

文章编号: 1674-5566(2018)04-0515-07

DOI:10.12024/jsou.20171102166

大型溞-苦草配合处理富营养化水体的研究

马进¹, 何文辉¹, 彭自然^{1,2,3}, 华雪铭^{2,3}, 冯悦², 黄仲园², 卓帅¹,
周丽丽¹

(1. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306; 2. 上海海洋大学 农业部淡水水产种质资源重点实验室, 上海 201306; 3. 上海海洋大学 水产国家教学示范中心, 上海 201306)

摘要: 生态修复实践中两种以上生物联合处理富营养化水体的技术受到广泛关注。以大型溞(*Daphnia magna*)、苦草(*Vallisneria spiralis*)为浮游动物、沉水植物代表,建立溞-草配合处理系统,以苦草处理为对照组,富营养化水体为空白组,研究处理过程中水质指标、底泥指标、水草生物量变化。结果表明,溞-草系统水和底泥质量指标优于苦草组,水体总氮、总磷、氨氮最终去除率分别为 87%、88%、96%,最大去除率分别为 70%、70%、86%;底泥总氮去除率 39%,总磷去除率 38%,27 d 即水清见底,苦草生长率达 740%。而对照组水体总氮、总磷、氨氮最终去除率分别为 35%、33%、57%,最大去除率分别为 35%、30%、57%,底泥总氮去除率 40%,总磷去除率 32%,48 d 内未见底,苦草生长率为 470%。因此,大型溞促进悬浮物沉降、有利于苦草生长以及稳定系统,溞-草系统配合处理富营养化水体能力大于单一的水草系统,溞-草系统能更快地提高水体透明度,苦草生长率更大,更易保持稳定,实验结果为指导生态修复工程实践提供参考。

关键词: 溞-草系统; 生态修复; 富营养化; 大型溞; 苦草

中图分类号: X 524; S 912 **文献标志码:** A

随着人口增长与经济发展,水体营养化问题日益加剧。水体氮磷含量升高、沉水植被破坏和退化,必定造成藻类水华频发^[1]。水生植物是湖泊系统演化和生态平衡的重要调节者^[2],沉水植物^[3]在富营养化水体治理和湖泊生态恢复上起到主要作用。然而,需改善发生水华水体的水质以满足适当的光照、底质等水生植物生长的基本条件^[4]。自 1975 年 SHAPIRO 等提出生物操纵理论以来,重视富营养化水体生态调控^[5-6]的学者越来越多,其核心^[7]就是利用大型浮游动物的摄食作用抑制水体浮游植物增长,从而达到净化水质与降低富营养化程度的目的,为沉水植物提供一个合适的生存环境。

大型溞(*Daphnia magna*)作为湖泊和水库中常见的枝角类动物,能摄食引起水华的蓝、绿藻等浮游植物。在较高磷浓度下,生物操纵条件之一为恢复、重建水生植被^[8]。大型溞通过摄食浮

游植物,降低其生物密度,提高透明度,为苦草提供适宜的生存条件,同时减少水体富营养物质浓度。在藻-溞系统中加入大型水生植物可减小水体 N/P,有利于增强其竞争力,从而抑制藻类繁殖^[9],提高溞对藻的控制效果,同时增加生态系统的复杂性和生物多样性。苦草(*Valisneria spiralis*)^[10]属水鳖科(Hydrocharitaceae)苦草属(*Valisneria*),常被称为扁担草、水韭菜、面条草,是我国常见的沉水植物之一,具有个体繁殖快、再生能力强、环境适应性强、破坏后恢复时间短的特点^[11],是湖泊水生植被重建的先锋种之一^[12]。苦草叶、根可分别吸收转化水体、底泥中各种形式的氮磷,使其控制在合理浓度范围内。

本实验利用大型溞与苦草的协同作用配合处理富营养水体,以强化生态修复效果。研究模拟处理系统的水质变化特征,为深入研究生物操纵机理,指导湖泊水华控制和生态恢复实践提供

收稿日期: 2017-11-13 修回日期: 2017-12-21

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2014ZX07101-012-04)

作者简介: 马进(1992—),男,硕士研究生,研究方向为水域生态修复。E-mail:1042006270@qq.com

通信作者: 彭自然, E-mail: zrpeng@shou.edu.cn

参考。

1 材料与方法

1.1 实验设计

溞-草系统所用苦草采自上海市金山区朱行实验基地,植株健壮,长(10.0±0.5) cm。每株5个分枝,无分芽。大型溞是实验室驯化改良品种,繁殖迅速,摄食绿藻效率高,能抵御恶劣环境影响,对生态系统危害小,被称为“食藻虫”。

实验系统为2 m×5 m×0.4 m的露天水泥池,实验组为溞-草系统,对照组仅种植苦草,不投放大型溞,空白组未加苦草和大型溞,各设3个平行。底泥采自朱行实验基地池塘,混合均匀铺于池底,厚6~8 cm。试验用水取自基地井水,TAN为1.44 mg/L,TN为1.48 mg/L,TP为0.149 mg/L。实验水深(36±2) cm,水温28~40℃,pH为7~8。试验期间在10、18、24 d补水3次以维持深度不变。用漂白水杀菌,一周后种植苦草,均质量1.28 g,种植密度100株/池,成活率100%。向实验组投放3次大型溞,11、15 d投放密度20 ind/L,23 d为10 ind/L。

1.2 采样与检测方法

实验27 d前每隔三天采集实验组和对照组水样一次,共5次,27 d后每隔七天采一次,共3次。每实验池选取四角和中心共5个采样点测定水体透明度,各采1 L后混合均匀后储存待测,同时取1 L食藻虫计数。每点随机取两株苦草测定生物量。水质指标检测方法为氨氮(纳氏试剂光度法)、总氮(过硫酸钾紫外分光光度法)、总磷(钼锑抗分光光度法)、透明度(透明度盘)。

1.3 数据处理与统计分析

数据经Excel处理后用SPSS进行差异显著性检验。

以11 d开始实验计,最大去除率为相邻两次采样浓度计算得到去除率的最大值,最终去除率为实验初、末期浓度计算得到的总去除率。去除率和最终去除率计算公式如下:

$$W_1 = \frac{c_n - c_{n+1}}{c_n} \times 100\% \quad (1)$$

$$W_2 = \frac{c_{初} - c_{末}}{c_{初}} \times 100\% \quad (2)$$

式中: W_1 与 W_2 分别为最大去除率与最终去除率; $c_{初}$ 、 $c_{末}$ 为实验初期和末期浓度(mg/L); c_n 、

c_{n+1} 为相邻两次采样时水样浓度(mg/L)。

2 结果与分析

2.1 大型溞与苦草对水质的影响

2.1.1 总氮

由图1表示,11 d各组总氮浓度最大,为5~6 mg/L。15 d后实验组浓度大幅下降,且降幅显著大于对照组和空白组($P < 0.01$)。3次投放大型溞后总氮去除率实验组>对照组>空白组,实验组分别为70%、35%、39%,对照组为35%、15%、20%,而空白组仅为12%、7%、2%。第一次投放实验组与对照组总氮去除率为最大,去除率随时间逐渐降低。实验组、对照组、空白组最终去除率具有显著差异($P < 0.05$),分别为87%、67%、43%。

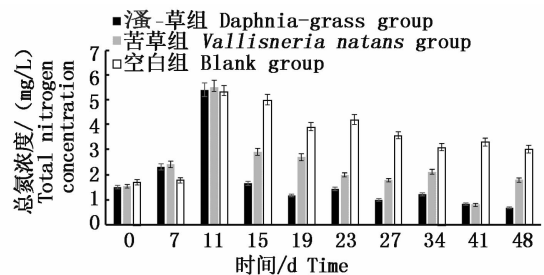


图1 实验期间水体总氮浓度的变化
Fig. 1 Variations of total nitrogen in eutrophic water during the experiment

2.1.2 总磷

图2为实验期间总磷浓度变化,可见与总氮变化规律基本一致。11 d总磷浓度达到最大,之后开始下降,实验组总磷浓度降幅显著大于对照组和空白组($P < 0.01$)。3次投入大型溞后实验组总磷去除率分别为70%、33%、2%,此时对照组为30%、13%、29%,而空白组为-2%、11%、10%。15 d实验组与对照组总磷去除率最大,随时间逐渐降低。实验组、对照组、空白组最终去除率具有显著差异($P < 0.05$),分别为88%、73%、18%。

2.1.3 氨氮

图3为实验期间氨氮的浓度变化,与总氮、总磷浓度变化趋势相同。11 d氨氮浓度达到最大,占总氮的90%,之后迅速下降,实验组氨氮浓度降幅显著大于对照组($P < 0.01$)。3次投入大型溞后实验组氨氮去除率分别为86%、7%、-105%,此时对照组为57%、7%、-41%,而空

白组仅为 20%、10%、-8%。15 d 实验组与对照
组氨氮去除率最大,并随时间逐渐降低。实验组
与对照组最终去除率无显著差异,但显著大于空
白组($P > 0.05$),分别为 96%、94%、68%。

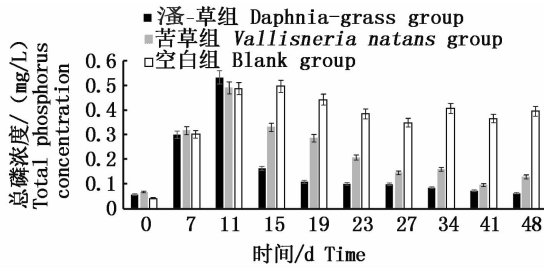


图 2 实验期间水体总磷浓度的变化

Fig. 2 Variations of total phosphorus in eutrophic water during the experiment

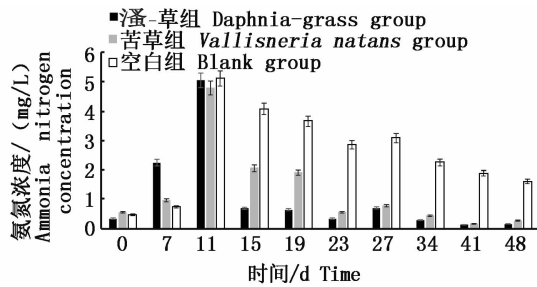


图 3 实验期间水体氨氮浓度的变化

Fig. 3 Variations of ammonia nitrogen in eutrophic water during the experiment

2.1.5 透明度

图 4 为实验期间透明度变化,实验组透明度
改善明显快于对照组。3 个组的透明度变化具有
显著性($P < 0.05$)。3 次投入大型溞后实验组的
透明度为 16、24、38 cm,对照组为 10、14、19 cm,
空白组为 12、16、17 cm。3 个组最终的水体透明
度为 38、35、32 cm。

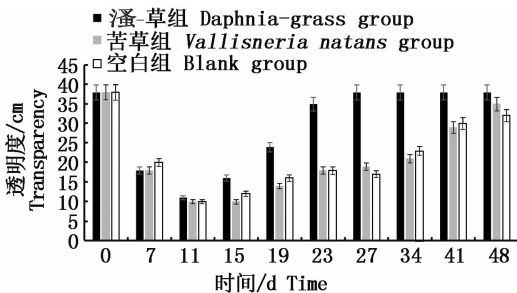


图 4 实验期间水体透明度的变化

Fig. 4 Variations of transparency in eutrophic water during the experiment

2.2 沉水植物

图 5 为实验期间苦草生物量变化。15 d 开
始生长,实验组与对照组的苦草生长量幅度有显
著性差异($P < 0.05$)。23 d 实验组苦草生物量涨
幅最大,达到 186%,对照组仅为 46%;41 d 实验
组涨幅在 68%,对照组为 87%。苦草最终生物量
涨幅实验组为 740%,对照组为 470%。

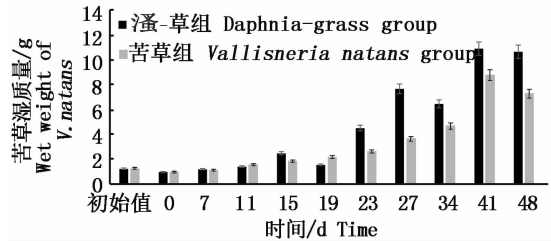


图 5 实验期间苦草生物量的变化

Fig. 5 Variations of biomass (wet weight) of *V. natans* during the experiment

2.3 大型溞

图 6 为实验期间大型溞密度变化。11 d 氮
磷浓度最高时投放大型溞,15 d 仅有 3 ind/L,此
型溞,17 d 大型溞有所增长,密度为 28 ind/L,之
后密度下降,23 d 密度为 11 ind/L,此时投放大时
投放大型溞,没有再生长,40 d 密度为 0 ind/L。

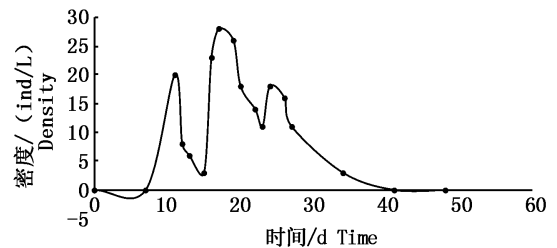


图 6 实验期间大型溞密度的变化

Fig. 6 Variations of density of *Daphnia magna* during the experiment

2.4 底泥氮磷的变化

图 7、图 8 为实验期间底泥氮磷变化,波动较
大。48 d 内,实验组氮浓度由初始 2 392 mg/kg
降到 1 571 mg/kg,去除率为 39%,对照组由 2 437
mg/kg 下降到 1 461 mg/kg,去除率为 40%;实验
组磷浓度由 1 219 mg/kg 下降到 747 mg/kg,去
除率为 38%,对照组由 1 219 mg/kg 下降到 827
mg/kg,去除率为 32%。

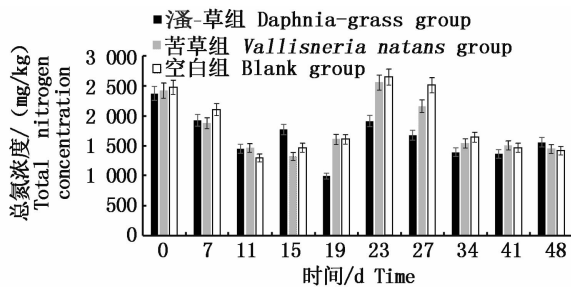


图7 实验期间底泥总氮浓度的变化

Fig. 7 Variations of total nitrogen in sediment during the experiment

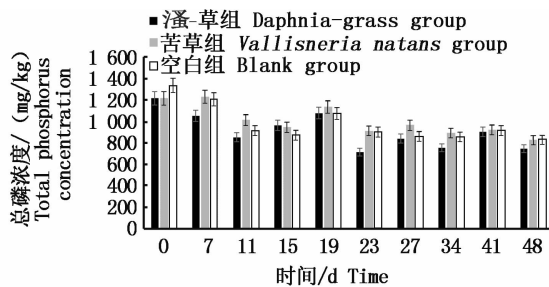


图8 实验期间底泥总磷浓度的变化

Fig. 8 Variations of total phosphorus in sediment during the experiment

3 讨论

3.1 大型溞促进悬浮物沉降

富营养水体氮磷主要来源为沉积物内源性释放^[13-14]。在本实验中,11 d后底泥总氮、总磷浓度都呈先增后减的趋势,浓度增加可能为浮游生物和悬浮物颗粒沉降造成。沉降是提高水体透明度的途径之一,且物理沉降效率比生物沉降大^[15],不过副作用也较大。孙小静等^[16]和CARIGNAN^[17]认为物理沉降过程中藻细胞破裂释放胞内物质,其有机氮在微生物作用下降解成无机氮营养盐。在本实验中,实验组透明度明显大于对照组,可见大型溞有利于摄食浮游植物并沉降颗粒物质。

沉降也是降低水体氮磷浓度较高效的方法。公男^[18]等用复合硅酸铝水处理剂吸附、沉降水体中有毒有害的微小污染物和大颗粒污染物,能提高透明度,降低水体氮磷浓度。本实验中,大型溞摄食微藻,死亡后沉降,充当了“生物沉降剂”的角色。第一次投放大型溞3 d后实验组总氮、总磷、氨氮去除率最大,分别为70%、70%、86%,

远大于对照组(35%、30%、57%)。最终去除率实验组也高于对照组,表明投入大型溞有利于降低水体氮磷浓度。

3.2 大型溞有利于苦草生长

苦草处理富营养化水体非常高效。周裔文等^[19]研究发现,高氮磷浓度(TN = 12 mg/L, TP = 1.0 mg/L)下苦草对氮磷的净化能力更强,并随着浓度降低,净化能力减弱。苦草虽能在暗光下生长,但在高密度浮游植物水体中生长受限^[20],说明浮游植物对苦草生长的影响并不限于遮光作用。在实验组中大型溞配合苦草处理富营养化水体,短时间内抑制并减少浮游植物密度,提高透明度,给苦草生长营造良好环境。本实验中,实验组苦草生长明显优于对照组,投放大型溞后苦草生长变快,最终均质量为10.68 g,优于对照组(7.3 g)。并且,大型溞生长周期短,含水率高,消亡后对环境造成影响很小^[21]。

氨氮是苦草可利用氮源的主要形态,当氨氮含量较高时苦草优先吸收氨氮^[22]。本实验中,实验组和对照组氨氮最终去除率分别为96%和94%,差异不大。但11 d投放大型溞后实验组氨氮浓度迅速降低,15 d去除率达86%,占总去除率的90%;而对照组去除率仅为57%,占总去除率的60%。这可能是大型溞促进苦草生长,加快对水体氨氮的吸收所致。

3.3 大型溞有利于系统稳定

溞-草配合处理富营养化水体较好地解决了物种的单一性问题,提高了生态系统的稳定性。王程丽^[23]混合培养小球藻-混合大型溞-金鱼藻,在高浓度氮磷水体中溞与草是正增长,具有促进作用,而藻类呈负增长,体现抑制效果;同时,溞、草单独或联合作用都能有效控制藻类,但小球藻-混合大型溞-金鱼藻效果更好,系统更加稳定。

在本实验系统中,沉水植物群落可为浮游动物提供主要栖居地和避难场所^[24],大型溞与苦草相辅相成,形成一个良性水生态系统。CANFIELD等^[25]研究发现,浮游甲壳类动物生物量与沉水植物在水体中的占有体积(Plant Volume Inhabited, PVI)呈显著正相关($R = 0.47$, $P = 0.0001$)。大型溞摄食微藻,沉降大颗粒物,有益于沉水植被光合作用释放氧气,水体含氧量增加后又有利于大型溞生长^[26-28],从而形成共生关系。而沉水植物可以通过吸收氮、磷营养盐、

无机碳等竞争限制藻类生长^[29]。

4 总结

(1)本实验通过大型溇-苦草配合处理富营养水体,处理效果比单一沉水植物处理效果好。大型溇-苦草配合处理污水的效率更高,最大去除率 TN:70%, TP:70%, NH₃-N:86%, 最终去除率 TN:87%, TP:88%, NH₃-N:96%, 底泥去除率 TN:39%, TP:38%, 大于单一苦草处理的对照组。

(2)加入大型溇能更好地控制水体浮游植物,增加透明度,促进苦草的生长。实验组在 27 d 透明度即可见底,且水草最终生长率 740%。

参考文献:

- [1] 姚雁鸿,余来宁. 生物操纵在退化湖泊生态恢复上的应用[J]. 江汉大学学报(自然科学版), 2007, 35(2): 81-84.
YAO Y H, YU L N. Biomanipulation and its application in restoration of degradation lake [J]. Journal of Jianghan University (Natural Sciences), 2007, 35(2): 81-84.
- [2] MOSS B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components [J]. Hydrobiologia, 1990, 200(1): 367-377.
- [3] 谷孝鸿,张圣照,白秀玲,等. 东太湖水生植物群落结构的演变及其沼泽化[J]. 生态学报, 2005, 25(7): 1541-1648.
GU X H, ZHANG S Z, BAI X L, et al. Evolution of community structure of aquatic macrophytes in East Taihu Lake and its wetlands [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(7): 1541-1648.
- [4] SHAPIRO J, LAMARRA V, LYNCH M. Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration [C]//BREZONIK P L, Fox J L eds. Proceedings of a Symposium on Water Quality Management through Biological Control. Gainesville: University of Florida, 1975: 85-96.
- [5] 孙刚,盛连喜. 湖泊富营养化治理的生态工程[J]. 应用生态学报, 2001, 12(4): 590-592.
SUN G, SHENG L X. Ecological engineering for eutrophication control in lake [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2001, 12(4): 590-592.
- [6] 石岩,张喜勤,付春艳,等. 浮游动物对净化湖泊富营养化的初步探讨[J]. 东北水利水电, 1998(3): 31-33.
SHI Y, ZHANG X Q. Preliminary discussion on eutrophication of purified lakes by zooplankton [J]. Water Resources & Hydropower of Northeast China, 1998(3): 31-33.
- [7] 刘晶,秦玉洁,丘焱伦,等. 生物操纵理论与技术在富营养化湖泊治理中的应用[J]. 生态科学, 2005, 24(2): 188-192.
- [8] LIU J, QIN Y J, QIU Y L, et al. Advances on biomanipulation in control of eutrophic lakes [J]. Ecological Science, 2005, 24(2): 188-192.
- [8] 马剑敏,成水平,贺锋,等. 武汉月湖水生植被重建的实践与启示[J]. 水生生物学报, 2009, 33(2): 222-229.
MA J M, CHENG S P, HE F, et al. Practice and implication of establishing aquatic vegetation in Lake Yuehu in Wuhan, China [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2009, 33(2): 222-229.
- [9] 马帅,王程丽,张亚捷,等. 氮磷浓度对藻-溇-草间相互作用的影响[J]. 水生生物学报, 2012, 36(1): 66-72.
MA S, WANG C L, ZHANG Y J, et al. Influences of nitrogen and phosphorus concentration on interactions among *Chlorella vulgaris*, *Daphnia magna* and *Ceratophyllum demersum* [J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2012, 36(1): 66-72.
- [10] 熊秉红,李伟. 我国苦草属 (*Vallisneria* L.) 植物的生态学研究[J]. 武汉植物学研究, 2000, 18(6): 500-508.
XIONG B H, LI W. Ecological studies on *Vallisneria* L. in China [J]. Journal of Wuhan Botanical Research, 2000, 18(6): 500-508.
- [11] 祖艳群,李元,陈海燕,等. 蔬菜中铅镉铜锌含量的影响因素研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(3): 289-292.
ZU Y Q, LI Y, CHEN H Y, et al. Research on factors influencing concentrations of Pb, Cd, Cu and Zn in vegetable [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2003, 22(3): 289-292.
- [12] 胡旭. 富营养化湖泊水生植被恢复及其生态效应研究 [D]. 武汉:华中农业大学, 2013.
HU X. Restoration of aquatic vegetation and its ecological effects in eutrophic lake [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2013.
- [13] 张治中. 滇池氮与富营养化研究[J]. 环境科学导刊, 2007, 26(6): 34-36.
ZHANG Z Z. Study on nitrogen and eutrophication of Dianchi Lake [J]. Environmental Science Survey, 2007, 26(6): 34-36.
- [14] 周小宁,王圣瑞,金相灿. 沉水植物黑藻对沉积物有机、无机磷形态及潜在可交换性磷的影响[J]. 环境科学, 2006, 27(12): 2421-2425.
Zhou X N, Wang S R, Jin X C. Influences of submerged vegetation *Hydrilla verticillata* on the forms of inorganic and organic phosphorus and potentially exchangeable phosphate in sediments [J]. Environmental Science, 2006, 27(12): 2421-2425.
- [15] 张木兰,潘纲,陈灏,等. 改性沉积物除藻对水质改善的效果研究[J]. 环境科学学报, 2007, 27(1): 13-17.
ZHANG M L, PAN G, CHEN H, et al. Study of the effect on water quality improvement by removal of algal blooms using modified sediment [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2007,

- 27(1): 13-17.
- [16] 孙小静, 秦伯强, 朱广伟. 蓝藻死亡分解过程中胶体态磷、氮、有机碳的释放[J]. 中国环境科学, 2007, 27(3): 341-345.
SUN X J, QIN B Q, ZHU G W. Release of colloidal phosphorus, nitrogen and organic carbon in the course of dying and decomposing of cyanobacteria [J]. China Environmental Science, 2007, 27(3): 341-345.
- [17] CARIGNAN R, KALFF J. Phosphorus sources for aquatic weeds: water or sediments? [J]. Science, 1980, 207(4434): 987-989.
- [18] 么男. 天津市河湖水生生态治理与修复技术研究[D]. 天津: 天津大学, 2015.
YAO N. Research on treatment and rehabilitation technology of Tianjin rivers and Lakes ecological[D]. Tianjin: Tianjin University, 2015.
- [19] 周裔文, 许晓光, 韩睿明, 等. 水体氮磷营养负荷对苦草净化能力和光合荧光特性的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(3): 1180-1187.
ZHOU Y W, XU X G, HAN R M, et al. Effect of nutrient loadings on the regulation of water nitrogen and phosphorus by *Vallisneria natans* and its photosynthetic fluorescence characteristics[J]. Environmental Science, 2018, 39(3): 1180-1187.
- [20] 黎慧娟. 富营养水体中光照、营养及浮游植物对沉水植物生长和生理影响的研究[D]. 武汉: 中国科学院研究生院(水生生物研究所), 2006.
LI H J. The influences of light, nutrition and phytoplankton on growth and physiology of submerged macrophytes in eutrophic waters [D]. Wuhan: Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, 2006.
- [21] 蔡清洁. pH 和盐度对大型溞摄食行为及抗逆响应的影响[D]. 上海: 上海海洋大学, 2015.
CAI Q J. The effects of feeding behavior and resistance response on daphnia magna about pH and salinity [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2015.
- [22] 徐昇, 李欣, 钟萍, 等. 苦草根系对硝氮和氨氮的吸收[J]. 生态科学, 2012, 31(3): 312-317.
XU S, LI X, ZHONG P, et al. The uptake of nitrate and ammonium by the root of *Vallisneria natans* [J]. Ecological Science, 2012, 31(3): 312-317.
- [23] 王程丽. 氮磷浓度对溞—藻—草三者间相互作用关系的影响研究[D]. 新乡: 河南师范大学, 2011.
WANG C L. Study on the interaction among flea-algae-grass cultured in different nitrogen and phosphorus concentration [D]. Xinxiang: Henan Normal University, 2011.
- [24] BURKS R L, LODGE D M, JEPPESEN E, et al. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral [J]. Freshwater Biology, 2002, 47(3): 343-365.
- [25] CANFIELD D E JR. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida Lakes; the importance of phosphorus and nitrogen [J]. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 1983, 19(2): 255-262.
- [26] 李佩. 附着藻类及浮游植物与苦草的相互关系研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2012.
LI P. Researchs on the relationships between periphytic algae, phytoplankton and *Vallisneria natans* [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2012.
- [27] 宋大祥. 大型溞(*Daphnia magna* Straus)的初步培养研究[J]. 动物学报, 1962, 14(1): 49-62.
SONG D X. Studies on the culturing of *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera) [J]. Acta Zoologica Sinica, 1962, 14(1): 49-62.
- [28] SCHEFFER M, CARPENTER S, FOLEY J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems[J]. Nature, 2001, 413(6856): 591-596.
- [29] 杨凤娟, 蒋任飞, 饶伟民, 等. 沉水植物在富营养化浅水湖泊修复中的生态机理[J]. 安徽农业科学, 2016, 44(26): 58-61.
YANG F J, JIANG R F, RAO W M, et al. Ecological mechanisms of submerged macrophytes in the restoration of eutrophic shallow lakes [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2016, 44(26): 58-61.

Study on water eutrophication treatment with *Daphnia magna* and *Vallisneria natans* control system

MA Jin¹, HE Wenhui¹, PENG Ziran^{1,2,3}, HUA Xueming^{2,3}, FENG Yue², HUANG Zhongyuan², ZHUO Shuai¹, ZHOU Lili¹

(1. College of Marine Ecology and Environment, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Freshwater Fishery Germplasm Resources, Ministry of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. National Demonstration Center for Fisheries Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: The technique of combining two or more kinds of organisms to treat eutrophic water in ecological restoration has drawn much attention. In this paper, *Daphnia magna* and *Vallisneria natans* were used as the representatives of the zooplankton and submerged macrophytes to establish the combined system of daphnia-grass, the treatment of *Vallisneria natans* was used as the control group, and the eutrophic water as the blank group. Then we researched the process of water quality indicators, sediment indicators and aquatic biomass changes. The results showed that the quality indexes of water and sediment in the system were superior to that of the bitter *Vallisneria natans* group. The final removal rates of total nitrogen, total phosphorus and ammonia nitrogen were 87%, 88% and 96%, and the maximum removal rates were 70%, 70% and 86% respectively. The removal rate of total nitrogen in sediment was 39% and the removal rate of total phosphorus was 38%. After 27 days of water clearing, the growth rate of *Vallisneria natans* reached 740%. In the control group, the final removal rates of total nitrogen, total phosphorus and ammonia nitrogen were 35%, 33% and 57%, and the maximum removal rates were 35%, 30% and 57% respectively, and the removal rate of the total nitrogen and total phosphorus was 40% and 32%, respectively. The water was not clear enough to see the bottom after 48 days, and the growth rate of *Vallisneria natans* was 470%. Therefore, *Daphnia magna* promoted the settlement of suspended solids, which is conducive to the growth of *Vallisneria natans* and the stability of the system. The ability of daphnia-grass system to deal with eutrophic water is greater than single aquatic systems, and it can speed up the transparency of water, achieve a higher growth rate of *Vallisneria natans* and is easier to maintain the stability. All in all, the experimental results provide reference for guiding the ecological restoration engineering practice.

Key words: daphnia-grass system; ecological restoration; eutrophication; *Daphnia magna*; *Vallisneria natans*