

真江蓠 (*Gracilaria verrucosa*) 对网箱养殖海区的 生态修复及生态养殖匹配模式

徐姗姗¹, 温珊珊¹, 吴望星², 何培民^{1,*}

(1. 上海水产大学 农业部水产种质资源与养殖生态重点开放实验室, 上海 200090; 2. 奉化市海洋与渔业局, 浙江 奉化 315500)

摘要:2006 年 8~9 月, 在浙江象山港花鲈 (*Lateolabrax japonicus*) 养殖网箱中吊养真江蓠 (*Gracilaria verrucosa*) 对网箱养殖造成的水体富营养化进行生态修复研究。通过 45d 内的平面监测、定点跟踪监测和断面监测, 结果表明: 该网箱养殖区水体呈严重富营养化状态, 营养状态指数 (*E*) 为 32.00, 其营养盐分布由高浓度的中心区向周围 150m 非养殖水域扩散; 真江蓠对养殖区的富营养化海水具有较好的修复效果: 江蓠生态修复区及其相邻网箱中水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量显著低于非修复区 ($P < 0.01$), 修复区海水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度比非修复区分别降低 22%~58%、24%~48%、22%~61% 和 24%~47%。养殖真江蓠 45d 后, 修复区水体 DO 浓度和透明度显著高于非修复区 ($P < 0.05$), DO 平均提高 28%, 透明度平均提高 30%; 而修复区水体 Chl-*a* 浓度显著低于非修复区 ($P < 0.05$), 平均降低 49%。通过建立基于 N 平衡的鱼藻生态养殖模式, 每收获 1kg 花鲈至少需要匹配江蓠 4.7 kg wet wt 才可实现对鱼类排放 N 的完全吸收。因此网箱内栽培江蓠的混合生态养殖模式, 可平衡因经济动物养殖所带来的额外营养负荷, 有利于实现动物养殖环境的自我修复。

关键词:真江蓠 (*Gracilaria verrucosa*); 鱼类网箱养殖; 生态修复; 生态养殖; IMTA

文章编号: 1000-0933(2008)04-1466-10 中图分类号: Q143 文献标识码: A

Bioremediation of caged fish aquaculture by the red alga *Gracilaria verrucosa* in an integrated multi-trophic aquaculture system

XU Shan-Nan¹, WEN Shan-Shan¹, WU Wang-Xing², HE Pei-Min^{1,*}

1 Key Lab of Aquatic Genetic Resources and Aquacultural Ecology Certificated by the Ministry of Agriculture, Shanghai Fisheries University, Shanghai 200090, China

2 Oceanic and Fisheries Administration of Fenghua, Fenghua 315500, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(4): 1466~1475.

Abstract: *Gracilaria verrucosa* (Huds.) Papenf. was cultured on ropes in close proximity to the caged fish aquaculture of *Lateolabrax japonicus* in Xiangshan Harbor, Zhejiang Province, China during the summer of 2006. Prior to the start of the integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) of *Gracilaria* with *Lateolabrax*, water quality was monitored at 220 sampling

基金项目:上海市浦江人才计划资助项目(05PJ14086); 国家自然科学基金资助项目(30371101); 上海市教委优势(重点)学科资助项目(Y1101); 上海市 908 专项资助项目(PJ6)

收稿日期:2007-04-19; **修订日期:**2007-11-07

作者简介:徐姗姗(1979~), 女, 浙江杭州人, 博士生, 主要从事海洋生物技术和海藻生态修复研究. E-mail: creacy_2000@yahoo.com.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: pmhe@shfu.edu.cn

致谢:浙江奉化市海洋与渔业局周锡瑞、邬银华、王东浪对本研究给予支持与帮助, 美国 Connecticut 大学 Dr. Charles Yarish 对本文写作给予指导, 在此一并致谢。

Foundation item: The project was financially supported by Pujiang Talents Program of Shanghai (No. 05PJ14086), National Natural Science Foundation of China (No. 30371101), The Key Disciplinary Program of Shanghai Municipal Education Commission (No. Y1101) and The 908 Special Program of Shanghai (No. PJ6)

Received date: 2007-04-19; **Accepted date:** 2007-11-07

Biography: XU Shan-Nan, Ph. D., mainly engaged in marine biotechnology and bioremediation. E-mail: creacy_2000@yahoo.com.cn

points ranging from a minimum of 20 to a maximum of 150 m from the fish pens. Levels of dissolved inorganic nitrogen ($\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$), phosphate ($\text{PO}_4\text{-P}$) and chemical oxygen demand (COD) in the water column were 0.053 mg L^{-1} , 0.36 mg L^{-1} , 0.64 mg L^{-1} , 0.086 mg L^{-1} and 1.59 mg L^{-1} , respectively. The index of eutrophication reached 32.00. After 45-days of cultivation of *Gracilaria* near the fish cages, the average concentrations of $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ were reduced by 22%—58%, 24%—48%, 22%—61% and 24%—47%, respectively. In addition to the reductions of nitrogen and phosphorus, there was a 28% increase in the concentration of dissolved oxygen and a 30% increase in the transparency of seawater in areas where *Gracilaria* was cultured with *Lateolabrax*. There was also a 49% reduction in chlorophyll a in these areas. Biomass of *Gracilaria* after 45 days of culture in association with the fish aquaculture was $(7.80 \pm 1.65) \text{ kg m}^{-2}$ and *Gracilaria* had a maximum SGR of $13.2\% \text{ d}^{-1}$. Nitrogen content in dry thalli harvested from the fish cages averaged 4.80%. According to the nitrogen budgets of *L. japonicus* and *G. verrucosa* in open mariculture system, 4.7 kg wet wt cultivated *G. verrucosa* are needed to balance the nitrogen discharged by 1 kg harvested *L. japonicus*. The integration of the *Gracilaria* culture with finfish aquaculture in an integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system is an effective practice for nutrient bioremediation of coastal waters that will also result in economic diversification by producing another value-added marine crop.

Key Words: *Gracilaria verrucosa*; fish cage aquaculture; bioremediation; integrated multi-trophic culture, IMTA

鱼虾贝类等经济动物的高密度养殖不仅造成海水营养盐含量增加,而且导致营养盐结构发生改变和底质环境异常^[1,2]。在大型海藻与鱼类共养的水体中,通过控制海藻的生物量,可有效地降低营养物的浓度,维持水体较高的溶氧量,降低鱼类发生窒息和水质恶化的危险性,从而保证养殖活动安全有序^[3]。综合养殖系统中海藻的生物修复研究在近 10a 已得到迅速发展,国内外实验研究的系统多集中于实验室模拟系统^[4~6]、小规模池塘实验系统^[7,8]和循环水处理系统^[9,10],而对于开放养殖海区的海藻生物修复技术,研究报道较少^[11]。Qian 等^[12]曾利用卡帕藻(*Kappaphycus alvarezii*)对马氏珠母贝(*Pinctada martensii*)养殖区的富营养化进行控制。Troell 等^[13]在智利南部鲑鱼网箱养殖区吊养江蓠(*Gracilaria chilensis*),吸收网箱养殖区排放的部分无机氮(IN)和无机磷(IP)且江蓠生长率提高 40%。徐永健等^[14]、汤坤贤等^[15]利用龙须菜(*Gracilaria lemaneiformis*)和菊花心江蓠(*Gracilaria lichenoides*)在福建省东山岛网箱养殖区进行生物修复实验,结果表明江蓠对受污染的海水具有较好的修复效果。

浙江象山港是我国东南沿海最重要的水产养殖基地之一,2005 年全港常规海水网箱已发展到 58854 只^[16]。成百上千只网箱密集敷设于象山港浅海内湾水域,造成流速减缓,网箱内外水体交换能力差,加上养殖过程中的残饵、鱼类排泄物等大量沉积,局部海域的网箱养殖已成为影响海洋环境的新污染源^[17]。大型海藻江蓠能大量吸收水体 IN、IP 营养盐合成自身生物量,同时放出 O_2 ,调节水体 pH 值,还可抑制水体中赤潮微藻的生物量^[18]。通过收获江蓠生物质的途径向外界输出营养物,可减轻水体污染,降低海区富营养化,并且产生较高的经济价值。真江蓠(*Gracilaria verrucosa*)的琼胶含量较高,是加工琼胶的主要原料,也可作为鲍鱼的饵料,还是生物质能热转化的理想原料^[19]。目前,国内外对于江蓠生态修复功能的研究多集中于菊花心江蓠、龙须菜和细基江蓠繁枝变型(*Gracilaria tenuistipitata* var. *liui*)等,而关于真江蓠对富营养化海区的生态修复研究国内外未见报道。通过象山港本地种真江蓠对网箱养殖海区进行生态修复实验和生态养殖匹配模式研究,为减轻海水养殖自身污染,和综合生态养殖(Integrated multi-trophic aquaculture, IMTA)的推广提供参考。

1 材料与方法

1.1 藻种

选用产自浙江象山港本地的真江蓠(*Gracilaria verrucosa* (Huds.) Papenf.) (以下简称江蓠),该种具有耐高温、高盐,生长快等特点,生长盛期主要在每年的 5~10 月份,适宜海上吊养。

1.2 实验地点

奉化市裘村镇南沙海区(图1),位于象山港中部,有海水网箱5180只,为该港主要的网箱养鱼基地之一。地理位置 E:121°36'19.08"~121°37'10.92",N:29°32'37.68"~29°32'20.4";潮流属正轨半日潮,呈往复流,平均潮差2.7~3.3m,平均流速0.5~0.6m·s⁻¹,平均水深10m;盐度25.4~27.5,pH 7.83~8.30,8~9月水温25.7~31.5℃。

1.3 实验方法

选取位于养殖区中心的24只网箱,其中6只用于生态修复实验,6只作为对照组,中间12只网箱将实验区与对照区隔开(图2)。板框式浮动网箱,规格为3m×3m×3m,聚乙烯网衣,网目2~4.5cm,流速0.10~0.15m·s⁻¹。各网箱中放养1500尾花鲈(*Lateolabrax japonicus*)(初始体长12.5cm±2.5cm,初始体重41.5g±4.3g)。实验网箱中,江蓠采用粗绳夹苗,每隔15cm夹一簇重为10g±0.5g的江蓠,苗绳两端系在网箱内相对的两侧,并使江蓠完全浸没于海面之下0.2~0.5m,苗绳间距40~50cm,每个实验网箱悬挂6条苗绳。实验时间2006年8~9月份。

1.4 环境监测

1.4.1 平面监测

江蓠养殖开始前(2006年8月1日),以实验所在网箱养殖区为中心,在包含养殖区及周围非养殖水域,半径为150m的圆形区域内采样。分别在以20,50,80,100,120m和150m为半径的圆周上每15m左右布1个测点,共220个测点,监测表层水体中PO₄-P、NO₂-N、NH₄-N、NO₃-N和COD的平面分布。

1.4.2 定点跟踪监测

生态修复实验开始后,江蓠苗绳放入网箱内开始第1天,以及江蓠养殖18d以后连续14d内每隔2d采样1次,之后每隔7d采样1次进行定点跟踪监测水体中PO₄-P、NO₂-N、NH₄-N和NO₃-N含量。3个定点监测位点位于生态修复区、修复区相邻网箱和对照区3种不同的功能水域内(图2中①、②、③)。

1.4.3 断面监测

实验结束时(2006年9月15日),在网箱养殖区内与潮流平行的方向(A1~A6,B1~B6断面)及与潮流垂直的方向(C1~C12断面),共布24个位点进行断面监测,其中A1~A6和C1~C4均匀分布于生态修复区网箱内,B1~B6和C9~C12均匀分布于对照区网箱内,C5~C8均匀分布于过渡区的鲈鱼单养网箱内(图2)。监测项目包括PO₄-P、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、DO、Chla和透明度。

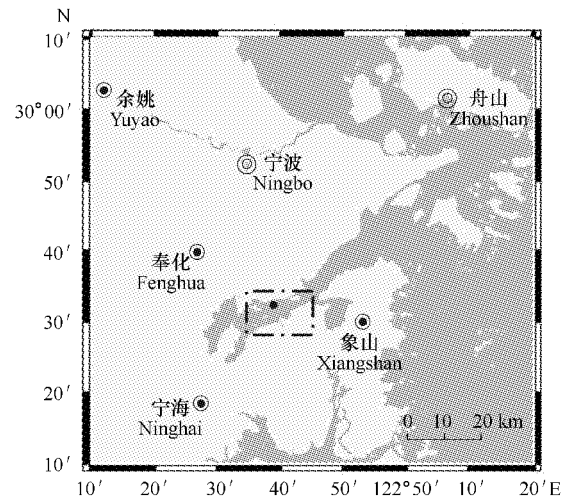


图1 生态修复实验区位置示意图

Fig. 1 Location of bioremediation study area

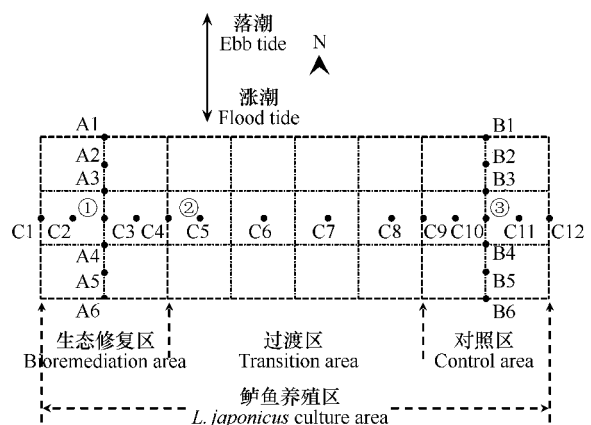


图2 江蓠生态修复实验区监测站位示意图

Fig. 2 Sketch map of monitoring sites

①和③分别位于生态修复区与对照区的中心,②(即C5)位于修复区相邻网箱的中心;24个断面监测站位分布于生态修复区、过渡区和对照区的A1~A6,B1~B6,C1~C12 3个断面上

Sampling points ① and ③ are located in the center of bioremediation and control area. Sampling point ② (=C5) is located in the center of the net cage marginal to bioremediation area. 24 monitoring sites of bioremediation and control area distribute on 3 transects; A1—A6, B1—B6 and C1—C12

每次采样均为平潮时分,此时水体营养盐波动受潮流影响最小^[20]。水样采集分为表层(离水面 0.5m)和底层(离水底 0.5m),先经 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤,再按 GB17378-1998《海洋监测规范》执行。测定结果如无特别说明均为表、底层之平均值。

1.5 海水营养状态指数(E)

根据国家海洋局《海水增养殖区监测技术规程》中的营养指数(E)法对实验网箱养殖区的营养状态进行评价,评价指标包括 COD、DIN 和 DIP(单位均为 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)。

评价公式为: $E = \text{COD} \times \text{DIN} \times \text{DIP} \times 10^6 / 4500$;富营养化阈值:COD、DIN 和 DIP 的质量浓度分别为 1~3 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ 、0.2~0.3 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ 和 0.045 $\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$;评价标准:当 $E \geq 1$ 时为富营养化。

1.6 江蓠生长率

对实验网箱中的江蓠定期称重:实验开始前,记录每绳每簇的位置和重量;实验开始后,每 7d 从每个网箱苗绳上随机解下 5~8 簇江蓠,吸干水分进行称量。根据前后称重结果,按下式计算江蓠的特定生长率 SGR ($\%\cdot\text{d}^{-1}$)^[21]:

$$\text{SGR} = 100(\ln W_t - \ln W_0)/t$$

式中, W_0 为江蓠初始鲜重(g), W_t 为实验进行至第 t 天时的江蓠鲜重(g)。

1.7 养殖生物与饲料氮含量

实验开始和结束时,分别采集每个实验网箱中的江蓠和花鲈,用当地海水小心冲洗干净,放在盛有当地海水的充氧密封塑料袋中低温下运回实验室。轻轻刷洗江蓠并用实验室的过滤海水流动冲洗,之后再用蒸馏水漂洗几次。饲料、花鲈、江蓠于 60℃ 下烘至恒重,测含水率后用实验磨(Christy & Norris)进行常规干样磨粉,用全自动凯氏定氮仪(KJELTEC 2300)测定总氮含量(%)。

1.8 数据处理

数据用单因子方差(ANOVA)及 Duncan 多重比较进行分析处理,所得数据均以平均值 $\pm$ 标准差表示。

2 结果

2.1 实验网箱养殖区营养盐结构特征

江蓠栽培前,以实验网箱区为中心,其周围 150m 临近区域表层水体的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 平面分布见图 3a~d。结果表明, $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的最高值均出现在网箱养殖区中部,由高浓度的中心区域向四周非养殖区呈逐渐递减趋势,其中 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 沿着潮流的下方向由近及远浓度递降趋势更为明显。2006 年 8 月 1 日,实验所在网箱养殖区中心位置表层海水的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度为 $(0.086 \pm 0.002) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度为 $(0.053 \pm 0.004) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度为 $(0.36 \pm 0.032) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度为 $(0.64 \pm 0.028) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 为 $(1.59 \pm 0.11) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,营养状态指数(E)高达 32.00,超标 31 倍,该网箱养殖区水域属于严重富营养化状态。实验网箱区周围 150m 非养殖水域表层海水的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度范围为 0.036~0.038 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度范围为 0.03~0.034 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 浓度为 0.021~0.026 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度范围为 0.39~0.44 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, COD 范围为 1.19~1.37 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,营养状态指数(E)为 4.20~5.78,超标 3.20~4.78 倍,处于富营养化状态。

2.2 真江蓠对网箱养殖区水质的生态修复

2.2.1 网箱中真江蓠的生长速率

象山港网箱中养殖的江蓠前 42d 的日生长率如图 4 所示。前 28d 内江蓠生长较快,日生长率最高可达 $13.2\% \pm 0.89\%$,之后生长速度虽有所减慢,但 6 周以后江蓠的日生长率仍保持在 $8.9\% \pm 0.43\%$ 。由于本实验利用江蓠生物量的增长对网箱养殖区进行生态修复,故实验过程中均未对江蓠进行采收,使其保持充足的养殖密度,实验结束时收获江蓠 302.4kg,为初始重量的 42 倍,平均枝长 $120.4\text{cm} \pm 15.6\text{cm}$ 。

2.2.2 不同功能区水体营养盐变化

江蓠生态修复区、修复区相邻网箱及对照区内水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 的含量变化见图 5(a)

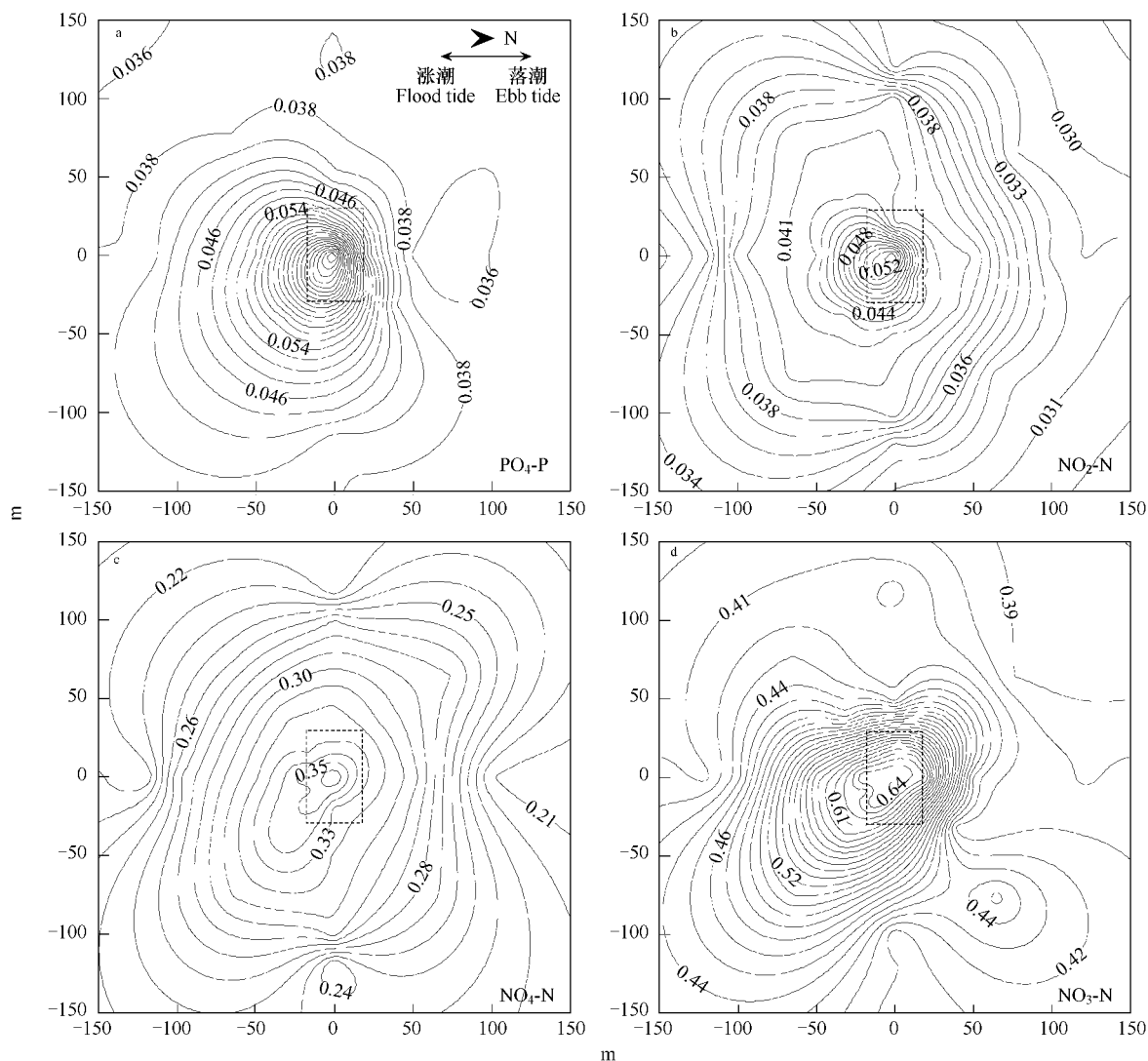


图3 实验所在网箱区及邻近水域表层海水营养盐平面分布

Fig. 3 Horizontal distributions of nutrients in surface water in the experimental cage area and adjoining area

虚线框表示实验网箱区所在位置, 采样时间 2006-08-01

The dashed rectangle denotes the location of the study area. Sampling time was Aug 1, 2006

~d)。整个养殖过程中, 网箱养殖区水体营养盐含量不断波动, 由8月初的较高水平降低至8月20左右达到最低值, 随后又逐渐呈升高趋势。从江蕨苗绳放入网箱内开始养殖18d后, 8月18日至9月15日期间, 江蕨修复区以及未养殖江蕨的相邻网箱中水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量均比对照区明显降低, 且差异极显著 ($P < 0.01$); 修复区水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度比对照区降低 21.9% ~ 57.8%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 降低 24.2% ~ 47.7%、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 下降 21.8% ~ 60.9%, $\text{NO}_3\text{-N}$ 减少 24.3% ~ 47.4%。江蕨修复区网箱中水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量显著低于未养殖江蕨的相邻网箱 ($P < 0.05$), 而修复区与其相邻网箱水体的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量则无显著差异 ($P > 0.05$)。

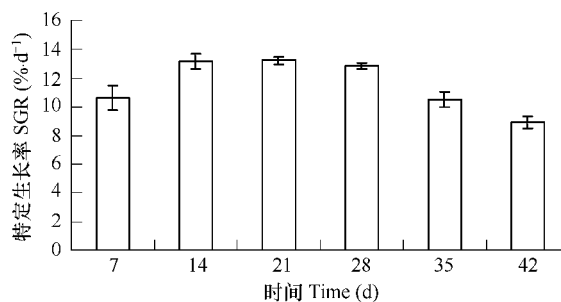


图4 网箱养殖海区真江蕨的生长率变化

Fig. 4 Variation of the specific growth rate of *Gracilaria verrucosa* in cage culture area

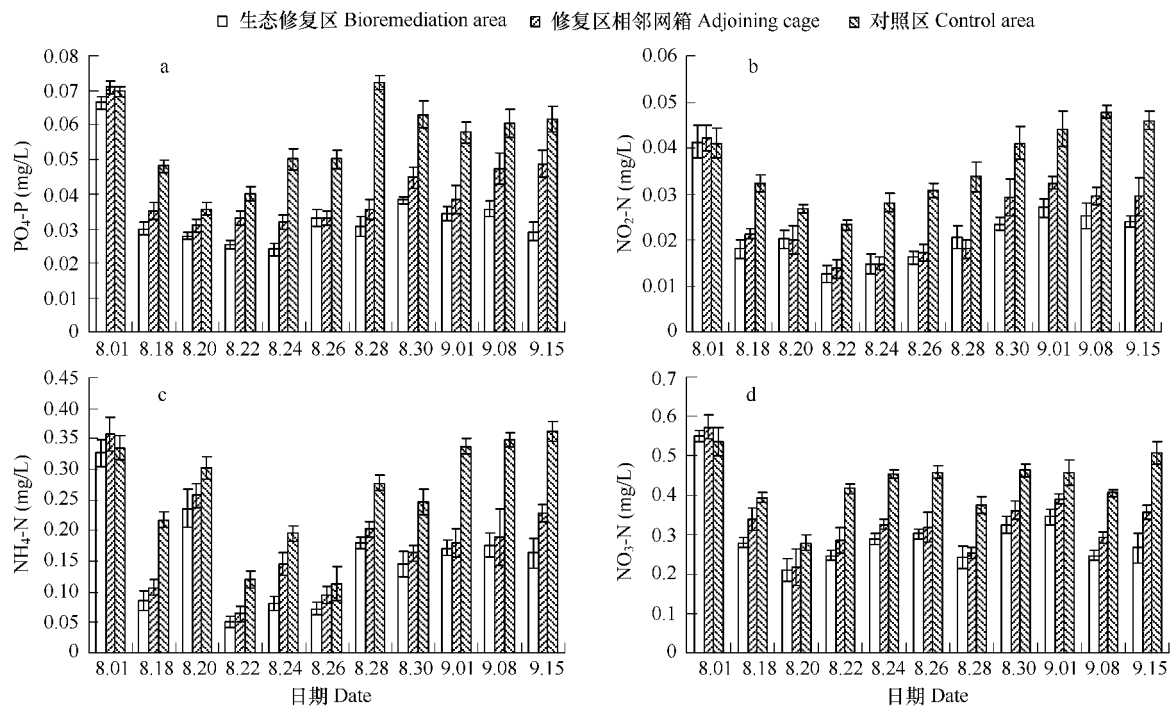


图5 江蓠栽培对鲈鱼养殖区水体营养盐的影响

Fig. 5 The effect of *G. verrucosa* cultivation on inorganic nutrients of the water column in *L. japonicus* cage aquaculture area

2.2.3 不同功能区水质断面变化

江蓠栽培结束时,生态修复区、过渡区及对照区内 A1 ~ A6、B1 ~ B6 和 C1 ~ C12 断面的水体营养盐变化见图6。与潮流平行的方向,生态修复区内的 A1 ~ A6 位点水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量均明显低于对照区内的 B1 ~ B6 位点,且差异显著($P < 0.05$)。与潮流垂直的方向,从 C12 至 C1 位点水体营养盐含量呈逐步下降趋势,生态修复区内的 C1 ~ C4 位点水体 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量均明显低于对照区内的 C9 ~ C12 位点,且差异显著($P < 0.05$)。过渡区内,距离修复区越近的位点,其水体营养盐含量越低。同样,从断面监测的结果(图7)可以明显观察到生态修复区中 DO 浓度和透明度明显高于对照区($P < 0.05$),

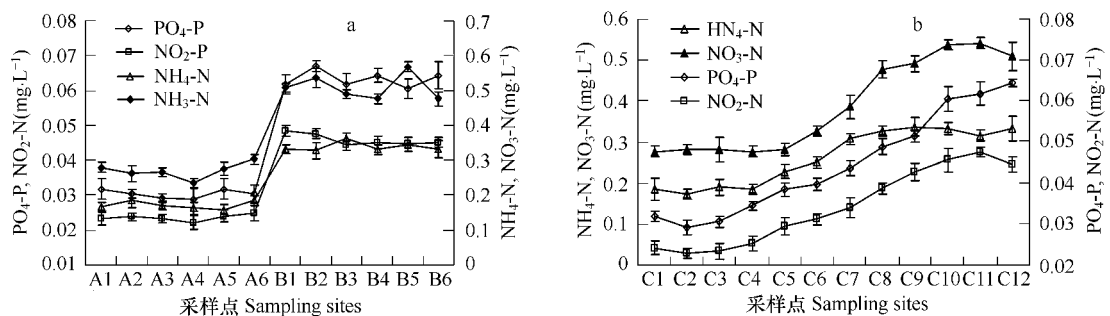


图6 生态修复区与对照区断面水体营养盐含量变化(2006-09-15)

Fig. 6 Variations of nutrients along the sampling transects of the bioremediation area and control area (2006-09-15)

(a) 与潮流平行的 A1 ~ A6 和 B1 ~ B6 断面,潮流方向: A1 → A6、B1 → B6; (b) 与潮流垂直的 C1 ~ C12 断面; A1 ~ A6、C1 ~ C4 位于生态修复区内, B1 ~ B6、C9 ~ C12 位于对照区内, C5 ~ C8 位于过渡区内。

(a) A1 — A6 and B1 — B6 transects are parallel to the tide, and the tide direction is A1 → A6 or B1 → B6; (b) C1 — C12 transect is perpendicular to the tide; A1 — A6 and C1 — C4 located in the bioremediation area; B1 — B6 and C9 — C12 located in the control area; And C5 — C8 located in the transition area

DO 平均提高 28.5%, 透明度平均提高 30.4%; 而生态修复区水体叶绿素 a 浓度则低于对照区 ($P < 0.05$), 平均降低 48.8%。与潮流垂直的方向, 从 C1 至 C12 位点水体 DO 含量和透明度呈下降趋势, 而叶绿素 a 浓度则呈上升趋势。

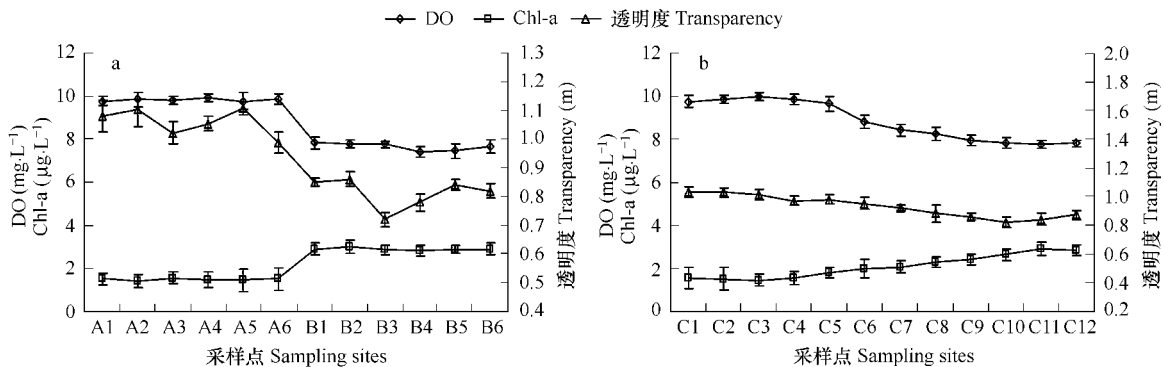


图 7 生态修复区与对照区断面水体溶氧、叶绿素 a 和透明度变化(2006-09-15)

Fig. 7 Variations of DO, Chl-a and transparency along the sampling transects of the bioremediation area and control area (2006-09-15)

(a) 与潮流平行的 A1 ~ A6 和 B1 ~ B6 断面, 潮流方向: A1 → A6、B1 → B6; (b) 与潮流垂直的 C1 ~ C12 断面; A1 ~ A6, C1 ~ C4 位于生态修复区内, B1 ~ B6, C9 ~ C12 位于对照区内, C5 ~ C8 位于过渡区内

(a) A1 — A6 and B1 — B6 transects are parallel to the tide, and the tide direction is A1 → A6 or B1 → B6; (b) C1 — C12 transect is perpendicular to the tide; A1 — A6 and C1 — C4 located in the bioremediation area; B1 — B6 and C9 — C12 located in the control area; And C5 — C8 located in the transition area

2.3 基于氮平衡的鱼藻生态养殖模式

由于鱼类网箱养殖过程的 N 排放主要来自饲料残饵和鱼体排放, 若在不考虑饲料残饵的情况下要实现自净养殖, 应满足鱼体排放 N (FDN) 等于大型海藻吸收 N (SUN)。其中鱼体排放 N (FDN) 的公式计算应为:

$$FDN = IngN - ResN = \frac{(W_t - W_0) \times FCR \times FeCP}{CPN_{coe}} - (W_t \times FFtN - W_0 \times FItN) \times FiDM$$

式中, $IngN$ 表示饲料总摄入 N (g); $ResN$ 表示鱼体保留 N (g); W_t 表示实验结束时鱼的总重量 (g); W_0 表示实验开始时鱼的总重量 (g); FCR 表示饲料转化系数 (干基); $FeCP$ 表示饲料粗蛋白含量 (% dry wt); CPN_{coe} 表示饲料粗蛋白与 N 转换系数 6.25^[22]; $FFtN$ 表示实验结束时鱼体 N 含量 (% dry wt); $FItN$ 表示实验开始时鱼体 N 含量 (% dry wt); $FiDM$ 表示鱼体干物质含量 (%)。

与鱼类养殖规模相匹配的海藻栽培面积 SCA (666.7 m²) 应为:

$$SCA = \frac{TS_{wet}}{AWR \times AWC \times CR \times RM}$$

式中, TS_{wet} 表示所需海藻的总重量 (g · wet wt); AWR 表示海藻养殖阶段年增重率; AWC 表示苗绳上每簇海藻的平均重量 (g wet wt · 簇⁻¹); CR 表示每条苗绳上的海藻簇数 (簇 · 条⁻¹); RM 表示每亩苗绳数量 (条 · 666.7 m⁻²)。

本实验使用宁波天邦饲料投喂, $FeCP$ 为 51.4%, FCR 由经验公式 (平均摄食量 ~ 体重)^[23] 计算为 0.85; AWC 为 10 g wet wt/簇, CR 为 20 簇 · 条⁻¹, RM 为 444 条 · (666.7 m)⁻², AWR 取 500^[24]。实验和计算结果 (表 1) 表明, 收获的 670 kg 花鲈在养殖过程中排放的 N 量 (10.89 kg) 大大超出已养江蓠的吸收 N 量 (2.43 kg), 至少还需养殖 16 m² 的江蓠才可实现对花鲈排放 N 的完全吸收, 即每收获 1 kg 花鲈至少需要匹配江蓠 4.7 kg wet wt。

3 讨论

投饵式网箱养殖对水质的主要影响是增加水体悬浮物和营养盐, 已有的研究表明^[17], 网箱区的 N、P、耗

氧性有机物污染和总悬浮物一般均高于非养殖区,尤其在夏秋季,养殖水体中的 $\text{PO}_4\text{-P}$ 和 $\text{NH}_4\text{-N}$ 增幅更大。实验正值夏季高温时期,又位处半封闭性狭长港湾,水流和波浪动力弱,与外海的水体交换周期长,海水自净能力小,因此网箱养殖区中心区域营养状态指数严重超标,包括其周围 150m 非养殖水域也呈现富营养化状态。表明该水域环境现状已不利于海水增养殖功能区(养殖区要求水质符合 GB3097-1997 规定的 II 类海水水质: $\text{DIN} \leq 0.30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{DIP} \leq 0.03 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 主导功能的发挥,一旦水文气象等条件适宜,该海域有发生赤潮的可能^[25]。

表 1 开放养殖系统中花鲈与江蓠的 N 收支

Table 1 Nitrogen budgets of *L. japonicus* and *G. verrucosa* in open mariculture system

指标 Index	花鲈 <i>L. japonicus</i>	江蓠 <i>G. verrucosa</i>
初始投放量 Initial biomass (kg)	373.5 ± 0.4	7.2 ± 0.2
收获量 Final biomass (kg)	669.5 ± 0.3	302.4 ± 0.2
干湿重比 Wet : dry weight ratio	0.236 ± 0.02	0.169 ± 0.04
初始组织 N 含量 Initial tissue N content (ItN, % dry wt)	13.04 ± 0.82	2.08 ± 0.57
实验结束时组织 N 含量 Final tissue N content (FtN, % dry wt)	13.48 ± 0.57	4.80 ± 0.36
鱼体保留 N 量 Reserve N of fishes (ResN, kg)	9.80	—
饲料总摄入 N 量 Total ingestion N of feed (IngN, kg)	20.69	—
鱼体排放 N 量 Discharge N of fishes (FDN, kg)	10.89	—

江蓠对富营养化海区的生态修复作用通过对水体过剩营养盐的吸收和利用来实现^[18]。通过定点跟踪监测和断面监测,江蓠栽培 45d 内,修复区的海水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度比对照区降低 21.9% ~ 57.8%, $\text{NO}_2\text{-N}$ 降低率为 24.2% ~ 47.7%、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 下降 21.8% ~ 60.9%, $\text{NO}_3\text{-N}$ 减少 24.3% ~ 47.4%。与汤坤贤等^[26]报道的龙须菜(*G. lemaneiformis*)对福建西浦湾网箱养殖海区的生态修复效果相比,真江蓠对富营养化海水的修复效果更为显著。2006 年 8 ~ 11 月利用真江蓠对上海金山富营养化海区进行生态修复,可使 1.72km² 围隔海区中海水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 浓度降低至无法检出水平,整个围隔海区水质由超 IV 类转变为 II 类水质。因此,真江蓠是改善水域富营养化状况理想的生物过滤器。网箱养殖区不同功能区水质断面监测结果表明,修复区比对照区 DO 平均提高 28.5%,透明度平均提高 30.4%,而 Chl-a 平均降低 48.8%。在高营养盐浓度下,江蓠可通过竞争作用或藻类间相生相克作用抑制水体中浮游微藻的生物量,对赤潮生物如中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*)^[27]、锥状斯氏藻(*Scrippsiella trochoidea*)^[28]、东海原甲藻(*Prorocentrum donghaiense*)^[29]等的生长具有克制效应,治理富营养化水体同时生物防治赤潮,可减少赤潮发生几率。由于易受到水流状况、气候以及恶劣天气的影响,加上上海实验条件的限制^[13, 30],栽培海藻在开放海区的营养盐吸收效率往往低于受控系统的实验结果^[2],因此目前国内外关于江蓠在开放海区的生态修复研究仍很少^[30, 31]。对于非稳态条件下江蓠对外界营养盐波动的响应机制、和由此带来的生物种群结构变化及其对水生生态系统的影响尚有待于进一步研究。

江蓠在改善养殖环境的同时,通过系统的物质转化,获得生长必须的营养物质并保证了较高的生长率和产量。本实验鲈鱼网箱中养殖的真江蓠(水温 25.7 ~ 31.5℃,养殖深度 1 ~ 2m),45d 后收获的生物量可达 $7.80 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1} \pm 1.65 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-1}$,平均 SGR 为 $11.52\% \cdot \text{d}^{-1} \pm 0.49\% \cdot \text{d}^{-1}$,最高 SGR 可达 $13.2\% \cdot \text{d}^{-1} \pm 0.89\% \cdot \text{d}^{-1}$ 。2006 年 11 月在上海金山富营养化海区(表层水温 9.5 ~ 17.9℃,盐度 10 ~ 18,养殖深度 1 ~ 2m)栽培的真江蓠,21d 内平均 SGR 为 $9.2\% \cdot \text{d}^{-1}$ 。而 Zhou 等^[32]2002 ~ 2004 年 5 ~ 7 月在胶州湾鱼类养殖区(表层水温 18.7 ~ 25.4℃,养殖深度 1 ~ 2m)内栽培龙须菜,其 30d 内最大 SGR 为 $11.03\% \cdot \text{d}^{-1} \pm 0.44\% \cdot \text{d}^{-1}$ 。Yang 等^[6]2001 年 10 月和 2002 年 11 ~ 12 月在胶州湾和深澳湾鱼贝养殖区中(表层水温 12 ~ 23℃,养殖深度 1 ~ 2m)栽培龙须菜,28d 和 26d 内最大 SGR 为 $13.9\% \cdot \text{d}^{-1}$ 和 $11.71\% \cdot \text{d}^{-1}$ 。Troell 等^[13]在距鲑鱼网箱 10m 处养殖的江蓠(*G. chilensis*)SGR 为 $7\% \cdot \text{d}^{-1}$ 。表明真江蓠的生长速率接近或高于已报道的其他江蓠种类,耐温耐盐范围较广。

江蓠具有强大的氮储存库^[14],本实验鲈鱼网箱中养殖的真江蓠平均组织含 N 量为 $4.80\% \pm 0.36\% \text{ dry wt}$,组织 N 含量达到外界环境氮含量(江蓠栽培结束时网箱养殖区平均 DIN 为 $48.5 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)的 70000 倍以

上^[13],超过 Zhou 等^[32]2002~2004 年 5~7 月在胶州湾鱼类养殖区内栽培的龙须菜(*G. lemaneiformis*)的平均组织含 N 量(4.17% dry wt),及 Torell 等^[13]报道的鲑鱼网箱养殖区附近吊养江蓠(*G. chilensis*)的组织 N 含量(2.66%~2.94% dry wt)。通过生态养殖体系中江蓠吸收 N 与鱼类排放 N 的估算,可初步得出每收获 1 kg 花鲈至少需要江蓠 4.7 kg·wet wt 的匹配模式。但该生态养殖氮平衡方程未将饲料残饵中的 N 计入,还需进一步通过陆基或围隔实验或现场应用沉积物捕获法^[33]测出残饵量并估算残饵的干物质回收率来获得。残饵是影响养殖水质的主要因素之一,现有的养殖方式使其输入速度大于分解速度^[34],如亚太地区网箱养殖的各种非鲑科鱼类常常过量投喂鲜杂鱼,饵料浪费和污染更为严重。因此有必要在提高饲料的质量和投饲技术基础上开展综合生态养殖(Integrated multi-trophic aquaculture, IMTA)^[35, 36],将具有互补、互利作用的养殖系统合理组合配置,达到减小或消除水产养殖对海洋环境造成的负面影响,从而提高整个水体的养殖容量,达到结构稳定、功能高效的目的。

References:

- [1] Victor N D, Elliott M, Orive E. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 2002, 475/476: 1—19.
- [2] Neori A, Chopin T, Troell M, *et al.* Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, 2004, 231: 361—391.
- [3] Schuenhoff A, Shpigel M, Lupatsch I, *et al.* A semi-recirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed. *Aquaculture*, 2003, 221: 167—181.
- [4] Carmona R, Kraemer G P, Yarish C. Exploring northeast American and Asian species of *Porphyra* for use in an integrated finfish-algal aquaculture system. *Aquaculture*, 2006, 252: 54—65.
- [5] Hernández I, Martínez-Aragón J F, Tovar A, *et al.* Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*) waste waters 2. Ammonium. *J. Appl. Phycol.*, 2002, 14: 375—384.
- [6] Yang Y F, Fei X G, Song J M, *et al.* Growth of *Gracilaria lemaneiformis* under different cultivation conditions and its effects on nutrient removal in Chinese coastal waters. *Aquaculture*, 2006, 254: 248—255.
- [7] Hernández I, Pérez-Pastor A, Vergara J J, *et al.* Studies on the biofiltration capacity of *Gracilariopsis longissima*: From microscale to macroscale. *Aquaculture*, 2006, 252: 43—53.
- [8] Xia L Z, Yang L Z, Yan M C. Nitrogen and phosphorus cycling in shrimp ponds and the measures for sustainable management. *Environmental Geochemistry and Health*, 2004, 26: 245—251.
- [9] Neori A, Msuya F E, Shauli L, *et al.* A novel three-stage seaweed (*Ulva lactuca*) biofilter design for integrated mariculture. *J. Appl. Phycol.*, 2003, 15: 543—553.
- [10] Matos J, Costa S, Rodrigues A, *et al.* Experimental integrated aquaculture of fish and red seaweeds in Northern Portugal. *Aquaculture*, 2006, 252: 31—42.
- [11] Fei X G. Solving the coastal eutrophication problem by large scale seaweed cultivation. *Hydrobiologia*, 2004, 512: 145—151.
- [12] Qian P Y, Wu C Y, Wu M, *et al.* Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster *Pinctada martensii*. *Aquaculture*, 1996, 147: 21—35.
- [13] Troell M, Halling C, Nilsson A, *et al.* Integrated marine cultivation of *Gracilaria chilensis* (Gracilariiales, Rhodophyta) and salmon cages for reduced environmental impact and increased economic output. *Aquaculture*, 1997, 156: 45—61.
- [14] Xu Y J, Qian L M, Jiao N Z. Nitrogen nutritional character of *Gracilaria* as bioindicators and restoral plants of eutrophication. *Journal of fishery sciences of China*, 2004, 11(3): 276—280.
- [15] Tang K X, Jiao N Z, You X P, *et al.* Bioremediation of *Gracilaria lichenoides* in fish cage-farming areas. *Journal of fishery sciences of China*, 2005, 12(2): 156—161.
- [16] Ningbo Ocean, Fishery Bureau. Layout and programming of marine cage in Xiangshan Harbor, Ningbo. Hangzhou: Zhejiang Science & Technology Press, 2006.
- [17] Shu T F, Wen Y M, Jia H L, *et al.* Influence of cage culture in Yaling Bay on water environment. *Environmental Science*, 2004, 25(5): 97—101.
- [18] Xu S N, He P M. Analysis of phenomena for frequent occurrence of red tides and bioremediation by seaweed cultivation. *Journal of Fisheries of China*, 2006, 30(4): 554—561.
- [19] Xu S N, Li Z, He P M. Bioremediation capability and development strategy of seaweed cultivated in coastal sea areas. *Fishery Modernization*, 2006, 6: 12—14.
- [20] Zhang H Y, He P M, Chen C F, *et al.* Effects of *Porphyra yezoensis* cultivation on inorganic nitrogen concentration in sea water. *Environmental*

Science and Technology, 2005, 28(4): 44—45.

- [21] Metaxa E, Deviller G, Pagand P, *et al.* High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system; Water purification and fish health. *Aquaculture*, 2006, 252: 92—101.
- [22] Chang Q, Liang M Q, Wang J L, *et al.* Apparent digestibility coefficients of various feed ingredients for Japanese sea bass (*Lateolabrax japonicus*). *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2005, 29(2): 172—176.
- [23] Zhang Y Z, Zheng J B, Xie Y J, *et al.* The feeding habits and growth of larval, juvenile and young *Lateolabrax japonicus*. *Acta Oceanologica Sinica*, 1999, 21(5): 110—119.
- [24] Liu S J. Present condition and prospect of *Gracilaria* cultivation in China. *Journal of Fisheries of China*, 1989, 13(2): 173—180.
- [25] Sun P X, Wang B, Zhang Z H, *et al.* Relationship between nutrient distributions and eutrophication in seawater of the Laizhou Bay. *Advanced in marine science*, 2006, 24(3): 329—335.
- [26] Tang K X, You X P, Lin Y S, *et al.* A study on bioremediation of eutrophication of mariculture waters by *Gracilaria lemaneiformis*. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(11): 3044—3051.
- [27] Tang K X, Yuan D X, Lin S B, *et al.* Depression and affect of red tide on main water quality index by *Gracilaria tenuistipitata*. *Marine environmental science*, 2003, 22(2): 24—27.
- [28] Zhang S D, Song X X, Wang Y, *et al.* Competition on nutrients between *Gracilaria lemaneiformis* and *Scripsiella trochoidea* (Stein) Loeblich III. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2005, 36(6): 556—561.
- [29] Zhang S D, Yu Z M, Song X X, *et al.* Competition about nutrients between *Gracilaria lemaneiformis* and *Prorocentrum donghaiense*. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(10): 2676—2680.
- [30] Troell M, Halling C, Neori A, *et al.* Integrated mariculture: asking the right questions. *Aquaculture*, 2003, 226: 69—90.
- [31] Chopin T, Buschmann A H, Halling C, *et al.* Integrating seaweeds into aquaculture systems; a key towards sustainability. *J. Phycol.*, 2001, 37: 975—986.
- [32] Zhou Y, Yang H S, Hu H Y, *et al.* Bioremediation potential of the macroalga *Gracilaria lemaneiformis* (Rhodophyta) integrated into fed fish culture in coastal waters of north China. *Aquaculture*, 2006, 252: 264—276.
- [33] Cai L S, Fang J G, Liang X M. Natural sedimentation in large-scale aquaculture areas of Sungo Bay, north China Sea. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2003, 10(4): 305—310.
- [34] Ge C Z, Fang J G. The fluxes of setting particulate mater in inside and outside of the large aquaculture net cages in sea in summer. *China Environmental Science*, 2006, 26(Suppl.): 106—109.
- [35] Chopin T, Sawhney M, Shea R, *et al.* The renewed interest in seaweed aquaculture as the inorganic extractive component of integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) systems with finfish and shellfish. *Seaweeds: Science and technology for traditional and modern utilization. XIXth international seaweed symposium, Kobe, Japan, March 26-31, 2007.* 47—48.
- [36] Neori A, Troell M, Yarish C, *et al.* The need for ecological balance in "blue revolution" aquaculture. *Environment*, 2007, 49(3): 36—42.

参考文献:

- [14] 徐永健,钱鲁闽,焦念志. 江蓠作为富营养化指示生物及修复生物的营养特性. *中国水产科学*, 2004, 11(3): 276~280.
- [15] 汤坤贤,焦念志,游秀萍. 菊花心江蓠在网箱养殖区的生物修复作用. *中国水产科学*, 2005, 12(2): 156~161.
- [16] 宁波市海洋与渔业局. 宁波象山港海水网箱布局规划. 杭州:浙江科学技术出版社, 2006.
- [17] 舒廷飞,温琰茂,贾后磊,等. 哑铃湾网箱养殖对水环境的影响. *环境科学*, 2004, 25(5): 97~101.
- [18] 徐姗楠,何培民. 我国赤潮频发现象分析与海藻栽培生物修复作用. *水产学报*, 2006, 30(4): 554~561.
- [19] 徐姗楠,李桢,何培民. 大型海藻在近海水域中的生态修复作用及其发展策略. *渔业现代化*, 2006, 6: 12~14.
- [20] 张寒野,何培民,陈婵飞,等. 条斑紫菜养殖对海区中无机氮浓度影响. *环境科学与技术*, 2005, 28(4): 44~45.
- [22] 常青,梁萌青,王家林,等. 花鲈对不同饲料原料的表现消化率. *水生生物学报*, 2005, 29(2): 172~176.
- [23] 张雅芝,郑金宝,谢仰杰,等. 花鲈仔、稚、幼鱼摄食习性与生长的研究. *海洋学报*, 1999, 21(5): 110~119.
- [24] 刘思俭. 中国江蓠人工栽培的现状与展望. *水产学报*, 1989, 13(2): 173~180.
- [25] 孙丕喜,王波,张朝晖,等. 莱州湾海水中营养盐分布与富营养化的关系. *海洋科学进展*, 2006, 24(3): 329~335.
- [26] 汤坤贤,游秀萍,林亚森,等. 龙须菜对富营养化海水的生物修复. *生态学报*, 2005, 25(11): 3044~3051.
- [27] 汤坤贤,袁东星,林泗彬,等. 江蓠对赤潮消亡及主要水质指标的影响. *海洋环境科学*, 2003, 22(2): 24~27.
- [28] 张善东,宋秀贤,王悠,等. 大型海藻龙须菜与锥状斯氏藻间的营养竞争研究. *海洋与湖泊*, 2005, 36(6): 556~561.
- [29] 张善东,俞志明,宋秀贤,等. 大型海藻龙须菜与东海原甲藻间的营养竞争. *生态学报*, 2005, 25(10): 2676~2680.
- [33] 蔡立胜,方建光,梁兴明. 规模化浅海养殖水域沉积作用的初步研究. *中国水产科学*, 2003, 10(4): 305~310.
- [34] 葛长宇,方建光. 夏季海水养殖区大型网箱内外沉降颗粒物通量. *中国环境科学*, 2006, 26(增刊): 106~109.