

王锐, 韦兵, 朱健, 等. 褶皱型微生物载体在污水处理中的水动力特性及应用效果[J]. 净水技术, 2023, 42(8):101-110.

WANG R, WEI B, ZHU J, et al. Hydrodynamic performance and application effectiveness of fold-type microbial carriers in wastewater treatment[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(8):101-110.

褶皱型微生物载体在污水处理中的水动力特性及应用效果

王锐¹, 韦兵², 朱健², 赵旭东¹, 喻国良^{1,*}

(1. 上海交通大学船舶海洋与建筑工程学院, 上海 200240; 2. 广西泰能工程咨询有限公司, 广西南宁 530000)

摘要 文章研制了一种新型可用于移动床生物膜处理方法的褶皱型微生物亲和性生物载体, 并对其水动力特性及在污水处理中的应用效果分别进行了数值模拟和物理试验研究。研究表明, 采用褶皱圆柱体结构、聚酰胺树脂-高密度聚乙烯 (PA-HDPE) 混合材料制作的微生物载体相较于同孔数的 HDPE 材料制作的传统结构微生物载体, 其比表面积提升了约 5.1%; 在相同曝气条件下, 该褶皱型微生物载体更容易充分流化; 并且对污水具有良好的处理效果, 对 COD_{Cr} 的平均去除率达 87.75%, 对氨氮的平均去除率达 95.00%。

关键词 微生物载体 褶皱结构 混合材质 比表面积 处理效果

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2023)08-0101-10

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.08.013

Hydrodynamic Performance and Application Effectiveness of Fold-Type Microbial Carriers in Wastewater Treatment

WANG Rui¹, WEI Bing², ZHU Jian², ZHAO Xudong¹, YU Guoliang^{1,*}

(1. School of Naval Architecture, Ocean & Civil Engineering, Shanghai Jiao Tong University, Shanghai 200240, China;

2. Guangxi Taineng Engineering Consulting Co., Ltd., Guangxi 530000, China)

Abstract A novel kind of microbial carriers with folded structure and high microbial affinity was developed for the moving bed biofilm treatment, and the hydrodynamic performances and wastewater treatment effectiveness of this kind microbial carriers were studied numerically and experimentally, respectively. Results showed that the specific surface area of the microbial carrier with folded cylinder structure, which made of PA-HDPE hybrid material, increased by about 5.1% comparing with the traditional microbial carrier made of HDPE with the same number of pores; The microbial carriers with folded structure were easier to fully fluidify than the traditional microbial carriers under the same aeration conditions; And the average removal rate of COD_{Cr} and ammonia nitrogen were 87.75% and 95.00%, respectively, which indicated that it had good treatment effect on wastewater treatment.

Keywords microbial carriers folded structure mixed material specific surface area treatment effectiveness

随着污水处理排放标准和节能减碳的日趋严格, 新的处理工艺不断涌现。生物膜法由于其运行管理简单、占地面积小、出水水质好, 在污水处理中得到越来越广泛的应用^[1-2]。作为生物膜法中核心部分的微生物载体, 经过了近 20 年的研究和实践,

在材料^[3]、空间结构^[4-5]、表面性能^[6-7]等方面取得了良好的进展。目前, 填充在生物膜反应器内的微生物载体多为圆柱状的 19 孔和 36 孔结构, 其比表面积多为 $400 \sim 600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ^[8], 均相对较低, 因而给予微生物附着生长的空间较少, 污水处理效果有待提升。此外, 传统微生物载体常由单一材料[如高密度聚乙烯 (HDPE)] 构成, 密度较低, 多为 $0.95 \sim 0.96 \text{ g}/\text{cm}^3$, 且亲水能力差, 应用于好氧情况能够满足要求, 但在一些非曝气情况, 则不能实现微生物载体的流化^[9]。且材料密度偏低会导致部分微生物载体漂浮在水面, 和水体接触偏少, 增大挂膜难

[收稿日期] 2022-03-17

[基金项目] 中能建集团科技发展基金

[作者简介] 王锐 (1987—), 男, 博士后, 助理研究员, 研究方向为港口、航道及近海工程专业, E-mail: w530707596@sjtu.edu.cn。

[通信作者] 喻国良 (1963—), 男, 教授, 主要从事港口、海岸工程及泥沙研究等工作, E-mail: yugl@sjtu.edu.cn。

度^[10]。Zhong 等^[11]采用改性尼龙丝代替传统膜曝气生物反应器(MABR)中的聚偏氟乙烯(PVDF)和聚丙烯(PP)中空纤维膜,可降低成本,提高机械强度和亲水性,不易堵塞。然而,对于这种新结构、新材料的微生物载体在反应器中的水动力特性尚不清楚,其应用效果也待深入研究。

本研究研制了一种褶皱型大比表面积的微生物亲和性生物载体,并基于多相流耦合动态网格模型,采用 Flow 3D 软件对其水动力特性进行了数值模拟,着重从速度、轨迹和气含率等关键因素分析微生物载体结构对流场的影响,并对微生物载体的挂膜性能和污水处理效果进行了试验研究,为微生物载体设计提供参考依据。

1 微生物载体的制备

从水动力分析可知,微生物载体的理想密度接近于水,且略大于水,须保证其能充分地浸入水中,又能在水流作用下能够充分地流化。微生物载体的理想结构须具有最大比表面积,且亲水性好,易于微生物挂膜。因此,本研究从材料、结构两方面入手,研制新型微生物载体。

1.1 制备材料

选用丙烯腈-苯乙烯-丁二烯共聚物(ABS)、聚碳酸酯(PC)、聚酰胺树脂(PA)、高密度聚乙烯(HDPE)等不同材料,利用 3D 打印技术制备了多种材质的传统结构微生物载体,其密度和体积如表 1 所示。通过对比分析可知,PA 材料的耐磨性、吸湿性及耐化学品性(耐酸碱腐蚀)相比于 HDPE、ABS 和 PC 材料较好,并且成型后的密度满足制备要求,因此,设计过程中选用 PA 材料与 HDPE 材料混合,制备新型微生物载体。

表 1 各材料微生物载体样品的密度和体积

Tab. 1 Density and Volume of Microbial Carrier Samples of Different Materials

制作材料	原密度/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	成型后密度/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	成型载体 体积/ cm^3
HDPE	0.976	0.96	4.972
ABS	1.1	1.018	4.882
PA	1.13	1.05	4.771
PC	1.2	1.12	4.885

1.2 结构比选

对微生物载体结构的探索在于如何增大单个微

生物载体的比表面积。传统的微生物载体多为 19 孔和 36 孔,虽然 64 孔微生物载体具有更大的比表面积,但传统工艺制作的 64 孔微生物载体其直径与 19 孔/36 孔微生物载体的直径相近,而高度减小,并且孔数增加导致孔隙减小,微生物生存的空间仍然相对有限,故在高污染物浓度的污水处理过程中 64 孔微生物载体反而应用较少。因此,本研究主要对如何增大 36 孔微生物载体的比表面积进行探索,制作如图 1 所示的褶皱型结构的微生物载体,相比于传统微生物载体结构,其内部各个支撑边框也做了褶皱处理。利用 3D 打印技术制作成型后,通过比表面积分析仪分析,褶皱型微生物载体的比表面积相对于传统结构相同孔数和材质的微生物载体提升了约 5.1%。

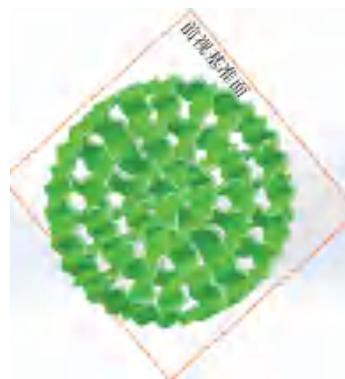


图 1 褶皱型微生物载体

Fig. 1 Microbial Carriers with Folded Structure

1.3 制造方法

褶皱型微生物载体的大量制备仍采用注塑工艺,首先向某公司定制生产出用于制备褶皱型微生物载体的磨具,然后将 PA 和 HDPE 原材料在注塑机前部装置中按比例投料溶解,之后将定制生产的磨具与注塑机器配合使用进行微生物载体的铸型,铸型完成后进行冷却、牵引切割,形成一个微生物载体。为使微生物载体的密度达到接近于水、略大于 1 g/cm^3 的要求,经过反复试验和计算,最终在前部投料溶解过程中将 PA 和 HDPE 材料按质量比为 1:3 进行投料溶解,制备出 PA 和 HDPE 混合材质的微生物载体。

1.4 参数对比

分别对 19、36 孔不同结构的微生物载体的质量、堆积密度、填料密度及比表面积进行了测试,测试的结果如表 2 所示。PA-HDPE 型褶皱结构微生

物载体相比于传统微生物载体在密度和比表面积方面均有了显著提升。

表 2 不同孔数和结构的微生物载体样品的主要参数
Tab. 2 Main Parameters of Microbial Carrier Samples with Different Pores and Structures

材料	孔数	堆积密度/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	填料密度/ ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	比表面积/ ($\text{m}^2\cdot\text{m}^{-3}$)
PA-HDPE (常规结构)	19	0.195	1.018	504
	36	0.238	1.018	659
PA-HDPE (褶皱结构)	19	0.201	1.019	547
	36	0.255	1.021	697
HDPE (常规结构)	19	0.189	0.991	488
	36	0.215	0.927	662

2 水动力特性研究

2.1 物理试验

为分析褶皱型微生物载体的水动力特性,在 1 L/min 曝气流量下进行了单个微生物载体的曝气试验,分别观测 36 孔的传统微生物载体和褶皱型微生物载体的运动速度及运动轨迹,对比分析两种微生物载体的运动情况,其中传统微生物载体为 HDPE 材质,褶皱型微生物载体为 PA-HDPE 材质。试验布置如图 2 所示,曝气试验桶使用透明亚克力制作,高为 160 mm,直径为 120 mm,底部安装了直径为 68 mm 的曝气装置。

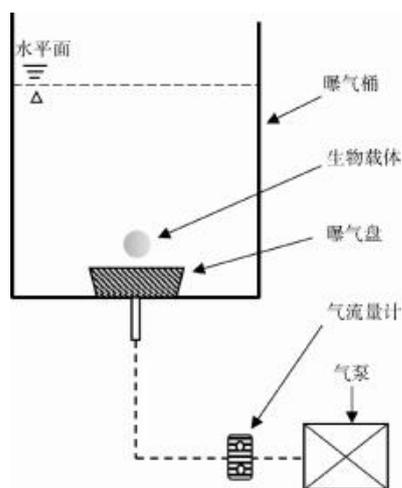


图 2 水动力特性试验布置

Fig. 2 Test Layout of Hydrodynamic Performance

试验开始时,微生物载体布置在曝气盘的中央,通过逐步增加曝气盘出气速率,使微生物载体在气流和水流的作用下产生运动。试验过程中,曝气

盘的出气速率使用气流量计测量,曝气筒的边壁上附有刻度尺,便于观测和计算微生物载体的运动速度、翻滚速度和运动轨迹。使用高帧率摄影机记录曝气筒内流场的变化和微生物载体的整个运动过程。截取微生物载体从刚开始运动起 15 s 内的观测录像,使用 Free Video 将记录微生物载体运动过程的录像转换成一帧一帧的图片(24 帧/s),进而捕捉载体运动过程中每 12 帧(0.5 s)的运动距离,获得载体的运动轨迹和运动周期,以此获得载体运动速度。

36 孔传统微生物载体在 1 L/min 气流作用下的运动如图 3 所示。由图 3(a)可知,36 孔传统微生物载体在气射流的作用下迅速升到水面,而后一直漂浮在水面附近运动。而 36 孔褶皱型微生物载体在到达水面后会沿边壁向下继续移动,随后又在气射流作用下向水面方向运动,如此形成了上下交替往复的循环运动,如图 3(b)所示。

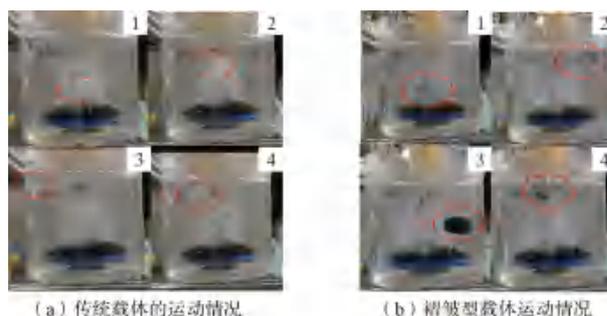


图 3 试验中微生物载体的运动轨迹

Fig. 3 Movement of Microbial Carriers in Test

图 4 和图 5 分别展示了 36 孔传统微生物载体和褶皱型载体在相同试验条件下的运动速度和运动轨迹变化。由图 4 可知,传统微生物载体在上升到水面后,垂向速度几乎趋近于 0,水平向速度的变化亦较小,试验表现为传统微生物载体长时间处于边壁周围,横向流化效果亦较差;而褶皱型微生物载体上升到水面后,一直处于较大幅度的循环运动状态,载体时而下沉,时而上浮,垂向和水平向流化效果较好,如图 5 所示。

2.2 数值模拟

进一步地,基于 Flow 3D 软件对微生物载体的水动力特性进行数值模拟研究。采用 Flow 3D 中的 GMO (general moving objects) 流固耦合模型模拟流体和固体的相互作用。在 GMO 模型中,微生物载

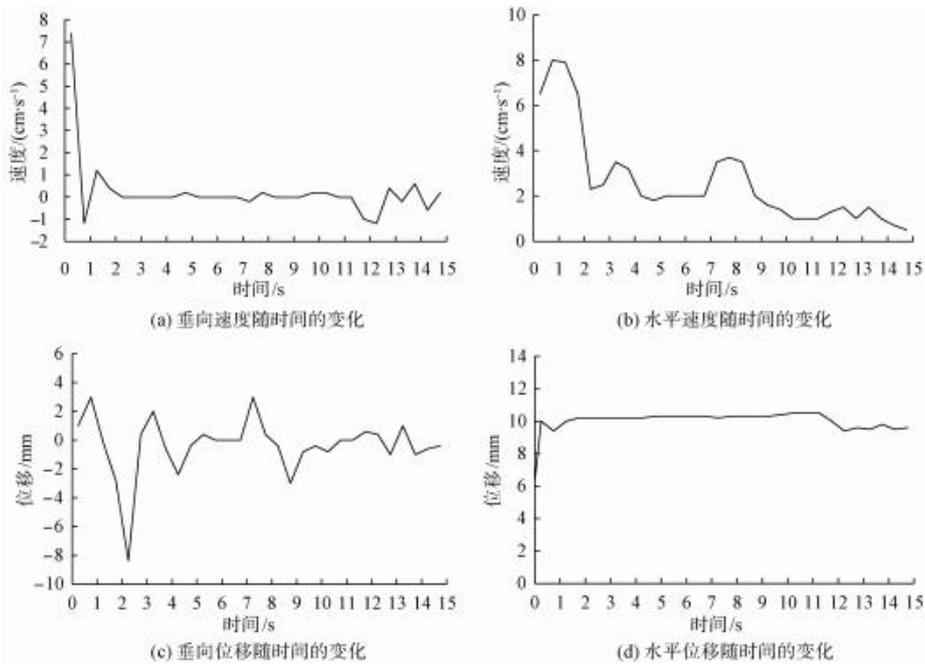


图 4 传统微生物载体速度和位移随时间的变化

Fig. 4 Changes of Velocity and Displacement of the Traditional Microbial Carriers with Time

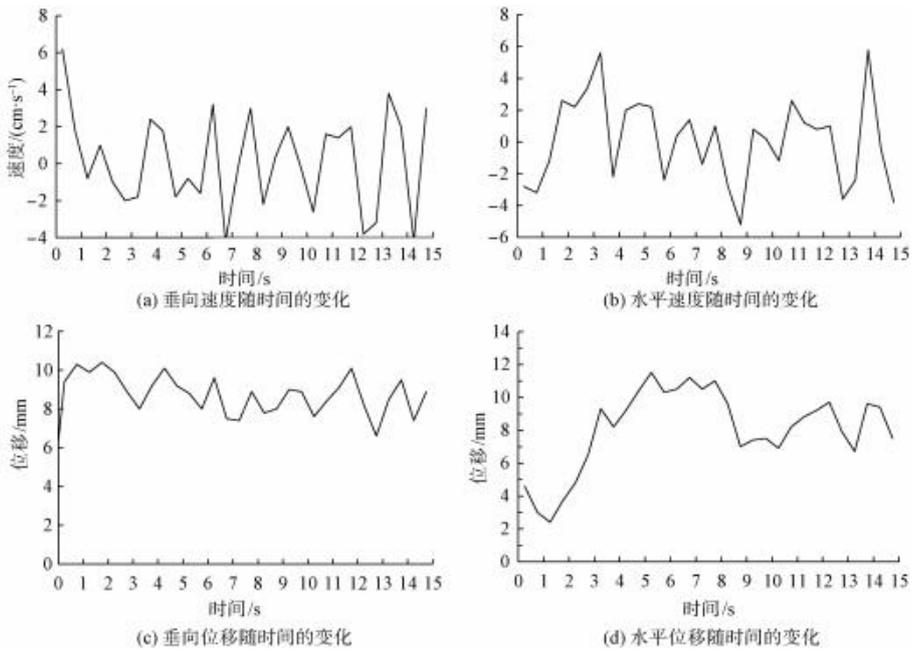


图 5 褶皱型微生物载体速度和位移随时间的变化

Fig. 5 Changes of Velocity and Displacement of Fold Type Microbial Carriers with Time

体被设置为在流场作用下做动态耦合运动,这对微生物载体的水动力特性模拟更具有准确性。为精确模拟筒体内掺气情况,采用漂移通量(Drift-Flux)模块来模拟多相流运动,设置液体密度为 $1\ 000\ \text{kg}/\text{m}^3$,气体密度为 $1.225\ \text{kg}/\text{m}^3$,设置阻力系数为0.5,平均

液滴直径设置为 $0.000\ 5\ \text{m}$ 。

根据物理试验的水流、气流条件设置边界条件,如图6所示,设置底面边界为速度边界,并设置气流速度为 $0.212\ \text{m}/\text{s}$,所对应的气流流量为 $1\ \text{L}/\text{min}$;设置左面边界为速度边界,以模拟左下通道的水流

进口,流速为 0.006 4 m/s,对应水力停留时间(HRT)为 1 h;设置右面边界为自由出流边界;设置顶面为压力边界,压强为 1 个大气压强,并设置流体分数为 0;前后边界设置为对称边界。



图 6 边界条件设置

Fig. 6 Settlement of Boundary Condition

计算域全部采用结构化正交网格,由于载体相对于筒体很小,为反映每个载体小孔中的流体运动情况,单元网格尺寸设置为 0.6 mm×0.6 mm×0.6 mm,计算域总网格数为 1 300 余万。数值计算方法的过程相似,详见文献^[12],在初始条件中,压力条件设为静水压力,水位为 0.12 m,模型的表面粗糙度设置为 0.000 3 m,起始时间步长定为 0.01 s,

为了保证计算的稳定性,最小时间步长定为 0.1 μs。对于筒体内流体的能量交换与耗散,选用 RNG *k-ε* 模型来计算。载体选定为 GMO 碰撞模型,因载体为 PA-HDPE 材质且筒体由有机玻璃材料制成,设置碰撞恢复系数为 0.5,摩擦系数为 0.3。计算得到的速度分布如图 7 所示、压力分布如图 8 所示、含气浓度分布如图 9 所示。

由图 7 可知,容器中水体在底部气射流的作用下向上流动,并推动微生物载体向上运动,同时水流碰到微生物载体后沿中线向四周运动形成三维环形流。由于本阶段模拟的网格数量巨大,耗时长,此处仅展示了 0~0.6 s 的数据。同样地,由图 8 可知,气射流的存在改变了容器内水流的初始压强,使底部压强变大,与顶部形成压强差,推动微生物载体向上运动。在 Y 轴方向沿模型中点做横切面,得到含气浓度二维分布(图 9),气射流的存在显著增大了容器内水体的气含率,并呈向四周扩散的趋势,有利于微生物载体上的微生物与气体交换。

3 污水处理效果对比

3.1 试验装置

在对褶皱型微生物载体水动力特性研究的基础上,设计了一个模拟试验装置(图 10),以开展褶皱型微生物载体的污水处理效果研究。该装置主要由曝气实验桶、气泵、水泵、循环水箱、气流量计、水流

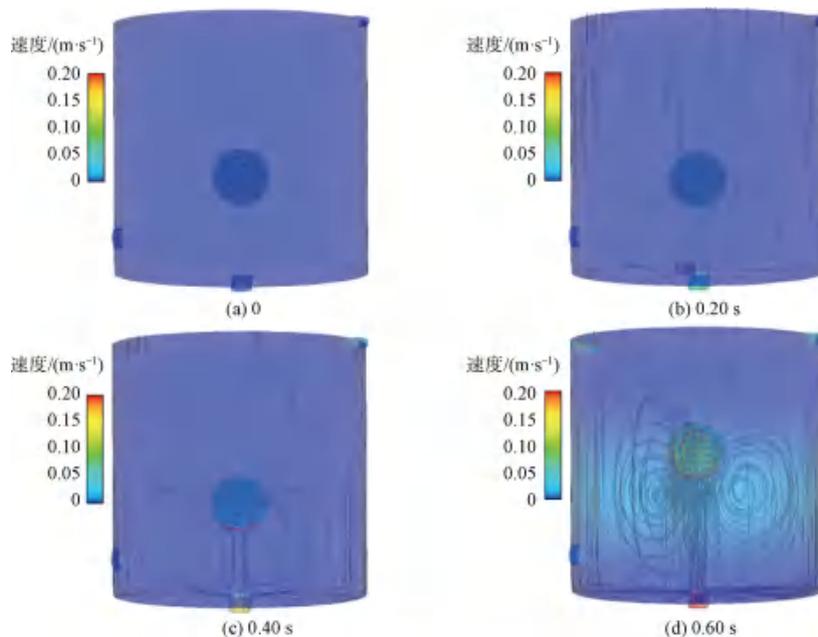


图 7 速度分布

Fig. 7 Distribution of Velocity

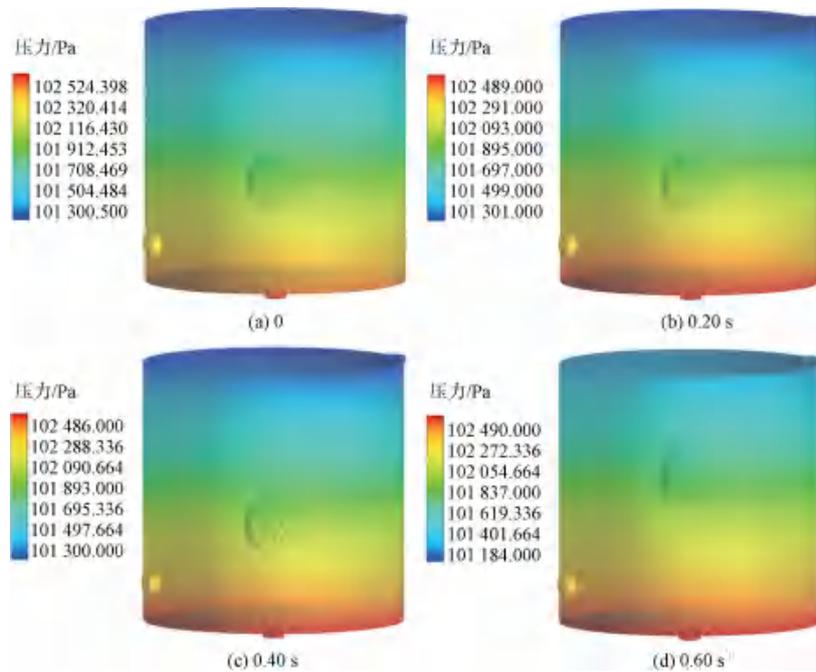


图 8 压力的分布

Fig. 8 Distribution of Pressure

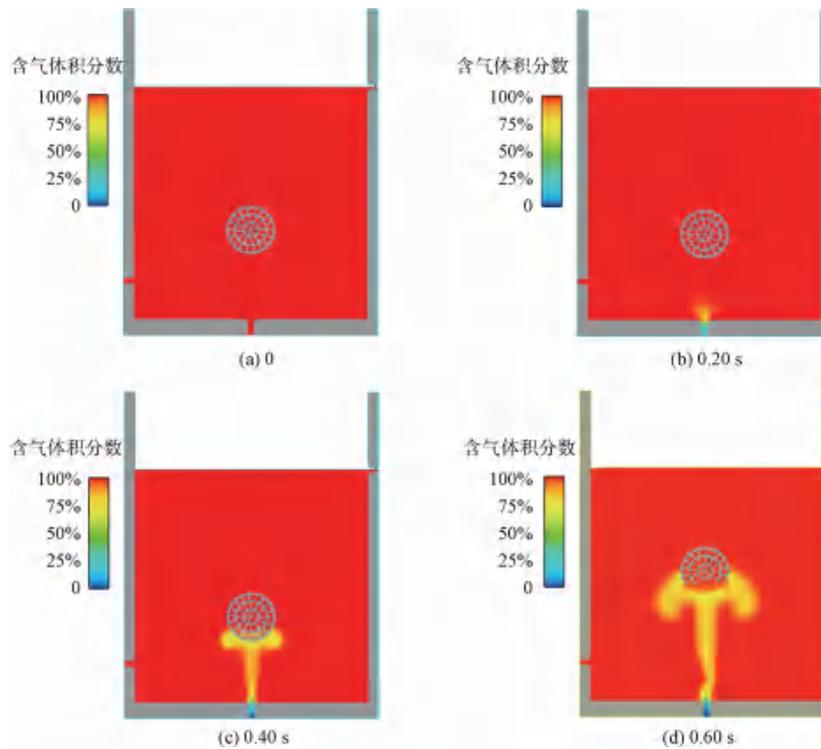


图 9 含气浓度分布

Fig. 9 Distribution of Gas Concentration

量计及高清摄像机构成。其中,曝气桶的高度为 60 cm,直径为 60 cm;曝气桶的底部布置一个圆形的曝气盘,其直径为 18 cm;气泵与曝气盘通过软管

连接,用以模拟实际曝气条件,曝气速率可以通过阀门控制在 0~30 L/min;水泵用以输送污水和控制水流速度,使待处理的污水在曝气桶和循环水槽之间

形成循环回路;同时利用水流量计实时监测试验装置的入流速度,利用气流量计实时监测气泵的曝气流量,利用高帧率摄像机实时记录试验装置内生物载体的运动情况。

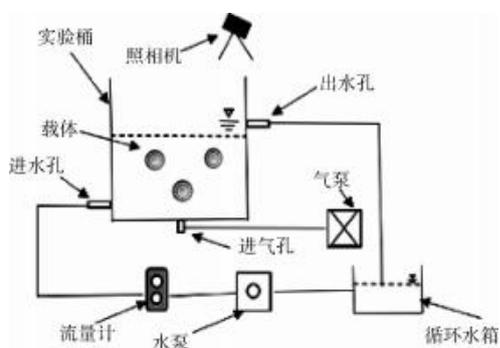


图 10 处理效果试验装置布置

Fig. 10 Test Device Layout of Treatment Effectiveness

3.2 运动情况

为方便观测大量微生物载体在试验装置中的运动情况,在曝气桶内装有清水,水深为 40 cm,并投入体积分数为 40% 的微生物载体,曝气速率控制在 10 L/min。俯视视角观测微生物载体的运动情况如图 11 所示。曝气盘产生的气泡上升到水面后,由中心位置向四周扩散,曝气气流带动水流向边壁运动,水流带动生物载体从桶体上升到水面以后继续向四周扩散,而又在水流的带动下向桶底运动,形成循环运动,并且微生物载体碰壁次数较少,流化效果较好。

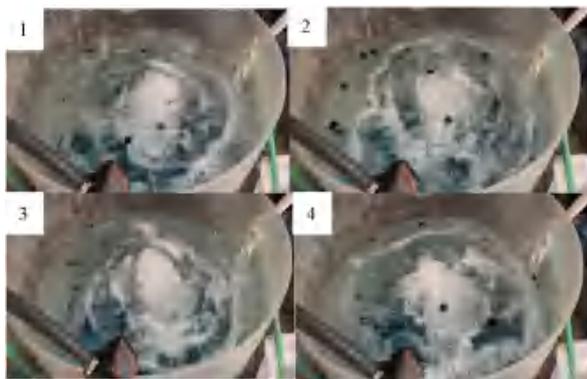


图 11 新型微生物载体的运动情况(试验)

Fig. 11 Movement of Novel Microbial Carriers (Experiment)

利用 Flow 3D 软件对试验装置中微生物载体的运动情况进行模拟。模拟中桶体尺寸与试验装置尺寸相同;微生物载体和清水的相互作用采用 Flow 3D 中的粒子 (particles) 模块和质量 (mass) 粒子模型模拟,设置粒子密度和半径为微生物载体的密度和

半径,粒子数为 10 000;设置扩散系数 (diffusion coefficient) 为 0,碰撞恢复系数为 0.5,并设定微生物载体在流场作用下做动态耦合运动;采用漂移通量模型 (drift flux) 模块模拟桶体内掺气情况,具体参数设置与 2.2 小节相同;利用表面张力 (surface tension) 模块,模拟水面处载体的水动力特性,设置表面张力系数为 0.073 kg/s²,接触角为 90°,并选择基于压力的显式求解模式对桶体内流体的能量交换与耗散,选用 RNG *k-ε* 模型来计算。根据物理试验的水流、气流条件设置边界条件,设置底面边界为流量边界,气流流量为 0.000 166 7 m³/s;设置左面边界为流量边界,以模拟左下通道的水流进口,水流量为 0.000 046 8 m³/s,对应 HRT 为 10 h;设置右面及顶面边界为压力边界,压强为 1 个大气压强,并设置流体分数为 0;前后边界设置为对称边界。计算域全部采用结构化正交网格,单元网格尺寸设置为 12 mm×12 mm×12 mm,计算域总网格数为 35 万。试验装置中微生物载体运动情况的模拟结果如图 12 所示。试验装置稳定运行 27 s 后,曝气桶的流线和微生物载体的分布均匀,微生物载体在掺气水流作用下从底部快速到达水面,随后向四周扩散,并沿桶壁向下运动,形成循环运动,数值模拟的结果与物理试验的观测结果一致。

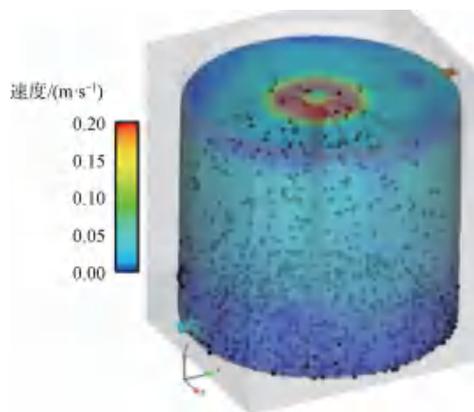


图 12 褶皱型微生物载体的运动情况(数值模拟)

(27.001 s)

Fig. 12 Movement of Fold Type Microbial Carriers

(Numerical Simulation) (27.001 s)

3.3 挂膜性能

采用人工接种的方法进行生物膜培养,将预培养的活性污泥加入试验反应器中。首先,培养液中 COD_{Cr} 控制在 300 mg/L 左右,按 COD_{Cr}:N:P=100:5:1 添加 15 mg/L 氮盐 (NH₄NO₃) 和 3 mg/L 磷盐

(KH_2PO_4), 持续曝气 24 h 后, 移除上层清液, 加入等量的新鲜培养液后再继续曝气 24 h; 然后, 使用试验装置开始连续试验, 起初进水速率设置为 6 L/min, 每 3 d 增加 2 L/min, 到第 6 d 后进水速率达到 10 L/min, 之后并保持进水速率不变。在此期间, 连续测定进水和出水的 COD_{Cr} 和氨氮, 生物膜

培养过程中 COD_{Cr} 和氨氮的去除率如图 13 所示。褶皱型微生物载体的成膜速度较快, 反应器运行 14 d 后, COD_{Cr} 和氨氮的去除率稳定在 80%~90%。抗冲击性能良好, 每次提高进水率后, 反应器受到的冲击较小, 可在短时间内恢复。

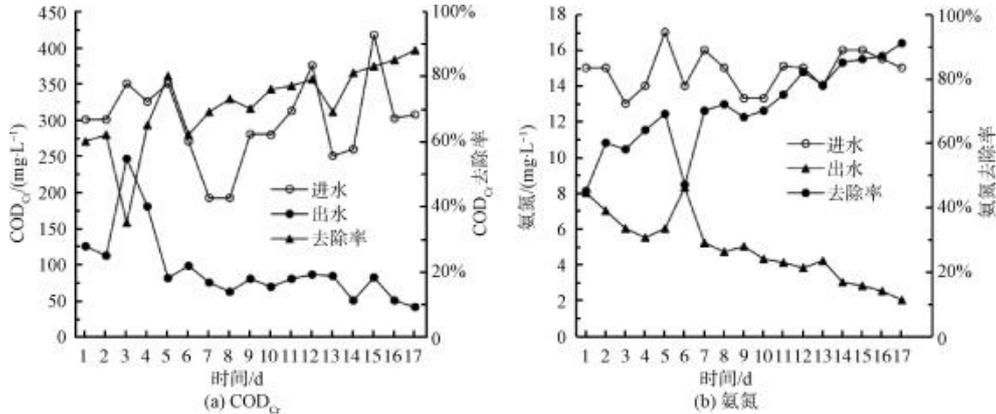


图 13 生物膜培养过程中 COD_{Cr} 和氨氮的去除率

Fig. 13 Removal Rates of COD_{Cr} and Ammonia Nitrogen during Biofilm Culturing

以氨氮的填料负荷为重要指标评价微生物载体的挂膜性能。氨氮的填料负荷是指单位体积的微生物载体在单位时间内接纳的氨氮污染物含量, 其计算方法如式(1)。

$$N_s = Q(S_1 - S_2)/(n \cdot s) \quad (1)$$

其中: N_s ——氨氮填料负荷, $\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$;

Q ——出水量, m^3/d ;

S_1 ——进水中氨氮质量浓度, mg/L ;

S_2 ——出水中氨氮质量浓度, mg/L ;

n ——微生物载体的体积, m^3 ;

s ——微生物载体的比表面积, m^2/m^3 。

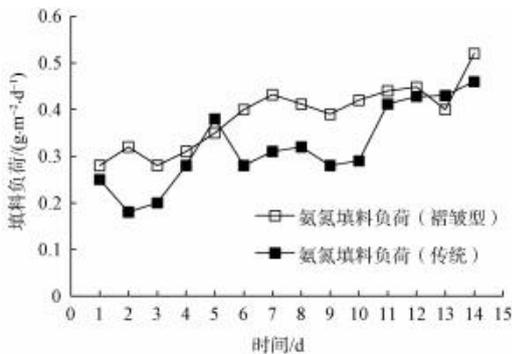


图 14 生物膜培养过程中氨氮填料负荷的变化

Fig. 14 Changes of Ammonia Nitrogen Packing Load during Biofilm Culturing

褶皱型微生物载体与传统微生物载体生物膜培养过程中氨氮的填料负荷如图 14 所示。褶皱型微生物载体的氨氮填料负荷从生物膜培养第 1 d 起逐步增大, 第 8 d 后氨氮填料负荷逐渐趋于稳定, 并在随后几天保持在 $0.4 \sim 0.5 \text{ g 氨氮}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。传统微生物载体的氨氮填料负荷从生物膜培养第 1 d 起也在逐步增大, 在第 5 d 出现较大波动, 直到第 11 d 才趋于稳定, 保持在 $0.41 \sim 0.46 \text{ g}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 。试验结果表明, PA-HDPE 材料制备成的褶皱型微生物载体的挂膜速度优于 HDPE 材料的传统微生物载体, 并且稳定后褶皱型微生物载体的氨氮填料负荷略高。

3.4 去除效果

待试验设备运行稳定后, 曝气速率为 10 L/min 情况下, HRT 分别控制在 2~6 h 连续运行 25 d 后测得的 COD_{Cr} 和氨氮去除效果如图 15 所示。在相同的工作条件下, 将褶皱型微生物载体与传统微生物载体的处理效果进行比较发现, HRT 为 4 h 时, 褶皱型微生物载体的平均 COD_{Cr} 去除率达到 87.75%, 对氨氮平均去除率达到 95.00%; HRT 为 5 h 时, 传统微生物载体对 COD_{Cr} 和氨氮的平均去除率最高达到 86.00% 和 85.62%。显然, 褶皱型微生物载体对 COD_{Cr} 和氨氮的处理能力比传统微生物载体强。

4 结论

本文研制了一种可用于移动床生物膜处理方法

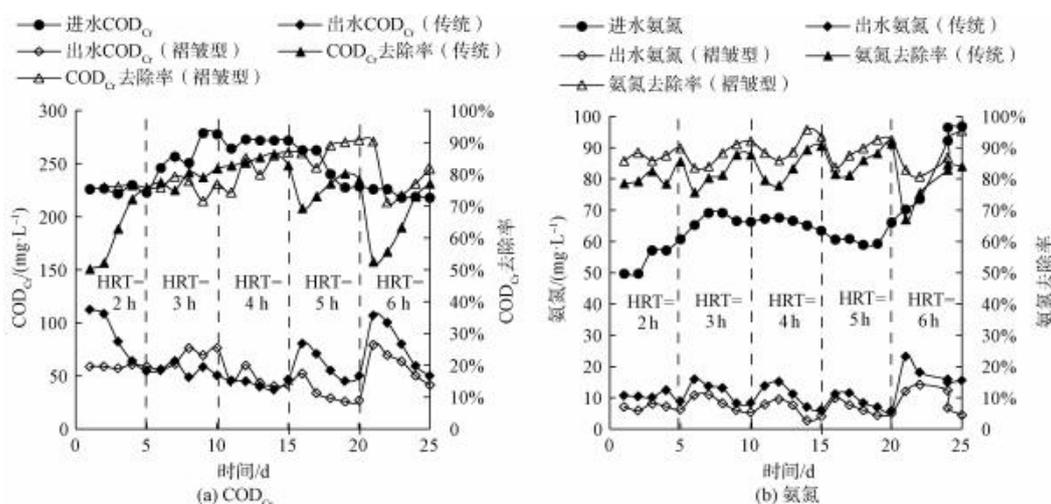


图 15 褶皱型微生物载体和传统微生物载体对 COD_{Cr} 和氨氮去除效率对比

Fig. 15 Comparison of COD_{Cr} and Ammonia Nitrogen Removal Efficiencies between Two Microbial Carriers

的褶皱型微生物亲和性生物载体,并对其水力特性及在污水处理中的应用效果进行了对比研究。主要研究结论如下。

(1)采用褶皱型圆柱体结构、PA-HDPE 混合材质的褶皱型微生物载体相较于常规的 HDPE 材料生物载体具有更大的比表面积和更大的密度。

(2)在相同曝气条件(10 L/min)下,添加褶皱型微生物载体的反应器具有更好的充氧能力。

(3)新型微生物载体对 COD_{Cr} 的平均去除率达 87.75%,对氨氮的平均去除率达 95.00%,褶皱型微生物载体对 COD_{Cr} 和氨氮的处理能力比传统微生物载体强。

参考文献

[1] 管鑫, 蓝惠霞, 兰善红, 等. 悬浮填料生物膜-MBR 系统处理制浆中段废水的研究[J]. 中国造纸, 2017, 36(5): 1-6.
GUAN X, LAN H X, LAN S H, et al. The study on treatment of pulping effluent by suspended carrier biological film-MBR system [J]. China Pulp & Paper, 2017, 36(5): 1-6.

[2] 常赓, 孙宁, 蒋然. 生物膜-活性污泥工艺强化硫化物自养反硝化技术[J]. 水处理技术, 2019, 45(2): 120-123, 128.
CHANG Z, SUN N, JIANG R. Integrated fixed-film activated sludge process for sulfide autotrophic denitrification technology enhancement [J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(2): 120-123, 128.

[3] 唐佳伟, 宁可, 雷伟香, 等. 悬浮填料负载氧化铁 Fenton 流化床法对腈纶废水的处理[J]. 化工进展, 2018, 37(11): 4476-4484.
TANG J W, NING K, LEI W X, et al. Treatment of acrylic fiber

wastewater by Fenton fluidized bed oxidation process with suspended filler coated iron oxide [J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2018, 37(11): 4476-4484.

[4] 肖筱瑜. 悬浮填料的研究进展[J]. 广州化工, 2019, 47(23): 27-30.
YU X Y. Research progress on suspended carrier [J]. Guangzhou Chemical Industry, 2019, 47(23): 27-30.

[5] DENG L J, GUO W S, NGO H H, et al. New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system [J]. Bioresource Technology, 2016, 208: 87-93. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.02.057.

[6] 高嘉敏, 廖佳欢, 张宇含, 等. 改性丝瓜络悬浮填料与 SBR 工艺结合处理生活废水研究[J]. 生物化工, 2019, 5(3): 14-15, 19.
GAO J M, LIAO J H, ZHANG Y H, et al. Study on combined treatment of domestic wastewater by modified loofah suspension filler and SBR process [J]. Biological Chemical Engineering, 2019, 5(3): 14-15, 19.

[7] 徐怡婷, 许中硕, 何厚波, 等. 改性聚氨酯材料强化石化废水处理的应用研究[J]. 山东化工, 2017, 46(7): 205-207, 209.
XU Y T, XU Z S, HE H B, et al. Study on application of modified polyurethane filler in petrochemical wastewater treatment [J]. Shandong Chemical Industry, 2017, 46(7): 205-207, 209.

[8] 吴刚, 耿金菊, 沈国宸, 等. 生物膜填料比表面积对移动床生物膜反应器中非甾体抗炎药去除的影响[J]. 环境科学学报, 2020, 7(8): 72-75.
WU G, GENG J J, SHEN G C, et al. Effect of specific surface area of biofilm carriers on the removal of nonsteroidal anti-inflammatory pharmaceuticals in moving bed biofilm reactors [J].

- Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 7(8): 72-75.
- [9] 袁旭峰, 李杰, 李佳佳, 等. 载体种类和密度对固定床厌氧反应器抗冲击能力的影响[C]. 大连: 第十五次全国环境微生物学学术研讨会, 2012.
- YUAN X F, LI J, LI J J, et al. Influence of carrier type and density on shock resistance of fixed bed anaerobic reactor[C]. Dalian: The 15th National Symposium on Environmental Microbiology, 2012.
- [10] 刘远. 叠片展开式悬浮生物载体接触氧化法地表水源预处理的研究[D]. 上海: 同济大学, 2004.
- LIU Y. Study on surface source water pretreatment by contact oxidation of laminated expanded suspended biological carrier [D]. Shanghai: Tongji University, 2004.
- [11] ZHONG H Y, WANG H, TIAN Y, et al. Treatment of polluted surface water with nylon silk carrier-aerated biofilm reactor (CABR) [J]. Bioresource Technology, 2019, 289: 121617. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121617.
- [12] 孙慧, 董俊宇, 王呈, 等. 人工漂流河弯道内漂流筏运动的数值模拟[J]. 华北水利水电大学学报(自然科学版), 2018, 39(5): 59-65.
- SUN H, DONG J Y, WANG C, et al. Numerical simulation of raft movement in the artificial drifting river bend [J]. Journal of North China University of Water Resources and Electric Power (Natural Science Edition), 2018, 39(5): 59-65.
-
- (上接第 93 页)
- [12] HUANG X, DONG W Y, WANG H J, et al. Biological nutrient removal and molecular biological characteristics in an anaerobic-multistage anaerobic/oxic (A-MAO) process to treat municipal wastewater[J]. Bioresource Technology, 2017, 241: 969-978. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.05.161.
- [13] XIANG J H, WANG C, LÜ W Z, et al. Differences of bacterial communities in two full-scale A²/O municipal wastewater treatment plants and their effects on effluent total nitrogen removal [J]. Environmental Technology & Innovation, 2021, 21: 101317. DOI: 10.1016/j.eti.2020.101317.
- [14] 赵诗惠, 吕亮, 蒋志云, 等. ABR-MBR 组合工艺短程硝化过程的微生物种群[J]. 中国环境科学, 2018, 38(2): 566-573.
- ZHAO S H, LÜ L, JIANG Z Y, et al. Analysis of microbial population of shortcut nitrification in ABR-MBR process [J]. China Environmental Science, 2018, 38(2): 566-573.
- [15] 蒋志云, 韦佳敏, 缪新年, 等. ABR-MBR 工艺反硝化除磷微生物群落特征分析[J]. 环境工程学报, 2019, 13(7): 1653-1661.
- JIANG Z Y, WEI J M, MIAO X N, et al. Analysis of microbial community characteristics of denitrifying phosphorus removal in the ABR-MBR process [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2019, 13(7): 1653-1661.
- [16] GAO X J, XUE X F, LI L Y, et al. Balance nitrogen and phosphorus efficient removal under carbon limitation in pilot-scale demonstration of a novel anaerobic/aerobic/anoxic process[J]. Water Research, 2022, 223: 118991. DOI: 10.1016/j.watres.2022.118991.
- [17] HOSSAIN M I, CHENG L, CORD-RUWISCH R. Sustained and enhanced anaerobic removal of COD and nitrogen in a zeolite amended glycogen accumulating organism dominated biofilm process [J]. Science of the Total Environment, 2021, 807: 150602. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150602.
- [18] CAO L, SUN R, DONG W, et al. A novel multistage anoxic/aerobic process with sludge regeneration zone (R-MAO) for advanced nitrogen removal from domestic sewage [J]. Journal of Environmental Sciences, 2023, 124: 758-768. DOI: 10.1016/j.jes.2022.02.008.
- [19] HUANG X, YAO K, YU J H, et al. Nitrogen removal performance and microbial characteristics during simultaneous chemical phosphorus removal process using Fe³⁺ [J]. Bioresource Technology, 2022, 363: 127972. DOI: 10.1016/j.biortech.2022.127972.
- [20] YANG N, ZHAN G Q, LI D P, et al. Performance and microbial community of a novel non-aeration-based up-flow bioelectrochemical filter (UBEF) treating real domestic wastewater [J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 348: 271-280. DOI: 10.1016/j.cej.2018.04.200.
- [21] SINGLETON C M, PETRIGLIERI F, WASMUND K, et al. The novel genus, 'Candidatus Phosphoribacter', previously identified as *Tetrasphaera*, is the dominant polyphosphate accumulating lineage in EBPR wastewater treatment plants worldwide [J]. The ISME journal, 2022, 16(6): 1605-1616.
- [22] ZHAO W H, BI X J, PENG Y Z, et al. Research advances of the phosphorus-accumulating organisms of *Candidatus Accumulibacter*, *Dechloromonas* and *Tetrasphaera*: Metabolic mechanisms, applications and influencing factors [J]. Chemosphere, 2022, 307: 135675. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135675.
- [23] LIU R B, HAO X D, CHEN Q, et al. Research advances of *Tetrasphaera* in enhanced biological phosphorus removal: A review [J]. Water Research, 2019, 166: 115003. DOI: 10.1016/j.watres.2019.115003.