



养殖池塘丝状藻发生关键因子调查

唐永涛^{1,2}, 汪晨^{1,2,3}, 成永旭^{1*}, 孙云飞¹,
赵良杰², 钱晨¹, 杨颖飞³

(1. 上海海洋大学, 农业农村部稻渔综合种养生态重点实验室, 上海 201306;

2. 信阳农林学院水产学院, 河南 信阳 464000;

3. 山东景明海洋科技有限公司, 山东 东营 257000)

摘要: 以水绵和刚毛藻为代表的丝状藻广泛存在于各种自然水体和养殖水体, 其过度生长对水体环境和养殖动物构成威胁。为探究丝状藻发生的关键因子, 实验通过走访调查, 筛选了5组环境相同且隶属同一家养殖户的有丝状藻池塘和无丝状藻池塘, 重点对水质、底泥生物可利用性氮磷含量及丝状藻繁殖体进行了检测分析。结果显示, 5组有丝状藻塘、无丝状藻塘整体水体氮磷水平无显著差异, 而有4组无丝状藻塘叶绿素 *a* 含量显著高于有丝状藻塘。5组有丝状藻塘底泥平均生物可利用性氮含量为 (15.72 ± 3.60) mg/kg, 而无丝状藻塘底泥平均生物可利用性氮为 (13.22 ± 1.97) mg/kg, 较前者低 2.50 mg/kg。5组有丝状藻塘底泥平均生物可利用性磷含量为 (72.26 ± 10.57) mg/kg, 无丝状藻塘底泥平均生物可利用性磷含量为 (50.33 ± 12.62) mg/kg, 较前者低 21.93 mg/kg。底泥生物可利用性氮磷比在5组中均小于 0.5, 而无丝状藻塘平均较有丝状藻塘高 26.32%。低氮磷比会抑制浮游藻类的繁殖, 而丝状藻则对低氮及低氮磷比环境具有较强的适应能力。因此, 在养殖开始时, 底泥低氮及低氮磷比的条件使得浮游藻类在与丝状藻的初期生态位竞争中处于劣势, 即使检测到的浮游藻类 OTUs 数量高于丝状藻繁殖体, 也不能使其在上述条件下成为优势种。另外, 对丝状藻繁殖体的检测发现, 其广泛存在于有丝状藻塘、无丝状藻塘及水源的水体和底泥中, 即使清塘、晒塘依然检测到繁殖体的存在, 但清塘、晒塘能够减少丝状藻繁殖体的数量。研究表明, 单独依靠生石灰或漂白粉清塘并不能完全杜绝丝状藻的发生, 但可以作为一个辅助防控措施, 而通过调控养殖系统的生物可利用氮含量及氮磷比左右种间生态位竞争则是一个值得深入研究的、有前景的丝状藻防控方向。本实验结果对养殖池塘的丝状藻防控研究和生产实践具有重要的参考价值。

关键词: 丝状藻; 生境调查; 水质; 底泥氮磷; 繁殖体

中图分类号: S 917.3

文献标志码: A

丝状藻广泛存在于各种养殖及自然水体, 不但影响了景观、环境, 而且死亡后腐烂产生有毒有害气体也会对养殖动物或自然水域生物多样性构成威胁^[1-4]。尤其在虾蟹养殖中, 丝状藻暴发不

但抑制水草的生长, 而且会缠绕虾蟹引起死亡^[5], 由于目前还没有安全有效的控制手段, 养殖户多选择市面上流行的杀丝状藻药, 而这些杀丝状藻药多筛选自农用除草剂, 存在较大的安全隐患,

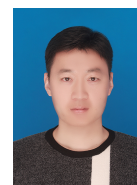
收稿日期: 2021-11-09 修回日期: 2022-02-04

资助项目: 国家现代农业产业技术体系专项; 黄河三角洲人才工程 (DYRC20190210)

第一作者: 唐永涛 (照片), 从事养殖池塘丝状藻防控研究, E-mail: T13721071655@126.com;

汪晨, 从事养殖池塘丝状藻防控研究, E-mail: w20201115w@163.com

通信作者: 成永旭, 从事虾蟹营养与养殖技术研究, E-mail: yxcheng@shou.edu.cn



每年都出现一些养殖户因杀丝状藻而造成养殖损失的案例。

在丝状藻生态学研究, 关于丝状藻发生诱因的观点很多, 如基质^[6]、水流^[7]、光照^[8]、温度^[9]、营养盐^[10]及休眠孢子^[11]等。笔者曾大量走访江苏、安徽的中华绒螯蟹 (*Eriocheir sinensis*) 池塘, 发现在一些隶属于同一家养殖户的池塘, 其环境、水源、池塘情况均基本相同, 却出现丝状藻发生有无的差异现象。鉴于以上情况, 基质、水流、温度、光照的因素基本可以排除。事实上, 关于丝状藻的发生, 多数的观点认为水体氮磷等营养盐的增加是主要原因^[12-14]。实施磷减排或控制溶解性磷措施后, 安大略湖和 Windermere 流域刚毛藻生物量分别降低 60%^[15]和 90%^[16]。但是, 1995—2006 年, 五大湖下游地区再次暴发刚毛藻水华^[17], 但事实上, 这个时期五大湖的近岸水域并没有检测到水体总磷水平有增加趋势^[10]。由此可见, 决定刚毛藻生物量高低的因素可能不仅限于营养盐的多寡。许多丝状藻类能形成孢子和配子, 也即有世代交替现象^[18-19], 而且配子或孢子在冬天或春天发生较多^[18, 20]。但是, 目前有关外源带入丝状藻繁殖体引起丝状藻发生多停留在理论推测层面, 而证实这种关系的研究还很少。基于以上原因, 实验针对性地选择了同一家养殖户、同一片养殖区域的有丝状藻塘和无丝状藻塘, 重点从营养盐、丝状藻繁殖体和人为操作三个方面进行对比研究, 以期找出导致丝状藻发生的关键因素, 为后续防控研究提供参考。

1 材料与方 法

1.1 实验设计

2019 年 3 月 5 号, 选择中华绒螯蟹养殖初期, 在常州市金坛区, 按照同一家养殖户、同一块区域位置邻近、环境条件基本相同的原则, 筛选出 5 组有丝状藻塘和无丝状藻塘, 编号 1~5 组, 其中有丝状藻塘依次编号为 1-1、2-1、3-1、4-1、5-1, 对应的无丝状藻塘依次编号为 1-2、2-2、3-2、4-2、5-2, 对应的水源依次编号为 1-3、2-3、3-3、4-3、5-3。重点对比每组有丝状藻塘、无丝状藻塘和水源的水体、底泥营养盐水平、丝状藻繁殖体数量和人为操作三个方面。

1.2 样品采集

每个池塘及水源按照中间位置和左右两边的

位置共设 3 个采样点, 采集中层水样和表层 10 cm 泥样, 采集好的样品放于冰盒中并快速带回实验室处理。

1.3 样品测定与分析

水质测定 pH 现场测定, 根据《水和废水监测与分析方法》第 4 版, 采回的水样用碱性过硫酸钾消解, 紫外分光光度法测定总氮 (TN), 采用钼酸铵分光光度法测定总磷 (TP)。按照《水质 叶绿素 *a* 的测定 分光光度法》(HJ 897-2017) 测定叶绿素 *a* (Chl.*a*) 含量。水样经过 0.45 μm 滤膜抽滤, 滤膜经 10 mL 90% 丙酮 4℃ 避光萃取 12 h 后 (每 4 h 摇匀 1 次), 依次测定 750、664、647、630 nm 波长下的吸光度值, 然后计算 Chl.*a* 的含量。

底泥生物可利用性氮磷测定 底泥放于玻璃培养皿中在室内通风自然晾干, 充分研磨成粉末后, 每个样称取 20.0 g 放于自封袋中, 寄送到苏州梦犀生物医药科技有限公司进行生物可利用性氮含量和生物可利用性磷含量的测定。底泥生物可利用性氮的测定方法: 取风干土 2.0 g 于扩散皿中, 采用碱性溶液水解土壤, 释放出的 NH₃ 经硼酸吸收后, 再用标准酸滴定, 然后计算土壤中速效氮的含量。底泥生物可利用性磷的测定方法: 称取 0.05 g 研磨过筛的土样, 用弱碱性提取碱溶性磷和吸附态磷, 后用钼锑抗比色法测定。

丝状藻繁殖体检测 每个底泥样品取约 10 g, 用离心管盛装, 冻存 -30℃。取 250 mL 水样, 用 0.45 μm 滤膜抽滤后, 将滤膜于 -30℃ 冻存, 并与泥样一起用干冰冻冻寄送至上海美吉生物医药科技有限公司进行 DNA 提取及后续繁殖体检测 (所用引物为, 双正向引物: A23SrVF1: GGACARAAAGACCCTATG, A23SrVF2: CARAAA GACCCTATGMAGCT 和双逆向引物 A23SrVR1: AGATCAGCCTGTTATCC, A23SrVR2: TCAGCC TGTTATCCCTAG)。重点关注丝状藻的主要组成种, 即水绵 (*Spirogyra*) 和刚毛藻 (*Cladophora*)。

1.4 数据分析

采用 Excel 2010 软件进行数据的初步处理, 用 SPSS 22.0 软件进行单因素方差分析。P<0.05 认为有显著差异。

2 结果

对比 5 组有丝状藻塘和无丝状藻塘发现, 组 1 无丝状藻塘采用约 1 500 kg/hm² 的生石灰进行了

清塘, 且早春初次进水为深井水, 而有丝状藻塘则未清塘(表 1)。组 2 中, 有无丝状藻塘均采用约 150 kg/hm² 的漂白粉进行了清塘, 其余操作也基本相同, 不同的是有丝状藻塘在养殖初期从外源引进伊乐藻, 暴发丝状藻后又泼洒了硫酸铜 (3.75 kg/hm²), 但丝状藻并没有得到明显控制, 而无丝状藻塘未从外源引入伊乐藻。组 3 中, 无丝

状藻塘采用约 225 kg/hm² 的漂白粉进行了清塘, 而有丝状藻塘未清塘, 其余管理措施均相同。组 4 中, 无丝状藻塘进行了长时间的晒塘, 并且在进水时采用了氨基酸肥水, 而有丝状藻塘晒塘时间比无丝状藻塘短了 20 d, 且没有肥水措施, 其余操作相同。组 5 中, 有无丝状藻塘管理操作均相同。

表 1 调查池塘的重要管理操作记录

Tab. 1 Records of important management operations in the ponds investigated

组别 groups	坐标 coordinate	丝状藻有无 occurrence of filamentous algae	管理 management				
			水源 water source	池塘清晒 pond cleaning and drying	丝状藻药杀 use of drug against filamentous algae	调水改底 environment regulating	其他差异性操作 other differential operations
1	31°36'49"N119°37'11"E	有	相同	无	无	无	无
		无	不同	生石灰清塘, 初期 进水为深井水	无	无	无
2	31°44'16"N119°31'40"E	有	相同	漂白粉清塘	无	无	外源投放过伊乐藻, 之 后暴发丝状藻, 使用 3.75 kg/hm ² 的硫酸铜 杀丝状藻
		无	相同	漂白粉清塘	无	无	无
3	31°39'52"N119°27'49"E	有	相同	无	无	无	无
		无	相同	无	无	无	无
4	31°48'38"N119°31'5"E	有	相同	短期晒塘	无	无	无
		无	相同	短期晒塘	无	进水时氨 基酸肥水	无
5	31°42'42"N119°30'48"E	有	相同	无	无	无	无
		无	相同	无	无	无	无

各池塘水体及水源氮磷浓度对比如表 2 所示, 组 1、组 3 和组 5 共三组有丝状藻塘 pH 值显著高于无丝状藻塘和水源 ($P<0.05$), 组 2 有丝状藻塘与无丝状藻塘之间无显著差异 ($P>0.05$), 组 4 无丝状藻塘显著高于有丝状藻塘 ($P<0.05$)。对于 TN 含量, 组 2 和组 4 有丝状藻塘显著高于无丝状藻塘和水源 ($P<0.05$), 组 1 和组 5 无丝状藻塘显著高于有丝状藻塘 ($P<0.05$), 组 3 则三组之间无显著差异 ($P>0.05$)。对于 TP 含量, 组 1、组 3、组 4 和组 5 四组的有丝状藻塘、无丝状藻塘和水源之间均无显著差异 ($P<0.05$), 仅组 2 的无丝状藻塘显著高于有丝状藻塘和水源 ($P<0.05$)。对于 Chl.a 含量, 组 1、组 2、组 3 和组 4 这四组的无丝状藻塘均显著高于有丝状藻塘 ($P<0.05$)。

5 组有丝状藻塘的生物可利用性氮含量为 9.58~23.57 mg/kg, 平均为 (15.72±3.60) mg/kg; 5 组无丝状藻塘的生物可利用性氮含量为 9.63~15.40 mg/kg, 平均为 (13.22±1.97) mg/kg; 5 组水

源的生物可利用性氮含量为 3.85~20.13 mg/kg, 平均为 (9.47±2.97) mg/kg (图 1)。5 组有丝状藻塘平均可利用氮含量较无丝状藻塘高 2.50 mg/kg。组 1 中有丝状藻塘、无丝状藻塘及水源之间生物可利用性氮含量无显著差异 ($P>0.05$)。组 2、组 3 中, 有丝状藻塘与无丝状藻塘之间生物可利用性氮含量均无显著差异 ($P>0.05$), 且二者均显著高于水源生物可利用性氮含量 ($P<0.05$)。组 4 中, 有丝状藻塘生物可利用性氮含量显著高于无丝状藻塘 ($P<0.05$), 而无丝状藻塘显著高于水源 ($P<0.05$)。组 5 中, 有丝状藻塘与无丝状藻塘之间生物可利用性氮含量无显著差异 ($P>0.05$), 而无丝状藻塘显著高于水源 ($P<0.05$)。

5 组有丝状藻塘的生物可利用性磷含量为 36.32~103.65 mg/kg, 平均为 (72.26±10.57) mg/kg。5 组无丝状藻塘的生物可利用性磷含量为 29.55~70.32 mg/kg, 平均为 (50.33±12.62) mg/kg。5 组水源的生物可利用性磷含量为 4.55~122.20 mg/kg,

表 2 不同池塘及水源水化学指标

Tab. 2 Water chemical indexes of different ponds and water sources

指标 indicators	组别 groups	有丝状藻塘 filamentous algae occurred pond	无丝状藻塘 no filamentous algae occurred pond	水源 water source
pH	1	9.87±0.19 ^a	7.73±0.01 ^b	7.10±0.06 ^c
	2	7.60±0.03 ^b	7.65±0.11 ^b	7.96±0.07 ^a
	3	9.69±0.61 ^a	8.61±0.47 ^b	7.76±0.05 ^b
	4	7.77±0.06 ^b	8.04±0.05 ^a	7.64±0.02 ^c
	5	9.06±0.51 ^a	7.91±0.01 ^b	8.10±0.13 ^b
TN/(mg/L)	1	0.163±0.060 ^b	0.325±0.016 ^a	0.204±0.039 ^b
	2	0.693±0.045 ^a	0.392±0.026 ^b	0.371±0.022 ^b
	3	0.149±0.034	0.205±0.036	0.140±0.025
	4	0.630±0.032 ^a	0.486±0.031 ^b	0.367±0.044 ^c
	5	0.144±0.014 ^c	0.321±0.012 ^b	0.364±0.008 ^a
TP/(mg/L)	1	0.008±0.000	0.016±0.010	0.004±0.003
	2	0.010±0.002 ^b	0.025±0.008 ^a	0.006±0.000 ^b
	3	0.008±0.000	0.039±0.030	0.047±0.045
	4	0.026±0.015	0.029±0.005	0.016±0.007
	5	0.007±0.005	0.016±0.012	0.021±0.017
Chl.a/(mg/m ³)	1	2.693±0.959 ^b	15.825±1.132 ^a	11.615±2.639 ^a
	2	11.851±0.676 ^b	24.666±1.600 ^a	12.293±4.341 ^b
	3	3.149±1.100 ^b	10.851±0.178 ^a	15.431±2.570 ^a
	4	4.945±0.867 ^b	17.835±4.339 ^a	25.227±9.214 ^a
	5	1.405±1.008 ^b	1.883±0.223 ^b	10.596±6.143 ^a

注: 表中同一行不同字母代表差异显著($P<0.05$)。
Notes: different letters in the same row in the table represent significant differences ($P<0.05$).

平均为 (51.13±31.89) mg/kg (图 2)。5 组有丝状藻塘平均生物可利用性磷含量较无丝状藻塘高 21.93 mg/kg。组 1 中, 有丝状藻塘、无丝状藻塘及水源之间生物可利用性磷含量无显著差异 ($P>0.05$)。组 2 和组 3 中, 有丝状藻塘与无丝状藻塘之间生物可利用性磷含量无显著差异 ($P>0.05$), 但二者均显著高于水源 ($P<0.05$)。组 4 和组 5 中有丝状藻塘生物可利用性磷含量均显著高于无丝状藻塘 ($P<0.05$), 而无丝状藻塘与水源之间无显著差异 ($P>0.05$)。

为了进一步探究氮磷与丝状藻发生的关系, 对各池塘及水源的底泥生物可利用性氮磷比做了分析 (图 3)。由图可知, 有丝状藻塘底泥生物可利用性氮磷比值为 0.170~0.301, 平均为 0.230±0.058。无丝状藻塘底泥生物可利用性氮磷比值为 0.217~0.410, 平均为 0.290±0.059。水源底泥生物可利用性氮磷比值为 0.139~0.916, 变化幅度较大,

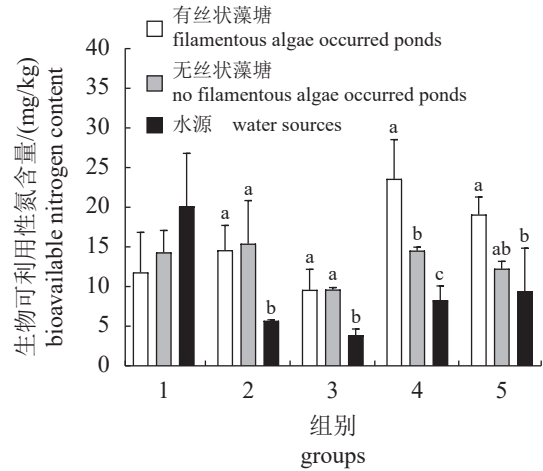


图 1 5 组池塘各底泥样本的生物可利用性氮含量
图中不同字母代表组内差异显著 ($P<0.05$), 下同。

Fig. 1 Bioavailable nitrogen content of sediment samples from 5 groups of ponds

In the figure, different letters in the same group represent significant differences ($P<0.05$); the same below.

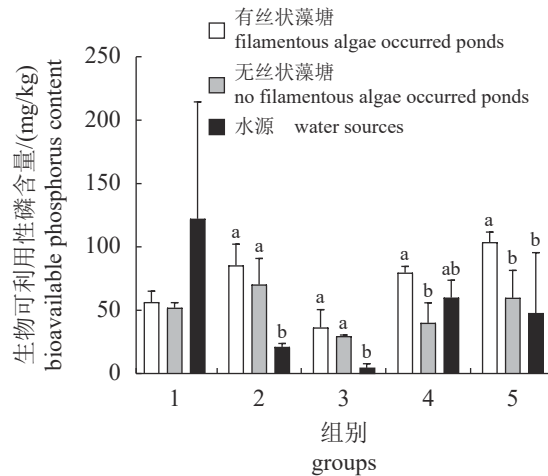


图 2 5 组池塘各底泥样本的生物可利用性磷含量

Fig. 2 Bioavailable phosphorus content of sediment samples from 5 groups of ponds

平均为 0.369±0.08。无丝状藻塘底泥的生物可利用性氮磷比值较有丝状藻塘高 0.060。另外, 有丝状藻塘和无丝状藻塘的生物可利用性氮磷比曲线走势相似, 且无丝状藻塘底泥生物可利用性氮磷比值在 5 组中均高于有丝状藻塘, 组 1~5 分别高 0.071、0.047、0.025、0.116、0.039, 占对应有丝状藻塘的生物可利用性氮磷比值分别为 34.98%、27.65%、8.31%、39.46%、21.20%, 平均为 26.32%。

本次调查中, 各组样本检测到的主要真核生物属如图 4 (水体) 和图 5 (底泥) 所示。其中在水体和底泥中共检测到 5 个水绵属, 分别为 *Spirogyra*_

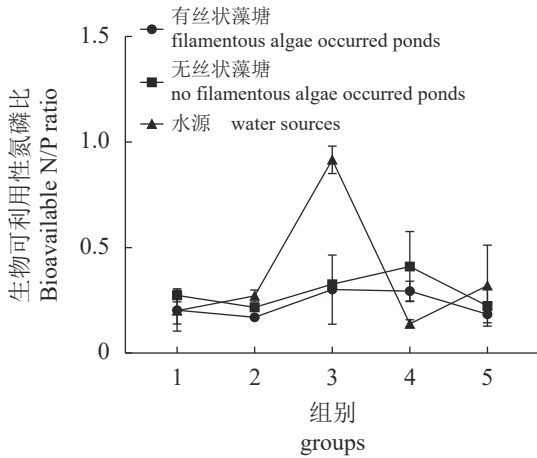


图3 5组池塘各底泥样本的生物可利用性氮磷比
 Fig. 3 Bioavailable N/P ratios of sediment samples from 5 groups of ponds

sp._1_AS-2014、*Spirogyra*_sp._4_AS-2014、*Spirogyra*_sp._5_AS-2014、*Spirogyra*_sp._9_AS-2014、*Spirogyra*_sp._M1843, 1个刚毛藻属, 为 *Cladophora*_sp._JIAC-WT-filamentous_2。图4和图5反映水绵属和刚毛藻的OTUs相对量极低。

依据图4中的数据, 统计了水绵属和刚毛藻属OTUs在各组水体中分布的情况(图6)。在5组15个水样中, 共检测到9个样本有水绵属OTUs, 4个样本有刚毛藻属OTUs, 其中在组1、组3和组5的有丝状藻塘中均检测到了刚毛藻属和水绵属OTUs, 在组1、组2和组4的无丝状藻塘也检测到了少量的水绵属OTUs, 在组1的水源中均检测到了少量刚毛藻属和水绵属OTUs, 在组2和组5的水源中检测到了少量水绵属OTUs。

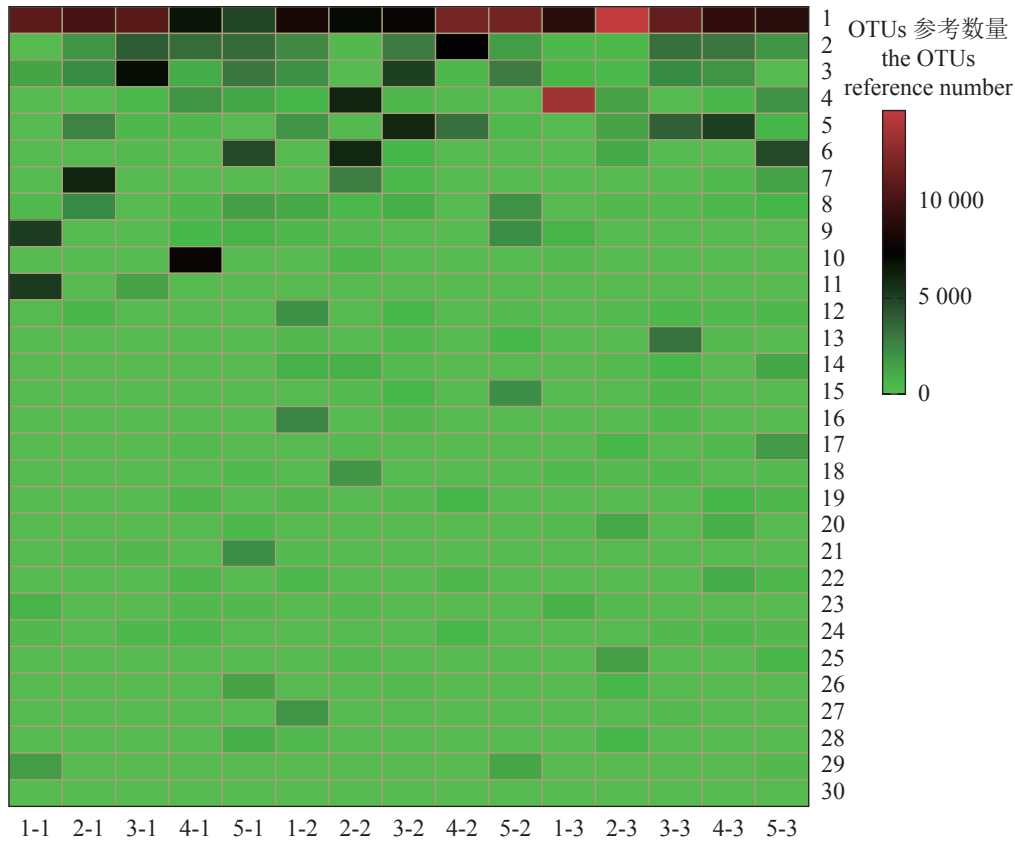


图4 5组池塘各水样 OTUs 热点图

1.未定属; 2.微拟球藻属; 3.突柄杆菌属; 4.隐藻属; 5.线虫共生菌属(暂定属); 6.斜片藻属; 7.巴夫藻属; 8.衣藻属; 9.黄杆菌属; 10.柄裸藻属; 11.水绵属; 12.绿梭藻属; 13.拟小球藻属; 14.金色藻属; 15.科利氏藻属; 16.四豆藻属; 17.镰刀菌属; 18.鱼鳞藻属; 19.粗盘藻属; 20.海链藻属; 21.Durinskia (多甲藻目新属); 22.聚球藻属; 23.栖湖菌属; 24.栅列藻属; 25.全沟藻属; 26.霍奇金氏菌属(暂定属); 27.麦克属; 28.深海铁杆菌属; 29.索囊藻属; 30.刚毛藻属。

Fig. 4 Heatmap of OTUs in water samples from 5 groups of ponds

1. unclassified; 2. *Nannochloropsis*; 3. *Prostheco bacter*; 4. *Cryptomonas*; 5. *Candidatus_Xiphinematobacter*; 6. *Plagioselmis*; 7. *Pavlova*; 8. *Chlamydomonas*; 9. *Flavobacterium*; 10. *Colacium*; 11. *Spirogyra*; 12. *Chlorogonium*; 13. *Parachlorella*; 14. *Chrysochromulina*; 15. *Koliella*; 16. *Tetrabaena*; 17. *Falcomonas*; 18. *Mallomonas*; 19. *Trachydiscus*; 20. *Thalassiosira*; 21. *Durinskia*; 22. *Synechococcus*; 23. *Limnohabitans*; 24. *Scenedesmus*; 25. *Teleaulax*; 26. *Candidatus_Hodgkinia*; 27. *Mychonastes*; 28. *Mariprofundus*; 29. *Choricystis*; 30. *Cladophora*.

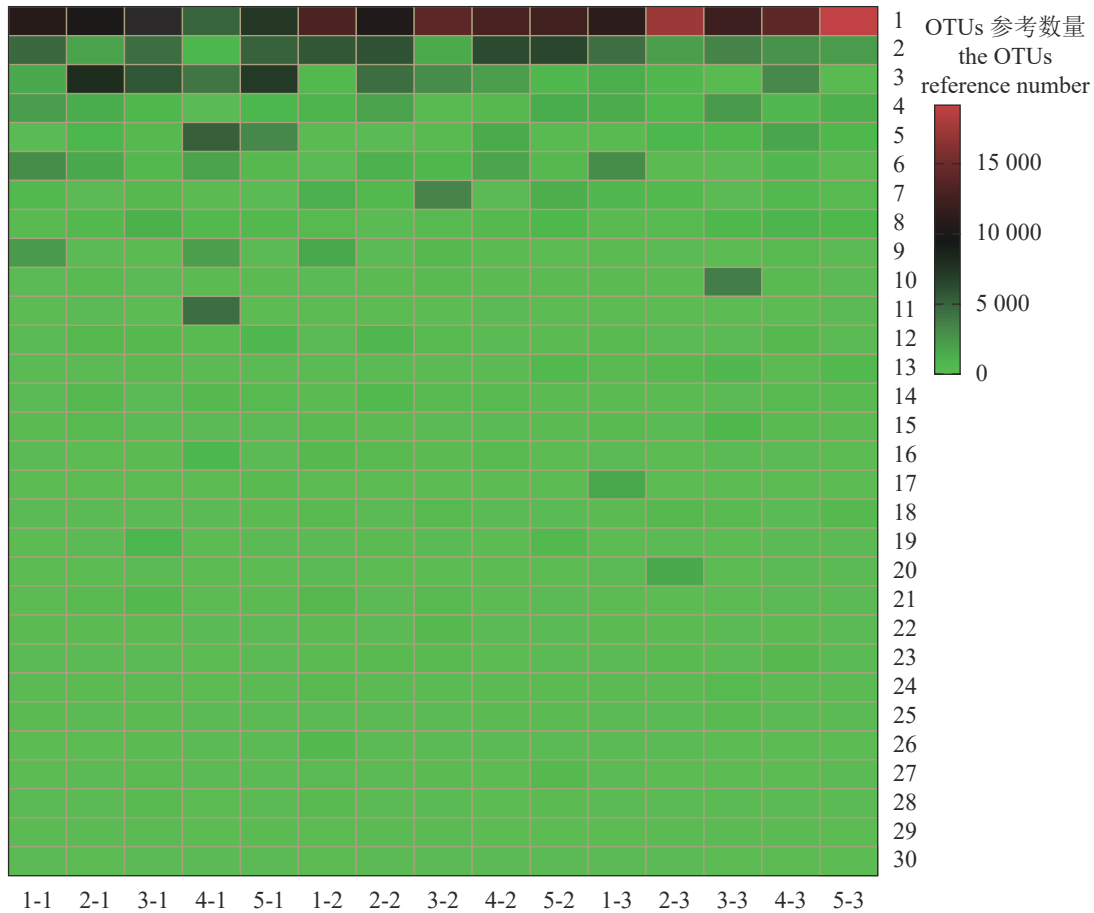


图 5 5组池塘各底泥样本 OTUs 热点图

1.未定属; 2.土圈菌属; 3.微拟球藻; 4.突柄杆菌属; 5.蓝菌属; 6.栅列藻属; 7.小环藻属; 8.聚球藻属; 9.微胞藻属; 10.拟小球藻属; 11.无隔藻属; 12.拟单胞藻属; 13.丰佑菌属; 14.粗盘藻属; 15.线虫共生菌属(暂定属); 16.拟圆孢藻属; 17.绿棒菌属; 18. *Durinskia* (多甲藻目新属); 19.盘裸藻属; 20.构属; 21.鳞孔藻属; 22.衣藻属; 23.海链藻属; 24.裸藻属; 25.西索恩氏菌属; 26.眉藻属; 27.扁裸藻属; 28.眼裸藻属; 29.刚毛藻属; 30.水绵属。

Fig. 5 Heatmap of OTUs in sediment samples from 5 groups of ponds

1. unclassified; 2. *Pedospaera*; 3. *Nannochloropsis*; 4. *Prosthecobacter*; 5. *Cyanobium*; 6. *Scenedesmus*; 7. *Cyclotella*; 8. *Synechococcus*; 9. *Microcystis*; 10. *Parachlorella*; 11. *Vaucheria*; 12. *Monodopsis*; 13. *Opiritus*; 14. *Trachydiscus*; 15. *Candidatus_Xiphinematobacter*; 16. *Sphaerospermopsis*; 17. *Chlorobaculum*; 18. *Durinskia*; 19. *Discoplatis*; 20. *Broussonetia*; 21. *Lepocinclis*; 22. *Chlamydomonas*; 23. *Thalassiosira*; 24. *Euglena*; 25. *Chthonobacter*; 26. *Calothrix*; 27. *Phacus*; 28. *Euglenaria*; 29. *Cladophora*; 30. *Spirogyra*.

依据图 5 中的数据, 统计了水绵属和刚毛藻属 OTUs 在各组底泥中分布的情况 (图 7)。在 5 组 15 个泥样中, 共检测到了 12 个含有水绵属或刚毛藻属 OTUs, 其中 9 个检测到了水绵属 OTUs, 9 个检测到了刚毛藻属 OTUs。5 组有丝状藻塘底泥中均检测到了刚毛藻属或水绵属 OTUs, 组 2、组 4 和组 5 无丝状藻塘中检测到刚毛藻属或水绵属 OTUs, 5 组水源底泥中, 除组 5 外, 其余 4 组均检测到了刚毛藻属或水绵属 OTUs。

3 讨论

通过检测发现, 环境中丝状藻主要组成种水

绵和刚毛藻繁殖体分布广泛, 外源水水体、底泥中均检测到了繁殖体, 而且即使在一些无丝状藻发生的池塘中, 也在水体、底泥中检测到了繁殖体的存在, 表明在本次调查中, 丝状藻繁殖体的有无并不是决定丝状藻是否发生的关键因素。值得注意的是, 虽然丝状藻繁殖体分布广泛, 但是繁殖体的丰度却明显低于其他大多数真核浮游藻类。

氮磷营养盐是藻类生长的重要因子^[21], 而池塘沉积物是养殖生态系统的“汇”和“源”^[22], 氮磷大部分沉积在底部沉积物中^[23]。一般水产饲料中氮含量明显高于磷含量, 理论上沉积物中的氮含量要高于磷。但是, 刘金金等^[24]对养殖前中后期

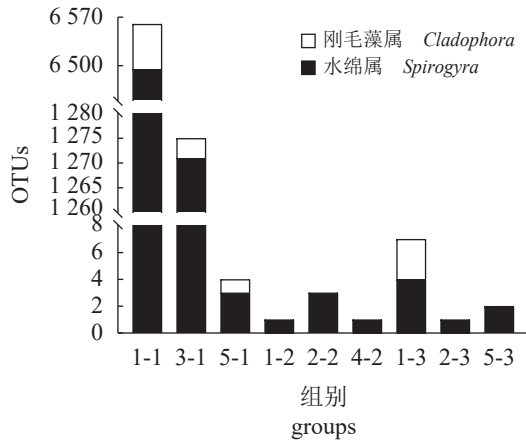


图 6 5 组池塘各水样刚毛藻和水绵 OTUs 数量统计
Fig. 6 Number of *Cladophora* and *Spirogyra* OTUs in sediment samples from 5 groups of ponds

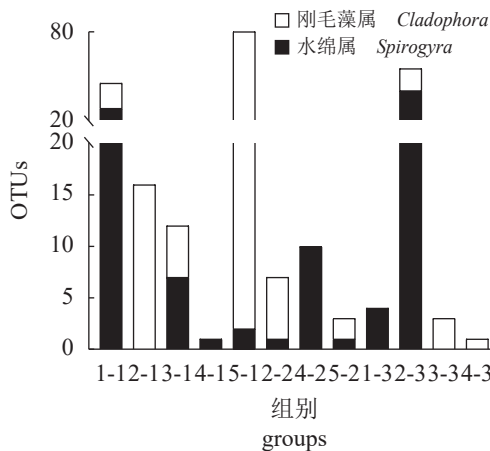


图 7 5 组池塘底泥样品刚毛藻和水绵 OTUs 数量统计
Fig. 7 Number of *Cladophora* and *spirogyra* OTUs in sediment samples from 5 groups of ponds

的凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 池塘沉积物检测发现, 沉积物中总氮并未见明显积累。在本次调查中, 也发现 10 口池塘的生物可利用性氮磷比也均在 0.5 以下。造成上述情况的原因有两个方面: ①氮的沉积率较磷低, 氮的沉积率约为水体滞留率的 3 倍, 而磷则约为 17 倍^[25]; ②有机氮在养殖系统中容易发生反硝化作用^[25]和氨化作用^[26]。因此, 沉积物中的氮磷比并没有预期的高。然而, 氮磷比是藻类生长的关键因子, 影响着藻类的生长和演替^[27-28]。藻类细胞组成的原子比率 C : N : P=106 : 16 : 1, 当氮磷比小于 10 : 1 则会出现氮抑制^[29]。丰茂武等^[21]研究发现, 在不同氮磷比条件下, 浮游藻类最佳生长条件为氮磷比 40 : 1, 藻类生长取决于氮的质量浓度。朱旭宇等^[30]研究也发现, 氮磷比对浮游植物群落的丰度、物

种数及叶绿素 *a* 含量都有重要影响, 而且氮磷比越高浮游植物丰度越高, 氮磷比越低则浮游植物丰度也越低。然而, 在本次调查中发现, 作为养殖初期氮磷营养“源”的底泥, 其生物可利用性氮磷比均较低, 尤其是有丝状藻池塘, 平均生物可利用性氮磷比低至 0.23, 较无丝状藻塘低 26.32%。刘金金等^[24]研究发现, 凡纳滨对虾池塘的可利用氮质量分数为 57.53~85.31 mg/kg, 而本次调查中, 有丝状藻塘的生物可利用性氮含量仅为 15.72 mg/kg。因此, 底泥中低生物可利用性氮磷比叠加低于实际生物可利用性氮含量, 导致了在养殖池塘进水初期浮游藻类的生长繁殖严重受阻, 然而, 以刚毛藻、水绵为主要组成种的丝状藻则具有很强的储存硝酸盐氮的能力, 使得它们在开发和利用瞬态营养供应方面有很强的竞争力^[31-32], 并且它们具有很强的生理耐受性和可塑性, 能在寡营养环境中改变自身的形态、繁殖和生长特点^[33-35], 所以, 在养殖池塘进水初期, 虽然浮游藻类较丝状藻繁殖体有更高的丰度, 但其在与丝状藻的生态位竞争中仍处于劣势, 并且一旦丝状藻在初期生态位竞争中占据优势, 凭借其强生长繁殖能力, 水体氮磷失衡就难以再逆转, 浮游植物也一直处于被抑制的低丰度状态。本次调查的 5 组池塘中, 5 组有丝状藻池塘的叶绿素 *a* 均低于无丝状藻池塘, 并且有 4 组有丝状藻池塘的叶绿素 *a* 显著低于无丝状藻池塘 ($P < 0.05$), 此结果印证了上述结论。

研究表明, 单独依靠生石灰或漂白粉清塘并不能完全杜绝丝状藻的发生, 但可以作为一个辅助防控措施。而通过调控养殖系统的生物可利用氮含量及氮磷比来调控种间生态位竞争则是一个值得深入研究的、有前景的丝状藻防控方向。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

参考文献 (References):

- [1] 陈孝花, 潘连德, 张饮江. 水中丝状藻类有害藻华的形成与对策[J]. 南方水产科学, 2011, 7(2): 77-82.
Chen X H, Pan L D, Zhang Y J. Formation and counter-measures of harmful filamentous algae in water[J]. *South China Fisheries Science*, 2011, 7(2): 77-82 (in Chinese).
- [2] 李敦海, 史龙新, 李根保, 等. 丝状绿藻腐烂过程对水质和沉水植物黑藻生长的影响实验研究[J]. 环境科学与管理, 2006, 31(6): 27-30.

- Li D H, Shi L X, Li G B, *et al.* Effect of decomposed filamentous green algae on water quality and the growth of submerged macrophyte *Hydrilla verticillata*[J]. *Environmental Science and Management*, 2006, 31(6): 27-30 (in Chinese).
- [3] Norkko J, Bonsdorff E, Norkko A. Drifting algal mats as an alternative habitat for benthic invertebrates: species specific responses to a transient resource[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2000, 248(1): 79-104.
- [4] Vahteri P, Mäkinen A, Salovius S, *et al.* Are drifting algal mats conquering the bottom of the Archipelago Sea, SW Finland?[J]. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 2000, 29(6): 338-343.
- [5] 高越, 戎会军, 董庆文, 等. 刚毛藻对除草剂敏感性的研究[J]. *东北农业大学学报*, 2012, 43(1): 83-87.
Gao Y, Rong H J, Dong Q W, *et al.* Study of *Cladophora* on herbicide sensitivity[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2012, 43(1): 83-87 (in Chinese).
- [6] Curry M G, Everitt B, Vidrine M F. Haptobenthos on shells of living freshwater clams in Louisiana[J]. *Wasmann Journal of Biology*, 1981, 39(1-2): 56-62.
- [7] Dodds W K. Hydrodynamic constraints on evolution of chemically mediated interactions between aquatic organisms in unidirectional flows[J]. *Journal of Chemical Ecology*, 1990, 16(4): 1417-1430.
- [8] Dodds W K, Gudder D A. The ecology of *Cladophora*[J]. *Journal of Phycology*, 1992, 28(4): 415-427.
- [9] Robinson P K, Hawkes H A. Studies on the growth of *Cladophora glomerata* in laboratory continuous-flow culture[J]. *British Phycological Journal*, 1986, 21(4): 437-444.
- [10] Higgins S N, Malkin S Y, Howell E T, *et al.* An ecological review of *Cladophora glomerata* (CHLOROPHYTA) in the Laurentian Great Lakes[J]. *Journal of Phycology*, 2008, 44(4): 839-854.
- [11] Rosemarin A S. Reproductive strategy in the filamentous green alga *Cladophora glomerata* (L.) Kütz. — an explanation for its widespread distribution[J]. *Internationale Vereinigung für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 1985, 22(5): 2872-2877.
- [12] Mantai K E, Garwood P E, Peglowski L E. Environmental factors controlling physiological changes in *Cladophora* in Lake Erie[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1982, 8(1): 61-65.
- [13] Gubelit Y I, Berezina N A. The causes and consequences of algal blooms: the *Cladophora glomerata* bloom and the Neva Estuary (Eastern Baltic Sea)[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2010, 61(4-6): 183-188.
- [14] Planas D, Maberly S C, Parker J E. Phosphorus and nitrogen relationships of *Cladophora glomerata* in two lake basins of different trophic status[J]. *Freshwater Biology*, 1996, 35(3): 609-622.
- [15] Painter D S, Kamaitis G. Reduction of *Cladophora* biomass and tissue phosphorus in Lake Ontario, 1972-83[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, 44(12): 2212-2215.
- [16] Parker J E, Maberly S C. Biological response to lake remediation by phosphate stripping: control of *Cladophora*[J]. *Freshwater Biology*, 2000, 44(2): 303-309.
- [17] Hecky R E, Smith R E, Barton D R, *et al.* The nearshore phosphorus shunt: a consequence of ecosystem engineering by dreissenids in the Laurentian Great Lakes[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2004, 61(7): 1285-1293.
- [18] Zohary T, Alster A, Hadas O, *et al.* There to stay: invasive filamentous green alga *Mougeotia* in Lake Kinneret, Israel[J]. *Hydrobiologia*, 2019, 831(1): 87-100.
- [19] Koshizaka M. On the life history of eight species of cladophora (Chlorophyta, Cladophoraceae)[J]. *Bulletin of the Faculty of Fisheries Hokkaido University*, 1978, 29(4): 325-337.
- [20] Hoffmann J P, Graham L E. Effects of selected physicochemical factors on growth and zoosporogenesis of *Cladophora glomerata* (Chlorophyta)[J]. *Journal of Phycology*, 1984, 20(1): 1-7.
- [21] 丰茂武, 吴云海, 冯仕训, 等. 不同氮磷比对藻类生长的影响[J]. *生态环境*, 2008, 17(5): 1759-1763.
Feng M W, Wu Y H, Feng S X, *et al.* Effect of different N/P ratios on algal growth[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(5): 1759-1763 (in Chinese).
- [22] Douglas E J, Pilditch C A, Lohrer A M, *et al.* Sedimentary environment influences ecosystem response to nutrient enrichment[J]. *Estuaries and Coasts*, 2018, 41(7): 1997-2008.
- [23] 齐振雄, 李德尚, 张曼平, 等. 对虾养殖池塘氮磷收支的实验研究[J]. *水产学报*, 1998, 22(2): 124-128.

- Qi Z X, Li D S, Zhang M P, *et al.* Experimental studies on nitrogen and phosphorus budgets of shrimp culture pond[J]. *Journal of Fisheries of China*, 1998, 22(2): 124-128 (in Chinese).
- [24] 刘金金, 张玉平, 李晓蓓. 凡纳滨对虾池塘沉积物中氮、磷形态的赋存特征[J]. *广东海洋大学学报*, 2019, 39(6): 39-47.
- Liu J J, Zhang Y P, Li X B. Nitrogen and phosphorus fractions occurrence characteristic in sediment of *Litopenaeus vannamei* ponds[J]. *Journal of Guangdong Ocean University*, 2019, 39(6): 39-47 (in Chinese).
- [25] Dillon P J, Evans R D, Molot L A. Retention and resuspension of phosphorus, nitrogen, and iron in a central Ontario Lake[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1990, 47(7): 1269-1274.
- [26] 李辉, 徐新阳, 李培军, 等. 人工湿地中氨化细菌去除有机氮的效果[J]. *环境工程学报*, 2008, 2(8): 1044-1047.
- Li H, Xu X Y, Li P J, *et al.* Research on ammonibacteria removing organic nitrogen in construction wetland[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2008, 2(8): 1044-1047 (in Chinese).
- [27] Caron D A, Lim E L, Sanders R W, *et al.* Responses of bacterioplankton and phytoplankton to organic carbon and inorganic nutrient additions in contrasting oceanic ecosystems[J]. *Aquatic Microbial Ecology*, 2000, 22(2): 175-184.
- [28] Duarte C M, Agustí S, Agawin N S R. Response of a Mediterranean phytoplankton community to increased nutrient inputs: a mesocosm experiment[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2000, 195: 61-70.
- [29] Li R X, Zhu M Y, Chen S, *et al.* Responses of phytoplankton on phosphate enrichment in mesocosms[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(4): 603-607.
- [30] 朱旭宇, 黄伟, 曾江宁, 等. 氮磷比对冬季浮游植物群落结构的影响[J]. *应用与环境生物学报*, 2013, 19(2): 293-299.
- Zhu X Y, Huang W, Zeng J N, *et al.* Effects of nitrogen and phosphorus ratios on phytoplankton community structure in winter[J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2013, 19(2): 293-299 (in Chinese).
- [31] Naldi M, Wheeler P A. Changes in nitrogen pools in *Ulva fenestrata* (chlorophyta) and *Gracilaria pacifica* (rhodophyta) under nitrate and ammonium enrichment[J]. *Journal of Phycology*, 1999, 35(1): 70-77.
- [32] Naldi M, Viaroli P. Nitrate uptake and storage in the seaweed *Ulva rigida* C. Agardh in relation to nitrate availability and thallus nitrate content in a eutrophic coastal lagoon (Sacca di Goro, Po River Delta, Italy)[J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2002, 269(1): 65-83.
- [33] Millner G C, Sweeney R A, Frederick V R. Biomass and distribution of *Cladophora glomerata* in relation to some physical-chemical variables at two sites in Lake Erie[J]. *Journal of Great Lakes Research*, 1982, 8(1): 35-41.
- [34] Dodds W K, Biggs B J F, Lowe R L. Photosynthesis-irradiance patterns in benthic microalgae: variations as a function of assemblage thickness and community structure[J]. *Journal of Phycology*, 1999, 35(1): 42-53.
- [35] Lester W W, Adams M S, Farmer A M. Effects of light and temperature on photosynthesis of the nuisance alga *Cladophora glomerata* (L.) Kutz from Green Bay, Lake Michigan[J]. *New Phytologist*, 1988, 109(1): 53-58.

Investigation on the key factors of filamentous algae occurrence in aquaculture ponds

TANG Yongtao^{1,2}, WANG Chen^{1,2,3}, CHENG Yongxu^{1*}, SUN Yunfei¹,
ZHAO Liangjie², QIAN Chen¹, YANG Yingfei³

(1. Key Laboratory of Rice and Fishery Ecology, Ministry of Agriculture and Rural Affairs,
Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. College of Fisheries, Xinyang Agriculture and Forestry University, Xinyang 464000, China;

3. Shandong Jingming Ocean Science and Technology Co., Ltd., Dongying 257000, China)

Abstract: Filamentous algae, represented by *Spirogyra* and *Cladophora*, exist widely in various natural and aquatic waters, and their overgrowth poses a threat to aquatic environment and cultured animals. In order to explore the key factors for filamentous algae occurrence, five pairs of ponds with and without filamentous algae in the same environment and belonging to the same farmers were selected for this study. Their water quality, bioavailable nitrogen and phosphorus in sediment, as well as filamentous algae propagules were detected and analyzed. The results showed that there were no significant differences in total nitrogen and phosphorus levels between ponds with and without filamentous algae ($P>0.05$), whereas the content of Chlorophyll a in four ponds in with filamentous algae was significantly higher than that in corresponding ponds without filamentous ($P<0.05$). The average bioavailable nitrogen content in the sediment of ponds with filamentous algae was (15.72±3.60) mg/kg, whereas the average bioavailable nitrogen content in those without filamentous algae was (13.22±1.97) mg/kg, 2.50 mg/kg lower than that of the former. The average available phosphorus content in the sediment of ponds with filamentous algae was (72.26±10.57) mg/kg, and that of ponds without filamentous algae was (50.33±12.62) mg/kg, 21.93 mg/kg lower than that of the former. The ratio of available N/P in sediment was below 0.5 in the five pairs, and the ratio of available N/P in ponds without filamentous algae was 26.32% higher than that in ponds with filamentous algae. Phytoplankton growth could be inhibited in low N/P ratio condition, whereas filamentous algae has strong adaptability to low nitrogen content and N/P ratio environment. Therefore, at the beginning of culturing, the conditions of low nitrogen content and low N/P ratio in the sediment put the phytoplankton at a disadvantage in the initial niche competition with filamentous algae, and even if the OTUs number of phytoplankton detected was larger than that of filamentous algae propagules, it did not make it the dominant species under the above conditions. In addition, the detection of filamentous algae propagules showed that they were widely present in water bodies and sediment of ponds with and without filamentous algae, as well as in water sources, and filamentous algae propagules were detected even in sterilized and sun-exposed ponds. However, the number of filamentous algae propagants could be reduced by sterilizing and sun-exposing ponds. Therefore, quicklime or bleaching powder alone cannot completely eliminate the occurrence of filamentous algae, but can be used as an auxiliary control measure, whereas controlling the interspecific niche competition with the regulation of bioavailable nitrogen content and the ratio of nitrogen and phosphorus is a promising direction of controlling filamentous algae worth further study. The results of this experimental study have important reference value for the research and production practice of filamentous algae prevention and control in aquaculture ponds.

Key words: filamentous algae; habitat survey; water quality; available nitrogen and phosphorus; propagules

Corresponding author: CHENG Yongxu. E-mail: yxcheng@shou.edu.cn

Funding projects: China Agriculture Research System of MOF and MARA; Industry Leading Talent Project of Yellow River Delta (DYRC20190210)