

固定化微生物在凡纳滨对虾养成池中的应用

金春华¹, 陆开宏^{1*}, 郑忠明¹, 蔡惠凤², 王扬才³

(1. 宁波大学教育部应用海洋生物技术重点实验室, 浙江 宁波 315211;

2. 宁波市鄞州区渔业技术管理服务站, 浙江 宁波 315100;

3. 宁波市海洋与渔业研究院, 浙江 宁波 315100)

摘要:通过监测池塘水体藻类群落组成、多项水质指标、底泥总有机碳(TOC)和底泥异养细菌数等指标值,研究了固定化微生物对凡纳滨对虾生产性养殖池塘水质调控和污染底泥的修复能力,微生物固定所用载体为改良沸石和生物活性炭(相应的固定化微生物分别记为ZE-M组和BE-M组)。试验结果显示,处理组(ZE-M组和BE-M组)池塘水体中藻类组成呈多元化,隐藻、蓝藻和绿藻数量比较接近,而对照组则是蓝藻占绝对优势。试验过程中,对照池的氨氮浓度和COD呈直线上升,而处理组氨氮浓度和COD的增长幅度缓慢,ZE-M、BC-M载体微生物的使用是产生差异的直接原因。对照组和处理组的其它水质指标变化规律及差异性不明显,可能是由于池塘水体由诸多不确定因素影响所致。固定化微生物对池塘底泥TOC含量和异养细菌数的影响显著($P < 0.05$),试验过程中,试验组和对照组池塘底泥TOC含量随着养殖时间均有增加的趋势,但对照组这一趋势更加明显;试验初期,各组表层底泥中的异养细菌数量在 $3.367 \times 10^5 \sim 8.60 \times 10^5$ CFU/g范围内,试验结束时增长到 $85 \times 10^5 \sim 393.7 \times 10^5$ CFU/g。处理组和对照组的异养细菌差异显著($P < 0.05$),其中ZE-M处理组最低,仅为对照组的21.59%。试验结果表明,凡纳滨对虾生产性养殖池塘中应用固定化微生物技术能显著改善池塘水质、稳定水体藻相结构和提高微生物对污染底质的生物修复能力。

关键词:凡纳滨对虾;固定化微生物;池塘养殖;藻类群落结构;污染底质

中图分类号:Q 938.8; S 966.12

文献标识码:A

随着水产养殖集约化水平的提高,养殖环境管理已成为整个养殖工艺中的关键环节。尤其对于对虾养殖业,为预防外源病害的侵袭,整个养殖过程中很少或基本不更换池水。与高密度养殖所对应的是人工饵料的大量投入,而对虾摄食容易受气候、自身生理变化(如脱壳)、病虫害等多种因素的强烈影响,对虾养殖中投饵数量通常不易把握,一旦有饵料过剩,底泥有机质积累而导致黑臭现象不可避免,即使整个养殖过程中残饵不多,大量的对虾排泄、排遗产物及动植物残骸也很容易引起底质的衰败,从而导致虾体生长缓慢、虾病多发、产量下降甚至养殖失败等严重后果。为此,高密度养虾池的底质管理尤为重要。

近年来,利用有益微生物改善虾池水质的技术已逐渐普及并取得一定的成效^[1-4],但应用生物技术特别是固定化微生物技术改善与修复池塘污染底泥环境的应用研究仍鲜有报道。国内外部分学者^[5-10]在实验室和野外围隔所作的试验表明,固定化微生物能增加外来微生物与受污染底泥中目标污染物的混合接触机会,有利于增强菌体活性,加快细菌的反应启动速度,从而强化底泥的原位生物处理过程。为此,本研究在室内和围隔试验的基础上,选用了两种载体对微生物制剂LLMO的微生物进行固定化处理,获得固定化微生物,在余姚马渚对虾养殖场进行了生产性应用试验,取得了良好的效果。

收稿日期:2009-09-10 修回日期:2009-11-24

资助项目:国家“八六三”高技术研究发展计划(2007AA10Z409);国家海洋局“908”专项(908-02-04-07);浙江省自然科学基金项目(Y307542);宁波市科技局项目(2008C10021)

通讯作者:陆开宏, Tel:0574-87600232, E-mail:lukaihong@nbu.edu.cn

1 材料与方法

1.1 试验池塘及实验材料

在余姚马渚养殖场的凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 全程养殖过程中进行了固定化微生物优化与改善池塘底泥的应用试验, 随机选择条件类似的虾池 6 口, 其中 4 口为试验池, 2 口对照池; 每个虾池面积约 5 336 m², 平均水深约 1.8 m, 对虾放养密度为 75 ind/m², 放养时虾苗规格为 0.8 ~ 1.0 cm。

试验所使用的固定化微生物: ①改良沸石结合微生物制剂 LLMO (记为 ZE-M); ②生物活性炭结合微生物制剂 LLMO (记为 BC-M)。其中, LLMO 微生物制剂为美国 General Environmental Science 公司生产, 主要由芽孢杆菌属、假单胞菌属及纤维单胞菌属等组成^[10]。

1.2 实验方法及检测指标

试验期间除投放固定化微生物外, 试验组与对照组虾池的日常管理相同, 试验期间所有虾池不换水, 不施用抗菌素等防病、治病药物。

虾苗入池 14 d 后, 按固定化微生物 3 g/m², 沿池塘四周, 均匀撒入虾池。每隔 20 天左右投放固定化微生物 1 次, 整个试验期间, 共投放 4 次。每次投放固定化微生物前, 采集试验池和对照池的水样和底泥样检测其理化与生物指标 (6 月 21 日为第一次现场测定及采样, 处理组在采样及测定后投放固定化微生物)。用美国产 Hydrolab 综合水质测定仪现场测定水温、溶氧 (DO) 和 pH; *Chl. a* 含量用德国产 (BBE) FluoroProbe 荧光测定仪测定; 用德国产 Beeker 型沉积物采样器采集池底表层泥样。水样和泥样采集完毕后, 低温条件下带回实验室分析测定其它指标。水样中的氨氮 (NH₄⁺-N)、亚硝酸盐氮 (NO₂⁻-N)、化学耗氧量 (COD) 等指标按照文献 [11] 中的标准方法测定; 泥样的 TOC 和 COD 等指标按相关文献提供的方法测定^[12]。异养细菌的计数采用倾注平板法, 28 °C 恒温培养 48 h 后计数^[13]。

1.3 数据处理

统计分析等数据处理在 SPSS 13.0 统计软件上进行, 不同处理及日期间的指标值先进行两因素方差分析 (Two-way ANOVA), 然后进行 Duncan 氏多重比较。底泥中 TOC 含量 (百分比数据) 比较时, 数据先通过反正弦变化后再进行

统计分析; 异养细菌数据分析时, 细菌数先经对数变换再进行方差分析及多重比较。

2 结果

2.1 对虾生长情况

试验期间处理组和对照组的对虾均未见发病, 处理组平均产量明显高于对照组, 起捕时处理组的对虾规格也略大于对照组 (表 1)。

表 1 对虾生长与养成情况
Tab. 1 Basic status of the shrimp growth in Yuyao and Yinzhou ponds

	养成规格 (cm) size	产量 (kg/ha) yield	发病情况 result
对照组 control	9 ~ 12	5 625	正常 normal
ZE-M	12 ~ 13	11 250	正常 normal
BC-M	11 ~ 12	7 875	正常 normal

2.2 池塘藻类群落及水质指标的变化

试验初期, 各组叶绿素 a (*Chl. a*) 的平均含量分别为 BC-M 组 8.45 μg/L、ZE-M 组 21.23 μg/L、对照组 18.45 μg/L; 试验过程中, 饲料的残饵、对虾的粪便等使养殖水体中营养盐日益增多, 藻类大量生长繁殖。试验结束时, 各组 *Chl. a* 的平均含量 BC-M 组达 150.83 μg/L、ZE-M 组 181.84 μg/L、对照组 272.45 μg/L; 处理组 *Chl. a* 的平均含量明显比对照组低, 其中 ZE-M 组比对照组低 33.26%。整个试验期间, 试验池塘藻类组成主要是隐藻、蓝藻和绿藻。试验初期, 处理组和对照组水体藻类组成均以绿藻为主 (图 1); 后期处理组藻类组成呈多元化, 隐藻、蓝藻和绿藻数量比较接近, 水色呈浅褐色, 而对照组则是蓝藻占绝对优势, 水色为深绿色 (图 1)。

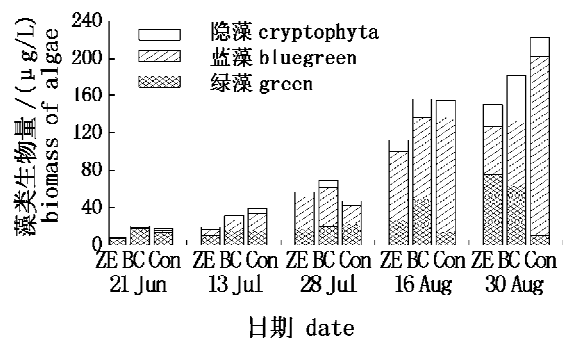


图 1 对虾养殖池塘藻类不同类群动态

ZE: 改良沸石结合微生物组; BC: 生物活性炭结合微生物; Con: 对照组。

Fig. 1 Variation of algae in shrimp ponds

ZE: treatment of zeolite; BC: treatment of biological active carbon; Con: control.

图 2 是虾池底层水体氨氮浓度的变化。随着养殖时间的增长,由于残饵、排泄物及其他动植物尸体等有机质不断沉积,虾池底部环境由氧化态逐渐转为还原态,氨氮浓度升高。从图 2 中可以看出,对照池的氨氮浓度呈直线上升,最高峰值达到 1.65 mg/L;相对地,处理组由于 ZE-M、BC-M 载体微生物的运用使得其氨氮浓度的增长幅度就显得缓慢,保持在 0.8 mg/L 以下。最后一次(8 月 30 日)由于受台风强降水影响,处理组和对照组水体中的氨氮浓度均有明显下降。

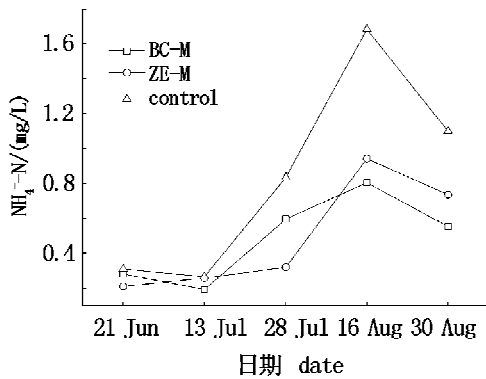


图 2 池塘底层水体中 NH₄⁺-N 平均浓度的变化
Fig. 2 Variation of mean NH₄⁺-N concentration in the bottom water of ponds

试验过程中,对照池 COD 值呈直线上升,而处理组 COD 上升速度缓慢(图 3),并且在每次施用固定化微生物之后 COD 有一个相对的降低过

程,COD 相对去除率达到 34.26% ~ 42.60%;试验结束时,BC-M 和 ZE-M 组的 COD 值分别比对照组低 32.50% 和 29.87%。

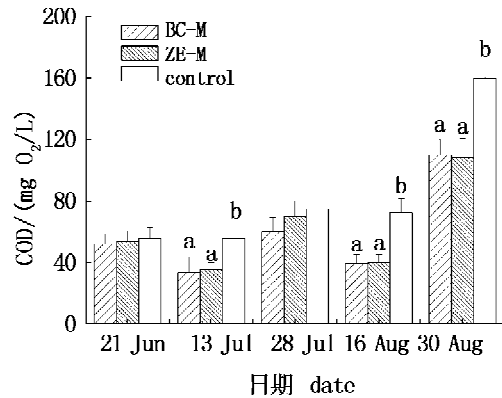


图 3 水体 COD 的变化
竖线表示标准差;同一采样日内,不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$),未标字母的各组没有显著差异 ($P > 0.05$)。

Fig. 3 Variation of COD in the water
Bars indicate S. D. Letters indicate the differences between groups within same sampling date. Means not sharing a common letter are significantly different ($P < 0.05$). Non-labeled columns mean no difference at the significance level of $P > 0.05$.

处理组和对照组池塘其它水质指标变化见表 2。从表 2 可见,试验过程中,对照组水体透明度 27 ~ 45 cm,处理组 28 ~ 46 cm(不包括受台风强降水影响后的数据),差异不明显;水体溶解氧(DO)浓度随着养殖过程有明显增大的趋势;试验池塘水体 pH、NO₂⁻-N 和 H₂S 含量试验后期均略有上升,但对照组和处理组差异不明显。

表 2 池塘水体透明度、pH 值及 DO、NO₂⁻-N、H₂S 含量变化

Tab. 2 Transparency, pH and concentration of DO, NO₂⁻-N, H₂S in the water column of experimental ponds

水质指标 index of water quality	6 月 21 日 21 Jun	7 月 13 日 13 Jul	7 月 28 日 28 Jul	8 月 16 日 16 Aug	8 月 30 日 30 Aug
透明度 (cm) transparency					
BC-M	29	46	42	32	26
ZE-M	28	45	43	31	26
control	29	45	41	27	31
DO (mg/L)					
BC-M	8.76	5.70	7.57	5.85	11.43
ZE-M	10.93	5.52	5.89	9.08	12.58
control	12.48	5.47	8.27	9.25	11.50
pH					
BC-M	7.8	7.5	8.5	7.9	8.5
ZE-M	7.8	7.6	7.7	8.24	8.8
control	7.9	7.7	8.5	8.7	9.1
NO ₂ ⁻ -N (mg N/L)					
BC-M	0.266	0.111	0.070	0.106	0.076
ZE-M	0.075	0.091	0.091	0.123	0.105
control	0.241	0.079	0.083	0.138	0.104
H ₂ S (mg/L)					
BC-M	0.023	0.087	0.055	0.084	0.505
ZE-M	0.042	0.073	0.076	0.097	0.468
control	0.029	0.063	0.064	0.118	0.522

表 3 为浮游植物量(以 *Chl. a* 表示)与其它水质指标的相关分析,从表中可以看出,*Chl. a* 与其

它水质指标均有显著或极显著相关关系,同时各项水质指标间也大多存在显著相关关系。

表 3 常规水质指标的相关系数

Tab. 3 The correlative coefficients of conventional water quality indices in the shrimp ponds

项目 item	SD	DO	pH	COD	NH ₄ ⁺ -N	NO ₂ ⁻ -N	H ₂ S	TOC	<i>Chl. a</i>
SD	1.000								
DO	-0.780 **	1.000							
pH	-0.390	0.522 *	1.000						
COD	-0.340	0.513 *	0.788 **	1.000					
NH ₄ ⁺ -N	-0.495 *	0.277	0.649 **	0.277	1.000				
NO ₂ ⁻ -N	-0.347	0.521 *	-0.046	-0.092	0.051	1.000			
H ₂ S	-0.527 *	0.533 *	0.561 *	0.767 **	0.294	0.092	1.000		
TOC	-0.341	0.254	0.580 **	0.476	0.520 *	-0.184	0.451 *	1.000	
<i>Chl. a</i>	-0.538 *	0.420 *	0.728 **	0.745 **	0.637 **	-0.098	0.797 **	0.720 **	1.000

注: * 表示相关显著($P < 0.05$), ** 表示相关极显著($P < 0.01$)。

Notes: * Means significant correlation($P < 0.05$), ** mean highly significant correlation($P < 0.01$).

2.3 底泥有机质及微生物变化

养殖池塘底泥有机质含量是残饵、粪便等不断沉积和底泥微生物不断矿化分解过程的综合反映。试验中以底泥的 TOC 作为底泥有机质含量的指标。从图 4 可见,处理组和对照组池塘底泥的 TOC 随着试验进程均有增加的趋势,但这一趋势对照组更加明显;比较处理组和对照组的统计分析显示,两者底泥 TOC 有显著差异($P < 0.05$),试验后期,BC-M 组的 TOC 显著小于对照组($P < 0.05$)。

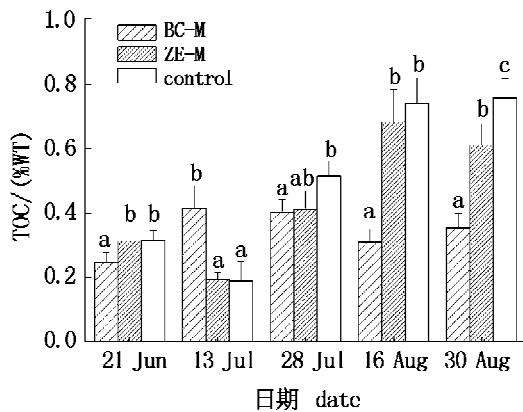


图 4 底泥表层 TOC 含量的变化

竖线表示标准差;同一采样日内,不同字母表示差异显著($P < 0.05$),未标字母的各组合没有显著差异($P > 0.05$)。

Fig. 4 Variation of TOC in sediment

Bars indicate S. D.. Letters indicate the differences between groups within same sampling date. Means not sharing a common letter are significantly different ($P < 0.05$). Non-labeled columns mean no difference at the significance level of $P > 0.05$.

试验初,各组表层底泥中的异养细菌数量在 $3.367 \times 10^5 \sim 8.60 \times 10^5$ CUF/g 范围内,组间差异不显著($P > 0.05$) (图 5)。对虾生长过程中有机物质不断沉积,底泥异养细菌呈对数值增殖,试验结束时,增长到 $85 \times 10^5 \sim 393.7 \times 10^5$ CUF/g。处理组和对照组的异养细菌差异显著($P < 0.05$),其中 ZE-M 组最低,仅为对照组的 21.59%;BC-M 组和相应对照 1 组比较,低 16.3% (图 5)。

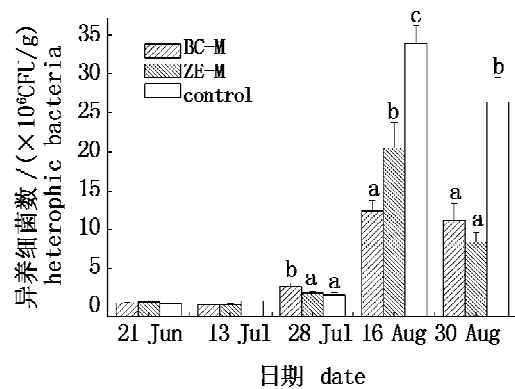


图 5 底泥表层异养细菌(HB)的数量

竖线表示标准差;同一采样日内,不同字母表示差异显著($P < 0.05$),未标字母的各组合没有显著差异($P > 0.05$)。

Fig. 5 Variation of heterophilic bacteria in the sediment

Bars indicate S. D.. Letters indicate the differences between groups within same sampling date. Means not sharing a common letter are significantly different ($P < 0.05$). Non-labeled columns mean no difference at the significance level of $P > 0.05$.

3 讨论

利用不同载体固定化微生物后,投放入养殖池塘,由于载体有相当大的比表面积和内表面积,有许多的空洞和孔道,具有选择吸附性能,微生物不仅能在载体表面也能在内表面附着固定,使微生物在载体上形成立体分布,为附着在固体表面后才能进行繁衍的硝化细菌等微生物创造了良好的生长空间,也增加了微生物与底泥中目标污染物的接触机会,从而增强了对池塘底泥的原位生物修复能力^[6,14-21]。与游离微生物相比,固定化微生物能更有效地降解池塘底泥有机质,改善池塘水质^[10]。本试验中,随着对虾的生长,残饵、粪便等在试验池塘中不断沉积,底泥有机污染物质日益淤积,固定化微生物的定期投放使能促进微生物菌群迅速在底泥表层区域形成优势群体,使养殖池塘底泥的自身污染得到了缓解,底泥总有机碳(TOC)的相对降低就是很好的指标,BC-M和ZE-M组底泥TOC含量分别比对照组低37.43%和19.45%,说明试验池的ZE-M和BC-M固定化微生物有效发挥了降解有机污染物的作用,使底泥有机碳含量大幅度降低。而从对虾最终的产量来看,ZE-M组的对虾规格和产量均优于BC-M组(表1),说明利用改良沸石作为载体固定LLMO微生物制剂能更有效地促进对虾的生长,但从本实验检测指标来看,ZE-M组和BC-M组池塘底泥及水体中各指标差异不明显,造成这一结果可能是由于对虾生长的好坏及最终产量的高低除了与本实验所测定的水质指标、浮游生物群落结构等因素有关外,还与对虾摄食、水体中病原菌数量等诸多不确定因素有关。

另外,虽然固定化微生物直接作用介质是底泥,但底泥的有机物可在微生物作用下矿化分解成无机营养盐,不同的底泥微生物群落结构会导致不同的底泥-水界面营养盐通量速率^[22],因此,固定化微生物的加入必然会影响到底泥向水体释放营养盐,从而间接影响了虾池水质及水体中的浮游植物群落结构,从本试验结果看,处理组和对照组池塘各水质指标差异明显,对照组池水中COD、氨氮浓度等随着养殖时间的延长增加迅速,而对照组增加缓慢(图2,图3)。Powell等^[23]的研究报告指出生长在水中固体表面上的硝化细菌的硝化作用效率比游离生活于水中的快得多,

相差可达十倍左右^[23],因此,本实验中处理组的氨氮得到有效控制可能与硝化细菌在载体表面生长繁衍有关。水质的差异导致了处理组和对照组池塘中浮游植物群落结构的不同:对照池浮游植物中蓝藻数量的迅猛增长,而固定微生物组浮游植物的群落结构比较稳定和协调(图1),虾池浮游植物的稳定是虾类健康养殖的关键^[24],固定化微生物组养殖对虾获得稳产高产也说明了这一点。池塘水体中的浮游植物数量与水体中诸多水质因子有关,本试验中浮游植物数量及水体中各水质指标存在显著相关性(表3)的结果说明养殖系统是一个较为复杂、特殊的生态环境。因此推测,固定化微生物对池塘水质和藻类群落结构的调控是由于其对各项水质指标产生综合效应的结果。

本试验利用固定化微生物改善虾池底质,探明其对调节池塘水质及藻相结构的相互关系,试验结果表明:固定化微生物可以有效降解养殖池塘底泥环境中的有机污染物,调节池塘水质并使池塘中浮游植物群落结构合理化。但从试验结果可见,固定化微生物对养殖池塘的作用机理尚有许多不确定因素有待于更深入的研究,相关的技术措施也有待进一步完善。

参考文献:

- [1] 倪纯治,叶得赞,周宗澄,等. 光合细菌对养殖水体的生态调控作用[J]. 台湾海峡,1997,16(3):265-269.
- [2] 吴伟. 应用复合微生物制剂控制养殖水体水质因子初探[J]. 湛江海洋大学学报,1997,17(1):16-20.
- [3] 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.
- [4] 朱建新,曲克明,刘慧,等. 小球藻和光合细菌在大菱鲆育苗中对水质调节作用的研究[J]. 海洋水产研究,2008,29(6):116-121.
- [5] 战培荣,王丽华,于沛芬,等. 光合细菌固定化及其净化养鱼水质的研究[J]. 水产学报,1997,21(1):97-100.
- [6] 郑耀通,胡开辉. 固定化光合细菌净化养鱼水质试验[J]. 中国水产科学,1999,6(4):54-58.
- [7] 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.
- [8] Manju N J, Deepesh V, *et al.* Immobilization of nitrifying bacterial consortia on wood particles for bioaugmenting nitrification in shrimp culture systems[J]. *Aquaculture*, 2009, 294 (1-2): 65-75.
- [9] 蔡惠凤, 陆开宏, 金春华, 等. 养殖池塘污染底泥生物修复的室内比较实验[J]. *中国水产科学*, 2006, 13(1): 140-145.
- [10] 郑忠明, 陆开宏, 蔡惠凤, 等. 固定化微生物修复养殖污染底质的围隔试验[J]. *水产学报*, 2009, 33(3): 462-469.
- [11] 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.
- [12] 全国主要湖泊、水库富营养化调查研究课题组. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987.
- [13] 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.
- [14] Azim M E, Little D C. The biofloc technology (BFT) in indoor tanks: Water quality, biofloc composition, and growth and welfare of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) [J]. *Aquaculture*, 2008, 283 (1-4): 29-35.
- [15] Shan H, Obbard T P. Ammonia removal from prawn aquaculture water using immobilized nitrifying bacteria [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2001, (57): 791-798.
- [16] Fierro S, Sánchez-Saavedra M P, Copalucía C. Nitrate and phosphate removal by chitosan immobilized *Scenedesmus* [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 1274-1279.
- [17] Shreve G S, Vogeil T M. Comparison of substrate utilization and growth kinetics between immobilized and suspended *Pseudomonas* cells [J]. *Biotechnol Bioeng*, 1993, 41(3): 370-379.
- [18] 黄正, 范玮, 李谷. 固定化硝化细菌去除养殖废水中氨氮的研究[J]. *华中科技大学学报*, 2002, 31(1): 18-20.
- [19] 况金蓉, 冯道伦, 龚文琪. 固定化细胞技术在废水处理中的应用[J]. *武汉理工大学学报*, 2001, 23(11): 90-93.
- [20] 马兆昆, 刘杰. 碳纤维生物膜载体在反硝化脱氮中的应用[J]. *中国环境科学*, 2003, 23(3): 247-250.
- [21] 叶正芳, 倪晋仁. 污水处理的固定化微生物与游离微生物性能的比较[J]. *应用基础与工程科学学报*, 2002, 10(4): 325-332.
- [22] Blackburn T H, Lund B A, Krom M D. C- and N-mineralization in the sediments of earthen marine fish ponds [J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1988, 44(3): 221-227.
- [23] Powell S J, Prosser J I. Inhibition of ammonium oxidation by nitrapyrin in soil and liquid culture [J]. *Appl Environ Microbiol*, 1986, 52(4): 782-787.
- [24] 米振琴, 谢骏, 潘德博, 等. 精养虾池浮游植物、理化因子与虾并病的关系[J]. *上海水产大学学报*, 1999, 8(4): 304-308.

Application of immobilized microorganisms in *Litopenaeus vannamei* aquaculture ponds

JIN Chun-hua, LU Kai-hong*, ZHENG Zhong-ming, CAI Hui-feng, WANG Yang-cai

(1. Key Laboratory of Applied Marine Biotechnology, Ministry of Education, Ningbo University, Ningbo 315211, China;

2. Service Station of Fisheries Technology in Yinzhou District, Ningbo 315100, China;

3. Institute of Ocean and Fisheries of Ningbo, Ningbo 315100, China)

Abstract: Effects of immobilized microorganisms on regulation of water quality and bioremediation of polluted sediment in *Litopenaeus vannamei* aquaculture ponds were studied by measuring algae community structure, various water quality parameters, total organic carbon (TOC) of sediment and heterotrophic bacteria. Immobilized microorganisms included microorganisms immobilized by zeolite (ZE-M) and biological active carbon (BE-M). The results showed that the algae were more diverse, with similar proportions of cryptophyta, blue-green and green algae in the ponds with immobilized microorganisms, while blue-green algae dominated in the control ponds. Concentration of ammonia nitrogen and COD increased linearly with culture time in the control ponds, but increased more slowly in the treatment ponds, which was probably due to the application of immobilized microorganisms of ZE-M and BE-M. Other indices of water quality did not show significant difference between treatment and control ponds. Effects of immobilized microorganisms on TOC content in the sediment and amount of heterotrophic bacteria were significant ($P < 0.05$). TOC content in the sediment in both treatment and control ponds increased with culture time, but TOC content in the control ponds increased more rapidly. At the beginning of the experiment, the amount of heterotrophic bacteria was $3.367 \times 10^5 - 8.60 \times 10^5$ CFU/g, and increased to $85 \times 10^5 - 393.7 \times 10^5$ CFU/g by the end of the experiment. The amount of heterotrophic bacteria between treatment ponds and control ponds was significantly different ($P < 0.05$) with the lowest amount in the ZE-M group (21.59% of the amount in the control ponds). Our study showed that immobilized microorganisms could significantly improve water quality, increase algae biodiversity and bioremediate polluted sediment in *Litopenaeus vannamei* aquaculture ponds.

Key words: *Litopenaeus vannamei*; immobilized microorganism; pond aquaculture; community structure of algae; polluted sediment

Corresponding author: LU Kai-hong. E-mail: lukaihong@nbu.edu.cn