

铝污泥人工湿地/活性污泥法耦合工艺的除污性能

刘然彬¹, 赵亚乾^{1,2}

(1. 都柏林大学土木工程系 Dooge 水研究中心, 爱尔兰; 2. 西安理工大学 水利水电学院, 陕西 西安 710048)

摘 要: 为改善城市水环境和地表水水质, 国家出台了《水污染防治行动计划》。其中很重要的一项就是对现有污水处理厂进行提标改造, 强化对氮、磷的去除。通过铝污泥人工湿地与传统活性污泥工艺的嵌套结合而研发的一种新型工艺——GBR 工艺为之提供了一种新的升级思路。通过小试尝试将 SBR 反应器优化为 GBR 工艺。结果表明, 在维持反应器工作容积不变的情况下, GBR 工艺将反应器的最大氮负荷和水力负荷分别提高了 53% 和 33%, 而且对 COD、总氮和磷的平均去除率分别高达 87.7%、93.6% 和 95%。分析表明, 铝污泥人工湿地通过磷吸附、改善污泥性状等功能实现了 GBR 处理能力和效率的提高。总之, GBR 工艺在当下污水处理厂的提标改造中具有很大的开发应用潜力。

关键词: 污水处理; 铝污泥人工湿地; 提标改造; 脱氮除磷; 同步硝化反硝化

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)01-0007-07

Coupling Process of Alum Sludge-based Constructed Wetland and Activated Sludge Process (GBR) for Enhancing Nutrients Removal

LIU Ran-bin¹, ZHAO Ya-qian^{1,2}

(1. UCD Dooge Centre for Water Resources Research, School of Civil Engineering, University College Dublin, Ireland; 2. Institute of Water Resources and Hydroelectric Engineering, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China)

Abstract: To improve the urban water environment and surface water quality, “Action Plan for Prevention and Control of Water Pollution” had been launched by the State Council. Hereinto, one of the important plans and actions is to upgrade and retrofit the aging wastewater treatment plants (WWTPs) to enhance the nitrogen and phosphorus removal. By embedding alum sludge-based constructed wetland into the conventional activated sludge systems, a novel system named GBR was proposed to achieve the upgrading purpose. The present study managed to upgrade and retrofit a conventional SBR to GBR. The results showed that GBR enlarged the nitrogen loading rate and the hydraulic loading rate of the SBR by 53% and 33%, respectively. Meanwhile, the GBR achieved COD, TN and TP removal efficiency of 87.7%, 93.6% and 95%, respectively. Specifically, the alum sludge-based constructed wetland played a key role in the GBR by the functions of P adsorption and activated sludge-properties improvement. Overall, GBR holds high potential in the action of upgrading and reconstruction of the WWTPs.

Key words: wastewater treatment; alum sludge-based constructed wetland; upgrading and re-

construction; nitrogen and phosphorus removal; simultaneous nitrification and denitrification

2016年我国污水处理总量约为 $528 \times 10^8 \text{ m}^3$, 但仍有相当一部分污水未经任何处理而直接排入自然水体。加之我国近几十年的快速城镇化建设和工业化推进, 严重破坏了城市水环境系统, 由此导致自然环境承载力和自净能力的下降, 也因此引发了一系列水环境问题。其中, 城市水体水质恶化和逐渐消失的问题越发显现, 由此导致居民生活满意度下降以及其他社会矛盾, 严重制约着城市的可持续发展。

随着国家《水污染防治行动计划》(“水十条”)的出台以及对生态环境建设的重视, 污水处理设施运行的好坏成为改善水体环境的重要一环。然而, 随着服务区人口的增加以及出水水质标准越来越严格, 污水处理厂在处理效率和能力方面面临着巨大的压力, 尤其是较为老旧的污水处理厂。“水十条”明确规定敏感区域污水处理设施出水水质需达到一级A标准, 在某些重点水源地出水水质甚至要达到地表水准IV类的水平。因此, 对污水厂进行提标改造迫在眉睫。

以 A^2/O 和SBR为代表的活性污泥工艺是目前我国应用最为广泛的污水处理工艺^[1]。当前, 以MBBR工艺为代表的悬浮填料投加和膜分离技术是污水处理厂扩容的主要手段, 而增加深度处理单元则主要用于强化污染物去除以提高出水水质^[2~4]。笔者所在课题组提出了一种新型工艺——GBR工艺, 可对传统活性污泥法进行优化升级, 增加原有处理单元的处理能力并强化除污效果, 同时还具有其他工艺无可比拟的优势。笔者将一实验室规模的传统SBR反应器升级为GBR, 研究并对比了升级前后的处理能力和效果。

1 GBR工艺

GBR (Green Bio-sorption Reactor) 工艺在结构上是在传统活性污泥工艺的生化反应池中嵌入以铝污泥为基质的人工湿地(如图1所示), 在功能上提出GBR的初衷是基于铝污泥人工湿地存在以下三个方面的优势^[5]: ①湿地中的基质——铝污泥, 是一种很好的磷吸附材料, 可以用来强化对磷的去除甚至代替生物除磷过程; ②铝污泥还可以作为微生物附着的载体, 增加生物池的生物量, 从而强化生物池的处理能力; ③人工湿地带来的景观价值可以缓解

人们对以往污水处理厂的刻板偏见并改善与周围居民的关系。

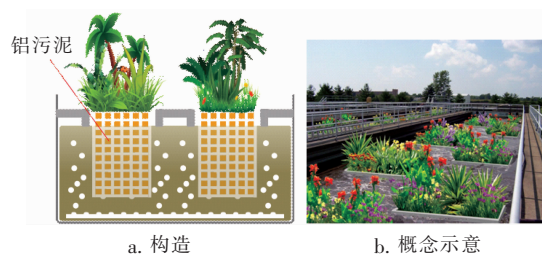


图1 GBR反应器构造及概念示意

Fig. 1 Configuration and conceptual diagram of GBR

2 材料与方法

2.1 试验装置及运行

试验所进行升级改造的SBR反应器由聚乙烯塑料盒改造而成, 长 \times 宽 \times 高为 $54.5 \text{ cm} \times 35.0 \text{ cm} \times 42.0 \text{ cm}$, 有效容积为52 L。该SBR反应器已稳定运行了6个月, 运行周期时间为8 h, 其中包含0.5 h的进水段、0.5 h的厌氧段、3.5 h的好氧一段、1 h的缺氧段、0.5 h的好氧二段、1 h的沉淀和1 h的排水与静置。在每个周期内, 27 L的污水进入反应器, 经过各阶段并沉淀后, 排出等量的污水; 其中在好氧二段末排走500 mL污泥混合液从而保证污泥龄为35 d。进出水和排泥由蠕动泵完成, 反应器底部安装有曝气头, 曝气量为 10 L/min , 厌氧和缺氧阶段由机械搅拌器进行混合搅拌。反应器运行中各阶段的起止均由定时器来控制, 并配有DO仪和pH探头。

在SBR运行阶段, 进水氨氮浓度由 30 mg/L 逐渐提高至 70 mg/L 以验证SBR的最大处理能力和负荷。试验结果表明SBR能实现90%左右污染物去除效率的最大COD、氮、磷负荷分别为400、70和 10 mg/L , 对应的去除率分别为95%、85%和93%。之后, 将两个以铝污泥为基质的人工湿地悬浮淹没在SBR反应器中将其升级为GBR反应器。其中, 每个人工湿地由铁质网兜装填5 kg的铝污泥(含水率为75%)并种植美人蕉, 铝污泥块大小为 $1 \text{ cm} \times 1 \text{ cm} \times 1 \text{ cm}$ 。GBR的运行方式与SBR类似, 但是周期时间和进水污染物负荷有所变化(见表1)。人工湿地中的铝污泥取自都柏林近郊的一座自来水厂, 该厂采用硫酸铝作为絮凝剂处理水库水。

表1 GBR 反应器运行阶段与参数

Tab.1 Operational stages and parameters of GBR

阶 段	1	2	3	4	5	6
时间/d	1 ~ 63	64 ~ 109	110 ~ 160	161 ~ 216	217 ~ 251	252 ~ 294
周期/h	8	8	6	6	6	6
厌氧/h	0.5	1 ~ 1.5	0	0	0	0
好氧/h	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5	3.5
缺氧/h	1.5	0.5 ~ 1	1	1	1	1
曝气量/(L · min ⁻¹)	20	20	20	20	10	20
NH ₄ ⁺ - N/(mg · L ⁻¹)	70 ~ 80	80	80	80	80	90
NLR/(g · m ⁻³ · d ⁻¹)	108.9	124.6	166.2	166.2	166.2	186.9
C/N	5.7	5	5	5	5	4.4

注: NLR 为进水氨氮负荷;进水 COD 和磷浓度分别为 400、10 mg/L。

2.2 反应器运行检测和污染物周期变化试验

每隔 2 ~ 3 d 取 GBR 出水水样一次,分别检测 COD、TN、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N、NH₄⁺ - N、PO₄³⁻ - P、TP、SS、Al³⁺ 和 pH 值。以对污染物的去除率作为反应器运行好坏的评判标准。其中,人工湿地植物依靠吸收作用对污染物去除的贡献忽略不计。另外,每隔 10 d 取一次污泥样,对污泥浓度及其物理性质(压缩性、沉降性和脱水性)进行检测,并进行镜检以观察污泥形态变化。为进行污泥物理性质的纵向比较,污泥样的 SS 控制在 2 000 mg/L,参考标准方法进行测定^[6]。分别以污泥容积指数(SVI)、沉降速率(HV)和过滤比阻(SRF)指示污泥的压缩、沉降和脱水性能。

在 GBR 运行达到稳定后(第 198 天),对污染物浓度的周期变化进行了分析。待 GBR 进水后,每隔 0.5 h 取 100 mL 混合样直至周期结束,过滤后分别测定水样的 COD、NO₃⁻ - N、NO₂⁻ - N、NH₄⁺ - N 和 PO₄³⁻ - P 浓度。

2.3 同步硝化反硝化(SND)效率

在 GBR 运行稳定后(第 140 天),对反应器中活性污泥在不同 DO 浓度下的 SND 效率进行了定量分析。具体步骤如下^[7]:试验开始的前一天,在反应器沉淀阶段前取 500 mL 混合液置于 500 mL 的烧杯中,静置隔夜;试验开始后,将 50 mL 上清液替换为等量的营养液;然后将烧杯置于磁力搅拌器上进行反应,由空气压缩机和溶解氧仪协同控制 DO 浓度(0.5、1.2 和 3 mg/L)。试验共进行 2 h,每隔 20 min 取 10 mL 混合液,过滤后测 NH₄⁺ - N、NO₂⁻ - N 和 NO₃⁻ - N 浓度。其中 50 mL 营养液的组成包括:NaAc 为 0.13 g、NH₄Cl 为 0.08 g 和 NaHCO₃ 为

0.064 g。SND 效率的计算参考之前的方法^[7]。在另一组小试中,对活性污泥和挂膜后的铝污泥基质协同 SND 效率进行了研究,试验方法保持不变,只是将取自 GBR 反应器的 100 mg 挂膜铝污泥用铁网固定悬浮淹没在活性污泥混合液中,然后重复上述试验。

2.4 试验用水和检测方法

GBR 的进水为人工配水,由 NaAc、NH₄Cl 和 KH₂PO₄ 分别提供 COD、氮和磷,由 NaHCO₃ 提供所需碱度,其他所需微量元素参考已有配方^[8]。另外,各污染物的检测采用哈希公司的标准检测方法和设备^[7]。

3 结果与讨论

3.1 GBR 运行效果和污染物去除效率

GBR 对 COD 的去除效果非常稳定,阶段 1 ~ 6 的去除率分别为 85.3%、86.3%、88.9%、88.8%、88.9% 和 88.4%,平均去除率为(87.7 ± 4.4)%,出水中残留 COD 为(49.5 ± 17.0) mg/L。但相比于 SBR 反应器 95% 的 COD 去除效率和(21.6 ± 9.1) mg/L 的出水残留来讲,GBR 对 COD 的去除效率似乎有所下降。这是因为加入铝污泥人工湿地后,磷的吸附过程会造成铝污泥中有机物的释放,且这部分释放的有机物是难生物降解有机物(腐殖质等)^[9]。因此造成了 GBR 反应器出水中残留的 COD 浓度明显升高。这也可以从 GBR 出水呈淡黄褐色得到验证。

图 2(a)展示了 SBR 升级到 GBR 后对磷的去除效果。在本试验中,进水磷浓度定为 10 mg/L(第 217 ~ 239 天为 0.1 mg/L)。根据除磷效率,可将 GBR 的去除表现分为两个阶段:过渡阶段(第 1 ~

109天)和稳定阶段(第110~294天)。在加入铝污泥人工湿地后的过渡阶段,磷的去除效果非常差且极其不稳定,有时出水磷浓度甚至高于10 mg/L。这是因为加入铝污泥人工湿地后,铝污泥及其释放物质(Al^{3+} 等)对生物除磷过程造成了抑制。在过渡阶段,GBR的运行方式和SBR一样,因此在前端的厌氧阶段聚磷菌会释放大量的磷,而在好氧阶段由于聚磷菌被抑制而不能完成充分吸磷的过程。因此,GBR反应器中铝污泥所要吸附去除的磷浓度要远远大于进水中的磷浓度,结果造成了磷的去除效率偏低。但是,在稳定阶段仅依靠铝污泥人工湿地的吸附,磷去除率就高达95%。需要指出的是,在第200天左右出水磷浓度波动较大是由于铝污泥人工湿地被活性污泥堵塞,在预留通道后除磷效率即可恢复。

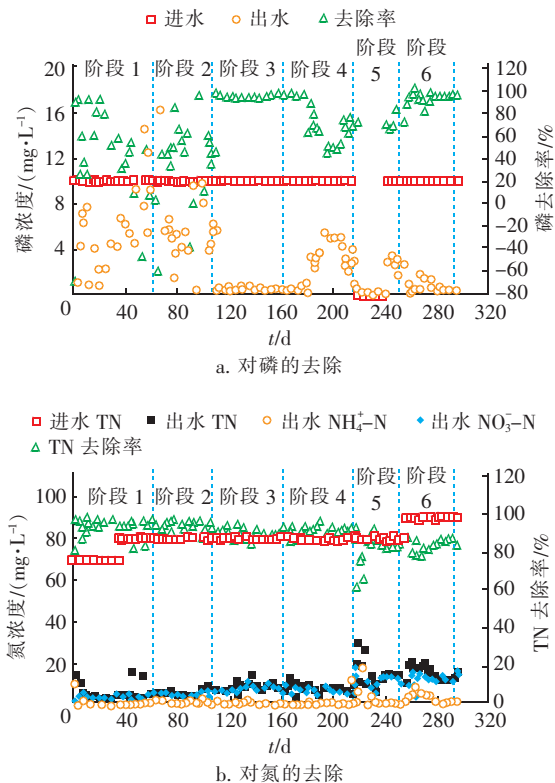


图2 GBR对磷和氮的整体去除效果

Fig. 2 Treatment performance of GBR in terms of phosphorus and nitrogen

GBR对氮的去除依然保持了很高的效率,但是水力负荷和氨氮负荷却比SBR提升了很多。在阶段1和2,GBR维持了SBR的运行方式和参数,但进水氮浓度逐渐提高至80 mg/L;此时GBR可以达到93.6%的总氮去除效果和5.1 mg/L的出水总氮

浓度。从阶段3开始,由于生物除磷过程被抑制,GBR的运行去掉了前端厌氧段,继而其整个运行周期缩短至6 h;相应地,进水氨氮负荷提高至166.2 g/($\text{m}^3 \cdot \text{d}$)。在高进水氮负荷下,GBR依然可以达到91%的总氮去除率。在阶段6,进水氮浓度提高至90 mg/L,虽然GBR可以实现83%的总氮去除率,但是出水总氮浓度升至15 mg/L,刚刚满足一级A标准。

3.2 周期去除试验及其机理分析

图3描绘了COD、氮、磷在第198天的周期变化曲线,此时前置厌氧段已被去掉,即磷的去除完全依赖于铝污泥人工湿地的吸附。GBR中磷浓度从周期开始到周期结束,整体呈下降趋势,这也证明了吸附是磷去除的唯一手段。对于COD的去除,在周期刚开始的0.5 h内,COD急剧下降至35 mg/L,而且保持这一浓度直至周期结束。氨氮的变化曲线与COD类似,但是下降速率相对缓慢,在第3小时硝化反应结束,几乎检测不到氨氮的存在。而且,随着硝化反应的进行,并没有硝态氮和亚硝态氮积累。在硝化反应结束时,硝态氮和亚硝态氮的浓度分别为6.8和0.5 mg/L。由此可知,在GBR反应器中发生了SND过程,其效率高达93%。

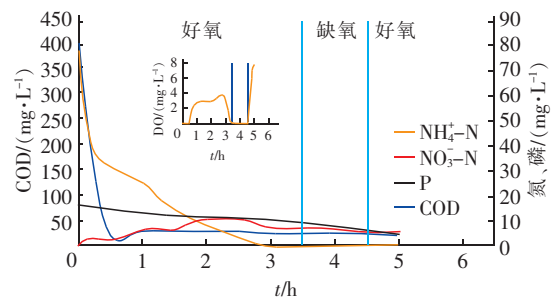


图3 污染物周期变化曲线

Fig. 3 Evolution of pollutants in a whole cycle

需要强调的是,在好氧阶段DO浓度为2.5 mg/L。由此可知,该GBR中SND过程对DO有很高的适应性。为此进行了一系列小试以验证GBR中活性污泥以及活性污泥和挂膜铝污泥协同作用实现SND对DO的适应性,结果如图4所示。单独的活性污泥即可实现60%~70%的SND效率,而且并没有因DO的升高而下降。在DO为3 mg/L时SND效率甚至比2 mg/L时还要略高一些。这说明,在GBR中可能存在好氧反硝化菌^[10]。另外,挂膜铝污泥的存在并没有明显促进SND效率的提高,可能是

由于两者的叠加作用没有完全显现出来。

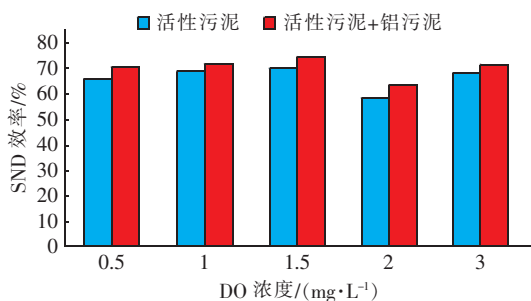


图4 不同DO浓度下的SND效率

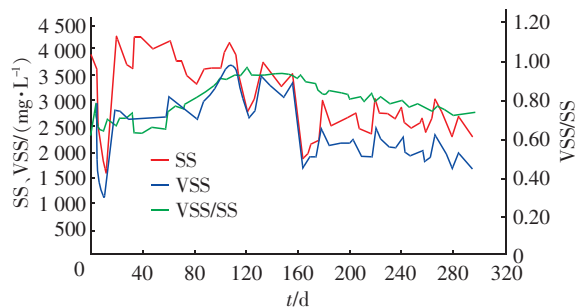
Fig. 4 SND efficiency under various DO concentration

综合以上结果可知,GBR 主要依靠两种途径实现高DO浓度下的高效SND:其一,活性污泥颗粒中形成了很好的DO梯度,从而实现了SND^[11];其二,好氧反硝化菌的存在增加了GBR对高浓度DO的适应性。在周期试验中,几乎检测不到亚硝态氮的存在,结合亚硝态氮的氧化速率明显高于氨氮氧化速率可知,GBR中观察到的高效SND是经过硝态氮来完成的。另外,在好氧阶段COD曲线几乎没有变化,可知SND过程中反硝化的电子供体并不是来自于溶解性的COD,而应该来自于在好氧阶段初期活性污泥和铝污泥所吸附的COD。之前的试验也已证明,在加入铝污泥人工湿地后, Al^{3+} 的泄漏改变了活性污泥的表面性质,包括铝污泥本身在内对COD具有很好的吸附效果^[12]。反应初期活性污泥和铝污泥可以快速地吸附COD,继而在SND过程中作为电子供体,从而促进了SND的高效进行。

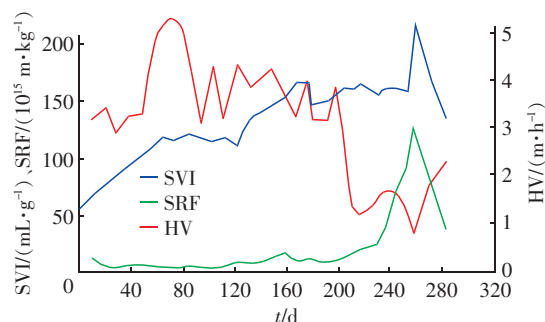
3.3 活性污泥的物理性质变化

在加入铝污泥人工湿地升级为GBR后,对反应器中活性污泥物理性质的变化进行了检测,结果见图5。在升级之前,SBR中SS浓度为 $(4\,000 \pm 140)$ mg/L,但是加入铝污泥人工湿地仅仅几天之后,SS浓度突然剧烈下跌。这是由于铝污泥和活性污泥之间的吸附等作用使得活性污泥沉淀或填充在了人工湿地的空隙中。通过在人工湿地中预留通道,这个问题得到了很好的缓解。之后,SS浓度缓慢下降并最终稳定在 $(2\,500 \pm 110)$ mg/L。然而,VSS的变化略有不同。由于铝污泥人工湿地的抑制并逐渐淘汰了聚磷菌,GBR的VSS/SS逐渐升高,尽管SS是下降的趋势,但VSS浓度呈现出上升的趋势。在第160天,VSS浓度达到最大值后,由于SS的大幅下降,VSS浓度也随之降低并稳定在 $(2\,000 \pm 95)$ mg/

L。



a. SS、VSS及VSS/SS



b. SVI、HV和SRF

图5 活性污泥性能的变化

Fig. 5 Evolution of quantity and physical properties of activated sludge

由图5(b)可知,GBR中活性污泥的SVI逐渐升高,由最初的56 mL/g升高至150 mL/g。尽管并没有超过污泥膨胀标准的阈值^[13],铝污泥人工湿地的加入无疑给活性污泥的压缩性带来了负面影响。然而,活性污泥的沉降性能和脱水性能在第200天以前得到了极大的改善。污泥的沉降速率一度升高至5.34 m/h,之后有所回落并保持在4 m/h。另外,由污泥的过滤比阻可知,加入铝污泥人工湿地后,SRF值逐渐下降至 $(3 \sim 11) \times 10^{15}$ m/kg直到运行的第200天。而SBR反应器的HV和SRF值分别为2.97 m/h和 19×10^{15} m/kg,这表明铝污泥人工湿地极大地优化了活性污泥的物理性质,给泥水分离和剩余污泥管理带来了好处。但需要指出的是在第200天后,污泥的沉降性能和脱水性能迅速恶化,这可能与该阶段曝气速率调整造成的扰动有关。

为进一步观察和解释铝污泥人工湿地给活性污泥带来的变化,对不同阶段的活性污泥进行镜检,结果见图6。可知污泥性状的变化非常明显,在加入铝污泥人工湿地后,活性污泥颗粒逐渐变大,平均粒径增大至230 μm ,而最大粒径高达2 mm。而且,活

性污泥颗粒相比于 SBR 反应器变得更加密实紧凑。密实紧凑的活性污泥颗粒具有更好的沉降和脱水性能^[14],这是 HV 升高和 SRF 下降的直接原因。但是,活性污泥颗粒变大以后,颗粒之间的空隙也相应变大(第 20 天),且颗粒变大会使得颗粒间的排斥力占主导,由此导致活性污泥的 SVI 逐渐升高,压缩性能变差。在第 220 天,可以观察到污泥颗粒逐渐被侵蚀而变得不规则,可知曝气量的调整引起的剪切力变化破坏了活性污泥颗粒的结构,使得污泥颗粒逐渐裂解变小,从而恶化了污泥的沉降和脱水性能。对于铝污泥人工湿地引起活性污泥性状变化的原因,可归结于铝污泥中 Al^{3+} 和有机物的释放。 Al^{3+} 是一种应用较为普遍的絮凝剂,尽管其泄漏量比较低($<0.2\text{ mg/L}$),但其通过电性中和、吸附、沉淀和架桥作用使得分散微小的污泥颗粒逐渐结合在一起,从而形成较大的污泥颗粒^[15]。

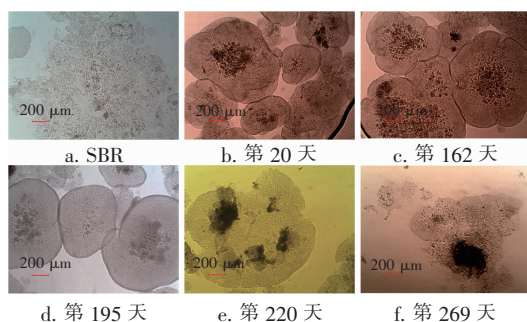


图6 GBR 反应器中活性污泥镜检照片

Fig. 6 Microscopic investigation of activated sludge in GBR

3.4 GBR 工艺用于升级改造的优势

由上述结果可知,GBR 工艺中的铝污泥人工湿地从三个方面强化了氮的去除。其一,在没有生物除磷的 GBR 反应器中,可以专注于考虑氮的去除;其二,前置厌氧段的去除可使更多的 COD 用于反硝化过程,提高对 COD 的利用效率;其三,铝污泥人工湿地引起的污泥颗粒粒径增大及对 COD 吸附的强化,提高了 SND 效率。在 SBR 反应器中,好氧段聚磷菌的吸收速率限制了进水氨氮浓度的进一步提高(70 mg/L),而升级到 GBR 后,进水氨氮浓度升高至 90 mg/L 且并不影响磷的去除效率,从而将反应器的氮去除负荷由 SBR 的 $108.9\text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 提高至 GBR 的 $166.2\text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。在传统活性污泥工艺中实现高效的 SND 过程需要将 DO 控制在 1 mg/L 以下,以便在污泥颗粒中同时形成好氧区和缺氧区,然

而,低 DO 环境往往易造成污泥膨胀,继而影响污染物的去除^[16]。在 GBR 反应器中,由于污泥颗粒的增大,在 DO 为 2.5 mg/L 的条件下依然实现了高达 93% 的 SND 效率,很好地控制了污泥的压缩性能,避免了污泥膨胀的发生。

另外,通过铝污泥人工湿地升级活性污泥工艺至 GBR 不仅可以强化对氮、磷的去除,还可提高反应器的水力负荷。在传统活性污泥工艺中,为强化除磷,一般通过投加化学药剂的方法来弥补生物除磷的不足和不稳定性。但是,化学除磷会产生大量的剩余污泥,而且在生物池前或生物池中投加化学药剂会对污泥活性造成抑制^[17]。在 GBR 反应器中,虽然生物除磷和铝污泥的磷吸附过程不能共存,但铝污泥吸附即可实现非常高的磷去除效率。需要指出的是,本试验进水磷浓度为 10 mg/L ,实际上我国大部分生活污水中的磷浓度在 10 mg/L 以下。

基于以上铝污泥人工湿地带来的好处,GBR 相比于 SBR 的处理能力也有了大幅度的提高。SBR 反应器设计周期时间为 8 h,每天为 3 个周期,其最大水力负荷为 $1.56\text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;升级为 GBR 工艺后,设计周期时间缩短为 6 h,每天可运行 4 个周期,最大水力负荷为 $2.07\text{ m}^3/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,即升级为 GBR 工艺后可提升约 30% 的处理能力。粗略估计,在保持同等污染物去除效果(实际有所提升)的条件下,GBR 工艺处理等量的污水可以节省 30% 的占地面积。综合对污染物去除负荷的提升,铝污泥人工湿地可以很好地完成污水厂的提标改造任务。特别需要强调的是,铝污泥人工湿地升级为 GBR 工艺的另外一个亮点则是它独具的景观价值。由于人工湿地中植物花卉的存在,污水处理厂变为一个污水处理公园。加之铝污泥对污水处理过程臭气抑制的功能^[18],GBR 将改变以往对污水处理厂臭气熏天的印象。如果经过特殊设计和功能改造,完全可以融合进公园的功能,为周边居民提供一个休闲场所。

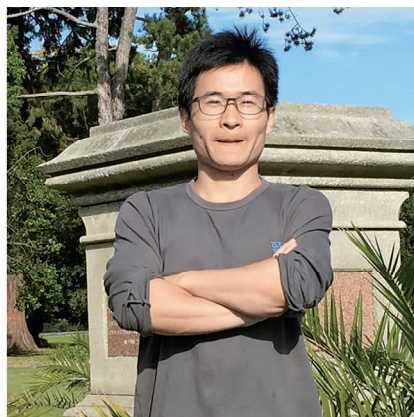
4 结论与建议

通过将传统活性污泥工艺升级到 GBR 工艺,在进水 C/N 为 5 的条件下,分别实现了 87.7%、95% 和 93.6% 的 COD、磷和总氮去除效率。在强化污染物去除的同时,GBR 将反应器的最大氨氮负荷和水力负荷分别提高了 53% 和 33%。其中,铝污泥人工湿地不仅是 GBR 工艺中磷去除的主体,而且其诱导的污泥颗粒性质的优化还促进了总氮的去除。另

外,其独具的景观价值无疑是污水厂提标改造的点睛之笔。可见,铝污泥基质人工湿地与传统活性污泥工艺的结合起到了“1 + 1 > 2”的效果。但是,GBR工艺目前还处于试验研发阶段,后续工作将着重考察对实际生活污水的处理效果以及对水力负荷变化的适应能力。

参考文献:

- [1] 张维,颜秀勤,张悦,等. 我国城镇污水处理厂运行药耗分析[J]. 中国给水排水,2017,33(4):103-108.
- [2] 杨磊三,李骏飞,余涛,等. 广州新华污水处理厂提标改造工程设计[J]. 中国给水排水,2016,32(8):47-50.
- [3] 范荣桂,王权程,李崑,等. 城市污水处理厂提标改造工程实践[J]. 中国给水排水,2015,31(4):88-91.
- [4] 杜创,雷振,张铁源. 深床滤池在污水厂地表Ⅳ类水提标改造中的应用[J]. 中国给水排水,2017,33(8):99-103.
- [5] Zhao Y, Liu R, Zhao J, *et al.* A fancy eco-compatible wastewater treatment system: Green Bio-sorption Reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2017, 234: 224-232.
- [6] van Loosdrecht M C M, Nielsen P H, Lopez-Vazquez C M, *et al.* Experimental Methods in Wastewater Treatment [M]. London: IWA Publishing, 2016.
- [7] Hu Y S, Zhao Y Q, Zhao X H, *et al.* High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland[J]. *Environ Sci Technol*, 2012, 46: 4583-4590.
- [8] Nguyen T T, Ngo H H, Guo W, *et al.* Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment [J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101: 1416-1420.
- [9] Liu R, Zhao Y, Sibille C, *et al.* Evaluation of natural organic matter release from alum sludge reuse in wastewater treatment and its role in P adsorption [J]. *Chem Eng J*, 2016, 302: 120-127.
- [10] 王兆阳,陈国耀,姜珂,等. 1株耐冷兼性嗜碱好氧反硝化菌的分离鉴定及反硝化特性[J]. 环境科学, 2014, 35(6): 2341-2348.
- [11] 郑林雪,李军,胡家玮,等. 同步硝化反硝化系统中反硝化细菌多样性研究[J]. 中国环境科学, 2015, 35(1): 116-121.
- [12] Liu R, Zhao Y, Zhao J, *et al.* Embedding constructed wetland in sequencing batch reactor for enhancing nutrients removal: A comparative evaluation [J]. *J Environ Manage*, 2017, 192: 302-308.
- [13] Guo J, Peng Y, Yang X, *et al.* Combination process of limited filamentous bulking and nitrogen removal via nitrite for enhancing nitrogen removal and reducing aeration requirements [J]. *Chemosphere*, 2013, 91: 68-75.
- [14] Jin B, Wilén B, Lant P. A comprehensive insight into floc characteristics and their impact on compressibility and settleability of activated sludge [J]. *Chem Eng J*, 2003, 95: 221-234.
- [15] Ma J, Fu K, Jiang L, *et al.* Flocculation performance of cationic polyacrylamide with high cationic degree in humic acid synthetic water treatment and effect of kaolin particles [J]. *Sep Purif Technol*, 2017, 181: 201-212.
- [16] De Haas D W, Wentzel M C, Ekama G. The use of simultaneous chemical precipitation in modified activated sludge systems exhibiting biological excess phosphate removal. Part 3: Experimental periods using alum [J]. *Water SA*, 2000, 26: 467-484.
- [17] Tallec G, Garnier J, Billen G, *et al.* Nitrous oxide emissions from denitrifying activated sludge of urban wastewater treatment plants, under anoxia and low oxygenation [J]. *Bioresour Technol*, 2008, 99: 2200-2209.
- [18] Akgul D, Abbott T, Eskicioglu C. Assessing iron and aluminum-based coagulants for odour and pathogen reductions in sludge digesters and enhanced digestate dewaterability [J]. *Sci Total Environ*, 2017, 598: 881-888.



作者简介:刘然彬(1988-),男,山东莱芜人,博士研究生,研究方向为人工湿地和污水生物脱氮除磷。

E-mail: ranbin. liu@ hotmail. com

收稿日期:2017-10-10