

doi:10.11835/j.issn.1674-4764.2014.04.018

温度对水解反硝化脱氮的影响

熊 娅^{1,2}, 贾立敏³, 张焕祯¹, 王 敏³, 宋英豪³

(1. 中国地质大学 水资源与环境学院, 北京 100083; 2. 北京市环境保护科学研究院, 北京 100037;
3. 北京化工大学 工程技术研究院, 北京 100029)

摘要:采用水解反硝化脱氮工艺,将水解酸化与反硝化脱氮过程相结合,取代缺氧反硝化,解决城镇污水冬季脱氮效果差的问题。在水解反硝化工艺的中试系统中,氨氮和总氮的去除效果受温度的影响较小,冬季和夏季氨氮去除率分别达到98.3%和98.4%,总氮去除率分别为65.2%和68.0%。以水解反硝化污泥与AAO工艺中的缺氧池污泥为研究对象,对比分析温度对两种污泥比反硝化速率和耗碳率的影响。结果显示:温度对水解池污泥的影响显著小于缺氧池污泥,在25、30℃两者反硝化速率相当,但是当温度为8、15和20℃下,水解池污泥的最大比反硝化脱氮速率分别为缺氧池污泥的1.7倍、1.3倍和1.4倍;同时,在各温度条件下,水解池污泥的耗碳率基本为缺氧池污泥的51.2%~81.7%。

关键词:水解;反硝化;低温;反硝化速率;耗碳率

中图分类号:X703.1 文献标志码:A 文章编号:1674-4764(2014)04-0109-06

Effect of Temperature on Hydrolysis-Denitrification Process

Xiong Ya^{1,2}, Jia Limin³, Zhang Huanzhen¹, Wang Min³, Song Yinghao^{3*}

(1. School of Water Resource & Environment, China University of Geosciences, Beijing 100083, P. R. China;
2. Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection, Beijing 100037, P. R. China;
3. High Technology Research Institute of Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, P. R. China)

Abstract: To solve the problem of poor nitrogen removal capacity in winter, the hydrolysis-denitrification process combining hydrolytic acidification and denitrification process within single reactor was induced to treat municipal wastewater. The pilot test showed that the average removal rates of ammonia nitrogen of hydrolysis-denitrification process were 98.3% and 98.4% in winter and summer, respectively. And the average removal rates of total nitrogen were 65.2% and 68.0%, respectively. According to the nitrogen removal of pilot test, the activated sludge in hydrolysis-denitrification process and AAO process were studied to investigate the effect of temperature on specific denitrification rate and carbon source consumption rate. It is found that the temperature on activated sludge in hydrolysis-denitrification process had smaller effects than that in AAO process. In the two cases, namely the temperature are 25℃, 30℃, respectively, both denitrification rates of them was similar. However, when the temperature were 8℃, 15℃ and 20℃, the specific denitrification rate of hydrolysis-denitrification sludge was 1.7, 1.3 and 1.4 times the anoxic-denitrification sludge, respectively. In addition, the carbon source consumption rate of hydrolysis-denitrification sludge was 51.2%~81.7% of the anoxic-denitrification sludge.

Key words: hydrolysis; denitrification; low temperature; specific denitrification rate; carbon source consumption rate

收稿日期:2014-02-28

基金项目:国家高技术研究发展计划(863计划)(2009AA063802);国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07317)

作者简介:熊娅(1983-),女,博士生,主要从事水污染控制与资源回收研究,(E-mail)xiongya2008@gmail.com。

宋英豪(通信作者),男,教授,博士生导师,(E-mail)song_yh@263.net。

温度是生物脱氮的重要制约因子之一^[1-2]。低温可减少生物处理系统中微生物数量,降低微生物酶的催化反应速率,影响基质的扩散速率,限制微生物的活性,从而影响生物处理系统对废水中污染物尤其是含氮物质的降解。研究表明:硝化细菌最适宜的生长温度为25~30℃,当温度小于15℃时硝化速率明显下降^[3-6];反硝化作用的适宜温度为20~35℃,低于15℃时,反硝化速率明显下降,从而导致脱氮效果的显著下降^[7]。在实际应用中也发现,污水处理厂冬季普遍存在着总氮不能稳定达标的问题。为此,污水处理厂一般需要通过延长污泥龄、降低F/M、增加溶解氧、投加填料等方式强化硝化作用,通过控制溶解氧、加大混合液回流比、外加碳源等方式强化反硝化作用,其中外加碳源是实现达标的主要途径^[8-10]。虽然实现了废水的达标排放,但也提高了系统的运行费用,以低能耗和低成本的方式来强化污水内碳源的利用、提高脱氮效率才是污水处理实现可持续发展的关键^[11-12]。

近年来提出的水解反硝化工艺将水解酸化与反硝化脱氮过程耦合于升流式水解反应器中,取消传统缺氧池,升流式的水解反应器实现了微生物量的有效截留,强化了污水、污泥中有机物的水解,水解酸化菌和反硝化菌的共存实现了脱氮碳源的有效供给,从而达到高效、稳定的脱氮效果^[13-14]。本研究采用水解反硝化工艺处理城镇污水,利用中试考察了该工艺在冬、夏两季的脱氮效果,并测试了不同温度条件下水解反硝化工艺的脱氮速率与耗碳率,以期为解决污水处理厂冬季脱氮困难问题提供技术支持。

1 材料与方 法

1.1 试验装置

水解反硝化工艺主体为水解池-微孔曝气氧化沟-沉淀池,工艺流程如图1。水解池直径2.0 m,有效体积为8.5 m³;氧化沟内沟直径1.4 m,有效体积2.3 m³;外沟沟宽1.3 m,有效体积为31.8 m³;沉淀池体积为9.8 m³。氧化沟内沟为厌氧区,内部安装调速搅拌器;外沟为好氧区,内部安装微孔曝气盘,并设置变频推进器,保证氧化沟内水流流速在0.3~0.5 m·s⁻¹。

进水经原水箱过滤去除部分片状或丝状悬浮物后通过水解池底部布水器均匀进入水解池,水流由下而上流经水解池内高浓度污泥层,再依次进入氧化沟内沟、外沟进行厌氧释磷、好氧聚磷和好氧硝化过程,最后进入沉淀池进行泥水分离,经系统处理后的出水外排。反应系统中包括两套回流系统:一是

污泥回流系统,补充从氧化沟混合液带走的活性污泥,保持氧化沟内污泥浓度的相对稳定;二是硝化液回流系统,将部分出水回流至水解池,利用水解池内良好的无氧环境、反硝化细菌的功能快速恢复和有机物有效供给,进行水解反硝化脱氮。

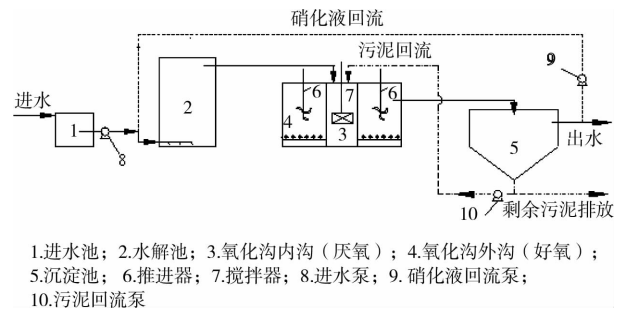


图1 水解反硝化工艺流程图

反硝化速率试验装置由反应器、搅拌器、温度/溶解氧/氧化还原电位测量仪、控温水浴槽组成,见图2。反应器主体为有机玻璃制成,有效体积5.0 L;搅拌采用IKA调速搅拌器;温度/溶解氧/氧化还原电位测量采用哈希HQ40d。

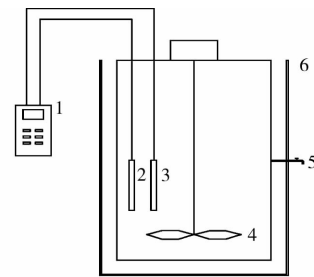


图2 水解反硝化速率测试装置示意图

1.2 试验方法

试验在无锡某城镇污水处理厂进行。试验进水取自污水处理厂沉砂池出口处,进水量为2.0 m³·h⁻¹;水解(含反硝化)、厌氧、好氧的停留时间分别为4.2、1.2、15.9 h;水解池内污泥浓度为12.0~35.0 g·L⁻¹,氧化沟污泥浓度为2.5~4.0 g·L⁻¹;污泥回流比为100%,硝化液回流比为150%;污泥龄为25 d。研究取冬、夏两季的运行数据进行对比,分析温度对水解反硝化工艺的影响。

在试验中后期取水解反硝化工艺中水解池内污泥与污水处理厂内缺氧池污泥,利用温控系统将温度控制在8、15、20、25和30℃下进行反硝化脱氮实验,定时监测溶液中的DO、ORP以及pH,并取样测试NO₃⁻、COD,计算不同温度条件下的反硝化脱氮速率以及耗碳率。试验中所采用污泥均用蒸馏水进行反

复多次洗涤,污泥浓度均控制在 $4.0 \sim 6.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, DO 控制在 $0 \sim 0.2 \text{ mg/L}$, 起始 COD 和 $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 浓度分别为 $160.0 \sim 210.0$ 、 $25.0 \sim 30.0 \text{ mg/L}$ 。

1.3 进水水质

冬、夏两季分别取 2 月中旬至 3 月底、7 月下旬至 8 月下旬的运行数据。该污水处理厂进水水质波动较大,冬、夏两季进水 COD 平均浓度分别为 287.7 、 $282.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TN 平均浓度分别为 31.2 、 $22.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 平均浓度分别为 24.8 、 $19.7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TP 平均浓度分别为 6.2 、 $4.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 详见表 1。冬季进水中的 C/N 值(以 BOD_5/TN 计)、C/P 值(以 BOD_5/TP 计)分别为 4.2 和 23.6 , 而夏季进水中 C/N 值、C/P 值分别为 6.1 和 38.0 , 相较而言,夏季碳源量比冬季更为充足。为避免碳源量对脱氮效果的影响,研究中在夏季试验中向进水人为投加 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ (氯化铵),最终将夏季运行过程的 C/N 平均值调节至为 4.0 ,与冬季 C/N 值相当。

表 1 进水水质表

测试指标/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	冬季		夏季	
	浓度范围	平均值	浓度范围	平均值
COD	138.7~421.1	287.7	107.5~622.4	282.7
TN	23.9~48.5	31.2	12.1~51.2	22.8
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	17.4~32.3	24.8	9.2~30.1	19.7(+10)
TP	2.2~9.0	6.2	1.6~14.1	4.8
SS	144.0~384.0	238.3	76.0~712.0	268.8

注:(+10)表示水解反硝化中试中外加的 $10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 。

1.4 检测指标及方法

水样中 COD 的测定采用重铬酸钾滴定法, BOD_5 采用五日培养法, TN 采用碱性过硫酸钾消解分光光度法, $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ 采用纳氏试剂比色法, TP 采用钼酸铵分光光度法, $\text{NO}_3^- - \text{N}$ 采用紫外分光光度法, SS、MLSS、MLVSS 采用重量法。

2 结果与分析

2.1 冬、夏两季水解反硝化工艺脱氮效果

冬、夏两季进水水温相差较大,冬季在 $9.2 \sim 15.6 \text{ }^\circ\text{C}$, 夏季在 $24.5 \sim 33.5 \text{ }^\circ\text{C}$ (每日上午 11:00 左右测定)。图 3 为稳定运行期间,水解反硝化工艺在冬、夏季对氨氮的处理效果。结果显示:冬季进水氨氮在 $17.4 \sim 32.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 夏季进水氨氮在 $19.2 \sim 40.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 氨氮去除率高达 98.3% 和 98.4% , 出水均能稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918-2002)的一级 A 排放标准。

水解反硝化工艺在冬、夏两季稳定而高效的硝化效果表明,低温对硝化作用的负面影响已被其他因素所补偿。分析原因可能有 3 个:一是氧化沟溶解氧保持在 $3.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 左右,采用微孔曝气,氧转移效率和氧利用率较高,充足的氧气有助于氨氮转化为硝态氮;二是好氧区停留时间较长,弱化了因微生物活性降低而带来的不利影响,使得系统在低温环境下仍保持较高的氨氮去除率;三是水解反硝化工艺中的水解池具有厌氧水解作用和反硝化脱氮作用,进水中大部分有机物在水解池内被消耗掉,从而造成好氧区(外沟)的有机物负荷低,从而有利于硝化反应的进行。

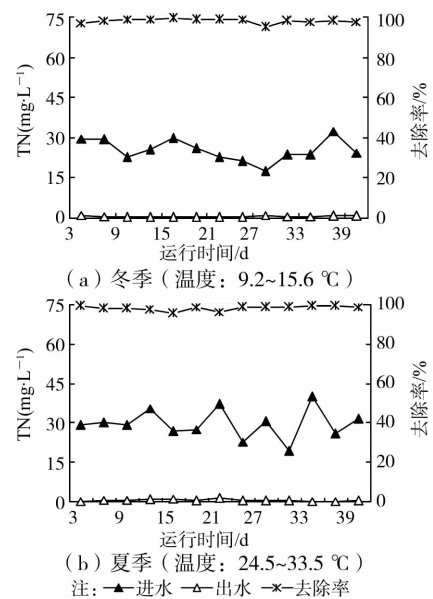


图 3 冬季、夏季氨氮去除效果对比

图 4 为水解反硝化工艺在冬季、夏季对总氮的处理效果。结果显示:冬季进水 TN 在 $23.9 \sim 48.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $31.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $7.9 \sim 13.4 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $10.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率 65.2% ;夏季进水 TN 在 $22.1 \sim 61.2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $32.8 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 出水 $6.6 \sim 12.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $9.9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均去除率 68.0% , 仅比冬季运行期间的 TN 去除率高 2.8% 。将中试处理结果与所在污水处理厂(AAO)运行结果对比可知,试验所在污水处理厂冬季需要投加醋酸钠以保证出水 TN 低于 $15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 而研究所采用的水解反硝化脱氮工艺在不需外加碳源的情况下即可稳定达标。

在试验中,低温下水解反硝化工艺仍然保持较高的脱氮效率,在冬季的脱氮效果也明显优于 AAO 工艺,原因可能有以下 3 点:一是水解池的水解酸化作用有利于废水水质的改善,优质的碳源有利于反

硝化脱氮;二是水解池内微生物量大,污泥浓度高达 $12.0 \sim 35.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$,远高于常规 AAO 中的缺氧池 $3.0 \sim 5.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的污泥浓度;三是水解池内微生物与缺氧池内微生物菌群结构存在差别,水解池内微生物有利于反硝化脱氮。下一节将重点讨论温度对水解池与缺氧池内污泥的水解反硝化速率与碳源消耗率的影响,以验证水解池内的微生物是否有利于反硝化脱氮。

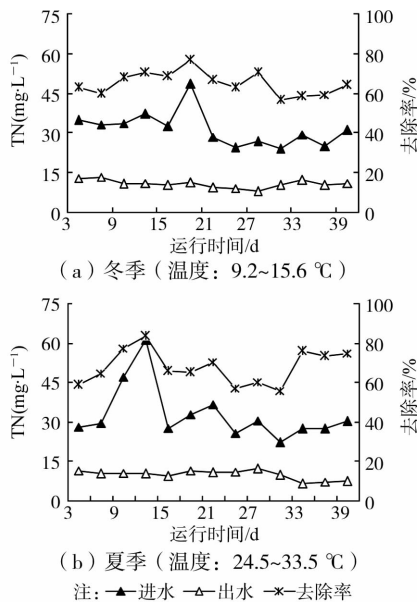


图 4 冬季、夏季总氮去除效果对比

2.2 不同温度下污泥反硝化速率与碳源消耗速率

研究取水解反硝化工艺中水解池内的污泥与厂内 AAO 工艺中缺氧池污泥进行对比实验,测试两种污泥在温度为 8、15、20、25、30 °C 下的比反硝化速率与耗碳率。试验中两种污泥中硝态氮的浓度随时间变化如图 5(a)、(b)。两种污泥的反硝化脱氮过程均呈现出几个特点:一是由于污泥中微生物对反应系统需要一定的适应时间,在实验初期硝态氮去除较为缓慢,温度越高,适应时间越短;二是温度越低,硝态氮去除越慢,污泥的比反硝化速率越慢,研究中温度在 25~30 °C 时,溶液中的硝态氮降至最低时需要的时间在 30 min 左右,当温度达到 8 °C 条件下,反应时间延长至 120 min 以上。但是,从两种污泥对比来看,见表 2,当温度为 8~20 °C 时,水解池污泥的最大比反硝化速率显著高于缺氧池污泥,如表 2 所示,在温度为 8、15 和 20 °C 下,水解池污泥的最大比反硝化脱氮速率为 $8.1 \text{ mgNO}_3^- - \text{N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$ 、 $11.5 \text{ mgNO}_3^- - \text{N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$ 和 $19.7 \text{ mgNO}_3^- - \text{N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$,分别为缺氧池污泥比反硝化速率的 1.7 倍、1.3 倍和 1.4 倍;当温

度在 25 和 30 °C 时,两种污泥的反硝化速率相当。可见,水解池污泥受温度的影响程度小于缺氧池污泥,使其在低温下仍然具有较好的脱氮效果。

表 2 不同温度下的最大比反硝化速率与碳源消耗率

	$\gamma_{\text{DN}} \text{ mgNO}_3^- - \text{N}/(\text{g MLVSS} \cdot \text{h})$				
	8 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
水解池	8.1	11.5	19.7	24.0	24.1
缺氧池	4.8	8.7	14.4	23.6	24.0
	$\gamma_{\text{C/N}} \text{ mg COD}/\text{mg NO}_3^- - \text{N}$				
	8 °C	15 °C	20 °C	25 °C	30 °C
水解池	4.9	4.3	3.7	2.6	2.6
缺氧池	6.0	5.5	5.4	4.3	4.8

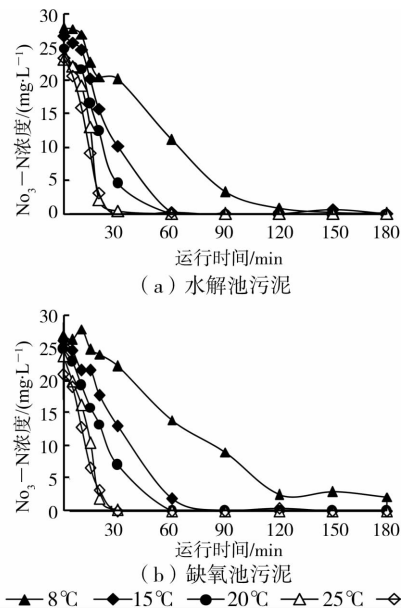


图 5 不同温度下水解池、缺氧池污泥对硝态氮的降解曲线

在反硝化脱氮过程中,溶液中的 COD 的浓度变化与以下几种方式相关:细胞合成、反硝化脱氮、氧化以及颗粒性有机物的水解释放,前 3 种方式导致 COD 浓度降低,后 1 种方式导致 COD 浓度增加。图 6(a)、(b)为反硝化脱氮实验中 COD 浓度的变化曲线,每条曲线基本可以分为两个阶段,第 I 阶段(实验开始至硝态氮降解基本完成):因反硝化脱氮占主导而导致 COD 浓度迅速降低;第 II 阶段(硝态氮降解基本完成至实验结束):是在硝态氮降解基本完成后,水解酸化作用占主导导致 COD 浓度增加,温度越高,增长越快。研究以耗碳率 $\gamma_{\text{C/N}}$ 更为直观的表述了第 I 阶段的碳源消耗,即每降解 $1 \text{ mgNO}_3^- - \text{N}$ 所需要的 COD,计算结果见表 2。结果显示:随着温度升高,耗碳率呈降低趋势;在相同温度条件下,水解池污泥的耗碳率均低于缺氧池污泥,水解池污泥的耗碳率在 2.6~4.9 mg

COD/mg NO_3^- -N,而缺氧池污泥则在 4.8~6.0 mg COD/mg NO_3^- -N,水解池污泥的耗碳率基本为缺氧池污泥的 51.2%~81.7%。分析其原因:由于水解池污泥中含有反硝化菌的同时存在大量的水解酸化菌,导致一部分颗粒态有机物转化为溶解性有机物,从数量上弥补了反硝化脱氮所消耗的碳源而导致表观上水解池污泥碳源消耗低;同时,已有研究证实,碳源类型对反硝化过程有显著影响^[15-16],厌氧水解产物作为反硝化碳源,有利于反硝化脱氮,同时可减少污泥产量^[17-18],因此,在本研究中水解作用的存在,从质量上优化了反硝化脱氮碳源的组成结构。这就印证了中试中水解反硝化工艺在冬季不需要外加碳源即可实现总氮稳定达标的的原因。

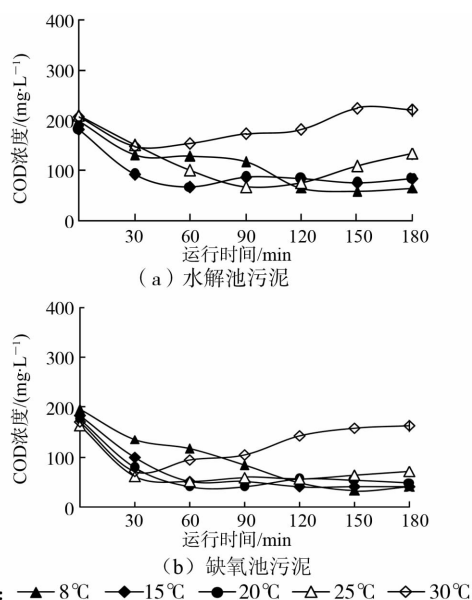


图6 不同温度下水解池、缺氧池污泥对COD的降解曲线

3 结 论

1) 利用水解反硝化工艺处理城镇污水,在冬季和夏季氨氮去除率分别达到 98.3% 和 98.4%,总氮去除率分别为 65.2% 和 68.0%,出水氨氮、总氮均能稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)的一级 A 排放标准

2) 低温下,水解反硝化的脱氮速率明显高于缺氧反硝化。在温度为 8、15 和 20℃ 下,水解池污泥的最大比反硝化脱氮速率为 8.1、11.5 和 19.7 mg- NO_3^- -N/(g MLVSS·h),分别为缺氧池污泥比反硝化速率的 1.7、1.3 和 1.4 倍,在 25、30℃ 两者反硝化速率相当。

3) 在各温度条件下,水解池污泥的耗碳率均低于缺氧池污泥,水解池污泥的耗碳率在 2.6~

4.9 mg COD/mg NO_3^- -N,而缺氧池污泥则在 4.8~6.0 mg COD/mg NO_3^- -N,由于水解池内大量水解酸化作用的存在,水解池污泥的耗碳率基本为缺氧池污泥的 51.2%~81.7%。

参考文献:

- [1] Randall C W, Butth D. Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects [J]. Water Pollut Control Federation, 1984, 56(9): 1039-1044.
- [2] 胡友彪, 张文涛, 黄州满. 温度对 MBBR 和 A/O 工艺中污染物去除效果的比较 [J]. 环境科学与技术, 2012, 35(2): 178-181.
Hu Y B, Zhang W T, Huang Z M. Comparison of effect of temperature on MBBR and A/O process for sewage treatment [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 35(2): 178-181.
- [3] Head M A, Oleszkiewicz J A. Bio-augmentation for nitrification at cold temperatures [J]. Journal of Water Research, 2004, 38(3): 520-523.
- [4] Randall C W, Butth D. Nitrite build-up in activated sludge resulting from temperature effects [J]. Water Pollut Control Federation, 1984, 56(9): 1039-1044.
- [5] Mauret M, Paul E, Puech-Costes E, et al. Application of experimental research methodology to the study of nitrification in mixed culture [J]. Water Science and Technology, 1996, 34(1/2): 245-252.
- [6] 游佳, 吴金香, 郑兴灿. A_2/O 型氧化沟工艺中硝化速率的变化特征研究 [J]. 中国给水排水, 2011, 27(9): 75-77.
You J, Wu J X, Zheng X C. Study on variation characteristic of nitrification rate of activated sludge in A_2/O type oxidation ditch process [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(9): 75-77.
- [7] Henze M. Capabilities of biological nitrogen removal process from waste water [J]. Water Science and Technology, 1991, 23(4): 669-679.
- [8] 王阿华, 杨小丽, 叶峰. 南方地区污水处理厂低温生物脱氮对策研究 [J]. 给水排水, 2009, 35(10): 28-33.
Wang A H, Yang X L, Ye F. Study on biological nitrogen removal at low-temperature of municipal sewage treatment plants in South China area [J]. Water & Wastewater Engineering, 2009, 35(10): 28-33.
- [9] Choi E, Rhu D, Yun Z, et al. Temperature effects on biological nutrient removal system with weak municipal wastewater [J]. Water Science and Technology, 1998, 37(9): 219-226.
- [10] 张智, 李柏林, 相欣奕, 等. 处理低温低碳源城市污水的 A/A/O 氧化沟工艺脱氮运行工况优化 [J]. 环境工程学报, 2012, 6(8): 2565-2570.
Zhang Z, Li B L, Xiang X Y, et al. Operation

- optimization of A/A/O oxidation ditch for nitrogen removal from low temperature and low Carbon municipal sewage [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(8): 2565-2570.
- [11] Smith B R. Re-thinking wastewater landscapes: combining innovative strategies to address tomorrow's urban wastewater treatment challenges [J]. Water Science and Technology, 2009, 60(6): 1465-1473.
- [12] 胡学斌, 柴宏祥, 韩万玉, 等. 低溶解氧控制状态下污泥减量系统除磷脱氮特性[J]. 土木建筑与环境工程, 2009, 31(5): 112-116.
- Hu X B, Chai H X, Han M Y, et al. Performance of a sludge reduction system on removal of nitrogen and phosphorous controlled by low dissolved oxygen [J]. Journal of Civil, Architectural & Environmental Engineering, 2009, 31(5): 112-116.
- [13] 梁康强, 周军, 熊娅, 等. 硝化液回流比对水解-A/O工艺脱氮效果的影响[J]. 华中科技大学学报: 自然科学版, 2012, 40(12): 117-122.
- Liang K J, Zhou J, Xiong Y, et al. The influence of nitrification liquid-reflux-rate on the nitrogen removal effect of the hydrolysis-A/O process [J]. Journal of Huazhong University of Science and Technology: Nature Science Edition, 2012, 40(12): 117-122.
- [14] 宋英豪, 王敏, 熊娅, 等. 水解反硝化工艺强化脱氮处理[J]. 化工学报, 2013, 64(6): 2194-2200.
- Song Y H, Wang M, Xiong Y, et al. Strengthening denitrification by hydrolysis-denitrification technology [J]. CIESC Journal, 2013, 64(6): 2194-2200.
- [15] 杨敏, 孙永利, 郑兴灿, 等. 不同外加碳源的反硝化效能与技术经济性分析[J]. 给水排水, 2010, 36(11): 125-128.
- Yang M, Sun Y L, Zheng X C, et al. Denitrification efficiency and technoeconomic analysis of different exotic additional carbon source [J]. Water & Wastewater Engineering, 2010, 36(11): 125-128.
- [16] 吴代顺, 桂丽娟, 陈晓志, 等. 不同类型碳源及其投加量对污泥反硝化的影响研究[J]. 兰州交通大学学报, 2012, 31(3): 99-103.
- Wu D S, Gui L J, Chen X Z, et al. Effects of different types and dosages of carbon sources on denitrification of activated sludge [J]. Journal of Lanzhou Jiaotong University, 2012, 31(3): 99-103.
- [17] Gao Y, Peng Y, Zhang J, et al. Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A₂O process [J]. Bioresource Technology, 2011, 102(5): 4091-4097.
- [18] Li X, Chen H, Hu L, et al. Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation, and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal [J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(5): 1834-1839.

(编辑 王秀玲)

(上接 108 页)

- [9] Ren H J, Ye L, Zhang S W, et al. Flocculation of kaolin suspension with the adsorption of N, N-disubstituted hydrophobically modified polyacrylamide [J]. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 2008, 317(1/2/3): 388-393.
- [10] Fang R, Cheng X S, Xu X R. Synthesis of lignin-base cationic flocculant and its application in removing anionic azo-dyes from simulated waste water [J]. Bioresource Technology, 2010, 101(19): 7323-7329.
- [11] Shane A S, Robert G G. Photo-initiated polymerization of acrylamide in water [J]. Polymer, 2007, 48: 4733-4741.
- [12] Zheng H L, Sun Y J, Zhu C J, et al. UV-initiated polymerization of hydrophobically associating cationic flocculants: Synthesis, characterization, and dewatering properties [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 234: 318-326.
- [13] Ren H J, Chen W N, Zheng Y F, et al. Effect of hydrophobic group on flocculation properties and denaturing efficiency of cationic acrylamide copolymer [J]. Reactive and Functional Polymers, 2007, 67(7): 601-608.
- [14] 郑怀礼, 唐雪, 沈烈翔, 等. 阳离子 P(AM-DAC) 污泥脱水剂的合成、表征与应用[J]. 重庆大学学报, 2011, 33(7): 114-122.
- Zheng H L, Tang X, Shen L X, et al. Synthesis, characterization and application of cationic P(AM-DMC) used for sludge dewatering [J]. Journal of Chongqing University, 2011, 33(7): 114-122.
- [15] Zheng H L, Sun X P, He Q, et al. Study on synthesis and trapping property of dithiocarbamates macromolecule heavy metal flocculant [J]. Journal of Applied Polymer Science, 2008, 110(4): 2461-2466.

(编辑 胡玲)