

铝离子对低温好氧颗粒污泥颗粒化的强化作用

时文歆¹, 王 硕¹, 于水利^{1,2}, 衣雪松¹

(1. 哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150090;
2. 同济大学 污染控制与资源化研究国家重点实验室, 上海 200092)

摘要: 研究了低温条件下 Al^{3+} 对好氧颗粒污泥颗粒化的强化作用. 在 Al^{3+} 质量浓度为 $30.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下, 经强化颗粒化作用的好氧颗粒污泥仅需 40 d 即可以培养成熟, 其表面光滑, 结构紧密, 具有较好的沉淀性能和较高的生物量. 培养成熟的低温好氧颗粒污泥对污水具有较高的处理效能, COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 去除率分别达到 85.6%, 88.8% 和 91.9%, 较好地实现了碳氮磷的低温高效同步去除. 低温好氧颗粒污泥形成过程中, 胞外聚合物中蛋白质类的质量分数明显升高, 达到 $9.25 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 蛋白质类与多糖类的质量比(PN/PS)为 1.10, 说明较高含量的蛋白质类是好氧颗粒污泥形成的重要因素. 同时, 加入 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Al}^{3+}$ 后, 污泥 zeta 电位从 -18.40 mV 逐渐升高到 -6.51 mV , 表明污泥之间静电斥力减小有利于污泥聚集, 形成颗粒.

关键词: 低温; 好氧颗粒污泥; 铝离子; 胞外聚合物; zeta 电位

中图分类号: TU991 文献标识码: A

Enhanced Granulation of Aerobic Granular Sludge by Al^{3+} Augmentation at Low Temperature

SHI Wenxin¹, WANG Shuo¹, YU Shuili^{1,2}, YI Xuesong¹

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Tongji University, Shanghai 200092, China)

Abstract: A study was made of the enhanced granulation of aerobic granular sludge (AGS) by Al^{3+} augmentation at low temperature. Rapid granulation was achieved since AGS formation time significantly decreased from 73 days to 40 days by adding $30.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Al}^{3+}$ at low temperature in a sequencing batch airlift reactor (SBAR). AGS with clear surface and compact structure possessed better settling

property, higher biomass, and better simultaneously COD, NH_4^+-N and $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ removal efficiency, the respective removal rates were 85.6%, 88.8% and 91.9%. Compared with the conventional cultivation of AGS, the content of total protein was as high as $9.25 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ and the total proteins to the total polysaccharide (PN/PS) ratio was 1.10, and the relatively high protein content presented an essential feature for AGS formation. In addition, zeta potential increased from -18.40 mV to -6.51 mV when AGS became mature by adding $30.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ of Al^{3+} , the higher zeta potential indicated the reduction of electrostatic repulsion was beneficial for granules aggregated.

Key words: low temperature; aerobic granular sludge (AGS); Al^{3+} ; extracellular polymeric substances (EPS); zeta potential

好氧颗粒污泥(AGS)被认为是微生物自固定、自絮凝的生物膜系统. 与传统的活性污泥法相比, 好氧颗粒污泥技术具有较好的污泥沉降性能、较低的操作运行费用、较高的生物量和较高的污水处理效能^[1], 是废水处理中最具有发展前景的生物技术之一, 目前已被应用到生活污水^[2]、高浓度有机废水^[3]、有毒有害废水和富含重金属废水^[4-5]的处理中.

但是, 绝大多数好氧颗粒污泥技术的应用是在常温条件下进行的, 只有 Bao^[2] 和 Kreuk^[6] 对低温条件下好氧颗粒污泥技术进行研究, 但是所取得的效果较差, 并且低温条件下好氧颗粒污泥极难形成, 运行工艺难以调控, 严重制约了低温好氧颗粒污泥技术的发展. 在我国北方, 冬季寒冷漫长, 生活污水的温度一般为 10°C 左右, 因此, 加速低温好氧颗粒污泥的形成, 缩短低温条件下好氧颗粒污泥反应器的

收稿日期: 2011-09-10
基金项目: 国家“八六三”高技术研究发展计划(2008AA06Z304); 国家科技部合作项目(2010DFA92460); 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07424-005)
第一作者: 时文歆(1971—), 男, 副教授, 博士生导师, 工学博士, 主要研究方向为给水处理, 污水处理. E-mail: swx@hit.edu.cn
通讯作者: 于水利(1962—), 男, 教授, 博士生导师, 工学博士, 主要研究方向为给水处理, 污水处理. E-mail: ysl@vip.163.com

启动时间与稳定其运行对低温生活污水的处理至关重要。Kreuk 的研究表明,生物处理系统的底物转化率与温度相关,根据 Arrhenius 方程,可知温度对硝化作用影响巨大,在温度低于 5℃时硝化作用停止。Frijters^[7]的研究发现,与生物膜系统相比,温度对活性污泥系统的影响较大,其脱氮效能约降低 20%,除磷效能约降低 10%^[8]。

Liu^[9]等预测了常温条件下,好氧颗粒污泥形成的四个步骤:①微生物间的相互吸附作用;②物理化学作用力对微生物的聚集;③胞外聚合物对微生物的吸附作用;④水力剪切力的作用。但是在低温条件下,好氧颗粒污泥较难培养,其低温形成机理还没有被充分了解。因此,强化好氧颗粒污泥颗粒化,探明在低温条件下好氧颗粒污泥的形成机理对好氧颗粒污泥技术的工业化应用至关重要。研究表明,微生物间的自固定、自絮凝以及胞外聚合物对 Ca²⁺, Fe²⁺ 和 Mg²⁺ 等二价离子的吸附作用,可促使好氧颗粒污泥实现快速颗粒化^[10-12]。但是,关于三价阳离子对好氧颗粒污泥颗粒化的研究还较少,因此本研究探讨了作为混凝剂主要成分的 Al³⁺ 对好氧颗粒污泥颗粒化的强化作用,并讨论了低温条件下培养的好氧颗粒污泥对生活污水的处理效能。

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行

采用序批气提式污泥反应器(sequencing batch airlift reactor, SBAR)培养低温好氧颗粒污泥,反应器有效容积为 6.0 L,排水比 50%,控制曝气量为 0.17 m³ · h⁻¹。反应进水、曝气、排水均由微电脑时控开关控制。运行周期为 6 h,其中包括闲置期 30 min,静态进水期 30 min,沉淀期 5 min,排水期 5 min,剩余时间为曝气时间 290 min。采用循环冷水保持反应器的低温环境,温度为 10℃。

1.2 试验废水和种泥

试验接种污泥取自哈尔滨某污水处理厂曝气池最末端一格的絮状污泥,初始接种污泥质量浓度为 2.0 g · L⁻¹。试验用水采用人工模拟生活污水,水质主要成分如下:乙酸钠 625 mg · L⁻¹, NH₄Cl 400 mg · L⁻¹, KH₂PO₄ 30 mg · L⁻¹, K₂HPO₄ 60 mg · L⁻¹, MgSO₄ 40 mg · L⁻¹, CaCl₂ 80 mg · L⁻¹, AlCl₃ 30 mg · L⁻¹, EDTA 40 mg · L⁻¹, NaHCO₃ 100 mg · L⁻¹。另外添加微量元素液 1 ml · L⁻¹^[8],其成分如下:FeCl₃ · 6H₂O 1.50 g · L⁻¹, H₃BO₃ 0.15

g · L⁻¹, CuSO₄ · 5H₂O 0.03 g · L⁻¹, KI 0.03 g · L⁻¹, MnCl₂ · 4H₂O 0.12 g · L⁻¹, Na₂MoO₄ · 2H₂O 0.06 g · L⁻¹, ZnSO₄ · 7H₂O 0.12 g · L⁻¹, CoCl₂ · 6H₂O 0.15 g · L⁻¹。

1.3 分析方法

COD, NO₂⁻-N, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, PO₄³⁻-P 和污泥的质量浓度通过标准方法进行测定^[13]。颗粒污泥形态通过扫描电子显微镜(scanning electronic microscope, SEM, S-4300N, Japan)进行观察。胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)采用 Sunil^[14]的方法进行提取,利用 Bao^[2]和 Sunil^[14]的方法对 EPS 内糖类和蛋白质类含量进行测定。污泥体积指数 V(sludge volume index)和比耗氧速率 S(specific oxygen uptake rate)的测定参考 Bao^[2]的方法, zeta 电位则采用 zeta 电位分析仪(Nano-Z, Malvern)进行测定。

2 结果与讨论

2.1 Al³⁺ 质量浓度对好氧颗粒污泥形成的影响

从图 1 中可知, Al³⁺ 的质量浓度在 10~30 mg · L⁻¹ 内, S 和污泥直径增长速率 *r* (mean diameter growth rate, DM growth rate)逐渐提高,其中当 Al³⁺ 的质量浓度为 30 mg · L⁻¹时, S 为 0.25 mg · g⁻¹ · h⁻¹, *r* 达到峰值 30.04 μm · d⁻¹,但是当 Al³⁺ 的质量浓度继续增加时(35 mg · L⁻¹), S 和 *r* 都显著降低,这主要是因为 Al³⁺ 虽然可以促进好氧颗粒污泥活性的提高,使好氧颗粒污泥颗粒化更加迅速,但同时其对微生物也具有毒性作用,会抑制其酶的功能和活性^[15],因此 Al³⁺ 的质量浓度需要严格控制,当 Al³⁺ 的质量浓度保证在 30 mg · L⁻¹时,好氧

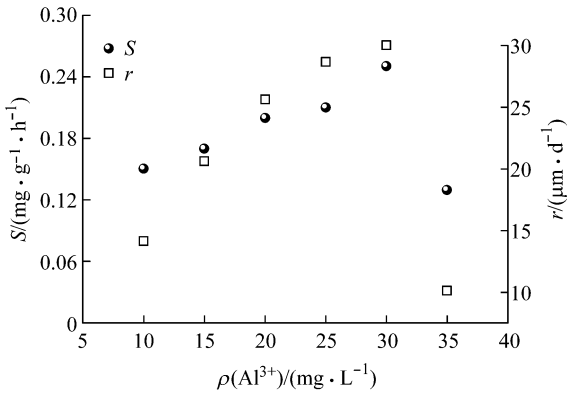


图 1 Al³⁺ 对好氧颗粒污泥 S 和 *r* 的影响

Fig.1 Effects of Al³⁺ to S(SOUR) and *r*(DM Growth Rate) of aerobic granular sludge

颗粒污泥可以保持活性的提高和个体快速的生长.同时, Al^{3+} 的加入对增大好氧颗粒污泥晶核有促进作用^[16], 当其质量浓度达到一定阈值时会引起晶格错位, 而由于晶格错位导致的结晶破碎是好氧颗粒污泥比表面积增大的主要原因, 比表面积增大会产生高吸附, 进而使好氧颗粒污泥进一步增大, 污泥颗粒化进程更加迅速.

2.2 AGS 形成过程中沉降性能与生物量的变化

将经过驯化的活性污泥投入到 SBAR 中, 10 d 后可以观察到微小的浅黄色颗粒形成. 随着 SBAR 的进一步运行, 一部分沉降性能较差的活性污泥被冲出反应器. 由于反应过程中进水水质稳定, 没有出现丝状菌大量生长而引起污泥膨胀的现象, 这和 Bao^[2] 和 Liu^[17] 的研究结果不同, 说明 Al^{3+} 的存在可能会抑制丝状菌的生长. 经过 40 d 的培养, 结构紧密, 外表光滑的好氧颗粒污泥已经成为污泥主体, 其剖面 SEM 如图 2 所示, 从中可以看出好氧颗粒污泥结构紧密, 其内部存在较多孔道可用于传质传氧. 好氧颗粒污泥的颗粒化时间较传统培养方式缩短了 33 d^[2], 说明 Al^{3+} 可以加速好氧颗粒污泥的颗粒化进程. SBAR 启动过程中, 污泥体积指数从 $85.4 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$ 下降到 $46.6 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1}$, 污泥的质量浓度 ρ_M 由 $2.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 升高到 $6.1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 3), 说明添加 Al^{3+} 培养成熟的好氧颗粒污泥具有较好的沉降性能和较高的生物量.

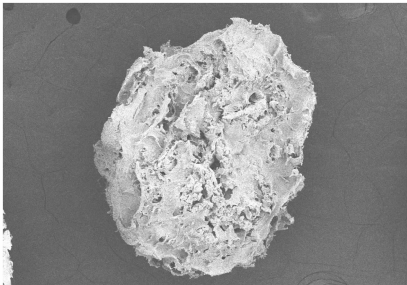


图 2 Al^{3+} 强化的好氧颗粒污泥 SEM 图片
Fig.2 SEM of aerobic granular sludge augmented by Al^{3+}

2.3 AGS 形成过程中胞外聚合物的变化

微生物在生长过程中会分泌称作胞外聚合物 (EPS) 的粘性物质, 其主要成分包括多糖类, 蛋白质类, 腐殖酸类等^[14], 这些粘性物质可以粘附其周围的微生物从而有利于污泥的颗粒化进程. 由图 4 可知, 在投加 Al^{3+} 的活性污泥颗粒化进程中, EPS 中蛋白质类的质量分数显著提高, 由 $3.79 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 提高到 $9.25 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 而多糖类的质量分数则从 $6.51 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 升高达到峰值 $10.42 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 后逐渐下降

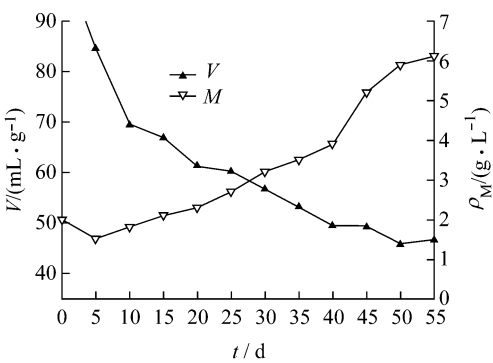


图 3 Al^{3+} 强化的好氧颗粒污泥 V 和 M 变化
Fig.3 V(SVI) and M(MLSS) of aerobic granular sludge augmented by Al^{3+}

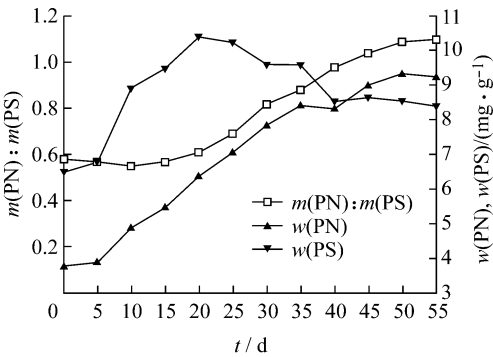


图 4 Al^{3+} 强化的好氧颗粒污泥 EPS 变化
Fig.4 Proteins(PN,N) and carbonates(PS,S) of aerobic granular sludge augmented by Al^{3+}

到 $8.40 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 蛋白质类与多糖类的质量比 ($m(\text{PN}) : m(\text{PS})$) 从初始阶段的 0.58 升高到 1.10. 以上结果说明 EPS 中蛋白质类质量浓度的提高是污泥颗粒化的重要因素, 较高质量浓度的蛋白质类起到微生物间的架桥作用, 这与 McSwain^[18] 和 Adav^[14] 的研究结果一致, 但是 Tay^[19] 等认为多糖类物质才是污泥颗粒化的重要因素. 与 Liu^[9] 的常温条件下的试验结果相比, 本研究中多糖类和蛋白质类的质量浓度都相对较低, 一方面是因为低温条件下微生物的代谢活性相对较低, 另一方面是由于 Al^{3+} 质量浓度的提高影响了微生物 EPS 的分泌, 说明 Al^{3+} 的加入可以促进 EPS 的架桥作用.

2.4 AGS 形成过程中 zeta 电位的变化

Zeta 电位是对颗粒之间相互排斥力或吸引力的度量^[20]. 由于微生物表面带负电, 可以与 AlCl_3 水解后产生的 Al^{3+} 相互吸引, 使好氧颗粒污泥表面 zeta 电位逐渐升高 (图 5), zeta 电位从初始阶段的 -18.4 mV 升高到 -6.51 mV , 但是 zeta 电位反映的是好氧颗粒污泥表面的电荷密度积^[21], 因此好氧颗粒污泥表面静电斥力减小, 使得 SBAR 运行初期得到的

小颗粒容易失稳,小颗粒之间结合能力增强,更容易聚集形成大颗粒,加速了好氧颗粒污泥的颗粒化进程。 Al^{3+} 具有较高的电荷强度,其与微生物结合后会大大增加污泥的 zeta 电位,因此,较高的 zeta 电位有助于好氧颗粒污泥形成。

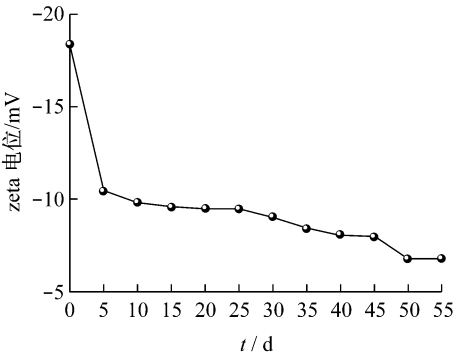


图 5 Al^{3+} 强化的好氧颗粒污泥 zeta 变化
Fig.5 Zeta potential of aerobic granular sludge augmented by Al^{3+}

2.5 AGS 对污染物的去除

SBAR 运行初始阶段,活性污泥对 COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的去除效果都较差,这主要是因为低温条件下活性污泥内微生物的代谢能力较差. 随着 SBAR 的运行,活性污泥对 COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的去除效果逐渐提高. 当好氧颗粒污泥成熟, SBAR 稳定运行时,出水 COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 一般保持在 $76.3, 6.1$ 和 $1.3 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ (图 6), COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 去除率分别达到 85.6%, 88.8% 和 91.9%. 与传统方式在低温条件下培养的好氧颗粒污泥相比,添加 Al^{3+} 的好氧颗粒污泥对 COD, NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 去除率分别提高 3.0%, 13.9% 和 11.1%. 同步硝化反硝化率为 81.4%, 同时硝化反硝化速率达到 $0.42 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$. 这

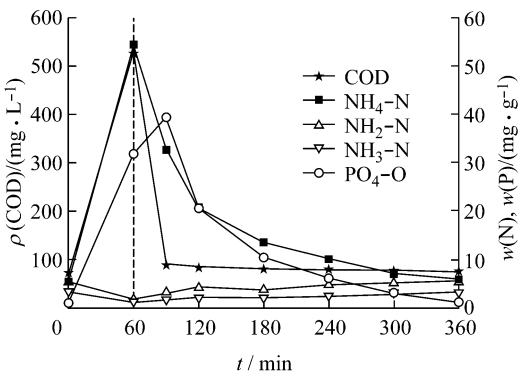


图 6 完整周期内 Al^{3+} 强化的好氧颗粒污泥对污染物的去除
Fig.6 Contaminants removal in a complete cycle by aerobic granular sludge augmented by Al^{3+}

一结果与 Bao^[2] 和 Kreuk^[6] 的结果较为相近,说明 Al^{3+} 的加入不会显著影响好氧颗粒污泥对 COD 的去除,但是会提高 NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的去除率。

3 结论

(1) Al^{3+} 作为好氧颗粒污泥的骨架对好氧颗粒污泥颗粒化具有强化作用,其适宜质量浓度为 $30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,此时好氧颗粒污泥可以保持活性的提高和个体快速的生长. Al^{3+} 的加入所引起的结晶破碎是好氧颗粒污泥比表面积增大而产生高吸附性能的主要原因,进而加速了活性污泥的颗粒化进程。

(2) Al^{3+} 的加入使好氧颗粒污泥完全颗粒化时间缩短了 33 d,培养成熟的好氧颗粒污泥具有较好的沉降性能和较高的生物量,同时可以实现低温条件下碳氮磷高效同步去除, COD, NH_4^+-N , $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 去除率分别达到 85.6%, 88.8% 和 91.9%,但是 Al^{3+} 的加入使好氧颗粒污泥对 COD 的去除影响较小,但是会提高 NH_4^+-N 和 $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ 的去除率。

(3) EPS 中蛋白质类质量浓度的提高是污泥颗粒化的重要因素,较高质量浓度的蛋白质类起到微生物间的架桥作用;同时 Al^{3+} 的加入影响了微生物 EPS 的分泌,说明 Al^{3+} 骨架可以担负一部分 EPS 的架桥作用。

(4) Al^{3+} 的加入使好氧颗粒污泥表面 zeta 电位逐渐升高 (-6.51 mV),好氧颗粒污泥表面静电斥力减小,使得 SBAR 运行初期得到的小颗粒容易失稳,小颗粒之间结合能力增强,进而使其更容易聚集而形成大颗粒,加速了好氧颗粒污泥的颗粒化进程。

参考文献:

[1] Beun J J, van Loosdrecht M C M, Heijnen J J. Aerobic granulation in a sequencing batch airlift reactor [J]. Water Research, 2002, 36(3): 702.

[2] BAO Ruiling, YU Shuili, Shi Wenxin. Aerobic granules formation and nutrients removal characteristics in sequencing batch airlift reactor (SBAR) at low temperature [J]. Journal of Hazardous Materials, 2009, 168(2-3): 1334.

[3] Moy B Y P, Tang J H, Toh S K. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules[J]. Letter Applied Microbiology. 2002, 34(6): 407.

[4] Sun X F, Liu C Y, Ma Y. Enhanced Cu (II) and Cr (VI) biosorption capacity on poly (ethylenimine) grafted aerobic granular sludge [J]. Colloids Surface B 2011, 82(2): 456.

[5] Xu H, Liu Y, Tay J H. Effect of pH on nickel biosorption by aerobic granular sludge [J]. Bioresource Technology, 2005, 97(3): 359.

[6] de Kreuk M K, Pronk M, van Loosdrecht M C M. Formation of aerobic granules and conversion processes in an aerobic granular sludge reactor at moderate and low temperature [J]. Water Research, 2005, 39(18): 4476.

[7] Frijters C T M J, Eikelboom D H, Mulder A. Treatment of municipal wastewater in a circox airlift reactor with integrated denitrification [J]. Water Science Technology, 1997, 36(1): 173.

[8] Wang S, Shi W X, Yu S L, et al. Formation of aerobic granules by Mg^{2+} and Al^{3+} augmentation in sequencing batch airlift reactor at low temperature [J]. Bioprocess Biosystem engineering, 2012, 35(7): 1049.

[9] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. Water Research, 2002, 36(7): 1653.

[10] Jiang H L, Tay J H, Liu Y. Ca^{2+} augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors [J]. Biotechnology Letter, 2003, 25(2): 95.

[11] Yu H Q, Tay J H, Fang H P. The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up [J]. Water Research, 2001, 35(4): 1052.

[12] Li X M, Liu Q Q, Yang Q. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(1): 64.

[13] APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater[M]. 20th ed. Washington D C: American Public Health Association, 1998.

[14] Adav S S, Lee D J, Show K Y. Aerobic granular sludge: recent advances [J]. Biotechnology Advances, 2008, 26(5): 411.

[15] Guzman F C, Gonzalez F J A, Martinez R R. Implementing lecan quadridentata acute toxicity tests to assess the toxic effects of selected metals (Al, Fe and Zn), ecotoxico [J]. Environmental Safety, 2010, 73(3): 287.

[16] 杨艳玲,范茜,李星. 铁铝复合吸附剂去除水中痕量磷效能及机理[C]//第十一届海峡两岸环境保护学术研讨会论文集:上册. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2007:85-89.

YANG Yanling, FAN Qian, LI Xing. Effect and mechanism of aqueous trace phosphorus removal by iron-aluminum composited adsorbent [C]//Proceeding of the Eleventh Mainland-Taiwan Environmental Protection Academic Conference, Harbin: Harbin Institue of Technology, 2007: 85-89.

[17] Liu Q S, Tay J H, Liu Y. Substrate concentration-independent aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor [J]. Environmental Technology, 2003, 24(10): 1235.

[18] McSwain BS, Irvine RL, Hausner M. Composition and distribution of extracellular polymeric substances in aerobic flocs and granular sludge [J]. Applied Environmental Microbiology, 2005, 71(2): 1051.

[19] Tay J H, Liu Q S, Liu Y. The role of cellular polysaccharides in the formation and stability of aerobic granules [J]. Letter Applied Microbiology, 2001, 33(3):2226.

[20] 付英,于水利. 聚硅酸铁水解规律及混凝机理的探讨[J]. 环境科学,2007, 28(1): 113.

FU Ying, YU Shuili. Hydrolysis Law and Coagulation Mechanism of Poly-silicic-ferric Sulfate(PSF) Coagulant [J]. Environmental Science, 2007, 28(1): 113.

[21] 郭瑾,马军. 不同性质天然有机物对水中颗粒稳定性影响的机理研究[J]. 环境科学,2006, 27(3): 461.

GUO Jin, MA Jun. Effect of isolated NOM and its fractions on colloidal stability in water [J]. Environmental Science, 2006, 27(3): 461.

• 下期文章摘要预报 •

再生混凝土框架结构模型振动台试验

王长青,肖建庄

介绍了再生粗骨料取代率为 100%的再生混凝土框架模型的振动台试验. 对框架模型的自振频率、结构等效刚度、结构阻尼比、结构振型、加速度反应、位移反应进行了研究. 分析表明,随着地震强度的增加,结构出现一定程度的破坏后,模型抗侧移刚度退化,自振频率随之下降,结构的阻尼比逐渐增大,加速度放大系数呈逐渐降低的趋势;采用层间变形作为评估指标,对再生混凝土框架的抗震能力进行了评估. 经过多次地震试验后,尽管再生混凝土框架的破坏较为严重,但在 1.170g 地震试验后仍然没有倒塌,表明再生混凝土框架结构具有良好的延性、变形能力和抗震能力.