

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2017.06.17

臭氧-生物活性炭工艺间歇性运行的生物量保持方法

缪刚¹, 鲍娟², 陈云霄², 林涛¹, 陈卫¹

(1. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 2. 南京水务集团有限公司, 江苏 南京 210002)

摘要:研究臭氧-生物活性炭工艺在间歇性运行时炭层中生物量的保持方法以及不同保存方式对该工艺重新运行净化效能的影响。结果表明, 臭氧-生物活性炭工艺在停止运行后对生物活性炭柱采用浸泡保存时, 活性炭层中的水质发生了很大的变化, 活性炭层中的生物量发生了下降。同时周期性的换水能够延缓活性炭柱在浸泡保存时生物量的下降速度。在臭氧-生物活性炭工艺重新运行期间, 周期换水减少生物量的下降虽然对浊度和 UV_{254} 的去除效果影响不大, 但是能够使得臭氧-生物活性炭工艺在短时间内对 COD_{Mn} 和 NH_3-N 的去除率接近活性炭工艺在保存之前对其的去除率。

关键词: 臭氧-生物活性炭工艺; 间歇性运行; 浸泡保存; 周期换水; 生物量; 净化效能

中图分类号: TU991 **文献标志码:** A **文章编号:** 1004-6933(2017)06-0109-05

Biomass retention method for intermittent operation of Ozone Biological Activated Carbon process

MIAO Gang¹, BAO Juan², CHEN Yunxiao², LIN Tao¹, CHEN Wei¹

(1. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. Nanjing Water Group Co. Ltd, Nanjing 210002, China)

Abstract: This paper studied the biomass maintaining method of Ozone Biological Activated Carbon (O_3 -BAC) process when intermittent operation was conducted as well as the influence of different storage way on the purifying effect of O_3 -BAC process rerunning. The results shows that when storage with immersion was implemented after O_3 -BAC process stopped, water quality in the activated carbon layer has changed a lot, and biomass was decreasing. In the meantime, periodic water replacement could delay the decline of biomass when the activated carbon column was immersed in storage. When the O_3 -BAC process was rerun, the decline of biomass brought about by the periodic water replacement had little influence on the removal efficiency of turbidity and UV_{254} , but this operation could make the removal efficiency of COD_{Mn} and ammonia nitrogen by the O_3 -BAC in a short time close to the same of the process before storage.

Key words: Ozone Biological Activated Carbon process; intermittent operation; storage with immersion; periodic water replacement; biomass; purifying effect

随着人们对饮用水水质要求的提高, 常规处理工艺的局限性逐渐显现^[1-2], 饮用水的深度处理工艺被广泛应用。臭氧-生物活性炭工艺在除臭、去除微

量有机物、消毒副产物前体物等方面具有明显优势, 从而被广泛应用^[3-8]。我国许多水厂采用了臭氧-生物活性炭工艺, 并取得了良好的处理效果^[9-11]。

基金项目: 国家自然科学基金(51438006)

作者简介: 缪刚(1991—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水处理技术。E-mail: 455934581@qq.com

通信作者: 林涛, 教授。E-mail: hit_lintao@163.com

但是在实际运行过程中,存在着在保障出水水质达标的前提下,该工艺的经济性运行问题。以长江三角地区的长江水源或部分湖库水源为例,多数时间原水水质达到或接近二类水标准,此时一般的常规工艺就能使得出厂水满足 GB 5749—2006《生活饮用水卫生标准》,并且在原水水质良好的情况下,臭氧-生物活性炭工艺对水质的提升效果十分有限,同时开启臭氧-生物活性工艺所带来的运行成本也是巨大的。所以在水源水质良好的情况下,很多水厂的臭氧-生物活性炭工艺是停止运行的,只有当原水水质突然变差时,为保证水质达标,才会开启臭氧-生物活性炭工艺,这就造成了臭氧-生物活性炭工艺的间歇性运行。

在臭氧-生物活性炭工艺的间歇性运行情况下,就需要考虑该工艺在不运行时的保存问题,臭氧-生物活性炭工艺在停运期间能够保持一定的生物量,使得臭氧生物活性炭工艺在重新运行时启动快,处理效果好。现在水厂常用的保存方式为浸泡保存,但是对于浸泡保存的研究相对较少,本文研究该工艺在采取浸泡保存时活性炭层中水质和生物量的变化,并探讨周期换水对保存期间生物量的影响,同时考察两种浸泡保存方式(是否周期性换水)对臭氧-生物活性炭工艺重新运行净化效能的影响。

1 研究方法

1.1 试验装置

臭氧-生物活性炭工艺进水为滤后水,滤后水为长江三角地区某水厂以长江水为水源经过混凝沉淀过滤所得,原水及滤后水水质见表 1。装置主要由一根臭氧接触柱及两根并联的活性炭柱组成,臭氧接触柱水深 3 m,活性炭柱中活性炭层深度为 1.5 m,砂垫层 0.3 m(图 1)。

表 1 原水及滤后水水质

类别	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	UV_{254}/A	浊度/NTU
原 水	0.15~0.45	2.5~4.5	0.025~0.045	2~8
滤后水	0.13~0.18	1.2~1.6	0.019~0.025	0.12~0.18

1.2 运行参数

臭氧-生物活性炭工艺在正常运行时的运行参数为:总进水量 1 m³/h;臭氧投加量 1.5 mg/L;接触时间 11 min;活性炭柱滤速 8 m/h;反冲洗周期为 6 d;冲洗方式:先气冲,时间 4 min,强度 14 L/(s·m²),后水冲,时间 8 min,强度 8 L/(s·m²)。

在工艺停止运行期间,1 号活性炭柱采取浸泡保存并周期换水,2 号活性炭柱仅采取浸泡保存,在两根活性炭柱进行保存期间,炭层上水深为 0.5 m。

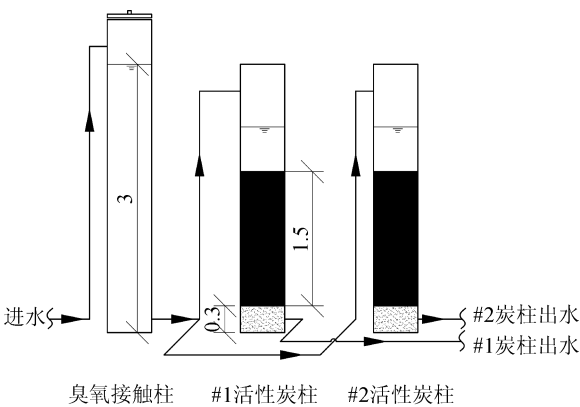


图 1 试验装置(单位:m)

在工艺重新开始运行时,首先对两根活性炭柱进行反冲洗,为了尽量保存炭上的生物量,反冲洗采用单一水冲,时间 15 min,强度 11 L/(s·m²),其余运行参数与正常运行相一致。

1.3 指标测定方法

NH₃-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N 均采用紫外分光光度法测定,TN 在被碱性过硫酸钾消解后采用紫外分光光度法测定,COD_{Mn}采用酸式高锰酸盐滴定法,DO 用溶氧仪测定,UV₂₄₅采用分光光度计测定,生物量采用脂磷法^[12]测定,浊度用浊度仪测定。

2 结果与分析

2.1 活性炭柱在停止运行采用浸泡保存时炭层中的水质变化

活性炭柱在采用浸泡保存期间,炭层中的 DO 发生了很大的变化。从图 2 中可知,在前 5 天中,DO 下降速度最快,而由于 50 cm 处活性炭上的生物量生物活性要大于 110 cm 处的,所以 50 cm 处的 DO 下降速度要高于 110 cm 处,但是总体而言,两个不同深度炭层的 DO 变化呈现相似的规律。在浸泡保存的第 5~13 天,DO 缓慢下降,第 13 天以后,DO 下降速度达到一个很低的水平,到第 29 天时,两个炭层中的 DO 均保持在 2.5~3.0 mg/L。DO 的下降速度在一定程度上可以反映炭层中微生物的活性^[13],

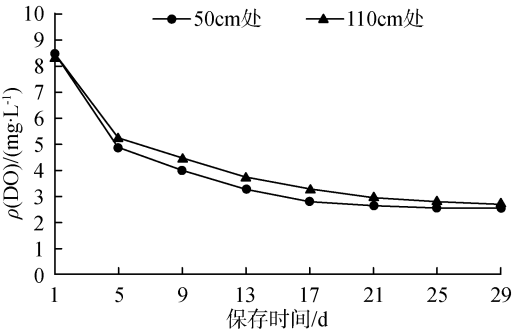


图 2 活性炭柱在浸泡保存期间炭层 50 cm、110 cm 处 DO 质量浓度的变化

说明在活性炭柱浸泡保存期间炭层中的微生物活性是不断减小的。

由图 3 可见,活性炭柱在采用浸泡保存期间各种氮质量浓度均发生变化。其中,在浸泡保存过程中,TN 一直在上升,而正常情况下,炭层和水中的各种氮存在转移,但是 TN 浓度应该是不变的,图 3 显示的 TN 浓度上升的现象是由活性炭上微生物发生降解并溶解到水中造成的,所以 TN 的变化在一定程度上也可以反映生物量的变化。

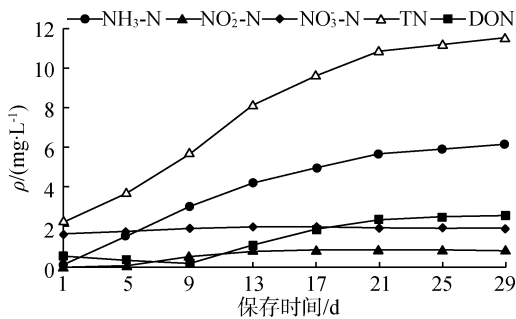


图 3 活性炭柱在浸泡保存期间炭层 80 cm 处各种氮质量浓度的变化

由图 3 可见,炭层中的有机氮的变化趋势为先下降后上升。分析认为,在前期,微生物把有机氮降解为 NH₃-N,造成 NH₃-N 的上升,后面的升高是因为微生物降解形成有机氮。由图 3 还可见,炭层中的 NH₃-N 浓度一直在上升,前 13 d 上升速度最快。NO₂⁻-N 也从原来的 0.004 mg/L 左右上升到 0.8 mg/L 左右,同样也是在前 13 d 上升最快,是因为在 DO 低的情况下,NH₃-N 被氧化形成 NO₂⁻-N,但是并不能使得 NO₂⁻-N 转化为 NO₃⁻-N,这也造成了 NO₂⁻-N 在前期 DO 高的时候有所增加(第 1~13 天),而后期 DO 较低,其浓度几乎没有变化。

由图 4 可见,在活性炭柱浸泡期间,COD_{Mn} 一直上升,后期略有下降,UV₂₅₄ 先上升后下降,分析认为,是炭层中的微生物降解作用造成水中的有机物上升,使得 COD_{Mn} 上升,而 COD_{Mn} 上升最快时间同样在前 13 d;同样也造成了 UV₂₅₄ 上升的趋势。但是保存后期当水中营养物质匮乏,微生物降解产生的有

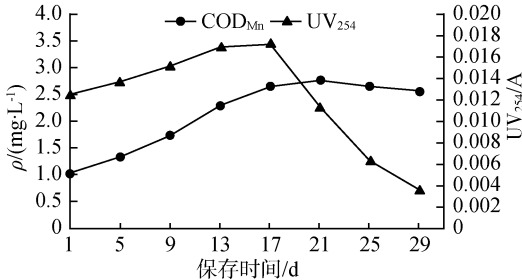


图 4 活性炭柱在浸泡期间炭层 80 cm 处 COD_{Mn} 和 UV₂₅₄ 的变化

机物也能够被活着的微生物作为营养源,从而造成 UV₂₅₄ 的迅速下降以及 COD_{Mn} 的缓慢下降。

2.2 周期性换水对活性炭柱在浸泡保存时炭上生物量的影响

由图 5 可见,活性炭柱在浸泡期间,炭层中的生物量一直在下降,其中第 1~9 天下降缓慢,第 9~17 天下降速度最大,而在第 17 天后下降速度减缓,50 cm 处炭层中的生物量与 110 cm 处表现出相似的规律,经过 28 d 的保存,50 cm 处生物量由原来的 69.15 nmol/cm³ 降低到 30.73 nmol/cm³,110 cm 处生物量由 59.64 nmol/cm³ 降低到 28.94 nmol/cm³。

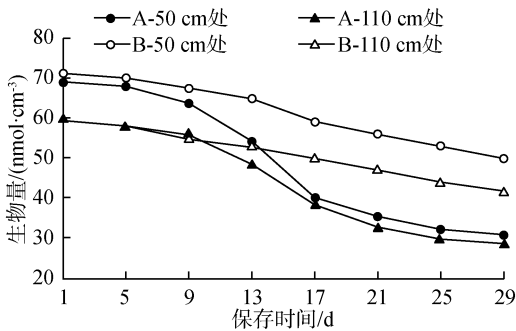


图 5 两种不同保存方式炭层中生物量的变化

(A:采取浸泡保存;B:采取浸泡保存并周期性换水,换水周期为 8 d)

而对采用浸泡保存的活性炭柱进行换水,可以在一定程度上使得炭层中的水恢复到初始状态,补充炭层中的 DO,而采取浸泡保存从第 9 天开始,生物量下降速度最快,与此同时,第 9 天开始,炭层中 DO 很低,下降速度很慢,说明此时微生物活性很低,而且炭层中水质在第 9 天左右也发生很大的变化,所以初步设置换水周期为 8 d,即在第 9 天进行第一次换水。

由图 5 可见,在周期性的换水浸泡保存中,炭层中生物量下降速度要小于只采取浸泡保存。经过 28 d 的保存,50 cm 处生物量由原来的 71.05 nmol/cm³ 降低到 47.79 nmol/cm³,110 cm 处生物量由 60.09 nmol/cm³ 降低到 41.61 nmol/cm³。对比浸泡保存和周期性的换水浸泡保存,可以发现,周期性的换水能够很好的延缓生物量的下降。

2.3 周期性换水对臭氧-生物活性炭工艺在保存后重新运行的影响

表 2 为臭氧-生物活性炭工艺在停止运行前对滤后水的净化效能,用于对比该工艺在重新运行后对于滤后水的净化效能,从而考察周期性换水延缓炭层中生物量下降对该工艺在重新运行的影响。

从表 2 和表 3 中可以看出,臭氧-生物活性炭工艺对 UV₂₅₄ 的去除主要依靠臭氧的氧化,生物活性炭的吸附降解效果所占比重不大,所以在重新运行期间,两活性炭柱对于 UV₂₅₄ 的去除效果并没有明显的

区别,在反冲洗后 30 min,均能够达到该工艺在停运前对 UV₂₅₄ 的净化效果。

表 2 臭氧-生物活性炭工艺在停止运行前对滤后水的净化效能

类别	$\rho(\text{NH}_3\text{-N})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	$\rho(\text{COD}_{\text{Mn}})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	UV ₂₅₄ /A	浊度/NTU
滤后水	0.1423	1.44	0.0249	0.145
臭氧后水	0.2247	1.36	0.0099	0.157
BAC 后水	0.0948	0.92	0.0095	0.103
总去除率/%	33.38	36.11	61.85	28.97

注:运行工况:臭氧投加量为 1.5 mg/L,接触时间 11 min,炭床滤速 8 m/h。

表 3 臭氧-生物活性炭工艺重新运行后对浊度和 UV₂₅₄ 的净化效能

运行时间/h	浊度/NTU		UV ₂₅₄ /A	
	1 号活性炭柱	2 号活性炭柱	1 号活性炭柱	2 号活性炭柱
1/4	0.258	0.232	0.0136	0.0145
1/2	0.104	0.108	0.0096	0.0101
1	0.101	0.103	0.0094	0.0097
2	0.103	0.102	0.0093	0.0095

同时,两活性炭柱在重新运行 30 min 后对于浊度的去除效果与停运之前相当,而且两根活性炭柱对浊度的去除也没有明显的区别,分析认为,臭氧-生物活性炭工艺对浊度的去除主要依靠活性炭的截留作用,与生物量相关性不大。

所以周期性的换水浸泡保存虽然能够延缓生物量的下降,但是在重新运行后对于浊度和 UV₂₅₄ 的去除效果并没有明显的影响。

由图 6 可见,两根经过不同方式保存的活性炭柱在臭氧-生物活性炭工艺重新运行期间对 COD_{Mn} 的去除效果相差很大。1 号活性炭柱在重新开始运行 1 h 后对 COD_{Mn} 的去除率就达到 30% 左右,而后对 COD_{Mn} 的总去除率也稳定在 30% ~ 35% 之间;而 2 号活性炭柱在重新运行 24 h 之内,对 COD_{Mn} 的总去除率均没有达到 23%,在运行 48 h 之后,对

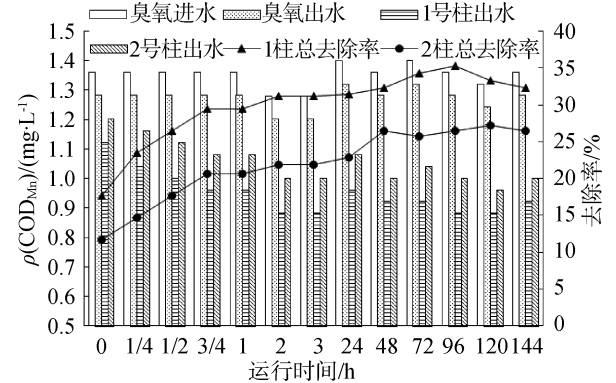


图 6 臭氧活性炭工艺重新运行后对 COD_{Mn} 的净化效能

COD_{Mn} 的总去除率达到 25% 到 28% 之间,虽然随着运行时间的增加,总去除率略有增加,但是最终对 COD_{Mn} 的总去除率没有达到 30%。

由图 7 可见,臭氧氧化能够将水中的部分有机氮氧化为 NH₃-N,从而造成 NH₃-N 的增加,同时可以看出两根活性炭柱在重新运行期间对 NH₃-N 的总去除率表现出与对 COD_{Mn} 的总去除率相似的规律。1 号活性炭柱在重新运行后 1h 对 NH₃-N 的总去除率就已经达到 26.38%,而后对 NH₃-N 的总去除率均维持在 28% 左右,而 2 号活性炭柱在重新运行后 1h 对 NH₃-N 的总去除率仅达到 15.54%,而后随着运行时间的增加,对 NH₃-N 的总去除率有所增加,重新运行后 24h,对 NH₃-N 的总去除率达到 20.47%,之后对 NH₃-N 的总去除率稳定在 22% 左右。

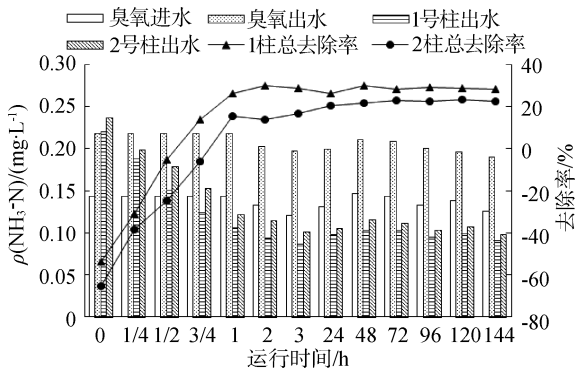


图 7 臭氧活性炭工艺重新运行后对 NH₃-N 的净化效能

分析认为:臭氧-生物活性炭工艺在对 COD_{Mn} 的去除过程中炭层中的微生物降解作用占据了很大比重,生物量越大,该工艺对有机物的去除效果越好^[14];同时 NH₃-N 的去除过程中也是主要依靠活性炭层中微生物对 NH₃-N 的降解,而 1 号活性炭柱在保存期间采用的是周期性换水的浸泡保存,有效缓解了炭层中生物量的减少,从而使得 1 号活性炭柱在重新开始运行时对 COD_{Mn} 和 NH₃-N 的总去除率要好于 2 号活性炭柱。

同时,把两个活性炭柱对臭氧后出水 COD_{Mn} (mg/L) 的去除量与两活性炭柱的平均生物量 (nmol/cm³) 的比值(图 8)作为衡量该设备保持微生物活性的指标也可以看出,在臭氧-生物活性炭重新运行 24 h,1 号活性炭柱的该比值均要高于 2 号活性炭柱,而在运行 48 h 以后,两活性炭柱的该比值则相对接近。从而说明了臭氧生物活性炭工艺在停止运行期间采用周期性换水的浸泡保存方式能够更有效地保持炭层中的微生物活性,使得该工艺在重新开始运行时在短时间内对有机物就有较好的去除作用。

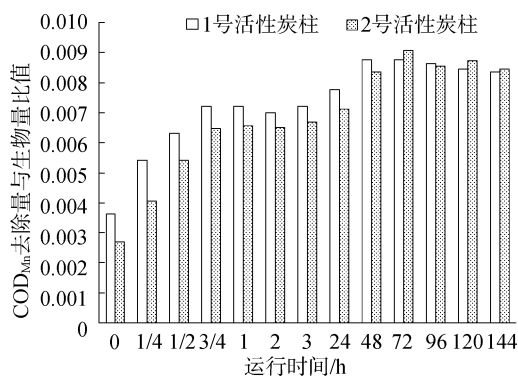


图8 COD_{Mn}去除量与两活性炭柱的平均生物量比值

3 结 论

臭氧-生物活性炭工艺在停止运行后对生物活性炭柱采取浸泡保存的方式会使得炭层中水质发生很大变化,从而使得活性炭柱在采取浸泡保存后炭层中生物量的下降,而在浸泡保存中周期性的换水能够延缓生物量的下降。同时在臭氧-生物活性炭工艺重新开始运行期间,延缓活性炭柱中生物量的下降对浊度和 UV₂₅₄ 的去除率影响不大,而保持一定的生物量能够使得臭氧-活性炭在重新开始运行时在较短时间内对 COD_{Mn} 和 NH₃-N 就有一个比较好的去除效果。

参考文献:

[1] 刘玥,陈忠林,沈吉敏,等. 硅酸锌催化臭氧氧化净水效能连续流实验研究[J]. 水资源保护,2015,31(5):72-76. (LIU Yue, CHEN Zhonglin, SHEN Jimin, et al. Continuous-flow study on efficiency of water treatment using zinc silicate catalyzing ozonation [J]. Water Resources Protection,2015,31(5):72-76. (in Chinese))

[2] WANG D S,ZHAO Y M,YAN M Q,et al. Removal of DBP precursors in micro-polluted source waters:a comparative study on the enhanced coagulation behavior[J]. Separation and Purification Technology,2013,118(1):271-278.

[3] CHU W,GAO N,YIN D,et al. Templeton, Ozone-biological activated carbon integrated treatment for removal of precursors of halogenated nitrogenous disinfection by-products[J]. Chemosphere,2012,86(11):1087-1091.

[4] BOON N,PYCKE B F,MARZORATI M,et al. Nutrient gradients in a granular activated carbon biofilter drives bacterial community organization and dynamics[J]. Water Research,2011,45(19):6355-6361.

[5] 操家顺,姜磊娜,蔡健明,等. 采用“臭氧-粉末活性炭-曝气生物滤池”组合工艺深度处理印染废水[J]. 水资源保护,2012,28(6):75-80. (CAO Jiashun, JIANG Leina,CAI Jianming,et al. Advanced treatment of dyeing wastewater by ozone-powdered activated carbon-biological aerated filter combined process [J]. Water Resources

Protection,2012,28(6):75-80. (in Chinese))

[6] 张淑敏,陈蓓蓓,侯伟联. 臭氧-生物活性炭技术在高藻原水处理中的应用研究进展[J]. 净水技术,2016,35(1):21-25. (ZHANG Shumin, CHEN Beibei, HOU Weiyi. Research progress in application of algae-laden raw water treatment with ozone-biological activated carbon process[J]. Water Purification Technology,2016,35(1):21-25. (in Chinese))

[7] 陈丽珠,巢猛,刘清华,等. 臭氧-生物活性炭控制有机物和消毒副产物研究[J]. 给水排水,2015,41(11):37-40. (CHEN Lizhu,CHAO Meng,LIU Qinghua,et al. Study oil ozone-biological activated carbon to control organics and disinfection by-products [J]. Water & Wastewater Engineering,2015,41(11):37-40. (in Chinese))

[8] 蔡璇. 饮用水深度处理技术研究进展及应用现状[J]. 净水技术,2015,34(增刊1):44-47. (CAI Xuan. Research and application of advanced treatment process in drinking water treatment [J]. Water Purification Technology,2015,34(sup1):44-47. (in Chinese))

[9] 魏娜,张雁秋,李秀玲,等. 饮用水深度净化技术的发展现状与应用趋势[J]. 环境与健康杂志,2009,26(7):652-654. (WEI Na,ZHANG Yanqiu,LI Xiuling,et al. Advance and application of drinking water treatment technology[J]. Journal of Environment and Health,2009,26(7):652-654. (in Chinese))

[10] 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. (LI Shifeng. Selection of engineering scheme in ozone/biological activated carbon process design [J]. China Water & Wastewater,2012,28(20):35-38. (in Chinese))

[11] 常颖,贺涛,漆文光,等. 臭氧/生物活性炭工艺的运行优化研究与工程示范[J]. 中国给水排水,2013,29(13):1-5. (CHANG Ying,HE Tao,QI Wenguang,et al. Demonstration on optimal operation of O₃/BAC process [J]. China Water & Wastewater,2013,29(13):1-5. (in Chinese))

[12] 魏谷,于鑫,叶林,等. 脂磷生物量作为活性生物量指标的研究[J]. 中国给水排水,2007,23(9):1-4. (WEI Gu,YU Xin,YE Lin,et al. Study on lipid-P as viable biomass indicator[J]. China Water & Wastewater,2007,23(9):1-4. (in Chinese))

[13] 桑军强,王志农,李福志,等. 饮用水生物处理中微生物量和活性的测定方法[J]. 环境污染治理技术与设备,2005,6(8):88-90. (SANG Junqiang,WANG Zhinong,LI Fuzhi,et al. Measurement of biomass and microbial activity in the biological treatment process of drinking water[J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control,2005,6(8):88-90. (in Chinese))

[14] 余伟. 活性炭孔隙对生物活性炭运行效果和微生物特性的影响研究[D]. 北京:清华大学,2015.

(收稿日期:2016-12-19 编辑:徐 娟)