

## 琼脂包埋好氧颗粒污泥的储存及恢复

赵 珏<sup>1,2</sup>, 宣鑫鹏<sup>1,2</sup>, 程媛媛<sup>1,2</sup>, 张立楠<sup>1,2</sup>, 龙 焙<sup>1,2</sup>

(1. 江西省环境岩土与工程灾害控制重点实验室, 江西 赣州 341000; 2. 江西理工大学 建筑与测绘工程学院, 江西 赣州 341000)

**摘 要:** 研究了常温及冷藏环境下琼脂包埋的好氧颗粒污泥(AGS)的储存及随后的恢复效果。经过30 d的储存,两种环境下的颗粒的稳定性均出现了一定程度的下降,表现为MLVSS、SOUR等的明显下降,但颗粒的形态及沉降性能变化不大,亦未出现明显的解体。常温储存的琼脂块会散发臭气,并容易引起蚊蝇等繁殖,而冷藏储存除失水收缩外并无明显变化。将储存后的AGS作为接种污泥重新曝气后,两种颗粒均在22 d内成功实现了稳定性恢复,对COD、TIN及TP的去除率均逐渐上升至90%以上。观察发现,常温储存的颗粒经历了两次明显的先解体后重新颗粒化的过程,而冷藏的颗粒只经历了恢复初期先解体后重新颗粒化的过程。根据储存及恢复过程中AGS的表现,琼脂包埋的AGS在冷藏环境下的储存效果更佳。储存后的颗粒的SOUR均在10 mgO<sub>2</sub>/(gMLSS·h)以上,且未监测到EPS的明显减小,表明琼脂包埋法可在一定程度上维持颗粒的活性及结构完整性。相比于湿式储存,琼脂包埋法实现了AGS的干式储存,对于AGS的流通具有现实意义。

**关键词:** 好氧颗粒污泥; 包埋; 储存; 恢复; 稳定性

**中图分类号:** TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2018)03-0023-07

## Storage and Reactivation of Aerobic Granular Sludge Embedded in Agar

ZHAO Jue<sup>1,2</sup>, XUAN Xin-peng<sup>1,2</sup>, CHENG Yuan-yuan<sup>1,2</sup>, ZHANG Li-nan<sup>1,2</sup>,  
LONG Bei<sup>1,2</sup>

(1. Jiangxi Key Laboratory of Environmental Geotechnology and Engineering Disaster Control, Ganzhou 341000, China; 2. School of Architectural and Surveying & Mapping Engineering, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, China)

**Abstract:** Storage and subsequent reactivation of aerobic granular sludge (AGS) embedded by agar under room temperature and refrigeration conditions were investigated. After 30 days' storage, granular stability under the two environments dropped a certain extent, which characterized by a sharp decline of MLVSS, SOUR and other properties. However, there were no big changes of granular morphology and settling property, and no obvious disintegration was observed. Odor was smelled during storage of agar block under room temperature, where mosquitoes and flies bred quickly. However, there were no big changes of agar block under refrigeration condition, except volume shrinkage caused by water loss. The AGS was seeded and aerated after storage, it was found that both granules were successfully reactivated

within 22 days, and removal rates of COD, TIN, and TP were all gradually rose to more than 90%. Two obvious granular disintegration and then granulation process under room temperature storage were observed, while only one process was experienced by granules under refrigeration condition during the initial stage of the reactivation. According to the performance of AGS during storage and reactivation process, the result indicated that it was better to preserve AGS embedded by agar under refrigeration condition. It was found that SOUR of AGS after storage was more than  $10 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ , and no obvious decrease of EPS content was detected, which suggested that granular activity and structural integrity could be maintained in a certain extent by agar embedding method. Compared with wet storage method, dry storage of AGS was realized by agar embedding method, which has practical significance for circulation of AGS.

**Key words:** aerobic granular sludge; embedding; storage; reactivation; stability

好氧颗粒污泥(AGS)是微生物相互凝聚形成的生物聚合体,具有沉降速度快、耐有机负荷、能单级同步脱氮除磷等优点<sup>[1]</sup>。目前,有关AGS处理各类废水的研究已有大量报道<sup>[1~3]</sup>,甚至实现了小范围的工程化应用<sup>[4]</sup>。然而,AGS技术的应用与推广尚有许多问题需克服。其中,生物反应器的启动、闲置、剩余污泥处置等都是需要考虑的问题,由于目前绝大多数AGS反应器尚处于小试水平,导致这些问题并未引起足够重视。借鉴厌氧颗粒污泥技术商业化运作的成功经验,即厌氧颗粒污泥的流通对于技术应用的巨大推动作用不失为突破现有困境的不错选择。在这种背景下,研究者们陆续开展了AGS的储存研究,以期让“稀缺”的AGS资源在系统启动或运行出现异常时发挥重要作用。

根据储存环境的差异,AGS的储存可分为湿式储存及干式储存两类。其中,由于湿式储存操作较简单,因而是目前的主要储存方式,包括:常温清水储存<sup>[5,6]</sup>、清水冷藏储存<sup>[7~10]</sup>、清水冷冻储存<sup>[11]</sup>、盐水冷藏储存<sup>[12]</sup>,以及有机溶剂冷藏储存<sup>[13,14]</sup>等。为减小储存体积,亦有将AGS脱水、干燥后储存的研究报道<sup>[15,16]</sup>。以上研究表明,储存过程中的AGS具有一定的维持自身结构完整性的能力,并不会出现大面积解体,但微生物活性会显著下降,将它们重新曝气后短期内可恢复正常。

固定化微生物技术<sup>[17]</sup>是将特定的微生物固定在选定的载体上,使其高度聚集并保持生物活性,在适宜条件下能够快速、大量增殖的生物技术。其中,琼脂包埋法由于工艺简单、操作条件温和等优点而得到广泛应用<sup>[18,19]</sup>,且可使包埋后的微生物呈固态,这为AGS的储存研究提供了一种新思路。目

前,利用包埋法固定AGS的储存研究鲜有报道。因此,为探索固定化技术用于保存AGS的可行性,使用琼脂溶液包埋成熟的AGS,研究常温及冷藏环境下AGS的稳定性变化规律,并考察储存后AGS的恢复效果,为AGS的工程化应用提供技术支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 AGS的储存

用于储存的AGS为橙黄色,形状不规则, $SV_{30}/SV_5$ 及SVI分别为0.95和45.87 mL/g, EPS及PN/PS分别为129.54 mg/gMLSS及0.55, SOUR及 $SOUR_H/SOUR_N$ 分别为33.33  $\text{mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ 及4.46, MLVSS/MLSS为0.55。利用0.3 mm筛网过滤AGS后分别转移至两个相同的容器中(内径为14 cm、有效高度为10 cm,命名为 $C_1$ 、 $C_2$ ),均采用3.0%的琼脂水溶液包埋(储存浓度均约为30 g/L),待凝固后将 $C_1$ 置于常温、干燥处储存, $C_2$ 则置于4℃冰箱内冷藏,储存周期为30 d。

### 1.2 AGS的恢复

#### 1.2.1 试验装置

将储存30 d后的 $C_1$ 、 $C_2$ 中的琼脂块取出,放入40℃水浴锅中恒温加热1.5 h,去溶液后将剩余AGS接种至两根相同的柱状SBR进行活性恢复( $C_1$ 、 $C_2$ 中AGS分别接种至 $R_1$ 、 $R_2$ 反应器中)。SBR有效容积为14.13 L,高径比为18,换水率为50%。通过无油静音空压机对反应器进行曝气,表观上升气速在1.2~1.5 cm/s之间。反应器循环周期为6 h,包括:进水3 min、好氧反应354 min、沉淀1 min及排水2 min,每天运行4个周期。

#### 1.2.2 模拟污水

模拟污水分别由醋酸钠、氯化铵、磷酸二氢钾提

供碳源、氮源及磷源(COD:氨氮:TP=100:5:1),并添加钙、镁、铁、铜、镍、钴等元素,对应的 COD 为 600 mg/L,COD 容积负荷为 2.4 kg/(m<sup>3</sup>·d),具体水质及配方见课题组已发表论文<sup>[20]</sup>。

### 1.3 分析项目及测试方法

COD、氨氮、亚硝态氮、TP、SVI、SVI、MLSS、MLVSS 均采用国家标准分析方法测定<sup>[21]</sup>,硝态氮采用麝香草酚分光光度法测定,总无机氮(TIN)为氨氮、硝态氮及亚硝态氮三者之和;利用数码相机记录污泥形态变化;平均粒径及颗粒化率( $\geq 0.3$  mm 的污泥视为 AGS,颗粒化率为 AGS 占总污泥的质量百分比)采用标准筛湿筛分法测定;污泥中的胞外聚合物(EPS)采用热提取法提取<sup>[20]</sup>,其中的蛋白质(PN)采用考马斯亮蓝法测定,多糖(PS)采用硫酸-苯酚法测定;SOUR 的测定采用 Ochoa 等<sup>[22]</sup>推荐的方法,其中,SOUR<sub>H</sub>表示异养菌的代谢活性,SOUR<sub>N</sub>表示自养菌的代谢活性(SOUR<sub>N</sub>=SOUR<sub>NH4</sub>+SOUR<sub>NO2</sub>,SOUR<sub>NH4</sub>表示亚硝化菌的代谢活性,SOUR<sub>NO2</sub>表示硝化菌的代谢活性)。

## 2 结果与讨论

### 2.1 储存过程中 AGS 形态变化

两种储存环境下的 AGS 形态变化如图 1 所示。

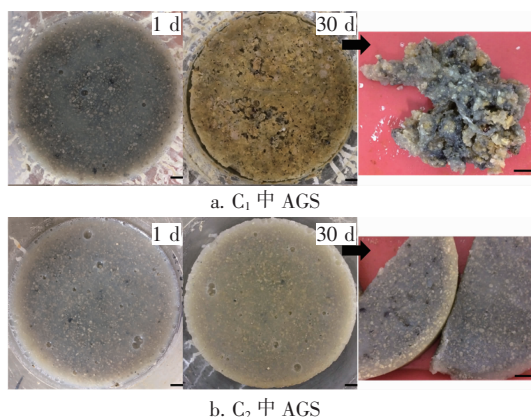


图 1 储存过程中 AGS 的形态变化(标尺=10 mm)

Fig.1 Morphological changes of AGS during storage

用于包埋的成熟 AGS 形状不规则,颜色为淡黄色。包埋后的 AGS 均匀分布在琼脂中,琼脂块的外表均呈灰褐色。C<sub>1</sub> 中琼脂块在储存过程中外表逐渐转变为明显的黄色,后期观察到表面有大量蚊蝇的寄生虫卵,并散发出臭味;C<sub>2</sub> 中 AGS 琼脂块外表变化不大,只是颜色略微变浅。由于水分流失,C<sub>1</sub> 及 C<sub>2</sub> 中琼脂块体积均有一定收缩。为观察琼脂块

内部情况,将其切开发现内部有明显的分层现象,外围约 5 mm 为黄色,但内部均为黑褐色。Zeng 等<sup>[7]</sup>发现储存过程中 AGS 内微生物因缺氧而进行内源呼吸并释放硫化物,它们沉积在 AGS 表面导致周围琼脂变黑。同时,研究结果表明凝固后的琼脂块具有一定的透气性,但超过 5 mm 深度时溶解氧传质会受限。将琼脂块捣碎或切开后发现其中的 AGS 形态均保持较完整,颜色仍为黄色,未见明显的解体。

### 2.2 AGS 的恢复

#### 2.2.1 污泥形态变化

活性恢复期间 AGS 形态变化如图 2 所示。第 1 天时 R<sub>1</sub> 中主要为不规则的黄色 AGS;R<sub>2</sub> 内除黄色 AGS 外,还夹杂着许多红褐色 AGS 及一些内部为黑色的破碎 AGS,但经曝气后它们迅速转变为黄色。根据课题组前期研究结果<sup>[23]</sup>可知,当 AGS 内部因溶解氧传质受限导致厌氧菌大量繁殖时会产生黑色的内核。同时,前期观察到明显的颗粒解体现象,导致第 2 天时 R<sub>1</sub> 及 R<sub>2</sub> 内絮状污泥的比例显著增加,这表明经过存储的 AGS 结构稳定性会下降,在较大的水力剪切力<sup>[24]</sup>下容易被冲碎。但是,在较短的沉降时间(1 min)下,两反应器内的絮状污泥被快速排出<sup>[25]</sup>。R<sub>1</sub> 中的 AGS 在第 4 天时占据绝对优势,然而至第 9 天时出现了大面积的破碎,导致碎片及絮状污泥的比例明显增加,随着絮体被排出反应器,从第 16 天起 AGS 又重新占据绝对优势;R<sub>2</sub> 中的 AGS 从第 5 天开始占据绝对优势,此后形态无明显变化。

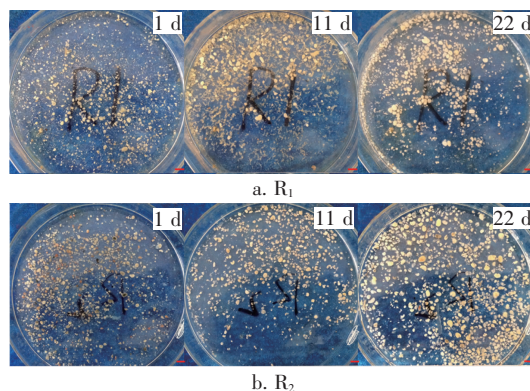


图 2 恢复过程中 AGS 的形态变化(标尺=5 mm)

Fig.2 Morphological changes of AGS during reactivation

#### 2.2.2 污泥理化特性变化

##### ① 污泥沉降性能

R<sub>1</sub> 的 SVI 在前 9 d 内保持在 20 mL/g 以下,此



后突然升高并在第11天时达到最大值(42.65 mL/g),此后SVI逐渐减小并趋于稳定,16 d开始保持在25~28 mL/g之间; $R_1$ 的 $SV_{30}/SV_5$ 在第1天后迅速减小,但在第4天迅速上升至0.9以上,第9天时受颗粒解体影响迅速减小至0.72~0.85之间,但随着AGS重新占据绝对优势,16 d以后 $SV_{30}/SV_5$ 迅速升高并逐渐稳定在0.9以上。 $R_2$ 的SVI变化较平缓,始终保持在21 mL/g以下; $SV_{30}/SV_5$ 在第2天时降至最小值(0.74),此后整体呈升高趋势并逐渐趋于稳定,第6天开始基本保持在0.9以上。可见,两种储存条件对AGS的沉降性能影响不大。

## ② MLSS及MLVSS/MLSS

$R_1$ 的MLSS在前4 d内迅速增大(2.66~3.17 g/L),但其在5~12 d内整体呈减小趋势,并在12 d时达到最小值为1.94 g/L,此后MLSS整体呈升高趋势,17 d以后保持在3.0 g/L以上;MLVSS/MLSS在前13 d内整体呈升高趋势(0.22~0.70),14 d以后逐渐趋于稳定,保持在0.63~0.70之间。 $R_2$ 的MLSS在恢复过程中整体呈升高趋势(2.48~3.61 g/L),而MLVSS/MLSS在前15 d内整体呈升高趋势(0.24~0.63),此后逐渐趋于稳定,保持在0.57~0.63之间。

## ③ EPS及PN/PS

$R_1$ 中AGS的EPS含量在前3 d内迅速增大(78.69~381.37 mg/gMLSS),在4~6 d内维持在374.0~397.57 mg/gMLSS之间,7 d开始EPS整体呈减小趋势并逐渐趋于稳定,16 d开始维持在157.66~184.63 mg/gMLSS之间; $R_2$ 的EPS含量与 $R_1$ 的变化趋势相似,16 d后维持在201.31~220.40 mg/gMLSS之间。试验结果表明:与储存前的成熟AGS的EPS含量(129.54 mg/gMLSS)相比,储存后的AGS的EPS含量( $R_1$ 及 $R_2$ 分别为78.69、99.65 mg/gMLSS)并没有出现明显的减少,然而在其他研究<sup>[5,10,14]</sup>中却发现储存过程中EPS含量会显著减少。研究<sup>[26,27]</sup>表明,EPS能促进细胞间相互凝聚并有效维持颗粒外部结构,这与观察到的储存过程中AGS的形态变化不大一致,亦从侧面印证了琼脂包裹的AGS有利于维持其结构完整性。另外,恢复过程前期AGS的EPS含量要远高于接种及恢复后期的,推测是恢复前期微生物代谢活性不高,大部分污染物只是被吸附在细胞表面,导致提取出的EPS含量偏高<sup>[28]</sup>。相比之下,两反应器的PN/PS变化均

不大, $R_1$ 中PN/PS维持在0.52~0.72之间, $R_2$ 维持在0.32~0.59之间,表明EPS中PN及PS的组成比例较稳定。

## ④ 颗粒化率

$R_1$ 的颗粒化率在前4 d内持续减小(92.48%~73.50%),这与观察到的期间AGS解体相一致。5~10 d内 $R_1$ 的颗粒化率波动较大(61.69%~87.54%),此后颗粒化率整体呈增大趋势并逐渐趋于稳定,19 d以后维持在90%左右。 $R_2$ 的颗粒化率在前4 d内整体呈减小趋势(95.97%~73.99%),但从第5天开始整体呈增大趋势并逐渐趋于稳定,17 d以后保持在86.12%~90.62%之间。两反应器的平均粒径变化趋势相似,在前7 d内迅速减小(2.07~1.66 mm),此后不断增大(1.79~2.23 mm),如图3所示。

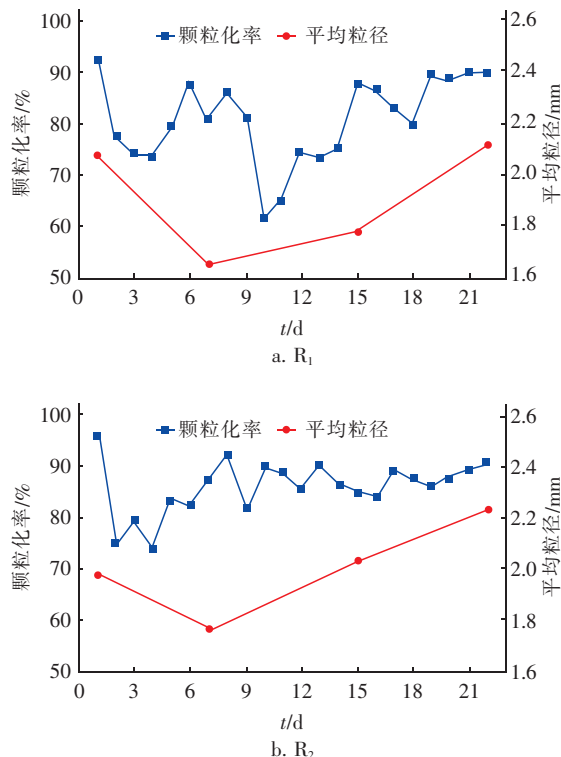


图3 恢复过程中颗粒化率和平均粒径的变化

Fig.3 Variation of granulation rate and average particle size in  $R_1$  and  $R_2$  during reactivation

## ⑤ SOUR的变化

SOUR的变化情况如图4所示。两反应器的SOUR变化趋势相似, $R_1$ 中的SOUR在前4 d内迅速增大,此后变化平缓,保持在43.32~55.19  $\text{mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$ 之间; $R_2$ 的SOUR在前5 d内迅

速增大,此后维持在  $42.32 \sim 55.84 \text{ mgO}_2/(\text{gMLSS} \cdot \text{h})$  之间。两反应器的  $\text{SOUR}_\text{H}/\text{SOUR}_\text{N}$  均呈减小趋势并逐渐趋于稳定,表明 AGS 中自养硝化细菌的比例逐渐增大。 $R_1$  的  $\text{SOUR}_\text{H}/\text{SOUR}_\text{N}$  从 16 d 开始保持在  $4.76 \sim 5.18$  之间, $R_2$  的  $\text{SOUR}_\text{H}/\text{SOUR}_\text{N}$  从 14 d 开始保持在  $4.80 \sim 5.35$  之间。

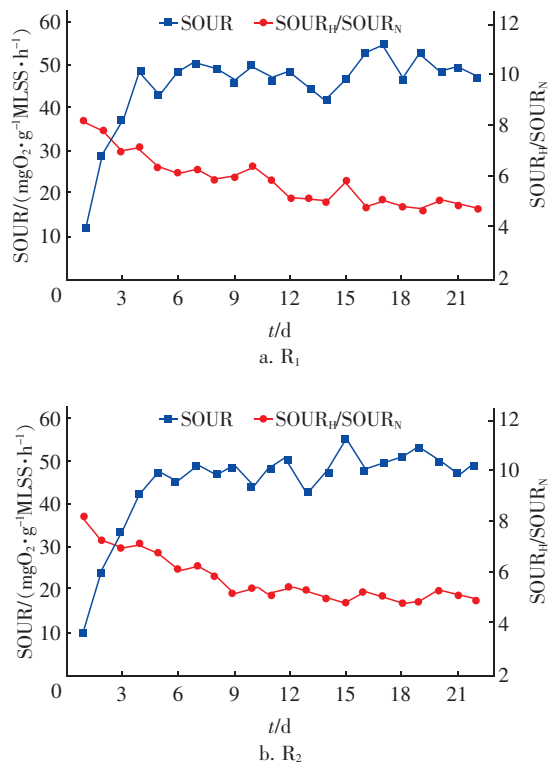


图 4 恢复过程中污泥 SOUR 和  $\text{SOUR}_\text{H}/\text{SOUR}_\text{N}$  的变化

Fig. 4 Variations of SOUR and  $\text{SOUR}_\text{H}/\text{SOUR}_\text{N}$  during reactivation

### 2.2.3 反应器对污染物的去除效果

#### ① COD 及 TP 的去除

$R_1$  及  $R_2$  的出水 COD 在前 6 d 内均迅速减小 ( $424.28 \sim 29.41 \text{ mg/L}$ ),对应的去除率则迅速升高 ( $29.29\% \sim 95.10\%$ );此后出水 COD 整体呈缓慢减小趋势,从第 9 天开始始终保持在  $100 \text{ mg/L}$  以下,去除率保持在 85% 以上。

$R_1$  的出水 TP 在前 13 d 内波动较大 ( $0.32 \sim 1.29 \text{ mg/L}$ ),对应的 TP 去除率在  $78.53\% \sim 94.72\%$  之间,这主要是此阶段 AGS 系统并不稳定所致。此后出水 TP 不断减小并逐渐趋于稳定,15 d 开始保持在  $0.24 \sim 0.47 \text{ mg/L}$  之间,对应的去除率保持在 92% 以上。相比之下, $R_2$  的出水 TP 变化较平缓,保持在  $0.24 \sim 0.71 \text{ mg/L}$  之间,去除率保持在

88% 以上 (见图 5)。

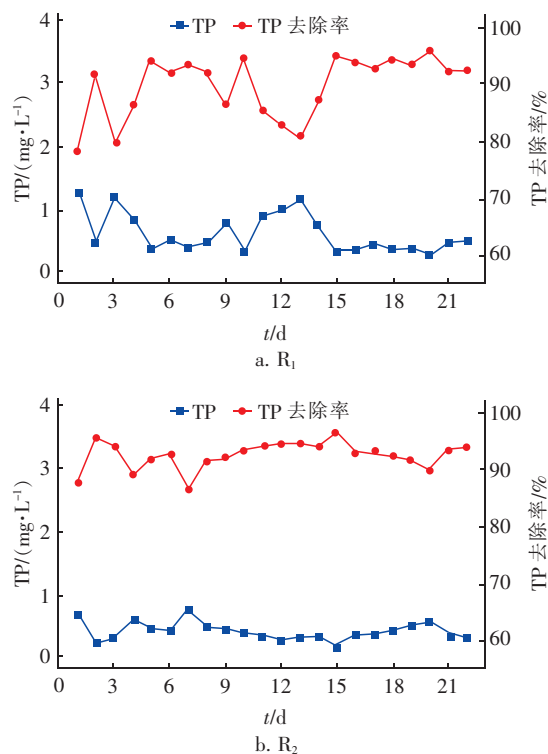
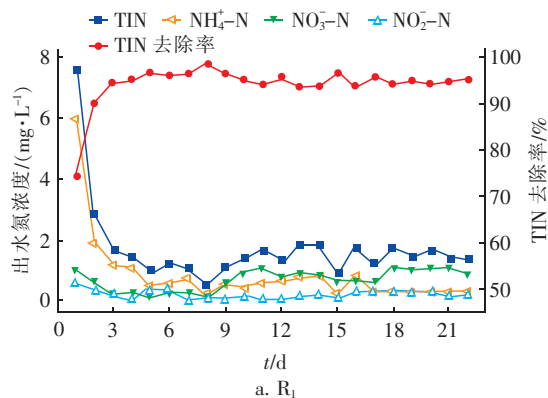


图 5 恢复过程中反应器去除 TP 效果的变化

Fig. 5 Profile of TP removal performance during reactivation

#### ② 脱氮效果

出水 TIN、氨氮、硝态氮及亚硝态氮见图 6。 $R_1$  的出水 TIN 在前 8 d 内呈明显的减小趋势 ( $7.58 \sim 0.47 \text{ mg/L}$ ),去除率迅速升高至 90% 以上,从第 9 天开始 TIN 虽略有升高,但变化不大,保持在  $0.98 \sim 1.87 \text{ mg/L}$  之间,对应的去除率维持在 94% 以上; $R_1$  的出水氨氮整体呈减小趋势 ( $6.0 \sim 0.22 \text{ mg/L}$ ),硝态氮 ( $0.15 \sim 1.13 \text{ mg/L}$ ) 和亚硝态氮 (保持在  $0.56 \text{ mg/L}$  以下) 均未见明显积累。 $R_2$  的出水 TIN、氨氮、硝态氮及亚硝态氮变化趋势与  $R_1$  的相似, TIN 去除率保持在 90% 以上。



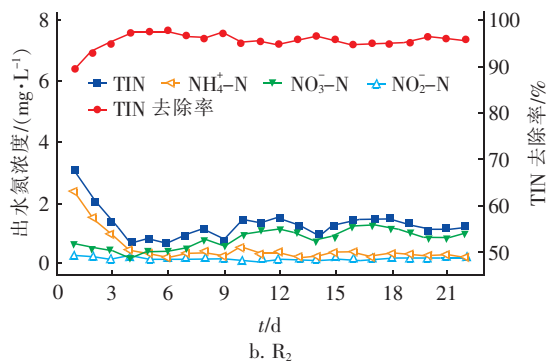


图6 恢复过程中反应器出水氮浓度的变化

Fig. 6 Profile of effluent nitrogen concentration during reactivation

### 2.3 琼脂包埋AGS的稳定性探讨

根据所取得的试验结果,琼脂包埋的 AGS 在两种储存环境下均可较好地维持其形态及沉降性能,并未出现明显的解体现象,但 MLVSS/MLSS、SOUR 等会出现明显下降,EPS 含量亦有小幅减少(129.54 ~ 78.69 mg/gMLSS),表明储存过程中 AGS 的稳定性均出现了一定程度的下降。将储存后的 AGS 重新曝气后,两反应器均在 22 d 内成功实现了稳定性恢复,但二者的恢复进程却不尽相同:R<sub>1</sub> 中 AGS 经历了两次明显的先解体后重新颗粒化的过程,而 R<sub>2</sub> 只经历了恢复初期先解体后重新颗粒化的过程。产生的絮状污泥在较大的水力选择压下会被排出反应器<sup>[25]</sup>,而颗粒碎片及未破碎的 AGS 可作为新生颗粒的晶核或载体<sup>[29,30]</sup>,从而加速了颗粒化过程。另外,常温储存的琼脂块会散发臭气,并容易引起蚊蝇等繁殖,卫生条件较差,而冷藏储存除失水收缩外并无明显变化。综上所述,琼脂包埋的 AGS 在冷藏环境下的储存效果更佳。

琼脂化学结构稳定,不易被微生物分解利用,由于其水溶液凝固后清晰透明,便于观察菌丝的形态,被广泛用于微生物培养基制备<sup>[31,32]</sup>。但与琼脂培养基的制备不同,本研究并未掺杂营养物质,旨在以最小物料投入实现 AGS 的保存。有研究表明,储存过程中 AGS 会发生菌群的衰亡,甚至出现 SOUR 几乎减小至零的情况<sup>[7,8,14]</sup>。琼脂包埋法已被证明可有效保持微生物或酶的活性<sup>[18,19]</sup>,这与监测到的储存 30 d 时 R<sub>1</sub> 及 R<sub>2</sub> 中 AGS 的 SOUR 仍在 10 mgO<sub>2</sub>/(gMLSS·h) 以上相符。另外,许多研究<sup>[5,10,14]</sup> 发现储存过程中 EPS 会显著减少,主要是被微生物作为碳源降解,从而破坏了 AGS 的空间结构,而本研究

并未监测到 EPS 的明显减小,这也印证了琼脂包埋法可在一定程度上维持 AGS 的活性。与目前主流的湿式储存 AGS 相比,琼脂包埋 AGS 实现了干式储存,对于 AGS 的流通具有现实意义。

### 3 结论

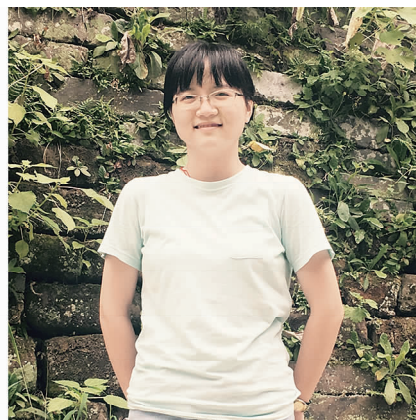
① 琼脂包埋的 AGS 经过 30 d 的常温及冷藏储存后稳定性会出现一定程度的下降,但将储存后的 AGS 重新曝气后可在 22 d 内成功实现稳定性恢复。冷藏环境下琼脂包埋的 AGS 储存效果更佳:虽然两种储存环境下 AGS 的理化特性的恶化趋势相当,但常温储存的 AGS 恢复过程经历了两次明显的先解体后重新颗粒化的过程,而冷藏储存只经历了恢复初期先解体后重新颗粒化的过程,且常温储存 AGS 的卫生条件较差。

② 琼脂包埋法可较好地保持 AGS 的结构完整性,并在一定程度上维持 AGS 的活性,两种储存环境下 AGS 的 SOUR 仍在 10 mgO<sub>2</sub>/(gMLSS·h) 以上,且 EPS 未明显减少。琼脂包埋 AGS 实现了干式储存,对于 AGS 的流通具有现实意义。

### 参考文献:

- [1] Adav S S, Lee D J, Show K Y, et al. Aerobic granular sludge: recent advances[J]. Biotechnol Adv, 2008, 26(5): 411 - 423.
- [2] Zhang Q G, Hu J J, Lee D J. Aerobic granular processes: Current research trends[J]. Bioresour Technol, 2016, 210: 74 - 80.
- [3] 苏海佳,王陆玺,邓爽,等. 好氧颗粒污泥技术及研究进展[J]. 化工进展, 2016, 35(6): 1914 - 1922.
- [4] Pronk M, Kreuk M K D, Bruin B D, et al. Full scale performance of the aerobic granular sludge process for sewage treatment[J]. Water Res, 2015, 84: 207 - 217.
- [5] Xu H C, He P J, Wang G Z, et al. Enhanced storage stability of aerobic granules seeded with pellets[J]. Bioresour Technol, 2010, 101(21): 8031 - 8037.
- [6] Yuan X J, Gao D W, Hong L. Reactivation characteristics of stored aerobic granular sludge using different operational strategies[J]. Appl Microbiol Biotechnol, 2012, 94(5): 1365 - 1374.
- [7] Zeng P, Zhuang W Q, Tay S T, et al. The influence of storage on the morphology and physiology of phthalic acid-degrading aerobic granules[J]. Chemosphere, 2007, 69(11): 1751 - 1757.
- [8] 邵文华,徐颖,王惠卿. 好氧颗粒污泥快速恢复活性

- 的试验研究[J]. 水资源与水工程学报,2011,22(4): 46-49.
- [9] 陈垚,张志敏,袁绍春,等. 高盐好氧颗粒污泥低温储存后活性恢复研究[J]. 中国给水排水,2015,31(5): 22-25.
- [10] Adav S S, Lee D J, Lai J Y. Proteolytic activity in stored aerobic granular sludge and structural integrity [J]. *Bioresour Technol*, 2009, 100(1): 68-73.
- [11] Lv Y, Wan C, Liu X, *et al.* Freezing of aerobic granules for storage and subsequent recovery [J]. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2013, 44(5): 770-773.
- [12] Wan C, Zhang Q, Lee D J, *et al.* Long-term storage of aerobic granules in liquid media: viable but non-culturable status [J]. *Bioresour Technol*, 2014, 166(8): 464-470.
- [13] 高景峰,苏凯,陈冉妮,等. 不同储存方法对好氧颗粒污泥恢复的影响[J]. 应用基础与工程科学学报, 2011, 19(3): 408-415.
- [14] Gao D W, Yuan X J, Liang H. Reactivation performance of aerobic granules under different storage strategies [J]. *Water Res*, 2012, 46(10): 3315-3322.
- [15] Lv Y, Wan C, Liu X, *et al.* Drying and re-cultivation of aerobic granules [J]. *Bioresour Technol*, 2013, 129(2): 700-703.
- [16] Hu J, Zhang Q, Chen Y Y, *et al.* Drying and recovery of aerobic granules [J]. *Bioresour Technol*, 2016, 218: 397-401.
- [17] 赵欣欣,孙玲,董玉玮,等. 固定化微生物技术及其在污水处理中的应用[J]. 水处理技术, 2015, 41(7): 17-20.
- [18] 唐三三,衣杰荣,丁勇. 琼脂包埋法固定化酪氨酸酶的研究[J]. 食品工业科技, 2010, 31(9): 188-190.
- [19] 钟兴业,杨志伟,李全阳,等. 固定化中性蛋白酶制备水牛乳抗氧化活性肽的研究[J]. 食品工业科技, 2014, 35(16): 192-195.
- [20] 龙焙,程媛媛,赵珏,等. 好氧颗粒污泥处理化工废水的应用研究[J]. 中国给水排水, 2017, 33(5): 26-32.
- [21] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法(第4版)[M]. 北京:中国环境科学出版社, 2006.
- [22] Ochoa J C, Colprim J, Palacios B, *et al.* Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor [J]. *Water Sci Technol*, 2002, 46: 397-404.
- [23] Long B, Yang C Z, Pu W H, *et al.* Tolerance to organic loading rate by aerobic granular sludge in a cyclic aerobic granular reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2015, 182: 314-322.
- [24] Liu Y, Tay J H. The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge [J]. *Water Res*, 2002, 36(7): 1653-1665.
- [25] Liu Y, Wang Z W, Tay J H. A unified theory for upscaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors [J]. *Biotechnol Adv*, 2005, 23(5): 335-344.
- [26] 蒋昺欣,李军,马挺,等. 好氧污泥颗粒化中胞外聚合物(EPS)的动态变化[J]. 环境科学学报, 2014, 34(5): 1192-1198.
- [27] 王晓慧,刘永军,刘喆,等. 用三维荧光和红外技术分析好氧颗粒污泥形成初期胞外聚合物的变化[J]. 环境化学, 2016, 35(1): 125-132.
- [28] 周俊,周立祥,黄焕忠. 污泥胞外聚合物的提取方法及其对污泥脱水性能的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2752-2757.
- [29] Long B, Yang C Z, Pu W H, *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a pilot scale sequencing batch reactor [J]. *Bioresour Technol*, 2014, 166(8): 57-63.
- [30] Long B, Yang C Z, Pu W H, *et al.* Rapid cultivation of aerobic granular sludge in a continuous flow reactor [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2015, 3(4): 2966-2973.
- [31] 薛明,关敏丽,王飞燕,等. 两种培养基对对虾苗池海洋蛭弧菌的分离及其多样性分析[J]. 微生物学通报, 2014, 41(9): 1723-1732.
- [32] 张慧,吴圣勇,李娟,等. 不同培养基继代培养球孢白僵菌对西花蓟马毒力和产孢量的影响[J]. 中国农业科学, 2016, 49(15): 2977-2987.



作者简介:赵珏(1994-),女,江西南昌人,硕士研究生,从事废水生物处理技术研究。

E-mail: 457651738@ qq. com

收稿日期: 2017-10-09