



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



2019

Vol.40 No.9 第40卷 第9期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第40卷 第9期 2019年9月15日

目 次

```
气溶胶中不同类型碳组分粒径分布特征 ………………………………………… 杜翔,赵普生,董群,苏捷(3849)
郑州市 2014~2017 年大气污染特征及气象条件影响分析 …………… 郭蒙蒙,姜楠,王申博,段时光,张瑞芹(3856)
聊城市冬季 PM, 5 中多环芳烃来源解析及健康风险评估 ......
 江苏水源地型水库异味物质发生风险及影响因素 ......
FG、MFG 和 MBFG 浮游植物功能群的比较:以贵州三座水库为例 …… 陈倩,李秋华,马欣洋,熊梅君,何应,韩孟书(4061)
天然含铁矿物对砷的吸附效果及机制 …… …… 邵金秋,温其谦,阎秀兰,申俊峰,杨林生,杨硕(4072)
微氧条件下自养-异养联合反硝化工艺的电子平衡分析 ………… 张若晨,陈川,邵博,王威,徐熙俊,任南琪(4128)
Ca<sup>2+</sup>对污泥硝化活性和絮凝沉降性能的影响 ····· 张兰河,赵倩男,张海丰,贾艳萍,李正,陈子成,郭静波,赵天鹏(4160)
·······················丁亚丽,廖敏,方至萍,陈树森,张云,郭佳雯,梁雨琦(4244)
不同碳氮磷源改良剂对铅锌尾矿废弃地植被与土壤性质的影响 ……… 杨胜香,李凤梅,彭禧柱,曹建兵,高智席(4253)
基于农产品安全的土壤重金属有效态含量限值推定方法 …… 张云慧, 杜平, 何赢, 仲小飞, 罗会龙, 秦晓鹏, 徐刚(4262) 缙云山不同土地利用方式下土壤植硅体碳的含量特征 …… 罗东海, 王子芳, 陆畅, 黄容, 王富华, 李娇, 高明(4270)
《环境科学》征订启事(3923) 《环境科学》征稿简则(3941) 信息(4041,4051,4229)
```



基于反硝化除磷的低温启动与稳定运行的中试试验

张帆1,于德爽1,刘杰2*,王晓霞1,宋新新2,李传举2,赵峰辉1

(1. 青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071; 2. 北京首创股份有限公司, 北京 100044)

摘要: 为了解反硝化聚磷菌(DPAOs)的脱氮除磷特性, 以实际生活污水为研究对象, 在低温(6~16)℃ 下采用改良 UCT 工 艺开展了中试规模(20 m³)的反硝化除磷试验研究. 结果表明, 当 T 为 6 ~ 12 ℃, HRT 为 20 h, SRT 为 35 d 改良 UCT 工艺可 成功启动并稳定运行. 稳定运行时, 系统能保持60% ±5%的脱氮率, 80% ±5%的除磷率, 其中COD、NH4+N、总氮(TN)和 总磷(TP)出水浓度分别为 20、5、11 和 0.5 mg·L⁻¹, 可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级 A 排放 标准. 为进一步考察该系统脱氮除磷特性, 增大好氧池到缺氧池回流比至 150%,待系统稳定后, 系统可获得较高的脱氮除 磷率, 其中脱氮率为 80% ±10%, 除磷率为 90% ±5%. 其中, 缺氧池反硝化除磷的作用占总生物除磷的 80% ±4%, COD、 NH₄*-N、总氮(TN)和总磷(TP)平均出水浓度分别为 19. 55、0. 1、7. 8 和 0. 15 mg·L⁻¹,可达到京标 A 排放标准.

关键词:改良 UCT 工艺; 低温; 中试试验; 城镇污水; 反硝化聚磷菌(DPAOs)

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2019)09-4136-07 DOI: 10.13227/j. hjkx. 201901177

Pilot Study on Start-up and Stable Operation at Low Temperature Based on **Denitrifying Phosphorus Removal**

 $ZHANG\ Fan^1\ ,\ YU\ De\text{-shuang}^1\ ,\ LIU\ Jie^{2\,*}\ ,\ WANG\ Xiao\text{-}xia^1\ ,\ SONG\ Xin\text{-}xin^2\ ,\ LI\ Chuan\text{-}ju}^2\ ,\ ZHAO\ Feng\text{-}hui^1$ (1. School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. Beijing Capital Co., Ltd., Beijing 100044, China)

Abstract: In order to understand the denitrifying and phosphorus removal characteristics of denitrifying phosphate-accumulating organisms (DPAOs), a pilot scale (20 m3) denitrifying and phosphorus removal experiment was carried out using a modified University of Cape Town (UCT) process at low temperatures of (6-16)℃. The test results show that at such temperatures, the hydraulic retention time (HRT) is 20 h and the solids retention time (SRT) is 35 days, and the modified UCT process can start up successfully and run steadily. When running steadily, the system can maintain nitrogen and phosphorus removal rates of 60% ±5% and $80\% \pm 5\%$, respectively. The effluent concentrations of chemical oxygen demand (COD), ammonium nitrogen (NH₄⁺-N), total nitrogen (TN), and total phosphorus (TP) were 20, 5, 11, and 0.5 mg·L⁻¹, respectively, which meet the first A emission standard of "Pollutant Discharge Standard for Urban Sewage Treatment Plant" (GB 18918-2002). In order to further investigate the characteristics of nitrogen and phosphorus removal in the system, the reflux ratio from the aerobic tank to the anoxic tank was increased to 150%. After the system was stabilized, it obtained higher nitrogen and phosphorus removal rates of 80% ± 10% and 90% ± 5%, respectively. Among them, denitrifying phosphorus removal in the anoxic tank accounted for 80% ± 4% of the total biological phosphorus removal. The average effluent concentrations of COD, NH₄+N, TN, and TP were 19.55, 0.1, 7.8, and 0.15 mg·L-1, respectively, which meet the Beijing Standard A discharge standard.

Key words: modified UCT process; low temperature; pilot test; town sewage; denitrifying phosphate accumulating organisms (DPAOs)

随着污水排放标准的日趋严格, 对生物脱氮除 磷工艺的要求逐渐加大. 由氮和磷引起的水体富营 养化已成为全世界急需解决的问题之一[1]. 传统生 物脱氮除磷工艺中,存在碳源、溶解氧(DO)和污 泥龄(sludge retention time, SRT)等方面的矛盾与竞 争, 出水水质难以稳定达标[2~4]. 此外, 我国的进 水 COD 普遍偏低, 难降解部分比重大, 可利用的 COD 无法同时满足厌氧释磷及反硝化所需碳源的 需求,导致脱氮及除磷效果不佳,需投加除磷药剂 及碳源才可使总氮、总磷同时达标. 因此, 可持续、 低药耗及能耗的新型脱氮除磷工艺是近年来的主要 方向之一.

大量研究结果表明, 在营养物质去除系统

(biological nutrient removal, BNR)中存在一部分聚 磷菌可在缺氧条件下进行吸磷,这一类微生物被称 为反硝化聚磷菌(denitrifying phosphateaccumulating organisms, DPAOs) [5~7]. DPAOs 具有好氧聚磷菌极 为相似的代谢特征^[7~9],它们以 NO, /NO, 作为电 子受体,利用内碳源聚 β -羟基丁酸酯(PHB),通过 "一碳两用"的方式同时完成反硝化脱氮和吸磷过 程. 本试验针对传统生物脱氮除磷技术的弊端, 结 合国内外经验,对基于反硝化除磷菌的脱氮除磷工

收稿日期: 2019-01-21; 修订日期: 2019-03-26

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07102-003);国家自然科学基金项目(51708311,51478229)

作者简介: 张帆(1992~), 男, 硕士, 主要研究方向为水污染控制, E-mail:zhang_f_an@163.com

* 通信作者, E-mail: liujie@ capitalwater. cn

艺进行中试规模的试验探究,以期各项主要指标达 到出水排放标准的目的.

目前,以反硝化除磷菌为主的脱氮除磷在国外 已经有污水处理厂应用,例如单污泥系统的反硝化 除磷工艺 BCFS, 已经在荷兰升级或新建的 10 余座 污水处理厂中得到实际应用[10,11]. 但国内关于此工 艺的应用鲜见报道,这是因为:①在应用双污泥系 统的反硝化除磷工艺中, 污泥具有较强的吸附性 能, 存在有机物被污泥吸附后带入缺氧段, 进而影 响缺氧吸磷的可能. 活性污泥中丝状细菌的过度繁 殖会导致污泥沉降性变差, 无法满足厌氧释磷后的 泥水分离效果. ②在应用单污泥系统的反硝化除磷 工艺中, 污泥回流系统个数较多. 聚磷菌、反硝化 聚磷菌、硝化菌和反硝化异养菌共生于一个体系 中, 反硝化聚磷菌对基质和营养物的竞争力不强. 为满足聚磷菌在厌氧条件下充分释磷, 污泥和混合 液回流次数多、回流量大,控制较复杂,操作要求 较高. ③由于我国雨污分流系统不完善, 冬季与夏 季水质波动较大[12]. 因此本试验针对我国实际情 况,完成中试规模的基于反硝化除磷菌的新型脱氮 除磷工艺的设计,并以实际城市生活污水为进水, 在低温(6~16)℃条件下通过控制合理的 HRT、 SRT 和 DO, 对该工艺的启动及稳定运行进行探究, 以期为实现基于反硝化除磷菌的新型脱氮除磷工艺 的生产性试验提供技术支撑[13].

1 材料与方法

1.1 试验装置

反应器的总体积为 30 m³, 其中生物池的有效容积为 20 m³, 设计处理量为 24 m³·d⁻¹, 生物池由厌氧池、接触池、缺氧池、混合池、好氧池构成,体积比为 9:1:6:12:12. 反应器包含进水系统、3 个混合液回流系统、污泥回流系统、二沉池、污泥排放系统、搅拌系统、在线仪表控制系统等. 中试装置结构如图 1 所示.

3 个混合液回流系统分别为:①缺氧池到厌氧 池回流;②好氧池到缺氧池回流;③好氧池到混合 池回流.混合液回流系统的作用分别为:①保证厌 氧池的污泥浓度的同时,防止氧气与硝酸盐的进

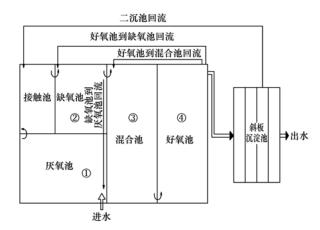


图 1 改良 UCT 工艺中试装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of modified UCT pilot test

人, 保证严格的厌氧环境与缺氧环境, 厌氧池中的 反硝化聚磷菌充分吸收外碳源储存为 PHA^[14];混 合液回流系统②的作用为:循环促使回流污泥向缺 氧池补充硝态氮,提供足量的电子受体,以利于反 硝化除磷过程的进行, 并可通过在线监测氧化还原 电位来控制循环流量[15-18];混合液回流系统③的作 用为:强化了好氧池与混合之间的联系,可根据出 水氨氮和硝态氮的浓度调控其 DO 值, 有助于系统 硝化作用或同时加强硝化反硝化作用, 保证良好的 出水效果. 污泥回流系统是由二沉池回流至接触 池,作用为:向生物池提供回流污泥,并且回流污 泥中的硝态氮进入到接触池可发生反硝化反应. 设 置接触池可以消耗厌氧出水剩余的 COD, 回流污泥 与厌氧段混合液在接触池进行接触, 反硝化异养菌 利用厌氧释磷剩余的有机物,将回流污泥中的部分 硝酸盐氮还原为氮气, 剩余的硝酸盐氮与富含硝酸 盐氮的污水回流进入缺氧池, 在 DPAOs 作用下同 时进行反硝化脱氮和超量吸磷, 在充分降低缺氧池 回流混合液中的硝酸盐氮浓度后, 保证了厌氧池的 绝对厌氧状态,避免 PAOs 与反硝化异养菌对底物 的竞争. 设置混合池使负荷高时可通过额外曝气使 系统运行稳定:负荷低时可通过减少曝气使系统运 行稳定,维持稳定低水平的总氮出水效果.

1.2 试验运行策略

为研究其反硝化除磷特性,本试验分为3个阶段,运行参数如表1所示.

表 1 试验运行方案

Table 1 Experimental approaches

阶段	时间/d	水力停留时间/h	污泥龄/d	进水量/m³·h-1	好氧到缺氧回流比/%
1,2	1 ~72	20	30	1	100
3	72 ~ 115	20	30	1	150

1.3 试验用水和接种污泥

本试验接种污泥取自北京某污水厂剩余污泥,

水质情况如表 2 所述,接种时污泥浓度 MLSS 为 3 875.6 mg·L⁻¹, MLVSS 为2 519.35 mg·L⁻¹,试验

进水采用该污水厂经过细格栅处理后的污水.

表 2 原水水质及接种污泥浓度

Table 2 Raw water quality and inoculated MLSS

指标	范围/mg·L -1	平均值/mg·L ⁻¹
COD	132 ~ 536	263. 8
氨氮	26. 75 ~ 42. 44	33. 3
TN	30. 42 ~ 54. 26	40. 36
TP	2. 63 ~ 9. 17	5. 09
MLSS	3 400 ~4 200	3 875. 6

1.4 检测方法

1.4.1 常规检测方法

进水取自污水厂细格栅出水,出水取自斜板沉淀池出水,厌氧池、接触池、缺氧池、混合池和好氧池水样皆取自各个反应区的末端. 水样经 0.45 μ m 微孔滤膜过滤. 测定以下各参数: NH_4^+ -N采用纳氏试剂分光光度法测定, NO_2^- -N采用N-(1-萘基)乙二胺分光光度法测定, NO_3^- -N采用紫外分光光度法测定, PO_4^{3-} -P 采用钼酸铵分光光度法测定;COD采用哈希紫外分光光度法测量,MLSS 采用重量法测定,温度、溶解氧及 ORP 均采用在线仪表测定. 1.4.2 反硝化除磷效率 [19]

根据物料平衡, 计算系统中厌氧放磷量 G、缺氧磷量 U 及缺氧区除磷率 T(忽略微生物同化作用消耗的磷), 计算公式如下.

厌氧放磷量 $G(mg \cdot L^{-1})$:

$$G = c_{\rm b} - \frac{c_{\rm a} + c_{\rm d} \times r_{\rm a}}{1 + r_{\rm b}}$$

缺氧吸磷量 $U(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$:

$$U = \frac{c_{c} \times (1 + R + r_{a}) + c_{e} \times r_{b}}{(1 + R + r_{a} + r_{b})} - c_{e}$$

缺氧区除磷率 T(%):

$$T = 1 - \frac{c_{\rm d} \times (1 + R + r_{\rm a} + r_{\rm b})}{c_{\rm c} \times (1 + R + r_{\rm a}) + c_{\rm e} \times r_{\rm b}}$$

式中, c_a 为原水 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; c_b 为厌 氧池末端 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; c_e 为接触池末端 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; c_e 为缺氧池末端 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; c_e 为好氧池末端 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; r_e 为好氧池末端 PO_4^{3-} -P 质量浓度 $(mg \cdot L^{-1})$; r_e 为好氧池回流比; r_a 为缺氧池到 厌氧池回流比; r_b 为好氧池到缺氧池回流比; 缺氧吸磷量 U 和缺氧区除磷率 T 表征的是缺氧池对从接触 池推流和好氧池回流液中的 PO_4^{3-} -P 的去除效果.

2 结果与讨论

2.1 系统启动及稳定运行NH₄-N去除效果

图2反映了系统启动及稳定运行阶段NH,*-N去 除效果变化情况,阶段1为系统运行的(0~47)d, 温度为(6~8)℃,系统NH4+N去除效果较差. 其中 (0~25)d时,NH₄-N进水平均浓度为34.9 mg·L⁻¹, 出水平均浓度为11.6 mg·L⁻¹, 且出水波 动较大, 平均去除率为67%, 此阶段出水最高浓度 为运行的第7 d 为 24.3 mg·L-1, 最低浓度为运行 的第5d为0.05 mg·L⁻¹. 但是值得注意的是,在阶 段1中系统运行的(28~47)d时,NH₄+N出水浓度 趋于稳定, 出水最高浓度为 16 mg·L-1, 最低浓度 为8 mg·L⁻¹. 阶段 2(47~72) d 温度为(8~12)℃, 随着温度升高系统硝化性能进一步稳定, 此阶段 NH₄ - N进水平均浓度为 31.6 mg·L⁻¹, 出水平均浓 度为7.6 mg·L⁻¹已经可以达到一级 A 排放标准中 冬季 NH_4^+ -N排放标准(<8 mg· L^{-1}), 平均去除率为 76%. 且在此阶段NH4-N出水浓度波动较小, 最高 为 9.5 mg·L⁻¹, 最低为 5.2 mg·L⁻¹. 阶段 3 (72~

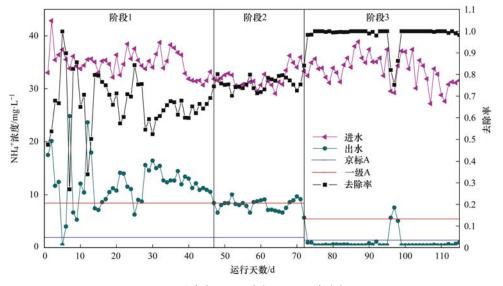


图 2 进出水NH₄ -N浓度及NH₄ -N去除率

Fig. 2 Changes in NH₄⁺-N concentration in and out of water and the removal rate

115) d 温度为 $(12 \sim 16)$ ℃,系统硝化性能进一步加强, NH_4^+ -N进水平均浓度为 33.1 $mg \cdot L^{-1}$,出水平均浓度为 0.1 $mg \cdot L^{-1}$,去除率接近 100%.

以上试验结果表明,在接种污泥稳定后(28~47 d),由于温度过低(6~8℃),导致出水NH⁺-N浓度偏高.金羽等^[20]的研究也指出,温度过低导致硝化细菌活性受到影响.在温度逐步升高8~12℃时,硝化菌活性升高,NH⁺-N出水浓度可以达到一级A排放标准(47~72 d),在温度由12℃升高至16℃时(72~115 d),系统硝化细菌活性增强,可达到京标A排放标准.但在96~97 d时,由于进水氨氮浓度突然由37 mg·L⁻¹降低至28 mg·L⁻¹,在线DO设备显示溶解值过高,手动调整风机频率以降低好氧池和混合池DO,但DO变化有一定滞后性,导致实际所需溶解氧不足,氨氮去除效果有所波动,待稳定后,NH⁺₄-N出水浓度也归为正常.

2.2 系统启动及稳定运行 TN 去除效果

图 3 反映了系统启动及稳定运行 TN 去除效果变化情况,阶段 1 温度为 6~8℃,系统脱氮性能较差,此阶段进水 TN 平均浓度为 42 mg·L^{-1} ,出水平均浓度为 23.7 mg·L^{-1} ,在 0~15 d 时出水 TN 波动较大,TN 出水最高浓度为 32.9 mg·L^{-1} ,最低浓度为 19.3 mg·L^{-1} ,在运行 37 d 后出水 TN 浓度趋于稳定,为(22 \pm 3) mg·L^{-1} .

阶段 2 温度为 8 ~ 12℃, 系统脱氮性能保持稳定且呈逐步降低的趋势. 此阶段进水 TN 平均浓度为 38.2 mg·L^{-1} , 出水平均浓度为 17.28 mg·L^{-1} , 且出水 TN 浓度较稳定为(17 ± 3) mg·L^{-1} . 值得注意的是, 在系统运行 65 d 后, TN 出水浓度可达一

级 A 出水排放标准(15 mg·L⁻¹),同时 TN 去除率也由 47 d 的 40%逐步升高到 65%. 随着温度的逐渐升高(8~12°C),TN 的去除效果进一步加强. 进水 TN 平均浓度为 39.8 mg·L⁻¹,出水平均浓度为 7.8 mg·L⁻¹,且出水较稳定为(7±3) mg·L⁻¹,达到京标 A 的 TN 出水标准(<10 mg·L⁻¹),去除率基本稳定在 80% ±10%.

以上试验结果表明,在阶段 $1(0 \sim 47 \text{ d})$ 期间,接种污泥后的 25 d,污泥处于驯化阶段,TN 出水浓度高且波动大,在 $25 \sim 47 \text{ d}$,TN 出水波动降低,但由于此时温度低,导致出水中含有大量 NH_4^+ -N;在阶段 $2(47 \sim 72 \text{ d})$ 由于温度由 8° 升高至 12° ,硝化菌活性升高,反硝化能力也逐步提高,出水 TN 浓度趋于平稳,且呈下降趋势;在阶段 $3(72 \sim 115 \text{ d})$,温度由 12° 升高至 16° ,硝化效果不再受温度的影响,近 100% NH_4^+ -N转化为硝氮,为继续保证系统 TN 的去除,将好氧池到缺氧池的回流比由 100% 提高至 150%,系统 TN 的去除效果进一步提高,杨殿海等[21]的研究指出,混合液回流比的提高会使系统的脱氮性能有所提高.

2.3 系统启动及稳定运行 TP 去除效果

图 4 反映了系统启动及稳定运行期间 TP 去除效果的变化. 阶段 1 为系统运行的 0 ~ 47 d, 温度为 6 ~ 8 ° C, 进水 TP 平均浓度为 4.98 mg·L⁻¹. 污泥驯化前期(0~30 d), 出水 TP 波动较大,最高 TP 浓度为 1.86 mg·L⁻¹,最低 TP 浓度为 0.24 mg·L⁻¹污泥驯化后期(31~47 d),出水 TP 浓度趋于平稳,波动降低,TP 平均浓度为 0.6 mg·L⁻¹,TP 去除率为 80% \pm 10%.

随着温度的逐渐升高(8~12℃), 出水 TP 浓度

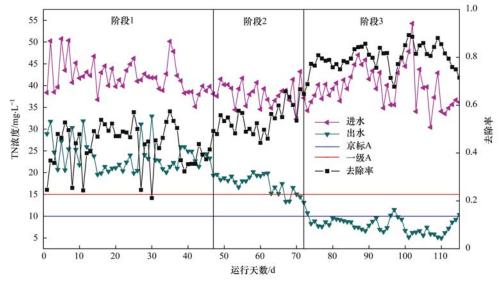


图 3 进出水 TN 浓度及 TN 去除率

Fig. 3 Changes in TN concentration in and out of water and the removal rate

先略微升高后稳定在 (0.3 ± 0.15) mg·L⁻¹, TP 平均去除率为 89%, TP 出水可满足一级 A 排放标准 $(<0.5 \text{ mg·L}^{-1})$. 阶段 3 为系统运行的 72 ~115 d, 温度为 12 ~16℃,此时 TP 平均出水浓度为 (0.15 ± 0.05) mg·L⁻¹,达到京标 A 中 TP 出水标准 $(<0.2 \text{ mg·L}^{-1})$,且 TP 去除率稳定在 90% ±5%.

以上试验结果表明,阶段1(0~47)d,出水TP浓度都呈逐渐降低的趋势,但存在波动并不稳定.主要原因为由于温度过低且昼夜温差大,硝化菌活性不稳定,造成系统生成的硝态氮浓度不稳定,导致剩余硝态氮回流到厌氧池对聚磷菌吸磷造成影响,从而影响最终TP出水浓度.有研究指出[12],

硝态氮会优先于聚磷菌利用 VFAs,聚磷菌释磷受到影响. 当温度为 12℃以上时,温度对硝化菌以及反硝化除磷菌的影响逐渐减小,且当温度为 15℃以上时,反硝化除磷菌可富集为系统的优势菌,这与王昌荣等^[22]的研究结果相一致. 因此,在系统运行的第 2 以及第 3 阶段,系统出水 TP 可达一级 A 排放标准. 为进一步强化 DPAO 的作用,将好氧池到缺氧池的回流比由 100% 提高至 150%,为 DPAOs 提供充足硝态氮,系统 TP 的去除进一步提高,可达到京标 A 出水标准. 根据文献 [23~26],在缺氧段提高硝态氮的浓度,有利于对 DPAOs 的富集,有利于对 TP 的去除.

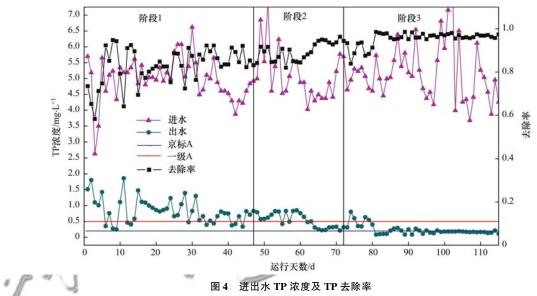


Fig. 4 Changes in TP concentration in and out of water and the removal rate

2.4 系统启动及稳定运行缺氧池反硝化除磷效果

图 5 反映了系统启动及稳定运行阶段反硝化除磷变化情况,根据物料平衡计算出在厌氧池中实际聚磷菌释放出 PO₄³-P 的浓度,以及 DPAOs 在缺氧

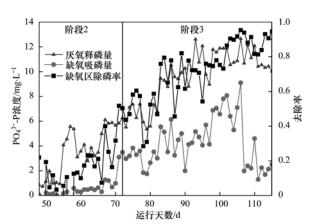


图 5 厌氧池 PO₄³⁻-P 浓度与缺氧池 PO₄³⁻-P 浓度及反硝化除磷率

Fig. 5 PO_4^{3-} -P Concentration in anaerobic and anoxia area and the denitrifying phosphorus removal rate

池中去除的 PO_4^{3-} -P 浓度. 阶段 2 为系统运行 47 ~ 72 d,系统厌氧池放 PO_4^{3-} -P 浓度由 0.85 $mg \cdot L^{-1}$ (47 d),升高至 6.26 $mg \cdot L^{-1}$ (72 d),缺氧池吸收的 PO_4^{3-} -P 浓度逐渐由 0 $mg \cdot L^{-1}$ (47) d,升高至 3.5 $mg \cdot L^{-1}$ (72 d),阶段 3 为系统运行 72 ~ 115 d,系统厌氧池释放 PO_4^{3-} -P 能力进一步加强,由 5.51 $mg \cdot L^{-1}$ (73 d),升高至 12.65 $mg \cdot L^{-1}$ (115 d),同时,在缺氧池中 DPAOs 利用硝态氮进行吸磷的量也由 1.75 $mg \cdot L^{-1}$ (80 d)升高至 9.1 $mg \cdot L^{-1}$ (105 d),在缺氧区 DPAOs 反硝化除磷率也由 40% (79 d),升高至 94% (106 d).

以上试验结果表明,在阶段 2 (47 d~72 d)随着温度的升高,系统中缺氧池硝态氮浓度逐渐升高,DPAOs 得以富集,在阶段 3 (72 d~115 d)将好氧池到缺氧池的回流比由 100% 提高至150%,DPAOs 在缺氧池吸磷所需的电子受体硝态氮含量逐渐升高,同时厌氧池释磷能力也逐步增强,DPAOs 得到进一步富集,在缺氧池中反硝

化除磷量也逐步增加.根据文献[27,28],硝化液回流比的提高,有利于系统反硝化除磷效果的提高.

2.5 系统启动及稳定运行 COD 去除效果

图 6 反映了系统启动及稳定运行阶段 COD 去除效果变化情况,阶段 $1(14\sim47\ d)$ 温度为 $6\sim8^\circ$ 、进水 COD 平均浓度为 239. 8 $mg\cdot L^{-1}$,出水 COD 平均浓度为 15. 6 $mg\cdot L^{-1}$,阶段 $2(47\sim72\ d)$ 温度(8 $\sim12^\circ$ 、进水 COD 平均浓度为 272. 6 $mg\cdot L^{-1}$,出水 COD 平均浓度为 16. 48 $mg\cdot L^{-1}$,阶段 $3(72\sim115)$

d) 温度为 12~16℃, 进水 COD 平均浓度为 277. 8 mg·L⁻¹, 出水 COD 平均浓度为 19.5 mg·L⁻¹.

以上试验结果表明,在整个运行阶段,虽然进水 COD 浓度波动较大,最低时进水 COD 浓度为125 mg·L⁻¹,最高时接近 400 mg·L⁻¹,但是出水 COD 浓度一直可保持较低的出水浓度,可稳定在京标 A 的出水标准 20 mg·L⁻¹,且去除率也基本稳定在 93%~98%.在第 80~87 d,由于附着在斜板沉淀池斜板上的污泥增多,使出水 COD 浓度略有升高,经过清理之后出水水质恢复.

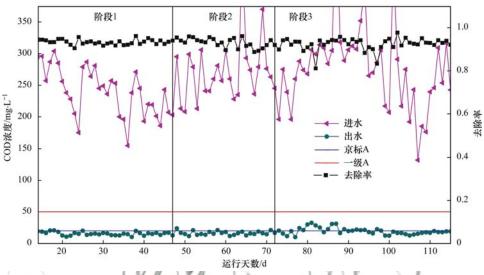


图 6 进出水 COD 浓度及 COD 去除率

Fig. 6 Changes in COD concentration in and out of water and the removal rate

3 结论

- (1)反应器从12月~次年4月共运行了115 d, 长期试验结果表明,改良 UCT 可在国内低温低负荷条件下成功启动并长期稳定运行,其中温度范围为6~16 $^{\circ}$ COD浓度范围为150~300 mg·L $^{-1}$.
- (2)在低温下(6~12°C)经47 d的驯化、富集,成功启动了改良 UCT 工艺. 运行62 d后,当温度为8~12°C时,COD、氦氮、TN和TP的平均出水浓度分别为16.48、7.47、14.8和0.316 mg·L⁻¹,可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)一级A排放标准.
- (3)当72 d 后,温度达到12~16℃时,将好氧池到缺氧池回流比由100%提高至150%,系统DPAOs得到富集,且当91 d 后,该系统可达到更高京标 A 出水排放标准.其中COD、氨氮、TN和TP的平均出水浓度分别为18.71、0.49、7.84和0.168 mg· $\rm L^{-1}$.
- (4)通过不断地培养驯化,系统中除磷菌逐渐富集,其中,厌氧释磷浓度从接种时的 $2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高至 $12 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. 反硝化聚磷菌在系统脱氮除磷中

起至关重要的作用,其中,缺氧池反硝化除磷占系统生物除磷的80%~95%.

参考文献:

- [1] Xu X Y, Liu G, Zhu L. Enhanced denitrifying phosphorous removal in a novel anaerobic/aerobic/anoxic (AOA) process with the diversion of internal carbon source [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(22): 10340-10345.
- [2] Baeza J A, Gabriel D, Lafuente J. Improving the nitrogen removal efficiency of an A2/O based WWTP by using an on-line knowledge based expert system[J]. Water Research, 2002, 36 (8): 2109-2123.
- [3] Ma Y, Peng Y Z, Wang X L. Improving nutrient removal of the AAO process by an influent bypass flow by denitrifying phosphorus removal[J]. Desalination, 2009, 246 (1-3): 534-544.
- [4] Chuang S H, Ouyang C F. The biomass fractions of heterotrophs and phosphate-accumulating organisms in a nitrogen and phosphorus removal system[J]. Water Research, 2000, 34(8): 2238-2290.
- [5] Lee J K, Choi C K, Lee K H, et al. Mass balance of nitrogen, and estimates of COD, nitrogen and phosphorus used in microbial synthesis as a function of sludge retention time in a sequencing batch reactor system [J]. Bioresource Technology, 2008, 99 (16): 7788-7796.
- [6] Wang J L, Peng Y Z, Wang S Y, et al. Nitrogen removal by simultaneous nitrification and denitrification via nitrite in a

- sequence hybrid biological reactor [J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2008, 16(5): 778-784.
- [7] Bortone G, Libelli S M, Tilche A, et al. Anoxic phosphate uptake in the dephanox process [J]. Water Science and Technology, 1999, 40(4-5): 177-185.
- [8] Wachtmeister A, Kuba T, Van Loosdrecht M C M, et al. A sludge characterization assay for aerobic and denitrifying phosphorus removing sludge [J]. Water Research, 1997, 31 (3): 471-478.
- [9] Mino T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process[J]. Water Research, 1998, 32(11): 3193-3207.
- [10] 郝晓地,汪慧贞, Van Loosdrecht M. 可持续除磷脱氮 BCFS ® 工艺[J]. 给水排水,2002,28(9):7-10.

 Hao X D, Wang H Z, Van Loosdrecht M. Sustainable biological nutrient removal process——BCFS® [J]. Water & Wastewater Engineering, 2002,28(9):7-10.
- [11] 邱立平, 孙成江, 王嘉斌, 等. 反硝化除磷技术综述[J]. 济南大学学报(自然科学版), 2015, **29**(3): 161-166. Qiu L P, Sun C J, Wang J B, *et al.* Research advances of denitrifying phosphorous removal technology [J]. Journal of University of Jinan (Science and Technology), 2015, **29**(3): 161-166.
- [12] 张杰. 反硝化脱氮除磷工艺的发展及调控因素[J]. 环境工程, 2016, **34**(S1): 266-269.

 Zhang J. The development and regulation factors of denitrifying phosphorus removal process [J]. Environmental Engineering, 2016, **34**(S1): 266-269.
- [13] 吴昌永、A²O 工艺脱氮除磷及其优化控制的研究[D]、哈尔滨:哈尔滨工业大学, 2010.
 Wu C Y. Optimazation of biological nitrogen and phosphorus removal in A²/O wastewater treatment process [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2010.
- [14] 操家顺、杨雪冬、Van Loosdrecht M. BCFS—生物除磷新工艺[J]. 中国给水排水,2002,18(3):23-26.

 Cao J S, Yang D X, Van Loosdrecht M. BCFS—A new process for biological phosphorus removal [J]. China Water & Wastewater, 2002,18(3):23-26.
- [15] 王梅香,赵伟华,王淑莹,等. A₂N₂ 系统反硝化除磷性能的优化及稳定运行[J]. 中国环境科学,2016,36(11):3311-3320.
 Wang M X, Zhao W H, Wang S Y, et al. Denitrifying
 - phosphorus removal performance optimization and stable operation of A_2N_2 system [J]. China Environmental Science, 2016, **36** (11): 3311-3320.
- [16] 黄剑明, 赵智超, 郑隆举, 等. 低温下 A²/O-BAF 反硝化除磷脱氮特性[J]. 环境科学, 2018, **39**(10): 4621-4627.

 Huang J M, Zhao Z C, Zheng L J, et al. Characteristics of denitrifying phosphorus removal by A²/O-BAF at low temperatures [J]. Environmental Science, 2018, **39**(10): 4621-4627.
- [17] 方茜, 张朝升, 张立秋, 等. 曝气量对同时硝化/反硝化除磷工艺效能的影响[J]. 中国给水排水, 2014, **30**(21): 14-18. Fang Q, Zhang C S, Zhang L Q, *et al.* Influence of aeration rate on simultaneous nitrification/denitrification phosphorus removal [J]. China Water & Wastewater, 2014, **30**(21): 14-18.
- [18] Kuba T, Van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Phosphorus and nitrogen removal with minimal COD requirement by integration of denitrifying dephosphatation and nitrification in a two-sludge system[J]. Water Research, 1996, 30(7): 1702-1710.

- [19] 曾薇,李磊,杨莹莹,等. A²O 工艺处理生活污水反硝化除磷研究[J]. 北京工业大学学报,2011,37(9):1407-1415.

 Zeng W, Li L, Yang Y Y, et al. Study on denitrifying phosphorus removal from domestic wastewater in A²O process [J]. Journal of Beijing University of Technology, 2011, 37(9): 1407-1415.
- [20] 金羽. 温度对 A²/O 系统的影响特征及脱氮除磷强化技术研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
 Jin Y. Effection of temperature on the performance of an A²/O process and enhancement of nitrogen and phosphorus removal [D]. Harbin; Harbin Institute of Technology, 2013.
- [21] 杨殿海, 卢文健, 王荣昌, 等. 低温条件下 A²/O 生物强化除磷系统的反硝化除磷特性[J]. 水处理技术, 2011, **37**(4): 33-36.

 Yang D H, Lu W J, Wang C R, *et al.* Denitrifying phosphorus
 - accumulation characteristics of A²/O EBPR process under low temperature condition [J]. Technology of Water Treatment, 2011, 37(4): 33-36.
- [22] 王荣昌,司书鹏,杨殿海,等. 温度对生物强化除磷工艺反硝化除磷效果的影响[J]. 环境科学学报, 2013, 33(6): 1535-1544.

 Wang R C, Si S P, Yang D H, et al. Effects of temperature on denitrifying phosphorus removal in enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(6): 1535-1544.
- [23] 王梅香,赵伟华,王淑莹,等. A₂N₂ 双污泥系统反硝化除磷工艺的启动与稳定[J]. 化工学报,2016,67(7):2987-2997.
 - Wang M X, Zhao W H, Wang S Y, et al. Startup and stability of A_2N_2 double sludge system denitrifying phosphorus removal process[J]. CIESC Journal, 2016, 67(7): 2987-2997.
- [24] Lv X M, Shao M F, Li C L, et al. Operation performance and microbial community dynamics of phosphorus removal sludge with different electron acceptors [J]. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology, 2014, 41(7): 1099-1108.
- [25] 张艳萍. 反硝化除磷污泥的缺氧吸磷性能研究[J]. 环境科学与技术, 2013, **36**(5): 76-80, 104.

 Zhang Y P. Anoxic phosphorus uptake characteristics of sludge in denitrifying phosphorus removal [J]. Environmental Science & Technology, 2013, **36**(5): 76-80, 104.
- [26] 宋武昌, 张冬雨, 温成林. 低温下反硝化除磷工艺厌氧段影响因素研究[J]. 水科学与工程技术, 2010, (3): 34-37. Song W C, Zhang D Y, Wen C L. Study about influence factors of denitrifying phosphorus removal process on anaerobic phase at low temperature [J]. Water Sciences and Engineering Technology, 2010, (3): 34-37.
- [27] 吕亮, 尤雯, 张敏, 等. 硝化液回流比对 ABR-MBR 工艺反硝化除磷效能的影响 [J]. 环境科学, 2018, **39**(3): 1309-1315.

 Lü L, You W, Zhang M, et al. Effect of NO_x -N recycling ratio on denitrifying phosphorus removal efficiency in the ABR-MBR combined process [J]. Environmental Science, 2018, **39**(3):
- [28] 曾薇, 王向东, 张立东, 等. MUCT 工艺全程硝化和短程硝化模式下反硝化除磷研究[J]. 环境科学, 2012, **33**(10): 3513-3521.

1309-1315.

Zeng W, Wang X D, Zhang L D, et al. Denitrifying phosphorus removal in a modified university of cape town (MUCT) process treating domestic wastewater under nitrification and nitritation [J]. Environmental Science, 2012, 33(10): 3513-3521.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 40 No. 9 Sep. 15, 2019

CONTENTS

CONTENTS	
Size Distributions of Different Carbonaceous Components in Ambient Aerosols	
Analysis of Air Pollution Characteristics and Meteorological Conditions in Zhengzhou from 2014 to 2017	
Characteristics of Atmospheric PM _{2.5} Pollution and Its Influence on Visibility in Background Areas of Ji'nan	
Source Analysis and Health Risk Assessment of PAHs in PM _{2,5} During Winter in Liaocheng City	
Temporal-Spatial Characteristics and Variability in Aerosol Optical Depth over China During 2001-2017	
Spatial-Temporal Distribution of Absorptive Aerosols in the Yangtze River Delta	
Emission Characteristics of Chemical Composition of Particulate Matter from Coal-fired Boilers Pollution Characteristics of Heavy Metals in PM _{2.5} Near Highway	
Pollution Characteristics of Heavy Metals in PM _{2, 5} Near Highway Pollution Characteristics and Potential Ecological Risks of Heavy Metals in Road Dust in Beijing	
Application of Test Method for Dust Suppression Efficiency of Wind Erosion Dust Suppressant	
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs in Printing Enterprises in Beijing-Tianjin-Hebei Source Profiles of VOCs Associated with Typical Industrial Processes in Chengdu	
Characterization and Health Risk Assessment of Exposure to Odorous Pollutants Emitted from Industrial Odor Sources	
Analysis of HONO Concentration and Source in Typical Rural Area of North China	
CO-SCR Performance and Mechanism over Co ₃ O ₄ Catalysts	
Pollution Characteristics of Perfluorinated Alkyl Substances (PFASs) in Seawater, Sediments, and Biological Samples from Jiaozh	
Tollution Characteristics of Fermionnated Arkyl Substances (TTASs) in Scawater, Scuments, and motograal Samples from Baskin	
Occurrence and Influencing Factors of Odorous Compounds in Reservoirs Used as Drinking Water Resources in Jiangsu Province ··	
	··· SHI Peng-cheng, ZHU Guang-wei, YANG Wen-bin, et al. (4000)
Fluorescence Characteristics and Influencing Factors of Dissolved Organic Matter (DOM) in Water and Sediment of Urban Waters	shed: A Case Study of Xiaojia River in Ningbo City
	GAO Feng, SHAO Mei-ling, TANG Jian-feng, et al. (4009)
Water Bloom Modified Sediment Nitrogen Transformation and Removal	
Applicability of Bioavailable Phosphorus in Sediments to Indicating Trophic Levels of Lakes and Reservoirs	LIU Hui, HU Lin-na, ZHU Meng-yuan, et al. (4023)
Analysis of Nitrate Pollution Sources in the Rainy Season of the Lower Fenhe River	WANG Yin-long, FENG Min-quan, DONG Xiang-qian (4033)
Hydrochemical Characteristics and Evolution of Groundwater in the Kashgar Delta Area in Xinjiang	WEI Xing, ZHOU Jin-long, NAI Wei-hua, et al. (4042)
Community Diversity of Eukaryotic Nano-phytoplankton in Yellow Sea Using DNA Metabarcoding Technology Based on Multiple An	mplicons
	ZHANG Li, ZHANG Yuan, LIN Jia-ning, et al. (4052)
Comparison of Functional Groups of Phytoplankton in FG, MFG, and MBFG: Taking Three Reservoirs as an Example in Guizhou	
Adsorption and Mechanism of Arsenic by Natural Iron-containing Minerals	
Removal of Pb ²⁺ from Aqueous Solution by Magnesium-Calcium Hydroxyapatite Adsorbent	
Intensified Electrosorption of Pb ²⁺ by 2,6-diaminoanthraquinone/Graphene Composite Electrode	
Experiment on Recovery of Phosphorus from Aqueous Solution by Calcium Doped Fe ₃ O ₄	
Removal of Microplastics by Different Treatment Processes in Shanghai Large Municipal Wastewater Treatment Plants	
Enhanced Nutrient Removal and Microbial Community Structure in a Step-feed A ² /O Process Treating Low-C/N Municipal Waster	
Performances Analysis of an Upflow Anaerobic Filter for Domestic Sewage Treatment	0.1
Electron Equilibrium Analysis of Integrated Autotrophic and Heterotrophic Denitrification Process Under Micro-aerobic Conditions	
Pilot Study on Start-up and Stable Operation at Low Temperature Based on Denitrifying Phosphorus Removal	
Comparison of Polycaprolactone and Poly-3-hydroxybutyrate-co-3-hydroxyvalerate for Nitrogen Removal	
Rapid Cultivation of Anaerobic Ammonium Oxidation Granular Sludge and Inhibition Kinetics of Granular Sludge	
Effect of Ca ²⁺ on the Nitrification Activity and the Flocculation and Sedimentation Performances of the Activated Sludge	
Recovery of Phosphorus in the Form of Struvite from the Anaerobic Fermentation Supernatant of Excess Sludge	
Effect of Signal Molecule Combined with Thiobacillus denitrificans on Simultaneous Removal of Nitrogen and Sulfur	
Bacterial Community Composition in Channel Sediment in Response to Mariculture Wastewater Drainage	
Setup and Microbial Community Analysis of ANAMMOX System for Landfill Leachate Treatment Coupling Partial Nitrification-Den	itrification Process
Effects of Rice Straw Addition on Methanogenic Archaea and Bacteria in Two Paddy Soils	
Effect of Plastic Film Mulching on Greenhouse Gas Emissions from Rice-Rapeseed Rotation in Cropland	• • • • • • • • • • • • • • • • • • • •
N ₂ O Emissions from a Tea Field with Deep Application of Nitrogen Fertilizer and Intercropping with White Clover	
Distribution and Emission of Nitrous Oxide (N2O) in Three Gorges Reservoir and Downstream River	
Synergy of Algal Sedimentation and Sediment Capping for Methane Emission Control in Bloom Waters	
Impact of Newly Build Lead-Acid Battery Agglomeration Area on the Surrounding Soil Environment: A Study Based on the Spatial	
Effects of Amendments with Different C/N/P Ratios on Plant and Soil Properties of a Pb-Zn Mine Tailings Derivation of the Thresholds of Available Concentrations of Heavy Metals in Soil Based on Agricultural Product Safety	
Content of Soil Phytolith-Occluded Organic Carbon in Different Land Use Patterns at Jinyun Mountain	
Influence of Land Use Change on Litter and Soil C, N, P Stoichiometric Characteristics and Soil Enzyme Activity in Karst Ecosyst	
Influence of Land Use Change on Litter and Soil C, N, P Stoicniometric Characteristics and Soil Enzyme Activity in Karst Ecosyst	TIAN ling SHENC Magazin WANC Dan at al. (4279)
Effect of Conditioning Agent Combined with Flooding Measures on Absorption and Accumulation of Cadmium in Rice	
Distribution and Sources of OPEs in Plants and Snow in Hailuogou	
Distribution and codices of Or Es in France and Chow in Franticegon	GIERA Tang, THA HONG-HING, WO DI, et al. (4293)