

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2022.15.007

饮用水厂中试生物活性炭柱启动期判定指标

高佩玥¹, 叶辉², 张东², 黄鑫¹, 蒲韵竹³

(1. 上海大学 环境与化学工程学院, 上海 200444; 2. 上海城市水资源开发利用国家工程中心有限公司, 上海 200082; 3. 中冶赛迪工程技术股份有限公司, 重庆 401122)

摘要: 生物活性炭(BAC)是饮用水厂使用十分成熟的深度处理工艺, BAC表面微生物挂膜情况是判断BAC启动期、指导工艺运行的重要指标。针对BAC启动期判定, 开展长期水质监测(COD_{Mn}、TOC、UV₂₅₄、pH、DO)和活性炭腺苷三磷酸(ATP)监测中试。结果表明, 进出水有机物浓度差和去除率均呈现先下降后上升趋势, 不同的季节和水源仅影响转折期出现的早晚(冬、春季: 去除率中位值约为55%, 稳定时间为40~60 d; 夏季: 去除率中位值约为60%, 稳定时间为20 d左右)。进出水溶解氧消耗量与pH差值、ATP含量之间存在一定正相关关系。同时, 建立了模型以判断BAC表面生物膜生长情况, 提出了水厂生物活性炭柱启动期判断的新方法。

关键词: 生物活性炭; 启动期; 判定指标; 腺苷三磷酸

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2022)15-0043-07

Evaluation Index of Startup Period of Pilot-scale Biological Activated Carbon Filter in Drinking Water Treatment Plant

GAO Pei-yue¹, YE Hui², ZHANG Dong², HUANG Xin¹, PU Yun-zhu³

(1. School of Environmental and Chemical Engineering, Shanghai University, Shanghai 200444, China; 2. Shanghai National Engineering Research Center of Urban Water Resources Co. Ltd., Shanghai 200082, China; 3. CISDI Engineering Co. Ltd., Chongqing 401122, China)

Abstract: Biological activated carbon (BAC) filter is a mature advanced treatment process applied in drinking water treatment plants. The growth of microorganism attached on BAC surface is an important index to estimate BAC startup period and guide process operation. To determine the BAC startup period, long-term water quality monitoring (monitoring indexes include COD_{Mn}, TOC, UV₂₅₄, pH, DO) and activated carbon adenosine triphosphate (ATP) monitoring pilot tests were carried out. The differences of organic matter concentration and removal efficiency in influent and effluent decreased first and then increased. Different seasons and water sources only affected the occurrence of turning point sooner or later. In winter and spring, the median removal rate was approximately 55%, and the startup time was between 40 days and 60 days. In summer, the median removal rate was approximately 60%, and the startup time was approximately 20 days. There was a certain positive correlation between the dissolved oxygen consumption and pH difference and ATP content. In addition, a model was established to evaluate the biofilm growth on BAC surface, and a new method for estimating the startup period of BAC filter in drinking water treatment plants was proposed.

基金项目: 上海城投水务(集团)有限公司科研项目(KY.ZS.18.0003); 国家自然科学基金资助项目(51678351)

通信作者: 黄鑫 E-mail: huangxin2008@shu.edu.cn

Key words: biological activated carbon; startup period; evaluation index; adenosine triphosphate (ATP)

生物活性炭(BAC)工艺作为饮用水深度处理工艺之一,具有无二次污染、成本低且高效的优点^[1]。在有机物和溶解氧的共同作用下,活性炭表面形成生物膜^[2],活性炭的吸附作用和微生物的降解作用二者协同去除水中有机物^[3]。通常前置臭氧(O₃)氧化,并与生物活性炭构成O₃/BAC组合工艺,强化对水中天然有机物(NOM)^[4-5]、消毒副产物的前体物^[6]、致嗅物质^[7]、氨氮^[8]等物质的有效去除。

活性炭表面微生物的生长需要过程,因此从炭的吸附作用转化为微生物降解和炭吸附共同作用需要一定时间(启动期)。供水行业通常采用有机物或氨氮判断活性炭挂膜成功与否,即当COD_{Mn}或氨氮的平均去除率达到一定值(分别为30%、60%)时,即可认为活性炭挂膜成功^[9-10]。但随着水源水质的改善,部分水厂进水氨氮含量较低,氨氮去除率相应过高,难以作为判定指标。也有采用生物活性炭上的生物量作为其挂膜成熟的判定指标^[11-12],微生物量直接反映了挂膜的成熟程度,却与水质改善的关联不紧密。由于各地水源水质及微生物种群不同,生物活性炭成熟后生物量有较大差异,难以建立统一标准。而对于有机物的检测如COD_{Mn}、TOC等需要一定的时间,无法及时反馈并指导工艺。

除了利用氨氮、有机物去除率和生物量指标对活性炭挂膜成熟与否进行判断外,也有不少模型方法针对活性炭启动期进行判定,如指数增长型方程、逻辑型方程、Monod方程^[13]等,往往参数过多、计算繁琐,在实际生产中难以应用。本研究通过测定活性炭出水水质指标(TOC、COD_{Mn}、UV₂₅₄等),分析不同季节、不同水源水质的活性炭中试装置中生物膜对污染物的去除效率,辅以腺苷三磷酸(ATP)的测定,探究水温、水源水质等因素对有机物去除效率及活性炭表面生物膜生长的影响,建立判断活性炭表面生物膜的模型,并提出自来水厂生物活性炭柱启动期的判断方法。

1 材料与方法

1.1 中试材料

在两个水源不同的自来水厂A和B进行实地中

试,其中A水厂水源地处长江流域,其来源水库为蓄淡避咸型水库,在咸潮期通过水库预蓄的调蓄水量和抢补水来满足受水区域的原水供应需求。近年来,在6月—9月高温季节,水库北堤沿线水体容易出现不同程度的富营养化现象。B水厂进水水源来自黄浦江上游,取水断面的水质指标基本能达到Ⅲ类水,重金属和毒理指标基本可达到Ⅰ类水^[14]。A、B两个水厂的原水水质见表1。

表1 水厂原水水质

Tab.1 Raw water quality of water treatment plants

项 目	A 水厂		B 水厂	
	范围	均值	范围	均值
TOC/(mg·L ⁻¹)	0.20~7.03	1.93	2.19~6.29	3.37
UV ₂₅₄ /cm ⁻¹	0.005~0.038	0.008	0.005~0.048	0.021
pH	7.14~7.89	7.55	7.09~7.56	7.36
溶解氧/(mg·L ⁻¹)	8.13~13.34	11.11	6.50~12.80	8.74
氨氮/(mg·L ⁻¹)	0.02~0.62	0.05	0.02~0.27	0.13
COD _{Mn} /(mg·L ⁻¹)	0.64~1.48	0.98	1.25~2.35	1.90

整个中试装置如图1所示,包括活性炭柱、反冲洗水箱、反冲洗泵(额定流量为2 m³/h、扬程为44 m)。原水经过混凝沉淀处理后引入砂滤池,出水再经臭氧处理后进入炭柱。

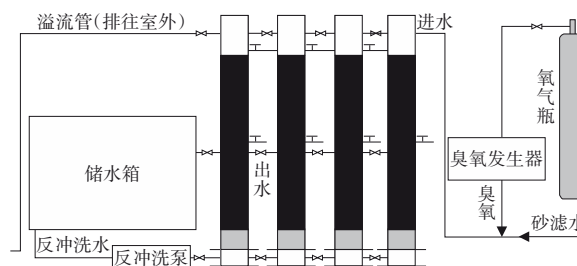


图1 中试装置示意

Fig.1 Schematic diagram of pilot-scale device

A水厂设置两组四根炭柱,分别填充8×30目柱状破碎炭、8×30目压块破碎炭、4×10目压块破碎炭和20×50目压块破碎炭;B水厂活性炭柱填充8×30目柱状破碎炭和8×30目压块破碎炭。中试活性炭均为无烟煤基活性炭,灰分<15%,水分<5%,强度>90%,碘值≥900 mg/g,亚甲基蓝吸附值为80~350 mg/g,比表面积为500~1 300 m²/g。

炭床高度为2 m,炭柱内径为20 cm,每根炭柱

进水量为300 L/h,空床接触时间EBCT为12.6 min,滤速为9.55 m/h,符合GB 50013—2018的规定。炭柱底部设置20~30 cm厚度的砾石承托层。炭柱24 h不间断连续运行,每两周反冲洗一次,反冲洗水取自炭柱出水水箱,反冲洗流量为1 400 L/h,反冲洗强度为12.38 L/(s·m²),每次冲洗时间为10~20 min。

1.2 采样与检测方法

活性炭炭样的取样管位于炭柱中间离地1 m处(总高为2 m)。常规指标温度、pH、溶解氧、氨氮、COD_{Mn}、TOC、UV₂₅₄等每日取样测定。活性炭表面ATP的具体测定方法参考文献[11]。称取湿质量为0.2 g左右的活性炭于离心管底部,在每份样品中加入0.1 mL超纯水,然后加入0.3 mL的ATP测试药剂。振荡2 min,吸取颗粒上方的液体0.2 mL,加入白色96孔板中,于酶标仪中进行化学发光测定并记录发光值。将纯ATP标液稀释并参照活性炭测定方法进行测定,以ATP浓度相对发光值绘制标准曲线图,计算活性炭表面ATP浓度。无特别说明时,所有测定均平行进行3次取均值。

2 生物活性炭柱启动期的判断指标

2.1 水质指标

中试中8×30目柱状破碎炭、8×30目压块破碎炭、4×10目压块破碎炭和20×50目压块破碎炭对COD_{Mn}的平均去除率相差不大,在45%~54%之间。这是因为,中试前期主要以活性炭的吸附作用为主,这几种炭的表面参数相似,吸附性能接近。而炭柱水力停留时间不高,目数不同造成的吸附性能的差异不足以显现。因此,采用效果较为典型的8×30目压块炭柱进行分析。图2中COD_{Mn}去除量绝对值(mg/L)和COD_{Mn}去除率的规律基本一致,均呈现先下降后上升的趋势。运行过程中,COD_{Mn}去除率在40%左右(趋势线最低点,局部加权回归散点平滑法LOWESS或LOESS计算)达到最小值成为转折点,此后去除率逐渐升高。文献中大多数以COD_{Mn}去除率高于某个数值(30%左右)作为判断依据^[15-17],这在本次中试得到了验证。TOC、UV₂₅₄与COD_{Mn}的去除规律基本一致,均呈现先下降后上升的趋势。A水厂中试对TOC、COD_{Mn}和UV₂₅₄的去除效果均存在先下降后上升的过程,3个指标绝对去除量和去除率出现转折点的时间(40~60 d左右)与

转折点的值(去除率为40%~50%)基本不变。

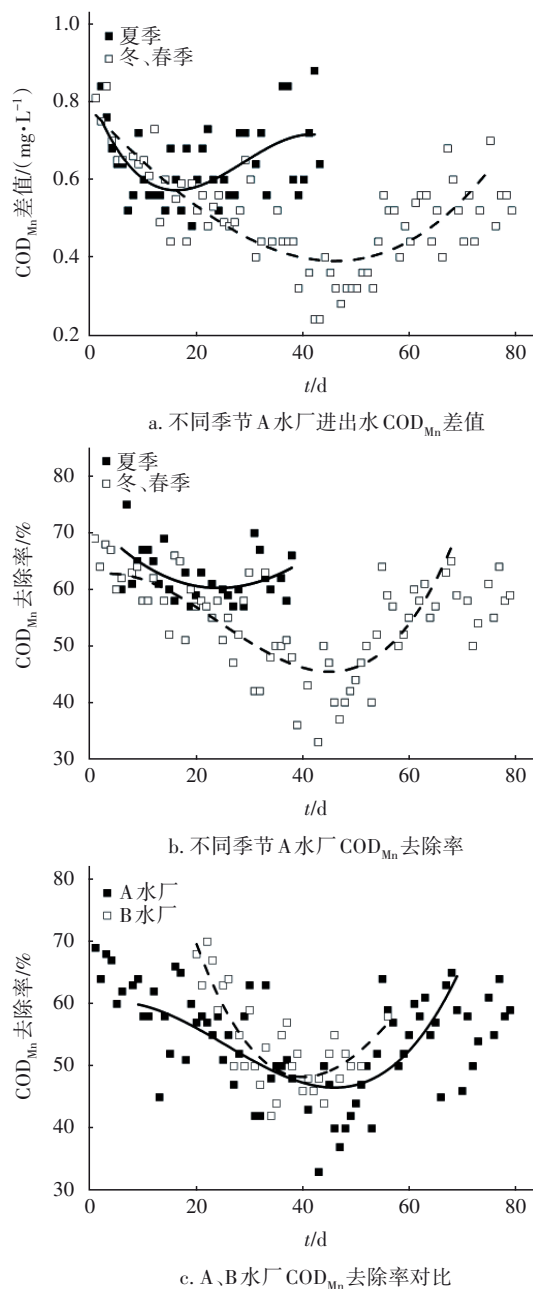


图2 活性炭柱进出水COD_{Mn}浓度差值及其去除率

Fig.2 Difference of activated carbon column influent and effluent COD_{Mn} and its removal rate

于2019年对A水厂的活性炭分别进行了冬、春季(2月—5月)与夏季(8月—10月)两轮培养实验[见图2(b)]。在冬、春季,8×30目压块炭对COD_{Mn}的去除率中位值为55%,而在夏季为60%。因为夏季培养时间较短,活性炭主要以物理吸附作用为主,因而对有机物的去除率较高。

对比原水不同的A、B水厂,两水厂中试活性炭

柱对有机物的去除率虽有区别,但也都观察到了类似的规律[见图2(c)]。总体而言,B水厂的有机物去除率下降速率快于A水厂。B水厂源水来自黄浦江,水体中有机物较长江更为丰富(COD_{Mn} 和TOC浓度更高),故而活性炭的吸附能力能够更快达到饱和。水中的营养物质对微生物的生长繁殖会有影响,营养物质越多,微生物的生长越快,因而B水厂活性炭表面的微生物生长速率快于A水厂[A、B水厂的ATP比增长速率最大值分别为1.8、7.8 $\text{ng}/(\text{g}\cdot\text{d})$],从而导致B水厂的活性炭较A水厂更早进入物理吸附-生物消耗期,致使有机物去除率下降更快。

活性炭柱启动过程中,活性炭的吸附作用逐渐下降,而微生物对有机物的去除作用逐渐增强,两种作用此消彼长,从而导致了有机物去除量和去除率转折点的出现。文献^[18-19]表明,颗粒填料/活性炭启动挂膜阶段,有机物的去除率均会出现先下降后稳定上升的现象。转折点过后,有机物与氨氮的去除率逐渐趋于稳定。通常,这一现象的出现即可判断活性炭系统挂膜成功。综上,进出水有机物浓度差值和去除率出现转折点较为普遍。中试表明,不同的季节和水源仅影响转折点出现的早晚和数值,将有机物指标去除率转折点的出现作为活性炭柱启动期的判别依据是可行的。值得一提的是,中试期间进水氨氮在0~0.15 mg/L ,出水氨氮在0~0.10 mg/L ,由于进水氨氮浓度偏小,因此氨氮去除率较高,以氨氮去除率作为判断生物活性炭柱成熟的依据^[10]在本研究中并不适用。

2.2 微生物学指标

活性细胞中的ATP可反映细胞活性和活细胞数量。微生物在一定生长时期内的ATP是相对稳定的,因此ATP能反映基质表面生物膜的生物量。如图3所示,在本研究中,A水厂活性炭在冬、春季的ATP为0.5~271.1 ng/g (中位值为61 ng/g),夏季为2.4~68.0 ng/g (中位值为33.2 ng/g)。温度会影响活性炭表面微生物的活性,影响生物膜代谢有机物质的生物降解功能,因而会影响到ATP数值。文献表明,自然生长的生物膜在适宜的温度范围内活性最高^[20-21]。本研究对A水厂活性炭池的成熟活性炭进行了ATP检测,结果为1 000~2 000 ng/g 。

中试期间,冬季最低温度高于10 $^{\circ}\text{C}$,而夏季高温不超过30 $^{\circ}\text{C}$,未出现明显的极端天气现象。随着温度的升高,总体上ATP比增长速率呈现先上升后

下降的趋势,在20 $^{\circ}\text{C}$ 左右达到最高点。说明在中试期间,20 $^{\circ}\text{C}$ 左右是活性炭表面微生物生长的适宜温度。培养时间的长短亦会对生物量的多少产生影响。其中,夏季从20~25 $^{\circ}\text{C}$ 开始培养,培养时间共计约45 d,而冬、春季活性炭已培养80 d左右,已逐步进入了稳定期。从培养期前25 d的数据可以看出,夏季ATP的增长明显快于冬、春季。后期随着培养时间的增加,冬、春季ATP逐渐超过夏季。由于ATP在冬、春季呈先增长后略有下降的趋势,在夏季是先增长继而进入一段时间平稳期后又继续增长,而有机物去除率是先下降后上升,故而ATP单一指标难以用于生物活性炭柱启动期的判定。

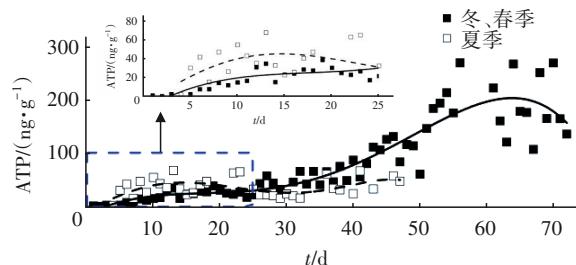


图3 季节对ATP的影响(A水厂)

Fig.3 Influence of season on ATP (water treatment plant A)

2.3 生物活性炭启动期的简易判定

进一步研究发现,pH和DO这两项指标变化趋势的转折点与水质指标变化趋势的转折点相吻合。如图4所示,刚开始出水pH始终高于进水,表明活性炭的碱性表面对水的pH存在一定影响。约15 d后pH差值开始出现正值,1个月后进出水pH变化的总趋势基本持平。30 d后出水pH小于进水pH,且趋势逐步增加。50 d左右pH差值出现明显上升趋势。 ΔpH 的增加可能存在两个原因:①生物膜表面的弱有机酸降低了pH;②氨氮的去除消耗了碱度。中试期间,进出水氨氮差值在0~0.10 mg/L ,对水体pH的影响不大,故第2个原因的可能性很小。因此pH的降低能够反映活性炭表面生物膜的初步形成^[22]。地表水中碳酸盐平衡体系($\text{CO}_2\text{-HCO}_3^-\text{-CO}_3^{2-}$ 缓冲系统)通常控制pH变化。碳酸盐与pH属于同质化指标,且前者的测定一般采用酸碱滴定法/电位滴定法,较为繁琐,而pH的测定更为简便。同质化参数过多地引入模型可能会引起多重线性和过拟合问题,因此本研究只采用了pH。长江水源碱度较低(0.95~1.05 mmol/L),因此中试中pH的波动

可能比中高碱度的水源水波动大,也更容易监测到。而对于中高碱度的原水,还需通过实验确认指标的可行性。

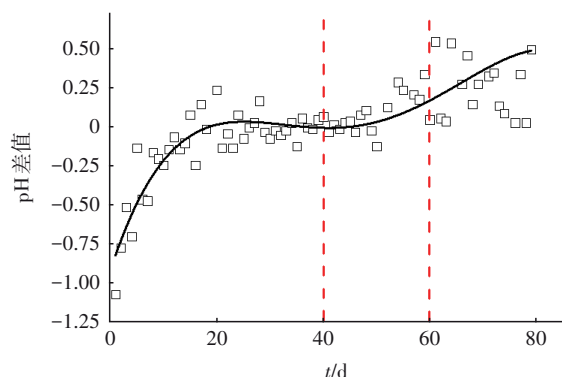


图4 A水厂进出水pH差值

Fig.4 Difference between influent and effluent pH in water treatment plant A

如图5所示,A水厂进出水DO的消耗总体上呈现出长期稳定在2.5 mg/L,此后逐步上升的趋势。同样,曲线“翘头”出现的时间点恰好也在40~60 d左右。在本次研究中,在炭柱进水前端进行了臭氧的投加。由于调试问题臭氧量过高,导致50 d后溶解氧的消耗量接近7.5 mg/L,计算时将这部分数据予以删除。考虑将水中DO的消耗分成两部分,即自然逸出(进水DO过饱和时)和生物消耗,其中生物消耗与微生物的生长密切相关。向红等人^[23]研究发现,微生物的生化作用使DO的消耗率平稳上升,这与本研究的结果一致。

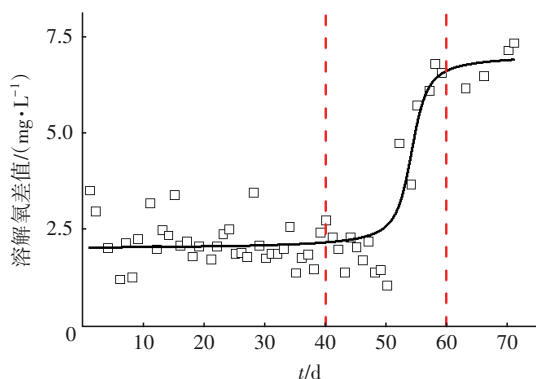


图5 A水厂进出水溶解氧差值

Fig.5 Difference between influent and effluent DO in water treatment plant A

从图4、5可见, ΔpH 和 ΔDO 转折点与进出水有机物去除率转折点出现的时间点重合。有文献^[24]指出,可以利用DO、pH对微生物的生长情况进行建

模,由于pH和DO测定省时、方便,不破坏生物膜的完整性,实用性较强。

生物活性炭柱溶解氧消耗量(ΔDO)分为两部分。第一部分,由于DO过饱和导致的逸出,这部分的估计可通过温度计算出饱和溶解氧($DO_{饱和}$),再计算出进水DO与 $DO_{饱和}$ 的差值,乘以逸出系数(α)。第二部分,微生物作用的消耗,通过ATP和 ΔpH 构建线性组合关系式(系数分别为 β 和 γ)进行计算。

$$\Delta DO = (DO_{进} - DO_{饱和}) \times \alpha + \ln(ATP) \times \beta + 10^{-\Delta pH} \times \gamma \quad (1)$$

式中: $DO_{饱和}=f(T)$, T 为温度。

通过多元线性回归分析(Origin 9.0)得到: $\alpha=0.813$ 、 $\beta=0.154$ 、 $\gamma=0.370$ 、intercept=0.126($R^2=0.695$, $p<0.05$)。

将 ΔDO 更换为相对数值 $\Delta DO/DO_{ini}$ (DO差值/初始DO总量,如图6所示)进行拟合,效果不佳(R^2 为0.016)。

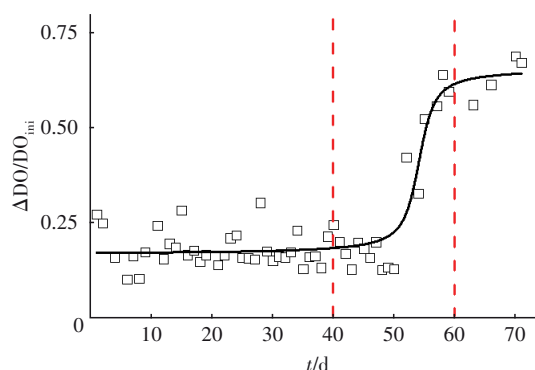


图6 A水厂溶解氧差值/初始溶解氧

Fig.6 Dissolved oxygen difference/initial dissolved oxygen in water treatment plant A

以A水厂生物膜初步长成的基本数据进行核算:ATP为200 ng/L, ΔpH 为0.2, $DO_{进}-DO_{饱和}$ 为2 mg/L,则 ΔDO 阈值为3.02 mg/L。即当 ΔDO 超过上述阈值时,生物活性炭柱的启动期结束。由图5、6可以看出,刚好对应50 d左右,与有机物去除率出现转折点的时间基本一致。由于静态监测,所得关系式 R^2 不高(0.6~0.7),且DO逸出部分受进水DO和温度的影响。建议在今后的研究中对进出水数据进行动态监测,以滚动窗口计算 ΔDO 阈值,并与 COD_{Mn} 的去除率进行综合判断。

3 结论

① 中试期间,活性炭柱对有机物的去除率和

进出水有机物浓度的差值均先下降后上升,其去除率转折期与DO、pH进出水差值的转折期吻合。

② 溶解氧消耗量与pH变化值、ATP数值之间存在一定的正相关关系,说明水中微生物对溶解氧有消耗作用。因为DO、pH监测简单,建议作为有机物去除率的补充判断指标,评价活性炭启动期的生物膜生长状况。

参考文献:

- [1] CHEN F, PELDSZUS S, ELHADIDY A M, *et al.* Kinetics of natural organic matter (NOM) removal during drinking water biofiltration using different NOM characterization approaches [J]. *Water Research*, 2016, 104(1):361-370.
- [2] 储雪松, 陈孟林, 宿程远, 等. 生物活性炭技术在水处理中的研究与应用进展[J]. *水处理技术*, 2018, 44(11):5-10,25.
CHU Xuesong, CHEN Menglin, SU Chengyuan, *et al.* Progress in the research and application of biological activated carbon technology in water treatment [J]. *Technology of Water Treatment*, 2018, 44(11):5-10, 25(in Chinese).
- [3] 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.
CHEN Shiqi, LIU Cheng, SHEN Haijun, *et al.* Discussion on replacement strategy of invalidated biological activated carbon in drinking water plants [J]. *China Water & Wastewater*, 2020, 36(17):49-56(in Chinese).
- [4] 薛琦, 朱光灿, 戴小冬, 等. 臭氧-生物活性炭工艺对微污染长江原水中有机物的去除特性[J]. *净水技术*, 2015, 34(4):36-41.
XUE Qi, ZHU Guangcan, DAI Xiaodong, *et al.* Characteristics of organic matter removal of micro-polluted raw water from Yangtze River with ozone-biological activated carbon (O_3 -BAC) treatment processes[J]. *Water Purification Technology*, 2015, 34(4):36-41(in Chinese).
- [5] FENG L, WATTS M J, YEH D, *et al.* The efficacy of ozone/BAC treatment on non-steroidal anti-inflammatory drug removal from drinking water and surface water[J]. *Ozone Science & Engineering*, 2015, 37(4):343-356.
- [6] 王洁, 朱光灿, 余冉, 等. 臭氧-生物活性炭工艺对消毒副产物前体物的去除特性[J]. *净水技术*, 2017, 36(12):22-26,37.
WANG Jie, ZHU Guangcan, YU Ran, *et al.* Removal of disinfection byproducts precursors by ozone-biological activated carbon process [J]. *Water Purification Technology*, 2017, 36(12):22-26,37(in Chinese).
- [7] 焦洁, 陆纳新, 王海湧, 等. 太湖原水藻类代谢产物中臭味物质的去除技术研究[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(11):64-67.
JIAO Jie, LU Naxin, WANG Haiyong, *et al.* Removal of odorous substances from algae metabolites in raw water of Taihu Lake [J]. *China Water & Wastewater*, 2016, 32(11):64-67(in Chinese).
- [8] 陆纳新, 袁君, 高乃云, 等. 不同预氧化剂和臭氧-生物活性炭工艺对水中有机物和氨氮的去除效果[J]. *净水技术*, 2014, 33(S2):98-101.
LU Naxin, YUAN Jun, GAO Naiyun, *et al.* Removal effect of different pre-oxidants and ozone-BAC process for organic compounds and ammonia in water[J]. *Water Purification Technology*, 2014, 33(S2):98-101(in Chinese).
- [9] 陈义春, 戴盛, 朱永林, 等. 臭氧/生物活性炭深度去除有机物的效果研究[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(23):51-53.
CHEN Yichun, DAI Sheng, ZHU Yonglin, *et al.* Advanced removal of organics by ozone/biological activated carbon treatment process [J]. *China Water & Wastewater*, 2015, 31(23):51-53(in Chinese).
- [10] 石锐, 魏琪, 刘和平. 臭氧-生物活性炭深度处理饮用水挂膜试验研究[J]. *供水技术*, 2012, 6(1):10-12.
SHI Rui, WEI Qi, LIU Heping. Biofilm formation of O_3 -BAC process for advanced drinking water treatment [J]. *Water Technology*, 2012, 6(1):10-12(in Chinese).
- [11] VELTEN S, BOILER M, KOESTER O, *et al.* Development of biomass in a drinking water granular active carbon (GAC) filter[J]. *Water Research*, 2011, 45(19):6347-6354.
- [12] LOHWACHARIN J, PHETRAK A, TAKIZAWA S, *et al.* Bacterial growth during the start-up period of pilot-scale biological activated carbon filters: effects of residual ozone and chlorine and backwash intervals[J]. *Process Biochemistry*, 2015, 50(10):1640-1647.
- [13] 朱海燕. 生物膜反应器处理印染废水的研究[D]. 西安:西安理工大学, 2006.
ZHU Haiyan. Treatment of Printing and Dyeing Wastewater by Biofilm Reactor [D]. Xi'an: Xi'an University of Technology, 2006(in Chinese).

- [14] 徐云锋,郭庆海. 黄浦江上游金泽水库原水水质特点及处理工艺初探[J]. 上海水务, 2016, 32(3):35-37,48.
XU Yunfeng, GUO Qinghai. The Huangpu River upstream Jinze raw water reservoir water quality characteristics and processing technology [J]. Shanghai Water, 2016, 32(3):35-37,48(in Chinese).
- [15] 侯宝芹,张秋勉,倪杭娟,等. 臭氧-生物活性炭深度处理工艺对钱塘江原水处理研究[J]. 城镇供水, 2016(5):30-34.
HOU Baoqin, ZHANG Qiumian, NI Hangjuan, *et al.* Research on treatment of Qiantang River raw water by advanced ozone-biological activated carbon treatment process[J]. City and Town Water Supply, 2016(5):30-34(in Chinese).
- [16] 张萍萍,花日茂,徐微,等. 生物活性滤池对水中氨氮和亚硝酸盐氮去除效果研究[J]. 安徽农业大学学报, 2013, 40(1):116-119.
ZHANG Pingping, HUA Rimao, XU Wei, *et al.* Removal efficiency of $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{NO}_2^-\text{-N}$ in the biological aerated filter for drinking water[J]. Journal of Anhui Agricultural University, 2013, 40(1):116-119 (in Chinese).
- [17] 陈秋丽,张朝升,刘宏英,等. 生物活性炭降解低浓度邻苯二甲酸酯的挂膜研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33(1):12-16.
CHEN Qiuli, ZHANG Chaosheng, LIU Hongying, *et al.* Biofilm formation on biological activated carbon for degradation of low-concentration PAEs[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(1):12-16(in Chinese).
- [18] 王宏伟,张国珍,武福平,等. 两级A/O生物滤池处理生活污水的挂膜启动研究[J]. 应用化工, 2020, 49(4):805-808.
WANG Hongwei, ZHANG Guozhen, WU Fuping, *et al.* Study on the start-up of membranes for domestic sewage treatment by two-stage A/O biofilter[J]. Applied Chemical Industry, 2020, 49(4):805-808 (in Chinese).
- [19] 沈波,顾超超,韩振波. 船用一体化生物活性炭装置选炭挂膜及运行优化[J]. 水处理技术, 2020, 46(4):102-105.
SHEN Bo, GU Chaochao, HAN Zhenbo. Carbon-selective for biofilm forming and operation optimization of integrated marine biological activated carbon device [J]. Technology of Water Treatment, 2020, 46(4):102-105(in Chinese).
- [20] 尤志磊,陈玲瑚,蒋福春. 生物活性炭滤池初期运行效果评价[J]. 中国给水排水, 2009, 25(16):93-96.
YOU Zhilei, CHEN Linghu, JIANG Fuchun. Evaluation on initial operation effect of biological activated carbon filter[J]. China Water & Wastewater, 2009, 25(16):93-96(in Chinese).
- [21] NDIONGUE S, HUCK P M, SLAWSON R M. Effects of temperature and biodegradable organic matter on control of biofilms by free chlorine in a model drinking water distribution system[J]. Water Research, 2005, 39(6):953-964.
- [22] 么宗利,王慧,周凯,等. 碳酸盐碱度和pH值对凡纳滨对虾仔虾存活率的影响[J]. 生态学杂志, 2010, 29(5):945-950.
YAO Zongli, WANG Hui, ZHOU Kai, *et al.* Effects of water carbonate alkalinity and pH on survival rate of post-larval *Litopenaeus vannamei*[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(5):945-950(in Chinese).
- [23] 向红,吕锡武,张冬,等. 生物活性炭滤池的启动运行[J]. 应用与环境生物学报, 2012, 18(4):642-646.
XIANG Hong, LÜ Xiwu, ZHANG Dong, *et al.* Start-up process of biological activated carbon filter[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2012, 18(4):642-646(in Chinese).
- [24] YIN Z X, DOS SANTOS C E D, VILAPLANA J G, *et al.* Importance of the combined effects of dissolved oxygen and pH on optimization of nitrogen removal in anammox-enriched granular sludge [J]. Process Biochemistry, 2016, 51(9):1274-1282.

作者简介:高佩玥(1995-),女,安徽滁州人,硕士研究生,主要从事水处理高级氧化技术研究。

E-mail:gaopeiyue@shu.edu.cn

收稿日期:2020-05-28

修回日期:2020-10-15

(编辑:任莹莹)