

石莼和海马齿对海水养殖水体的单一及协同净化效果

应锐

ID: 362321199612311014

TEL: 13724044140

应锐

应锐 陈婧芳 高珊珊 黎祖福 冯建祥*

(中山大学生命科学学院, 广州 510275)

摘要 为探究水生植物对海水养殖水体的净化作用以及不同水生植物之间的协同净化效果,本研究开展了石莼单一处理、海马齿单一处理以及海马齿与石莼协同处理海水养殖水体实验。结果表明:不同种植密度的石莼均可显著改善水质,其中 $2.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的种植密度最为合适,处理 12 d 后,对 COD、无机磷、铵氮和总氮的去除率分别达到 41.7%、76.9%、81.8% 和 67.2%;不同种植密度的海马齿同样显著改善水质,其中 $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的种植密度最为合适,在处理 12 d 后,对 COD、无机磷、铵氮和总氮的去除率分别达到 49.0%、20.8%、98.5% 和 55.9%;海马齿与石莼协同处理对 COD、无机磷、铵氮和总氮的去除率分别达到了 36.7%、100.0%、100.0% 和 88.8%,表明不同类型水生植物混合种植能够有效提高其对养殖水体的净化能力。本研究表明,石莼及海马齿均能改善养殖水体水质,且适当的密度与合理的搭配能够有效促进植物修复效果。

关键词 石莼; 海马齿; 植物修复; 氮磷营养盐; 水质净化

Single and synergistic effects of *Ulva lactuca* and *Sesuvium portulacastrum* on the purification of mariculture wastewater. YING Rui, CHEN Jing-fang, GAO Shan-shan, LI Zu-fu, FENG Jian-xiang* (School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China).

Abstract: We evaluated the single and synergistic effects of *Ulva lactuca* and *Sesuvium portulacastrum* on the purification of mariculture wastewater. The results showed that the water quality was significantly improved by *U. lactuca* with different planting densities after 12 days treatment. The treatment with a density of $2.0 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ showed the highest removal rates of COD, inorganic phosphorus, ammonium nitrogen and total nitrogen, with values being 41.7%, 76.9%, 81.8%, and 67.2%, respectively. Similarly, *S. portulacastrum* with different planting densities also significantly improved water quality after 12 days treatment. The planting density of $4.8 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ had the highest removal rates of COD, inorganic phosphorus, ammonium nitrogen and total nitrogen, which were 49.0%, 20.8%, 98.5%, and 55.9%, respectively. In the treatment with combined *U. lactuca* and *S. portulacastrum*, the removal rates of COD, inorganic phosphorus, ammonium nitrogen and total nitrogen reached 36.7%, 100%, 100.0%, and 88.8% respectively, indicating that their combination enhanced the purification ability. Our results suggest that both *U. lactuca* and *S. portulacastrum* can improve water quality, and appropriate planting density and suitable combination of plant species would promote the phytoremediation effects.

Key words: *Ulva lactuca*; *Sesuvium portulacastrum*; phytoremediation; nitrogen and phosphorus nutrients; water purification.

随着现代水产养殖业向工厂化、集约化方向发展,养殖规模与养殖密度不断上升,养殖水体需求日益增大。而养殖过程中饵料过剩、药物滥用、水产动物粪便蓄积等因素导致养殖水体累积大量有机质,消耗水体中的溶解氧分 (Herbeck *et al.*, 2013)。缺氧环境下,厌氧微生物活动增强而产生亚硝酸盐、铵氮、硫化氢等毒性物质 (Cooper, 1993)。过高的铵氮会损伤鱼类鳃、肝、肾甚至直接致死,且养殖废水的排出将进一步引发周边水域富营养化 (Randall *et al.*, 2002; Benli *et al.*, 2008)。因此,在高效生产安全水产品的同时,亟需开展水产养殖废水的净化处理技术研究,以减少养殖污染物排放、缓解近海海域富营养化水平,降低污染物对水生动物健康的威胁。

相比较物理化学方法处理养殖废水的高耗能、高成本及二次污染等问题 (Turcios *et al.*, 2014),水生动植物修复、微生物修复等生物修复方法具有低成本、低能耗、无二次污染、适用范围广等优势 (Mook *et al.*, 2012; Rai *et al.*, 2013; 李萍等, 2016)。目前已有多种植物被证明具有净化水体的能力 (Lito *et al.*, 2013; Neveux *et al.*, 2016),但不同种类的植物对净化能力存在差异 (Liu *et al.*, 2016)。高等水生植物可通过根茎吸收营养盐、保持底质的水力传导性、增加根区的微生物组合等途径改善水质 (Brix, 1997);而藻类等低等植物主要生活在水体中下层,可通过光合作用增加水体溶氧量 (邹定辉等, 2011)。因此,形态、功能不同的植物组合能够更有效利用水体空间,提高修复效率,而当前有关高等水生植物和藻类协同处理污染水体,尤其是海水养殖污水的研究尚不多见。

石莼 (*Ulva lactuca*) 属于绿藻门石莼科石莼属,具有良好的污染物净化能力,如能吸附纺织废水中的孔雀绿和蕃茄红 (Salima *et al.*, 2013)、去除重金属 (Henriques *et al.*, 2017)。石莼不仅能改善南美白对虾养殖系统水质及浑浊度,还有效提高对虾生长率,降低对虾脂肪含量,促进对虾体内类胡萝卜素的积累 (Cruz-Suárez *et al.*, 2010)。海马齿 (*Sesuvium portulacastrum*) 是一种分布于全球热带和亚热带海岸的番杏科海马齿属盐生植物,能够耐受较高的盐度与营养化环境,因此常被应用于盐碱地修复 (Ravindran *et al.*, 2007),也是降低养殖废水 (尤其是海水养殖废水) 营养盐和重金属含量的良好植物品种 (窦碧霞等, 2011; 林彦彦等, 2016; 曾碧健等, 2017; Feng *et al.*, 2017)。而且,海马齿生态浮床养

殖系统还可有效降低养殖水产品重金属含量,提升其肌肉品质 (翟哲等, 2017)。本研究通过对比相同实验条件下,石莼与海马齿单独处理养殖水体的净化效果,得出了其各自最佳的培养密度;进一步对海马齿、石莼单一及联合处理养殖废水的净化效果进行了比较,探究两种不同类型水生植物组合修复养殖水体的协同作用,旨在充分利用水层空间,为进一步提升水生植物修复在养殖废水中的应用提供科学参考。

1 材料与方法

1.1 实验材料

本实验所用石莼采集于广东省汕头市南澳岛潮间带,取回实验室后立即用灭菌海水清洗,并从中挑取大小相近的若干藻株培养3天后开始实验。海马齿采自广东省和安镇北灶墩鱼塘堤岸旁,实验前将海马齿洗净后扦插在白色珍珠棉 (59 cm × 39 cm × 1.5 cm) 上,置于装有 20 L 1/2 Hoagland 营养液的塑料箱 (60 cm × 40 cm × 20 cm) 中预培养至生根 (长度约为 15~18 cm)。养殖废水取自广东省和安镇北灶墩鱼塘,容器为 41.5 cm × 29 cm × 23 cm 透明塑料箱,4 ℃ 静置一天以去除沉淀物,用于实验。

1.2 实验设计

1.2.1 石莼单一处理实验 按石莼投放密度设立4个处理组,密度分别为 0.5、1.0、2.0 和 4.0 g · L⁻¹,每个处理组设置3个重复。用纱布吸干水分后,分别称量湿重 5、10、20 和 40 g 的石莼放入盛有 10 L 养殖水体的透明塑料箱中,实验进行时间为 12 d。

1.2.2 海马齿单一处理实验 按海马齿种植密度设立4个处理组,投放密度分别为 1.6、4.8、8.0 和 11.2 g · L⁻¹。每个处理组设置3个重复。选取 15~18 cm 的海马齿枝条种植于泡沫浮床的小孔中,每孔1株 (平均 3.2 g)。4个实验组分别栽植 5、15、25 和 35 株于 10 L 养殖水体中,扦插时保证海马齿枝条至少有 1~2 个枝节浸泡于水体中,实验进行时间为 12 d。

1.2.3 石莼与海马齿协同净化处理实验 实验共设置4个实验组:A组空白对照组 (10 L 养殖水体,无投放、栽植)、B组石莼组 (只投放石莼,密度 2.0 g · L⁻¹)、C组海马齿组 (只栽植海马齿,密度 4.8 g · L⁻¹) 以及 D组海马齿+石莼混合组 (密度为石莼 2.0 g · L⁻¹,海马齿 4.8 g · L⁻¹)。各组实验水体皆为 10 L 养殖废水。每个处理设置3个重复,实验进行时

间为 12 d。

3 组实验的培养容器置于养殖温棚内,室温、自然光下培养,定时用高纯水补充实验过程中蒸发的水分,使水体盐度保持最初的水平。

1.3 水质指标测定与数据分析

实验开始时,测定养殖水体中温度、盐度、pH 以及铵氮、总氮、无机磷、COD 等的起始浓度,此后每 2 d 早上 09:00 取样,取样量为 200 mL,测定各组水体水质指标的变化。

水质指标中,温度、盐度、pH 使用温度计、盐度计、pH 计进行测量。化学需氧量测定采用碱性高锰酸钾法,铵氮测定采用靛酚蓝分光光度法,总氮测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法,无机磷测定采用磷钼蓝分光光度法。

实验所得数据均用 SPSS 19.0 进行统计分析,不同组别之间水质指标差异进行单因素方差分析 (one-way ANOVA) 和 Duncan 多重比较,以 $P < 0.05$ 作为差异显著性水平。使用 Origin 2017 进行图表处理。

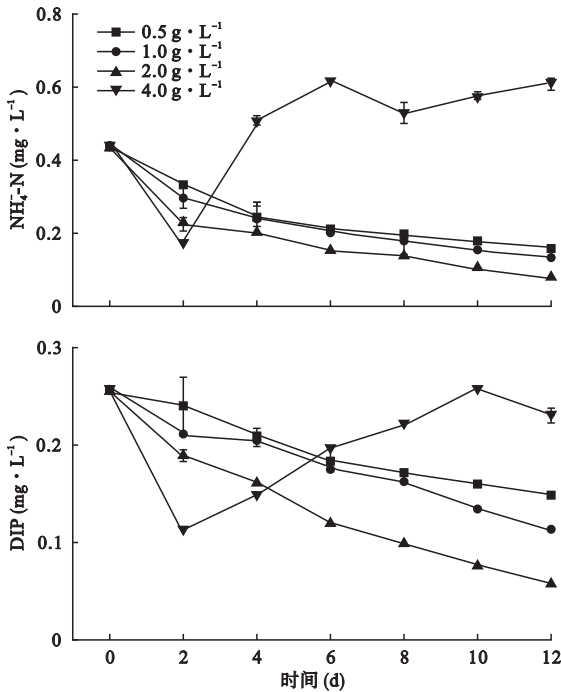


图 1 石莼单一处理各组水体指标浓度变化

Fig.1 Changes of concentration of water indexes in the groups of *U. lactuca*

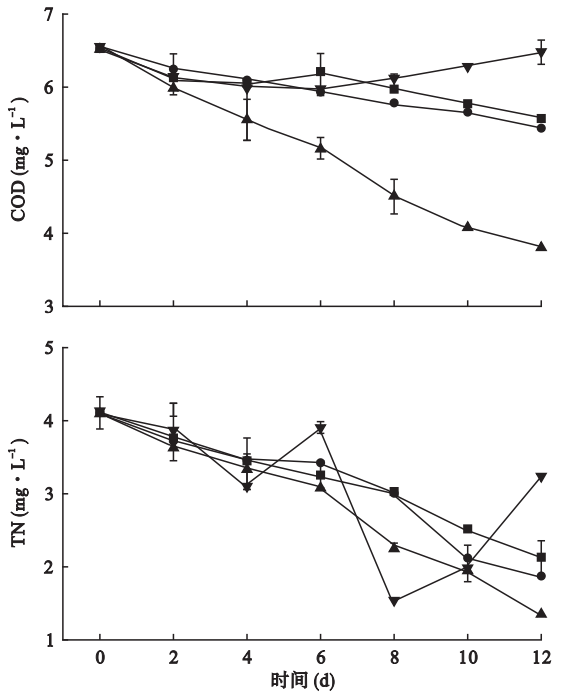
2.2 海马齿单一净化效果

海马齿单一净化各处理组,实验期间水温在 24.6~33.2 ℃,pH 变化范围为 7.1~7.6,溶氧量在 4.5~6.7 mg · L⁻¹,盐度保持在 26.0‰。4 个处理组

2 结果与分析

2.1 石莼单一净化效果

实验期间,石莼单一净化各处理组水温在 25.6~31.3 ℃,pH 变化范围为 7.5~8.1,溶氧量在 2.0~4.5 mg · L⁻¹,盐度一直保持在 20.0‰。石莼投放密度分别为 0.5、1.0 和 2.0 g · L⁻¹ 的 3 个处理组铵氮、COD、无机磷和总氮水平随培养时间增长均呈现下降趋势(图 1)。12 d 时,3 个实验组对铵氮的去除率分别为 63.6%、68.2% 和 81.8%,对 COD 去除率分别为 14.7%、16.7% 和 41.7%,对无机磷的去除率分别为 42.3%、57.7% 和 76.9%,对总氮的去除率分别为 47.9%、54.5% 和 67.2%。其中石莼密度 2 g · L⁻¹ 时净化效果最佳,12 d 时各水质指标均显著低于其他处理组 ($P < 0.05$)。实验过程中 4 g · L⁻¹ 处理组的各项水质指标皆出现上升趋势:铵氮浓度自 2 d 后急剧上升;COD 在前 6 d 的缓慢下降后呈上升趋势;无机磷浓度在 2 d 后亦出现上升;总氮水平有所波动,但在第 4~6 d 及 8~12 d 时也呈现上升趋势。



NH₄⁺、COD 浓度均随着培养时间增长而呈下降趋势,1.6、4.8、8.0 和 11.2 g · L⁻¹ 组的 COD 去除率分别为 32.6%、63.9%、51.6% 和 49.0%,其中自实验进行第 10 d 起,4.8 g · L⁻¹ 实验组 COD 显著低于其他

组 ($P < 0.05$); 12 d 时, 4 个实验组对铵氮去除率分别达到 82.0%、99.0%、98.5% 和 98.5%。1.6 g · L⁻¹ 和 4.8 g · L⁻¹ 处理组无机磷、总氮浓度同样随培养时间增长而下降, 去除率分别达到 16.7%、20.8% 和 48.0%、55.9%。8.0 g · L⁻¹ 和 11.2 g · L⁻¹ 处理组无

机磷、总氮浓度实验期间则有所上升。在实验第 4 d 后两组的无机磷浓度出现上升趋势; 8.0 g · L⁻¹ 实验组总氮浓度在 8 d 时开始上升, 11.2 g · L⁻¹ 实验组总氮浓度在 4 d 即呈现上升趋势。

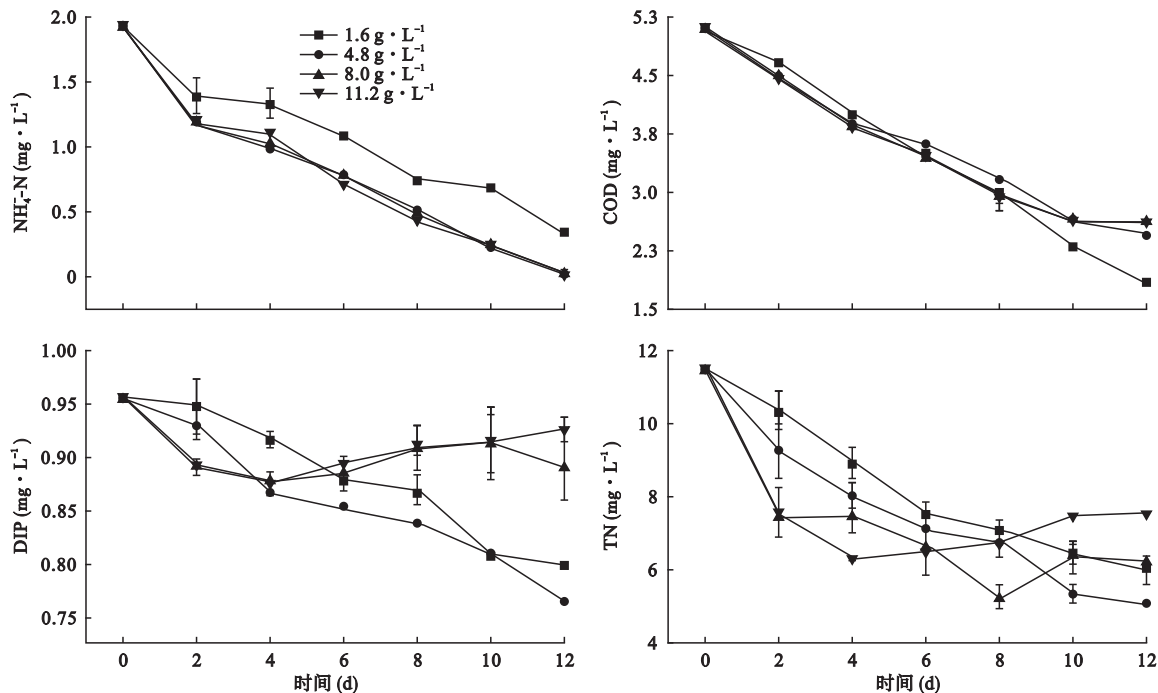


图2 海马齿单一处理各组水体指标浓度变化

Fig.2 Changes of concentration of water indexes in the groups of *S. portulacastrum*

2.2 海马齿、石莼协同净化效果

石莼和海马齿协同净化处理组, 实验期间水温在 25.4~30.8 °C, pH 变化范围为 7.0~7.6, 溶氧量在 3.1~4.3 mg · L⁻¹, 盐度一直保持在 23.0‰。3 个实验组水质指标基本均保持下降趋势。其中对铵氮均表现出显著的去除效果, 去除率分别为 93.8%、75.0% 和 100.0%。3 个处理组 12 d 后对 COD 去除率分别达到 18.4%、16.8% 和 36.7%, 在实验第 4 d 后, 混合组 COD 浓度显著低于其他组 ($P < 0.05$)。石莼组和混合组均显著降低了无机磷含量, 海马齿组无机磷含量自实验第 2 d 也呈下降趋势。12 d 后, 3 个实验组对无机磷去除率分别达到了 100%、80% 和 100%, 其中第 2~8 d, 混合组无机磷浓度显著低于其他组 ($P < 0.05$)。总氮方面, 3 组去除率分别为 59.8%、52.9% 和 88.8%。实验第 6 d 起, 混合组铵氮浓度显著低于其余各组 ($P < 0.05$)。

3 讨论

3.1 水生植物对养殖污染水体的净化效果

水生植物能够增强水生系统的过滤作用、提高沉淀速率, 减少水体悬浮物 (Vymazal, 2011); 其根茎不仅能够吸收营养盐, 还会改变微生物群落及其活性, 清除有机质 (Li *et al.*, 2008); 同时, 水生植物还能够增强硝化、反硝化作用去除水体中的氮, 通过硫酸还原细菌 (SRB) 还原硫酸盐 (Faulwetter *et al.*, 2009), 实现其强大的污水净化功能 (Rai *et al.*, 2013)。不同类型的植物对不同的营养物去除能力不尽相同, 植物丰富度也会影响具体净化效果 (Engelhardt *et al.*, 2001), 多植物系统则能够有效促进其污水净化能力 (Karpiscak *et al.*, 1996)。因此, 针对不同的污水选择最合适的植物种类和组合是提升水生植物污水净化功能的重要手段。

藻类不仅能够吸收污水中的营养盐与重金属, 还可通过光合作用吸收细菌呼吸产生的 CO₂, 增加水体溶解氧浓度并用作异氧细菌同化有机物 (Munoz *et al.*, 2006), 有效促进有毒污染物的分解 (Munoz *et al.*, 2004)。本研究中, 石莼单一处理养殖污水表现出对氮、磷的吸收能力。铵氮是养殖废水中

N 元素重要的存在形式 (Jackson *et al.*, 2003), 石莼对铵氮表现出最佳的去除效果, 表明石莼生长过程中更偏向于吸收铵氮 (Ale *et al.*, 2010)。对于磷的去除效果, 0.5、1.0 和 2.0 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 实验组石莼对无机磷去除率分别达到 42.3%、57.7%、76.9%。Kang 等 (2011) 发现, 石莼和江蓠磷去除率为 30.6% 和 38.1%; Tsagkamilis 等 (2010) 的实验中, 石莼平均磷去除率约 35%, 均低于本研究石莼对无机磷的去除效果, 这可能与石莼本身投放密度和生长条件密切相关。藻类生长受到诸多环境因子制约, 其水质净化功能也存在一定的局限, 如微藻对毒性污染物比

较敏感 (Aksmann *et al.*, 2004), 温度、pH 和盐度等环境因素也会显著影响藻类对污染水体的净化能力 (Craggs *et al.*, 1996; Munoz *et al.*, 2004; Khengaoui *et al.*, 2015)。此外, 水体流动性或潮汐状况也可以对藻类的营养盐去除效果产生影响。Martínez-Aragón 等 (2002) 发现, 1 $\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的石莼在不同的水流之下, 无机磷去除率最低为 60.7%, 最高达到 96.2%, 明显高于本实验的结果; 而且水流速越高, 石莼对磷的吸收速率越快。因此, 在利用石莼处理水产养殖废水中, 可通过增大水体流通性来提升其对营养盐的去除效率。

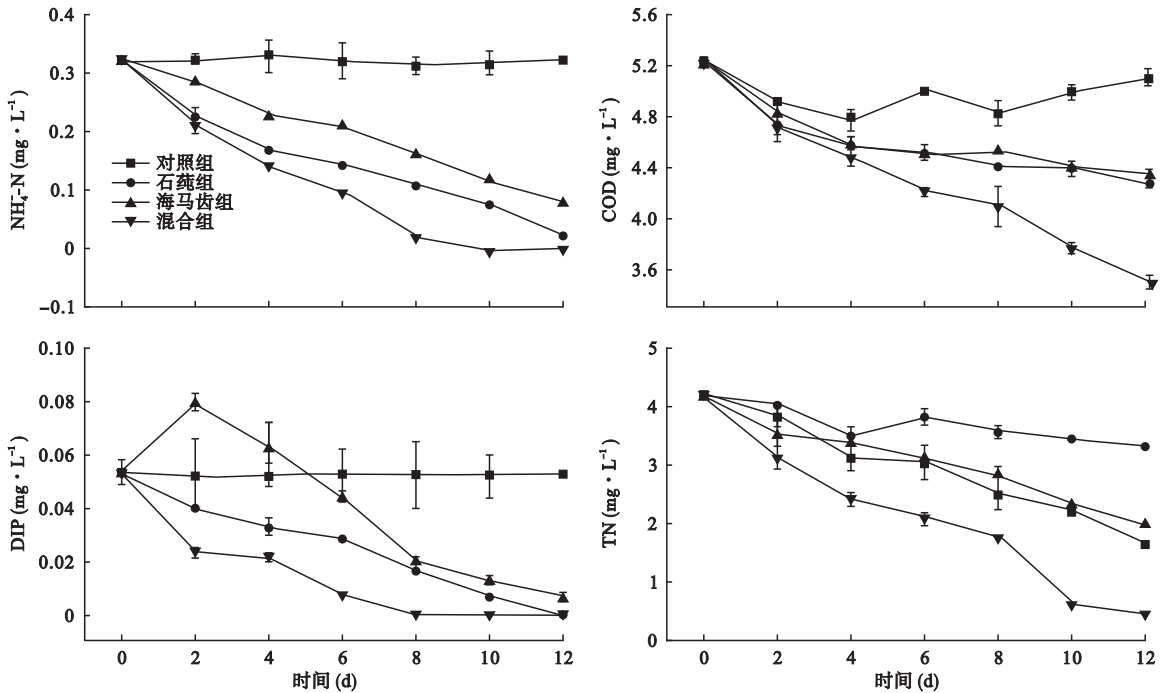


图3 石莼和海马齿单一及协同处理各组水体指标浓度变化
Fig.3 Changes of concentration of water indexes in each group of *U. lactuca*, *S. portulacastrum* and *U. lactuca*+*S. portulacastrum*

芦苇 (*phragmites australis*) 等挺水植物是水生系统主要的高等植物, 也是吸收污水营养盐、重金属的主要参与者 (Vymazal, 2013)。根部是高等水生植物吸收营养、减少水体悬浮物、释放溶解氧的重要组织, 而且须根植物相比粗根植物表现出更好的氮磷吸收能力 (Lai *et al.*, 2011)。当前水生植物环境修复多应用于淡水水体, 高盐度的污染水体处理中, 水生高等植物应用则受到限制。随着海水养殖的增加, 适宜高盐度海水的盐生植物新物种筛选和净化效果研究有待加强 (Feng *et al.*, 2004; Feng *et al.*, 2017)。本研究中, 海马齿对高盐度海水养殖废水氮磷营养盐表现出显著的净化效果, 显著降低了

COD、AN、TP 和 TN 含量。其中, 总氮吸收率在 34.5%~55.9%, 铵氮去除率则可高达 82.0%~99.0%。Leto 等 (2013) 用宽叶香蒲 (*Typha latifolia*) 和凤车草 (*Cyperus alternifolius*) 处理城市污水, 宽叶香蒲的铵氮、总氮去除率为 49.6%、51.6%, 凤车草铵氮、总氮去除率为 38.3%、36.1% (Leto *et al.*, 2013)。水茛苳的铵氮去除率则在 50%~60% (Lu *et al.*, 2010)。相比这些常见的植物种类, 海马齿表现出更强的氮吸收能力。磷吸收方面, 海马齿处理组无机磷去除率在 3.1%~20.8%。水生植物对磷吸收率普遍不高, 并基本符合磷吸收少于氮吸收的规律 (Cai *et al.*, 2013)。其他水生植物植物中, 水茛苳在

两个不同水质的蓄水池内培养,无机磷去除率分别为14%、23%(Lu *et al.*, 2010);风车草的年平均总磷去除率为31.7%,宽叶香蒲则可达47.9%(Leto *et al.*, 2013)。随着长期沉淀和累积,磷主要保留在沉积物中(Mann *et al.*, 1993; Mustafa *et al.*, 2010),从而减少了植物对磷的利用,推测这也是水生植物磷去除率较低的原因。而本研究中海马齿磷去除率偏低也可能与实验周期较短有关。

3.2 投放密度对水生植物污水净化效果的影响

在养殖污水植物修复中,植物的投放密度是影响净化效果的重要因素。石莼实验组中0.5、1.0和2.0 g · L⁻¹三组铵氮去除率分别达到了63.6%、68.2%和81.8%。与之相比,Macchiavello等(2014)的研究中,900 g · m⁻²(约3.6 g · L⁻¹)和1200 g · m⁻²(约4.8 g · L⁻¹)的石莼对铵氮的去除率能达到100%,1900 g · m⁻²(约7.6 g · L⁻¹)和2600 g · m⁻²(约10.4 g · L⁻¹)去除率则分别为86%、89%。Vandermeulen等(1990)则发现,3种不同密度(0.8、1.6、6.4 g · L⁻¹)的石莼对铵氮的去除率最高达到85%,且最高投放密度(6.4 g · L⁻¹)具有最高吸收效率。然而,Cohen(1991)却发现,石莼氮含量与投放密度表现出正相关关系,但不同投放密度处理之间铵氮去除率差异并不显著,在44%~74%。Macchiavello等(2014)在提高石莼投养密度后,铵氮吸收率甚至出现略微下降,其原因可能是由于密度过高影响光合作用而使石莼生长受到抑制。本实验中石莼密度提高至4.0 g · L⁻¹后诸多指标不降反升,是由于相对较小的封闭容器,石莼光照和生长空间不足导致石莼死亡及营养盐的释放。

Ciria等(2005)在利用香蒲净化污水的实验中,无机磷在第二年的表现出上升,其原因推测为污水中过高的磷含量影响了植物吸收。本实验海马齿单一处理实验组中8.0 g · L⁻¹和11.2 g · L⁻¹两组也出现了无机磷浓度升高的现象,这可能与投放密度也有一定关联,高密度组海马齿生长空间有限导致根部组织部分腐烂,不仅影响营养盐吸收功能,腐烂分解还会导致营养盐的释放。因此,选择适宜的投放密度对最大程度提高水生植物的净化效果至关重要,根据本研究结果,石莼、海马齿最佳处理密度为2.0 g · L⁻¹和4.8 g · L⁻¹。

3.3 不同水生植物组合对污水净化效果的提升

植物多样性能很大程度影响生态系统的功能(Grime, 1998),植物多样性的增加能提高营养滞留

和生物量生产能力,影响酶活动和微生物活动(Stephan *et al.*, 2000; Zhang *et al.*, 2010; Zhu *et al.*, 2010)。Karpiscak等(1996)将单一浮萍和多植物系统分别处理污水,6个月后,浮萍(*Lemna spp.*)平均BOD₅和总氮去除率分别为52.6%和1.6%;多植物系统BOD₅和总氮去除率分别为80.2%和23.4%,两者处理污水的能力差异显著。但实际上关于植物组合对污水处理能力影响的诸多研究中,结果并非一致。Coleman等(2001)的实验中,3种植物混合组比另外两种植物单一处理能力显著提高,但相比宽叶香蒲(*Typha latifolia*)单一处理组则差异不显著(Coleman *et al.*, 2001)。Fraser等(2004)将水葱(*Scirpus validus*)、湖莎草(*Carex lacustris*)、草芦(*Phalaris arundinacea*)、宽叶香蒲(*Typha latifolia*)4种植物混合培养,氮磷吸收能力相比单一处理组也并未显著提高,在高营养实验组中磷浓度甚至高于单一处理组,推测是植物种类和种植比例导致不同植物搭配的净化能力表现不一。在Coleman等(2001)的实验中宽叶香蒲表现出最强的竞争力,抑制了其他植物生长,导致混合组无显著优势;Fraser等(2004)选取植物均属于禾本类植物,营养吸收方式与能力相似,彼此竞争激烈,导致污染物去除能力也没有得到显著的提升。而Karpiscak等(1996)的多植物系统中,长条形的实验水渠包含有各种植物,且植物间存在适当距离,减少了营养竞争,充分发挥了各种植物的吸收作用,促进了污水处理能力的显著提高,值得借鉴。

本实验将海马齿与石莼共同培养,养殖水体铵氮、无机磷、总氮去除率分别达到100.0%、100.0%和88.8%,表现出极佳的去磷能力,并且显著高于海马齿和石莼各自单一的处理效果。本实验虽然实验规模较小,但与Karpiscak等(1996)的原理和结果基本一致,充分利用了水层空间,降低了植物之间竞争作用,增强了污染物处理效果。目前对植物组合修复效果的研究较少,但可以推测,在充分考虑植物种类、合理搭配植物比例的情况下,植物多样性与丰富度的提高能对污水处理能力有一定的促进作用。实践当中也可以通过这种方法,利用位居不同生态位的植物,减少种间竞争,充分利用好水生生态系统资源,加强对养殖废水的处理效果。

3.4 水生植物污水净化机制

水生植物去氮除磷的原理包括基质吸附、挥发作用、植物吸收与微生物活动等,其中植物吸收被认

为是去营养化最主要的方式 (Koottatep *et al.*, 1997)。据研究,废水中氮磷去除量与植物生物量之间成显著的正比关系(徐德福等,2005)。氮磷动态平衡能够揭示废水净化过程中的营养流动方向,是深入研究植物净化废水机制尤其是磷元素吸收的重要途径。在利用植物对海水养殖废水修复机制研究中,增加氮磷动态平衡研究可深入理解植物净化养殖废水的机制,为更有效地利用植物修复提供参考。

一般情况下,植物吸收是氮去除的主要方式,微生物活动是废水去氮的另一种重要途径(胡晓娟等,2018)。氮动态平衡研究发现,约88%总氮被植物摄取为生物量,且植物机体同化吸收氮的效果要优于微生物分解等其他方式(Sun *et al.*, 2005; Sawaitayothin *et al.*, 2007; Copertino *et al.*, 2008)。铵氮是养殖废水中无机氮的最主要的成分(Chung *et al.*, 2008),除植物吸收外,铵氮的去除还能通过硝化作用合成硝态氮和亚硝态氮,也可少量通过化学平衡转化为铵气挥发到大气中。但Sun等(2005)的研究结果表明,通过硝化作用去除的铵氮仍然有限,更多还是经同化作用积累到植物体中。 NO_2^- 和 NO_3^- 则通过反硝化作用(denitrification)转化为 N_2 和 N_2O (Wunderlin *et al.*, 2012), ^{15}N 示踪法则揭示,反硝化作用是去除总氮的重要方式(Mathe-son *et al.*, 2010)。养殖废水中磷元素的去除与反应时间关系密切总磷去除率和滞留时间成正相关(Klomjek *et al.*, 2005)。短期而言,植物吸收、微生物活动是降低磷含量的重要途径;但长期而言,基质吸附、沉积是更主要的方式。虽然大型水生植物从基质中吸收总磷量高达74%,但在长周期中磷仍会通过物质循环返送至基质中(Wang *et al.*, 2000)。据Chung等(2008)研究,在长达5月的磷动态平衡中,植物最终吸收磷含量占总磷不到10%。

4 结 论

石莼与海马齿均能有效降低养殖废水COD,并表现出对氮、磷尤其是铵氮较好的吸收效率。但单一处理实验表明,植物修复效果与种植密度关系密切。一定范围内适当地提高植物种植密度会促进整体营养吸收效果,但过高的密度可能会影响植物充分进行光合作用,阻碍植物的生命活动,进而抑制营养吸收。不同水生植物之间的合理搭配能够有效促进养殖废水的净化效果。协同实验表明,海马齿与

石莼的混合处理组相比两种植物各自单一处理组表现出了更佳的氮磷吸收效果。植物修复效果受到多种因素的调控,具体机制仍需进一步的研究。在实践应用当中应充分考虑具体实际情况,进行合适的挑选、种植、搭配,以充分发挥植物的净化能力。

参考文献

- 窦碧霞,黄建荣,李连春,等. 2011. 海马齿对海水养殖系统中氮、磷的移除效果研究. 水生态学杂志, **32**(5): 94-99.
- 胡晓娟,文国樑,李卓佳,等. 2018. 养殖中后期高位池对虾水体微生物群落结构及水体理化因子. 生态学杂志, **37**(1): 171-178.
- 李 萍,张修峰,莫树青,等. 2016. 背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)、苦草(*Vallisneria natans*)及其共存对水质的影响. 生态学杂志, **35**(6): 1589-1594.
- 林彦彦,高珊珊,陈婧芳,等. 2016. 海马齿对锌的耐性与富集特征. 湿地科学, **14**(4): 561-567.
- 徐德福,徐建民,王华胜,等. 2005. 湿地植物对富营养化水体中氮、磷吸收能力研究. 植物营养与肥料学报, **11**(5): 597-601.
- 翟 哲,冯建祥,高珊珊,等. 2017. 生态浮床对养殖水产品中重金属含量和肌肉品质的影响. 水产学报, **41**(1): 88-98.
- 曾碧健,窦碧霞,黎祖福,等. 2017. 海洋盐生植物海马齿(*Sesuvium portulacastrum*)对环境盐胁迫的耐受性及营养价值综合评价. 海洋与湖沼, **48**(3): 568-575.
- 邹定辉,夏建荣. 2011. 大型海藻的营养盐代谢及其与近岸海域富营养化的关系. 生态学杂志, **30**(3): 589-595.
- Aksmann A, Tukaj Z. 2004. The effect of anthracene and phenanthrene on the growth, photosynthesis, and SOD activity of the green alga *Scenedesmus armatus* depends on the PAR irradiance and CO_2 level. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **47**: 177-184.
- Ale MT, Mikkelsen JD, Meyer AS. 2010. Differential growth response of *Ulva lactuca* to ammonium and nitrate assimilation. *Journal of Applied Phycology*, **23**: 345-351.
- Benli AC, Koksak G, Ozkul A. 2008. Sublethal ammonia exposure of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.): effects on gill, liver and kidney histology. *Chemosphere*, **72**: 1355-1358.
- Brix H. 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Science and Technology*, **35**: 11-17.
- Cai T, Stephen YP, Li Y. 2013. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **19**: 360-369.
- Chung AKC, Wu Y, Tam NFY, *et al.* 2008. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, **32**: 81-89.
- Ciria MP, Solano ML, Soriano P. 2005. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater

- treatment and assessment of its potential as a biomass fuel. *Biosystems Engineering*, **92**: 535–544.
- Coleman J, Hench K, Garbutt K, *et al.* 2001. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. *Water, Air, and Soil Pollution*, **128**: 283–295.
- Cooper C. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems: A review. *Journal of Environmental Quality*, **22**: 402–408.
- Copertino MdS, Tormena T, Seeliger U. 2008. Biofiltering efficiency, uptake and assimilation rates of *Ulva clathrata* (Roth) J. Agardh (Clorophyceae) cultivated in shrimp aquaculture waste water. *Journal of Applied Phycology*, **21**: 31–45.
- Craggs RJ, Adey WH, Jenson KR, *et al.* 1996. Phosphorus removal from wastewater using an algal turf scrubber. *Water Science and Technology*, **33**: 191–198.
- Cruz-Suárez LE, León A, Peña-Rodríguez A, *et al.* 2010. Shrimp/*Ulva* co-culture: A sustainable alternative to diminish the need for artificial feed and improve shrimp quality. *Aquaculture*, **301**: 64–68.
- Engelhardt KA, Ritchie ME. 2001. Effects of macrophyte species richness on wetland ecosystem functioning and services. *Nature*, **411**: 687–689.
- Faulwetter JL, Gagnon V, Sundberg C, *et al.* 2009. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering*, **35**: 987–1004.
- Feng J, Lin Y, Yang Y, *et al.* 2017. Tolerance and bioaccumulation of Cd and Cu in *Sesuvium portulacastrum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **147**: 306–312.
- Feng YY, Hou LC, Ping NX, *et al.* 2004. Development of mariculture and its impacts in Chinese coastal waters. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **14**: 1–10.
- Grime J. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, **86**: 902–910.
- Henriques B, Rocha LS, Lopes CB, *et al.* 2017. A macroalgae-based biotechnology for water remediation: Simultaneous removal of Cd, Pb and Hg by living *Ulva lactuca*. *Journal of Environmental Management*, **191**: 275–289.
- Herbeck LS, Unger D, Wu Y, *et al.* 2013. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. *Continental Shelf Research*, **57**: 92–104.
- Jackson C, Preston N, Thompson PJ, *et al.* 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, **218**: 397–411.
- Kang YH, Park SR, Chung IK. 2011. Biofiltration efficiency and biochemical composition of three seaweed species cultivated in a fish-seaweed integrated culture. *Algae*, **26**: 97.
- Karpiscak MM, Gerba CP, Watt PM, *et al.* 1996. Multi-species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. *Water Science and Technology*, **33**: 231–236.
- Khengaoui K, Mahammed MH, Touil Y, *et al.* 2015. Influence of secondary salinity wastewater on the efficiency of biological treatment of sand filter. *Energy Procedia*, **74**: 398–403.
- Klomjek P, Nitisoravut S. 2005. Constructed treatment wetland: A study of eight plant species under saline conditions. *Chemosphere*, **58**: 585–593.
- Koottatep T, Polprasert C. 1997. Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics. *Water Science and Technology*, **36**: 1–8.
- Lai WL, Wang SQ, Peng CL, *et al.* 2011. Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 wetland plants. *Water Research*, **45**: 3941–3950.
- Leto C, Tuttolomondo T, La Bella S, *et al.* 2013. Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed wetland – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, **61**: 282–291.
- Li J, Wen Y, Zhou Q, *et al.* 2008. Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, **99**: 4990–4996.
- Liu J, Yi N-K, Wang S, *et al.* 2016. Impact of plant species on spatial distribution of metabolic potential and functional diversity of microbial communities in a constructed wetland treating aquaculture wastewater. *Ecological Engineering*, **94**: 564–573.
- Lu Q, He ZL, Graetz DA, *et al.* 2010. Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environmental Science and Pollution Research*, **17**: 84–96.
- Macchiavello J, Bulboa C. 2014. Nutrient uptake efficiency of *Gracilaria chilensis* and *Ulva lactuca* in an IMTA system with the red abalone *Haliotis rufescens*. *Latin American Journal of Aquatic Research*, **42**: 523–533.
- Mann RA, Bavor HJ. 1993. Phosphorus removal in constructed wetlands using gravel and industrial waste substrata. *Water Science and Technology*, **27**: 107–113.
- Martínez-Aragón JF, Hernández I, Pérez-Lloréns JL, *et al.* 2002. Biofiltering efficiency in removal of dissolved nutrients by three species of estuarine macroalgae cultivated with sea bass (*Dicentrarchus labrax*) waste waters 1. Phosphate. *Journal of Applied Phycology*, **14**: 365–374.
- Matheson FE, Sukias JP. 2010. Nitrate removal processes in a constructed wetland treating drainage from dairy pasture. *Ecological Engineering*, **36**: 1260–1265.
- Mook WT, Chakrabarti MH, Aroua MK, *et al.* 2012. Removal of total ammonia nitrogen (TAN), nitrate and total organic carbon (TOC) from aquaculture wastewater using electrochemical technology: A review. *Desalination*, **285**: 1–13.
- Munoz R, Guieysse B. 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: A review. *Water Research*, **40**: 2799–2815.

- Munoz R, Kollner C, Guieysse B, *et al.* 2004. Photosynthetically oxygenated salicylate biodegradation in a continuous stirred tank photobioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, **87**: 797–803.
- Mustafa A, Scholz M. 2010. Nutrient accumulation in *Typha latifolia* L. and sediment of a representative integrated constructed wetland. *Water, Air, and Soil Pollution*, **219**: 329–341.
- Neveux N, Magnusson M, Mata L, *et al.* 2016. The treatment of municipal wastewater by the macroalga *Oedogonium* sp. and its potential for the production of biocrude. *Algal Research*, **13**: 284–292.
- Rai U, Tripathi R, Singh N, *et al.* 2013. Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river. *Bioresource Technology*, **148**: 535–541.
- Randall DJ, Tsui TK. 2002. Ammonia toxicity in fish. *Marine Pollution Bulletin*, **45**: 17–23.
- Ravindran KC, Venkatesan K, Balakrishnan V, *et al.* 2007. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **39**: 2661–2664.
- Salima A, Benaouda B, Nouredine B, *et al.* 2013. Application of *Ulva lactuca* and *Systoceira stricta* algae-based activated carbons to hazardous cationic dyes removal from industrial effluents. *Water Research*, **47**: 3375–3388.
- Sawaitayothin V, Polprasert C. 2007. Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating municipal landfill leachate. *Bioresource Technology*, **98**: 565–570.
- Stephan A, Meyer AH, Schmid B. 2000. Plant diversity affects culturable soil bacteria in experimental grassland communities. *Journal of Ecology*, **88**: 988–998.
- Sun G, Zhao Y, Allen S. 2005. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, **115**: 189–197.
- Tsagkamilis P, Danielidis D, Dring M J, *et al.* 2010. Removal of phosphate by the green seaweed *Ulva lactuca* in a small-scale sewage treatment plant (Ios Island, Aegean Sea, Greece). *Journal of Applied Phycology*, **22**: 331–339.
- Turcios A, Papenbrock J. 2014. Sustainable treatment of aquaculture effluents: What can we learn from the past for the future? *Sustainability*, **6**: 836–856.
- Vandermeulen H, Gordin H. 1990. Ammonium uptake using *Ulva* (Chlorophyta) in intensive fishpond systems: mass culture and treatment of effluent. *Journal of Applied Phycology*, **2**: 363–374.
- Vymazal J. 2011. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: A review. *Hydrobiologia*, **674**: 133–156.
- Vymazal J. 2013. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering*, **61**: 582–592.
- Wang N, Mitsch WJ. 2000. A detailed ecosystem model of phosphorus dynamics in created riparian wetlands. *Ecological Modelling*, **126**: 101–130.
- Wunderlin P, Mohn J, Joss A, *et al.* 2012. Mechanisms of N₂O production in biological wastewater treatment under nitrifying and denitrifying conditions. *Water Research*, **46**: 1027–1037.
- Zhang CB, Jiang W, Liu WL, *et al.* 2010. Effects of plant diversity on nutrient retention and enzyme activities in a full-scale constructed wetland. *Bioresource Technology*, **101**: 1686–1692.
- Zhu SX, Ge HL, Ge Y, *et al.* 2010. Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, **36**: 1307–1313.

作者简介 应 锐,男,1996年生,硕士研究生,研究方向为海水养殖环境修复。E-mail: yingr3@mail2.sysu.edu.cn
责任编辑 李凤芹
