

文章编号: 1674-5566(2020)04-0506-10

DOI:10.12024/jso.20190302562

饲料投喂及清淤对养殖库湾水环境的影响

韩胜盼^{1,2,3}, 张真^{1,2,3}, 施玉雪^{1,2,3}, 盘家永⁴, 任丽萍⁴, 陈来生⁴,
董为贞^{1,2,3}, 刘其根^{1,2,3}

(1. 上海海洋大学水产科学国家级实验教学示范中心, 上海 201306; 2. 上海海洋大学农业农村部鱼类营养与环境生态研究中心, 上海 201306; 3. 上海海洋大学水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心, 上海 201306; 4. 杭州千岛湖发展集团有限公司, 浙江 杭州 311700)

摘要: 为探究缩减饲料投喂量及清淤对养殖库湾水环境的影响, 在鲢、鳙放养密度均为 20 g/m³ 的基础上, 设置 4 个处理组库湾, 分别为 B1(不清淤、饵料投喂减半)、B2(清淤、不投饵)、B3(清淤、饵料投喂减半)和 B4(不清淤、饵料投喂正常), 实验周期为 9 个月。结果显示: 4 个库湾的总氮浓度、总磷浓度、高锰酸盐指数、藻类生物量从低到高分别为 B2、B4、B1、B3、B2、B1、B4、B3、B2、B1、B4、B3、B2、B1、B3、B4 ($P < 0.05$), 浮游动物生物量之间无显著性差异 ($P > 0.05$)。由此可见, B2 无论是在营养盐的控制还是在藻类的控制方面均取得了最佳的效果。作为养殖库湾, 其主要功能是得到更高的鱼产量。在达到养殖水质要求的情况下, 为了得到更高的鱼产量, 应合理地利用饵料。因此, 对于养殖用水的处理, 要根据具体的水质条件, 采用合理的修复方式, 实现水质改善和养殖生产的双赢。

关键词: 库湾; 清淤; 缩减饵料投喂量; 营养盐; 浮游生物

中图分类号: S 912 **文献标志码:** A

近年来, 我国水产养殖业发展迅猛, 养殖规模不断扩大, 产量日益增长, 在取得巨大的经济效益的同时, 由于不科学的养殖规模、不合理的养殖布局、不环保的养殖技术破坏了水域生态系统的平衡, 水环境污染事故频发^[1-4]。尤其最近几年, 在环保压力下, 各地大量的网箱养殖被取缔, 库湾(池塘)等中小型水体养殖作为我国养殖水产品重要来源所占的比例逐渐升高。养殖过程中, 为了提高鱼产量往往采取高密度和高投饵的养殖方式, 结果未被摄食的残饵^[5-8]、水产养殖对象的排泄与分泌物等^[2]导致了库湾(池塘)养殖水体内源污染严重, 水环境恶化^[9-11]。

目前, 对养殖水体污染的治理, 主要通过物理、化学技术或者生物方法。物理、化学方法主要包括底泥疏浚、水体置换、曝气、沉积物氧化、原位覆盖和化学沉淀等^[12-14]; 生物方法包括微生物修复、水生植被修复、水生动物修复等^[15-17]。

王小雨等^[18]在长春南湖进行的底泥疏浚实验结果表明: 长春南湖的总氮、总磷浓度下降, 叶绿素 a 浓度下降显著, 水质有所好转。二氧化氯具有良好的水质净化效果, 能够增加水环境中的溶解氧含量以及降低化学耗氧量和铵态氮值, 减少水体富营养化^[19]。SOOKNAH 等^[20]研究了凤眼莲、石莲花和大藻对废水的净化效果, 结果表明: 凤眼莲去除氮磷的效果最好。刘建康等^[21]在武汉东湖进行了鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)的原位围隔实验, 证明用滤食浮游动物的鲢、鳙控制蓝藻水华是行之有效的。张丽彬等^[22]采用室内受控生态系统进行实验, 证明浮游动物具有一定的控藻作用。

由于研究者的实验条件和实验场地等因素存在差异, 无法对各处理方式之间水生态环境的修复效果进行比较分析。因此, 本研究于 2017 年在浙江杭州千岛湖西南湖区的 4 个封闭养殖

收稿日期: 2019-03-06 修回日期: 2019-06-26

基金项目: 国家科技支撑计划(2015BAD13B02)

作者简介: 韩胜盼(1992—), 男, 硕士研究生, 研究方向为水产生态养殖。E-mail: 18040108498@163.com

通信作者: 刘其根, E-mail: qgliu@shou.edu.cn

库湾开展实验,以非经典生物操纵为基础,通过采取不同的水体处理方式来评估对库湾水质及浮游生物的影响,从而为库湾(池塘)等中小型养殖水体的水生态环境的保护与治理提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验设计

选取位于浙江省淳安县千岛湖西南湖区的4个封闭养殖库湾开展实验研究。通过采用库湾

底部淤泥清除、缩减菜籽饼饲料投喂量和滤食性鱼类放养等相结合的处理方式来探究对库湾水域生态环境的修复。其中清淤库湾在2017年1月之前完成清淤工作,清除淤泥的深度约1.5 m,而未进行清淤的库湾的淤泥厚度约为1 m。库湾地理位置见图1,逐月对各库湾各站点进行水体理化指标和浮游生物的监测,各库湾处理方式及库湾基本情况见表1。实验自2017年4月起至12月止,持续9个月。

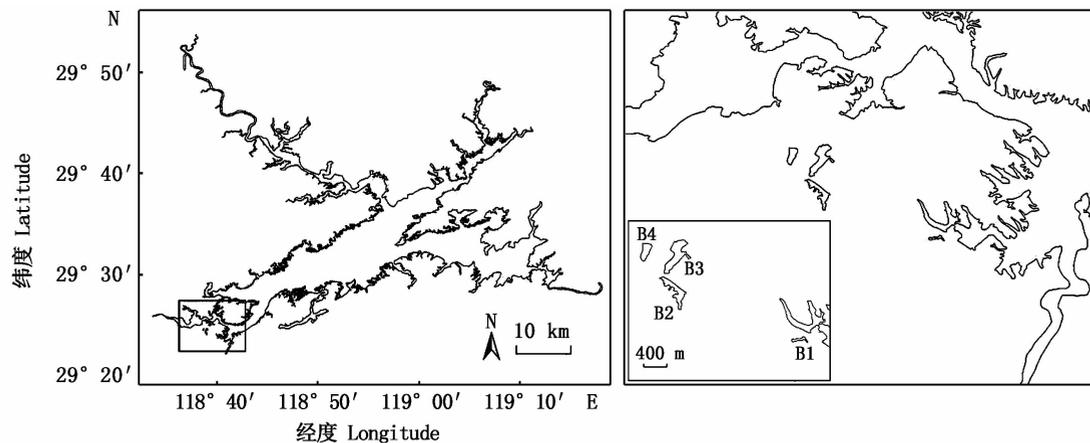


图1 实验库湾地理位置

Fig.1 The location of experimental bays

表1 实验库湾概况

Tab.1 An overview of the experimental bays

库湾 Bay	水域面积 Water area/hm ²	处理方式 Treatment		
		清淤处理 Dredging treatment	饲料投喂方式 Feeding method	鲢鳙放养密度 Stocking density of silver carp and bighead carp/(g/m ³)
B1	0.89	不清淤	减半投喂	20
B2	5.56	清淤	不投喂	
B3	8.42	清淤	减半投喂	
B4	3.10	不清淤	正常投喂	

1.2 样品采集和理化指标测定

实验期间,于每月中旬采集样品一次,至12月16日实验结束时共采集样品9次。各实验库湾的水深约为6 m,用5 L采水器采集上、下层的混合水样500 mL,装入塑料瓶中,带回实验室,12 h内完成样品的测定。根据国家环保总局《水和废水监测分析方法》第4版^[23]的测定方法对总氮(TN, GB 11894—1989)、总磷(TP, GB 11893—1989)和高锰酸盐指数(COD_{Mn}, GB 11892—1989)等水体化学指标进行分析。使用便携式

YSI多参数水质分析仪和pH计现场测定水体温度(WT)、溶解氧(DO)和pH;透明度(SD)利用塞氏盘测定;叶绿素a浓度以及浮游藻类生物量使用藻类分析仪测定^[24-26]。

1.3 浮游动物的采集与鉴定

轮虫的采集、鉴定及计数方法:用5 L采水器分别于水面以下0.5 m处与3 m处采集水样,充分混合后取混合水样1 L置于塑料采样瓶中,并立即加入鲁哥试剂(15%)固定,样品带回实验室置于分液漏斗中静置沉淀48 h后浓缩定容至30

mL,然后取1 mL的浓缩混匀液于1 mL计数框内,在 20×10 倍的光学显微镜(NIKON ECLIPSE 80i)下进行全片计数,平行2次取其平均值,轮虫的鉴定及定量计算参照《中国淡水轮虫志》^[27]。

浮游甲壳动物定量样品的采集、鉴定及计数方法:用10 L采水器在各采样点采集水样10 L,用13#浮游生物网(孔径 $112 \mu\text{m}$)过滤浓缩至100 mL,并加入4%的甲醛溶液固定,带回实验室参照《中国动物志·淡水枝角类》^[28]和《中国动物志·淡水桡足类》^[29]等进行镜检鉴定与定量计算。

1.4 数据处理与分析

浮游动物密度的计算公式:

$$N = (V_s \times n) / (V \times V_a) \quad (1)$$

式中: N 为1 L水中浮游动物个体数; V 为水样体积,L; V_s 为沉淀的体积,mL; V_a 为计数框体积,mL; n 为计数个数。

浮游动物生物量的计算:轮虫生物量按照体积法进行计算^[30],其中桡足类(不包括无节幼体)由相近的几何形状计算出的体积,再乘以密度来加以换算成生物量^[31],枝角类的生物量则是根据体长-体质量回归方程计算^[32]。

浮游动物优势度计算公式:

$$Y = n_i / N \times f_i \quad (2)$$

式中: n_i 为第*i*种的个体数; N 为测站所有物种总个体数; f_i 为第*i*种在各站点出现的频率; $Y > 0.02$ 为优势种^[33]。

采用IBM SPSS 19.0进行单因素方差分析和相关性分析,使用Prism 7.0进行绘图。

2 结果

2.1 4个库湾理化因子的变化

从表2可以看出,4个库湾之间的水温、酸碱度和溶解氧无显著性差异($P > 0.05$)。如图2所示,在不同的处理方式下,各库湾透明度变化趋势不同:B1在实验前两个月透明度保持在较高水平,但随着实验的进行,B1库湾透明度急剧下降并维持在较低水平;B2的透明度高于其他库湾,且与库湾B3、B4存在显著性差异($P < 0.05$);B3和B4的透明度始终维持在较低水平,两者之间无显著性差异($P > 0.05$)。在未清淤的情况下,通过缩减饵料的投喂量,B1的透明度显著高于B4($P < 0.05$)。在所有实验库湾中,透明度与叶

绿素a浓度呈极显著负相关($r = -0.736, P < 0.001$)。

图3显示了4个实验库湾的总氮、总磷浓度的变化趋势。其中:B1的总氮和总磷浓度均随实验的进行呈升高趋势;B2的总氮和总磷浓度在整个实验阶段始终维持在较低水平;B3总氮浓度在各月份间变化幅度较大,而总磷浓度在7月达到

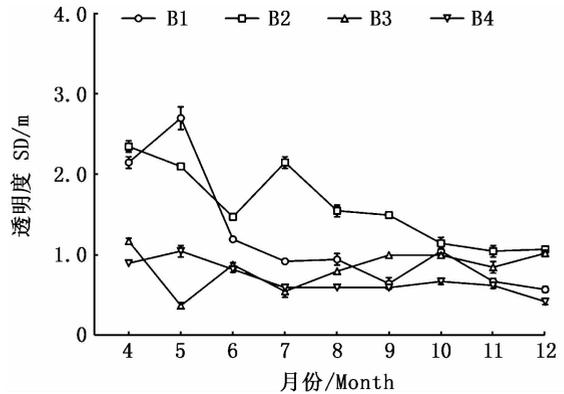


图2 实验库湾透明度的变化趋势
Fig. 2 The change trend of transparency in each experimental bay

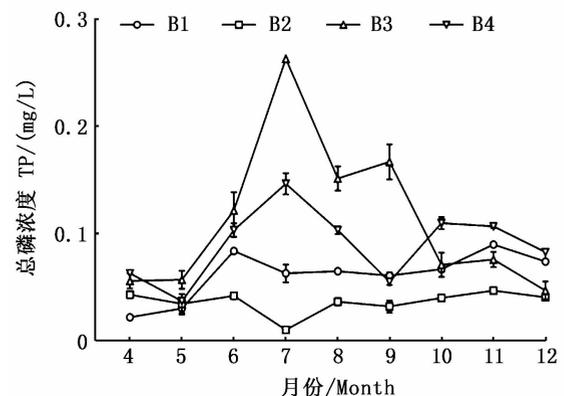
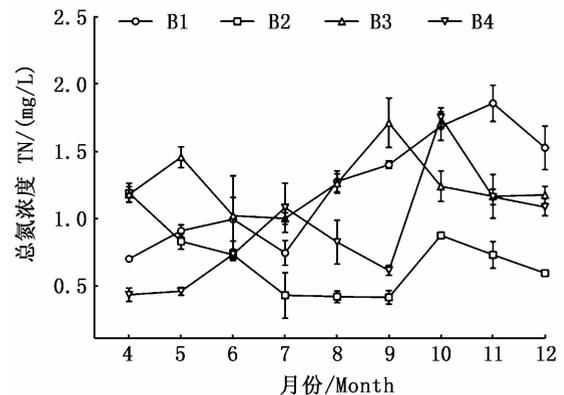


图3 各实验库湾总氮和总磷的变化趋势
Fig. 3 The change trend of total nitrogen and total phosphorus in each experimental bay

最大值,为 0.264 mg/L,但在实验后期迅速降低,至实验结束时,与 B2 基本保持一致;B4 的总氮浓度在初始阶段处于最低水平,随着实验的进行呈升高趋势,而总磷浓度在实验结束时高于其他 3 个库湾,为 0.083 mg/L。4 个实验库湾的总氮浓度从高到低为 B3 > B1 > B4 > B2,总磷浓度从高到低为 B3 > B4 > B1 > B2,见表 2。

从各实验库湾高锰酸盐指数的变化趋势(图 4)可以看出:在整个实验过程中,B1 的高锰酸盐指数缓慢升高,B2 的高锰酸盐指数始终维持在较低水平,B3 的高锰酸盐指数在 8 月份达到峰值(6.76 mg/L)后出现剧烈的下降;在实验后期,与其他 3 个库湾相比,B4 的高锰酸盐指数处于最大值,方差分析显示 B2 与 B3、B4 均出现差异显著($P < 0.05$,表 2),各库湾高锰酸盐指数从高至低

依次为 B3、B4、B1、B2(表 2)。

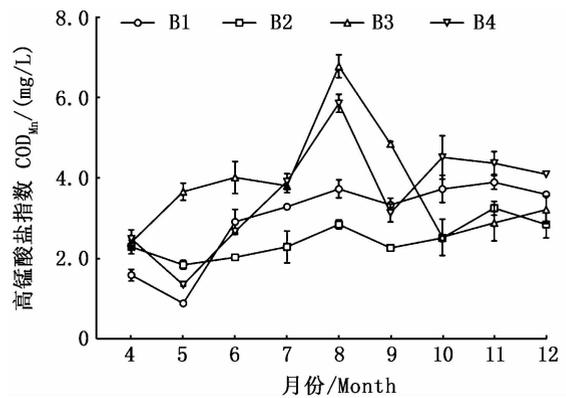


图 4 各实验库湾高锰酸盐指数的变化趋势

Fig. 4 The variation trend of permanganate index in each experimental bay

表 2 各实验库湾环境因子的差异性分析

Tab. 2 Comparison of physicochemical factor in each experimental bay

理化因子 Physicochemical factors	B1	B2	B3	B4
水体温度 WT/°C	22.37 ± 2.43 ^a	22.66 ± 2.29 ^a	22.75 ± 2.07 ^a	23.37 ± 2.31 ^a
透明度 SD/m	1.21 ± 0.24 ^{ab}	1.60 ± 0.16 ^a	0.85 ± 0.08 ^{bc}	0.70 ± 0.06 ^c
酸碱度 pH	7.43 ± 0.20 ^a	7.89 ± 0.24 ^a	7.79 ± 0.21 ^a	7.77 ± 0.26 ^a
溶解氧 DO/(mg/L)	6.21 ± 0.83 ^a	7.37 ± 0.55 ^a	6.41 ± 0.51 ^a	6.25 ± 0.89 ^a
总氮浓度 TN/(mg/L)	1.23 ± 0.14 ^a	0.69 ± 0.09 ^b	1.25 ± 0.07 ^a	0.91 ± 0.14 ^{ab}
总磷浓度 TP/(mg/L)	0.062 ± 0.008 ^{bc}	0.036 ± 0.004 ^c	0.113 ± 0.024 ^a	0.090 ± 0.011 ^{ab}
高锰酸盐指数 COD _{Mn} /(mg/L)	2.98 ± 0.35 ^{ab}	2.46 ± 0.15 ^b	3.78 ± 0.45 ^a	3.59 ± 0.44 ^a
叶绿素 a 浓度 Chl. a/(mg/L)	42.63 ± 7.48 ^b	19.80 ± 2.43 ^c	46.46 ± 4.51 ^b	70.20 ± 8.30 ^a

注:平均值 ± 标准误。同行数值中上标字母不同表示差异性显著($P < 0.05$)

Notes: Mean ± SE. Values in the same row with different superscripts mean a significant difference ($P < 0.05$)

2.2 各库湾叶绿素 a 浓度及浮游植物生物量变化

在 4 个实验库湾中,B4 的叶绿素 a 浓度最高,B3 次之,B2 最低,为 19.80 μg/L。对于清淤库湾(B2 和 B3),其叶绿素 a 的变化因是否投喂饵料呈现出不同的变化趋势,B2 的叶绿素 a 始终保持在较低水平,B3 的叶绿素 a 的变化趋势与总磷变化相似,在 2017 年 6 月达到最大值,方差分析得出,B2 的叶绿素 a 浓度显著低于其他实验库湾($P < 0.05$)。通过清淤,B3 的叶绿素 a 浓度显著低于未清淤 B4 的叶绿素 a 浓度($P < 0.05$)。对于未清淤库湾(B1 和 B4),缩减投饵量使 B1 的叶绿素 a 浓度显著低于 B4($P < 0.05$,表 2)。各库湾叶绿素 a 的变化与总氮、总磷呈显著相关($P < 0.05$)。

从各门藻类的变化趋势(图 5)来看,整个实

验过程中:B1 的绿藻生物量占总生物量的比例较大;B2 的总藻类生物量处于较低水平,且藻类组成中各门藻类生物量均较小;B3 在实验前、中期阶段蓝藻与绿藻生物量较大,总藻类生物量在 6 月达到最大值,为 122.76 μg/L;B4 出现绿藻与蓝藻交替的演变趋势,前期主要以绿藻为主,中后期主要以蓝藻为主。

2.3 库湾浮游动物群落结构变化

由图 6 可知,在实验期间,B1 和 B4 的轮虫生物量较低,B2 和 B3 的轮虫生物量较高。4 个库湾之间的枝角类和桡足类生物量无显著性差异($P > 0.05$)。B3 的浮游动物生物量高于其他 3 个库湾,且轮虫、枝角类和桡足类的生物量均高于其他 3 个库湾。

各库湾共出现浮游动物优势种 10 种。其中轮虫有 3 种,枝角类有 3 种,桡足类有 4 种。B1

中占绝对优势的是枝角类的透明溞、长肢秀体溞和桡足类的蒙古温剑水蚤、舌状叶镖水蚤、透明温剑水蚤;B2 中占绝对优势的是轮虫类的针簇多肢轮虫,枝角类的长肢秀体溞、颈沟基合溞和桡足类的蒙古温剑水蚤、透明温剑水蚤、右突新镖水蚤;B3 中占绝对优势的是枝角类的长肢秀体溞和桡足类的舌状叶镖水蚤、透明温剑水蚤;B4 中占绝对优势的是轮虫类的针簇多肢轮虫、罗氏异

尾轮虫、椎尾水轮虫,枝角类的透明溞、长肢秀体溞和桡足类的舌状叶镖水蚤。库湾 B3 中的优势种最少,库湾 B1 和 B3 中轮虫未构成优势种,颈沟基合溞和右突新镖水蚤仅在库湾 B2 中构成优势种,舌状叶镖水蚤未在库湾 B2 中构成优势种,透明溞未在清淤库湾(B2 和 B3)中构成优势种,见表 3。

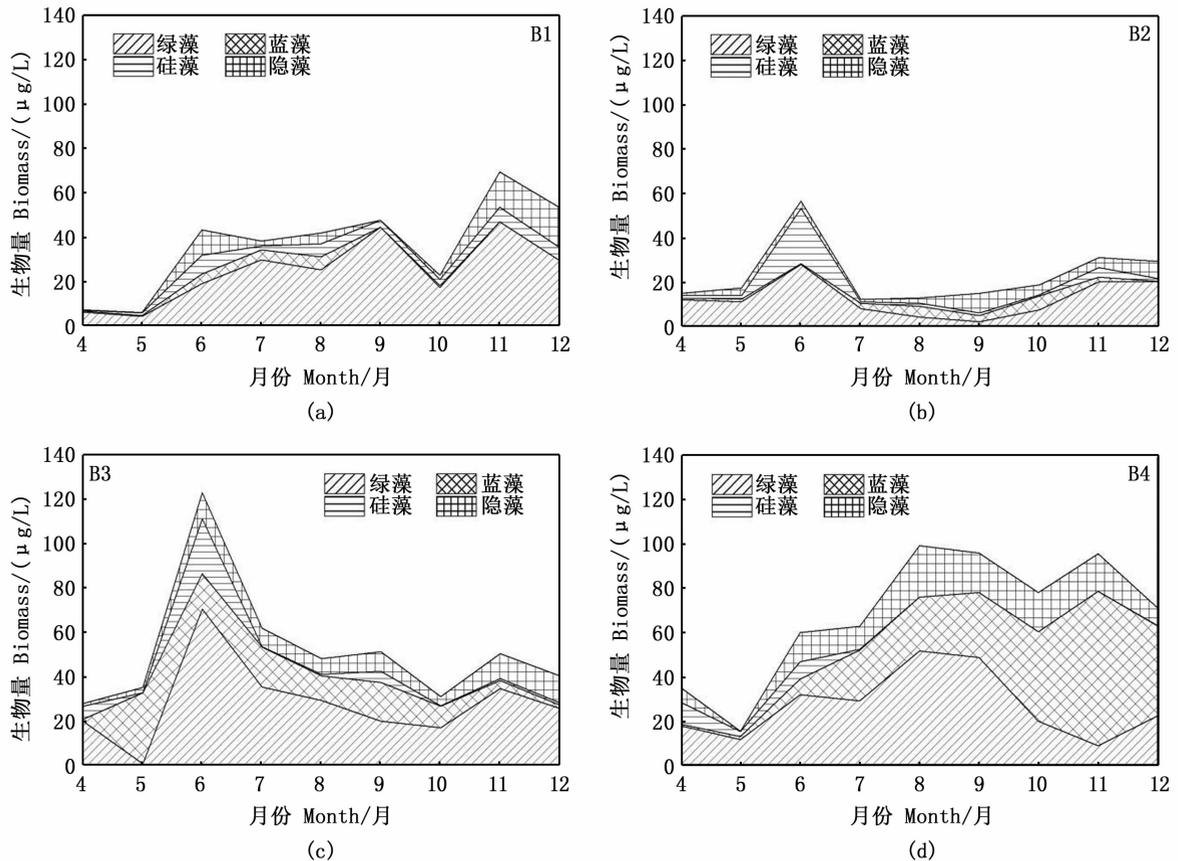


图 5 各实验库湾藻类组成及生物量变化

Fig. 5 Changes of algae composition and biomass in each experimental bay

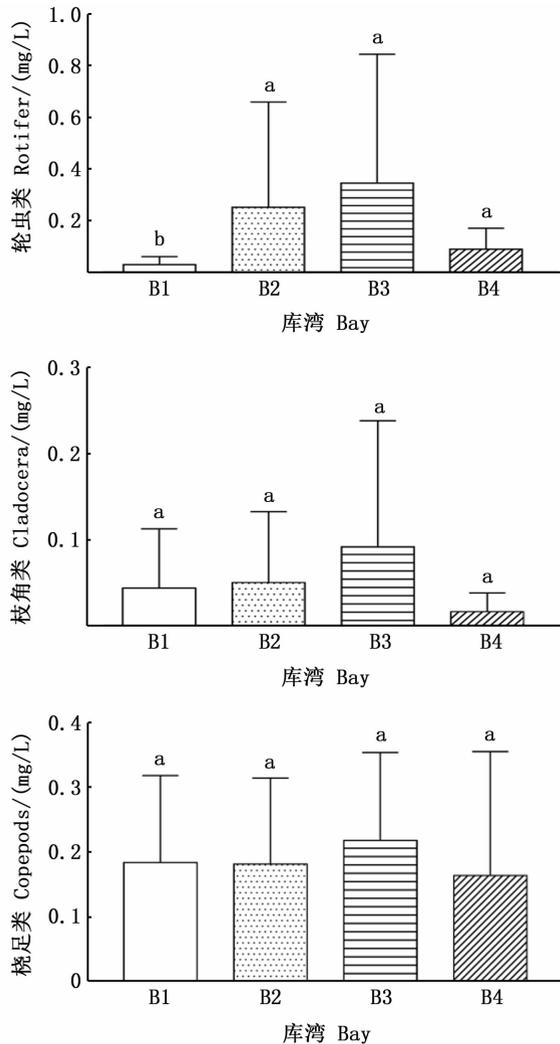
通过对浮游生物与环境因子的相关性分析(表 4)发现,在 4 个实验库湾中:绿藻仅与 B1 的理化因子具有显著相关性,与其他 3 个库湾无显著相关性;蓝藻生物量与 B3 和 B4 的 SD 呈显著负相关($P < 0.05$),与 B1 和 B2 的理化因子均无显著相关性;枝角类与 B1 的 SD 呈极显著正相关($P < 0.01$),B1 的 TP 呈极显著负相关($P < 0.01$),与 B4 的 SD 呈显著正相关($P < 0.05$);桡足类和 B1 的 TN 呈显著负相关($P < 0.05$),TP 极显著负相关($P < 0.01$),SD 显著正相关($P <$

0.05),与 B4 的 T 呈显著负相关($P < 0.05$);轮虫在 4 个库湾中均无显著相关性($P > 0.05$)。

3 讨论

3.1 不同处理方式对库湾水质的影响

关于水体营养盐控制的研究有很多,詹旭等^[34]认为引起湖泊水体富营养化的关键因子是营养盐偏高,分析了营养盐的来源形式主要是外源和内源,分别从物理、化学和生物的角度对营养盐的控制进行了论述。夏黎莉等^[35]通过对鄱



柱状图上方不同字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

The different letters above the histogram show significant difference ($P < 0.05$)

图6 各实验库湾枝角类、桡足类和轮虫的生物量变化

Fig. 6 Changes in the biomass of cladocera, copepods and rotifer in each experimental bay

阳湖水体进行检测,提出通过控制氮、磷肥的输入来控制面源污染以及采用生态工程,加强保护水生植物等措施来控制水体的富营养化。杨荣敏等^[36]认为当湖泊的外源污染控制后,内源污染即底泥沉积物中营养盐的释放是湖泊发生富营养化的主要因素并提出了通过底质封闭、底泥疏浚和种植水生大型植物等措施来进行治理。由于库湾的水体较小,水域生态环境较脆弱,外界环境的变化很容易造成库湾内水环境的波动。本实验研究发现,不同修复方式下,其水环境的变化不同。作为养殖库湾,其主要目的是得到更

高的鱼产量,但又要满足对水质的要求。对库湾进行清淤,可以有效地降低水体中的营养盐。B2的总氮、总磷和高锰酸盐指数均显著或极显著低于其他库湾,透明度显著高于其他库湾(表2)。王栋等^[37]通过对太湖五里湖湖区进行生态清淤,可以达到降低底泥营养盐的目的。吴芝瑛等^[38]在杭州西湖进行底泥疏浚工程后发现沉积物中的氮、磷含量均有明显下降,对西湖水体有改善作用,有助于富营养化的控制。水体富营养化的污染源分为外源污染和内源污染,当外源污染受到控制后,由于底泥沉积物中的营养盐释放导致水体富营养化^[39],因此,清淤对水质的改善具有重要作用。另外,通过缩减饵料的投喂量,发现B1的总磷浓度低于B4(表2)。因为投喂的菜籽饼饵料除了满足水产养殖品自身的生长需求外,还有一部分会被溶解到水体中,增加水体中的营养盐,因此,饵料的投喂量对水体中营养盐具有显著的影响,与汤叶涛等^[40]和杜桂森等^[41]的研究结果一致。

3.2 不同处理方式对库湾浮游生物的影响

不同的处理方式导致库湾出现不同的浮游动物、植物组成和变化趋势。在清淤的情况下,禁止投喂饵料的B2,其藻类生物量以及各门类的藻类生物量均显著低于B3($P < 0.05$),B2的浮游动物优势种多于B3,但浮游动物生物量及各门类的生物量小于B3,说明B3中浮游动物种类的个体小。张贵刚等^[42]在流溪河水库所进行的围隔实验也表明了水体营养盐的变化引起浮游动物种类组成和丰度变化,随着营养盐的升高,水体中浮游动物种类数减少,个体趋于小型化。在均未清淤的情况下,通过增加投喂量,发现B4的藻类生物量显著高于B1(表2),其中:B4的蓝藻生物量所占的比重增大,但浮游动物之间无显著性差异($P > 0.05$);对于投喂饵料的B3和B4,清淤对浮游藻类产生不同的影响;B3的藻类生物量显著低于B4($P < 0.05$),而水体中氮、磷含量高于B4,分析其原因,可能是B3的营养盐被固定给藻类,藻类很快被放养的鱼类利用。而对于B4,营养盐被藻类转化,在同等鱼类摄食压力的情况下,其对藻类的下行效应不足以平衡营养盐对藻类的上行效应,致使水体中藻类生物量增大。刘其根等^[43]分析千岛湖在1998年和1999年暴发大面积水华可能与水体中鲢、鳙生物量的显著减

少有密切关系,即水体中藻食生物的下行控制不能有效制衡由营养盐产生的上行效应,与本实验的研究结果较为一致。4 个库湾间的浮游动物生

物量除了 B1 的轮虫外,均未出现显著性差异(图 6),说明对浮游动物的影响较小。

表 3 各实验库湾浮游动物优势种及优势度

Tab. 3 The dominant species and dominance of zooplankton in each experimental bay

优势种 Dominance species	拉丁名 Latin name	优势度 Y Dominance			
		B1	B2	B3	B4
轮虫	Rotifera				
针簇多肢轮虫	<i>Polyarthra trigla</i>		0.090		0.030
罗氏异尾轮虫	<i>Trichocerca rousseleti</i>				0.112
椎尾水轮虫	<i>Epiphanes senta</i>				0.035
枝角类	Cladocera				
透明溞	<i>Daphnia hyalina</i>	0.036			0.062
长肢秀体溞	<i>Diaphanosoma leuchtenbergianum</i>	0.061	0.104	0.390	0.168
颈沟基台溞	<i>Bosminopsis deitersi</i>		0.032		
桡足类	Copepoda				
蒙古温剑水蚤	<i>Thermocyclops mongolicus</i>	0.079	0.021		
舌状叶镖水蚤	<i>Phyllodiatomus tunguidus</i>	0.048		0.065	0.134
透明温剑水蚤	<i>Thermocyclops hyalinus</i>	0.108	0.112	0.111	
右突新镖水蚤	<i>Neodiatomus schmackeri</i>		0.020		

表 4 各实验库湾浮游生物与环境因子的相关性分析

Tab. 4 Correlation between plankton and environmental factors in each experimental bay

库湾编号 Bay No.	理化因子 Physicochemical factors	绿藻 Chlorophyta	蓝藻 Cyanophyta	枝角类 Cladocera	桡足类 Copepoda	轮虫 Rotifera
B1	TN	0.613	-0.366	-0.545	-0.680*	0.574
	TP	0.705*	0.213	-0.858**	-0.858**	0.496
	T	0.042	0.665	0.036	0.036	-0.634
	SD	-0.850**	-0.130	0.957**	0.699*	-0.522
B2	TN	0.287	-0.215	0.317	-0.018	0.633
	TP	0.464	-0.131	-0.111	-0.477	0.136
	T	-0.583	0.399	0.089	0.403	-0.122
	SD	-0.298	-0.252	0.559	0.511	0.661
B3	TN	-0.627	0.356	-0.062	0.006	-0.254
	TP	0.319	0.212	-0.522	-0.549	-0.362
	T	0.127	0.362	-0.297	-0.318	-0.697
	SD	0.173	-0.799*	0.261	0.196	0.205
B4	TN	-0.175	0.686*	-0.568	-0.011	-0.461
	TP	0.104	0.388	-0.449	-0.188	-0.364
	T	0.646	-0.408	0.004	-0.704*	-0.347
	SD	-0.383	-0.690*	0.708*	-0.077	-0.003

注: * 表示 $P < 0.05$, 为显著相关; ** 表示 $P < 0.01$, 为极显著相关

Notes: * represents the significant difference ($P < 0.05$); ** represents the highly significant difference ($P < 0.01$)

3.3 对库湾等小型水体的管理借鉴之处

由于库湾(池塘)等中小型养殖水体面积较小,水域生态环境较脆弱,外界环境的变化很容易造成水环境的波动。本实验在非经典生物操纵下,通过采取改变饵料的投喂量以及清淤的处理方式,得出在清淤不投饵的 B2 中,无论是在营养盐的控制还是在藻类的控制上均取得了最佳效果。然而,作为养殖库湾,其主要目的是得到

更高的鱼产量,因此,在达到养殖水质要求的情况下,为了得到较高的鱼产量,应对饵料投喂采取“少量多次”的方法。对于养殖用水的处理,要根据具体的水质条件,采用合理的修复方式,实现水质改善和养殖生产的双赢。

参考文献:

- [1] 彭自然, 陈立婧, 王武. 长江中下游浅水湖泊水产养殖

- 污染现状与对策[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(12): 6467-6468, 6621.
- PENG Z R, CHEN L J, WANG W. Pollution actuality and countermeasures of aquaculture in shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2010, 38(12): 6467-6468, 6621.
- [2] 王建平, 陈吉刚, 斯烈钢, 等. 水产养殖自身污染及其防治的探讨[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2008, 27(2): 192-196, 200.
- WANG J P, CHEN J G, SI L G, et al. Discussions on self-pollution and its prevention and cure in aquaculture [J]. Journal of Zhejiang Ocean University (Natural Science), 2008, 27(2): 192-196, 200.
- [3] 张小栓, 李楠, 蔡文贵, 等. 我国水产养殖水污染成因及其对策研究[J]. 中国渔业经济, 2007(5): 30-33.
- ZHANG X S, LI N, CAI W G, et al. Cause and advise on the aquaculture water pollution in China [J]. Chinese Fisheries Economics, 2007(5): 30-33.
- [4] 韩芳, 霍元子, 杜霞, 等. 象山港网箱养殖对水域环境的影响[J]. 上海海洋大学学报, 2012, 21(5): 825-830.
- HAN F, HUO Y Z, DU X, et al. Effect of fish-cage culture on water environment in Xiangshan Harbor [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2012, 21(5): 825-830.
- [5] AMIRKOLAIE A K. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding [J]. Reviews in Aquaculture, 2011, 3(1): 19-26.
- [6] WU R S S. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future [J]. Marine Pollution Bulletin, 1995, 31(4/12): 159-166.
- [7] 臧维玲, 姚庆贞, 戴习林, 等. 上海地区水产养殖和长江口与杭州湾水域环境的关系[J]. 上海水产大学学报, 2003, 12(3): 219-226.
- ZANG W L, YAO Q Z, DAI X L, et al. The relationship between the aquaculture in Shanghai area and water environment in the mouth of Yangtse River and Hangzhou Bay [J]. Journal of Shanghai Fisheries University, 2003, 12(3): 219-226.
- [8] 王福表. 网箱养殖水污染及其治理对策[J]. 海洋科学, 2002, 26(7): 24-26.
- WANG F B. The water pollution introduced by aquaculture using net-cage and countermeasures controlling of it [J]. Marine Sciences, 2002, 26(7): 24-26.
- [9] 刘松岩, 熊彦辉. 水产养殖对水域环境的影响及其治理措施[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(23): 7258-7259.
- LIU S Y, XIONG Y H. Effect of aquaculture on water way environment and its control measure [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2007, 35(23): 7258-7259.
- [10] 周劲风, 温琰茂. 珠江三角洲基塘水产养殖对水环境的影响[J]. 中山大学学报(自然科学版), 2004, 43(5): 103-106.
- ZHOU J F, WEN Y M. Effects of fish aquaculture on water environment in the Zhujiang River Delta [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2004, 43(5): 103-106.
- [11] 黄欢, 汪小泉, 韦肖杭, 等. 杭嘉湖地区淡水水产养殖污染物排放总量的研究[J]. 中国环境监测, 2007, 23(2): 94-97.
- HUANG H, WANG X Q, WEI X H, et al. An research on the quantity of discharged pollutant of freshwater breed aquatics in Hangjiahu area [J]. Environmental Monitoring in China, 2007, 23(2): 94-97.
- [12] 莫孝翠, 杨开, 袁德玉. 湖泊内源污染治理中的环保疏浚浅析[J]. 人民长江, 2003, 34(12): 47-49.
- MO X C, YANG K, YUAN D Y. Preliminary analysis on environment protection dredging for internal pollution harnessing of lake [J]. Yangtze River, 2003, 34(12): 47-49.
- [13] 邱乐. 贺州市龟石水库富营养化特征及成因分析[D]. 南宁: 广西大学, 2018.
- QIU L. Eutrophication characteristics and causes of Guishi reservoir in Hezhou City [D]. Nanning: Guangxi University, 2018.
- [14] 方圣琼, 胡雪峰, 巫和听. 水产养殖废水处理技术及应用[J]. 环境污染治理技术与设备, 2004, 5(9): 51-55.
- FANG S Q, HU X F, WU H X. Technology of aquaculture wastewater treatment and application [J]. Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control, 2004, 5(9): 51-55.
- [15] 车建锋, 李志斐, 王广军, 等. 混养池塘生物膜微生物群落功能多样性特征分析[J]. 上海海洋大学学报, 2017, 26(6): 682-671.
- CHE J F, LI Z F, WANG G J, et al. Microbial metabolic characteristics of biofilm communities in polyculture pond [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2017, 26(6): 682-671.
- [16] 王奇杰, 李猛, 马旭洲, 等. 两种水生植物组合对网箱养殖长鲢水体氮磷污染物的净化作用[J]. 上海海洋大学学报, 2015, 24(2): 227-234.
- WANG Q J, LI M, MA X Z, et al. Effects of combination of two aquatic plants on purrification of water nitrogen and phosphorus pollutants of *Lieocassis longiristris* culture in net cage [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2015, 24(2): 227-234.
- [17] 金春华, 陆开宏, 王扬才, 等. 浙江省3座饮用水水库的蓝藻控制对策及效果[J]. 水利渔业, 2005, 25(3): 50-55.
- JIN C H, LU K H, WANG Y C, et al. Blue-green algae control and assessment in 3 reservoirs in Zhejiang Province [J]. Reservoir Fisheries, 2005, 25(3): 50-55.
- [18] 王小雨, 冯江, 胡明忠. 湖泊富营养化治理的底泥疏浚工程[J]. 环境保护, 2003, (2): 22-23.
- WANG X Y, FENG J, HU M Z. Sediment dredging engineering for eutrophication control in lake [J].

- Environmental Protection, 2003, (2): 22-23.
- [19] 梁福权, 朱文聪. 池塘养殖水体净化修复技术研究进展[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(35): 17150-17153.
LIANG F Q, ZHU W C. Review of pond water purification and repair technology in aquaculture[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2012, 40(35): 17150-17153.
- [20] SOOKNAH R D, WILKIE A C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater [J]. Ecological Engineering, 2004, 22(1): 27-42.
- [21] 刘建康, 谢平. 用鲢鳙直接控制微囊藻水华的围隔试验和湖泊实践[J]. 生态科学, 2003, 22(3): 193-198.
LIU J K, XIE P. Direct control of microcystis bloom through the use of planktivorous carp-closure experiments and lake fishery practice[J]. Ecologic Science, 2003, 22(3): 193-198.
- [22] 张丽彬, 王启山, 丁丽丽, 等. 富营养化水体中浮游动物对藻类的控制作用[J]. 生态环境学报, 2009, 18(1): 64-67.
ZHANG L B, WANG Q S, DING L L, et al. Controlling of phytoplankton by zooplankton in eutrophic waters [J]. Ecology and Environment Sciences, 2009, 18(1): 64-67.
- [23] 国家环境保护总局,《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
The State Environmental Protection Administration, The Water and Wastewater Monitoring Analysis Method Editorial Board. Water and wastewater monitoring and analysis methods[M]. 4th ed. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [24] MORENO-OSTOS E, CRUZ-PIZARRO L, BASANTA A, et al. The spatial distribution of different phytoplankton functional groups in a Mediterranean reservoir [J]. Aquatic Ecology, 2008, 42(1): 115-128.
- [25] CATHERINE A, ESCOFFIER N, BELHOCINE A, et al. On the use of the FluoroProbe[®], a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs [J]. Water Research, 2012, 46(6): 1771-1784.
- [26] 周静, 胡忠军, 李培培, 等. 基于叶绿素 a 测定的分光光度法与 bbe 法比较: 以千岛湖为例[J]. 水生态学杂志, 2013, 34(2): 80-84.
ZHOU J, HU Z J, LI P P, et al. Comparison between spectrophotometry and bbe-FluoroProbe for measuring chlorophyll a; illustrated by the example of Qiandao Lake [J]. Journal of Hydroecology, 2013, 34(2): 80-84.
- [27] 王家楫. 中国淡水轮虫志[M]. 北京: 科学出版社, 1961: 288.
WANG J J. Freshwater rotifer fauna in China [M]. Beijing: Science Press, 1961: 288.
- [28] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志节肢动物门甲壳纲淡水枝角类[M]. 北京: 科学出版社, 1979: 297.
Fauna Editorial Committee Academia Sinica. Fauna Sinica Crustacea Freshwater Cladocera [M]. Beijing: Science Press, 1979: 297.
- [29] 中国科学院中国动物志编辑委员会. 中国动物志节肢动物门甲壳纲淡水桡足类[M]. 北京: 科学出版社, 1979: 450.
Fauna Editorial Committee, Academia Sinica. Fauna Sinica Crustacea Freshwater Copepoda [M]. Beijing: Science Press, 1979: 450.
- [30] DODSON S. Predicting crustacean zooplankton species richness [J]. Limnology and Oceanography, 1992, 37(4): 848-856.
- [31] 张觉民, 何志辉. 内陆水域渔业自然资源调查手册[M]. 北京: 农业出版社, 1991.
ZHANG J M, HE Z H. Inland waters fisheries natural resources survey manual [M]. Beijing: Agricultural Press, 1991.
- [32] 黄祥飞, 胡春英. 武汉东湖透明溞和隆线溞一亚种的种群变动和生产量[J]. 水生生物学集刊, 1984, 8(4): 405-417.
HUANG X F, HU C Y. Population dynamics and production of *Daphnia hyalina* and *Daphnia carinata* ssp. in Donghu Lake, Wuhan [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 1984, 8(4): 405-417.
- [33] 李强, 安传光, 马强, 等. 崇明东滩潮间带潮沟浮游动物的种类组成及多样性[J]. 生物多样性, 2010, 18(1): 67-75.
LI Q, AN C G, MA Q, et al. Species composition and diversity of zooplankton in tidal creeks of the Chongming Dongtan intertidal flat [J]. Biodiversity Science, 2010, 18(1): 67-75.
- [34] 詹旭, 邹路易. 湖泊水体中营养盐控制技术研究进展[J]. 环境科技, 2009, 22(4): 60-64.
ZHAN X, ZOU L Y. Study advances on technology of nutrient control in lake water body [J]. Environmental Science and Technology, 2009, 22(4): 60-64.
- [35] 夏黎莉, 周文斌. 鄱阳湖水体氮磷污染特征及控制对策[J]. 江西化工, 2007(1): 105-106.
XIA L L, ZHOU W B. Characters of nitrogen and phosphorus of the Poyang Lake [J]. Jiangxi Chemical Industry, 2007(1): 105-106.
- [36] 杨荣敏, 王传海, 沈悦. 底泥营养盐的释磷对富营养化湖泊的影响[J]. 污染防治技术, 2007, 20(1): 49-52.
YANG R M, WANG C H, SHEN Y. Effects of internal pollution sources on the Eutrophic Lake [J]. Pollution Control Technology, 2007, 20(1): 49-52.
- [37] 王栋, 孔繁翔, 刘爱菊, 等. 生态疏浚对太湖五里湖湖区生态环境的影响[J]. 湖泊科学, 2005, 17(3): 263-268.
WANG D, KONG F X, LIU A J, et al. Analysis of the influence of the ecological dredging to ecosystem of Lake Wuli, Lake Taihu [J]. Journal of Lake Sciences, 2005, 17(3): 263-268.

- [38] 吴芝瑛,虞左明,盛海燕,等. 杭州西湖底泥疏浚工程的生态效应[J]. 湖泊科学, 2008, 20(3): 277-284.
WU Z Y, YU Z M, SHENG H Y, et al. Ecological effects of the dredging in the West Lake, Hangzhou [J]. Journal of Lake Sciences, 2008, 20(3): 277-284.
- [39] 孙亚敏,董曼玲,汪家权. 内源污染对湖泊富营养化的作用及对策[J]. 合肥工业大学学报(自然科学版), 2000, 23(2): 210-213.
SUN Y M, DONG M L, WANG J Q. Effects of internal pollution sources on the eutrophic lake and countermeasures [J]. Journal of Hefei University of Technology, 2000, 23(2): 210-213.
- [40] 汤叶涛,贾后磊,温琰茂,等. 网箱养殖对水环境的影响[J]. 水利渔业, 2003, 23(1): 46-48.
TANG Y T, JIA H L, WEN Y M, et al. Effects of cage culture on water environment[J]. Reservoir Fisheries, 2003, 23(1): 46-48.
- [41] 杜桂森,韩志泉,孟繁艳,等. 网箱养鱼对水质影响的研究[J]. 首都师范大学学报(自然科学版), 1993, 14(4): 11-15.
- [42] 张贵刚,韩博平. 营养盐和罗非鱼对水库浮游动物群落影响的围隔实验研究[J]. 广东化工, 2014, 41(8): 41-42.
ZHANG G G, HAN B P. Effects of nutrient and tilapia (*Oreochromis nilotica*) on zooplankton community: an enclosure experiment [J]. Guangdong Chemical Industry, 2014, 41(8): 41-42.
- [43] 刘其根,陈立侨,陈勇. 千岛湖水华发生与主要环境因子的相关性分析[J]. 海洋湖沼通报, 2007(1): 117-124.
LIU Q G, CHEN L Q, CHEN Y. Correlation between biomass reduction of silver carp and bighead carp and the occurrence of algal blooms in Lake Qiandaohu [J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2007(1): 117-124.

Effect of feeding and dredging on water environment in aquaculture bay

HAN Shengpan^{1,2,3}, ZHANG Zhen^{1,2,3}, SHI Yuxue^{1,2,3}, PAN Jiayong⁴, REN Liping⁴, CHEN Laisheng⁴, DONG Weizhen^{1,2,3}, LIU Qigen^{1,2,3}

(1. National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Centre for Research on Environmental Ecology and Fish Nutrition (CREEFN) of the Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Shanghai Collaborative Innovation for Aquatic Animal Genetics and Breeding, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 4. Hangzhou Qiandao Lake Group Co. Ltd, Hangzhou 311700, Zhejiang, China)

Abstract: In order to investigate the effects of reducing feeding amount of bait and dredging on water environment of aquaculture bay, four treatment groups were set up on the basis of 20 g/m³ stocking density of silver carp and bighead carp, which were B1 (no dredging, half feeding of bait), B2 (dredging, no feeding), B3 (dredging, half feeding of bait), B4 (no dredging, normal feeding of bait). The experimental period was 9 months. Results showed as follows: The total nitrogen concentration, total phosphorus concentration, permanganate index and algae biomass from low to high were B2, B4, B1, B3; B2, B1, B4, B3; B2, B1, B4, B3; B2, B1, B3, B4 ($P < 0.05$), respectively. There was no significant difference in zooplankton biomass ($P > 0.05$). B2 achieved the best results in both the control of nutrient salt and algae. As the aquaculture bay, its main function is to get higher fish production. Under the condition of meeting the requirements of aquaculture water quality, the rational use of the bait should be taken to obtain higher fish production. Therefore, for the treatment of aquaculture water, the reasonable remediation methods should be adopted according to the specific water quality conditions in order to achieve a win-win situation of water quality improvement and aquaculture production.

Key words: bay; dredging; reduction of feed intake; nutrient; plankton