

养殖池塘污染底泥生物修复的室内比较实验

蔡惠凤, 陆开宏, 金春华, 王扬才, 吴科峰

(宁波大学 生命科学与生物工程学院, 浙江 宁波 315211)

摘要:在实验室模拟生态条件下,运用投放复合微生物、微生物合酶菌液、添加营养促生剂、水底界面曝气等不同方法对养殖池塘污染底泥进行生物-生态修复;检测底泥及上覆水在不同生物修复技术作用下溶解氧、氨氮、硝态氮、 COD_m 、TOC、底泥生物降解能力(G 值)、异养细菌数量和反硫化细菌数量等指标的动态变化,据此评价不同修复技术的生态效应。结果表明,4种不同的生物生态方法均对污染底泥产生了一定的修复作用,其中以 VB_{997} 底泥营养促生剂组综合修复效果最为理想,在为期60 d的实验中,底表水 COD_m 消除率达70.00%,底泥生物降解能力(G 值)从12.00 kg/(kg·h)提高至45.60 kg/(kg·h),底泥表面形成1.80—2.20 cm灰白色氧化层。曝气组溶解氧充足,底层DO一直保持在7.00 mg/L以上,底表水 COD_m 消除率达69.25%, G 值从14.30 kg/(kg·h)升高到34.20 kg/(kg·h)。实验同时表明,几种生物制剂和营养促生剂的添加能导致上覆水硝态氮和氨态氮含量的升高,促进浮游藻类的阶段性滋生。[中国水产科学, 2006, 13(1):140—145]

关键词:底泥;有机污染;生物修复;曝气

中图分类号:S96 **文献标识码:**A **文章编号:**1005-8737-(2006)01-0140-06

随着中国海水池塘养殖面积的不断增长以及规模化、集约化养殖方式的不断发展,由养殖引起的自身污染也越来越突出。

袁有宪等^[1-2]曾从虾池底泥中分离、筛选出多株虾池有机物的有效降解菌,并在模拟条件下,发现虾池环境生物修复作用菌能明显改善虾池环境,降低有机物的含量。但土著微生物生长速度往往太慢、代谢活性不高,对有机底泥的降解效率有限。李卓佳等^[9]应用以芽孢杆菌为主导菌的微生物复合制剂进行分解养殖池塘有机污泥的实验,经1个月后,池底原有厚3—5 cm的有机污泥被分解,并对鱼类有明显的促生长作用。东南亚和中国台湾省也在应用微生物改善虾池底质环境方面取得一定的进展^[12]。但总体而言,目前尚缺少有效削减池塘底泥的实用技术。

本研究试图在实验室模拟生态条件下,运用投放复合微生物、微生物合酶菌液、添加营养促生剂和水底界面曝气等不同方法对海水养殖池塘污染底泥进行生物-生态修复,通过比较不同生物、生态技术的生态效应,为实际应用提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 实验容器 30 cm×35 cm×50 cm的玻璃缸15个,分成5组,每组3个,1—4组为实验组,第5组为空白对照组。为模拟池塘底层低光照与低溶氧环境条件,容器四周以黑布包围,上覆致密聚乙烯透明板材,仅留少量空气水接触界面。容器随机排列在实验室南侧沿窗实验台上,在窗口自然光和自然温度条件下进行实验。

1.1.2 实验底泥和海水 实验所需黑臭污染底泥和海水均采自宁波鄞州区松栎镇海水养殖池塘,每个玻璃缸底层平铺10 cm厚底泥,上覆海水20 cm。

1.1.3 实验选用制剂 微生物复合胶囊(上海鸿宝),微生物合酶菌液(美国LLMO),底泥营养促生剂(美国 VB_{997})。

1.2 方法

1.2.1 实验设计 第1组投放复合微生物制剂,用量10 g/m³;第2组施加LLMO合酶菌液,10 mL/m³;第3组添加 VB_{997} 底泥微生物营养促生剂,50 g/m³;

收稿日期:2005-03-09; 修订日期:2005-06-13.

基金项目:浙江省自然科学基金资助项目(302107)。

作者简介:蔡惠凤(1980-),女,在读硕士研究生,研究方向为渔业环境保护。Tel:0574-87600374. E-mail:caihuifeng@hzmail.com

通讯作者:陆开宏. E-mail:nlkjh@nhip.net

第4组在接近水底界面实施曝气充氧,于每日清晨曝气1~2 h;各类外源添加剂每隔15天投放1次。实验持续时间为2004年3月26日至5月27日。

1.2.2 测定方法 水温、溶氧(DO)、pH、氧化还原电位(ORP)、氨氮、硝态氮等按照文献[4]中的标准方法测定;叶绿素a(Chl a)含量用德国产(BBE)FluoroProbe仪测定。用德国产Becker型沉积物采样器采集底泥表层(2 cm)样品,测定指标包括 COD_{Cr} [4]、 TOC [5]、 G 值 [7]、异养细菌数(稀释平板计数法) [6]和反硫化细菌数(MPN法) [8],各项指标均按相关文献提供的方法测定。

1.3 统计方法

各项数据用SPSS11.5统计软件分析。

2 结果

2.1 不同方法对藻类生长和底层溶氧(DO)条件的影响

图1显示,3个添加剂组的叶绿素含量波动较大。第1次(3月26日)施加后3天,微生物复合胶囊组、LLMO合酶菌液组及 VB_{100} 营养促生剂组的叶绿素含量分别增加到159.10%、217.32%、220.70%,而曝气组和对照组变化不明显。第2次(4月11日)和第3次(4月28日)添加后,上述3组又出现明显的叶绿素峰值。可见,3种制剂的添加能在短期内促进藻类的生长。而曝气组和对照组在整个实验期间只出现一个明显的波峰。

第4次添加至实验结束,藻类数量不再出现猛增现象,实验组藻类总数减少其中微生物复合胶囊组94.20%、LLMO组88.10%、 VB_{100} 组45.00%、

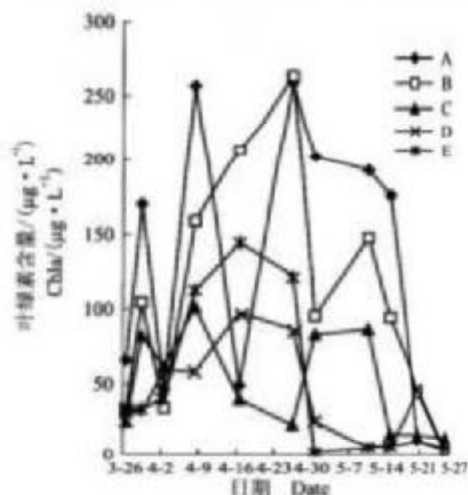


图1 水体中藻类的叶绿素含量变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照

Fig.1 Variations of Chl a concentration in water

Note: A—Huanghuo; B—LLMO; C— VB_{100} ; D—Aerobic; E—Control

曝气组83.80%。这可能与水相中某些限制性微量元素被大量消耗,而同时又未能从添加的制剂中得到补充有关;也可能是微生物建立优势并消耗营养而抑制藻类的增长。

从图2藻类组成来看,各实验组绿藻比例下降,由起始占总藻量的15.20%~18.90%下降至0~4.00%;硅藻则一直处于优势地位,使上覆水始终呈现清新的黄绿色。而对照组虽在藻类繁殖高峰时绿藻比例有所下降,但实验后期上升至19.20%~33.40%。可见几种制剂的添加及底层水的曝气复氧有利于硅藻优势种群的建立。

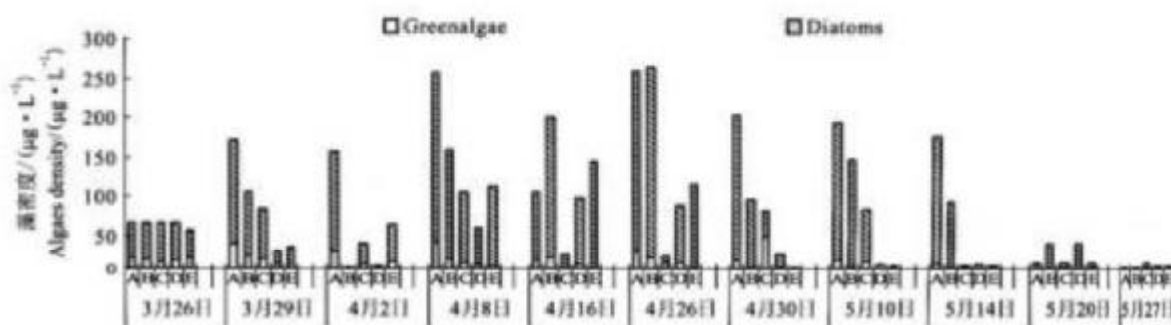


图2 硅藻、绿藻比例变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照

Fig.2 Percentages of greenalgae and diatoms in water

Note: A—Huanghuo; B—LLMO; C— VB_{100} ; D—Aerobic; E—Control

本实验尽管对水体溶氧条件进行了一定的限制,但是由于水浅,底层光照条件较好,无论对照组还是实验组在整个实验期间一直保持了较高的溶氧条件(图3)。实验初期,各组DO变化不明显,基本上保持原有状态。5~6 d后,实验组DO迅速升高,其中微生物复合胶囊组的上升幅度最快,最高DO值达到15.13 mg/L;其次为LLMO组和曝气组,分别达到了12.97 mg/L和12.54 mg/L。各实验组在前几次添加外源制剂后,DO均有小幅回升的趋势,这与上覆水叶绿素含量的变化比较一致,且具有明

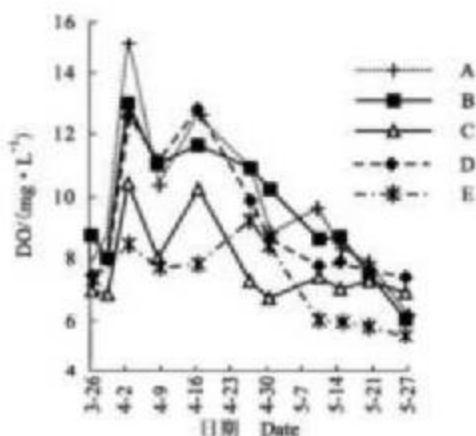


图3 底层水体DO的变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照
Fig.3 Variation of DO concentration in bottom water
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

从图5和图6可知,上覆水氨氮和硝态氮总体上呈上升趋势。将实验组和对照组的数据进行方差比较,氨氮差异系数分别为0.005、0.007、0.001、0.005;硝态氮的差异系数分别为0.005、0.021、0.052、0.017,除第4组曝气组的硝态氮外,差异均达显著或极显著。

实验初始,水体中的氨氮和硝态氮浓度都比较低。随着不同微生物制剂的运用,形成的优势微生物种群耗氧降解底泥沉积物中的有机质,有机物以无机形式释放到水体中;同时很容易造成还原环境,促进反硝化反应的发生,大量生成氨氮,造成氮的形态和分布的变化,底层水相氨氮含量升高。VB₉₉₇直接作用于底泥,因此该组的氨氮含量一直处于最高状态。曝气组由于不断的在水底界面实施曝气充氧,溶解氧充足,氨氮和硝态氮含量相对较低。

显的正相关关系($P=0.024<0.05$)。相对而言,对照组DO变化较小,实验期间DO浓度一直明显低于各实验组($P<0.05$)。

2.2 不同方法对上覆水COD及 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 等主要水质因子的影响

从图4可知,实验组的COD_{Cr}消减速度高于对照组。实验前后,各组COD_{Cr}的下降幅度分别为VB₉₉₇组70.00%、曝气组69.25%、微生物复合胶囊组63.64%、LLMO组61.11%,而对照组仅40.17%。至实验结束,实验组水色清爽。

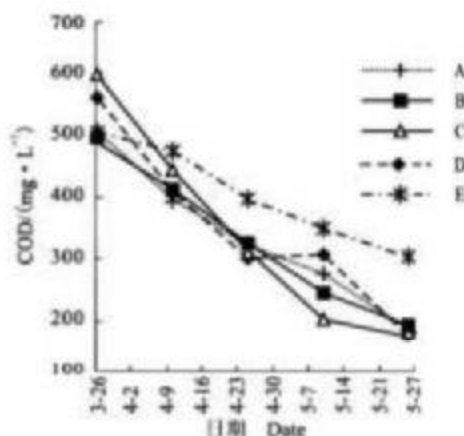


图4 上覆水化学耗氧量的变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照
Fig.4 Variation of COD level in surface water
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

2.3 不同方法对底泥有机物的降解

2.3.1 底泥生物降解能力(G值)和总有机碳(TOC)

图7反映了底泥生物降解有机质能力的变化情况。第1次处理5~6 d后,各实验组底泥表层开始出现零星气泡,10 d后气泡变多,底泥表面出现灰白色氧化层,表明底泥生物氧化有机物作用活跃;至第12天,各实验组G值较实验开始时分别增长了:微生物复合胶囊组39.04%、LLMO组32.14%、VB₉₉₇组和曝气组25.87%,而对照组底泥氧化层不明显,G值反而有所下降。至实验结束,各组G值比初始值分别增加为:VB₉₉₇组280.00%、曝气组139.16%、LLMO组125.00%、微生物复合胶囊组106.95%;对照组仅增加64.71%。底泥氧化层厚度分别为VB₉₉₇组1.80~2.20 cm、曝气组1.60~2.00 cm、LLMO组1.20~1.90 cm、微生物

复合胶囊组 1.50~1.80 cm; 对照组只有 0.50 cm。由此可见, 4 种不同的生物生态方法均能不同程度地强化底泥对有机污染物的分解能力, 促进底泥氧化层的形成。

图 8 显示, 初始阶段, 各组 TOC 均显著升高, 可能是藻类大量繁殖死亡后, 有机残骸沉积引起, 与上覆水叶绿素含量(图 1)在相同时期内的剧烈下降相对应。第 2 次施加制剂(4 月 11 日)后, 各实验组 TOC 开始降低, 和对照组比较有显著差异($P < 0.05$)。至实验结束, VB₉₉₇ 组 TOC 值最低为

1.51%; 其次曝气组 1.65%; 微生物复合胶囊组及 LLMO 组 TOC 值和对照组相比差异不显著($P > 0.05$); 值得一提的是实验结束时各组的 TOC 值均比实验前高。微生物组起始 TOC 值比较大, 其最后的值也大; VB₉₉₇ 组起始值最低, 其最后的值也最低。这可能是与水相中的 C 转移到底泥相有关。从总体来看, TOC 在短期内变化不是很明显, 而底泥氧化层不同程度地出现说明底泥有机质的被降解, 因此 TOC 作为底泥有机质含量指标可能不是很敏感。

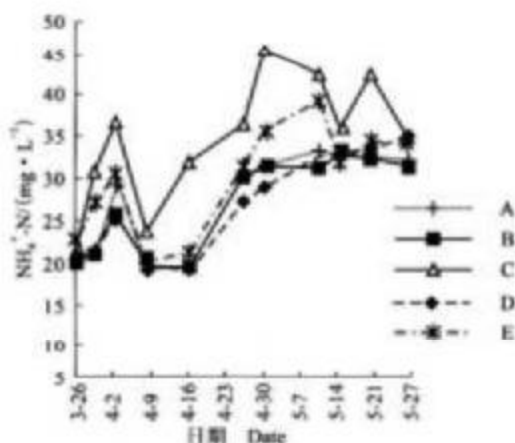


图 5 上覆水氨氮含量变化曲线

注: A—鸿宝; B—利蒙; C—营养促生剂; D—曝气; E—对照
Fig. 5 Variations of NH_4^+-N level in surface water
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

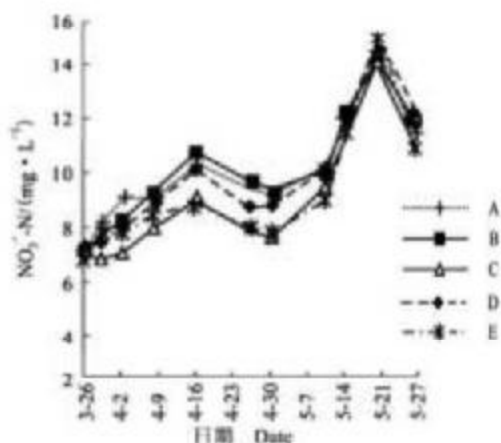


图 6 上覆水硝态氮含量变化曲线

注: A—鸿宝; B—利蒙; C—营养促生剂; D—曝气; E—对照
Fig. 6 Variations of NO_3^--N level in surface water
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

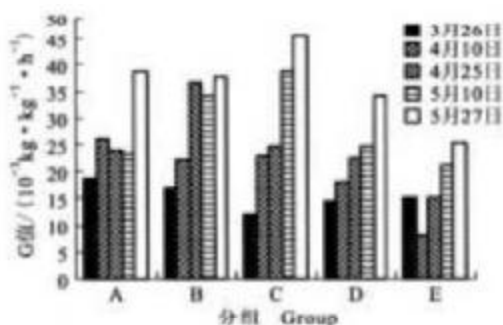


图 7 底泥生物降解能力的变化

注: A—鸿宝; B—利蒙; C—营养促生剂; D—曝气; E—对照
Fig. 7 The variations of G value in sediments
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

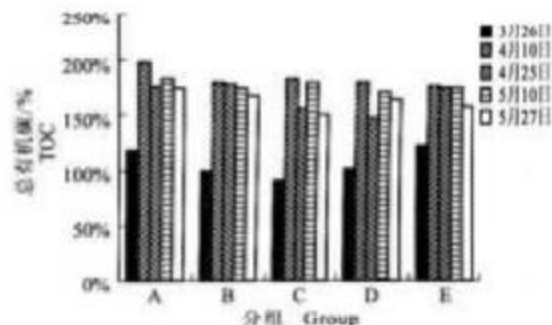


图 8 底泥总有机碳含量变化

注: A—鸿宝; B—利蒙; C—营养促生剂; D—曝气; E—对照
Fig. 8 Variations of TOC level in sediments
Note: A—Honghuo; B—LLMO; C—VB₉₉₇; D—Aerobic; E—Control

2.3.2 底泥微生物数量的变化 图9反映底泥异养细菌数量呈现一定的波动。第一次施加制剂后,藻类大量生长后死亡沉积,引起底泥有机质的增加,异养细菌数量随之出现增长;随着藻类生长趋于平稳,有机物质不断被降解,异养细菌赖以生存的营养物质缺乏,因而逐渐减少。两者之间呈现一定的相关性,这与袁有宪等^[11]和高尚德等^[12]报道的结果相一致。其中微生物组和VB₉₀₇组的相关性比较好,相关系数分别为0.175和0.424($P < 0.005$)。

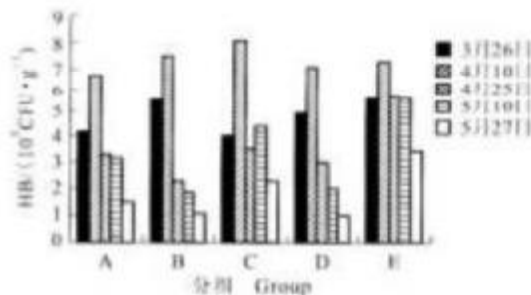


图9 底泥异养细菌(HB)的数量变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照
Fig.9 Variations of heterotrophic bacteria number in sediments

Note: A—Hongbao; B—LLMD; C—VB₉₀₇; D—Aemte; E—Control

3 讨论

微生物在底泥有机物的降解中具有较大的作用,但土著微生物生长速度太慢、代谢活性不高^[7]。利用微生物制剂能够迅速形成优势微生物种群,针对性强,生物修复效果显著。本实验通过添加3种不同制剂和实施水底界面曝气,有效促进底泥中好氧微生物的生长,加速底泥及其上覆水体中有机质的分解,各实验组底泥的黑臭现象明显得到改善。从各项指标综合比较,修复效果以添加营养促生剂VB₉₀₇组比较理想,曝气组次之,其他两种微生物制剂也有一定的效果,但不如前两种方法明显。

外源微生物的引入,不但要求引入菌群对有机污染物有较强的针对性,而且能否成为优势群体还与其在环境中的竞争力有关。外来菌株的生存受到许多生物和非生物因素的影响^[3]。因此,利用外源微生物修复污染底泥,不仅要求实施前的本底调查及预备实验,而且实施效果往往受环境条件的变化而变化。

图10反映底泥反硫化细菌的变化情况,其中曝气组的降低幅度最为明显。有研究表明,沉积环境中硫化物含量与有机负荷量、化学耗氧量呈正相关^[14]。将实验组的反硫化细菌数量(Y)与化学耗氧量(X)进行线性回归,直线回归方程为: $Y = -142.736 + 4.497X$,且两者具有较好的正相关($t = 8.815, P < 0.005$)。可见,反硫化细菌数量的减少,反映底质有机污染的减轻。实验结束时,底泥的黑臭情况得到明显改观。

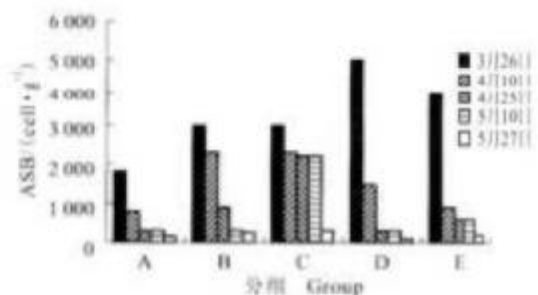


图10 底泥反硫化细菌(ASB)数量的变化

注:A—鸿宝;B—利蒙;C—营养促生剂;D—曝气;E—对照
Fig.10 Variations of anti-sulfurization bacteria number in sediments

Note: A—Hongbao; B—LLMD; C—VB₉₀₇; D—Aemte; E—Control

本实验是在室内朝阳面进行,而且水位较低,光照条件好于自然池塘,浮游植物的光合作用和水体溶氧的补充,对水体本身的净化和污染物的降解起到了一定的促进作用。这也是对照组底泥也有一定程度改善原因。由于充足的溶氧条件是底泥好氧微生物区系形成和有机物好氧分解的必备条件,因此要提高淤积底泥的降解效果,在投放微生物制剂和营养促生剂的同时,应在水体底层辅以一定的曝气复氧措施。

值得一提的是几种不同的底泥生物—生态修复方法,在作用的最初阶段都能促进上覆水浮游藻类的大量繁殖,并在较长的一段时间内引起水体氨氮、硝态氮含量的升高。这在一些功能特定的富营养化水体修复中是应予以考虑的重要现象。

参考文献:

- [1] 李秋芬,曲克明,李福言,等. 虾池环境生物修复作用菌的分离与筛选[J]. 应用与环境生物学报, 2001, 7(3): 28-285.
- [2] 李秋芬,邹玉霞,袁有宪,等. 虾池环境生物修复作用菌的模拟应用[J]. 应用与环境生物学报, 2002, 8(1): 75-77.

- [3] 陈玉成编. 污染环境生物修复工程[M]. 北京:化学工业出版社,2003.
- [4] 魏复盛. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社,2002.
- [5] 全国主要湖泊、水库富营养化调查研究课题组编. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京:中国环境科学出版社,1987.
- [6] 马 放,任南琪,杨基先. 污染控制微生物学实验[M]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学出版社,2003.
- [7] 冯秀奇,谢 波,刘 军. 底泥生物氧化与城市黑臭河涌治理[J]. 水利渔业,2003,23(6):42-44.
- [8] Mari T T, Lipponen, Merja H Sutari. Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in finnish drinking water distribution systems[J]. Water Research, 2002,36:319-4 329.
- [9] 李卓佳,张 庆,陈康德. 有益微生物改善养殖生态研究 I. 复合微生物分解有机底泥及对鱼类的促生长效应[J]. 湛江海洋大学学报,1998,18(1):5-8.
- [10] 袁有宪,辛福言,孙 耀,等. 对虾养殖池沉积环境中 TOC、TP、TN 和 pH 及质量评价模型[J]. 水产学报,2000,24(3):247-253.
- [11] 袁有宪,孙 毅,曲克明,等. 对虾养殖池沉积环境中 TOC、TP、TN 和 pH 垂直分布[J]. 水产学报,1999,23(4):363-368.
- [12] 高西德,陈旭仁,吴以平. 中国对虾养成期间虾池水体和底质中细菌含量的变化[J]. 水产学报,1994,18(2):138-142.
- [13] 张 庆,李卓佳,陈康德. 复合微生物对养殖水体生态因子的影响[J]. 上海水产大学学报,1999,8(1):43-47.
- [14] 杨美兰,林 钦,甘居利,等. 养殖池底质中硫化物的含量与分布[J]. 湛江海洋大学学报,2002,22(3):47-52.
- [15] Blasquet C, Subrenat E, Chierec P Le. Removal of phenolic compounds from aqueous solution by activated carbon cloth [J]. Wat Sci Technol, 1998,39(10/11):201-205.
- [16] 周启星,朱荫昌. 西湖底泥不同供氧条件下有机质降解及 CO_2 与 CH_4 释放速率的模拟研究[J]. 环境科学学报,1999,19(1):11-15.
- [17] 王文强,滕斌茂,樊士伟. 养殖水体沉积物中氮的形态、分布及环境效应[J]. 水产科学,2004,23(1):29-33.

Bioremediation of aquaculture sediment by several ecology methods in lab

CAI Hui-feng, LU Kai-hong, JIN Chun-hua, WANG Yang-cai, WU Ke-feng

(Faculty of Life Science and Biotechnology, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: Based on the actuality of sediment in seawater pool, an experiment on bioremediation of polluted sediment was made by several ecology methods such as adding microbe compound (two genus, Hongbao made in Shanghai, LLMO made in America), nutritious liquid (VB₉₉₇) and aerating oxygen in interface between water and sediment. Then the levels of DO, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$, COD_{cr} , TOC, heterotrophic bacteria and anti-vulcanization bacteria were tested during the experiment period (Mar. 26 - May. 27, 2004). The results showed that after 60 days, the bioremediation effect of VB₉₉₇ group was the best. The value of G ranged from 12.00 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$ to 45.60 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$; the rate of COD_{cr} of the bottom water removed was 70.00%. And the oxidation stratum shaped in the sediment surface reached 1.80 - 2.20 cm. The group of aerating was full of oxygen, and DO level was maintained higher than 7.00 mg/L ; the rate of COD in the bottom water removed was 69.25%; the value of G ascended from 14.30 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$ to 34.20 $\text{kg}/(\text{kg} \cdot \text{h})$. The results also indicated that adding microbe compound and nutritious reagent would raise the contents of $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in the bottom water and improve the pelagic algae's development in phase. [Journal of Fishery Sciences of China, 2006, 13(1):140-145]

Key words: sediment; organic compound; bioremediation; microorganism

Corresponding author: Lu Kai-hong. E-mail: nbkh@nbip.net