

曝气充氧和人工造流技术修复 河道污染水体

卢萃云^{1,2} 庞志华² 林方敏² 谌建宇² 胡晓东^{1*} 林伟仲²

(1. 广州大学土木工程学院, 广州 510006; 2. 环境保护部华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要 基于模拟河道反应器, 考察了曝气充氧及人工造流技术对污染水体的修复效果。结果表明, 河道本身具有一定的自净能力, 自然运行条件下对 COD、TP、NH₃-N 和 TN 的去除率分别为 7.44%、4.88%、5.70% 和 10.60%。通过对模拟河道进行曝气充氧, 最佳气水比条件下对 COD、TP、NH₃-N 和 TN 的去除率分别为 15.33%、10.45%、6.78% 和 21.18%。在曝气基础上通过设置人工阻流板, 对 COD、TP、NH₃-N 和 TN 的去除率分别为 26.82%、16.07%、9.51% 和 23.80%。结果初步显示, 通过曝气充氧和人工造流技术的集成应用研究, 对污染水体具有明显有效的修复作用。

关键词 模拟河道反应器 曝气充氧 人工造流技术 水体修复

中图分类号 X703 **文献标识码** A **文章编号** 1673-9108(2012)04-1135-07

Aeration and artificial streaming technology for remediation of polluted river water

Lu Cuiyun^{1,2} Pang Zhihua² Lin Fangmin² Chen Jianyu² Hu Xiaodong¹ Lin Weizhong²

(1. School of Civil Engineering of Guangzhou University, Guangzhou 510006, China;

2. South China Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection, Guangzhou 510655, China)

Abstract The effect of remediation of polluted water by aeration and artificial streaming technology was studied based on the simulated river reactor. The results showed that the river had the capacity of self-purification. Under the natural operating condition, the removal rates of COD, TP, NH₃-N and TN were 7.44%, 4.88%, 5.70% and 10.60%, respectively. With the best air to water ratio, the removal rates of COD, TP, NH₃-N and TN were 15.33%, 10.45%, 6.78% and 21.18%, respectively. By adding the artificial spoiler, the removal rates of COD, TP, NH₃-N and TN were 26.82%, 16.07%, 9.51% and 23.80%, respectively. Integration of aeration and artificial streaming technology was effective for remediation of polluted water.

Key words simulated river reactor; aeration; artificial streaming technology; remediation of polluted water

河流系统是自然界重要的生态系统之一, 具有行洪排涝、蓄水浇灌、生态纳污、渔业养殖、航运景观等功能。随着社会经济工业化和城镇化的不断推进, 工业废水和生活污水的集中大量排放, 城市的快速发展, 河流中有机碳、有机氮污染物以及含磷化合物负荷不断加大, 城市河流水质污染日趋严重, 因此开展河流修复技术研究尤为迫切^[1-4]。

目前, 国内外用于修复污染水体的工程技术根据处理原理的不同可分为物理修复法、化学修复法和生物修复法三大类: (1) 物理修复方法, 如底泥疏浚、环境调水、引水冲淤、机械除藻等, 该法操作简单、处理效果好, 但工程量大, 只能作为应对突发性河流污染事件的应急措施, 治标不治本;

(2) 化学修复法, 如混凝沉淀、药剂杀藻、铁盐除磷、石灰脱氮、光催化技术等, 该法治理费用较高, 且容易造成二次污染; (3) 生物修复法, 是利用微生物能氧化分解大量有机物并将其转化为无机物的能力来修复受污染水体, 通过人工措施创造更有利于微生物生长和繁殖的环境, 提高对污染水体中有机物氧化降解效率, 是国内外近年来发展

基金项目 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2008ZX07211-004);

广东省粤港关键领域重点突破项目(2009A030902002)

收稿日期: 2011-05-09; **修订日期**: 2011-10-20

作者简介: 卢萃云(1986~), 女, 硕士研究生, 主要从事水污染控制技术研究工作。E-mail: 353297757@qq.com

* 通讯联系人, E-mail: hxd60@126.com

得很快的一项创新性技术^[2]。

本文基于模拟河道反应器,运用生物修复技术原理,对污染水体进行曝气充氧以及人工造流技术的集成应用研究,探讨该组合工艺对污染水体的修复效果,并对修复机理进行了定量分析,以期为城市河道治理工程的实施和提高河道治理效果提供依据和技术支持。

1 实验装置与方法

1.1 实验装置

模拟河道反应器由进水调节池、曝气池、河道主

体和出水池 4 部分组成,长 23 m,上底宽 1.2 m,下底宽 0.7 m,坡降约为 8.0‰。采用混凝土堆砌,底部压实,两边表层敷泥并种植狗牙根以起到植物吸附和美化作用。另外,在河底敷设一定卵石作为吸附辅助。河道曝气池处设置微孔曝气器,对水体进行曝气充氧,以气体流量计调节气水比;中央 10 m 处设置板槽,以插入阻流板调节河道水力停留时间,示意图见图 1。

1.2 实验水质

实验引用某河河水,利用水表控制流量,实测水质指标如表 1 所示,属于劣 V 类水体。

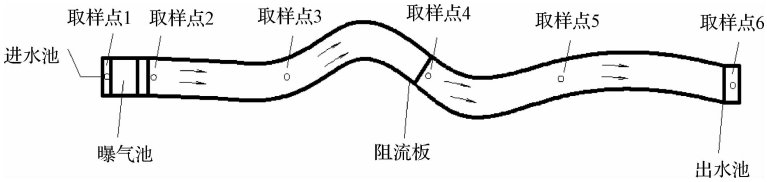


图 1 模拟河道反应器
Fig. 1 Simulated river reactor

表 1 某河水质指标
Table 1 Water indicators of river (mg/L)

项 目	范 围	平均值
COD	43.67 ~ 63.68	50.40
NH ₃ -N	4.58 ~ 18.59	14.20
TN	24.94 ~ 32.91	26.97
TP	3.33 ~ 6.50	5.13
DO	2.13 ~ 2.58	2.38

1.3 实验内容

模拟河道反应器采取白天连续进水,晚上停歇的运行方式,每天从早上 8 点开始进水,晚上 10 点停止运行,运行 10 h 后进行取样。每个工况运行 15 ~ 30 d,每天取样测样,当至少有 10 组数据相对稳定时,取其平均值作为最终实验数据,实验分 3 个工况进行研究。

1.3.1 不同流量条件下河道自然状态运行修复效果实验研究

在不同流量下(5、12.5 和 20 m³/h),不曝气、不增加阻流设置情况下检测各取样点溶解氧 DO 浓度和 COD、NH₃-N、TN 及 TP 4 个指标的变化情况。

1.3.2 曝气充氧对污染水体修复效果实验研究

通过在曝气池进行曝气充氧,研究不同气水比条件下河道沿程复氧效果以及溶解氧含量对污染水体修复效果。设定河道进水流量为 12.5 m³/h,曝气充氧量分别为 6.25、12.5 和 25 m³/h(即气水比分别为:

0.5:1、1:1、2:1)。检测各取样点溶解氧 DO 浓度和 COD、NH₃-N、TN 和 TP 4 个指标的变化情况。

1.3.3 设置阻流板对污染水体修复效果实验研究

在河道中央设置阻流板,研究通过人工造流技术以提高河道水力停留时间对污染水体修复效果的影响。在河道进水流量为 12.5 m³/h,气水比为 1:1 条件下,设定阻流板高度分别为 10、20 和 30 cm,污染水体需要积累到一定高度才能漫过阻流板,一定程度上延长了水体的水力停留时间。检测各取样点溶解氧 DO 浓度和 COD、NH₃-N、TN 和 TP 4 个指标的变化情况。

1.4 分析项目及方法^[5]

COD:重铬酸钾快速消解法;NH₃-N:纳氏试剂分光光度法;TN:碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法;TP:钼酸铵分光光度法;DO 和温度:美国生产 YSI Pro 20 溶解氧仪。

2 结果与讨论

2.1 流速(流量)对模拟河道修复效果实验研究

水体在接纳一定污染物后,通过物理、化学和水生生物(微生物、动植物)等因素的综合作用后,使污染物总量减少或浓度降低,受污染水质部分或完全恢复到受污染前的水平和状态,而流动水体中有机物浓度变化对流速有一定程度的响应作用,实验

不同流速条件下对模拟河道修复效果实验研究。不同流量对应流速分别为 0.08、0.17 以及 0.32 m/s。

2.1.1 不同流速对模拟河道 COD、TP 的影响

自然状态下,COD 有一定的去除率,且随流速增大,COD 去除率逐渐增加,各流速下平均去除率分别为 5.7%、7.44% 和 9.20%。从能量的观点来说,进入河流的有机物要向 CO₂、H₂O 等稳定的无机物转化,环境中的生物能通过自身代谢作用把进入其中的有机物降解成无机物,除河流底泥对污染物的吸附和河水对污染物的稀释外,河流中土著微生物对它们的降解、矿化也是污染物浓度降低的主要原因^[6]。由于受污染水体的有机污染负荷不高,基本属于寡营养环境,对水体营养物质和溶解氧浓度要求相对较高的异氧菌群来说,其生存容易受到一定程度的抑制^[7],所以平均去除率都不高,见图 2。

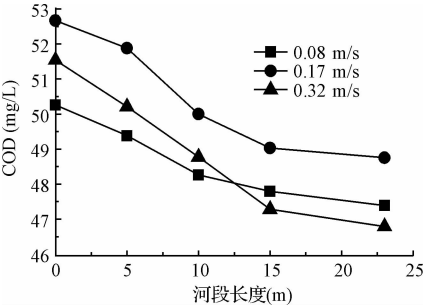


图 2 不同流速下 COD 沿程浓度变化

Fig.2 COD changes along river at different flow rates

TP 去除率随流速的增大变化幅度不大,平均去除率较低,分别为 4.2%、4.88% 和 4.11%。自然状态下,河道对磷的去除是通过微生物的积累、植物根系的吸收和卵石的吸附等物理化学几方面的协调作用共同完成的^[7],在自然状态下,系统反应较为缓慢,生物除磷作用较差,见图 3。

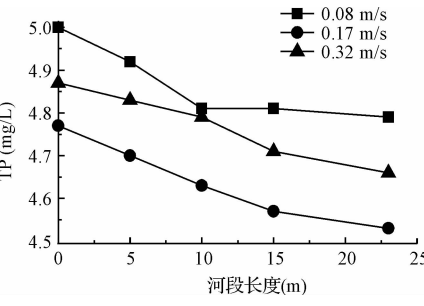


图 3 不同流速下 TP 沿程浓度变化

Fig.3 TP changes along river at different flow rates

2.1.2 不同流速对模拟河道 NH₃-N、TN 的影响

当流速 < 0.17 m/s 时,NH₃-N、TN 去除率随流

速的增大而增大,分别由 3.92% 增至 10.21%,8.27% 增至 11.07%;当流速 > 0.32 m/s 时,去除率均有所下降,分别为 6.96% 和 6.12%。流速较小时,NH₃-N、TN 含量较高,模拟河道中污染物的搬运能力较弱,主要以沉积为主,污染物降解速率很慢。流速的增大致使水体动力条件加强,增加水流的紊动性,而水汽界面溶解氧的传递与水体紊动特性有关,紊动不仅影响水气界面氧气的传递,使更多氧气融入到水体中,还对水体内部溶解氧的扩散、输移有重要作用,表明河流中水动力条件的加强有助于含氮有机物的降解^[8,9]。当流速继续增大,NH₃-N、TN 去除率有所下降,推测由于提高流速,提高了水体的水力负荷,降低了水力停留时间,减少了污染物与有机物的接触机会和反应时间;另一方面,流速的增大增强了气水冲刷和水力扰动,使部分悬浮物不能被填料所截留,同时导致底泥向水体中释放部分有机物,致使 NH₃-N、TN 去除率有所降低,见图 4 和图 5。

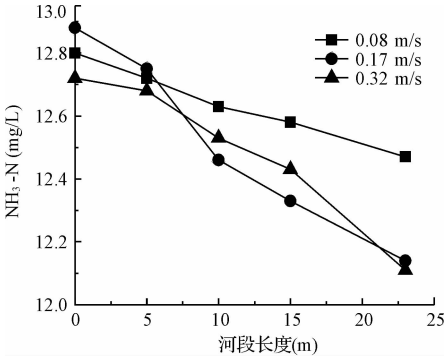


图 4 不同流速下 NH₃-N 沿程浓度变化

Fig.4 NH₃-N changes along river at different flow rates

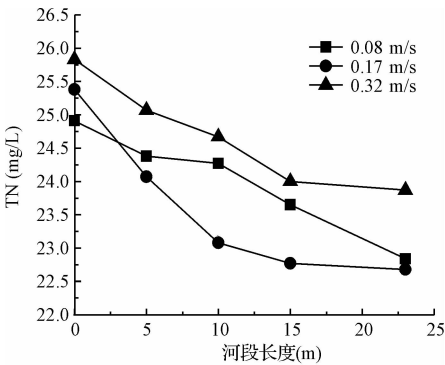


图 5 不同流速下 TN 沿程浓度变化

Fig.5 TN changes along river at different flow rates

2.2 曝气充氧对污染水体修复效果实验研究

鉴于自然水体原位修复系统中,曝气强度是修复技术的关键运行参数,开展了其对模拟河道修复

效果的研究。

2.2.1 不同气水比充氧对模拟河道溶解氧的影响

水体缺氧是河道黑臭的根本原因,选择适当的曝气气水比是城市黑臭河道生物修复的重要技术环节。水体中的溶解氧主要来源于大气复氧和水生植物的光和作用,单靠自然复氧,水体自净过程非常缓慢,对河道进行曝气充氧以提高溶解氧水平,恢复和增强水体中好氧微生物的活力,从而改善水体水质^[10]。图 6 显示了该模拟河道中溶解氧浓度随气水比的变化趋势。曝气前,水体浑浊发黑,水体溶解氧在 1.24 mg/L 左右。经过白天连续曝气运行后,水体溶解氧在曝气池中迅速上升,河道形成一段肉眼可见的富氧区,随后沿河道水流方向由于微生物的降解以及底泥的耗氧作用,水体溶解氧逐步降低。不同气水比对模拟河道的增氧效果是不同的,河道出水口的溶解氧浓度随气水比的增大而增大,说明增大气水比可以增加溶解氧含量,并使水体中溶解氧维持在一个较高的水平。

2.2.2 不同气水比充氧对模拟河道水体 COD、TP 的影响

当气水比 < 1:1 时, COD 去除率随曝气量增加而逐渐增加,当气水比 > 2:1 时, COD 去除率略有下降,初步确定对 COD 去除最佳气水比为 1:1。分析认为,适当的溶解氧浓度能促进异养菌的好氧呼吸,有利于有机物的去除,但过高的溶解氧浓度下微生物代谢活动增强,在基质相对不足的情况下致使反应系统污染物去除性能有所下降^[8]。另外,对该模拟河道进行曝气充氧可以使水体的 COD 浓度有所降低但降幅不大,主要由于河道较短,水力停留时间一般在 100 s,这个时间内主要发生氧化还原反应^[11],而且反应时间较短,微生物对有机物去除作用较小,见图 7。

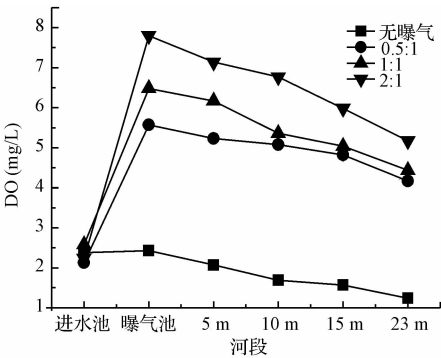


图 6 不同气水比条件下 DO 沿程变化情况

Fig.6 DO changes along river at different air to water ratios

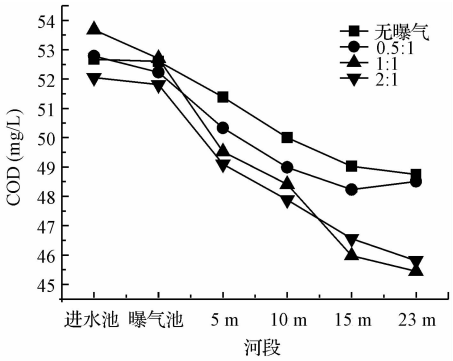


图 7 不同气水比条件下 COD 沿程变化情况

Fig.7 COD changes along river at different air to water ratios

通常认为无论水体中溶解氧水平如何,底泥中的磷在任何情况下都会释放,对水体进行曝气充氧,为水体提供充足的氧与电子受体,使水体从厌氧或缺氧状态转化为好氧状态,有利于 Fe^{2+} 氧化成 Fe^{3+} , Fe^{3+} 与磷酸盐结合形成难溶的磷酸铁,一定程度上抑制了底泥对磷的释放作用^[12,13],且水体溶解氧的升高有助于增强水体中微生物活性从而促进生物除磷作用。另一方面实验过程发现卵石表面有藻类生长,且反应器中还栖生多种原生动物和微型后生动物,它们进行生命活动也要消耗一定量的磷素,见图 8, TP 去除率随曝气量的增大逐渐增大,气水比为 2:1 时仅比 1:1 时的去除率增加了 6.36%,考虑到经济因素,最佳气水比为 1:1。

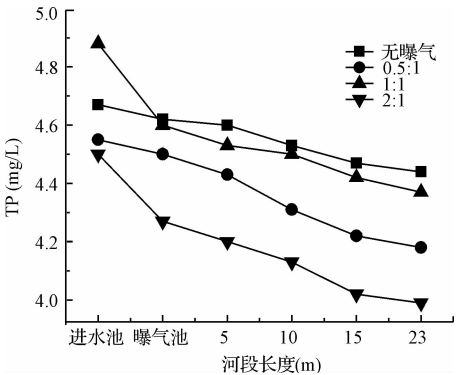


图 8 不同气水比条件下 TP 沿程变化情况

Fig.8 TP changes along river at different air to water ratios

2.2.3 不同气水比充氧对模拟河道水体 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的影响

河道水体的氮循环与溶解氧密切相关,曝气对水体的提升、交换、循环流动作用,随气水比的增加, $\text{NH}_3\text{-N}$ 去除率有所提高,但效果不太明显。特别是在曝气池经曝气充氧后,水体中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度有所

上升,随后随水流方向 $\text{NH}_3\text{-N}$ 被逐步降解,浓度有所降低。推测是由于模拟河道好氧/厌氧间歇运行,使曝气池中的氨化菌不断强化,在竞争中成为优势菌群,而对于溶解氧浓度要求较高且世代时间较长的硝化菌来说,其生存受到一定程度的抑制。氨化菌主要是好气性细菌,如蕈状芽孢杆菌、枯草杆菌和嫌气性细菌的某些种群,如腐败芽孢杆菌,还有些兼性细菌,如变形杆菌^[14]。底泥中的氨化菌,在活跃的氨化作用下使底泥中沉积的有机氮转化为 $\text{NH}_3\text{-N}$,溶于上覆水中,这是底泥中氮元素逐渐向水体转移因素之一。因此,氨化菌和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 等常规化指标一样,也能较好地反应污水水体氮污染的程度^[14]。另一方面,随着气水比的增加,增加了水体的紊动性,扰动底泥进入水体,致使 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度有所增加。因此,在实际工程中,特别对于较浅的河道,注意曝气设备的安装位置,保证氧气的有效传递到水体中,又避免底泥悬浮的产生,加重对水体的污染^[11]。初步确定最佳气水比为 1:1,见图 9。

TN 去除率随曝气量的增加而增加,推测由于系统好氧/厌氧状态交替运行利于系统进行硝化/反硝化脱氮。但当气水比为 2:1 时,TN 去除率有所下降,主要由于好氧条件下反硝化细菌活性受到一定程度的抑制,故去除率有所下降,因此对于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 去除,最佳气水比为 1:1,见图 10。

2.3 水力停留时间对污染水体修复效果实验研究

微生物对有机物的转化过程同微生物机体的化学过程紧密联系,无论是将复杂的有机物氧化分解为简单的无机物,还是将简单的无机物合成复杂的

细胞物质,都需要一定的时间,因此,处理效果对水力停留时间的依赖性很大^[15]。在曝气充氧气水比为 1:1 基础上模拟河道对 COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TN 的去除率随不同阻流板高度的变化如表 2 所示。

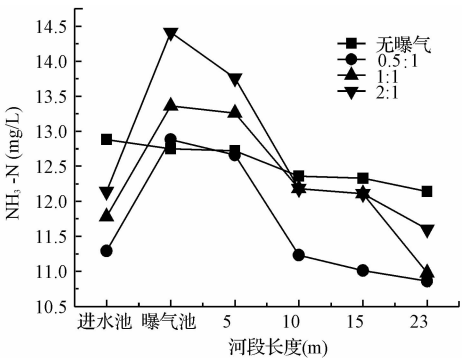


图 9 不同气水比条件下 $\text{NH}_3\text{-N}$ 沿程变化情况

Fig. 9 $\text{NH}_3\text{-N}$ changes along river at different air to water ratios

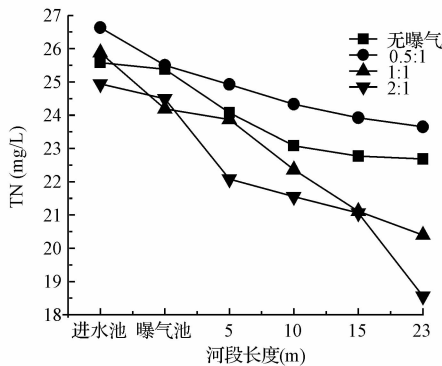


图 10 不同气水比条件下 TN 沿程变化情况

Fig. 10 TN changes along river at different air to water ratios

表 2 不同阻流板高度下模拟河道污染物去除效果

Table 2 Pollutant removal in different spoiler height by simulated river reactor

阻流板高度 (cm)	水力停留时间 (min)	指标类型	DO	COD	TP	$\text{NH}_3\text{-N}$	TN
10	10 ~ 15	进水浓度 (mg/L)	2.53	57.12	3.83	12.98	26.08
		出水浓度 (mg/L)	4.27	51.32	3.44	12.30	22.43
		去除率 (%)	/	10.93	10.18	5.23	14.00
20	20 ~ 25	进水浓度 (mg/L)	2.37	60.51	4.17	13.07	27.71
		出水浓度 (mg/L)	4.04	46.72	3.47	12.18	22.40
		去除率 (%)	/	22.79	16.79	6.78	19.16
30	30 ~ 35	进水浓度 (mg/L)	2.28	55.78	3.98	13.18	28.56
		出水浓度 (mg/L)	2.92	40.82	3.34	11.92	21.69
		去除率 (%)	/	26.82	16.07	9.51	23.80

随着模拟河道反应器中阻流板高度的升高,即修复系统水力停留时间的延长,污染物去除率均呈上升趋势。其中,COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 及 TN 去除率分

别上升了 42.84%、34.97%、28.70% 和 11.00%。采用多项式分别对 COD、TP、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 TP 的去除率与水力停留时间的关系进行拟合,如图 11 所示,得

出阻流板高度对各指标去除率影响的数学模式为:

$$y_{(\text{COD})} = 0.8575x^2 - 0.1545x + 14.173 \quad (1)$$

$$y_{(\text{TP})} = -0.1075x^2 + 2.8905x + 6.9575 \quad (2)$$

$$y_{(\text{NH}_3\text{-N})} = 0.82x^2 - 3.226x + 9.24 \quad (3)$$

$$y_{(\text{TN})} = 1.23x^2 - 2.778x + 15.53 \quad (4)$$

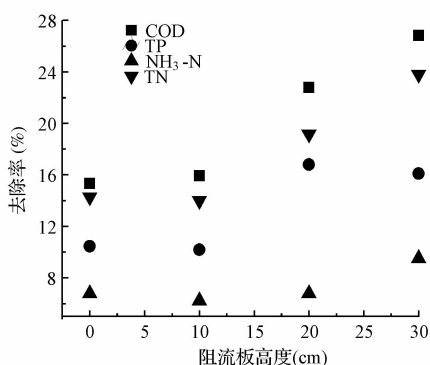


图 11 阻流板高度与各指标去除率的关系

Fig. 11 Relationship between spoiler height and pollutant removal

随着阻流板升高,各有机物指标去除率升高,当阻流板高度为 30 cm,水力停留时间为 35 min 时,对污染物去除率达最大,推测是由于流动的水体本身具有巨大的能力^[16],通过设置阻流板,使大气中的氧气更多地进入到水体中成为溶解氧,并在水体中合理的扩散、输移,有助于污染物的净化。在实际工程中可以通过设置特殊设计的河道人工建筑物,以提高曝气充氧改善河水水质的效果。更重要的是随着修复系统水力停留时间的延长,在进水有机负荷不变的情况下,增加了微生物与污染物以及植物与污染物之间的接触机会和反应时间,致使反应系统污染物去除性能的上升。但河道中的人工建筑物应避免过高,水力停留时间避免过长,过长将会引起污水滞留区和厌氧区的扩大,影响处理效果^[17,18]。

3 结 论

(1) 基于模拟河道对受污染水体原位修复实验表明,自然状态下河道有一定的自净能力,提高水体流速有利于水体的复氧,从而有利于污染物的降解。在城市河流生态修复过程中,应保持河流自然弯曲形态,重建接近自然的流路和有着不同流速的水流,造就水体流动多样性。

(2) 曝气充氧能够明显改善河道的水质状况,增加水体自净能力且不带来二次污染。在实际工程

中,为更好发挥曝气充氧的实际效益,必须制定应用该技术的具体方案,得出可行的最优化组合,并充分考虑城市景观和经济性原则,从曝气充氧量、曝气方式、曝气机的安装位置等方面采取措施。

(3) 在一定曝气充氧气水比基础上通过设置阻流板,延长了水体水力停留时间,增加了微生物与污染物的接触时间,提高了有机物降解效果。实验针对劣 V 类水体,在曝气充氧气水比为 1:1 和水力停留时间为 35 min 工况下对污染水体具有明显有效的修复作用。

参 考 文 献

- [1] 骆其金, 谌建宇, 许振成, 等. 曝气生态浮床-渗透性反应墙组合工艺水质净化特性研究. 环境工程学报, **2010**, 4 (9): 1995-1999
Luo Qijin, Chen Jianyu, Xu Zhencheng, et al. Characteristic of combined EAFB-PRB process for water purification. Chinese Journal of Environmental Engineering, **2010**, 4 (9): 1995-1999 (in Chinese)
- [2] 庄景, 谢悦波. 单一直接投加微生物修复技术在河流治理中的应用. 水资源保护, **2011**, 27(2): 63-66
Zhuang Jing, Xie Yuebo. Application of single direct adding-microbial remediation technology in heavily polluted urban stream water treatment. Water Resources Protection, **2011**, 27(2): 63-66 (in Chinese)
- [3] Chen G. H., Leong I. M., Liu J., et al. Study of oxygen uptake by tidals sediment. Water Research, **1999**, 33 (13): 2905-2912
- [4] Awford R. L., Crawford D. L. Bioremediation Principle. Cambridge: Cambridge University Press, **1996**
- [5] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 (第 4 版). 北京: 中国环境科学出版社, **2002**
- [6] 邓建绵. 污染河流生物修复技术研究. 环境科学与技术, **2003**, 26(6): 55-57
Deng Jianmian. The study on contaminated river bioremediation. Environmental Science & Technology, **2003**, 26(6): 55-57 (in Chinese)
- [7] 黄可谈, 朱亮, 李国平, 等. 模拟河道生物反应器原位修复受污染水源水研究. 北京师范大学学报 (自然科学版), **2009**, 45(3): 295-300
Huang Ketan, Zhu Liang, Li Guoping et al. Insitu bioremediation of polluted source water with simulated river bioreactor. Journal of Beijing Normal University (Natural Science), **2009**, 45(3): 295-300 (in Chinese)
- [8] 顾俊. 城市内河生态修复及其对氮素转化影响的实验研究. 苏州: 苏州大学硕士学位论文, **2008**

- Gu Jun. Ecological restoration of urban river and its effects on transformation of nitrogen. Suzhou: Master's Degree Thesis of Suzhou University, **2008** (in Chinese)
- [9] 贺涛, 雒文生. 水体大气复氧理论和复氧系数研究现状与进展. 水电能源科学, **2003**, 21(1): 25-28
He Tao, Luo Wensheng. Advances and prospects in research of water reaeration theory and reaeration coefficient. Water Resources and Power, **2003**, 21(1): 25-28 (in Chinese)
- [10] 李开明, 刘军, 刘斌, 等. 黑臭河道生物修复中3种不同增氧方式比较研究. 生态环境, **2005**, 14(6): 816-821
Li Kaiping, Liu Jun, Liu Bin, et al. Investigation on three aerator equipments in the bioremediation of black-odor river. Ecology and Environment, **2005**, 14(6): 816-821 (in Chinese)
- [11] 薛罡, 刘亚男, 汪永辉, 等. 曝气充氧条件下受污染河道的水质模拟建立及应用. 环境科学, **2010**, 31(3): 653-659
Xue Gang, Liu Yanan, Wang Yonghui, et al. Water quality model and its application in polluted river remediation by aeration. Environmental Science, **2010**, 31(3): 653-659 (in Chinese)
- [12] 李文红, 陈英旭, 孙建平. 不同溶解氧水平对控制底泥向上覆水体释放污染物的影响研究. 农业环境科学学报, **2003**, 22(2): 170-173
Li Wenhong, Chen Yingxu, Sun Jianping. Influence of different dissolved oxygen (DO) amounts on released pollutants from sediment to overlying water. Journal of Agro-Environment Science, **2003**, 22(2): 170-173 (in Chinese)
- [13] 李开明, 刘军, 江栋, 等. 古廖涌黑臭水体生物修复及维护试验. 应用与环境生物学报, **2005**, 11(6): 742-746
Li Kaiping, Liu Jun, Jiang Dong, et al. Bioremediation and management of the Guliao River. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, **2005**, 11(6): 742-746 (in Chinese)
- [14] 汤琳, 张锦平, 朱刚. 苏州河氨化菌分布及生理生化研究. 中国环境监测, **2006**, 22(6): 89-91
Tang Lin, Zhang Jinping, Zhu Gang. Study on distributing, physiological and bio-chemical analysis on ammonifiers in Suzhou Creek. Environmental Monitoring in China, **2006**, 22(6): 89-91 (in Chinese)
- [15] 徐京, 朱亮, 丁炜, 等. 挂膜方式对模拟河道生物反应器启动与稳态运行的影响. 中国环境科学, **2010**, 30(8): 1091-1096
Xu Jing, Zhu Liang, Ding Wei, et al. Effects of biofilm growing methods on start-up and performances for simulated river bioreactor. China Environmental Science, **2010**, 30(8): 1091-1096 (in Chinese)
- [16] 罗英明. 河道人工建筑物对复氧及溶解氧扩散影响的研究. 成都: 四川大学硕士学位论文, **2003**
Luo Yingming. Study on impact of artificial structure on oxygen recovery and DO diffusion. Chengdu: Master's Degree Thesis of Sichuan University, **2003** (in Chinese)
- [17] 吴松, 罗固源. 水力负荷及水力停留时间对泡板型浮岛脱氮效果的影响. 三峡环境与生态, **2008**, 1(1): 46-48
Wu Song, Luo Guyuan. Effect of hydraulic loading and HRT on nitrogen removal of foam board floating island. Environment and Ecology in the Three Gorges, **2008**, 1(1): 46-48 (in Chinese)
- [18] 崔芳. 水力停留时间影响城市湖泊污水处理的实验分析. 水力科技与经济, **2010**, 16(8): 847-849
Cui Fang. Experimental analysis of the hydraulic retention time influencing the treatment in urban lakes. Water Conservancy Science and Technology and Economy, **2010**, 16(8): 847-849 (in Chinese)