



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202108100

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

郝晓地, 李季, 赵梓丞, 等. 侧流磷回收强化主流脱氮除磷微观现象评价[J]. 环境工程学报, 2021, 15(11): 3677-3685.

HAO Xiaodi, LI Ji, ZHAO Zicheng, et al. Evaluation of microcosmic phenomena on enhancing main-stream biological nutrient removal by side-stream phosphate recovery[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(11): 3677-3685.

侧流磷回收强化主流脱氮除磷微观现象评价

郝晓地^{1,✉}, 李季¹, 赵梓丞¹, 刘杰²

1. 北京建筑大学城市设计高精尖中心, 中-荷未来污水处理技术研发中心, 北京 100044

2. 北京首创生态环保集团股份有限公司, 北京 100044

第一作者: 郝晓地 (1960—), 男, 博士, 教授。研究方向: 可持续污水处理技术。E-mail: haoxiaodi@bucea.edu.cn

✉通信作者

摘要 在低碳源污水脱氮除磷时外加碳源虽然明显有效, 但这会增加运行费用, 且增加间接碳排放量。为此, 考虑侧流磷回收强化主流脱氮除磷工艺, 以解决低碳源进水对脱氮除磷的限制。基于变型 UCT 工艺, 建立侧流磷回收单元, 仅以调节 pH 方式实现磷沉淀。结果表明, 实验确定的最佳侧流比为 15%, 调节侧流上清液 pH 至 9.5~10.5 即可实现较高的磷回收效率。此外, 分析了侧流磷回收强化主流脱氮除磷作用, 并进一步评估污泥性状、微生物活性与丰度等微观变化。通过实验, 详细剖析并总结了侧流磷回收强化主流脱氮除磷工艺引起的微观现象, 重点对污泥沉淀性能、胞外聚合物 (EPS) 变化、微生物 (硝化细菌、聚磷菌、反硝化除磷菌等) 活性与丰度等进行了深入分析与评价。以上研究结果有助于侧流磷回收强化主流脱氮除磷工艺推广应用。

关键词 侧流磷回收; 脱氮除磷; 硝化细菌; 反硝化除磷; 污泥性能; 优势菌属

近年来, 我国污水处理出水标准不断提高, 主要是针对氮、磷去除要求日趋严格。然而, 我国市政污水普遍存在进水碳源不足以完成生物脱氮除磷的问题。为此, 实践中大多通过外加碳源与化学药剂分别进行生物脱氮和化学除磷, 这会导致资源消耗、能耗过高。为此, 可借鉴荷兰已应用的一种厌氧上清液侧流磷回收强化主流脱氮除磷工艺 BCFS^[1]。其中, 厌氧池相当于磷的“浓缩器”, 将进水普遍较低的磷质量浓度 (3~6 mg·L⁻¹, 以 P 计) 以过量释磷方式提高至 20~40 mg·L⁻¹^[2]。将厌氧池部分上清液引出, 以侧流添加药剂实现磷沉淀并回收, 可很容易去除约 50% 进水磷负荷; 同时, 这部分上清液再回流至后续主流缺氧、好氧单元, 相当于为脱氮除磷所需碳源减负, 使 COD/N 与 COD/P 比值提高, 即与外加碳源作用异曲同工^[3]。

此前的研究与应用已基本确定了侧流磷回收单元对主流脱氮除磷的强化作用, 但需进一步解析该工艺的作用机理与最佳工况。为此, 本研究通过实验验证方式探求了最佳侧流比及药剂投加量, 考察了磷回收对主流脱氮除磷效果的影响, 以期揭示侧流磷回收强化主流脱氮除磷的过程及机理。

1 材料与方 法

1.1 实验装置与运行

实验主流系统采用变型 UCT(BCFS) 工艺; 系统设计流量 (Q) 为 500 L·d⁻¹, 水力停留时间

收稿日期: 2021-08-17; 录用日期: 2021-10-27

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51878022)

(HRT)为18.8 h,各反应池容积见图1。侧流磷回收单元包括1个厌氧池内物理泥水分离区和侧流药剂混凝区,侧流比例 q_s 为侧流水量与进水量之比(Q_s/Q_m)。设计进水采用人工配水,COD值依工况选定,有机成分以乙酸钠、葡萄糖及胰乳蛋白胨为主。配水各污染物浓度参数详见表1。

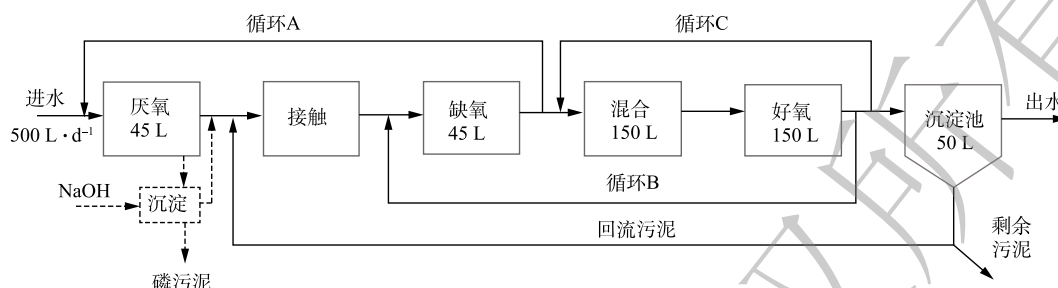


图1 实验小试装置工艺流程

Fig. 1 Lab-scale configuration of the bioreactors

1.2 测定与分析方法

实验中COD采用重铬酸钾法并利用自动电位测定仪测定;TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 分别采用碱性过硫酸钾/紫外分光光度法、纳氏试剂比色法、盐酸+氨基磺酸比色法测定;TP、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 采用钼酸铵分光光度法;pH、DO、ORP、MLSS、MLVSS、SVI等参数采用《水和废水监测分析方法(第四版)》方法测定; Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 利用ICP-OES仪器测定^[4];释磷、吸磷作用活性、硝化、反硝化作用活性采用标准方法测定^[5];EPS提取采用高温碳酸钠法^[6];胞外多糖、蛋白质采用苯酚硫酸法、Lorry法^[7-8];微生物丰度利用16S rRNA基因与宏基因组测序。

2 结果与讨论

2.1 整体运行结果

BCFS反应器不同工况运行及进出水水质变化见图2。可以看出,以进水COD为 $450\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 启动运行,污泥质量浓度(MLSS)保持约在 $3000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。当反应器出水COD、N、P等指标达到并稳定于理想值(一级A标准)后,逐渐开始降低进水COD值(350 、 $250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$),同时保持进水N、P不变,目的是考察低碳源污水情况下出水N、P恶化情况,并由此启动侧流磷回收工艺单元。结果表明,当进水COD值降为 $250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后,出水N、P质量浓度开始升高,由 $\text{COD}\geq 350\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的满足一级A标准突然增至出水TN为 $(27.0\pm 9.4)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP为 $(2.6\pm 1.2)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这说明此时进水COD不足,已成为脱氮除磷限制性因素。由此启动侧流磷回收系统,以 q_s 为15%~30%分别考察侧流磷回收后出水N、P的优化作用。

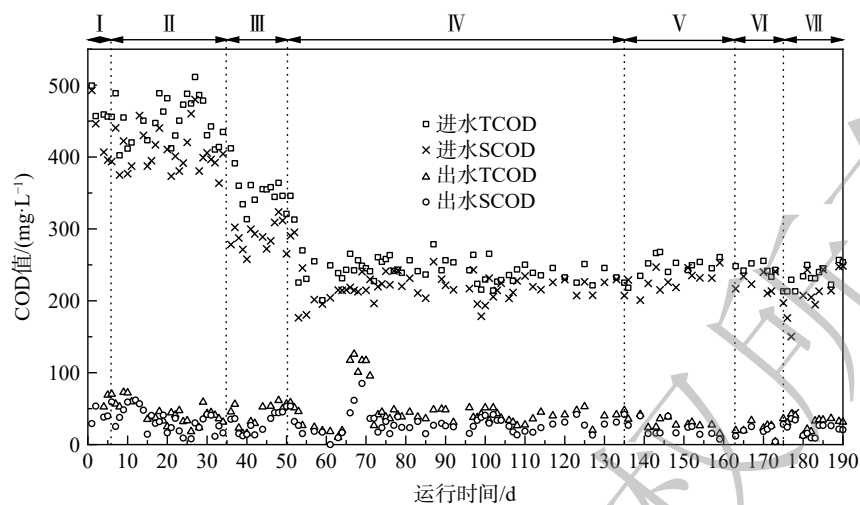
当侧流磷回收 q_s 为15%时,在其他进水条件(COD为 $250\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)与运行工况不变情况下,出水TP下降最为明显,由 $(2.6\pm 1.2)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 立刻下降至 $(0.5\pm 0.1)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (降幅达80%);TN下降虽不及TP,但TN也由 $(27.0\pm 9.4)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降至 $(16.1\pm 1.9)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,降幅为40%。继续加大侧流流量($q_s=30\%$)运行,出水TN为 $(12.2\pm 2.2)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 、TP为 $(0.2\pm 0.2)\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,说明侧流强化作用随 q_s 加大而增加。

表1 合成配水主要成分与污染物浓度

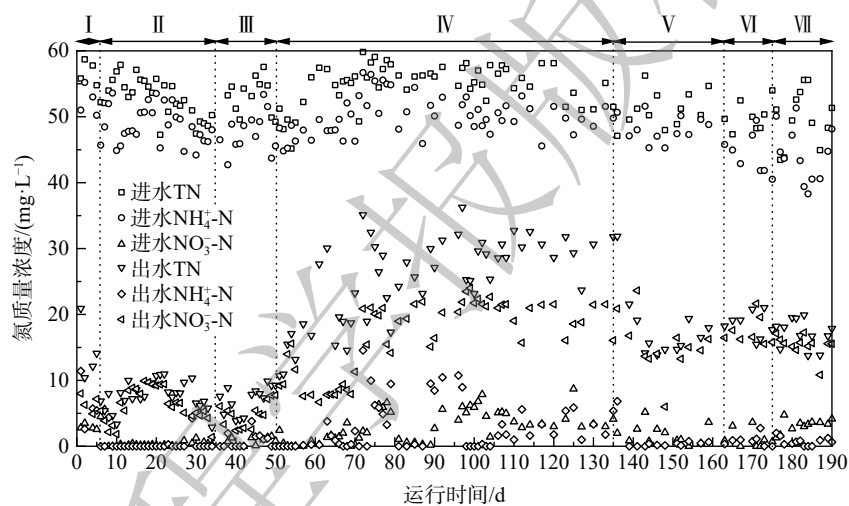
Table 1 Major compositions and concentrations in the synthetic wastewater

阶段	COD总量/ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ^a	TN/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ^b	TP/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) ^c
I~II	250	50	5
III	350	50	5
IV~VII	450	50	5

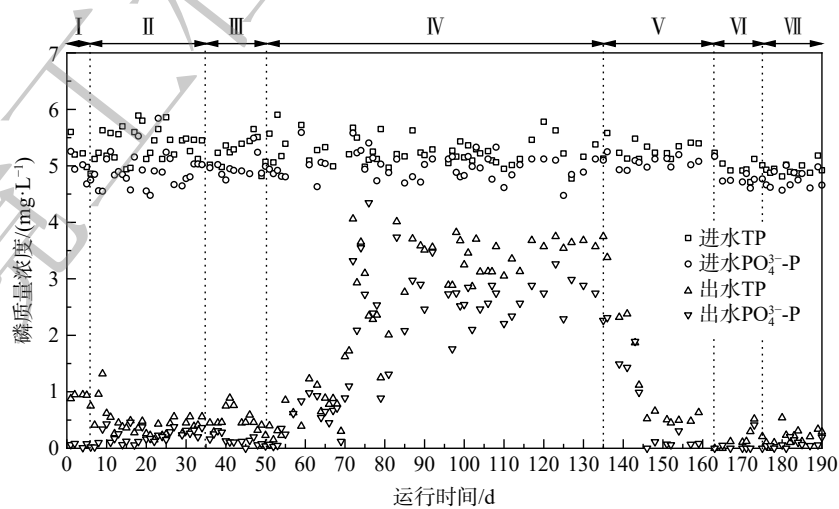
注:^a表示进水耗氧有机物(以COD计)包括乙酸钠、葡萄糖与胰蛋白胨,在阶段I~II,三者分别为100、100、50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD当量,在阶段III,三者分别为150、150、50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD当量,在阶段IV~VII,三者分别为200、200、50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD当量;^b表示进水TN由 NH_4Cl 和胰蛋白胨组成,其中胰蛋白胨贡献进水N当量6 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;^c表示进水TP由 KH_2PO_4 组成。



(a) 进、出水COD值



(b) 进、出水氮质量浓度



(c) 进、出水磷质量浓度

图 2 反应器不同工况进出水水质情况

Fig. 2 Influent and effluent water qualities in the bioreactor

根据前期磷回收研究^[9]结果,侧流磷回收将不再聚焦鸟粪石(MAP, $\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$),代以常见而又容易形成的羟基磷灰石(HAP, $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$),可充分利用原水中的 Ca^{2+} ,只需调节pH。小试实验利用NaOH确定最佳pH。如图3所示,当 $\text{pH} > 9.0$ 时,磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)可被迅速沉淀;当 $\text{pH} > 10.0$ 时,上清液残留 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 质量浓度可降至低于 $1.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。因此,确定实验pH为9.5~10.5。

化学侧流磷回收可间接提高COD/P、COD/N,对主流脱氮除磷具有明显的提升效果。为此,从反应器运行过程的参数、反应速率及微生物种属变化等多角度辨析其深层次强化作用机理。

2.2 对系统碱度的影响

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率的提高可能是加入化学侧流磷后引入了部分碱度,不同阶段内好氧池平均pH与出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度变化见表2。在运行初期(阶段II),碳源(COD为 $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)充足条件,好氧池pH处于 6.93 ± 0.5 ,该过程可由反硝化作用补充部分碱度,硝化作用正常进行,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度接近于 $0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。当COD降低为 $350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (阶段III),碳源略显不足,从而导致反硝化受限,补充碱度降低,pH下降 6.73 ± 0.5 ,使得出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 略微攀升至 $(0.6 \pm 1.0) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。在第IV阶段内,碳源(COD为 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$)明显不足,反硝化作用明显减弱,补充碱度严重不足,pH下降至 6.38 ± 0.2 ,出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度明显提高至 $(2.9 \pm 3.7) \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。侧流磷单元外加药剂提供碱度可明显提高侧流pH,磷回收后上清液进入主流亦可提高系统碱度,导致pH升高(阶段V~VII),可明显促进硝化反应,使出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度降低(表2)。另一方面,侧流磷回收因间接提高主流C/N比,强化了反硝化作用,也可提升碱度。

2.3 对细菌活性的影响

为从微生物代谢角度深入探究侧流磷回收强化主流脱氮除磷效果作用机理,测定了开展侧流磷回收前后活性污泥释磷潜力、反硝化以及硝化作用活性,以比较分析前后微生物反应速率,结果见表3。在COD为 $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (阶段II)的运行条件下,活性污泥释磷、吸磷速率分别为 $9.5 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $11.3 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ (每克生物量1h内造成P变化量);而当进水COD降低至 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (阶段IV)时,释磷和吸磷速率分别降低至 $4.3 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $3.3 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。这充分说明,碳源不足会导致磷细菌(PAOs)活性降低,除磷能力变差。但实施侧流磷回收(q_s 为15%)后,释磷和吸磷速率分别回升至 $7.0 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $5.7 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$,意味着侧流磷回收有助于主流PAOs恢复活性。但继续增加侧流比至 q_s 为30%,释磷和吸磷速率不升反降,分别为 $5.5 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 和 $5.5 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。反观相同时期PAOs对乙酸厌氧吸收速率,侧流比 q_s 为15%时由 $7.9 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ (每克生物量1h内造成C变化量)恢复至 $9.6 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$;当提高侧流比 q_s 升至30%后,又降低至 $8.3 \text{ mg}\cdot(\text{g}\cdot\text{h})^{-1}$ 。

综合以上结果,当侧流比为15%,活性污泥释磷、吸磷活性会因侧流磷回收而逐渐提高,意味着PAOs菌群丰度上升或者其代谢在与聚糖菌(glycogen accumulating organisms, GAOs)竞争中占据

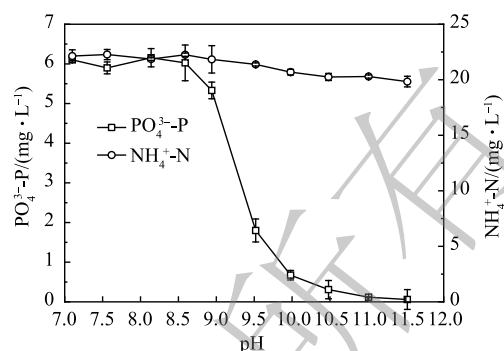


图3 pH与磷回收效果

Fig. 3 Effect of phosphate recovery associated by pH

表2 好氧池pH与出水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度
Table 2 pH and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ concentrations

阶段	出水 $\text{NH}_4^+(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	pH
II	0.0 ± 0.1	6.93 ± 0.4
III	0.6 ± 1.0	6.73 ± 0.5
IV	2.9 ± 3.7	6.38 ± 0.2
V	0.4 ± 0.2	7.47 ± 0.3
VI	1.0 ± 0.8	7.50 ± 0.4
VII	0.5 ± 0.4	7.72 ± 0.5

表 3 侧流磷回收前后不同细菌活性分析

Table 3 Analysis of the activities of different bacteria before and after the side-stream P-removal

阶段	工况	释磷/(mg·(g·h) ⁻¹)	VFA _{up} /(mg·(g·h) ⁻¹)	吸磷/(mg·(g·h) ⁻¹)	硝化速率/(mg·(g·h) ⁻¹)	反硝化速率/(mg·(g·h) ⁻¹)
II	450 mg·L ⁻¹ COD	9.5	15.1	11.3	14.7	9.6
IV	250 mg·L ⁻¹ COD	4.3	7.9	3.3	5.9	3.8
V	15%侧流	7.0	9.6	5.7	9.8	7.4
VII	30%侧流	5.5	8.3	5.5	10.2	5.4

优势。然而，过高侧流亦会导致 PAOs 活性降低，表现为磷负荷降低所引起的生物除磷强度减弱。侧流磷回收会导致 PAOs 细胞内多聚磷酸盐 (poly-P) 含量下降，使其代谢途径发生变化；当 poly-P 含量降低至无法提供足够能量时，PAOs 则会提高糖原利用程度来获得能量，糖原厌氧分解以及好氧合成量均有所增长^[2,10-11]。本研究结果表现出类似 GAOs 的代谢特征，即较低污泥含磷率会促进 PAOs 由磷酸盐积累代谢 (PAM) 向糖原积累代谢 (GAM) 模式转变^[11]。

由硝化速率测定结果可知，碳源降低导致硝化速率由 14.7 mg·(g·h)⁻¹ (每 g 生物量 1 h 内造成 N 变化量) 降低至仅 5.9 mg·(g·h)⁻¹；而分别实施 15% 和 30% 侧流比后，硝化速率迅速回升至 9.8 mg·(g·h)⁻¹ 和 10.2 mg·(g·h)⁻¹，表现为硝化菌活性的提高。反硝化速率测定结果显示，COD 为 250 mg·L⁻¹ 所对应反硝化速率由 COD 为 450 mg·L⁻¹ 时的 9.6 mg·(g·h)⁻¹ (每 g 生物量 1 h 内造成 N 变化量) 降至 3.8 mg·(g·h)⁻¹，这意味着碳源降低大大限制了反硝化作用。但在实施 15% 侧流比后，对应反硝化速率回升至 7.4 mg·(g·h)⁻¹，表明化学侧流磷回收在一定程度上可促进反硝化能力。

2.4 对反硝化除磷的影响

解决碳源不足问题无外乎外加碳源和充分利用或节省碳源。前者虽然简单、有效，但存在药剂成本增加、剩余污泥量增加的缺点；此外，大量碳源消耗也会造成间接碳排放量增加。因此，充分利用已有碳源更具有实际意义。其中，工艺中发挥反硝化除磷作用已被广泛应用，因为反硝化除磷可节省 50% COD 和 30% 曝气量^[12]。事实上，本实验采用的 BCFS 流程便是按照反硝化除磷工艺设计。

为更直观地审视反硝化除磷菌 (DPB) 与常规 PAOs 在侧流前后的除磷作用，绘制图 4 进行比较。DPB 主要作用于缺氧池和混合池，而常规 PAOs 只能在好氧池完成吸磷。由图 4 可见，在碳源充足的阶段 II 时，DPB 贡献 (61%) 高于常规 PAOs 细菌 (39%)，为系统中主要除磷贡献者。但降低碳源后的阶段 IV 后，DPB 除磷贡献率高达 95%，常规 PAOs 基本丧失除磷能力。这主要是因为进水低碳源会限制常规 PAOs 细菌代谢活性，导致 DPB 优势明显。实施侧流磷回收后，DPB 吸磷率降低，从 95% 分别下降至 53% ($q_s=15%$) 和 46% ($q_s=30%$)。这意味着侧流磷回收的介入使 COD 限制逐渐解除，常规 PAOs 活性有所恢复，并直接反映在上述释磷吸磷结果中。

2.5 对污泥性能的影响

评价污泥性能的参数还有沉降性能、胞外聚合物 (EPS) 等指标，结果汇总于表 4。污泥

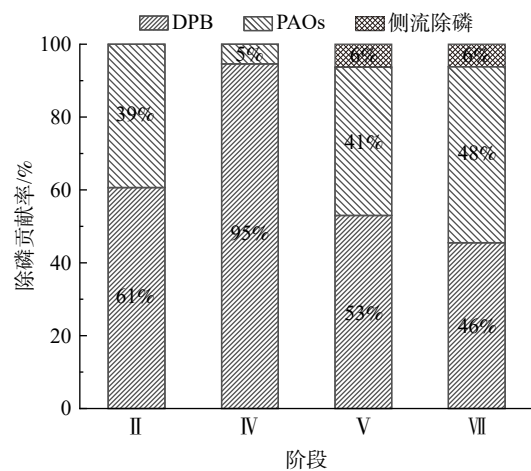


图 4 微生物和化学除磷贡献率

Fig. 4 Contribution of microbials and chemicals to bio-P removal

SVI 值在 COD 为 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时为 $70 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, 沉降效依然良好, 但实施侧流磷回收后致使 SVI 开始上升, 在侧流比为 15% 和 30% 时分别至 $134 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $162 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。这是因为, 随着进水碳源浓度降低, 导致系统 MLSS 由 COD 为 $450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的 $3800 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下降至 COD 为 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时的 $3000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 因此, 也就导致污泥胞外聚合物 (EPS) 产量和成分发生改变。

不同阶段下 EPS 产量及成分亦显示于表 4。其中, 碳源降低确实导致 EPS 产量下降, 由初始阶段 II 时 $(165.5\pm 3.0) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以污泥 VSS 计) 下降至阶段 IV 时 $(137.8\pm 13.2) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$; 与此同时, 胞外多糖含量也随之下落, 但胞外蛋白质上升, 蛋白质与多糖比 (PN/PS) 亦升高, 直接反映在良好的污泥沉降性能 SVI^[13]。随侧流磷回收的介入, 尽管仍然为低碳源进水, 但此时 EPS 产量开始增加。结合上述 PAOs 活性测定结果可看出, 侧流磷回收提高了污泥活性, 使物质和能量代谢变强, 结果生成了较多 EPS^[14]。

表 4 污泥性能参数汇总
Table 4 Summary of sludge characteristics

阶段	工况	SVI($\text{mL}\cdot\text{g}^{-1}$)	EPS($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	结构性EPS($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	胞外多糖($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	胞外蛋白($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	PN/PS
II	$450 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD	78	165.5 ± 3.0	677.3 ± 20.5	149.3 ± 11.0	351.0 ± 34.1	2.36
IV	$250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD	70	137.8 ± 13.2	687.1 ± 9.6	125.4 ± 3.3	430.0 ± 14.2	3.43
V	15%侧流	134	145.4 ± 9.8	470.2 ± 7.3	130.2 ± 4.5	380.3 ± 3.9	2.92
VII	30%侧流	162	150.3 ± 2.3	435.2 ± 1.6	141.7 ± 7.4	410.4 ± 5.6	2.91

衡量结构性 EPS 物质发现, 侧流磷回收导致污泥 EPS 中结构性物质占比降低, 由未侧流工况下的 $(687\pm 9.6) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 EPS 计) 降低至侧流后的 $(470\pm 7.3) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 EPS 计, q_s 为 15%), 甚至 $(435.2\pm 1.6) \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以 EPS 计, q_s 为 30%)。这可能是因为侧流磷回收对细菌活性影响仅是针对脱氮除磷效率, 而对细菌同化 (细胞合成) 等作用有限, 致使污泥并不能有效合成胞外结构性物质, 从而使污泥絮体密实度降低, 形态松散, 沉降性能较差^[15]。

此外, 随着侧流磷回收的介入, 磷被大量去除, 污泥中 PAOs 和 GAOs 微生物逐渐转变为多糖代谢模式, 胞外多糖含量升高。这种粘性很强的高度亲水化合物 (多糖类物质) 也会导致污泥 EPS 结构松散, 结合水异常增多, 污泥压缩性能恶化, 最终致污泥沉降性能下降^[16]。

2.6 对优势菌属的改变

不同阶段内微生物纲水平和种属水平结果分别总结于图 5 和表 5。因进水碳源浓度变化和侧流的介入, 系统内微生物发生一定程度的改变。在阶段 II 时, 系统内微生物群落主要以 γ -变形菌纲 (*Gammaproteobacteria*)、拟杆菌纲 (*Bacteroidia*) 和芽胞杆菌纲 (*Bacilli*) 为主; 降低进水碳源后 (阶段 IV) 微生物群落主要为 γ -变形菌纲 (*Gammaproteobacteria*) 37.3% 和拟杆菌纲 (*Bacteroidia*) 17.3%; 而化学侧流介入后 (阶段 VII 后), 主流微生物群落也仍主要以 γ -变形菌纲 (*Gammaproteobacteria*) 和拟杆菌纲 (*Bacteroidia*) 为主, 但其丰度发生改变。

从表 5 中微生物种属水平结果可见, 系统硝化菌属主要以亚硝化单胞菌 (*Nitrosomonas*) 和硝化螺菌 (*Nitrospira*) 为主^[14], 碳源充足时二者占比分别为 0.39% 和 0.45%; 碳源降低后其

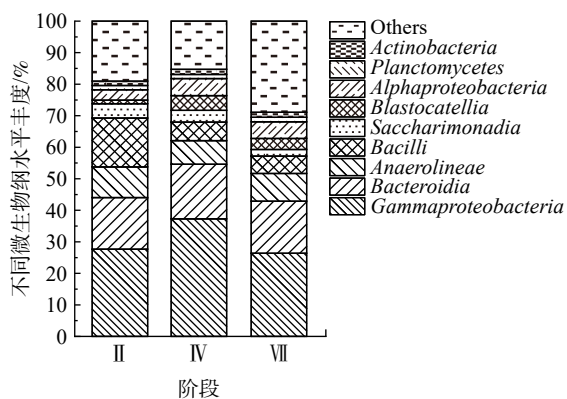


图 5 不同阶段细菌纲水平丰度

Fig. 5 Relative abundance of microbial species at Class level

丰度有所下降，但加入侧流后其丰度恢复甚至提高至 0.68% 和 0.66%，这与上述硝化细菌活性测定结果相一致。

分析系统内主要反硝化细菌种属，碳源充足时系统内主要反硝化种属占比高达 20.44%，主要为束毛球菌属 *Trichococcus* 和 *Dechloromonas*、*Dokdonella*^[17]；而碳源降低后反硝化种属占比降低至 15.09%，主要为束毛球菌属 *Trichococcus* 和 *Terrimonas*，这意味着碳源不足限制了反硝化细菌增殖代谢。引入侧流后，反硝化菌属丰度上升至 17.18%，表明侧流磷回收可以间接提高主流 C/N，从而实现反硝化细菌增殖。

当系统中碳源充足时，系统内 PAOs 主要以 *Candidatus_Accumulibacter* 和 *Acinetobacter* 细菌为主，其占比分别达到 1.60% 和 1.86%，而 *Tetrasphaera* 细菌占比相对较少，仅为 0.62%；当碳源不足时，则 PAOs 相对丰度大大降低，*Candidatus_Accumulibacter* 和 *Acinetobacter* 细菌的相对丰度仅为 0.43% 和 0.02%，但此时 *Tetrasphaera* 细菌相对丰度却提高至 0.76%。在启动侧流后，聚磷菌 *Candidatus_Accumulibacter* 和 *Acinetobacter* 相对丰度恢复至 0.69% 和

0.13%，而 *Tetrasphaera* 细菌相对丰度进一步提高至 0.87%。系统与 PAOs 竞争碳源的 GAOs(主要为 *Candidatus_Competibacter* 细菌)^[18] 相对丰度较高，超过 10%，且会随着碳源浓度降低而相对丰度逐渐降低，即使是侧流介入也并不能改变其降低趋势，这说明侧流介入与直接投加碳源不同，其不会助长 GAOs。需要指出的是：系统内的 DPB 主要以 *Caldilineaceae* 细菌为主^[19]，随进水碳源浓度降低其相对丰度逐渐升高，该细菌占比由初始时 3.31% 上升至 5.29%，且侧流介入进一步促进其丰度增加至 6.85%。该结果与上述评价 DPB 除磷贡献的结果相符。

3 结论

1) 通过实验确定出最佳侧流比为 15%，调节侧流上清液 pH 至 9.5~10.5 即可实现较高的回收效率，保证出水达标。

2) 侧流磷回收单元 pH 调节可以补充主流工艺碱度，维持主流硝化作用正常进行；侧流磷回收也会改变污泥沉降性能和污泥 EPS 含量，但并不会严重影响系统稳定性。

3) 侧流磷回收可以强化主流聚磷菌 (PAOs) 释磷、吸磷活性，同时也可以提高硝化、反硝化作用活性，从而提高主流脱氮除磷能力；同时，侧流磷回收特别有助于反硝化除磷作用，为强化低碳源污水脱氮除磷的重要手段。

4) 侧流磷回收长期运行将导致主流工艺细菌活性与丰度发生变化，主要是影响聚磷菌、反硝化细菌以及反硝化除磷细菌，这是侧流强化主流脱氮除磷的根本原因。

表 5 不同阶段主要细菌属水平相对丰度
Table 5 Relative abundance of dominant microbial species at genus level

菌属	微生物	相对丰度/%		
		II	IV	VII
硝化菌属	<i>Nitrosomonas</i>	0.39	0.31	0.68
	<i>Nitrospira</i>	0.45	0.20	0.66
反硝化菌属	<i>Trichococcus</i>	15.18	11.13	12.60
	<i>Dokdonella</i>	1.59	0.53	0.52
	<i>Dechloromonas</i>	1.37	0.17	0.35
	<i>Terrimonas</i>	0.96	1.96	2.03
	<i>Comamonadaceae</i>	0.93	1.09	1.32
	<i>Zoogloea</i>	0.12	0.06	0.08
	<i>Thauera</i>	0.29	0.16	0.27
反硝化除磷菌属	<i>Caldilineaceae</i>	3.31	5.29	6.85
	<i>Clostridium</i>	0.01	0.44	0.69
聚磷菌	<i>Candidatus_Accumulibacter</i>	1.60	0.43	0.69
	<i>Tetrasphaera</i>	0.62	0.76	0.87
	<i>Acinetobacter</i>	1.86	0.02	0.13
	<i>Aeromonas</i>	0.45	0.02	0.07
聚糖原菌	<i>Candidatus_Competibacter</i>	11.51	10.21	9.88

参考文献

- [1] 郝晓地, 张璐平, 胡沅胜, 等. 侧流化学磷回收强化生物除磷的模拟预测与实验验证[J]. 环境科学学报, 2009, 29(11): 2274-2281.
- [2] ACEVEDO B, CAMIÑA C, CORONA J E, et al. The metabolic versatility of PAOs as an opportunity to obtain a highly P-enriched stream for further P-recovery[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2015, 270: 459-467.
- [3] 郝晓地, 方晓敏, 李天宇, 等. 污水处理厂升级改造中的认识误区[J]. 中国给水排水, 2018, 34(4): 10-15.
- [4] LI J, HAO X D, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Effect of humic acids on batch anaerobic digestion of excess sludge[J]. *Water Research*, 2019, 155: 431-443.
- [5] VAN LOOSDRECHT M C M, NIELSEN P H, LOPEZ-VAZQUEZ C M, et al. *Experimental Methods in Wastewater Treatment*[M]. London: IWA Publishing, 2016.
- [6] LIN Y, DE KREUK M, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Characterization of alginate-like exopolysaccharides isolated from aerobic granular sludge in pilot-plant[J]. *Water Research*, 2010, 44: 3355-3364.
- [7] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances[J]. *Analytical Chemistry*, 1956, 28: 350-356.
- [8] LOWRY O H, ROSEBROUGH N J, FARR A L, et al. Protein measurement with the folin-phenol reagent[J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951, 193(1): 265-275.
- [9] HAO X D, WANG C C, VAN LOOSDRECHT M C M, et al. Looking beyond struvite for P-recovery[J]. *Environmental Science and Technology*, 2013, 47(10): 4965-4966.
- [10] XIA C W, MA Y J, ZHANG F, et al. A novel approach for phosphorus recovery and no wasted sludge in enhanced biological phosphorus removal process with external cod addition[J]. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 2014, 172(2): 820-828.
- [11] LV J H, YUAN L J, CHEN X, et al. Phosphorus metabolism and population dynamics in a biological phosphate-removal system with simultaneous anaerobic phosphate stripping[J]. *Chemosphere*, 2014, 117(1): 715-721.
- [12] 郝晓地, 朱景义, 曹秀芹. 污水强化除磷工艺的现状与未来[J]. 中国给水排水, 2005, 21(11): 37-40.
- [13] SPONZA D T. Extracellular polymer substances and physicochemical properties of flocs in steady and unsteady-state activated sludge systems[J]. *Process Biochemistry*, 2002, 37(9): 983-998.
- [14] DAI H, DAI Z, PENG L, et al. Metagenomic and metabolomic analysis reveals the effects of chemical phosphorus recovery on biological nutrient removal system[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 328: 1087-1097.
- [15] YANG S S, PANG J W, GUO W Q, et al. Biological phosphorus removal in an extended ASM2 model: Roles of extracellular polymeric substances and kinetic modeling[J]. *Bioresour Technol*, 2017, 232: 412-416.
- [16] SEVIOUR T, LAMBERT L K, PIJUAN M, et al. a. Structural determination of a key exopolysaccharide in mixed culture aerobic sludge granules using NMR spectroscopy[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44: 8964-8970.
- [17] ARTUR M, JOANNA R, WOJCIECH J, et al. Denitrification aided by waste beer in anaerobic sequencing batch biofilm reactor (AnSBBR)[J]. *Ecological Engineering*, 2016, 95: 384-389.
- [18] MCILROY S, ALBERTSEN M, ANDRESEN E, et al. 'Candidatus *Competibacter*'-lineage genomes retrieved from metagenomes reveal functional metabolic diversity[J]. *The ISME Journal*, 2014, 8: 613-624.
- [19] ZHANG C, CHEN Y, RANDALL A A, et al. Anaerobic metabolic models for phosphorus- and glycogen-accumulating organisms with mixed acetic and propionic acids as carbon sources[J]. *Water Research*, 2008, 42: 3745-3756.

(责任编辑: 曲娜)

Evaluation of microcosmic phenomena on enhancing main-stream biological nutrient removal by side-stream phosphate recovery

HAO Xiaodi^{1*}, LI Ji¹, ZHAO Zicheng¹, LIU Jie²

1. Sino-Dutch R&D Centre for Future Wastewater Treatment Technologies, Beijing Advanced Innovation Centre of Urban Design, Beijing University of Civil Engineering and Architecture, Beijing 100044, China

2. Beijing Capital Eco-Environment Protection Group Co. Ltd., Beijing 100044, China

*Corresponding author, E-mail: haoxiaodi@bucea.edu.cn

Abstract External carbon source is effective on improving the efficiency of biological nutrient removal (BNR) with low-concentration influent organic loads, but it must increase operational costs and CO₂ emission. Under the circumstance, side-stream phosphate removal (P-removal) on enhancing main-stream BNR should become an alternative to solve the BNR limitation by low-concentration influent carbon source. A modified UCT process with the side-stream P-removal unit was applied for recovering phosphate only by adjusting pH in this study. The experimental results reveal that the optimal side-stream ratio was 15% and pH at 9.5~10.5 for side-stream supernatant could achieve the highest P-recovery efficiency. The experiment results also indicated that the side-stream P-removal could enhance the main-stream BNR, and then associated sludge characteristics, activities of related bacteria as well as the species and abundance of dominant bacteria were experimentally studied and evaluated. With the experiments, microcosmic phenomena on enhancing main-stream biological nutrient removal by side-stream phosphate recovery was analyzed, and the performance of sludge sedimentation, extracellular polymer substances (EPS), the activity and abundance of microbials (including nitrifiers, phosphorus-accumulating organisms (PAOs) and denitrifying phosphorus removing bacteria (DPB)) were mainly analyzed and evaluated. The conclusions would be useful for promoting the practical application of the side-stream P-removal on enhancing the main-stream BNR.

Keywords side-stream phosphate recovery; biological nutrient removal; nitrifiers; denitrifying phosphate removal; sludge characteristics; dominant microbials