

罗海东, 张利昕, 沈 昊, 等. EM 技术在村镇污染河道水体净化上的应用[J]. 江苏农业科学, 2013, 41(5): 346–349.

EM 技术在村镇污染河道水体净化上的应用

罗海东¹, 张利昕², 沈 昊¹, 文 涛¹, 谈俊益³, 邵孝侯³

(1. 南京市水利规划设计院有限责任公司, 江苏南京 210006; 2. 江苏省水利工程质量监督中心站, 江苏南京 210029;

3. 河海大学水利水电学院, 江苏南京 210098)

摘要: 综合各种条件, 采用 EM (effective micro-organisms) 定向富集培养液进行污染水体修复的试验。在此基础上, 结合村镇污染河道的特征, 制定水体修复的工程方案。研究结果表明: EM 技术对村镇污染河道水体的修复有较明显效果, COD_{Mn} 去除率达到 65.8%, 氨态氮去除率达 51.4%, 总磷去除率达 40.0%。

关键词: EM 技术; 污染河道; 水质净化; 水体修复

中图分类号: X522 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2013)05-0346-03

随着国民经济水平的不断增长, 我国已经并将进一步加速村镇的城市化进程。村镇河流、水塘作为重要的淡水资源和环境载体, 是建设美丽村镇的重要因素。尽管在水污染防治领域已经制定了相关法律法规, 但村镇的不断扩张和人口剧增, 对周围水体环境的污染仍在逐步加剧。因此, 亟需生态环保微生物发酵处理水体的技术。如采用适当的光合细菌与固氮菌比例和独特的发酵工艺对污染水体进行有效地修复, 可净化村镇水环境, 防止水体的再度污染。EM (effective micro-organisms) 是用特殊工艺将好氧和厌氧微生物加以混合培养出的多种多样的微生物群落^[1]。各种微生物在生长过程中产生的有用物质及其分泌物, 成为微生物群体相互生长的基质和原料, 通过相互间的共生增殖关系, 形成了复杂而稳定的微生物系统, 发挥多种功能^[2]。EM 水体修复技术是在 EM 复合菌剂基础上, 通过特定工艺分离、驯化和富集微生物, 创造合适的降解条件最大限度地消除水体污染物质的生物修复技术。本试验采用 EM 定向富集培养液进行污染水体修复的研究, 为新农村建设和沿海开发中的水环境保护提供依据。

1 材料与方法

1.1 菌种

采用 EM 原液, 通过复合培养基进行富集培养, 形成有效微生物富集液, 进行试验研究。

1.2 试验方案及测定方法

1.2.1 试验设计 考虑在不同 EM 复合培养液浓度、不同曝气量以及不同污染程度水体条件下, 测定 EM 复合培养液对污染水体的修复性能。

设置 1%、3%、7% 3 个不同比例的富集培养菌液浓度试验。曝气充氧, 维持溶解氧浓度在 4~6 mg/L 左右。

在 EM 浓度为 3% 的条件下, 分别设置原水溶解氧条件

(溶解氧在 0~1 mg/L)、微曝气(溶解氧在 2~3 mg/L)及曝气(溶解氧在 4~6 mg/L)3 种溶氧水平条件下, 进行复合菌群对污染水体的生物降解试验。

在 EM 浓度为 3%、溶解氧为 2~3 mg/L 的条件下, 试验考察投加复合菌群对不同污染程度水体的生物修复效果。

1.2.2 水质测定方法^[3] (1) COD_{Mn} 采用标准法; (2) 氨态氮(NH₃-N) 采用纳氏试剂分光光度法; (3) 磷酸盐采用钼酸铵分光光度法。

2 结果与分析

2.1 EM 复合培养液浓度对主要污染物去除率的影响

不同浓度条件下, 复合菌群对污染水体的生物降解效果如图 1 所示。结果表明, 当 EM 浓度为 1% 时, 菌液对 COD_{Mn} 的去除效果最好, 达到 64.50%, 最高去除率比浓度为 3%、7% 时分别高出 7.30%、34.44 百分点。这是由于复合菌液的培养基本身也含有较高的 COD_{Mn}, 复合菌液投加量越大, 自身带来的 COD_{Mn} 会使原水 COD_{Mn} 增大, 所以 EM 投加量高时 COD_{Mn} 去除率并不同步增大。

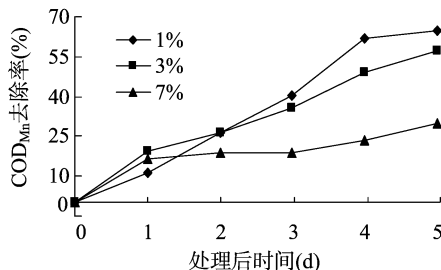


图1 不同EM投加量对COD_{Mn}去除率的影响

不同浓度条件下, 复合菌群对微污染水体氨氮去除效果如图 2 所示。结果表明, 1% EM 浓度对氨氮去除效果最好, 最高去除率为 88%。由于硝化反应主要是靠硝化菌来完成, 有人认为 BOD₅ 小于 20 mg/L, 硝化反应才能很好进行。原水 COD_{Mn} 浓度过高, 异养细菌会大量生长占据优势从而抑制了硝化菌的生长繁殖。菌液投加量高导致水体 COD_{Mn} 浓度增加, 氨氮的去除率下降。

不同浓度条件下, 复合菌群对微污染水体磷酸盐的去除效果如图 3 所示。结果表明, EM 复合培养液浓度越大, 对磷

收稿日期: 2013-02-15

基金项目: 国家科技支撑计划(编号: 2012BAB03B00-05); 水利科技推广与标准化项目“水环境修复技术与推广”(编号: 126121610035)。

作者简介: 罗海东(1978—), 男, 工程师, 主要从事水利规划设计方面研究。E-mail: shiyuren@163.com。

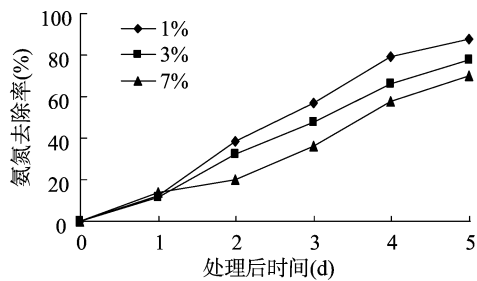


图2 不同EM投加量对氨氮去除率的影响

酸盐的去除效果越好。原因可能是复合菌群投加量太少,复合菌群中的聚磷菌难以迅速繁殖成为优势菌,表现出除磷效果较差;而复合菌群投加量增多,聚磷菌的数量也随之增多,生物除磷效果提高。

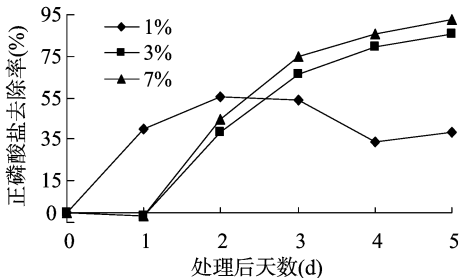


图3 不同EM投加量对正磷酸盐去除率的影响

2.2 EM 在不同曝气条件下的降解效果

不同溶解氧水平下,微污染水体 COD_{Mn} 去除率随时间的变化过程如图 4、图 5 所示。结果表明,水体中溶解氧(DO)浓度越高,对 COD_{Mn} 的降解效果越好。由于生物修复的效果与电子受体的浓度和种类有很大关系。在污染物生物降解过程中需要电子受体来不断接受污染物分子降解所产生的活性电子^[4-5]。生物氧化还原反应中溶解氧是主要的电子受体。

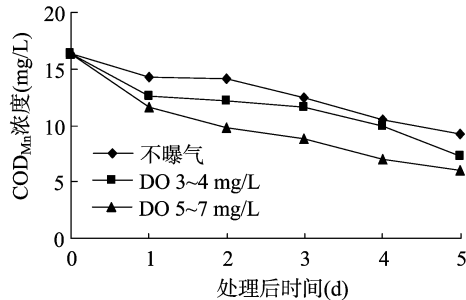


图4 不同溶解氧条件下COD_{Mn}浓度变化规律

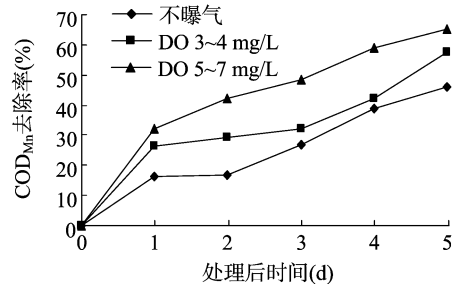


图5 固定EM投加量条件下溶解氧对COD_{Mn}去除率的影响

2.3 EM 对不同污染程度水体的净化效果

当 EM 复合培养液浓度为 3%、DO 为 2~3 mg/L 时,EM

对不同污染程度水体 COD_{Mn} 的降解效果如表 1 所示。原水 COD_{Mn} 浓度较低时,EM 对 COD_{Mn} 的去除无明显促进作用,原因可能是:(1)由于原水污染物浓度低,外源微生物处于贫营养状态,对污染物的降解速率低;(2)低浓度原水受到投加菌群导致 COD_{Mn} 值变化的影响,表现为生物降解效果不明显。

表 1 不同原水浓度对生物降解效果的影响

COD _{Mn} 浓度 (mg/L)	最高去除率 (%)	对照去除率 (%)
17.89	68.30	38.50
16.40	64.50	49.70
14.20	45.00	32.00
8.10	33.00	30.80

原水 COD_{Mn} 浓度在 14.20 mg/L 以上,投加复合菌群进行水体生物修复效果显著,最高 COD_{Mn} 去除率分别达到 45.00%、64.50%、68.30%,而相同浓度的对照组 COD_{Mn} 去除率为 32.00%、49.70%、38.50%,去除率较不投加 EM 的对照组有显著提高。

2.4 EM 技术对污染水体的修复性能影响

江苏某典型污染水体含 COD_{Mn} 17.89 mg/L、氨氮 10.03 mg/L、磷酸盐 1.34 mg/L,进行曝气并投加 3% EM 复合菌群,复合微生物菌群对水体中 COD_{Mn}、氨氮及磷酸盐的去除效果如图 6 所示。图 6 表明,投加复合微生物菌群后,随着时间的延长,COD_{Mn}、氨氮及磷酸盐的去除率均呈不断上升趋势。其中 COD_{Mn} 和氨氮浓度在投加复合菌群 7 d 后,去除效果基本稳定,分别为 60%、41% 左右。磷酸盐的去除率在投加复合菌群 9 d 后,去除率达到 75%。去除率趋势与上述试验结果基本一致。

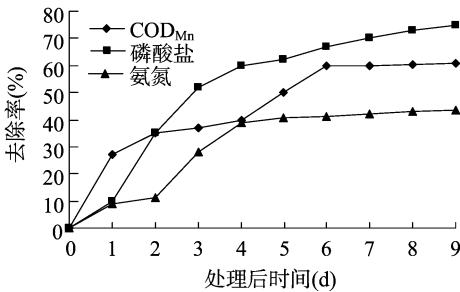


图6 EM对污染水体各指标降解效果

3 EM 技术修复村镇污染河道示范

3.1 河道概况

浙江省宁波市某典型村镇污染河道全长 6.2 km,宽 20~30 m,深 1.5~2.0 m,支流全长约 1.1 km。处理河段在该河主河道东侧约 500 m 的支流,该支流河宽约 12 m,河深 1.2 m。处理河道长度为 1 km,实际治理河长 1.5~1.8 km,设计平均入污量为 0.6 万 m³/d,最大约 1.0 万 m³/d,支流入污量为 0.2 万 m³/d。由于水质受污染加之垃圾任意倾倒,河水基本发黑发臭,水质指标见表 2。

3.2 EM 技术修复村镇污染河道的工艺及方案

3.2.1 EM 技术修复村镇污染河道的工艺 污染河道现场生物净化是利用现有河道,在河道中设置生化段,以生物为主体进行生化反应,用生物降解河水中的有机污染物,净化水体,采用投加培养驯化的 EM 微生物菌群,再辅以设置生物载

表 2 试验河道水质指标

指标	水质(mg/L)
DO	0
COD _{Mn}	34
COD _{Cr}	184
NH ₃ - N	6.58
TP	1.0

体、植物和动物,同时辅以能创造生物生存良好环境的必要措施,可获得投资最省、治污最好的效果。实施工艺流程见图 7。

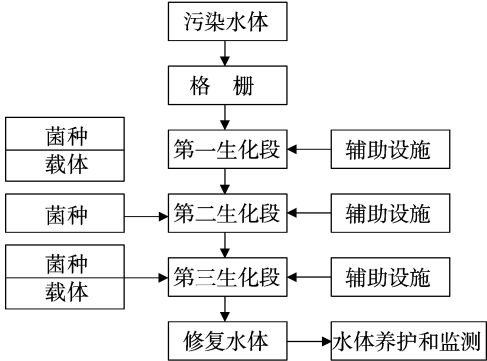


图7 EM技术修复村镇污染河道工艺流程

(1)第一生化段(预生化段)。从入河口起长度 150 m,使上游来水的有机污染部分得到降解,以减轻下游的污染负荷,水体总容积为 $1.2 \times 12 \times 150 = 2\,160\text{ m}^3$,本段要求有机污染 COD_{Cr} 浓度下降 40%。本段河流流速为 0.7 m/min 即 42 m/h,停留时间约 4 h。EM 菌种投放量为 20 mL/m³ 水,在河底布置生物载体面积 50 m²,并配以辅助措施增加溶解氧。在治理后后期种植水生植物和放养鱼类。

(2)第二生化段。在支流中间处长度 200 m,设置生化处理段,水体总容积为 2 880 m³,污水在本段停留时间约为 5 h。EM 菌种投放量为 15 mL/m³ 水,在河底不设生物载体,但需配以辅助措施,以增加水体溶解氧,有利于污染物的降解。

(3)第三生化段。距支流出口处 200 m,设置生化段水体总容积为 2 880 m³,污水在本段停留时间为 5 h,EM 菌种投放量为 15 mL/m³,在河底设置生物载体 50 m³,并配以辅助措施,增加溶解氧,以确保流出本生化段的水质得到有效改善。

3.2.2 工程实施方案 根据上述结果,示范工程拟采取 EM 生物——生态修复和曝气培养相结合的技术。具体实施方案如下:

(1)EM 投加方案和载体。首次投放 EM 复合菌剂标准为每 100 m 投加 95 kg,以后每隔 1 周投入 15 kg,如逢较大降雨需连续 3 d 投入 20 kg/d,按河道 1 km 计,共需投入 EM 复合菌剂约 3 t。投放时间选择在 10:30 以后(喷洒),该时段光照较为充足,河面水温较高,能有效地提高微生物的活性,充分降低由于环境条件的变化对微生物活性的抑制效应。

每 30 m³ 水体设置 1 m³ 载体。在河水底部设置生物载体,该载体经特殊处理,微生物能很快吸附在载体上并能降解部分难以降解的物质。通过微生物的作用,达到最佳的生物降解性能,并可有效减少河流底泥的淤积。

(2)辅助设施——曝气增氧系统。均匀布置 5 台射流式曝气增氧机,可增氧 1.0 ~ 1.2 kg/h,曝气机的运行时间为每

天 5 ~ 8 h,夏秋季控制在 8 h 左右,春冬季控制在 5 h 左右。在投入微生物前,曝气设备需要连续运转 4 h 以上,投加菌种后需要连续曝气 2 ~ 3 d(8 h/d),此后曝气设备的运行时间可逐步减少。

3.3 水质净化示范结果

EM 技术对受污染河道水体的修复有明显的作用。经过 1 个处理周期后,该典型污染河道水体的各项水质指标见表 3。结果表明,工程实施期间,各项水质指标均得到了明显改善,水体 DO 平均增加到 4.3 mg/L。COD_{Mn} 和 COD_{Cr} 在经过 1 个处理周期后,去除率达到了 61.8%、65.8%,基本达到了最大稳定去除效果。NH₃ - N 和总磷的去除率分别达到了 51.4%、40.0%。

表 3 典型污染河道水体修复前后各项水质指标

指标	污染水体(mg/L)	修复水体(mg/L)	去除率(%)
DO	0.0	4.3	
COD _{Mn}	34.0	13.0	61.8
COD _{Cr}	184.0	63.0	65.8
NH ₃ - N	6.58	3.2	51.4
TP	1.0	0.6	40.0

4 结论与讨论

实验室模拟试验表明,在一定浓度范围和曝气条件下 EM 技术对污染水体有较强的净化效果。在 EM 技术对河道污染水体修复技术的工程实施过程中,该典型污染河道支流试验区水体黑臭基本完全消除,污染水体的生态环境也逐步得到恢复。水体 DO 平均增加 4.0 mg/L 以上,COD 平均下降 60% 以上,氨氮平均下降 50% 以上,总磷平均下降 40% 以上,水体透明度和 pH 值均得到了较为明显的改善。

辅助设施——曝气增氧系统的使用可有效提高水体溶解氧浓度,促进了 EM 菌剂的活性和对污染物降解性能。该系统在水体污染物净化过程中起到了重要辅助作用。

我国河流、湖泊污染日益严重^[6-7],寻求稳定有效污染水体修复技术已经成为当今水污染治理技术领域研究热点^[8-11]。EM 技术作为现代生物技术的发展迅速,已经被许多国家应用于河道、湖泊的水体治理^[12-13],但 EM 应用于水体净化的综合技术尚不成熟,许多问题亟需开展进一步研究。包括(1)EM 降解废污水有机物、消除有毒有害污染物的分子机制,包括反应过程的动力学规律等系列问题,如何将 EM 及其相关技术引入到污水生物反应器中,达到改善反应器的运行性能,提高反应器的处理效果等。(2)EM 技术水体净化试验大多采取直接投菌式,尚无基于设施水平(反应器)的研究,限制了 EM 应用价值的科学评价和系统推广。系统研究 EM 对不同水域、水体、水质和各种环境条件下的应用效果,特别是在反应器水平上应用的可能性和可行性。(3)在规范 EM 水处理技术体系的基础上,建设系统的废、污水处理示范工程和环境水体治理示范工程。

参考文献:

[1]王 平. EM 技术在水处理领域的系统应用研究[D]. 南京:河海大学,2003:25 - 26.

赵忠宝,朱清海. 稻-蟹-鳅生态系统的能值分析[J]. 江苏农业科学,2013,41(5):349-351.

稻-蟹-鳅生态系统的能值分析

赵忠宝¹, 朱清海²

(1. 中国环境管理干部学院,河北秦皇岛 066004; 2. 辽宁省盘锦市土肥站,辽宁盘锦 124010)

摘要: 通过田间试验,采用奥德姆能值理论和分析方法,对稻-蟹-鳅生态系统的可持续性进行评价。结果表明:稻-蟹-鳅生态系统的可更新有机能利用率、能值投入率、能值密度、能值-劳动生产率、净能值产出率、环境负载率和能值可持续发展指数分别为 0.30、2.34、43.85 $\times 10^{10}$ sej/m²、9.63 $\times 10^{12}$ sej/h、4.61、2.72、1.69,比稻-蟹生态系统和单作稻生态系统的高。不可更新工业能利用率为 0.4,比稻-蟹生态系统和单作稻生态系统的低。

关键词: 水稻;河蟹;泥鳅;生态系统;能值分析

中图分类号: S181 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2013)05-0349-03

水稻是重要的粮食作物,全世界有一半以上的人口以稻米为食^[1];河蟹肉质鲜美,风味独特,营养丰富,是人们所喜爱的美味佳肴^[2-4];泥鳅具有较高的营养价值,是高蛋白、低脂肪的经济鱼类之一^[5]。稻田养蟹,既种水稻又养殖河蟹,河蟹在稻田寻食、爬行,并除去稻田的一部分杂草,减少了中耕除草和农药用量;养蟹的残饵和蟹粪又为水稻生长提供了优质的有机肥料^[2-4]。由于泥鳅属于杂食性鱼类,能吃稻田中的嫩草、底栖动物和水生昆虫、浮游生物,又可以残饵、鱼类为食,喜欢钻入泥中,受稻田施肥和打药的影响较小^[5],运用有机物多层次利用技术和物种互惠共生技术^[6],在稻-蟹生态系统中加入养泥鳅“生产环”,可以形成“稻护蟹,蟹吃饵料,鳅吃残饵、蟹粪,泥鳅粪肥田”的“稻-蟹-鳅生态系统”。

某种流动或储存的能量所包含的另一种流动或储存的能量的数量,即为该种能量的能值。能值分析是美国著名生态学家奥德姆(Odum)创立的以能量为核心的系统分析方法。能值分析以能值作为基准,把不同种类、不可比较的能量转换成统一标准来进行比较。能值分析常用太阳能值(solar energy)来衡量某一能量的能值大小,单位为太阳能焦耳(solar emjoules,缩写为 sej)。能值分析提供了一个对经济系统透视

的新视野,传统的经济分析和评价方法重视货币的作用,实际上货币只衡量了人的贡献,而能值分析则同时衡量人和环境对于经济发展的贡献。自然界的目标是最大化的能值流,而且这也应当是人类的目标^[7]。本研究通过田间试验,采用奥德姆的能值理论和分析方法,对稻-蟹-鳅生态系统的可持续性进行评价,定量分析自然资源和人类投入对经济系统的作用,为进一步提高稻田综合效益提供科学依据。

1 研究区概况及研究方法

1.1 研究区概况

试验地选在辽宁省盘山县坝墙子镇,土壤为黏质盐渍型水稻土,气候属暖温带大陆性半湿润季风气候区。年平均气温 8.9℃, $\geq 5^\circ\text{C}$ 活动积温 3 551℃, $\geq 10^\circ\text{C}$ 活动积温 3 509℃,年降水量 633.6 mm,年蒸发量 1 551.7 mm。全年太阳能总辐射量 577.2 kJ/cm²,生理辐射量 291.3 kJ/cm²,其中作物生育期(4—9月)的生理辐射量 183.8 kJ/cm²,无霜期 171 d。

1.2 研究方法

试验设稻-蟹、稻-蟹-鳅、单作稻(CK)3种生态系统,分别设3次重复,9个生态系统随机区组排列,每个生态系统面积为135 m²,以其所辖地块范围为系统边界。其间筑田埂,设保护行,实行单排单灌。稻-蟹、稻-蟹-鳅生态系统沿田埂四周围防逃塑料布,进、排水口置双层密织防逃拦网,稻-蟹-鳅生态系统沿田埂内侧铺塑料布。每个稻-蟹、稻-蟹-鳅生态系统放蟹种99只,每个稻-蟹-鳅生态系统

收稿日期:2012-10-29

资助项目:国家自然科学基金(编号:49631040)。

作者简介:赵忠宝(1980—),男,河南滑县人,硕士,讲师,研究方向为生态农业、水土保持、生态规划。E-mail:354908476@qq.com。

通信作者:朱清海。E-mail:zhuqinghai12@163.com。

[2]康白. 微生物学[M]. 大连:大连出版社,1998:106-110.

[3]邵孝侯. 农业环境学[M]. 南京:河海大学出版社,2005:99-108.

[4]邵青. EM对生活污水中常见污染物的去除效果[J]. 中国给水排水,2001,17(3):74-76.

[5]邵青,雒文生. EM应用于间歇反应器处理城镇污水的高效节能问题[J]. 中国农村水利水电,2002(10):27-30.

[6]亢志华,唐剑,袁伟,等. 构建太湖富营养化循环环保产业的可行性分析[J]. 江苏农业学报,2012,28(3):560-564.

[7]宋丰明,李长有. 农村水环境污染控制及修复(综述)[J]. 江苏农业科学,2012,40(3):330-332.

[8]Yong J. China's water scarcity[J]. Journal of Environmental Manage-

ment,2009,90(11):3185-3196.

[9]王忠敏,梅凯. 氮磷生态拦截技术在治理太湖流域农业面源污染中的应用[J]. 江苏农业科学,2012,40(8):336-339.

[10]朱亮,汪翔,王超. EM在污水生物降解中的试验研究[J]. 环境工程,2001,19(6):15-18.

[11]蔡金榜,钱健. EM复壮实验研究[J]. 环境卫生工程,2003,11(4):187-190.

[12]吴保承,沈国强,杨春霞,等. 微生物制剂在水质净化中的应用现状与展望[J]. 环境科学技术,2010,33(增刊1):408-410.

[13]邵孝侯. 农业水土环境工程学[M]. 南京:河海大学出版社,2011:1-6.