

净水污泥固定化硫氧化菌去除河道中 AVS 污染的试验研究

潘俊,张萧汉

(沈阳建筑大学市政与环境工程学院,辽宁 沈阳 110168)

摘要 目的 研究净水污泥固定化硫氧化菌去除河道中的酸可挥发性硫化物污染方法,为净水污泥资源化利用提供一种新的思路。方法 通过高温焙烧的方法制备净水污泥固定化载体,采用 XRD、SEM、BET 对载体进行表征,使用净水污泥、绿沸石、活性炭 3 种载体对硫氧化菌进行固定化,分析其对底泥中 AVS 的去除效果以及固定化效果的影响,并通过高通量测序技术分析其对微生物种群变化的影响。结果 净水污泥固定化载体的最佳焙烧温度为 600 °C,无论是单一载体,还是固定化硫氧化菌,净水污泥组对于 AVS 的去除效果均要优于绿沸石和活性炭;同时硫氧化菌在温度为 30 °C、pH=6、固定化时间为 24 h 条件下的固定化效果最好;净水污泥固定化硫氧化菌的加入有利于降解硫化物优势菌种的群居,抑制了硫酸盐还原菌的生长繁殖。结论 净水污泥固定化硫氧化菌能有效去除河道中的 AVS 污染,降低底泥生物种群的多样性,有利于去除 AVS 优势菌种的群聚,抑制硫酸盐还原菌的繁殖,促进水体黑臭环境的改善。

关键词 微生物固定化;净水污泥;AVS;硫氧化菌

中图分类号 TU99;X522

文献标志码 A

引用格式:潘俊,张萧汉. 净水污泥固定化硫氧化菌去除河道中 AVS 污染的试验研究[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版),2024,40(1):179-186. (PAN Jun,ZHANG Xiaohan. Removal of AVS pollution in river by sulfur oxidizing bacteria immobilized on water purification sludge[J]. Journal of Shenyang jianzhu university (natural science),2024,40(1):179-186.)

Removal of AVS Pollution in River by Sulfur Oxidizing Bacteria Immobilized on Water Purification Sludge

PAN Jun,ZHANG Xiaohan

(School of Municipal and Environmental Engineering,Shenyang Jianzhu University,Shenyang,China,110168)

Abstract: In this study, sulfur oxidizing bacteria immobilized on water purification sludge to remove Acid Volatile Sulfide (AVS) in a river channel was studied. There were three immobilized carriers. One was made of water purification sludge by high temperature calcination. Other two immobilized

收稿日期:2021-10-08

基金项目:国家重点研发计划项目(2018YFC1801203)

作者简介:潘俊(1962—),男,教授,博士研究生导师,主要从事水污染控制理论与技术等方面研究。

carriers were green zeolite and activated carbon. Three immobilization bodies were prepared by commercially available sulfur oxidizing bacteria immobilized on above three carriers were characterized by XRD, SEM and BET. The performances and influence factors of the above three immobilization bodies on AVS removal were analyzed. At the same time, the effect of the immobilization bodies on changes in microbial populations in sediments was analyzed by high-throughput sequencing technology. The results showed that the optimal roasting temperature of the water purification sludge carrier was 600°C, and its AVS removal effect was best among three carriers. The AVS removal effect of its immobilization body was best among three immobilization bodies. The optimal conditions for the immobilization body were temperature of 30°C, pH of 6, and immobilization time of 24h. Immobilization of sulfur oxidizing bacteria on water purification sludge facilitates the aggregation of dominant sulfide-degrading bacteria and inhibits the growth and reproduction of sulfate-reducing bacteria. So immobilized sulfur oxidizing bacteria in water purification sludge can effectively remove AVS pollution in a river channel and improve the black and odor environment of sediment.

Key words: microbial immobilization; water purification sludge; AVS; sulfur oxidizing bacteria

水体发生黑臭现象的机理大致相同,污染物进入水体后,水体富营养化,溶解氧降低,水体长期处于缺氧或厌氧状态。在厌氧状态下有机硫分解,硫酸盐还原会产生硫化氢,硫化氢会与水中以固态或悬浮态存在的铁、锰化合物结合产生使水体发黑的 FeS 和 MnS;溶解于水中带颜色的腐殖类有机物和放线菌大量繁殖也会导致水体发黑^[1-3]。酸可挥发性硫化物(Acid Volatile Sulfide, AVS)是指在酸性条件下可以溶解于底泥中并能释放出 H₂S 气体的固相部分,是衡量河道底泥污染状况的重要指标^[4]。传统的物理或化学修复技术均存在成本高或容易造成二次污染等缺点。微生物固定化技术将高效微生物菌种通过吸附或包埋的方式固定在载体内部或表面,协同发挥基质的吸附作用、微生物的转化作用,形成基质吸附—微生物生长—基质再生的良性循环,增加单位体积内微生物数量的同时,避免了微生物随水流失^[5]。微生物修复技术虽发展前景较好,但抗冲击能力差、富集效果不好、易流失。肖尧等^[6]将高效脱氮细菌 *Acinetobactersp.* T1 吸附固定在无机载体上去除城市河道及底泥中的氨氮。王晓琼等^[7]使用硫氧化菌去除养殖海水中的硫化物。净水污泥若处置不当,

不仅不能发挥其回收价值,而且还会对环境造成二次污染。采用净水污泥为原料制备微生物固定化载体,因混凝剂本身含有一定的铁盐和铝盐的成分,硫氧化菌可以将其利用作为底物,促进菌体对硫的氧化作用。经焙烧改性后的净水污泥增大了比表面积,黏附在吸附点位上的物质会在高温条件下被分解,因此提高了其吸附性能^[8]。基于此,笔者探讨使用净水污泥作为微生物固定化载体,将固定化硫氧化菌技术应用到河道污染的修复中,探讨理论可行性和技术优势,以废治污,为净水污泥的资源化利用提供一种新的思路。

1 试验

1.1 试验材料

试验所需的微生物固定化载体包括净水污泥、绿沸石、活性炭。试验所用净水污泥取自沈阳圣源水务西部净水厂,取自经沉淀池机械脱水后处于浓缩池末端的泥饼,在试验室进行烘干,放置在阴凉处保存备用。硫氧化菌(*Limnobacter Thiooxidans*)为上海谷研生物工程有限公司提供的市售产品,有效活菌数大于 1.0×10^8 个/g。

试验所用底泥和水样取自沈阳市辽中区细河下游大兀拉村段,该河道上游所处地段

位于铁西老工业区,重工企业很多,沿岸的村庄存在生活污水直排等现象,汛期雨水冲刷导致水体出现黑臭,较为严重。取样方法参照《水质采样技术指导》(HJ 474—2009),选取3个有代表性的点位,用柱状取泥器于1.5 m水深取样,去掉表面植物残渣及垃圾,混匀后在试验室密封避光保存。

1.2 固定化载体的制备与表征

将净水污泥烘干后,置于马弗炉中在200℃、400℃、600℃、800℃温度焙烧2 h,过0.420 mm孔径筛得到净水污泥载体颗粒。采用全自动比表面积及孔隙度分析仪BET测定净水污泥载体的比表面积;采用XRD射线衍射仪分析净水污泥载体的物相元素组成;采用扫描电子显微镜SEM观察净水污泥载体微观的表面形态。

1.3 AVS的固定化方法

由于取样水体AVS含量不够高,采用细河底泥和原水添加硫化物的标准溶液配制试验用AVS污染水体,配制后的AVS含量达到755 mg/kg。试验反应装置是高为800 mm、直径为200 mm的透明有机玻璃柱,每隔100 mm设置取样口,为模拟自然水体条件,避免底泥及上覆水体直接接受光照,使用锡箔纸包裹玻璃柱避光。注入试验底泥至200 mm高,再用虹吸法沿瓶壁注入试验水样至700 mm,尽量避免底泥扰动,放置72 h,使上覆水体与底泥进一步分层稳定。分别投加20 g净水污泥、活性炭、绿沸石固定化载体,在尽可能不对上覆水体造成扰动的前提下将载体与底泥混匀,每天采集表层底泥样品进行检测。

将蛋白胨10 g、酵母粉5 g、NaCl 10 g、琼脂15 g、蒸馏水1 L分别放入15个150 mL锥形瓶中,加塞,配制液体富集培养基。在对微生物进行吸附固定化前,需要对基质进行预处理,用蒸馏水冲洗掉表面粉尘,再用1 mol/L的盐酸溶液浸泡24 h后用蒸馏水冲洗3遍,再使用10 g/L的NaOH溶液重复操

作,最后使用质量浓度10%的NaCl溶液浸泡24 h,烘干备用。取30 g的微生物固定化基质与液体富集培养基一同放入高压蒸汽灭菌锅中,120℃下灭菌0.5 h。

将冻存管中的Limnobacter Thiooxidans菌种以 $\varphi=1\%$ 的接种量接种于100 mL液体富集培养基中,向培养基中加入10 g固定化载体,调节pH=7,在30℃、150 r/min转速的条件下恒温震荡培养24 h。待微生物完全附着在基质上后,将载体与培养基抽滤分离,风干后制得固定化微生物。分别投加20 g净水污泥、活性炭、绿沸石固定化微生物,每天采集底泥样品,进行检测。为对比固定化微生物与直接投加菌剂的处理效果,单独向水体中直接投加5 g市售菌剂,测定其30 d内AVS含量的变化。

1.4 固定化条件

进行单因素试验,探究温度分别为20、25、30、35、40℃;pH分别为5、6、7、8、9;固定化时间分别为6、12、18、24、30 h时三个因素对固定化效果的影响。取0.1 g固定化后的净水污泥,测其单位质量上的微生物含量。取20 g硫化物污染底泥和100 mL原水,放入250 mL锥形瓶中,加入1 g固定化硫氧化菌,在30℃、150 r/min的转速下反应24 h,取5 g待测底泥,计算AVS的去除率。

1.5 检测方法

底泥中的AVS含量采用亚甲基蓝分光光度法测定,图1为测定装置。

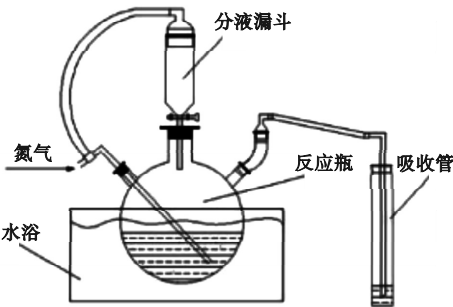


图1 硫化物测定装置图

Fig. 1 Device diagram for sulphide determination

向待测底泥中加入盐酸使其释放出硫化氢,再通入氮气将硫化氢吹脱至装置末端,使用 NaOH 溶液吸收,通过测定溶液中硫化物的量求出底泥中 AVS 的含量。

生物量是能反映出固定化效果最直接的指标,一般以 1 g 固定化载体上所含的微生物细胞个数来评价,生物量的测定采用磷脂法,结果以 nmol/g(以 P 计)载体材料表示,相当于含 10^8 个大肠杆菌的细胞。

2 结果与分析

2.1 净水污泥固定化载体的表征

2.1.1 比表面积分析

表 1 为不同焙烧温度下净水污泥固定化载体的比表面积。由表 1 可知,与未焙烧的净水污泥相比,在焙烧至 600 ℃之前,净水污泥的比表面积均会随着焙烧温度的升高而增大,在 600 ℃时比表面积达到了最高的 76.37 m²/g,这是由于净水污泥内部的有机物在高温条件下,因分解而脱离了载体,使其内部形成众多细小的孔径。在焙烧温度达到 800 ℃时,由于温度过高,净水污泥内部的结构会坍塌,导致大量的孔隙堵塞^[9],净水污泥载体的比表面积开始减小。

表 1 不同焙烧温度下净水污泥载体的比表面积
Table 1 Specific surface area of water purification sludge carrier under different calcination temperatures

焙烧温度/℃	比表面积/(m ² ·g ⁻¹)
未焙烧	34.91
200	42.66
400	56.35
600	76.37
800	52.36

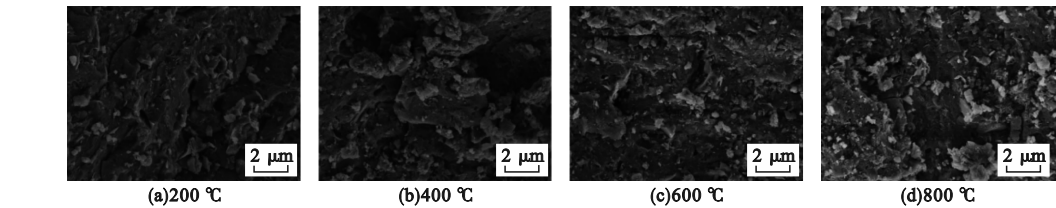


图 3 净水污泥载体的 SEM 图

Fig. 3 SEM of water purification sludge carrier

2.1.2 X 射线衍射分析

不同焙烧温度下的净水污泥载体的 XRD 衍射图谱如图 2 所示。由图 2 可知,净水污泥中的 Si 和 Al 元素以 SiO₂ 和 Al₂O₃ 形式存在。净水污泥投加的絮凝剂中含有 Fe、Al、Ca 等化合物,但在 XRD 衍射图谱中并没有明显的 Fe、Ca 的特征峰,说明这些化合物主要以无定型的形式存在^[10]。此外,温度在 200 ~ 600 ℃时,无论是 SiO₂,还是 Al₂O₃,特征峰无明显变化,在温度达到 800 ℃时 Al₂O₃ 的特征峰明显变弱,这说明过高的温度会破坏 Al₂O₃ 晶体结构的稳定性。

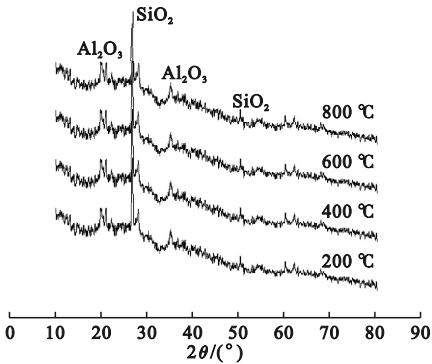


图 2 净水污泥载体的 XRD 衍射图谱

Fig. 2 XRD diffraction pattern of water purification sludge

2.1.3 扫描电镜分析

净水污泥载体焙烧后的 SEM 如图 3 所示。由图 3 可知,经 200 ℃焙烧过后的净水污泥载体表面较为平整,升高焙烧温度会使载体的表面结构更加松散,这是因为高温焙烧破坏了载体微观中的晶格结构,形成造孔作用。较为松散的晶格结构可以有效增加固定化载体的比表面积,但在 800 ℃时,焙烧温度过高导致微观结构的坍塌,使孔径堵塞^[9]。

2.2 固定化前后 AVS 的去除效果

不同载体对固定化前后底泥中 AVS 去除效果的影响如图 4 所示。可以看出,单一载体对于 AVS 均未表现出良好的去除率。活性炭和绿沸石载体的去除率均在 9% 左右,主要是因为活性炭和绿沸石载体表面存在一些碱性官能团,促进了载体对水中硫化物的吸附作用^[11]。相比之下,净水污泥载体

的去除率较好,达到了 15%,是因为净水污泥载体中的 Al、Fe 盐可以在水的作用下形成水合氧化物,可以形成活性较强的表面羟基,这些表面羟基通过取代反应可以去除水中的阴阳离子污染物^[12]。因此,与其他组分相比,净水污泥对于水中的带正、负电荷污染物去除效果更好。

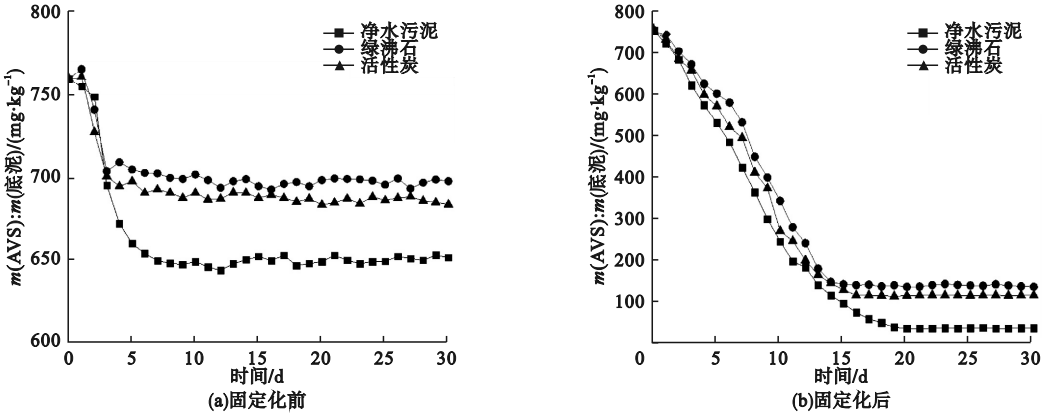


图 4 固定化前后的 AVS 变化

Fig. 4 Changes of AVS concentration before and after immobilization

固定化微生物对于水中的硫化物均展现出了良好的去除效果,净水污泥组、绿沸石组、活性炭组的去除率分别达到了 86%、76%、78%。硫氧化菌为兼性能自养菌,可同时利用无机碳和有机碳作为碳源,以 NH_4^+ 为氮源^[13]。硫氧化菌除了直接从水体中摄取 Fe 和 S,还可以从净水污泥中摄取一部分 Fe,通过自身的代谢反应使 Fe 和 S 氧化,且硫氧化菌的代谢产物 Fe_2SO_4 对水体中的硫化物也有一定的氧化作用,二者同时进行会使硫化物的氧化速率逐渐加快,在 15 d 后硫氧化菌对水体中硫化物的氧化作用基本达到饱和状态^[14]。

图 5 为 30 d 内硫氧化菌对底泥中 AVS 的处理效果。由图 5 可以计算出,在 7 d 时 AVS 去除率可达 62%,而后趋于平缓。空白组也有约为 5% 的去除率,分析其原因是底泥中的 AVS 释放到水体中,并以 H_2S 气体的形式散播到空气中。由此可见,有 57% 的

去除率是由于硫氧化菌的作用完成的。

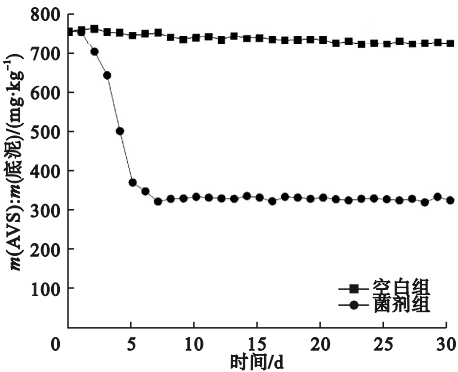


图 5 单独投加菌剂的 AVS 浓度变化

Fig. 5 Change of AVS concentration after adding bacterial agent

图 6 为不同载体及固定化微生物的 AVS 去除率。A 为空白组,B 为菌剂;C 为净水污泥,D 为净水污泥固定化微生物;E 为绿沸石,F 为绿沸石固定化微生物;G 为活性炭,H 为活性炭固定化微生物。从图 6 可以看出,单独投加硫氧化菌对 AVS 的降解周期显然不如固定化组分持久,无论是哪种载体

都更有利于硫氧化菌的富集和生长。固定化硫氧化菌的去除率显然要优于直接投加菌剂,而且净水污泥固定化硫氧化菌对于 AVS 的去除效果是最佳的,需要对其固定化条件进行优化。

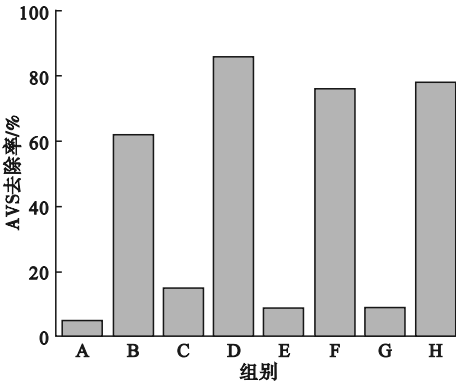


图6 各组分的 AVS 去除率

Fig. 6 AVS removal rate of 8 groups

2.3 固定化条件的优化

2.3.1 温度对固定化效果的影响

固定化温度对生物量和 AVS 去除率的影响如图 7 所示。可以看出,温度对固定化效果的影响较小,在 25 ~ 35 ℃ 内变化不大,在 30 ℃ 时硫氧化菌的生物量最高,达到了 1.86×10^9 个/g, AVS 去除率也达到了 86%。相比较其他温度,30 ℃ 更适合硫氧化菌的生长,代谢较为稳定,更容易附着在载体表面。

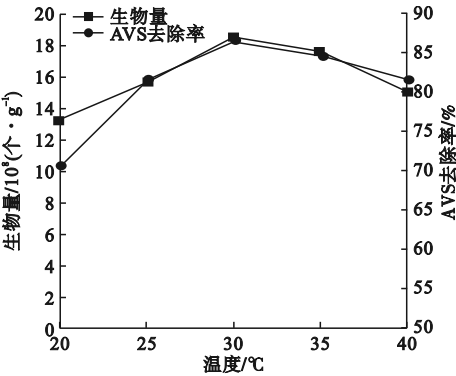


图7 生物量和 AVS 去除率随温度的变化

Fig. 7 The effect of temperature on changes of biomass and AVS removal rate

2.3.2 pH 对固定化效果的影响

固定化培养基初始 pH 值对固定化效果

影响如图 8 所示。可以看出,虽然 AVS 去除率和硫氧化菌的数量随 pH 值变化的大体趋势相同,但 AVS 去除率受 pH 的影响要远大于生物量。由于硫氧化菌嗜酸,在酸性条件下,生长速度快、繁殖能力较强、生物量多^[7],对 AVS 的去除率较高。同时在酸性条件下 AVS 也更容易释放 H₂S 气体,所以,在酸性条件下去除率升高并不完全是硫氧化菌的作用, pH 值也会直接影响底泥中的 AVS^[15]。因此在硫氧化菌固定化过程中最适宜的 pH 值为 6。

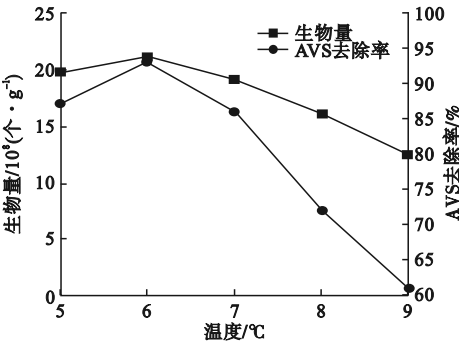


图8 生物量和 AVS 去除率随 pH 的变化

Fig. 8 The effect of pH on changes of biomass and AVS removal rate

2.3.3 时间对固定化效果的影响

固定化时间对固定化效果的影响如图 9 所示。固定化时间较短时,由于硫氧化菌没有开始大量繁殖,只有用于接种那一部分在吸附,但净水污泥载体本身对 AVS 也有吸附

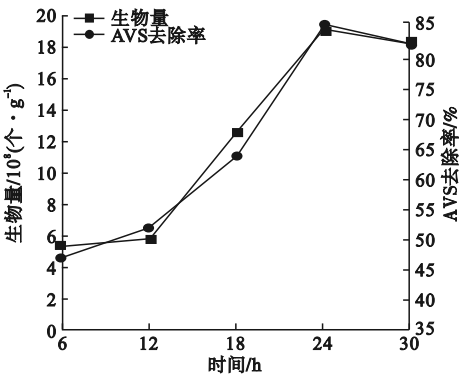


图9 生物量和 AVS 去除率随时间的变化

Fig. 9 The effect of time on changes of biomass and AVS removal rate

作用,去除率也会随时间的增加而增加。在硫氧化菌的生长达到对数期时,其生物量和 AVS 去除率明显提升,在 24 h 时生物量为 1.92×10^9 个/g,去除率达到了 87%。在 24 h 以后,硫氧化菌的生长进入衰亡期,菌体的生物活性较弱,生物量和 AVS 去除率均开始下降。因此,硫氧化菌的最佳固定时间为 24 h。

2.4 对底泥微生物群落结构的影响

水体中的生物多样性与水生态系统的稳定净化效率息息相关,笔者在沈阳市辽中区细河下游大兀拉村段,进行固定化硫氧化菌去除河道 AVS 现场试验,对比净水污泥固定化硫氧化菌投加前后对河道底泥微生物种群变化的影响。以门水平分析试验组和对照组的微生物群落结构差异,从微生物的角度进一步探究该方法的可行性。试验中的 A 为对照组,B 为试验组,序号 1、2、3 则代表同一地点取样 3 次的生物学重复样本。门水平下的物种丰度如图 10 所示。

了固定化硫氧化菌,硫氧化菌属酸杆菌门,投加后在底泥环境中以氧化单质硫或还原态的硫化物来获得自身细胞生长和代谢所需要的能量,以 NH_4^+ 为氮源,以底泥中的有机碳和无机碳为碳源生长繁殖,因此,试验组中酸杆菌门的比例比对照组上升了约 18%。除此之外,对照组中有约为 6.4% 的脱硫菌门,其主要组成成分是硫酸盐还原菌,该菌种属于脱硫菌门,在厌氧条件下以底泥中的硫酸盐为电子受体,消耗水中的有机物,使其为水中的含硫物质离子提供电子,产生硫化氢、硫脒等含硫物质^[19]。固定化硫氧化菌的加入,有效地抑制了脱硫菌门生长繁殖,对于底泥中黑臭环境起到了一定的改善作用。

3 结 论

(1)净水污泥载体制备的最佳焙烧温度为 600 ℃,过高的温度会导致载体内部的晶体结构坍塌,比表面积反而降低。

(2)固定化硫氧化菌组要优于向水体中直接投加硫氧化菌菌剂;无论是单一载体组,还是固定化硫氧化菌载体组,净水污泥组对 AVS 的去除效果均要优于绿沸石组与活性炭组。

(3)载体表面的生物量与 AVS 的去除率有明显的相关性,在温度为 30℃、pH 为 6、固定化时间为 24h 的条件下,硫氧化菌的固定化效果最好。

(4)投加固定化硫氧化菌虽然会降低底泥种群的生物多样性,但更有利于去除 AVS 优势菌种的群聚,并且可以抑制硫酸盐还原菌的繁殖,促进水体黑臭环境的改善。

参考文献

[1] 李伟杰,汪永辉. 铁离子在水体中价态的转化及其与河道黑臭的关系[J]. 净水技术,2007,26(2):35-37.
(LI Weijie, WANG Yonghui. The cycle and conversion of iron in the rivers and its relation to water blackening and stink [J]. Water purification technology,2007,26(2):35-37.)
[2] 王旭,王永刚,孙长虹,等. 城市黑臭水体形成

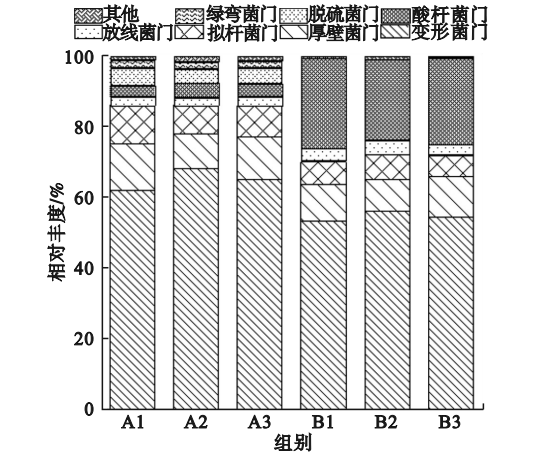


图 10 门水平下的优势物种相对丰度图
Fig. 10 Relative abundance map of dominant species at phylum level

从图 10 中可以看出,各组的优势菌种中均含有变形菌门、厚壁菌门、拟杆菌门,这些是污水处理系统中常见的优势菌种,变形菌门具有良好的脱氮除磷能力,拟杆菌门具有降解有机物的能力^[17-18]。试验组由于投加

- 机理与评价方法研究进展[J]. 应用生态学报, 2016, 27(4): 1331–1340.
(WANG Xu, WANG Yonggang, SUN Changhong, et al. Formation mechanism and assessment method for urban black and odorous water body: a review [J]. Chinese journal of applied ecology, 2016, 27(4): 1331–1340.)
- [3] 李真, 黄民生, 何岩, 等. 铁和硫的形态转化与水体黑臭的关系[J]. 环境科学与技术, 2010, 33(增刊1): 1–3.
(LI Zhen, HUANG Minsheng, HE Yan, et al. The relationship between form transformation of iron and sulfur and the black-odor water body [J]. Environmental science & technology, 2010, 33(S1): 1–3.)
- [4] 罗雅, 董文艺, 吴华财. 原位投加氧化剂去除河道污染底泥黑臭的研究[J]. 水利水电技术, 2012, 43(8): 28–33.
(LUO Ya, DONG Wenyi, WU Huacai. Study on removal of black-odour from contaminated sediment in river with in-situ dosing of oxidant [J]. Water resources and hydropower engineering, 2012, 43(8): 28–33.)
- [5] 李廷梅. 复合固定化微生物对河水中氨氮去除效果研究[D]. 郑州: 郑州大学, 2014.
(LI Tingmei. Study on ammonia nitrogen removal effect in polluted river water by composite immobilized microorganisms [D]. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2014.)
- [6] 肖尧, 吴晨捷, 蒋庆肯, 等. 固定化 *Acinetobacter* sp. T1 细菌处理河道氨氮污染的研究[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(10): 1338–1345.
(XIAO Yao, WU Chenjie, JIANG Qingken, et al. Study on the treatment of urban polluted water by immobilized *acinetobacter* sp. T1 bacteria [J]. Journal of ecology and rural environment, 2019, 35(10): 1338–1345.)
- [7] 王晓琼, 赵阳国, 张彦超, 等. 硫氧化菌的吸附固定化及对硫化物的去除效果研究[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2019, 49(5): 78–83.
(WANG Xiaojiong, ZHAO Yangguo, ZHANG Yanchao, et al. Characteristics of adsorption immobilization of sulfur-oxidizing bacteria and sulfide removal performance [J]. Periodical of ocean university of China, 2019, 49(5): 78–83.)
- [8] 周婧. 基于净水污泥缓释过氧化钙材料的制备及其抑制内源磷释放的效果[D]. 苏州: 苏州科技大学, 2019.
(ZHOU Jing. Preparation of slow-release calcium peroxide material based on water purification sludge and its effect on inhibiting release of internal phosphorus [D]. Suzhou: Suzhou University of Science and Technology, 2019.)
- [9] 张玉妹, 韩乙萱, 魏杰, 等. 碱改性净水污泥对水中氨氮的吸附效能研究[J]. 环境科学学报, 2014, 34(10): 2484–2490.
(ZHANG Yumei, HAN Yixuan, WEI Jie, et al. Adsorption efficiency of alkali-modified water treatment sludge for ammonia nitrogen in water [J]. Acta scientiae circumstantiae, 2014, 34(10): 2484–2490.)
- [10] WANG Changhui, GAO Sijia, WANG Tianxiao, et al. Effectiveness of sequential thermal and acid activation on phosphorus removal by ferric and alum water treatment residuals [J]. Chemical engineering journal, 2011, 172(2/3): 885–891.
- [11] 李亚峰, 姚敬博, 郝滢, 等. EM-SBBR 反应器自然培养启动[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2010, 26(1): 140–144.
(LI Yafeng, YAO Jingbo, HAO Ying, et al. Research on EM-SBR reactor start-up in natural training [J]. Journal of Shenyang jianzhu university (natural science), 2010, 26(1): 140–144.)
- [12] GU L, WANG Y, ZHU N, et al. Preparation of sewage sludge based activated carbon by using fenton's reagent and their use in 2-naphthol adsorption [J]. Bioresource technology, 2013, 146: 779–784.
- [13] ROI M, CERJAN S, KURAJICA S, et al. Ammoniacal nitrogen removal from water by treatment with clays and zeolites [J]. Water research, 2000, 34(14): 3675–3681.
- [14] DAYTONE A, BASTA N T. Use of drinking water treatment residuals as a potential best management practice to reduce phosphorus risk index scores [J]. Journal of environmental quality, 2005, 34(6): 2112–2117.
- [15] 李力, 王小静, 刘季花. 沉积物中酸可挥发性硫化物的分析方法研究[J]. 海洋与湖沼, 2015, 46(1): 96–101.
(LI Li, WANG Xiaojing, LIU Jihua. Analytical method of acid volatile sulfide in sediment [J]. Oceanologia et limnologia sinica, 2015, 46(1): 96–101.)
- [16] BONAVENTURA G D, PICCOLOMINI R, PALUDI D, et al. Influence of temperature on biofilm formation by *listeria monocytogenes* on various food-contact surfaces: relationship with motility and cell surface hydrophobicity [J]. Journal of applied microbiology, 2008, 104(6): 1552–1561.
- [17] 魏健, 何锦垚, 宋永会, 等. 臭氧催化氧化-BAF 深度处理抗生素废水效能及微生物群落结构分析[J]. 环境科学学报, 2020, 40(6): 2090–2100.
(WEI Jian, HE Jinyao, SONG Yonghui, et al. Advanced treatment of antibiotic wastewater by catalytic oxidation combined with BAF process and analysis of the bacterial community structures [J]. Acta scientiae circumstantiae, 2020, 40(6): 2090–2100.)
- [18] 马贺蒙. 好氧移动床生物膜工艺处理垃圾渗滤液效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2017.
(MA Hemeng. The effect of aerobic moving bed biofilm reactor process on landfill leachate [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2017.)

(责任编辑: 王国业 英文审校: 唐玉兰)