

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区分夏季二次有机气溶胶浓度估算及来源解析	刘静达, 安俊琳, 张玉欣, 师远哲, 林旭 (1733)
南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性	梁静舒, 安俊琳, 王红磊, 张玉欣, 王俊秀, 施双双, 王潇 (1743)
广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素	高元官, 张凯, 王体健, 陈志明, 耿红, 孟凡 (1753)
神农架大九湖大气中的多环芳烃	金梦云, 邢新丽, 柯艳萍, 郑煌, 胡天鹏, 孙焰, 丁洋, 李绘, 张泽洲, 祁士华 (1760)
沧州市春季 NMHCs 空间分布特征	段菁春, 周雪明, 张鹤丰, 谭吉华, 胡京南, 柴发合 (1769)
北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征	梁云平, 张大伟, 林安国, 马召辉, 郭晓东 (1775)
生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析	邵珠泽, 郑国砥, 王元刚, 高定, 朱彦莉, 陈同斌, 聂二旗 (1783)
低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性	姜理英, 张迪, 郭海倩, 缪晶晶, 陈怡伶, 李慧 (1792)
运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析	武媛媛, 李如梅, 彭林, 端允, 王海京, 李颖慧, 白慧玲, 牟玲 (1799)
高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险: 以常州市为例	姚静波, 王明新, 齐今笛, 孙向武, 张文艺 (1807)
上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系	董小芳, 邓黄月, 张彦, 朱志鹏, 王琳, 郑祥民, 周立旻 (1817)
DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响	张允华, 楼狄明, 谭丕强, 胡志远 (1828)
我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价	张秋秋, 潘申龄, 刘伟, 张昱, 安伟 (1835)
基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估	王阳, 徐明芳, 耿梦梦, 黎明, 耿耕南 (1842)
北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险	张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 赵晓辉, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (1852)
长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素	孙语嫣, 白莹, 苏荣国, 石晓勇 (1863)
垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制	肖晓, 何小松, 高如泰, 席北斗, 张慧, 黄彩红, 李丹, 袁志业 (1873)
3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用	李立青, 胡楠, 刘雨情, 涂声亮, 陈华超 (1881)
三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响	陈成龙, 高明, 倪九派, 谢德体, 邓华 (1889)
NO ₃ ⁻ -N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响	姜应和, 李瑶, 张莹, 张翔凌 (1898)
湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响	李薛晓, 程思超, 方舟, 李先宁 (1904)
阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响	丁为俊, 于立亮, 陈杰, 成少安 (1911)
臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响	刘海龙, 付晶森, 郭雪峰, 柴建恬, 张忠民 (1918)
紫外线和次氯酸钠对 <i>Escherichia coli</i> 和 Poliovirus 的消毒作用	徐丽梅, 张崇森, 王晓昌, 吉铮, 周进宏 (1928)
不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用	王星星, 林建伟, 詹艳慧, 张志斌, 邢云青, 姜博汇, 储鸣 (1936)
树脂基纳米钛锆氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟	陈家凯, 聂广泽, 刘志英, 姚远, 徐炎华 (1947)
灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响	朱培颖, 李大鹏, 于胜楠 (1957)
城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律	桑浪涛, 石烜, 张彤, 付博文, 金鹏康 (1965)
11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋	周林军, 古文, 刘济宁, 石利利, 徐炎华 (1972)
反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性	金鹏康, 杨珍瑞, 李蓉, 李岩, 周立辉 (1982)
Fe ⁽⁰⁾ -活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素	吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 孙婷, 张瑶, 王磊 (1991)
两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较	李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 王博, 姚倩, 卓杨 (1997)
基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响	闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, Samwine Thomas (2006)
温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响	范军辉, 郝瑞霞, 朱晓霞, 万京京, 刘思远, 王丽沙 (2012)
SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析	杨波, 徐辉, 冯修平, 李方, 田晴, 马春燕 (2021)
喹啉降解菌 <i>Ochrobactrum</i> sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用	徐伟超, 吴翠平, 张玉秀, 张琪, 张怡鸣 (2030)
锰氧化菌 <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制	万文结, 薛芷筠, 张泽文, 何冬兰 (2036)
温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (2044)
包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析	许晓毅, 尤晓露, 吕晨培, 王斌, 胡碧波 (2052)
强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落	曹知平, 吴静, 左剑恶, 王晓璐, 王翀, 王广启, 王凯军, 钱易 (2059)
三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征	秦红, 任庆水, 杨文航, 李昌晓 (2065)
川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素	田琳琳, 朱波, 汪涛, 赵原, 董宏伟, 任光前, 胡磊 (2074)
双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N ₂ O 排放的影响	伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 陈春兰, 王娟, 魏文学, 李勇 (2084)
生物炭介导的不同地表条件下土壤 N ₂ O 的排放特征	邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬 (2093)
垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征	熊瑛, 王龙昌, 杜娟, 赵琳璐, 周泉, 张赛 (2102)
广东省土壤 Cd 含量空间分布预测	孙慧, 郭治兴, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 毕如田, 杨静 (2111)
宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价	张鹏岩, 康国华, 庞博, 郭依, 何坚坚, 秦明周 (2125)
腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响	王青清, 蒋珍茂, 王俊, 魏世强 (2136)
紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征	李秋言, 赵秀兰 (2146)
生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用	吴志娟, 毕二平 (2154)
两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制	王彤彤, 马江波, 曲东, 张晓媛, 郑纪勇, 张兴昌 (2161)
牛粪源蛭蚶及其生物炭对 Pb ²⁺ 、Cd ²⁺ 的吸附特性	杜文慧, 朱维琴, 潘晓慧, 沈旭阳, 陈思远, 陈可乐, 坎吉汗·木沙拉, 张杭君, 丁颖 (2172)
C ₃ N ₄ /BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制	鲍玥, 周旻昀, 邹骏华, 史宇滨, 万先凯, 史惠祥 (2182)
《环境科学》征稿简则 (2020) 《环境科学》征订启事 (2035) 信息 (1782, 1798, 1827)	

温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响

周同, 于德爽, 李津*, 吴国栋, 王骁静

(青岛大学环境科学与工程学院, 青岛 266071)

摘要: 采用 ASBR 反应器, 研究了不同温度对海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水脱氮效能的影响, 并利用修正的 Logistic 模型模拟不同温度下海洋厌氧氨氧化菌的动力学特性. 结果表明, 在 25 ~ 35℃ 之间, 温度对反应器的脱氮效能影响不大, 总氮去除率(TNRE)基本保持在(82 ± 2)%, 总氮容积负荷去除速率(TNRR)稳定在(0.62 ± 0.01) kg·(m³·d)⁻¹; 在 20℃ 时, TNRE 从起始的 59% 经过 13d 上升到 79%, 说明在此温度下, 海洋厌氧氨氧化菌仍然具有较强的脱氮能力, 反应器在较低温处理含海水污水具有较好的发挥潜能; 然而当温度降到 15℃ 和 10℃ 时, 反应器的脱氮效能受到明显的抑制, TNRE 分别下降至(40 ± 8)% 和(11 ± 4)%, TNRR 也下降至(0.30 ± 0.04) kg·(m³·d)⁻¹ 和(0.08 ± 0.03) kg·(m³·d)⁻¹. 根据 Arrhenius 方程得到, 在 25 ~ 35℃ 时, 海洋厌氧氨氧化反应的活化能为 26 kJ·mol⁻¹, 在 10 ~ 25℃ 时, 海洋厌氧氨氧化反应的活化能为 76 kJ·mol⁻¹. 此外, 通过 Logistic 模型对海洋厌氧氨氧化脱氮进行动力学分析, 得到不同温度下 NRE 和出水总氮浓度(*c_{eff}*) 的预测公式, 相关系数 *R*² 在 0.966 8 ~ 0.995 7 之间.

关键词: 海洋厌氧氨氧化菌; 温度; 脱氮效能; 活化能; 动力学

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-2044-08 DOI: 10.13227/j.hjks.201610055

Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria

ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin*, WU Guo-dong, WANG Xiao-jing

(School of Environmental Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China)

Abstract: The effect of temperature on the nitrogen removal performance of marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria processing sewage seawater was studied by employing an ASBR reactor, and the dynamic characteristics of the marine anaerobic ammonium oxidizing bacteria at different temperatures were simulated by modified Logistic model. The experimental results indicated that the nitrogen removal performance was affected little at 25-35℃. The total nitrogen removal efficiency (TNRE) remained at (82 ± 2)% and the total nitrogen removal rate (TNRR) was stabilized at (0.62 ± 0.01) kg·(m³·d)⁻¹. When the temperature was 20℃, TNRE increased from 59% at the beginning to 79% after 13 days. This indicated that the marine anammox bacteria still had strong ability of nitrogen removal, and the reactor in the low temperature treatment of sewage containing seawater had a good potential. However, when the temperature dropped to 10-15℃, the nitrogen removal performance of the reactor was inhibited. TNRE decreased to (40 ± 8)% and (11 ± 4)%, respectively. Besides, TNRR also decreased to (0.30 ± 0.04) kg·(m³·d)⁻¹ and (0.08 ± 0.03) kg·(m³·d)⁻¹, respectively. According to the Arrhenius equation, the activation energy for marine anaerobic ammonium oxidation reaction was 26 kJ·mol⁻¹ at 25-35℃, and the activation energy of marine anaerobic ammonium oxidation reaction was 76 kJ·mol⁻¹ at 10-25℃. In addition, dynamic analysis was performed by Logistic model and the NRE and effluent total nitrogen concentration (*c_{eff}*) at different temperatures were forecasted. The correlation coefficient *R*² was between 0.966 8 and 0.995 7.

Key words: marine ANAMMOX bacteria; temperature; nitrogen removal performance; activation energy; kinetics

厌氧氨氧化反应是厌氧氨氧化菌在厌氧条件下, 以 NH₄⁺ 作为电子供体, NO₂⁻ 作为电子受体, 将 NH₄⁺ 和 NO₂⁻ 转化为 N₂ 的生物氧化过程, 并且不用外加有机碳源^[1~3]. 近年来, 国内外研究学者在海洋水体和沉积物以及极端环境下发现了海洋厌氧氨氧化菌的存在^[5~9]. 到目前为止, 已经发现有 5 属 14 种厌氧氨氧化菌^[10,11], 其中“*Candidatus Scalindua*”在海洋中占主要的地位^[12,13], 同时也有很多学者利用海洋沉积物成功启动海洋厌氧氨氧化反应器^[14,15]. 有研究表明, 海洋厌氧氨氧化菌产生的 N₂ 占海洋氮循环的 30% ~ 50%^[1~4]. 这些发现使人们对海洋氮循

环有了新的认识, 对研究海洋生态学和海洋氮元素生物地球化学循环都具有重要的意义. 除此之外, 沿海城市由于淡水匮乏引起的海水直接利用导致这些地区生活污水盐度升高, 较高的盐度对常规脱氮微生物的生理活性非常不利, 从而限制了其脱氮效能的发挥. 海洋厌氧氨氧化菌来自海洋环境中, 能够耐受较

收稿日期: 2016-10-11; 修订日期: 2016-11-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(51278258, 51478229); 山东省自然科学基金项目(BS2015HZ007); 山东省高等学校科技计划项目(J15LC61)

作者简介: 周同(1991~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水污染控制, E-mail: 17854296779@163.com

* 通信作者, E-mail: ljlin0532@126.com

高的盐度,因此,其在高盐度废水的脱氮处理方面有着良好的应用前景^[16~19]。

海洋厌氧氨氧化菌的富集与培养需要严格的反应条件,反应条件被破坏,恢复其活性则需要较长的时间。有研究表明,与生长在淡水条件下的厌氧氨氧化菌相比,海洋厌氧氨氧化菌的最适温度较低^[20],尤其是在北极海洋沉积污泥中,厌氧氨氧化菌的最适活性温度低于 15℃,甚至在 -1.3℃ 的情况下也可以存活^[20~22]。这些研究海洋厌氧氨氧化菌具有适应低温的能力。除此之外,为了改善海洋厌氧氨氧化脱氮过程,可靠的动力学参数的获取和合适的动力学模型的建立能够提高生物反应过程的可预测性。目前,国内尚未有关于海洋厌氧氨氧化动力学研究的报道,国外有文章阐明了 Stover-Kincannon 模型适合模拟海洋厌氧氨氧化反应器的脱氮性能^[23],对海洋厌氧氨氧化脱氮起到了指导作用。

鉴于当前海洋厌氧氨氧化研究相对较少、其影响因素和机制尚不清楚的现状,本研究采用海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水,通过改变反应器内温度,分析了不同温度对海洋厌氧氨氧化脱氮效能的影响,建立反应器稳定运行的调控策略,并采用 Logistic 模型分析了不同温度情况下海洋厌氧氨氧化反应的动力学特性,以期海洋厌氧氨氧化菌处理含海水污水提供理论基础和技术支持。

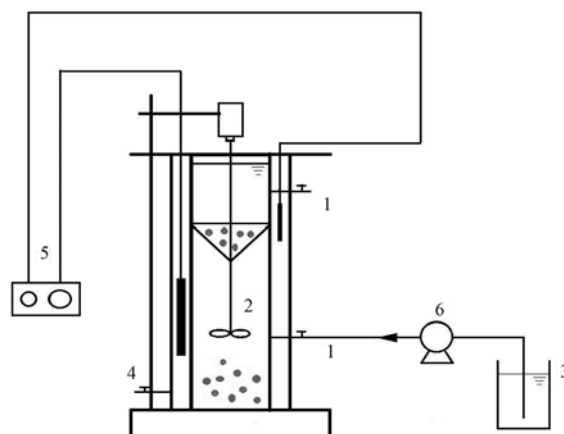
1 材料与方法

1.1 实验装置

本实验采用 ASBR 反应器(如图 1),有效容积为 7 L,系有机玻璃制成。其利用海洋底泥经过一年成功启动,无污染其他菌源体,并稳定运行 5 个月, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 基本可以完全去除。反应器内的温度通过温控箱控制,整个反应器用锡纸包裹,防止光对海洋厌氧氨氧化菌活性的影响。反应区内悬挂无纺滤布作为海洋厌氧氨氧化菌的生物膜载体,反应器内污泥主要以红色颗粒为主,粒径特征分布如图 2 所示,其中频率指的是某一粒径范围内,颗粒污泥数量占样品总量的比值。实验采用人工配制的模拟废水,经高纯氮气吹脱 15 min 后 ($\text{DO} < 0.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),通过流动泵进水。反应器进水 pH 控制在 7.5 ± 0.1 ,运行一个周期包括进水 4 min,反应 6 h,静置 25 min,出水 4 min。

1.2 实验用水

实验所用海水取自胶州湾(黄海北部),其中约



1. 取样口及进出水口;2. 搅拌;3. 储水箱;4. 水浴进出水口;

5. 水浴恒温控制器;6. 进水蠕动泵

图 1 海洋厌氧氨氧化反应器装置

Fig. 1 Schematic diagram of the marine anammox reactor

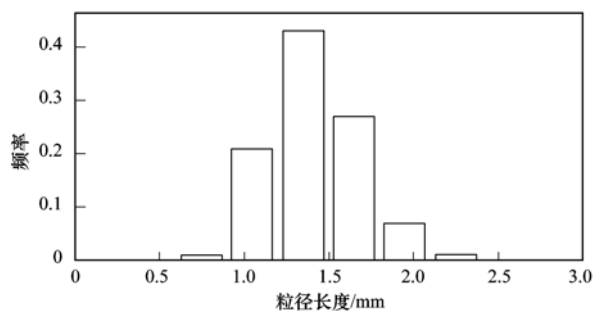


图 2 颗粒污泥粒径分布

Fig. 2 Diameter distribution of granular sludge

70% 为 NaCl , 约 14% 为 MgCl_2 , 平均盐度为 32‰, 经人工配制成模拟废水, 其主要成分为: $29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KH}_2\text{PO}_4$, $136 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ CaCl}_2$, $1200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ KHCO}_3$, $300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{ MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 。同时投加微生物所需的微量元素, 微量元素 I: $\text{EDTA } 5000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O } 5000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 微量元素 II: $\text{EDTA } 15000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{H}_3\text{BO}_3 11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O } 990 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O } 250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O } 430 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O } 190 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O } 220 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O } 240 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NaSeO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O } 210 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 分别用 NH_4Cl 和 NaNO_2 提供。

1.3 分析方法

$\text{NH}_4^+\text{-N}$: 纳氏试剂比色法^[24]; $\text{NO}_2^-\text{-N}$: N -(1-萘基)-乙二胺光度法^[24]; $\text{NO}_3^-\text{-N}$: 麝香草酚分光光度法^[24]; pH 值: WTW pH/Oxi 340i; 温度: 水银温度计。总氮容积负荷 (TNLR) 根据进水总氮浓度与 HRT 关系得到, 总氮去除负荷 (TNRR) 根据进、出水总氮浓度与 HRT 关系得到, 即:

$$\text{TNRR} = \frac{(c_{\text{inf}} - c_{\text{eff}}) \times 24}{1\,000 \cdot \text{HRT}} \quad (1)$$

$$\text{TNLR} = \frac{c_{\text{inf}} \cdot 24}{1\,000 \cdot \text{HRT}} \quad (2)$$

$$\text{TNRE} = \frac{c_{\text{inf}} - c_{\text{eff}}}{c_{\text{inf}}} \times 100\% \quad (3)$$

式中, c_{inf} 为进水总氮浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), c_{eff} 为出水总氮浓度 ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), HRT 为水力停留时间 ($\text{HRT} = 6 \text{ h}$, 采样间隔 $t = 0.5 \text{ h}$), TNRE 为总氮去除率 (%).

Arrhenius 方程:

$$\ln \text{SAA} = \ln A - \frac{E}{RT} \quad (4)$$

式中, SAA 为最大比反应速率, $\text{g} \cdot (\text{m} \cdot \text{d})^{-1}$; A 为 Arrhenius 常数; E 为活化能, $\text{J} \cdot \text{mol}^{-1}$; R 为气体常数, $8.314 \text{ J} \cdot (\text{K} \cdot \text{mol})^{-1}$; T 为热力学温度, K .

1.4 动力学模型

修正的 Logistic 模型^[25]如下:

$$\text{TNRE} = \frac{\text{TNRE}_{\text{max}}}{1 + \exp[4 \cdot R_m \cdot (\lambda - t) / \text{TNRE}_{\text{max}} + 2]} \quad (5)$$

把式(3)、(5)合并得到:

$$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[\frac{0.01 \cdot \text{TNRE}_{\text{max}}}{1 + \exp(4R_m(\lambda - t) / \text{TNRE}_{\text{max}} + 2)} \right] \quad (6)$$

式中, TNRE_{max} 为最大总氮去除率, %; R_m 为最大脱氮速率, $\% \cdot \text{h}^{-1}$, λ 为海洋厌氧氨氧化菌脱氮的延迟时间, h ; t 为周期内某时刻, h .

2 结果与讨论

2.1 温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响

为了防止温度对海洋厌氧氨氧化菌产生不可逆的影响, 本实验研究了 35、30、25、20、15、10℃ 下海洋厌氧氨氧化菌的脱氮效能, 结果如图 3 所示. 在 25~35℃ 时, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的去除率保持在 99% 左右, TNRR 基本保持在 $(0.62 \pm 0.01) \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TNRE 的平均值为 83.46%, 此时的温度范围对反应器的脱氮效能影响不大.

本实验进行到第 38 d, 温度下降到 20℃, 反应器的脱氮效能开始受到微弱影响. 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度出现较小的上升趋势, 同时 TNRR 由最初平均值为 $0.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 下降至 $0.53 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TNRE 下降了 6.01%. 随后, 反应器在 20℃ 恒温下运行了 13 d, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 和 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度降低至稳定, 最终基本可以全部去除, TNRR 提

高到 $0.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, TNRE 也提高至 79.24%. 实验结果表明: 温度在 20℃ 时, TNRE 和 TNRR 均出现了提高的现象, 说明海洋厌氧氨氧化菌在 20℃ 时仍具有较强的脱氮能力, 这一结果与 Kawagoshi 等^[26]的研究结果相当. 同时, 与淡水厌氧氨氧化菌相比, 其在较低温度处理含海水污水更具有实际意义. 于德爽等^[27]的实验结果显示, 温度在 20~25℃ 时, 反应器内的厌氧氨氧化与反硝化耦合反应开始受到明显的抑制, 并且未出现脱氮效能和 TNRR 提高的现象.

第 52 d 时, 温度降到 15℃, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的浓度突然明显上升, 其平均值分别为 $34.83 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $69.00 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TNRE 的平均值为 39.44%, 而且 TNRR 从最初的 $0.62 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$ 下降至 $0.30 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$. 由此可以看出, 厌氧氨氧化反应已受到抑制. 李祥等^[28]的研究表明, 温度在 20℃ 时, 反应器氮去除率开始迅速下降, 低于 15℃ 时, 出现了 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 的积累从而造成亚硝酸盐抑制反应器脱氮作用的现象, 而本实验中, 此温度下并未出现明显的 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 积累现象, 这可能与海洋厌氧氨氧化菌能够耐较低温有关, 此时只有温度影响其脱氮能力. 当温度下降至 10℃ 时, 出水 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 浓度的平均值分别提高至 $54.69 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $90.93 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TNRE 的平均值为 10.71%, 而且 TNRR 下降至 $0.08 \text{ kg} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{d})^{-1}$, 海洋厌氧氨氧化菌的脱氮效能出现恶化, 此温度条件不利于反应器的运行.

由图 3(d) 可以看出, 随着温度的变化, $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N}$, $\Delta \text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta \text{NH}_4^+ - \text{N}$ 也出现较小的变化. 在 25~35℃ 时, $\Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} : \Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均值为 1:1.24:0.20, 在 10~15℃ 时, $\Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} : \Delta \text{NO}_2^- - \text{N} : \Delta \text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均值为 1:1.06:0.31, 在 20℃ 时, $\Delta \text{NH}_4^+ - \text{N} / \Delta \text{NO}_2^- - \text{N} / \Delta \text{NO}_3^- - \text{N}$ 的平均值为 1:1.28:0.24, 这与 Strous 等^[3]研究的理论比值 1:1.32:0.26 是具有一定偏差的. 但不难看出, 在 20~35℃ 时, 计量比与理论比值偏差较小, 反应器内厌氧氨氧化反应起到主要作用. 而在 10~15℃ 时, 化学计量比的偏差较大, 可能是反应器内存在其他少量同源自养菌与海洋厌氧氨氧化菌所适应的温度不同, 从而其脱氮能力被抑制的程度不同.

2.2 温度对海洋厌氧氨氧化反应脱氮过程的影响

图 4 为不同温度下, 反应器在单个周期内 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 、 $\text{NO}_2^- - \text{N}$ 、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 以及 pH 的变化. 由图 4

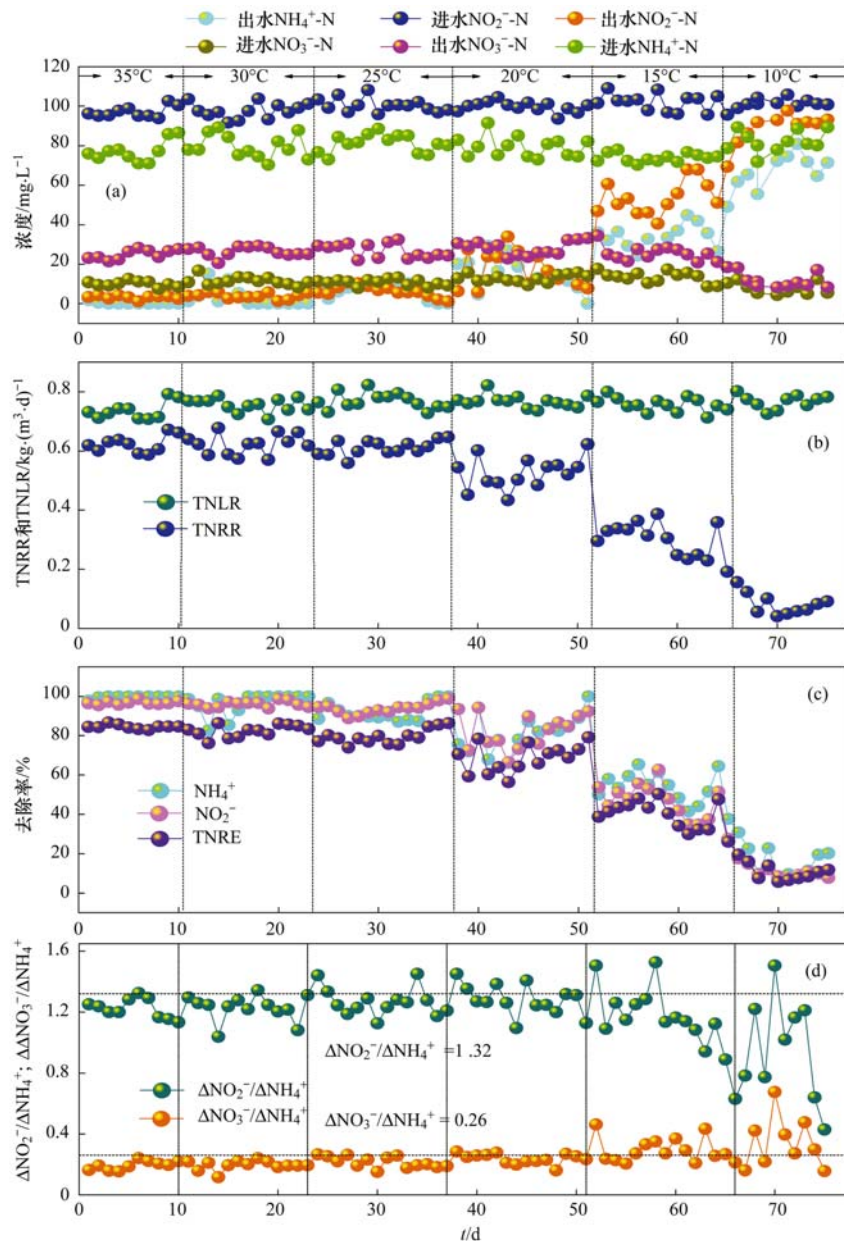


图3 不同温度下反应器内脱氮指标的变化

Fig. 3 Changes of nitrogen removal index in reactor at different temperature

(a) ~4(c) 可以看出, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在不同温度的周期内均可同步去除, 且伴有 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 同步生成. 在 25 ~ 35°C 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在 5 h 内均可以完全去除, 温度对海洋厌氧氨氧化菌的脱氮效能影响较小, 当温度降至 20°C 时, 反应器受到轻微的影响, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在 5.5 h 后完全去除, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在 6 h 后可基本去除. 随后温度在 15°C 时, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的反应速度明显减小. 而在 10°C 时, 6 h 内的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率仅为 18.97% 和 8.82%, 此时海洋厌氧氨氧化菌的活性受到严重抑制. 由于厌氧氨氧化是产碱反应, 脱氮能力受到不

同温度的影响, pH 的变化范围也有所差别, 如图 4 (d) 可知, 温度在 25 ~ 35°C 时, pH 变化范围基本一致, 均由 7.49 ± 0.01 提高至 8.04 ± 0.01 . 在 20°C 时, pH 变化过程出现波动, 此温度下海洋厌氧氨氧化菌受到轻微影响, 导致脱氮效能开始不稳定, 经过 6 h 后, pH 由初始值 7.48 提高至 7.96, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 去除率的平均值分别为 81.50%、68.60%. 随着温度的降低, pH 变化范围也开始减小. 当温度降至 15°C 时, pH 由 7.5 提高至 7.75. 然而在 10°C 时, pH 仅由 7.5 提高至 7.56, 此时海洋厌氧氨氧化菌的脱氮效能受到严重削弱.

温度对海洋厌氧氨氧化比反应速率的影响如图

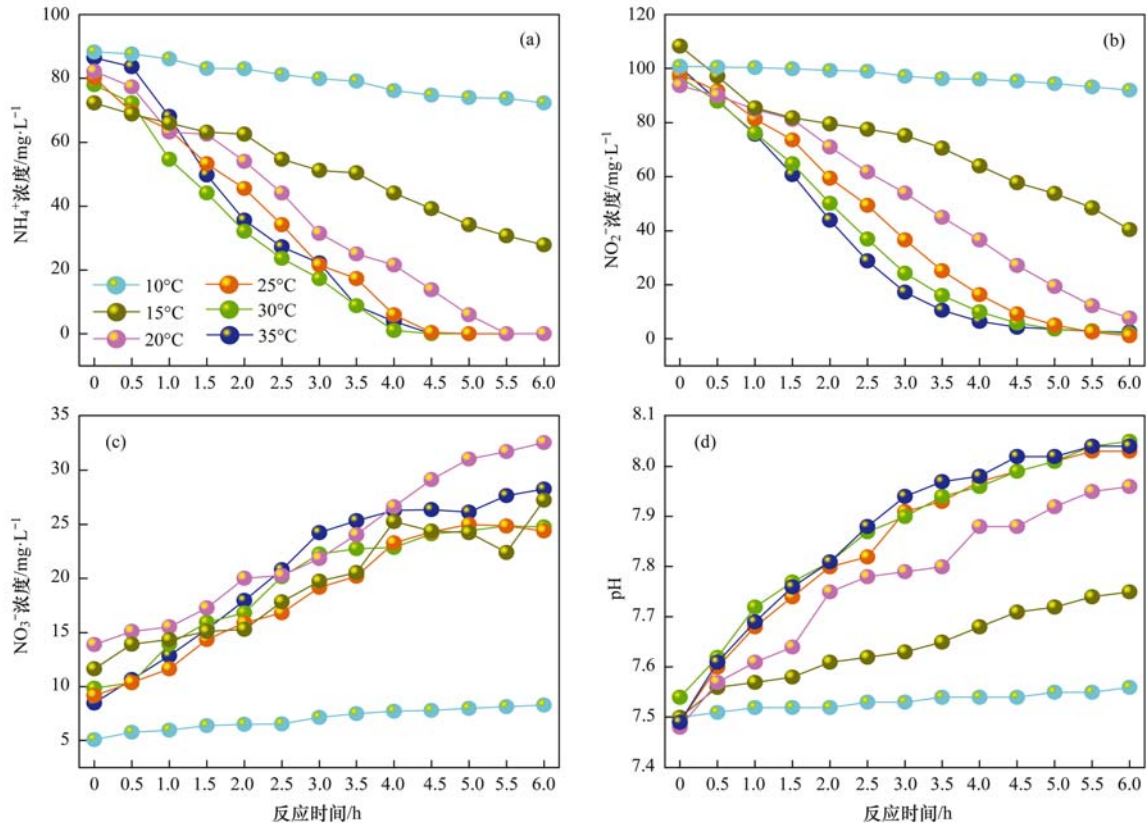


图4 不同温度下反应器周期内脱氮指标的变化

Fig. 4 Changes of the nitrogen removal index in the reactor during the operation cycle at different temperatures

5 所示. 以 $\ln \text{SAA}$ 为纵坐标, $1/T$ 为横坐标得到拟合曲线. 在反应周期内, 以 NH_4^+-N 为标准计算不同温度下的最大比反应速率, 再根据 Arrhenius 方程得到反应所需的活化能. 通过图 5 可以看出, 在 10 ~ 35°C 范围内, 存在两个阶段的活化能. 因为厌氧氨氧化反应进行的过程中, 可能涉及两种不同最适温度的酶, 而且厌氧氨氧化菌种类的丰富度也会随温度的变化而变化, 这可能也是在不同温度范围内存在两个活化能的原因^[29]. 除此之外, 从图 5 亦可看出, 温度在 25 ~ 35°C 时, 活化能为 26.280 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$, 随着温度的降低, 海洋厌氧氨氧化的最大比反应速率也随之降低, 在 10 ~ 25°C 时, 活化能为 76.613 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$. 这一结果低于 Isaka 等^[29] 和 Lotti 等^[30] 的研究结论, Isaka 认为淡水厌氧氨氧化在 28 ~ 37°C 时, 活化能为 33 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$; 在 28 ~ 22°C 时的活化能为 93 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$; 在 6 ~ 22°C 时的活化能为 94 $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$. 而 Lotti 分析得出, 温度在 30 ~ 25、25 ~ 20、20 ~ 15、15 ~ 10°C 时, 活化能分别为 (46.6 ± 2.7) 、 (67.6 ± 7.1) 、 (104.9 ± 13.3) 、 (230.5 ± 8.3) $\text{kJ}\cdot\text{mol}^{-1}$, 由此可以看出, 与淡水厌氧氨氧化相比, 海洋厌氧氨氧化在低温下更容易进行.

2.3 不同温度下海洋厌氧氨氧化反应的动力学特性

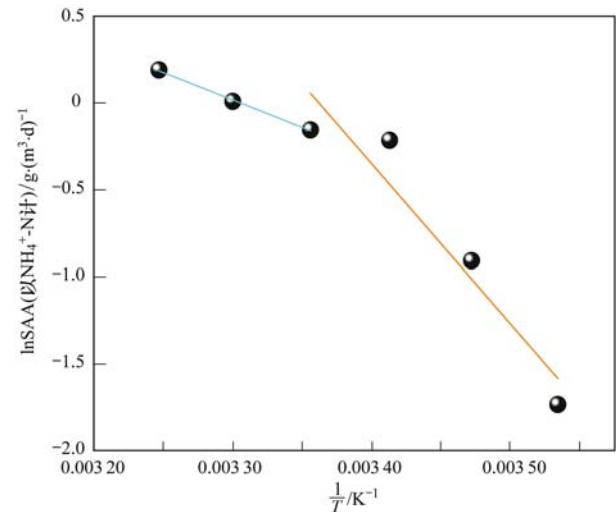


图5 海洋厌氧氨氧化反应的 Arrhenius 拟合关系

Fig. 5 Arrhenius fitting of the marine ANAMMOX reaction

采用修正的 Logistic 模型分析不同温度下海洋厌氧氨氧化反应的动力学特性. 以周期内某时刻 t 为横坐标, 周期内 TNRE 为纵坐标进行拟合, 结果如图 6 所示. 从中可以看出, 修正的 Logistic 模型比较适合分析不同温度下海洋厌氧氨氧化菌脱氮过程的动力学特性, 同时能够较好地预测反应器内总氮去除率以及出水总氮浓度. 通过拟合得到了 $\text{TNRE}_{\max}$ 、

R_m 、 λ 这 3 个动力学参数,以及 TNRE 和 c_{eff} 的预测公式,如表 1 所示。

有报道指出,动力学参数会受到反应器的结构和性能、微生物种类和生理状态的影响^[31],而且,污泥颗粒的大小也会明显影响动力学参数^[32]。在本实验中,动力学参数直接受到温度的影响而改变。温度在 25 ~ 35℃ 范围内,TNRE_{max}、 R_m 、 λ 这 3 个参数的变化并不明显,根据表 1 比较此温度范围内预测 TNRE 的值与实际测得的值,其平均相对误差分别为 (84.089 ± 2.670)%、(86.061 ± 7.492)%、(87.884 ± 12.480)%,说明在此温度范围内,厌氧

氨氧化的反应速率与温度之间的关系可以用该模型描述。当温度为 20℃ 时,虽然厌氧氨氧化反应的延迟时间略有增加,但这并不影响其脱氮能力,反应器在低温下处理含海水污水的潜能需要进一步开发。当温度降到 10 ~ 15℃ 时,厌氧氨氧化反应的延迟时间明显增加,尤其在 10℃ 时,TNRE_{max} 和 R_m 出现了大幅度的降低,TNRE 的预测值与实际值相对误差较大,低温的抑制作用可能是不适合 Logistic 模型描述海洋厌氧氨氧化脱氮过程的原因,由此可知,对于低温度条件下,Logistic 模型不适合描述其脱氮行为,在对海洋厌氧氨氧化反应器处理含海水污水的

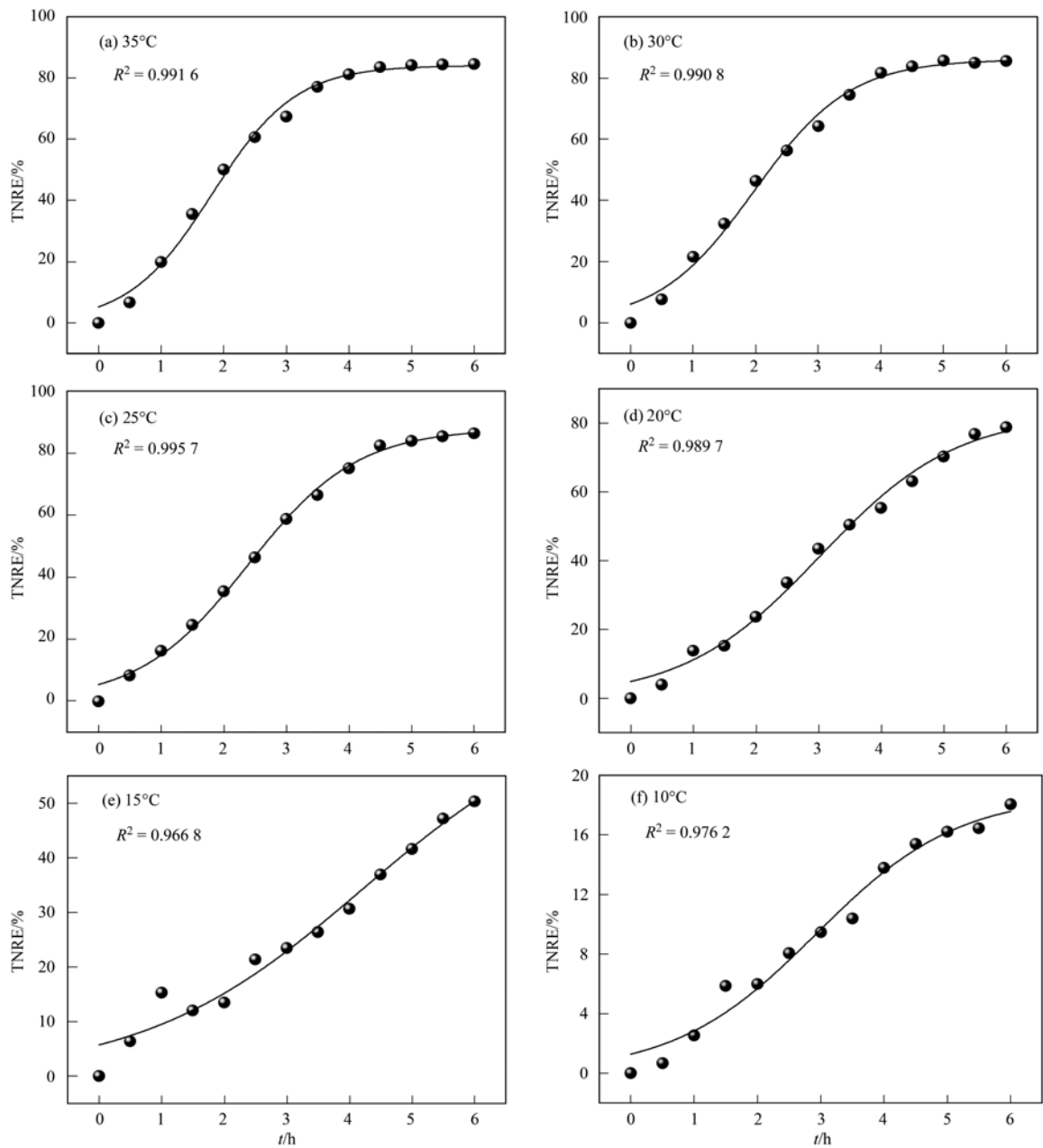


图 6 修正后 Logistic 模型的拟合曲线
Fig. 6 Fitting curves of modified Logistic model

运行策略进行调控时,可将温度控制在 15℃ 以上,防止低温的抑制作用.

表 1 不同温度下动力学参数及公式的对比

Table 1 Comparison of kinetic parameters and formulas at different temperatures

温度 /℃	TNRE _{max} /%	R _m /%·h ⁻¹	λ	R ²	出水总氮浓度公式	总氮去除率公式
35	84.089	31.503	0.482	0.991 6	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 84.089}{1 + \exp(4 \times 31.503 \times (0.482 - t)/84.089 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{84.089}{1 + \exp[4 \times 31.503 \times (0.482 - t)/84.089 + 2]}$
30	86.061	28.072	0.441	0.990 8	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 86.061}{1 + \exp(4 \times 28.072 \times (0.441 - t)/86.061 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{86.061}{1 + \exp[4 \times 28.072 \times (0.441 - t)/86.061 + 2]}$
25	87.884	25.160	0.645	0.995 7	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 87.884}{1 + \exp(4 \times 25.160 \times (0.645 - t)/87.884 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{87.884}{1 + \exp[4 \times 25.160 \times (0.645 - t)/87.884 + 2]}$
20	82.654	18.948	0.847	0.989 7	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 82.654}{1 + \exp(4 \times 18.948 \times (0.847 - t)/82.654 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{82.654}{1 + \exp[4 \times 18.948 \times (0.847 - t)/82.654 + 2]}$
15	68.715	9.759	0.703	0.966 8	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 68.715}{1 + \exp(4 \times 9.759 \times (0.703 - t)/68.715 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{68.715}{1 + \exp[4 \times 9.759 \times (0.703 - t)/68.715 + 2]}$
10	18.703	4.178	0.691	0.976 2	$c_{\text{eff}} = c_{\text{inf}} \left[1 - \frac{0.01 \times 18.703}{1 + \exp(4 \times 4.178 \times (0.691 - t)/18.703 + 2)} \right]$	$\text{TNRE} = \frac{18.703}{1 + \exp[4 \times 4.178 \times (0.691 - t)/18.703 + 2]}$

3 结论

(1)温度 25 ~ 35℃ 时,温度对反应器的脱氮效能较小. 当温度降到 10 ~ 15℃ 时,反应器的脱氮效能受到明显的抑制, TNRR 由起始的 0.62 kg·(m³·d)⁻¹ 分别下降至 0.30 kg·(m³·d)⁻¹ 和 0.08 kg·(m³·d)⁻¹, TNRE 分别为 39.44% 和 10.71%. 温度为 20℃ 时, TNRE 由初始值 0.53 kg·(m³·d)⁻¹ 提高到 0.62 kg·(m³·d)⁻¹, 说明反应器在较低温度下处理含海水污水具有较大的潜能, 对实际应用有着重要的意义.

(2)根据 Arrhenius 方程得到不同温度下所需的活化能, 温度在 25 ~ 35℃ 时, 活化能为 26.280 kJ·mol⁻¹; 在 10 ~ 25℃ 时, 活化能为 76.613 kJ·mol⁻¹. 与淡水厌氧氨氧化反应相比, 海洋厌氧氨氧化反应在低温条件下更容易进行.

(3)修正的 Logistic 模型比较适合拟合海洋厌氧氨氧化的脱氮过程, 同时得到了不同温度下 TNRE_{max}、R_m、λ 的值和 TNRE、c_{eff} 的预测公式. 在 25 ~ 35℃ 之间, 该模型可以较好地描述反应速率与温度之间的关系, 但在 10 ~ 20℃ 之间, 实测值与预测值相对误差较大.

参考文献:

[1] Mulder A, van de Graaf A A, Robertson L A, *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor[J]. FEMS Microbiology Ecology, 1995, **16**(3): 177-183.

[2] Jetten M S M, van Niftrik L, Strous M, *et al.* Biochemistry and molecular biology of anammox bacteria[J]. Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology, 2009, **44**(2-3): 65-84.

[3] Strous M, Heijnen J J, Kuenen J G, *et al.* The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic

ammonium-oxidizing microorganisms [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 1998, **50**(5): 589-596.

[4] Capone D G, Knapp A N. Oceanography: a marine nitrogen cycle fix? [J]. Nature, 2007, **445**(7124): 159-160.

[5] Fu B B, Liu J W, Yang H M, *et al.* Shift of anammox bacterial community structure along the Pearl Estuary and the impact of environmental factors [J]. Journal of Geophysical Research: Oceans, 2015, **120**(4): 2869-2883.

[6] Castro-González M, Molina V, Rodríguez-Rubio E, *et al.* The first report of a microdiverse anammox bacteria community in waters of Colombian Pacific, a transition area between prominent oxygen minimum zones of the eastern tropical Pacific [J]. Environmental Microbiology Reports, 2014, **6**(6): 595-604.

[7] Li M, Gu J D. Community structure and transcript responses of anammox bacteria, AOA, and AOB in mangrove sediment microcosms amended with ammonium and nitrite [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2013, **97**(22): 9859-9874.

[8] Ward B B, Devol A H, Rich J J, *et al.* Denitrification as the dominant nitrogen loss process in the Arabian Sea [J]. Nature, 2009, **461**(7260): 78-81.

[9] Shenad A, Liu J W, Yu M, *et al.* Diversity, community composition and abundance of Anammox bacteria in sediments of the north Marginal seas of China [J]. Microbes and Environments, 2016, **31**(2): 111-120.

[10] Sonthiphand P, Hall M W, Neufeld J D. Biogeography of anaerobic ammonia-oxidizing (anammox) bacteria [J]. Frontiers in Microbiology, 2014, **5**: 399.

[11] 陆慧锋. 耐盐厌氧氨氧化工艺性能及其机理研究 [D]. 杭州: 浙江大学, 2015. 5-6.

[12] Li M, Hong Y G, Cao H L, *et al.* Community structures and distribution of anaerobic ammonium oxidizing and *nirS*-encoding nitrite-reducing bacteria in surface sediments of the South China Sea [J]. Microbial Ecology, 2013, **66**(2): 281-296.

[13] Dang H Y, Zhou H X, Zhang Z N, *et al.* Molecular detection of *Candidatus scalindua pacifica* and environmental responses of sediment anammox bacterial community in the Bohai Sea, China [J]. PLoS One, 2013, **8**(4): e61330.

[14] Kawagoshi Y, Nakamura Y, Kawashima H, *et al.* Enrichment of

- marine anammox bacteria from seawater-related samples and bacterial community study[J]. *Water Science and Technology*, 2010, **61**(1): 119-126.
- [15] Kindaichi T, Awata T, Suzuki Y, *et al.* Enrichment using an up-flow column reactor and community structure of marine anammox bacteria from coastal sediment[J]. *Microbes and Environments*, 2011, **26**(1): 67-73.
- [16] Kartal B, Koleva M, Arsov R, *et al.* Adaptation of a freshwater anammox population to high salinity wastewater[J]. *Journal of Biotechnology*, 2006, **126**(4): 546-553.
- [17] Yang J C, Zhang L, Hira D, *et al.* Anammox treatment of high-salinity wastewater at ambient temperature [J]. *Bioresource Technology*, 2011, **102**(3): 2367-2372.
- [18] Chen Y P, Ma T F, Hu X, *et al.* Start-up of a combined anaerobic/partial nitrification/ANAMMOX process for high-salt mustard wastewater treatment [J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2015, **175**(1): 119-134.
- [19] Wei Q Y, Kawagoshi Y, Huang X W, *et al.* Nitrogen removal properties in a continuous marine anammox bacteria reactor under rapid and extensive salinity changes[J]. *Chemosphere*, 2016, **148**: 444-451.
- [20] Nakajima J, Sakka M, Kimura T, *et al.* Enrichment of anammox bacteria from marine environment for the construction of a bioremediation reactor [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2008, **77**(5): 1159-1166.
- [21] Thamdrup B, Dalsgaard T. Production of N_2 through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2002, **68**(3): 1312-1318.
- [22] Rysgaard S, Glud R N, Risgaard-Petersen N, *et al.* Denitrification and anammox activity in Arctic marine sediments [J]. *Limnology and Oceanography*, 2004, **49**(5): 1493-1502.
- [23] Huang X W, Wei Q Y, Urata K, *et al.* Kinetic study on nitrogen removal performance in marine anammox bacterial culture [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2014, **117**(3): 285-291.
- [24] 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.
- [25] Mu Y, Yu H Q, Wang G. A kinetic approach to anaerobic hydrogen-producing process [J]. *Water Research*, 2007, **41**(5): 1152-1160.
- [26] Kawagoshi Y, Fujisaki K, Tomoshige Y, *et al.* Temperature effect on nitrogen removal performance and bacterial community in culture of marine anammox bacteria derived from sea-based waste disposal site [J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2012, **113**(4): 515-520.
- [27] 于德爽, 魏思佳, 李津, 等. 温度对厌氧氨氧化与反硝化耦合脱氮除碳的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, **36**(5): 1384-1391.
- Yu E S, Wei S J, Li J, *et al.* Effect of temperature on simultaneous carbon and nitrogen removal by anaerobic ammonium oxidation and denitrification [J]. *China Environmental Science*, 2016, **36**(5): 1384-1391.
- [28] 李祥, 黄勇, 郑宇慧, 等. 温度对厌氧氨氧化反应器脱氮效能稳定性的影响[J]. *环境科学*, 2012, **33**(4): 1288-1292.
- Li X, Huang Y, Zheng Y H, *et al.* Effect of temperature on stability of nitrogen removal in the ANAMMOX reactor [J]. *Environmental Science*, 2012, **33**(4): 1288-1292.
- [29] Isaka K, Date Y, Kimuar Y, *et al.* Nitrogen removal performance using anaerobic ammonium oxidation at low temperatures[J]. *FEMS Microbiology Letters*, 2008, **282**(1): 32-38.
- [30] Lotti T, Kleerebezem R, van Loosdrecht M C. Effect of temperature change on anammox activity[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2015, **112**(1): 98-103.
- [31] Strous M, Kuenen J G, Jetten M S M. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 1999, **65**(7): 3248-3250.
- [32] Tang C J, Zheng P, Chai L Y, *et al.* Thermodynamic and kinetic investigation of anaerobic bioprocesses on ANAMMOX under high organic conditions [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **230**: 149-157.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuahu, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qi, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper(II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark ...	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitritation Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthen Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suya Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetirizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)