

**编者按** 为深入探讨污水处理行业的节能降耗减碳问题，编辑部特邀请清华大学环境学院王凯军教授、中国科学院生态环境研究中心魏源送研究员和清华大学环境学院王启镛高级工程师为专题学术编辑，组织“面向减污降碳协同增效的污水处理系统运行管理研究与实践专题”，从上一期开始陆续刊登，以期为污水处理行业落实减污降碳协同增效提供参考。本期刊登 3 篇稿件，请继续关注。



文章栏目：面向减污降碳协同增效的污水处理系统运行管理研究与实践专题

DOI 10.12030/j.cjee.202209163 中图分类号 X703 文献标识码 A

侯培强, 宋静文, 王启镛, 等. 基于碳源储存的污水生物脱氮除磷效率及污水处理系统延伸成本分析[J]. 环境工程学报, 2023, 17(4): 1138-1144. [HOU Peiqiang, SONG Jingwen, WANG Qibin, et al. Biological nitrogen and phosphorus removal efficiency of wastewater based on carbon source storage and cost analysis of sewage treatment system extension[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(4): 1138-1144.]

# 基于碳源储存的污水生物脱氮除磷效率及污水处理系统延伸成本分析

侯培强<sup>1</sup>, 宋静文<sup>2</sup>, 王启镛<sup>3,✉</sup>, 王凯军<sup>3</sup>

1. 亚太建设科技信息研究院有限公司, 北京 100120; 2. 北控水务(中国)投资有限公司, 北京 100102; 3. 清华大学环境学院, 环境模拟与污染控制国家重点联合实验室, 北京 100084

**摘要** 以我国北方某改良型 A<sup>2</sup>O 工艺 (设计规模 6×10<sup>4</sup> m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>) 为例, 基于一年的运行数据, 考察碳源储存与生物脱氮除磷能力之间的关系, 分析碳源利用效率和能耗情况。结果表明: 在 7—9 月, 系统碳源的综合利用效率为 53%~55%, 这说明消耗的碳源中超过 50% 比例用于生物脱氮除磷; 反硝化菌较聚磷菌对环境的变化更敏感; 外加碳源的延伸成本占直接成本的 20.5%。因此, 污水处理厂应充分考虑进出水水质及环境条件变化对碳源有效利用的影响。本研究结果可为减污降碳协同增效背景下城市污水处理厂 A<sup>2</sup>O 工艺及其他常规工艺的优化调控提供参考。

**关键词** 污水处理; A<sup>2</sup>O 工艺; 碳源储存; 脱氮除磷; 延伸成本

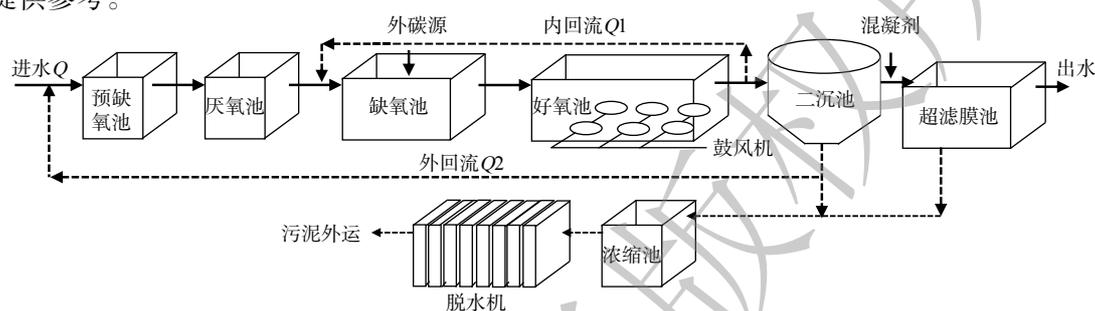
脱氮除磷是污水处理厂的重要任务。生物法脱氮除磷比物化法更具经济性和环保效益<sup>[1]</sup>, 但其运行条件更为严苛<sup>[1-3]</sup>。污水处理过程控制条件的不合理会降低有机物去除效率, 以及脱氮和除磷效率, 严重时会导致出水水质不达标。因此, 为有效提高生物脱氮除磷工艺的处理效率, 研究者对生物脱氮除磷工艺进行了不断改进, 采取了诸如多点进水<sup>[4]</sup>、好氧池末端设置消氧区<sup>[5]</sup>、优化回流比设置<sup>[6]</sup>、精确曝气<sup>[7]</sup>、调整运行模式<sup>[8]</sup>、借助数学模型<sup>[9]</sup>等措施。污水处理属于非线性、强耦合复杂过程, 而生物脱氮除磷的效率影响因素尤其多<sup>[10]</sup>。其中, 由于碳源是微生物生长必需的营养元素, 故其也是传统生物脱氮除磷工艺的控制因素。在污水处理过程中, 碳源主要用于厌氧释磷、缺氧反硝化和异养菌代谢。然而, 关于污水处理厂微生物生态系统中, 碳源消耗量与生物脱氮除磷效率之间的关系研究较少, 因此, 对基于碳源储存的生物脱氮除磷效率调控方法研究对污水处理厂的运行优化有参考意义。

收稿日期: 2022-09-28; 录用日期: 2023-02-18

基金项目: 亚太建设科技信息研究院有限公司自立科研项目 (YT202201)

第一作者: 侯培强 (1983—), 男, 博士, 高级工程师, [hq83@163.com](mailto:hq83@163.com); ✉通信作者: 王启镛 (1983—), 男, 博士, 高级工程师, [wangqibin188@163.com](mailto:wangqibin188@163.com)

针对我国城市污水处理厂进水 COD 低、碳氮比低的问题<sup>[11]</sup>，采用投加外碳源以促进生物脱氮除磷往往成为有效措施<sup>[12-13]</sup>。近年来，研究者在碳源种类对污泥产量影响<sup>[14-15]</sup>、低成本碳源开发<sup>[16]</sup>、外碳源投加方式<sup>[9]</sup>等方面进行了相关研究。然而，外加碳源在提供电子供体提高污水处理效率的同时，会增加碳足迹<sup>[17]</sup>。另外，在污水处理过程中投加外碳源，不仅增加直接运行成本，还会增加诸如投加泵能耗、污泥产量、污泥处理等延伸成本，这一点尚未引起重视。因此，从污水处理全流程角度出发，研究外加碳源的延伸成本有助于全面了解污水处理厂运行成本的内部构成。本研究以我国北方某改良型 A<sup>2</sup>/O 工艺为例，探讨碳源消耗量与 TN、TP、耗电量之间的关系，并对外碳源投加引起的延伸成本进行分析，以期为城市污水 A<sup>2</sup>/O 工艺及其他常规工艺的调控优化提供参考。

图1 改良型 A<sup>2</sup>/O 工艺流程Fig. 1 Improved A<sup>2</sup>/O process flow

## 1 材料与方法

### 1.1 污水处理厂概况

我国北方某市政污水处理厂（简称“A厂”）设计流量  $Q$  为  $6 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ，采用改良 A<sup>2</sup>/O 工艺+膜超滤系统，工艺流程如图1所示。该污水处理厂的进水主要为生活污水，出水可达到该市地方标准《水污染物综合排放标准》(DB11/307-2013) B 标准。

生化池总水力停留时间 (hydraulic retention time, HRT) 为 16.5 h。其中，预缺氧段 0.5 h，厌氧段 HRT 为 1 h，缺氧段 HRT 为 5 h，好氧段为 10 h。进水至选择区与缺氧区的分配比例为 5%~10% 和 90%~95%。混合液回流至缺氧池，内回流比为 300%；外回流污泥回流至预缺氧区，外回流比 100%。外碳源投加点在缺氧段前端，二沉池后投加混凝剂后进超滤膜池。进水 TN 较高时，投加质量分数为 25% 的乙酸钠溶液作为外碳源促进脱氮。污泥龄控制在 15~20 d。

### 1.2 研究方法

#### 1.2.1 数据收集方法

对 2018 年全年的 A 厂运行数据进行统计，包括进水出水标准及进水水质情况 (表1)。该厂地处暖温带，为半湿润半干旱季风气候，四季分明。夏季炎热多雨，水温高达 27 ℃；冬季寒冷，水温低至 9 ℃；春秋季节气候温和。

表1 A厂进水及出水的设计标准及实际进水水质情况

Table 1 Design criteria for designed influent and effluent and actual influent quality in A plant

运行数据类型	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	BOD <sub>5</sub> /(mg·L <sup>-1</sup> )	SS/(mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	TN/(mg·L <sup>-1</sup> )	TP/(mg·L <sup>-1</sup> )	COD/TN	COD/TP
进水设计值	460	250	250	50	55	7	-	-
出水设计值	≤30	≤6	≤10	≤1.5(2.5)	≤15	≤0.3	-	-
进水浓度范围	83~898	37~484	88~1 480	8~48	22~69	2.5~22.1	4.1~16.9	19~193
进水浓度平均值	298	152	307	31	41	5.9	6.6	52

注：12月1日至3月31日执行括号内排放限值。

### 1.2.2 分析方法

污水处理厂的耗氧有机物(以 COD 计)的变化情况分析采用式(1)~(8)。

$$\Delta T_{\text{COD}} = \text{COD}_{\text{inf}} - \text{COD}_{\text{eff}} + \text{COD}_{\text{ext}} \quad (1)$$

式中:  $\Delta T_{\text{COD}}$  为污水处理厂总的 COD 变化量,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{COD}_{\text{inf}}$  为污水处理厂的进水 COD,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{COD}_{\text{eff}}$  为污水处理厂的出水 COD,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{COD}_{\text{ext}}$  为投加外碳源的 COD,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}} = \Delta T_{\text{COD}} \times Q \times 10^6 / ((\text{TN}_{\text{inf}} - \text{TN}_{\text{eff}}) \times Q \times 10^6) \quad (2)$$

式中:  $R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}}$  为去除每千克 TN 所消耗的耗氧有机物质量 (kg, 以 COD 换算),  $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $Q$  为污水处理厂每日处理水量,  $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $\text{TN}_{\text{inf}}$  为污水处理厂的进水 TN,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{TN}_{\text{eff}}$  为污水处理厂的出水 TN,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TP}} = \Delta T_{\text{COD}} \times Q \times 10^6 / ((\text{TP}_{\text{inf}} - \text{TP}_{\text{eff}} - \text{TP}_{\text{chem}}) \times Q \times 10^6) \quad (3)$$

式中:  $R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TP}}$  为去除每千克 TP 所消耗的耗氧有机物质量 (kg, 以 COD 换算),  $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $Q$  为污水处理厂每日处理水量,  $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ ;  $\text{TP}_{\text{inf}}$  为污水处理厂的进水 TP,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{TP}_{\text{eff}}$  为污水处理厂的出水 TP,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $\text{TP}_{\text{chem}}$  为污水处理厂投加化学药剂后的 TP 去除量,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

$$\text{TP}_{\text{chem}} = M / (m \times Q \times K_p) \quad (4)$$

式中:  $M$  为每日投加的混凝剂质量, kg;  $m$  为去除每千克 TP 所消耗的混凝剂质量 (kg),  $\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $K_p$  (无量纲) 是化学除磷的摩尔系数。本研究中  $K_p$  取 3。

$$R_{\Delta\text{BP}/\Delta\text{TP}} = ((\text{TP}_{\text{inf}} - \text{TP}_{\text{eff}} - \text{TP}_{\text{chem}}) \times Q \times 10^6 \times 100\%) / ((\text{TP}_{\text{inf}} - \text{TP}_{\text{eff}}) \times Q \times 10^6) \quad (5)$$

式中:  $R_{\Delta\text{BP}/\Delta\text{TP}}$  为生物除磷量占总除磷量的百分比。

$$\Delta\text{COD}_{\text{TN,TP}} = K_1 \times (\text{TN}_{\text{inf}} - \text{TN}_{\text{eff}}) + K_2 \times (\text{TP}_{\text{inf}} - \text{TP}_{\text{eff}} - \text{TP}_{\text{chem}}) \quad (6)$$

式中:  $\Delta\text{COD}_{\text{TN,TP}}$  为污水处理厂用于生物脱氮除磷的耗氧有机物(以 COD 计)的变化量,  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ;  $K_1$  为去除 1 个单位质量的硝态氮转化为氮气的电子接收能力所需耗氧有机物(以 COD 计)提供电子供体的系数, 本研究按传统脱氮方式考虑, 取  $K_1=2.86$ , 即 1 mg 硝态氮反硝化为氮气的电子接受能力与 2.86 mg 耗氧有机物(以 COD 计)的电子接受能力相当;  $K_2$  为生物聚磷菌释放 1 个单位质量的磷所需耗氧有机物(以 COD 计)的重量系数, 本研究中  $K_2$  取值为 2。

$$R_{\text{COD}} = (\Delta\text{COD}_{\text{TN,TP}} / \Delta\text{TCOD}) \times 100\% \quad (7)$$

式中:  $R_{\text{COD}}$  为污水处理厂用于生物脱氮除磷的耗氧有机物(以 COD 计)占总 COD 去除量的百分比。

$$E_{\text{COD}} = N / (\Delta T_{\text{COD}} \times Q \times 10^6) \quad (8)$$

式中:  $E_{\text{COD}}$  为去除单位耗氧有机物(以 COD 计)所需耗电,  $(\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ ;  $N$  为耗电量,  $(\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{d}^{-1}$ 。

### 1.2.3 测试方法

COD、 $\text{BOD}_5$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TN、MLSS、MLVSS 等指标均按《水和废水检测分析方法》(第 4 版)标准方法测定。

## 2 结果与讨论

### 2.1 生物脱氮效率与碳源储存的关系

图 2 为 A 厂全年各月份进出水 TN 的变化、 $\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}$  的变化情况。A 厂进水 TN 波动较大, 为  $31.6\sim 49.7\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水则稳定维持在  $15\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下。TN 平均月去除率为  $61.1\%\sim 75.1\%$ , 全年平均去除率达  $69.7\%$ 。 $R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}}$  平均月值为  $7.1\sim 11.2\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 全年平均值为  $9.3\text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。 $R_{\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}}$  在 7 月、8 月、9 月较低, 这说明去除单位 TN 所消耗的耗氧有机物(以 COD 计)较少。特别是在 9 月份, 每去除 1 kg TN 仅需 7.1 kg 耗氧有机物(以 COD 换算), 出水平均 TN 为  $11.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在春季(1—3 月)水温较低, 微生物活性较低, 代谢能力较弱。随着水温上升, 微生物活性逐渐唤醒, TN 去除率逐渐上升。到了夏季, 由于雨水冲击引起温度波动, 给硝化菌和反硝化菌带来较大影响。秋季(7—9 月)的水温为  $20\sim 26\text{ }^\circ\text{C}$ , 水温相对变化不大, 非常有利于硝化菌和反硝化菌的生

长, 该季节脱氮效率较高。生物酶对环境条件的变化比较敏感, 温度的改变使活性随之发生改变<sup>[18]</sup>。在冬季, 水温降低, 进水 TN 升高, 微生物活性降低, 进水中慢速降解的有机物利用不充分, 往往需要投加易降解的碳源来促进反硝化脱氮。其重要表现为  $R_{ACOD/\Delta TN}$  较高, 在 11 月份达到  $11.2 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

## 2.2 生物除磷效率与碳源储存

图 3 为 A 厂全年各月份进出水 TP 变化情况, 以及  $\Delta\text{COD}/\Delta\text{TN}$  的变化情况。A 厂进水 TP 波动较大, 为  $4.15\sim 8.51 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 出水稳定维持在  $0.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  以下。平均月 TP 去除率为  $91.4\%\sim 98.8\%$ , 全年平均去除率高达  $96.9\%$ 。月度  $R_{ABP/\Delta TP}$  为  $43.8\%\sim 88.8\%$ , 全年平均值为  $64.1\%$ 。这表明该厂的生化除磷效果较好。月度  $R_{ACOD/\Delta TP}$  平均值为  $45.5\sim 138.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 全年平均值为  $79.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。 $R_{ACOD/\Delta TP}$  从 2 月开始逐渐降低, 到 6 月达到最低, 为  $45.5 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 7 月与 6 月持平, 随后  $R_{ACOD/\Delta TP}$  逐渐升高。这说明生物法去除单位 TP 所消耗的耗氧有机物 (以 COD 换算) 逐渐增多。总体来说,  $R_{ABP/\Delta TP}$  与进水 TP 变化趋势几乎一致, 而  $R_{ACOD/\Delta TP}$  与进水 TP 变化趋势则相反。 $R_{ABP/\Delta TP}$  与  $R_{ACOD/\Delta TP}$  这 2 个指标均表明生化除磷效率随着进水浓度升高而升高。这与陈清<sup>[19]</sup>的研究结果一致, TP 去除率会随着进水 TP 增加而增加。这可能主要原因是部分微生物的功能冗余<sup>[18]</sup>, 尽管进水 TP 较高, 这些污染物也会激发某些聚磷菌的活性, 促进其对 P 元素生化去除。

## 2.3 碳源综合利用效率分析

污水处理厂的生物脱氮除磷过程均需碳源参与。从工艺运行管理的角度出发, 应提高碳源利用效率, 减少外碳源和除磷剂的使用, 从而降低生产成本。 $\Delta T_{\text{COD}}$ 、 $\Delta\text{COD}_{\text{TN, TP}}$  及碳源综合利用效率随月份变化情况见图 4。A 厂的  $\Delta T_{\text{COD}}$  波动较大, 为  $142\sim 361 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,  $\Delta\text{COD}_{\text{TN, TP}}$  则变化较小, 为  $60\sim 120 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。总体上,  $\Delta\text{COD}_{\text{TN, TP}}$  与  $\Delta T_{\text{COD}}$  变化趋势几乎一致。碳源综合利用效率在 1—9 月总体逐渐升高, 随后逐渐下降。特别是在 7—9 月, 碳源综合利用效率较高, 达到  $53\%\sim 55\%$ 。这表明超过一半的  $\Delta T_{\text{COD}}$  用于生物脱氮除磷。尽管在 10 月  $\Delta T_{\text{COD}}$  较 9 月增加了  $110 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 然而碳源综合利用效率却大幅下降, 由  $55\%$  降至  $41\%$ 。对比图 2, 10 月的  $R_{ACOD/\Delta TN}$  较 9 月有大幅提高。这表明反硝化菌的代谢能力随月份变化较大。对比图 3, 10 月的  $R_{ACOD/\Delta TP}$  较 9 月小幅提高。这表明反硝化菌较聚磷菌对环境的变化更敏感。

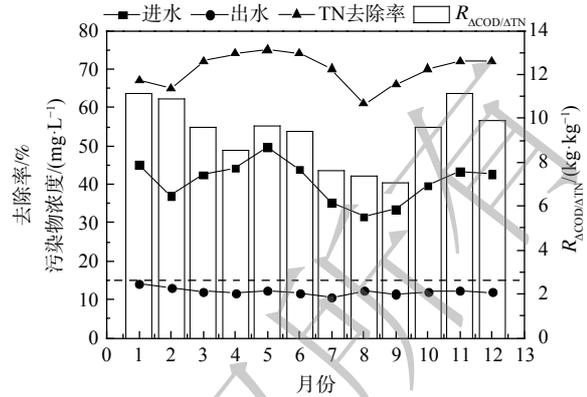


图 2 进出水 TN、 $R_{ACOD/\Delta TN}$  比随月份的变化情况

Fig. 2 Variation of TN and  $R_{ACOD/\Delta TN}$  ratio with months in the influent and effluent

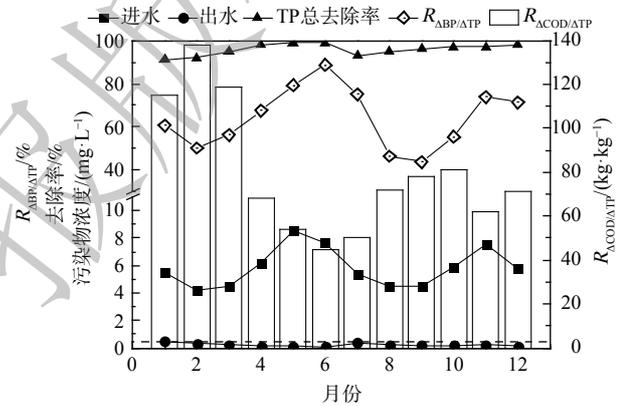


图 3 进出水 TP 和  $R_{ACOD/\Delta TP}$  随月份的变化情况

Fig. 3 Variation of TP and  $R_{ACOD/\Delta TP}$  ratio with months in the influent and effluent

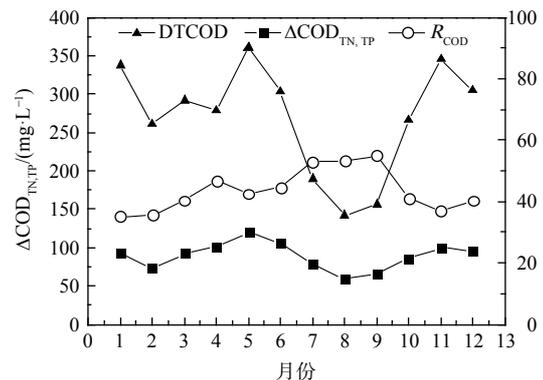


图 4  $\Delta T_{\text{COD}}$ 、 $\Delta\text{COD}_{\text{TN, TP}}$ 、碳源综合利用效率随月份变化

Fig. 4 Variation of  $\Delta T_{\text{COD}}$ 、 $\Delta\text{COD}_{\text{TN, TP}}$  and carbon source utilization efficiency with months

## 2.4 单位 COD 变化量对应的能耗分析

吨水电耗及单位 COD 变化量(降低)所需耗电随着时间的变化见图 5。1月、2月年平均吨水电耗最高,达到  $0.70\sim 0.71 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{m}^{-3}$ , 随后快速下降,6月平均吨水电耗最低,为  $0.41 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{m}^{-3}$ , 下降幅度达 42%。7—12月平均吨水电耗变化幅度不大,为  $0.41\sim 0.45 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{m}^{-3}$ 。单位 COD 变化量(降低)所需耗电量在 8 月份达到最高,为  $3.18 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ 。1—3月、7月、9月超过全年平均值  $2.0 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ , 而单位 COD 变化量(降低)所需耗电量在 11 月降至最低,为  $1.17 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ 。对比可知,7—9 月这 3 个月份的吨水电耗变化不大,并处于较低水平,而单位 COD 变化量(降低)所需耗电量较高。随后,单位 COD 变化量(降低)所需耗电量逐渐降低。7—12 月吨水电耗变化不大,而单位 COD 变化量(降低)的耗电量差别很大。8 月平均日处理水量 6.24 万吨,  $E_{\text{COD}}$  高达  $3.18 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ ; 11 月平均日处理水量 6.16 万吨,  $E_{\text{COD}}$  最低至  $1.17 (\text{kW}\cdot\text{h})\cdot\text{kg}^{-1}$ , 仅为 8 月份的 37%。11 月平均 TN 去除率、 $R_{\text{BP/CP}}$  明显较高,分别为 72% 和 74%。这表明低  $E_{\text{COD}}$  有助于生物脱氮除磷效果。污水处理厂能耗分布中,曝气能耗占比最大,同时鼓风机的鼓风量可调范围则非常大,  $E_{\text{COD}}$  的降低主要是曝气量减少的结果。王启宾等<sup>[20]</sup>发现,在改良 AAO 系统中,对好氧区曝气系统进行优化调整,将好氧区后端 5 根曝气管上阀门关闭,曝气量由平均  $8\ 800 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$  降至  $7\ 000 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ , 出水 TN、TP 明显降低。低溶解氧环境能降低微生物菌体内内源聚合物氧化速率,可提高进水碳源用于生物脱氮除磷的利用率。

在生物脱氮除磷系统中,去除 1 kg 氮和磷分别消耗耗氧有机物(以 COD 计)的理论值为  $2.86 \text{ kg}^{[9]}$ 、 $3\text{kg}^{[21]}$ , 单位 COD 变化量(降低)的脱氮及除磷能耗占比如图 6 所示。脱氮消耗耗氧有机物(以 COD 计)在  $E_{\text{COD}}$  占比为

$25.6\%\sim 40.5\%$ 。在秋季,特别是在 9 月份,脱氮消耗耗氧有机物(以 COD 计)的能耗占比最高。除磷消耗耗氧有机物(以 COD 计)在  $E_{\text{COD}}$  占比为  $2.2\%\sim 6.7\%$ , 在 6 月份,除磷消耗耗氧有机物(以 COD 计)的能耗占比最高。综合分析可知,7—9 月的生物脱氮除磷消耗耗氧有机物(以 COD 计)在  $E_{\text{COD}}$  占比中较高,表明耗氧有机物(以 COD 计)的利用效率较高,与前面碳源综合利用效率分析的结果一致。另一方面,即使在 7—9 月,生物脱氮除磷消耗耗氧有机物(以 COD 计)在  $E_{\text{COD}}$  占比中不足 50%。这表明非生物脱氮除磷占用的耗氧有机物(以 COD 计)消耗了更多能耗。因此,从可持续发展的角度,应该考虑回收利用进水中的碳<sup>[22-23]</sup>, 以此角度来开发低碳污水处理技术。

## 2.5 碳源延伸成本分析

为强化生物脱氮除磷效果,投加碳源会增加直接生产成本,且与曝气能耗、污水处理费、污水处置费等环节相关,增加了更多生产成本。以每投加 1 kg 耗氧有机物(以 COD 换算)(乙酸钠液体,质量分数为 25%)为例来核算碳源延伸成本,结果见表 2。间接成本为  $1.47 \text{ 元}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 占直接碳源成本的 20.5%。由于投加外碳源还会增加二氧化碳、甲烷等温室气体,不利于污水处理厂推进减排降碳协同增效。该厂每年投加外碳源(乙酸钠液体,质量分数 25%)约 800 t, 外碳源直接成本为

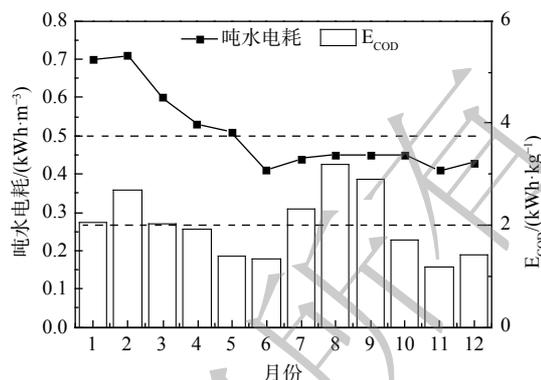


图 5 吨水电耗与  $E_{\text{COD}}$  随月份变化

Fig. 5 Variation of power consumption per ton of water and  $E_{\text{COD}}$  with months

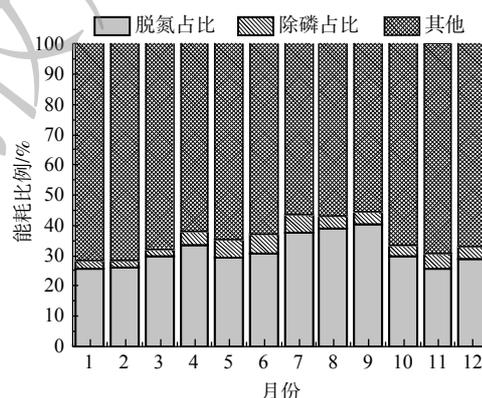


图 6 去除单位 COD 的能耗占比

Fig. 6 Energy consumption ratio of COD removal unit

表2 外碳源延伸成本分析  
Table 2 Analysis of extension cost of external carbon source

项目	直接成本		间接成本				小计/ (元·kg <sup>-1</sup> )
	碳源成本/ (元·kg <sup>-1</sup> )	曝气能耗/ (元·kg <sup>-1</sup> )	污泥处理费/ (元·kg <sup>-1</sup> )	污泥处置费/ (元·kg <sup>-1</sup> )	投加泵电耗/ (元·kg <sup>-1</sup> )	人工费、水泵等 装置按年折算、 维护费等的比例	
数值	7.18	0.7	0.07	0.5	0.01	15%	1.47
说明	以乙酸钠含量 25%液体(市场价 约每吨1400元) 计,折耗耗氧有机 物(以COD计)为 195 kg·t <sup>-1</sup> 。	取本研究中全年 平均值 2 (kw·h)·kg <sup>-1</sup> 计,电费 0.7元·(kw·h) <sup>-1</sup> 。	污泥产量的参数取 自文献[24]。污泥 从含水率98.8%降 至80%计算。	按污泥处置费 (80%含水率) 200元·t <sup>-1</sup> 计。	按常规隔膜泵考 虑,功率 0.55 kW计。	主要考虑加药泵、 管路、配件等年折 算、维修维护费 用。	

注：所有成本核算中涉及耗氧有机物的量均以COD换算。

112万元,间接成本则高达23万元,两者共增加生产成本135万元。因此,有必要深入研究污水处理过程的污染物变化规律,挖掘工艺潜力,从提高原水碳源的储存效率入手,提高反硝化除磷、同步硝化反硝化、厌氧氨氧化等低碳技术在污染物去除中的占比,从而减少能耗物耗。

### 3 结论

1) 在7—9月,  $R_{ACOD/\Delta TN}$  的变化表明去除单位TN所消耗耗氧有机物(以COD计)较少。特别是在9月份,去除每千克TN仅需7.1 kg耗氧有机物(以COD计);  $R_{ABP/\Delta TP}$  与进水TP的变化趋势几乎一致,而  $R_{ACOD/\Delta TP}$  则反之。 $R_{ABP/\Delta TP}$  与  $R_{ACOD/\Delta TP}$  这2个指标均表明生化除磷效率会随着进水浓度的升高而升高。

2)  $\Delta COD_{TN, TP}$  与  $\Delta T_{COD}$  变化趋势几乎一致。在7—9月,碳源的综合利用效率较高,达到53%~55%。这表明超过一半的  $\Delta T_{COD}$  用于生物脱氮除磷。反硝化菌较聚磷菌对环境的变化更敏感。从可持续发展的角度,还应该考虑回收利用进水中的碳,开发相应的低碳污水处理技术。

3) 投加外碳源不仅增加直接生产成本,而且与曝气能耗、污水处理费、污水处置费等环节相关联,间接成本占直接碳源成本的20.5%。因此,可考虑从提高原水碳源的储存效率入手,提高反硝化除磷、同步硝化反硝化、厌氧氨氧化等低碳技术在污染物去除中的占比,从而减少能耗物耗的输入。本研究的计算方法充分考虑了进出水水质及环境条件变化对碳源有效利用的影响,可为污水处理厂的碳源管理提供参考。

### 参考文献

- [1] ZOU L Z, ZHOU M, LUO Z W, et al. Selection and synthesis of multi-carbon source composites to enhance simultaneous nitrification-denitrification in treating low C/N wastewater[J]. *Chemosphere*, 2022, 288: 132567.
- [2] 柴蓓蓓, 曹锋, 鞠恺, 等. 不同碳源条件生物滤池深度脱氮效能及其经济性[J]. *水处理技术*, 2021, 47(5): 83-88.
- [3] 司文曦, 李辰, 马庆. 污水处理厂强化生物脱氮措施探析[J]. *中国给水排水*, 2015, 31(16): 21-25.
- [4] AGNE K B, NEVIN Y. Evaluation of sludge reduction in an oxic-settling-anoxic system operated with step feeding regime for nutrient removal and fed with real domestic wastewater[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 243: 385-392.
- [5] 冯云刚, 张飞, 冯凯, 等. 消氧强化反硝化脱氮 AAO 生物池在合肥某污水厂的应用[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(14): 80-84.
- [6] WANG Q B, CHEN Q W. Simultaneous denitrification and denitrifying phosphorus removal in a full-scale anoxic-oxic process without internal recycle treating low strength wastewater[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 39: 175-183.
- [7] 谢小明. 精确曝气控制在污水处理厂中的应用和探索[J]. *中国给水排水*, 2016, 32(6): 24-27.
- [8] 王启镜, 宫徽, 朱越, 等. SBR运行模式对市政污水脱氮除磷性能的影响分析[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(4): 1167-1173.
- [9] WANG Q B, CHEN Q W, CHEN J. Optimizing external carbon source addition in domestic wastewater treatment based on online sensing data and a numerical model[J]. *Water Science and Technology*, 2017, 75(11): 2716-2725.
- [10] 李子锋. 污水处理生物脱氮除磷影响因素及对策的研究[J]. *皮革制作与环保科技*, 2021, 2(5): 101-102.

- [11] 王启镛, 苑泉, 官徽, 等. SBR系统在低浓度污水条件下培养好氧颗粒污泥的特性及微生物分析[J]. 环境工程学报, 2018, 12(11): 3043-3052.
- [12] FENG X C, BAO X, CHE L, et al. Enhance biological nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment process by adding food waste fermentation liquid as external carbon source[J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2021, 165: 107811.
- [13] MANNINA G, CAPODICI M, COSENZA A, et al. Carbon and nutrient biological removal in a University of Cape Town membrane bioreactor: Analysis of a pilot plant operated under two different C/N ratios[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 296: 289-299.
- [14] 陈涔, 周健, 窦艳艳. 碳源种类对原位生物解耦联污泥减量系统效能影响[J]. 环境工程学报, 2015, 9(3): 1131-1135.
- [15] 张怡芳, 吉芳英, 姜蕾. 固液碳源对反硝化脱氮及污泥产量影响研究[J]. 水处理技术, 2020, 46(4): 121-124,132.
- [16] 赵国强, 李亚, 武双, 等. 基于低成本碳源微生物合成聚羟基脂肪酸酯的研究进展[J]. 高分子通报, 2020(11): 22-30.
- [17] CANIANI D, CAIVANO M, PASCALE R, et al. CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from water resource recovery facilities: Evaluation of emissions from biological treatment, settling, disinfection, and receiving water body[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 648: 1130-1140.
- [18] 王启镛, 龚春辰, 魏彬, 等. 季节性气候变化下污水处理厂性能及污泥特性分析[J]. 给水排水, 2021, 47(3): 49-54.
- [19] 陈清. 污水处理厂进水水质变化对污染物去除效率的影响分析[J]. 水资源开发与管理, 2015(2): 80-84.
- [20] 王启镛, 李浩, 董旭, 等. 改良型A<sup>2</sup>/O污水处理厂的工艺优化调控方案及其对同步脱氮除磷效率的提升[J]. 环境工程学报, 2022, 16(2): 659-665.
- [21] JANSSEN P M J, MEINEMA K, VAN DER ROEST H F, 著. 祝贵兵, 彭永臻, 译. 生物除磷设计与运行手册[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2005.
- [22] GONG H, JIN Z Y, WANG Q B, et al. Effects of adsorbent cake layer on membrane fouling during hybrid coagulation/adsorption microfiltration for sewage organic recovery[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 317: 751-757.
- [23] JING Z Y, GONG H, WANG K J. Application of hybrid coagulation microfiltration with air backflushing to direct sewage concentration for organic matter recovery[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 283: 824-831.
- [24] HENZE M, VAN L M C M, EKAMA A G B D. Biological wastewater treatment: Principles, modelling and design[M]. London: IWA publishing, 2008.

(责任编辑: 靳炜)

## Biological nitrogen and phosphorus removal efficiency of wastewater based on carbon source storage and cost analysis of sewage treatment system extension

HOU Peiqiang<sup>1</sup>, SONG Jingwen<sup>2</sup>, WANG Qibin<sup>3\*</sup>, WANG Kaijun<sup>3</sup>

1. YATAI Construction Science & Technology Consulting Institute Co., Ltd., Beijing 100120, China; 2. Beijing Enterprises Water Group (China) Investment Limited, Beijing 100102, China; 3. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China

\*Corresponding author, E-mail: wangqibin188@163.com

**Abstract** Taking an improved A<sup>2</sup>/O process in northern China (with a design scale of  $6 \times 10^4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ) as an example, the relationship between carbon source storage and biological nitrogen and phosphorus removal was investigated based on the operation data of a whole year, and the utilization efficiency of carbon source and energy consumption was analyzed. The results showed that from July to September, the comprehensive utilization efficiency of carbon source reached 53%~55%, which proved that more than 50% consumed carbon source was used for biological nitrogen and phosphorus removal. Denitrifying bacteria were more sensitive to environmental changes than phosphorus accumulating bacteria. The extension cost of additional carbon source accounted for 20.5% of the direct cost. It was pointed out that the sewage treatment plant should fully consider the influence of the change of inlet and outlet water quality and environmental conditions on the effective utilization of carbon sources, so as to provide technical guidance and reference for the regulation and operation of municipal wastewater treatment plant with A<sup>2</sup>/O process and other conventional processes.

**Keywords** wastewater treatment; A<sup>2</sup>/O process; carbon source storage; nitrogen and phosphorus removal; extension cost