

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.11.014

# 离体悬浮生物膜特性的演变规律

胡小兵<sup>1,2</sup>, 宋维维<sup>1</sup>, 王振振<sup>1</sup>, 沈翼军<sup>1,2</sup>, 刘浩宇<sup>1</sup>, 李晶晶<sup>1</sup>,  
汪 坤<sup>1</sup>

(1. 安徽工业大学 建筑工程学院, 安徽 马鞍山 243002; 2. 生物膜法水质净化及利用技术教育部工程研究中心, 安徽 马鞍山 243032)

**摘 要:** 为探索生物膜演变规律,将载体表面成熟生物膜剥离置于反应器中培养35 d,分别从絮体微观形态结构(当量直径 $D_{eq}$ 、孔隙率 $P_o$ 、规则度 $R_o$ 、长径比AR)、生物膜理化特征(生物量MLSS、胞外聚合物EPS、SVI)和废水处理性能三个方面考察纯培养离体悬浮生物膜的形态演变特征。结果表明,随着培养时间的延长,生物膜发生裂解变成较多的小絮体,其当量直径不断降低,孔隙率、规则度波动上升,长径比变化不明显。生物膜的生物量整体呈上升趋势,培养后期,MLSS、MLVSS及MLVSS/MLSS( $f$ )分别达到最大值7.68 mg/mL、6.91 mg/mL和0.92。SVI呈波动上升趋势。EPS呈“先减后增”的变化趋势,培养后期总EPS(Tol-EPS)达到98.19 mg/g。运行后期,对COD、 $NH_4^+-N$ 、TP的平均去除率分别达到 $(81.98\pm2.51)\%$ 、 $(89.86\pm13.67)\%$ 和 $(85.81\pm9.57)\%$ 。总之,离体悬浮生物膜培养后期,其性能指标与活性污泥接近,生物膜演变为活性污泥。

**关键词:** 悬浮生物膜; 生物膜演变; 絮体结构; 胞外聚合物(EPS)

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)11-0095-08

## Evolution of Isolated Suspended Biofilm Properties

HU Xiao-bing<sup>1,2</sup>, SONG Wei-wei<sup>1</sup>, WANG Zhen-zhen<sup>1</sup>, SHEN Yi-jun<sup>1,2</sup>, LIU Hao-yu<sup>1</sup>,  
LI Jing-jing<sup>1</sup>, WANG Kun<sup>1</sup>

(1. College of Architectural Engineering, Anhui University of Technology, Ma'anshan 243002, China; 2. Engineering Research Center of Biofilm Water Purification and Utilization Technology <Ministry of Education>, Ma'anshan 243032, China)

**Abstract:** The mature biofilm on the carrier surface was stripped and cultured in a reactor for 35 days to investigate the evolution of biofilm into activated sludge. The morphological characteristics of pure cultured suspended biofilm were investigated from three aspects: floc microstructure (equivalent diameter, porosity, regularity and aspect ratio), physicochemical properties of biofilm (MLSS, EPS and SVI), and wastewater treatment performance. With the extension of culture time, the biofilm disintegrated into more flocs, leading to a decrease in its equivalent diameter, fluctuation up in porosity and regularity, while the aspect ratio remained relatively unchanged. The biomass concentration of the biofilm exhibited an overall upward trend, with MLSS, MLVSS, and MLVSS/MLSS ( $f$ ) peaking at 7.68 mg/mL, 6.91 mg/mL, and 0.92

基金项目: 生物膜法水质净化及利用技术教育部工程研究中心项目(BWPU2021ZY01、BRT19-02); 安徽省重点研究与开发计划项目(202004h07020027)

通信作者: 胡小兵 E-mail: hxb6608@163.com

respectively during the later stage of cultivation. The SVI demonstrated a fluctuating upward trajectory. The EPS exhibited a trend of initial decrease followed by an increase, with total EPS (Tol-EPS) reaching 98.19 mg/g in the late stage of cultivation. The average removal rates of COD,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and TP reached  $(81.98 \pm 2.51)\%$ ,  $(89.86 \pm 13.67)\%$  and  $(85.81 \pm 9.57)\%$ , respectively. In conclusion, during the later stage of suspended biofilm culture, its performance indicators closely resembled those of activated sludge, indicating the evolution of the biofilm into activated sludge.

**Key words:** suspended biofilm; biofilm evolution; floc structure; extracellular polymer substances (EPS)

根据在污水中的生长状态,活性微生物分为悬浮态和附着态,分别形成污水处理中活性污泥法和生物膜法两大工艺<sup>[1]</sup>。活性污泥法运行稳定、处理能力大,但产污泥量大、易产生污泥膨胀。生物膜法具有占地面积小、生物量大、适应冲击负荷能力强、污泥产量小、运行管理简单等优点,但处理能力较小。近年来,科研人员将这两种工艺结合起来,形成了泥膜复合处理工艺<sup>[2]</sup>。在该工艺中,微生物同时存在悬浮态和附着态两种形态,两种形态的生物可发挥各自优势,能够高效降解污水中有机污染物。泥膜复合系统能够增加生物量,使其达到传统活性污泥的5~20倍<sup>[3]</sup>;该系统的微生物多样性更高、食物链更长、污泥产量更低,系统中硝化细菌生长良好,硝化能力强,可同步脱氮除磷,并且该系统污泥沉降性能好,不易产生污泥膨胀。

对泥膜复合处理工艺的研究主要集中于整体工艺的污染物去除效果和脱氮除磷性能<sup>[4]</sup>等方面,或者孤立探索两相微生物各自的特性。实际上,悬浮态污泥和附着态生物膜之间存在一种复杂的关系,既有竞争关系<sup>[5]</sup>,也可能会发生转化。复合系统内悬浮污泥絮体可附着在载体表面,逐渐增殖形成生物膜<sup>[5]</sup>,载体表面生物膜随着水力剪切或老化脱落为悬浮态生物膜。悬浮生物膜如何演变,是演变成活性污泥增加活性,还是老化降低泥膜系统活性?对于这个影响处理工艺的关键问题未见报道,值得深入探索。

虽然生物膜与活性污泥形态结构存在显著差别,但它们都是污水处理生物系统,可以采用一些共同指标表征其特性。絮体的形态结构在一定程度上决定了传质效率<sup>[6]</sup>、生化反应速率、沉降性能<sup>[7]</sup>和微生物群落结构,并最终影响废水处理效果。生物量(MLSS)可以反映系统中处理污水的微生物量,

合适的MLSS下污泥才有良好的处理效果<sup>[8]</sup>。胞外聚合物(EPS)作为一种高分子聚合物,对絮体的稳定性、形态结构和污泥沉降性能等都有着重要的影响。因此探索悬浮生物膜演变过程中各项指标的变化,对于建立两种工艺间的联系、深入探究泥膜复合工艺的原理以及更好地应用泥膜复合工艺十分关键。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验填料与反应器

为便于剥离填料表面的生物膜,尽可能维持生物膜的完整形态,试验填料选用PVC透明塑料软管,其内径为8 mm,外径为10 mm。将塑料软管清洗晾干后等间距(12 mm)截断为短管填料。裁剪后的短管填料用20 mg/L的生理盐水浸泡1 d,取出后用蒸馏水冲洗干净,室温(15~30 ℃)下自然晾干备用。

试验装置主体由2根材质和尺寸相同的有机塑料玻璃柱并联构成。反应柱直径为12 cm,高为25 cm,有效容积为2.5 L。反应器在室温(15~30 ℃)下运行,采用空气泵供氧,采用转子流量计控制供气量,维持反应器DO浓度为2.96~5.16 mg/L。

### 1.2 试验用水和接种污泥

在自来水中添加葡萄糖、氯化铵和磷酸二氢钾,并补充微量元素浓缩液制成人工模拟废水。采用磷酸缓冲溶液调节进水pH为7~8。模拟废水基本组成如下:COD为 $(264.34 \pm 42.03)$  mg/L、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 为 $(24.98 \pm 5.61)$  mg/L、TP为 $(4.39 \pm 0.83)$  mg/L、NaCl为0.61 mg/L、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 为0.19 mg/L、 $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为5.07 mg/L、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为0.44 mg/L、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为0.39 mg/L、 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为1.45 mg/L、 $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为0.42 mg/L、 $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 为0.28 mg/L、酵母浸膏为30 mg/L。接种污泥取自马鞍山市某污水厂

曝气池。取回的活性污泥进行闷曝(48 h)后(MLSS 约为4 000 mg/L)投加至反应器内。

### 1.3 试验方法

将填料按照40%填充率投加至1#反应器内,以序批式生物膜法(SBBR)运行,反应器采用接种挂膜启动。每天运行2个周期,每个周期包括进水(0.5 h)、曝气(10 h)、沉淀(1 h)、出水(0.5 h)。挂膜期间换水率为50%,7 d后填料表面出现污泥颗粒,将反应器换水率调整至100%,在接种挂膜40 d后,填料表面可观察到一定厚度的黄褐色生物膜,镜检出现轮虫、钟虫等微型后生动物,对COD和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率均达到70%以上,表明生物膜培养成熟。用塑料刮片将填料表面的生物膜轻轻剥离,将剥落的生物膜斑块投加到2#反应器内进行培养(初始MLSS 约为3 000 mg/L),按照序批式(SBR)方式运行,换水率为50%。设置3#反应器同步培养活性污泥,将接种污泥(MLSS 为3 000 mg/L)投加至其中,运行方式与2#反应器一致。

### 1.4 泥膜微观结构分析

从2#反应器中部采集30 mL泥膜混合样,从3#反应器中部采集30 mL活性污泥混匀。用切去一段枪头的移液枪吸取25  $\mu\text{L}$ 样品,并在生物显微镜下观察,采用配套的明美显微数码测量分析系统采集絮体图像。以前人对絮体结构特征参数研究<sup>[9-10]</sup>为依据,利用Image-Pro Plus 图像分析软件内置参数对纯培养离体悬浮生物膜絮体结构进行定量描述。目前主要通过孔隙率( $P_v$ )、分形特征、大小等几个方面对絮体结构进行研究。本试验以当量直径( $D_{eq}$ )、孔隙率、规则度( $R_c$ )和长径比(AR)4个特征参数分别表征泥膜絮体的尺寸大小、密实性、规则性和伸长性。

### 1.5 泥膜特性分析

采用重量法测定生物量(MLSS)和挥发性悬浮生物量(MLVSS),采用 $\text{MLVSS/MLSS}(f)$ 表征泥膜微生物活性<sup>[11]</sup>。采用较为温和的热提取法<sup>[12]</sup>分层提取EPS,分别对外层S-EPS、中层LB-EPS和内层TB-EPS各组分进行测定。其中,多糖(PS)和蛋白质(PN)分别采用苯酚-硫酸法和改良的Lowry法进行测定。S-EPS、LB-EPS和TB-EPS各层的蛋白质、多糖分别以S-PN、LB-PN、TB-PN和S-PS、LB-PS、TB-PS表示;总多糖、总蛋白质和总EPS分别以Tol-PS、Tol-PN和Tol-EPS表示<sup>[13]</sup>。

### 1.6 分析项目及方法

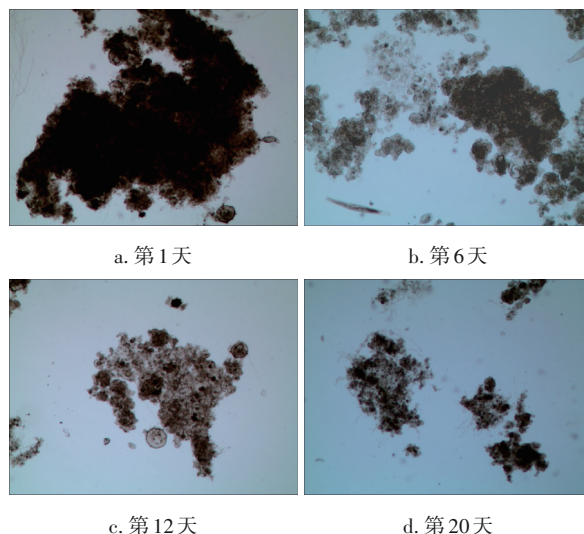
COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、TP采用《水和废水监测分析方法》(第4版)进行测定;DO和温度采用便携式溶解氧仪测定;pH采用便携式pH计测定。

## 2 结果与讨论

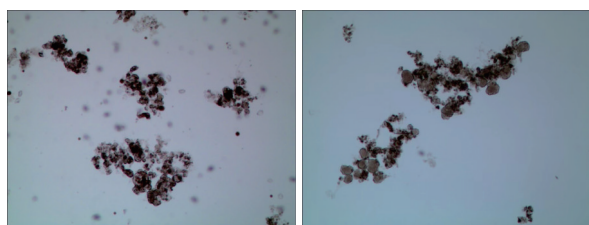
### 2.1 悬浮生物膜微观形态结构演变及分析

#### 2.1.1 悬浮生物膜微观形态结构演变

离体悬浮生物膜共培养35 d,根据其形态结构以及理化特性、废水处理效果,将培养期分为3个阶段:培养前期(0~12 d)、培养中期(12~23 d)和培养后期(23~33 d)。悬浮生物膜形态演变如图1所示。可知,培养第1天,生物膜斑块形态较完整,絮体表面积较大,结构比较紧密,孔隙率较低。由于水流及气泡的冲击作用,生物膜逐渐裂解,絮体尺寸变小,结构较之前变得松散,孔隙率增大。到第6天,悬浮生物膜裂解分散出较多的小尺寸絮体,围绕在大絮体(生物膜斑块)周围,絮体孔隙率继续升高,规则度较低,培养到第12天,絮体形态逐渐规整,内部孔隙增多。培养到第20天,絮体尺寸继续减小,孔隙率仍处于较高水平,规则度升高,絮体形态趋同于活性污泥。第30天,絮体尺寸仍较小,絮体内部孔隙率升高,形状规整,形态与活性污泥对照组类似,这说明离体生物膜培养一定时间后形态上演变成了活性污泥。生物膜向活性污泥的形态结构转变,除受到水力剪切作用外,膜内微型动物活动也有一定作用。通过显微镜观察絮体可以发现轮虫等后生动物,它们的生命活动也促进了污泥絮体分解。







e. 第30天

f. 活性污泥对照组

图1 悬浮生物膜培养过程中形态演变

Fig.1 Morphological evolution during culture of suspended biofilm

### 2.1.2 悬浮生物膜微观形态演变分析

悬浮生物膜微观结构参数变化如图2所示。由图2(a)可知,絮体当量直径 $D_{eq}$ 在培养前中期(0~23 d)随培养时间延长不断降低,由 $(514.69 \pm 175.11) \mu\text{m}$ 降低至 $(149.69 \pm 65.10) \mu\text{m}$ 。这是由于离体的悬浮生物膜从载体表面剥离,失去了稳定的生长环境,在污水中受到强烈的气泡、水流等水力剪切作用<sup>[14]</sup>,生物膜内附着的微型动物从絮体中游离出来,游离出来的微型动物在系统内穿透捕食,导致絮体不断裂解,由表面积大的絮体分裂成多个小絮体。培养后期小颗粒絮体之间发生碰撞,出现了凝聚现象,絮体当量直径 $D_{eq}$ 有所上升,但仍然处于较低水平(均值为 $157.70 \mu\text{m}$ )。

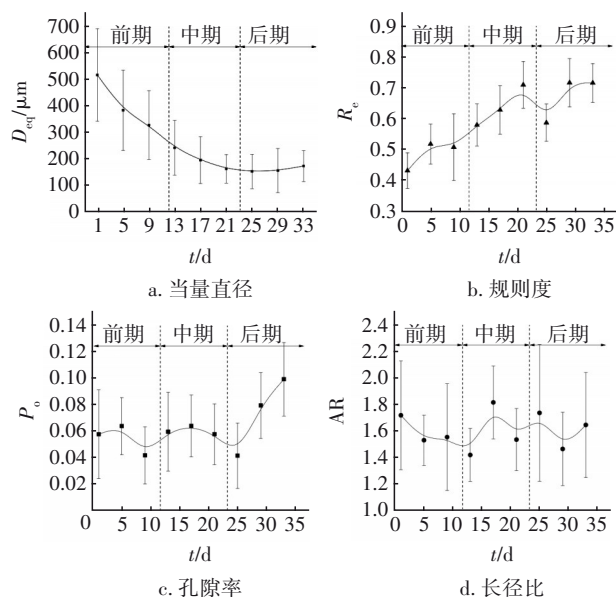


图2 悬浮生物膜结构参数的动态变化

Fig.2 Dynamic change of structural parameters of suspended biofilm

由图2(b)可知,絮体规则度 $R_e$ 在培养前中期逐渐从0.430上升至0.707,21~25 d略有波动,之后又

逐步上升至0.710左右。规则度 $R_e$ 的变化并不是独立的,与絮体尺寸变化密切相关,随着当量直径的减小,絮体规则度逐渐上升。培养前期,絮体尺寸较大,裂解时产生的形变较大,因此规则度较低,中后期结构松散的絮体逐步分离,絮体形态逐渐规则,趋向近球形。

由图2(c)可知,絮体孔隙率 $P_o$ 在培养前中期整体较低(均值为0.056),且呈“M”型波动变化。出现这一现象的原因是悬浮生物膜受到水力剪切和微型动物穿透捕食的作用,絮体内部区域出现孔洞导致孔隙率增大,孔洞部位结构较为松散易发生裂解,而一部分絮体裂解之后,相连部位的孔洞也随之消失,导致絮体孔隙率减小。整个运行期间,该过程循环往复多次,大絮体也被分解成多个小絮体。培养后期孔隙率升高,培养至第33天,孔隙率达到最高值0.099。这是因为前中期分裂出的小絮体又发生碰撞凝聚,必然导致絮体之间产生孔隙,孔隙率升高。

由图2(d)可知,絮体长径比AR在整个培养期间一致处于小范围波动变化状态,前期、中期、后期均值分别为 $1.596 \pm 0.084$ 、 $1.585 \pm 0.166$ 和 $1.610 \pm 0.113$ 。变化规律不显著,整体处于较低水平,均值为 $1.597 \pm 0.134$ ,说明絮体裂解对单个絮体的伸长性影响较小。

## 2.2 悬浮生物膜特性变化

### 2.2.1 悬浮生物膜生物量变化

悬浮生物膜生物量与挥发性生物量的动态变化如图3所示。可知,运行期间,MLSS平均值为 $(5.84 \pm 1.49) \text{ mg/mL}$ ,MLVSS平均值为 $(5.12 \pm 1.43) \text{ mg/mL}$ 。运行前期(0~10 d),MLSS由 $3.50 \text{ mg/mL}$ 上升至 $4.96 \text{ mg/mL}$ ,MLVSS由 $3.03 \text{ mg/mL}$ 上升至 $4.21 \text{ mg/mL}$ 。14~27 d,MLSS波动上升至最大值 $7.68 \text{ mg/mL}$ ,MLVSS上升至最大值 $6.91 \text{ mg/mL}$ 。27 d之后,MLSS和MLVSS均略微下降,但仍处于较高水平,平均值分别为 $(7.57 \pm 0.12)$ 、 $(6.88 \pm 0.03) \text{ mg/mL}$ 。随着培养时间的延长,反应器内MLSS和MLVSS基本呈逐渐上升的趋势。这是由于生物膜脱离载体表面后,悬浮状态使其有了更多增殖空间,絮体不断裂解,比表面积增加,与水体接触面积增大,提高了氧及营养物质的传质效率,丰富的营养物质使得悬浮生物膜内的微生物不断增殖,生物膜量不断增长。

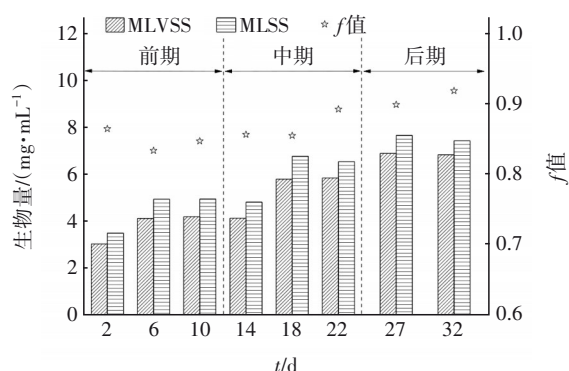


图3 悬浮生物膜生物量与挥发性生物量动态变化

Fig.3 Dynamic change of MLSS and MLVSS of suspended biofilm

由图3还发现, $f$ 值整体呈“先减后增”的趋势。2~6 d, $f$ 值从0.87降低至0.83,之后逐渐升高至0.92(32 d)。培养前期悬浮生物膜絮体体积较大,导致其对水中无机物截留作用较强, $f$ 值略微下降。中后期絮体裂解,比表面积增加,提高了氧及营养物质的传质效率,从而使悬浮生物膜活性增加。随着生物膜在水中裂解,一部分胞外聚合物脱离细胞表面进入水体,造成污水中有机物含量升高,生物膜活性升高。因此,在泥膜系统中,从填料上脱下的生物膜不仅活性污泥化,而且还增加了活性,有利于提高污水处理效果。

### 2.2.2 悬浮生物膜沉降性能变化

反映悬浮生物膜沉降性能的SVI的动态变化如图4所示。

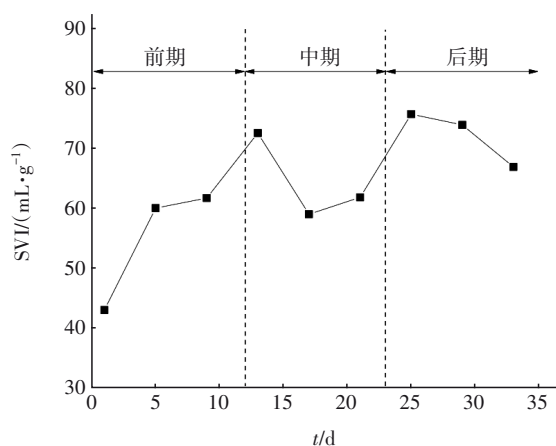


图4 悬浮生物膜沉降性能动态变化

Fig.4 Dynamic change of sedimentation performance of suspended biofilm

由图4可知,整个运行期间SVI值虽有波动,但均值总体呈上升趋势,沉降性能变差。培养前期反

应器中SVI值由42.92 mL/g上升至61.62 mL/g;培养中期呈“V”型变化趋势,第17天达到中期最低值58.91 mL/g;培养后期SVI值呈“先增后减”的变化趋势,第25天上升至最高值75.62 mL/g,随后略有下降。前期、中期及后期的SVI均值依次为 $(54.82 \pm 8.45)$ 、 $(64.37 \pm 5.84)$ 、 $(72.09 \pm 3.80)$  mL/g。活性污泥絮体尺寸、EPS含量对污泥沉降性能均有一定程度的影响。培养前期反应器中絮体颗粒较大,沉降快。而随着培养时间的延长,絮体当量直径逐渐减小使得SVI值上升。培养中期随着絮体裂解,小颗粒絮体所占比例继续增大,因此SVI均值增大,但同时小颗粒絮体之间也发生了碰撞凝聚,因此第17天时有下降,17~25 d,由于小颗粒絮体所占比例高于碰撞凝聚的絮体所占比例,SVI值升高。培养后期,絮体规则度呈上升趋势,絮体沉降性能变好。培养后期SVI值反映出悬浮生物膜在沉降性能上已趋同于活性污泥(一般为70~100 mL/g)。

### 2.2.3 悬浮生物膜EPS组分变化

悬浮生物膜各层EPS及其组分含量的动态变化如图5所示。

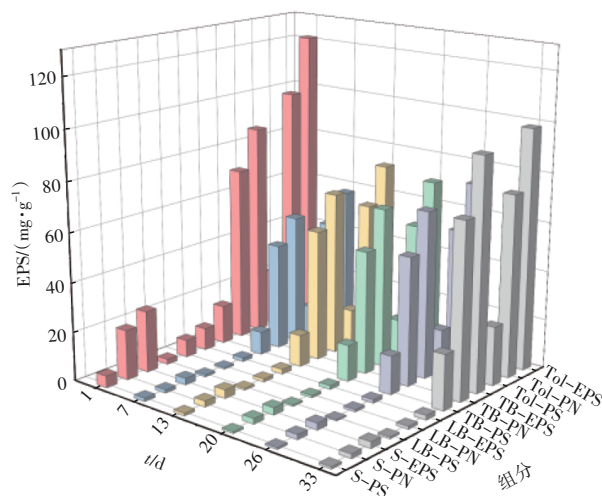


图5 悬浮生物膜各层EPS及其组分的动态分布

Fig.5 Dynamic distribution of EPS and its component in different layers of suspended biofilm

由图5可知,从EPS分层情况来看,与细胞结合紧密的TB-EPS是EPS的主要组成部分,TB层>S层>LB层,与其他研究者结果相同<sup>[15]</sup>,从培养初期到后期,TB-EPS占比由71.84%升高至95.43%,S-EPS和LB-EPS占比分别从20.71%、7.45%降低至2.66%、1.90%。在絮体裂解过程中,分布于生物膜外层的S-EPS和中层LB-EPS结构疏松、流动性较

强,与细胞结合的紧密程度一般<sup>[16]</sup>,在受到水力剪切作用时会不断流失,而与细胞结合紧密的TB-EPS受外部环境影响较小。

Tol-EPS含量随运行时间整体呈“先减后增”的趋势。运行前期Tol-EPS由121.03 mg/g迅速降至56.90 mg/g,降低速率达10.69 mg/(g·d)。这是因为生物膜当量直径变小,其中的EPS脱离生物膜而进入水中,生物膜内EPS含量降低。EPS对维持细菌黏附有着重要作用<sup>[17]</sup>,EPS大量流失,又使得絮体内部结合紧密度降低,加速了生物膜裂解分散。但分裂的细小絮体的比表面积更大、吸收更快,使得MLSS并没有减小,而是逐渐增大。培养中期略微上升,稳定在70 mg/g左右,后期逐步上升至98.19 mg/g。培养后期,为保护细胞免受外界环境的干扰,维持絮体内部结构的稳定性,EPS含量增加,后期絮体孔隙率升高,DO和营养物质传质效率也相应提高,微生物代谢活动增强,因此分泌更多的EPS。

PN和PS含量的变化规律与Tol-EPS相似,均随运行时间的延长呈“先减后增”的趋势。第7天时,Tol-PN含量降低至最低值45.33 mg/g,中期数值上升稳定在55 mg/g左右,后期升高至74.24 mg/g。第7天时,Tol-PS含量降低至最低值11.57 mg/g,中后期逐步上升到23.95 mg/g。随着运行时间的增加,Tol-PN/Tol-PS不断降低(4.37降至3.10),但各层蛋白质含量均高于多糖,说明蛋白质是EPS的主要组分。

### 2.3 悬浮生物膜形态演变对废水处理效果的影响

悬浮生物膜反应器对COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP的去除情况如图6所示。

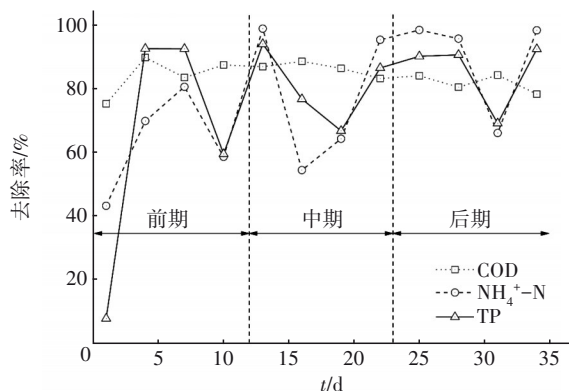


图6 悬浮生物膜废水处理效果动态变化

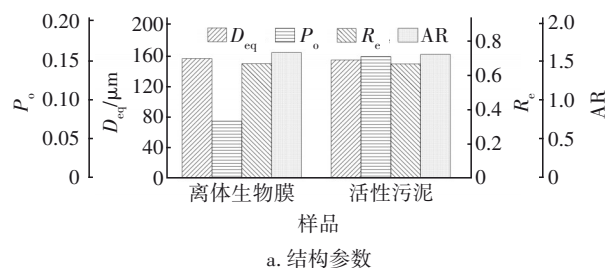
Fig.6 Dynamic changes of wastewater treatment efficiency of suspended biofilm

由图6可知,整个运行期间对COD的去除效果都比较好且稳定,平均去除率为 $(84.23 \pm 4.12)\%$ 。运行前期对COD的平均去除率为 $(84.21 \pm 5.54)\%$ ,运行中期去除效果最好,平均去除率稳定在 $(86.49 \pm 1.94)\%$ ,运行后期略有下降,但仍保持在较高水平 $[(81.98 \pm 2.51)\%]$ 。因此,悬浮生物膜絮体结构的演变对COD的去除效果影响不大。

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP去除率的变化趋势类似,整个运行期间波动幅度较大,且随运行时间呈上升的趋势。悬浮生物膜培养1~4 d,TP去除率由7.88%迅速上升至92.78%;培养后期, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP去除率分别为 $(89.86 \pm 13.67)\%$ 和 $(85.81 \pm 9.57)\%$ 。培养前期悬浮生物膜脱离了稳定的附着状态,生物膜原来的内层也变成了外层,缺少厌氧环境,生物膜内厌氧/好氧交替的环境被打破,反硝化细菌和聚磷菌受到抑制, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP去除率较低,分别为 $(63.23 \pm 13.88)\%$ 和 $(63.27 \pm 34.72)\%$ 。培养后期,虽然絮体尺寸变小,但SVI变小,沉降性变好,其EPS含量增加,说明其内部结构密实度增加,增大了厌氧环境,因此聚磷菌不断被富集,除磷性能得到提升, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP去除率逐渐升高。

### 2.4 悬浮生物膜演变结果

培养后期,悬浮生物膜性能与同步培养的活性污泥特征比较如图7所示。可以看出,培养后期,演化生物膜的尺寸、规则度、长径比等与活性污泥非常接近,悬浮生物膜与活性污泥的结构特征指标相差 $(-12.61 \pm 27.07)\%$ 、理化特征指标相差 $(17.28 \pm 15.05)\%$ 、废水处理指标相差 $(-1.68 \pm 5.63)\%$ 。这表明悬浮生物膜成功地活性污泥化了,而且演变生物膜的生物量、生物活性、EPS含量及污泥沉降性能较活性污泥均有一定程度的提升。有研究表明,絮体结构对沉降性能的影响较大,体积较小、形状规整的絮体沉降性能更好<sup>[6]</sup>。在废水处理性能方面,除了对COD的去除率略低外,对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和TP的去除效果与活性污泥法的效果持平。



a. 结构参数



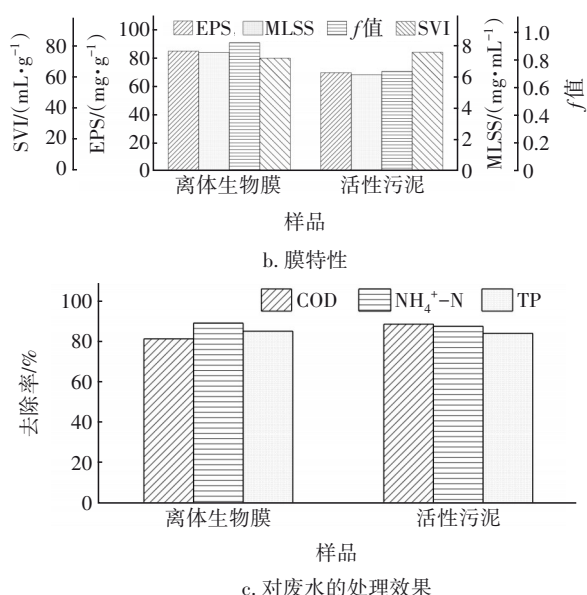


图7 离体生物膜与活性污泥特征比较

Fig.7 Comparison of characteristics between isolated biofilm and activated sludge

### 3 结论

① 絮体当量直径  $D_{eq}$  在前中期不断降低,后期略微上升;孔隙率  $P_o$  在前中期整体水平较低(0.056),后期显著上升至0.099;规则度  $R_o$  在整个运行期间呈上升趋势,絮体形状逐渐规整,趋向于稳定的球形;长径比  $AR$  变化无明显规律,絮体裂解对伸长性无明显影响。

② 运行期间 MLSS 和 MLVSS 均呈波动式增长,培养后期均值分别达到  $(7.57 \pm 0.12)$  和  $(6.88 \pm 0.03)$  mg/mL。生物膜活性  $f$  值在培养期间一直处于较高水平。Tol-EPS、Tol-PS 和 Tol-PN 的含量均呈“先减后增”的变化趋势,TB-EPS 占比随运行时间的增加逐渐升高,各层 PN 含量均高于 PS。SVI 值波动上升,培养后期沉降性能已趋同于活性污泥。

③ 运行期间对 COD 的去除效果良好且稳定,平均去除率为  $(84.23 \pm 4.12)\%$ ,絮体结构演变对 COD 去除率的影响较小;培养前期对  $NH_4^+-N$  和 TP 的去除率较低,中后期逐渐上升,后期的平均去除率分别达到  $(89.86 \pm 13.67)\%$  和  $(85.81 \pm 9.57)\%$ 。

④ 悬浮生物膜后期结构指标与活性污泥差异较小,悬浮生物膜基本完成向活性污泥的演变,MLSS 及活性、沉降性能均优于常规活性污泥。脱氮除磷效果较好,但对 COD 的去除率较常规活性污泥略有下降。

### 参考文献:

- [1] FELSÖLDI T, JURECSKA L, VAJNA B, *et al.* Texture and type of polymer fiber carrier determine bacterial colonization and biofilm properties in wastewater treatment [J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 264: 824-834.
- [2] FALAS P, LONGRÉE P, LA COUR JANSEN J, *et al.* Micropollutant removal by attached and suspended growth in a hybrid biofilm-activated sludge process [J]. Water Research, 2013, 47(13): 4498-4506.
- [3] FALAS P, BAILLON-DHUMEZ A, ANDERSEN H R, *et al.* Suspended biofilm carrier and activated sludge removal of acidic pharmaceuticals [J]. Water Research, 2012, 46(4): 1167-1175.
- [4] 王广华, 李文涛, 杜至力, 等. AAO 工艺活性污泥-生物膜复合系统脱氮增效机制研究 [J]. 给水排水, 2019, 45(10): 61-68.  
WANG Guanghua, LI Wentao, DU Zhili, *et al.* Synergistic mechanism research of nitrogen removal by AAO process biofilm-coupled activated sludge system [J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 45(10): 61-68(in Chinese).
- [5] 周家中, 韩文杰, 吴迪, 等. MBBR 泥膜复合系统泥膜竞争关系的影响因素 [J]. 中国环境科学, 2020, 40(11): 4735-4743.  
ZHOU Jiazong, HAN Wenjie, WU Di, *et al.* Factors influencing the competition between activated sludge and biofilm in hybrid MBBR nitrification system [J]. China Environmental Science, 2020, 40(11): 4735-4743(in Chinese).
- [6] FAN H T, LIU X H, WANG H, *et al.* Oxygen transfer dynamics and activated sludge floc structure under different sludge retention times at low dissolved oxygen concentrations [J]. Chemosphere, 2017, 169: 586-595.
- [7] 李志华, 樊龙, 姚佩, 等. 基质类型改变对絮体物化特征的短期影响 [J]. 环境工程学报, 2016, 10(7): 3629-3633.  
LI Zhihua, FAN Long, YAO Pei, *et al.* Short-term effect of substrate change on physicochemical characteristics of flocs [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(7): 3629-3633(in Chinese).
- [8] LEE D, GIL K. Influence of sludge type, MLSS, and substrate ratio on stable implementation of ANAMMOX [J]. Ecological Engineering, 2022, 178: 106564.
- [9] MESQUITA D P, AMARAL A L, FERREIRA E C.

- Activated sludge characterization through microscopy: a review on quantitative image analysis and chemometric techniques [J]. *Analytica Chimica Acta*, 2013, 802: 14–28.
- [10] 胡小兵, 叶星, 饶强, 等. 纯氧曝气活性污泥培养过程中絮体结构变化[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(3): 907–913.  
HU Xiaobing, YE Xing, RAO Qiang, *et al.* Research on the change of floc structure in the process of activated sludge culture with pure oxygen aeration[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(3): 907–913(in Chinese).
- [11] 胡小兵, 林睿, 张琳, 等. 载体内微孔孔径对生物膜特性及废水处理效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(12): 3329–3338.  
HU Xiaobing, LIN Rui, ZHANG Lin, *et al.* Effect of carrier micropore diameter on biofilm characteristics and wastewater treatment performance [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(12): 3329–3338(in Chinese).
- [12] SHEN L, CHENG J J, WANG J J, *et al.* Comparison of extraction methods for extracellular polymeric substances (EPS) and dynamic characterization of EPS from sessile microorganisms during pyrite bioleaching[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2022, 10(3): 107922.
- [13] 胡小兵, 陈红伟, 聂勇, 等. 挂膜方法对生物膜特性及生化尾水深度处理的影响[J]. *中国环境科学*, 2021, 41(12): 5710–5717.  
HU Xiaobing, CHEN Hongwei, NIE Yong, *et al.* Effect of various biofilm formation methods on biofilm characteristic and low strength biochemical effluent treatment [J]. *China Environmental Science*, 2021, 41(12): 5710–5717(in Chinese).
- [14] GUO X, ZHANG C J, LIU J X. Optimal hydraulic shear strength and mechanism of activated sludge floc re-growth after breakage [J]. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 2019, 176: 202–211.
- [15] DOMINIAK D, CHRISTENSEN M L, KEIDING K, *et al.* Sludge quality aspects of full-scale reed bed drainage [J]. *Water Research*, 2011, 45(19): 6453–6460.
- [16] LI S Q, ZHANG Y, DUAN W D, *et al.* Insights into the resistance of different extracellular polymeric substance (EPS) layers to the fermentation environment in sludge anaerobic digestion [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 449: 137844.
- [17] LIU Z, ZHANG X H, ZHANG S M, *et al.* A comparison between exogenous carriers enhanced aerobic granulation under low organic loading in the aspect of sludge characteristics, extracellular polymeric substances and microbial communities [J]. *Bioresource Technology*, 2022, 346: 126567.

作者简介:胡小兵(1966– ),男,安徽泾县人,博士,副教授,主要研究方向为水污染控制工程。

E-mail:hxb6608@163.com

收稿日期:2022-07-08

修回日期:2022-08-30

(编辑:任莹莹)