



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.201903019

中图分类号 X705

文献标识码 A

季业, 温沁雪, 郝亚茹, 等. 盐度对模拟餐厨垃圾发酵液产聚羟基脂肪酸酯工艺的影响[J]. 环境工程学报, 2020, 14(1): 236-243.

Ji Ye, WEN Qinxue, HAO Yaru, et al. Influence of salinity on polyhydroxyalkanoate production using simulated food waste fermentation liquid[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(1): 236-243.

盐度对模拟餐厨垃圾发酵液产聚羟基脂肪酸酯工艺的影响

季业¹, 温沁雪^{1,*}, 郝亚茹², 黄龙³, 陈志强¹

1. 哈尔滨工业大学环境学院, 哈尔滨 150001

2. 河北省古代建筑保护研究所, 石家庄 050051

3. 郑州大学水利与环境学院, 郑州 450001

第一作者: 季业(1994—), 男, 博士研究生。研究方向: 聚羟基脂肪酸酯混菌生产工艺。E-mail: jiye323@163.com

*通信作者: 温沁雪(1977—), 女, 博士, 教授。研究方向: 污水处理及资源回收等。E-mail: czqhit@163.com

摘要 利用餐厨垃圾发酵液生产聚羟基脂肪酸酯(PHA)可以在废物处理的同时实现有价值资源回收。为探究发酵液中盐分对产PHA菌群富集过程的影响,以模拟餐厨垃圾发酵液为底物,研究了盐度存在下污泥理化性质、富集过程主要指标及菌群PHA合成能力等变化。结果表明,未经盐度富集的菌群易受到盐度抑制,在 $15\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的盐度条件下,污泥PHA最大合成量可降至39.9%。富集过程中盐度的增加有利于污泥沉降性的提升,低盐度($5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)下菌群分泌胞外聚合物量最多,达 $49.8\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ (以VSS计),对菌群保护能力最强。不同盐度条件下的富集系统皆能保持较好的生态选择压力,但盐度对微生物生长的抑制随着浓度的增大而增强。经过盐度存在下长期富集后的污泥,在高盐度(10 、 $15\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)底物条件下,仍能获得较高的PHA最大合成能力,但其较低的生长活性不利于最终PHA产量的提升,短期富集下,高盐度会抑制PHA的合成;而低盐度($5\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$)有助于提高PHA合成能力,最高达50.5%。

关键词 氯化钠; 聚羟基脂肪酸酯; 餐厨垃圾; 胞外聚合物

聚羟基脂肪酸酯(polyhydroxyalkanoate, PHA)是一类具有与传统石化塑料相似性质并可由多种微生物内源产生和降解的聚合物^[1-2]。典型的三段式混合菌群生产PHA工艺可与现有废水废物处理系统耦合^[3],在资源化回收碳源的同时,从根本上解决石化塑料过度使用带来的“白色污染”和“微塑料”等问题。餐厨垃圾是产量巨大且有机质含量丰富的废物资源^[4],厌氧消化产甲烷是目前主流的餐厨垃圾资源回收处理工艺。然而由于餐厨垃圾中有机质含量高,厌氧发酵后的产酸液富含挥发酸,易抑制产甲烷过程,使得其厌氧消化过程极其不稳定^[5]。PHA生产的适宜底物为小分子挥发酸^[6-7],如结合餐厨垃圾水解酸化工艺及PHA合成工艺,不但充分利用生成的挥发酸,更为餐厨垃圾多途径资源回收提供了思路,目前已有少量研究进行了可行性探索^[8-9]。然而,餐厨垃圾作为资源回收工艺底物还具盐含量高的特点^[10],盐度是餐厨垃圾发酵液用于PHA生产工艺必须考虑和

收稿日期: 2019-03-02; 录用日期: 2019-05-23

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(51578183)

研究的因素。苟剑锋等^[11]调查表明,天水市餐厨垃圾含盐率为 1.4~6.4 g·L⁻¹;吴爽^[12]研究上海某地区餐厨垃圾发现,其干基含盐率约为 20 g·L⁻¹,湿基含盐率约为 2 g·L⁻¹,可见餐厨垃圾发酵液的含盐率受各地饮食差异和底物含水率影响,波动范围较大(为 1~20 g·L⁻¹)。目前,关于氯化钠对 PHA 生产过程的影响研究较少,现有的研究多集中在纯菌领域或瞬时投加的影响且研究结果不尽相同。PASSANHA 等^[13]发现,低浓度的氯化钠(5~9 g·L⁻¹)可以提高而高浓度则会抑制纯菌 *Cupriavidus necator* 的 PHA 合成能力;PALMEIRO-SÁNCHEZ 等^[14]研究了不同盐度的瞬时投加对混合菌群 PHA 合成的影响,发现氯化钠的存在会抑制细菌活性同时降低 PHA 产量。

为更好地考察氯化钠对混合 PHA 合成菌群富集的长期影响并为工程应用提供参考,本研究以模拟餐厨垃圾发酵液为底物,探讨不同盐浓度条件下污泥理化性能、工艺指标及 PHA 合成能力等方面的差异,分析盐度对混合菌 PHA 合成工艺的影响。本研究得出的最佳盐浓度可用于指导实际生产工艺,使工艺在合理的盐度范围内保持良好的污泥沉降性和 PHA 合成能力,有助于推动餐厨垃圾处理和 PHA 混菌生产耦合工艺的发展。

1 材料与方 法

1.1 底物和接种污泥

研究采用模拟餐厨垃圾发酵液,根据张玉静等^[15]的研究,设置了各种挥发酸的配比,将 C:N:P 比设置为 100:9:1。碳源由乙酸钠、丙酸钠、丁酸、戊酸和乙醇组成,其浓度分别为 260.6、138.9、429.6、75.7 和 27.2 mg·L⁻¹。氯化铵为氮源,进水浓度为 160 mg·L⁻¹。磷酸氢二钾和磷酸二氢钾为磷源,进水浓度分别为 18 mg·L⁻¹ 和 8 mg·L⁻¹。同时外加微量元素,具体配置方法参考已有的方法^[16]。不同盐度下富集实验中所用的接种污泥皆来自以混合挥发酸为底物稳定运行的 SBR 富集反应器,无盐度,容积负荷(以 COD 计)为 843 mg·(L·d)⁻¹^[17]。瞬时盐度批次实验中所用的污泥取自上述接种污泥在无盐度、容积负荷为 1 300 mg·(L·d)⁻¹、混合挥发酸为底物条件下驯化稳定的 SBR。初始接种污泥浓度皆为 (4 000±200) mg·L⁻¹。

1.2 富集实验与批次实验

1) 瞬时盐度批次实验。初步探索了无盐度富集下的污泥(1 300 mg·(L·d)⁻¹ 负荷下富集)在不同瞬时盐度下的 PHA 合成表现差异,并由此实验结果确定了后续富集的盐度梯度设置。批次实验所用底物浓度(以 COD 计)为 5 207 mg·L⁻¹,分别添加 0、2.5、5、10、15 和 20 g·L⁻¹ 氯化钠,具体操作步骤与下文叙述的 PHA 最大合成能力批次实验一致。

2) 不同盐度富集实验。采用 4 个相同的序批式反应器(SBR)作为富集反应器,有效容积为 2 L。根据瞬时盐度批次实验结果,氯化钠浓度分别设置为 0、5、10、15 g·L⁻¹。容积负荷为 1 350 mg·(L·d)⁻¹,污泥停留时间(SRT)为 10 d,水力停留时间(HRT)为 1 d。富集采用“饱食-饥饿”模式,一个运行周期时间为 12 h,包括进水(10 min)、曝气(610 min)、排泥(5 min)、沉淀(90 min)和排水(5 min)。反应器温度控制在室温(21±2)℃,进水 pH 控制在 7.0±0.2。溶解氧(DO)和 pH 由在线设备实时监测。

3) PHA 最大合成能力批次实验。实验在 500 mL 平底烧杯中进行,用于考察富集污泥的最高 PHA 合成含量。收集“饥饿”阶段末期的浓缩污泥 200 mL,加入 200 mL 与富集底物碳源配比相同、浓度为 2 700 mg·L⁻¹ 的底物,不外加氮、磷,氯化钠浓度与对应富集反应器的浓度一致。曝气控制在为 0.2~0.3 m³·h⁻¹。反应 1.5 h 后沉淀,排出 200 mL 上清液后,再加入相同底物 200 mL,重复上述操作共 5 次。每次底物加入后和沉淀前取样测试 PHA 含量。温度控制在室温(21±2)℃,pH 仅在第 1 次加入底物时调节至 7.0±0.1,后续不再控制。

1.3 分析方法

混合液悬浮固体浓度(MLSS)、污泥容积指数(SVI)、氨氮和溶解性 COD 按照国家标准方法^[18]测量。挥发酸和 PHA 采用气相色谱法^[19](GC7890N/FID,美国安捷伦)测试。胞外聚合物(EPS)可分

为松散型 (LB-EPS) 和紧密型 (TB-EPS), 由污泥样品加入 0.85% 的氯化钠溶液后, 分别在 60 °C 短时间涡旋和 70 °C 静态水浴处理下得到^[20]。随后, LB-EPS 和 TB-EPS 皆由蛋白质和多糖含量表示, 蛋白质采用 Lowery 试剂盒法, 多糖采用苯酚-硫酸法^[21]。

2 结果与讨论

2.1 瞬时盐度对污泥 PHA 合成的影响及盐度梯度的确定

瞬时盐度批次实验分别按照 0、2.5、5、10、15、20 g·L⁻¹ 的盐浓度开展, 污泥取自 1.3 g·(L·d)⁻¹ 负荷下稳定运行的 SBR。在不同盐度下, 污泥所能达到的最大合成量 (PHA_{max}) 分别为 52.0%、49.8%、51.8%、43.4%、40.9% 和 39.9% (占污泥干重, 结果见图 1)。总体来说, 盐度的添加对污泥的最大 PHA 合成量均有抑制作用, 说明未经盐度富集的污泥在短时盐度的刺激下会降低 PHA 的合成。结果与 PALMEIRO-SÁNCHEZ 等^[14] 的研究相一致, 这可能是由于盐度使细胞质壁分离, 对菌群活性产生抑制, 因此, 导致 PHA 产量下降^[22]。但在低盐度 (2.5、5 g·L⁻¹) 下, PHA 最大合成量的降低并不明显, 说明在此盐度范围内, PHA 合成菌仍能保持较高活性和 PHA 合成能力。有研究^[23] 表明, 胞内合成的 PHA 本身是细菌抗逆作用的具体表现之一, 在低盐度的刺激下, 这种抗逆性可能是 PHA 合成未受明显抑制的原因。因此, 后续富集阶段不再设置 2.5 g·L⁻¹ 盐浓度。在 10 g·L⁻¹ 盐度条件下, PHA 最大合成能力明显降低, 抑制率达到 16.5%, 这可能是因为污泥未经盐分富集, 该盐度条件已不适宜污泥维持活性, PHA 合成受到抑制。在更高的盐度条件 (15、20 g·L⁻¹) 下, 对 PHA 合成的抑制效果更加明显。不过这 2 个盐度梯度的抑制效果类似, 最大 PHA 含量分别降低 21.3% 和 23.3%。考虑到实验的经济性和实际性, 后续富集阶段仅采用 15 g·L⁻¹ 盐度。因此, 通过瞬时的盐度刺激实验, 确定后续富集的盐度梯度分别为 0、5、10、15 g·L⁻¹。

2.2 盐度对富集污泥理化特性的影响

EPS 是包裹在细胞表面由细菌产生的物质, 主要由多糖和蛋白组成, 它在菌胶团的形成、抗逆等细菌生理活动中起着至关重要的作用^[24]。一方面, 菌群通过调节 EPS 的分泌来抵抗外界盐度带来的渗透压的变化, 减少盐分对微生物细胞的破坏^[25]; 另一方面, 盐度会抑制细菌活性, 破坏酶活, 进一步抑制 EPS 的产生^[26]。因此, EPS 的含量会根据盐度对细菌生理活动的影响程度而变化。富集反应器稳定阶段混合液测得的 EPS 含量分别为 45.2、49.8、47.7、33.8 mg·g⁻¹ (以 VSS 计), 如图 2(a) 所示。在 5 g·L⁻¹ 盐度下, EPS 含量有所增加并且主要来自于 TB-EPS 的增加, 说明低盐度对菌群 EPS 分泌具有刺激作用, 菌群分泌更多的 EPS 以抵抗逆境; 在 10 g·L⁻¹ 盐度下, 尽管 EPS 总量有小幅上升, 但 LB-EPS 的含量有明显下降, 表明了在此盐度下菌群仍能保持一定活性, 但处于外围的 EPS 已经受到影响; 在 15 g·L⁻¹ 盐度下, TB-EPS 和 LB-EPS 含量的同时降低导致 EPS 总量的明显下降, 说明菌群已处于被严重抑制的状态, 内部的 EPS 分泌也受到剧烈影响。EPS 对菌群具有保护作用, 所以低盐度下最适菌群生存并保持稳定^[27]。

此外, EPS 对污泥沉降性也具有一定影响, 一般来说, 表现污泥沉降性能的 SVI 值随 EPS 含量的增大而增大^[23]。但本研究的结果略有不同, 如图 2(a) 所示, 尽管在低盐度和中等盐度 (5、10 g·L⁻¹) 下, EPS 含量增加, 但污泥的 SVI 值始终随着盐度的增加而降低, 说明污泥的沉降性随着盐度的增加而提升。这主要是由于中低盐度未使微生物活性受到明显抑制, 并刺激了 EPS 分泌, 使得菌

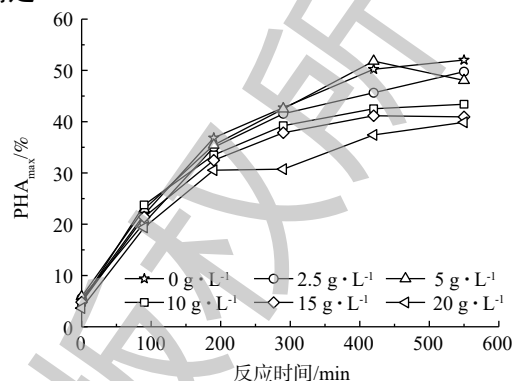


图 1 瞬时盐度对污泥 PHA 最大合成能力的影响

Fig. 1 Influence of transient NaCl addition on the maximum storage ability of PHA

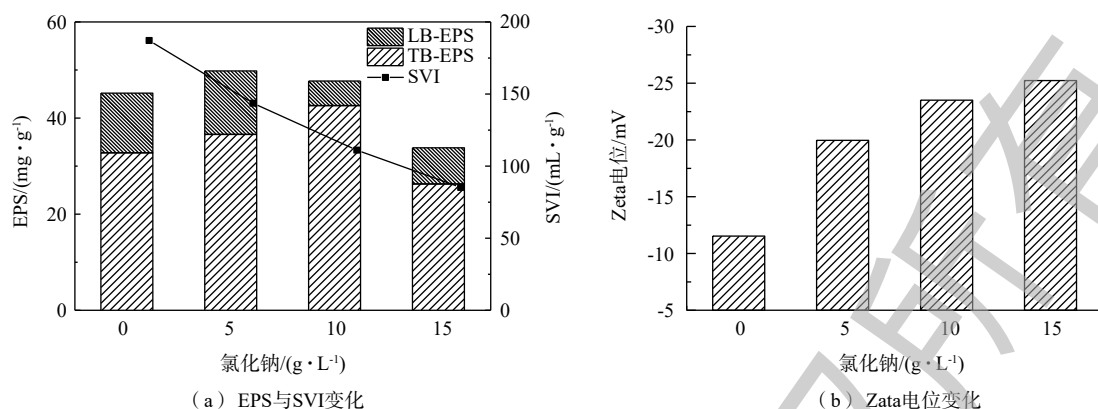


图 2 不同盐度下污泥主要理化特性的变化

Fig. 2 Change in physicochemical properties of sludge with NaCl gradients

群絮体更易凝聚形成小颗粒，污泥颗粒更加密实^[28]，因此更易沉降。这种现象可由显微镜直接观察得到。此外，活性污泥的 Zeta 电位也可显示活性污泥的聚集能力，负电位越大，则污泥聚集能力越低^[29]。如图 2(b) 所示，污泥表面的 Zeta 电位随着盐度的增加而趋于更负，说明高盐度下富集出的颗粒化污泥不易聚集而更加稳定。此外，根据粒径测试结果，随着盐度的增加，污泥样品的表面积和体积平均粒径分别从 26.989 μm 和 52.384 μm 增长到 103.759 μm 和 217.533 μm 。

2.3 盐度对富集过程中典型指标的影响

4 组不同盐度的富集反应器稳定运行 45 d 后，一个典型的运行周期内各重要指标的变化见图 3。尽管盐度的提升使得“饱食”时间即穿越时间增加 (分别为 11、13、20 和 25 min)，导致“饱食饥饿”时间比 (F/F) 增大，但 F/F 值始终保持在 0.3~0.4 以下，说明 4 个盐度条件下皆能提供良好的生态选

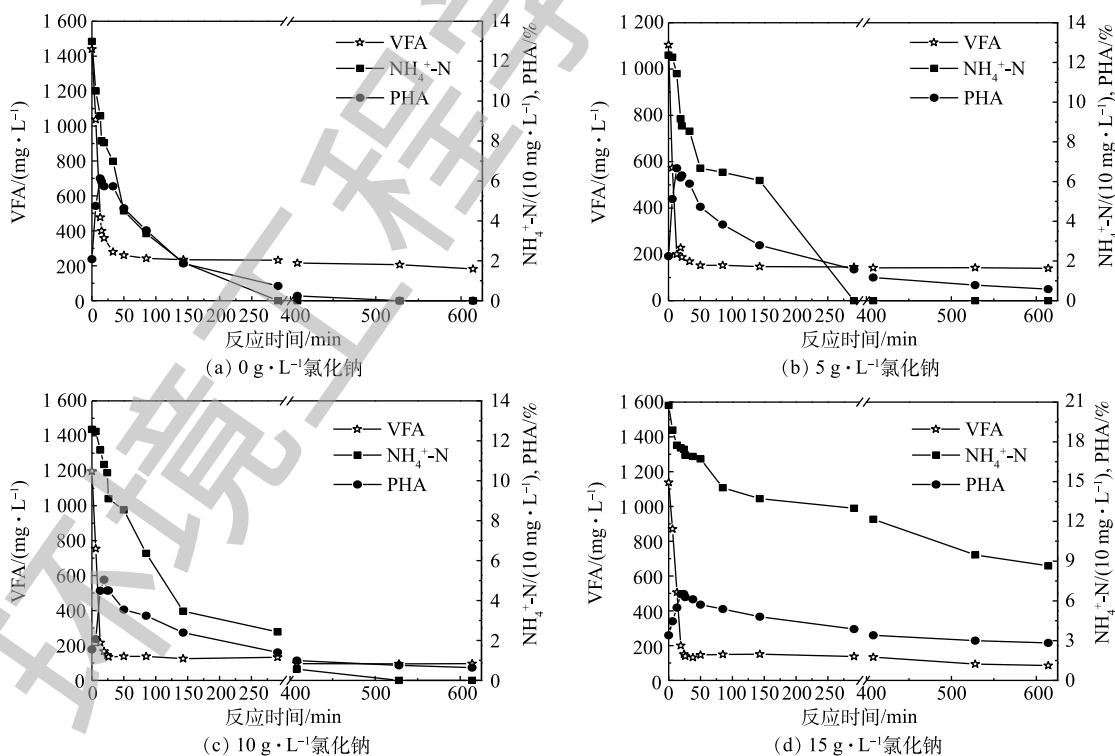


图 3 典型周期下重要指标的变化

Fig. 3 Changes of crucial parameters in a typical cycle

择压力,以筛选 PHA 储存能力强的菌群^[30]。不过,4组反应器都出现了挥发酸积累的现象,即挥发酸无法被完全消耗并导致后续运行周期开始时的底物浓度大于进水中底物浓度,说明长时间在盐度条件下富集后菌群处于活性较低的状态。而盐度对菌群利用氨氮的影响更加明显,15 g·L⁻¹时氨氮剩余 40% 左右,类似现象也曾有报道^[31]。由于反应器中加入了硝化抑制剂,氨氮的消耗直接显示了细菌的生长状况,因此,盐度的增加会抑制菌群的生长活性,而污泥的增殖速率慢会影响工艺最终的 PHA 产量。此外,高盐度下溶液密度的增大也会加剧污泥流失^[32]。另外,在 4 组不同盐浓度的运行周期内,PHA 的最大合成量皆在 5%~6.5%,没有明显区别,说明各浓度下的菌群都已适应对应的盐度环境。因此,盐度的长期存在对于菌群的胁迫主要体现在生长活性的降低,但 PHA 菌群的富集依然可以完成。

2.4 盐度对菌群最大 PHA 合成能力和 PHA 产量的影响

混合菌群 PHA 合成工艺的最终 PHA 产量取决于批次合成阶段的污泥浓度与污泥的最大 PHA 合成能力。经过 45 d 的稳定运行,富集期间的典型运行周期内 PHA 最高合成量和对应批次实验中污泥的最大 PHA 合成能力如图 4 所示。富集稳定的初期(第 15 天),运行周期内最大的 PHA 合成量在溶解氧突越点达到,并随着盐度的增加而增大。可能由于受到盐度冲击后,菌群合成更多的 PHA,以抵御逆境^[33],这有助于 PHA 合成菌的筛选。但对应的菌群 PHA 最大合成能力在 5 g·L⁻¹ 氯化钠富集条件下达到最高,达 50.5%,说明短期的富集下盐度不宜过高,PHA 最大合成能力受到高盐度的抑制。富集稳定的中后期(第 32 天和第 45 天),在各个盐浓度条件下的运行周期内,最大 PHA 合成量基本稳定且无明显差别,表明各盐度梯度下菌群皆富集成熟。与富集初期周期内 PHA 最大合成量的降低比较,显示出了菌群对于盐度的适应性。从菌群 PHA 最大合成能力来看,低盐度下 PHA 最大合成能力在中后期会下降,而高盐度下则会升高并达到与无盐处理相近的水平(约 49%),说明高盐度富集条件需要更长的富集时间达到稳定运行,在高盐度下富集出的菌群同样具有较高的 PHA 合成能力。考虑到盐度对于菌群生长的抑制,尽管菌群在高盐度下仍能保持较高的 PHA 最大合成能力,但污泥的浓度较低。表 1 给出了不同盐度处理下短期(12~15 d)和长期运行(42~45 d)后

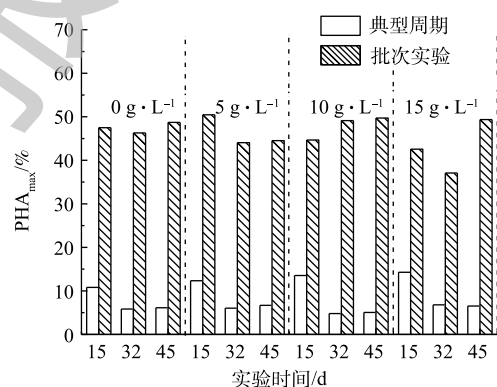


图 4 富集和批次实验中 PHA 最大合成量的变化
Fig. 4 Changes in maximum PHA content during enrichment and batch assays

表 1 不同盐度处理下各阶段 PHA 产量

Table 1 PHA productivity over time with NaCl gradients

运行时间/d	含盐率/(g·L ⁻¹)	MLSS/(mg·L ⁻¹)	PHA _{max} /%	PHA产量/(g·(L·d) ⁻¹)
12~15	0	4 120±105	47.5	1.95±0.05
12~15	5	4 090±98	50.5	2.07±0.05
12~15	10	3 876±122	44.7	1.73±0.05
12~15	15	3 200±134	42.6	1.36±0.06
42~45	0	3 956±88	48.7	1.93±0.04
42~45	5	3 977±94	44.5	1.77±0.04
42~45	10	3 206±103	49.7	1.59±0.05
42~45	15	3 092±98	49.4	1.53±0.05

各反应器 PHA 产量的变化。短期富集后, 菌群 PHA 产量在低盐度 ($5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) 下有少许提升, 但在更高盐度下皆明显降低, 主要是由于污泥浓度和 PHA 最大合成量的降低。长期富集后, 尽管由于菌群对高盐度的适应, PHA 最大合成能力有所恢复, 但污泥浓度处于较低水平, 导致 PHA 产量仍然低于无盐度和低盐度的处理。

3 结论

1) 富集污泥沉降性随盐度的增加而增强, 将有助于后续的泥水分离。菌群受到低盐度 ($5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) 刺激将过量分泌 EPS, 但在高盐度 (10 、 $15 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) 下, 菌群活性受到抑制, EPS 分泌量降低。

2) 盐度的增加会延长“饱食-饥饿”时间比, 但仍能维持较高的生态筛选压力。高盐度对于菌群的胁迫主要体现在对其生长活性的抑制, 但经过长时间的富集, 菌群的 PHA 合成能力仍能达到较高水平。

3) 短期富集下, 低盐度的加入将会刺激 PHA 合成并有助于提高 PHA 产率。长期富集下, 菌群可以适应高盐度并且能够维持较高的 PHA 合成能力, 但由于菌群生长受到抑制, 产量的降低将不利于 PHA 工艺的整体运行。

参 考 文 献

- [1] 车雪梅, 司徒卫, 余柳松, 等. 聚羟基脂肪酸酯的应用展望[J]. 生物工程学报, 2018, 34(10): 1531-1542.
- [2] TAN G Y, CHEN C L, LI L, et al. Start a research on biopolymer polyhydroxyalkanoate (PHA): A review[J]. *Polymers*, 2014, 6(3): 706-754.
- [3] ALBUQUERQUE M G E, CONCAS S, BENGTTSSON S, et al. Mixed culture polyhydroxyalkanoates production from sugar molasses: The use of a 2-stage CSTR system for culture selection[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(18): 7112-7122.
- [4] 张庆芳, 杨林海, 周丹丹. 餐厨垃圾废弃物处理技术概述[J]. 中国沼气, 2012, 30(1): 22-26.
- [5] WANG P, WANG H, QIU Y, et al. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production: A review[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248: 29-36.
- [6] YUAN H, ZHU N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion[J]. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 2016, 58: 429-438.
- [7] DAHIYA S, KUMAR A N, CHATTERJEE J S S S, et al. Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy[J]. *Bioresource Technology*, 2018, 248: 2-12.
- [8] REDDY M V, MOHAN S V. Influence of aerobic and anoxic microenvironments on polyhydroxyalkanoates (PHA) production from food waste and acidogenic effluents using aerobic consortia[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 103(1): 313-321.
- [9] AMULYA K, JUKURI S, VENKATA M S. Sustainable multistage process for enhanced productivity of bioplastics from waste remediation through aerobic dynamic feeding strategy: Process integration for up-scaling[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 188: 231-239.
- [10] 王向会, 李广魏, 孟虹, 等. 国内外餐厨垃圾处理状况概述[J]. 环境卫生工程, 2005, 13(2): 41-43.

- [11] 苟剑锋, 郝建青, 曾正中, 等. 天水市餐厨垃圾组分特征实验分析[J]. 环境工程, 2014, 32(9): 130-133.
- [12] 吴爽. 上海某地区餐厨垃圾特性分析[J]. 环境卫生工程, 2016, 24(5): 70-71.
- [13] PASSANHA P, KEDIA G, DINS DALE R M, et al. The use of NaCl addition for the improvement of polyhydroxyalkanoate production by *Cupriavidus necator*[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 163: 287-294.
- [14] PALMEIRO-SÁNCHEZ T, FRA-VÁZQUEZ A, REY-MARTÍNEZ N, et al. Transient concentrations of NaCl affect the PHA accumulation in mixed microbial culture[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 306: 332-339.
- [15] 张玉静, 蒋建国, 王佳明. pH值对餐厨垃圾厌氧发酵产挥发性脂肪酸的影响[J]. *中国环境科学*, 2013, 33(4): 680-684.
- [16] CHEN Z, HUANG L, WEN Q, et al. Effects of sludge retention time, carbon and initial biomass concentrations on selection process: From activated sludge to polyhydroxyalkanoate accumulating cultures[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2016, 52(2): 76-84.
- [17] CHEN Z, GUO Z, WEN Q, et al. Modeling polyhydroxyalkanoate (PHA) production in a newly developed aerobic dynamic discharge (ADD) culture enrichment process[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 298: 36-43.
- [18] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [19] WEN Q, CHEN Z, WANG C, et al. Bulking sludge for PHA production: Energy saving and comparative storage capacity with well-settled sludge[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(10): 1744-1752.
- [20] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. *Water Research*, 2007, 41(5): 1022-1030.
- [21] GERHARDT P, MURRAY R G E, WOOD W A, et al. *Methods for General and Molecular Bacteriology*[M]. Washington: American Society for Microbiology, 1994.
- [22] NG H Y, ONG S L, NG W J. effects of sodium chloride on the performance of a sequencing batch reactor[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2005, 131(11): 1557-1564.
- [23] HE H, YANG C, ZENG G, et al. Influence of salinity on microorganisms in activated sludge processes: A review[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016, 119: 520-527.
- [24] 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.
- [25] 崔飞剑, 李平, 朱凤霞, 等. 盐度对SBR处理垃圾渗滤液污泥胞外聚合物及污泥特性的影响[J]. *环境工程*, 2017, 35(3): 23-27.
- [26] CORTÉS-LORENZO C, RODRÍGUEZ-DÍAZ M, LÓPEZ-LOPEZ C, et al. Effect of salinity on enzymatic activities in a submerged fixed bed biofilm reactor for municipal sewage treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 121: 312-319.
- [27] WANG Z W, LIU Y, TAY J H. Distribution of EPS and cell surface hydrophobicity in aerobic granules[J]. *Applied*

- Microbiology & Biotechnology, 2005, 69(4): 469-473.
- [28] CHEN Y, HE H, LIU H, et al. Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 249: 890-899.
- [29] 郝秋霞. 阳离子聚丙烯酰胺用于污泥脱水的研究[J]. *图书情报导刊*, 2010, 20(23): 175-177.
- [30] DIONISI D, MAJONE M, VALLINI G, et al. Effect of the applied organic load rate on biodegradable polymer production by mixed microbial cultures in a sequencing batch reactor[J]. *Biotechnology and Bioengineering*, 2006, 93(1): 76-88.
- [31] HONG J, LI W, LIN B, et al. Deciphering the effect of salinity on the performance of submerged membrane bioreactor for aquaculture of bacterial community[J]. *Desalination*, 2013, 316: 23-30.
- [32] REID E, LIU X, JUDD S. Effect of high salinity on activated sludge characteristics and membrane permeability in an immersed membrane bioreactor[J]. *Journal of Membrane Science*, 2006, 283: 164-171.
- [33] OBRUCA S, SEDLACEK P, KOLLER M, et al. Involvement of polyhydroxyalkanoates in stress resistance of microbial cells: Biotechnological consequences and applications[J]. *Biotechnology Advances*, 2018, 36: 856-870.

(本文编辑: 郑晓梅, 张利田)

Influence of salinity on polyhydroxyalkanoate production using simulated food waste fermentation liquid

Ji Ye¹, WEN Qinxue^{1,*}, HAO Yaru², HUANG Long³, CHEN Zhiqiang¹

1. School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150001, China

2. Hebei Institute of Ancient Building Protection, Shijiazhuang 050051, China

3. College of Water Conservancy & Environmental Engineering, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China

*Corresponding author, E-mail: czqhit@163.com

Abstract Polyhydroxyalkanoate (PHA) production using food waste fermentation liquid could recover the valuable resource during the waste treatment. To explore the influence of salinity on PHA-accumulating bacteria enrichment process, simulated food waste fermentation liquid was used as substrate to investigate the changes in physiochemical properties of sludge, main process parameters and PHA storage ability when exposed to salinity. Results showed that the bacterial flora without salinity acclimation was inhibited by salinity and the maximum PHA content of sludge could decrease to 39.9% at salinity of 15 g·L⁻¹. In enrichment process, the increase of salinity improved the sludge settleability, and the extracellular polymeric substance content reached the highest (49.8 mg·g⁻¹ by VSS) at low salinity of 5 g·L⁻¹, which could provide the strongest protection for bacteria. Robust ecological selective pressure could be maintained regardless of salinity gradients, but the inhibition on the growth of bacteria was enhanced with the increase of salinity. A good PHA storage ability could be obtained with the substrates at high salinities of 10, 15 g·L⁻¹ for the enriched bacteria after long-term enrichment at high salinity concentrations, but its low growth activity was not conducive to the improvement of final PHA production. Under short-term enrichment, the PHA production could be inhibited at high salinity concentrations while stimulated at low concentration (5 g·L⁻¹), its highest production could reach 50.5%.

Keywords sodium chloride; polyhydroxyalkanoate; food waste; extracellular polymeric substance