

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

- 主办 中国科学院生态环境研究中心
- 出版 科学出版社



2020

Vol.41 No.11
第41卷 第11期

目次

中国工业源挥发性有机物排放清单 梁小明, 孙西勃, 徐建铁, 叶代启, 陈来国(4767)

中国水泥排放清单及分布特征 汤铃, 薛晓达, 伯鑫, 郭静, 王鹏, 翟文慧, 崔维庚, 汪寿阳, 李时蓓, 董广霞(4776)

环境空气 PM_{2.5} 化学组分监测数据审核指标的建立:以长三角地区为例 张哲, 乔利平, 周敏, 朱书慧, 郭会琴, 王红丽, 楼晟荣, 陶士康, 陈长虹(4786)

南京江北新区大气颗粒物化学组分的粒径分布特征 张毓秀, 于兴娜, 刘偲嘉, 安俊琳, 张程(4803)

郑州市 PM_{2.5} 化学组分的季节变化特征及来源解析 张剑飞, 姜楠, 段时光, 孙有昌, 郝祺, 张瑞芹(4813)

山西大学城 PM_{2.5} 中元素特征、来源及健康风险评估 李雪梅, 牟玲, 田妹, 郑利荣, 李杨勇(4825)

2000~2019年中国 PM_{2.5} 时空演化特征 夏晓圣, 汪军红, 宋伟东, 程先富(4832)

北京地区偏南风 and 偏东风条件下污染特征差异 尹晓梅, 乔林, 朱晓婉, 郭恒, 刘湘雪, 熊亚军(4844)

基于天气背景天津大气污染输送特征分析 蔡子颖, 杨旭, 韩素芹, 姚青, 刘敬乐(4855)

基于天气分型的上甸子大气本底站臭氧污染气象条件 吴进, 李琛, 马志强, 孙兆彬, 朱晓婉, 董璠(4864)

基于环境空气中 VOCs 在线监测数据精准识别化工园区 VOCs 排放源 孙佳宁, 谢绍东(4874)

芜湖市大气挥发性有机物污染特征、大气反应活性及源解析 高亢, 章慧, 刘梦迪, 赵晓宇, 吴婷, 贾其娜(4885)

密云水库上游白河地表水质对不同空间尺度景观格局特征的响应 张微微, 李晓娜, 王超, 赵春桥, 史瑞双(4895)

北京密云水库流域水体夏季 DOC 和 DIC 质量浓度及同位素组成初探 陈吉吉, 郭婧, 徐苏士, 陶蕾, 荆红卫(4905)

2009~2018年太湖湖泛强度变化及其影响因素 辛华荣, 朱广伟, 王雷松, 李骏, 陆隽(4914)

雷州半岛岭北地区地下水水文地球化学特征 张宏鑫, 吴亚, 罗炜宇, 陈雯, 刘怀庆(4924)

基于多环境介质氮素和同位素的滦平盆地地下水硝酸盐来源示踪 孙厚云, 卫晓锋, 贾凤超, 李多杰, 李健, 李霞, 殷志强(4936)

会仙岩溶湿地水体金属元素分布与健康风险评估 李军, 邹胜章, 梁永平, 林永生, 周长松, 赵一(4948)

太白山自然保护区水体 CDOM 吸收与三维荧光特征 张文浩, 赵铎霖, 王晓毓, 郝强州, 李喜梅, 高鹏程(4958)

强降雨对平原河网区入湖河道氮、磷影响 连心桥, 朱广伟, 杨文斌, 朱梦圆, 许海(4970)

长江流域淡水生态系统内分泌干扰物、药物和个人护理品的风险排序 苏超, 崔严(4981)

嘉兴市城市河网区多环芳烃污染源解析及生态风险评估 杨延梅, 赵航晨, 孟睿, 何连生, 赵昊, 杜士林, 丁婷婷(4989)

污水处理厂对漓江桂林市河段淡水生物中微塑料累积的影响 谢元沅, 张清科, 张漓杉, 钟山, 刘俊勇, 侯晓映, 王华, 冯静培, 梁祖鸿, 陈舞阳(4999)

村镇生活污水处理设施抗生素浓度分布规律 卢亚楠, 郭雅妮, 王坤, 陆伟东, 王拓, 柴玉峰, 柳蒙蒙, 钟慧, 陈梅雪, 魏源送(5008)

冬季小流域水体微生物多样性及影响因素 朱金山, 秦海兰, 孙启耀, 王宝珍, 高润霞, 郭锐利, 李武斌(5016)

水库热分层期沉积物中有机物特性及对好氧反硝化细菌脱氮的影响 王彤, 文刚, 黄廷林, 司凡, 王晨旭, 路林超, 林薇(5027)

长三角地区 MBBR 泥膜复合污水厂低温季节微生物多样性分析 韩文杰, 吴迪, 周家中, 何强, 阚渝姣(5037)

类群划分方法对南亚热带水库夏季浮游植物群落与环境响应关系的影响 郭芳, 顾继光, 赵剑, 余华章, 肖利娟(5050)

基于决策树的城市黑臭水体遥感分级 李玲玲, 李云梅, 吕恒, 徐杰, 杨子谦, 毕顺, 许佳峰(5060)

纳米零价铁强化微生物电催化-厌氧膜生物组合反应器抗膜污染能力及其调控机制 潘阳, 牛承鑫, 支忠祥, 王建辉, 陆雪琴, 戴金山, 甄广印, 孙彤彤, 康娜英(5073)

温度和基质浓度对厌氧氨氧化工艺中 N₂O 释放的影响 王丝可, 于恒, 左剑恶(5082)

以污泥发酵液与尾水混合液为补给碳源的 A²/O 污染物去除特性 荣懿, 邵劲博, 于优城, 石恒, 金鹏康(5089)

不同曝气比对连续流亚硝化颗粒污泥运行的影响 张杰, 劳会妹, 李冬, 魏子清(5097)

中温厌氧消化与高温厌氧消化对污泥重金属风险及稳定性的影响 田中科, 王芬, 闫钊(5106)

基于 PMF 模型及地统计的土壤重金属健康风险定量评价 韩琳, 徐夕博(5114)

再开发利用工业场地土壤重金属含量分布及生态风险 沈城, 刘馥雯, 吴健, 黄沈发, 王敏, 黄波涛(5125)

有机改性蒙脱土对苯的吸附机制和影响因素 侯静雯, 施维林, 高娟(5133)

硫酸亚铁和硝酸铁施用对根际土壤-水稻系统中镉迁移的影响 李义纯, 陈勇, 唐明灯, 李林峰, 林晓扬, 王艳红, 许迪豪, 艾绍英(5143)

叶用油菜和孔雀草间作对植物生长和镉累积的影响 闫秀秀, 徐应明, 王林, 陶雪莹, 孙约兵, 梁学峰(5151)

重金属固定细菌调控土壤铁氧化物阻控小麦 Cd 吸收效应 王晓宇, 韩辉(5160)

油-稻轮作模式下修复材料对土壤铜修复的持续性影响 赵颖颖, 李虹川, 胡宏祥, 薛中俊, 刘娜, 吴孟君(5168)

氮肥使用对北方夏玉米季氨挥发的影响 张薇, 倪邦, 许秀春, 杨轩, 孟凡乔(5176)

生物炭影响下土壤呼吸温度敏感性及细菌群落结构的变化 曹坤坤, 张沙沙, 胡学玉, 黄洋(5185)

铜尾矿白羊草重金属含量对叶际和根际真菌群落的影响 贾彤, 郭婷艳, 王瑞宏, 柴宝峰(5193)

典型水环境微生物源异味物研究进展 张海涵, 苗雨甜, 黄廷林, 刘凯文, 刘祥, 黄鑫, 杨尚业, 司凡, 李程遥(5201)

广告:国家微生物科学数据中心 (前插)

《环境科学》征订启事(4785) 《环境科学》征稿简则(4947) 信息(5015, 5124, 5132)

以污泥发酵液与尾水混合液为补给碳源的 A²/O 污染物去除特性

荣懿¹, 邵劲博¹, 于优城², 石烜¹, 金鹏康^{1*}

(1. 西安建筑科技大学环境与市政工程学院, 西安 710055; 2. 陕西优斯达环境科技有限公司, 宝鸡 721300)

摘要: 针对我国农村地区污水量波动和断流的排放特性, 提出了一种在断流时段补给污水处理系统自身产生的尾水与污泥发酵液混合液的运行模式, 以中试 A²/O 为对象, 研究了系统在该运行模式下的污染物去除特性, 以期为今后我国农村地区污水处理装置的设计和运行提供新的思路. 结果表明, 尾水与发酵液以 12:1 的比例混合后作为碳源与原水相比具有更好的反硝化和释/吸磷特性, 具有强化脱氮除磷的功能; 以尾水与发酵液混合液在断流时段作为补给碳源可改善系统对 TN 和 TP 的去除效率, 其平均去除率分别由 69.27% 和 86.94% 提升到 73.34% 和 89.94%, 相应地平均出水浓度分别由 15.77 mg·L⁻¹ 和 0.80 mg·L⁻¹ 降低到 13.76 mg·L⁻¹ 和 0.64 mg·L⁻¹. 16S rRNA 基因测序结果表明, 随着实验的进行, 系统中 5 种常见的水解酸化菌属、6 种聚磷菌属和 4 种反硝化菌属的相对丰度得到提升; 通过对系统活性污泥性状的长期监测可以看出, 以尾水与发酵液混合液在断流时段作为补给碳源会恶化系统活性污泥的沉降性能, 系统活性污泥的平均 SVI 由阶段 I 的 106 mL·g⁻¹ 上升至阶段 II 的 131 mL·g⁻¹, 然而这种恶化程度并不会对系统的污泥活性和污染物去除性能造成不利影响, 在整个实验过程中系统均未出现污泥膨胀的现象.

关键词: A²/O; 农村生活污水; 间歇断流; 发酵液与尾水; 污染物去除

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2020)11-5089-08 DOI: 10.13227/j.hjkk.202004241

Characteristics of Nutrient Removal in a Pilot-scale A²/O with Mixture of Sludge Fermentation Liquor and Tail Water as External Carbon Source

RONG Yi¹, SHAO Jin-bo¹, YU You-cheng², SHI Xuan¹, JIN Peng-kang^{1*}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Xi'an University of Architecture and Technology, Xi'an 710055, China; 2. Shaanxi Urstar Environmental Technology Co., Ltd., Baoji 721300, China)

Abstract: To resolve the issue of sewage fluctuation and discontinuity in a rural district of China, a new operation mode of replenishing the mixture of fermentation liquor and tail water during the off-flow period was proposed, and the nutrient removal performance of a pilot-scale A²/O system with this operation mode was investigated. The results of beaker experiments found that the mixture of tail water and fermentation liquor at a ratio of 12:1 had better denitrification and phosphorus release/absorption characteristics than the raw water, and theoretically had the function of enhancing denitrification and phosphorus removal performances. The results of a 97 d pilot test showed that the removal efficiency of TN and TP was improved after the system was adjusted from the constant flow mode to this new operation mode, and the average removal rate of TN and TP increased from 69.27% and 86.94% to 73.34% and 89.94%, respectively. The corresponding average effluent concentration decreased from 15.77 mg·L⁻¹ and 0.80 mg·L⁻¹ to 13.76 mg·L⁻¹ and 0.64 mg·L⁻¹. The sequencing results of the 16S rRNA gene showed that this new operation mode was beneficial to the enrichment of five common hydrolytic acidifying bacteria genera, six phosphorus-accumulating organisms genera, and four denitrifying bacteria genera. This was also the main reason for the improved nutrient removal performance. According to the long-term monitoring of the characteristics of activated sludge, this new operating mode will degrade the sedimentation performance of activated sludge in the system, and the average SVI increased from 106 mL·g⁻¹ to 131 mL·g⁻¹. However, this degree of deterioration did not adversely affect the sludge activity and nutrients removal performance of the system, and there was no sludge bulking in the entire experiment. The results of this study have shown that the A²/O system can maintain and improve the performance of nutrients removal by replenishing the mixture of tail water and sludge fermentation liquor when the flow is cut off. This will provide new ideas for the design and operation of sewage treatment plants in rural areas in the future.

Key words: A²/O; rural sewage; intermittent inflow; tail water and fermentation liquor; nutrient removal

随着我国农村地区经济的高速发展, 农村居民的生活条件不断改善, 与此同时, 农村地区产生的生活污水也在日益增多. 据文献[1]显示, 我国在 10 a

前农村地区排放的水污染物总量就已高达全国排放总量的 50% 左右, 其中排放的化学需氧量 (chemical oxygen demand, COD)、总氮 (total nitrogen, TN) 和总

收稿日期: 2020-04-27; 修订日期: 2020-05-15

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0400701); 陕西省科技统筹创新工程计划项目 (2016TZZC-S-19-3); 陕西省重点科技创新团队项目 (2013KCT-13)

作者简介: 荣懿 (1990 ~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为水和废水的深度处理技术, E-mail: rongyi@xauat.edu.cn

* 通信作者, E-mail: pkjin@hotmail.com

磷 (total phosphorus, TP) 分别约占全国排放总量的 43%、57% 和 67%。然而据统计^[2], 截止至 2018 年底, 我国乡村的污水处理率仅为 18.75%。大量未经处理的生活污水任意排放, 这不但对农村生态环境造成了严重污染, 而且对农村居民的安全饮水埋下了重大隐患。随着我国政府对农村人居环境改善工作的不断重视^[3,4], 农村地区生活污水的有效治理已成为当务之急。

在我国各项政策的大力扶持下, 近两年来农村污水处理设施的建设节奏得以快速提升^[5]。然而, 由于缺乏适应我国农村地区排水特征的污水处理技术, 已建成的农村污水处理设备所暴露的问题也接踵而至, 其中由于污水处理设备长期缺水或间歇性断流导致系统崩溃最终成为“晒太阳工程”的问题最为突出。与城镇生活污水相比, 由于农村居民的用水量低且居住较为分散, 因此在污水收集方面就存在一定困难; 同时, 我国农村居民的生活习惯与方式也决定了其污水排放量波动大, 通常在早、中和晚饭时会出现排水高峰值, 夜间几乎无污水产生^[6,7]。因此, 我国农村生活污水具有明显的间歇甚至长期断流的排放特征, 这也是我国在农村生活污水处理工程中一直难以解决的技术难题。

目前, 我国农村常见的集中式生活污水处理技术主要以生态处理、生物处理或生态生物组合处理的工艺为主^[8]。生态处理工艺主要包括人工湿地和生物塘, 这两类污水处理工艺虽然相比于生物处理在面对水量波动、断流的工况时具有更好的适应性, 但由于其有限的污染物去除性能, 以生态法为单一环节直接处理生活污水时通常无法得到理想的污染物去除效果^[9]; 在农村地区常见的集中式生物处理工艺主要包括 A^2/O ^[10]、 A/O ^[8] 以及 MBR^[11] 等, 对于这些活性污泥系统, 如果污水量过小或断流则会

由于过度曝气或碳源匮乏导致污泥解体、微生物活性降低, 污水量太大则会直接导致污泥冲刷, 两种情况最终都将造成系统崩溃^[9]。污水量小甚至断流对于活性污泥系统来说无非是有机和水力负荷不稳定的问题。大量研究表明, 污泥发酵产生的挥发性脂肪酸 (volatile fatty acids, VFAs) 可作为活性污泥系统的外加碳源来提高系统污染物去除性能^[12~14], 然而, 能否通过系统自身产生的尾水与污泥发酵产物的混合液作为断流时段的补给碳源来维持系统有机和水力负荷, 从而保证污染物去除性能的研究尚未报道。基于此, 本研究先以剩余污泥发酵液与二级出水混合液为碳源进行反硝化和释/吸磷速率测定实验, 以此来研究其作为脱氮除磷菌碳源的微生物利用特性; 然后以中试 A^2/O 系统为对象, 通过模拟农村地区夜间断流的进水工况, 并在断流时段补给发酵液与尾水的混合液来研究系统的污染物去除特性, 以期为今后农村污水处理装置的设计和运行模式提供新思路。

1 材料与方 法

1.1 中试系统及运行方式

中试系统的平面示意如图 1 所示。 A^2/O 反应器的有效体积约为 6.8 m^3 , 其中厌氧池、缺氧池和好氧池的有效体积比为 1:3:4; 反应器内部通过对隔板上下开孔的方式, 保证了污水的流态; 反应器内厌氧池和缺氧池设有机械搅拌装置, 好氧池的溶解氧浓度通过转子流量计控制在 $2.0 \sim 3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$; 在整个实验过程中, 系统的进水流量控制在 $(0.5 \pm 0.05) \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, 反应器内水温维持在 $(18 \pm 2) \text{ }^\circ\text{C}$ 。反应器的其它工况参数如表 1 所示。

中试系统持续运行了 97 d, 共分为以下 2 个阶

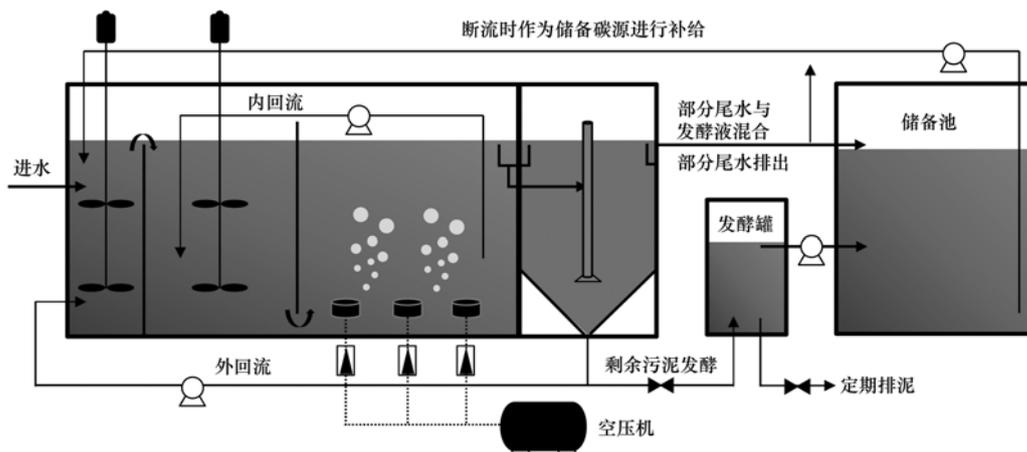


图 1 中试系统平面示意

Fig. 1 Schematic diagram of pilot-scale system

段:阶段 I (0~30 d),该阶段系统的进水方式为传统的恒定流量进水,其主要目的是为了与下一阶段的实验结果进行对比;阶段 II (31~97 d),该阶段将系统的进水方式调整为白天进水 12 h(09:00~21:00)和夜间断流 12 h(21:00~次日 09:00),并在

表 1 中试反应器工况控制参数

Table 1 Operational conditions for this study

阶段	时间/d	进水方式	SRT/d	HRT/h	内回流/%	外回流/%	MLSS/mg·L ⁻¹
I	0~30	恒定流量	13±2	16	300	100	3 658±131
II	31~97	断流(12 h)时补给混合液					

1.2 实验用水及接种污泥

A²/O 反应器的进水为西安市某污水处理厂曝气沉砂池的出水,该城市污水处理厂一期的处理规模为 20 万 m³·d⁻¹,采用的二级污水处理工艺为传

表 2 A²/O 反应器进水水质Table 2 Influent characteristics of the A²/O reactor

项目	pH	COD/mg·L ⁻¹	TN/mg·L ⁻¹	TP/mg·L ⁻¹	NH ₄ ⁺ -N/mg·L ⁻¹
范围	7.45~7.92	119.85~390.76	37.90~66.79	2.59~8.33	22.90~51.79
平均值	7.61	258.06	51.64	6.18	36.64

1.3 发酵液的制备

发酵罐的有效容积为 2 m³,以 A²/O 反应器的剩余污泥(1.0 m³)为接种污泥,在 30℃(不调节 pH)的条件下进行驯化,经过 5~10 d 的驯化,发酵罐基本趋于稳定状态.在实验进行到 31 d 开始,每天由 A²/O 反应器排放 0.4~0.5 m³ 剩余污泥到发酵罐中进行厌氧发酵,再由发酵罐中抽取 0.4~0.5 m³ 的发酵液到储备池中与尾水混合,尾水与发酵液的混合比例为 12:1,发酵液和混合液的组分和性质如表 3 所示.

表 3 发酵液和混合液的特性

Table 3 Characteristics of fermentation and mixed liquids

参数	发酵液	12:1 的混合液
pH 值	5.42±0.11	6.65±0.27
MLSS/mg·L ⁻¹	19 459±1 976	1 724±121
COD/mg·L ⁻¹	5 652.43±476.37	534.55±145.02
SCOD/mg·L ⁻¹	1 200.42±176.69	305.71±46.69
VFAs/mg·L ⁻¹	519.24±102.32	59.37±6.77
乙酸/mg·L ⁻¹	269.84±22.32	28.81±1.15
丙酸/mg·L ⁻¹	34.59±3.18	4.05±0.58
蛋白质/mg·L ⁻¹	596.77±89.66	65.16±6.38
碳水化合物/mg·L ⁻¹	342.93±59.31	30.42±1.05
TN/mg·L ⁻¹	659.44±116.69	87.24±9.17
TP/mg·L ⁻¹	87.58±9.27	14.59±3.42

1.4 实验指标及测定方法

污泥体积指数(SVI),混合液悬浮固体浓度(MLSS),混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS),COD、NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、TN、PO₄³⁻-P 和 TP 浓

度断流时段补给系统白天自身产生的尾水与剩余污泥发酵液的混合液来维持系统的有机与水力负荷,其主要目的是研究活性污泥系统能否在长期间歇断流的情况下通过补给尾水与污泥发酵液混合液的方式来维持其污染物去除性能.

统 A²/O 工艺,其进水水质如表 2 所示.反应器活性污泥取自该污水处理厂好氧池的活性污泥,污泥维持了较高的活性,经过 30 d 的驯化与适应后,系统对各项污染物的去除性能趋于稳定状态.

度的测定方法均采用标准方法^[15].DO、pH 和水温监测均采用哈希公司 WTW 多功能自动测定仪.VFAs、乙酸和丙酸的测定方法见文献^[16].蛋白质的测定采用 LOWRY 法^[17],碳水化合物的测定是以葡萄糖作基准物的苯酚-硫酸法^[17].污泥反硝化速率的测定方法见文献^[18],释/吸磷速率的测定方法见文献^[19].

不同实验阶段的污泥样均取自该阶段后 3 d 的好氧池,污泥经离心机分离去除上清液后置于 -20℃ 保存备用.实验结束时将所有泥样用于冰保存送至上海派森诺生物科技股份有限公司进行高通量测序,测序引物及方法参见文献^[20].

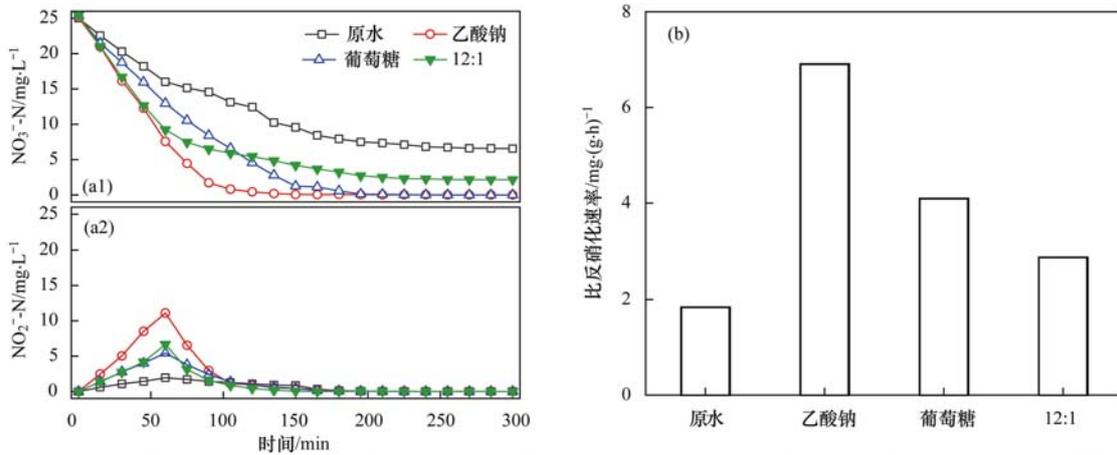
2 结果与讨论

2.1 混合液的反硝化和释/吸磷特性

以不同基质为碳源的反硝化特性如图 2 所示.图 2(a1)和 2(a2)显示的是分别以原水、乙酸钠、葡萄糖和 12:1 的混合液为碳源进行反硝化速率实验时 NO_x⁻-N 浓度的变化情况.可以看出,在相同的实验条件下,以乙酸钠和葡萄糖为碳源时可发生完全的反硝化过程,烧杯中的 NO₃⁻-N 浓度分别在 105 min 和 180 min 时就已消耗殆尽;而以原水和 12:1 的混合液为碳源时发生的则是不完全的反硝化过程,在 300 min 的反硝化速率实验结束时,烧杯中仍分别残留 6.57 mg·L⁻¹ 和 2.16 mg·L⁻¹ 的 NO₃⁻-N.图 2(b)为不同基质的比反硝化速率,通过对比可以看出乙

酸钠、葡萄糖、12:1的混合液和原水的反硝化速率(以 $\text{NO}_3^- \text{-N/VSS}$ 计)分别为6.90、4.09、2.87和1.83 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. 比反硝化速率可表征反硝化细菌对有机物的利用性能^[21],其值越大表明该类有机物越容易被反硝化细菌利用^[22]. 因此,乙酸钠和葡萄糖具有较好地反硝化性能,它们也经常在实际的工程中被当作外加碳源用于提升污水处理系统的污染物去除效率^[14]. 发酵液与尾水混合液的反硝化性

能虽然不比乙酸钠和葡萄糖,但却优于原水. 这主要是因为与原水相比,发酵混合液中含有更多的VFAs等小分子有机物,更容易被反硝化细菌利用;除此之外,发酵混合液中含有的可生化性有机物组分更多,这有利于微生物间的协同作用,从而提升反硝化性能^[21]. 由此说明,发酵液与尾水混合液相比于原水具有更好的反硝化性能,理论上具有强化脱氮的功能.



烧杯实验结束时活性污泥的MLVSS浓度为 $2015 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

图2 以不同基质为碳源的反硝化特性

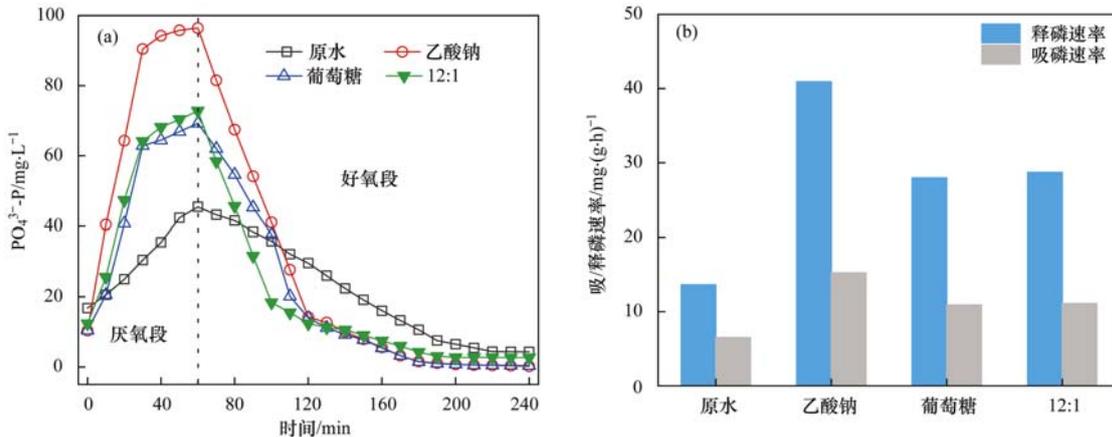
Fig. 2 Denitrification performance of different substrates as carbon sources

以不同基质为碳源的释/吸磷特性如图3所示. 图3(a)显示的是分别以原水、乙酸钠、葡萄糖和12:1的混合液为碳源进行吸/释磷速率实验时 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ 浓度的变化情况. 可以看出,在相同的实验条件下,乙酸钠与其他3种基质相比具有最强的释/吸磷特性,这与黄庆涛等^[23]的研究结果相符,说明聚磷菌更偏爱小分子有机酸;发酵液与尾水混合液与葡萄糖相比具有相当的释/吸磷特性,与原水相比展现出了更强的释/吸磷特性,说明发酵液与尾水混合液中有有机物的组分更易被聚磷菌利用. 图3(b)为

不同基质的释/吸磷速率,通过对比可以看出乙酸钠、葡萄糖、12:1的混合液和原水的释磷速率(以 $\text{PO}_4^{3-} \text{-P/VSS}$ 计)分别为40.93、27.96、28.72和13.64 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$,吸磷速率分别为15.25、10.91、11.11和6.52 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot \text{h})^{-1}$. 发酵液与尾水混合液的释/吸磷速率高于葡萄糖和原水,因此,理论上也具有强化除磷的功能.

2.2 以混合液为补给碳源在A²/O系统中的应用

为了进一步研究在断流时利用系统自身产生的尾水与污泥发酵产物的混合液作为补给碳源来维持



烧杯实验结束时活性污泥的MLVSS浓度为 $2104 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

图3 以不同基质为碳源的吸/释磷特性

Fig. 3 Uptake/release phosphorus performance of different substrates as carbon sources

系统基质和水力负荷的可行性,建立了 A²/O 中试系统,其污染物去除效果如图 4 所示。从图 4(a)和 4(b)中可以看出,系统在阶段 I 和阶段 II 对 COD 和 NH₄⁺-N 的去除效果差异不大,系统在整个实验过程中对 COD 和 NH₄⁺-N 的平均去除率分别为 87.99% 和 97.75%,其相应的平均出水浓度分别为 30.69 mg·L⁻¹ 和 0.87 mg·L⁻¹。由此说明,白天进水、断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式不会对 A²/O 系统 COD 和 NH₄⁺-N 的去除性能造成影响。在整个实验过程中,系统保持了高效稳定的 COD 和 NH₄⁺-N 去除效率,其相应的平均出水浓度均可满足《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)中的一级 A 标准。

从图 4(c)和 4(d)中可以看出,系统在阶段 II 对 TN 和 TP 的去除效率与阶段 I 相比呈现出了轻

微的增长趋势,系统在阶段 I 和阶段 II 对 TN 的平均去除率分别为 69.27% 和 73.34%,其相应的平均出水浓度分别为 15.77 mg·L⁻¹ 和 13.76 mg·L⁻¹;系统在阶段 I 和阶段 II 对 TP 的平均去除率分别为 86.94% 和 89.94%,其相应的平均出水浓度分别为 0.80 mg·L⁻¹ 和 0.64 mg·L⁻¹。由此说明,白天进水、夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式可提升 A²/O 系统对 TN 和 TP 的去除性能,产生一定程度的强化脱氮除磷效果。综上所述,针对农村地区夜间断流的排水特性,可以通过夜间补给活性污泥系统自身产生的尾水与剩余污泥发酵液的混合液来维持基质与水力负荷,从而来维持系统对污染物的去除效率,此外这种进水方式还能对系统脱氮除磷起到一定程度的强化作用。

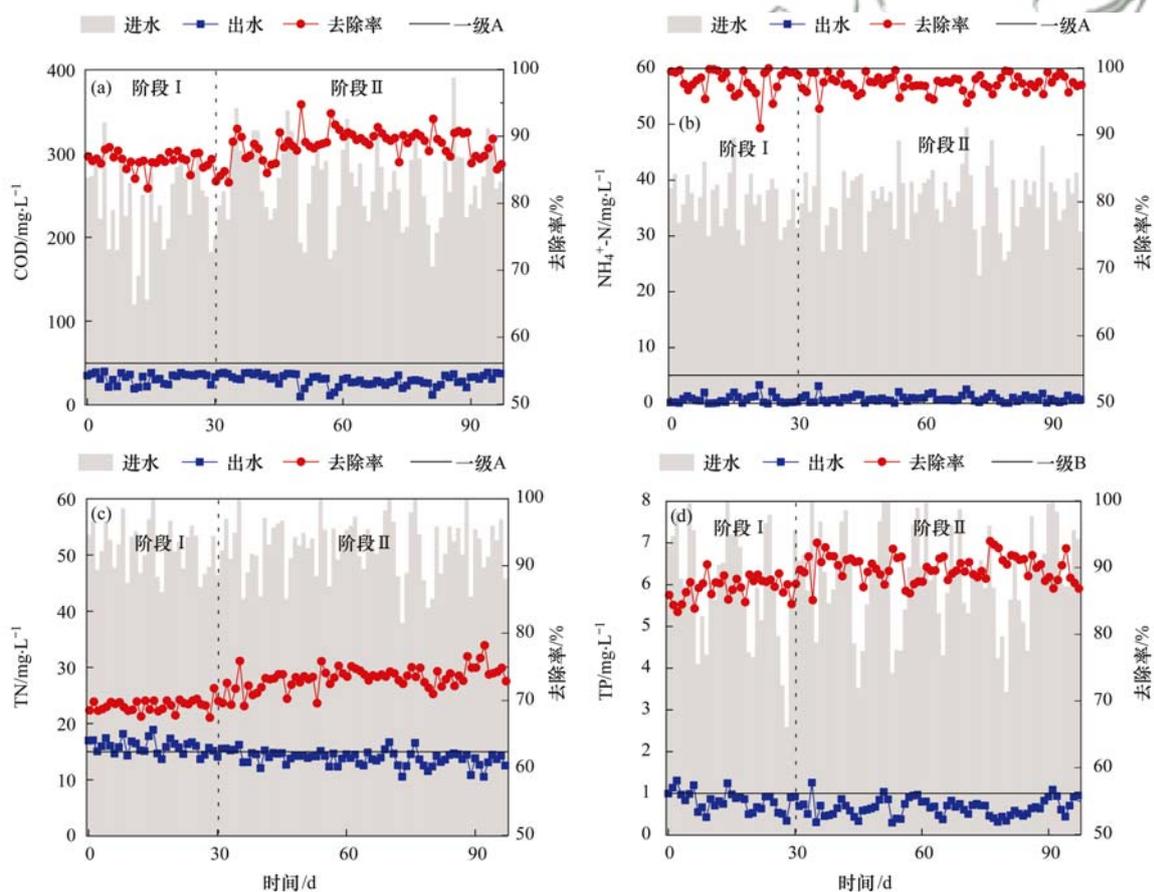


图 4 各阶段下系统对污染物的去除效果

Fig. 4 Removal performances of nutrients at each stage

2.3 A²/O 系统中微生物种群结构的变化

为了研究以污泥发酵液与尾水混合液为补给碳源对 A²/O 系统强化脱氮除磷的作用机制,分别取系统好氧池在阶段 I 和阶段 II 末期的活性污泥进行了 16S rRNA 基因测序,以期在微观层面研究系统微生物种群结构的变化规律。图 5 为各阶段污泥样的稀疏性曲线,可以看出 2 个样品的可操作分类单

元 (operational taxonomic unit, OTU) 随着序列数的增长呈现出上升的趋势,并最终趋于平稳,这表明本次测序在该范围内的 DNA 序列足以代表污泥样中所有的微生物群落,测序数据有效^[24]。此外还可以看出,阶段 II 末期污泥样中的 OTU 数量明显高于阶段 I,由此说明当系统进水方式改为夜间断流补给尾水与发酵液的混合液时,系统活性污泥中 OTU 变得更

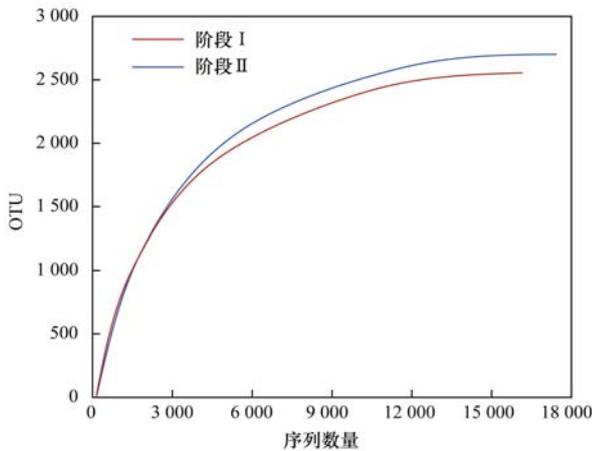


图 5 各阶段污泥样的微生物种群稀疏性曲线

Fig. 5 Rarefaction curves of sludge samples at each stage

表 4 各阶段污泥样的菌群微生物多样性指数

Table 4 Microbial diversity index of sludge samples at each stage

阶段	序列数量	OTU 数量	Simpson 指数	Shannon 指数	Chao 指数	Coverage 指数
I	39 342	2 401	0.996 584	9.87	2 401.00	0.99
II	44 153	2 594	0.996 838	9.95	2 594.01	0.99

为了进一步研究系统内脱氮除磷菌群的变化情况,梳理出各阶段污泥样中与脱氮除磷相关菌属的相对丰度进行对比,结果如表 5 所示.从中可以看出, *Macellibacteroides*、*Trichococcus*、*Lactococcus*、*Streptococcus* 和 *Proteiniclasticum* 这 5 种菌属在阶段 II 末期得到明显地富集(阶段 I :0.22%; 阶段 II :0.41%).据相关研究报告 *Lactococcus* 和 *Trichococcus* 这 2 种菌属可在厌氧条件下分别将蛋白和多糖降解为乙酸和丙酸^[25];而 *Macellibacteroides*、*Streptococcus* 和 *Proteiniclasticum* 这 3 种菌属也在由大分子有机物降解为小分子有机物的过程中发挥着关键性作用^[16].因此这 5 种菌属在活性污泥系统中均可发挥强化脱氮除磷的作用,这是系统在阶段 II 脱氮除磷效率提升的一方面原因.这 5 种菌属在阶段 II 得到富集的主要原因可能是因为随着发酵系统的引入,在补给尾水与发酵液混合液的同时也会引入大量的水解酸化细菌,从而使它们的相对丰度得到提高.从表 5 中还可以看出, *Tetrasphaera*、*Candidatus_Accumulibacter*、*Dechloromonas*、*Candidatus_Cometibacter*、*Acinetobacter* 和 *Aeromonas* 这 6 种常见的聚磷菌属在阶段 II 末期均得到一定程度的富集,其相对丰度总和(5.06%)与阶段 I (3.94%)相比提升了 28.43%; *Denitratisoma*、*Thermomonas*、*Thauera* 和 *Pseudomonas* 这 4 种常见的反硝化菌属在阶段 II 末期也均得到一定程度的富集,其相对丰度总和(5.22%)与阶段 I (2.34%)相比提升了 123.08%.系统活性污泥中反硝化细菌和聚磷菌属的相对丰度在阶段 II 末期提升的原因主要包括两方

加丰富.

表 4 为各阶段污泥样的菌群微生物多样性指数.从中可以看出,各阶段污泥样的有效 DNA 序列高达 40 000 条左右,测序覆盖度高达 99%.阶段 II 末期污泥样群落丰富度指数(Chao)和群落多样性指数(Shannon 和 Simpson)均高于阶段 I,这进一步说明当系统进水方式改为夜间断流补给尾水与发酵液的混合液时,系统活性污泥中微生物种群结构变得更加丰富.由此可以看出,白天进水和夜间断流时补给尾水与发酵液混合液的进水方式有利于更多的微生物种群富集于活性污泥中,从而使 A²/O 系统中微生物种群变得更加丰富,进而增强系统内微生物对污染物的代谢能力.

面,一方面是尾水与发酵液混合液中包含更多的小分子有机物组分,因此更容易被脱氮除磷菌利用;另一方面是污泥发酵液中含有大量的可生化性有机物,与尾水按一定比例混合稀释后,其浓度也远比原水中的高,因此弥补了白天进水碳源不足的问题.由此说明,白天进水、夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式有利于活性污泥中常见脱氮除磷菌属的富集,这是系统脱氮除磷效率在阶段 II 得到提升的主要原因.

此外,系统活性污泥中几种常见的硝化菌属相对丰度总和变化不大(阶段 I :3.77%; 阶段 II :3.80%),其原因可能主要是因为这几类硝化菌属均属于自养型微生物,其代谢活动不受外部碳源变化的影响.系统活性污泥中的硝化菌属在阶段 I 和阶段 II 均展现出较高的丰度,这也是系统对 NH₄⁺-N 去除较为彻底的主要原因.

2.4 A²/O 系统活性污泥性状

为了研究白天进水和夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式对系统活性污泥沉降性能的影响,对系统好氧池内活性污泥的 MLSS、MLVSS 和 SVI 进行了长期监测,结果如图 6 所示.从中可以看出,系统内活性污泥浓度较为稳定,整个实验过程中系统活性污泥的平均 MLSS、MLVSS 和 SVI 分别为 3 658 mg·L⁻¹、2 711 mg·L⁻¹ 和 122 mL·g⁻¹,因此系统中的活性污泥在整个实验过程中均保持了较好的活性与污泥沉降性能,且始终未出现污泥膨胀的现象.经计算可得阶段 I 和阶段 II 的平均 MLVSS/MLSS 分别为 0.68 和 0.77,系统活性

表 5 各阶段污泥样与脱氮除磷相关菌属的相对丰度

Table 5 Relative abundance of bacteria associated with nutrients removal from sludge samples at each stage

序号	功能	门类别	属类别	相对丰度/%	
				阶段 I	阶段 II
1	水解酸化菌	Bacteroidetes	<i>Macellibacteroides</i>	0	0.061
2			<i>Trichococcus</i>	0.14	0.19
3		Firmicutes	<i>Lactococcus</i>	0.012	0.037
4			<i>Streptococcus</i>	0.049	0.092
5			<i>Proteiniclasticum</i>	0.019	0.031
		总计		0.22	0.41
6	聚磷菌	Actinobacteria	<i>Tetrasphaera</i>	2.44	3.25
7			<i>Candidatus_Accumulibacter</i>	0.17	0.47
8			<i>Dechloromonas</i>	0.049	0.18
9		Proteobacteria	<i>Candidatus_Competibacter</i>	3.66	4.18
10			<i>Acinetobacter</i>	0.049	0.2
11		<i>Aeromonas</i>	0.012	0.025	
		总计		3.94	5.06
12	硝化细菌	Nitrospirae	<i>Nitrospira</i>	3.29	3.38
13			<i>Dokdonella</i>	0.33	0.27
14		Proteobacteria	<i>Devosia</i>	0.049	0.085
15			<i>Nitrosomonas</i>	0.096	0.068
		总计		3.77	3.80
16	反硝化细菌		<i>Denitratisoma</i>	1.15	3.48
17		Proteobacteria	<i>Thermomonas</i>	1.05	1.32
18			<i>Thauera</i>	0.11	0.38
19			<i>Pseudomonas</i>	0.025	0.043
		总计		2.34	5.22

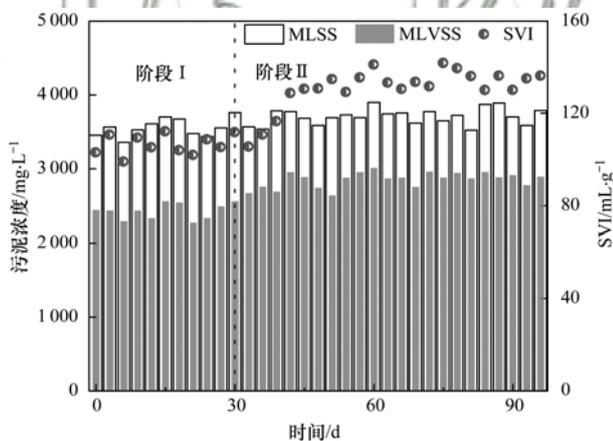


图 6 各阶段污泥性状

Fig. 6 Characteristics of activated sludge at each stage

污泥的平均 MLVSS/MLSS 在阶段 II 得到提升,由此也可以进一步说明污泥活性在阶段 II 得到了改善.从图 6 中还可以看出,系统活性污泥的 SVI 在阶段 II 有所上升,阶段 I 和阶段 II 的平均 SVI 分别为 $106 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 和 $131 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. 因此,白天进水、夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式会在一定程度上恶化活性污泥的沉降性能,然而恶化的程度并不会对系统污泥活性与污染物的去除性能造成不利影响.

该系统由于增加了发酵和储备单元,因此在运

行的过程中势必会带来附加费用.然而,发酵单元在一定程度上可以降低污泥的处置费用;另外,与传统污水处理系统由于无法适应农村污水量波动和断流工况而崩溃所带来的经济损失相比,系统所产生的附加费用微乎其微.此外,农村地区排水的实际情况远比本实验模拟的工况复杂,断流的情况即使是在白天也时有发生,且排水高峰期具有明显的水量波动.因此,以尾水与污泥发酵液的混合液为储备碳源,能否在农村地区实际的排水工况下维持活性污泥系统的稳定性,并起到强化脱氮除磷的作用仍值得在今后的工作中进一步研究.

3 结论

(1) 12:1 的混合液与原水相比具有更好的脱氮除磷特性,其反硝化速率分别为 $2.87 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $1.83 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,释磷速率分别为 $28.72 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $13.64 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,吸磷速率分别为 $11.11 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $6.52 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$.

(2) 白天进水、夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式有利于 A²/O 系统中水解酸化、反硝化和聚磷菌属的富集,从而起到强化脱氮除磷的作用,在该进水方式下系统对 TN 和 TP 的平均去除率分别由 69.27% 和 86.94% 提升到 73.34% 和

89.94%,相应地平均出水浓度分别由 $15.77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.80 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低到 $13.76 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $0.64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

(3) 白天进水、夜间断流时补给尾水与污泥发酵液混合液的进水方式会恶化 A^2/O 系统中活性污泥的沉降性能,其平均 SVI 由 $106 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ 增长至 $131 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$,然而这种恶化的程度并不会对系统污泥活性与污染物的去除性能造成不利影响。

参考文献:

- [1] 国家统计局. 第一次全国污染源普查公报[R]. 北京: 国家统计局, 2010. 9-11.
- [2] 国家统计局. 中国城乡建设统计年鉴 2017[R]. 北京: 国家统计局, 2018.
- [3] 中共中央, 国务院. 关于实施乡村振兴战略的意见[R]. 北京: 中共中央办公厅, 国务院办公厅, 2018.
- [4] 中共中央, 国务院. 农村人居环境整治三年行动方案[R]. 北京: 中共中央办公厅, 国务院办公厅, 2018.
- [5] 刘梦雪, 曾非凡, 文红平, 等. 生物滴滤塔/景观滤床工艺高效处理农村污水[J]. 农业环境科学学报, 2020, **39**(5): 1094-1102.
Liu M X, Zeng F F, Wen H P, *et al.* An efficient trickling filter/landscape biofilter-bed technique for rural domestic sewage treatment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, **39**(5): 1094-1102.
- [6] Liao Q Y, You S H, Chen M H, *et al.* The application of combined sewage treatment technology in rural polluted water prevention and control[J]. *Applied Mechanics and Materials*, 2014, **507**: 782-785.
- [7] 蒋涛, 李亚, 盛安志, 等. 农村生活污水治理模式与技术研究综述[J]. 环境与可持续发展, 2018, **43**(4): 79-83.
Jiang T, Li Y, Sheng A Z, *et al.* Review of rural sewage treatment modes and technologies [J]. *Environment and Sustainable Development*, 2018, **43**(4): 79-83.
- [8] Guo X S, Liu Z H, Chen M X, *et al.* Decentralized wastewater treatment technologies and management in Chinese villages[J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2014, **8**(6): 929-936.
- [9] 王洪臣. 探索农村污水治理的中国之路——浅议农村污水处理设施的规划、建设与管理[J]. 给水排水, 2018, **54**(5): 1-3.
- [10] 王田天, 周伟, 刘兴, 等. 改良 AAO 一体化设备处理农村生活污水的研究[J]. 中国给水排水, 2018, **34**(7): 75-79.
Wang T T, Zhou W, Liu X, *et al.* Nitrogen and phosphorus removal from rural domestic sewage using modified AAO integrated process[J]. *China Water & Wastewater*, 2018, **34**(7): 75-79.
- [11] 陈文华, 潘超群, 厉雄峰, 等. MABR 技术在农村生活污水处理上的应用[J]. 水处理技术, 2019, **45**(5): 126-128, 134.
Chen W H, Pan C Q, Li X F, *et al.* The application research on rural domestic wastewater by MABR[J]. *Technology of Water Treatment*, 2019, **45**(5): 126-128, 134.
- [12] Yuan H Y, Chen Y G, Zhang H X, *et al.* Improved bioproduction of short-chain fatty acids (SCFAs) from excess sludge under alkaline conditions[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(6): 2025-2029.
- [13] Zou J T, Pan J Y, He H T, *et al.* Nitrifying aerobic granular sludge fermentation for releases of carbon source and phosphorus: the role of fermentation pH[J]. *Bioresource Technology*, 2018, **260**: 30-37.
- [14] Gao Y Q, Peng Y Z, Zhang J Y, *et al.* Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A^2/O process[J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(5): 4091-4097.
- [15] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [16] Zhu X R, Shi X, Wang X B, *et al.* Anaerobic fermentation of excess sludge at different pHs; characterize by acidogenesis capability and microbial communities structure shift [J]. *Desalination and Water Treatment*, 2017, **81**: 59-66.
- [17] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, *et al.* Protein measurement with the folin phenol reagent[J]. *The Journal of Biological and Chemistry*, 1951, **193**(1): 265-275.
- [18] Jin P K, Wang X B, Wang X C, *et al.* A new step aeration approach towards the improvement of nitrogen removal in a full scale Carrousel oxidation ditch [J]. *Bioresource Technology*, 2015, **198**: 23-30.
- [19] 张玲, 彭党聪, 常蝶. 温度对聚磷菌活性及基质竞争的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(6): 2429-2434.
Zhang L, Peng D C, Chang D. Effect of temperature on PAO activity and substrate competition [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(6): 2429-2434.
- [20] 荣懿, 刘小钗, 何音旋, 等. A^2/O 流量分配处理低 C/N 污水性能与微生物结构优化[J]. 环境科学, 2019, **40**(9): 4113-4120.
Rong Y, Liu X C, He Y X, *et al.* Enhanced nutrient removal and microbial community structure in a step-feed A^2/O process treating low-C/N municipal wastewater [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(9): 4113-4120.
- [21] Sage M, Daufin G, Gésan-Guizou G. Denitrification potential and rates of complex carbon source from dairy effluents in activated sludge system[J]. *Water Research*, 2006, **40**(14): 2747-2755.
- [22] 唐嘉陵, 王晓昌, 夏四清. 厨余发酵液作为中试 A/O -MBR 外增碳源的脱氮特性[J]. 中国环境科学, 2015, **35**(10): 3018-3025.
Tang J L, Wang X C, Xia S Q. Characteristics of nitrogen removal in a pilot-scale A/O -MBR with fermentation liquid of food waste (FLFW) as external carbon sources [J]. *China Environmental Science*, 2015, **35**(10): 3018-3025.
- [23] 黄庆涛, 宋秀兰. 外加碳源对 AOA-SBR 工艺脱氮除磷效果的影响[J]. 工业水处理, 2017, **37**(9): 26-29.
Huang Q T, Song X L. Influences of extra carbon sources on the removal of nitrogen and phosphate by AOA-SBR process [J]. *Industrial Water Treatment*, 2017, **37**(9): 26-29.
- [24] 唐嘉陵. 餐厨垃圾发酵碳源制备及其生物脱氮利用性能研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2017.
Tang J L. Study on carbon source recovery from food waste fermentation and its application in nitrogen removal enhancement [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2017.
- [25] 刘亚利, 袁一星, 李欣, 等. 污泥发酵液对 A^2/O 脱氮除磷和微生物的影响[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2014, **46**(10): 42-46.
Liu Y L, Yuan Y X, Li X, *et al.* The effect of sludge fermentation liquid on nutrient removal performances and microbial community structure in A^2/O process [J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2014, **46**(10): 42-46.

CONTENTS

Industrial Volatile Organic Compounds (VOCs) Emission Inventory in China	LIANG Xiao-ming, SUN Xi-bo, XU Jian-tie, <i>et al.</i> (4767)
Contribution of Emissions from Cement to Air Quality in China	TANG Ling, XUE Xiao-da, BO Xin, <i>et al.</i> (4776)
Audit Indicators and Suggested Ranges for Data Validation of Chemical Components in Ambient PM _{2.5} : A Case Study of the Yangtze River Delta ZHANG Zhe, QIAO Li-ping, ZHOU Min, <i>et al.</i> (4786)
Size Distribution of Particulate Chemical Components in Nanjing Jiangbei New Area	ZHANG Yu-xiu, YU Xing-na, LIU Si-jia, <i>et al.</i> (4803)
Seasonal Chemical Composition Characteristics and Source Apportionment of PM _{2.5} in Zhengzhou	ZHANG Jian-fei, JIANG Nan, DUAN Shi-guang, <i>et al.</i> (4813)
Characteristics, Sources, and Health Risks of Elements in PM _{2.5} in Shanxi University Town	LI Xue-mei, MU Ling, TIAN Mei, <i>et al.</i> (4825)
Spatio-temporal Evolution of PM _{2.5} Concentration During 2000-2019 in China	XIA Xiao-sheng, WANG Jun-hong, SONG Wei-dong, <i>et al.</i> (4832)
Differences in Pollution Characteristics Under the Southerly and Easterly Wind in Beijing	YIN Xiao-mei, QIAO Lin, ZHU Xiao-wan, <i>et al.</i> (4844)
Transport Characteristics of Air Pollution in Tianjin Based on Weather Background	CAI Zi-ying, YAN Xu, HAN Su-qin, <i>et al.</i> (4855)
Influence of Meteorological Conditions on Ozone Pollution at Shangdianzi Station Based on Weather Classification	WU Jin, LI Chen, MA Zhi-qiang, <i>et al.</i> (4864)
Accurate Identification of Ambient VOCs Emission Sources in an Industrial Park Using On-Line Monitoring Data	SUN Jia-ning, XIE Shao-dong (4874)
Characteristics, Atmospheric Reactivity, and Source Apportionment of Ambient Volatile Organic Compounds in Wuhu	GAO Kang, ZHANG Hui, LIU Meng-di, <i>et al.</i> (4885)
Water Quality Response to Landscape Pattern at Different Spatial Scales in Baihe River in the Upper Reaches of the Miyun Reservoir	ZHANG Wei-wei, LI Xiao-na, WANG Chao, <i>et al.</i> (4895)
Concentration and Carbon Isotope Composition of DOC and DIC in the Miyun Reservoir Watershed in Summer	CHEN Ji-ji, GUO Jing, XU Su-shi, <i>et al.</i> (4905)
Variation and Driving Factors of Black Water Event Intensity in Lake Taihu During 2009 to 2018	XIN Hua-rong, ZHU Guang-wei, WANG Xue-song, <i>et al.</i> (4914)
Hydrogeochemical Investigations of Groundwater in the Lingbei Area, Leizhou Peninsula	ZHANG Hong-xin, WU Ya, LUO Wei-yu, <i>et al.</i> (4924)
Source of Groundwater Nitrate in Luanping Basin Based on Multi-environment Media Nitrogen Cycle and Isotopes	SUN Hou-yun, WEI Xiao-feng, JIA Feng-chao, <i>et al.</i> (4936)
Metal Distributions and Human Health Risk Assessments on Waters in the Huixian Karst Wetland, China	LI Jun, ZOU Sheng-zhang, LIANG Yong-ping, <i>et al.</i> (4948)
Absorption and Three Dimensional Fluorescence Spectra of CDOM in the Water of the Taibaishan Nature Reserve	ZHANG Wen-hao, ZHAO Duo-lin, WANG Xiao-yu, <i>et al.</i> (4958)
Effect of Heavy Rainfall on Nitrogen and Phosphorus Concentrations in Rivers at River-net Plain	LIAN Xin-qiao, ZHU Guang-wei, YANG Wen-bin, <i>et al.</i> (4970)
Risk Ranking of Endocrine Disrupting Compounds, Pharmaceuticals, and Personal Care Products in the Aquatic Environment of the Yangtze River Basin	SU Chao, CUI Yan (4981)
Sources and Ecological Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Jiaxing River Network	YANG Yan-mei, ZHAO Hang-chen, MENG Rui, <i>et al.</i> (4989)
Impact of a Sewage Treatment Plant on the Accumulation of Microplastics in Freshwater Organisms in the Lijiang River of the Guilin Urban Section XIE Yuan-shan, ZHANG Qing-ke, ZHANG Li-shan, <i>et al.</i> (4999)
Distribution of Antibiotic Concentration in Domestic Wastewater Treatment Facilities in Villages and Towns	LU Ya-nan, GUO Ya-ni, WANG Kun, <i>et al.</i> (5008)
Microbial Diversity and Influencing Factors in a Small Watershed in Winter	ZHU Jin-shan, QIN Hai-lan, SUN Qi-yao, <i>et al.</i> (5016)
Characteristics of Organic Matter in Sediments During the Thermal Stratification of a Reservoir and Effects on an Aerobic Denitrifier	WANG Tong, WEN Gang, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (5027)
Microbial Diversity Analysis of WWTPs Based on Hybrid-MBBR Process in a Low Temperature Season in the Yangtze River Delta	HAN Wen-jie, WU Di, ZHOU Jia-zhong, <i>et al.</i> (5037)
Effects of Phytoplankton Classifications on the Relationship Between Phytoplankton Community and Environment in Summer Subtropical Reservoirs, Southern China GUO Fang, GU Ji-Guang, ZHAO Jian, <i>et al.</i> (5050)
Remote Sensing Classification of Urban Black-odor Water Based on Decision Tree	LI Ling-ling, LI Yun-mei, LÜ Heng, <i>et al.</i> (5060)
Enhanced Membrane Anti-fouling Ability of Anaerobic Membrane Bioreactor Equipped with Bio-electrochemical System Using Nano-zero-valent Iron and Its Regulation Mechanism PAN Yang, NIU Cheng-xin, ZHI Zhong-xiang, <i>et al.</i> (5073)
Effects of Temperature and Substrate Concentration on N ₂ O Release of ANAMMOX Process	WANG Si-ke, YU Heng, ZUO Jian-e (5082)
Characteristics of Nutrient Removal in a Pilot-scale A ² /O with Mixture of Sludge Fermentation Liquor and Tail Water as External Carbon Source RONG Yi, SHAO Jin-bo, YU You-cheng, <i>et al.</i> (5089)
Effect of Different Ratios of Anaerobic Time and Aeration Time on the Operation of a Continuous-Flow Reactor with Partial Nitrification Granules ZHANG Jie, LAO Hui-mei, LI Dong, <i>et al.</i> (5097)
Effects of Mesophilic Anaerobic Digestion and Thermophilic Anaerobic Digestion on the Risk and Stability of Heavy Metals in Sludge	TIAN Zhong-ke, WANG Fen, YAN Zhao (5106)
Quantitative Evaluation of Human Health Risk of Heavy Metals in Soils Based on Positive Matrix Factorization Model and Geo-statistics	HAN Lin, XU Xi-bo (5114)
Distribution and Ecological Risk of Heavy Metals in the Soil of Redevelopment Industrial Sites	SHEN Cheng, LIU Fu-wen, WU Jian, <i>et al.</i> (5125)
Investigating Adsorption of Naphthalene to Organo-Modified Montmorillonites and Influencing Factors	HOU Jing-wen, SHI Wei-lin, GAO Juan (5133)
Effects of Ferrous Sulfate and Ferric Nitrate on Cadmium Transportation in the Rhizosphere Soil-Rice System	LI Yi-chun, CHEN Yong, TANG Ming-deng, <i>et al.</i> (5143)
Effects of Intercropping of <i>Brassica chinensis</i> L. and <i>Tagetes patula</i> L. on the Growth and Cadmium Accumulation of Plants	YAN Xiu-xiu, XU Ying-ming, WANG Lin, <i>et al.</i> (5151)
Effects of Heavy Metal-immobilizing Bacteria on Reducing Wheat Uptake Cd by Regulation Soil Iron Oxides	WANG Xiao-yu, HAN Hui (5160)
Sustained Effects of Remediation Materials on Soil Copper Remediation Under Oil-Rice Rotation	ZHAO Ying-ying, LI Hong-chuan, HU Hong-xiang, <i>et al.</i> (5168)
Impacts of Nitrogen Application on Ammonia Volatilization During Maize Season in Northern China	ZHANG Wei, NI Bang, XU Xiu-chun, <i>et al.</i> (5176)
Effect of Biochar on Changes of the Temperature Sensitivity of Soil Respiration and Bacterial Community Structure	CAO Kun-kun, ZHANG Sha-sha, HU Xue-yu, <i>et al.</i> (5185)
Effects of Heavy Metal Contents on Phyllosphere and Rhizosphere Fungal Communities for <i>Bothriochloa ischaemum</i> in Copper Tailings Area JIA Tong, GUO Ting-yan, WANG Rui-hong, <i>et al.</i> (5193)
Advances in Microbe-Derived Taste and Odor Compounds in Typical Aquatic Ecosystems	ZHANG Hai-han, MIAO Yu-tian, HUANG Ting-lin, <i>et al.</i> (5201)