

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2024.04.002

# 养殖废水对 AMD 重金属的处理效果及去除机制

王丽行<sup>1,2</sup>, 岳正波<sup>1,2</sup>, 余智祥<sup>1,2</sup>, 揣新<sup>3</sup>, 张凯<sup>3</sup>, 王进<sup>1,2</sup>

(1. 合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009; 2. 合肥工业大学 安徽省工业废水处理与资源化工程研究中心, 安徽 合肥 230009; 3. 安徽马钢矿业资源集团南山矿业有限公司, 安徽 马鞍山 243000)

**摘要:** 文章研究牛粪发酵前后产物与酸性矿山废水(acid mine drainage, AMD)共处理过程及处理效果。结果表明,牛粪及发酵后产物(沼液)均对 AMD 具有不同程度的处理效果;处理前期,牛粪组 R1 和沼液组 R2 的 pH 值从 3.07 分别迅速升高到 4.01 和 3.85,直至实验结束时 pH 值略有下降,分别达到 3.91 和 3.47;酸度分别下降 49.8% 和 44.83%。R1 组 Fe、Zn、Cu、Mn、Al 等金属离子质量浓度分别下降 72.34%、83.79%、96.48%、17.2%、46.89%;R2 组 Fe、Cu、Mn、Al 质量浓度分别下降 96.27%、61.40%、13.92%、48.19%。X 射线衍射(X-ray diffraction, XRD)扫描结果表明 2 组实验对金属的去除主要以共沉淀为主,但在 R1 组中发现微生物可能对处理过程具有较大的推动作用。2 组实验均对 AMD 具有较好修复效果,在利用养殖废水处理 AMD 具有很好的应用前景。

**关键词:** 酸性矿山废水(AMD);养殖废水;重金属;共沉淀

中图分类号:X703.1; X713 文献标志码:A 文章编号:1003-5060(2024)04-0441-06

## Treatment effect and removal mechanism of AMD heavy metals in aquaculture wastewater

WANG Lihang<sup>1,2</sup>, YUE Zhengbo<sup>1,2</sup>, SHE Zhixiang<sup>1,2</sup>, CHUAI Xin<sup>3</sup>, ZHANG Kai<sup>3</sup>, WANG Jin<sup>1,2</sup>

(1. School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 2. Anhui Engineering Research Center of Industrial Wastewater Treatment and Resource Recovery, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China; 3. Nanshan Mining Co., Ltd., Anhui Masteel Mining Resources Group, Ma'anshan 243000, China)

**Abstract:** In this paper, the co-treatment process and effect of products from cow manure before and after fermentation and acid mine drainage(AMD) were studied. The results showed that the cow manure and the fermented product(biogas slurry) had different effects on AMD. In the early stage of treatment, the pH values of cow manure group R1 and biogas slurry group R2 increased rapidly from 3.07 to 4.01 and 3.85, respectively, and decreased slightly to 3.91 and 3.47 at the end of the experiment. The acidity decreased by 49.8% and 44.83%, respectively. The concentration of Fe, Zn, Cu, Mn and Al in group R1 decreased by 72.34%, 83.79%, 96.48%, 17.2% and 46.89%, respectively. The concentration of Fe, Cu, Mn and Al in R2 group decreased by 96.27%, 61.40%, 13.92% and 48.19%, respectively. The result of X-ray diffraction(XRD) showed that co-precipitation was the main method for metal removal in the two groups of experiments, but microbe was found to play a significant role in promoting the treatment process in the R1 group. The two groups of experiments have a good effect on AMD repair, and have a good application prospect in the treatment of AMD by aqua-

收稿日期:2022-02-28;修回日期:2022-03-29

基金项目:国家自然科学基金区域创新发展联合基金资助项目(U19A20108;U20A20325);安徽省重点研究与开发计划资助项目(2022107020015)

作者简介:王丽行(1997—),男,安徽宿州人,合肥工业大学硕士生;

岳正波(1980—),男,河南济源人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师;

王进(1978—),女,安徽淮南人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师。

culture wastewater.

**Key words:** acid mine drainage(AMD); aquaculture wastewater; heavy metals; co-precipitation

酸性矿山废水(acid mine drainage, AMD)是矿业废水的主要形式之一,是硫化物矿物暴露于地表,与水、大气及微生物相互作用发生氧化性溶解而形成的<sup>[1]</sup>。通常表现为 pH 值在 2~4 之间,富含铁、铝、锰、铜、锌等多种金属离子及高浓度硫酸盐,酸度较高,一般不能直接循环利用<sup>[2]</sup>,具有污染严重、不易控制和难治理等特点<sup>[3]</sup>,对矿区环境有严重危害。因此,对已形成的 AMD 的处理和修复是世界范围内环境保护领域高度关注的重大问题和挑战。

AMD 中重金属的去除是目前的难点和瓶颈。当重金属离子被 H<sub>2</sub>O 和 Cl<sup>-</sup> 等弱配体包围时,由于其配位结构对外界环境高度敏感,被认为是不稳定态,因此 AMD 水质波动较大<sup>[4]</sup>。这些不稳定的重金属很容易被传统的碱法沉淀法、离子交换法和吸附法去除,但是处理成本较大。为降低 AMD 的毒害作用对环境的影响及节约成本,科研工作者进行了各种 AMD 生物处理研究,除了利用有限的基质作为有机质(如乳酸盐、丙酸盐、苹果酸、乙醇等)进行生物处理,与难被处理的废弃物共处理资源化同样是当前研究的热点,如垃圾渗滤液、生活污水、蘑菇堆肥、养殖废水等。

其中养殖废水作为具有成本低、易获得的排泄废物,发酵前后均含有较高的碱性物质受到广泛关注<sup>[5]</sup>,而利用青贮饲料喂养的畜禽粪便中,具有较高含量的植物材料,也是较好的生物吸附材料,具有较高的环境友好性。文献<sup>[6]</sup>使用牛粪作为水体吸附剂,讨论牛粪对去除水溶液中的染料、重金属和其他污染物是有效的,具有作为廉价有效吸附剂的潜力。使用低成本或废弃的液体废弃物共处理 AMD 可能是实现 AMD 可持续和有效修复的可行途径。因此在 AMD 处理中加入牛粪或沼液可能有利于养殖废水和 AMD 的同时净化,这对污染废水处理及矿区废水控制具有重要意义。

## 1 材料与方法

### 1.1 样品的采集

AMD 采样地点位于安徽省马鞍山市南山矿区内某酸水库。南山矿位于长江中下游三角地区,具有丰富的以黄铁矿为主的硫铁矿资源。使用采样器采集水面以下 0.5 m 处水样,采集的水

样装入洁净的聚乙烯桶和 100 mL 聚乙烯瓶中,除现场测定指标外,水样经密闭冷藏运回合肥工业大学实验室,并尽快完成测定。

使用的牛粪 R1 及发酵后产物(沼液)R2 来自马鞍山现代牧业有限公司,通过系绳洁净手提桶采取样品,保存于洁净聚乙烯桶中,12 h 内运回实验室,沉淀取上清液测定指标。牛粪是采集经青贮饲料喂养的新鲜牛粪,沼液采集于封闭的化粪池中,在沼液发酵过程中工厂会定期覆盖干草或秸秆进行厌氧消化。

### 1.2 废水及材料的理化指标

经检测,所采集 AMD 样品的指标含有高质量浓度的硫酸盐及多种溶解性的有毒金属,样品的理化性质见表 1 所列。其中,牛粪/沼液组别中离心后取上清测试指标。该水库中 0.5 m 表层水样 pH 值为 3.07±0.02,氧化还原电位(oxidation-reduction potential, ORP)为(361±18) mV,质量浓度最高的重金属离子分别为 Al、Mn、Cu、Zn,微量元素(如 Cd、Cr)等也有检出,但质量浓度较低。同时 Fe<sup>2+</sup>(Fe(II))质量浓度为(25.17±4.83) mg/L,仅占总 Fe 质量浓度(517.11±17.84) mg/L 的 4.87%,故表层因生物和大气氧化作用 Fe 主要以 Fe(III)形式存在。而牛粪和沼液均偏碱性,且有毒重金属相对质量浓度较低,对 AMD 的重金属质量浓度影响较小。

表 1 AMD 及养殖废水样品的理化性质

指标	AMD	R1 组	R2 组
pH 值	3.07±0.02	6.34±0.07	7.67±0.13
ORP/mV	361±18	—	—
酸度/(mg/L)	9 901±171	—	—
$\rho(\text{SO}_4^{2-})/(\text{mg/L})$	39 704±624	971±35	975±66
$\rho(\text{Fe})/(\text{mg/L})$	517.11±17.84	4.79±0.18	9.32±0.22
$\rho(\text{Fe}^{2+})/(\text{mg/L})$	25.17±4.83	—	—
$\rho(\text{Cu}^{2+})/(\text{mg/L})$	25.19±2.94	1.63±0.08	13.3±0.41
$\rho(\text{Zn}^{2+})/(\text{mg/L})$	32.15±0.01	8.84±0.67	18.0±1.03
$\rho(\text{Al}^{3+})/(\text{mg/L})$	1 066±36	—	—
$\rho(\text{Mn}^{2+})/(\text{mg/L})$	836.3±29.7	—	—

### 1.3 实验方法

实验取 50 L 酸性矿山废水,搅拌均匀的牛粪、沼液各 10 L(体积分数为 16.67%)分别加入不同的容积为 70 L 的立式反应器中,定期在水下约 30 cm 处取样,测定 pH 值、酸度、硫酸盐、金属

离子等指标变化情况。由于采样损耗及自然蒸发导致水分损失,需定期补充酸水及普通水源。

#### 1.4 分析项目与方法

pH 值和 ORP 值采用 MYRONL 6PFC 便携式六位参数仪现场测定,酚酞酸度避光保存 12 h 内采用滴定法测定,Fe(II)质量浓度采用邻菲罗啉分光光度法测定,硫酸盐质量浓度用离子色谱法(戴安 ICS-900)进行测定,溶解性重金属离子(总 Fe、Mn、Al、Cu、Zn)采用电感耦合等离子体质谱(inductively coupled plasma-mass spectrometry, ICP-MS)进行测定,并采用 X 射线衍射(X-ray diffraction, XRD)测定沉积物的矿物组成。

## 2 结果与讨论

### 2.1 反应体系中 ORP 的变化

水体中 ORP 如图 1 所示,从图 1 可以看出, R1 组和 R2 组随着反应的进行,ORP 呈现不同的变化趋势。0~97 d, R1 和 R2 组 ORP 呈现相反的趋势, R2 组 ORP 从初始的 369 mV 缓慢上升至 549 mV, 而 R1 组则下降至 219 mV; 97~248 d R2 组 ORP 保持相对稳定, 始终保持较高的氧化环境, 氧化反应占据主导地位。而 R1 组在 97~189 d 持续下降至 74 mV, 说明此阶段水体中反应以还原为主, 并且厌氧微生物的生长也会导致氧化还原电位的降低<sup>[7]</sup>; 随后在 189~258 d 内水体 ORP 迅速升高至 468 mV, 氧化过程加剧。

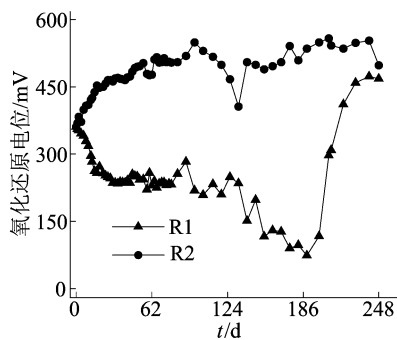


图1 R1组和R2组ORP的变化

### 2.2 反应体系中 pH 值和酸度指标变化

反应体系中 pH 值和酸度变化如图 2 所示。从图 2 可以看出, R1 组和 R2 组实验中 pH 值在反应开始的 13 d 内从初始值的 3.07 升至 3.81、3.58, 酸度从初始的 9 901.0 mg/L 迅速下降至 8 812.3 mg/L 和 7 953.5 mg/L; R1 组在 13~30 d pH 值上升至峰值 4.01, 30 d 后 pH 值略有下降稳定在 3.84~3.91 之间; R2 组 pH 值在 13~

32 d 内升高至 3.85, 35 d 后 pH 值呈现波动式下降, 直至 248 d 实验结束时 pH 值下降到 3.47; 而两组的酚酞酸度均持续下降, 最终在第 248 天实验结束时 R1、R2 组分别下降至 4 965.2 mg/L、5 461.7 mg/L。反应初期, R1、R2 组 pH 值的升高时一方面是由于向反应体系中投加的牛粪和沼液中含有碱性物质<sup>[6,8]</sup>, 可作为酸度中和物质或缓冲剂, 中和部分酸度, 使反应体系中 pH 值升高; 另一方面未被完全消化或发酵的秸秆材料表面的官能团(如羟基等)可以中和一定的酸度<sup>[9]</sup>。随着反应的进行, 13~32 d 内两组实验 pH 值均达到峰值并在 248 d 内呈现不同的趋势, R1 组反应器内达到一个动态平衡的状态, R2 组波动下降。

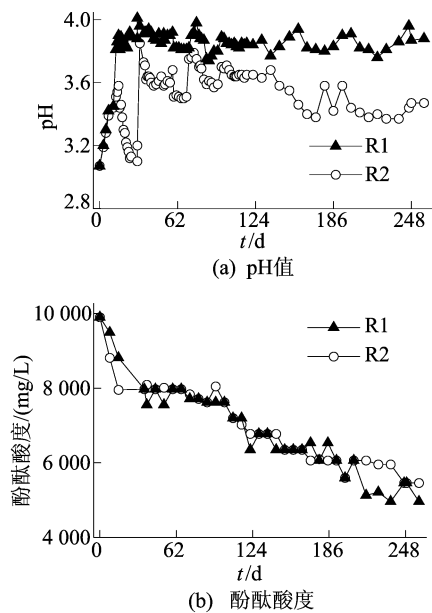


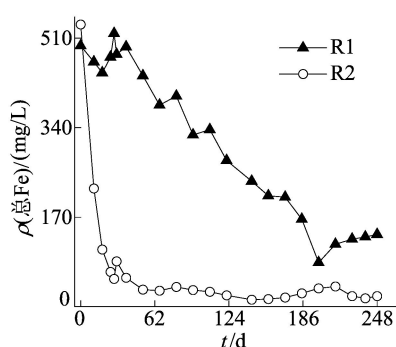
图2 R1组和R2组pH值与酸度的变化

### 2.3 Fe 质量浓度的变化规律分析

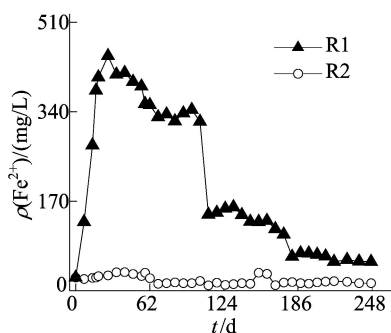
水体中 Fe 质量浓度如图 3 所示。从图 3 可以看出, R1 和 R2 组的总 Fe 质量浓度快速下降。在实验运行初始阶段, R1 组 0~27 d 内 Fe(III) 快速被还原。从图 3b 可以看出, Fe(II) 质量浓度从 25.17 mg/L 上升至 445.87 mg/L。考虑到 ORP 的迅速下降, 牛粪废水中存在的大量挥发性脂肪酸 VFAs 可能通过释放还原电子促进了体系中的异化铁还原过程, 这可能导致 Fe(III) 快速还原成 Fe(II)<sup>[10]</sup>。27~181 d Fe 以 Fe(II) 为主, 随着反应的进行, Fe(II) 质量浓度逐渐降低至 71.31 mg/L, 其去除途径主要包括氧化、水解、物理吸附、化学沉淀作用或形成矿物沉淀到反应器底部形成水合硫酸亚铁盐<sup>[11]</sup>, 并且 pH 值会影

响有机基质的可变电荷位点,从而增加金属吸附<sup>[12]</sup>;181~248 d内 Fe(II)缓慢下降,Fe 质量浓度升高,水体以 Fe(III)为主,此时 ORP 从 74 mV 上升至 468 mV,氧化过程加剧。

R2 组总 Fe 质量浓度变化如图 3a 所示,由图 3a 可知,在 0~52 d 内从 535.7 mg/L 降低至 32.47 mg/L,pH 值先上升后急剧下降,酸度急剧下降,一方面由于沼液中的碱性物质将 Fe(III)中和沉淀,使 Fe 质量浓度逐渐降低;另一方面此阶段 ORP 值逐渐升高,Fe(III)的存在会使沼液诱导水体发生矿化<sup>[13-14]</sup>,随后 52~248 d 内 Fe 质量浓度缓慢降低,Fe(II)始终保持在较低水平,水体以 Fe(III)为主。



(a) 总Fe质量浓度



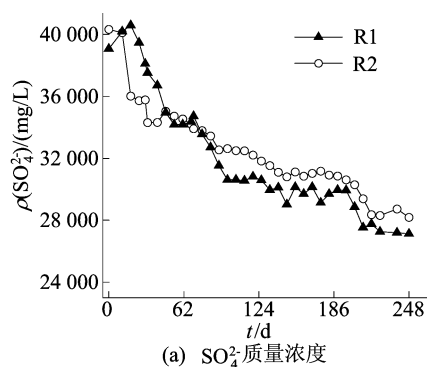
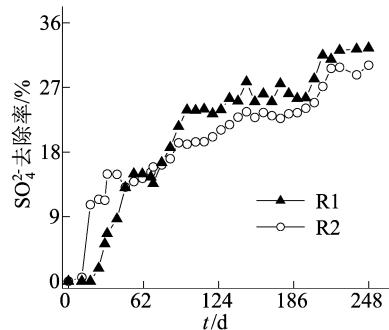
(b) Fe(II)质量浓度

图 3 R1 组和 R2 组总 Fe 和 Fe(II) 质量浓度

## 2.4 硫酸盐的变化规律分析

反应体系中  $\text{SO}_4^{2-}$  的变化如图 4 所示,由图 4 可知,R1 组和 R2 组  $\text{SO}_4^{2-}$  的质量浓度均随时间逐渐降低,直至实验结束时 R1、R2 组  $\text{SO}_4^{2-}$  质量浓度从  $(39\ 704 \pm 624)$  mg/L 分别迅速下降至 27 129.9、28 187.5 mg/L,其去除率分别达到了 32.51%、30.11%,但 2 组实验呈现出不同的  $\text{SO}_4^{2-}$  去除机制。R1 组实验中,由于 Fe 主要以 Fe(II) 为主,高质量浓度的 Fe(II) 与  $\text{SO}_4^{2-}$  或  $\text{HSO}_4^-$  会发生配位作用,且  $\text{SO}_4^{2-}$  在 Fe(II) 氧化过程中与 Fe(II) 的内部壳层结合,产物为 Fe(III)- $\text{SO}_4$  络合物<sup>[15]</sup>,且络合物上的 Fe(III) 与

$\text{SO}_4^{2-}$  之间的化学键同样利于硫酸根的聚合作用<sup>[16]</sup>,除此之外  $\text{SO}_4^{2-}$  与其他金属离子也会形成沉淀, $\text{SO}_4^{2-}$  被生物还原成硫化产物可能也是去除途径之一,故  $\text{SO}_4^{2-}$  随着 Fe(II) 质量浓度的降低逐渐被去除。R2 组中,ORP 始终保持在高氧化位,水体以生物和大气氧化为主,0~52 d 内 Fe(III) 与  $\text{SO}_4^{2-}$  的质量浓度急剧下降,可能是由于形成 Fe(III)- $\text{SO}_4$  络合物而析出;52 d 后,Fe 质量浓度处于低水平,ORP 在 456~553 mV 之间,因此除了生成 Fe(III)- $\text{SO}_4$  络合物沉淀外,其他金属离子(如 Al、Mg、Ca 等)也可能同样能形成络合沉淀<sup>[11,15]</sup>。

(a)  $\text{SO}_4^{2-}$  质量浓度(b)  $\text{SO}_4^{2-}$  去除率图 4 R1 组和 R2 组  $\text{SO}_4^{2-}$  质量浓度及去除率的变化

## 2.5 反应体系中主要重金属的去除

重金属的质量浓度变化趋势如图 5 所示。从图 5 可以看出,Zn(II) 质量浓度的降低在 R1 组中 154 d 后发生,直至结束时,从 30.56 mg/L 下降至 5.22 mg/L,而在 R2 组中无明显变化。Cu(II) 质量浓度在 R1 组实验初时迅速降低,质量浓度从 28.14 mg/L 降低至 0.42 mg/L。这可能是由于 Cu(II) 和 Fe(II) 同时存在时,Cu(II) 通过阻止 Fe(II) 吸附到矿物表面抑制 Fe(II) 诱导重结晶,并取代结构态的 Fe(III) 而从水中去除<sup>[15]</sup>;在 R2 组实验开始 94 d 内质量浓度仅下降 3.84 mg/L,94~248 d 质量浓度从 24.3 mg/L 下降至

10.86 mg/L,除矿化沉淀外,也可能存在微生物作用。 $Mn^{2+}$  质量浓度在 R1、R2 组内去除趋势相同,实验初时质量浓度无明显变化,108~185 d 后质量浓度分别从 853.33、823.62 mg/L 降低至 547.7、613.83 mg/L;R2 组 ORP 较高,可能受生物和大气氧化作用形成  $MnO_2$ 、 $MnO(OH)$  沉淀<sup>[17]</sup>;R1 组与 R2 组不同,ORP 在这一阶段持续降低,生物沉淀是其最可能去除方式。R1、

R2 组中  $Al^{3+}$  的质量浓度在 0~185 d 时从  $(1\ 066 \pm 36)$  mg/L 分别下降至 439.2、510.8 mg/L,R1 组  $Al^{3+}$  的去除与  $Fe$ 、 $SO_4^{2-}$  变化相吻合,表明共沉淀的形式是反应器中  $Al^{3+}$  的主要途径;R2 组 0~52 d 均以络合共沉淀或金属硫酸盐的形式去除,52~185 d 内 pH 值低于 3.7,  $Al^{3+}$  未发生水解反应,故 Al 主要以铝矿石  $Al_4SO_4(OH)_{10} \cdot nH_2O$  或以其他弱酸盐去除<sup>[18]</sup>。

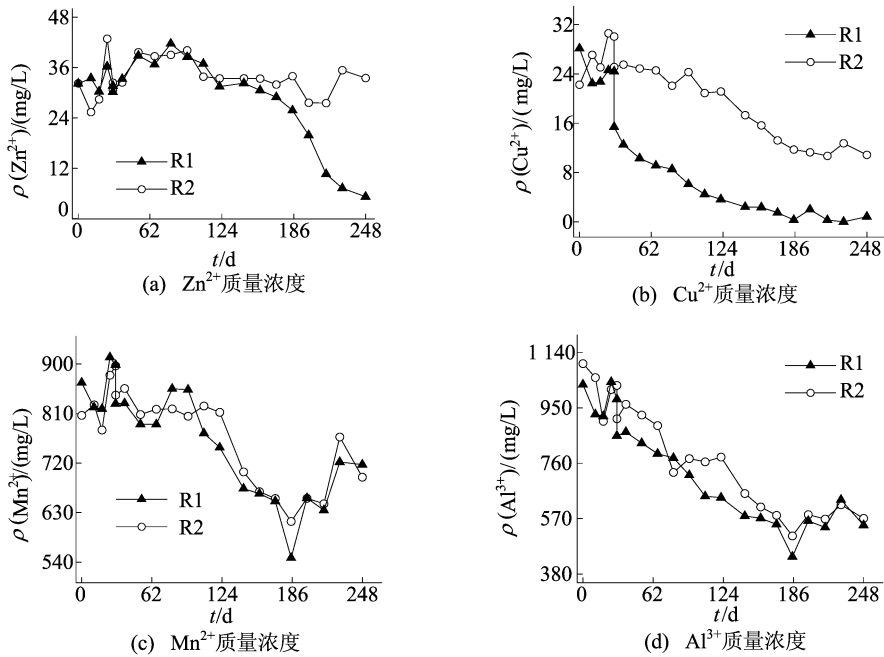


图 5  $Zn^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Mn^{2+}$  和  $Al^{3+}$  质量浓度变化

实验结束时,R1、R2 组对  $Fe^{2+}$ 、 $Zn^{2+}$ 、 $Cu^{2+}$ 、 $Mn^{2+}$ 、 $Al^{3+}$  的去除率见表 2 所列,2 组实验均对酸性矿山废水具有较好修复效果,但为了证实金属的去除形式还需要进一步对沉积物相进行分析。

组别	$Fe^{2+}$	$Zn^{2+}$	$Cu^{2+}$	$Mn^{2+}$	$Al^{3+}$
R1	72.34	83.79	96.48	17.20	46.89
R2	96.27	—	61.40	13.92	48.19

### 2.6 XRD 分析

本实验将沉积物干燥磨粉,利用 XRD 对 R1、R2 组沉积物进行分析,进而验证上述讨论结果的正确性。R1 和 R2 组沉积物 XRD 分析如图 6 所示,R1 组 XRD 结果表明:在酸性条件下  $SO_4^{2-}$  参与了氢氧化物晶体结构的形成<sup>[19]</sup>,产物为以黄钾铁( $K(Fe_3(SO_4)(OH)_6$ ))为主的稳定晶体矿物; $ZnS$ 、 $CuS$  在沉积物中被发现,说明水体 ORP 的降低与  $SO_4^{2-}$  的还原相关。Al 形成的氢氧化铝沉淀中可能吸附  $OH^-$  和  $CO_3^{2-}$ ,导致局部 pH 值过高,

因此 Al 的去除以  $Al_2Mg_4(OH)_{12}(CO_3)(H_2O)_3$  共沉淀的形式<sup>[20]</sup>为主。

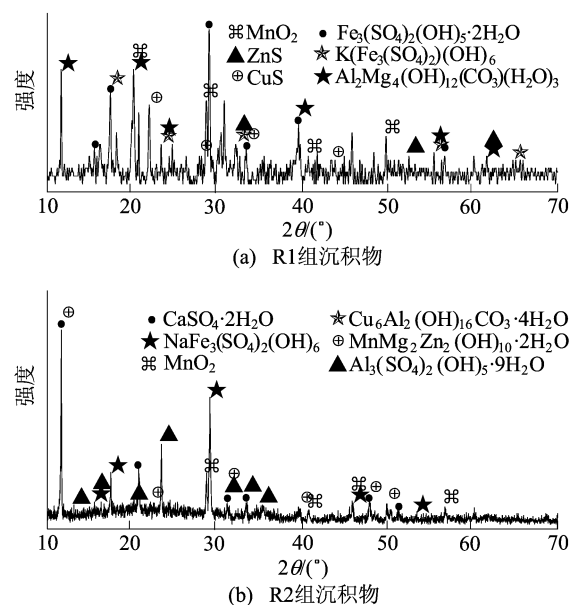


图 6 R1 和 R2 组沉积物 XRD 分析

R2 组 XRD 分析结果表明, ORP 始终保持在高氧化环境, 金属离子主要以共沉淀的形式(如  $\text{MnMg}_2\text{Zn}_2(\text{OH})_{10} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ )及金属碱性硫酸盐如  $(\text{Al}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_5 \cdot 9\text{H}_2\text{O}, \text{NaFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6)$  为主, 而 Mn 在酸性及高氧化环境下极易形成  $\text{MnO}_2$ <sup>[21]</sup>; Al 主要以铝矿石类和氢氧化物沉淀去除, 并在沉淀过程中会吸附部分  $\text{Cu}^{2+}$ , 形成  $\text{Cu}_6\text{Al}_2(\text{OH})_{16}\text{CO}_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  稳定结构, 这与本实验 2.5 节分析结果一致。

### 3 结 论

牛粪和沼液属于养殖场废弃物, 来源广泛且处理困难, 其本身含有大量的碱性物质和生物物质, 具有极高的利用价值。本研究以牛粪和沼液为材料协同处理 AMD, 利用生物物质的材料特性及其碱性物质通过吸附和中和酸度方式实现了重金属的有效去除。此外, 本研究还发现在牛粪处理 AMD 的过程中可能存在微生物的推动作用。因此利用养殖废水处理 AMD 具有较好的应用前景。

#### [参 考 文 献]

- [1] AKCIL A, KOLDAS S. Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2004, 14(12): 1139-1145.
- [2] GAYATHRI N D, SEONGCHUL R, RAMESH T, et al. A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 247: 1110-1124.
- [3] 牛政, 贺铝, 肖伟, 等. 酸性矿山废水处理组合工艺的研究进展[J]. *中国资源综合利用*, 2021, 39(9): 188-190, 200.
- [4] YAO Q, QU H, GUO Y, et al. Capturing copper on cow dung-based biochar adsorbents for reuse in water bacterial decontamination[J]. *Colloid and Interface Science Communications*, 2021, 45: 100515.
- [5] PEREZ N, SCHWARZ A, BRUIJN J. Evaluation of fine organic mixtures for treatment of acid mine drainage in sulfidogenic reactors[J]. *Water Science and Technology*, 2018, 78(8): 1715-1725.
- [6] IWUOZOR K O, EMENIKE E C, ANIAGOR C O, et al. Removal of pollutants from aqueous media using cow dung-based adsorbents[J]. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 2022, 5: 100300.
- [7] 苏宇, 王进, 彭书传, 等. 以稻草和污泥为碳源硫酸盐还原菌处理酸性矿山排水[J]. *环境科学*, 2010, 31(8): 1858-1863.
- [8] CHEN J Q, LI X, JIA W, et al. Promotion of bioremediation performance in constructed wetland microcosms for acid mine drainage treatment by using organic substrates and supplementing domestic wastewater and plant litter broth [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 404: 124125.
- [9] 李春颖, 李晓燕. 一种基于多底物混合共代谢定向产酸发酵研究[J]. *哈尔滨商业大学学报(自然科学版)*, 2017, 33(5): 581-587.
- [10] 何清明, 邬红东, 石广军, 等. EDTA、Cr(VI)调控猪粪尿废水异化 Fe(III)还原偶联 VFAs 的转化能力比较[J]. *农业环境科学学报*, 2016, 35(3): 590-595.
- [11] SANCHEZ E J, GONZALEZ T E, LOPEZ P E, et al. Biogeochemistry of a hyperacidic and ultraconcentrated pyrite leachate in san telmo mine(Iberian Pyrite Belt, Spain) [J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2008, 194(1/2/3/4): 243-257.
- [12] PARK J H, LAMB D, PANEERSELVAM P, et al. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2/3): 549-574.
- [13] YANG Y J, DU W, CUI Z Y, et al. Spectroscopic characteristics of dissolved organic matter during pig manure composting with bean dregs and biochar amendments[J]. *Microchemical Journal*, 2020, 158: 105226.
- [14] ZORPAS A A. Heavy metals leachability before, during and after composting of sewage sludge with natural clinoptilolite[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2009, 8(1/2/3): 256-262.
- [15] ZHENG J, BERNS-HERRBOLDT E C, GU B, et al. Quantifying pH buffering capacity in acidic, organic-rich arctic soils: measurable proxies and implications for soil carbon degradation[J]. *Geoderma*, 2022, 424: 116003.
- [16] 王鹤茹, 杨琳琳, 王蕊, 等. 基于不同能源底物和营养水平的酸性矿山废水产生机制研究[J]. *环境科学学报*, 2021, 41(10): 4056-4063.
- [17] BURGOS W D, BORCH T, TROYER L D, et al. Schwertmannite and Fe oxides formed by biological low-pH Fe(II) oxidation versus abiotic neutralization: impact on trace metal sequestration[J]. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 2012, 76: 29-44.
- [18] HEDRICH S, JOHNSON D B. Remediation and selective recovery of metals from acidic mine waters using novel modular bioreactors[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(20): 12206-12212.
- [19] TRESINTSI S, SIMEONIDIS K, PLIATSIKAS N, et al. The role of  $\text{SO}_4^{2-}$  surface distribution in arsenic removal by iron oxy-hydroxides[J]. *Journal of Solid State Chemistry*, 2014, 213: 145-151.
- [20] THEISS F, LOPEZ A, FROST R L, et al. Spectroscopic characterisation of the LDH mineral quintinite  $\text{Mg}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}\text{CO}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ [J]. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 2015, 150: 758-764.
- [21] XU Q S, YANG C, WANG J, et al. Evolution of mineral phase in the chemical neutralization process of Mn dominated acid mine drainage under different aeration conditions [J]. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 2022, 7: 100090.

(责任编辑 吴 亮)