

DOI: 10.13718/j.cnki.xdzk.2025.05.013

张劲梅, 刘莹, 王茜, 等. 砷(III和V)在水绵体系中的去除和转化研究[J]. 西南大学学报(自然科学版), 2025, 47(5): 154-163.

砷(III和V)在水绵体系中的去除和转化研究

张劲梅, 刘莹, 王茜, 刘璟

西南大学 资源环境学院, 重庆 400715

摘要: 通过光照微宇宙试验, 分别探究活体水绵在不同水体温度(10、25、40 °C)、避光条件和氮添加影响下对砷(III)和砷(V)的去除速率; 结合藻体消解试验, 开展藻体内砷形态的转化分析研究。结果表明: 水体温度从 10 °C 升高至 40 °C 能够使砷(III)去除速率增加 3.9 倍, 而对砷(V)影响较小; 光照条件下砷(III)去除速率是避光条件的 8.1 倍, 光合作用产生的溶解氧能使更多砷(III)氧化成为砷(V); 氮存在时, 因其 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 和 NO_3^- 消耗体系氧, 使得砷(III)去除速率降低为无氮条件的 12.7%~22.1%, 但氧化的 NO_3^- 能够促进砷(III)氧化形成砷(V); 与短期试验相比, 长期生长后的藻体中出现有机形式的一甲基砷(MMA), 其质量分数为 49~59 $\mu\text{g/g}$, 砷(III)组中各形态砷的质量分数均高于砷(V)组。鉴于显著的砷去除速率和体内有机转化, 说明水绵能够成为一种水体砷污染修复介质。

关键词: 水绵; 砷酸盐; 亚砷酸盐; 去除速率; 转化

中图分类号: X52

文献标志码: A

文章编号: 1673-9868(2025)05-0154-10

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Removal and Conversion of Arsenic (III and V) in *Spirogyra* sp. System

ZHANG Jinmei, LIU Ying, WANG Xi, LIU Jing

College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715, China

Abstract: In this study, the removal rates of arsenic (III) and arsenic (V) by living *Spirogyra* sp. under different temperatures (10 °C, 25 °C and 40 °C), shading conditions and nitrogen addition were investigated through illuminated microcosmic experiments. The results showed that the removal rate of arsenic (III) could be increased by 3.9 times as the temperatures increased from 10 °C to 40 °C, but this treatment had little effect on removal rate of arsenic (V). The removal rate of arsenic (III) under light condition was

收稿日期: 2024-06-17

基金项目: 国家自然科学基金项目(41772367); 重庆市自然科学基金项目(CSTB2022NSCQ-MSX1382)。

作者简介: 张劲梅, 硕士研究生, 主要从事藻类防治砷污染研究。

通信作者: 刘璟, 博士, 教授。

8.1 times of that under shading condition, and the dissolved oxygen generated by photosynthesis could oxidize more arsenic (III) to arsenic (V). In the presence of nitrogen, the removal rate of arsenic (III) was reduced to 12.7%–22.1% of the nitrogen-free condition due to the oxidation of NH_4^+ to NO_2^- and NO_3^- consuming oxygen in the system, but the oxidized NO_3^- could promote the oxidation of arsenic (III) to arsenic (V). Compared with the short-term experiment, the organic form of monomethylarsenic (MMA) produced in the algae after long-term of growth in a concentration of 49–59 $\mu\text{g/g}$, and the contents of various forms of arsenic in the arsenic (III) group was higher than those of in the arsenic (V) group. In view of the significant arsenic removal rate and in vivo organic conversion, *Spirogyra* sp. can be used as an effective remediation medium for arsenic pollution in water system.

Key words: *Spirogyra* sp.; arsenate; arsenite; removal rate; conversion

砷(As)是一种类金属元素,位于元素周期表第 IV 周期第 V 主族。自然界中的砷主要来自含砷矿物的风化释放,可引起周围水体和土壤砷污染^[1-3]。人体长期接触过量的砷会使皮肤^[4]、肺^[5]和肾^[6]等发生病变,给健康带来一系列影响。1998 年世界卫生组织将饮用水中的砷标准设定为 10 mg/L^[7]。自然水体中的砷质量浓度范围为 0.1~20 000 $\mu\text{g/L}$,主要以砷酸盐(AsO_4^{3-})和亚砷酸盐(AsO_3^{3-})形式存在,溶解态砷及有机砷形态质量浓度很低^[8]。溶解砷的形态取决于酸碱度、氧化还原电位、其他水化学参数以及生物活性等^[9-10]。

砷对藻类有刺激和毒性影响。相对于淡水藻,更多的研究集中在海洋藻。海洋藻体内存在有机砷形态,如砷糖及甲基砷^[11]。淡水藻对砷的吸收和累积与营养盐质量浓度和藻种有关。小球藻(*Chlorella vulgaris*)在初始质量浓度为 10 000 mg/L 的砷溶液中能够累积高达 50 mg/g 的砷^[12]。不同淡水藻对砷的累积因子范围为 240~2 800^[13]。砷在藻体内的转化主要有砷酸根和亚砷酸根之间氧化还原转化、砷还原及甲基化作用、有机砷化合物的生物合成(如砷糖、砷脂)3 种方式^[14]。水体富营养化常会使藻类累积较高质量浓度的亚砷酸盐和二甲基砷^[15-16]。硅藻可以将毒性较强的砷(III)氧化为毒性较低的砷(V),也可将砷(III)甲基化为二甲基砷^[17]。砷(III)胁迫下,刚毛藻细胞内叶绿体结构会发生改变,进而影响光合作用^[18]。氮的引入可以增加鱼腥藻对砷(III)的耐受性,并加快砷(III)的氧化^[19]。

水绵(*Spirogyra* sp.)是一种广泛存在于淡水和土壤中的丝状藻类。我国湖南石门雄黄矿区高砷溪流中,水绵的昼夜活动对水体中砷形态变化具有显著影响^[20]。水绵藻粉对砷(V)的最大吸附量为 207 mg/g,远高于常见活性炭对砷的吸附(20 mg/g)^[21-22]。最近,研究发现活体水绵的存在能够提高雄黄矿物($\alpha\text{-As}_4\text{S}_4$)的溶解速率,其丰富的溶解氧(0.4~20.0 mg/L)使得水体主要砷形态由亚砷酸根转变为砷酸根^[23]。相比于其他砷修复剂来说,藻类由于其光合作用效率高、生长速度快、比表面积大且成本低廉,在低质量浓度和高质量浓度的污染环境都具有较大的利用潜力^[24-25]。相比于其他微藻体,水绵作为长丝状藻体,更好过滤,更易回收^[26]。

以上研究表明水绵具有较高的水体和土壤砷污染修复应用前景,但目前缺乏关于不同砷形态体系下活体水绵对其去除速率及相应的体内转化研究。本研究通过分离培养活体水绵,探究不同水体温度(10、25、40 $^\circ\text{C}$),避光环境及氮添加(0.5、1、2 g/L)对砷(III)和砷(V)去除速率的影响,并调查短期和长期条件下水绵体内砷形态转化情况,以为活体藻修复砷污染提供相关数据和理论支持。

1 材料与方法

1.1 水绵培养

试验所用水绵藻种取自罗唐惠子等^[20]报道的湖南石门雄黄矿区高砷溪流。分离鉴定后,采用 BG11 培

培养基, 置于 30 L 有机玻璃容器中, 自然光照下培养, 增加空气泵, 以提供足够的 CO_2 , 培养 2 周作为储备藻, 用于后续微宇宙试验, 通过显微镜观察培养过程有无杂藻出现。

1.2 水绵藻体砷(III和V)去除动力学试验

试验采用 80 mL 玻璃瓶作为容器, 置于控温交换板上。将控温交换板放置于不锈钢水浴槽中, 外联循环冷却器(Pharmacia Biotech Multi Temp III, 德国)进行精确控温(10、25、40 $^{\circ}\text{C}$)。采用 630 W 陶瓷金属钠灯作为生长光源(iPower, 中国), 整个装置置于反光聚酯薄膜种植棚(60 cm \times 60 cm \times 120 cm)中(图 1)。

为定量各容器中添加的活体水绵藻量, 先开展活体藻量、叶绿素值和干藻粉之间的定量关系试验。从 1.1 培养容器中收获足量水绵藻体, 置于 50 mL 康宁离心管中, 在 10 000 r/min 转速下离心 20 min (Eppendorf Centrifuge 5810), 称取不同质量(0.05~1.8 g)的离心后的活体水绵(Y), 每个质量称取 2 份。一份用 30% 的乙醇定容至 200 mL, 采用超声波细胞粉碎仪(宁波新芝 JY-II)超声 15 min 后, 使用叶绿素荧光计(Aquafluor, 美国)测定叶绿素值(X)。另一份使用烘箱(电热恒温鼓风干燥箱 DHG-9240A, 上海齐放科学仪器有限公司)干燥一昼夜, 获得藻粉质量(Y'), 每组重复 3 次。三者能够获得较好的线性关系: $Y' = 0.03 Y - 1.53$, $Y' = 1.27 X - 3.04$, 相关系数分别为 0.99 和 0.98。

基于上述水绵藻定量工作, 分多次开展活体水绵对砷(III)和砷(V)去除的动力学试验。将定量的水绵($Y = 2.5$ g)置于 80 mL 玻璃瓶中, 加入 0.5 mL 1 g/L 砷(III)或砷(V)标准溶液, 用新鲜 BG11 培养基定容至 50 mL。每次开展 4 组试验, 其中 3 组为平行试验, 另外 1 组用于其他 3 组液体周期性取样溶液损失的补充(图 1)。短期光照试验的照射时间设定为 10 h, 每隔 1 h 用移液枪取 1 mL 溶液, 过 0.45 μm 滤膜, 用于后续砷形态分析。

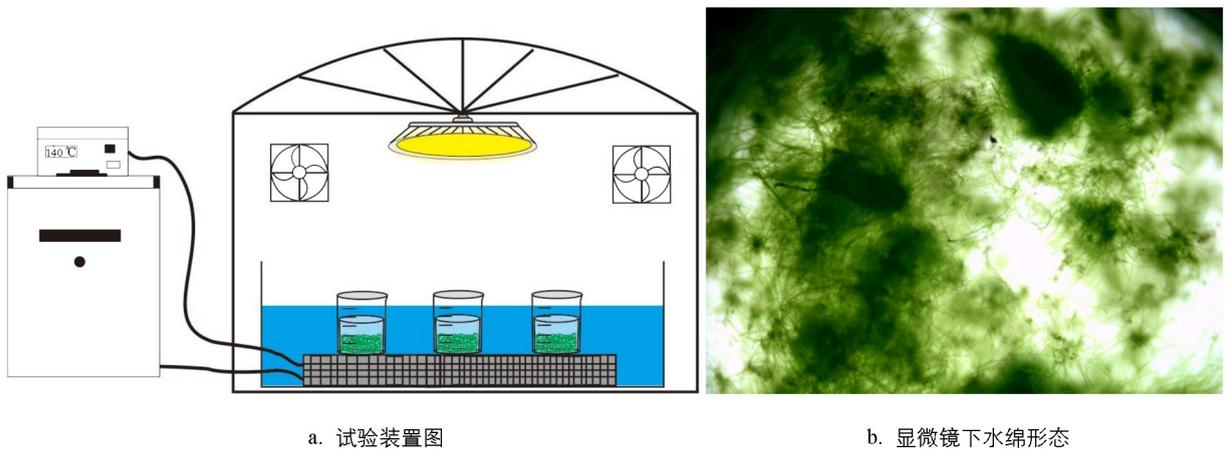


图 1 水绵藻体砷(III)和砷(V)去除动力学试验装置与藻体形态

1.3 影响因素分析

避光条件: 采用锡箔纸包裹玻璃瓶, 并对种植棚严格避光, 其他操作同上。氮添加条件: 鉴于氮为水体常见元素, 本试验以氯化铵(NH_4Cl)作为氮源, 设定低($\text{NH}_4\text{-N}$: 0.5 g/L)、中($\text{NH}_4\text{-N}$: 1.0 g/L)和高($\text{NH}_4\text{-N}$: 2.0 g/L)3 个质量浓度, 其他操作同上。长期试验设定为 21 d, 在上述光照条件下, 昼夜交替, 定期用新鲜 BG11 培养基补充蒸发量, 使其体积恒定。试验结束后, 在 10 000 r/min 转速下离心 20 min 收集藻体, 采用 1 mmol/L Na_2HPO_3 清洗 3 次, 以去除藻体表面可能残留的砷(III)和砷(V), 105 $^{\circ}\text{C}$ 干燥 24 h, 并使用玛瑙研钵粉碎。取 0.02 g 样品装入比色管, 水浴酸消解, 重复 3 次。将得到的上清液混合均匀, 通过 0.45 μm 滤膜过滤, 用于后续砷形态分析。所有试验均开展 3 组平行试验, 结果以平均值和标准差表示。

1.4 砷(III)、砷(V)、一甲基砷及二甲基砷质量浓度分析

采用高效液相色谱结合氢化物原子荧光光谱法(SAP-50, AFS-8230, 北京吉天仪器有限公司), 色谱柱(CNWSep AX HPLC Column, 250 mm×4.0 mm, 10 μm, 100A, 上海安谱试验科技股份有限公司)。砷质量浓度测定的流动相为 1.96 g/L 的磷酸氢二铵溶液((NH₄)₂HPO₄), 还原剂为以氢氧化钾(KOH)作为稳定剂的 20 g/L 的硼氢化钾溶液(KBH₄), 载流液为 7% 的硝酸溶液(HNO₃), 载气为高纯氩气, 所用试剂均为优纯级。采用由国家标准物质研究中心提供的 1 007 μg/mL 的砷(III)和 1 001 μg/mL 的砷(V)标准溶液分别配制质量浓度梯度为 10、20、40、80、100 μg/mL 的溶液, 25.1 μg/mL 的一甲基砷标准溶液和 52.9 μg/mL 的二甲基砷标准溶液分别配制质量浓度梯度为 5、10、20、40、50 μg/mL 的溶液, 样品进样量为 100 μL, 砷(III)、一甲基砷(Methylarsinic Acid, MMA)、二甲基砷(Dimethylarsinic Acid, DMA)、砷(V)的出峰时间分别为 2.8、4.0、6.0、13.5 min, 以质量浓度为横坐标, 峰面积为纵坐标绘制标准曲线。样品测定方法与标准曲线样品测定方法一致, 根据标准曲线计算样品质量浓度。测试 20 个样品后, 回测一个标准样品或空白样品以检查仪器的稳定性, 保证试验数据的可靠性。

2 结果与讨论

2.1 不同温度影响下活体水绵对砷(III)和砷(V)的去除速率

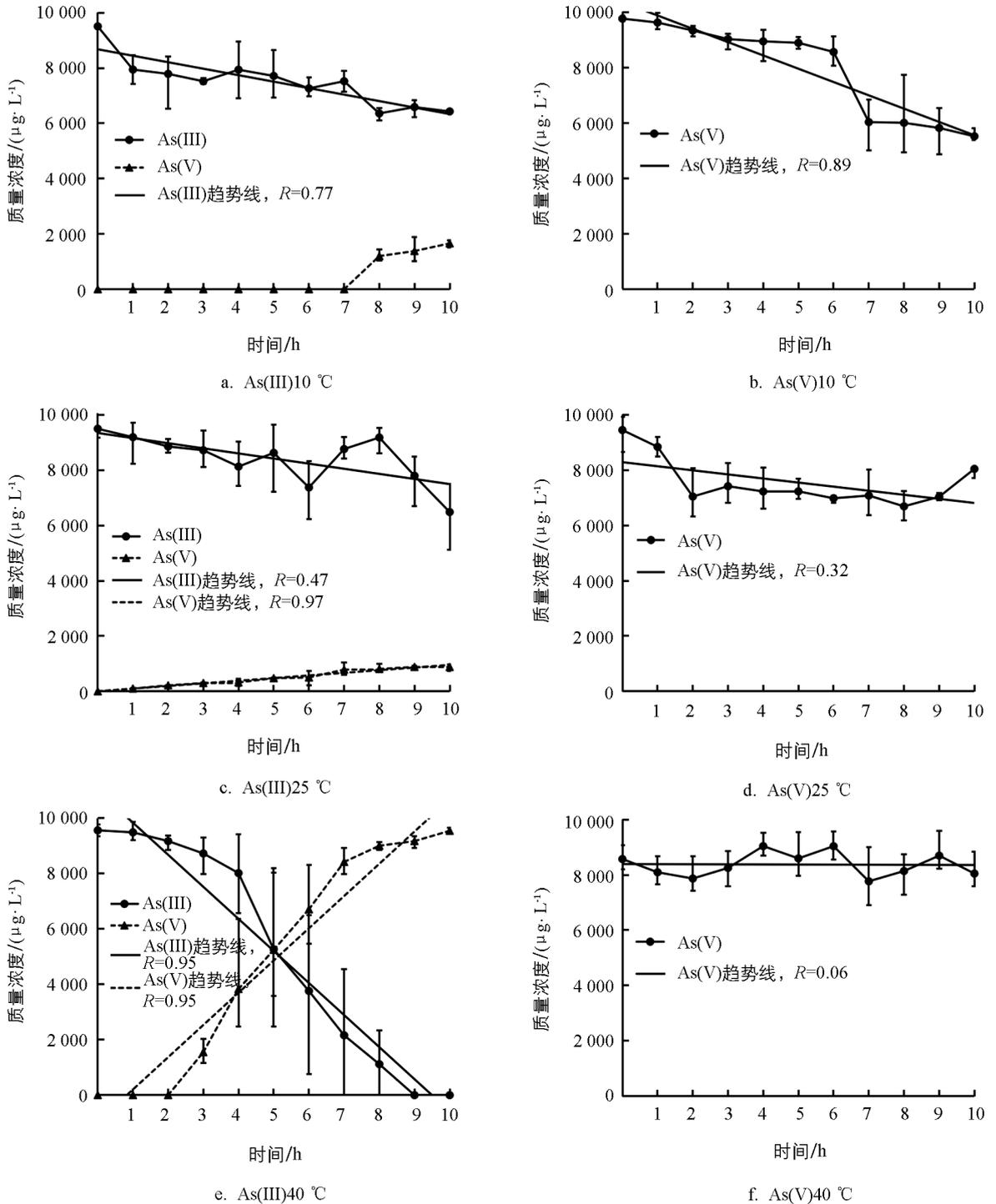
假设水体中初始砷质量浓度为 C_0 , 在时间 t 时的砷质量浓度为 C_t , 砷质量浓度的减少来源于藻体表面的吸附和藻体内部吸收。在短时间内, 两个过程的速率均为常数, 分别用去除速率 K_1 (表面吸附) 和去除速率 K_2 (内部吸收) 表示, 那么 Δt 恒定体积中砷的质量浓度变化, 应该等于藻体表面和内部的累积量, 即:

$$C = \frac{-(C_{t+\Delta t} - C_t)}{\Delta t} = K_1 M + K_2 M \quad (1)$$

考虑活体水绵在短时间内(10 h)生长量缓慢, 藻体质量(M)可视为常数, 定义 $K = K_1 + K_2$, 根据公式(1)处理即: $C = Kt + b$, 可以认为砷质量浓度在该体系下的变化存在线性减弱。在相同时间尺度(t 为 X 轴)和同样初始质量浓度(C 为 Y 轴)下, 对试验数据进行拟合, 其斜率 $|K|$ 的大小能够进行横向对比, $|K|$ 值越大, 说明去除速率越大, 反之亦然。因此在相同的初始砷浓度下, $|K|$ 的大小能够体现去除速率的快慢。采用该方法对 10、25、40 °C 试验条件下获得的数据进行拟合, 结果如图 2 所示。10 °C 光照条件下, 由于水绵藻体的吸附和吸收作用, 砷(III)从初始质量浓度降低至 10 h 的 6 429 μg/L, 线性拟合方程为: $C = -234 \times t + 8 677$ 。处理 7 h 后, 水绵藻体的光合作用使得体系中有明显的砷(V)形成, 其质量浓度从 8 h 的 1 198 μg/L 增加到 10 h 的 1 658 μg/L。当温度增加到 40 °C 时, 砷(III)体系去除速率系数 $|K|$ 相应地从 10 °C 时的 234 提高至 40 °C 时的 1 158, 去除速率增加了 3.9 倍。由此可知, 温度的升高明显加快了砷(III)的去除速率。同时温度的升高也提高了砷(V)生成质量浓度, 25 °C 从初始的 0 μg/L 增加到 10 h 的 880 μg/L, 40 °C 从初始的 0 μg/L 增加到 10 h 的 9 548 μg/L。与砷(III)体系不同, 在砷(V)体系中未发现砷(III)。其 10、25、40 °C 条件下的去除速率逐渐降低, $|K|$ 值分别为 480、147、39。因此, 光照条件下水绵藻体对砷(III)和砷(V)去除存在显著差异, 砷(III)去除效果优于砷(V)。

2.2 避光条件下活体水绵对砷(III)和砷(V)的去除速率

40 °C 条件下, 研究避光时砷(III)和砷(V)的去除速率。在 40 °C 避光条件下, 砷(III)质量浓度由 0 h 的 9 818 μg/L 降低到 10 h 的 7 888 μg/L。仍沿用前述去除方程进行试验数据拟合, 结果如图 3 所示, 避光条件下砷(III)组对应的去除速率系数 $|K|$ 值为 143, 远低于 40 °C 光照条件下的 1 158, 砷(III)的去除速率白天 40 °C 时为夜晚的 8.1 倍。在避光条件下, 砷(III)体系也存在砷(V)的氧化生成现象, 在第 7 h 的检测质



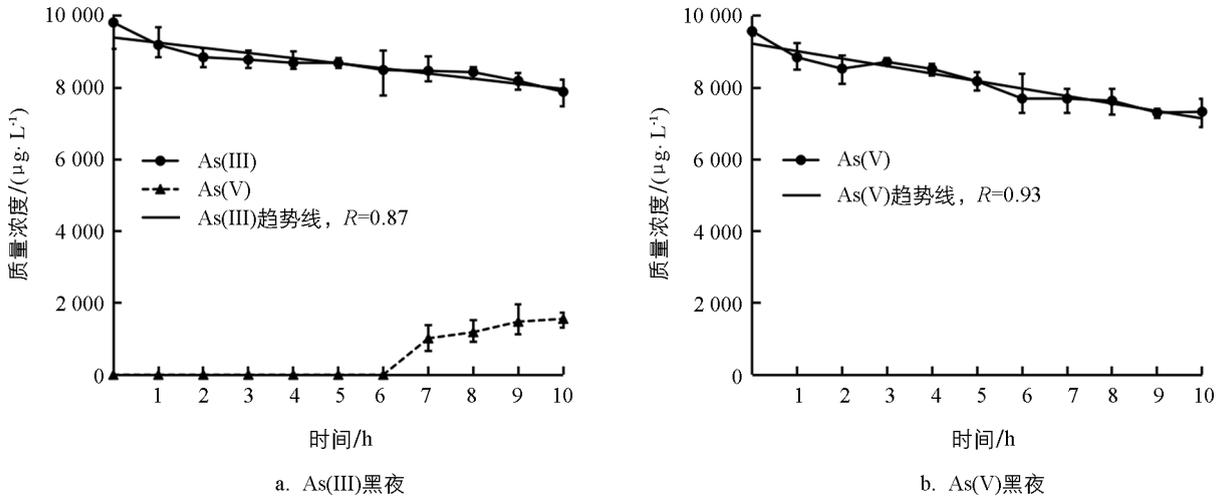
每组试验 3 个重复, 取其平均值和标准差作图。

图 2 不同温度条件下砷(III)和砷(V)质量浓度变化图

量浓度为 1 016 $\mu\text{g}/\text{L}$ (图 3a), 相比 40 °C 时光照 3 h 的检测质量浓度 1 551 $\mu\text{g}/\text{L}$ (图 2e), 其氧化速率显著降低。主要原因是藻体光合作用能够带来更多的溶解氧, 进而将更多的砷(III)氧化为砷(V)。同时, 避光条件下砷(V)去除速率系数 $|K|$ 值为 209, 高于砷(III)避光条件。

2.3 氮添加条件下活体水绵对砷(III)和砷(V)的去除速率

40 °C 光照条件下研究氮添加对砷(III)和砷(V)的去除速率。结果如图 4 所示, 低氮条件下(0.5 g/L), 砷(III)从初始质量浓度降低到 10 h 的 7 859 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。沿用前述模拟方程拟合 $|K|$ 值为 147。中氮条件



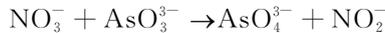
每组试验 3 个重复, 取其平均值和标准差作图。

图 3 避光条件下活体水绵对砷(III)和砷(V)的去除速率

下(1 g/L) |K| 值为 256, 高氮条件下(2 g/L) |K| 值为 222。相比于无氮条件(|K| 值=1 158), 氮添加条件下砷(III)去除速率均显著降低, 为无氮条件时的 12.7%~22.1%。其原因可能是铵根的氧化消耗部分光合作用产生的氧气^[27], 即:



砷(III)体系在氮添加条件下的砷(III)氧化具有明显规律, 低氮条件下在第 8 h 开始出现砷(V), 其质量浓度在第 10 h 达到 1 274 μg/L; 中氮条件下在第 6 h 出现砷(V), 其质量浓度在第 10 h 达到 2 478 μg/L; 高氮条件下在第 4 h 开始出现砷(V), 其质量浓度在第 10 h 达到 2 568 μg/L。由此可知, 氮质量浓度增加能够促进砷(III)的氧化过程。其可能涉及的主要化学反应为:



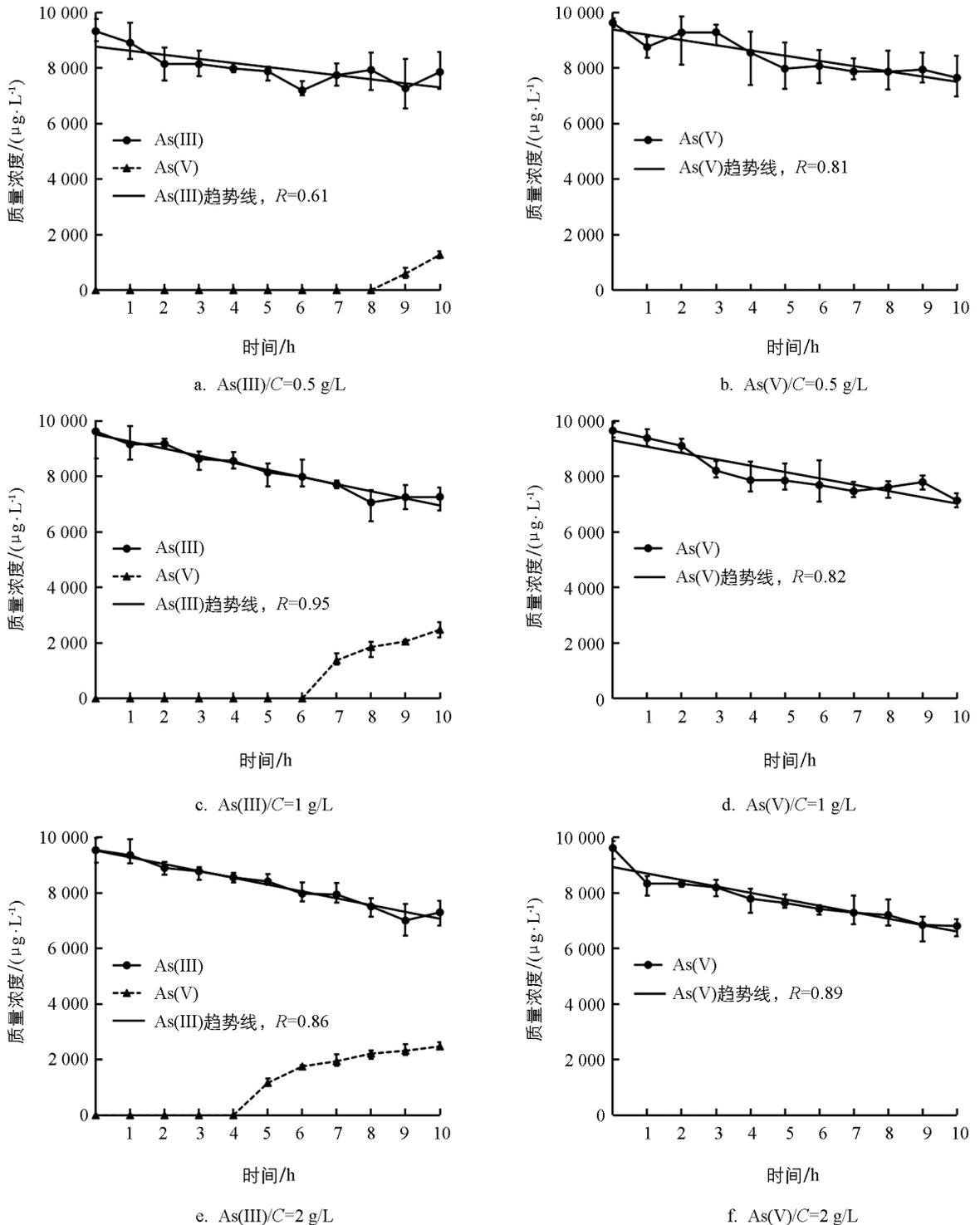
在砷(V)体系中, 其去除速率 |K| 值在低、中、高氮条件下分别为 188、228、232, 相比与无氮条件(|K| 值=39), 其去除砷速率分别为无氮条件的 4.8、5.8、5.9 倍, 因此氮的存在加速了水绵藻体砷(V)的去除速率。

2.4 短期和长期条件下活体水绵对砷(III)和砷(V)的转化

采用前述试验条件, 开展 25 °C、光照条件下短期(10 h)和长期(21 d)藻体内砷形态分析工作, 结果如图 5 所示。在砷(III)条件下生长 10 h, 其藻体内含有 6 μg/g 的砷(III)和 57 μg/g 的砷(V); 在砷(V)条件下生长 10 h, 其藻体中含有 65 μg/g 的砷(V), 未发现砷(III)(图 5a)。两组短期条件试验, 均未发现有一甲基砷和二甲基砷成分。在长期(21 d)生长条件下, 其砷(III)条件下, 其体内含有 47 μg/g 的砷(III)、59 μg/g 的一甲基砷和 37 μg/g 的砷(V); 相比于砷(III)条件, 在砷(V)条件下, 水绵藻体普遍含有较低质量分数的 3 种砷形态, 其砷(III)、一甲基砷和砷(V)质量分数分别为 20、49、26 μg/g (图 5b)。这些数据与前面相同条件去除速率砷(III)优于砷(V)相符合。两组条件均未发现二甲基砷形态的存在。将无机砷转化为毒性较低的甲基化衍生物是藻类抵御砷胁迫的重要机制之一, 研究表明高砷质量分数环境或较长时间接触砷的藻体会诱导无机砷转化为甲基化砷^[28-29]。

2.5 水绵藻体的傅里叶红外光谱

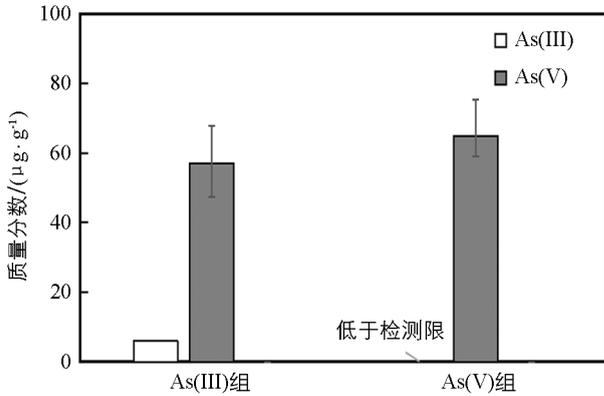
相比于无砷水绵藻体样品, 砷(III)条件下生长的水绵藻红外光谱图中 D-As(III)样品在 796 cm⁻¹ 波数出



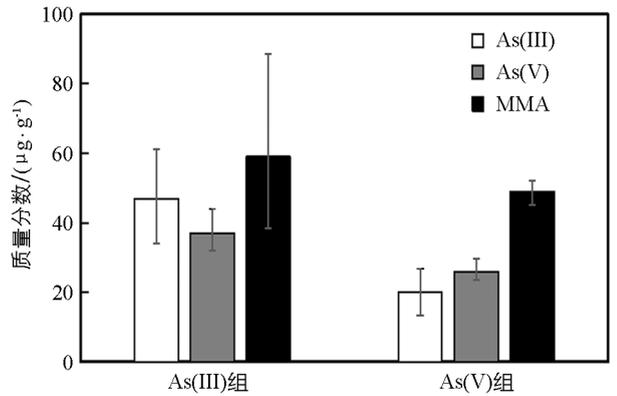
每组试验 3 个重复, 取其平均值和标准差作图。

图 4 不同质量浓度氮源影响下 As(III)和 As(V)质量浓度变化图

现 AsO_3^{3-} 分子有关 ν_1 的振动(图 6), 这与前人关于亚砷酸盐矿物的红外光谱报道相一致^[30-31]。砷(V)条件下, 样品 D-As(V)中在 825 cm^{-1} 出现 AsO_4^{3-} 的 ν_1 振动(图 6)。藻体样品中在 $1\ 636\text{ cm}^{-1}$ 和 $1\ 541\text{ cm}^{-1}$ 存在明显的振动带, 它们对应于羧基(C=O)拉伸振动, 而在 $1\ 025\text{ cm}^{-1}$ 处的吸收带是由醇类和羧酸(C-O)的振动引起。陈双双等^[32]研究指出, 藻体表面胞外聚合物中的一NH、C=C、—OH 和 C=O 等官能团参与藻细胞对砷的吸附。相比于样品 L-As(III)和 L-As(V), D-As(III)和 D-As(V)样品在 $1\ 636$ 、 $1\ 541$ 、 $1\ 025\text{ cm}^{-1}$ 波数处的吸



a. 短期(10 h)



b. 长期(21 d)

每组试验 3 个重复, 取其平均值和标准差作图。

图 5 活性水绵生长后体内砷形态质量分数

收带更明显, 说明光照条件能够增加水绵藻体表面基团量, 进而提高藻体对砷的吸附能力。

3 结论

通过探究活体水绵对水溶液中砷(III)和砷(V)的去除速率及体内转化情况, 得出以下结论:

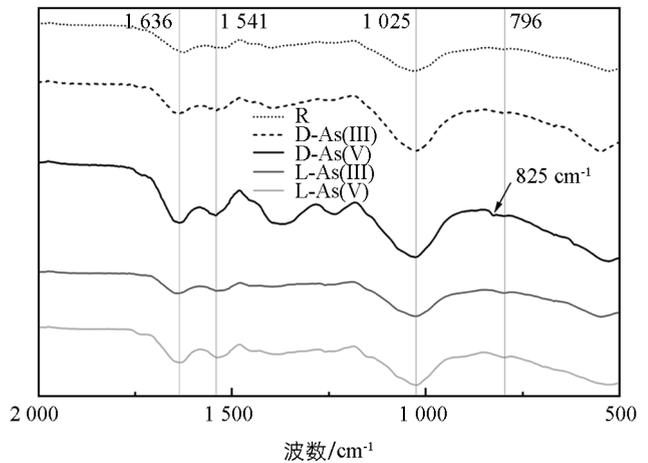
1) 在 10、25、40 °C 光照条件下, 砷(III)组去除速率系数 $|K|$ 值由 10 °C 的 234 增加至 40 °C 的 1 158, 增加了 3.9 倍, 同时砷(III)氧化为砷(V)现象随温度增强。砷(V)组去除效率系数 $|K|$ 值分别为 480、147、39, 去除速率温度升高而降低。因此, 光照条件下活体水绵对砷(III)去除效果优于砷(V)。

2) 避光条件下, 砷(III)组 40 °C 时的去除速率系数 $|K|$ 值为 143, 远低于光照条件的 1 158, 光照组的去除速率是避光组的 8.1 倍; 且在光照条件下, 由于藻体光合作用产生了更多的溶解氧, 有更多砷(III)氧化成砷(V)。

3) 低、中和高质量浓度氮添加条件下, 砷(III)组对应的去除速率系数 $|K|$ 值分别为 147、256、222, 仅为无氮条件 ($|K|$ 值 = 1 158) 的 12.7%~22.1%, 原因可能是 NH_4^+ 氧化为 NO_2^- 和 NO_3^- , 消耗了光合作用产生的氧气。而随着氮质量浓度的增加, NO_3^- 的生成也增加, 进而将溶液中更多的 AsO_3^{3-} 氧化为 AsO_4^{3-} ; 砷(V)的去除速率系数 $|K|$ 值分别为 88、228、232, 与无氮条件 ($|K|$ 值 = 39) 相比, 氮添加条件下分别为无氮条件的 4.8、5.8、5.9 倍。

4) 短期生长试验结果显示, 砷(III)组藻体内含有 6 $\mu\text{g/g}$ 的砷(III)和 57 $\mu\text{g/g}$ 的砷(V), 砷(V)组藻体内含有 65 $\mu\text{g/g}$ 的砷(V); 长期结果显示, 砷(III)组藻体内含有砷(III)、MMA 和砷(V)的量分别为 47、59、37 $\mu\text{g/g}$, 砷(V)组分别为 20、49、26 $\mu\text{g/g}$, 水绵藻体对砷(III)的去除效果优于砷(V)。

5) 傅里叶红外光谱显示, 796 cm^{-1} 波数处出现 AsO_3^{3-} 的 ν_1 振动, 825 cm^{-1} 处出现 AsO_4^{3-} 的 ν_1 振动。



R: 水绵原样; D-As(III): 光照砷(III); D-As(V): 光照砷(V);
L-As(III): 避光砷(III); L-As(V): 避光砷(V)。

图 6 昼夜条件下经砷(III)或砷(V)处理后水绵红外光谱图

参考文献:

- [1] HUANG C F, HUANG A C, CHEN W T, et al. Utilizing Magnetic Nanoparticles Embedded into Polyvinyl Alcohol and Sodium Alginate for the Absorption of Arsenic [J]. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*, 2024, 90: 105348.
- [2] AVIGLIANO E, SCHENONE N F, VOLPEDO A V, et al. Heavy Metals and Trace Elements in Muscle of Silverside (*Odontesthes Bonariensis*) and Water from Different Environments (Argentina): Aquatic Pollution and Consumption Effect Approach [J]. *Science of The Total Environment*, 2015, 506: 102-108.
- [3] KAMATA A, UESHIMA M, SAKANAKURA H, et al. The Effects of Redox Conditions on Arsenic re-Release from Excavated Marine Sedimentary Rock with Naturally Suppressed Arsenic Release [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022, 44(11): 4157-4171.
- [4] EMU I A, NILOY N T, KARIM B M A, et al. Arsenic SkinImageBD: A Comprehensive Image Dataset to Classify Affected and Healthy Skin of Arsenic-Affected People [J]. *Data in Brief*, 2024, 52: 110016.
- [5] JAIN C, GARG N, SINGH S, et al. Basal Cell Carcinoma-Clinico-Pathological Study in Eastern India in Correlation with Different Risk Factors [J]. *Indian Journal of Pathology and Microbiology*, 2022, 65(4): 869-872.
- [6] ADELOJU S B, KHAN S, PATTI A F. Arsenic Contamination of Groundwater and Its Implications for Drinking Water Quality and Human Health in Under-Developed Countries and Remote Communities—A Review [J]. *Applied Sciences*, 2021, 11(4): 1926.
- [7] GORCHEV H G, OZOLINS G. WHO Guidelines for Drinking-Water Quality [J]. *WHO Chronicle*, 1984, 38(3): 104-108.
- [8] DI X R, BEESLEY L, ZHANG Z L, et al. Microbial Arsenic Methylation in Soil and Uptake and Metabolism of Methylated Arsenic in Plants: A Review [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, 16(24): 5012.
- [9] HETTICK B E, CAÑAS-CARRELL J E, FRENCH A D, et al. Arsenic: A Review of the Element's Toxicity, Plant Interactions and Potential Methods of Remediation [J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2015, 63(32): 7097-7107.
- [10] PAUL T, SAHA N C. Environmental Arsenic and Selenium Contamination and Approaches towards Its Bioremediation through the Exploration of Microbial Adaptations: A Review [J]. *Pedosphere*, 2019, 29(5): 554-568.
- [11] DUAN L Q, SONG J M, ZHANG Y T, et al. Role of Marine Algal Blooms in the Release of Arsenic at the Sediment-Seawater Interface: Evidence from Microcosm Experiments [J]. *Water Research*, 2023, 244: 120508.
- [12] MURRAY L A, RAAB A, MARR I L, et al. Biotransformation of Arsenate to Arsenosugars by *Chlorella vulgaris* [J]. *Applied Organometallic Chemistry*, 2003, 17(9): 669-674.
- [13] MAEDA S, NAKASHIMA S, TAKESHITA T, et al. Bioaccumulation of Arsenic by Freshwater Algae and the Application to the Removal of Inorganic Arsenic from an Aqueous Phase. Part II. by *Chlorella Vulgaris* Isolated from Arsenic-Polluted Environment [J]. *Separation Science and Technology*, 1985, 20(2/3): 153-161.
- [14] DUNCAN E G, MAHER W A, FOSTER S D. Contribution of Arsenic Species in Unicellular Algae to the Cycling of Arsenic in Marine Ecosystems [J]. *Environmental Science and Technology*, 2015, 49(1): 33-50.
- [15] YAMAMURA S, AMACHI S. Microbiology of Inorganic Arsenic: From Metabolism to Bioremediation [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2014, 118(1): 1-9.
- [16] TEBBETT S B, BELLWOOD D R, JOHNSON E R, et al. Occurrence and Accumulation of Heavy Metals in Algal Turf Particulates and Sediments on Coral Reefs [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022, 184: 114113.

- [17] 王雨璇, 陈冠虹, 喻敏, 等. 淡水硅藻的砷甲基化和砷氧化代谢机制 [J]. 环境工程学报, 2023, 17(5): 1620-1630.
- [18] 张庐生, 强震宇, 王琴, 等. 刚毛藻对砷的吸收及生理响应 [J]. 环境科学与技术, 2022, 45(10): 11-17.
- [19] 钟兆洪, 谢作明, 毛青, 等. 固氮鱼腥藻介导 As(III)氧化及其对铵氮输入响应 [J]. 地球科学, 2024, 49(5): 1920-1930.
- [20] 罗唐惠子, 任霞, 蒙新赞, 等. 湖南石门雄黄矿区黄水溪砷昼夜变化及藻对砷释放影响研究 [J]. 岩石矿物学杂志, 2022, 41(4): 835-843.
- [21] SHAH N, DUBEY V K, THAKKAR S, et al. Bioaccumulation of Arsenic(V) from Wastewater by Live and Dead *Spirogyra* sp. [J]. Journal of Basic Microbiology, 2022, 62(3/4): 489-497.
- [22] RAJAKOVIĆ L V. The Sorption of Arsenic Onto Activated Carbon Impregnated with Metallic Silver and Copper [J]. Separation Science and Technology, 1992, 27(11): 1423-1433.
- [23] LIU Y, ZHAO J, CHEN S, et al. Removal of Arsenic from Realgar-Containing Water by *Spirogyra*: Implications for in Situ Remediation of Arsenic in the Mine Area [J]. Applied Geochemistry, 2024, 160: 105873.
- [24] 何书晗, 张洪波, 欧阳添, 等. 链霉素驱动微藻叶绿素荧光动力学的响应研究 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2024, 46(2): 81-89.
- [25] 施军琼, 向蓉, 何书晗, 等. 应用 qPCR 研究三峡库区沉积物中拟多甲藻的动态变化——以汝溪河为例 [J]. 西南大学学报(自然科学版), 2023, 45(5): 57-67.
- [26] SURESH KUMAR K, DAHMS H U, WON E J, et al. Microalgae—a Promising Tool for Heavy Metal Remediation [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 113: 329-352.
- [27] 蒙新赞, 赵嘉, 刘璟. 膨润土中硫酸盐还原菌对 As 和 N 的还原作用 [J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(6): 1305-1314.
- [28] MIYASHITA S, FUJIWARA S, TSUZUKI M, et al. Rapid Biotransformation of Arsenate into Oxo-Arsenosugars by a Freshwater Unicellular Green Alga, *Chlamydomonas Reinhardtii* [J]. Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry, 2011, 75(3): 522-530.
- [29] KARADJOVA I B, SLAVEYKOVA V I, TSALEV D L. The Biouptake and Toxicity of Arsenic Species on the Green Microalga *Chlorella Salina* in Seawater [J]. Aquatic Toxicology, 2008, 87(4): 264-271.
- [30] LIU J, DENG S M, ZHAO F H, et al. Spectroscopic Characterization and Solubility Investigation on the Effects of As(V) on Mineral Structure Tooeleite ($\text{Fe}_6(\text{AsO}_3)_4\text{SO}_4(\text{OH})_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) [J]. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 2015, 134: 428-433.
- [31] YIN L W, LI W P, LIN S, et al. Simultaneous Removal of Arsenite and Arsenate from Mining Wastewater Using ZIF-8 Embedded with Iron Nanoparticles [J]. Chemosphere, 2022, 304: 135269.
- [32] 陈双双, 郑超, 李若萱, 等. 胞外聚合物对三角褐指藻砷酸盐富集和形态转化的影响 [J]. 环境化学, 2022, 41(7): 2289-2298.

责任编辑 苏荣艳

包颖