

仿生微曝气技术对农村生活污水处理效果和机理的初步研究

杨志伟¹, 卢毅², 栾丽英¹, 林小靖¹, 张钰¹, 董文豪¹, 左进城¹

(1.鲁东大学 生命科学学院, 山东 烟台 264039; 2.嘉兴市生态环境局海盐分局, 浙江 海盐 314300)

摘要:农村生活污水是水体富营养化的主要污染源之一。本研究提出了仿生微曝气技术,考察了该技术对农村生活污水的处理效果与基质上生物膜的基本性状。研究发现,该技术能使水体 pH 值维持在 7.0 左右,DO 质量浓度维持在 2.0~2.6 mg·L⁻¹ 的范围。仿生微曝气处理对 SS、COD、TP、NH₃-N、TN 均有较好的去除效果,第 10 天时去除率分别达到了 79.6%、87.6%、53.0%、89.2%、69.4%。其中,第 2 天和第 4 天时仿生微曝气处理对 SS、COD、TP、NH₃-N 的去除率低于普通曝气处理的($P<0.05$),但从第 6 天及以后,两种处理对污染物的去除率差异不明显($P>0.05$);仿生微曝气处理对 TN 的去除率一直高于普通曝气处理的($P<0.05$)。仿生微曝气处理中生物膜生物量、PN 含量、PS 含量、细菌多样性等均优于普通曝气处理的。仿生微曝气技术在农村生活污水的治理中具有较好的应用前景,将有助于黄河流域生态保护和高质量发展。

关键词:富营养化;生态修复;仿生微曝气;人工水草;生物膜

中图分类号:X703 **文献标志码:**A **文章编号:**1673-8020(2024)04-0301-08

氮、磷等营养元素在河流、湖库等水体内的过量累积导致水体富营养化,产生了严重的经济损失和生态影响,制约着当地经济和社会的发展^[1]。农村生活污水氮磷营养盐和可降解有机物含量高,虽然分布零散,但总量巨大,是目前水体富营养化的主要污染源之一^[2]。该现象不仅在我国南方地区非常普遍,在黄河流域的部分区域也很突出,导致监测断面劣 V 类水质比例、化学需氧量(COD)、单位 GDP 的氨氮(NH₃-N)排放量等指标高于全国平均水平^[3]。

污染水体的生态修复技术中,恢复水生植物^[4]、铺设人工水草^[5]、施加曝气^[6]等技术应用较为普遍。水生植物,特别是沉水植物,具有吸收污染物、稳定水体、持续且缓慢产生氧气、抑制浮游植物过量生长、促进微生物生长等优点,具有良好的生态效益^[7]。但水生植物恢复常常受到污染程度、水深、透明度、动物牧食、种苗来源等因素的影响,在实际应用中受到较多限制,在我国北方应用时还会受到低温时间较长的制约^[8]。人工水草具有吸附污染物、为微生物提供生长基质、适应性强等特点,但不能像水生植物一样进行光合作用释放氧气,生态效益较

低^[9]。普通曝气能使水体快速增氧,明显提高人工水草的净化效果,但存在耗能大、噪音大、残余空气大量逸出水体造成能源浪费且带出异味等缺点,难以像水生植物一样长期持续地发挥作用^[10]。

为建立一种具有较好净化效果、较高生态效益的农村生活污水生态修复技术,本研究提出了仿生微曝气技术,主要组成部分为人工水草和能缓慢释放微小气泡的曝气装置。同时,考察该技术对农村生活污水中污染物的去除效果、基质上微生物群落的变化过程,初步探索该技术的净化效果和机理,以便为该技术的实际应用提供参考,也为黄河流域生态保护和高质量发展提供数据支持。

1 材料与amp;方法

1.1 实验装置

图 1 为各类曝气装置的结构示意图,表 1 为所用设备或材料的主要信息。实验共使用了 3 套曝气装置:仿生微曝气装置(图 1(a))、普通曝气装置(图 1(b))、无曝气装置(图 1(c)),每套装置 3 组。

收稿日期:2024-04-22;修回日期:2024-06-20

基金项目:山东省重点研发计划(重大科技创新工程)项目(2021LZGC023)

通信作者简介:左进城(1978—),男,副教授,硕士研究生导师,博士,研究方向为受损水体生态修复。E-mail:zuojincheng@ldu.edu.cn

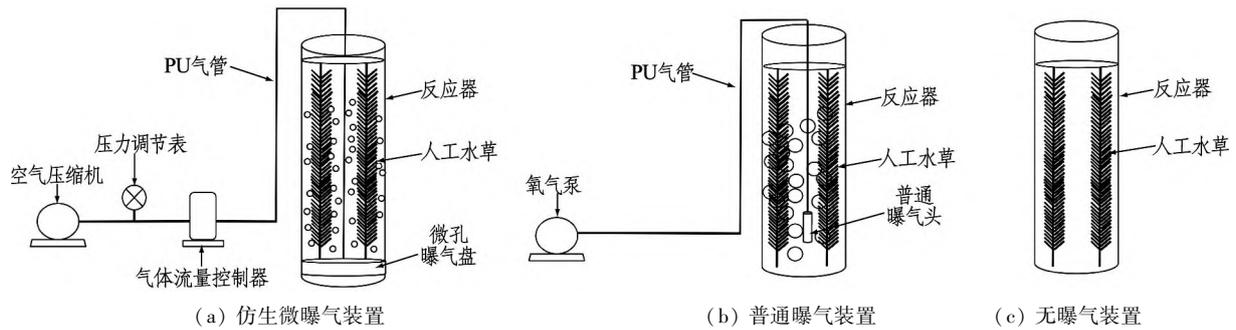


图 1 各实验装置示意图

Fig.1 Sketch maps of the experimental installations

表 1 实验设备与材料信息

Tab.1 Details of the experimental equipment and materials

名称	型号/主要参数	生产厂家
空气压缩机	OTS-600, 功率 550 W	台州奥突斯工贸有限公司
压力调节表	AFC-2000	济南辰驰试验仪器有限公司
气体流量控制器	LKFD-LC-500SCCM, 功率 9 W	北京爱诺仪表科技有限公司
微孔曝气盘	WM15, 孔径 70 μm	深圳领航水族科技有限公司
人工水草	比表面积 230 $\text{m}^2 \cdot \text{m}^{-1}$, 孔隙率 96%	喜开环保科技有限公司
普通曝气头	孔径 2 mm	饶平兴成机电水族用品有限公司
氧气泵	ACO-001A, 功率 25 W	饶平兴成机电水族用品有限公司

1.1.1 仿生微曝气装置

仿生微曝气装置由仿生微曝气组件、反应器、人工水草、人工水草支撑架构成。

仿生微曝气组件由空气压缩机、压力调节表、气体流量控制器、PU 软管、微孔曝气盘等部件构成。由空气压缩机产生压缩空气,压力调节表和气体流量控制器调节气体压力和流量。恒定压力和流量的空气经过 PU 软管,由微孔曝气盘释放到水体,形成持续、稳定且缓慢释放的微气泡,模拟沉水植物光合放氧的状态。

反应器为底部封闭的有机玻璃圆筒,高度 1 m,壁厚 1 cm,内径 20 cm,容积 31.4 L。在圆筒中部、距底 10 cm 处各设有一个排水口,可实现从圆筒顶部、中部和底部取水样。

人工水草直径 8 cm,长度 1 m,由玻璃丝和刚性纤维编织形成。该材料具有较大的比表面积和孔隙率,启动挂膜迅速,氧转化与利用率高,能较好模拟天然水草的形态,同时又具有较强的耐磨性。

人工水草支撑架用外径 8 mm、壁厚 1 mm 的 UPVC 硬管和连接件构成,立于反应器内。人工水草绑缚于支撑架的立管上。

1.1.2 普通曝气装置

普通曝气装置由普通曝气组件、反应器、人工水草、人工水草支撑架构成。普通曝气组件由氧气泵、软管、普通曝气头等部件构成。其他部件与仿生微曝气装置中的相同。

1.1.3 无曝气装置

无曝气装置由反应器、人工水草、人工水草支撑架构成,各部件与仿生微曝气装置中的相同,但没有曝气组件。

1.2 实验用水

农村生活污水水质不稳定,溶解氧(DO)含量低,总氮(TN)、总磷(TP)、COD 等含量高^[11]。为使水质均一,减少其他污染物的影响,实验用水由自来水、葡萄糖、尿素和磷酸二氢钾等人工配制而成;所用药品均为分析纯。主要水质指标如表 2 所示。

表 2 人工配制农村生活污水的主要水质指标

Tab.2 Main water quality indexes of rural domestic sewage used in this study

DO/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH	COD/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TP/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TN/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
8.10	7.53	553.42	5.01	25.25

注:配制时因搅拌而导致初始溶解氧质量浓度较高。

1.3 活性污泥与驯化

因实验用水为人工配制,人工水草不容易挂膜。为使人工水草能正常挂膜,实验取烟台市套子湾污水处理厂 A²/O 工艺的内回流污泥作为接种污泥。污泥质量浓度值约 6600 mg · L⁻¹,沉降比约 24.3%,沉降性好。实验装置启动前,需驯化活性污泥^[12]。

1.4 装置运行

实验设置了仿生微曝气处理、普通曝气处理、无曝气处理等3个处理,分别在仿生微曝气装置、普通曝气装置、无曝气装置中开展,每个处理3个重复。每个装置中固定4条人工水草,填充率为16%。

在每个反应器中固定了5个聚乙烯悬浮球,以便采集生物膜样品,观测生物膜的特性与动态变化。悬浮球直径100 mm,重约12 g。

取驯化成功的污泥混合液1 L与实验用水29 L加入各反应器内,启动装置。当各反应器中出现均匀且稳定上升的气泡时可认为装置处于稳定运行状态。仿生微曝气装置稳定运行时,气体流量为60 mL · min⁻¹,空气压缩机每天工作时长为15 min,能耗为137.5 Wh;普通曝气装置稳定运行时,气体流量为25 L · min⁻¹,氧气泵每天工作时长为24 h,能耗为600 Wh。

1.5 采样与指标测定

在装置运行后的第0、2、4、6、8、10天取水样,测定pH、DO、悬浮物(SS)、COD、TP、TN、NH₃-N等指标^[13]。同时,在仿生微曝气组和普通曝气组的聚乙烯网球上取生物膜样品,测定生物膜生物

量^[14],以及生物膜胞外聚合物(EPS)中溶解性多糖(PS)和蛋白质(PN)含量^[15-16];由北京诺禾致源科技股份有限公司开展16S rRNA分析,考察微生物群落组成和生物多样性情况^[17]。

1.6 数据分析

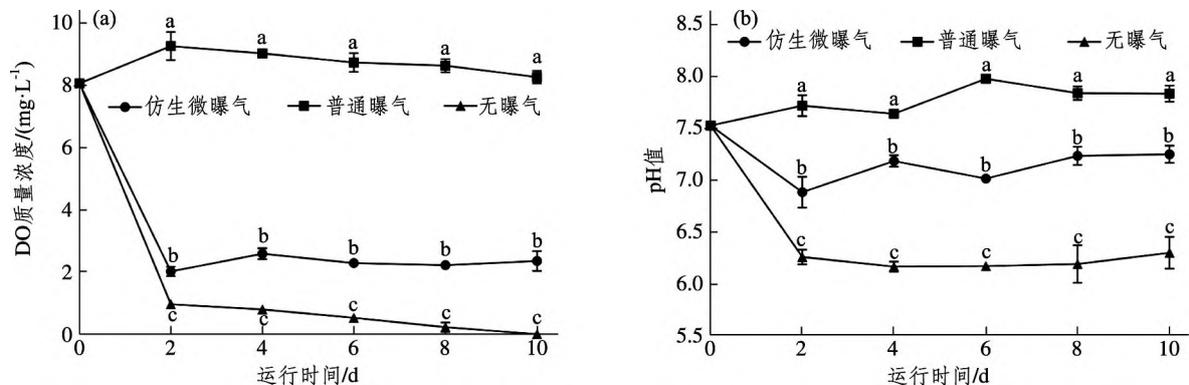
对每个水质指标,以SPSS 27.0开展单因素方差分析,考察各采样时间3个处理间的差异,其中多重比较采用Duncan法。对微生物膜生物量、PS含量、PN含量,采用SPSS 27.0开展成组数据*t*检验,考察各采样时间仿生微曝气组和普通曝气组间的差异。当*P*<0.05时,表示处理间差异显著。采用R语言开展微生物多样性分析。

2 结果与分析

2.1 DO和pH值

处理过程中各组的DO质量浓度和pH值见图2。由图2(a)可以看出,普通曝气组一直维持着高DO质量浓度,无曝气组DO质量浓度迅速降低,最后接近0 mg · L⁻¹。尽管仿生微曝气组中DO质量浓度显著低于普通曝气组的(*P*<0.05),但仍维持在2.0~2.6 mg · L⁻¹,这为微生物生长和去除污染物提供了良好的好氧环境。3个处理组中DO含量的差异与曝气方式有关。

由图2(b)可以看出,3个处理组中pH值一直处于6~9范围内,均属于地表水环境质量标准中的正常值范围,其中仿生微曝气组中的pH值更接近7.0。



注:相同时间点上不同的小写字母表示处理间差异显著(*P*<0.05),下同。

图2 DO质量浓度(a)和pH值(b)的变化

Fig.2 Variations of DO concentrations(a) and pH values(b)

2.2 SS 和 COD

处理过程中各组的 SS 质量浓度和 COD 质量浓度见图 3。由图 3(a) 可以看到, 无曝气组的 SS 浓度在第 2 天之后均显著地高于其他两组的 ($P > 0.05$), 且第 8 天及之后的 SS 浓度明显高于初始值 ($P < 0.05$)。这可能是因为该组 DO 快速消耗, 活性污泥中的微生物大量死亡, 导致水体中 SS 浓度升高。第 6 天之前仿生微曝气组的 SS 去除率低于普通曝气组的 ($P < 0.05$), 第 6 天及之后两组间的差异不明显 ($P > 0.05$)。这可能是因为第 6 天之前, 普通曝气组曝气量大, 对活性污泥的扰动更强, 使 SS 快速被吸附, 而后期两组内的 SS 质量浓度较低, 两种处理间的差异不再明显。

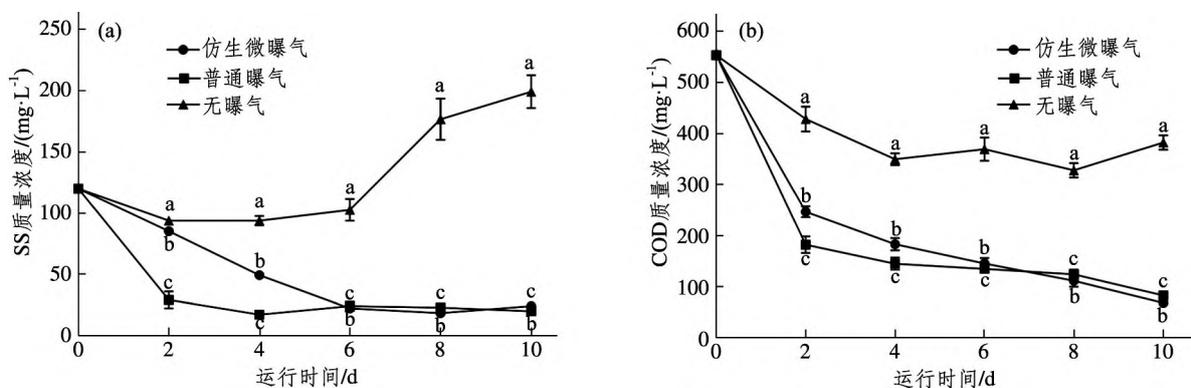


图 3 SS(a) 和 COD(b) 的质量浓度变化

Fig.3 Variations of SS(a) and COD(b) concentrations

2.3 TP、NH₃-N 和 TN

处理过程中各组的 TP、NH₃-N 和 TN 质量浓度见图 4。

无曝气组对 TP 的去除率最小(图 4(a)), NH₃-N 质量浓度一直升高(图 4(b)), TN 质量浓度一直升高(图 4(c))。主要原因可能是其水体一直呈缺氧或厌氧状态, 抑制了聚磷菌对 TP 的吸收作用和硝化细菌对氮的硝化作用, 同时含氮有机物厌氧分解产生的氨溶解到了水中。

第 6 天之前仿生微曝气组对 TP(图 4(a)) 和 NH₃-N(图 4(b)) 的去除率均略低于普通曝气组的 ($P < 0.05$), 第 6 天及之后差异不再明显 ($P > 0.05$)。主要原因可能是前期普通曝气组水体中较高质量浓度的溶解氧有利于聚磷菌和硝化细菌的活性, 而后期水体中 TP 和 NH₃-N 的质量浓度

由图 3(b) 可以看到, 无曝气组对 COD 的削减作用最小 ($P < 0.05$), 主要原因是 DO 质量浓度过低。第 6 天之前仿生微曝气组对 COD 的削减作用低于普通曝气组的 ($P < 0.05$), 第 6 天及之后两组间的差异不明显 ($P > 0.05$)。这可能是因为前期两组内 COD 质量浓度高, 普通曝气组因曝气量大而显示了更好的去除效果, 而后期两组内 COD 质量浓度均在较低的水平, 两种处理间的差异不再明显。第 10 天时, 仿生微曝气组和普通曝气组对 SS 的去除率分别达到了 79.6% 和 83.3% (图 3(a)), 对 COD 的去除率分别达到了 87.6% 和 85.0% (图 3(b)), 两种处理对 SS 和 COD 均显示了较好的去除效果。

变低, 弱化了两处理间的差异。仿生微曝气组和普通曝气组对 TN 的去除率一直大于后者(图 4(c)), $P < 0.05$ 。这可能是因为仿生微曝气组内溶解氧质量浓度较低, 有利于反硝化细菌的生长, 促进了反硝化作用。

第 10 天时, 仿生微曝气组和普通曝气组对 TP 的去除率分别达到了 53.0% 和 45.1% (图 4(a)), 对 NH₃-N 的去除率分别达到了 89.2% 和 89.1% (图 4(b)), 对 TN 的去除率分别达到了 69.4% 和 59.7% (图 4(c)), 两种处理对这 3 种污染物均显示了较好的去除效果。

2.4 生物膜的生物量、PN 质量浓度、PS 质量浓度

处理过程中各组生物膜的生物量、PN 质量浓度、PS 质量浓度见图 5。

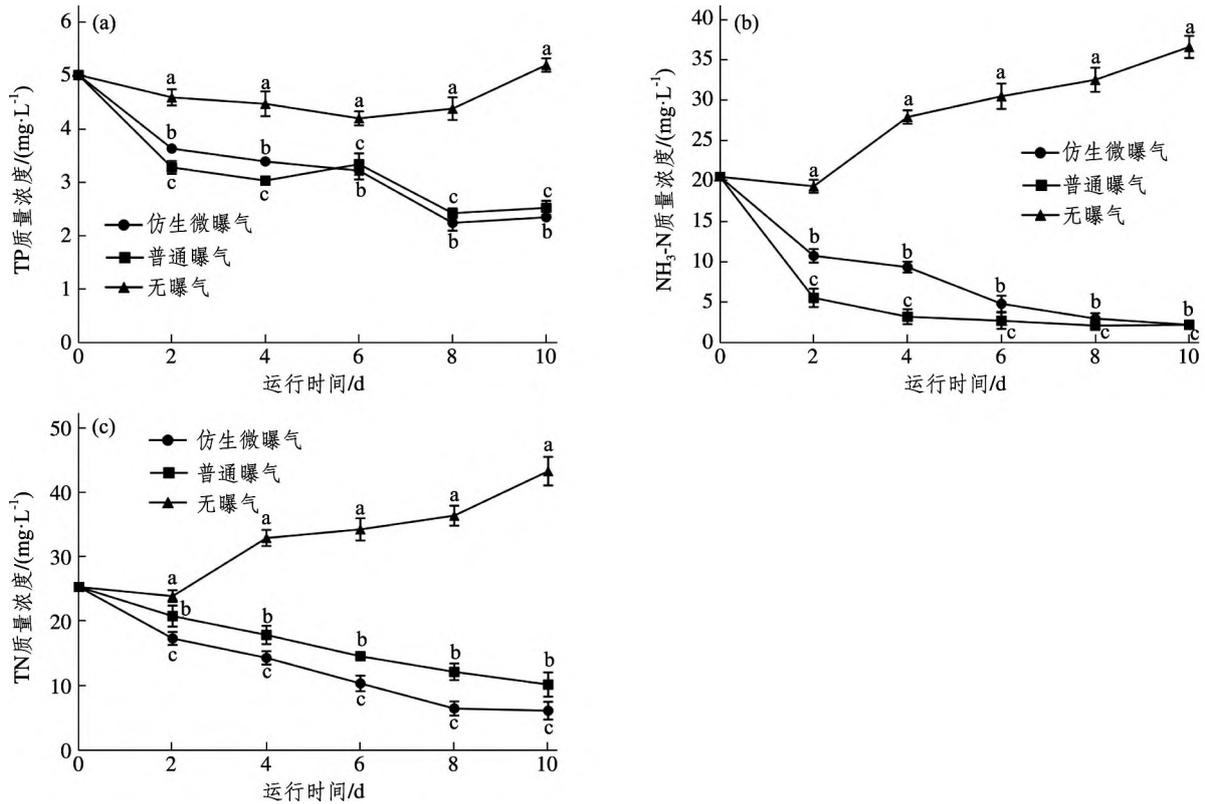


图4 TP(a)、NH₃-N(b)和TN(c)的质量浓度变化

Fig.4 Variations of TP(a), NH₃-N(b) and TN(c) concentrations

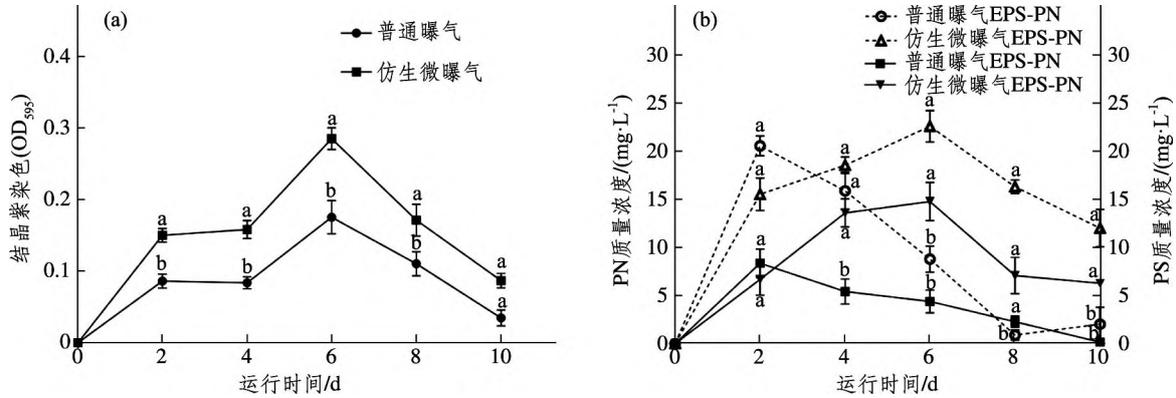


图5 生物膜生物量(a)、PN质量浓度(b)、PS质量浓度(b)的变化

Fig.5 Variations of biofilm biomass(a), PN contents(b) and PS contents(b)

由图5(a)可以看出,仿生微曝气组与普通曝气组内生物膜生物量呈现先增加后下降的趋势,可能是因为第6天后水体营养程度较低,影响了生物膜的生长。0~8天,仿生微曝气组内生物膜生物量一直高于普通曝气装置的($P < 0.05$),第10天时差异不再显著($P > 0.05$)。这可能是因为普通曝气组气流量大,导致部分生物膜破损,而仿生微曝气组因气流量适中,有利于生物膜在人工水草上稳定附着。

由图5(b)看出,普通曝气组生物膜PN质量浓度和PS质量浓度在第2天时最高,分别达到20.56、8.37 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;之后缓慢下降,在第10天时分别降低到2.01、0.16 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。仿生微曝气组生物膜PN质量浓度和PS质量浓度在第6天时最高,分别达到22.61、14.79 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;之后缓慢下降,在第10天时分别降低到12.01、6.28 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。两组中,生物膜PN质量浓度和PS质量浓度变化趋势的差异,可能也与曝气方式密切相关。

2.5 生物膜细菌群落物种组成

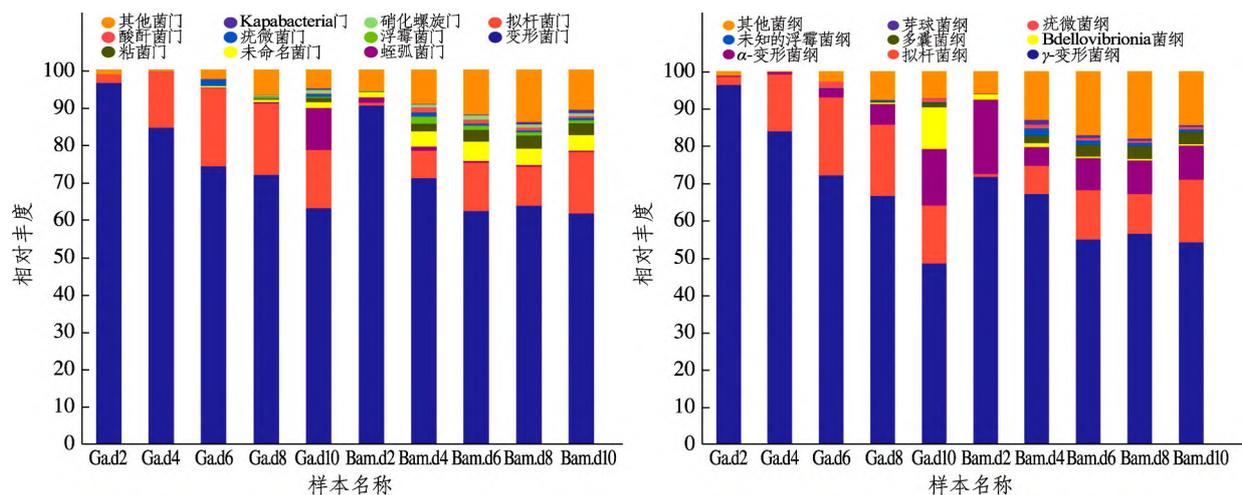
处理过程中普通曝气组和仿生微曝气组中细菌的相对丰度见图 6。由图 6(a) 看出, 两组中变形菌门的相对丰度一直最大, 其次为拟杆菌门。普通曝气组中这两类细菌各期的相对丰度均略高于仿生微曝气组的。随着处理时间的增加, 两组中变形菌门的相对丰度呈现下降趋势: 仿生微曝气组中相对丰度从 90.4% 下降至 61.6%, 普通曝气组中相对丰度从 96.5% 下降至 63.0%; 拟杆菌门的相对丰度呈现上升趋势: 仿生微曝气组内相对丰度从 0.7% 上升至 16.4%, 普通曝气组内相对丰度从 2.2% 上升至 15.5%。

由图 6(b) 看出, 仿生微曝气组和普通曝气组内 γ -变形菌纲的相对丰度最大, 其次为拟杆菌纲。随着处理时间的增加, 两组中 γ -变形菌纲的

相对丰度呈现下降趋势; 仿生微曝气组中相对丰度从 70.8% 下降至 52.6%, 普通曝气组中相对丰度从 96.3% 下降至 48.0%。拟杆菌纲的相对丰度呈现上升趋势: 仿生微曝气组内相对丰度从 0.7% 上升至 16.3%, 普通曝气组内相对丰度从 0.2% 上升至 15.4%。

变形菌门的众多菌群(包括 γ -变形菌纲菌群) 具有硝化和固氮的功能, 拟杆菌门的众多菌群(包括拟杆菌纲菌群) 能够代谢碳水化合物。这些微生物丰度高, 表明去除水体中 COD 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的能力好。随着水体中污染物含量的改变, 各类细菌的相对丰度也随之改变。

上述结果表明, 仿生微曝气组的菌群多样性高于普通曝气组的菌群多样性, 这可能是因为前者提供了更多样的溶解氧环境和相对较缓慢的底物分解过程。



注: 横坐标 Bam. 代表仿生微曝气组; Ga. 代表普通曝气组; d 代表运行时间。

图 6 门(a)和纲(b)分类水平下生物膜细菌的丰富度

Fig.6 Bacterial richness of biofilm at phylum level (a) and class level (b)

2.6 α 多样性分析

生物膜细菌 α 多样性分析结果见表 3。由表 3 可知, 仿生微曝气组中各采样时间细菌的

Shannon 指数、Simpson 指数和 Pielou 均匀度指数均高于普通曝气组的, 这表明仿生微曝气技术有利于生物膜的形成和维持。

表 3 生物膜细菌 α 多样性分析

Tab.3 α -diversity analysis of bacterial communities in biofilm

处理	采样时间/d	Shannon 指数	Simpson 指数	Pielou 均匀度指数	处理	采样时间/d	Shannon 指数	Simpson 指数	Pielou 均匀度指数
仿生微曝气组	2	4.681	0.880	0.560	普通曝气组	2	3.628	0.797	0.440
	4	5.478	0.943	0.642		4	5.005	0.898	0.558
	6	6.755	0.967	0.709		6	6.023	0.951	0.638
	8	6.261	0.957	0.672		8	4.100	0.747	0.447
	10	7.453	0.981	0.744		10	6.614	0.942	0.675

3 讨论

农村生活污水的典型特征之一为 DO 质量浓度较低,甚至呈现厌氧状态^[2]。人工水草本身不能产生氧气,因此,其实施通常辅以曝气技术^[5]。实验中用的仿生微曝气装置,可将气体流量控制在 $60 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$,能缓慢释放微小气泡,使实验用水溶解氧质量浓度维持在 $2.0 \sim 2.6 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的范围。虽然这个数值范围还未达到地表水环境质量标准中 IV 类水体标准,但因能不断持续产生氧气,仍然可以维持生物膜的生长与污染物的去除。当水体中染污物含量逐步降低时,溶解氧质量浓度也将会逐步增大。

水体中 SS 主要依靠吸附和沉降去除,水体扰动可能会使 SS 增加^[18]。仿生微曝气相比于普通微曝气,产生的气泡更均匀、缓慢,对水体扰动更小。因此,仿生微曝气技术可能更有利于水体 SS 的吸附和沉降,有利于增加水体透明度。

COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除主要依靠水体中微生物的吸附、吸收和分解过程^[19]。微生物的好氧代谢以及吸附、吸收作用,能有效减少水体中的有机污染物含量,降低 COD^[20]。TP 能被生物膜上好氧的聚磷菌吸收,或被脱落的生物膜等吸附沉降到水底^[21]。 $\text{NH}_3\text{-N}$ 在好氧的硝化细菌作用下,可转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 。因此,水体中充足的溶解氧和多样的微生物是保证 COD、TP 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 良好去除效果的关键^[22],这与图 3(b)、图 4(a) 和图 4(b) 的结果一致。

$\text{NO}_3\text{-N}$ 由反硝化细菌在缺氧条件下被还原为 N_2 ,逸出水体,从而实现水体中 TN 的去除^[23]。好氧环境与厌氧环境相结合,将更有利于 TN 的去除^[24]。仿生微曝气技术产生气泡缓慢,气体流量小,水体溶解氧质量浓度低于普通曝气的,更有利于 TN 的去除,这与图 4(c) 的结果一致。

生物膜的形成与水质、附着基质、温度、扰动等多种因素有关^[25]。本实验中仿生微曝组的生物膜生物量、PN 含量、PS 含量、细菌多样性等均优于普通曝气组的,主要原因可能是气流缓慢、营养去除相对较缓慢。

4 结论

仿生微曝气技术能模拟沉水植物光合放氧的效果,实现向水体缓慢地持续释放微小气泡,维持

水体正常的酸碱度和一定的 DO 质量浓度。仿生微曝气组与普通曝气组对 SS、COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 均具有较好的去除效果,且在第 6 天及之后,两者对 SS、COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的去除率已较为接近,而仿生微曝气组对 TN 的去除率一直好于普通曝气组的。与常规曝气技术相比,仿生微曝气技术排气量更少,能耗更低,具有更好的生态效益和经济效益。而且该技术使用人工水草代替水生植物,受低温的影响更小,更容易在北方,特别是黄河流域的富营养水体或农村生活污水的治理中得到应用。

参考文献:

- [1] HU M, MA R, XUE K, et al. Eutrophication evolution of lakes in China; four decades of observations from space [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 470: 134225.
- [2] YANG B, WANG W. Treatment and technology of domestic sewage for improvement of rural environment in China [J]. *Journal of King Saud University-Science*, 2022, 34(7): 102181.
- [3] 李海生. 黄河流域生态环境问题系统识别与展望 [J]. *环境科学研究*, 2024, 37(1): 1-10.
- [4] WANG D S, GAN X Y, WANG Z G, et al. Research status on remediation of eutrophic water by submerged macrophytes: a review [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, 169: 671-684.
- [5] 樊开青, 徐炎华, 章子昂, 等. 碳纤维生态草技术协同曝气对黑臭水体的修复 [J]. *科学技术与工程*, 2019, 19(13): 331-336.
- [6] AKINNAWO S O. Eutrophication: causes, consequences, physical, chemical and biological techniques for mitigation strategies [J]. *Environmental Challenges*, 2023, 12: 100733.
- [7] 李华歆, 殷春雨, 杨国梁, 等. 不同功能型沉水植物对溶解氧影响及环境效应 [J]. *水生生物学报*, 2024, 48(2): 232-241.
- [8] 李锋民, 陈琳, 姜晓华, 等. 水质净化与生态修复的水生植物优选指标体系构建 [J]. *生态环境学报*, 2021, 30(12): 2411-2422.
- [9] 周晓红, 王旻, 吴春笃, 等. 仿生植物附着微生物膜对污染水体氮素迁移转化效能分析 [J]. *生态环境学报*, 2012, 21(6): 1102-1108.
- [10] 张文杰, 徐欣, 石先阳, 等. 微纳米曝气联合苦草对污染景观水体的修复效果及对微生物群落结构的影响 [J]. *环境工程学报*, 2023, 17(1): 133-141.
- [11] 肖皓, 李继云, 陈泊明, 等. 循环复氧生物膜工艺在农村分散式污水处理中的应用研究 [J]. *给水排水*, 2024, 60(1): 46-51.
- [12] 刘然, 李绍飞, 王冰, 等. 人工水草技术对北运河城区段水质净化效果分析 [J]. *水处理技术*, 2023, 49

- (1):113-117.
- [13] 国家环保局本书编委会.水和废水监测分析方法[M].北京:中国环境科学出版社,1989.
- [14] KAMIMURA R, KANEMATSU H, OGAWA A, et al. Quantitative analyses of biofilm by using crystal violet staining and optical reflection[J]. Materials, 2022, 15(19):6727.
- [15] LI X Y, YANG S F. Influence of loosely bound extracellular polymeric substances (EPS) on 118 the flocculation, sedimentation and dewaterability of activated sludge[J]. Water Research, 2007, 41:1022-1030.
- [16] DUBOIS M, GILLES K A, HAMILTON J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances[J]. Analytical Chemistry, 1956, 28(3):350-356.
- [17] SONG G Q, YU Y, LIU T, et al. Performance of microaeration hydrolytic acidification process in the pretreatment of 2-butenal manufacture wastewater [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 369:465-473.
- [18] RIZA M, EHSAN M N, PERVEZ M N, et al. Control of eutrophication in aquatic ecosystems by sustainable dredging: effectiveness, environmental impacts, and implications[J]. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 2023, 7:100297.
- [19] 李根东,周改芳,谷仙,等.乌梁素海水体富营养化原位生态修复实验及效果分析[J].环境工程学报, 2022, 16(5):1691-1701.
- [20] 王秀璞,张慧,王语萱,等.水生植物-微生物联合去除水体有机污染物的研究进展[J].微生物学通报, 2021, 48(12):4918-4931.
- [21] 章豪,冯鑫,单捷,等.聚磷生物膜反应器磷负荷提升过程中微生物种群分析[J].环境科学学报, 2019, 39(11):3764-3771.
- [22] 隗岚琳,刘东升,廖雪珂,等.垂直潜流人工湿地低温净化效果及其与微生物作用关系[J].环境科学学报, 2021, 41(10):4039-4048.
- [23] 胡智丰,邓时海,张超,等.集成式铁基质生物膜反应器自养反硝化深度脱氮[J].化工学报, 2020, 71(7):3304-3312.
- [24] 黄健盛,郭银应,刘德绍,等.两种不同运行方式下好氧颗粒污泥培养及污染物去除性能对比研究[J].工程科学与技术, 2021, 53(2):164-170.
- [25] YANG W, YAO J M, HE Y, et al. Nitrogen removal enhanced by benthic bioturbation coupled with biofilm formation: a new strategy to alleviate freshwater eutrophication[J]. Journal of Environmental Management, 2021, 292:112814.

Effects and Mechanisms of the Bionic Micro-aeration Technology in Rural Domestic Sewage Purification

YANG Zhiwei¹, LU Yi², LUAN Liying¹, LIN Xiaojing¹, ZHANG Yu¹, DONG Wenhao¹, ZUO Jincheng¹

(1.School of Life Sciences, Ludong University, Yantai 264039, China; 2.Haiyan Branch of Jiaying Ecology and Environment Bureau, Haiyan 314300, China)

Abstract: Rural domestic sewage is one of the main pollution sources in lake or river eutrophication. In this study, the bionic micro-aeration technology was raised and experiments were carried out to examine the purification effects and the microbe community situation of the biofilm attached to the artificial macrophytes. The results showed that pH values were maintained in normal range and DO concentration in range of 2.0 to 2.6 mg · L⁻¹ in bionic micro-aeration treatments. This technology showed high removal efficiencies for SS, COD, TP, NH₃-N and TN with the removal rates of 79.6%, 87.6%, 53.0%, 89.2%, 69.4% at the tenth day, respectively. The bionic micro-aeration treatment exhibited lower removal efficiencies than the normal aeration treatment ($P < 0.05$) for SS, COD, TP, NH₃-N at the second day and the fourth day, however the differences between the two treatments were not obvious at the sixth day and later ($P > 0.05$). While removal efficiencies for TN were always higher in the bionic micro-aeration treatments than those in the normal aeration treatments ($P < 0.05$). The microbial communities of the bionic micro-aeration treatments showed better characteristics than those of the normal aeration treatment in biofilm biomass, PN contents, PS contents and bacterial diversity. This technology exhibited broad application prospect in rural domestic sewage treatment, which would contribute to the ecological protection and high-quality development of the Yellow River basin.

Keywords: eutrophication; ecological restoration; bionic micro-aeration; artificial macrophytes; biofilm

(责任编辑 李维卫)