

# 土壤pH值变化对重金属形态分布的影响研究

张敏 范灵芝

江苏省华东南工地质技术服务有限公司 江苏 南京 211100

**摘要:** 本文旨在探讨土壤pH值变化对重金属形态分布的影响,通过理论分析与实验分析相结合,系统阐述土壤pH值在调控重金属形态及其环境行为中的关键作用。研究发现,土壤pH值是影响重金属在土壤中赋存形态的重要因素之一,直接关系到重金属的生物有效性和环境风险。本文还分析了土壤pH值变化对重金属吸附、沉淀、络合等过程的影响机制,为土壤重金属污染修复提供了理论依据。

**关键词:** 土壤pH值; 重金属形态分布; 影响

## 引言

随着工业化和城市化的快速发展,土壤重金属污染已成为全球性的环境问题。重金属在土壤中的形态分布直接影响其生物有效性和环境迁移能力,进而威胁生态安全和人类健康。土壤pH值作为土壤理化性质的重要参数,对重金属在土壤中的存在形态具有显著影响。因此,深入研究土壤pH值变化对重金属形态分布的影响,对于理解重金属的环境行为、评估污染风险及制定有效的修复策略具有重要意义。

## 1 土壤pH值与重金属形态分布的关系

### 1.1 土壤pH值对重金属吸附与解吸的影响

土壤pH值的变化直接影响土壤表面电荷特性,进而影响重金属离子的吸附与解吸行为。一般来说,随着土壤pH值的升高,土壤颗粒表面的负电荷增加,这主要是由于土壤中的氢氧根离子(OH<sup>-</sup>)浓度增加,使得土壤胶体表面带有更多的负电荷,从而增强了土壤对重金属阳离子的吸附能力。这种吸附作用主要是通过静电引力、离子交换和表面络合等方式实现的<sup>[1]</sup>。反之,当pH值降低时,土壤颗粒表面的负电荷减少,导致重金属离子的解吸增加,使其在土壤中的活动性增强。不同重金属的吸附能力随pH值变化而有所差异,这主要与重金属离子的电荷数、离子半径以及水合能等因素有关。通常,重金属的吸附能力顺序表现为铅(Pb) > 铜(Cu) > 锌(Zn) > 镍(Ni) > 钴(Co) > 镉(Cd)。

### 1.2 土壤pH值对重金属沉淀与溶解的影响

土壤pH值还通过影响重金属离子的沉淀溶解平衡,改变其在土壤中的存在形态。随着pH值的升高,土壤溶液中的氢氧根离子(OH<sup>-</sup>)浓度增加,多价重金属离子(如Pb<sup>2+</sup>、Cu<sup>2+</sup>等)与氢氧根离子结合形成难溶性沉淀的机会增大,从而降低其在土壤溶液中的浓度。这种沉淀作用对于减少重金属在土壤中的迁移和生物有效性具有

重要意义。例如,铁(Fe)和锰(Mn)等阳离子在碱性条件下易形成氢氧化物沉淀,如Fe(OH)<sub>3</sub>和Mn(OH)<sub>2</sub>,进而促使铁锰氧化态重金属含量增加。这些沉淀物通常具有较高的稳定性,可以在土壤中长期存在。

### 1.3 土壤pH值对重金属络合作用的影响

土壤中的有机质和腐殖质对重金属离子具有强烈的络合作用,这种络合作用随pH值的变化而变化。pH值的升高有助于有机质溶解度的增加和络合能力的增强。这是因为随着pH值的升高,有机质分子中的官能团(如羧基、酚羟基等)更容易解离出氢离子(H<sup>+</sup>),从而带有更多的负电荷,增强了与重金属离子的络合能力。这使得更多的重金属离子被络合固定在有机质中,降低了其生物有效性。同时,有机质与重金属形成的络合物稳定性随pH值的升高而增大。这是因为高pH值条件下形成的络合物结构更加稳定,不易被土壤中的其他离子或分子所破坏。这进一步减少了重金属在土壤中的迁移能力,降低了对生态环境和人体健康的风险。

## 2 实验研究

为了深入验证土壤pH值与重金属形态分布之间的理论关系,本研究探讨了实验过程及方法的相关要点,旨在探究不同pH值条件下土壤中重金属的形态分布规律,并为土壤重金属污染的修复提供科学依据。

### 2.1 实验材料与准备

#### 2.1.1 土壤样品

土壤样品采集自某已知重金属污染区域,采集点选择具有代表性的区域,确保实验结果的普遍性和实际意义。采集后的土壤样品经过风干处理,去除其中的水分,减少实验误差。随后,使用研磨机将风干后的土壤样品研磨至细粉状,确保土壤颗粒的细小和均一。最后,通过过筛处理(如使用200目筛网),进一步确保土壤颗粒的大小均匀,提高实验的准确性和可重复性。

### 2.1.2 重金属溶液

为了模拟重金属污染,需要配制含有铅(Pb)、铜(Cu)、锌(Zn)、镉(Cd)等重金属的溶液。各重金属的浓度根据预设的污染水平进行准确称量,并使用适当的溶剂(如硝酸)进行溶解。在溶解过程中,使用磁力搅拌器进行充分搅拌,以确保重金属离子在溶液中的均匀分布。

### 2.1.3 pH值调节

使用稀盐酸和氢氧化钠溶液精确调节土壤样品的pH值。首先,将土壤样品分为四组,每组分别进行pH值调节。通过逐滴加入稀盐酸或氢氧化钠溶液,并使用pH计进行实时监测,将土壤样品的pH值分别调节至4.0、5.5、7.0、8.5四个水平。调节过程中,注意控制滴加速度和搅拌速度,以确保pH值的准确调节和土壤样品的均匀性。

## 2.2 实验方法及设计

### 2.2.1 混合与静置

**混合过程:**将调节好pH值的土壤样品与预先配制好的重金属溶液按照一定比例(确保土壤中的重金属含量达到预设的污染水平)进行混合。使用磁力搅拌器进行搅拌,设置适当的搅拌速度和时间(如搅拌速度为中速,搅拌时间为30分钟),以确保混合液的均匀性<sup>[2]</sup>。在搅拌过程中,注意观察混合液的状态,确保无明显的沉淀或分层现象。

**静置过程:**将混合均匀的土壤—重金属混合液转移到干净的容器中。将容器放置在恒温恒湿的培养箱中,设置温度为25℃,湿度为相对湿度70%,静置24小时。静置期间,避免对混合液进行任何扰动,以确保重金属离子在土壤中的充分吸附和分布。

### 2.2.2 分组与培养

**分组:**静置结束后,将混合后的土壤样品再次均分为四组,每组对应不同的pH值水平(4.0、5.5、7.0、8.5)。使用pH计对每组土壤的pH值进行再次确认,确保分组准确。

**培养过程:**将四组土壤样品分别放入恒温恒湿的培养箱中,设置温度为25℃,湿度为相对湿度70%。培养时间为7天,其间每天对培养箱进行温度和湿度的检查,确保培养条件的稳定。培养结束后,取出土壤样品进行后续的形态提取与测定。

### 2.2.3 形态提取与测定

#### ①提取过程

**可交换态提取:**准确称取一定量(如5g)的土壤样品,置于提取瓶中。按照1:10的土水比,加入50mL的1mol/L氯化镁溶液作为提取剂。将提取瓶置于振荡器

上,以适当的速度(如180次/分钟)振荡提取1小时,确保土壤与提取剂充分接触。振荡结束后,使用真空抽滤装置将提取液过滤到干净的接收瓶中,得到可交换态重金属的提取液。

**碳酸盐结合态提取:**对上一步残留的土壤样品,加入50mL的1mol/L醋酸钠溶液作为提取剂。同样置于振荡器上,以相同的速度振荡提取1小时。振荡结束后,再次使用真空抽滤装置过滤提取液,得到碳酸盐结合态重金属的提取液。

**铁锰氧化态提取:**对上一步残留的土壤样品,加入由0.4mol/L连二亚硫酸钠和0.2mol/L柠檬酸钠组成的混合液50mL作为提取剂。置于振荡器上振荡提取,条件同上。振荡结束后,过滤提取液,得到铁锰氧化态重金属的提取液。

**有机结合态提取:**对上一步残留的土壤样品,加入50mL的0.1mol/L焦磷酸钠溶液作为提取剂。置于振荡器上振荡提取,条件同上。振荡结束后,过滤提取液,得到有机结合态重金属的提取液。

#### ②洗涤与干燥

**洗涤:**对过滤得到的提取液进行洗涤,使用去离子水洗涤2—3次,每次洗涤液体积约为提取液体积的一半。洗涤的目的是去除提取液中可能存在的杂质和干扰物质<sup>[3]</sup>。

**干燥:**将洗涤后的提取液转移到干净的烧杯中。将烧杯置于电热板上加热蒸发至近干。然后将烧杯转移到烘箱中,在适当的温度下(如60℃)干燥至恒重。干燥后得到不同形态的重金属固体。

#### ③测定过程

##### 第一,样品处理

**溶解:**将干燥后的重金属固体准确称取,并记录重量。选择适量的酸(如硝酸)进行溶解,确保重金属固体完全溶解。溶解过程中可适当加热以促进溶解。

**定容:**将溶解后的样品转移到容量瓶中。使用去离子水洗涤溶解用的容器和转移用的玻璃棒,洗涤液也转移到容量瓶中。向容量瓶中加入去离子水至刻度线,定容至一定体积(如50mL)。摇匀容量瓶中的溶液,确保样品均匀分布。

##### 第二,测定

根据所选的检测方法(如原子吸收光谱法或电感耦合等离子体质谱法),准备好相应的仪器和设备。对仪器进行必要的校准和调试,确保测定结果的准确性。将定容后的样品倒入适当的容器中,准备进行测定。按照仪器的操作规程进行测定,记录测定的吸光度或信号强

度。同时，使用已知浓度的标准溶液进行测定，作为参照。根据测定的吸光度或信号强度与已知浓度的标准溶液进行比较，建立标准曲线或回归方程。使用标准曲线或回归方程计算得到不同形态重金属的含量（mg/kg或μg/g等）。

### 第三，数据计算与统计分析

根据测定结果和土壤样品的重量计算土壤中不同形态重金属的含量数据。计算公式如下：

$$\text{重金属含量} = \text{土壤样品重量 (kg或g)} / \text{测定结果}$$

(mg或μg)

对不同pH值条件下土壤中重金属的形态分布数据进行统计分析。计算平均值、标准差等统计指标，描述数据的分布特征。使用适当的统计方法进行差异显著性检验，比较不同pH值条件下土壤中重金属的形态分布差异是否显著。

### 2.3 实验结果

实验结果显示，土壤pH值的变化对重金属形态分布具有显著影响。具体结果如下表所示：

表1 土壤pH值变化对重金属形态分布影响对比

pH值	可交换态 重金属含量 (mg/kg)	碳酸盐结合态 重金属含量 (mg/kg)	铁锰氧化态 重金属含量 (mg/kg)	有机结合态 重金属含量 (mg/kg)
4.0	250	50	100	80
5.5	200	70	120	90
7.0	150	90	140	100
8.5	100	110	160	120

从表中数据可以看出：

可交换态重金属：随着土壤pH值的升高，可交换态重金属的含量逐渐降低。在pH值为4.0的酸性条件下，可交换态重金属的含量最高，达到250mg/kg，表明此时重金属的活性较高。而在pH值为8.5的碱性条件下，其含量最低，仅为100mg/kg，说明重金属的活性受到了显著抑制。

碳酸盐结合态重金属：碳酸盐结合态重金属的含量随土壤pH值的升高而增加。在碱性条件下（pH8.5），碳酸盐结合态重金属的含量最高，达到110mg/kg，表明此时碳酸盐的稳定性增强，促进了碳酸盐结合态重金属的形成。

铁锰氧化态重金属：铁锰氧化态重金属的含量也受到土壤pH值的影响。在碱性条件下（pH8.5），铁锰氧化态重金属的含量最高，达到160mg/kg。而在酸性条件下（pH4.0），其含量较低，仅为100mg/kg，这可能与铁锰氧化物的溶解性增加有关。

有机结合态重金属：有机结合态重金属的含量随土壤pH值的升高而增加。在碱性条件下（pH8.5），有机结合态重金属的含量最高，达到120mg/kg。这表明在碱性条件下，有机质对重金属的络合作用增强，使得更多的重金属离子被络合固定在有机质中。

### 2.4 实验结论

实验结果与理论分析高度一致，充分证明了土壤pH值的变化对重金属形态分布具有显著影响。通过精确调节土壤pH值，可以有效地调控重金属在土壤中的赋存形态和生物有效性。这一发现为土壤重金属污染的修复提

供了重要的理论依据和实践指导。在实际应用中，建议根据土壤污染程度和修复目标，通过调节土壤pH值来优化重金属的形态分布，从而降低其生物有效性和环境风险<sup>[4]</sup>。例如，在酸性土壤中，可以通过添加石灰等碱性物质来提高土壤pH值，从而减少可交换态重金属的含量，降低其生物有效性。

### 结语

本文通过理论分析与实验分析相结合，系统阐述了土壤pH值变化对重金属形态分布的影响机制。研究表明，土壤pH值是调控重金属形态分布的关键因素之一，通过改变土壤pH值可有效调控重金属的生物有效性和环境风险。未来研究应进一步关注不同土壤类型、重金属种类及环境条件下pH值对重金属形态分布的具体影响，为土壤重金属污染修复提供更加精准的理论指导和技术支持。

### 参考文献

- [1]杨秀敏,任广萌,李立新,等.土壤pH值对重金属形态的影响及其相关性研究[J].中国矿业,2017,26(06):79-83.
- [2]袁海光,黎紫珊,杨洁鑫,等.高新沙水库土壤重金属形态分布、浸出特征及其对水质安全影响[J].环境化学,2024,43(02):487-496.
- [3]魏洪斌,罗明,向垒,等.矿业废弃地重金属形态分布特征与迁移转化影响机制分析[J].环境科学,2023,44(06):3573-3584.
- [4]李杰锋.煤矿复垦区土壤重金属形态分布与富集污染研究[J].矿产综合利用,2022,(01):116-120+163.