

# 碳氮比对A/O-MBR工艺中污水脱氮除磷的影响研究

陶虎春<sup>1,†</sup> 佟浩<sup>1</sup> 王健<sup>2,†</sup> 黄奕龙<sup>2</sup> 张丽娟<sup>1</sup> 杨凯<sup>1</sup> 丁凌云<sup>1</sup> 乔雪姣<sup>1</sup> 豆敏<sup>1</sup> 许楠<sup>1</sup>

1. 深圳市重金属污染控制与资源化重点实验室, 北京大学深圳研究生院环境与能源学院, 深圳 518055; 2. 深圳市水务规划设计院股份有限公司, 深圳 518001; † 通信作者, E-mail: taohc@pkusz.edu.cn (陶虎春), wangj@swpdi.com (王健)

**摘要** 在高、低碳氮比情况下, 探究A/O-MBR现场工艺中污水氨氮、总氮和总磷的去除效率及其变化规律。研究结果显示, 随着进水碳氮比升高, 出水中总氮去除效率由(44.1±8.9)%提升至(78.5±7.9)%, 总磷去除效率未受影响。差异性代谢产物分析表明, 提升碳氮比能够增强菌群的氨基酸代谢功能, 同时促进核黄素的生物合成, 共同提升污水中氮的去除效率。

**关键词** A/O-MBR; 碳氮比; 脱氮; 除磷; 代谢物

## Effects of Carbon-to-Nitrogen Ratio on Nitrogen and Phosphate Removal in A/O-MBR Wastewater Treatment Process

TAO Huchun<sup>1,†</sup>, TONG Hao<sup>1</sup>, WANG Jian<sup>2,†</sup>, HUANG Yilong<sup>2</sup>, ZHANG Lijuan<sup>1</sup>, YANG Kai<sup>1</sup>, DING Lingyun<sup>1</sup>, QIAO Xuejiao<sup>1</sup>, DOU Min<sup>1</sup>, XU Nan<sup>1</sup>

1. Shenzhen Key Laboratory for Heavy Metal Remediation and Reclamation, School of Environment and Energy, Peking University Shenzhen Graduate School, Shenzhen 518055; 2. Shenzhen Water Planning & Design Institute Co Ltd, Shenzhen 518001; † Corresponding authors, E-mail: taohc@pkusz.edu.cn (TAO Huchun), wangj@swpdi.com (WANG Jian)

**Abstract** The changing profiles of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , total nitrogen (TN) and total phosphate (TP) were investigated in the A/O-MBR process at high and low carbon-to-nitrogen ratios. By elevating the carbon-to-nitrogen ratio, there was an increase in the removal efficiency of TN from 44.1%±8.9% to 78.5%±7.9%, while the removal efficiency remained unchanged for TP. Metabolite analyses revealed that enhanced metabolism of amino acids contributed significantly to efficient nitrogen removal from wastewater and the up-regulation of riboflavin biosynthesis, further improving the water quality.

**Key words** A/O-MBR; carbon-to-nitrogen ratio; nitrogen removal; phosphate removal; metabolites

水环境污染是国际环境领域的关注热点。在很多国家和地区, 有害水华已成为常见现象。氮磷元素是导致水体富营养化的重要因子, 对其在水体中浓度的控制迫在眉睫。在现有的城市污水处理厂中, 相当部分的污水处理工艺不能有效地脱氮除磷, 导致出水中含氮磷污染物的浓度较高。例如, 未达标排放的城市污水是我国渤海水体中氮污染的主要来源, 包括淮河、辽河和海河等在内的主要流域均存在水体富营养化现象<sup>[1]</sup>, 全国富营养化湖泊面积近30年增加了60倍, 25%湖泊面临富营养化的威胁<sup>[2]</sup>。全世界范围内, 诸多发生富营养化的湖泊集

中在人口稠密的城市化地区<sup>[3]</sup>。

广东省位于华南地区, 全年气候温润, 水华发生风险较高。随着工农业经济的迅速发展, 生活污水和工业废水排放量猛增, 省内水库和景观湖泊水体受到不同程度污染, 富营养化程度较高<sup>[4]</sup>。从轻度富营养化到重度富营养化, 水体中无机氮的比例逐步升高, 占50%以上。其中,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ 和 $\text{NO}_2^-$ 均与水藻的生长呈现相关性<sup>[5]</sup>。因此, 开发经济、有效的污水脱氮技术, 有助于降低水体污染程度和富营养化风险, 改善水环境质量。

污水脱氮除磷的方法有物理法、化学法和生物

法。生物法具有消耗少、效率高、成本低以及操作方便等优点。A/O-MBR工艺(anoxic/oxic-membrane biofilm reactor)是生物法的一种,它将A/O工艺与生物膜法相结合,并在后端增加MBR膜池,增加污染物的去除效率,是目前国内应用比较广泛的一种MBR脱氮除磷工艺<sup>[6]</sup>,可同时去除氮、磷以及有机物等多种污染物,工艺简单,出水水质好,污泥产量低且不易膨胀。该工艺将生物反应器与膜分离技术相结合<sup>[7]</sup>,用膜分离装置取代二沉池,获得良好的固液分离的效果,可用于处理生活污水、工业废水和垃圾渗滤液等废水<sup>[8]</sup>,一般情况下,碳氮比小于8,化学需氧量(chemical oxygen demand, COD)低于200 mg/L的污水称为低碳氮比污水<sup>[9]</sup>。据统计,在我国的127个污水处理厂中,有80%的污水处理厂碳氮比小于3.6。为了保证脱氮的效果,通常需要大量加入碳源(甲醇、乙醇和葡萄糖等)来提高脱氮效率,增加了运行成本<sup>[10]</sup>。因此,有必要探究碳氮比对A/O-MBR工艺脱氮除磷性能的影响与调控机制,推进其在实际水处理领域的应用。

本文针对不同碳氮比,探究A/O-MBR工艺的脱氮除磷效率及其变化规律。通过代谢物差异分析,探讨氮污染去除的关键微生物代谢途径,为污水厂脱氮除磷技术改进和微生物作用机制研究提供理论基础。

## 1 实验材料与方 法

### 1.1 实验装置

如图1所示,本实验装置包括厌氧池(A池)、好氧池(O池)和MBR池(M池)共3个反应池,可以同时满足不同微生物的生长环境<sup>[7]</sup>。A池的尺寸为60 cm×40 cm×50 cm,有效容积为80.4 L; O池的尺寸为100 cm×50 cm×91.5 cm,有效容积为350 L; M池的尺寸为60 cm×60 cm×61.5 cm,有效容积为126 L,里面装有4.5 m<sup>2</sup>的中空纤维膜。同时,配置4台电

磁流量计、两台空气流量计、3台在线溶解氧仪以及两套液位控制器。

污水由原水箱经蠕动泵进入A池, A池上覆盖板并配置搅拌泵,其主要功能是污泥释放磷,同时将部分有机物进行氨化。污水以溢流的方式从A池进入好氧O池,进行曝气,以及有机物去除、硝化和吸收磷等多种反应。在O池后部设置消氧段,使O池末端的溶解氧浓度适当降低,并在此位置设置含磷污泥回流至A池,降低溶解氧对A池内厌氧环境的破坏。污水以溢流的方式从O池进入M池,并在M池内进行曝气。在M池同样设置污泥回流,部分污泥回流到O池,定时进行排泥操作。该装置24小时连续进出水,每天可处理1.3 m<sup>3</sup>的污水。运行工况如下: MBR池和O池的回流比分别是300%和200%, O池的混合液悬浮固体浓度约3.0 g/L, O池的溶解氧约4 mg/L, A池的HRT为1.4小时,整个系统的HRT为8.0小时。

### 1.2 取样与指标检测

本文实验以广东省深圳市某污水厂精细格栅滤后水作为整个装置的进水,进水的各项水质指标如下: pH 6.9~7.2, 氧化还原电位230~250 mV, 溶解氧浓度为0.3~1.0 mg/L, 氨氮浓度为6~12.5 mg/L, 总氮浓度为7~21.5 mg/L, 总磷为0.2~1.0 mg/L, COD为35~65 mg/L, BOD为30~50 mg/L, 混合液悬浮固体浓度1.3~5.0 g/L。进水碳氮比为1.9~3.4(低碳氮比)。实验装置A池和O池中的污泥取自该污水处理厂的厌氧池和好氧池。

实验装置以低碳氮比污水作为进水,连续运行60天,每5天分别从3个池中取50 mL水样放入灭菌后的取样管中,采用国标法现场进行COD、氨氮、总氮和总磷测量。然后,在污水箱中加入一定量的葡萄糖,使得加入葡萄糖后的进水COD浓度为200~276 mg/L范围内,在此期间总氮控制在7.01~10.15 mg/L,从而使进水的碳氮比为20~50(高碳氮

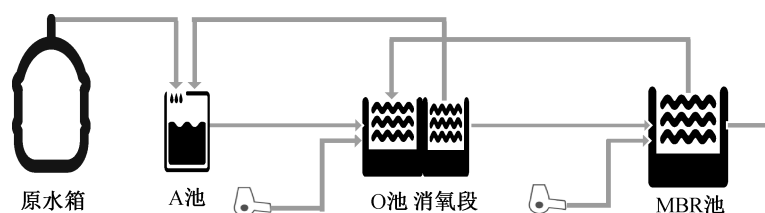


图1 实验装置图

Fig. 1 Experimental setup

比)。以高碳氮比污水作为进水后,继续连续运行 35 天,同样每 5 天取水样测量,将结果与低碳氮比数据进行对比。

### 1.3 代谢物检测与分析

样本与试剂空白样本制备:解冻样本,涡旋样本,静置样本 1 小时;装置为固相萃取柱(HSS T3 100×2.1 mm 1.8 μm, Waters, 美国),使用 3 mL 甲醇(Merck, 美国)活化柱子,3 mL 水平衡柱子;取 21 mL 样本过柱;使用 4 mL 甲醇洗脱柱子,收集洗脱液,氮吹干;加入 200 μL 甲醇/水(10/90, v/v),加入 20 μL 的内标 13C6-Phenylalanine (100 μg/L, Sigma, 美国),涡旋 1 分钟;4℃、13000 rpm 条件下离心 5 分钟,取 80 μL 上清液,上机检测。

本实验采用超高效液相色谱-高分辨质谱联用技术进行非靶向代谢组学分析。采用液相仪(Ultimate 3000, Thermo Fisher Scientific, USA),正离子模式流动相为含 0.1%甲酸(CNW, 中国)的水溶液和含 0.1%甲酸的纯甲醇,负离子模式流动相为含 10 mM 甲酸氨(Sigma, 美国)的水溶液和含 10 mM 甲酸氨的 95%甲醇。采用高分辨质谱仪 Q Exactive(Thermo Fisher Scientific, 美国),扫描模式为正负离子分开扫描,检测方式为 Full mass/dd-MS<sub>2</sub>,分辨率为 70000(Full mass)和 17500(dd-MS<sub>2</sub>),电喷雾电压为 3.8 kV(正)和 3.2 kV(负),毛细管温度 300℃,鞘气流速 40 Arb,雾化器温度 350℃。

使用 AnalysisBase File Converter 将原始数据转换成通用格式(abf)。使用 MSDIAL 软件平台,进行峰识别、保留时间校正和自动积分等预处理。对样本 feature 数量进行筛选后,得到样本及其匹配数据库定性结果和包含峰面积相对定量的可视化矩阵。

## 2 结果与讨论

### 2.1 碳氮比对脱氮效率的影响

在低碳氮比阶段,原水中 COD 的浓度为 35~65 mg/L, M 池出水 COD 的浓度为 11~27 mg/L, COD 平均去除效率为 50%~70%。碳氮比升高后,原水中 COD 的浓度为 200~276 mg/L, M 池出水 COD 的浓度为 48~65 mg/L, COD 的平均去除效率为 60%~80%。碳氮比提高后,有机物的利用率增加,利于后续反硝化进程。

#### 2.1.1 低碳氮比条件下的脱氮性能

由图 2(a)可知,原水中氨氮的浓度为 8.22~12.54 mg/L, M 池出水氨氮浓度为 0.65~2.81 mg/L,

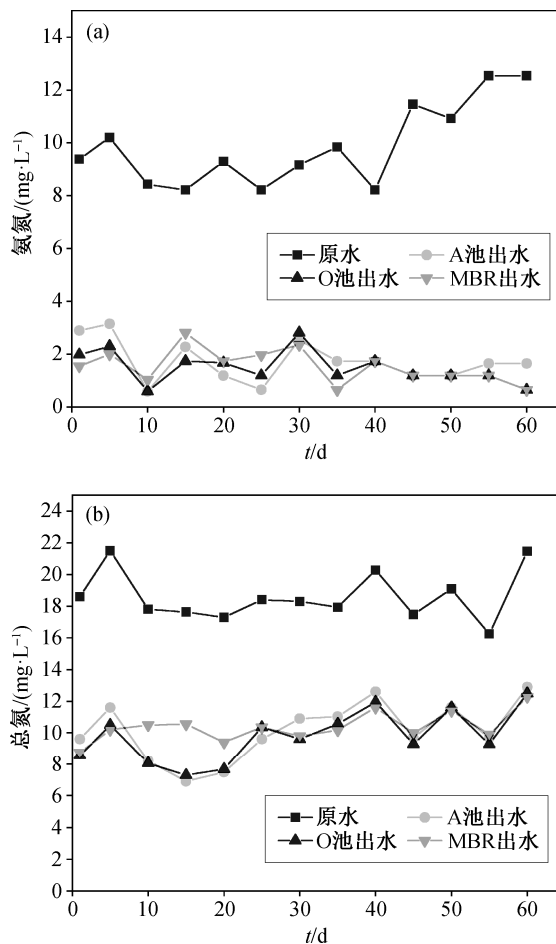


图 2 低碳氮比条件下氨氮(a)和总氮(b)的去除性能  
Fig. 2 Removal of NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (a) and TN (b) at low carbon-to-nitrogen ratio

符合国家《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准规定的排放限值(5.0 mg/L),氨氮的平均去除率达到 83.5%±10.3%,说明该工艺能够有效地将氨氮转化为硝态氮或亚硝态氮。李辰等<sup>[11]</sup>用 AO 工艺处理黑水时,氨氮的去除率最高可达 83.5%。郑向阳<sup>[12]</sup>用 AO 工艺来处理工业废水时,工艺运行初期氨氮的去除率维持在 65%,运行 100 天时,氨氮的去除率可以达到 99%,表明 AO 工艺中的氨氮去除性能良好。由图 2(b)可知,原水中总氮的浓度在 16.24~21.50 mg/L 之间, M 池出水总氮浓度为 8.75~12.28 mg/L,总氮的平均去除率仅为 44.1%±8.9%。因为大多数的反硝化细菌为异养菌,以有机物为能源进行无氧呼吸,而低碳氮比的污水中有机物含量低,导致反硝化细菌缺少能源, A 池中的反硝化作用较弱,所以总氮的去除效率较低,当营养物质极度缺少时,池内可能会发生

溶胞现象<sup>[13]</sup>。邵健<sup>[6]</sup>用 A/OAO 工艺处理生活污水, 在 30 天的启动时间内, 通入碳氮比为 4~6 的污水, 启动初期总氮的去除率只有 37%, 在污泥逐渐驯化后, 总氮的去除率上升至 56%。因此, 在碳氮比不高的情况下, 原水中总氮的处理效率难以有较大的提升。

### 2.1.2 高碳氮比条件下的脱氮性能

由图 3(a)可知, 在碳氮比提高后, 原水中氨氮的浓度为 6.03~8.06 mg/L, M 池出水氨氮的浓度为 0.58~2.48 mg/L, 氨氮的平均去除率为 80.0%±8.7%。氨氮去除效率相比于低碳氮比的变化不大( $P>0.05$ ), 说明碳氮比在一定范围内的提升对氨氮去除没有显著影响。由图 3(b)可知, 原水中总氮浓度为 7.01~10.15 mg/L, M 池出水总氮的浓度为 0.95~2.49 mg/L, 总氮的平均去除率达到 78.5%±7.9%, 原水中总氮的浓度相比于低碳氮比污水变化不大, 但总氮的去

除效率相比于低碳氮比有大幅度的提高, 表明投加碳源能够增强异养菌的反硝化性能, 将硝态氮进一步转化为氮气, 有利于总氮的去除。氨氮去除以自养型氨氧化细菌为主导, 其去除效率没有变化。邵健<sup>[6]</sup>探究 A/OAO 工艺在不同碳氮比下脱氮的能力, 当进水碳氮比分别为 4, 6 和 8 时, 氨氮的去除率均在 95%以上, 受碳氮比的影响不大, 而总氮的去除率在碳氮比为 8 时最高, 可以达到 48%, 同样说明碳氮比的提升可以提高总氮的去除效率。

### 2.2 碳氮比对除磷效率的影响

由图 4(a)可知, 原水中总磷的浓度在 0.3~1.0 mg/L 之间, 经系统处理后出水浓度在 0.1~0.5 mg/L 范围内, 平均去除率达到 58%~77%。当污水进入 A 池时, 聚磷菌在厌氧条件下分解细胞内的聚磷酸盐并产生能量, 用于摄入有机物并排出磷酸, 而产生的磷酸会使 A 池内的总磷浓度增加。当聚磷菌进入

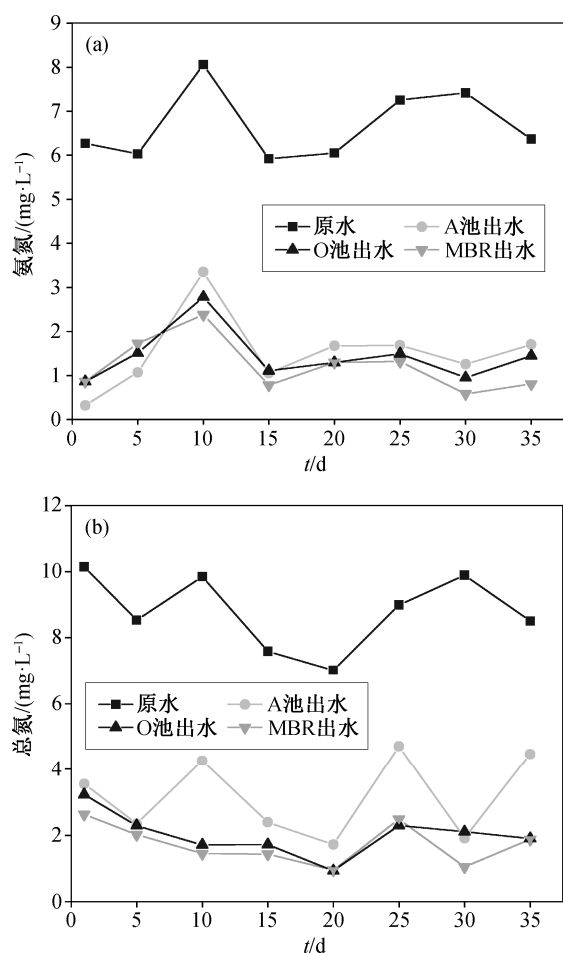


图 3 高碳氮比条件下氨氮(a)和总氮(b)的去除性能  
Fig. 3 Removal of  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (a) and TN (b) at high carbon-to-nitrogen ratio

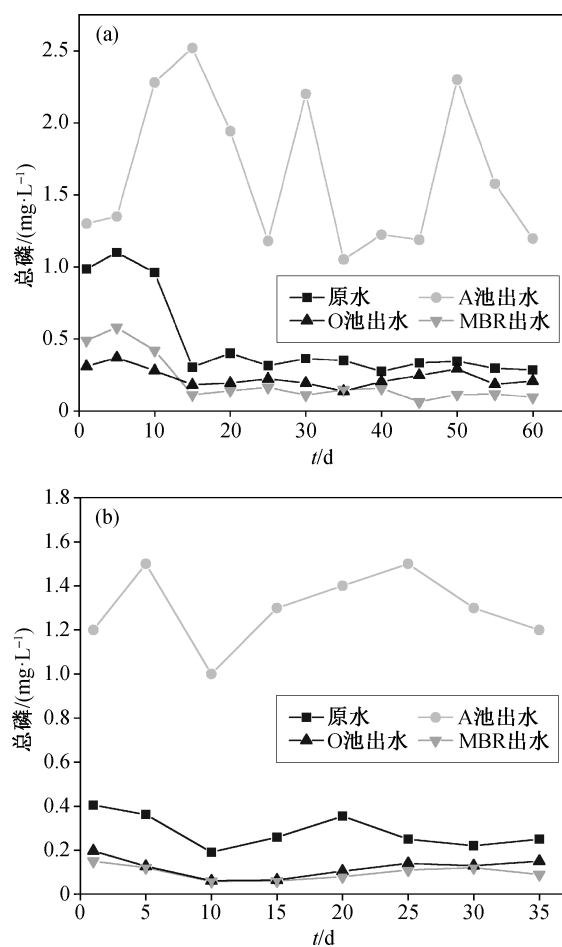


图 4 低碳氮比(a)和高碳氮比(b)条件下的总磷去除性能  
Fig. 4 Removal of TP at low (a) and high (b) carbon-to-nitrogen ratio

O池后,从污水中大量吸收磷来用于生长,其吸收的磷多于在A池中释放的磷,聚磷菌大量生长后流经MBR池,以剩余污泥的形式排出,达到除磷的目的<sup>[14]</sup>。由图4(b)可知,将碳氮比升高后,原水中总磷的浓度范围为0.19~0.42 mg/L,经系统处理后出水总磷浓度范围为0.05~0.1 mg/L范围,平均去除率为53%~74%,相比于低碳氮比除磷效率变化不大( $P>0.05$ ),说明碳氮比在一定范围内的提升对总磷的去除没有显著影响。在生物除磷系统中,聚糖菌与聚磷菌存在竞争关系,其比例升高会严重影响系统的除磷效果。通常,聚糖菌和聚磷菌的代谢方式相似,主要通过竞争碳源(如短链脂肪酸)维持各自的代谢及生长。由于聚磷菌和聚糖菌在体内对不同碳源的代谢方式不同,不同的碳源比会造成聚磷菌和聚糖菌的竞争优势不同<sup>[14]</sup>。Morgenroth等<sup>[15]</sup>发现,传统污水处理工艺提高进水COD,可以促进磷的吸收,但加入生物膜后,出水中磷的浓度随着进水COD增加而升高。在以葡萄糖为碳源的除磷系统中,聚磷菌和聚糖菌同样会发生竞争,导致除磷效率下降<sup>[16]</sup>。因此,当加入葡萄糖使碳氮比增加

时,聚糖菌可能逐渐占据竞争优势,导致除磷性能没有显著的变化。

### 2.3 代谢组学分析

如图5所示,基于PCA(principal component analysis)的结果,可以发现低碳氮比(红色区域a1~c1)和高碳氮比(绿色区域A1~C1)样本可以分离开来,组间可重现,不同条件下的A池、O池和M池微生物胞内代谢具有差异性,可进一步分析差异性代谢物和代谢通路。

#### 2.3.1 差异代谢物鉴定

在碳氮比提高前后,共筛选出差异性代谢物23个( $VIP>1, P<0.05$ ),其中A池中包含差异代谢物16个,O池中包含差异代谢物17个,M池中包含差异代谢物11个,主要代谢产物包括叶黄素、胞苷、4-吡哆酸、腺苷、鸟苷和柠檬酸(表1)。

#### 2.3.2 差异代谢通路分析

基于差异代谢物进行代谢通路的分析,可知正离子模式下显著差异代谢通路为氨基酸代谢通路,参与的主要代谢物质为苯丙氨酸、酪氨酸、色氨酸、天冬氨酸丙氨酸和谷氨酸代谢通路;负离子模

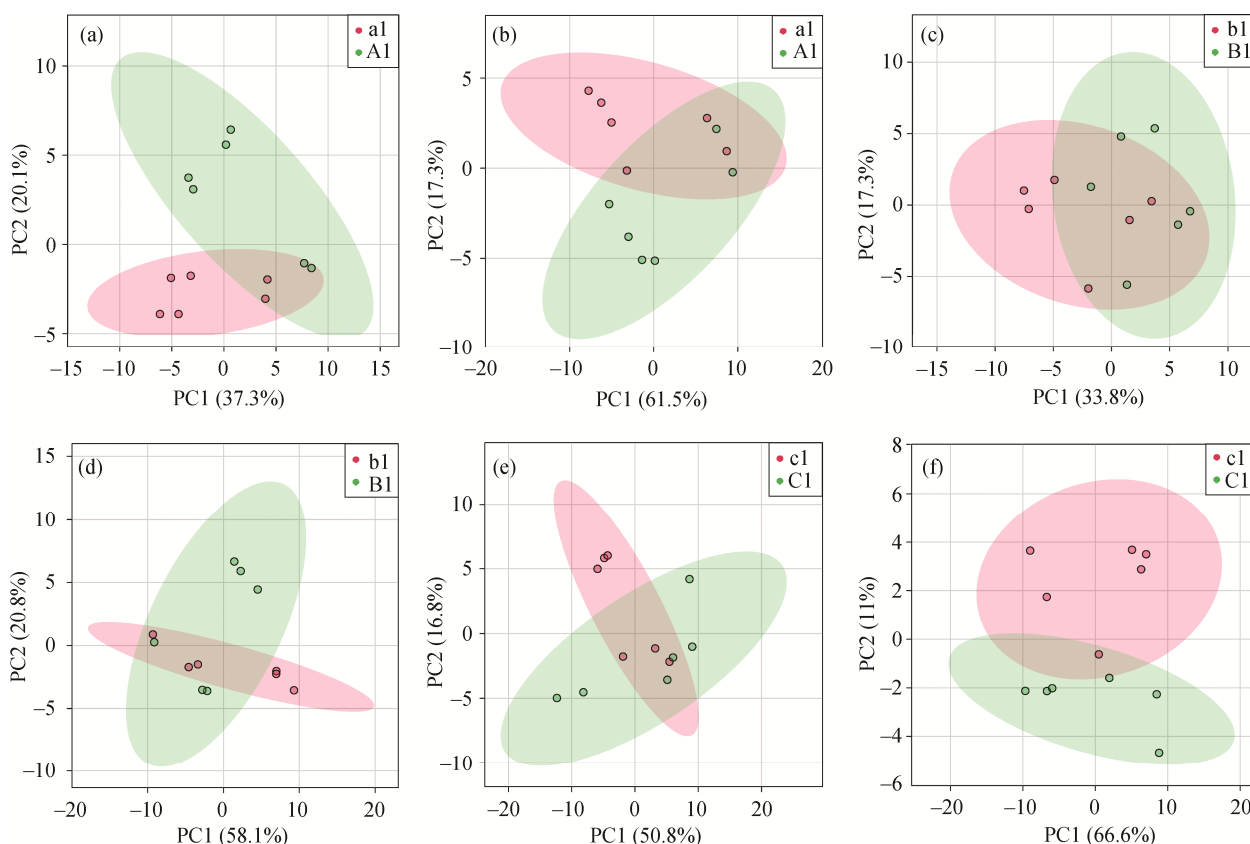


图5 A池((a)~(b))、O池((c)~(d))和M池((e)~(f))中代谢物在正、负离子模式下的PCA图

Fig. 5 PCA scores of metabolites in anaerobic ((a)~(b)), anaerobic ((c)~(d)) and MBR ((e)~(f)) tanks at positive and negative ion modes

表 1 高、低碳氮比条件下的差异性代谢物  
Table 1 Differential metabolites between low and high carbon-to-nitrogen ratios

代谢产物	模式	VIP	P	差异倍数
叶黄素	+	2.3043	0.040950	0.29630
胞苷	+	2.1943	0.001380	0.43447
4-吡哆酸	+	1.8755	0.046876	0.37852
腺甙	+	2.3215	0.015770	0.42041
鸟苷	-	3.1602	0.000006	0.23867
柠檬酸	-	2.2047	0.003759	0.46189

式下显著差异代谢通路为核黄素代谢通路,参与的主要代谢物质为苯丙氨酸、色氨酸、丙氨酸、天冬氨酸和谷氨酸代谢通路(表 2)。

综合关键代谢物及其参与的代谢通路可知,碳氮比提高后,A/O-MBR 工艺中微生物的苯丙氨酸、酪氨酸、色氨酸、天冬氨酸和谷氨酸代谢通路有明显差异。碳氮比的提高增强了细菌氨基酸的代谢,而细菌对氨基酸的代谢主要通过转氨基或脱氨基反应,脱氨基反应生成的氨可作为氮源被再次利用,或随出水直接排放<sup>[17]</sup>,最终提升系统的总氮去除效率。氨基酸代谢包括氧化反应、还原反应或氧化还原反应,氧化还原反应需要一对氨基酸同时参与,发生氧化反应的氨基酸主要有丙氨酸、组氨酸和亮氨酸等,发生还原反应的氨基酸主要有色氨酸、甘氨酸和鸟氨酸等。因此,碳氮比的提高增强了细菌氨基酸的代谢功能,促进了氨基酸的氧化还原反应<sup>[18]</sup>。研究结果还表明,碳氮比提高后,核黄素代谢通路也发生显著的变化。核黄素会参与生物体内

的氧化与能量代谢,与蛋白质和核酸等物质的代谢密切相关,可以有效地提高生物对含氮物质的利用率<sup>[19]</sup>。在本研究中,提升葡萄糖浓度有利于核黄素的生物合成,进而促进蛋白质和氨基酸代谢,最终作用于系统总氮的去除<sup>[20]</sup>。

### 3 结论

本研究分析了在高低碳氮比情况下,A/O-MBR 工艺氨氮、总氮和总磷的去除效率及其变化规律,以及代谢产物和代谢通路的变化差异。得出以下主要结论。

1) 低碳氮比条件下,氨氮和总氮的去除率可以分别达到  $83.5\% \pm 10.3\%$  和  $44.1\% \pm 8.9\%$ ; 高碳氮比条件下,氨氮和总氮的去除效率分别为  $80.0\% \pm 8.7\%$  和  $78.5\% \pm 7.9\%$ ,提升碳氮比对总氮去除贡献显著,对氨氮的去除影响不大。

2) 提高碳氮比使得聚磷菌在与聚糖菌的竞争中处于劣势,不能显著地提升系统的除磷性能。

3) 高、低碳氮比条件下的代谢通路差异主要分为两类:一类是氨基酸代谢通路差异,高碳氮比能够增强细菌氨基酸的代谢,促进氨基酸的氧化还原反应,直接提升总氮去除率;另一类是核黄素代谢通路的差异,适当地提升葡萄糖浓度,可以促进核黄素的生物合成,通过促进蛋白质和氨基酸代谢,间接地提升总氮去除率。

在未来的研究中,可选用其他碳源来运行 A/O-MBR 工艺,并比较碳源种类对脱氮效率影响。进一步优化工艺的运行参数(如水力停留时间和回流

表 2 高、低碳氮比条件下显著变化的代谢通路  
Table 2 Impacted pathways of metabolism at low and high carbon-to-nitrogen ratios

代谢通路	模式	总化合物	Hits	P	-log P	Holm 校正	FDR	影响
苯丙氨酸代谢	+	7	1	0.14779	1.9119	1	0.89512	1.00000
苯丙氨酸、酪氨酸和色氨酸生物合成	+	22	4	0.26024	1.3462	1	0.89512	0.14896
丙氨酸、天冬氨酸和谷氨酸代谢	+	14	2	0.56419	0.5724	1	0.89512	0.54348
核黄素代谢	-	11	1	0.46790	0.7595	1	0.99422	0.24242
苯丙氨酸代谢	-	7	1	0.69007	0.3709	1	0.99422	1.00000
色氨酸代谢	-	13	2	0.71670	0.3331	1	0.99422	0.80000
丙氨酸、天冬氨酸和谷氨酸代谢	-	14	2	0.87666	0.1316	1	0.99422	0.54348

比等),同时对进、出水总氮的组成进行检测,明确有机氮、氨氮、亚硝氮和硝氮的比例,为工艺优化提供实验依据。

### 参考文献

- [1] Stokral M, Yang H, Zhang Y, et al. Increasing eutrophication in the coastal seas of China from 1970 to 2050. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 85(1): 123–140
- [2] Ni Z, Wang S. Economic development influences on sediment-bound nitrogen and phosphorus accumulation of lakes in China. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(23): 18561–18573
- [3] UNEP. Eutrophication. *World Environment*, 1994, 42(1): 23–26
- [4] 中华人民共和国环境保护部. 2016 中国环境状况公报[EB/OL]. (2017-06-05)[2021-05-01]. [https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201706/t20170605\\_415442.htm](https://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201706/t20170605_415442.htm)
- [5] 陈藜藜. 珠三角典型富营养化状态湖库的氮形态研究[D]. 广州: 暨南大学, 2015
- [6] 邵健. AOA-MBR 生物脱氮工艺运行优化与模拟研究[D]. 武汉: 华中科技大学, 2019
- [7] 肖景霓. 膜生物反应器强化除磷脱氮性能研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2007
- [8] 左名景. A<sup>2</sup>OA-MBR 工艺在城市污水处理中的工程应用研究[D]. 无锡: 江南大学, 2012
- [9] 田冬琪, 吕雪童, 孟冲, 等. 低碳氮比生活污水及其处理技术研究现状//2018 中国环境科学学会科学技术年会论文集. 合肥, 2018: 2129–2133
- [10] 郭泓利, 李鑫玮, 任钦毅, 等. 全国典型城市污水处理厂进水水质特征分析. *给水排水*, 2018, 54(6): 12–15
- [11] 李辰, 陈洪斌, 刘富强, 等. 两级 AO 工艺处理黑水研究. 2013, 39(3): 94–98
- [12] 郑向阳. AO 工艺处理工业废水微生态特征动态解析[D]. 石家庄: 河北科技大学, 2018
- [13] 徐学信, 王永磊, 刘永剑, 等. 溶胞预处理强化污泥减量技术研究进展. *净水技术*, 2019, 38(3): 38–44
- [14] Mino T, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Microbiology and biochemistry of the enhanced biological phosphate removal process. *Water Research*, 1998, 32(11): 3193–3207
- [15] Morgenroth E, Wilderer P A. Influence of detachment mechanisms on competition in biofilms. *Water Research*, 2000, 34(2): 417–426
- [16] 徐亚同, 黄民生. 废水生物处理的运行管理与异常对策. 北京: 北京工业出版社, 2002
- [17] Macfarlane G T, Macfarlane S. Bacteria, colonic fermentation, and gastrointestinal health. *Journal of Aoac International*, 2012, 95(1): 50–60
- [18] 杨宇翔. 消化道微生物对猪和大鼠氨基酸代谢的影响[D]. 南京: 南京农业大学, 2016
- [19] 王智文. 产核黄素 *Bacillus subtilis* 中心代谢途径代谢工程和比较基因组学[D]. 天津: 天津大学, 2011
- [20] 应明. 产核黄素枯草芽孢杆菌 *ccpA* 基因敲除及其发酵特性的研究[D]. 天津: 天津大学, 2005