

李聪聪, 刘成, 兰童, 等. 生物活性炭使用过程中微生物群落变化规律及其对净化效能的影响[J]. 净水技术, 2022, 41(12): 46-53, 92.

LI C C, LIU C, LAN T, et al. Variation pattern of microbial communities and the influence on purification efficiency in operation process of BAC[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(12): 46-53, 92.



扫我试试?

生物活性炭使用过程中微生物群落变化规律及其对净化效能的影响

李聪聪^{1,2}, 刘成^{1,2,*}, 兰童², 许展鹏², 冯昌龙², 陈卫²

(1. 河海大学浅水湖泊综合治理与资源开发教育部重点实验室, 江苏南京 210098; 2. 河海大学环境学院, 江苏南京 210098)

摘要 利用现场中试试验装置研究了水厂生物活性炭(BAC)应用过程中的微生物群落演变规律,并探讨了其净化效能的变化情况。结果表明,BAC颗粒上的生物量至5年时基本稳定,之后维持在一定范围内波动,但生物活性呈现下降的趋势。微生物群落结构分析表明,BAC颗粒上微生物种群主要为变形杆菌门(Proteobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria)和绿弯菌门(Chloroflexi)。硝化螺旋菌属(*Nitrospira*)、慢生根瘤菌属(*Bradyrhizobium*)和根瘤菌属(*Rhizobium*)等与净化效能直接相关的微生物在2~4年时相对丰度最高,之后随着使用时间的增长呈现下降的趋势。此外,随着时间的推移,BAC微生物群落机制由随机过程向确定过程转变,特别是8年、9年、10年BAC中,同质选择发展为主导作用(占59.09%~75.63%),导致BAC微生物群落多样性下降以及生物降解功能弱化。微生物群落的变化直接影响了其对氨氮、有机物的净化效能。

关键词 生物活性炭(BAC) 微生物群落 使用过程 净化效能 饮用水

中图分类号: TU991 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)12-0046-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.12.006

Variation Pattern of Microbial Communities and the Influence on Purification Efficiency in Operation Process of BAC

LI Congcong^{1,2}, LIU Cheng^{1,2,*}, LAN Tong², XU Zhanpeng², FENG Changlong², CHEN Wei²

(1. Key Laboratory of Integrated Regulation and Resource Development on Shallow Lakes, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract Pilot tests was used to study the variation law of biofilm characteristics, microbial community of biological activated carbon (BAC) and its treatment performance. The results showed that the biomass on BAC was basically stable up to 5 years, and then maintained a range of fluctuations, but the biological activity showed a decreasing trend. Microbial communities structure analysis revealed that the microbial populations on BAC were mainly Proteobacteria, Acidobacteria, Chloroflexi. The relative abundance of microorganisms associated with pollutants degradation, such as *Nitrospira*, *Bradyrhizobium*, and *Rhizobium*, was highest at 2 to 4 years and then decreased significantly with increasing usage time. In addition, over time, the BAC microbial community mechanism shifted from stochastic to deterministic processes, especially in the 8, 9, 10 year BAC, where homogeneous selection developed a dominant role (59.09%~75.63%), leading to a decrease in BAC microbial communities diversity as well as weakened biodegradation function. Changes in the microbial community directly affected its effectiveness in the purification of ammonia and organic matter.

Keywords biological activated carbon (BAC) microbial community composition applied process purification efficiency drinking water

[收稿日期] 2022-09-05

[基金项目] 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07403-001)

[作者简介] 李聪聪(1992—),女,硕士,研究方向为饮用水深度处理, E-mail: 1250394070@qq.com。

[通信作者] 刘成(1977—),男,博士,教授,研究方向为水处理理论与技术, E-mail: liucheng8791@hhu.edu.cn。

臭氧-生物活性炭技术是目前国内应用最广泛的深度处理技术之一,对提升城市供水水质具有重要的作用,其中,生物活性炭(BAC)工艺单元对工艺及水厂出水具有明显的保障作用。一般认为BAC工艺单元是通过活性炭吸附、微生物降解及其协同作用来去除水中污染物,且在不同阶段各途径的贡献存在一定差异^[1]。当BAC使用时间较长时(尤其是使用3~5年之后),其吸附性能弱化,生物降解作用在水中污染物去除过程中发挥主导作用^[2-3]。然而,在实际应用中也发现使用时间超过3~5年后,其生物量基本维持稳定的情况下,BAC的净化效能随使用时间整体呈现下降趋势^[4-6],微生物群落结构及功能微生物比例的改变可能是关键因素。部分研究结果表明,BAC表面定殖的种类繁多,并明确不同炭池具体微生物组成种类,就丰度而言,变形杆菌门(Proteobacteria)、酸杆菌门(Acidobacteria)等是BAC生物膜的优势菌^[7],但针对BAC整个使用时间范围内微生物种群结构变化规律尚没有系统的研究。因此,本文采用中试试验装置对0~10年BAC颗粒上附着微生物群落特征的演变过程进行解析,比较了不同使用年限BAC颗粒上微生物群落的分类和系统发育,结合进出水水质的变化情况,明确BAC应用过程中的微生物群落演替规律及其对BAC净化性能的影响。论文研究结果将为水厂BAC工艺的应用及失效节点判定提供一定的参考。

1 材料和方法

1.1 试验装置及运行条件

BAC样品采自以太湖水为原水的3个水厂(XL、ZQ、XD)的活性炭池,共收集了1、3、5、7年和

9年5个使用时间的炭样(BAC池表层以下300 mm处),分别填充到中试装置的炭柱中(中试试验装置如图1所示),炭柱直径为200 mm、高度为3 500 mm,承托层高度为300 mm,炭层厚度为2 000 mm。进水为XL水厂臭氧接触池出水(水质参数如表1所示),采用下向流运行方式,运行参数参照XL水厂BAC池;空床接触时间为15 min,滤速为8 m/h,反冲洗周期为7~10 d,气冲为3 min,水冲为8 min。

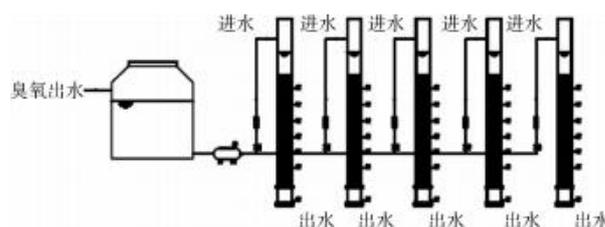


图1 中试装置示意图

Fig. 1 Diagram of Pilot Plant

在连续运行至第3 d和1年后,分别取表层下300 cm炭样,并分别标记为1年BAC(1-yr BAC)、2年BAC(2-yr BAC)、3年BAC(3-yr BAC)、4年BAC(4-yr BAC)、5年BAC(5-yr BAC)、6年BAC(6-yr BAC)、7年BAC(7-yr BAC)、8年BAC(8-yr BAC)、9年BAC(9-yr BAC)、10年BAC(10-yr BAC)。针对所采集样品,测定其生物量、生物活性及种群结构。装置连续运行期间,定期取样测定BAC柱进、出水的相关水质指标。

在冬季水温为7~10℃时,向进水桶投加氯化铵,使2年和10年BAC柱进水氨氮质量浓度达到1.0~1.2 mg/L,装置连续运行10 d,每天取BAC柱进出水测定氨氮浓度。

表1 BAC池进水水质参数
Tab. 1 Inflow Quality Parameters of BAC Filter

参数	6月—8月	9月—11月	12月—次年2月	3月—5月
温度/℃	24.2~29.6	15.6~23.3	8.5~14.2	13.9~21.6
氨氮/(mg·L ⁻¹)	0.104~0.216	0.123~0.212	0.121~0.270	0.107~0.195
NO ₃ ⁻ /(mg·L ⁻¹)	1.110~1.304	0.897~1.295	0.842~0.986	1.025~1.123
NO ₂ ⁻ /(mg·L ⁻¹)	0.012~0.021	0.010~0.020	0.010~0.019	0.010~0.019
TN/(mg·L ⁻¹)	1.483~1.840	1.485~1.746	1.470~1.750	1.541~1.736
DOC/(mg·L ⁻¹)	0.84~1.36	0.88~1.45	0.96~1.44	0.99~1.33
溶解氧/(mg·L ⁻¹)	7.92~9.53	8.74~10.41	9.31~11.86	9.15~10.81

1.2 分析项目及方法

1.2.1 水质指标

氨氮指标按《生活饮用水标准检验方法 总则》(GB/T 5750.1—2006)检测;DOC 采用 Aurora1 030W 总有机碳分析仪测定。

1.2.2 生物指标

BAC 的生物量和生物活性分别采用脂磷法和比好氧速率(SOUR)测定^[3];微生物 DNA 提取采用 EZNA[®] Soil DNA (Omega Bio-Tek, USA) 试剂盒;微生物种群采用 16S rRNA 高通量测序分析,测序步骤及扩增子分析流程参考文献^[8]。

1.3 数据分析方法

微生物群落结构主坐标成分分析(PCoA),利用 R 语言的 vegan 的 Package 分析。冗余分析(RDA)利用 CANOCO 5.0 软件进行分析。利用零模型探

究 BAC 微生物群落的组装方式。先计算获得最近种间亲缘关系指数(β NTI)和 Raup-Crick 矩阵(RCbray)等参数,当 β NTI 值 >2 时,表示群落组装过程为确定性过程; β NTI 值 <2 时,表示群落组装以随机性过程为主。同时,当 RCbray 值 >0.95 、RCbray 值 <-0.95 及 RCbray 值 <0.95 时,分别表示随机性过程为扩散限制、同质扩散^[9]。

2 结果和讨论

2.1 BAC 炭粒上生物量和生物活性变化趋势

生物量和生物活性直接反映了其生物降解效果的变化情况(图 2)。生物降解是 BAC 去除污染物的重要降解途径,因此,进一步探究生物量和生物活性指标随使用时间的变化规律。

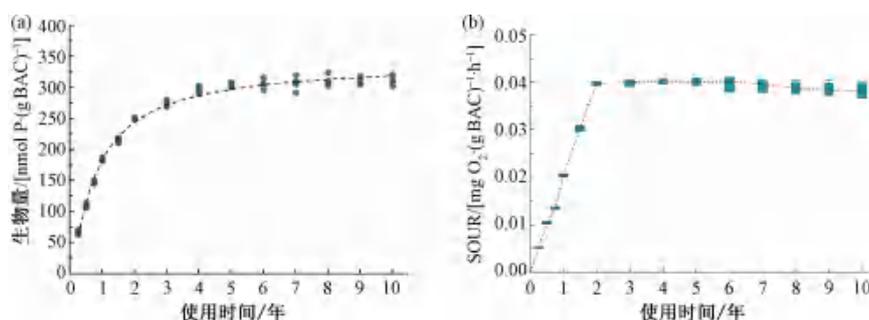


图 2 BAC 上(a)生物量及(b)生物活性变化

Fig. 2 Changes of (a) Biomass and (b) Bioactivity on BAC

在 BAC 初始运行时(2 年内),生物量呈现线性增长,达到 200 nmol P/(g BAC)。2 年后生物量增长放缓,在 5 年后稳定在 250 ~ 350 nmol P/(g BAC)。由于微生物的附着点主要位于活性炭的大孔通道和表面,并且 BAC 颗粒的大孔体积和表面积是相对确定的值,因而活性炭容纳的生物量势必会存在最大限值。多数研究中,生物膜成熟稳定后,BAC 生物量稳定在 80~400 nmol P/(g BAC)^[10-12],主要受进水水质(水温、水中有机物含量等)因素影响呈现一定的差异。

BAC 使用初期,生物活性随着生物量的增加而逐渐增加,2~3 年时达到最高值[0.04 mg O₂/(g BAC)·h],后随使用年限出现缓慢降低的趋势。一般认为,BAC 表面微生物的生物降解活性在一定范围内是稳定的^[13],生物膜内部生物活性会随使用时间呈现一定的下降趋势^[14-15]。

2.2 BAC 颗粒上生物种群变化规律分析

BAC 附着微生物种群是影响其净化效能的重要因素,因此,探究 BAC 微生物群落结构随使用年限的变化情况。

2.2.1 门水平上的变化情况

图 3 为不同使用时间 BAC 微生物群落组成在门水平上的相对丰度。1~10 年 BAC 的微生物群落在门水平上微生物分类组成表现出极大的相似性与稳定性,但相对丰度存在明显差异。微生物群落主要分布在以下门类中 Proteobacteria、Acidobacteria 和绿弯菌门(Chloroflexi),占总丰度的 70%~90%,是 BAC 池中的主要微生物群落。在 0~10 年 BAC 中,Proteobacteria 始终为门水平下的优势菌群,相对丰度超过 40%,其碳源主要来自于有机物,故对污染物具有较强的去除作用,是维持 BAC 群落稳定的主要贡献者。此外,BAC 在运行过程中,Actinobacteria

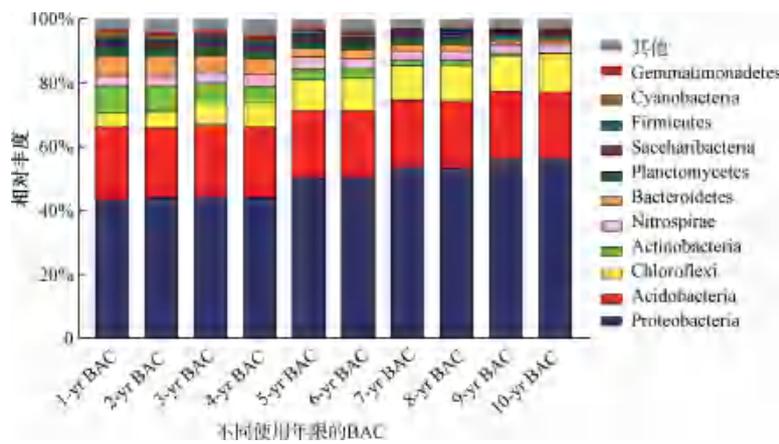


图3 不同使用年限 BAC 门水平的微生物种群组成

Fig. 3 Microbial Community Composition at Phylum Level of BAC under Service Lifes

和 Bacteroidetes 的相对丰度在 1 ~ 10 年分别从 8.33%、6.16% 下降到 0.49%、1.23%。Actinobacteria 能够将多种有机物作为碳源,对纤维素类物质的降解发挥重要作用,而 Bacteroidetes 具有将蛋白质、脂质和其他大分子分解为简单化合物的功能。因

此,这些微生物的减少一定程度上影响 BAC 生物降解功能。

2.2.2 属水平上的变化情况

进一步分析不同使用年限 BAC 样品属水平上的主要微生物变化情况,结果如图 4 所示。

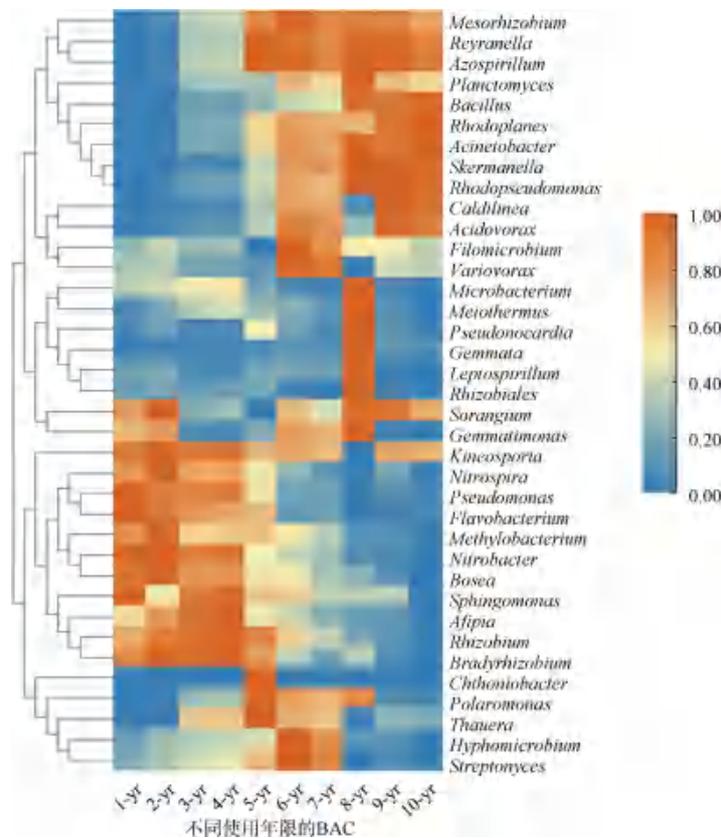


图4 不同使用年限 BAC 属水平的生物种群组成

Fig. 4 Microbial Communities Composition at Genus Level of BAC under Service Lifes

BAC 颗粒上的微生物在属水平上呈现较显著的变化: 1) 根瘤菌属 (*Rhizobium*)、慢生根瘤菌属 (*Bradyrhizobium*)、阿菲波菌属 (*Afipia*) 是常见的异养菌, 携带芳香化合物降解基因并能降解不同种类的有机物, 在 2~4 年 BAC 上富集, 相对丰度达到 7.85%、3.64%、3.63%, 之后随着使用时间延长丰度分别降至 4.53%、1.76%、1.09%; 2) 硝化螺旋菌属 (*Nitrospira*) 是水中脱氮过程的重要参与者, 其相对丰度从 3.51% 下降到 1.29%, 会引起 BAC 氨氮净化效能改变^[16]; 3) 博斯氏菌 (*Bosea*) 与生物膜的生物活性 (SOUR) 呈正相关^[17], 可保证微生物的降解活性和功能。在 BAC 微生物群落的演替中显示 *Bosea* 出现明显的下降趋势, 当 BAC 使用时间超过 8 年时, 其相对丰度降低至 0.43%, 故导致 BAC 生物活性减弱, 影响微生物群落的功能特性; 4) 相比之下, 一些厌氧菌属, 如红假单胞菌属 (*Rhodopseudomonas*)、斯克尔曼氏菌 (*Skermanella*) 和红游动菌属 (*Rhodoplanes*), 在 0~10 年运行过程中其相对丰度分别从 0.25%、0.63%、0.19% 增加至 2.96%、1.57%、2.04%, 由此推测在运行过程中 BAC 生物膜逐渐形成明显的厌氧分层结构。此外, 应特别注

意某些丝状菌种, 研究^[18]报道, 鲍曼不动杆菌 (*Acinetobacter*) 是典型丝状微生物, 可导致生物膜的老化以及 BAC 池堵塞, 降低微生物的净化效能。本研究发现 *Acinetobacter* 在使用时间较长的 BAC 出现明显的积累, 8~10 年 BAC 中其相对丰度达到 1% 以上, 分别为 1.13%、2.05% 和 2.19%。

2.2.3 生物多样性

表 2 为 1~10 年 BAC 微生物的 Chao、Ace、Shannon 指数。α 多样性指数结果显示, 微生物群落多样性在 1~10 年呈先升高再下降趋势, 在运行 2 年达到最大值。群落多样性可以确保微生物代谢能力并且可以提高微生物群落的稳定性, 故可提高污染物去除效能。考虑到 β 多样性, PCoA 分析探索了群落组成的总体变化, 并深度解释了约 73.17% 的方差 (图 5)。PERMANOVA 进一步证实了 BAC 样品之间微生物群落组成差异的统计学意义 ($p < 0.001$)。结果表明, 不同使用时间的 BAC 微生物群落第一、二维度上存在显著差异, 随 BAC 使用时间的增加, 各个时期不同微生物群落存在明显分离, 差异性扩大, 说明微生物群落具有明显的时间演变。

表 2 BAC 微生物群落 Alpha 多样性指数
Tab. 2 Alpha Diversity Index of BAC Microbial Communities

样品名称	Chao	Ace	Shannon	Coverage
1-yr BAC	1 141.75±45.75	1 157.78±41.12	4.91±0.07	0.999 04±0.000 26
2-yr BAC	1 259.15±25.55	1 247.36±47.04	5.19±0.17	0.999 16±0.000 13
3-yr BAC	1 202.02±20.68	1 178.85±93.95	5.12±0.10	0.998 96±0.000 15
4-yr BAC	1 176.88±13.82	1 154.72±113.08	4.90±0.09	0.999 05±0.000 11
5-yr BAC	1 093.92±60.08	1 093.12±65.18	4.87±0.14	0.999 15±0.000 10
6-yr BAC	1 073.89±57.41	1 078.86±50.04	4.81±0.12	0.999 03±0.000 13
7-yr BAC	1 060.17±41.83	1 058.26±55.04	4.74±0.07	0.999 10±0.000 19
8-yr BAC	1 044.40±38.91	1 052.22±41.08	4.71±0.12	0.999 05±0.000 25
9-yr BAC	1 036.22±25.08	1 043.69±37.41	4.58±0.11	0.999 11±0.000 16
10-yr BAC	968.37±59.63	980.01±46.69	4.32±0.19	0.999 21±0.000 09

2.2.4 微生物群落组装机理

确定性和随机性过程是被用于揭示群落构建的两种过程类型。确定性过程与生态选择有关, 是指由非生物和生物因素决定物种的存在/缺失和相对丰度, 主要包括同质选择和异质选择。随机过程则包括物种概率分布以及物种相对丰度发生的随机变化, 包括生态漂移、均质扩散和有限扩散。本文通过

生态位宽度和零模型评估了组装过程在微生物群落发展过程的作用。

结果表明, 不同使用时间 BAC 生态位宽度差异明显, 2~4 年 BAC 生态位较宽, 此后随使用时间延长群落的生态位逐渐变窄 [图 6(a)], 与微生物多样性呈相同变化趋势。随机过程和确定性过程对 BAC 微生物群落形成具有显著影响, 微生物群落结

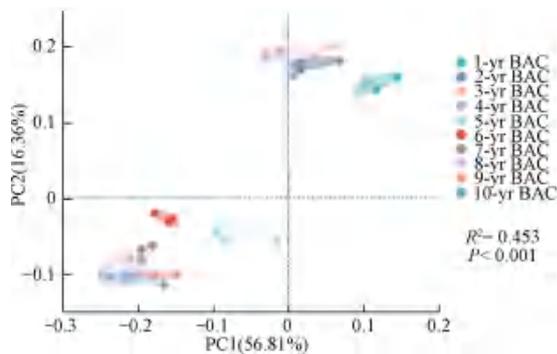


图5 对不同使用时间 BAC 微生物群落组成 PCoA
Fig. 5 PCoA of BAC Microbial Communities Composition under Different Service Lives

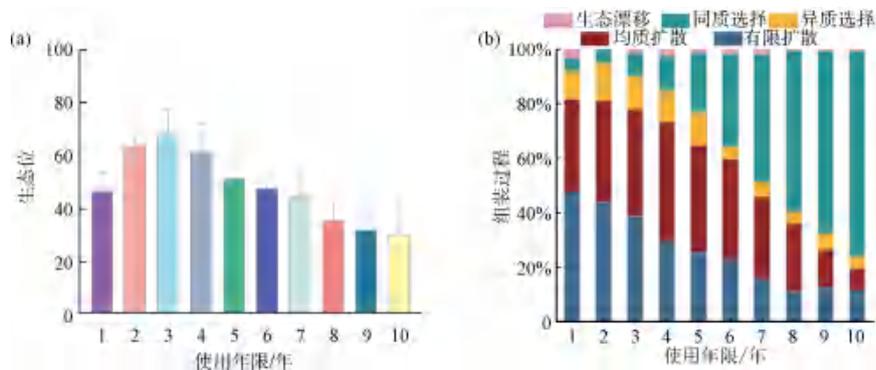


图6 不同使用年限(a)BAC生态位和(b)微生物群落组装过程
Fig. 6 (a) BAC Niche and (b) Microbial Community Assembly Process under Different Service Lives

2.3 不同使用年限 BAC 净化效能变化情况

本试验比较了 0~10 年 BAC 运行过程中对水中污染物的去除特性和规律,针对氨氮、DOC 和抗负荷冲击能力 3 个方面,研究使用时间、微生物群落演替对 BAC 净水效能产生的影响。

2.3.1 氨氮

BAC 池进水的氨氮质量浓度为 0.07~0.11 mg/L,在运行期间波动不大[图 7(a)]。鉴于 BAC 对氨氮基本没有吸附去除能力,在 BAC 池中,生物量和生物活性被视为氨氮去除的直接影响因素。0~2 年 BAC,随着生物量和生物活性的增加,BAC 对氨氮的去除性能逐渐提高。此阶段的 BAC 对污染物的生物降解效率受生物量和生物活性影响较大。在生物膜成熟后,BAC 生物量和生物活性基本保持稳定,微生物群落是影响处理效能的关键因素。在 2~5 年对氨氮的去除效能最高,去除率为 72.89%~78.30%,此阶段微生物群落多样性最高,且 *Nitrospi-*

构和功能之间的关系受群落组装机制控制。由图 6 (b)可知,有限扩散过程在 1 年和 2 年 BAC 群落组装过程发挥关键作用(47.91%~51.63%),在 3~7 年 BAC 中,均质扩散相对贡献较高(39.20%~46.21%)。而同质选择控制了 8~10 年 BAC 中的微生物群落组装过程(59.09%~75.63%),这可能导致微生物群落结构更为相似^[19]。因此,同质选择组装过程降低了 BAC 群落多样性,限制 BAC 工艺净化性能。BAC 工艺通常由人为控制,其在空间和时间上都处于被高度控制的状态,由此产生恒定选择压力,可能影响 BAC 生物膜群落结构和组装过程^[20-21]。

ra 等功能微生物相对丰度较高。当使用时间为 5~8 年时,BAC 的氨氮去除效能出现下降趋势,去除率为 40%~70%,而此阶段功能微生物的相对丰度呈现下降趋势,且微生物多样性降低。BAC 使用时间为 8~10 年时,对氨氮的去除率为 5.12%~40.36%。此阶段功能微生物丰度和多样性持续降低,因而对污染物去除呈现微弱的降解效能。在冬季时,不同使用时间的 BAC 对氨氮的去除率存在明显差异,特别是 10 年 BAC 对氨氮的去除率低于 10%。因此,不同使用时间的 BAC 对氨氮的去除效果受温度影响程度不同,BAC 可以通过调整微生物群落来影响其脱氮性能。

2.3.2 有机物

整体来看,在 0~10 年运行期间,BAC 对 DOC 的去除随运行时间呈现缓慢下降的趋势,去除率从 89%降至 10%[图 7(b)]。一般将 BAC 对 DOC 的去除大致分为两个阶段,一个阶段为活性炭初期运行(0~3 个月),依靠活性炭的吸附作用对 DOC 的

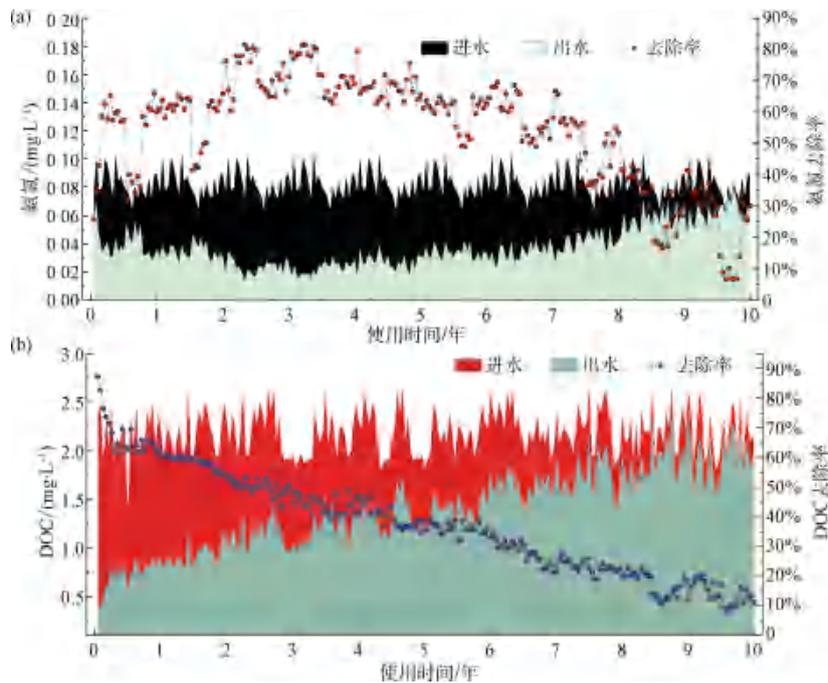


图7 不同使用年限 BAC 对(a)氨氮和(b)DOC 去除效果变化

Fig. 7 Changes of (a) Ammonia Nitrogen and (b) DOC Removal Rate by BAC under Different Service Lives

去除效果较好,去除率一般为 60% 以上。第二阶段为生物膜成熟后直至 BAC 使用时间结束,主要依靠吸附作用和生物降解作用共同实现对 DOC 的去除。但在不同使用时间下,BAC 的吸附作用与生物降解作用对污染物去除贡献率不同,研究^[22]认为当 BAC 使用时间超过 6 年,吸附作用弱化,生物降解为主导作用。从微生物群落结果可知,8~10 年 BAC 的 *Rhizobium* 等功能微生物相对丰度较低以及 *Acinetobacter* 等丝状微生物数量增加,削弱了 BAC 对 DOC 的净化效能。

2.3.3 不同使用年限 BAC 应对氨氮负荷冲击性能

由 2.3.1 小节可知,水温是影响 BAC 脱氮效能

的重要因素。当水温低于 10 °C 时,微生物的硝化速率受到明显抑制^[23]。水温为 7~10 °C,BAC 对氨氮去除性能随着氨氮负荷升高而变差(图 8)。相比之下,使用时间较长的 BAC 受负荷冲击影响更显著,需要更长时间来适应低温条件下氨氮负荷。结果显示,当氨氮质量浓度大于 1.0 mg/L,2 年 BAC 和 10 年 BAC,分别在运行 2,7 d 后氨氮的去除性能恢复正常。从微生物群落组装过程结果发现,由于同质选择过程为 10 年 BAC 微生物群落组装的主导机制,可能导致微生物多样性降低以及生态位变窄,进而对微生物代谢通路产生影响。因此,应对污染物负荷冲击时,较长使用时间的 BAC 微生物群落可

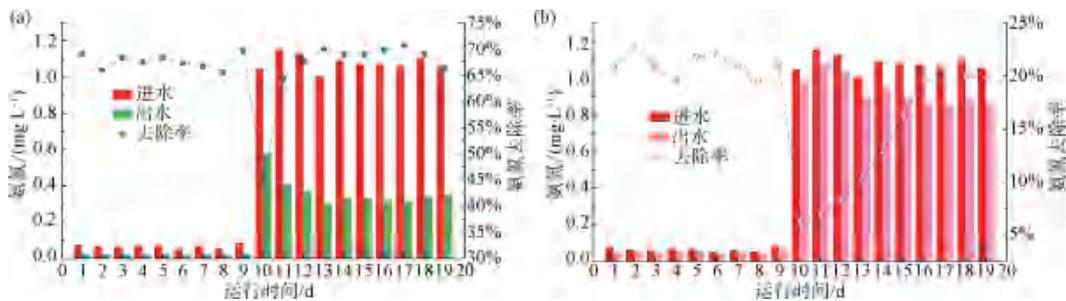


图8 (a)2-yr BAC 和(b)10-yr BAC 低温条件下应对氨氮负荷能力

Fig. 8 Ability of (a) 2-yr BAC and (b) 10-yr BAC to Cope with Ammonia Load under Low Temperature Conditions

能需要更长时间来恢复其净化效能。

2.4 BAC 微生物种群与处理效能的 RDA

RDA ($p < 0.05$) 用于进一步评估不同使用时间 BAC 微生物属水平上微生物群落结构和净化效能之间的关系(图 9)。结果表明,氨氮与 *Nitrospira*、假单胞菌属 (*Pseudomonas*) 和硝酸菌属 (*Nitrobacter*) 数量呈正相关,进一步证实了 *Nitrospira* 对 BAC 池氨氮去除效能的贡献。*Nitrospira* 可以进行完全的氨氧化,是典型的硝化细菌^[16]。由 2.3.1 小节可知,2~5 年 BAC 池对氨氮去除效能最高,这是由于 *Nitrospira* 丰度较高并增强了 BAC 池对氨氮的净化效能。此外,*Rhizobium*、*Bradyrhizobium* 和 *Afipia* 与 DOC 去除率呈正相关,是 BAC 降解有机化合物的主要类群。此类功能微生物在 2~5 年 BAC 共同富集,之后,其相对丰度随 BAC 使用时间呈明显下降趋势,故一定程度上导致使用时间较长的 BAC 对 DOC 净化效能下降。由此可见,不同使用时间 BAC 微生物群落的功能结构存在差异,微生物群落的演变是 BAC 净化性能改变的重要原因。

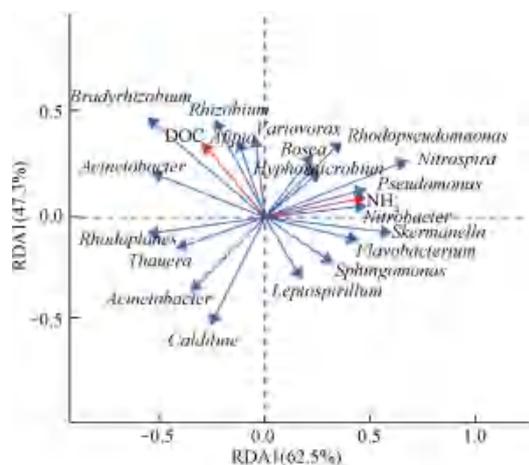


图 9 RDA 揭示不同使用时间 BAC 污染物去除效率和微生物群落的相关性

Fig. 9 RDA Revealed the Correlation between Pollutants Removal Efficiency and Microbial Communities under BAC Different Service Lives

3 结论

(1) 本研究中 BAC 生物量到 5 年时稳定在 250~350 nmol P/(g BAC), 之后在一定范围内波动。生物活性 2 年时达到最高值 [0.04 mg O₂/(g BAC)·h], 后随 BAC 的使用时间呈缓慢下降的趋势。

(2) Proteobacteria、Acidobacteria 和 Chloroflexi 始终是 BAC 微生物群落的优势菌群,对维持 BAC 生物膜性能稳定发挥重要的作用。随着 BAC 使用时间延长微生物群落发生明显演变,与净水效能相关的微生物,如硝化 *Nitrospira*、*Rhizobium*、*Bradyrhizobium* 和 *Afipia*, 相对丰度随时间延长逐渐降低,导致 BAC 池对氨氮和 DOC 的去除效果显著降低。

(3) 确定过程和随机过程驱动 BAC 微生物群落的聚集与发展,在 BAC 运行过程中,0~7 年 BAC 群落组装机制以随机过程为主,7 年后,组装机制向确定过程转变。同时,同质选择为 8~10 年 BAC 群落发展的主要驱动机制,占 59.09%~75.63%,引起微生物群落多样性下降。故此阶段的 BAC 微生物群落稳定性较差,应对氨氮负荷冲击能力减弱。

参考文献

[1] LU Z, LI C, JING Z, et al. Implication on selection and replacement of granular activated carbon used in biologically activated carbon filters through meta-omics analysis [J]. Water Research, 2021, 198: 117152. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117152.

[2] 陈思莹. 臭氧-生物活性炭深度处理工艺去除太湖水嗅味的研究[J]. 河南科技, 2018(5): 151-152.

[3] 刘成, 杨瑾涛, 李聪聪, 等. 生物活性炭在应用过程中的变化规律及其失效判定探讨[J]. 给水排水, 2019, 55(2): 9-16, 21.

[4] 刘嘉琪, 胡侃, 庄星宇, 等. 自来水厂失效生物活性炭再生技术研究及应用分析[J]. 中国给水排水, 2022, 38(10): 25-31.

[5] 高志鹏, 刘成, 陶辉, 等. 生物活性炭的热再生效能及在水厂中的应用[J]. 中国给水排水, 2019, 35(15): 48-53.

[6] 刘成, 赵美琦, 孙哲豪, 等. 低频超声对生物活性炭的再生效能[J]. 中国给水排水, 2018, 34(1): 36-41.

[7] LAPARA T M, WILKINSON K H, STRAIT J M, et al. The bacterial communities of full-scale biologically active, granular activated carbon filters are stable and diverse and potentially contain novel ammonia-oxidizing microorganisms [J]. Applied & Environmental Microbiology, 2015, 81(19): 6864-6872. DOI: 10.1128/AEM.01692-15.

[8] LI C P, LING F Q, ZHANG M L, et al. Characterization of bacterial community dynamics in a full-scale drinking water treatment plant[J]. Journal of Environmental Sciences, 2017, 51: 21-30. DOI: 10.1016/j.jes.2016.05.042.

[9] FENG K, ZHANG Z J, CAI W W, et al. Biodiversity and species competition regulate the resilience of microbial biofilm community [J]. Molecular Ecology, 2017, 26(21): 6170-6182.

(下转第 92 页)

- [4] 李世峰. 臭氧-生物活性炭工艺设计中工程方案的选择[J]. 中国给水排水, 2012, 28(20): 35-38.
- [5] 冯霞, 鲁彬, 黄年龙. 深圳笔架山水厂翻板活性炭滤池工艺设计探讨[J]. 给水排水, 2006, 32(10): 1-4.
- [6] 李景乐, 解炜. 水深度净化用活性炭的指标及选择[J]. 煤炭加工与综合利用, 2021(8): 85-88.
- [7] 董秉直, 肖健, 华建良, 等. 高品质饮用水的思考以及苏州实践[J]. 给水排水, 2021, 47(8): 19-27.
- [8] 金鹏康, 姜德旺, 张小峰, 等. 臭氧-生物活性炭工艺中生物群落分布特征[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2007(6): 829-833.
- [9] 张晓娜, 何嘉莉, 陈卓华, 等. 南方某水厂臭氧/活性炭深度处理工艺运行效果[J]. 中国给水排水, 2020, 36(1): 43-46.
- [10] 梁心怡, 赵元琛, 黄一获, 等. 长江原水臭氧-生物活性炭挂膜中试研究[J]. 环境科学学报, 2019, 39(10): 3310-3316.
- [11] 镇祥华, 李露, 万年红, 等. 给水厂炭砂滤池设计参数探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(16): 81-85.
- [12] 朱洁, 陈晨, 陈洪斌, 等. 生物活性炭滤池微型动物泄漏的强化过滤控制[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2013, 41(6): 862-868.
- [13] 刘坤乔, 胥倩倩, 汪步云, 等. 不同深度处理工艺净化太湖高藻原水的中试研究[J]. 中国给水排水, 2021, 37(9): 21-26.
- [14] 陈仲贇, 苏宇亮, 孙文俊, 等. 珠江水源水厂臭氧-生物活性炭工艺对有机微污染物的去除效果[J]. 净水技术, 2021, 40(11): 49-55, 70.

(上接第 53 页)

- [10] SUN Z H, LIU C, CAO Z, et al. Study on regeneration effect and mechanism of high-frequency ultrasound on biological activated carbon [J]. Ultrasonics Sonochemistry, 2018, 44: 86-96. DOI: 10.1016/j.ultsonch.2018.01.024.
- [11] SHAN Y W, LIU C, FENG C L, et al. Effects of low frequency ultrasound on ammonium nitrogen removal by biological activated carbon filter[J]. Journal of Water Process Engineering, 2020, 38: 101682. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101682.
- [12] ZHENG J, LIN T, CHEN W, et al. Removal of precursors of typical nitrogenous disinfection byproducts in ozonation integrated with biological activated carbon (O₃-BAC)[J]. Chemosphere, 2018, 209: 68-77. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.06.018.
- [13] 陈诗琦, 刘成, 沈海军, 等. 水厂失效生物活性炭的更换策略探讨[J]. 中国给水排水, 2020, 36(17): 49-56.
- [14] LI X F, MITCH W A. Drinking water disinfection byproducts (DBPs) and human health effects: Multidisciplinary challenges and opportunities [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 52(4): 1681-1689.
- [15] TORRESI E, FOWLER J S, POLESEL F, et al. Biofilm thickness influences biodiversity in nitrifying mbbrs-implications on micropollutant removal [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(17): 9279-9288.
- [16] OH S, HAMMES F, LIU W T, et al. Metagenomic characterization of biofilter microbial communities in a full-scale drinking water treatment plant [J]. Water Research, 2018, 128: 278-285. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.054.
- [17] GERRITY D, ARNOLD M, DICKENSON E, et al. Microbial community characterization of ozone-biofiltration systems in drinking water and potable reuse applications [J]. Water Research, 2018, 135: 207-219. DOI: 10.1016/j.watres.2018.02.023.
- [18] HE J L, ZHANG X N, CO D S, et al. Analysis of ammonia nitrogen removal by the depth of water treatment activated carbon filter [J]. Technology of Water Treatment, 2016, 42(5): 89-91, 96.
- [19] GAO Y, ZHANG W L, LI Y, et al. Dams shift microbial community assembly and imprint nitrogen transformation along the Yangtze River[J]. Water Research, 2020, 189: 116579. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116579.
- [20] LIU B, YAO J, CHEN Z H, et al. Biogeography, assembly processes and species coexistence patterns of microbial communities in metalloids-laden soils around mining and smelting sites [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022, 425: 127945. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.127945.
- [21] XUN W B, LI W, XIONG W, et al. Diversity-triggered deterministic bacterial assembly constrains community functions [J]. Nature Communications, 2019, 10(1): 3833. DOI: 10.1038/s41467-019-11787-5.
- [22] KOROTTA-GAMAGE S M, SATHASIVAN A. A review: Potential and challenges of biologically activated carbon to remove natural organic matter in drinking water purification process [J]. Chemosphere, 2017, 167: 120-138. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.09.097.
- [23] ZHANG Q, CHEN X, LUO W D, et al. Effects of temperature on the characteristics of nitrogen removal and microbial community in post solid-phase denitrification biofilter process[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2019, 16(22): 4466. DOI: 10.3390/ijerph16224466.