of leaching, except for the topsoil, the migration of Cd and As in other soil layers was similar under different leaching conditions. The results showed that the cumulative release of the two elements was $As > Cd$ under acid leaching condition, and $As > Cd$ under neutral condition. The concentration of the two elements in the leaching solution was $As > Cd$ within 0~48 days under acid condition, and $Cd > As$ under neutral condition. Acid condition promoted the release of As, At the same time, the concentration of Cd and As in the leaching solution decreased or stabilized with the extension of leaching time, and the order of sensitivity to the acidity of the leaching solution was $Cd > As$. The morphological analysis showed that the available Cd in soil was mainly acid extractable, and As was mainly in the form of residue; the correlation analysis showed that the effective Cd was negatively correlated with soil pH, and As was negatively correlated with soil organic matter. The ratio of acid extractable Cd increased with the increase of clay content. The content of As in acid extractable and oxidable state increased with the increase of soil clay. This study provides a scientific basis for the follow-up prevention and control of heavy metal pollution in agricultural soil.

Keywords

Hunan Province, Tailings Pond, Agricultural Soil, Heavy Metal, Movement and Transformation

Copyright © 2025 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

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

Open Access

1. 引言

目前,我国土壤质量情况不容乐观,据2014年的《全国土壤污染状况调查公报》显示:我国土壤总的污染超标率达到16.1%,其中耕地土壤点位超标率为19.4%,主要污染物为重金属和多环芳烃,而矿山活动产生的固体废物是引起周边农田土壤重金属污染的主要原因之一[1]。尾矿库一般用来堆放选矿后产生废渣的场所,其尾砂中含有一定的矿物、重金属成分,极易对周围环境产生影响,导致土壤生态风险的增加[2]。有研究[3]表明:尾矿库中的重金属可能在周围环境介质中累积并迁移。尾矿库中的污染物会在降雨等作用下发生水平及垂向迁移,随着时间的推移或者环境条件的改变,周围环境中的土壤、地表水、地下水等都会受到不同程度的污染,这些重金属不但会对作物产生毒害作用[4],还会通过食物链的方式直接或间接的进入人体,危害健康。

柿竹园多金属矿区位于郴州市东部,以钨、铋、钼、锡为主,并伴有铅、锌、铜等矿产,是中国主要

的有色金属生产基地，研究区由于具有丰富的矿产资源，使得该地区的经济得到快速发展，也因此产生了一系列的环境问题。在上世纪 90 年代，柿竹园矿区采矿秩序混乱，民采现象普遍，由于当时采选工艺落后，环保意识薄弱，区内尾砂库广布，选矿废水乱排，导致区内土壤出现重金属严重超标现象[5]。目前针对柿竹园矿区农田土壤重金属污染的报道，主要集中在其污染程度、风险水平及污染来源的研究，而对重金属在农田中的迁移转化规律研究较少。因此，本文以柿竹园矿区某尾矿库周边农田土壤为研究对象，通过野外调查取样结合室内土柱淋滤实验，探究农田土壤中 Cd、As 两种元素在不同淋滤条件下不同深度土层中的含量、形态变化规律及影响因素，同时通过对淋出液进行收集和检测，分析其淋出特征，旨在为尾矿库周边农田土壤及其地下水重金属的污染与防治提供科学依据。

2. 材料与方法

2.1. 区域概况与样品采集

柿竹园矿区位于湖南省郴州市中部苏仙区，整体呈现南高北低，东高西低朝北倾斜的地势。属大陆性亚热带季风性气候，一月平均温度 4~8°，七月 27~30°，全年主导风向为北风，无霜期 260~300 天，年平均降雨量 1250~1750 mm，主要集中在 4~6 月。

通过调查发现：该尾矿库东侧紧挨河道，2006 年曾发生过垮坝事件，大量尾砂流失，对周围环境造成一定危害，其中尾矿库周边农田常年种有农副产品，且距离库体相对较近，污染风险较大。

参照《土壤环境监测技术规范-HJ/T 166-2004》中农田土壤剖面样采集方法一般剖面采集表层(5~20 cm)、心土层(50 cm)、底土层(100 cm)三层土样，经过现场观察与分析发现：土壤剖面上部(0~30 cm)土壤呈黄褐色、中间(30~120 cm)为灰褐色，底部(90~150 cm)为灰黑色，同时通过手测法分析土壤质地发现，土壤垂向 90~150 cm 土壤粒度相对上部较小，因此，最终确定剖面垂向采集深度为 1.5 m，每 30 cm 为一层分别采集土样，剖面采样次序自下而上依次采集如表 1 所示，各层土样运回备用。

Table 1. Basic information of profile soil sample
表 1. 剖面土样基本信息

层位 Layer	深度(cm) Depth (cm)	颜色 Colour	pH	有机质(%) Organic matter	机械组成%			质地 Texture
					粘粒 Clay	粉粒 Silt	砂粒 Sand	
1	0~30	黄褐色	7.03	5.86	1.6	39.62	58.78	砂质壤土
2	30~60	灰褐色	7.35	3.80	1.48	38.38	60.14	砂质壤土
3	60~90	灰褐色	7.39	2.97	1.52	32.18	66.3	砂质壤土
4	90~120	灰褐色	7.06	5.59	1.96	45.32	52.72	粉砂质壤土
5	120~150	灰黑色	7.22	7.52	2.68	62.18	35.14	粉砂质壤土

2.2. 实验设计

土柱淋滤实验曾被广泛应用于农业、水利、环境科学等专业领域[6]。它可在室内来模拟溶质在环境介质中的迁移过程，最终探究污染物在水 - 土介质中的迁移转化规律。

将已过 2 mm 筛的 5 层剖面土样(0~30 cm, 30~60 cm, 60~90 cm, 90~120 cm, 120~150 cm)从上到下依次装入 5 只单个玻璃土柱中，设置两组土柱进行对比实验。用保鲜膜将土柱上方口进行密封，而后用塑料导水管与各个装置底部的玻璃管相连接，导水管下端则插入下层土柱的保鲜膜中；每组土柱最上方放置盛有淋滤液的广口瓶，流速可用流量调节器控制；每组土柱下端放有塑料瓶，用于收集淋出液；实验

开始前,需用水将各个土柱中的土壤饱和,并平衡 24 h。本实验为动态淋滤柱实验,柱体主要为玻璃材质,柱高 30 cm,外径 5 cm,内径 4.5 cm,实际填土高度 25 cm,柱内距底面 3 cm 处设有多孔筛板和纱布,起到分离过滤的作用,柱底部设有出水管,其与导水管相连起导液作用,出水管直径为 3 mm。根据湖南统计年鉴及相关文献资料[7],确定区域土壤年平均降水入渗量为 1050 mm (以研究区年平均降水量 1500 mm 的 70%进入土壤计算),实验模拟 10 年降水对土壤的淋溶,共需淋滤液 16689.6 mL,设计实验 48 天完成,设置取样时间点分别为实验开始的第 6 天、12 天、24 天、48 天,则各时间段所需淋滤液量分别为 208.6 mL, 208.6 mL, 417.2 mL, 834.4 mL。根据湖南全省环境质量状况公报统计表明,当地降雨最低 pH 为 4.38,此实验选取 4.38 与 6.75 作为两组土柱的模拟降水 pH 值,同时根据相关文献资料[8],研究区主要为硫酸型酸雨,以此为依据配制模拟降水(淋滤液)。

2.3. 样品处理与分析

将采集的土壤适当压碎并挑出石块、植物残体,然后将风干的土样倒在玻璃板上,用木棒或木锤进行敲打,再次挑出杂物,并用四分法取其中两份,一份放于样品库留存,一份用于细磨测量有机质、元素全量,其余土样作为粗磨样用于测定 pH、有效态含量。

土样经处理后,用电感耦合等离子体发射光谱法测定样品中镉(Cd);采用原子荧光法检测样品中的砷(As)。目前,重金属形态提取应用较为广泛的方法主要为修正 BCR 法[9]、黄颜珠 BCR 法[10], Tessier 法[11],通过对比综合考虑,本文采用改进 BCR 法[12]对土样中 As、Cd 两种元素的不同形态进行提取。采用电位法[13](固液比 1:2.5)测量土壤 pH 值;有机质采用重铬酸钾容量法[14]进行测定;土壤质地采用激光衍射法[15]进行测定分析。

3. 结果与讨论

3.1. 金属元素垂向迁移特征分析

为探究两种元素在土壤垂向上的迁移特征,根据实验方案,对两组土柱不同层位在各时间节点进行取样测试。

实验周期内,随淋滤时间的延长: Cd 在土壤上、中层有明显富集现象,尤其是在 30~90 cm 土层内,总体含量一直在升高,而深层土壤中 Cd 含量在淋滤前期升高,后期均无明显变化;底层土壤 As 含量有所减少, 90~120 cm 土层 As 无明显变化,中性条件下 As 在 60~90 cm 土层有所富集,酸性条件下 As 在 0~60 cm 土层有所富集图 1 所示。分析发现:中、酸性条件下实验前期各层土壤 Cd 含量均呈增加趋势,这可能源于镉通常吸附于粘土矿物、腐殖酸和铁锰氧化物的表层。相比之下中性条件比酸性条件下土壤中 Cd 的含量更高,这是因为在低 pH 条件下,土壤胶体颗粒携带正电荷数量增加,受到同性电荷相斥作用,同时 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 以及 Al^{3+} 等金属离子在酸性条件下具有更强的活性,更容易被粘土矿物以及有机胶体吸附,从而限制 Cd 被土壤颗粒表面吸附[16]。实验中后期底层土壤 Cd 含量无明显变化, 0~60 cm 土层 Cd 含量有所增加,但是 60~90 cm 土层在第 24~48 天内呈明显上升趋势,这可能与两种淋滤条件下实验后期该层土壤和不同土壤湿度条件下土壤中 CO_2 浓度有关,研究发现与较高的土壤湿度(80%田间持水量)相比,较低的土壤湿度(50%田间持水量)条件下土壤中 Cd 浓度含量普遍更低。与中性条件情况不同,酸性条件下 30~60 cm 土层 As 在淋滤前期呈下降趋势,这可能是淋滤初期 As 快速从颗粒表面解吸、脱附进入到溶液中所致[17],同时,底土层 As 的迁移受土壤 pH 影响较大,实验中期两种条件下,表土层和 60~90 cm As 含量变化相似,而 30~60 cm 土层变化规律差异较大,数据表明: 30~60 cm 土壤 pH 在两种条件下呈现相反的变化规律,其可能是造成 As 含量变化不同的原因。另外,酸性条件下土壤有机质含量的降低反而加剧的 As 的富集。

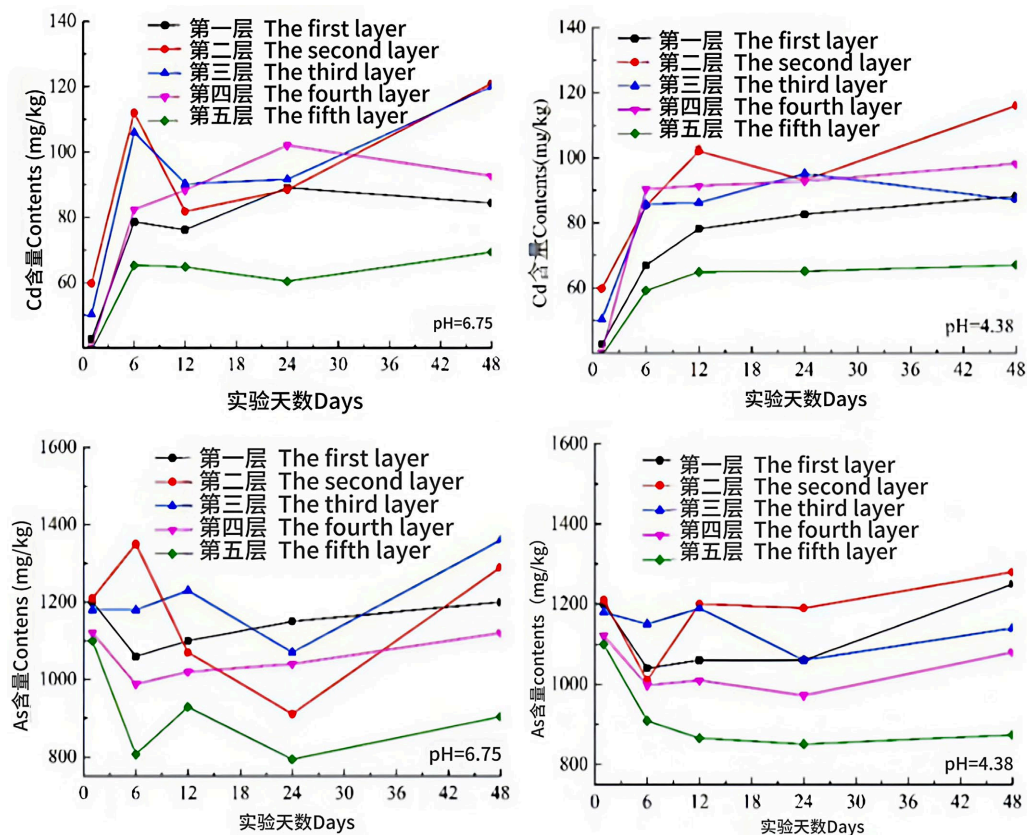


Figure 1. Change trend of metal element vertical content

图 1. 金属元素垂向含量变化趋势图

3.2. 模拟降雨作用下各元素淋出特征

近年来, 各国学者[18]-[20]通过模拟降雨来研究有机污染物、金属及非金属元素在土壤垂向上的迁移转化规律, 其中尤以重金属倍受人们关注。根据实验方案, 设定淋滤液 pH 分别为 4.38 和 6.75, 进行对照实验, 分别在第 6、12、24、48 天测定淋出液中各元素浓度, 通过数据统计分析, 来探究 Cd、As 在不同淋滤条件下随时间的溶出情况如图 2 所示。

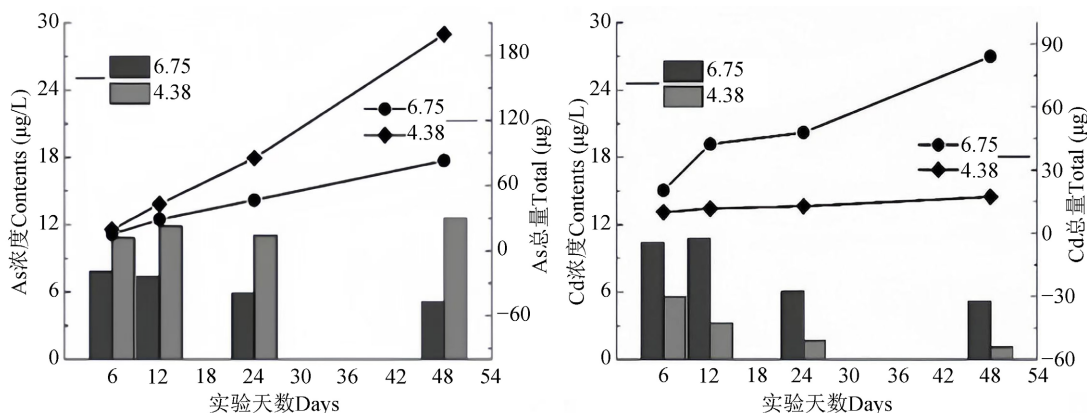


Figure 2. Content characteristics of Cd and As in leaching solution under different leaching conditions

图 2. 不同淋滤条件下淋出液中 Cd、As 含量特征

实验结果表明：中性条件更有利于土壤中 Cd 的释放，其最大累积释放量为 83.93 μg ，为酸性条件下的 5 倍。酸性淋滤条件下 Cd 的总溶出量在整个实验期间均无明显变化，而中性条件下 Cd 主要分为快速和慢速释放两个阶段，淋滤初期，两种条件下 Cd 的总溶出量相差最小，而后逐渐增大。中性条件下淋出液中 Cd 的浓度范围为 5.16~10.75 $\mu\text{g/L}$ ，最大值出现在第 12 天，酸性条件下 Cd 的浓度范围为 1.09~5.56 $\mu\text{g/L}$ ，最大值出现在第 6 天。实验周期内中性条件淋出液中 Cd 的浓度均大于酸性条件，且浓度均值为酸性条件的 2.8 倍；与 Cd 相反酸性条件更有利于土壤中 As 的释放，其最大累积释放量为 199.37 μg ，为中性条件最大淋出量的 2.5 倍，有研究表明[21]：酸雨可使土壤中活性铝含量增加，铝离子可以占据较高能量的吸附位，从而使 As 吸附量下降，释放量增加。实验周期内，两种条件下 As 的释放速率均较为稳定。中性条件下淋出液中 As 的浓度范围为 5.11~7.79 $\mu\text{g/L}$ ，最大值出现在第 6 天，酸性条件下 As 的浓度范围为 10.8~12.55 $\mu\text{g/L}$ ，最大值出现在第 48 天。酸性条件下 As 的浓度均值为中性条件下的 1.8 倍。

Table 2. Effect of leachate with different pH on total dissolved amount of Cd and As
表 2. 不同 pH 淋滤液对 Cd、As 总溶出量的影响

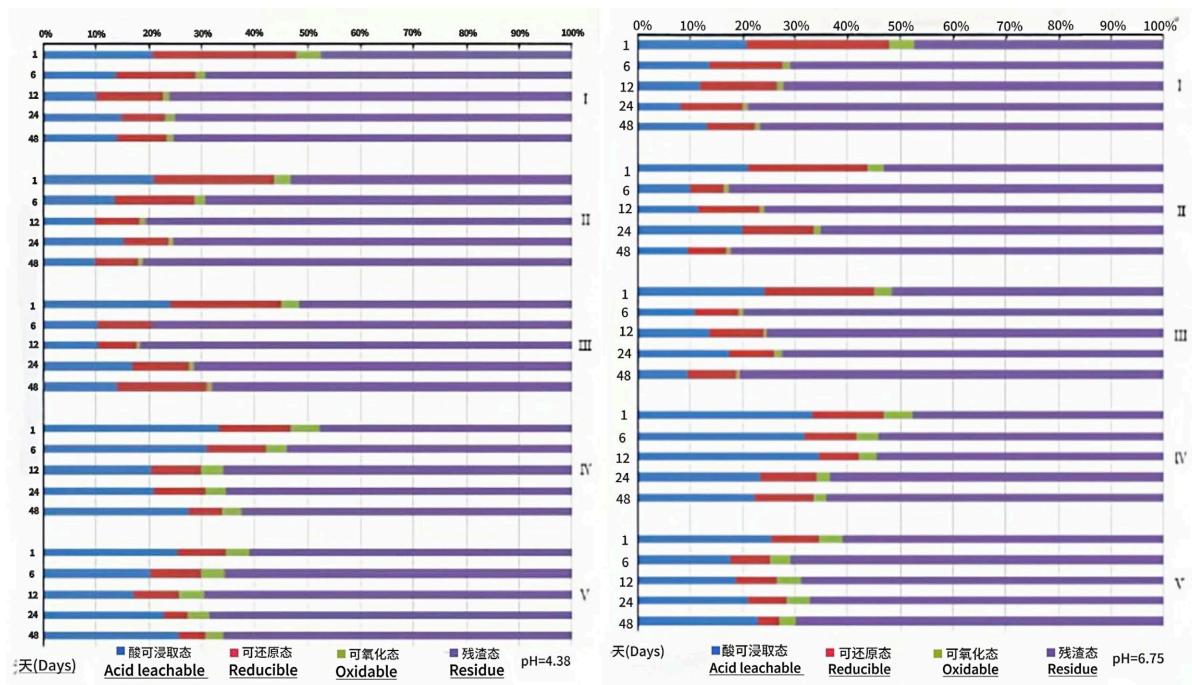
元素 Element	pH = 4.38	pH = 6.75	标准差 Standard deviation	变异系数% Coefficient of variation
Cd	17.30	83.93	33.31	65.82
As	199.37	83.07	58.15	41.17

对比发现，酸性条件下淋出液中两种元素累积释放量大小关系为 As > Cd，中性条件下为 Cd > As，酸性条件促进了 As 的释放，淋出液中 Cd、As 两种元素的浓度随淋滤时间的延伸均呈下降或稳定趋势如表 2 所见。实验淋滤前、中期，酸性条件下淋出液中 As 的浓度大于 Cd，中性条件反之，实验后期，中性淋滤条件下两种元素的浓度相当，而酸性淋滤条件下 As 浓度远大于 Cd。由表 2 可以看出 Cd 淋出总量随淋滤液酸性改变变化较大，不同淋滤条件下 Cd 的总溶出量变异系数为 65.82%，两种元素对淋滤液酸度的敏感程度顺序为 Cd > As。

3.3. 金属元素形态转化及影响因素分析

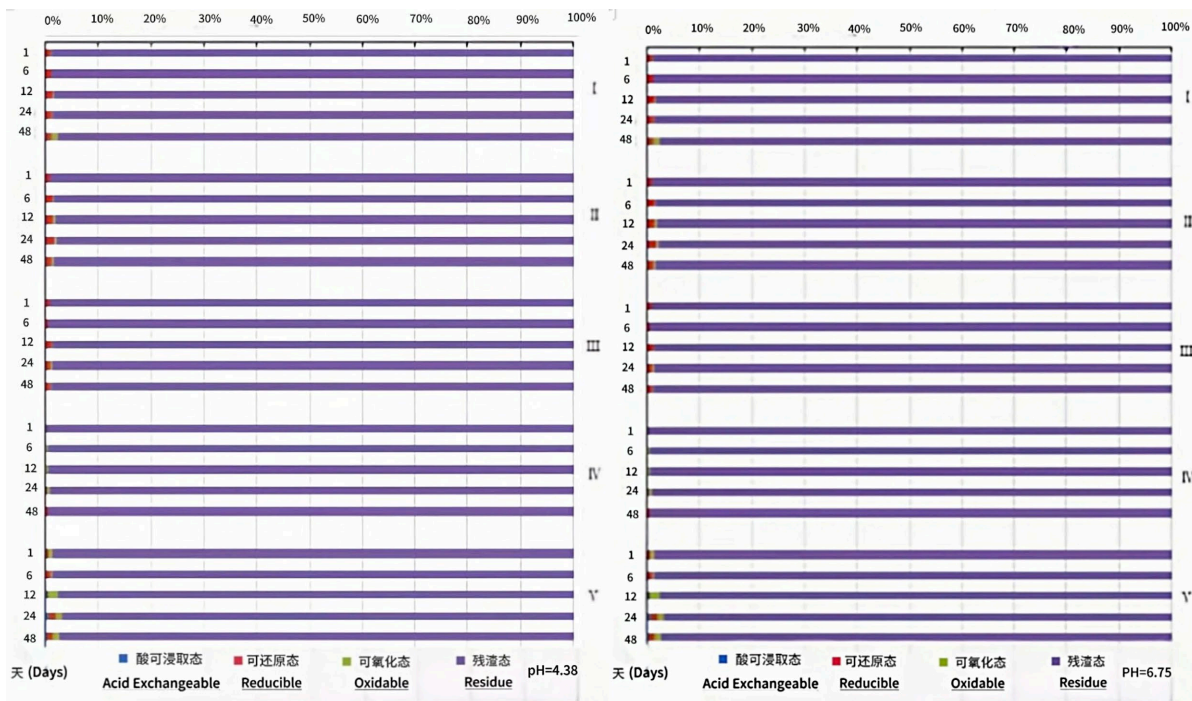
金属元素的总量往往很难对其毒性进行表征，在特定的环境中金属元素的毒性、生物活性及转化规律都与其在介质中赋存的形态紧密相关[22]。其中金属“生物有效性”是能被植物迅速吸收和同化的那部分金属，也对人体健康影响较大。不同金属元素的生物有效性及其影响因素有所差异[23] [24]。通过柱淋滤实验可探究 Cd、As 在不同淋滤条件下不同深度土层中各形态之间的转化规律。

根据实验方案，定时采集各层土壤样品，进行形态提取分析，绘制 Cd、As 的形态百分比柱状图。两种条件下，土壤中 Cd 的有效系数随土层深度的增加均呈先减小后增大的趋势，各土层中 Cd 形态占比均表现为残渣态 > 酸可提取态 > 可还原态 > 可氧化态，Cd 的有效态主要以酸可提取态和可还原态为主。土壤中 Cd 酸可提取态(占比)随土壤中粘粒含量的增大而增大。酸性淋滤条件下，各土层中 Cd 的有效系数随时间整体呈先减小后增大的趋势，其中 90~150 cm 土层中 Cd 酸可提取态(占比)随时间的延伸呈先减小后增大的趋势，其余各层无明显变化规律。除 60~90 cm 土层外，其余各土层中 Cd 可氧化态(占比)随时间的增加而降低，Cd 可氧化态(占比)变化规律不明显如图 3 所示。与淋滤前相比，各土层中 Cd 的酸可提取态质量分数有所降低，这与刘佳丽的研究结果一致[25]，可能是由于降水淋滤作用下，Cd 离子被 H⁺所替代而被淋出，可交换态镉质量分数下降，同时，H⁺和 CO₃²⁻ 结合形成 HCO₃⁻，使碳酸盐结合态 Cd 有所减少；中性条件下各土层中 Cd 的形态占比分布规律与酸性较为相似，Cd 的有效系数相对于酸性条件较小。酸可提取态(占比)的 Cd 随土壤中粘粒含量的增大而增大。



注：希腊字母 I：第一层；II：第二层；III：第三层；IV：第四层；V：第五层。

Figure 3. Histogram of vertical Cd form percentage of soil
图 3. 土壤垂向 Cd 形态百分比柱状图



注：希腊字母 I：第一层；II：第二层；III：第三层；IV：第四层；V：第五层。

Figure 4. Histogram of vertical As form percentage of soil
图 4. 土壤垂向 As 形态百分比柱状图

两种淋滤条件下，各土层中 As 主要以残渣态的形式存在，As 的有效系数在不同深度土层变化不大，

各土层中 As 的有效系数随淋滤时间的延伸变化不明显。0~90 cm 土层中 As 的各形态占比均表现为残渣态 > 可还原态 > 可氧化态 > 酸可提取态, 90~150 cm 土层表现为残渣态 > 可氧化态 > 可还原态 > 酸可提取态。酸性淋滤条件下各土层 As 的有效态中, 酸可提取态占比相对较小, 可还原态的 As 随土层深度的增加整体呈减小趋势, 而底土层中可还原态的 As 含量均高于上层土壤。中性条件下, 酸可提取态和可氧化态的 As 在 60~90 cm 土层含量最小, 底土层最大, 0~60 cm 土层可还原态的 As 相对于下层土壤含量较大。酸可提取态和可氧化态的 As 含量随土壤粘粒的增多而显著增大如图 4 所示。

金属元素的赋存形态除了受生物根系作用和微生物影响外, 其生物有效性与土壤(pH、有机质)等理化性质存在密切的关系[26] [27]。将不同深度土层各元素的生物有效态占比进行统计分析, 分析金属元素有效系数(有效态占比求和)与土壤 pH、有机质的关系, 结果如表 3 所示。

Table 3. Correlation statistics of heavy metal effective coefficient and soil properties
表 3. 重金属有效系数与土壤性质相关性统计

层位(cm) Layer (cm)	元素(指标) Element (index)	淋滤液 pH = 4.38		淋滤液 pH = 6.75	
		pH	有机质	pH	有机质
0~30	Cd	-0.903*	0.371	-0.878	0.613
	As	0.183	-0.649	-0.220	0.352
30~60	Cd	-0.645	0.489	-0.879*	0.436
	As	0.311	0.055	0.759	-0.444
60~90	Cd	-0.842	0.535	-0.764	0.633
	As	-0.087	0.082	0.337	0.300
90~120	Cd	-0.915*	0.532	-0.841	-0.604
	As	0.761	-0.228	-0.135	-0.638
120~150	Cd	-0.258	0.801	-0.773	0.755
	As	0.696	-0.881*	0.778	0.087

注: *在置信度 0.05 水平(双侧)上显著相关; **在置信度 0.01 水平(双侧)上显著相关。

统计分析发现, 酸性淋滤条件下, 表土层中 Cd 的有效系数与土壤 pH 在 0.05 水平上呈显著负相关关系, 30~120 cm 范围内, 在 90~120 cm 与土壤 pH 在 0.05 水平上呈显著负相关, 底土层中 As 的有效系数与土壤有机质在 0.05 水平上表现为负相关关系。可见, 酸性淋滤条件下, 土壤中 Cd 的生物有效性主要受土壤 pH 的影响, 土壤 pH 越低其对生物及环境的影响越大, As 在部分层位主要受土壤有机质含量的影响。中性条件下, 各土层两种元素的有效系数与土壤有机质无明显相关性, Cd 生物有效性均随土壤 pH 的降低而增强。

4. 结论

(1) 淋滤初期各土层中 Cd 均有所增加, As 情况反之。淋滤中期中性条件下, Cd、As 在(0~30 cm)和(90~120 cm)土层有所累积, 酸性条件下 Cd 在 0~90 cm 土层有所累积, As 在 90~150 cm 含量有所降低, 实验后期 As 在 0~120 cm 有所累积, Cd 在 30~60 cm 有所累积。

(2) 酸性淋滤条件下, 两种元素的累积释放量表现为 As > Cd, 淋出液中浓度大小关系为 As > Cd, 中性条件下, 累积释放量表现为 Cd > As, 浓度相对大小关系为 Cd > As, 酸性条件促进了 As 的释放; 淋出液中 Cd、As 的浓度随淋滤时间的延伸呈下降或平稳趋势, 两种元素对淋滤液酸度的敏感程度顺序

为 $Cd > As$ 。

(3) 土壤中的 Cd 主要以酸可提取态为主, As 以残渣态为主。土层内两种元素的迁移能力表现为 $Cd > As$, 土壤中有效态的 Cd 主要受土壤 pH 影响, 表现为显著负相关, As 主要受土壤有机质影响, 呈负相关关系。

基金项目

中国地质调查局项目(DD20160334)。

参考文献

- [1] 李杰飞, 王棣, 徐宇鹏, 等. 豫西典型工业区周边农田土壤重金属污染特征、生态风险与来源解析[J]. 河南农业科学, 2024(4): 76-91.
- [2] 望兆博, 任大军, 肖宇伦, 冷琪, 张晓晴, 张淑琴, 陈旺生. 大冶古铜矿遗址周边农田土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 金属矿山, 2023(11): 290-298.
- [3] Jahanshahi, R., Zare, M. and Schneider, M. (2014) A Metal Sorption/Desorption Study to Assess the Potential Efficiency of a Tailings Dam at the Golgozar Iron Ore Mine, Iran. *Mine Water and the Environment*, **33**, 228-240.
<https://doi.org/10.1007/s10230-014-0260-1>
- [4] 戴聪, 王济, 蔡雄飞. 黔西北铅锌矿区土壤重金属污染特征及人体健康风险评价[J]. 农业与技术, 2025, 45(3): 104-110
- [5] 余明, 边朋沙, 鲁倩, 车健, 张硕. 河北某矿区土壤重金属元素污染特征及来源分析研究[J]. 黄金, 2025, 46(2): 55-61+88.
- [6] 李卫娜, 蔡虹明, 袁玮, 郑旺, 陈玖斌. 土柱实验在土壤重金属污染研究中的应用进展与展望[J]. 地球与环境, 2024, 52(5): 652-661.
- [7] 陈前虎, 周明, 邹澄昊, 张泸少, 王贤萍. 海绵化改造小区调蓄池优化布局及其雨水径流控制效果——以浙江省嘉兴市烟波苑小区为例[J]. 水土保持通报, 2020, 40(3): 235-242.
- [8] 朱选祥. 湖南省酸雨现状、成因及对策研究[J]. 企业技术开发, 2006, 25(10): 28-30.
- [9] 王国莉, 陈孟君, 范红英, 宋冠华, 邓国辉. 四种土壤重金属形态分析方法的对比研究[J]. 浙江农业学报, 2015, 27(11): 1977-1983.
- [10] 陈莉薇, 陈海英, 武君, 晁淑琳, 魏琦. 利用 Tessier 五步法和改进 BCR 法分析铜尾矿中 Cu 、 Pb 、 Zn 赋存形态的对比研究[J]. 安全与环境学报, 2020, 20(2): 735-740.
- [11] 李娜, 夏瑜, 何绪文, 苑莲花, 李维嘉, 赫昶钧, 夏凯玉. 基于 Tessier 法的土壤中不同形态镉的转化及其影响因素研究进展[J]. 土壤通报, 2021, 52(6): 1505-1512.
- [12] 万瑞安, 胡恭任, 韩璐, 崔建勇, 于瑞莲. 厦门西港近岸海域柱状沉积物重金属形态分布及生态风险评价[J]. 华侨大学学报(自然科学版), 2019, 40(4): 515-521.
- [13] 刘小萍, 胡造时, 闭潇予. 电位法测定土壤 pH 值不确定度评定[J]. 广东化工, 2024, 51(14): 134-136.
- [14] 蔡兴, 王腾飞, 付小波, 闫晓, 张金燕, 王凯凯, 刘宗超, 文田耀, 孙文军. 重铬酸钾容量法和高频红外碳硫仪法测定土壤中有机质含量的比较研究[J]. 中国土壤与肥料, 2024(7): 253-258.
- [15] 段世航, 崔若然, 江荣风, 范明生, 袁会敏. 激光衍射法测定土壤粒径分布的研究进展[J]. 土壤, 2020, 52(2): 247-253.
- [16] 双燕, 李航, 杨振鸿, 易宗旺, 李海. 三峡库区二叠系孤峰组硅质岩分布区土壤-农作物重金属元素地球化学特征[J]. 地球与环境, 2024, 52(2): 188-198.
- [17] 高芮, 王月, 白顺果, 朱建超, 王颖, 王浩. 污染方式对典型成层土中苯胺迁移转化的影响[J]. 环境科学研究, 2024, 37(7): 1573-1582.
- [18] 梁慧芝, 郭朝晖, 张云霞, 徐锐. 含砷尾矿中砷铊矿相特征及其释放机制[J]. 地学前缘, 2024, 31(2): 20-30.
- [19] 冉毅媛, 李学先, 李玲, 吴攀. 模拟降雨下土壤中黄钾铁矾对铊的固持效应研究[J]. 环境科学学报, 2024, 44(9): 347-355.
- [20] 吴劲, 滕彦国, 李娇, 陈海洋. 基于 PMF 模型的土壤重金属源解析中变量敏感性研究[J]. 中国环境科学, 2019, 39(7): 2960-2969.

-
- [21] 曹耀华, 张永康, 刘红召, 王威, 柳林. 铅锌矿废石产酸潜力及模拟强酸雨环境下重金属淋溶规律分析[J]. 矿产综合利用, 2024, 45(5): 204-210.
- [22] 朱建宇, 党清平, 杨帆, 李军, 吴嘉平, 田亚军. MnFeCu-LDHs 活化 PMS 降解氯四环素的效能及机制[J]. 环境工程学报, 2022, 16(12): 3895-3905.
- [23] 龚冰, 王徐鹏, 应蓉蓉, 仇浩. 土壤湿度对重金属污染物的生物有效性和生态毒性影响[J]. 生态毒理学报, 2025, 20(1): 48-61.
- [24] de Santiago-Martín, A., Valverde-Asenjo, I., Quintana, J.R., Vázquez, A., Lafuente, A.L. and González-Huecas, C. (2014) Carbonate, Organic and Clay Fractions Determine Metal Bioavailability in Periurban Calcareous Agricultural Soils in the Mediterranean Area. *Geoderma*, **221**, 103-112. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.01.009>
- [25] 刘佳丽, 王祖伟, 张辉. 模拟降水对碱性盐化土壤中镉的淋滤及形态变化的影响[J]. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1974-1978.
- [26] 高知睿, 常玉虎, 赵元艺. 江西德兴铜矿附近流域土壤中重金属化学形态特征及意义[J]. 岩石矿物学杂志, 2025, 44(1): 167-180.
- [27] Filipović, L., Romić, M., Romić, D., Filipović, V. and Ondrašek, G. (2018) Organic Matter and Salinity Modify Cadmium Soil (Phyto)Availability. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **147**, 824-831. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.041>