DOI:10.15928/j.1674-3075.2019.06.011

伊乐藻管理对河蟹精养池藻类水华的防控作用

刘 宇,马旭洲,戴丹超

(上海海洋大学,水产科学国家级试验教学示范中心/农业部淡水水产种质资源重点试验室/上海水产养殖工程技术研究中心/水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心,上海 201306)

摘要:为探究河蟹(*Eriocheir sinensis*)精养池塘中伊乐藻(*Elodea nuttalli*)管理对藻类水华的预防和控制作用,2017年6月10日至10月25日在上海泖港地区河蟹精养池塘进行试验。实验设置处理组(控制植株高度30 cm)和对照组(控制植株在水面以下20 cm)。对池塘水质进行监测,利用回归分析判别水质理化因子与Chl-a浓度之间的关系。结果显示,对照组水体Chl-a的平均浓度是处理组的4.66倍($P<0.01$),且TP、PO_4-P、T、pH、DO和SD都显著高于处理组($P<0.05$),两组的Chl-a浓度与TP、PO_4-P、T、pH、DO呈显著的正相关,与SD呈显著的负相关($P<0.01$),处理组Chl-a浓度还与NO_3-N具有显著的正相关性($P<0.05$),与COD_{Mn}、NH_4-N、NO_2-N、TN、TN/TP不相关,说明营养物质特别是TP和PO_4-P的增多一定程度上会促进藻类的生长,河蟹精养池对伊乐藻的管理比常规处理能够更有效地抑制藻类生长,从而达到生态养殖的目的。

关键词:河蟹;伊乐藻;精养池塘;水华防控

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2019)06-0073-08

河蟹(*Eriocheir sinensis*)养殖池塘属于半封闭式水体,具有水域面积小、水体流动性差、自净能力低、水体物质能量停滞时间长等特殊性(李飞鹏等,2013),加上内外源营养盐的收支失衡,水体富营养化成为必然趋势。在夏秋高温季节,浮游藻类特别是蓝藻会完全占据适合其生长繁殖的生态位,在适宜的水文气象条件下聚集形成绿色或者蓝绿色的水华(Reynolds et al,1981;Walsby,1994;Kehr et al,2006)。此状态下的养殖池塘,一方面会严重威胁河蟹的生长发育甚至致其死亡;另一方面使得池塘老化程度加快,减少使用寿命。沉水植物与浮游植物的生态位高度重叠,两者之间对光照、营养物质存在激烈的竞争。当沉水植物稳定存在时,会形成较高的密度,冠层以下的浮游植物会受到抑制,并且沉水植物可以同时吸收利用水体以及底泥中的营养盐,不受浮游植物的营养竞争影响,因而这种单向竞争使得沉水植物处于优势地位;再者,沉水植物分泌的化感物质会对浮游植物产生强烈的抑制作用(Donk et al,2002;鲜啟鸣等,2005)。沉水植物的利用为河蟹生态养殖模式开发和推广提供了广阔发展空间。然而,沉水植物的生长具有一定的周期性,当其达到一定的生物量后就会发生腐败分解,向水体释放大量的营养物质;另外,还会降低植株本身对营养物质的去除效率(Michael et al,2006;潘慧云等,2008)。

伊乐藻(*Elodea nuttallii*)是一种优质沉水植物,不仅能耐受低温且生长迅速(史学佳,2012);20世纪90年代,经中科院南京地理与湖泊研究所从日本引进,现广泛应用于河蟹养殖行业。伊乐藻能够净化水体的TN、TP和COD,且茎叶和根须含有多种维生素,为河蟹提供多种所需的营养物质和能量来源,促进河蟹生长,优化其品质和口感;另外,伊乐藻还为河蟹提供了良好的活动、蜕壳和隐蔽场所(刘庆华等,2017)。近几年来,由于市场需求量大,河蟹产量持续上升,造成养殖水体常年高负荷运作,不仅影响整个河蟹产业的健康发展,高氮磷的养殖废水输出至外源水域,还会给人类生活环境造成严重威胁(秦伯强,2007)。通过监测河蟹养殖池塘水质指标的变化规律,探究伊乐藻的日常管理,以便更好地开展河蟹养殖池塘中蓝藻水华的预警和治理工作。

1 材料与方法

1.1 实验地点

试验地点选择上海市松江区泖港镇三泖水产养殖公司养殖场,位于黄浦江上游地区,池塘水源为黄浦江支流河道。

收稿日期:2018-01-29

基金项目:上海市现代农业产业技术体系[沪农科产字(2017)第4号];水产动物遗传育种中心上海市协同创新中心项目(ZF1206)。

作者简介:刘宇,1993年生,男,硕士研究生,研究方向为生态养殖与净水渔业。E-mail:1044037942@qq.com

通信作者:马旭洲,1965年生,男,副教授,主要从事净水渔业与稻田种养研究。E-mail:xzma@shou.edu.cn

1.2 实验材料

养殖蟹种中华绒螯蟹由上海市河蟹产业技术体系苗种基地提供，品种为“江海21”。试验池塘6口，平均面积为0.5 hm^2 左右，每口池塘有单独的进排水口，为半封闭式养殖模式。

1.3 实验设计

1.3.1 池塘处理 6口池塘为并排排列，间隔5 m均从同一河道进水。成蟹养殖池规范整洁，最高水位2.5 m左右，坡比1∶3，池底平坦，进排水方便。池塘南北走向，每个池塘前期(2月)种植伊乐藻，水草总面积控制在池塘面积60%左右，后期达到95%左右。其中3口池塘在白天晴天对伊乐藻进行常规处理，即适当地用钢丝锯割除主枝顶部使其在水面以下20 cm，此设定为对照组；另3口塘处理方式为每当伊乐藻生长至接近30 cm时即用钢丝锯割去主枝顶部10 cm左右，此设定为实验组。管理(收割)时间视伊乐藻生长情况而定。

1.3.2 苗种投放 3月下旬放养规格100～160只/kg扣蟹，约9 000只/hm^2(表1)。4月初投放螺蛳(7 500 kg/hm^2)，4月中旬投放规格为0.5～0.75 kg鲢30尾/hm^2，0.4～0.5 kg鳙15尾/hm^2，鲢鳙放养时需适当提高池塘水位。

表1 实验蟹池的基本情况

Tab.1 Basic information on the experimental ponds

池塘编号	水深/m	面积/hm^2	投放数量/只
1	2.0～2.1	0.501～0.502	4450～4550
2	2.0～2.1	0.501～0.502	4450～4550
3	2.0～2.1	0.502～0.503	4550～4650
4	2.0～2.1	0.501～0.502	4450～4550
5	2.0～2.1	0.502～0.503	4550～4650
6	2.0～2.1	0.501～0.502	4450～4550

1.3.3 综合管理 养殖期间进行正常的饲料投喂，每天17∶00投喂1次。随蜕壳的次数逐渐增加，河蟹规格的增大，饲料投喂量增加，后期补投干鱼块和玉米补充螃蟹的营养。夏季高温适当进水降温(以5 L/s的流量进出水)，保持整体池塘的水温一致。

1.4 采样分析

本次实验时间为2017年6月10日至10月25日，集中采样为7－9月；其中，6月和10月每月只采集2次水样，分别是10号和25号；7－9月依据塘中水色和浮游植物数量不定时采样。采集时间为每天的8∶00-9∶00。采用“五点采样法”即池塘的角落四点以及池塘中心一点，每个点于水下0.3 m处采集1.0 L水样，在桶中混合后取1.0 L置于样瓶中。如遇下雨天则推迟到雨后2 d采样。温度(T)和溶氧(DO)采用YSL550A溶氧仪现场测定，同时采用透明度盘当场测定透明度(SD)。水样取回实验室后，立即以PHSJ-3F pH计酸度计测定酸碱度(pH)，高锰酸钾指数(COD_{Mn})、硝酸盐氮(NO_3-N)、亚硝酸盐氮(NO_2-N)、氨氮(NH_4-N)、磷酸盐(PO_4-P)、总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素a(Chl-a)在2 h之内根据《水和废水监测分析方法(第四版)》(国家环境保护总局，2002)于实验室内测定。

1.5 统计分析

实验数据采用Excel 2016和SPSS 20进行数据统计分析及作图。

2 结果与分析

2.1 水质指标及叶绿素a浓度差异

不同组别的水质理化指标对比见图1。

水温的高低主要受天气和温度影响，变化范围为20.0～33.5℃，均值为28.5℃，无显著差异($P>0.05$)。6月10日至10月25日，处理组的pH变化范围为7.29～8.44，均值为7.83，而对照组的pH变化范围为7.28～9.02，均值为8.25，显著高于处理组($P<0.05$)。处理组和对照组的DO与pH具有相似的变化趋势，7月27日陡然上升，并且在8月底以后呈明显的下降趋势。处理组和对照组的DO变化范围分别为4.38～6.89 mg/L和3.86～7.53 mg/L，均值分别为5.64 mg/L和6.01 mg/L，对照组的pH显著高于处理组($P<0.05$)。9月25日前，处理组的DO低于对照组，但9月25日后却高于对照组。处理组的SD变化范围为78.6～110.8 cm，均值为94.2 cm，而对照组的SD变化范围为10.5～82.6 cm，均值仅为44.9 cm，处理组的SD显著高于对照组($P<0.05$)且相对稳定，在一定程度上说明处理组的浮游藻类数量少于对照组。

处理组的TP和PO_4-P含量波动较大，而对照组的TP和PO_4-P含量基本呈现先升高、后下降的趋势。实验期间，处理组TP含量为0.213～0.456 mg/L，均值为0.348 mg/L；对照组TP含量为0.210～0.637 mg/L，均值为0.473 mg/L，对照组的TP浓度显著高于处理组($P<0.05$)。10月10日前，处理组的TP含量高于对照组，之后则低于对照组。从PO_4-P含量上也可以看出10月10日以后同样的变化。实验期间处理组PO_4-P为0.117～0.286 mg/L，均值为0.193 mg/L，而对照组为0.137～0.402 mg/L，均值为0.287 mg/L，两组PO_4-P含量的变化趋势大致相同且差异不显著($P>0.05$)。

两组的 COD_{Mn}、NO_2-N、NO_3-N、TN 变化都较为复杂，没有稳定的变化趋势，而 NH_4-N 大致呈先下降、中间平稳、然后上升的趋势。处理组的 COD_{Mn}、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N 和 TN 变化范围分别为 9.881～11.285、0.296～0.574、0.053～0.084、0.246～0.400 和 0.713～1.303 mg/L，均值分别为 10.535、0.405、0.061、0.335 和 1.072 mg/L；对照组的 COD_{Mn}、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N 和 TN 变化范围为 8.813～11.728、0.398～0.633、0.011～0.096、0.350～0.648 和 1.033～1.343 mg/L，均值分别为 10.551、0.491、0.052、0.458 和 1.155 mg/L；其中，对照组的 NH_4-N 和 NO_3-N 显著高于处理组（$P<0.05$），COD_{Mn}、NO_2-N、TN 则无显著差异（$P>0.05$）。

叶绿素（Chl-a）是浮游植物重要的组成成分之一，因此水体 Chl-a 浓度是衡量浮游植物数量的重要指标（耿锐，2013）。对照组与处理组的 Chl-a 浓度在 6 月 10 日至 10 月 25 日均有极显著差异（$P<0.01$）；其中，对照组 Chl-a 的变化范围为 158.87～618.77 μg/L，平均值为 360.85 μg/L。处理组 Chl-a 的变化范围为 108.50～164.97 μg/L，平均值为 132.90 μg/L。对照组的平均 Chl-a 浓度是处理组的 4.66 倍，处理组 Chl-a 浓度变化趋势较为平稳，而对照组浓度变化趋势较大。

另外，对照组分别于 2017 年 7 月 27 日、8 月 14 日和 8 月 30 日出现大面积的蓝藻水华爆发现象，对应的 Chl-a 浓度分别为 548.22、527.40、649.36 μg/L。

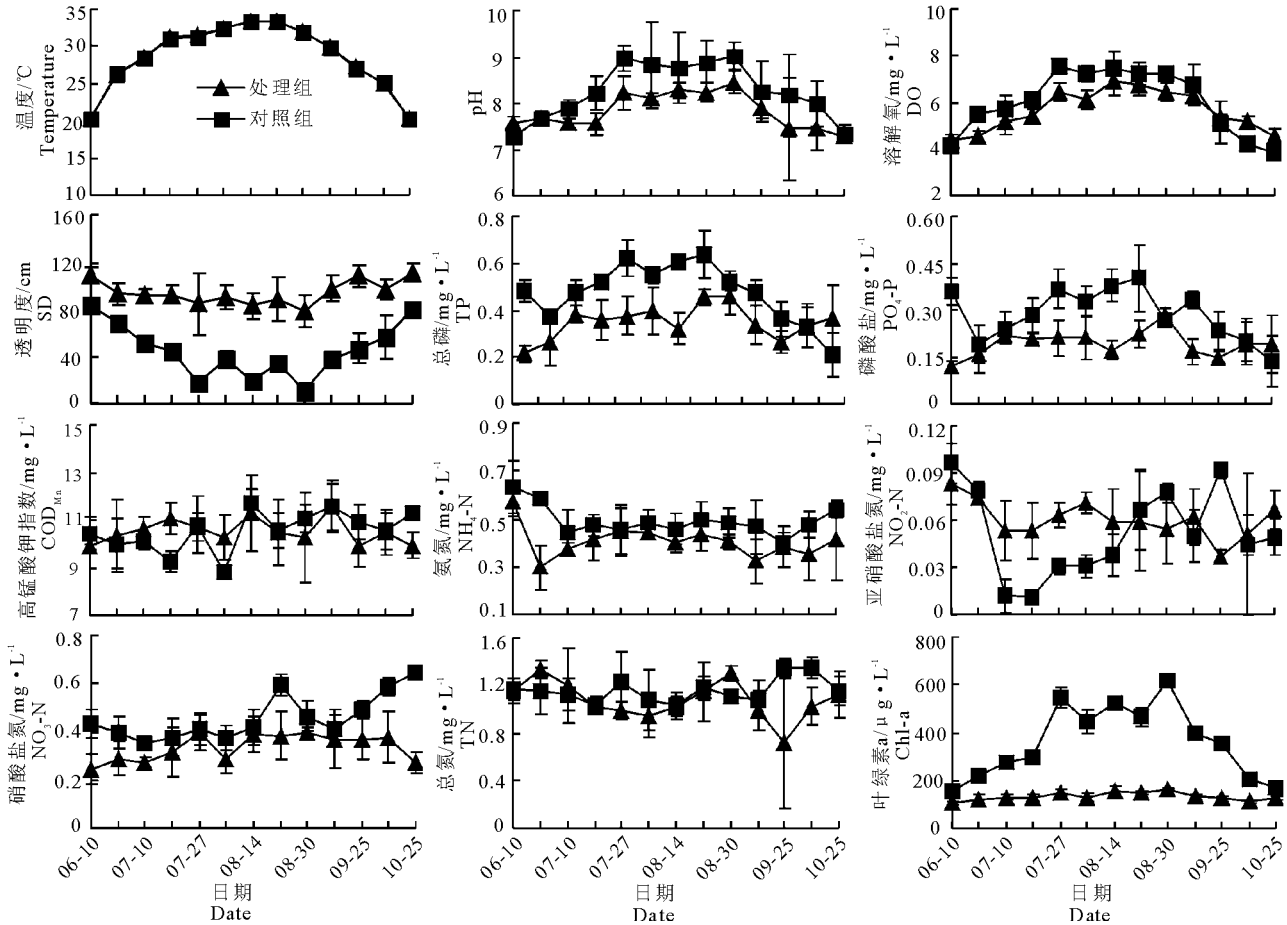

图 1　不同组别的水质理化指标对比

Fig.1　Comparison of water quality parameters between control and treatment groups

2.2　叶绿素 a 浓度与主要理化指标的相关性

处理组水质指标及 Chl-a 浓度相关分析显示，pH、DO、TP、PO_4-P、T 与 Chl-a 浓度呈显著的正相关，与 SD 呈显著的负相关（$P<0.01$），与 NO_3-N 具有显著的相关性（$P<0.05$），但与 COD_{Mn}、NO_2-N、NH_4-N 和 TN/TP 均不相关（$P>0.05$）。Chl-a 浓度随着 TP、PO_4-P 和 NO_3-N 的浓度增加而显著增加，处理组水质指标与叶绿素 a 的相关性见表 2。

对照组的 Chl-a 浓度与 pH、DO、TP、PO_4-P、T 具有显著的正相关，而与 SD 负相关（$P<0.01$），与

COD_{Mn}、NO_3-N、NO_2-N、NH_4-N 和 TN/TP 不相关（$P>0.05$），Chl-a 浓度随着 TP 和 PO_4-P 浓度的增加而增加显著，对照组水质指标与叶绿素 a 的相关性分析见表 3。

表 2 处理组水质指标及叶绿素 a 浓度的相关性分析

Tab.2 Correlation of Chl-a concentration with water quality parameters in the treatment group

指标	T	pH	DO	SD	COD_{Mn}	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	PO_4-P	TN	TP	TN/TP	Chl-a
T	1	0.606**	0.836**	-0.590**	0.285	-0.127	-0.212	0.399*	0.398*	-0.094	0.430**	-0.441**	0.592**
pH		1	0.674**	-0.641**	0.094	-0.077	-0.043	0.249	0.330*	-1.120	0.401*	-0.380*	0.705**
DO			1	-0.569**	0.259	-0.082	-0.177	0.491*	0.304	-0.105	0.429**	-0.456**	0.762**
SD				1	-0.194	0.203	0.166	-0.140	-0.288	-0.057	-0.315	0.258	-0.683**
COD_{Mn}					1	-0.067	-0.169	0.381*	0.244	-0.002	0.139	-0.153	0.167
NH_4-N						1	-0.154	-0.266	-0.015	-0.018	-0.109	0.155	-0.123
NO_2-N							1	-0.130	-0.182	0.367*	-0.170	0.387*	-0.152
NO_3-N								1	0.323*	0.136	0.293	-0.188	0.378*
PO_4-P									1	0.130	0.866**	-0.597**	0.492**
TN										1	-0.005	0.607**	0.031
TP											1	-0.758**	0.585**
TN/TP												1	-0.311
Chl-a													1

注：* 表示显著性水平 0.05；** 表示显著性水平 0.01。

Note：* significant difference（$P<0.05$），** highly significant difference（$P<0.01$）

表 3 对照组水质指标及 Chl-a 浓度的相关性分析

Tab.3 Correlation of Chl-a concentration with water quality parameters in the control group

指标	T	pH	DO	SD	COD_{Mn}	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	PO_4-P	TN	TP	TN/TP	Chl-a
T	1	0.740**	0.902**	-0.868**	-0.087	-0.408*	-0.341*	-0.343*	0.492**	-0.248	0.733**	-0.600**	0.840**
pH		1	0.701**	-0.749**	0.011	-0.444**	-0.118	-0.052	0.514**	-0.155	0.649**	-0.468**	0.798**
DO			1	-0.838**	0.020	-0.252	-0.220	-0.356*	0.564**	-0.269	0.756**	-0.606**	0.877**
SD				1	-0.105	0.412**	0.207	0.235	-0.432**	0.118	-0.629**	0.466**	-0.934**
COD_{Mn}					1	-0.163	0.259	0.293	-0.014	0.033	-0.107	0.138	0.175
NH_4-N						1	0.343*	-0.041	-0.048	0.039	-0.228	0.193	-0.155
NO_2-N							1	0.270	-0.138	0.256	-0.250	0.211	-0.095
NO_3-N								1	-0.204	0.309	-0.331*	0.455*	-0.182
PO_4-P									1	-0.098	0.836**	-0.669**	0.517**
TN										1	-0.275	0.446**	-0.142
TP											1	-0.826**	0.685**
TN/TP												1	-0.387
Chl-a													1

注：* 表示显著性水平 0.05；** 表示显著性水平 0.01。

Note：* significant difference（$P<0.05$），** highly significant difference（$P<0.01$）.

结合表 2 中处理组 Chl-a 浓度与 pH、DO、TP、PO_4-P、T 和 NO_3-N 以及表 3 中对照组 Chl-a 浓度与 pH、DO、TP、PO_4-P、T 显著相关并考虑指标的简单易测，最终得到关系式如下：

处理组：

$$\text{Chl-a}=43.478+104.83\ PO_4\text{-P}+13.734\ DO+11.325\ pH-5.056\ NO_3\text{-N}-1.901\ T-0.451\ SD$$

$$(N=312, R^2=0.567, P<0.001)$$

对照组：

$$\text{Chl-a}=189.417+53.787PO_4\text{-P}+42.583\ DO+40.387\ pH-8.397\ T-4.310\ SD$$

$$(N=273, R^2=0.612, P<0.001)$$

3 讨论

3.1 主要水质因子对叶绿素 a 浓度的影响

由于河蟹养殖池塘半封闭式小水体的特殊性，多种理化因子之间关系较为密切，往往某一种季节性或者突发性主导因子发生变化，就会联带整个池塘内部水环境因子改变，而在大型湖泊和水库中，水体缓冲和自净能力较强，短时间内局部的理化因子

突变不会影响整体水域的平衡。营养物质的输入是浮游藻类生物量增长阶段至关重要也是相对可控的因素，但河蟹养殖池塘和大型湖泊水库之间还存在增量与存量的问题，前者相对自身存量较少，但增量较多，如深圳鹅公湖在短时间内由于陆源排污累积较多的有机污染物和活性磷酸盐，生态面临崩溃（赵曼，2016）。而后者刚好相反，如太湖水体由于常年的点面源污染输入，现已经处于富营养状态，蓝藻水华爆发频繁。本次实验的河蟹养殖池塘，在整个实验周期内都处于富营养状态（王明翠等，2002），营养物质的主要来源为饲料残饵和代谢废物，这些营养物质在水体中分解释放出大量的氮磷盐和有机质，一部分被大型水生植物吸收利用，另一部分游离于水体或者沉积在底质，成为浮游植物生长的物质基础。

虽然不同的浮游植物在其生长过程中对营养盐的需求也不相同，但在多数的河流湖泊中，浮游藻类的生物量与水体的营养盐浓度变化趋势基本一致（黄瑾 等，2010）。一般认为总磷和总氮分别超过 0.02 mg/L和 0.5 mg/L 时就会爆发蓝藻水华（Kong et al，2011）。Redfield 提出 N/P 为 16 时，最适宜藻类的生长（Redfield，1960）。也有学者认为 TN/TP ＞7 或者＜7，P 和 N 分别可能是限制性营养盐（Liu et al，2011）。Paerl 则认为当营养化水体的氮磷负载均比较高时，超出了浮游植物的同化能力，因此氮磷比只适用于缺乏营养盐的湖泊（Paerl et al，2001）。而在河蟹池塘环境中，富营养水平较高，实验期间 TN 和 TN/TP 均与 Chl-a 浓度没有相关性，而与 TP 和 PO_4-P 具有极显著的相关性，说明随着水体中的 TP 和 PO_4-P 浓度的增加，Chl-a 浓度增加较快即浮游藻类的生物量增加较快，这与 Paerl 的观点相同；另外，水温是季节性的主导因子，不同的浮游植物对适宜其生长的水温也不相同，大部分藻类适宜生长的温度为 18～25℃（徐玉萍等，2014）。当水温达到 9℃并且稳定经过一个多月的积温后，太湖开始出现蓝藻水华（谢小萍等，2016）。在实验期间，河蟹池塘的水温范围为 20.3～33.6℃，水温日常的波动幅度并不大，池塘水体的有序积温为藻类萌发生长创造了有利条件。

浮游植物数量较多的水体，pH 值往往较高，这与藻类的光合作用有关。有研究表示，水体的 pH 和 Chl-a 呈显著的正相关（阮晓红等，2008）。在监测期间，两组池塘的 pH 值都维持在 7～9，在夏季高温季节，浮游藻类的生物量提高导致 pH 均在 8.0 以上，合适的酸碱度也为浮游藻类的生长繁殖提供了有利条件。芜湖市内的两小型湖泊和淮北煤矿坍塌区的研究表明，pH 与 Chl-a 浓度没有相关性，这可能跟水域面积大小和采样地点数量较大的关系（温新利等，2017；范廷玉等，2015）；另外，在本次研究中，DO 随着 Chl-a 浓度的升高具有上升趋势，在高温季节，Chl-a 浓度和 DO 维持在较高的水平；而洞庭湖的 DO 与 Chl-a 浓度呈现负相关（张光贵，2016），这可能与水体的温度以及水生生物的耗氧量有关。

SD 能够反映水体的澄清程度，当水体悬浮物质和胶体越多，SD 就越低（王立前等，2006）。有研究表明，杞麓湖、洞庭湖和滇池的 Chl-a 浓度与 SD 呈显著的负相关（秦洁等，2012；姜岩，2014；韦力元等，2016）；也有学者提出香溪河库湾的 SD 与 Chl-a 浓度存在反双曲线关系（韩新芹等，2006）。本实验的 SD 值与 Chl-a 浓度具有显著的负相关性，即当 Chl-a 浓度最高时，SD 也处于最低的水平，因此解释了 SD 值为何与 Chl-a 浓度具有最高的线性相关性。

3.2　河蟹精养池塘伊乐藻管理的必要性

人为操作对河蟹养殖池塘水质因子的影响较大，尤其是对水体营养盐。由于常年的营养物质积累、池塘清理不彻底、加上实际生产过程中不科学的饲料投入，使池塘长时间保持在较高的富营养水平，因此养殖池塘的富营养化与饲料投喂具有较大的相关性（董玉峰，2014）。残饵在水体中分解释放出大量的氮磷，据报道，养殖池塘饵料投入占氮总输入的 49.7%～54.5%，占磷总输入的 30.0%～34.7%（齐振雄等，1998）。而进入养殖池塘的氮磷不可能全部被水生生物所同化，其 50%以上的主要输出形式为底泥沉积，只有 20%输出为收获的养殖生物（李玉全，2007）。

在河蟹养殖池塘中，伊乐藻能够显著降低营养盐浓度，提高水体透明度且能够抑制藻类的生长，在养殖周期中具有重要作用（张卫等，2011；文晓峰等，2012）。伊乐藻对污染水体氮磷净化效果表明，其对河水、V 类水和胁迫浓度水的 TN、NH_4-N、NO_3-N、和 TP 均具有一定的净化效果（闫志强等，2014）。伊乐藻能够充分利用沉积在底泥中的营养物质，满足其生长需求，这就从根本上遏制了藻类的营养来源，从而限制藻类的繁殖生长。

但随着伊乐藻的生物量积累到一定程度后，对营养物质的去除率又显著降低（文晓峰等，2012）。实验中对照组过高的富营养水平在一定程度上促进

了伊乐藻的生长，但其不耐高温以及体积过大导致的浮力变大、根系发育不良，会显著降低其对营养物质的吸收效率。实际生产过程中，伊乐藻在高温强光季节，由于过度生长而接近水面时，其新陈代谢受到抑制，死亡腐烂后释放大量的营养物质会对整个池塘水环境造成负面影响，即直接支持了藻类的生长繁殖，7－8月的蓝藻爆发与伊乐藻部分功能失活有很大关系，因而对伊乐藻实施收割管理，即是从水体清除过剩营养物质的过程。本次实验中，处理组的Chl-a浓度还受到NO_3-N的制约，可能是伊乐藻经过收割，需要吸收NO_3-N用以生长，使得浮游藻类对NO_3-N的吸收受到限制；另外，伊乐藻始终保持较高的功能活性状态，直接地压迫了藻类的繁殖生长。在养殖中期(6月)到后期(10月)，处理组的Chl-a浓度低于对照组并保持稳定，水质也显著优于对照组，这与人工对伊乐藻生物量的控制有较大关系。有研究表明，菹草生长期60%～80%的收割程度不仅减少其植株浮力、防止上浮，而且促进其生长以维持水体较低的营养盐水平。在圆明园玉玲珑水体，收割水面以下15～25 cm的沉水植物，可以有效地降低TP、PO_4-P、TN和NH_4-N的浓度(姜义帅，2013；徐伟伟等，2015)。而在河蟹养殖水体中，伊乐藻后期的覆盖面积要达到95%左右，过度的垂直生长并不是生产所需。在实验室环境下，伊乐藻去顶0.5 cm后虽然生长率相对减少37.2%，但显著促进了植物的分枝与生长(李宽意等，2007)。本次实验保持伊乐藻高度为30 cm，促进了伊乐藻的水平生长，符合河蟹养殖要求。

有序生长的伊乐藻在与浮游藻类竞争时能够成为优势种，且更加活跃地分泌化感物质抑制藻类的生长。有研究表明，从伊乐藻中分离提取出的豆甾-4-烯-3(分子式为$C_{29}H_{46}O_2$、分子量为426)及其同系物等，对铜绿微囊藻有显著的化感作用(张兵之，2007)。然而，伊乐藻的收割程度还需要更多的生产实践来证明，因为各地河蟹池塘栽培的伊乐藻不仅在密度、水深、土壤不同，且养殖过程中营养物质输入的类型和数量也不一致，这就需要进一步深入的研究，建立更加科学的数学模型，从而推广到生态养殖与水质保护。

参考文献

董玉峰，2014. 复合湿地净水效果的评价及优化技术的研究[D]. 上海：上海海洋大学.

范廷玉，程方奎，严家平，等，2015. 淮北临涣煤矿塌陷水域叶绿素a浓度与相关因子分析[J]. 环境化学，34(6)：1168－1176.

耿锐，2013. 船载式浮游植物多激发波长荧光检测器的研制[D]. 厦门：厦门大学.

国家环境保护总局，2002 水和废水监测分析方法(第4版)[M]. 北京：中国环境科学出版社.

韩新芹，叶麟，徐耀阳，等，2006. 香溪河库湾春季叶绿素a浓度动态及其影响因子分析[J]. 水生生物学报，30(1)：89－94.

黄瑾，宋玉芝，秦伯强，2010. 不同营养水平下苦草对附着和浮游藻类的影响[J]. 环境科学与技术，33(11)：17－21.

姜岩，2014. 洞庭湖营养机理研究及叶绿素a与各影响因子的多元分析[D]. 长春：吉林建筑大学.

姜义帅，陈灏，马作敏，等，2013. 利用沉水植物生长期收割进行富营养化水体生态管理的实地研究[J]. 环境工程学报，7(4)：1351－1358.

李飞鹏，张海平，陈玲，2013. 小型封闭水体环境因子与叶绿素a的时空分布及相关性研究[J]. 环境科学，34(10)：3854－3861.

李宽意，刘正文，杨宏伟，等，2007. 牧食损害对伊乐藻(*Elodea nuttallii*)生长的影响[J]. 生态学报，27(10)：4209－4213.

李玉全，李健，王清印，等，2007. 养殖密度对工厂化对虾养殖池氮磷收支的影响[J]. 中国水产科学，14(6)：926－931.

刘庆华，黄姝，岳武成，等，2017. 伊乐藻对中华绒螯蟹生长和营养品质的影响[J]. 中国水产科学，24(1)：91－99.

潘慧云，徐小花，高士祥，2008. 沉水植物衰亡过程中营养盐的释放过程及规律[J]. 环境科学研究，21(1)：64－68.

齐振雄，李德尚，张曼平，等，1998. 对虾养殖池塘氮磷收支的实验研究[J]. 水产学报，22(2)：124－128.

秦伯强，王小冬，汤祥明，等，2007. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机-原因与对策[J]. 地球科学进展，22(9)：896－906.

秦洁，吴献花，高卫国，等，2012. 杞麓湖叶绿素a与水质因子时空分布特征及相关性研究[J]. 安徽农业科学，40(1)：345－348.

阮晓红，石晓丹，赵振华，等，2008. 苏州平原河网区浅水湖泊叶绿素a浓度与环境因子的相关关系[J]. 湖泊科学，20(5)：556－562.

史学佳，2012. 不同营养条件下沉水植物多样性对模拟水生生态系统功能影响的初步研究[D]. 杭州：浙江大学.

王立前，张榆霞，2006. 云南省重点湖库水体透明度和叶绿素a建议控制指标的探讨[J]. 湖泊科学，18(1)：86－90.

王明翠，刘雪芹，张建辉，2002. 湖泊富营养化评价方法及分级标准[J]. 中国环境监测，18(5)：47－49.

韦力元，王真，洪松，2016. 气象与水质对滇池草海叶绿素 a 浓度的影响[J]. 环境科学与技术，7(10)：26－30.

温新利，冯若楠，张根，等，2017. 两小型浅水湖泊水体叶绿素 a 浓度的季节变化及与理化因子和生物因子的关系[J]. 湖泊科学，29(6)：1421－1432.

文晓峰，张饮江，马海峰，等，2012. 不同密度伊乐藻对中华绒螯蟹养殖水质及品质的影响[J]. 江苏农业科学，40(9)：214－217.

鲜啟鸣，陈海东，邹惠仙，等，2005. 淡水水生植物化感作用研究进展[J].生态学杂志，24(6)：664－669.

谢小萍，李亚春，杭鑫，等，2016. 气温对太湖蓝藻复苏和休眠进程的影响[J]. 湖泊科学，28(4)：818－824.

徐伟伟，胡维平，邓建才，等，2015. 菹草生物量控制对群落中沉水植物生长及水质的影响[J]. 生态环境学报，38(7)：1222－1227.

徐玉萍，刘彩虹，张垚垚，等，2014. 新开挖景观河道浮游植物群落结构特征及与环境因子的关系[J]. 生态学杂志，33(3)：637－645.

闫志强，刘黾，吴小业，等，2014. 温度对五种沉水植物生长和营养去除效果的影响[J]. 生态科学，33(5)：839－844.

张兵之，2007. 伊乐藻对铜绿微囊藻的化感作用研究[D]. 武汉：中国科学院水生生物研究所.

张光贵，2016. 洞庭湖水体叶绿素 a 时空分布及与环境因子的相关性[J]. 中国环境监测，32(4)：84－90.

张卫，林匡飞，李辉，等，2011. 伊乐藻对污染水体中氮、磷的净化效果及其克藻效应[J]. 农业环境科学学报，30(3)：554－558.

赵漫，2016. 深圳鹅公湾渔业水域生态系统健康评价研究[D]. 上海：上海海洋大学.

Donk E V，Bund W J V D，2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto-and zooplankton communities：allelopathy versus other mechanisms [J]. Aquatic Botany，72 (3/4)：261－274.

Kehr J C，Zilliges Y，Springer A，et al，2006. A mannan binding lectin is involved in cell-cell attachment in a toxic strain of *Microcystis aeruginosa* [J]. Molecular Microbiology，59(3)：893－906.

Kong F X，Song L R，2011. Algal blooms process and its environmental characteristics [M]. Beijing：Science Press.

Liu X，Lu X，Chen Y，2011. The effects of temperature and nutrient ratios on *Microcystis blooms* in Lake Taihu，China：An 11-year investigation[J]. Harmful Algae，10 (3)：337－343.

Michael J Chimney，Kathleen C Pietro，2006. Decomposition of macrophyte litter in a subtropical constructed wetland in south Florida (USA) [J]. Ecological Engineering，27：301－321.

Paerl H W，Fulton R S，Moisander P H，2001. Harmful freshwater algal blooms，with an emphasis on cynobacteria[J]. World Science，1：76－113.

Redfield A C，1960. The biological control of chemical factors in the environment[J]. Science Progress，11(11)：150.

Reynolds C S，Jaworski G H M，Cmiech H A，et al，1981. On the annual cycle of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* Kütz. Emend. Elenkin [J]. Philosophical Transactions of the Royal Society of London，293：419－477.

Walsby A E，1994. Gas vesicles [J]. Microbiological Reviews，58(1)：94.

（责任编辑　万月华）

Algal Bloom Prevention and Control in Intensive Culture Ponds of *Eriocheir sinensis* by Management of *Elodea nuttallii* Planting

LIU Yu, MA Xu-zhou, DAI Dan-chao

(National Demonstration Center for Experimental Fisheries Science Education/Key Laboratory of Freshwater Aquatic Genetic Resources, Ministry of Agriculture/Shanghai Engineering Research Center of Aquaculture/Shanghai Collaborative Innovation for Aquatic Animal Genetics and Breeding, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, P.R.China)

Abstract: Algae blooms are one of the key issues inhibiting development of *Eriocheir sinensis* aquaculture. Cultivation of submerged plants, especially *Eriocheir nuttallii*, in *E. sinensis* culture ponds provides a new approach for controlling algal blooms in crab ponds. However, traditional planting of *E. nuttallii* limits inhibition of algae blooms. To better prevent and control algae blooms in crab culture ponds, we explored a new management approach and provide data and new ideas for improving cultivation of *E. nuttallii*. The experiment was carried out in crab breeding ponds from June 10 to October 25, 2017 in the Shanghai Songjiang district. Two *E. nuttallii* planting trials were set in triplicate. In the treatment group, plant height was limited to 30 cm and in the control group, plants were 20 cm below the water surface. The six experimental ponds were semi-closed with an area of 0.5 hm^2. In February, *E. nuttallii* was planted to cover of 60% of the pond surface and reached 95% before the trial began. *E. sinensis* were released into the pond in March at a density of 9 000 ind/hm^2. During the experiment, *E. sinensis* were fed once a day, as usual, and harvesting of *E. nuttallii* was based on plant growth. Water quality in each pond was monitored twice in June and October, and at irregular intervals in July, August and September, according to phytoplankton level and water color. After the trials were completed, the relationship between Chl-a concentration and the physicochemical water quality parameters was analyzed by regression analysis. The average concentration of Chl-a in the control group was 4.66 times higher ($P<0.01$) than that of the treatment group. TP, PO_4-P, T, pH, DO, and SD in the control group were significantly higher than those in the treatment group ($P<0.05$). The concentration of Chl-a in the control and treatment groups both presented a significantly positive correlation with TP, PO_4-P, T, pH, DO, and a significantly negative correlation with SD ($P<0.01$). There was also a significant positive correlation of Chl-a with NO_3-N in the treatment group ($P<0.05$). Chl-a was not correlated with COD_{Mn}, NH_4-N, NO_2-N, TN, TN/TP in either group ($P>0.05$). These findings indicate that increased nutrient concentrations, especially TP and PO_4-P, will promote algal growth. The management of *E. nuttallii* planting in the treatment group demonstrated more effective prevention and control of phytoplankton growth in intensive culture ponds of *E. sinensis* and ecological cultivation was achieved.

Key words: *Eriocheir sinensis*; *Elodea nuttallii*; intensive pond; algal-bloom management