

好氧颗粒污泥 SBR 处理垃圾渗滤液的污泥理化特性分析

魏燕杰^{1,2}, 季民¹, 李国一², 秦菲菲³

(1. 天津大学环境科学与工程学院, 天津 300072;

2. 交通运输部天津水运工程科学研究所水路交通环境保护技术交通行业重点实验室, 天津 300456;

3. 天津塘沽中法供水有限公司, 天津 300450)

摘要: 应用接种颗粒污泥的 SBR(GSBR)处理垃圾渗滤液, 研究反应器内污泥的理化特性. 连续稳定运行 91 d 的试验结果表明: GSBR 中颗粒污泥结构密实; 细菌以杆菌为主, 颗粒表面发现少量钟虫; 粒径以 0.20~0.60 mm 的小粒径颗粒为主; 污泥 SVI_{5min} 为 38 mL/g 左右, 污泥层区域平均沉降速度(ZSV)为 24 m/h; 污泥密度为 28 g(VSS)/L; 颗粒污泥强度(以完整性系数计)为 96.3%; 含水率为 97%; SOUR 平均为 67.9 mg(O₂)/(g(VSS)·h); 污泥表面相对疏水性为 85.9%. 污泥内元素分析表明: 颗粒状污泥更倾向于选择性结合 Ca、Fe、Cu 等 2 价或 3 价金属, 特别是 Ca 元素以 CaCO₃ 化合物的形式在好氧颗粒污泥内核大量沉积. 污泥 EPS 中 Na、K 和 Mg 为主要的阳离子, 而 Ca 元素所占的比例相对较小.

关键词: 好氧颗粒污泥; 垃圾渗滤液; 粒径分布; 金属元素

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0493-2137(2012)06-0522-07

Physicochemical Characteristics of Aerobic Granular Sludge in Granular Sequencing Batch Reactor Treating Landfill Leachate

WEI Yan-jie^{1,2}, JI Min¹, LI Guo-yi², QIN Fei-fei³

(1. School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, Tianjin 300072, China;

2. Key Laboratory of Environmental Protection in Water Transport Engineering of Ministry of Communications, Tianjin Research Institute of Water Transport Engineering, Tianjin 300456, China;

3. Tianjin Tanggu Sino French Water Supply Company Limited, Tianjin 300450, China)

Abstract: By seeding aerobic granular sludge, a SBR, which was correspondingly called GSBR, was applied to treat refractory landfill leachate. The physicochemical characteristics of aerobic granular sludge were studied. During the 91-day continuous operation time, the aerobic granular sludge was stable with dense structure, and was mainly composed of bacillus, as well as some protozoa and metazoan, like vorticella. Granules with the size of 0.20—0.60 mm were the main part of the sludge. Its SVI_{5min} , average zone settling velocity(ZSV), biomass density, strength(in terms of integrity coefficient), water content, average SOUR and relative hydrophobicity were 38 mL/g, 24 m/h, 28 g(VSS)/L, 96.3%, 97%, 67.9 mg(O₂)/(g(VSS)·h) and 85.9%, respectively. The elemental analysis showed that multi-valence Ca, Fe, and Cu were the main metal elements of granules. Especially Ca, in the form of CaCO₃, largely accumulated in the core of granules. While Na, K, and Mg were the main cations in the extracellular polymer substance(EPS) of granules, in comparison with the low content of Ca.

Keywords: aerobic granular sludge; landfill leachate; size distribution; metal elements

好氧颗粒污泥以其沉降速度快、微生物浓度及活性高、耐污染物负荷及有害环境冲击能力强等特点,

成为实现各种难降解、有毒工业废水高效处理的具有良好发展潜力的新工艺^[1-3]. 许多研究学者采用人工

收稿日期: 2011-03-28; 修回日期: 2011-04-29.

基金项目: 国家科技重大专项基金资助项目(2009ZX07314-002); 天津市科技攻关计划资助项目(06YFGZSH06700).

作者简介: 魏燕杰(1985—), 男, 博士, wei_yj@126.com.

通讯作者: 季民, jimin@tju.edu.cn.

模拟城市污水成功培养出好氧颗粒污泥,并对颗粒污泥的理化特性进行了分析研究^[4-12]。成熟的好氧颗粒污泥外观一般为橙黄色,圆形或椭圆形,表面光滑,边界清晰;粒径范围为 0.2 ~ 9.0 mm;污泥密度为 1.006 8 ~ 1.050 0 g/cm³(普通活性污泥的密度为 1.002 ~ 1.006 g/cm³);一般含水率为 97% ~ 98%(普通活性污泥含水率达 99%以上);污泥沉降速率从 18 ~ 55 m/h 不等(普通活性污泥的沉降速度为 10 m/h 以下);污泥沉降指数(sludge volume index, SVI)多集中在 30 ~ 50 mL/g 范围内(普通活性污泥的 SVI 在 100 ~ 150 mL/g);同时好氧颗粒污泥对于重金属离子具有较强的吸附能力与较大的吸附容量。

目前利用实际污水实现好氧污泥颗粒化的研究日渐增多^[1-4]。但由于实际污水水质复杂、变化幅度大,因此实际应用中好氧颗粒污泥的形成过程、污泥性状、对污染物的处理能力等与人工配水条件下的必然有差距。笔者将好氧颗粒污泥技术应用于垃圾渗滤液的处理,不仅实现了有机物、氮的有效去除,同时解决了传统生物处理工艺中污泥沉降性能差、微生物大量流失以及生物系统最终失稳等问题。在此基础上,针对处理系统中发挥核心优势作用的颗粒污泥的形态、生物活性、污泥浓度、沉降性能、粒径分布、胞外分泌物以及疏水性等性状特征进行研究,重点对污泥中金属元素的累积及分布特性进行分析,从而为实际应用提供可靠、实用的工程化参数。

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行方式

试验装置如图 1 所示,主要包括化学预处理系统和生物主处理系统。

预处理沉淀反应器(pre-sedimentation reactor, PSR)由有机玻璃圆柱制成,有效体积 10 L,内层直径 15 cm,有效高度 60 cm;人工控制批次运行;采用潜水泵进水;电动搅拌机搅拌;pH 计控制;重力排水。

作为生物主处理系统的颗粒污泥 SBR 反应器(granular sequencing batch reactor, GSB R)由有机玻璃圆柱制成,有效体积 3.0 L,内层直径为 5.0 cm,有效高度为 152.8 cm。反应器内外夹层之间采用循环水保温,控制反应器在接近恒温条件下(20 ~ 25 ℃)运行。系统由可编程控制器(programmable logic controller, PLC)控制进水、曝气、沉降、排水及闲置等全过程。具体运行参数为进水 60 min,好氧曝气 640 min,沉降 5 min,排水 5 min,静置 10 min,周期

总长为 720 min。采用潜水泵从反应器底部进水;重力排水;好氧采用空气压缩机通过微孔曝气器曝气,供气量由转子流量计控制在 0.12 m³/h 左右(气体表观速度为 1.69 cm/s);反应器 SRT 控制在 25 ~ 35 d;体积交换率为 50%。

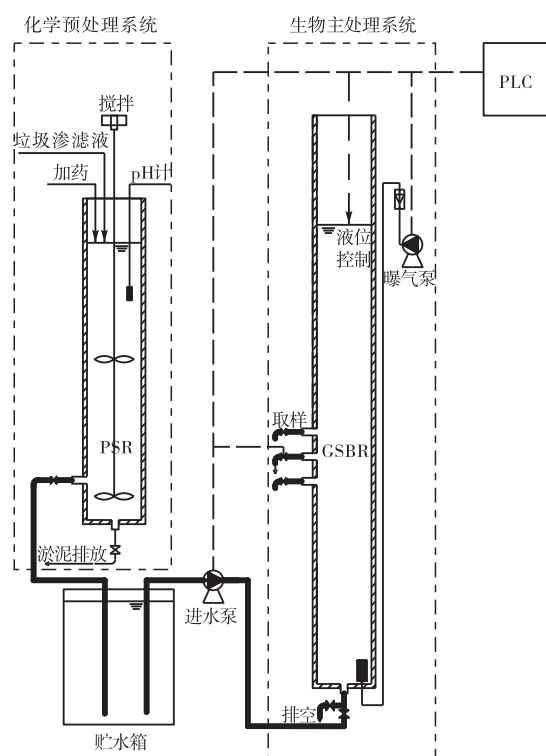


图 1 系统装置示意

Fig.1 Sketch of experiment system

1.2 分析项目及方法

COD、BOD₅、NH₄⁺-N、NO₂⁻-N、NO₃⁻-N、MLSS、MLVSS、SVI、含盐量以及含水率均采用标准方法测定^[13]。污泥粒径分布采用激光粒度仪和多目分筛法^[4]测定。污泥湿密度、颗粒强度和比好氧速率(specific oxygen uptake rate, SOUR)的测定参考文献[4];污泥密度的测定步骤参考文献[5]。污泥层区域的沉降速率(zone settling velocity, ZSV)及污泥沉降速率(settling velocity, SV)采用自由沉降试验^[6]进行测定。好氧颗粒污泥胞外聚合物(extracellular polymeric substances, EPS)的提取与测定参考文献[9]:多糖采用蒽酮法测定,蛋白质采用修正的 Lowry 法测定。污泥相对疏水性(sludge relative hydrophobicity, SRH)的测定参考文献[14]。颗粒污泥表面以及剖面结构扫描电镜观察、能谱分析采用 PHILIPS XL-30 电镜。污泥中金属总量测定采用 HCl、HNO₃、HF、HClO₄ 消解^[15],以日立 180-80 偏振塞曼原子吸收光谱仪测定。

1.3 进水水质与接种污泥

试验用水取自天津市某垃圾填埋场的渗滤液集水池. 原水水质指标见表 1, 氨氮浓度高达 602 ~ 1 168 mg/L. 而已有研究表明, 进水中高氨氮会导致反应器内游离氨(free ammonium, FA)浓度的升高, 从而抑制微生物的活性, 甚至影响系统的稳定性^[16-17], 故需采取措施使得系统进水氨氮及对应的 FA 浓度控制在合适的范围, 从而避免上述问题的发生. 本研究中采用化学沉淀法对 GSB R 的进水进行预处理, 即向原垃圾渗滤液中加入 Mg^{2+} 和 PO_4^{3-} , 使之与水中的氨氮生成难溶的磷酸铵镁沉淀($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, 简称 MAP)来达到去除氨氮的目的^[18-19]. 烧杯试验表明化学预处理的最佳反应条件为: $n(Mg) : n(N) : n(P)$ 的投配比 1.2 : 1 : 1; 搅拌 10 min (搅拌

速度 200 r/min); 调节 pH 值为 8.5 ~ 9.0 后, 再搅拌 10 min; 沉降 30 min. 预处理后 GSB R 进水中氨氮浓度为 72 ~ 374 mg/L. 化学沉淀同时使得 GSB R 进水中 COD 比原水中的值平均降低了约 7%. 另外由于在生成鸟粪石的同时也产生了大量的 H^+ , 反应器体系 pH 值逐渐下降. 而鸟粪石形成的最佳 pH 值一般控制在 8.5 ~ 9.0, 故需投加一定量的 NaOH (为了使全盐量变化最小, 选择 NaOH 来减小 Na^+ 的投加量) 调节 pH 值. 因此 GSB R 进水中全盐量和 Na^+ 浓度分别比原水中的高了约 15% 和 12%. 而由于 OH^- 的加入, GSB R 进水中, Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Fe^{3+} 等金属元素的浓度均比原水中的低.

反应器接种污泥为实验室前期培养的好氧颗粒污泥, 初始污泥浓度为 4.0 g/L.

表 1 原垃圾渗滤液与 GSB R 进水水质特征

Tab.1 Composition of original landfill leachate and influent of GSB R

种 类	$\rho_{COD}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	$\rho_{BOD_5}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	$\rho_{NH_4^+-N}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	$\rho_{NO_2-N}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	$\rho_{NO_3-N}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	pH	$\rho_{TDS}/$ ($mg \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Na^+}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{K^+}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)
原垃圾渗滤液	4 502 ~ 5 992	855 ~ 1 453	602 ~ 1 168	0.02 ~ 0.17	0.48 ~ 1.12	7.9 ~ 8.9	11 159 ~ 14 916	2.284×10^6	1.663×10^6
GSB R _{inf}	4 298 ~ 5 547	913 ~ 1 017	72 ~ 374	0.06 ~ 0.10	0.52 ~ 0.75	8.6 ~ 9.3	13 971 ~ 17 421	2.599×10^6	1.744×10^6
种 类	$\rho_{Ca^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Mg^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Fe^{3+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Cu^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Zn^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Cr^{6+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Ni^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Cd^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)	$\rho_{Pb^{2+}}/$ ($\mu g \cdot L^{-1}$)
原垃圾渗滤液	4.269×10^3	1.225×10^5	5.960×10^3	14.506	5.997	4.316	0.343	0.046	1.196
GSB R _{inf}	2.229×10^3	1.926×10^4	2.005×10^3	9.133	11.979	4.167	0.422	0.021	1.967

2 试验结果与讨论

2.1 稳定运行期 GSB R 运行特性及颗粒污泥性状分析

表 2 给出了稳定运行期 (共计 91 d) GSB R 的运行特性, 表 3 为此期间的颗粒污泥性状, 并与某一处理生活污水的 GSB R 稳定期对应参数^[4]作了对比.

表 2 稳定运行期处理渗滤液 GSB R 和生活污水 GSB R 内运行特性比较

Tab.2 Reactor performances comparison in GSB Rs treating landfill leachate and domestic wastewater

种 类	处理渗滤液 GSB R	处理生活污水 GSB R ^[4]
OLR/($kg(COD) \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$)	4.95 ± 0.35	2.03 ~ 3.91
NLR/($kg(NH_4^+-N) \cdot (m^3 \cdot d)^{-1}$)	0.26 ± 0.07	0.13 ~ 0.29
COD _{inf} /($mg \cdot L^{-1}$)	$4 950 \pm 354$	725 ~ 1 396
COD _{eff} /($mg \cdot L^{-1}$)	768 ± 201	93 ~ 231
COD 去除率/%	84.4 ± 4.2	73.4 ~ 91.3
TN _{inf} /($mg \cdot L^{-1}$)	204 ± 97	87 ~ 147
TN _{eff} /($mg \cdot L^{-1}$)	74 ± 28	24 ~ 85
TN 去除率/%	61.3 ± 17.5	40.0 ~ 76.7
NH_4^+-N _{inf} /($mg \cdot L^{-1}$)	257 ± 69	34 ~ 107
NH_4^+-N _{eff} /($mg \cdot L^{-1}$)	15 ± 14	1 ~ 30
NH_4^+-N 去除率/%	94.2 ± 5.3	62.8 ~ 99.2

表 3 稳定运行期处理渗滤液 GSB R 和生活污水 GSB R 内颗粒污泥性状比较

Tab.3 Characteristics comparison of granule samples during stable operation stage in GSB Rs treating landfill leachate and domestic wastewater

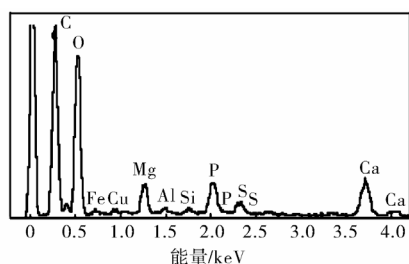
种 类	处理渗滤液 GSB R	处理生活污水 GSB R ^[4]
平均尺寸/mm	0.58	0.62 ~ 1.11
MLSS/($g \cdot L^{-1}$)	4.99 ± 0.52	5.82 ± 0.85
MLVSS/($g \cdot L^{-1}$)	3.15 ± 0.52	—
SVI _{5min} /($mL \cdot g^{-1}$)	37.89 ± 7.94	37.74 ± 9.99
ZSV/($m \cdot h^{-1}$)	23.93 ± 5.93	—
湿密度/($g \cdot cm^{-3}$)	1.062 ± 0.011	1.082
污泥密度/($g(VSS) \cdot L^{-1}$)	28.0 ± 3.1	—
含水率/%	97.0 ± 0.7	97.5
相对疏水性/%	85.9 ± 6.4	—
颗粒强度/%	96.3 ± 3.5	98.1
SOUR/($mg(O_2) \cdot (g(VSS) \cdot h)^{-1}$)	67.9 ± 12.8	98.4
胞外蛋白/($mg \cdot g(VSS)^{-1}$)	87.9 ± 9.1	—
胞外多糖/($mg \cdot g(VSS)^{-1}$)	10.6 ± 2.9	—

可以看出: 尽管本研究 GSB R 的有机物容积负荷 (organic loading rate, OLR) 高于处理生活污水的反应器, 但前者的污泥浓度及颗粒粒径均低于后者. 这是由于垃圾渗滤液中包含大部分难降解及有毒有害

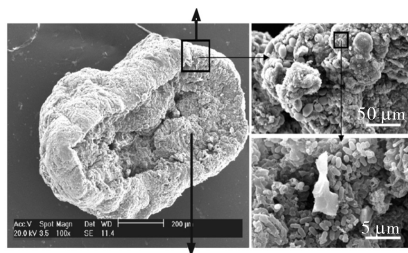
物质, 受其影响微生物生长缓慢; 而生活污水主要为易生物降解有机物, 微生物生长及颗粒的增大较快; 两反应器污泥 SOUR 之间的差别也印证了这一推论. 而有研究指出调节培养生长率较慢的微生物有利于颗粒污泥的稳定, 本研究 GSBP 中的颗粒污泥在沉降性能、强度及除污能力等方面均表现出了较好的稳定性: 污泥 SVI_{5min} 为 38 mL/g 左右, 平均 ZSV 为 24 m/h; 污泥密度为 28 g(VSS)/L, 高于人工配水培养出的颗粒污泥的 20 g(VSS)/L^[5]; 颗粒污泥强度 (以完整性系数计) 为 96.3%; 含水率为 97%; 对 COD、TN、 NH_4^+-N 的平均去除率分别为 84%、66% 和 94%.

2.2 稳定运行期颗粒污泥生物相观察及元素分析

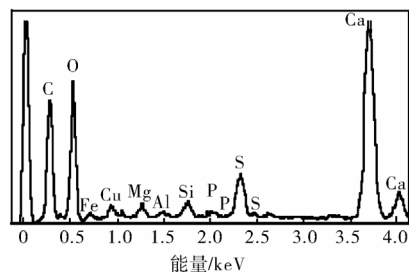
对稳定运行期 GSBP 内颗粒污泥外观、表面及剖面进行扫描电镜分析, 并对颗粒进行了元素组成定性分析, 如图2所示, Ca 元素第2个峰由其他元素引起.



(a) 表面元素组成



(b) 扫描电镜照片



(c) 内核元素组成

图2 GSBP 稳定运行期颗粒污泥的扫描电镜及元素组成分析 (第 70 天)

Fig.2 SEM images and elemental analysis of granular sludge during the stable operation stage in GSBP (the 70th day)

可以看出, 颗粒结构较为密实; 表面密布细菌团和钟虫等原生后生动物, 这些动物的出现也表明反应器及出水水质稳定. 进一步微观观察发现, 颗粒表面的细菌多以杆菌为主, 也有一些球菌出现; 颗粒污泥上存在许多空隙, 可以为外部基质传输以及内部微生物生长代谢产物逸出提供通道. 元素组成分析表明: 颗粒污泥表层 C 及 O 元素质量分数总和为 95.58% (表 4); 其他微量元素中 Mg 及 Ca 元素所占比例较高, 分别为 1.22% 和 1.28%. 相比而言, 颗粒内核 C 及 O 元素质量分数总和为 73.43%; Ca 元素比例大幅提高, 达到了 17.84%, 表明其在颗粒内部出现了沉积的现象 (进水中 Cu 浓度不高, 但 Cu 元素比例达 1.80%, 这是由于作为液位计触点的铜线被腐蚀而进入反应系统所致). 文献[11-12]都曾报道过 Ca 元素在好氧颗粒污泥内沉积的现象. 有研究认为出现该现象的原因是 Ca^{2+} 在 EPS 间起阳离子架桥作用, 大量 EPS 的分泌必然导致 Ca^{2+} 成分的增加^[20]. 还有研究者认为颗粒内部大量 $CaCO_3$ 沉淀的生成是 Ca 元素增多的原因, 并通过模型模拟证实了该推论^[11]. 本研究中颗粒污泥胞外聚合物 Ca 元素的质量分数仅为 1.09% (图 3), 表明并没有大量 Ca^{2+} 与胞外聚合物相结合的形式存在于颗粒污泥内. Ca 元素更多是以 $CaCO_3$ 化合物的形式在好氧颗粒污泥内核沉积.

表 4 颗粒污泥中各元素的质量分数

Tab.4 Mass fraction of the cations in an aerobic granule

元 素	质量分数/%		
	颗粒表层	颗粒内核	EPS
C, K	51.77	27.28	45.48
O, K	43.81	46.15	38.38
Na, K	—	—	3.64
Mg, K	1.22	0.79	1.50
Al, K	0.15	0.22	0.25
Si, K	0.15	0.70	1.34
P, K	0.98	0.26	0.29
S, K	0.38	2.53	0.54
Cl, K	—	—	4.18
K, K	—	—	3.31
Ca, K	1.28	17.84	1.09
Fe, K	0.25	2.43	—
Cu, K	0.01	1.80	—
总量	100	100	100

另外, 大量研究表明颗粒化过程中污泥分泌的 EPS 更倾向于结合 2 价或多价金属离子构成一种空间三维网质, 维持生物聚集体的结构完整^[21-22]. 而本试验 EPS 中 1 价离子 Na 和 K 成为了主要的阳离子, 分别占有所有阳离子总量的 44% 和 20% (Mg 元素的含量也高达 16%); Ca 所占的比例相对较少, 仅

4%. 导致该现象出现的原因包括: ①所处理垃圾渗滤液中含盐量大, 阳离子以钠盐、钾盐和镁盐为主(表 1); ②金属离子主要与 EPS 中糖类物质结合, 中性糖的羧基、阴离子多糖的羧基都可能是金属离子的结合点位^[9], 而本研究中 EPS 的主要成分为蛋白质(表 3), 多糖数量上的限制导致 EPS 选择性地结合单价金属离子.

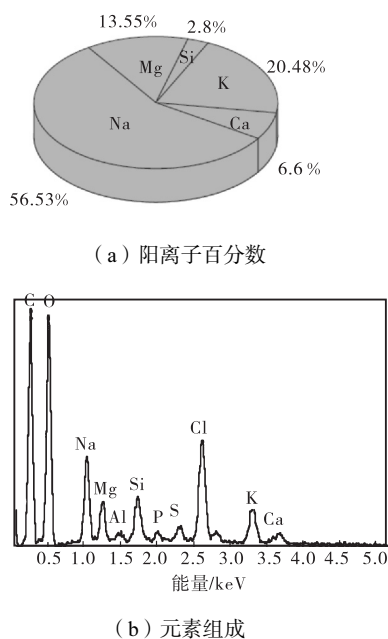


图 3 GSBR 稳定运行期颗粒污泥胞外聚合物的元素分析 (第 70 天)

Fig.3 Elemental analysis and elemental compositions of the cations in EPS of GSBR (the 70th day)

2.3 不同粒径范围内污泥理化性能比较

反应系统中颗粒污泥占总污泥的比例及其变化对反应器的稳定具有极为重要的作用. 为了更好地理解这种影响, 整理分析了 GSBR 典型周期不同粒径尺寸下污泥的物理性状(表 5).

由表 5 可以看出: GSBR 内混合污泥平均粒径为 0.60 mm. 其中粒径为 0.20 ~ 0.45 mm、0.45 ~ 0.60 mm、0.60 ~ 0.90 mm、0.90 ~ 1.25 mm 以及大于 1.25 mm 的污泥所占质量分数分别为 25.92%、20.65%、15.10%、7.47%和 5.25%, 表明颗粒污泥是以粒径为 0.20 ~ 0.60 mm 的小粒径颗粒为主. 而处理生活污水 GSBR 中对应粒径区间所占比例分别为 7.4%、1.3%、12.45%、17.3%和 36.5%, 表明该颗粒污泥系统是以粒径大于 0.60 mm 的大颗粒为主^[4]. 该现象同样是由于垃圾渗滤液中含有难降解有毒物质, 造成微生物生长缓慢所致. 从各粒径区间微生物活性(以 % (VSS) 计)来说, 在 0.45 ~ 0.60 mm 粒径范围之前, 微生物活性(% (VSS))随着污泥粒径的增加而升高, 但是之后又随着粒径的增大而逐渐下降. 这是由于所处理垃圾渗滤液中含有很多胶体、颗粒等固体物质, 随着粒径的增大, 污泥会吸附更多的这类物质导致其活性成分比例下降. 污泥沉降性能方面, 颗粒污泥 SVI_{5min} 及沉降速率均远远大于絮状污泥的数值; 但由于渗滤液 1.4% ~ 1.7% 的含盐量使得液体介质比例较大, 相比于处理生活污水 GSBR 系统, 本研究中污泥颗粒沉降相对缓慢.

表 5 GSBR 中不同粒径污泥物理性状比较

Tab.5 Characteristics of stable granules at different size categories during stable operation stage in GSBR

粒径范围/mm	平均粒径 D_m /mm	MLSS/(g·L ⁻¹)	质量分数/%	MLVSS/(g·L ⁻¹)	活性/% (VSS)	SVI_{5min} /(mL·g ⁻¹)	沉降速率/(m·h ⁻¹)
<0.20	0.10 ± 0.01	1.24 ± 0.27	25.61 ± 2.91	0.78 ± 0.15	61.79 ± 2.96	178.70 ± 38.32	7.11 ± 3.70
0.20 ~ 0.45	0.31 ± 0.03	1.27 ± 0.44	25.92 ± 5.84	0.91 ± 0.25	71.56 ± 1.36	46.55 ± 3.25	12.50 ± 4.68
0.45 ~ 0.60	0.53 ± 0.03	1.01 ± 0.21	20.65 ± 4.27	0.75 ± 0.16	71.94 ± 0.98	36.95 ± 2.23	18.45 ± 5.70
0.60 ~ 0.90	0.76 ± 0.06	0.73 ± 0.08	15.10 ± 1.97	0.52 ± 0.07	70.99 ± 1.85	32.26 ± 2.83	21.20 ± 3.23
0.90 ~ 1.25	1.11 ± 0.02	0.36 ± 0.06	7.47 ± 0.95	0.25 ± 0.04	68.41 ± 1.50	30.47 ± 0.75	26.89 ± 4.96
>1.25	1.44 ± 0.14	0.26 ± 0.06	5.25 ± 1.11	0.17 ± 0.04	67.00 ± 2.21	25.91 ± 1.77	31.45 ± 8.65
混合样品	0.60 ± 0.10	4.87 ± 0.28	100	3.34 ± 0.20	68.62 ± 1.47	37.68 ± 4.91	17.07 ± 7.32

注: 由于操作复杂, 试验强度大, 仅在稳定运行期的第 73 天、第 81 天、第 89 天进行测试.

2.4 不同粒径污泥中金属元素含量

表 6 给出了 GSBR 运行稳定阶段(第 73 天)各粒径区间污泥金属元素含量. 主要金属元素的变化规律(由于 Ni、Cd、Zn、Cr、Mn、Pb 元素含量较小且与污泥粒径变化无明显相关规律, 所以图中未给出)分析总结如下(图 4).

(1) Na、K、Mg 元素在絮状区间污泥中含量高,

并随着粒径的增大含量逐渐降低; 但当粒径大于 1.25 mm 时又突然增加. 该现象与课题组前期试验的结果相同, 并可以用已有分析来解释^[9]: 试验处理垃圾渗滤液中含有大量的钠盐、钾盐和镁盐, 而絮状污泥的含水率一般高达 99%以上, 因此絮状污泥中主要富集 Na、K 和 Mg 元素. 粒径大于 1.25 mm 时污泥中 3 种元素的含量突然增加可能是由于大粒径颗粒分

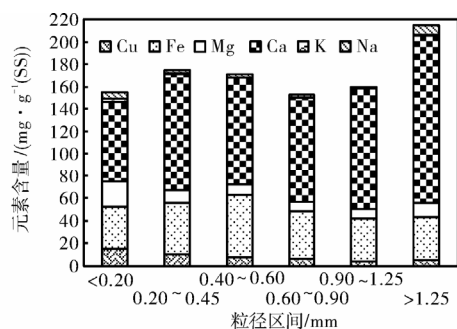


图 4 稳定运行期 GSB R 内不同粒径污泥中主要金属元素含量分析

Fig.4 Main metal element content of sludge with different sizes in GSB R

表 6 稳定运行期 GSB R 中不同粒径区间污泥中金属元素含量(第 73 天)

Tab.6 Metal element content of sludge with different sizes in GSB R during the stable operation stage (the 73rd day) (mg/g(SS))

粒径范围/ mm	污泥 形态	Na	K	Ca	Mg	Fe	Cu	Ni	Cr	Cd	Pb	Mn	Zn	总量
<0.20	絮状	5.734	2.723	71.514	22.093	37.459	15.193	0.637	2.439	0.004	0.127	1.199	2.885	157.007
0.20 ~ 0.45	颗粒	2.941	0.360	104.010	10.798	46.219	10.163	1.007	3.397	0.005	0.141	2.046	4.879	185.966
0.45 ~ 0.60	颗粒	2.402	0.490	96.105	9.046	54.766	8.005	1.031	2.974	0.005	0.100	2.091	3.475	180.490
0.60 ~ 0.90	颗粒	2.331	0.777	92.916	8.861	42.133	6.000	0.979	2.981	0.005	0.082	1.751	2.431	161.246
0.90 ~ 1.25	颗粒	0.576	0.782	108.344	8.466	37.868	4.000	0.448	2.839	0.006	0.097	1.445	2.493	167.359
>1.25	颗粒	8.149	0.820	149.688	12.357	37.946	5.456	1.111	6.153	0.006	0.072	1.522	1.609	224.889

3 结 论

(1) 本研究 GSB R 中的颗粒污泥在沉降性能、活性及除污能力等方面均表现出了较好的稳定性: 污泥 SVI_{5min} 为 38 mL/g 左右, 平均 ZSV 为 24 m/h; 污泥密度为 28 g(VSS)/L; 颗粒污泥强度 96.3%; 含水率 97%; SOUR 67.9 mg(O_2)/(g(VSS)·h); 污泥表面相对疏水性为 85.9%。

(2) 稳定运行期颗粒污泥结构密实; 细菌以杆菌为主, 颗粒表面发现少量钟虫。污泥内元素分析表明: 絮状污泥易于选择性结合 Na、K 等低价金属, 而颗粒状污泥更倾向于选择 Ca、Fe、Cu 等 2 价或 3 价金属, 特别是 Ca 元素以 $CaCO_3$ 化合物的形式在好氧颗粒污泥内核大量沉积。

(3) 稳定运行期颗粒污泥 EPS 中 1 价离子 Na 和 K 成为了主要的阳离子, 分别占所有阳离子总量的 44%和 20%(Mg 元素的质量分数也高达 16%); Ca 所占的比例相对较少, 仅 4%。

(4) 污泥粒径分布变化的监测结果表明: 反应器内污泥平均粒径为 0.60 mm, 且以粒径 0.20 ~ 0.60 mm 的小粒径颗粒为主。污泥活性成分比例及沉降性均

泌了更多的 EPS, 而 EPS 中的主要阳离子为 Na^+ 、 K^+ 和 Mg^{2+} 。

(2) Ca、Fe、Cu 元素在颗粒污泥中富集量较大, 其中 Ca 元素随着颗粒的增大含量不断增大; Fe 及 Cu 元素在各粒径范围之间相比无明显的规律性。

总体而言, 污泥形态和污泥粒径大小对金属元素的累积具有一定的影响: 絮状污泥易于选择性结合 Na、K 等低价金属, 而颗粒状污泥更倾向于选择 Ca、Fe、Cu 等 2 价或 3 价金属。因此反过来也可以通过污泥中所含金属元素的种类和数量来判断污泥的形态, 以及颗粒污泥系统的成熟度和稳定状态。

随污泥粒径的增大而增加; 但当污泥粒径大于 0.60 mm 时, 活性成分比例逐渐下降。

参考文献:

- [1] Arrojo B, Mosquera-Corral A, Garrido J M, et al. Aerobic granulation with industrial wastewater in sequencing batch reactors[J]. *Water Research*, 2004, 38(14/15): 3389-3399.
- [2] Su Kuizu, Yu Hanqing. Formation and characterization of aerobic granules in a sequencing batch reactor treating soybean-processing wastewater[J]. *Environmental Science and Technology*, 2005, 39(8): 2818-2828.
- [3] Ho Kuoling, Chen Yuyou, Lin Bin, et al. Degrading high-strength phenol using aerobic granular sludge[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2010, 85(6): 2009-2015.
- [4] 卢 珊. 颗粒污泥 SBR 中污泥稳定性及处理生活污水的试验研究[D]. 天津: 天津大学环境科学与工程学院, 2007.

Lu Shan. Sludge Stabilization in Aerobic Granular Sludge SBR and Domestic Sewage Treatment[D]. Tianjin: School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, 2007(in Chinese).

- [5] Peng Dangcong, Bernet N, Delgenes J P, et al. Aerobic granular sludge: A case report[J]. *Water Research*, 1999, 33(3): 890-893.
- [6] Beun J J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, et al. Aerobic granulation in a sequencing batch reactor[J]. *Water Research*, 1999, 33(10): 2283-2290.
- [7] Moy B Y P, Tay J H, Toh S K, et al. High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules[J]. *Letters in Applied Microbiology*, 2002, 34(6): 407-412.
- [8] 王 强, 陈 坚, 堵国成. 选择压法培育好氧颗粒污泥的试验[J]. *环境科学*, 2003, 24(4): 99-104.
Wang Qiang, Chen Jian, Du Guocheng. Studies on aerobic granular sludge cultivated under selective pressure[J]. *Environmental Science*, 2003, 24(4): 99-104 (in Chinese).
- [9] Liu Yu, Xu Hui, Yang Shufang, et al. A general model for biosorption of Cd^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules[J]. *Journal of Biotechnology*, 2003, 102(3): 233-239.
- [10] 王景峰. 好氧颗粒污泥脱氮除磷及颗粒污泥膜生物反应器研究[D]. 天津: 天津大学环境科学与工程学院, 2006.
Wang Jingfeng. Study on Nitrogen, Phosphate Removal of Aerobic Granular Sludge and Granular Sludge Membrane Bioreactor[D]. Tianjin: School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, 2006 (in Chinese).
- [11] Wang Zhiwu, Li Yong, Liu Yu. Mechanism of calcium accumulation in acetate-fed aerobic granule[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2007, 74(2): 467-473.
- [12] Ren Tingting, Liu Li, Sheng Guoping, et al. Calcium spatial distribution in aerobic granules and its effects on granule structure, strength and bioactivity[J]. *Water Research*, 2008, 42(13): 3343-3352.
- [13] APHA, AWWA, WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [M]. 20th ed. Washington, DC, USA: APHA, 1998.
- [14] Wilen B M, Jin B, Lant P. The influence of key chemical constituents in activated sludge on surface and flocculation properties[J]. *Water Research*, 2003, 37(9): 2127-2139.
- [15] 李红霞. 河道底泥中重金属和有机物的植物去除及资源化[D]. 天津: 天津大学环境科学与工程学院, 2005.
Li Hongxia. Study on Phytoremediation and Reclamation of Heavy Metal and Organic Contamination in Dredged Sewage River Sediment[D]. Tianjin: School of Environmental Science and Engineering, Tianjin University, 2005 (in Chinese).
- [16] Yang Shu-fang, Tay Joo-Hwa, Liu Yu. Inhibition of free ammonia to the formation of aerobic granules [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2004, 17(1): 41-48.
- [17] Wei Yanjie, Ji Min, Chen Yanling, et al. Inhibitory factors for aerobic granulation with landfill leachate [C]//3rd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2009. USA: IEEE Computer Society, 2009.
- [18] Tunay O, Kabdasli I, Orhon D, et al. Ammonia removal by magnesium ammonium phosphate in industrial wastewaters[J]. *Water Science and Technology*, 1997, 36(2/3): 225-228.
- [19] 赵庆良, 李湘中. 化学沉淀法去除垃圾渗滤液中的氨氮[J]. *环境科学*, 1999, 20(5): 90-92.
Zhao Qingliang, Li Xiangzhong. Ammonia-nitrogen removal from landfill leachate by chemical precipitation [J]. *Environmental Science*, 1999, 20(5): 90-92 (in Chinese).
- [20] Yu H Q, Tay J H, Fang H H P. The roles of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up[J]. *Water Research*, 2001, 35(4): 1052-1060.
- [21] Jiang H L, Tay J H, Liu Y, et al. Ca^{2+} augmentation for enhancement of aerobically grown microbial granules in sludge blanket reactors[J]. *Biotechnology Letters*, 2003, 25(2): 95-99.
- [22] Li Xiaoming, Liu Qianqian, Yang Qi, et al. Enhanced aerobic sludge granulation in sequencing batch reactor by Mg^{2+} augmentation[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(1): 64-67.