环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

■ 主办 中国科学院生态环境研究中心
■ 出版 科学出版社

2019
Vol.40 No.3
第40卷 第3期

环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第40卷 第3期
2019年3月15日

目 次

Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第 40 卷 第 3 期 2019 年 3 月
Vol. 40, No. 3 Mar., 2019

进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统的影响

李冬[1], 曹美忠[1], 郭跃洲[1], 梅宁[1], 李帅[2], 张杰[1,2]

(1. 北京工业大学水质科学与水环境恢复工程北京市重点实验室, 北京 100124; 2. 哈尔滨工业大学城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090)

摘要: 在 SBR 反应器中接种成熟的生物除磷颗粒, 通过分阶段提高进水中氨氮浓度, 研究了进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统的影响, 确定系统对进水氨氮负荷的承受能力. 结果表明, 进水氨氮浓度低于 45 mg·L^{-1}时, 生物除磷颗粒系统具有良好的性能, TP 去除率在 96% 以上, COD 去除率在 89% 以上, 出水 TP 浓度和 COD 浓度分别在 0.4 mg·L^{-1}和 25 mg·L^{-1}以下, 颗粒粒径在 950 μm 以上, SVI 在 45 mL·g^{-1}以下; 进水氨氮浓度为 60 mg·L^{-1}时, TP 去除率在 95% 以上, 出水 TP 浓度在 0.5 mg·L^{-1}以下, 颗粒粒径为 760 μm, SVI 为 56 mL·g^{-1}, 系统中生物除磷颗粒出现部分解体, PAOs 代谢和生长开始受到抑制. 进水氨氮浓度达到 70 mg·L^{-1}时, TP 去除率为 70%, 出水 TP 浓度在 3 mg·L^{-1}左右, 颗粒粒径为 570 μm, SVI 为 75 mL·g^{-1}, PN/PS 值达到 7.50 左右, 系统中生物除磷颗粒严重解体, PAOs 代谢和生长被严重抑制. 随着进水氨氮浓度上升, 导致生物除磷颗粒中微生物分泌蛋白质增加和多糖减少, PN/PS 值增大, 出现生物除磷颗粒解体, 颗粒粒径减小和 SVI 上升, 生物除磷颗粒的结构和功能被破坏.

关键词: 生物除磷颗粒; 氨氮浓度; 颗粒粒径; 胞外聚合物(EPS); PN/PS

中图分类号: X703.1 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2019)03-1360-07 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.201808128

Effect of Influent Ammonia Concentration on a Biological Phosphorus Removal Granules System

LI Dong[1], CAO Mei-zhong[1], GUO Yue-zhou[1], MEI Ning[1], LI Shuai[2], ZHANG Jie[1,2]

(1. Key Laboratory of Beijing for Water Quality Science and Water Environment Recovery Engineering, Beijing University of Technology, Beijing 100124, China; 2. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: Mature biological phosphorus removal granules were inoculated into a SBR. The effect of the ammonia concentration on biological phosphorus removal granules system was investigated by increasing the concentration of ammonia in the influent. The ability of the system to withstand ammonia loading was determined. The results showed that when the influent ammonia concentration was below 45 mg·L^{-1}, the biological phosphorus removal granule system showed good performance. The TP removal efficiency was above 96%, the COD removal efficiency was over 89%. The effluent TP concentration and COD concentration were 0.4 mg·L^{-1} and 25 mg·L^{-1} respectively. The particle size was above 950 μm and the SVI was below 45 mL·g^{-1}. When the influent ammonia concentration was 60 mg·L^{-1}, the removal efficiency of TP was more than 95%. The effluent TP concentration was below 0.5 mg·L^{-1}, the particle size was 760 μm, and the SVI was 56 mL·g^{-1}. Furthermore, the biological phosphorus removal granules partially disintegrated and the metabolism and growth of PAOs began to be inhibited in the system. When the influent ammonia concentration reached 70 mg·L^{-1}, the removal efficiency of TP was 70%, the effluent TP concentration was about 3 mg·L^{-1}, the particle size was 570 μm, the SVI was 75 mL·g^{-1}, and the value of PN/PS was about 7.50. The biological phosphorus granules severely disintegrated and the metabolism and growth of PAOs was severely inhibited in the system. Moreover, as the influent ammonia concentration increased, the protein increased and polysaccharide decreased from the microbial secretion of biological phosphorus removal granules. Moreover, the value of PN/PS increased, the biological phosphorus removal granules disintegrated, the particle size decreased, the SVI increased, and the structure and function of the biological phosphorus removal granules were destroyed.

Key words: biological phosphorus removal granules; ammonia concentration; particle size; extracellular polymeric substance(EPS); PN/PS

近年来, 过量的磷排放到天然水体中加速了水体富营养化, 并导致水质恶化, 磷的高效去除已经成为研究热点. 目前, 强化生物除磷以其高效除磷和节能环保的特点得到广泛应用, 但在传统的强化生物除磷中, 存在生物量低、易污泥膨胀以及二次释磷等缺点[1~3]. 生物颗粒具有结构密实、沉降性能好、生物量高以及抗冲击能力强等优点[4~6]. 因此, 以聚磷菌(PAOs)为主体的生物除磷颗粒成为了污水生物处理工艺的创新和最有发展前景的除磷技术, 吸引了越来越多研究者的兴趣[7~9].

目前, 关于进水底物对生物除磷颗粒稳定性的影响研究有很多报道. 刘小英等[10]在 SBR 中探讨

收稿日期: 2018-08-15; **修订日期**: 2018-09-09

基金项目: 北京市优秀青年拔尖团队项目(2014000026833TD02)

作者简介: 李冬(1976~), 女, 博士, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水环境恢复理论及关键技术, E-mail: lidong2006@bjut.edu.cn

进水 COD 浓度对系统稳定性的影响，进水 COD 浓度提高到 550 mg·L^{-1}时，颗粒污泥周围丝状菌过度生长，颗粒污泥解体. Yu 等[11]在 SBR 中研究了 COD 负荷对生物除磷颗粒系统的影响，当 COD 浓度大于 500 mg·L^{-1}时，聚磷菌(PAOs)的新陈代谢能力受到抑制，系统的性能恶化，丝状菌过量繁殖而导致污泥膨胀. Li 等[12]研究了 COD 负荷对生物除磷颗粒连续流系统的影响，当 COD 浓度达到 400 mg·L^{-1}时，由于丝状菌的增殖而导致系统厌氧 COD 和总磷(TP)去除率明显降低以及颗粒沉降能力的恶化. Li 等[13]研究了不同 COD 负荷下污泥停留时间(SRT)对生物除磷颗粒连续流的影响，较长的 SRT 及较高的 COD 负荷(300 mg·L^{-1})使颗粒沉降能力和系统性能恶化. Zheng 等[14,15]通过在 SBR 中研究了亚硝酸盐和游离氨对生物除磷颗粒系统的影响，由于亚硝酸盐和游离氨的影响，生物除磷颗粒系统中聚糖菌和丝状菌过量生长，污泥膨胀. 生物除磷颗粒工艺处理生活污水的过程中进水氨氮浓度会对系统的性能和颗粒的特点产生不可忽视的影响. 然而在同一生物除磷颗粒系统中探究进水氨氮负荷的承受能力却鲜见报道.

本试验在 SBR 中接种成熟生物除磷颗粒，通过分阶段提高进水中氨氮浓度，测定系统中 TP 和 COD 的去除性能、颗粒的特性以及胞外聚合物(EPS)等参数的变化，探究进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统的影响，确定系统对进水氨氮负荷的承受能力，以期为生物除磷颗粒实际应用提供基础依据和参考.

1　材料与方法

1.1　试验装置与运行方式

本试验采用由有机玻璃制成的 SBR 反应器，高 50 cm，内径 14 cm，有效容积 6 L. 反应器垂直方向每隔 5 cm 设置取样口. 反应器内底部装有直径为 8 cm 的曝气盘，通过气体流量计控制曝气强度.

反应器每天运行 4 个周期，每周期运行 6 h，分为：6 min 进水，2 h 厌氧，3 h 好氧，3min 沉淀，5 min 排水，剩余时间闲置. 整个试验过程温度和 pH 均不作控制，水温 15 ~ 25℃，pH 为 7.0 ~ 8.0. 换水比为 2/3，曝气强度为 0.6 L·min^{-1}，污泥浓度控制在3 000 mg·L^{-1}左右.

1.2　接种污泥与试验用水

接种污泥取自本实验室培养成熟的生物除磷颗粒，浓度为3 000 mg·L^{-1}左右，COD 去除率为 85% ~90%，TP 去除率为 96% ~99%.

本试验采用自来水配制的人工合成废水，采用丙酸钠为碳源，磷酸二氢钾为磷源，硫酸铵为氮源，进水NH_4^+-N浓度由试验阶段决定，其余主要水质指标如表 1 所示.

表 1　进水水质指标

Table 1　Characteristics of the influent

成分	数值	成分	数值
COD/mg·L^{-1}	200	$MgSO_4$/mg·L^{-1}	40
TP/mg·L^{-1}	10	pH	7.0 ~ 8.0
$CaCl_2$/mg·L^{-1}	30	温度/℃	15 ~ 25

1.3　试验参数

本试验分阶段逐步提高进水中氨氮浓度，探究生物除磷颗粒系统对进水氨氮负荷的承受能力. 具体试验参数如表 2 所示.

表 2　试验参数

Table 2　Operation parameters

运行阶段	NH_4^+-N浓度/mg·L^{-1}
Ⅰ(1 ~ 14 d)	15
Ⅱ(15 ~ 42 d)	30
Ⅲ(43 ~ 70 d)	45
Ⅳ(71 ~ 105 d)	60
Ⅴ(106 ~ 147 d)	70
Ⅵ(148 ~ 197 d)	60

1.4　分析方法

COD 和 TP 的测定采用 5B-3B 型 COD 多参数快速测定仪，NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N、MLSS、MLVSS、SV30、SVI 等指标均采用国家规定的标准方法[16]. 本试验中 pH、DO 和温度的测定均采用 WTW-pH/Oxi 340i 便携式多参数测定仪.

颗粒粒径采用 Mastersize 2000 激光粒度仪测定. EPS 的提取步骤[17]：取 25 mL 泥水混合物，8 000 r·min^{-1}离心 15 min；去掉上清液后加入 PBS 溶液(50 mmol·L^{-1}磷酸钠、150 mmol·L^{-1} NaCl 及 pH = 7)稀释至原体积；超声破碎 3 min；然后 80℃水浴加热 30 min，冷却后，8 000 r·min^{-1}离心 15 min，取上清液测定蛋白质(PN)和多糖(PS)，剩余污泥测定 MLSS. PN 采用考马斯亮蓝法；PS 采用苯酚硫酸法.

2　结果与讨论

2.1　不同氨氮浓度下生物除磷颗粒系统的处理性能

本试验研究分为 6 个阶段，进水氨氮浓度分别为 15、30、45、60、70 和 60 mg·L^{-1}，其中阶段Ⅵ为主要恢复系统活性阶段. 图 1 为不同阶段系统中 TP 浓度及去除率的变化情况. 阶段Ⅰ为生物除磷颗粒系统的适应阶段，进水氨氮浓度为 15 mg·L^{-1}，反应器运行 14 d，主要是恢复系统中聚磷菌(PAOs)的活性，以 TP 去除率达到 95% 以上

为 PAOs 活性恢复成功的标志；该阶段 TP 去除率达到 97%，出水 TP 浓度在 0.3 mg·L^{-1}以下，低于我国城镇污水处理厂污染物排放标准一级 A 标准(0.5 mg·L^{-1})[18]，说明系统中 PAOs 活性得到了良好的恢复. 在阶段Ⅱ、Ⅲ，进水氨氮浓度分别为 30 mg·L^{-1}、45 mg·L^{-1}，TP 去除率均在 96%以上，出水 TP 浓度在 0.4 mg·L^{-1}以下，系统中聚磷菌活性较高. 在阶段Ⅳ，进水氨氮浓度为 60 mg·L^{-1}，系统运行到第 7 d 时，TP 去除率下降到 82%，出水 TP 浓度达到 1.8 mg·L^{-1}左右，但系统经过 13 d 的适应，TP 去除率恢复到 95%以上，出水 TP 浓度在 0.5 mg·L^{-1}以下；在此阶段，PAOs 活性开始受到抑制. 在阶段Ⅴ，进水氨氮浓度为 70 mg·L^{-1}，经过 10 d 运行，TP 去除率由 98%下降到 30%，出水 TP 浓度仅为 7.3 mg·L^{-1}；随后 TP 去除率提高至 70%，出水 TP 浓度稳定在 3 mg·L^{-1}左右，系统中 PAOs 活性被严重抑制. 在阶段Ⅵ，进水氨氮浓度调回 60 mg·L^{-1}，此阶段主要恢复系统的处理性能. 系统经过 14 d 的运行，TP 去除率达到了 95%以上，出水 TP 浓度在 0.4 mg·L^{-1}以下，系统的处理性能得到了良好的恢复.

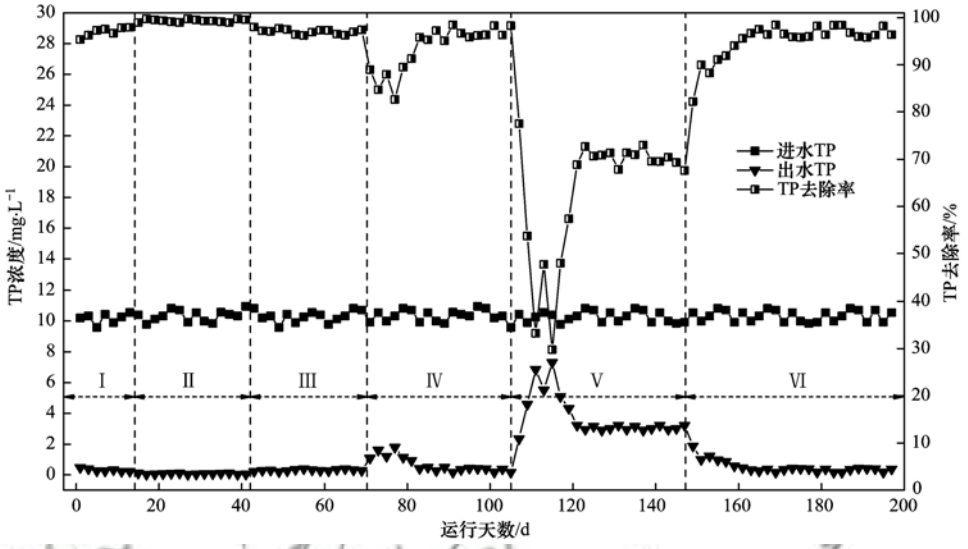

图 1 运行过程中 TP 浓度的变化

Fig. 1 Variation of TP concentration during the operation process

图 2 为不同阶段系统中 COD 浓度及去除率的变化情况. 从中可以看出，在阶段Ⅰ、Ⅱ、Ⅲ，进水氨氮浓度低于 45 mg·L^{-1}，厌氧 COD 去除率与总 COD 去除率相近，均在 89%以上，厌氧末期 COD 浓度与出水 COD 浓度相近，都在 25 mg·L^{-1}以下，远低于我国城镇污水处理厂污染物排放标准一级 A 标准(50 mg·L^{-1})[18]. 在阶段Ⅳ，进水氨氮浓度为 60 mg·L^{-1}，系统运行第 5 d，厌氧 COD 去除率和总

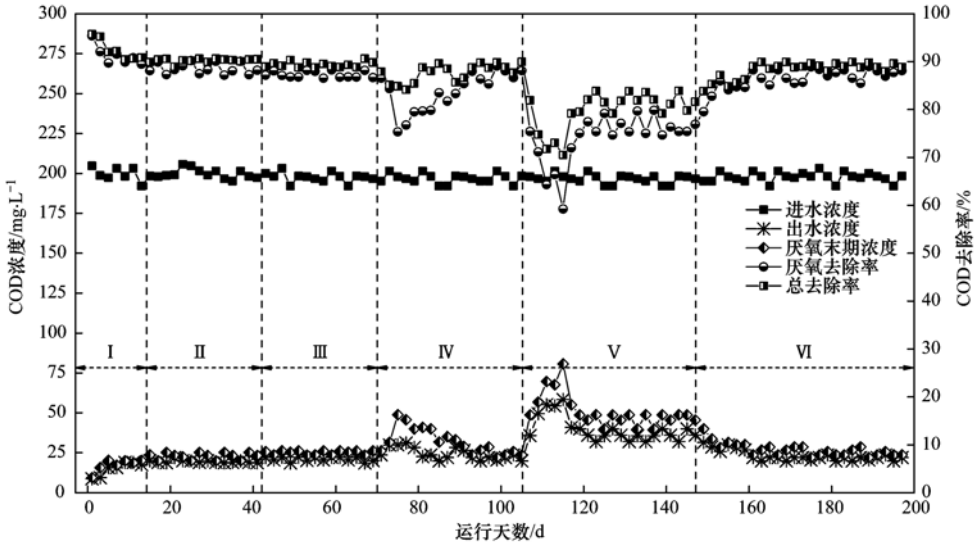

图 2 运行过程中 COD 浓度的变化

Fig. 2 Variation of COD concentration during the operation process

COD 去除率分别降低至 75% 和 85%，厌氧末期 COD 浓度和出水 COD 浓度分别达到 49 mg·L^{-1}和 30 mg·L^{-1}；系统经过 19 d 的运行，厌氧 COD 去除率和总 COD 去除率相近，都在 85% 以上，厌氧末期 COD 浓度和出水 COD 浓度均在 30 mg·L^{-1}以下. 在阶段Ⅴ，进水氨氮浓度为 70 mg·L^{-1}，厌氧 COD 去除率和总 COD 去除率呈现先降低后增大的趋势，最后分别稳定在 75% 和 80%，厌氧末期 COD 浓度和出水 COD 浓度分别为 48 mg·L^{-1}和 36 mg·L^{-1}. 在阶段Ⅵ，系统经过 12 d 的运行恢复，厌氧 COD 去除率和总 COD 去除率均达到 85% 以上，厌氧末期 COD 浓度和出水 COD 浓度都在 26 mg·L^{-1}以下. 整个运行过程中，COD 去除率都维持比较高的状态.

在阶段Ⅳ和阶段Ⅴ，进水氨氮浓度分别为 60 mg·L^{-1}和 70 mg·L^{-1}，氨氮浓度对 TP 和 COD 去除效果的影响程度不同. 原因可以归结于：①较高的氨氮浓度会抑制生物除磷颗粒中 PAOs 的代谢和生长，同时使其他异养菌增殖；②可能是氨氮转化成亚硝酸盐和硝酸盐，造成亚硝酸盐和硝酸盐的积累，抑制了生物除磷颗粒中 PAOs 的代谢和生长；③可能发生了反硝化异养菌反硝化作用与 PAOs 竞争碳源. 为了进一步确定出水 TP 浓度上升和出水 COD 浓度变化不大的原因，在反应器运行 100 d(阶段Ⅳ)和 142 d(阶段Ⅴ)的第二个周期进行周期试验. 由图 3 可以看出，前 60 min 的 COD 去除速率较快，在阶段Ⅳ中，COD 浓度由 200 mg·L^{-1}快速降至 35 mg·L^{-1}左右；阶段Ⅴ中，COD 浓度由 200 mg·L^{-1}快速降至 50 mg·L^{-1}左右. 在两个阶段的厌氧段，NH_4^+-N、NO_2^--N、NO_3^--N 浓度的变化不大，初始 NO_2^--N浓度都在 3 mg·L^{-1}左右，NO_3^--N浓度在 2 mg·L^{-1}以下，反硝化消耗的有机物相差不大. 两个阶段厌氧段的释磷量相差很大，在阶段Ⅳ中，厌氧末期的 TP 浓度达到45 mg·L^{-1}左右，而在阶段Ⅴ中，厌氧末期的 TP 浓度只有 20 mg·L^{-1}左右. 较高的氨氮浓度抑制了生物除磷颗粒中 PAOs 的厌氧代谢. 在两个阶段中，系统在好氧进行 2 h 左右基本完成了磷的吸收，在好氧末期，系统中积累了较高的NO_2^--N浓度，分别达到 13 mg·L^{-1}和 15 mg·L^{-1}，可能会抑制生物除磷颗粒中 PAOs 的好氧代谢. 但 Zeng 等[19]的研究表明，20 mg·L^{-1}的NO_2^--N浓度对 PAOs 的好氧磷吸收没有明显的影响. 徐少娟等[20]的研究表明较高的进水氨氮浓度会抑制 PAOs 的代谢和生长. 从以上分析结果可知，在阶段Ⅳ和阶段Ⅴ，氨氮浓度对 TP 和 COD 去除效果的影响程度不同的主要原因是较高的氨氮浓度会抑制生物除磷颗粒中 PAOs 的代谢和生长，同时使其他异养菌增殖，故而 TP 去除效果变化大，COD 去除效果变化相对小.

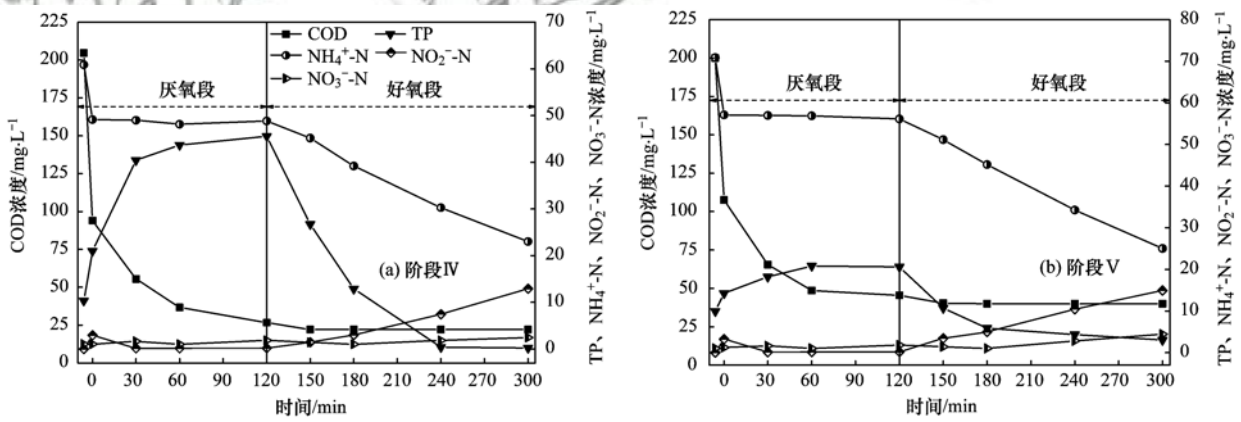

图 3　一个典型周期内污染物的变化

Fig. 3　Variation of pollutants in one typical cycle

2.2　不同氨氮浓度下生物除磷颗粒的特性

沉降能力和颗粒粒径是颗粒污泥在生物反应器中持留能力的重要特征. 通常，颗粒粒径越大意味着颗粒沉降速率越大[12]；SVI 通常被用作污泥沉降能力的指标，较低的 SVI 意味着污泥具有良好的沉降能力[11,14]. 因此，本试验通过测定平均粒径、SVI 和 MLVSS/MLSS，评估不同氨氮浓度下系统中颗粒特性的变化.

图 4 为运行过程中颗粒粒径、SVI 和 MLVSS/MLSS 的变化. 在阶段Ⅰ，颗粒平均粒径、SVI 和 MLVSS/MLSS 分别为1 120 μm、30 mL·g^{-1}和 0.85，说明生物除磷颗粒具有良好的沉降能力和较高的微生物含量. 在阶段Ⅱ，颗粒平均粒径减小至1 090 μm，SVI 升高到35 mL·g^{-1}，MLVSS/MLSS 为 0.84；在阶段Ⅲ，颗粒平均粒径减小至 950 μm，SVI 和 MLVSS/MLSS 分别升高到 45 mL·g^{-1}和 0.87；在阶段Ⅳ，颗粒平均粒径大幅度减小，最终为 760 μm，生物除磷颗粒出现部分解体现象，SVI 和 MLVSS/

MLSS 升高到 56 mL·g^{-1}和 0.87；在阶段Ⅴ，颗粒平均粒径减小到 570 μm，生物除磷颗粒解体严重，SVI 逐渐升高 75 mL·g^{-1}，MLVSS/MLSS 升高到 0.89. 随着进水氨氮浓度的升高，SVI 和 MLVSS/MLSS 呈现上升趋势，颗粒平均粒径呈下降趋势；进水氨氮浓度为 60 mg·L^{-1}和 70 mg·L^{-1}时，颗粒平均粒径和 SVI 变化显著，生物除磷颗粒沉降性能严重恶化. Zou 等[21]的研究表明较高的氨氮浓度会导致大的生物除磷颗粒解体成小颗粒，颗粒粒径下降. Zheng 等[14]的研究也表明较高的氨氮浓度会导致大颗粒不稳定并破碎成较小的颗粒，同时 SVI 会升高；同时也暗示 MLVSS/MLSS 升高可能是由于颗粒崩解导致比表面积增大，促进更多有机物质的吸附. 在阶段Ⅵ，系统经过 21 d 的运行，颗粒平均粒径、SVI 和 MLVSS/MLSS 分别恢复到 780 μm、56 mL·g^{-1}和 0.86，系统中生物除磷颗粒的沉降性能得到一定的恢复. 以上结果表明进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统中颗粒的沉降性能有重要的影响.

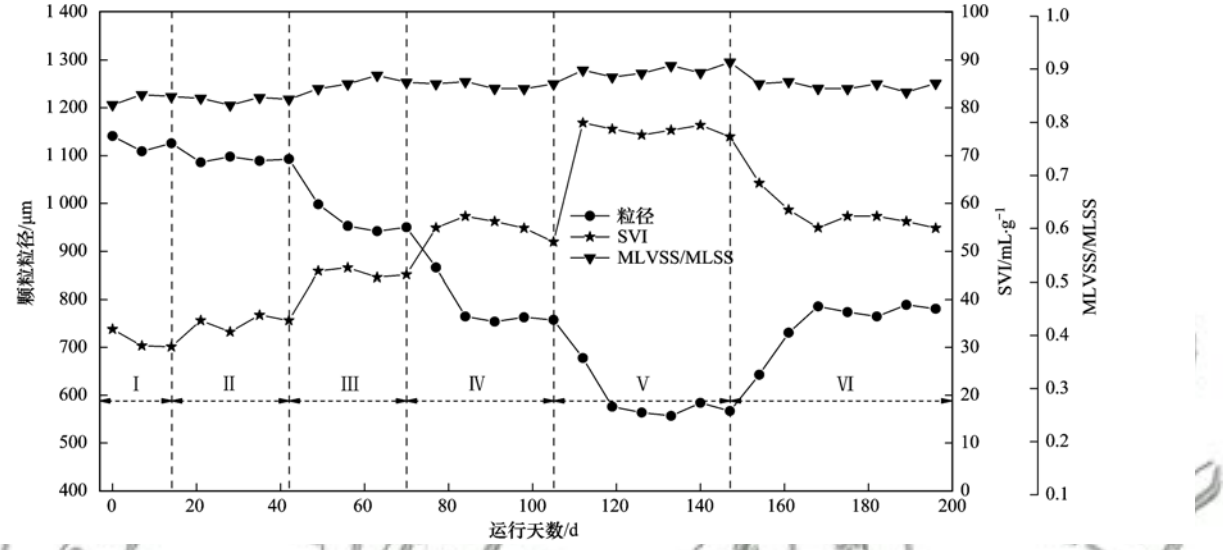

图 4 运行过程中粒径、SVI 和 MLVSS/MLSS 的变化

Fig. 4 Variation of particle size, SVI, and MLVSS/MLSS during the operation process

2.3 不同氨氮浓度下 EPS 中 PN 和 PS 的变化

胞外聚合物(EPS)是由微生物分泌的胞外聚合物黏度物质，在细胞自凝聚中起着重要的作用[22,23]，主要成分为蛋白质(PN)和多糖(PS)，它们有助于细菌聚集在一起并黏附每个细胞[14]，且颗粒的特性与 PN/PS 值有关[21,24,25].

图 5 为整个运行过程中 PN、PS 含量及 PN/PS 的变化情况. 在阶段Ⅰ，EPS 中 PN 和 PS 含量(以

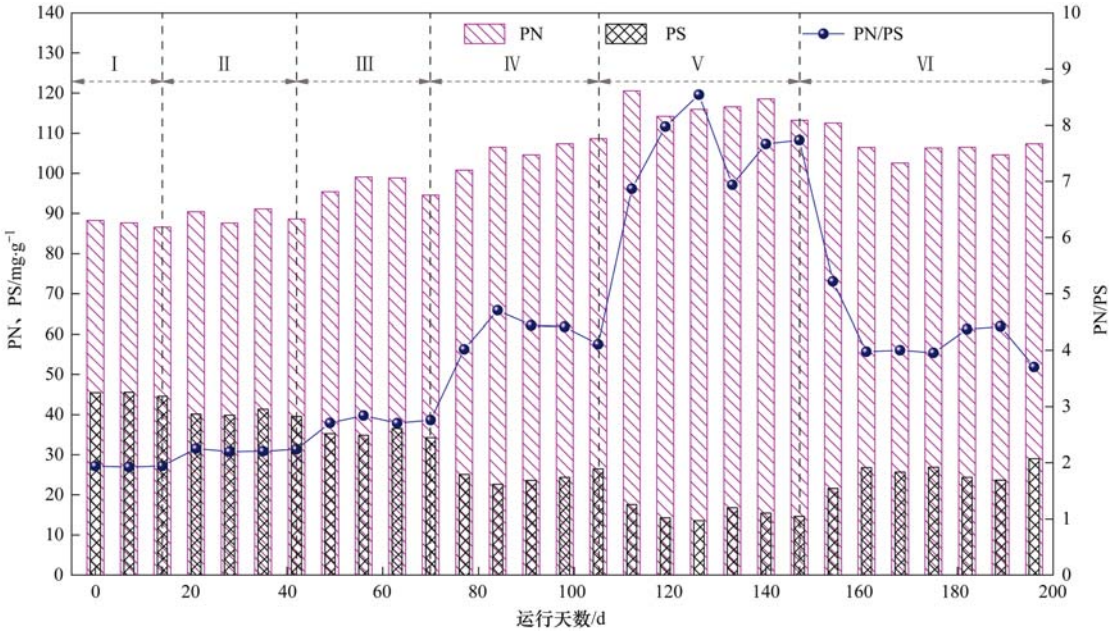

图 5 运行过程中 PN、PS 及 PN/PS 的变化

Fig. 5 Variation of PN, PS, and PN/PS during the operation process

MLSS 计）比较稳定，分别为 87 mg·g^{-1} 和 45 mg·g^{-1}，PN/PS 值为 1.94. 在阶段Ⅱ，PN 含量为 88 mg·g^{-1}，PS 含量下降至 39 mg·g^{-1}，PN/PS 值增大到 2.20；在阶段Ⅲ，PN 含量上升到 98 mg·g^{-1}，PS 含量略微降低至 35 mg·g^{-1}，PN/PS 值增大到 2.70；在阶段Ⅳ，PN 含量上升至 106 mg·g^{-1}，PS 含量下降明显，达到 23 mg·g^{-1}，PN/PS 值增大到 4.42；在阶段Ⅴ，PN 含量上升到 115 mg·g^{-1}，PS 含量降低至 15 mg·g^{-1}，PN/PS 值明显增大，达到 7.50 左右. 当进水氨氮浓度高于 45 mg·L^{-1}时，PN 含量略微上升，而 PS 含量急剧减少，PN/PS 值急剧增大，即较高的进水氨氮浓度会抑制 PS 的分泌. Zou 等[21]的研究表明在较高的进水氨氮浓度下，大部分有机物用于生物合成而不是分泌 PS，而反应器中的氮(N)用于合成 PN. Yang 等[26]也暗示较高的氨氮浓度会导致 PS 产量的显著下降，不利于颗粒的稳定. Tay 等[27]已经表明 PS 可以作为细胞凝聚和黏附的介质，有助于颗粒的形成和维持颗粒中细胞群的结构完整性. 因此，上述研究中随着进水氨氮浓度上升，导致微生物分泌蛋白质增加和多糖减少，PN/PS 值增大，出现生物除磷颗粒解体，颗粒粒径减小和 SVI 上升(图 4)，生物除磷颗粒的结构和功能被破坏，这些结果表明 PN/PS 较低的颗粒具有更好的结构和功能. 在阶段Ⅵ，进水氨氮浓度恢复到 60 mg·L^{-1}，PN 含量逐渐降低至 106 mg·g^{-1}，PS 含量升高至 26 mg·g^{-1}，说明系统中生物除磷颗粒的结构和功能得到一定的恢复.

3　结论

(1)进水氨氮浓度低于 45 mg·L^{-1}，生物除磷颗粒系统具有良好的处理性能，TP 去除率在 96% 以上，COD 去除率在 89% 以上，出水 TP 浓度和 COD 浓度分别在 0.4 mg·L^{-1}和 25 mg·L^{-1}以下；进水氨氮浓度为 60 mg·L^{-1}时，系统中 PAOs 的代谢和生长开始受到抑制，经过 13 d 的适应，TP 去除率恢复到 95% 以上，出水 TP 浓度在 0.5 mg·L^{-1}以下. 进水氨氮浓度达到 70 mg·L^{-1}时，系统中 PAOs 的代谢和生长被严重抑制，TP 去除率为 70%，出水 TP 浓度稳定在 3 mg·L^{-1}左右.

(2)进水氨氮浓度高于 60 mg·L^{-1}时，生物除磷颗粒系统中颗粒粒径和 SVI 变化显著，生物除磷颗粒沉降性能严重恶化.

(3)进水氨氮浓度对生物除磷颗粒系统中颗粒的结构和性能有重要的影响. 随着进水氨氮浓度上升，导致生物除磷颗粒中微生物分泌蛋白质增加和多糖减少，PN/PS 值增大，出现生物除磷颗粒解体，颗粒粒径减小和 SVI 上升，生物除磷颗粒的结构和功能被破坏.

参考文献：

[1] Mielczarek A T, Nguyen H T T, Nielsen J L, *et al*. Population dynamics of bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal in Danish wastewater treatment plants [J]. Water Research, 2013, **47**(4): 1529-1544.

[2] 李冬, 吕育锋, 张金库, 等. SBR 中曝气强度对除磷颗粒的影响[J]. 化工学报, 2015, **66**(12): 4994-5001.
Li D, Lü Y F, Zhang J K, *et al*. Influence of aeration intensity on phosphorus removal granules in SBR[J]. CIESC Journal, 2015, **66**(12): 4994-5001.

[3] Li D, Lv Y F, Cao M Z, *et al*. Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor [J]. Bioresource Technology, 2016, **216**: 1083-1087.

[4] Adav S S, Lee D J, Show K Y, *et al*. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. Biotechnology Advances, 2008, **26**(5): 411-423.

[5] 张小玲, 刘珊, 陈旭. 有机负荷对除磷颗粒污泥的培养及特性的影响[J]. 环境科学, 2011, **32**(7): 2030-2035.
Zhang X L, Liu S, Chen X. Effects of organic loading rate on the cultivation and characteristic of granular sludge with phosphorus removal[J]. Environmental Science, 2011, **32**(7): 2030-2035.

[6] Li D, Lv Y F, Zeng H P, *et al*. Enhanced biological phosphorus removal using granules in continuous-flow reactor[J]. Chemical Engineering Journal, 2016, **298**: 107-116.

[7] Fang J, Su B, Sun P D, *et al*. Long-term effect of low concentration Cr(VI) on P removal in granule-based enhanced biological phosphorus removal (EBPR) system [J]. Chemosphere, 2015, **121**: 76-83.

[8] Zhang B, Ji M, Qiu Z G, *et al*. Microbial population dynamics during sludge granulation in an anaerobic-aerobic biological phosphorus removal system[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(3): 2474-2480.

[9] Wu C Y, Peng Y Z, Wang S Y, *et al*. Enhanced biological phosphorus removal by granular sludge: from macro-to micro-scale[J]. Water Research, 2010, **44**(3): 807-814.

[10] 刘小英, 姜应和, 郭超, 等. COD 对生物除磷颗粒污泥稳定性影响研究[J]. 环境工程学报, 2011, **5**(4): 807-811.
Liu X Y, Jiang Y H, Guo C, *et al*. Influence of COD on phosphorus removal granular sludge stability[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2011, **5**(4): 807-811.

[11] Yu S J, Sun P D, Zheng W, *et al*. The effect of COD loading on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability[J]. Bioresource Technology, 2014, **171**: 80-87.

[12] Li D, Lv Y F, Zeng H P, *et al*. Long term operation of continuous-flow system with enhanced biological phosphorus removal granules at different COD loading [J]. Bioresource Technology, 2016, **216**: 761-767.

[13] Li D, Lv Y F, Zeng H P, *et al*. Effect of sludge retention time on continuous-flow system with enhanced biological phosphorus removal granules at different COD loading [J]. Bioresource Technology, 2016, **219**: 14-20.

[14] Zheng X L, Sun P D, Luo J Q, *et al*. Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability [J]. Bioresource Technology, 2013, **148**: 343-351.

[15] Zheng X L, Sun P D, Luo J Q, *et al*. The long-term effect of nitrite on the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the reversibility [J]. Bioresource Technology, 2013, **132**: 333-341.

[16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 100-124.

[17] Wang Z P, Liu L L, Yao J, *et al*. Effects of extracellular polymeric substances on aerobic granulation in sequencing batch reactors[J]. Chemosphere, 2006, **63**(10): 1728-1735.

[18] GB 18918-2002, 城镇污水处理厂污染物排放标准[S].

[19] Zeng W, Yang Y Y, Li L, *et al*. Effect of nitrite from nitritation on biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor treating domestic wastewater[J]. Bioresource Technology, 2011, **102**(12): 6657-6664.

[20] 徐少娟, 蒋涛, 殷峻, 等. 进水氨氮浓度对强化生物除磷(EBPR)系统除磷特性及微生物群落结构的影响[J]. 环境科学学报, 2011, **31**(4): 745-751.
Xu S J, Jiang T, Yin J, *et al*. Effects of influent ammonia concentration on phosphorus removal and the microbial community in an EBPR system [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2011, **31**(4): 745-751.

[21] Zou J T, Li Y M, Zhang L L, *et al*. Understanding the impact of influent nitrogen concentration on granule size and microbial community in a granule-based enhanced biological phosphorus removal system[J]. Bioresource Technology, 2015, **177**: 209-216.

[22] Sheng G P, Yu H Q, Li X Y. Extracellular polymeric substances (EPS) of microbial aggregates in biological wastewater treatment systems: a review[J]. Biotechnology Advances, 2010, **28**(6): 882-894.

[23] Liu H, Fang H H P. Extraction of extracellular polymeric substances (EPS) of sludges[J]. Journal of Biotechnology, 2002, **95**(3): 249-256.

[24] Liu Y Q, Liu Y, Tay J H. The effects of extracellular polymeric substances on the formation and stability of biogranules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2004, **65**(2): 143-148.

[25] 李冬, 曹美忠, 郭跃洲, 等. 不同磷浓度下生物除磷颗粒系统的COD需求[J]. 环境科学, 2018, **39**(7): 3247-3253.
Li D, Cao M Z, Guo Y Z, *et al*. COD requirement for biological phosphorus removal granule system under different phosphorus concentrations[J]. Environmental Science, 2018, **39**(7): 3247-3253.

[26] Yang S F, Tay J H, Liu Y. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules[J]. Biochemical Engineering Journal, 2004, **17**(1): 41-48.

[27] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The effects of shear force on the formation, structure and metabolism of aerobic granules[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2001, **57**(1-2): 227-233.

HUANJING KEXUE

Environmental Science (monthly)

Vol. 40 No. 3

Mar. 15, 2019

CONTENTS