

## pH 值对土壤重金属污染的影响及其准确测定

杨希,岳晓岚,李靖,朱丹,陈菊

(贵州省地质矿产中心实验室,贵州 贵阳 550018)

[摘要]近年来土壤污染问题日益严峻,特别是土壤中重金属污染对土壤肥力、植物生长都有着极大的威胁,为了了解 pH 值对土壤重金属污染的影响及提高测定的准确性,本文系统地分析了土壤 pH 值与重金属污染物之间的关系,分别讨论了土壤 pH 值对重金属污染物存在形态、转化迁移及污染治理三方面的影响,并针对土壤 pH 值测定过程中的影响因素,提出了相应的测定条件及操作方法以保证土壤 pH 值的准确测定。结果表明,土壤 pH 值对重金属存在形态、转化迁移及污染治理都有着极大的影响,是土壤重金属污染的重要影响因素,为重金属污染土壤的筛选、判断及后期治理提供参考。

[关键词]重金属污染;土壤 pH 值;存在形态;转化迁移;污染治理

[中图分类号]X131;X131.3 [文献标识码]A [文章编号]1000-5943(2021)04-0466-06

土壤污染成因复杂,危害严重,特别是近年来随着社会经济的快速发展,土壤污染的影响范围、危害程度呈急速加剧状态。由于土壤中重金属难以随水淋滤、不易被土壤微生物分解,易累积并转化为毒性更高的物质( $\text{pH} = 4.0 \sim 5.0$ ),吸附于土壤胶体而被有机体吸收,有的重金属甚至通过食物链以有害浓度在人体内富集,严重危害人体健康,所以土壤重金属含量是评价耕地质量及污染状况的重点。土壤重金属污染风险不仅与重金属全量有关,更大程度上由其存在形态决定,土壤重金属有效态的定义至今没有统一的结论,从而衍生出重金属环境有效态、重金属环境生物有效态、重金属毒性生物有效态等概念,但其核心上都遵循一个原则,即能被环境或有机体吸收的、对有机体产生毒害效应的重金属形态(Kim R Y et al, 2015; Kazlauskaitė-Jadzevičė et al, 2014; 周红卫等, 2017)(图 1)。

重金属有效态含量受很多因素影响,其中土壤 pH 值是最直观反映重金属有效态变化且最易测得的参数,土壤 pH 值是土壤化学性质的综合反映,其动态变化不仅控制着植物养分供应从而影响

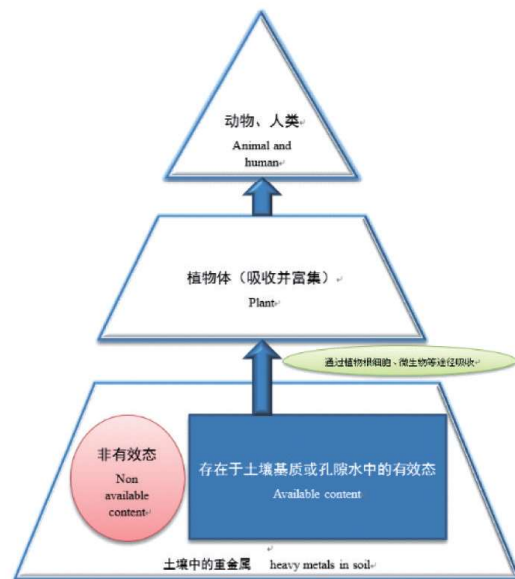


图 1 土壤中重金属在土壤-有机体中的转移

Fig. 1 The transformation of heavy-metal from soil to organism  
土壤质量,更决定了土壤中重金属的存在形态和转化迁移过程,是重金属存在形态与转化迁移的重要限制因子(EUROPEAN COMMISSION, 2013)。土壤 pH 值对重金属形态、转化和污染的治理有着重要

意义:当土壤 pH 值小于 5.5 时,带正电荷的重金属离子在酸性土壤中最易富集和迁移,如毒性高的铝和锰溶解度在该 pH 条件下增大,且通常在极强酸性土壤 (pH = 4.0 ~ 5.0) 中以高浓度富集,这是由于酸化使土壤固相中的重金属溶出,富集的重金属离子被植物根系吸收从而对植物体产生毒害;当 pH 值大于 7 时,微量金属阳离子锌、铜等的溶解性降低,可能导致植物和微生物中此类元素的缺乏;极端的 pH 值则预示土壤中出现了特殊的金属离子或金属化合物,如 pH 值大于 8.5 时,通常有大量可溶性钠离子或交换性钠离子存在,而 pH 值小于 3 则会有较高浓度的金属硫化物存在;针对不同 pH 值的重金属污染土壤采用不同的治理方法是目前农业生产中最常见的手段。

土壤 pH 值发生细微变化就意味着土壤的化学环境和生态环境发生了巨大变化,不同的氢离子活度直接影响重金属离子的存在形态和迁移转化,也对重金属污染的治理造成困扰,特别是重金属污染严重的土壤通常失去其缓冲力,呈现极酸或极碱的状态,对这些土壤的筛选、判断及后期治理都要依赖于准确测定的 pH 值。因此,土壤 pH 值的准确测定对于土壤重金属污染物存在形态的预测、重金属污染物转化迁移的监测、重金属污染

物的针对性治理都有着重要的意义。

## 1 土壤 pH 值对重金属污染物存在形态的影响

土壤 pH 值对土壤重金属存在形态有很大影响,土壤中处于惰性结合的重金属,如束缚于载体矿物晶格或特殊吸附形成的内球络合物等,此类重金属较为稳定,不易被有机体吸收,即使这些元素含量很高,它们对土壤污染的影响也较小;土壤中处于络合形态的重金属,由于分子量大、不易穿过植物根细胞壁被植物体吸收,可保持存在于土壤中,但其稳定系数与土壤 pH 值有直接关系,对土壤污染有一定威胁;而土壤中以简单离子(游离态)、有机或无机化合物存在的重金属离子,通常存在于土壤溶液中,理化性质最为活泼且最易被有机体吸收,对土壤质量威胁最大,此类金属离子的存在形态受土壤 pH 值影响最大(I. O. Plekhanova et al, 2019)。

重金属元素有效态大多存在于酸性到中性的土壤中,并表现出可变的金属价态,这使得重金属的环境行为与环境效应错综复杂。表 1 列举了不同酸度土壤中几个典型重金属的存在形态,可以看

表 1 不同酸度土壤中重金属的存在形态(Blume H P, 1991; Campbell D J, 1988)

Table 1 The existence of heavy metals in soil with different acidity

重金属	强酸性到弱酸性土壤	弱酸性到碱性土壤
Cd	$Cd^{2+}$ , $CdSO_4$ , $CdCl^+$	$Cd^{2+}$ , $CdSO_4$ , $CdCl^+$
Cr	$Cr^{3+}$ , $CrSO_4^+$ , $Cr-DOC$	$Cr-DOC$ , $CrCO_3^+$ , $Cr(CO_3)_2^-$ , $Cr(CO_3)_3^{3-}$
Ni	$Ni^{2+}$ , $NiSO_4$ , $Ni-DOC$	$NiCO_3$ , $NiHCO_3^+$ , $NiB(OH)_4^+$
Cu	$Cu-DOC$ , $Cu^{2+}$ , $CuSO_4$	$Cu-DOC$ , $CuCO_3$ , $CuB(OH)_4^+$
Pb	$Pb^{2+}$ , $Pb-DOC$ , $PbSO_4$	$PbCO_3$ , $PbHCO_3^+$ , $Pb(CO_3)_2^{2-}$
Zn	$Zn^{2+}$ , $ZnSO_4$	$ZnHCO_3^+$ , $Zn^{2+}$ , $ZnSO_4$ , $ZnCO_3$

出,在强酸性到弱酸性土壤中,重金属元素多以游离态存在,易被植物根系吸收、富集,而在弱酸性到碱性土壤中常以化合物形式存在而吸持于土壤,如与土壤中的有机质络合而固定在土壤中。

Tessier(Tessier A, 1979)将土壤中重金属元素存在形态分为可交换态、碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物结合态和残渣态五种形态,提出了五步连续提取法,根据不同种类重金属离子在不同 pH 值提取剂中的溶解情况,将重金属离子分步提取,用以推断其生物毒性。可交换态、碳酸盐结合态、铁-锰氧化物结合态、有机物结合态的

重金属元素容易被有机体吸收,它们是有机体可利用重金属的直接提供者,属于重金属有效态。土壤 pH 值与重金属存在形态密切相关,研究表明:土壤中交换态重金属随土壤 pH 值升高而减少,呈极显著负相关;碳酸盐结合态重金属也对土壤 pH 值极为敏感,当 pH 值降低时碳酸盐结合态重金属易释放金属离子进入环境中,而 pH 值升高则有利于碳酸盐生成;铁-锰氧化态重金属含量随 pH 值升高而增加,当 pH 值大于 6 时,其含量随 pH 值的升高迅速增加,这可能与氧化铁-锰为两性胶体有关;有机结合态重金属随土壤 pH 值升高而升高。此外, pH 值还通过影响其它因素(如土

壤有机质和氧化物胶体)从而影响重金属存在形态(韩春梅等,2005;杨秀敏等,2017)。

孙卫玲(孙卫玲等,2001;李娜,2011)等发现随着土壤 pH 值升高,两种吸持剂(黄土和石英砂)对土壤中铜离子的吸持曲线都分为三区:低 pH 微吸持区、中 pH 吸持增长区和高 pH 强吸持区,在中 pH 范围内土壤对重金属的吸持量迅速增加,这主要是由于 pH 值的升高有利于金属离子的水解反应或羟基络合物的形成,降低了离子平均电荷,导致二级溶剂化能大大下降,降低了能障有利于离子借库仑力和短程引力吸附于吸持剂表面。因此,土壤中铜离子的有效态含量随土壤 pH 值升高而减少,呈极显著负相关,吸持量随土壤 pH 值升高而增大,呈正相关,值得注意的是,当过量的铜导致土壤 pH 值下降时,土壤中固定相的铜会溶解出来,对植物的危害也随之增强,成为低 pH 值导致植物受害的原因之一。

刘慎坦(刘慎坦,2009)通过实验测试了土壤中重金属元素 Cu、Zn、Fe、Mn 在不同 pH 值下的可提取态含量,结果表明,土壤中绝大多数以难溶态存在的重金属元素,它的可溶性受土壤 pH 值控制,pH 值降低可导致碳酸盐和氢氧化物结合态的重金属溶解、释放同时也趋于增加吸附态重金属的释放,提取率随 pH 值的增加而急剧减小。

表 2 不同 pH 值土壤中重金属元素的迁移率顺序

Table 2 The mobility order of heavy metals in soil with different pH

土壤类型	重金属元素的迁移率	参考文献
污染的花园/稻田土壤(pH= 4.8~5.5)	Cd(II) > Cu(II) > Zn(II) > Pb(II)	(Lei M et al,2010)
污染的农田土壤(pH= 4.8~6.3)	Cd(II) >> Pb(II) > Cu(II) = Zn(II)	(Liu G et al,2014)
肥沃的沙质土(pH= 5.5~7.0)	Zn(II) > Cd(II) > Pb(II) > Cu(II) > Cr(III)	(Fonseca B et al,2011)
锌污染的农田土壤(pH= 6.6)	Zn(II) > Cd(II) > Cu(II) > Pb(II)	(Labanowski J et al,2007)
污水沉淀物(pH= 7.5)	Zn(II) > Ni(II) > Cu(II) > Pb(II) = Cr(III)	(Aryal R K et al,2007)
污染的农田土壤(pH=7.0~8.2)	Cr(VI) > Cd(II) > Pb(II)	(Dong D et al,2009)

房存金(房存金,2010)发现重金属铅在土壤中多以  $Pb(OH)_2$ 、 $PbCO_3$  或  $Pb_3(PO_4)_2$  等二价的难溶化合物形式存在,金属铅的移动性和植物可吸收率都极低,但随着 pH 值的降低,酸性土壤中的氢离子可将铅从难溶的化合物中释放出来,被植物根系所吸收而在植物体富集;汞的转化迁移也受土壤 pH 值的影响,当土壤 pH 值在 1-8 范围内,汞在土壤胶体中的吸附量随 pH 值的增大而逐渐增大,富集于土壤胶体表面;当 pH > 8 后,吸附的汞量基本不变;镉在土壤中有多种存在形态,如  $Cd^{2+}$ 、 $CdCl^+$ 、 $CdS$ 、 $CdCO_3$  等,在 pH 值 > 7 的石灰性

## 2 土壤 pH 值对重金属污染物转化迁移的影响

重金属在土壤中的存在是一个动态过程,迁移转化受金属的化学特性、土壤的物理特性、生物特性和环境条件等因素影响,这些反应通常具有可逆性从而使整个土壤体系处于不断变化的动态平衡中,而土壤 pH 值的改变会直接导致重金属价态、存在形态的改变,增大重金属转化和迁移的可能性。总的来说,可交换态和碳酸盐结合态重金属对土壤 pH 值的改变最敏感,在一定范围内其迁移性和植物可吸收率随 pH 值降低而增大,有机结合态重金属在氧化环境下最易分解,而铁-锰氧化态重金属在还原条件下最易溶解释放(杨元根等,2001;吴新民等,2003;马丽等,2019)。

具体来看,对每一种类的重金属,其在土壤中的溶解度、迁移率及在植物体内转化率的差异,主要受特异性、非特异性吸附和无机、有机配体的配位能力影响,而这些在很大程度上取决于土壤的 pH 值,在常见的土壤 pH 值范围内,重金属可以大体分为两类:迁移率较高的 Cd、Ni、Zn 和迁移率较低的 Cu、Cr、Pb,表 2 展示了不同 pH 值土壤中重金属元素的迁移率顺序。

土壤中 Cd 大多转化为  $CdCO_3$  的形态存在,随着土壤 pH 值的下降,土壤胶体吸附的镉溶出率增加,多转化为离子形态。Teng Xu(Teng Xu et al, 2020)等通过傅里叶变换红外光谱(FTIR)和 X 射线光电子技术进行了间歇吸附光谱分析发现在不同 pH 值的土壤中重金属铬的存在形态和含量有所不同,研究表明,三价铬的可移动性在 pH = 4.0 的酸性土壤中主要取决于配位效应而在 pH = 8.0 的碱性土壤中主要取决于水解效应,此外,土壤酸碱性改变对三价铬向有毒的六价铬转化有直接影响。

### 3 土壤 pH 值对重金属污染物治理的影响

近年来土壤酸化程度不断加剧,土壤中的重金属离子活化度不断提高,致使大量重金属离子通过土壤进入有机体的食物链而富集,甚至随土壤水下渗而污染地下水源。土壤 pH 值对重金属污染的治理有基础性的指导作用,通过测定土壤的 pH 值,可对重金属污染物的种类和存在形态进行判断,从而采取不同的治理手段,有针对性地修复土壤,调节土壤 pH 值是农业上治理重金属污染最常用最便捷的方法之一(周建军等,2014;贾伟涛等,2020)。

通过土壤 pH 值治理重金属污染的传统途径主要有两种(陈程等,2010;陈丽君,2020;谢天保,2020):一是调节土壤 pH 值来改变重金属存在形态,由于土壤重金属的活性一般取决于其存在形态,将可被植物体吸收的重金属离子转化为络合、沉淀或吸附于土壤胶体等状态,使其固定从而降低其在环境中的迁移性和生物可利用性。例如农业生产上常用的治理手段:对金属汞污染的土壤通常施用石灰-硫磺合剂,降低土壤酸度,减少植物根系对汞的吸收;对金属铅污染的土壤通常提高土壤 pH 值,施用钙、镁等改良剂,降低土壤中铅的活性;对金属铬污染的土壤通常施用石灰、硅酸钙等调节土壤 pH 值呈弱碱性,使铬生成沉淀而固定在土壤中。常见的固定剂主要分为无机(如磷酸盐类、粘土矿物类、无机硅肥等)、有机(如农家肥、绿肥、草炭和作物稻秆等)、无机-有机混合固定剂(如在介孔氧化硅表面构建有机基团的功能性材料),无机-有机混合固定剂能克服其他钝化剂单一性的问题,对于复合污染型土壤有较好的效果,是目前研究的热点。第二种途径是通过测定被重金属污染土壤的 pH 值,选择并种植适合生长的植物将重金属从土壤中逐渐去除。常用的植物修复法就是利用超富集植物的提取作用对土壤中重金属污染物进行植物吸收和富集,一般选种非食用型且酸碱耐受型植物,通过重复种植将重金属浓度降低,此法应注意对植物残体的处理。例如对镉污染的土壤常种植苋科植物,而对铅污染的土壤常种植苔藓类植物。植物修复法有成本低、修复同时可提高土壤有机质含量和

土壤肥力等优点,但修复周期长、见效慢,且同一种植物对重金属污染物耐受有限、对复合污染型土壤修复效果不佳,难以满足快速修复高浓度、复合型重金属污染土壤的要求。

近年来,越来越多的新方法已展开研究并投入应用,如针对酸化退化、重金属本底高的土壤使用生物炭技术(丁华毅,2014;Zeng Mufan et al, 2017;陈乐等,2020),研究表明,弱碱性的生物炭可有效改良此类土壤,特别是对降低土壤重金属 Pb、Cu、Cd、Zn 的有效性有显著作用,生物炭对不同酸化水平土壤的改良以及重金属修复效果有极大差异,土壤 pH 值不仅是生物炭调控的关键因素,也是判断生物炭有效性的关键因素,通过对添加生物炭土壤的 pH 值连续监测,可判断修复过程中土壤重金属参数的变化情况,更好的指导修复技术的改进。此外,pH 值较低的木醋液用于土壤重金属修复也是近期兴起的治理手段之一(孙爽,2020),木醋液中含有大量有机物,如有机酸类、酚类、酮类、醛类等,其 pH 值通常在 2.7~5.0 之间,可直接用于盐碱地改良,研究表明,木醋液不仅对重金属吸附材料的吸附效果有重要影响,而且对重金属吸附材料的吸附能力有显著提高,如经一定浓度木醋液处理改性后的磷矿粉表面形貌发生了改变,其对重金属吸附能力明显增强。

### 4 土壤 pH 值的准确测定

实验室通常采用玻璃电极法测定土壤 pH 值,土壤从采样、制样到溶解、浸提再到测量 pH 值,每个步骤都影响测定结果的准确度。林丽仙(林丽仙等,2013)等通过正交试验得出结论,土壤样品应尽量保证颗粒度均匀。蒋实(蒋实等,2009)等研究了干湿性土壤 pH 值变化程度,研究表明对同一件样品,干性土样较湿性土样 pH 值高,主要是由于新鲜土壤中存在着部分二氧化碳,制样的烘干过程使土壤中大部分二氧化碳挥发。刘芬(刘芬,1998)通过实验证明二氧化碳分压变化对土壤 pH 值有一定影响,随着分压的增加 pH 值下降,当分压不变时,随着时间的增加 pH 值也有下降趋势。浸提液种类和浸提液液土比也是影响土壤 pH 值准确测定的重要因素(许彦等,2011):实验室通常使用蒸馏水或 1 mol/L 氯化钾溶液作浸提液,实验证明,对相同的土壤样品,用氯化钾作浸

提液测得的 pH 值要小于用蒸馏水作浸提液测得的 pH 值,这是由于氯化钾浸提液中的钾离子与土壤胶体表面吸附的氢离子起交换作用,将其大部分交换到溶液中,导致测得的 pH 值较低,测出的 pH 值更接近田间状态。选择合适液土比对准确测定土壤 pH 值也十分重要,常见的液土比有 1:1、2.5:1、5:1,通常随着液土比增大土壤 pH 值逐渐升高,这是稀释效应造成的,液土比增大使溶液中氢离子浓度因稀释而降低,测得的 pH 值随之增大,稀释效应具有普适性,在碱性土壤上尤其显著,针对碱性土壤(土壤 pH 值 = 7.5 ~ 8.5)推荐的液土比是 0.5:1,原因是碱性土壤的 pH 值与液土比有显著的正相关,液土比 0.5:1 使碱性土壤呈现饱和泥浆态,能更真实地反映出此类土壤酸度,但针对钠盐含量较高的碳酸钙型盐碱性土壤,其土壤碱性强弱主要受碳酸钙与中性钠盐反应生成的碳酸钠水解,高液土比 5:1 更适用于此类土壤的准确测定(张芳等,2016)。此外,土壤 pH 值测定过程中的搅拌时间、浸提时间(平衡时间)、电极放置位置、测量方式等都对测定结果有影响,但影响程度不大,只需保证样品搅拌均匀、浸提完全、电极完全淹没于悬浊液且不碰触底部土壤固体颗粒等,且针对不同类型的土壤选择合适的前处理方式,造成的误差极小。

总之,要准确测定土壤 pH 值需要保证制样过程中样品干燥性、颗粒度均匀,测样过程中控制环境温度,选择合适浸提液种类和液土比,用 1 mol/L 的氯化钾做浸提液测得的 pH 值更接近原值,对未知样品液土比通常选择 2.5:1(杨希等,2019),粗测后再针对不同类型土壤重新选择相应前处理方法,有条件的情况下尽量选择原位测定。对于需要准确测定的碱性土壤,由于受二氧化碳分压影响较大,建议在田间原位测定,并选择液土比例为 1:1 或者饱和泥浆的浸出液,测定完毕及时对电极进行处理,以免损伤电极。

综上所述,土壤 pH 值对土壤中重金属的存在形态、转化迁移及污染治理都有着极大的影响,是对重金属污染土壤筛选、判断及后期治理最基础的指标,但就目前来讲,这方面的研究还存在着以下不足,首先,土壤 pH 值对重金属污染物的影响还需要进一步研究,细分到每一种重金属元素及每一个反应的机理,从而准确研究其存在形态和迁移过程,为土壤中重金属污染的治理提供依据;

其次,亟待开发更简便、快速、准确的土壤 pH 值测定技术,如新研究的便携式 X 射线荧光光谱法(Anita F S T et al,2020)可通过不同算法和模型对土壤 pH 值、吸附情况进行一定程度的预测,具有高效率、低成本、无化学残留等特点,但实际应用尚不足,对不同类型土壤的测试数据不够,还需进一步研究,快速原位测定及长时间的野外在线测定将会是未来土壤 pH 值测定的发展方向。

### [参考文献]

- 陈程,陈明,等.2010.环境重金属污染的危害与修复[J].环境保护,3:35-36.
- 陈乐,詹思维,等.2020.生物炭对不同酸化水平稻田土壤性质和重金属 Cu、Cd 有效性影响[J].水土保持学报,34(01):358-364.
- 陈丽君.2020.土壤重金属污染防治技术研究进展[J].资源节约与环保,4:88.
- 丁华毅.2014.生物炭的环境吸附行为及在土壤重金属镉污染治理中的应用[D].厦门大学.
- 房存金.2010.土壤中主要重金属污染物的迁移转化及治理[J].当代化工,39(4):458-460.
- 韩春梅,王林山,等.2005.土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J].生态学杂志,24(12):1499-1502.
- 贾伟涛,吕素莲,等.2020.高生物量经济植物修复重金属污染土壤研究进展[J].生物工程学报,36(03):416-425.
- 蒋实,徐争启,等.2009.四川省万源市土壤 pH 值测定及土壤酸碱度分析[J].安徽农业科学,37(25):12105-12108.
- 李娜.2011.土壤 pH 对铜形态和生物有效性的影响及土壤污染修复研究[D].河北农业大学.
- 刘慎坦.2009.土壤中重金属可交换态分析方法的研究[D].山东大学.
- 林丽仙,张庆美,等.2013.土壤 pH 测定影响因素探讨及蓝莓种植园土壤 pH 值的测定[J].福建热作科技,38(4):22-26.
- 刘芬.1998.株洲地区土壤 pH 值测定方法研究[J].农业环境保护,17(2):84-85,88.
- 马丽,宋雁辉,徐政雄.2019.浅析土壤重金属形态转化与土壤污染治理[J].环境影响评价,41(5):18-21.
- 孙卫玲,赵蓉,等.2001.pH 对铜在黄土中吸持及其形态的影响[J].环境科学,22(3):78-83.
- 孙爽.2020.木醋液对重金属污染土壤治理的影响研究[D].吉林大学.
- 吴新民,潘根兴.2003.影响城市土壤重金属污染因子的关联度分析[J].土壤学报,40(6):921-929.
- 许彦,罗丰,等.2011.三亚地区农业土壤 pH 值测定方法初探[J].长江蔬菜,(24):50-51.
- 谢天保.2020.土壤重金属污染的现状及其治理[J].资源节约与环保,6:18.
- 杨秀敏,任广萌,等.2017.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,26(6):79-83.
- 杨元根,Paterson E, Campbell C 等.2001.城市土壤中重金属元素

- 的积累及微生物效应[J]. 环境科学,22(3):44-48.
- 杨希,毛珂,等. 2019. 土壤 pH 值实验室测定过程中影响因素的探讨[J]. 贵州地质,36(3):286-290.
- 周建军,周桔冯,冯仁国. 2014. 我国土壤重金属污染现状及治理战略[J]. 中国科学院院刊,29(3):315-350.
- 周红卫,张静静,等. 2017. 土壤重金属有效态含量检测与监测现状、问题及展望[J]. 中国生态农业学报,25(4):605-615.
- 张芳,塔西甫拉提,等. 2016. 天山北麓苏打盐碱化土壤 pH 值测定中的影响因素分析[J]. 新疆农业科学,53(12):2328-2337.
- Anita F S T, Marcelo H P P, et al. 2020. Tropical soil pH and sorption complex prediction via portable X-ray fluorescence spectrometry [J]. Geoderma, 114132.
- Aryal R K, Furumai H, et al. 2007. Vertical distribution and speciation of heavy metals in stormwater infiltration facilities; Possible heavy metals release to groundwater [J]. Water Practice and Technology, 2(2):1-8.
- Blume H P, Bruemmer G. 1991. Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests[J]. Ecotox Environ Safe, 22:164-174.
- Campbell D J, Beckett P H. 1988. The soil solution in soil treated with digested sewage sludge[J]. J Soil Sci, 39:283-298.
- Dong D, Zhao X, et al. 2009. Investigation of the potential mobility of Pb, Cd and Cr(VI) from moderately contaminated farmland soil to groundwater in Northeast, China [J]. J Hazard Mater, 162:1261-1268.
- Fonseca B, Figueiredo H, et al. 2011. Mobility of Cr, Pb, Cd, Cu and Zn in a loamy sand soil; A comparative study[J]. Geoderma, 164:232-237.
- I. O. Plekhanova, O. A. Zolotareva, I. D. Tarasenko, et al. 2019. Assessment of Ecotoxicity of Soils Contaminated by Heavy Metals [J]. Eurasian Soil Science, 52(10):1274-1288.
- Kim R Y, Yoon J K, et al. 2015. Bioavailability of heavy metals in soils: Definitions and practical implementation—a critical review [J]. Environ Geochem Hlth, 37(6):1041-1061.
- Kazlauskaitė-Jadzevi, Volungevius, et al. 2014. The role of pH in heavy metal contamination of urban soil [J]. J Environ Eng Landsc, 22(04):311-318.
- Lei M., Zhang Y, et al. 2010. Pollution, fractionation, and mobility of Pb, Cd, Cu, and Zn in garden and paddy soils from a Pb/Zn mining area [J]. Environ Monit Assess, 168:215-222.
- Liu G, Xue W, et al. 2014. Vertical distribution and mobility of heavy metals in agricultural soils along Jishui river affected by mining in Jiangxi Province, China [J]. Clean: soil, Air, Water, 42:1450-1456.
- Labanowski J, Sebastia J, et al. 2007. Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout in northern France [J]. Environ Pollut, 149:59-69.
- Soil Contamination; September 2013. Impacts on Human Health, Science for Environment Policy IN-DEPTH REPORT [C], EUROPEAN COMMISSION, Issue 5.
- Tessier A. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate, trace metals [J]. Anal Chem, 51(7):844-851.
- Teng Xu, Feng Nan, et al. 2020. Effect of soil pH on the transport, fractionation, and oxidation of chromium(III) [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 195, 110459.
- Zeng Mufan, de Vries Wim, et al. 2017. Model-Based Analysis of the Long-Term Effects of Fertilization Management on Cropland Soil Acidification. [J]. Environmental science & technology, 51(7):3843-3851.

## The Influence of pH on Soil Heavy-metal Contamination and Its Accurate Determination

YANG Xi, YUE Xiao-lan, LI Jing, ZHU Dan, CHEN Ju

(Guizhou Central Laboratory of Geology and Mineral Resources, Guiyang 550018, Guizhou, China)

[Abstract] The problem of the soil pollution, especially the heavy-metal contamination, is increasingly becoming more serious in recent years. The heavy-metal contamination not only poses a great threat on soil fertility and plant growth, but also endangers human health. In order to figure out the influence of soil pH on heavy-metal contamination and improve the accuracy of measurement, this paper systematically analyzed the relationship between soil pH and soil heavy-metal contamination. The existing form, transformation and pollution treatment of heavy-metal contamination were discussed, respectively. Furthermore, the corresponding determination conditions and operation methods to ensure the accurate determination of soil pH were put forward. The results showed that soil pH had a great impact on the existing form, transformation and pollution treatment of the heavy-metal, which was an influential factor of heavy-metal contamination by providing references for the screening, judgment and subsequent treatment of heavy-metal contaminated soil.

[Key Words] Heavy-metal contamination; Soil pH, Existing form; Transformation; Pollution treatment