

# 探究环境功能材料在重金属污染治理中的应用

孙琦<sup>1\*#</sup>, 张春雷<sup>2</sup>

<sup>1</sup>张家口城洁环保集团有限公司, 河北 张家口

<sup>2</sup>光大城洁环保能源(张家口)有限公司, 河北 张家口

收稿日期: 2025年8月22日; 录用日期: 2025年9月23日; 发布日期: 2025年10月11日

## 摘要

工业化和城市化不断向前发展, 重金属污染这一环境难题越来越受到重视。重金属污染具有不易分解的特性, 并且随着时间的发展, 对生态系统以及人类健康都会造成不可估量的后果。环境功能材料具有独特的物理、化学及生物属性, 针对重金属污染治理能够发挥绝对的优势。本文对环境功能材料在重金属污染治理中的应用情况进行了综述, 涉及吸附材料、离子交换材料、催化材料和生物修复材料等多种类型, 剖析了各类材料的作用机理、实际应用成效及存在的不足之处, 并对未来的研究方向加以展望。

## 关键词

环境功能材料, 重金属污染, 吸附, 离子交换, 催化, 生物修复

# Application of Environmental Functional Materials in Heavy Metal Pollution Control

Qi Sun<sup>1\*#</sup>, Chunlei Zhang<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Zhangjiakou Chengjie Environmental Protection Group Co., Ltd., Zhangjiakou Hebei

<sup>2</sup>Everbright Chengjie Environmental Protection Energy (Zhangjiakou) Co., Ltd., Zhangjiakou Hebei

Received: August 22, 2025; accepted: September 23, 2025; published: October 11, 2025

## Abstract

With the continuous advancement of industrialization and urbanization, increasing attention has been paid to the environmental challenge of heavy metal pollution. Heavy metal contaminants are characterized by their resistance to degradation, and their long-term persistence can lead to immeasurable consequences for ecosystems and human health. Environmental functional materials, owing to their unique physical, chemical, and biological properties, demonstrate significant advantages in

\*第一作者。

#通讯作者。

文章引用: 孙琦, 张春雷. 探究环境功能材料在重金属污染治理中的应用[J]. 环境保护前沿, 2025, 15(10): 1289-1297.  
DOI: 10.12677/aep.2025.1510144

the remediation of heavy metal pollution. This paper reviews the application of environmental functional materials in heavy metal pollution control, covering various types such as adsorption materials, ion-exchange materials, catalytic materials, and bioremediation materials. The mechanisms, practical application effectiveness, and limitations of these materials are analyzed, along with prospects for future research directions.

## Keywords

Environmental Functional Materials, Heavy Metal Pollution, Adsorption, Ion Exchange, Catalysis, Bioremediation

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

重金属污染的主要源头是多种多样的, 主要存在于工业生产环节, 像采矿、冶炼、电镀、化工等行业排出的废水、废气与废渣, 还有农业领域中农药和化肥的滥用, 以及城市垃圾的违规处置等。这类污染物在环境中具有长期留存、通过生物链积累且带有毒性的特点, 即便处于低浓度状态, 也会对生物体造成伤害。比如, 铅会干扰人体的神经、血液及生殖系统, 可能使儿童智力发育滞后, 成年人出现高血压、贫血等病症; 汞会损伤人体神经、肾脏和免疫系统, 诱发水俣病等恶性疾病; 镉则可能引发肾功能异常、骨质疏松乃至癌症等。因此必须加大对重金属污染的治理力度, 造福于千秋万代。

环境功能材料是指具有特定环境功能的材料, 能够在环境治理、保护和修复等方面发挥重要作用。在重金属污染治理中, 环境功能材料可通过吸附、离子交换、催化和生物修复等作用机制, 能够达成对重金属的清除、转化与固定, 削减其在环境里的含量和毒害性。和传统的重金属污染治理手段相比较, 环境功能材料有着高效能、低消耗、利环保等长处, 已然成为当下研究的热门与核心内容。

## 2. 环境功能材料在重金属污染治理中的应用

### 2.1. 吸附材料

#### 2.1.1. 吸附材料的定义

吸附类材料是借助物理或化学吸附的方式, 将溶液中的重金属离子分离出去的一类材料[1]。常见的这类材料有活性炭、黏土矿物、生物质材料、金属有机框架材料(MOFs)以及纳米材料等。

#### 2.1.2. 各类吸附材料的优缺点

活性炭是一种拥有极大的比表面积和丰富的孔隙的物质, 主要是通过物理吸附的方式吸附重金属离子。而且, 其表面的含氧官能团, 像羟基、羧基和羰基这些物质能够与重金属离子产生化学吸附反应。但不足之处是, 活性炭的吸附针对性不强, 而且再生所需成本较高, 这在一定程度上制约了它的大规模使用。

黏土矿物主要包括有蒙脱石、高岭土、蛭石等, 这些物质具有较大的比表面积和离子交换能力, 对重金属离子吸附有优势。黏土矿物吸附重金属离子主要是依靠离子交换和表面络合这两种作用来完成的[2]。例如, 蒙脱石可通过层间阳离子与重金属离子的交换反应吸附重金属离子, 同时其表面的羟基和氧原子也可与重金属离子形成络合物。黏土矿物取材广泛、价格便宜, 不过其吸附容量相对较小, 因此需要进

行改性处理来增强吸附能力。

农业固废基水凝胶在水体重金属吸附方面的研究也取得了一定进展[3]。比如,壳聚糖对铜、铅、汞等重金属离子的吸附效果较好,吸附容量 100~300 mg/g。

然而,生物质材料的吸附稳定性较差,在酸性条件下易发生溶胀和降解,影响其吸附效果。

高效吸附重金属离子。相关研究显示,MOFs 对多种重金属离子的吸附性能十分出色,吸附容量可达几百至几千 mg/g。此外,MOFs 还具有良好的选择性和稳定性,可通过改变有机配体的结构和组成来调控其对不同重金属离子的吸附性能。然而,MOFs 的合成成本较高,且在实际应用中存在稳定性和再生性等问题,需要进一步研究解决[4]。

像纳米氧化物、纳米复合材料、碳纳米管这类纳米材料,能够高效吸附重金属离子。以纳米氧化铁为例,它对砷、铅等重金属离子的吸附效果较好,吸附容量能达到几十至几百 mg/g。而纳米材料的吸附能力会受到其粒径大小、外观形态、表面电荷及化学构成等因素的影响。先进功能材料在水污染控制研究领域关于纳米材料的应用取得了重要进展[5]。但是,纳米材料无论是从制备工艺、成本、安全性都存在争议,需要进一步对其进行研究评估。

在吸附材料实际应用中,不同材料对特定重金属吸附性能差异显著,且受环境条件影响大。例如,经  $\text{KHCO}_3$  两步热解活化的改性茶渣生物炭,对四环素和重金属离子吸附高效,在  $\text{pH}=6$ 、298 K 条件下对  $\text{Cd}(\text{II})$  最大吸附容量达 215.8 mg/g,这得益于热解形成的丰富孔隙结构和大量含氧官能团,羧基、羟基含量较未改性茶渣生物炭提升 42.3%。此外,600℃热解制备的香蕉皮生物炭对  $\text{Pb}(\text{II})$  吸附突出,在  $\text{pH}=6.5$ 、298 K 条件下最大吸附容量达 589.2 mg/g,吸附符合 Langmuir 等温模型,初始  $\text{Pb}(\text{II})$  浓度 100 mg/L 时 30 min 内达吸附平衡,平衡吸附率超 98%。

以香蕉皮生物炭为例,材料设计利用香蕉皮低成本优势,600℃无氧热解保留碳骨架、形成多孔结构,转化有机官能团增加吸附位点。性能上,除高吸附容量外,在  $\text{pH}=4\sim8$  环境中吸附稳定,存在  $\text{Ca}^{2+}$ 、 $\text{Mg}^{2+}$  (浓度 500 mg/L) 时对  $\text{Pb}(\text{II})$  吸附率仅降 3.5%,选择性良好。潜在应用中,可用于含  $\text{Pb}(\text{II})$  废水预处理或深度处理,处理后废水  $\text{Pb}(\text{II})$  浓度降至 0.01 mg/L 以下,满足相关标准。吸附饱和后经 800℃高温焙烧可回收  $\text{Pb}$ ,回收率达 92.1%,焙烧产物可作建筑填料二次利用,避免二次污染。

## 2.2. 离子交换材料

### 2.2.1. 离子交换材料的定义

离子交换材料是一种利用离子交换反应的形式,将溶液中的重金属离子与材料本身含有的可交换离子进行替换,从而去除溶液中的重金属离子。最常见的离子交换材料主要就是离子交换树脂、沸石和黏土矿物等。

### 2.2.2. 各类离子交换材料的优缺点

离子交换树脂是一种高分子材料,其离子交换功能性特别突出,主要是通过其内部结构中的磺酸基、羧基、氨基来进行交换[6]。离子交换树脂在与重金属离子的交换过程中具有能力强、易获得、使用范围广。不同离子交换材料的适用范围不同,强酸性阳离子交换树脂主要是针对于对铜、锌、镍等重金属离子的交换,交换容量大,但是成本也相对较高,在整个过程中会产生大量废水,可能对环境再次造成污染

沸石是一种具有多孔结构的硅铝酸盐矿物,其内部含有大量的可交换阳离子,如钠离子、钾离子和钙离子等。沸石具备离子交换容量大、热稳定性优良、化学性质稳定等优势,能够用于处理含有重金属离子的废水和废气。李永涛等人研究的可回收沸石负载水凝胶对镉(II)的吸附及在污染土壤镉(II)去除中的应用,以及 Wang Y 等人关于由天然低品位钼合成的磁性沸石去除废水中重金属的研究[7],主要都是针对沸石在离子交换去除重金属方面的应用进行论证。Neeli R K 等人还利用响应面法研究了合成沸石在

多因素下对 Cd (II)的吸附[8]。例如, 斜发沸石对铵离子、铅离子和镉离子等具有良好的交换性能, 交换容量可达几十至几百 mg/g。但是, 天然沸石的离子交换选择性劣势明显, 需要进行进一步改善加强。

黏土矿物如蒙脱石、高岭土和蛭石等, 除了具有吸附性能外, 还具有一定的离子交换性能, 它主要通过层间阳离子与重金属离子的交换反应来完成。而金属有机框架(MOFs)作为一类新兴材料, 其孔道结构(如图 1 MOFs 的孔道结构图所示, 展现出多样且规则的孔道形貌与空间排布)为离子交换等过程提供了独特的结构基础, 不过 MOFs 在重金属离子交换领域的应用还处于研究探索阶段, 目前更多成熟应用的还是传统离子交换材料。黏土矿物来源广泛、成本低廉, 但离子交换容量相对较低, 需要进行改性处理以提高其离子交换性能。

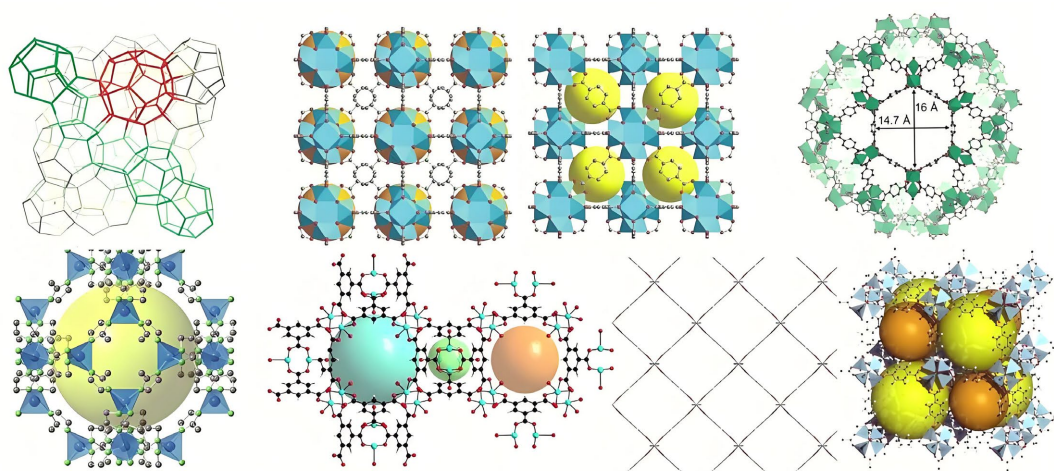


Figure 1. Pore structure diagram of MOFs

图 1. MOFs 的孔道结构图

离子交换材料的离子交换容量与选择性是决定治理效果的关键指标, 受材料结构与改性工艺影响显著。天然斜发沸石对 Cd (II)离子交换能力有限, pH = 5、298 K 时, 最大交换容量仅 38.5 mg/g; 经 FeCl<sub>3</sub> 改性后, 相同条件下最大交换容量提升至 129.6 mg/g, 交换平衡时间从 120 min 缩短至 50 min。强酸性阳离子交换树脂(001 × 7 型)在 Cu (II)去除中表现出色, pH = 5、303 K 时, 对 Cu (II)最大交换容量达 4.8 mmol/g (相当于 299.7 mg/g), 处理初始 Cu (II)浓度为 100 mg/L 废水, 树脂用量 2 g/L 可使出水 Cu (II)浓度降至 0.5 mg/L 以下, 交换效率超 99%。

以磁性沸石研究为例, 其以天然低品位钼矿(Mo 含量 0.8%~1.2%)为原料, 通过“碱熔-水热合成-磁性负载”三步工艺制备: 先用 20% NaOH 溶液对钼矿碱熔处理(800℃, 2 h), 活化硅铝成分生成沸石前驱体; 再在 180℃水热条件下反应 8 h 形成 A 型沸石晶体结构; 最后原位还原法负载 15% Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> 纳米颗粒赋予磁性。性能上, pH = 5.5、298 K 时对 Cd (II)最大交换容量达 158.7 mg/g, 磁饱和强度为 23.5 emu/g, 0.5 T 外部磁场 30 s 内可实现固液分离, 5 次吸附-再生(0.1 mol/L HCl 洗脱)循环后交换容量保留率达 89.3%。潜在应用中, 适用于冶炼废水(Cd (II)浓度 50~200 mg/L)快速处理, 也可用于镉污染土壤原位修复, 按 2%质量比施入镉污染土壤(Cd 含量 1.5 mg/kg)可使土壤有效态 Cd 含量降低 68.7%, 且可通过磁场回收材料避免土壤二次污染。

## 2.3. 催化材料

### 2.3.1. 催化材料的定义

催化材料能借助催化反应把重金属离子转化为低毒甚至无毒物质, 以此减弱其在环境中的毒性与危

害。常见的催化材料有光催化材料、电催化材料和化学催化材料等[9]。

### 2.3.2. 各类催化材料的优缺点

光催化材料是利用光催化去除重金属离子时, 光催化材料产生的电子和空穴会与水中的溶解氧、水分子发生反应, 将重金属离子氧化或还原成低毒、无毒的形态。例如,  $\text{TiO}_2$  光催化可将六价铬( $\text{Cr(VI)}$ )还原为三价铬( $\text{Cr(III)}$ ), 降低其毒性。光催化材料具有催化效率高、反应条件温和、无二次污染等优点, 但存在光响应范围窄、光生载流子复合率高、量子效率低等问题。

电催化材料是在电场作用下能够促进电化学反应进行的材料。在电催化去除重金属离子的过程中, 电催化材料作为电极, 通过电解反应将重金属离子从溶液中去除。电催化材料有着处理效率高、反应速率快、便于控制等优势, 但存在能耗较高、电极材料容易被腐蚀的问题。例如, 采用铁电极作为阳极, 通过电絮凝作用可将废水中的铜、铅、锌等重金属离子去除。电催化材料具有处理效率高、反应速度快、易于控制等优点, 但能耗较高, 电极材料易腐蚀, 需要进一步研究开发高效、稳定的电催化材料。

化学催化材料是依靠化学反应将重金属离子转化为低毒或无毒物质的材料。这类材料的优点是反应速度快、处理效果好, 不过会消耗大量化学试剂, 还有可能产生二次污染。

催化材料对重金属离子的转化效率与其催化活性位点数量、电子转移能力密切相关, 且反应条件对催化效果影响显著。N 掺杂改性  $\text{TiO}_2$  ( $\text{N-TiO}_2$ ) 在可见光驱动下对  $\text{Cr(VI)}$  的还原表现出优异性能, 在  $\lambda \geq 420$  nm、光强  $100 \text{ mW/cm}^2$  的条件下, 处理初始浓度  $50 \text{ mg/L}$  的  $\text{Cr(VI)}$  溶液,  $60 \text{ min}$  内  $\text{Cr(VI)}$  还原率达  $99.1\%$ , 此时溶液中  $\text{Cr(VI)}$  浓度降至  $0.45 \text{ mg/L}$ , 继续反应  $60 \text{ min}$  可实现  $\text{Cr(VI)}$  完全还原(浓度  $\leq 0.05 \text{ mg/L}$ ), 其量子效率达  $8.7\%$ , 较纯  $\text{TiO}_2$  ( $1.7\%$ ) 提升  $4.1$  倍; 纳米零价铁( $\text{nZVI}$ )作为化学催化材料, 对  $\text{As(III)}$  的氧化效果突出, 在  $\text{nZVI}$  投加量  $0.5 \text{ g/L}$ 、 $\text{pH} = 7$ 、 $298 \text{ K}$  条件下,  $120 \text{ min}$  内可将初始浓度  $10 \text{ mg/L}$  的  $\text{As(III)}$  完全氧化为低毒的  $\text{As(V)}$ , 氧化速率常数为  $0.025 \text{ min}^{-1}$ , 且氧化产物可通过  $\text{nZVI}$  表面吸附进一步去除。

以  $\text{N-TiO}_2$ /石墨烯复合催化材料为例, 材料设计针对纯  $\text{TiO}_2$  光响应范围窄、光生载流子复合率高的缺陷, 采用溶胶-凝胶法在  $\text{TiO}_2$  晶格中掺杂  $3\text{at}\%$  的 N 原子, 将光响应范围从紫外光( $\lambda < 387\text{nm}$ )拓展至可见光( $\lambda \leq 550 \text{ nm}$ ), 再通过超声分散法将  $\text{N-TiO}_2$  与石墨烯(质量比  $10\%$ )复合, 利用石墨烯优异的导电性(电子迁移率  $10^4 \text{ cm}^2/(\text{V}\cdot\text{s})$ )快速转移光生电子, 抑制载流子复合; 性能方面, 该复合材料在可见光( $\lambda \geq 420 \text{ nm}$ )下, 对  $\text{Cr(VI)}$  的还原速率常数达  $0.089 \text{ min}^{-1}$ , 是纯  $\text{N-TiO}_2$  ( $0.032 \text{ min}^{-1}$ ) 的  $2.8$  倍, 且循环使用  $8$  次后,  $\text{Cr(VI)}$  还原率仍保持  $92.5\%$ , 材料无明显 Ti 溶出(溶出量  $< 0.01 \text{ mg/L}$ ); 潜在应用上, 可与太阳能光伏系统结合, 构建“光催化-能源自给”的含铬废水处理装置, 适用于电镀、皮革加工等行业, 处理量可达  $50 \text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ , 运行能耗仅  $0.8 \text{ kWh}/\text{m}^3$ , 远低于传统电催化工艺( $4.2 \text{ kWh}/\text{m}^3$ )。

## 2.4. 生物修复材料

### 2.4.1. 生物修复材料的定义

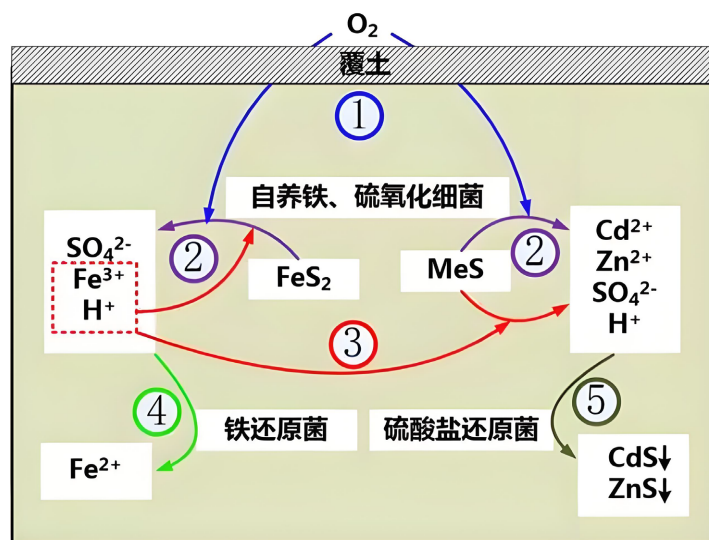
生物修复材料是将环境中的重金属离子清除或转化为低毒物质的材料。常见的这类材料有微生物、植物以及生物炭等。微生物去除重金属离子, 主要是依靠细胞表面的吸附作用以及细胞内部的积累作用来实现的。

### 2.4.2. 各类生物修复材料的优缺点

植物修复是利用植物对重金属的吸收、转运和积累能力, 将环境中的重金属离子去除或降低其毒性。植物修复主要包括植物提取、植物稳定和植物挥发等方式[10]。植物提取是利用超富集植物将土壤中的重金属离子吸收并转运到地上部分, 然后通过收获植物地上部分实现对重金属的去除; 植物稳定是利用植物根系分泌的物质或与土壤微生物相互作用, 将土壤中的重金属离子固定在根系周围, 降低其生物有效

性; 植物挥发是利用植物将环境中的重金属离子转化为气态物质并释放到大气中。例如, 某些细菌能够在细胞表面形成生物膜, 吸附环境中的重金属离子, 同时还能通过代谢活动将重金属离子转化为低毒或无毒的物质。微生物修复具有成本低、环境友好、原位修复等优点, 但修复效率受微生物种类、生长环境和重金属浓度等因素影响。植物稳定是利用植物根系分泌的物质或与土壤微生物相互作用, 将土壤中的重金属离子固定在根系周围, 降低其生物有效性。植物修复的优势在于成本低、对环境友好且能美化景观, 但存在修复周期长的问题, 其效果还会受到植物生长特性和环境条件的较大影响。

生物炭是生物质在缺氧或厌氧环境下经热解制成的富碳材料。改性生物炭在含重金属废水的处理中也有应用[11]。Carrier M 等人研究了热解甘蔗渣作为低成本吸附剂在废水处理和土壤改良中的应用[12]; Li X 等人通过两步热解  $\text{KHCO}_3$  活化制备改性茶渣生物炭用于四环素吸附[13]; Ahmad M 等人研究了  $600^\circ\text{C}$  热解的香蕉皮和花椰菜叶生物炭对铅的吸附[14]。李永涛、张玉龙等人进行的纳米  $\text{FeS}$  负载木质素水凝胶在污染稻田土壤中降低镉、提高养分和改变微生物群落的田间研究。有研究阐明了功能改性生物炭材料对汞镉复合污染稻田土壤的修复机制, 另有研究揭示了新型炭基钝化材料同步高效修复重金属复合污染土壤的机制[15]。微生物修复重金属的胞内积累和胞外沉淀过程图详见图 2。



**Figure 2.** Process diagram of intracellular accumulation and extracellular precipitation in Heavy metal remediation by microorganisms

**图 2.** 微生物修复重金属的胞内积累和胞外沉淀过程图

生物修复材料用于重金属污染治理, 有环境友好性与生态协同效应, 修复效果与材料特性和环境适配性有关。假单胞菌(*Pseudomonas* spp.)形成的生物膜对  $\text{Pb}$  (II) 吸附能力好, 在  $\text{pH}=6$ 、 $298\text{ K}$  条件下, 最大吸附容量达  $128.7\text{ mg/g}$ 。将其接种于  $\text{Pb}$  污染土壤( $\text{Pb}$  含量  $1.2\text{ mg/kg}$ ), 可使土壤有效态  $\text{Pb}$  含量降低  $58.3\%$ , 同时促进土壤脲酶活性提升  $32.5\%$ , 改善土壤微生物活性。纳米  $\text{FeS}$  负载木质素水凝胶用于稻田土壤镉修复效果突出, 在镉污染稻田(初始  $\text{Cd}$  含量  $1.2\text{ mg/kg}$ ,  $\text{pH}=5.2$ )按  $2\%$  质量比施入, 种一季水稻后, 土壤有效态  $\text{Cd}$  含量从  $0.8\text{ mg/kg}$  降至  $0.3\text{ mg/kg}$ , 降低  $62.5\%$ , 稻米  $\text{Cd}$  积累量从  $0.45\text{ mg/kg}$  降至  $0.18\text{ mg/kg}$ , 符合食品安全标准。

以纳米  $\text{FeS}$  负载木质素水凝胶为例, 材料设计考虑稻田土壤“酸性、需保水保肥”特点, 以小麦秸秆提取的木质素(成本  $800\text{ 元/吨}$ )为原料, 通过交联聚合制备水凝胶, 利用其多孔结构(孔径  $50\sim 200\text{ }\mu\text{m}$ )和高吸水倍率( $300$  倍)固定纳米  $\text{FeS}$  (粒径  $20\sim 50\text{ nm}$ ), 避免纳米颗粒流失。纳米  $\text{FeS}$  通过原位还原法负载于

水凝胶内部, 其表面  $S^{2-}$  可与  $Cd^{2+}$  形成稳定的  $CdS$  沉淀( $K_{sp} = 8.0 \times 10^{-27}$ )。该水凝胶在  $pH = 4.5 \sim 6.5$  范围内稳定发挥作用, 施入土壤后可提升土壤  $pH$ 、有机质含量和速效磷含量。在潜在应用上, 适合南方酸性稻田土壤镉污染修复, 材料成本仅 1200 元/吨, 低于商业钝化剂, 利用农业废弃物制备, 符合循环农业理念, 可大面积推广, 对稻田生态无负面影响, 还能提升水稻产量(试验中亩产量提升 8.5%)。

在重金属污染治理中, 四大类环境功能材料各有技术特性与适用场景: 吸附材料凭借多样化品类如活性炭、MOFs、生物质材料等实现对重金属离子的快速捕获, 其中 MOFs 吸附容量可达几百至几千  $mg/g$ , 效率优势显著, 但高端材料如 MOFs、纳米材料合成成本高、生物质材料在酸性环境易降解, 稳定性存在短板; 离子交换材料以离子交换树脂、沸石为代表, 交换容量稳定几十至几百  $mg/g$ , 技术成熟度较高, 不过离子交换树脂使用中易产生废水、天然沸石选择性差, 且部分材料成本偏高; 催化材料通过氧化还原反应将重金属转化为低毒形态如  $TiO_2$  光催化还原  $Cr(VI)$ , 反应效率高、无二次污染(光催化类), 但电催化能耗高、化学催化需消耗大量试剂, 且光催化材料光响应范围窄, 技术仍需优化; 生物修复材料微生物、植物、生物炭以环境友好、成本低为核心优势, 生物炭可利用农业固废制备, 植物修复还能美化景观, 但修复周期长、效率受环境条件如温度、重金属浓度影响大, 技术成熟度相对较低。四大类环境功能材料综合评价表详见表 1。

**Table 1.** Comprehensive evaluation table of four categories of environmental functional materials  
**表 1.** 四大类环境功能材料综合评价表

| 评价维度  | 吸附材料                                               | 离子交换材料                                         | 催化材料                                            | 生物修复材料                                         |
|-------|----------------------------------------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------------|------------------------------------------------|
| 效率    | 高, MOFs 吸附容量达几百至几千 $mg/g$ , 纳米材料对特定重金属(如砷、铅)吸附效果突出 | 较高, 交换容量几十至几百 $mg/g$ , 离子交换树脂对铜、锌等选择性交换能力强     | 高, 光/电催化反应速率快, 可快速将重金属转化为低毒形态                   | 较低, 植物修复周期长, 微生物修复效率受重金属浓度、温度等环境因素影响大          |
| 成本    | 差异大, 活性炭、黏土矿物成本低, MOFs、纳米材料合成原料昂贵、工艺复杂, 成本高        | 中等, 天然沸石、黏土矿物成本低, 离子交换树脂成本较高, 且使用中可能产生废水处理成本   | 较高, 光催化材料(如 $TiO_2$ )制备需特定工艺, 电催化能耗高, 化学催化需大量试剂 | 低, 微生物可自然富集, 植物修复无需复杂设备, 生物炭可利用农业固废(如甘蔗渣、茶渣)制备 |
| 稳定性   | 差异大, 活性炭、MOFs 稳定性较好, 生物质材料在酸性环境易溶胀、降解, 纳米材料安全性存疑   | 较好, 沸石热稳定性、化学稳定性优良, 离子交换树脂使用寿命较长, 黏土矿物需改性提升稳定性 | 中等, 光催化材料光生载流子复合率高, 电催化电极易腐蚀, 化学催化易受杂质干扰        | 中等, 生物炭稳定性较好, 微生物易受极端环境(如高酸、高碱)抑制, 植物生长受气候条件限制 |
| 环境友好性 | 较好, 多数材料(如黏土矿物、生物质材料)无二次污染, 部分纳米材料安全性待评估           | 中等, 离子交换树脂使用中可能产生废水, 天然沸石、黏土矿物环境友好             | 差异大, 光催化无二次污染, 化学催化易产生副产物, 电催化能耗高(间接影响环境)       | 优, 微生物、植物修复原位进行, 无二次污染, 生物炭还可改良土壤              |
| 技术成熟度 | 较高, 活性炭、黏土矿物已大规模应用, MOFs、纳米材料仍处于实验室研究向产业化过渡阶段      | 高, 离子交换树脂、沸石在废水处理中已广泛应用, 技术体系成熟                | 中等, 光催化、电催化技术在特定场景(如低浓度重金属废水)应用, 需进一步优化工艺       | 较低, 微生物修复需精准调控菌群, 植物修复受物种限制, 大规模应用案例较少         |

3. 环境功能材料应用面临的挑战与展望

3.1. 面临的挑战

虽然环境功能材料在重金属污染治理方面显示出极大的应用潜力, 但在实际运用过程中仍存在不少

挑战。

其一, 部分环境功能材料的制备成本偏高, 这制约了它们的大规模使用。比如金属有机框架材料(MOFs)和纳米材料, 其合成过程需要用到昂贵的原料, 且工艺复杂, 使得成本一直处于较高水平。

其二, 一些环境功能材料在性能稳定性和再生性上还有待提升。像生物质材料在酸性环境中容易出现溶胀和降解现象, 会影响其吸附效果。

其三, 环境功能材料在实际应用中还会受到复杂环境因素的干扰。实际环境里的重金属常常以多种形态存在, 并且可能与其他污染物一同出现, 这加大了环境功能材料去除重金属的难度。

### 3.2. 展望

为了克服上述挑战, 未来环境功能材料在重金属污染治理中的研究可从以下几个方面展开:

一是研发低成本、高效的环境功能材料制备技术。例如, 探索利用生物质废弃物、工业废渣等廉价原料制备环境功能材料, 降低制备成本; 开发简单、绿色的合成工艺, 减少对昂贵试剂和复杂设备的依赖。

二是提高环境功能材料的性能稳定性和再生性。通过对材料进行改性处理, 如表面修饰、复合改性等, 提高材料的稳定性和抗干扰能力。

三是深入研究环境功能材料在复杂环境中的作用机制和应用效果。开展多因素协同作用下环境功能材料去除重金属的研究, 建立相应的数学模型, 预测材料在实际环境中的性能表现, 为实际应用提供理论支持。

四是加强环境功能材料与其他污染治理技术的集成应用。将环境功能材料与生物修复、物理化学处理等技术相结合, 形成联合修复体系, 提高重金属污染治理效率和效果。

## 4. 结论

环境功能材料在重金属污染治理中具有重要的应用价值, 通过吸附、离子交换、催化和生物修复等作用机制, 可以有效清除、转化并固定环境中的重金属离子, 降低其含量与毒害性。不同种类的环境功能材料各有其特色, 在实际运用时, 需依据重金属污染的类型、浓度以及环境条件等因素, 选用适宜的材料与技术。

尽管目前环境功能材料在重金属污染治理中仍面临一些挑战, 但随着研究的不断深入和技术的不断创新, 环境功能材料有望在重金属污染治理领域发挥更大的作用, 为解决重金属污染问题提供更加有效的技术支持和解决方案, 推动生态环境的可持续发展。

## 参考文献

- [1] 赵鹏翔, 刘妍群, 李树刚, 等. 吸附性类煤岩材料中超声波速影响因素及敏感性分析[J]. 西安科技大学学报, 2022, 42(3): 430-441.
- [2] 崔远, 薛雷, 许超, 等. 不同黏土矿物对岩石相似材料性质的影响[J]. 科学技术与工程, 2022, 22(31): 13896-13904.
- [3] 侯文静, 何彩庆, 陈文清. 农业固废基水凝胶用于水体中重金属吸附的研究进展[J]. 复合材料学报, 2024, 41(7): 3322-3334.
- [4] 郁佳程, 杨璐阳, 王励琰, 等. 基于聚多巴胺的环境功能材料吸附水体重金属的研究进展[J]. 环境化学, 2021, 40(7): 2204-2216.
- [5] 王研谕, 史俊, 邓慧萍. 铁基纳米材料去除水中重金属研究进展[J]. 净水技术, 2023, 42(6): 32-44.
- [6] 黄笑笑. 阳离子交换树脂吸附锂的性能及机制研究[D]: [硕士学位论文]. 淮南: 安徽理工大学, 2024.
- [7] Wang, Y., Li, H., Zhang, X., *et al.* (2020) Removal of Heavy Metals from Wastewater Using Magnetic Zeolite

- Synthesized from Natural Low-Grade Molybdenum Ore. *Journal of Hazardous Materials*, **387**, Article ID: 121702.
- [8] Neeli, R.K., Ramsurn, H., Ng, C.Y., *et al.* (2020) Synthesis and Characterization of Zeolite from Coal Fly Ash and Its Potential Application for Cd (II) Adsorption from Aqueous Solution Using Response Surface Methodology. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **8**, Article ID: 104147.
- [9] 杨旭, 历新宇, 周娟苹, 等. 含重金属离子废水处理技术研究进展[J]. 材料导报, 2023, 37(9): 60-69.
- [10] 张琨, 乔建霞, 李金升, 等. 不同修复材料对退化高寒草地土壤理化性质及微生物群落的影响[J]. 草业学报, 2025, 34(8): 132-148.
- [11] 欧阳婷婷, 蔡超, 林姗姗, 等. 炭基和磷基复配材料钝化修复土壤镉污染[J]. 环境工程学报, 2021, 15(7): 2379-2388.
- [12] Mallouhi, J., Sikora, E., Grácz, K., Bánhid, O., Gaspard, S., Francoeur, M., *et al.* (2025) Cobalt Ion Removal by Activated Carbon and Biochar Derived from *Sargassum* sp. *International Journal of Molecular Sciences*, **26**, Article 7666. <https://doi.org/10.3390/ijms26167666>
- [13] Li, X., Wang, C., Zhang, J., *et al.* (2020) Preparation and Characterization of Magnetic Biochar from Tea Residue via Two-Step Pyrolysis Modified with  $\text{KHCO}_3$  for Tetracycline Adsorption. *Bioresource Technology*, **316**, Article ID: 123935.
- [14] Michelon, W., Nienov, F.A., Knoblauch, P.M., Regalin Júnior, G., Luvizão, G., Málaga, P.R.S., *et al.* (2022) Biochar Produced from Eggshell Waste Applied for Removal of Water-Polluting Substances and Clayey Soil Stabilization: An Environmental Friendly Application. *Biomass Conversion and Biorefinery*, **14**, 13123-13134. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03268-5>
- [15] 杨右君, 张玉龙, 李永涛, 等. 6 种土壤调理剂对酸性水稻土改良效果的综合评价[J/OL]. 农业资源与环境学报: 1-12. <https://doi.org/10.13254/j.jare.2024.0969>, 2025-09-29.