

蒙脱石-脱氮硫杆菌体系对 Sr^{2+} 的去除能力

代群威^{1,2}, 利勇¹, 邬琴琴¹, 赵玉连³, 王维富¹

1. 西南科技大学 环境与资源学院, 四川 绵阳 621010;
2. 西南科技大学 核废物与环境安全国防重点学科实验室, 四川 绵阳 621010;
3. 西南科技大学 生命科学与工程学院, 四川 绵阳 621010

摘要:放射性核素的污染对人类环境危害极大, 研究其可行的治理方法具有重要意义, 关于微生物与矿物结合去除 Sr^{2+} 的研究较少。本实验将前期筛选的脱氮硫杆菌与蒙脱石构建菌-矿体系, 利用液相离子色谱、多功能X射线衍射仪(XRD)、扫描电镜(SEM)等方法表征体系中pH、 SO_4^{2-} 的变化和蒙脱石-脱氮硫杆菌体系(Mont-TD)对溶液中 Sr^{2+} 的去除能力和固化能力。结果显示, Mont-TD体系对 Sr^{2+} 有较高的去除效果, 在 Sr^{2+} 质量浓度为1 000 mg/L、150 mL的培养基中加入6 g蒙脱石、体积比1:100的菌液, 30 d后, Sr^{2+} 去除率达到93.2%, 固化率达到71.1%, 产物中产生 $SrSO_4$ 晶体。通过构建Mont-TD体系, 实现了对溶液中 Sr^{2+} 的有效去除, 部分 Sr^{2+} 被稳定固化, 蒙脱石-脱氮硫杆菌体系可为治理环境中锶离子污染提供一种思路。

关键词:蒙脱石; 脱氮硫杆菌; Sr^{2+} ; 固化率

中图分类号: TL941.13; X172 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253-9950(2023)06-0557-06

doi: 10.7538/hhx.2023.45.06.0557

Solidification Ability of Sr^{2+} by Montmorillonite-Thiobacillus Denitrificans System

DAI Qun-wei^{1,2}, LI Yong¹, WU Qin-qin¹, ZHAO Yu-lian³, WANG Wei-fu¹

1. School of Environment and Resources, Southwest University
of Science and Technology, Mianyang 621010, China;

2. National Defense Key Discipline Laboratory of Nuclear Waste and Environmental Safety,
Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China;

3. School of Life Science and Engineering, Southwest University of Science and Technology, Mianyang 621010, China

Abstract: The pollution of radionuclides is extremely harmful to the human environment, and it is of great significance to study its feasible treatment methods. There are few studies on the removal of Sr^{2+} by the combination of microorganisms and minerals. This experiment constructed the bacteria-mineral system with the previously screened thiobacillus denitrificans and montmorillonite, and liquid ion chromatography, multifunctional X-ray diffractometer(XRD), scanning electron microscopy(SEM) and other methods were used to characterize pH and SO_4^{2-} changes in the system and the removal ability and curing ability of the montmorillonite-thiobacillus denitrificans system(Mont-TD) on Sr^{2+} in solution. The results show

that the Mont-TD system has a high removal effect on Sr^{2+} . Adding 6 g montmorillonite and 1 : 100 bacterial solution to the medium with Sr^{2+} concentration of 1 000 mg/L and 150 mL, after 30 d, the removal rate of Sr^{2+} reaches 93.2%, the solidification rate reaches 71.1%, and SrSO_4 crystals are produced in the product. By constructing the Mont-TD system, the effective removal of Sr^{2+} in the solution is achieved, and part of it is stably solidified. Montmorillonite-thiobacillus denitrificans system can provide an idea for the treatment of strontium ion pollution in the environment.

Key words: montmorillonite; thiobacillus denitrificans; Sr^{2+} ; curing rate

在过去的几十年里,随着科技的快速发展,放射性核素也逐渐用于工业、农业、医疗、基础研究等方面,但开采及开发利用过程中的泄露和废弃物的处理不当,其不可避免地会进入部分地区水体和土壤中造成环境污染^[1]。如某伴生矿开采过程中,尾矿和河流下游段中放射性核素均被多倍富集,浓度增大^[2];历史上的灾难,如切尔诺贝利核电站、福岛核电站事故泄露大量放射性物质对周边环境和人类健康安全造成了极其恶劣的影响^[3-6]。自然界中稳定的锶主要以天青石(SrSO_4)、菱锶矿(SrCO_3)分布存在。锶的放射性同位素⁹⁰Sr来自²³⁵U的裂变产物,是放射性废水中的主要核素,一般以可溶性离子态 Sr^{2+} 存在于水体中^[7]。

放射性核素的污染已经是备受重视的环境问题之一,至今为止,根据放射性核素对环境的污染程度,建立了多种不同的治理方法和技术,如物理修复技术、化学修复技术、生物修复技术等^[8]。其中生物修复技术中就包括微生物修复技术,自然界中存在大量微生物,某些微生物在生长代谢过程中能吸附、转化放射性核素或者对放射性核素的迁移产生影响^[9]。竹文坤等^[10]研究碳酸盐矿化菌对模拟放射性元素 Sr^{2+} 进行生物成矿,固化率达98.3%;董净等^[11]利用硫酸盐还原菌钝化 Cd^{2+} ,去除率在75%~95%。蒙脱石是一种含水硅酸盐的层状矿物,具有较强的吸附能力,何宏平等^[12]研究不同矿物对重金属的吸附能力,得出蒙脱石>伊利石>高岭石,对 Cr^{3+} 的吸附容量达58.746 2 mmol/kg。脱氮硫杆菌以硫化物作为电子供体,以 NO_3^- 作为电子,进行自养反硝化^[13],目前主要研究其脱氮、脱硫能力,在利用其脱硫生成 SO_4^{2-} 的固化作用方面研究较少,并且菌矿联合去除溶液中 Sr^{2+} 的研究也较少^[14-17]。

本研究拟利用蒙脱石具有良好的吸附能力和脱氮硫杆菌生长过程中产生的 SO_4^{2-} 能与 Sr^{2+} 形成难溶于水的硫酸锶晶体(天青石),构建蒙脱

石-脱氮硫杆菌体系(Mont-TD),探讨其对液相中 Sr^{2+} 的固化去除能力,降低 Sr^{2+} 的迁移性,从而达到减少放射性锶对人类生存环境的危害。

1 实验部分

1.1 材料与仪器

实验所用脱氮硫杆菌筛选自西南科技大学污水处理厂周边土壤,共3株脱氮硫杆菌(TD1、TD2、TD3)。蒙脱石购买于新疆阿尔泰地区,采用自然沉降进行提纯。

脱氮硫杆菌培养基:5 g $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、2 g KNO_3 、2 g KH_2PO_4 、1 g NaHCO_3 、0.5 g $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 、蒸馏水1 L,pH调至7.0左右后进行高温灭菌(121 °C,20 min)。1 000 mg/L Sr^{2+} 溶液:2.415 g $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 溶于1 L蒸馏水中。上述所用试剂均为市售分析纯。

ICS900型离子色谱仪器,美国Varian公司;S40 Seven Multi pH/电导率仪,瑞士梅特勒公司;VG9000质谱仪及电感耦合等离子质谱仪(ICP),美国PE公司;Ultra55型场发射扫描电子显微镜系统(SEM/EDS),日本精工;X'PertPRO多功能X射线衍射仪(XRD),荷兰PANalytical公司。

1.2 实验方法

根据邬琴琴^[18]的脱氮硫杆菌对 Sr^{2+} 耐受性实验,在脱氮硫杆菌培养基中加入2.415 g $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ 得到含1 000 mg/L Sr^{2+} 培养基,将含 Sr^{2+} 培养基溶液分装于250 mL锥形瓶中各150 mL。高压蒸汽灭菌(121 °C,20 min),冷却后备用。在锥形瓶中加入6 g蒙脱石,2 h后按1 : 100体积比分别接种3株脱氮硫杆菌(TD1、TD2、TD3)作为实验组(Mont+TD1、Mont+TD2、Mont+TD3)。在锥形瓶中分别只加入6 g蒙脱石(Mont)和1 : 100体积比接种脱氮硫杆菌(TD1)作为对照组。在30 °C、150 r/min条件下振荡培养,构建蒙脱石-脱

氮硫杆菌体系(Mont-TD)。

分别在 0 h、2 h、1 d、2 d、3 d、5 d、6 d、7 d、15 d、30 d 时取样。取样后,测试 pH 值,将样品在 4 000 r/min 下离心 10 min,取上清液测试 SO₄²⁻ 浓度,另取 1 mL 上清液,进行稀释,用于 ICP 测试。锥形瓶中固化产物用超纯水洗涤 3 次,在 60 °C 下烘干研磨后,作为 SEM/EDS 样品备用。

Sr²⁺ 的剩余率、吸附率及固化率的计算方法如下:

$$\eta_1 = \rho_1(\text{Sr}^{2+})/\rho_0(\text{Sr}^{2+});$$

$$\eta_2 = \rho_2(\text{Sr}^{2+})/\rho_0(\text{Sr}^{2+}); \eta_3 = 1 - \eta_1 - \eta_2$$

式中: η_1 为液相中 Sr²⁺ 的剩余率; $\rho_0(\text{Sr}^{2+})$ 为初始 Sr²⁺ 浓度; $\rho_1(\text{Sr}^{2+})$ 为液相中剩余 Sr²⁺ 浓度; η_2 为反应稳定后蒙脱石上的 Sr²⁺ 吸附率; $\rho_2(\text{Sr}^{2+})$ 为反应稳定后蒙脱石中交换出的 Sr²⁺ 浓度; η_3 为 Sr²⁺ 的固化率。

2 结果与讨论

2.1 蒙脱石组分分析

对购买的蒙脱石进行 XRD 分析,结果示于图 1。初始蒙脱石层间距(d_{001}) 值为 1.535,属于钙基蒙脱石,峰型锐而强,结晶度较好^[19]。图 1 中石英衍射峰很强,但其含量较低。故该矿物主要由钙基蒙脱石组成,并且含有少量的其他杂质,如石英等。

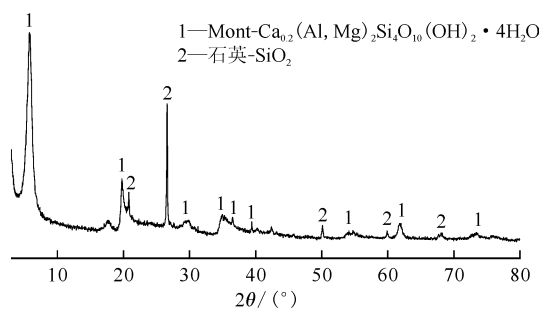


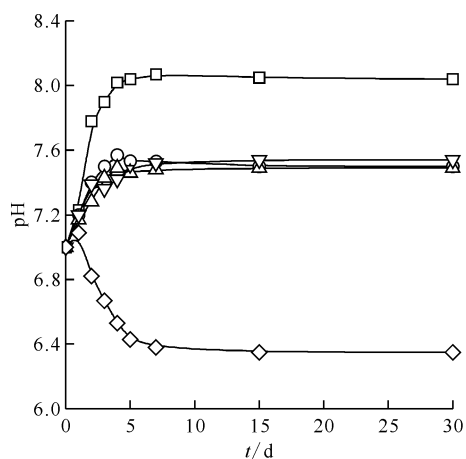
图 1 作用前蒙脱石的 XRD 图

Fig. 1 XRD pattern of montmorillonite before action

2.2 Mont-TD 体系中 pH、SO₄²⁻ 浓度的变化

图 2 为 Mont-TD 体系中液相 pH 变化。如图 2 所示,对照组 TD1 中 pH 呈下降趋势,pH 值从 7.0 下降到 6.4,脱氮硫杆菌在氧化 S₂O₃²⁻ 为硫酸盐的反应过程中有 H⁺ 生成,导致溶液 pH 降低^[20]。对照组 Mont、实验组(Mont+TD)中

pH 均呈上升趋势,实验组(Mont+TD)与对照组 Mont 的 pH 上升主要发生在 0—5 d。其中对照组 Mont 的 pH 由 7.0 上升到 8.1 左右;实验组(Mont+TD)的 pH 值由 7.0 上升到 7.5 左右,在第 8 d 时保持稳定。对照组 Mont 中 pH 的上升是因为蒙脱石片层中水解产生 Al-OH,导致溶液 pH 上升^[21],而实验组(Mont+TD) pH 增长速率明显低于对照组 Mont 的原因是脱氮硫杆菌的生长过程中 pH 逐渐下降,中和了部分 Al-OH。



$\rho_0(\text{Sr}^{2+})=1\ 000\ \text{mg/L}$, pH=7.0, 30 °C,

转速 150 r/min, 蒙脱石添加量 6 g

□—Mont, ◇—TD1, ○—Mont+TD1,

△—Mont+TD2, ▽—Mont+TD3

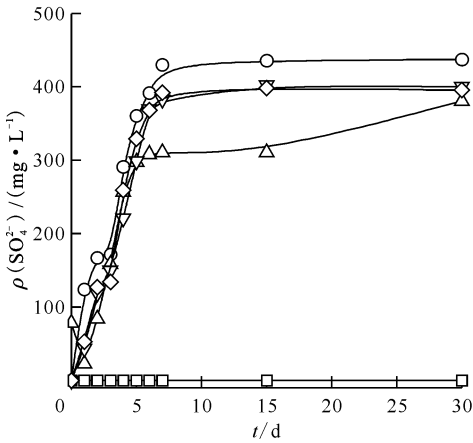
图 2 Mont-TD 体系中液相 pH 变化

Fig. 2 pH change of liquid phase in Mont-TD system

Mont-TD 体系中的 SO₄²⁻ 浓度为脱氮硫杆菌产生的 SO₄²⁻ 将培养基中的 Sr²⁺ 固化后剩余的 SO₄²⁻ 浓度,结果示于图 3。如图 3 所示,除对照组 Mont 未产生 SO₄²⁻ 外,对照组 TD1、实验组(Mont+TD)均产生大量 SO₄²⁻,在第 8 d 时出现拐点,SO₄²⁻ 浓度保持稳定。实验组(Mont+TD)中 Mont+TD1 的 SO₄²⁻ 质量浓度最高,达到 437.2 mg/L; Mont+TD2、Mont+TD3 的 SO₄²⁻ 质量浓度分别稳定在 380.5、400.1 mg/L。该结果与邬琴琴等^[22] 研究脱氮硫杆菌(TD1、TD2、TD3)产生 SO₄²⁻ 浓度大小关系一致。

2.3 Mont-TD 体系中 Sr²⁺ 浓度、固化率的变化

图 4 为 Mont-TD 体系中液相 Sr²⁺ 浓度变化。如图 4 所示,通过实验组(Mont+TD)与对照组 Mont 的对比,实验组(Mont+TD)在第 1 d 时, Sr²⁺ 质量浓度由 1 000 mg/L 快速下降到 640 mg/L



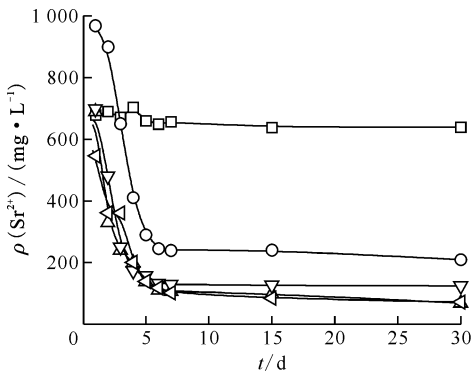
$\rho_0(\text{Sr}^{2+})=1\ 000\ \text{mg/L}$, $\text{pH}=7.0$, $30\ ^\circ\text{C}$,

转速 $150\ \text{r/min}$, 蒙脱石添加量 $6\ \text{g}$

□—Mont, ◇—TD1, ○—Mont+TD1,
△—Mont+TD2, ▽—Mont+TD3

图3 Mont-TD体系中液相 SO_4^{2-} 浓度变化

Fig. 3 Variation of liquid SO_4^{2-} concentration in Mont-TD system



$\rho_0(\text{Sr}^{2+})=1\ 000\ \text{mg/L}$, $\text{pH}=7.0$, $30\ ^\circ\text{C}$,

转速 $150\ \text{r/min}$, 蒙脱石添加量 $6\ \text{g}$

□—Mont, ○—TD1, △—Mont+TD1,
▽—Mont+TD2, ◁—Mont+TD3

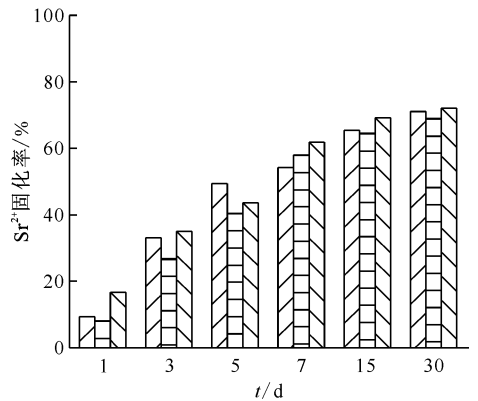
图4 Mont-TD体系中液相 Sr^{2+} 浓度变化

Fig. 4 Variation of liquid Sr^{2+} concentration in Mont-TD system

左右,表明前期 Sr^{2+} 浓度下降以蒙脱石的吸附作用为主,属于快速反应阶段,这与王顺等^[23]的研究结果一致。在蒙脱石达到吸附容量后,对照组TD1与实验组(Mont+TD1、Mont+TD2、Mont+TD3)中脱氮硫杆菌产生 SO_4^{2-} 并与 Sr^{2+} 进行固化作用,在1—15 d, Sr^{2+} 质量浓度分别快速下降到240.0、98.4、126.5、83.5 mg/L。结果表明, Mont-TD体系比TD1菌株单独去除 Sr^{2+} 的效果更好,体系中加入蒙脱石能有效提高 Sr^{2+} 的去除,

其中30 d后Mont+TD1去除率达到最高, Sr^{2+} 质量浓度降为68.0 mg/L,去除率为93.2%, Mont+TD2、Mont+TD3对液相中 Sr^{2+} 的去除率分别为87.6%、92.9%。

Mont-TD体系对 Sr^{2+} 的固化率示于图5。如图5所示:在1—5 d内, Mont+TD1对 Sr^{2+} 的固化速率最快,由9.4%上升到49.4%;在7—30 d内,3种菌株对 Sr^{2+} 的固化率差值逐渐减小。其中Mont+TD2固化率始终低于Mont+TD3,可能与图3所示的 SO_4^{2-} 浓度变化相关。但在1—30 d的范围内, Mont+TD1、Mont+TD2、Mont+TD3对 Sr^{2+} 的固化率稳定上升,均有较好的固化效果,第30 d时固化率分别达到71.1%、69.2%、72.1%。



$\rho_0(\text{Sr}^{2+})=1\ 000\ \text{mg/L}$, $\text{pH}=7.0$, $30\ ^\circ\text{C}$,

转速 $150\ \text{r/min}$, 蒙脱石添加量 $6\ \text{g}$

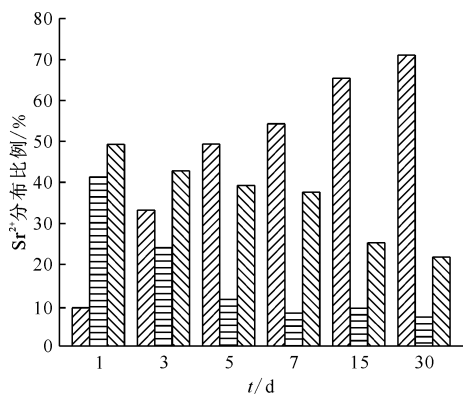
▨—Mont+TD1, ▤—Mont+TD2, ▩—Mont+TD3

图5 Mont-TD体系对 Sr^{2+} 的固化率

Fig. 5 Curing rate of Sr^{2+} by Mont-TD system

2.4 Mont-TD体系中 Sr^{2+} 的分布

Mont-TD体系中的 Sr^{2+} 分为3个部分:蒙脱石吸附的部分(A);体系液相中剩余的部分(B);被菌株固化的部分(C)。Mont-TD1中的 Sr^{2+} 分布示于图6。如图6所示,并结合图3和图4分析,在实验初期1—3 d内, Mont-TD1中的 Sr^{2+} 主要滞留于蒙脱石,分布比例最高,由49.3%降为42.8%;在菌株进入对数生长期,产生大量 SO_4^{2-} , Sr^{2+} 被菌株固化比例增大,后期菌株进入稳定期和衰亡期, Sr^{2+} 被菌株固化速率减小,最终30 d时的固化率达到71.1%。通过Mont-TD体系作用,液相中 Sr^{2+} 分布比例逐渐减小,第30 d时仅占比7.1%。由此可知, Mont-TD体系能有效地去除溶液中的 Sr^{2+} ,且大部分被稳定固定。



$\rho_0(\text{Sr}^{2+}) = 1\ 000\ \text{mg/L}$, $\text{pH} = 7.0$, $30\ ^\circ\text{C}$,
 转速 $150\ \text{r/min}$, 蒙脱石添加量 $6\ \text{g}$
 ▨ — A, ▤ — B, ▩ — C

图6 Mont-TD1 体系中Sr²⁺ 的分布比例

Fig. 6 Distribution ratio of Sr²⁺ in Mont-TD1 system

2.5 Mont-TD 体系中固化产物的 SEM、XRD 分析

Mont-TD 体系中固化产物的 SEM、XRD 结果示于图 7。由图 7 观察发现有少量白色球状晶体产生, 粒径为 $6\sim 8\ \mu\text{m}$ 。由于体系中蒙脱石与产物混合且蒙脱石含量较高, 结合图 7 与图 1 分析, XRD 测试样品中主要物相以蒙脱石为主, 但存在硫酸锶的特征衍射峰 ($2\theta = 29.96^\circ$ 和 $2\theta = 44.1^\circ$), 表明固化产物中有硫酸锶生成。

2.6 Mont-TD 体系对Sr²⁺ 的吸附固化分析

蒙脱石-脱氮硫杆菌体系 (Mont-TD) 对 Sr²⁺ 的联合作用是一个复杂的作用过程, 主要是指蒙脱石的快速吸附滞留和脱氮硫杆菌的固化作用而最终被矿化固定的行为。Mont-TD 体系作用机理示于图 8。

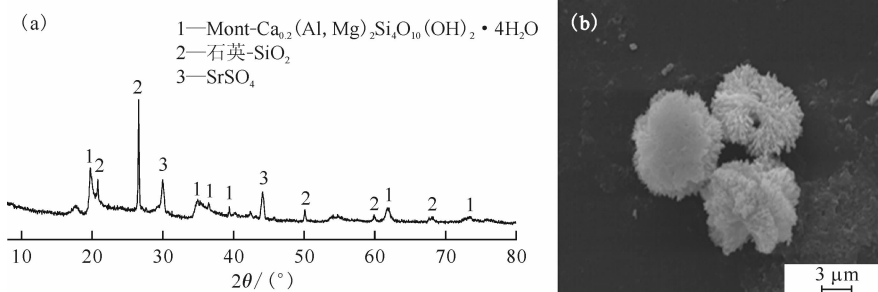


图7 Mont-TD 体系中固化产物的 XRD(a)和 SEM(b)图

Fig. 7 XRD(a) and SEM(b) images of cured products in Mont-TD system

如图 8 所示, 在重金属被矿化固定的过程中, 体系中重金属离子的行为过程主要包括: 重金属

的吸附滞留-再溶出-矿化固定。由图 4 可知, Sr²⁺ 前期浓度下降是由于蒙脱石对 Sr²⁺ 进行快速吸附, Sr²⁺ 在钙基蒙脱石上的吸附主要是离子交换作用^[24], 大部分 Sr²⁺ 通过离子交换进入蒙脱石层间, 极少部分 Sr²⁺ 被蒙脱石吸附在表面。加入脱氮硫杆菌后, 其生长过程中生成大量 SO₄²⁻ 对 Sr²⁺ 进行固化使体系中 Sr²⁺ 浓度降低。最后, 体系中 Sr²⁺ 的分布情况主要包括三部分: 液相剩余部分、蒙脱石吸附滞留部分和脱氮硫杆菌固化部分。有研究得出蒙脱石对吸附在表面或者游离在液相的细菌有促进生长作用^[25-26], 可提高其生物量, 这可能是 Mont-TD 体系去除 Sr²⁺ 能力优于对照组 TD1 的原因之一。

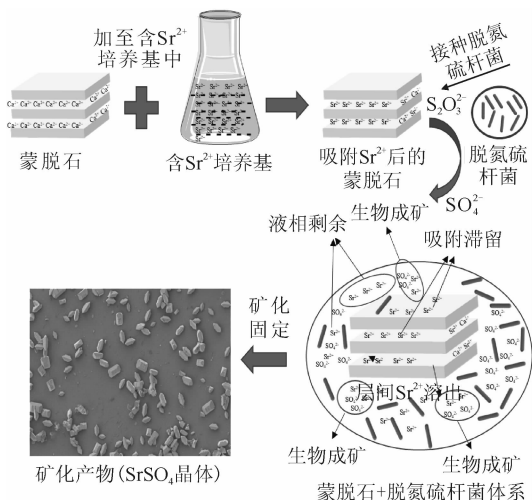


图8 蒙脱石-脱氮硫杆菌体系作用机理示意图

Fig. 8 Schematic diagram of mechanism of action of Mont+TD system

3 结论

通过构建 Mont-TD 体系 (Mont+TD1、Mont+TD2、Mont+TD3), 对含 $1\ 000\ \text{mg/L}$ Sr²⁺ 培养基溶液吸附固化处理, 最终液相中 Sr²⁺ 的去除率

分别达到 93.2%、87.6%、92.9%。Mont-TD 体系对 Sr^{2+} 有较好的固化效果,在吸附固定 30 d 后,固化率分别达到 71.1%、69.2%、72.1%, Sr^{2+} 主要分布在固化产物中,液相中仅分布 7.1%。结果显示 Sr^{2+} 部分被固化为难迁移且稳定的硫酸锶晶体,一部分滞留于蒙脱石,脱氮硫杆菌结合蒙脱石一定条件下处理溶液中 Sr^{2+} 具有可行性,为治理放射性锶污染提供了一种思路。

参考文献:

- [1] 郭之虞,王宇钢,包尚联.核技术及其应用的发展[J].北京大学学报(自然科学版),2003(S1):82-91.
- [2] 沈思林,普家云.某伴生矿放射性核素迁移调查及污染防治研究[J].中国辐射卫生,2014,23(3):224-226.
- [3] Kotilainen A T, Kotilainen M M, Varti V P, et al. Chernobyl still with us: ^{137}Cs activity contents in seabed sediments from the Gulf of Bothnia, Northern Baltic Sea[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 172: 112924.
- [4] Sich A R. The chernobyl nuclear power plant unit-4 accident[J]. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, 2021, 2: 30-52.
- [5] 伍浩松.日本福岛核事故后环境治理和健康影响[J].国外核新闻,2019(7):25-31.
- [6] 史建君.放射性核素对生态环境的影响[J].核农学报,2011,25(2):397-403.
- [7] 张铭栋,顾平,董丽华,等.新型吸附材料在放射性锶废水处理中的应用进展[J].化工进展,2017,36(11):4142-4150.
- [8] 刘坤,李洪刚,程敏,等.放射性核素污染土壤修复方法及技术研究进展[J].环境影响评价,2021,43(4):75-79,96.
- [9] Townsend L T, Morris K, Lloyd J R. Chapter 11: microbial transformations of radionuclides in geodisposal systems[M]//Lloyd J R, Cherkouk A. The Microbiology of Nuclear Waste Disposal. Amsterdam: Elsevier, 2020: 245-265.
- [10] 竹文坤,牟涛,段涛,等.碳酸盐矿化菌对模拟放射性 Sr^{2+} 的成矿作用[J].环境科学研究,2015,28(1):157-162.
- [11] 董净,代群威,赵玉连,等.硫酸盐还原菌的分纯及对 Cd^{2+} 钝化研究[J].环境科学与技术,2019,42(5):34-40.
- [12] 何宏平,郭九皋,朱建喜,等.蒙脱石、高岭石、伊利石对重金属离子吸附容量的实验研究[J].岩石矿物学杂志,2001(4):573-578.
- [13] 徐金兰,陈紫薇,张少枫,等.信号分子联合脱氮硫杆菌对同步脱氮除硫的影响[J].环境科学,2019,40(9):4177-4184.
- [14] Huang G, Zhang Y, Qu L, et al. Denitrification performance of Ce-doped birnessite modified cathode in bioelectrochemical system[J]. J Electroanal Chem, 2020, 871: 114313.
- [15] Shao M F, Zhang T, Fang H H P. Sulfur-driven autotrophic denitrification: diversity, biochemistry, and engineering applications[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2010, 88(5): 1027-1042.
- [16] Hao W, Zhang J, Duan R, et al. Organic carbon coupling with sulfur reducer boosts sulfur based denitrification by thiobacillus denitrificans[J]. Sci Total Envir, 2020, 748: 142445.
- [17] Zhang R C, Chen C, Xu X J, et al. The interaction between pseudomonas C27 and thiobacillus denitrificans in the integrated autotrophic and heterotrophic denitrification process[J]. Sci Total Envir, 2021, 811: 152360.
- [18] 郭琴琴.氧化/还原菌及其与蒙脱石对重金属的联合滞留作用[D].绵阳:西南科技大学,2017.
- [19] 周建兵,吴平霄,朱能武,等.十二烷基磺酸钠(SDS)改性蒙脱石对 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 的吸附研究[J].环境科学学报,2010,30(1):88-96.
- [20] 武鑫,赵晋忠.脱氮硫杆菌对废水中硫氮的脱除[J].应用与环境生物学报,2013,19(1):175-178.
- [21] 赵玉连.蒙脱石/高岭土-土壤菌体系特性及其 Sr^{2+} 吸附行为[D].绵阳:西南科技大学,2015.
- [22] 郭琴琴,代群威,韩林宝,等.脱氮硫杆菌的筛选及其对锶离子的矿化作用[J].核化学与放射化学,2017,39(2):187-192.
- [23] 王顺,孙红娟,李晓春,等.蒙脱石吸附 Pb^{2+} 、 Cr^{3+} 、 Cd^{2+} 的实验研究[J].非金属矿,2014,37(4):63-65.
- [24] 代亚平.有机改性蒙脱石对 Sr^{2+} 、 Co^{2+} 的吸附特性研究[D].广州:华南理工大学,2013.
- [25] 程晓迪.黏土矿物与锰氧化菌的吸附特性及其对细菌生长和 $\text{Mn}(\text{II})$ 氧化的影响[D].武汉:华中农业大学,2011.
- [26] Batool M, Khan W, Hamid Y, et al. Interaction of pristine and mineral engineered biochar with microbial community in attenuating the heavy metals toxicity: a review[J]. Appl Soil Ecology, 2022, 175: 104444.