

生物脱氮技术及我们的探索

华南理工大学环境与能源学院
汪晓军 教授/博士生导师

cexjwang@scut.edu.cn
13802767806/13312800348
QQ: 262808386

水中氮的来源及危害

- } 合成氨工业的发展，将空气中的氮大量固定下来，应用于农业与工业；
- } 在农业与工业都有大量固定下来的氮，没有能完全利用，而是随废水流失，排入水体中；
- } 超过水体的自净能力，从而引起水的氮污染，水体的富营养化。
- } 2008年后，陆续增加TN标准！



含氮废水的主要处理方法

◆高浓度 → 吹脱法、鸟粪石法

◆中浓度 → 鸟粪石法、生化法

◆低浓度 → 吸附法、离子交换法、
生化法、氯氧化法等

臭氧氧化氨氮几乎是不可能的！！

高浓度氨氮吹脱工艺

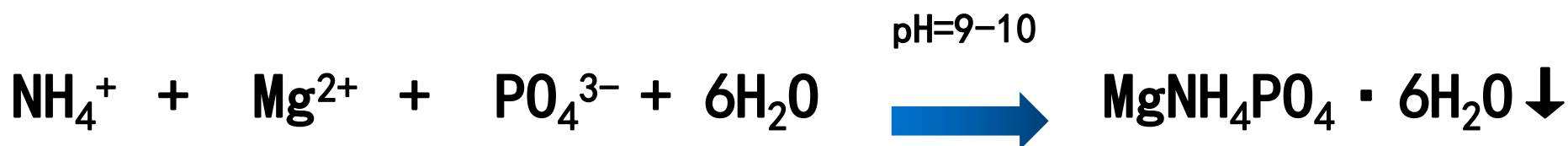


- ◆处理费用高，操作难度大
- ◆耗碱，耗能，耗酸（硫酸）
- ◆硫酸铵脱水才可生成盐回收
- ◆5 - 10年前渗滤液处理中的标配，只有一家使用。

这是我们做过的中试装置！

中高浓度氨氮废水处理-鸟粪石法

鸟粪石法（磷酸铵镁法）



缺点

- 消耗大量磷酸盐和镁盐 (>30kg/m³ 1000mg/L氨氮废水)
- 产物无明确应用市场，存在二次污染风险

发表相关论文：

(1) 许金花、汪晓军、肖丁. 磷酸镁铵沉淀法处理铁红含氨氮废水. 无机盐工业. 2006.12, 38(12): 45-47

(2) 郭冠超, 汪晓军, 陈振国, 葛启龙. 氧化铁红厂酸性废水的处理及资源化利用[J]. 中国给水排水. 2013.9, 29(18): 113-115

(3) 饶力, 汪晓军, 陈振国, 袁延磊, 郭冠超. 响应面法优化MAP法处理高浓度氨氮废水的研究[J]. 工业水处理. 2015.6, 35(6): 61-64

关于TN的国家新标准

- 高标准的要求，脱氮问题将会是今后的研究重点

城镇污水一级A
 $\leq 15\text{mg/L}$

- 文献中的报导不少都是实验性的研究，A2O等生活污水的研究也有，但以前研究以控制TN为目标不多

指导限制值
 $\leq 10\text{mg/L}$

渗滤液表2
 $\leq 40\text{mg/L}$

地表IV
 $\leq 1.5\text{mg/L}$

常用的生化脱氮法

- } A/O法，A²/O法，及反置A²/O法。
- } SBR，SSBR法
- } SHARON（荷兰Delft技术大学）
- } ANAMMOX，CANON
- } OLAND（氧限制自养硝化反硝化，由比利时Gent微生物实验室开发的），SND法等等。

- } 总结起来的四种生物脱氮过程：
 - } 生物同化，完全硝化反硝化，
 - } 亚硝化反硝化，厌氧氨氧化。

氨氮和总氮的去除

传统的完全硝化反硝化过程



- ◆ 2008年后国家排放标准：对氨氮、总氮都有要求
- ◆ 目前常用反硝化滤池作为TN达标的保障措施。
碳源选择：易降解的乙酸，乙酸钠，甲醇等效果好！
工程上也有用葡萄糖！

四种生物脱氮过程

- } **生物同化脱氮：异氧菌，BOD：N：P=100：5：1**
- } **硝化与亚硝化：硝化有应用，但作为成熟的工艺，已没有研究价值，不可能发表研究论文，至少应该采用亚硝化工艺！**
- } **氨氧化菌（AOB），硝化菌（NOB），反硝化菌**
- } **短程硝化反硝化：氨氮在AOB的作用下，氧化为亚硝态氮，NOB受到抑制，亚硝态氮再被反硝化而形成氮气脱氮！**
- } **厌氧氨氧化菌（红菌）**
- } **部分氨氮在AOB作用下，氧化为亚硝态氮，但NOB受到抑制，亚硝态氮再与未转化的氨在厌氧氨氧化菌的作用下，直接转化为氮气而脱氮！**

哪个工艺节能呢？

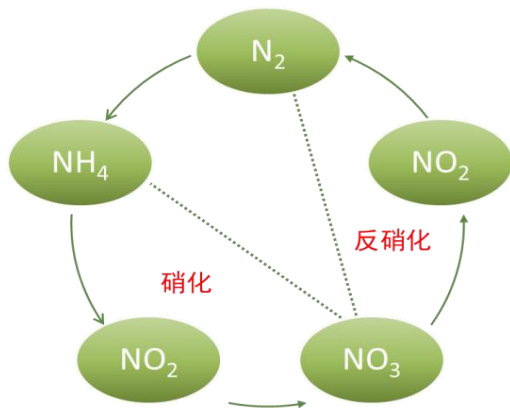
- } 亚硝化反硝化，减少了亚硝态氮在NOB作用下氧化为硝态氮。减少了曝气！
- } 相对于完全硝化反硝化，它可以节能35%以上！**
- } 厌氧氨氧化，它只需要将一半左右的氨氮氧化为亚硝氮，余下的氨氮再与亚硝态氮起反应。
- } 相对于完全硝化反硝化，它可以节能70%左右！**
- } 厌氧氨氧化当然是最节能的工艺！

哪个工艺最低碳呢？

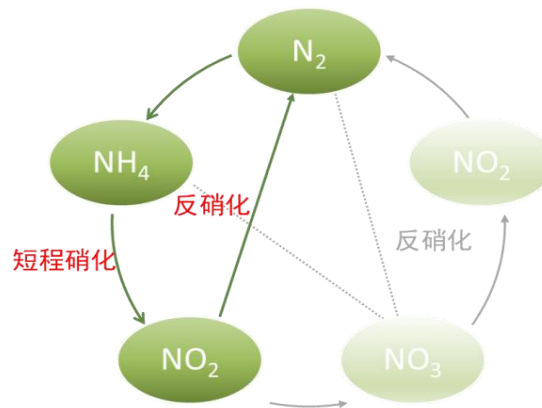
- } 脱氮过程往往需要碳源，废水中可能存在BOD，若不够，刚要补加。常用于碳源的有：葡萄糖，甲醇，乙酸钠等。
- } 不同工艺对碳源的要求：
- } 好氧生物同化：20左右
- } 完全硝化反硝化：理论2.8，实际要大于5.0。
- } 亚硝化反硝化：理论1.7，实际要在3.0。
- } 厌氧氨氧化：不需要碳源。
- } 这四个脱氮过程，有可能是同时存在的。

传统生物脱氮与新型脱氮技术对比总结

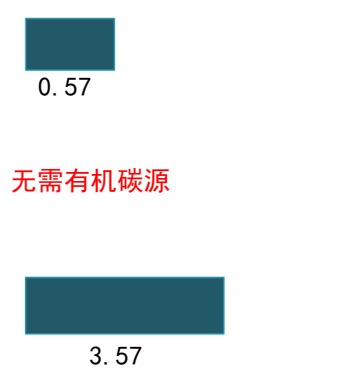
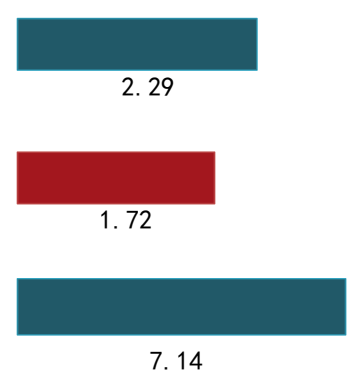
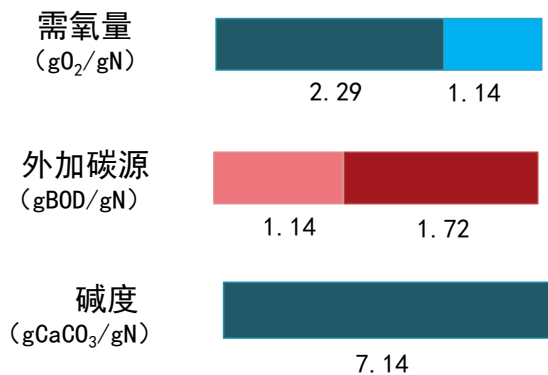
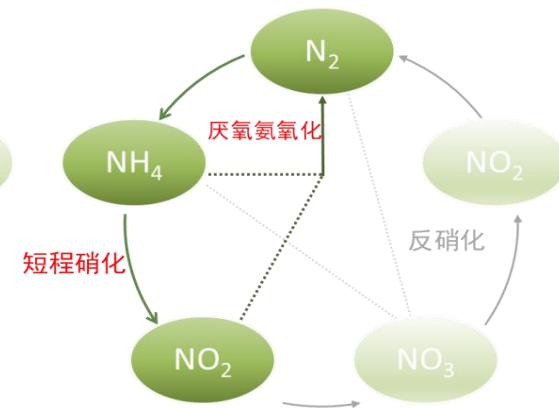
传统硝化反硝化



短程硝化反硝化



短程硝化厌氧氨氧化



Ref.: Moomen Soliman, Ahmed Eldyasti.
 Bioresource Technology, 221 (2016): 85–95.

生物脱氮的工艺比较

完全反硝化

- 工艺成熟，已广泛应用（A²O、氧化沟等）
- 技术成熟，已不可能发文章！

短程反硝化

- 研究报道较多，大规模应用不多

厌氧氨氧化

- 工艺尚不成熟，大规模应用更少
- 研究报道多，但工程并不算多。
- 国内的北工大，浙江大学，大连理工，东北大，苏科大，北排集团等都有研究，**近几年一定会有重大突破与进展。**

厌氧氨氧化的一些探索

- } 好氧过程，硝化过程：微生物种类多，增殖快，温度影响不大。
- } 厌氧脱COD过程：菌种的数量下降，且微生物增殖速度慢，对温度的变化有影响，日温度变化系数小于2度。
- } 厌氧氨氧化过程：菌种的数量更少，且也是厌氧过程，但它对温度并不特别敏感！
- } 厌氧氨氧化的另一个重要瓶颈：稳定的亚硝化率，亚硝酸根与氨氮的摩尔比应为：1.32：1

如何实现亚硝化？

- } 稳定的亚硝化是亚硝化反硝化，厌氧氨氧化工艺的最主要的技术瓶颈！

- } 文献报导，主要有四种控制亚硝化的方法：
 - } 1、低溶解氧控制法
 - } 2、适当高温控制法
 - } 3、游离氨控制法
 - } 4、游离亚硝酸控制法

低溶解氧控制法

- } 目前最常用的亚硝化控制法。
- } 在杭州天子岭的垃圾渗滤液，前处理采用了缺氧-兼氧-兼氧-缺氧的（AOOA）工艺，它在兼氧池中溶解氧控制在0.1 -0.3 mg/L，稳定地实现亚硝化
- } 国内外的研究应用团队，绝大部分做厌氧氨氧化的亚硝化，几乎都是采用低溶解氧控制法！

低溶解氧控制存在的问题

- 低溶解氧，也就要减少曝气量，同样，也限制了亚硝酸盐的产率，降低了亚硝化反应器的容积负荷！
- 溶解氧控制稳定性，受曝气量，处理水量，水温等影响因素影响，一旦DO升高，容易引起整个系统的劣化，轻则停止亚硝化，重则使亚硝化崩溃，恢复期较长。甚至要求系统重新启动！
- 北排的结果是DO不能达到 2mg/L 。对于CANON工艺，颗粒红菌的颗度越大，能容忍的DO越高。

适当高温控制

- } 氨氧化菌在高一点温度条件下其倍增速率比亚硝化菌快，温度适当高一些（28-38℃），对氨氧化菌（AOB）有利而淘汰亚硝化菌（NOB）。
- } 从DO的角度，高温不利于氧的溶入可能也是潜在的原因。
- } 该法目前单独应用不多，关键还是可靠性差一些，常与低溶解氧控制策略同时使用。

游离氨控制法

- } 利用游离氨对AOB抑制作用小，而对NOB的抑制作用大，这样，**在控制一定的游离氨范围，就能做到氨氮废水的亚硝化。**
- } 但由于游离氨又是亚硝化菌的生长基质，在正常的生化系统中，游离氨被NOB氧化后，游离氨就会减少，这样，它对NOB的抑制作用也会减弱。
- } 不采取一些特殊措施，是难以达到游离氨控制稳定亚硝化的工程化应用。
- } **我们发现了利用游离氨控制亚硝化的新方法，且系统的亚硝化非常稳定。**

游离亚硝酸控制法

- } 亚硝化生成的亚硝态氮，若pH值较低，就会形成游离亚硝酸。
- } 游离亚硝酸对亚硝化菌（NOB）也有很强的抑制作用。**
- } 但目前应用游离亚硝酸来实现稳定亚硝化的研究和应用并不多。
- } 游离氨与游离亚硝酸都与体系的pH值有关。总氨不变，在碱性条件下，游离氨就增加了；亚硝酸浓度一定，在酸性条件下，游离亚硝酸就增加了。**

社会对脱氮技术的需求

- 垃圾渗滤液、养殖、印花、氧化铁红、矿山、电镀及电路板加工、污泥的消化液，及其它一些氨氮浓度较高的废水。
- 有些工业园甚至市政污水，也存在C/N比很低的废水。

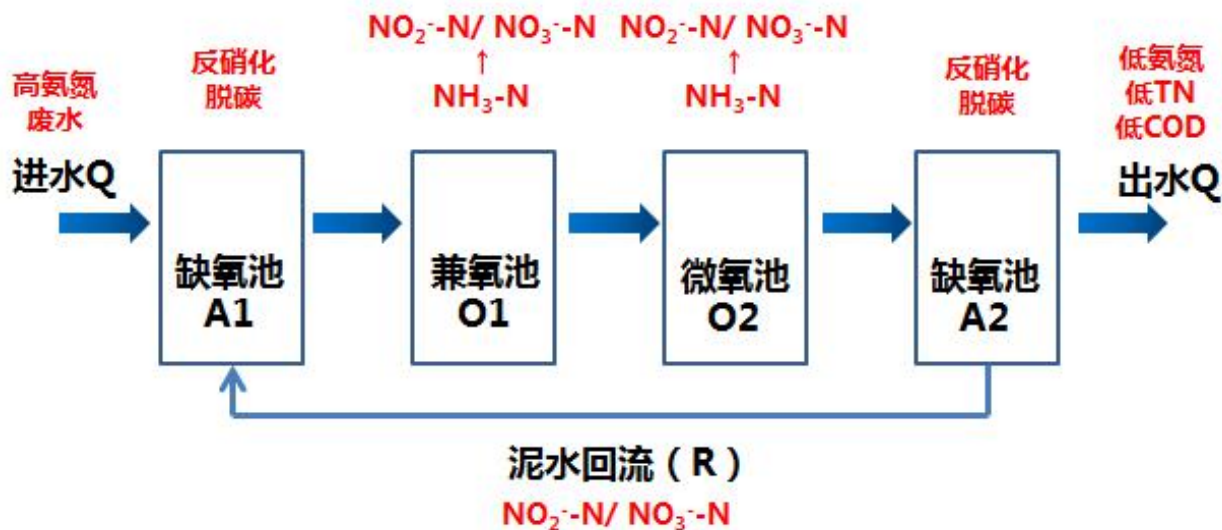
水的深度处理

一级A排放标准（氨氮 $\leq 5\text{mg/L}$ ，TN $\leq 15\text{mg/L}$ ）

环境敏感区

特殊排放限值（氨氮 $\leq 1.5\text{mg/L}$ ，TN $\leq 10\text{mg/L}$ ）
甚至地表IV（氨氮 $\leq 1.5\text{mg/L}$ ，TN $\leq 1.5\text{mg/L}$ ）

垃圾渗滤液的亚硝化反硝化脱氮工艺



- ◆ 进水：氨氮=1300-1600mg/L，TN=1400-1800mg/L
- ◆ COD/TN<3；温度：26-30℃；HRT=7-10天
- ◆ 亚硝化率>95%，氨氮去除率>98%，TN去除率=70-80%
- ◆ 出水：氨氮<20mg/L，TN=360-420mg/L
- ◆ 可稳定运行，并可反复启动成功

垃圾渗滤液深度处理的达标排放

- 对低浓度的废水处理，往往采用填料来保证系统的平稳运行，提高抗冲击能力，防止污泥流失
(2002年开始BAF的相关研究工作)
- 用改进的前BAF，不曝气做厌氧滤池，后BAF曝气，做好氧硝化池，回流反硝化，使垃圾渗滤液处理能达到GB16988-2008的表二排放标准（氨氮 $\leq 25\text{mg/L}$, TN $\leq 40\text{mg/L}$)
- 发表了不少文章，实施了多项工程！

垃圾渗滤液处理脱氮的已有成果

- 田兆龙, 汪晓军, 黄志聪. 间隙式曝气生物滤池对焚烧垃圾渗滤液深度脱氮的研究[J]. 环境科学学报. 2013.5, 33 (5) : 1244-1248
- Yongyuan Yang, Zhenguo Chen, Xiaojun Wang*, Lei Zheng, XiaoYang Gu. Partial nitrification performance and mechanism of zeolite biological aerated filter for ammonium wastewater treatment. Bioresource Technology. 241 (2017) : 473-481
- Zhenguo Chen, Xiaojun Wang, Yongyuan Yang, Markus W. Mirino Jr, Yanlei Yuan, . Partial nitrification and denitrification of mature landfill leachate using a pilot-scale continuous activated sludge process at low dissolved oxygen. Bioresource Technology. 2016.8, 218(580-588).**
- 黄志聪, 汪晓军. 垃圾焚烧厂渗滤液处理工程改造及调试[J]. 中国给水排水. 2012. 28 (24) : 91-94

垃圾渗滤液脱氮处理已发表的研究论文

- } Xiaojun WANG, Jijun HAN, Zhiwei CHEN, Lei JIAN, Xiaoyan GU, Che-Jen Lin. Combined processes of two-stage Fenton-biological anaerobic filter-biological aerated filter for advanced treatment of landfill leachate[J]. Waste Management. 2012, 32:2401-2405
- } 黄志聪, 汪晓军, 刘宇斌. A/O₂-Fenton-BAF工艺处理焚烧垃圾渗滤液试验研究. 水处理技术. 2012.2. 38 (2) : 112-114
- } 周文龙, 汪晓军. 二级A/O-Fenton-BAF工艺处理垃圾渗滤液. 中国给水排水. 2011.5. 27(10): 40-43.
- } 王开演, 汪晓军, 简磊, 顾晓扬. 垃圾渗滤液的深度处理研究. 中国给水排水. 2011.1. 27(1): 99-101.
- } 李达宁, 汪晓军, 朱官平, 刘剑玉. 两级曝气生物滤池对垃圾渗滤液的脱氮效果. 中国给水排水. 2011.3. 27 (5) : 28-31
- } 韩纪军, 汪晓军. 两级Fenton-厌氧滤池-曝气生物滤池深度处理垃圾渗滤液. 环境工程. 2012.10. 30 (5) : 9-12



杭州天子岭1500吨渗滤液处理项目效果图



垃圾渗滤液处理厂控制大楼

低碳节能的二种生物脱氮技术 (28)

- 根据实际脱氮应用的要求，我们重点研究开发以下二种生物脱氮技术：
- 亚硝化反硝化（短程硝化反硝化），一些中低浓度氨氮，或进水中有一些碳源没办法采用厌氧氨氧化技术的场合。
- 厌氧氨氧化技术：中高浓度氨氮，进水中几乎没有碳源，或碳源很少，BOD：氨氮在1：1以下的氨氮废水！

地表IV的主要几个重要参数要求

COD (mg/L)	氨氮 (mg/L)	SS (mg/L)	TN (mg/L)	TP (mg/L)
≤30	≤1.5	≤5	≤1.5	≤0.2

- 要达到地表4是不容易的，目前对封闭水库才使用这个严格要求
- 另外有一个特别限制值，TN < 10 mg/L，称为准地表4

新的要求就是我们的任务!

地表IV的TN

难

准地表IV的TN



关键在于高效的深度处理技术的研究开发



我们发现和证实了特殊吸附材料的可生化再生性



以地表IV的深度处理技术思路:

同步脱除COD和氨氮



同步脱除TP、SS、TN

我们的新专利

} 一种新型组合填料双床层曝气生物滤池装置

发明专利申请号：201510771582.8

下层滤料去除COD，降低上层滤料中
异养菌与硝化菌的竞争，塑造有利
于硝化菌的生长环境，促进氨氮去除

附图说明

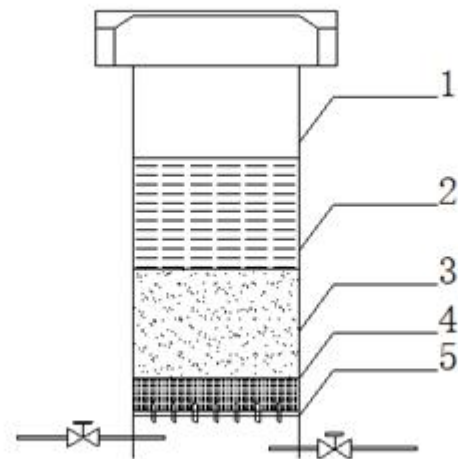
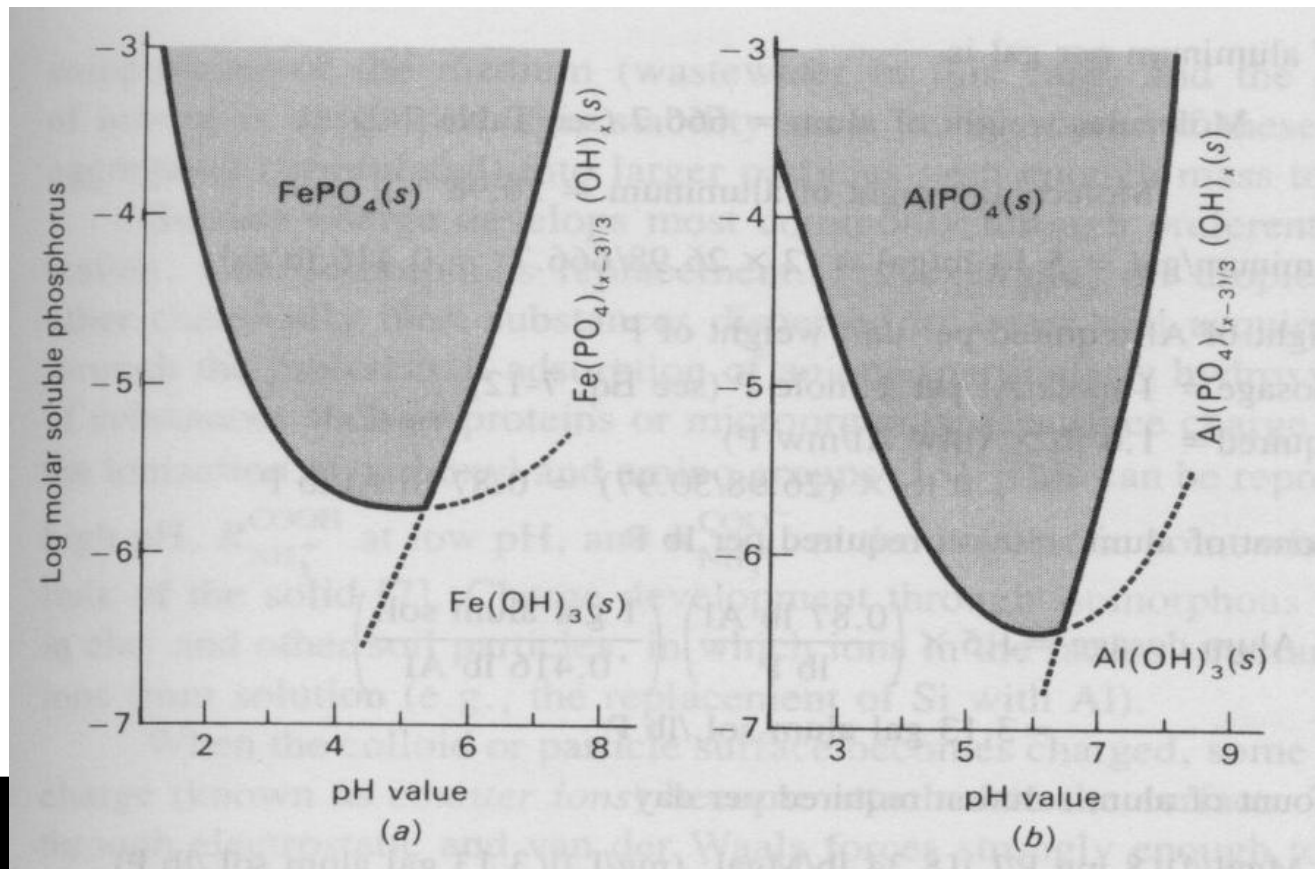


图1 组合填料双床层曝气生物滤池

试验发现：HRT=0.5h时，进水氨氮可从10mg/L稳定降到1mg/L以下

下流式厌氧滤床

} 通过投加铝盐，让水中的磷，形成沉淀，通过滤池脱除。



下流式厌氧滤池

- 通过计量投加甲醇，或在滤池的上部，投加固体碳源，来补充反硝化的碳源。
- 厌氧滤池也分层，上层是陶粒或其它多孔滤料，用来固定反硝化菌，补充碳源与水混合，经过反硝化层，脱除TN。
- 理论上，将TN降到5mg/L以下是有把握的，但要降到1.5mg/L以下，困难大。要通过实验观察，或寻找其它的改进措施。
- 下部采用石英砂过滤，目标是脱除SS。

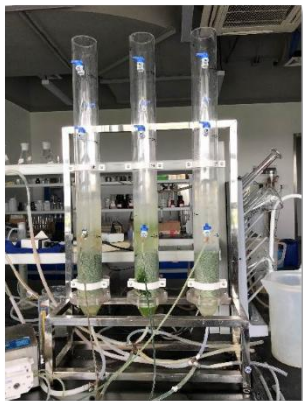
厌氧滤池与国外的深层厌氧滤池的差异

- 厌氧滤池是二层或三层，若是二层，就是固着反硝化菌的陶粒，与过滤介质石英砂。若是三层，就是固体碳源，陶粒，石英砂。
- 国外的深层厌氧滤池，往往有5-6米深，采用小石子做过滤介质。
- 目标都是脱除TN,TP, 及SS.
- 这以上二个滤池的主要内容，在东莞的一家纺织印染厂进行长时间中试，结果证明了我们的设想！
- 已建设了三座废水达准地表IV的工程项目完成验收。



技术放大都是一步一步的！

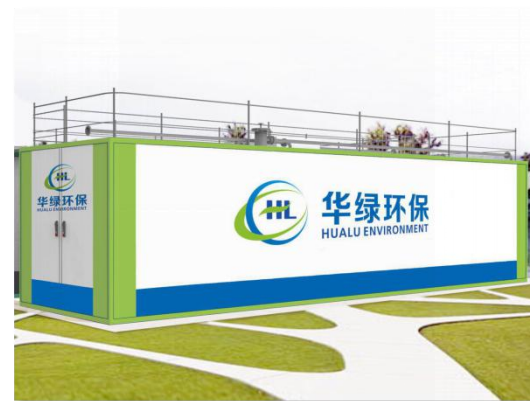
小试



中试



工程化应用





已实施的三项准地表IV工程

工程化应用

惠州信利 (2000t/d)



东莞联德 (3000t/d)



东莞超盈 (20000t/d)



出水水质氨氮均低于1.5mg/L，均通过环保验收

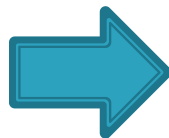
碳/氮比失调的应急处理

低碳氮比污水

氨氮：40-80mg/L

COD=100mg/L

BOD=50mg/L



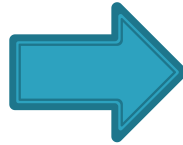
碳氮比失调

需要额外投加反硝化碳源

后果：容易导致处理出水氨氮与TN超标！

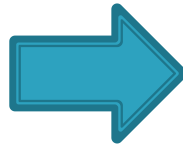
解决这个问题二个要点：

快速处理污水
使出水氨氮与TN
达标排放



吸附工艺

降低脱氮成本



亚硝化反硝化工艺

技术的难点与克服方法

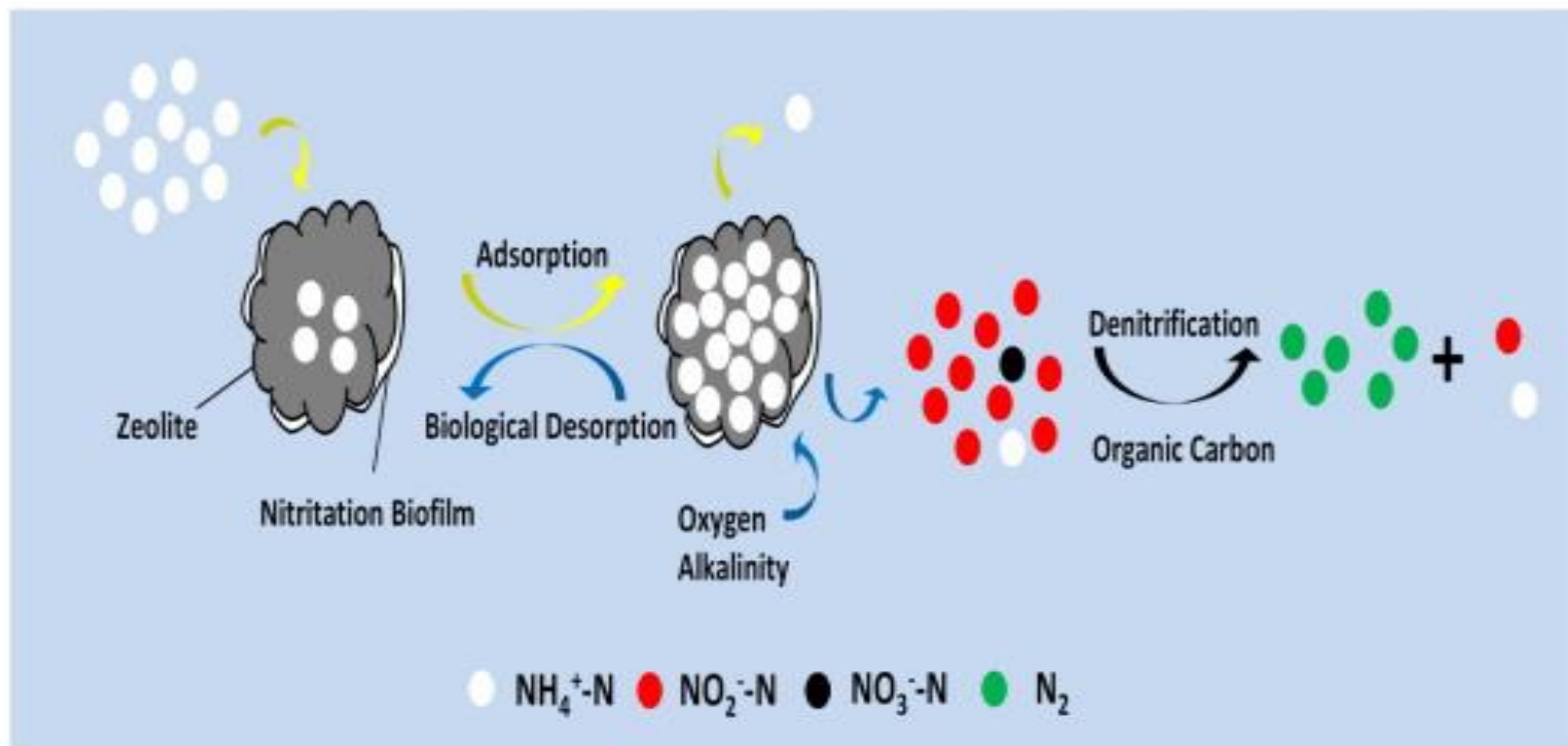
} 关于亚硝化，学术界有二个难点：

} 1、低浓度氨氮比较难形成亚硝化。

} 2、更难的是低浓度氨氮的稳定亚硝化。

} 我们通过吸附，生物再生法，实现了低浓度氨氮的亚硝化，解决了一个水处理领域的世界难题，我们将研究成果，整理成论文，发表在BT（IF=5.6）上！

新型低浓度氨氮废水低碳处理技术



基于吸附-生化解吸的低浓度氨氮废水处理技术示意图

技术相关研究论文

Bioresour Technol (2018) 218:449

Contents lists available at ScienceDirect

Bioresour Technology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biortech



Nitrogen removal via nitrification pathway for low-strength ammonium wastewater by adsorption, biological desorption and denitrification

Zhenguo Chen^{a,b}, Xiaojun Wang^{a,b,c}, Xiaozhen Chen^{a,b}, Jing Chen^{a,b}, Xinghui Feng^{a,b}, Xingxing Peng^a

^a School of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China

^b The Key Lab of Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education, China

^c Guangdong Provincial Key Laboratory of Environmental Pollution Control and Remediation Technology (Sun Yat-sen University), China

ARTICLE INFO

Keywords
Low-strength ammonium
Nitrite accumulation
Denitrification
Adsorption
Biological desorption
New streams

ABSTRACT

Stable nitrification for low-strength ammonium wastewater was the key obstacle for cost-effective and low-carbon biological nitrogen removal. A simple biological fixed bed (SBR) and an anoxic sequencing batch reactor (ASBR) were successfully applied for achieving nitrification-denitrification of low-strength ammonium wastewater by adsorption, biological desorption and denitrification. Based on free ammonia inhibition on biofilm, stable nitrite accumulation could be realized with suitable operational time and anoxic biological desorption. During cyclic operation, adsorption effluent NH_4^+-N range at 3.0–6.0 mg/L, biological desorption effluent NO_2^--N amounted at 28.0–292.2 mg/L, with average nitrite accumulation ratio of 97.18%, and nitrite removal rate was about 0.620–0.672 kg $\text{NO}_2^--\text{N}/\text{m}^3\cdot\text{day}^{-1}$, revealing obvious feasibility of SBR and ASBR for low-strength ammonium wastewater treatment. High-throughput sequencing analysis result further presented significant microbial community variations happened after cyclic operation, with ammonia oxidizing bacteria enrichment and nitrite oxidizing bacteria inhibition in SBR and dominance of denitrifiers in ASBR.

1. Introduction

As discharge of wastewater with ammonium can lead to eutrophication in receiving water (Jiang et al., 2016), wastewater nitrogen emission standard in China has become increasingly strict, especially for environmental sensitive areas. For low-strength ammonium wastewater, in addition to meeting this strict discharge standard, it is still a big challenge to remove nitrogen compounds from low-strength ammonium wastewater economically and energy saving. Compared with complete nitrification-denitrification, nitrification-denitrification can save approximately 25% aeration demand and about 40% carbon source (Follis et al., 2002; Peng and Zhu, 2006), while ANAMMOX can almost reduce 60% of aeration energy consumption and avoid addition of carbon source (Mortari et al., 2017; Ruffini et al., 2017; Silvestri et al., 2014), showing promising advantages in treating low-strength ammonium wastewater. Obviously, these technologies are definitely based on stable nitrite accumulation, which means that significant nitrification of low-strength ammonium should be realized preferentially.

The key for successful nitrification lies in enrichment of ammonia

oxidizing bacteria (AOB) and inhibition of nitrite oxidizing bacteria (NOB). Based on this, it was commonly reported that high temperature (van Dongen et al., 2001; Hellings et al., 1990), low dissolved oxygen (DO) (Bernat, 2000; Wang et al., 2014), intermittent aeration (Jardin and Henze, 2012), inhibition of free ammonia (FA) or free nitrous acid (FNA) (Blackburn et al., 2006; Gu et al., 2014) could be successfully applied for desired nitrification. However, most of these studies focused on high-strength ammonium wastewater, while few took account for low-strength ammonium because it is difficult to control NOB growth in treating low-strength ammonium wastewater (Le Clapoteur et al., 2001).

Though the growth rate of AOB is higher than that of NOB at temperature higher than 25 °C (Diehl et al., 1998), high temperature is not suitable for low-strength ammonium wastewater due to extra energy needed. Low DO was reported to achieve nitrification of low-strength ammonium wastewater (Du et al., 2014). Nevertheless, strict operation should be considered for low DO and nitrification can be easily destroyed when DO is out of control. Besides, as oxygen is donor acceptor for ammonia oxidation, low DO may also result in a low ammonium removal rate as well as low biomass yield (Jiang and Yang,

* Corresponding author at: Room301, School of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou Higher Education Mega Centre, 510006, China.

E-mail address: cxjwang@scut.edu.cn (X. Wang).

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.081>

Received 12 June 2018; Received in revised form 14 July 2018; Accepted 17 July 2018

Available online 14 July 2018

0960-8524/© 2018 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Bioresource Technology

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.081>



ORIGINAL PAPER

Rapid start-up and performance of denitrifying granular sludge in an upflow sludge blanket (USB) reactor treating high concentration nitrite wastewater

Zhenguo Chen^a, Xiaojun Wang^a, Xiaozhen Chen^a, Jing Chen^a, Xiaoyang Gu^a

Received: 28 February 2018 / Accepted: 21 August 2018

© Springer Nature B.V. 2018

Abstract Denitrifying granular sludge reactor holds better nitrogen removal efficiency than other kinds of denitrifying reactors, while this reactor commonly needs seeding anaerobic granular sludge and longer period for start-up in practice, which restricted the application of denitrifying granular sludge reactor. This study presented a rapid and stable start-up method for denitrifying granular sludge. An upflow sludge blanket (USB) reactor with packings was established with flocculent activated sludge for treatment of high concentration nitrite wastewater. Results showed mature denitrifying granular sludge appeared only after 15 days with highest nitrogen removal rate of 5.844 kg $\text{N}/\text{m}^3\cdot\text{day}$, which was much higher than that of compared anoxic sequencing batch reactor

(ASBR). No significant nitrite inhibition occurred in USB and denitrification performance was mainly influenced by hydraulic retention time, influent C/N ratio and internal reflux ratio. Hydraulic shear force created by upflow fluid, shearing of gaseous products and stable microorganisms adhesion on the packings might be the reasons for rapid achievement of granular sludge. Compared to inoculated sludge and ASBR, remarkable microbial community variations were detected in USB. The dominance of *Proteobacteria* and *Bacteroidetes* and enrichment of species *Pseudomonas_sputori* should be responsible for the excellent denitrification performance, which further verified the feasibility of start-up method.

Keywords Denitrification · High nitrite concentration · Upflow sludge blanket · Granular sludge · Rapid start-up · Microbial community analysis

Z. Chen · X. Wang · X. Chen · J. Chen
School of Environment and Energy, South China
University of Technology, Guangzhou 510006, China

Z. Chen · X. Wang · X. Chen · J. Chen
The Key Lab of Pollution Control and Ecosystem
Restoration in Industry Clusters, Ministry of Education,
Guangzhou, China

X. Gu
Huishi Environmental Technology Co., Ltd., Guangzhou,
China

X. Wang (✉)
School of Environment and Energy, South China
University of Technology, Guangzhou Higher Education
Mega Center, Room 301, Guangzhou 510006, China
e-mail: cxjwang@scut.edu.cn

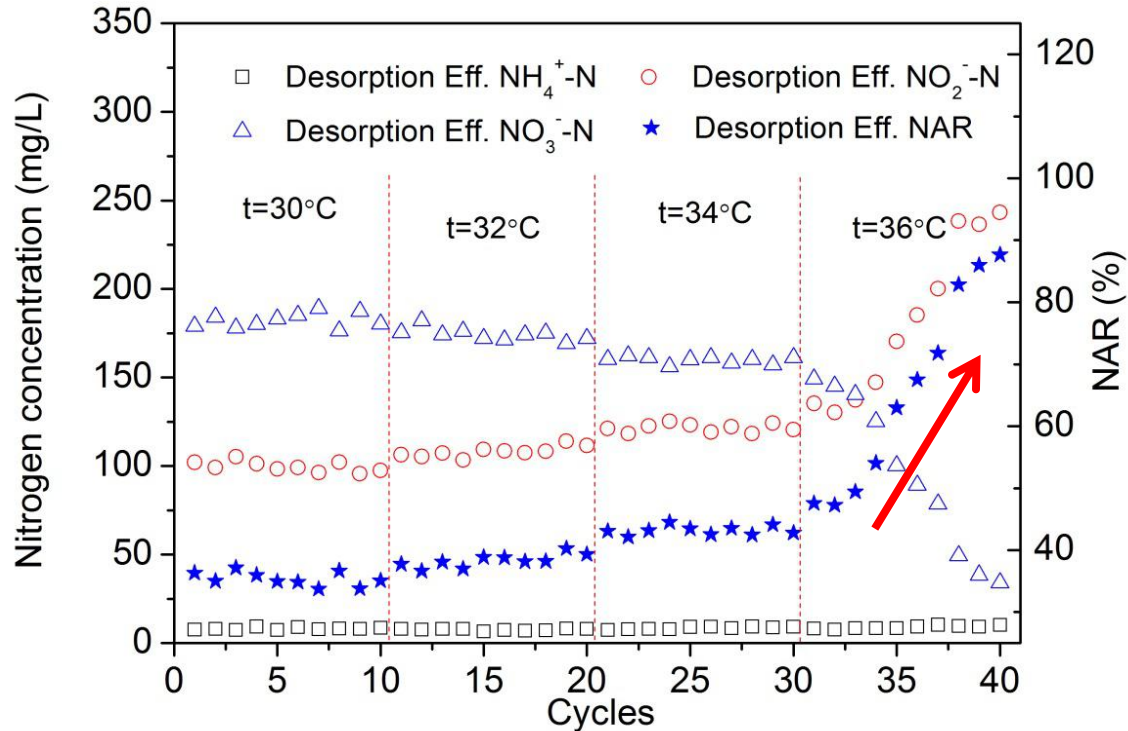
Published online: 23 August 2018

Springer

文章发表并不表示问题解决

- } 当我们的低浓度氨氮废水的亚硝化的文章被接收了，我开玩笑讲，审稿的几位专家不够老辣！
- } 系统运行一个月左右，亚硝化率就开始下降，从95%，一直降，降到10%，且用各种方法：低溶解氧法，间隔曝气法等，都不能使亚硝化率恢复。
- } 这是第二个更难的问题：要达到稳定的亚硝化，更难，这是真正的世界难题，目前还没有人解决！

我们成功地解决了这个难题



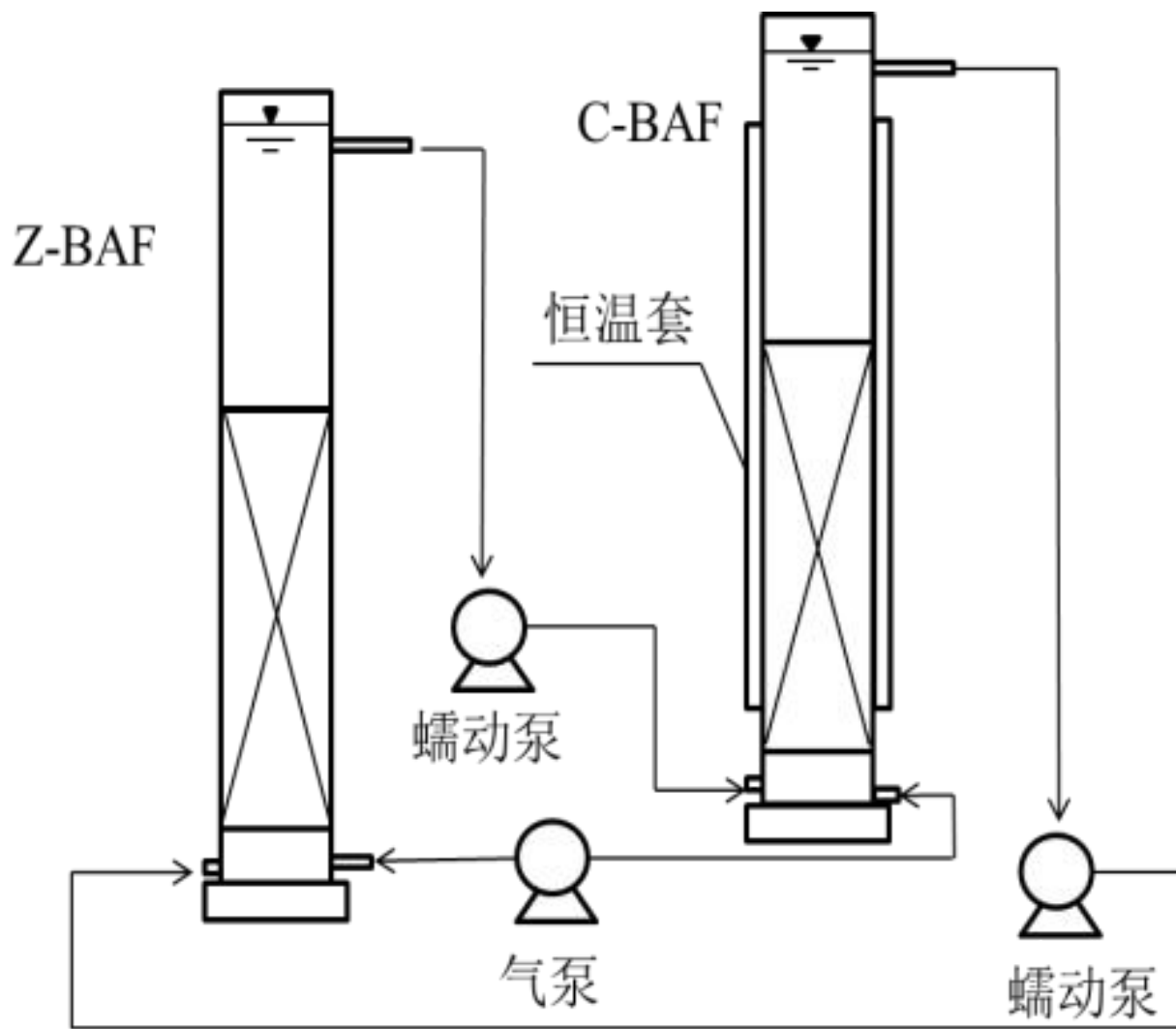
- 1、吸附后的床层升温，由于只升温吸附床层，所用的热是不多的，若升温全部的水，经济性就差了！
- 2、升温后的生物再生过程，当温度达36度时，发生亚硝化逆转，亚硝化率又以上！

我们成功地解决了这个难题

- } 已连续运行了3个月，亚硝化稳定进行！
- } 我们解决了水处理界的世界难题：低浓度氨氮的稳定亚硝化！
- } 申请发明专利！投稿国内的环境领域的顶级期刊！
- } 我们的文章，发表的国内期刊有：中国环境科学，环境科学，环境化学，中国给水排水，工业水处理，水处理技术，环境科学与技术等杂志。

新工艺的工程化应用

- } 这种相对氨氮浓度高一点的废水，流经吸附柱，绝大部分的氨被吸附，当氨的浓度慢慢增加到 5mg/L 时，进入再生程序。
- } 由于解吸的氨氮的相对浓度还是比较高的，且处于闭路循环，在反硝化段，投加碳源，系统的温度会慢慢升高，这样，进一步保证了解吸再生柱的氨氮，将转化为亚硝态氮。
- } 短程反硝化后的水，又回流到解吸再生柱，将吸附的氨氮不断地解吸再生为亚硝态氮。
- } 如此往复，使吸附剂又重新恢复了吸附能力。



沸石吸附柱与反硝化滤池的串联的沸石原位再生工艺图

该工艺的优点总结

- 1、对废水中氨氮的快速吸附，**吸附出水标准高。**
- 2、吸附剂生化再生时的**短程硝化反硝化**，从而**节约了碳源，降低了废水处理成本。**
- 3、在反硝化过程中，由于反硝化过程的放热，且是一个封闭系统，故**在系统的运行过程中，不需要额外加热。**
- 4、在反硝化过程中会释放碱度，从而**大幅减少了氨氮解吸再生过程中的碱度投加量**，也进一步降低了处理成本。
- 5、该工艺可实现氨氮和TN的同步脱除！

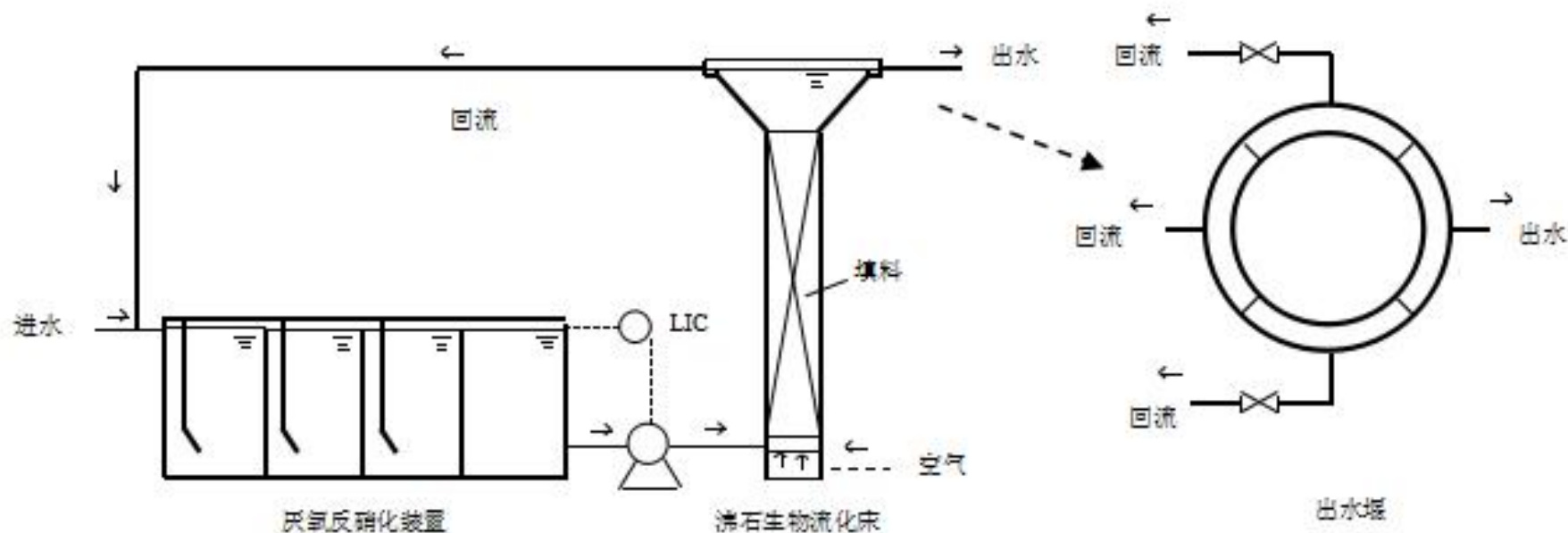
利用污水碳源脱TN的工艺

- 水量大，从处理的经济性要求，脱TN，要尽量选择补充碳源少的工艺。
- 有些城市生活污水，或工业园污水，其碳氮比失调，若要脱TN，采用全硝化反硝化的工艺，则需要补大量的碳源而增加处理成本。
- 我们的重点：如何提高氨氮的亚硝化率，尽量采用亚硝化反硝化的手段，来脱除污水中的TN。
- 重要发现：特种吸附材料在生化处理的好氧床中能促进氨氮的硝化，且以转化为亚硝酸根为主！**

生物流化床及亚硝化反硝化工艺

- } 利用特殊吸附材料做好氧生物反应器的载体，以提高废水中氨氮的亚硝化率。
- } 实验室的小试表明：吸附材料好氧系统对氨氮的转化效率很高，在低浓度下，0.5小时就能完成转化，1—2小时，几乎转化完全。**
- } 再通过回流，回流到前面的厌氧反硝化系统，一方面充分利用污水进水中的碳源，另一方面，较高的亚硝化率，也提高了碳源的利用率。

最佳利用碳源实用化脱TN工艺：



发明专利申请号：CN201610630255.5 一种含有沸石生物流化床的短程硝化反硝化脱氮工艺

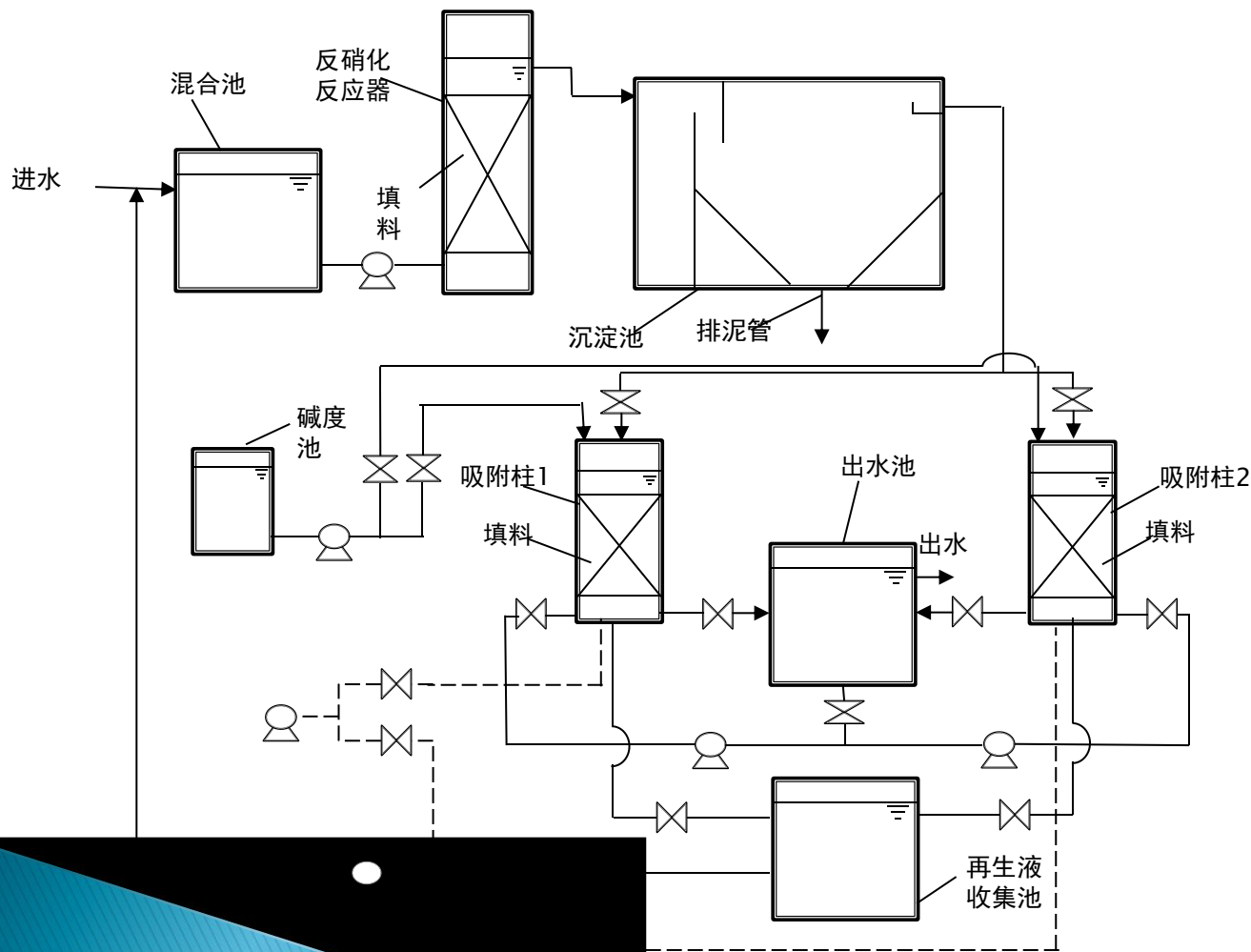
高效稳定的亚硝化及应用

- } 良好的亚硝化，不仅用于短程硝化反硝化，而且可以解决厌氧氨氧化的瓶颈问题！
- } Partial nitrification performance and mechanism of zeolite biological aerated filter for ammonium wastewater treatment. *Bioresource Technology*. 2017 (241), 473–481
- } 沸石曝气生物滤池短程硝化特性及其机制. 中国环境科学. 2017.12.20, 37 (12) : 4518–4525
- } 我们寻找并发现了低浓度氨氮废水的亚硝化新方法！

申请的发明专利

- } 该专利是在专利CN201610630255.5基础上的进一步发展。它适用于低C/N比的中低浓度废水的处理达标排放。
- } 该专利在前置反硝化池后，使用了沉淀池，该沉淀池，一方面脱除了反硝化池可能带出的污泥，或进水中的悬浮物，也可以通过投加化学药剂脱磷！
- } 后置的下流式氨氮吸附滤池，将废水中的氨氮吸附，从而使出水达标排放。
- } 氨氮吸附饱和后，再将吸附池进行生物再生，再生液进入亚硝氮贮池，等比例泵回前段反硝化！！！！

前置反硝化-吸附-生物再生组合工艺： 低碳节能处理低碳比城镇污水



工艺处理出水目标：

(1) $\text{COD} \leq 30\text{mg/L}$

(2) 氨氮 $\leq 1.5\text{mg/L}$

(3) $\text{TN} \leq 10\text{mg/L}$

(4) $\text{TP} \leq 0.3\text{mg/L}$

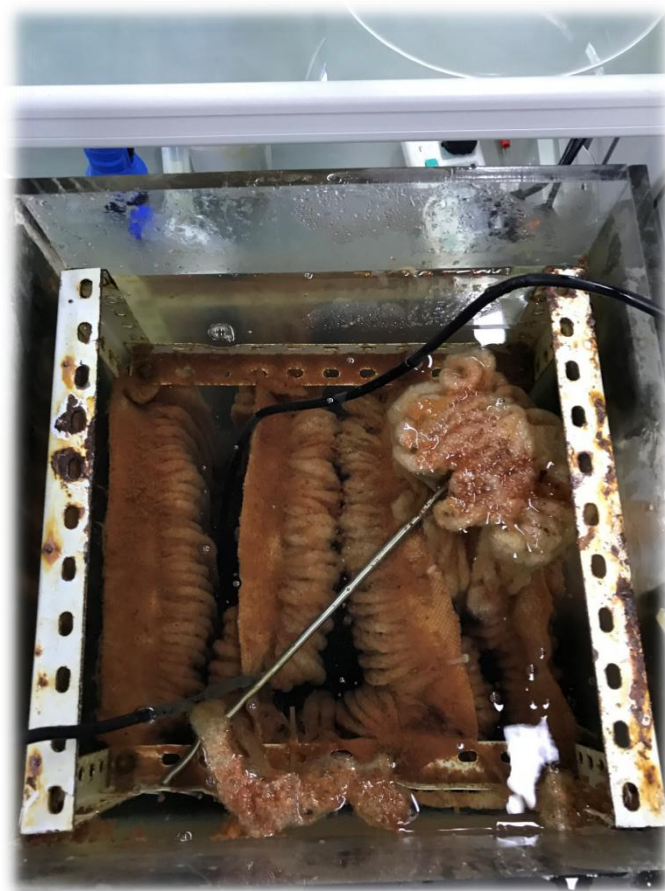
(5) 实现亚硝化反硝化，

大幅度节约能耗

节省有机碳源



1m³/d高效亚硝化中试装置



50升的厌氧氨氧化小试装置

亚硝化研究外，厌氧氨氧化的研究也大力开展！

200L厌氧氨氧化的中试系统



10立方米厌氧氨氧化工程化验证系统！



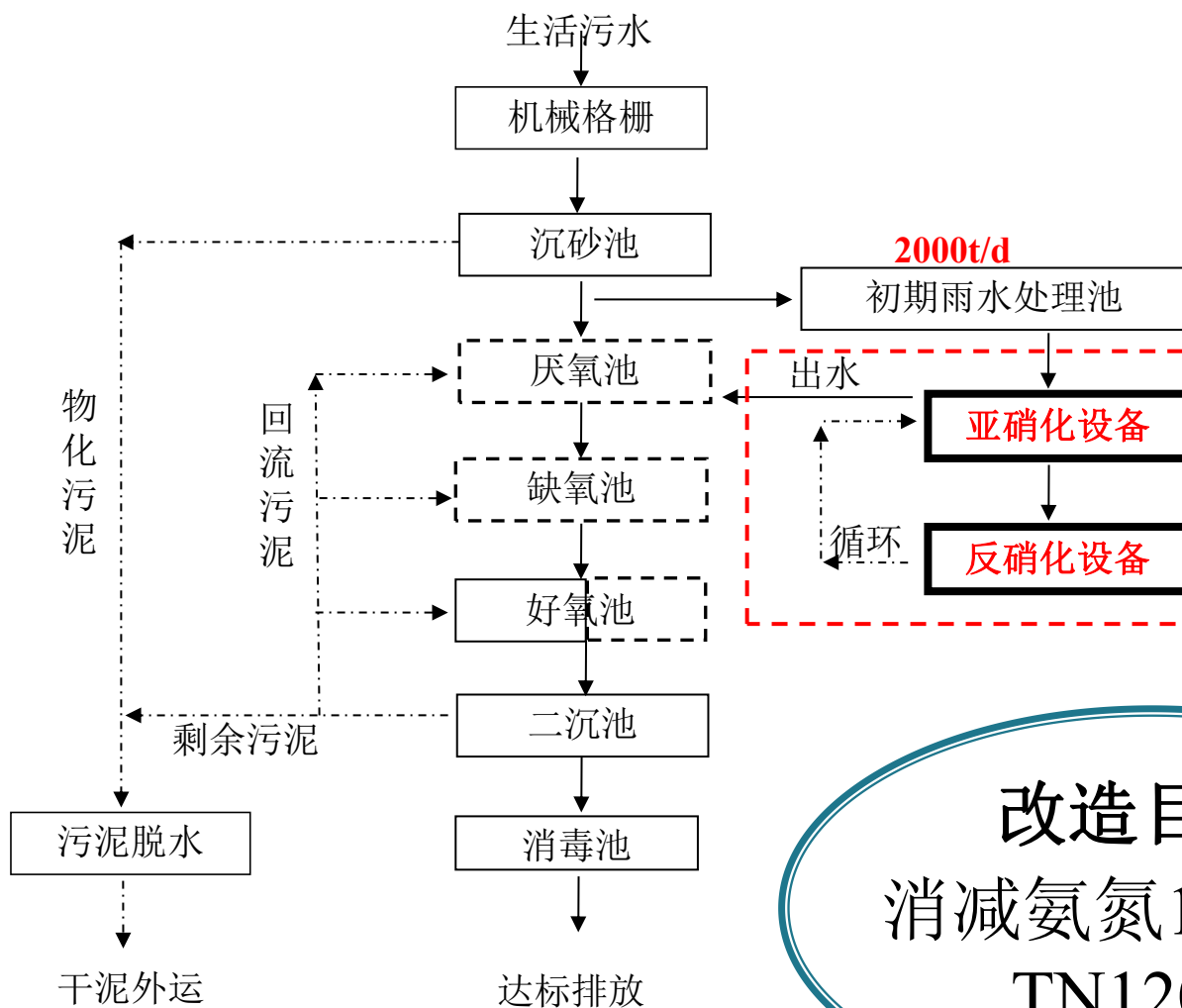
厌氧氨氧化的研究推广目标

- } 厌氧氨氧化的工程化应用，很快将进入快速发展期，我们离技术成熟，也就只差一步之遥！
- } 在200L的中试装置中，我们的厌氧氨氧化启动时间，只花了1个多月。
- } 我们要将大家都说难以应用的厌氧氨氧化，使用我们新方法，在二年内将其推广开来，象目前的活性污泥法一样的方便应用！

新的研究方向

- } 课题组已将原来采用化学氧化+BAF解决不可生物降解的有机物，提高COD的去除效率作为研究重点，改为如何高效地生物脱氮作为研究重点。
- } 氨氮吸附材料的研究：最近我们人工合成吸附材料，其吸附容量是天然沸石的3-4倍。
- } 分组开展：固定床反应柱，流化床反应器，SSBR反应器等开展亚硝化实验，厌氧氨氧化研究，了解各方法的优缺点，投资大小，操作稳定性，容积负荷等。

针对低C/N比污水处理厂改造思路



改造目标:
消减氨氮120kg/d,
TN120kg/d

谢谢！
Thank You !



佛山市化尔铵生物科技有限公司
WWW.scutgreen.com
广州市华绿环保科技有限公司
www.gzhualu.com

负责推广与应用