

海水稻田湿地对半咸水对虾养殖池塘水环境的净化作用研究

张新新^{1,2}, 李 婷², 李少文³, 朱长波², 张 博², 苏家齐², 阮国良¹, 张晓阳⁴

1. 长江大学 动物科学学院/湿地生态与农业利用教育部工程研究中心, 湖北 荆州 434025

2. 中国水产科学研究院南海水产研究所/农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室, 广东 广州 510300

3. 山东省海洋资源与环境研究院/山东省海洋生态修复重点实验室, 山东 烟台 264006

4. 珠海粤顺水产养殖有限公司, 广东 珠海 519170

摘要:为探索海水稻-对虾塘田生态联作模式中稻田湿地的水环境净化作用, 分别开展了稻田净化单元在夏、冬季对虾养殖周期的尾水处理效果研究。夏季试验中, 对虾养殖尾水经不同种植密度的海水稻和常规水稻稻田净化处理, 6周后各处理尾水中氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、总磷(TP)和化学需氧量(COD 浓度)均大幅下降, 单倍密度海水稻稻田净化效果最好, 对应去除率分别为81.6%、68.2%、63.7%、91.0%和29.7%, 均显著高于无水稻对照处理($P<0.05$), 其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 及可溶性无机氮去除率显著高于常规水稻处理($P<0.05$); 冬季试验中, 塘田联作塘海水稻收割, 池塘进入冬棚养殖, 水体中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、可溶性无机氮和总悬浮颗粒物(TPM)的平均质量浓度分别较单养对照池塘降低了51.5%、40%、36.7%和11.2%($P<0.05$); $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP、COD、颗粒有机物(POM)、颗粒无机物(PIM)的平均质量浓度与对照池塘无显著性差异($P>0.05$)。研究结果表明, 海水稻稻田在水稻生长季与非生长季具有相似作用, 均具备一定的水质净化能力, 有利于维持对虾生长所需的良好水质环境。

关键词: 塘田联作; 养殖尾水; 海水稻; 无机氮; 人工湿地

中图分类号: S 967.4

文献标志码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



Purification effect of searice paddy field on brackish water environment of shrimp culture

ZHANG Xinxin^{1,2}, LI Ting², LI Shaowen³, ZHU Changbo², ZHANG Bo², SU Jiaqi², RUAN Guoliang¹,
ZHANG Xiaoyang⁴

1. Animal Science College, Yangtze University/Engineering Research Center of Ecology and Agricultural Use of Wetland, Ministry of Education, Jingzhou 434025, China

2. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences/Key Laboratory of South China Sea Fishery Resources Development and Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Guangzhou 510300, China

3. Shandong Marine Resource and Environment Research Institute/Shandong Key laboratory of Marine Ecological Restoration, Yantai 264006, China

4. Zhuhai Yueshun Aquaculture Co. Ltd., Zhuhai 519170, China

收稿日期: 2022-09-30; 修回日期: 2022-12-20

基金项目: 国家自然科学基金项目(31902423); 中国水产科学研究院中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助(2021XT0403); 广东省重点领域研发计划项目(2020B0202010009); 山东省海洋生态修复重点实验室开放课题(201917)

作者简介: 张新新(1996—), 男, 硕士研究生, 研究方向为池塘养殖生态。E-mail: 798153142@qq.com

通信作者: 朱长波(1978—), 男, 研究员, 博士, 研究方向为水产养殖生态与模式。E-mail: changbo@scsfri.ac.cn

阮国良(1975—), 男, 教授, 博士, 研究方向为水产养殖技术。E-mail: ruanguoliang@126.com

Abstract: In order to explore the water purification effect of paddy field in the combined pond-paddy field farming system, we analyzed the biofiltration ability of sea rice paddy field in two shrimp culture seasons (Summer and winter). In the summer trial, the tail water of shrimp culture was purified by sea rice and common rice paddy fields with different planting densities, and the purification efficiency of sea rice paddy fields with standard planting density was the highest. After six weeks, the removal rates of ammonia nitrogen, nitrate nitrogen, nitrite nitrogen, total phosphorus and chemical oxygen demand in standard sea rice treatment were 81.6%, 68.2%, 63.7%, 91.0% and 29.7%, respectively, which were significantly higher than those in the control treatment ($P < 0.05$), and the removal rates of ammonia nitrogen and total inorganic nitrogen were significantly higher than those in the common rice treatment ($P < 0.05$). In the winter trial, sea rice was harvested in the shrimp-rice pond, the average concentrations of ammonia nitrogen, nitrite nitrogen, total inorganic nitrogen and total particulate matter in the shrimp-rice ponds decreased by 51.5%, 40%, 36.7% and 11.2%, respectively, compared with the shrimp monoculture ponds ($P < 0.05$). The average concentrations of nitrate nitrogen, total phosphorus and chemical oxygen demand, particulate organic matter and particulate inorganic matter were not significantly different from those in monoculture ponds ($P > 0.05$). The results show that the sea rice paddy field has certain purification ability in both rice growing season and non-growing season, which helps to maintain a good water environment for shrimp growth.

Keywords: Pond-paddy field combined farming; Aquaculture tailwater; Sea rice; Inorganic nitrogen; Artificial wetland

中国滨海河口因受潮汐影响水体多呈半咸水状态,存在大面积的咸淡水养殖区,其中珠江三角洲依靠南海,地处亚热带,全年均可开展养殖作业,是中国水产养殖的重要区域。凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 作为中国海水与咸淡水养殖中最具代表性的品种,其养殖产业近年来呈现高速发展的态势^[1-2]。在珠三角地区,凡纳滨对虾养殖规模不断扩大,但养殖方式仍以传统的土塘养殖为主。由于缺乏规范化的养殖模式以及众多进排不分的养殖用水系统,池塘养殖尾水大多未经处理直接排放,导致受纳水体富营养化,水质恶化,水华赤潮、生态破坏等一系列问题不断加剧^[3-4]。氮 (N)、磷 (P) 污染已成为制约养殖产业可持续发展的主要威胁,解决这一问题的关键在于养殖过程中水质的调控和净化。通过生物调控、生态防治等技术手段和模式创新实现养殖尾水零排放是目前主要的研究方向^[5-7]。其中,人工湿地处理技术自 20 世纪 70 年代提出,在成本投入、维护管理、处理效果、运行稳定、抗冲击负荷等方面均有突出优势^[8],在废水处理中具有较好的应用前景。水稻 (*Oryza sativa* L.) 作为人工湿地净化植物,能很好地发挥脱氮除磷的作用。已有研究表明,稻田在低污染废水中无机氮 (DIN) 和总磷 (TP) 的去除率分别可达 41.4%~93% 和 60.3%~96%^[9-11]。稻-虾共作模式已在淡水养殖中应用^[12-13],但对半咸水和海水养殖而言,由于受人工湿地植物选择范围的限制,存在较大的技术难点,目前开展的相关研究较少。

水稻是一种对盐碱中度敏感的作物,常规水稻

盐度阈值通常介于 0‰~5‰,在不同生长阶段耐盐性差异较大,强耐盐型水稻全生育期盐度阈值可达 5‰以上^[14-15]。海水稻是一种强耐盐水稻,可以在沿海滩涂等高盐条件下正常生长,具有一定的抗涝、抗盐碱、抗倒伏、抗病虫害等能力^[16-17]。近年来,海水稻的成功种植为解决当今粮食短缺、耕地资源不足、生态环境污染等问题提供了新出路,可以在很大程度上节约淡水资源并增加耕地面积,从而实现资源的充分利用和农业的可持续发展,战略意义重大,现已被包括中国在内的多个国家用于研究和栽培^[18-21]。截至目前,利用海水稻稻田人工湿地处理海水/半咸水养殖尾水的技术手段尚未见报道。本研究通过构建海水稻人工湿地,分别对夏、冬两季的凡纳滨对虾养殖尾水进行净化处理,探讨海水稻稻田湿地在水稻生长季与非生长季对 N、P 等营养元素的吸收利用和基质净化作用,以期为珠江三角洲地区的凡纳滨对虾养殖及海水稻种植提供切合点,为实现绿色、高效、可持续的渔农共作模式提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验于 2020 年 8 月至 2021 年 4 月在中国水产科学研究院南海水产研究所珠海试验基地 (113.58°E, 22.27°N) 进行。试验用水稻品种为海水稻和珠江三角洲地区广泛种植的常规水稻 (深两优 5814), 试验池塘养殖对象为凡纳滨对虾。

1.2 试验方法

1.2.1 养殖尾水净化试验

在有透明顶棚遮蔽的试验车间内放置若干长方形帆布池, 容积为 2.352 m^3 , 帆布池内固定有长 116 cm 、宽 44 cm 的水稻种植框, 种植框内装入相同质量的稻田土壤(取自试验基地塘田联作池塘稻田区)并植入水稻。设置3个水稻种植处理组和1个无水稻对照处理组(NR), 以常规水稻机栽种植密度(株行距 $25 \text{ cm} \times 30 \text{ cm}$)为标准, 3个水稻种植处理组分别为: 海水稻单倍密度种植组(R1)、海水稻1.5倍密度种植组(R2)、常规水稻单倍密度种植组(R3), 每组设3个重复。试验开始时, 在每个帆布池内注入1200 L养殖尾水(取自试验基地凡纳滨对虾养殖池塘底排污出水口), DIN质量浓度为 $(4.51 \pm 0.134) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, TP质量浓度为 $(0.124 \pm 0.004) \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 盐度为 $(2.86 \pm 0.35) \text{ ‰}$ 。每隔1 h用功率为40 W的水泵将帆布池底部水体抽入水稻种植框, 使水流从一端流入, 另一端流出, 形成水平潜流, 每次抽水时间持续3 min, 模拟虾-稻塘田联作池塘实际操作中的水循环模式。每周用清水补充帆布池内蒸发水量, 使水位保持在初始水位线。试验于2020年8月3日开始, 9月14日结束, 实验周期42 d, 期间每隔7 d测定帆布池内水质变化情况。

1.2.2 塘田联作池塘冬棚养殖试验

2020年底, 试验基地海水稻-对虾塘田联作稻田的海水稻地上部分收割后, 池塘区进行冬棚养殖。选取3口面积相近的塘田联作池塘为试验塘, 另取3口面积相近的凡纳滨对虾单养池塘为对照塘, 其中试验塘堤埂与稻田共用, 塘、田面积相同, 但水深相差1.2 m。试验塘和对照塘养殖区平均面积分别为0.27和0.4 hm^2 。试验塘与对照塘分别于2020年12月9日和12月14日放养来源和规格相同的凡纳滨对虾虾苗, 放养密度为90万尾 $\cdot \text{hm}^{-2}$; 池塘管理按照凡纳滨对虾冬棚养殖常规方式进行。2021年1月15日以后, 试验塘每天在喂食3 h后用小型水泵($30 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$)从养殖区底部抽水至稻田区, 水流从稻田一角进, 经过整个稻田区, 再从另一角回流到养殖区, 形成小水体循环, 每次抽水时间持续1 h; 至2021年4月3日结束。试验期间, 池塘水温为 $22.3 \sim 29.2 \text{ }^\circ\text{C}$, 溶解氧(DO)质量浓度为 $5.04 \sim 8.46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, pH为 $8.46 \sim 8.93$, 盐度为 $1.41 \text{ ‰} \sim$

4.31 ‰ 。放苗后每隔7 d测定池塘水质, 水样采集于早上7:00—9:00, 用2.5 L有机玻璃采水器在池塘四角及中央水面以下30 cm处取样, 采集完毕后充分混匀立即送往实验室经 $0.45 \text{ } \mu\text{m}$ 微孔滤膜过滤, 于 $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 保存, 24 h内完成相关指标的测定。

1.3 指标测定

实验测定的指标包括水质及土壤指标, 水质指标包括氨氮($\text{NH}_4^+\text{-N}$)、硝酸盐氮($\text{NO}_3^-\text{-N}$)、亚硝酸盐氮($\text{NO}_2^-\text{-N}$)、TP、化学需氧量(COD)、总悬浮颗粒物(TPM)、颗粒有机物(POM)及颗粒无机物(PIM)等。其中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和TP质量浓度分别参考GB/T 12763.4—2007《海洋调查规范》中的次溴酸钠氧化法、锌镉还原法、重氮-偶氮法和过硫酸钾氧化法测定; COD采用碱性高锰酸钾(GB 17378.4—2007)测定; TPM、POM和PIM按GB/T 12763.9—2007《海洋调查规范》的方法测定; 常规水质指标如水温、DO等采用YSI-556MPS型多参数水质测量仪监测; 土壤总氮(TN)采用C/H/N/S/O元素分析仪(Vario EL III, 德国)测定; 土壤TP的测定采用碱熔-钼锑抗分光光度法(HJ 632—2011)。

1.4 数据处理及分析

采用SPSS 22.0和Excel 2016软件对数据进行统计分析, 数值用“平均值 $\pm$ 标准差($\bar{X} \pm \text{SD}$)”表示, 采用单因子方差分析(One-way ANOVA)、T检验和Duncan's多重比较进行显著性分析, 差异显著度为0.05。采用Sigmaplot 12.5软件绘图。

2 结果

2.1 稻田净化单元对养殖尾水的处理效果

2.1.1 净化效率

试验期间, 3个水稻种植组(R1、R2和R3)之间 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、DIN、TP、COD平均质量浓度无显著性差异($P > 0.05$, 表1), 除 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和COD外, 水稻种植组各水质指标平均质量浓度均显著低于无水稻对照组(NR) ($P < 0.05$); 就营养盐去除率而言, 单倍密度海水稻(R1)对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和DIN的去除率显著高于常规水稻(R3) ($P < 0.05$), 而R1处理与1.5倍海水稻处理(R2)之间则无显著性差异($P > 0.05$); $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TP和COD去除率在3个水稻种植处理组间无显著性差异($P > 0.05$); R1处理 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、TP去除率最高, 分别为81.6%、68.2%、63.7%、

表1 夏季尾水净化试验水质指标
Table 1 Water quality index in summer trial of tail water

水质指标 Water quality index	处理 Treatment	平均质量浓度 Average mass concentration/(mg·L ⁻¹)	去除率 Nutrient removal rate
氨氮 NH ₄ ⁺ -N	R1	0.282±0.033 ^a	0.816±0.019 ^b
	R2	0.312±0.031 ^a	0.747±0.081 ^{ab}
	R3	0.275±0.037 ^a	0.693±0.070 ^a
	NR	0.423±0.022 ^b	0.520±0.137 ^a
硝酸盐氮 NO ₃ ⁻ -N	R1	1.164±0.032 ^a	0.682±0.040 ^b
	R2	1.159±0.039 ^a	0.560±0.011 ^{ab}
	R3	1.231±0.026 ^a	0.482±0.070 ^{ab}
	NR	1.433±0.104 ^b	0.456±0.030 ^a
亚硝酸盐氮 NO ₂ ⁻ -N	R1	1.292±0.038 ^a	0.637±0.026 ^b
	R2	1.316±0.044 ^a	0.590±0.022 ^b
	R3	1.295±0.023 ^a	0.546±0.031 ^b
	NR	1.335±0.010 ^a	0.435±0.039 ^a
可溶性无机氮 DIN	R1	2.737±0.086 ^a	0.681±0.007 ^c
	R2	2.787±0.113 ^a	0.598±0.0040 ^{bc}
	R3	2.800±0.018 ^a	0.541±0.036 ^{ab}
	NR	3.191±0.104 ^b	0.458±0.038 ^a
总磷 TP	R1	0.068±0.001 ^a	0.910±0.009 ^b
	R2	0.073±0.002 ^{ab}	0.832±0.039 ^{ab}
	R3	0.077±0.003 ^b	0.756±0.123 ^{ab}
	NR	0.086±0.002 ^c	0.632±0.050 ^a
化学需氧量 COD	R1	4.921±0.065 ^a	0.297±0.032 ^b
	R2	4.947±0.224 ^a	0.317±0.032 ^b
	R3	4.966±0.201 ^a	0.313±0.035 ^b
	NR	5.346±0.110 ^a	0.184±0.023 ^a

注：R1. 海水稻单倍密度种植组；R2. 海水稻 1.5 倍密度种植组；R3. 常规水稻单倍密度种植组；NR. 无水稻对照处理组。相同指标同列不同字母的两项间差异显著 ($P<0.05$)；后表同此。

Note: R1. Single density planting group of seawater rice; R2. 1.5 times density planting group of seawater rice; R3. Conventional rice single density planting group; NR. Non rice control treatment group. There are significant differences between two items with different letters for the same index within the same column ($P<0.05$). The same case in the following table.

91.0%；R2 处理 COD 去除率最高，为 31.7%。总体而言，各处理净化效率表现为 R1>R2>R3>NR。

2.1.2 水质动态变化

在 4 组稻田净化单元处理下，养殖尾水中各水质指标质量浓度均随时间呈现下降趋势(图 1)，总体而言，水稻种植组(R1、R2 和 R3)在试验期间池水 NH₄⁺-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N、TP、COD 质量浓度始终低于无水稻对照组(NR)，其中以 NH₄⁺-N 质量浓度较对照组差异最显著；水稻组和对照组 TP 质量浓度前期差异较小，后期差异较大，COD 质量浓度在前两周迅速下降至低值，第 3、第 4 周

小幅回升后逐渐下落。水稻种植组平均 DIN 和 TP 质量浓度分别在试验开始后的第 4 和第 5 周下降到初始值的 50% 以下。

2.1.3 土壤基质中 TN 和 TP 质量浓度变化

试验前后，各处理土壤基质中 TN 和 TP 质量浓度均不存在显著性差异($P>0.05$ ，图 2)，其中海水稻种植组(R1 和 R2)和对照组(NR)TN 质量浓度较试验前有所升高；R2 组、常规水稻组(R3)和 NR 组 TP 质量浓度较试验前有所升高。试验结束后，NR 组 TN 和 TP 质量浓度分别较试验前增加了 12.9% 和 21.2%。

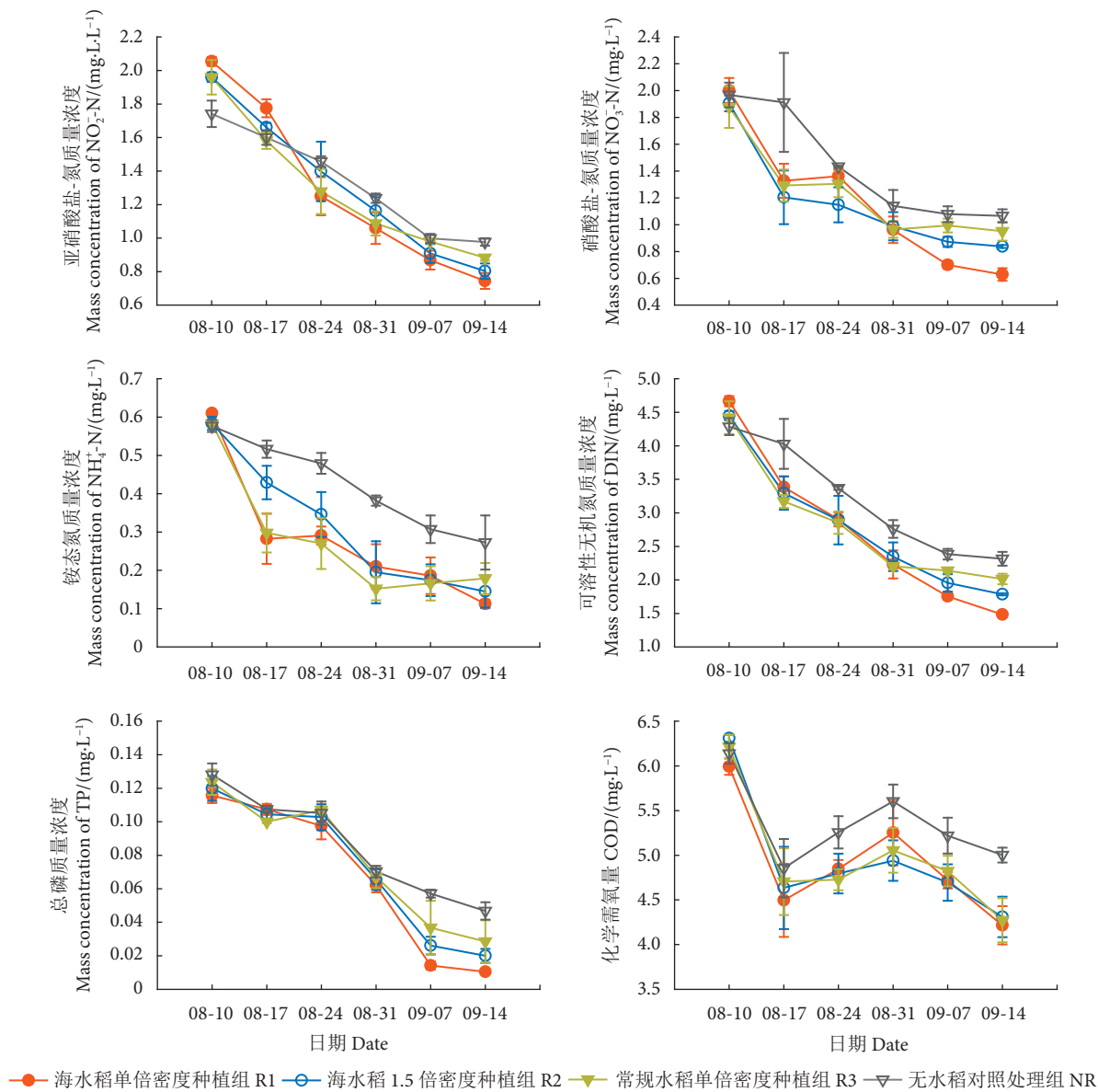


图1 夏季尾水净化试验水质指标动态变化

Fig. 1 Dynamic change of water quality index in summer trial of tail water

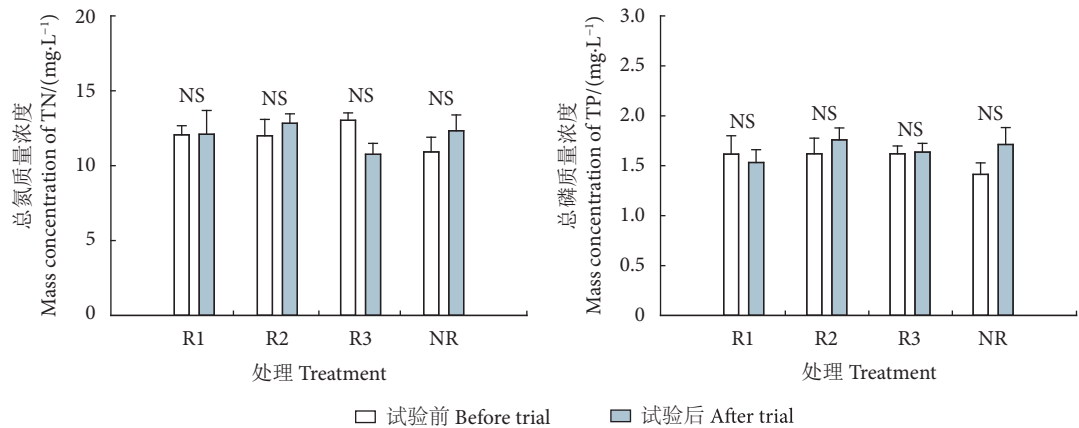


图2 土壤基质中总氮和总磷质量浓度变化

注: NS 表示组内无显著性差异 ($P>0.05$); 图 5 同此。

Fig. 2 Changes of mass concentrations of TN and TP in soil

Note: NS indicates that the difference within group is not significant ($P>0.05$). The same case in Fig. 5.

2.2 塘田联作池塘冬季养殖水环境变化

2.2.1 塘田联作对养殖水体的净化作用

在冬棚养殖试验整个采样周期中, 试验塘的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、DIN 和 TPM 平均质量浓度显著低于对照塘 ($P<0.05$), 且分别较对照塘减少了 51.5%、40%、36.7% 和 11.2% (表 2); 试验塘的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TP、COD、POM、PIM 平均质量浓度与对照塘无显著性差异 ($P>0.05$)。对照塘的 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、DIN 和 PIM 质量浓度显著高于试验塘 ($P<0.05$)。

2.2.2 养殖池塘水质动态变化

冬季试验期间, 各池塘水体营养盐指标呈现逐渐上升的趋势 (图 3)。总体而言, 养殖前 3 个月, 试验塘与对照塘各营养盐指标相对稳定, 有小幅波动, 但变化范围不大, 且试验塘各营养盐指标变化范围均小于对照塘; 2 月 27 日后, 塘田联作池塘与对照池塘营养盐指标均呈现较明显的上升趋势, 除 TP 外, 试验塘各营养盐指标上升幅度均小于对照塘; 试验塘 DIN 质量浓度在养殖过程中始终低于对照塘。养殖过程中, 试验塘的 COD 和颗粒物

(TPM、POM 和 PIM) 质量浓度总体低于对照塘 (图 3、图 4)。养殖结束后, 试验塘的 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、DIN、TP、COD、TPM、POM 和 PIM 质量浓度分别为对照塘的 0.84、0.36、0.50、0.53、1.72、0.94、1.16、0.87 和 3.62 倍。

2.2.3 池塘沉积物中 TN 和 TP 质量浓度变化

试验塘、对照塘沉积物中 TN、TP 质量浓度在养殖前后均无显著性差异 ($P>0.05$, 图 5), 两组池塘底泥中 TN 质量浓度较试验前有所升高, 分别较养殖前增加了 9.0% (对照塘) 和 4.7% (试验塘); 两组池塘底泥中 TP 质量浓度较试验前有所下降, 分别较养殖前降低了 6.9% (对照塘) 和 0.6% (试验塘)。

3 讨论

3.1 海水稻湿地对养殖尾水中营养盐的净化效果

人工湿地是由植物、基质和微生物共同构成的复合生态系统, 通过基质吸附、植物吸收、微生物分解等一系列物理、化学和生物的协同作用, 能够使富含污染物的水体得到净化^[22]。已有学者利用

表2 海水稻-对虾联作池塘冬季试验水质指标

Table 2 Water quality index in winter trial of pond-paddy field combined farming

水质指标 Water quality index	池塘模式 Type of pond	平均质量浓度 Average mass concentration/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	极差 $V_{\max}-V_{\min}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
氨氮 $\text{NH}_4^+\text{-N}$	对照塘	0.511 ± 0.037^b	0.923 ± 0.126^a
	试验塘	0.248 ± 0.044^a	0.594 ± 0.113^a
硝酸盐氮 $\text{NO}_3^-\text{-N}$	对照塘	0.309 ± 0.039^a	0.717 ± 0.112^a
	试验塘	0.284 ± 0.019^a	0.586 ± 0.120^a
亚硝酸盐氮 $\text{NO}_2^-\text{-N}$	对照塘	0.375 ± 0.038^b	0.930 ± 0.161^b
	试验塘	0.225 ± 0.011^a	0.488 ± 0.039^a
可溶性有机氮 DIN	对照塘	1.195 ± 0.048^a	2.262 ± 0.221^a
	试验塘	0.756 ± 0.049^b	1.451 ± 0.162^b
总磷 TP	对照塘	0.105 ± 0.003^a	0.127 ± 0.025^a
	试验塘	0.128 ± 0.002^a	0.196 ± 0.042^a
化学需氧量 COD	对照塘	5.593 ± 0.141^a	1.817 ± 0.051^a
	试验塘	5.141 ± 0.174^a	2.189 ± 0.453^a
总悬浮颗粒物 TPM	对照塘	39.223 ± 1.086^b	48.516 ± 4.693^a
	试验塘	34.808 ± 0.455^a	30.007 ± 0.681^a
颗粒有机物 POM	对照塘	11.877 ± 0.341^a	20.522 ± 1.303^a
	试验塘	10.743 ± 0.732^a	15.96 ± 1.401^a
颗粒无机物 PIM	对照塘	26.602 ± 1.116^a	48.002 ± 3.138^b
	试验塘	23.747 ± 1.239^a	33.624 ± 1.515^a

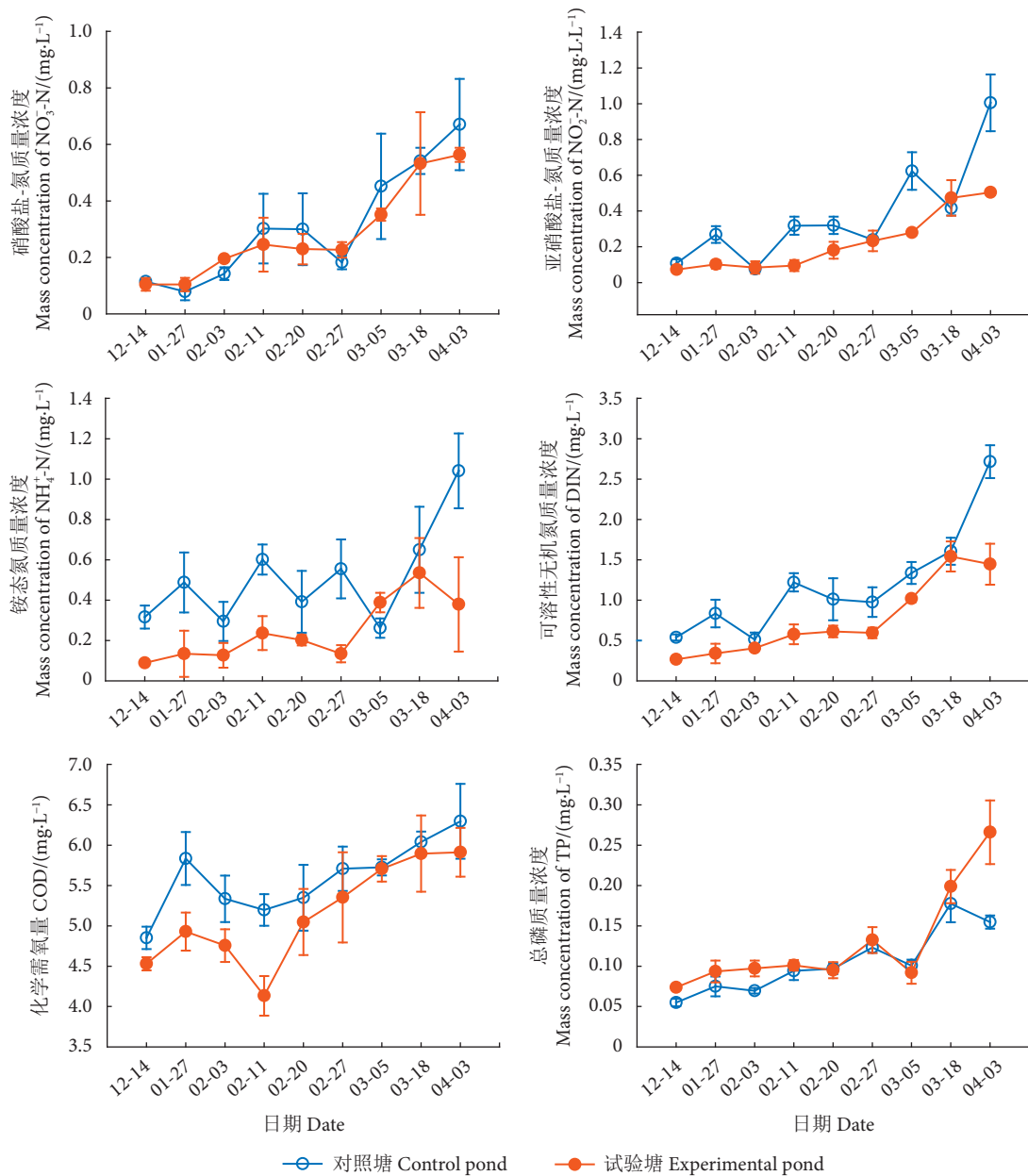


图3 冬季试验池塘水体营养盐指标变化

Fig. 3 Dynamic change of water nutritional index in winter trial

耐盐湿地植物构建人工湿地, 并对含盐废水进行处理, 涉及植物种类有香蒲 (*Typha orientalis*)、睡莲 (*Nymphaea tetragona*)、水葱 (*Scirpus tabernaemontani*)、美人蕉 (*Canna gengralis*)、黄花鸢尾 (*Iris pseudoacorus*)、大米草 (*Spartina anglica* Hubb)、盐角草 (*Salicornia europaea*)、盐地碱蓬 (*Suaeda salsa*)、碱蒿 (*Artemisia anethifolia*)、卤蕨 (*Acrostchum aurtum*)、白骨壤 (*Avicennia marina*) 等^[23-26]。其中, 就脱氮除磷效果而论, TN 去除率以白骨壤人工湿地最高, 达 77.19%~84.66%^[26]; TP 去除率以黄花鸢尾人工湿地最高, 可达 35% 以上^[24], 低于本研究结果中海水稻人工湿地的

TP 去除率。水稻作为唯一能在水中种植的大宗粮食作物, 生长能力强, 与养殖系统结合具有较大优势, 张弘杰等^[27] 研究表明, 在不更换养殖用水的情况下, 水稻能够有效控制养殖水体中的 N、P 含量, 且对 TP 的去除率高于 TN, 这与本研究结果相似。目前, 利用水生植物构建人工湿地多以沙砾或碎石作为基质, 或以无土栽培的方式搭建生态浮床^[28-29], 往往难以保证植物长期正常生长, 而普通耐盐植物大多不具备经济价值, 更难以进行二次利用。本研究利用耐盐水稻 (海水稻) 作为净化植物, 以农田土壤为基质, 模拟构建水平潜流稻田人工湿地净化单元, 结果表明, 6 周内水稻维持正常

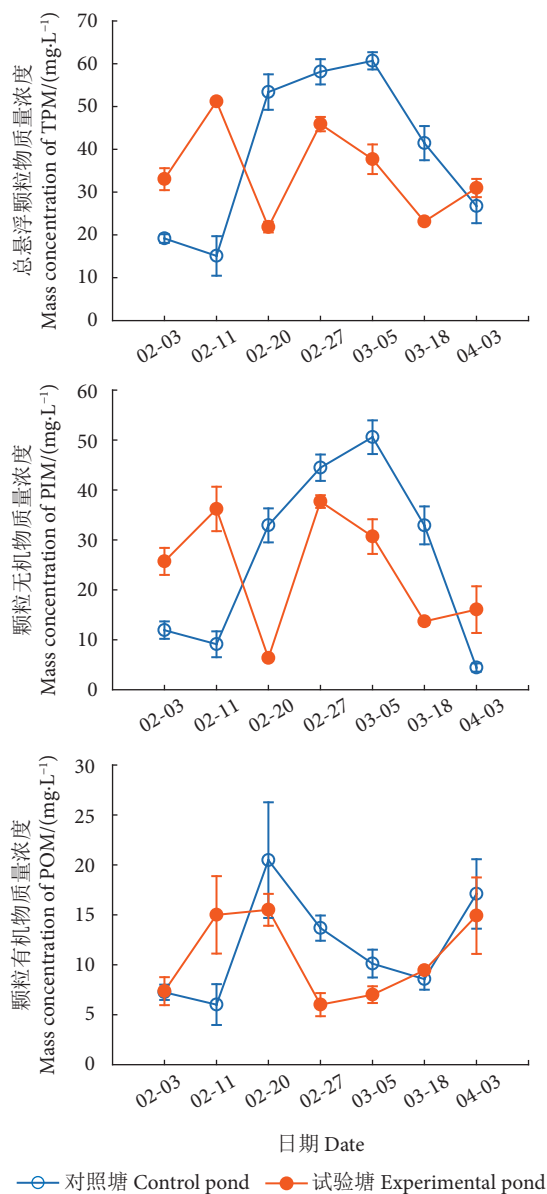


图4 冬季试验池塘水体颗粒物质量浓度变化

Fig. 4 Dynamic change of suspended particulate matter mass concentration in winter trial

生长, DIN、TP 和 COD 的平均去除率分别为 60.67%、83.27% 和 30.9%, 水稻作为禾本科植物能在养殖尾

水中发挥较好的营养吸收作用。另外稻田基质(对照组)处理中, 水体营养盐也呈现明显的下降趋势, 对 DIN、TP 和 COD 的去除率分别达到 45.8%、63.2% 和 18.4% (表 1、图 1); 由此可见, 基质对水中营养盐的吸纳作用明显, 说明基质的选择对人工湿地的构建非常关键, 通过基质沉降以及基质-微生物的综合作用实现营养盐的转化。相比于普通水稻, 海水稻的脱氮除磷效率更高, 尤其对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的去除率显著高于普通水稻, 但提高海水稻的种植密度, 对其水质净化作用并无显著影响, 这可能与本研究中处理的养殖尾水 N、P 负荷较低有关, 故而在低负荷养殖尾水中水稻人工湿地种植密度不宜过高。

水稻的生长发育离不开 N, 水稻吸收的 N 大部分以结构蛋白形式存在^[30], 不同植物种类对土壤和水体中不同形式的含氮离子的吸收存在很大差异, 杨秀霞等^[31]研究指出水稻会优先利用 $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 其次是 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, 这与本研究中稻田对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除效率高于 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的结果相符。在养殖过程中, 由于饵料残留、粪便排泄物积累等原因, 水体中会产生大量的 DIN; 其中, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会对对虾产生毒害作用, 包括影响虾体内与免疫能力相关的酶活性, 改变血细胞内细胞器的结构和功能, 进而使其免疫能力降低, 增加细菌感染风险、患病风险及死亡率等^[32-34]。本研究中, 海水稻人工湿地净化单元对养殖尾水中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的去除率分别达 83.27% 和 63.2%, 说明海水稻在对虾养殖池塘中能很好地发挥水环境调节作用, 在净化养殖水质的同时促进对虾健康生长。

3.2 冬季稻田湿地在塘田联作系统中的水环境净化作用

在中国南方亚热带地区, 对虾四季可养, 但水

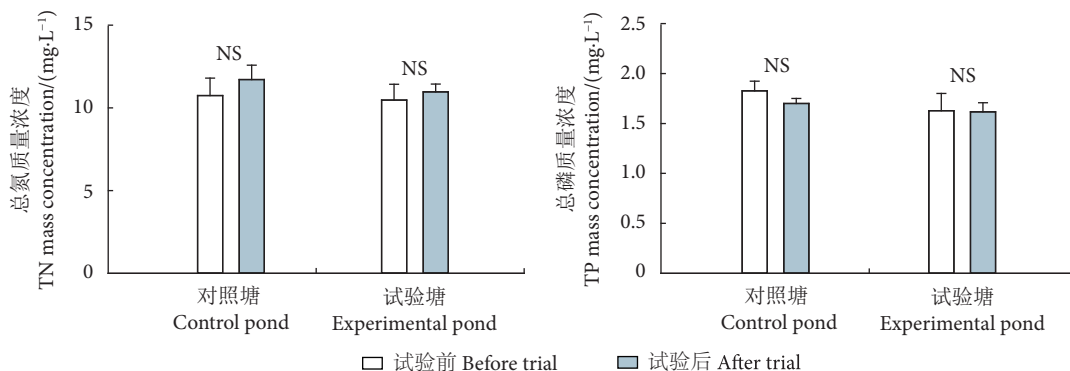


图5 池塘沉积物中总氮和总磷质量浓度变化

Fig. 5 Changes of TN and TP mass concentrations in pond sediment

稻无法全年种植,在入冬前收割后的水稻根系以及稻田基质仍具备一定的物理沉降、吸附和微生物分解作用。本研究通过对冬季海水稻-对虾联作池塘与对虾单养池塘水质变化进行对比;结果表明,联作池塘中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和 COD 质量浓度虽低于单养池塘,但均呈现随时间延长逐渐上升的趋势,以单养池塘为对照的 DIN 仅下降了 36.7%,TP 质量浓度在养殖后期甚至高于单养池塘(图 3),这一结果与前期研究中夏季(水稻生长季)海水稻-对虾联作池塘试验中无机 N、P 下降幅度分别超过 78%、35% 的结果^[35]相距甚远,说明在缺少水稻生长吸收作用的情况下,冬季稻田基质对养殖水体中营养盐的沉降和吸附净速率小于池塘内对虾残饵、排泄物中营养盐的释放和累积速率。稻田基质对养殖水体净化的另一重要方面表现为要方面表现为对水中 TPM 的吸纳作用。养殖池塘水体中 TPM 主要由 POM 和 PIM 组成,其中 POM 主要包括浮游生物、颗粒腐质及细菌等^[36]。冬季塘田联作池塘水体中 TPM 平均质量浓度显著低于单养池塘,而在养殖中后期,联作池塘 TPM、POM 和 PIM 质量浓度均低于单养池塘,说明冬季稻田湿地可对养殖水体中的悬浮颗粒物起到较好的沉降与吸纳作用。总体而言,冬棚养殖过程中,联作池塘水体中 N、P 等营养物质有一定程度的累积,但相较单养池塘具有较低的营养盐、颗粒物质量浓度和更稳定的水质变化。另外,冬季稻田对 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 的净化效果优于对 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 的净化效果(表 2),这与夏季实验研究结果相似。

3.3 半咸水虾-稻塘田联作模式推广的生态意义

目前,渔农共作模式已在淡水稻田或池塘中广泛应用^[37],如稻鲤共作、稻蟹共作、稻虾[克氏原螯虾(*Procambarus clarkii*)]共作和稻鳖共作等,这些模式的开展多从养殖效益的角度出发,以水稻原位种植的渔农共作为主要模式,对养殖水质净化方面的关注相对较少,主要以水稻种植为主,且局限于淡水养殖区域,在海水/半咸水养殖中仍存在较大空白。另外,河口地区土地资源稀缺,许多地方为追求养殖收益,存在农田改虾池的现象,不利于耕地资源的保护。海水稻-对虾塘田联作种养模式将相邻的稻田和池塘系统通过养殖尾水管路连接起来,以稻田湿地净化池塘养殖尾水,尾水中的营养盐和有机质可作为水稻的肥料,清水回流入池塘,互惠互利,节能环保零排放,其构建可填补半

咸水环境高效稻渔综合种养模式的空白。研究表明,海水稻人工湿地在对虾池塘养殖过程中,不仅在水稻生长期具有较高的水质净化能力,DIN 和 TP 去除率均达到 60% 以上;在非水稻生长季节(冬棚养殖),稻田湿地也有助于维持池塘良好的水质,有效控制 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 在养殖水体中的积累(DIN 下降率超过 35%),有利于维持对虾健康生长。因此,海水稻-对虾塘田联作是一种适宜在河口区半咸水环境推广应用的绿色种养新模式。

参考文献:

- [1] 康保超,雷莹,张亚楠,等.南美白对虾两种养殖模式下的经济效益比较分析[J].中国渔业经济,2014,32(6):64-69.
- [2] 孙万胜,付志茹,张玲,等.海水池塘养殖南美白对虾产排污状况调查[J].中国水产,2022,65(8):24-26.
- [3] 孙成波,李义军,李婷,等.凡纳滨对虾精养池养殖水体的富营养状况时空差异[J].热带生物学报,2013,4(2):105-110.
- [4] HERBECK L S, UNGER D, WU Y, et al. Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China[J]. Cont Shelf Res, 2013, 57: 92-104.
- [5] 宁立,王宾,刘威,等.生物浮床调控水质技术试验与分析[J].中国水产,2013,56(6):56-58.
- [6] 裴鹏兵,杜虹,黄晓颖,等.PET 净水栅对虾池养殖生态环境的影响研究[J].南方水产科学,2017,13(4):42-51.
- [7] 张凯,李志斐,谢骏,等.生态基对大口黑鲈池塘养殖系统水质及能量收支的影响研究[J].南方水产科学,2018,14(5):53-59.
- [8] 钟晓辉,张平,汪小平.人工湿地污水处理技术及其在我国发展的现状与前景[J].华东科技(综合),2021,39(8):267-288.
- [9] 李松,梁新强,王飞儿,等.稻田湿地处理农村生活污水除磷试验研究[J].环境科学与技术,2010,33(12):75-79.
- [10] 冯金飞,李凤博,吴殿星,等.稻作系统对淡水养殖池塘富营养化的修复效应及应用前景[J].生态学报,2014,34(16):4480-4487.
- [11] 薛利红,杨林章.太湖流域稻田湿地对低污染水中氮磷的净化效果[J].环境科学研究,2015,28(1):117-124.
- [12] 竺平,张开惠,宋德玉,等.荆州市稻虾共作生产现状、存在问题与建议[J].基层农技推广,2019,7(3):101-103.
- [13] 李凤博,冯金飞,周锡跃,等.鱼塘种稻对养殖水体营养物质的去除作用研究[J].中国水稻科学,2015,29(2):174-180.
- [14] 王建飞,陈宏友,杨庆利,等.盐胁迫浓度和胁迫时的温度对水稻耐盐性的影响[J].中国水稻科学,2004,18(5):449-454.
- [15] 朱孔志,卢俊,陈锦珠,等.适合江苏盐渍化中低产田种植的水稻品种(系)筛选[J].江苏农业科学,2019,47(24):40-43.
- [16] 陈俏媛,李斯琪,梁慧琳,等.海水稻的栽培与价值[J].农技服务,2016,33(6):19.
- [17] 李佳伟,郭桂纯.把海洋变粮仓的“海水稻”[J].环境,2015,38(1):67-68.

- [18] 陈雨生, 王平, 王克响, 等. 我国海水稻产业发展的战略选择 [J]. 中国海洋大学学报, 2018, 31(1): 50-54.
- [19] KARABA A, DIXIT S, GRECO R, et al. Improvement of water use efficiency in rice by expression of HARDY, an *Arabidopsis* drought and salt tolerance gene[J]. P Natl Acad Sci USA, 2007, 104(39): 15270-15275.
- [20] ISLAM M R, SARKER M R A, SHARMA N, et al. Assessment of adaptability of recently released salt tolerant rice varieties in coastal regions of South Bangladesh[J]. Field Crop Res, 2016, 190: 34-43.
- [21] SINGH A K, ANSARI M W, PAREEK A, et al. Raising salinity tolerant rice: recent progress and future perspectives[J]. Physiol Mol Biol Pla, 2008, 14(1/2): 137-154.
- [22] 曾毅夫, 邱敬贤, 刘君, 等. 人工湿地水处理技术研究进展 [J]. 湿地科学与管理, 2018, 14(3): 62-65.
- [23] SANSANAYUTH P, PHADUNGCHER A, NGAMMONTA S, et al. Shrimp pond effluent: pollution problems and treatment by constructed wetland[J]. Water Sci Technol. 1996, 34(11): 93-98.
- [24] 郭焕晓, 马牧源, 孙红文. 中国北部沿海高盐度地区人工湿地植物研究 [J]. 铁道工程学报, 2006, 23(9): 6-9.
- [25] 尚克春, 刘宪斌, 陈晓英. 高盐废水人工湿地处理中耐盐植物的筛选 [J]. 农业资源与环境学报, 2014, 31(1): 74-78.
- [26] 张超超, 李长玲, 曾奇韬, 等. 白骨壤人工湿地对模拟对虾养殖废水处理效果及细菌群落组成的影响 [J]. 广东海洋大学学报, 2019, 39(3): 70-78.
- [27] 张弘杰, 过梓桐, 赵大勇, 等. 基于稻田湿地的循环水养殖系统水质变化 [J]. 环境科学与技术, 2020, 43(S1): 159-164.
- [28] 袁星, 林彦彦, 黄建荣, 等. 海马齿生态浮床对海水养殖池塘的修复效果 [J]. 安徽农业科学, 2016, 44(14): 69-75.
- [29] 陈家长, 孟顺龙, 胡庚东, 等. 空心菜浮床栽培对集约化养殖鱼塘水质的影响 [J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(2): 155-159.
- [30] 赵琦. 水稻氮肥利用效率的研究进展 [J]. 中国稻米, 2016, 22(6): 15-19.
- [31] 杨秀霞, 燕辉, 商庆银, 等. 氮素形态及水分胁迫对水稻根系水分吸收的影响机制 [J]. 湖北农业科学, 2018, 57(21): 51-59.
- [32] 寇红岩, 洗健安, 郭慧, 等. 亚硝酸盐对虾类毒性影响的研究进展 [J]. 海洋科学, 2014, 38(2): 107-115.
- [33] 傅纯洁, 尼倩, 葛漂, 等. 氨氮对对虾毒性的风险评估 [J]. 水产养殖, 2019, 40(2): 40-43.
- [34] 沈桂宇. 主要污染因子对对蟹健康影响的研究进展 [J]. 饲料工业, 2013, 34(22): 47-51.
- [35] LI T, ZHANG B, ZHU C B, et al. Effects of an *ex situ* shrimp-rice aquaponic system on the water quality of aquaculture ponds in the Pearl River estuary, China[J]. Aquaculture, 2021, 545: 737179.
- [36] 陈璧波, 黄璇卿, 曾运萍. 虾类养殖水体水质及底泥条件对养殖生态系统的影响 [J]. 黑龙江生态工程职业学院学报, 2018, 31(5): 15-18.
- [37] 包特力根白乙. 中国鱼-稻模式生态渔业: 发展历程·生产效益·服务功能 [J]. 生态经济, 2012, 28(2): 120-126.