



## 单环刺螠生物扰动对沉积物-水界面氮磷扩散通量的影响

贾彦<sup>1,2</sup>, 杜美荣<sup>2</sup>, 李文豪<sup>1,2</sup>, 姜妮妮<sup>2</sup>, 蔺凡<sup>2</sup>,  
姚亮<sup>1</sup>, 吴玉萍<sup>2</sup>, 蒋增杰<sup>2,3\*</sup>

(1. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306;

2. 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 海水养殖生物育种与可持续产出全国重点实验室, 山东 青岛 266071;

3. 崂山实验室, 海洋渔业科学与食物产出过程功能实验室, 山东 青岛 266071)

**摘要:** 为了解单环刺螠生物扰动作用对沉积物-水界面氮磷扩散通量的影响及其持续性, 于2020年11—12月, 采用室内实验生态学的方法, 设置低密度(LD, 500尾/m<sup>2</sup>)、中密度(MD, 2500尾/m<sup>2</sup>)、高密度(HD, 8300尾/m<sup>2</sup>)处理组和1个对照组(CO, 0尾/m<sup>2</sup>), 进行了2d为一个实验时段, 为期20d的模拟实验。结果显示, 处理组溶解无机氮(DIN)扩散通量变化范围为10.6~765.3 μmol/(m<sup>2</sup>·d), 与对照组相比, 低、中、高处理组的DIN通量分别提高了57%、76%、88%。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>是DIN的主要贡献者, 对DIN的贡献在低、中、高处理组中分别占55%、65%和80%。与对照组相比, 低、中、高密度组的平均NH<sub>4</sub><sup>+</sup>通量分别提高了39%、111%和257%, 与低、中密度处理组平均NH<sub>4</sub><sup>+</sup>通量相比, 高密度处理组分别提高了43.7%和23.6%。在第2~10天, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>通量处于持续增加的趋势。处理组PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>通量变化范围为-7.85~6.42 μmol/(m<sup>2</sup>·d), 第2~6天, 处理组PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>通量持续增加。研究表明, 单环刺螠的生物扰动能够持续地促进DIN由沉积物向水体中扩散, 且存在明显的密度效应。研究结果将为深入认识单环刺螠在水层-底栖系统耦合过程中的生态作用提供基础数据。

**关键词:** 单环刺螠; 沉积物-水界面; 生物扰动; 溶解无机氮; 扩散通量

**中图分类号:** Q 178.1; S 931.3

**文献标志码:** A

水生生态系统利用能量和物质流动的传递将水层和底栖系统连接起来的过程称为水层-底栖界面耦合<sup>[1]</sup>。该过程在河口、近岸和浅海水域中有重要作用, 而生物扰动在这个过程中影响了沉积物的物理和化学性质<sup>[2]</sup>。国际上, 在20世纪五六十年代就开展了生物扰动的研究<sup>[3]</sup>。在国内, 在中美浅海生态系统动力学联合研究计划的支持下, 建立了生物扰动实验系统(AFS), 开展了沉积物-水界面通量的实验研究, 并利用荧光砂示踪法研究了紫彩血蛤(*Nutalia olivacea*)、菲律宾蛤仔

(*Ruditapes philippinarum*)和心形海胆(*Echinocardium cordatum*)对沉积物的垂直搬运效果<sup>[4-6]</sup>。有研究表明, 底栖动物的生物扰动可以促进不同形态的无机氮在潮滩沉积物-水界面间的迁移转化, 尤其对沉积物氮释放有明显的促进作用<sup>[7-8]</sup>。同时大型底栖动物的摄食或钻沙活动可以影响沉积物的化学特征<sup>[9]</sup>, 如具疣拟海参(*Parastichopus parvimensis*)和加州拟海参(*P. californicus*)对沉积物中有机质的含量及其垂直分布影响显著<sup>[10-11]</sup>, 招潮蟹(*Uca tangeri*)以及多毛类动物中的多齿围沙蚕

收稿日期: 2021-11-30 修回日期: 2022-03-09

资助项目: 崂山实验室科技创新项目资助(LSKJ202204004); 山东省“泰山学者青年专家计划”(tsqn201909166); 中国水产科学研究院基本科研业务费专项(2020TD50); 国家现代农业产业技术体系专项(CARS-49)

第一作者: 贾彦(照片), 从事养殖生态研究, E-mail: jiayanen@163.com

通信作者: 蒋增杰, 从事海水健康养殖模式与技术研究, E-mail: jiangzj@ysfri.ac.cn



(*Perinereis nuntia*) 等生物扰动影响了沉积物间隙水溶解氧以及营养盐浓度变化<sup>[12-13]</sup>, 方格星虫 (*Sipunculus nudus*) 能够缓解表层沉积物的有机质积累, 促进沉积物-水界面的营养盐通量交换<sup>[14]</sup>。

海水养殖是海洋渔业的重要组成部分, 近年来发展迅速<sup>[15]</sup>。规模化的海水养殖活动常伴随着大量的生物沉积, 在加拿大 Upper South Cove 贻贝养殖区的生物沉积量是邻近非养殖区的 2 倍以上<sup>[16]</sup>, 且随着生物沉积物的聚集, 海底沉积物和海水的物理化学特征会发生一系列的改变, 进而对生态系统产生负面影响<sup>[17]</sup>。基于养殖海区的底质条件, 通过发挥适养生物的生物扰动作用, 促进生物沉积的矿化过程, 是解决沉积环境有机质积累问题的有效途径<sup>[18]</sup>。单环刺螠 (*Urechis unicinctus*) 属于螠虫动物门 (Echiurioidea) 螠纲 (Echiurida) 无管螠目 (Xenopneusta) 刺螠科 (Urchidae) 刺螠属<sup>[19-20]</sup>, 对环境适应性较强, 是中国北方沿海潮间带下和潮下带浅水区常见的底栖生物, 主要穴居在浅海海底泥沙中, 洞穴为“U”字形, 通过滤食水体中的悬浮性颗粒物来获得营养, 对硫化物具有较强的耐受性和解毒能力<sup>[21]</sup>, 且具有很高的经济价值和营养价值<sup>[19]</sup>, 是对浅海规模化养殖区沉积物进行生物修复极具潜力的种类。目前关于单环刺螠的研究主要集中在繁殖生物学<sup>[22]</sup>、耐硫机制<sup>[23-24]</sup>、生态健康养殖<sup>[25]</sup>、活性物质提取<sup>[26]</sup>等方面, 但有关单环刺螠生物扰动对生源要素生物地球化学过程的影响尚未见报道。

本研究以单环刺螠作为对象, 期望探讨生物扰动作用对沉积物-水界面氮磷营养盐扩散通量的影响, 并通过分析这种扰动作用对沉积物作为“营养物质蓄积库”释放营养盐过程影响的持续性, 研究结果将为深入认识单环刺螠在水层-底栖系统耦合过程中的生态作用提供基础数据, 并为后续将单环刺螠作为底栖生物功能群种类纳入多营养层次综合养殖系统提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验设计

实验所用的沉积物从烟台近岸海域获得, 单环刺螠 (10~15 mg/尾) 购自青岛市崂山区单环刺螠育苗场。培养用沉积物取自烟台近岸海域, 粒度分析沉积物类型为黏土质粉砂。实验在白色塑料箱 (长×宽×高=0.50 m×0.38 m×0.32 m) 中进行, 设置低

密度 (LD, 500 尾/m<sup>2</sup>)、中密度 (MD, 2 500 尾/m<sup>2</sup>)、高密度 (HD, 8 300 尾/m<sup>2</sup>) 处理组和 1 个对照组 (CO, 0 尾/m<sup>2</sup>), 每组 5 个重复。培养用沉积物经 100 目筛网过筛并混匀后转移至白色塑料箱, 厚度 10 cm, 重约 10 kg。随后通过虹吸方式沿箱壁缓慢加入 50 L 砂滤海水, 微充氧。待沉积物完全沉淀 5 d 后开始实验, 挑选活性强、规格均匀的单环刺螠放入不同分组对应的箱子中, 将白色塑料箱置于水泥池 (长×宽×高=6 m×3 m×1 m) 中, 水泥池中注入水, 水位控制在以不没过塑料箱为标准, 保证所有处理水温一致。培养持续时间 20 d。水体温度、盐度、pH 值以及溶解氧采用便携式多参数测定仪 (Eureka water probes, 美国) 现场测定, 实验期间水温为 (10.52±0.57) °C, 盐度 33.48±0.18, 溶解氧 (9.00±0.22) mg/L, pH 值 8.01±0.06。

单环刺螠的排氨率采用循环水槽培养系统下的静水呼吸室法进行测定 (图 1)。呼吸瓶采用 435 mL 透明具盖圆柱体玻璃容器, 所有容器底部均平铺 180 g 经 100 目筛网过筛后的沉积物 (厚度约 1.3 cm), 放入循环水槽使沉积物沉淀, 待沉积物完全沉淀 3 d 后, 实验组中放入 10 尾单环刺螠 (10~15 mg/尾), 对照组不放单环刺螠, 暂养 3 d 后开始实验, 每组设 4 个重复。每个呼吸室加满水 (350 mL), 将水槽中的海水利用功率为 2.5 W 的水泵通过分水装置分流到各个呼吸室中, 在流水的条件下适应 30 min, 关闭水泵, 静置 4 h, 实验期间使用溶氧仪 (PreSens Precision Sensing, 德国) 测得各呼吸室内溶解氧饱和度均维持在 80% 以上。实验结束后, 抽取 200 mL 水样进行氨氮含量的测定。实验期间水温为 (10.2±0.5) °C, 沉积物表面出现数个单环刺螠挖掘的光滑烟囱状小洞穴, 表明单环刺螠生活状况良好。实验过程中操作人员严格遵守中国水产科学研究院黄海水产研究所的伦理规范, 并按照其制定的规章制度执行。

### 1.2 样品的采集和测定

实验所用海水取自养殖场附近海域, 经砂滤后使用, 海水的初始 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> 平均浓度分别为 2.06、5.39、0.61 和 0.87 μmol/L。每 2 天取样 1 次, 为模拟自然海区水体流动的特征, 每次取样后, 采用虹吸法换出全部水体, 并缓慢注入同等水量。上覆水水样取自距沉积物表面 1~2 cm 处, 采用虹吸法缓慢吸取塑料箱内各处水样, 每次采集上覆水 150 mL, 经孔径为 0.45 μm 的醋酸纤维滤膜过滤后, 立即加入氯仿, -20 °C

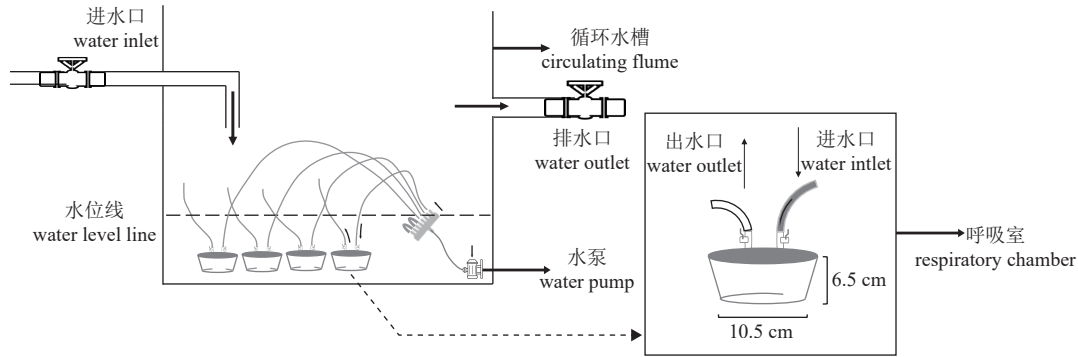


图 1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of experimental device

冷冻保存。另外, 均匀布设 10 个沉积物采样点, 使用取样勺依次挖取表层 (0~1 cm) 沉积物 20 g, 混合后离心得到间隙水水样。水样的测定由德国 Seal QUAATRO 营养盐自动分析仪完成, 各项营养盐的具体测定方法:  $\text{PO}_4^{3-}$  测定为钼蓝分光光度法;  $\text{NH}_4^+$  测定为苯酚-次氯酸盐比色法;  $\text{NO}_3^-$  测定为镉柱还原法;  $\text{NO}_2^-$  测定为重氮-偶氮法<sup>[27]</sup>。

### 1.3 扩散通量和排氮率的计算

沉积物-水界面营养盐扩散通量通过 Fick 第一定律<sup>[28]</sup> 公式计算:

$$F = -\Phi D_S \frac{\partial C}{\partial X} \quad (1)$$

$$D_S = D_0 \cdot \Phi^{m-1} \quad (2)$$

$$\Phi = \frac{(W_w - W_d) \times 100\%}{(W_w - W_d) + W_d/2.5} \quad (3)$$

$$\Phi \leq 0.7, m = 2; \Phi \geq 0.7, m = 2.5$$

式中,  $F$  为沉积物-水界面扩散通量 [ $\text{mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ ],  $\Phi$  为表层沉积物的孔隙度,  $D_S$  为沉积物中分子的扩散系数,  $D_0$  为无限稀释溶液中溶质的分子扩散系数,  $\frac{\partial C}{\partial X}$  为沉积物-水界面的浓度梯度,  $W_w$  为沉积物的鲜重 (g),  $W_d$  为沉积物的干重 (g), 2.5 为表层沉积物的平均密度与水密度的比值。沉积物-水界面营养盐扩散通量计算中, 正值表示营养盐由沉积物向上覆水方向扩散, 负值表示营养盐由上覆水向沉积物方向扩散。排氮率计算公式:

$$\text{NR} = [(N_t - N_0) \times V] / (n \times t)$$

式中, 对照组和实验组中氨氮的浓度 ( $N$ ) 分别用下标 0 和  $t$  表示,  $V$  为呼吸室的体积 (L),  $n$  为单环刺螭的数量 (尾),  $t$  为实验持续时间 (h)。

### 1.4 数据分析

采用 SPSS 19.0 软件进行数据统计和分析。

不同处理组间的数据差异采用单因素方差进行分析, 不同字母代表具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。

## 2 结果

### 2.1 沉积物间隙水和上覆水中营养盐的溶解态氮、磷营养盐浓度变化

第 2~20 天不同处理组的  $\text{NH}_4^+$  浓度从低密度到高密度处理组分别为 0.74~84.01、1.16~112.30、1.85~92.69  $\mu\text{mol/L}$ 。第 4~10 天, 各高密度和中密度处理组  $\text{NH}_4^+$  浓度持续增加, 从第 10 天开始, 各组  $\text{NH}_4^+$  浓度开始下降。第 6~12 天, 各高密度和中密度处理组与对照组  $\text{NH}_4^+$  含量具有显著差异 ( $P < 0.05$ ), 低密度组与对照组间没有显著差异 ( $P > 0.05$ ) (图 2)。不同处理组  $\text{NO}_3^-$  沉积物间隙水的营养盐浓度分别为 0.12~7.99、0.08~8.44 和 0.28~31.34  $\mu\text{mol/L}$ , 第 12、16 和 18 天  $\text{NO}_3^-$  浓度出现显著升高; 第 12~20 天, 高密度处理组与对照组的  $\text{NO}_3^-$  含量差异显著 ( $P < 0.05$ )。  $\text{NO}_2^-$  的浓度从低密度到高密度处理组分别为 0.06~13.11、0.06~16.88 和 0.06~23.49  $\mu\text{mol/L}$ , 与  $\text{NO}_3^-$  浓度变化相似, 在第 12、16 和 18 天  $\text{NO}_2^-$  浓度出现升高。第 12 和 16 天, 高密度处理组与对照组  $\text{NO}_3^-$  含量存在显著差异 ( $P < 0.05$ )。  $\text{PO}_4^{3-}$  含量范围分别为 0.05~3.62、0.22~3.35 和 0.18~3.21  $\mu\text{mol/L}$ , 处理组与对照组  $\text{PO}_4^{3-}$  含量不存在显著差异 ( $P > 0.05$ )。

第 2~20 天不同处理组的  $\text{NH}_4^+$  范围, 从低密度到高密度处理组分别为 0.35~11.12、0.34~17.37 和 0.19~12.48  $\mu\text{mol/L}$  (图 3)。第 6 天开始, 中密度和高密度处理组营养盐浓度开始增加, 到实验结束时保持稳定。第 4~10 天, 高密度处理组与对照组  $\text{NH}_4^+$  含量具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。不同处理组  $\text{NO}_3^-$  沉积物上覆水的营养盐浓度分别为 3.43~



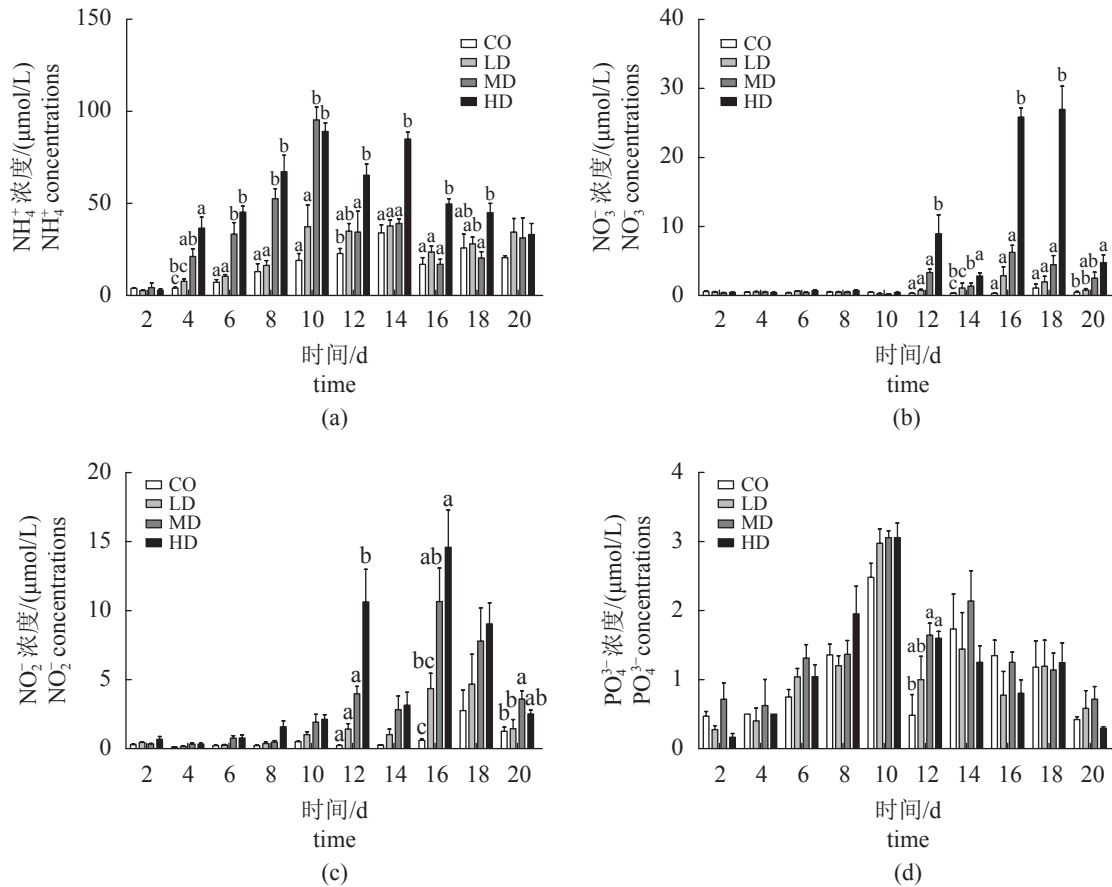


图 2 间隙水的营养盐含量

(a)  $\text{NH}_4^+$ 浓度, (b)  $\text{NO}_3^-$ 浓度, (c)  $\text{NO}_2^-$ 浓度, (d)  $\text{PO}_4^{3-}$ 浓度, 不同小写字母表示不同处理组间差异显著 ( $P < 0.05$ ), CO、LD、MD、HD 分别为对照组、低密度组、中密度组、高密度组, 下同。

Fig. 2 Nitrogen and phosphorus concentrations in pore water

(a)  $\text{NH}_4^+$  concentration, (b)  $\text{NO}_3^-$  concentration, (c)  $\text{NO}_2^-$  concentration, (d)  $\text{PO}_4^{3-}$  concentration. Different labels indicate significant differences ( $P < 0.05$ ); CO, LD, MD and HD represent control group, low density treatment, medium density treatment and high-density treatment, respectively, the same below.

24.02、2.42~26.29 和 4.20~31.80  $\mu\text{mol/L}$ 。第 12 天开始, 高密度处理组  $\text{NO}_3^-$ 持续增加; 第 12~20 天, 高密度处理组与对照组  $\text{NO}_3^-$ 含量均具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。  $\text{NO}_2^-$ 的浓度从低密度到高密度处理组分别为 0.13~2.57、0.27~4.77 和 0.44~7.62  $\mu\text{mol/L}$ 。第 8 天开始, 高密度处理组  $\text{NO}_2^-$ 开始出现增加; 第 12、16 和 18 天, 高密度处理组与对照组  $\text{NO}_3^-$ 含量具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。  $\text{PO}_4^{3-}$ 浓度分别为 0.05~2.56、0.19~3.27 和 0.95~3.98  $\mu\text{mol/L}$ , 高密度处理组从开始到结束呈现持续下降趋势; 除第 18 天外, 其余时间高密度处理组与对照组  $\text{PO}_4^{3-}$ 含量具有显著差异 ( $P < 0.05$ )。

## 2.2 生物扰动条件下沉积物-水界面溶解无机氮的扩散通量

溶解无机氮 (DIN) 扩散通量变化范围为

-77.98~722.18  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (图 4)。对照、低、中、高密度组的沉积物-水界面营养盐的平均通量分别为 20.56、75.25、157.34 和 341.55  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。与对照组相比, 低、中、高密度组的平均营养盐通量分别提高了 57%、76% 和 88%。结果显示, 低、中、高密度组在实验第 4~10 天表现为持续增加, 在第 2~18 天高密度组与对照组  $\text{NH}_4^+$ 通量存在显著差异 ( $P < 0.05$ )。在本研究中,  $\text{NH}_4^+$ 对 DIN 的贡献在低、中、高密度组中分别占 55%、65% 和 80%, 表明  $\text{NH}_4^+$ 是 DIN 的主要贡献者。

实验期间, 处理组的  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量变化范围为 10.6~765.3  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (图 5)。对照组  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量变化范围为 9.6~248.5  $\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。  $\text{NH}_4^+$ 扩散通量始终表现为由沉积物向上覆水持续释放。对照、低、中、高密度组的沉积物-水界面营养盐的平均通量分别为 95.93、133.53、202.47 和 342.87

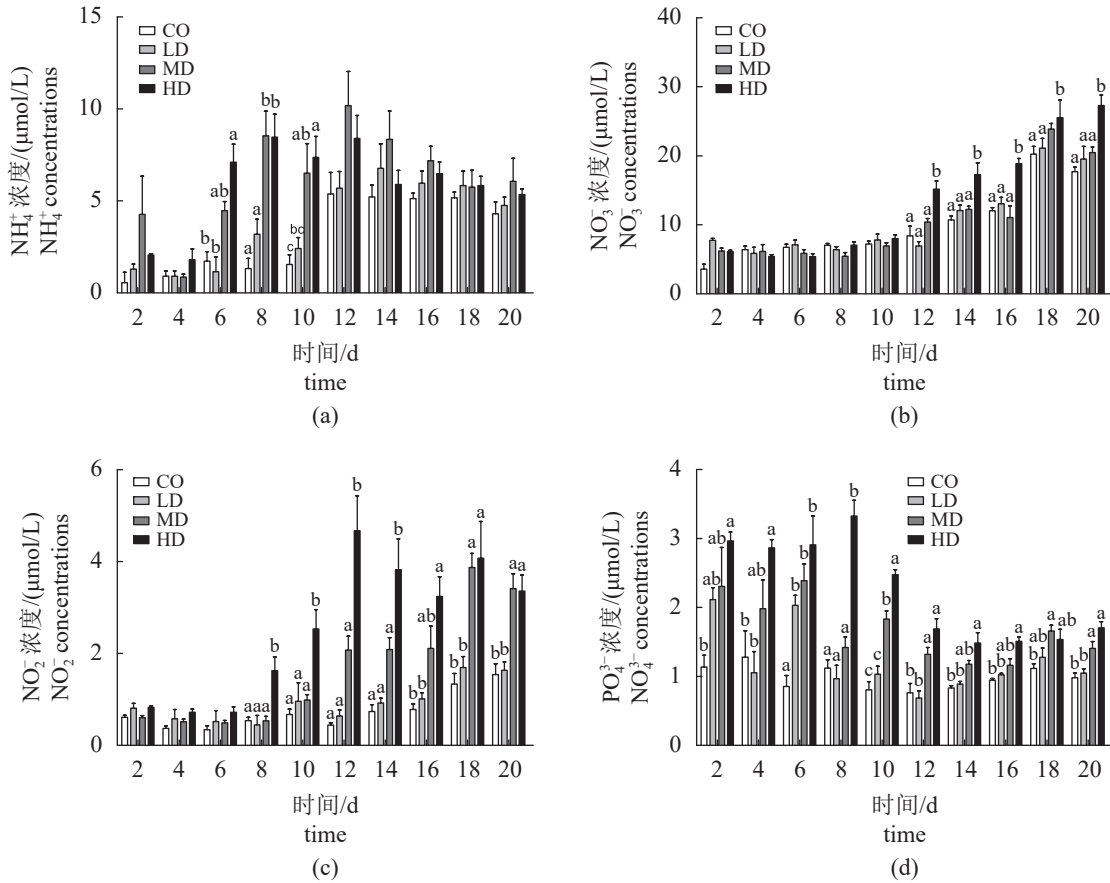


图3 上覆水的营养盐含量

Fig. 3 Nitrogen and phosphorus concentrations in overlying water

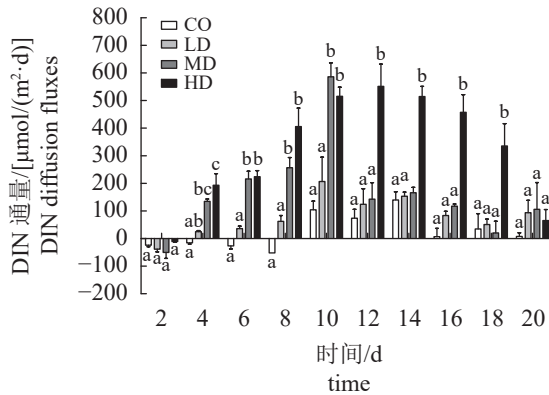


图4 不同处理组的DIN扩散通量

Fig. 4 DIN diffusion fluxes of different treatment groups

$\mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。与对照组相比, 低、中、高密度组的平均营养盐通量分别提高了 39%、111% 和 257%。与低、中密度组平均  $\text{NH}_4^+$  通量相比, 高密度组分别提高了 43.7% 和 23.6%。多次取样结果显示, 低、中、高密度组在实验前 10 天表现为持续增加, 并随着单环刺螠投放密度的增加,  $\text{NH}_4^+$

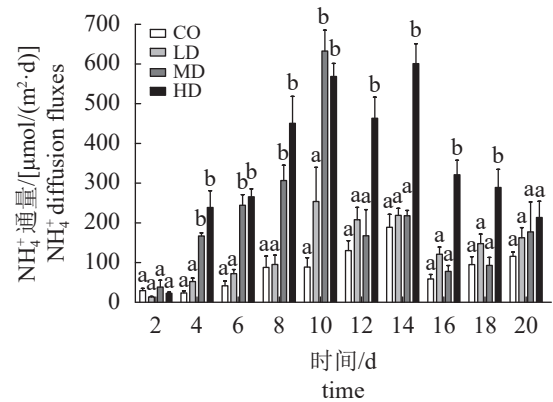


图5 不同处理组的  $\text{NH}_4^+$  扩散通量

Fig. 5  $\text{NH}_4^+$  diffusion fluxes of different treatment groups

通量呈现明显的增加趋势。低、中、高密度组与对照组  $\text{NH}_4^+$  通量存在显著差异 ( $P < 0.05$ )。

第 2~10 天, 去除单环刺螠排氨的贡献后, 对低、中密度组的  $\text{NH}_4^+$  扩散通量没有显著影响, 对高密度组的  $\text{NH}_4^+$  扩散通量有显著影响。第 12~18 天, 去除单环刺螠排氨的贡献后, 对低、

中、高密度组的  $\text{NH}_4^+$  扩散通量没有显著影响 (图 6)。因此, 在实验后期, 与未去除排氨作用相比,  $\text{NH}_4^+$  扩散通量变化不显著。

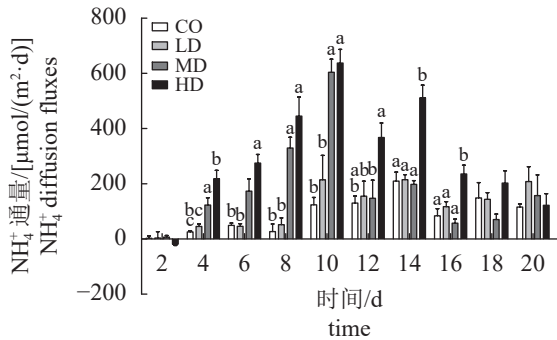


图 6 去除单环刺螠排氨后  $\text{NH}_4^+$  扩散通量变化

Fig. 6  $\text{NH}_4^+$  diffusion fluxes of different treatment groups after removal of *U. unicinctus* ammonia excretion

处理组  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  扩散通量的变化范围为  $-172.05 \sim 208.63 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 对照组变化范围为  $-20.01 \sim 156.60 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (图 7)。对照、低、中、高密度组的沉积物-水界面营养盐的平均通量分别为  $-65.77$ 、 $-60.42$ 、 $-45.05$  和  $-12.22 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。与对照组相比, 低、中、高密度组的平均营养盐通量分别降低了 8%、32% 和 81%。实验期间, 对照组和低密度组的  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  的扩散通量始终表现为上覆水向沉积物迁移。第 2~10 天,  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  的扩散通量保持稳定输出, 不同处理组与对照组  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  通量没有显著差异 ( $P > 0.05$ )。第 12~20 天,  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  的扩散通量开始出现持续的增加, 不同处理组与对照组  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  通量有显著差异 ( $P < 0.05$ )。若只考虑上覆水向沉积物迁移, 随着时间延长, 所有处理组  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  扩散通量

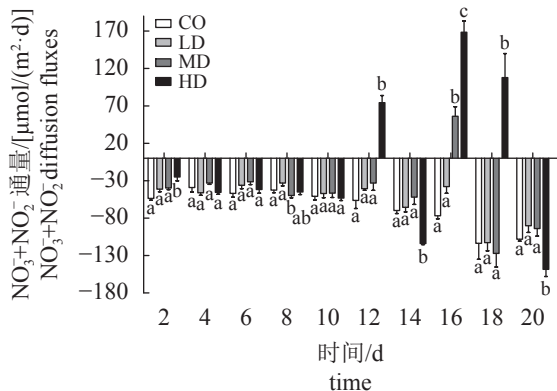


图 7 不同处理组的  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  扩散通量

Fig. 7  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  diffusion fluxes of different treatment groups

表现为缓慢增加的趋势, 高密度组显著增加。反之, 高密度组从第 10 天开始出现沉积物向上覆水释放  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 。

### 2.3 生物扰动条件下沉积物-水界面溶解无机磷扩散通量

处理组  $\text{PO}_4^{3-}$  扩散通量的变化范围为  $-7.85 \sim 6.42 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , 对照组  $\text{PO}_4^{3-}$  扩散通量的变化范围为  $-4.65 \sim 8.35 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ 。实验期间对照、低、中、高密度组的沉积物-水界面营养盐的平均通量分别为  $0.11$ 、 $-0.87$ 、 $-1.14$  和  $-3.01 \mu\text{mol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (图 8)。总体来看,  $\text{PO}_4^{3-}$  扩散通量在实验期间没有明显地表现出向固定方向扩散, 但在实验进行的第 2~14 天与对照组相比, 中、高密度组  $\text{PO}_4^{3-}$  通量存在显著差异 ( $P < 0.05$ )。第 2~6 天, 处理组  $\text{PO}_4^{3-}$  通量持续增加。

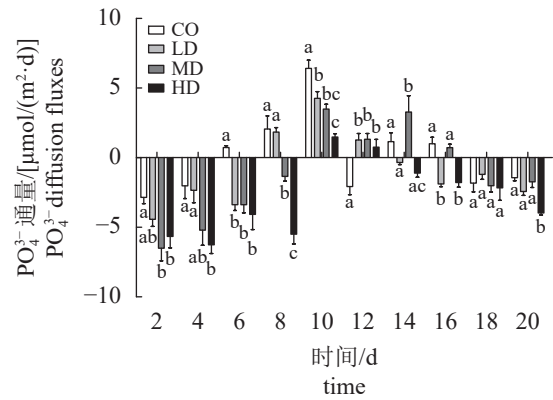


图 8 不同处理组的  $\text{PO}_4^{3-}$  扩散通量

Fig. 8  $\text{PO}_4^{3-}$  diffusion fluxes of different treatment groups

### 3 讨论

目前有关生物扰动对沉积物-水界面影响的研究多采用实验室模拟培养法、实验围隔养殖等方法<sup>[29-30]</sup>, 这些方法为认识沉积物-水界面营养盐的交换速率及随时间的变化过程提供了重要手段。受潮汐、海流等影响, 自然海区沉积物-水界面的海水处于不断的流动状态, 上覆水也相应地在进行不断的更新, 本研究采用“2 d 为一个实验时段、连续取样 10 次”的方法, 为探索生物扰动的作用和持续性的生态相关性研究提供了新方法。

底栖动物通过掘穴、摄食、生物灌溉、排泄等活动直接或间接影响表层沉积物中的溶质迁移和沉积物-水界面的溶质交换<sup>[30]</sup>。铜锈环棱螺 (*Bel-lamya aeruginosa*) 的生物扰动可以改变底泥的结构和理化性质, 同时促进氧气向沉积物中渗透<sup>[31]</sup>。

在本研究中,  $\text{NH}_4^+$ 对 DIN 的贡献在低、中、高密度组中分别占 55%、65% 和 80%, 表明了  $\text{NH}_4^+$ 是 DIN 的主要贡献者, 且 DIN 的变化趋势也与  $\text{NH}_4^+$ 通量的变化趋势一致。与对青蛤 (*Cyclina sinensis*) 生物扰动的营养盐通量的研究结果具有相似性<sup>[32]</sup>。

在本研究中, 与对照组相比, 单环刺螿的存在显著加速了  $\text{NH}_4^+$ 由沉积物向水体的扩散, 这一增量的来源一方面是单环刺螿对沉积物的扰动, 影响了沉积物表层的氧化层, 增加了表面氧化-厌氧层的面积与氧气含量, 加快了微生物活动速率, 促进了营养盐在沉积物与上覆水之间的交换。另一方面, 单环刺螿自身亦会通过排氮作用向上覆水中释放  $\text{NH}_4^+$ 。结果表明, 单环刺螿的排氮作用虽然对于  $\text{NH}_4^+$ 由沉积物向水体的扩散具有一定的贡献, 但主导因素依然来源于单环刺螿的生物扰动作用<sup>[33]</sup>。同时其生物扰动作用具有持续性, 即使每次取样前后换水, 在第 4~14 天, 中、高密度组的  $\text{NH}_4^+$ 通量与对照组相比表现为持续增加, 并存在明显的密度效应。

硝化过程是沉积物氮循环的核心过程, 各种底栖动物在沉积物-水界面的生物扰动很大程度上促进了沉积物的硝化和反硝化作用<sup>[34]</sup>。硝化过程包括氨氧化和亚硝酸盐氧化两个过程, 氨氧化菌和亚硝酸盐氧化菌分别在这两个过程中发挥作用<sup>[35]</sup>。大型底栖动物的生物扰动可以提高微生物群落结构的多样性<sup>[36]</sup>, 但霍甫水丝蚓 (*Limnodrilus hoffmeisteri*) 的生物扰动降低了表层沉积物中氨氧化菌群落结构和丰度<sup>[37]</sup>。因此, 氨氧化菌多样性与群落结构变化随地域不同而变化, 受到温度、氨氮浓度、DO、盐度、pH、光照等环境因子的影响<sup>[38]</sup>。河蚬 (*Corbicula fluminea*) 的生物扰动促进了沉积物-水界面处溶解态和吸附态的氨氮交换, 加速了沉积物-水界面的硝化过程<sup>[39]</sup>。这种促进作用在研究初期硝化活动较弱时表现更加明显。底栖动物洞穴壁中的铵或者被自养硝化细菌氧化, 或者通过水流进入洞穴水, 随后进入上覆水<sup>[40]</sup>。在本研究中,  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 通量在第 12~20 天开始出现增加, 且第 16 天  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ 通量最高。出现这种变化的原因可能是由于氨氧化是硝化过程的第一步反应, 是硝化反应的限速步骤, 氨氧化菌是一个增殖很慢的微生物群体, 前期不足以将产生的铵态氮转换为硝态氮<sup>[41]</sup>, 随着时间的增加, 单环刺螿在沉积物-水界面的扰动使溶解氧充分进入, 再加上其产生的分泌物黏附在洞穴壁上, 形

成了利于氨氧化菌增殖的环境, 硝化细菌数量大大增加, 从而促进了硝态氮通量的释放<sup>[42]</sup>。

刺参 (*Apostichopus japonicus*) 的生物扰动作用可以有效降低沉积物中有机磷的含量<sup>[43]</sup>。同时缢蛏 (*Sinonovacula constricta*) 生物扰动下对于养殖废水生态处理系统沉积物垂直方向上的磷赋存形态具有显著的影响<sup>[44]</sup>。在本研究初期,  $\text{PO}_4^{3-}$ 扩散通量显著增加, 但随着时间的延长, 与对照组相比, 从第 10 天开始  $\text{PO}_4^{3-}$ 的扩散通量开始受到抑制。此变化的可能原因为, 研究初期单环刺螿的生物扰动增加了沉积物和上覆水的交换, 但是这种扰动不一定会增加磷扩散通量由沉积物向上覆水扩散, 也可能表现为由上覆水向沉积物扩散, 而在本研究中即表现为由上覆水向沉积物扩散。这可能是因为沉积物含水率的增加以及沉积物  $\text{Fe}^{2+}$ 的氧化, 可以减少间隙水中溶解性磷酸盐 (SRP) 的浓度<sup>[45]</sup>, 而生物扰动增加了氧的渗透, 从而促进了沉积物中的二价铁氧化为氢氧化铁, 随后氢氧化铁通过吸附作用生成铁结合磷, 减小了间隙水中 SRP 的浓度, 从而影响 SRP 在沉积物-水界面的活动<sup>[46]</sup>, 在本研究中很可能因为单环刺螿的生物扰动效应随着时间的变化不断增强, 促进了氧气的渗透, 从而抑制了磷的扩散通量。

本研究虽然观测到了单环刺螿生物扰动对沉积物-水界面溶解态营养盐 (尤其是溶解无机氮) 扩散的促进作用, 但这种促进作用的发生过程及深层次的内在机制尚不明确。微生物是海洋氮循环的主要驱动者<sup>[47]</sup>, 后续研究中将聚焦单环刺螿影响下沉积物中氨化过程和硝化过程这两大关键生态过程, 重点研究氨化细菌、氨氧化细菌 (ammonia-oxidizing bacteria, AOB)、氨氧化古菌 (ammonia-oxidizing archaea, AOA) 等关键功能微生物对单环刺螿生物扰动的响应, 深入揭示生物扰动过程促进营养盐交换的微生物作用机制。

(作者声明本文无实际或潜在的利益冲突)

## 参考文献 (References):

- [1] 孙刚, 盛连喜, 千贺裕太郎. 生物扰动在水层-底栖界面耦合中的作用[J]. 生态环境, 2006, 15(5): 1106-1110.  
Sun G, Sheng L X, Yutaro S. Advance in bioturbation effect in benthic-pelagic interface[J]. Ecology and Environment, 2006, 15(5): 1106-1110 (in Chinese).
- [2] 张志南. 水层—底栖耦合生态动力学研究的某些进展



- [J]. 青岛海洋大学学报, 2000, 30(1): 115-122.
- Zhang Z N. Some progress of the study on the ecosystem dynamics for benthic pelagic coupling[J]. Journal of Ocean University of Qingdao, 2000, 30(1): 115-122 (in Chinese).
- [3] Rhoads D C. Rates of sediment reworking by *Yoldia limatula* in Buzzards Bay, Massachusetts, and Long Island Sound[J]. Journal of Sedimentary Research, 1963, 33(3): 723-727.
- [4] 于子山, 王诗红, 张志南, 等. 紫彩血蛤的生物扰动对沉积物颗粒垂直分布的影响[J]. 青岛海洋大学学报, 1999, 29(2): 279-282.
- Yu Z S, Wang S H, Zhang Z N, et al. The effect of bioturbation of *Nuttallia olivacea* (Jay, 1857) on the vertical distribution of sediment particles[J]. Journal of Ocean University of Qingdao, 1999, 29(2): 279-282 (in Chinese).
- [5] 杜永芬, 张志南. 菲律宾蛤仔的生物扰动对沉积物颗粒垂直分布的影响[J]. 中国海洋大学学报, 2004, 34(6): 988-992.
- Du Y F, Zhang Z N. The effect of bioturbation of *Ruditapes philippinarum* on the vertical distribution of sediment particles[J]. Periodical of Ocean University of China, 2004, 34(6): 988-992 (in Chinese).
- [6] 于子山, 张志南, 韩洁, 等. 心形海胆的生物扰动对沉积物颗粒垂直分布的影响[J]. 中国学术期刊文摘, 2000, 6(1): 95-97.
- Yu Z S, Zhang Z N, HAN J, et al. The effect of bioturbation of *Echinocardium cordatum* (Pennant, 1777) on vertical distribution of sediment particles[J]. Chinese Science Abstracts, 2000, 6(1): 95-97 (in Chinese).
- [7] 余婕, 刘敏, 侯立军, 等. 底栖穴居动物对潮滩N迁移转化的影响[J]. 海洋环境科学, 2004, 23(2): 1-4.
- Yu J, Liu M, Hou L J, et al. Effect of caving macrobenthos on nitrogen cycling in tidal flat[J]. Marine Environmental Science, 2004, 23(2): 1-4 (in Chinese).
- [8] 吴方同, 陈锦秀, 闫艳红, 等. 水丝蚓生物扰动对东洞庭湖沉积物氮释放的影响[J]. 湖泊科学, 2011, 23(5): 731-737.
- Wu F T, Chen J X, Yan Y H, et al. The influence of *Limnodrilus hoffmeisteri* bioturbation on nitrogen release from sediments in the East Lake Dongting[J]. Journal of Lake Sciences, 2011, 23(5): 731-737 (in Chinese).
- [9] 邓可. 我国典型近岸海域沉积物-水界面营养盐交换通量及生物扰动的影响 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011.
- Deng K. Benthic nutrient fluxes at typical areas in Chinese coast, with emphasis on bioturbation[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011 (in Chinese).
- [10] Yingst J Y. Factors influencing rates of sediment ingestion by *Parastichopus parvimensis* (Clark), an epibenthic-deposit feeding holothurian[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1982, 14(2): 119-134.
- [11] Ahlgren M O. Consumption and assimilation of salmon net pen fouling debris by the red sea cucumber *Parastichopus californicus*: implications for polyculture[J]. Journal of the World Aquaculture Society, 1998, 29(2): 133-139.
- [12] Zamora L N, Yuan X T, Carton A G, et al. Role of deposit - feeding sea cucumbers in integrated multi-trophic aquaculture: progress, problems, potential and future challenges[J]. Reviews in Aquaculture, 2018, 10(1): 57-74.
- [13] 徐永健, 卢光明, 葛奇伟. 双齿围沙蚕对围塘养殖沉积物氮磷含量的影响[J]. 水产学报, 2011, 35(1): 88-95.
- Xu Y J, Lu G M, Ge Q W. Removing POM of sediment by *Perinereis aibuhitensis* Grube in earth pond[J]. Journal of Fisheries of China, 2011, 35(1): 88-95 (in Chinese).
- [14] 李俊伟, 朱长波, 郭永坚, 等. 光裸方格星虫(*Sipunculus nudus*)生物扰动对混养系统沉积物及间隙水中营养物质的影响[J]. 渔业科学进展, 2015, 36(1): 103-110.
- Li Z W, Zhu C B, Guo Y J, et al. Influence of bioturbation of *Sipunculus nudus* on the nutrients of sediment and pore water in the polyculture system of *S. nudus* and *Mugil cephalus*[J]. Progress in Fishery Sciences, 2015, 36(1): 103-110 (in Chinese).
- [15] 农业农村部渔业渔政管理局, 全国水产技术推广总站, 中国水产学会. 2021 中国渔业统计年鉴 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2021.
- Bureau of Fisheries, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, National Fisheries Technology Extension Center, China Society of Fisheries. 2021 China fishery statistical yearbook[M]. Beijing: China Agriculture Press, 2021 (in Chinese).
- [16] Hatcher A, Grant J, Schofield B. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp. ) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay[J]. Marine Ecology Progress Series, 1994, 115(3): 1-10.
- Hatcher A, Grant J, Schofield B. Effects of suspended mussel culture (*Mytilus* spp. ) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay[J]. Marine Ecology Progress Series, 1994, 115(3): 1-10 (in Chinese).



- 219-235.
- [17] 周毅, 杨红生, 刘石林, 等. 烟台四十里湾浅海养殖生物及附着生物的化学组成、有机净生产量及其生态效应[J]. 水产学报, 2002, 26(1): 21-27.  
Zhou Y, Yang H S, Liu S L, *et al.* Chemical composition and net organic production of cultivated and fouling organisms in Sishili Bay and their ecological effects[J]. Journal of Fisheries of China, 2002, 26(1): 21-27 (in Chinese).
- [18] 吕旭宁. 滤食性贝类规模化养殖的环境效应及可持续生产模式探索 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2017.  
Lü X N. Environmental effects and exploration of sustainable production model of large-scale mariculture of filter-feeding bivalves[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2017 (in Chinese).
- [19] 张新明, 李慷均. 单环刺螠生物学及生理学研究进展 [J]. 河南农业科学, 2011, 40(11): 26-29.  
Zhang X M, Li K J. Research progress on biology and physiology of *Urechis unicinctus*[J]. Journal of Henan Agricultural Sciences, 2011, 40(11): 26-29 (in Chinese).
- [20] 刘峰, 孙涛, 纪元, 等. 单环刺螠生物学及生态学研究进展[J]. 海洋科学, 2017, 41(10): 125-131.  
Liu F, Sun T, Ji Y, *et al.* Advances in studies on the biology and ecology of *Urechis unicinctus*[J]. Marine Sciences, 2017, 41(10): 125-131 (in Chinese).
- [21] 王思锋. 单环刺螠 (*Urechis unicinctus*) 对硫化物的氧化解毒及代谢适应 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2006.  
Wang S F. The oxidative detoxification and metabolic adaptation of *Urechis unicinctus* to sulfide[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2006 (in Chinese).
- [22] 许星鸿, 孟霄, 甘宏涛, 等. 单环刺螠的繁殖生物学[J]. 水产学报, 2020, 44(8): 1275-1285.  
Xu X H, Meng X, Gan H T, *et al.* Reproductive biology of *Urechis unicinctus*[J]. Journal Fisheries China, 2020, 44(8): 1275-1285 (in Chinese).
- [23] 刘峰, 李光亚, 赵玉涵, 等. 单环刺螠耐硫机制研究进展[J]. 海洋科学, 2018, 42(7): 141-147.  
Liu F, Li G Y, Zhao Y H, *et al.* The research progress on the tolerating mechanism for sulfide in *Urechis unicinctus*[J]. Marine Sciences, 2018, 42(7): 141-147 (in Chinese).
- [24] Ma Y B, Zhang Z F, Shao M Y, *et al.* Sulfide: quinone oxidoreductase from echiuran worm *Urechis unicinctus*[J]. Marine Biotechnology, 2011, 13(1): 93-107.
- [25] Chen W B, Zhang S S, Sun Y, *et al.* Effects of substrate on the physiological characteristics and intestinal microbiota of echiura worm (*Urechis unicinctus*) juveniles[J]. Aquaculture, 2021, 530: 735710.
- [26] Jo H Y, Jung W K, Kim S K. Purification and characterization of a novel anticoagulant peptide from marine echiuroid worm, *Urechis unicinctus*[J]. Process Biochemistry, 2008, 43(2): 179-184.
- [27] 中华人民共和国生态环境部. HJ 442.3-2020 近岸海域环境监测技术规范 第三部分 近岸海域水质监测 [S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2021.  
Ministry of Ecological Environment of the People's Republic of China. HJ 442.3-2020 Technical specification for offshore environmental monitoring Part 3 offshore seawater quality monitoring[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2021 (in Chinese).
- [28] Boudreau B P. Diagenetic models and their implementation: modelling transport and reactions in aquatic sediments[M]. New York: Springer, 1997.
- [29] Zhang S, Fang X, Zhang J B, *et al.* The effect of bioturbation activity of the ark clam *Scapharca subcrenata* on the fluxes of nutrient exchange at the sediment-water interface[J]. Journal of Ocean University of China, 2020, 19(1): 232-240.
- [30] 孙思志, 郑忠明. 大型底栖动物的生物干扰对沉积环境影响的研究进展[J]. 浙江农业学报, 2010, 22(2): 263-268.  
Sun S Z, Zheng Z M. Effect of benthic macro-invertebrate bioturbation on sediment environment: a review[J]. Acta Agriculturae Zhejiangensis, 2010, 22(2): 263-268 (in Chinese).
- [31] 孙思志, 郑忠明, 陆开宏, 等. 铜锈环棱螺对藻华水体沉积物-水界面营养盐通量的影响[J]. 生态学杂志, 2010, 29(4): 730-734.  
Sun S Z, Zheng Z M, Lu K H, *et al.* Effects of *Bellamya aeruginosa* bioturbation on nutrient fluxes across sediment-water interface of algal bloom water body[J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(4): 730-734 (in Chinese).
- [32] Nicholas R, Zheng Z M. The effects of bioturbation by the Venus clam *Cyclina sinensis* on the fluxes of nutrients across the sediment-water interface in aquaculture ponds[J]. Aquaculture International, 2014, 22(2): 913-

- 924.
- [33] Zhang L, Shen Q S, Hu H Y, *et al.* Impacts of *Corbicula fluminea* on oxygen uptake and nutrient fluxes across the sediment-water interface[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2011, 220(1-4): 399-411.
- [34] 李耀睿. 颤蚓生物扰动对水—沉积物界面附近理化特征的影响 [D]. 长春: 吉林大学, 2016.  
Li Y R. Effects of tubificid bioturbation on the physical and chemical characteristics of water-sediment interface[D]. Changchun: Jilin University, 2016 (in Chinese).
- [35] Francis C A, Beman J M, Kuypers M M M. New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation[J]. *The ISME Journal*, 2007, 1(1): 19-27.
- [36] Laverock B, Smith C J, Tait K, *et al.* Bioturbating shrimp alter the structure and diversity of bacterial communities in coastal marine sediments[J]. *The ISME Journal*, 2010, 4(12): 1531-1544.
- [37] Huang R, Zhao D Y, Zeng J, *et al.* Bioturbation of *Tubificid* worms affects the abundance and community composition of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in surface lake sediments[J]. *Annals of Microbiology*, 2016, 66(3): 1065-1073.
- [38] 龚骏, 宋延静, 张晓黎. 海岸带沉积物中氮循环功能微生物多样性[J]. *生物多样性*, 2013, 21(4): 434-445.  
Gong J, Song Y J, Zhang X L. Phylogenetic and functional diversity of nitrogen cycling microbes in coastal sediments[J]. *Biodiversity Science*, 2013, 21(4): 434-445 (in Chinese).
- [39] 陈振楼, 刘杰, 许世远, 等. 大型底栖动物对长江口潮滩沉积物-水界面无机氮交换的影响[J]. *环境科学*, 2005, 26(6): 43-50.  
Chen Z L, Liu J, Xu S Y, *et al.* Impact of macrofaunal activities on the DIN exchange at the sediment-water interface along the tidal flat of Yangtze River estuary[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(6): 43-50 (in Chinese).
- [40] 高磊, 李道季, 余立华, 等. 春季长江口崇明东滩沉积物-水界面营养盐交换过程研究[J]. *海洋与湖沼*, 2009, 40(2): 109-116.  
Gao L, Li D J, Yu L H, *et al.* Sediment-water exchange of nutrients in Dongtan salt marsh within the Changjiang (Yangtze River) estuary in spring[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2009, 40(2): 109-116 (in Chinese).
- [41] 宋金明. 中国近海沉积物—海水界面化学 [M]. 北京: 海洋出版社, 1997.  
Song J M. Chemistry of sediment-seawater interface of the China seas[M]. Beijing: China Ocean Press, 1997 (in Chinese).
- [42] 孙刚. 底栖动物的生物扰动效应 [M]. 北京: 科学出版社, 2013.  
Sun G. Bioturbation effects of benthic animals[M]. Beijing: Science Press, 2013 (in Chinese).
- [43] 侯谄然, 高勤峰, 董双林, 等. 不同规格刺参的生物扰动作用对沉积物中磷赋存形态及吸附特性的影响[J]. *中国海洋大学学报*, 2017, 47(9): 36-45.  
Hou Y R, Gao Q F, Dong S L, *et al.* Effect of the bioturbation derived from sea cucumber (*Apostichopus japonicus*) of different size on sediment phosphorus forms and phosphorus adsorption characteristics[J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2017, 47(9): 36-45 (in Chinese).
- [44] 郑余琦, 郑忠明, 秦文娟. 缢蛭(*Sinonovacula constricta*)生物扰动对养殖废水处理系统中沉积物磷赋存形态垂直分布的影响[J]. *海洋与湖沼*, 2017, 48(1): 161-170.  
Zhang Y Q, Zhang Z M, Qin W J. Effects of bioturbation by razor clam *Sinonovacula constricta* on vertical distribution of phosphorus form in sediment in an aquaculture wastewater treatment ecosystem[J]. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2017, 48(1): 161-170 (in Chinese).
- [45] Jensen H S, Andersen F O. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes[J]. *Limnology and Oceanography*, 1992, 37(3): 577-589.
- [46] Lewandowski J, Hupfer M. Effect of macrozoobenthos on two-dimensional small-scale heterogeneity of pore water phosphorus concentrations in lake sediments: a laboratory study[J]. *Limnology and oceanography*, 2005, 50(4): 1106-1118.
- [47] You J, Das A, Dolan E M, *et al.* Ammonia-oxidizing archaea involved in nitrogen removal[J]. *Water Research*, 2009, 43(7): 1801-1809.

## Effect of bioturbation of *Urechis unicinctus* on the diffusion flux of nitrogen and phosphorus at the sediment-water interface

JIA Yan<sup>1,2</sup>, DU Meirong<sup>2</sup>, LI Wenhao<sup>1,2</sup>, JIANG Weiwei<sup>2</sup>, LIN Fan<sup>2</sup>,  
YAO Liang<sup>1</sup>, WU Yuping<sup>2</sup>, JIANG Zengjie<sup>2,3\*</sup>

(1. College of Fisheries and Life Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. State Key Laboratory of Mariculture Biobreeding and Sustainable Goods,

Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China;

3. Laboratory for Marine Fisheries Science and Food Production Processes,

Laoshan Laboratory, Qingdao 266071, China)

**Abstract:** Bioturbation refers to the biological reworking of soils and sediments by benthic animals, especially macrobenthos (e.g. *Venerupis philippinarum*, *Nutalliaolivacea*, and *Echinocardium cordatum*, etc.). Previous studies have shown that bioturbation activity could enhance the migration and transformation of inorganic nitrogen with different forms at the sediments-water interface on the tidal flat, and increase the benthic nitrogen release rate, thus affecting the chemical characteristics of the sediment. In this study, *Urechis unicinctus* was selected as the research object to explore their effect of bioturbation on the diffusion flux of nitrogen and phosphorus at the sediment-water interface. Chinese Penis Fish, *U. unicinctus*, is an echiuran species with solid environmental adaptability, and is widely distributed in North Korea, Japan, and northern China, especially near intertidal and subtidal zones along the Bohai Sea coast of China. Usually, *U. unicinctus* inhabit in U-shaped burrows in sediments in intertidal areas and feed on filtering organic particles in the water. Furthermore, it has high economic value and nutritional value as aquatic products. Currently, the research of *U. unicinctus* mainly focuses on Reproductive biology, tolerating mechanism for sulfide, extract the active component, ecological health cultivation, etc. However, very few studies can be found about the impact of *U. unicinctus* bioturbation on the biogeochemical process of biogenic elements. To understand the ecological role of *U. unicinctus* in the sedimental environment, the effect of biological disturbance of *U. unicinctus* on the diffusion of nitrogen and phosphorus at the sediment-water interface was studied with indoor experiment. The *U. unicinctus* were divided according to four areal densities: low density (LD, 500 ind/m<sup>2</sup>), medium density (MD, 2 500 ind/m<sup>2</sup>), high density (HD, 8 300 ind/m<sup>2</sup>) and control group (CO, no worms), respectively. Each of this treatment group has five replicates. The 20-day indoor experiment were carried out in tanks during November-December 2020. The results showed that the release rate of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> contents from sediment to water ranged from 10.6 to 765.3 μmol/(m<sup>2</sup>·d), and it increased to the maximum and then decreased gradually with time elapsed. Compared to the control group, the average nutrient release rate increased by 39%, 111%, and 257% in the LD, MD, and HD treatment groups, respectively. Significant differences were found for NH<sub>4</sub><sup>+</sup> flux between the LD, MD, HD groups and the CO group ( $P < 0.05$ ). The values of NO<sub>3</sub><sup>-</sup>+NO<sub>2</sub><sup>-</sup> flux ranged from -172.05 to 208.63 μmol/(m<sup>2</sup>·d) for all the experiment, but the average flux values were reduced by 8% and 32%, and 81%, respectively, in the LD, MD, and HD treatment groups. Further, the values of PO<sub>4</sub><sup>-</sup> flux ranged from -7.85 to 6.42 μmol/(m<sup>2</sup>·d) in the treatment groups during the entire period. There was a significant difference in PO<sub>4</sub><sup>-</sup>-P flux between the MD and HD groups and the CO group from day 2 to day 14 during the experiment ( $P < 0.05$ ). It turned out that NH<sub>4</sub><sup>+</sup> is the main dissolved inorganic nitrogen (DIN) that affected by the biological disturbance of *U. unicinctus*. Taking into account the influence of *U. unicinctus*'s metabolism and ammonia excretion, the NH<sub>4</sub><sup>+</sup> diffusion flux is calculated by subtracting the ammonia excretion. Although the NH<sub>4</sub><sup>+</sup> diffusion flux has a slight decrease, the trend of change over time remains unchanged. The results indicated that although the ammonia excretion effect of *U. unicinctus* has a certain contribution to the diffusion of NH<sub>4</sub><sup>+</sup> from the sediment to the water body, the dominant factor still comes from the bioturbation effect of *U. unicinctus*. In addition, the *U. unicinctus* promoted the diffusion of DIN from sediments to bottom water, with an obvious density effect. This work provides support to evaluate the potential ecological role of the *U. unicinctus* in the integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system.

**Key words:** *Urechis unicinctus*; sediment-water interface; biological disturbance; dissolved inorganic nitrogen; diffusion flux

**Corresponding author:** JIANG Zengjie. E-mail: jiangzj@ysfri.ac.cn

**Funding projects:** Financially supported by Laoshan Laboratory (LSKJ202204004); Young Taishan Scholars Program of Shandong Province (tsqn201909166); Central Public-interest Scientific Institution Basal Research Fund, CAFS (2020TD50); China Agriculture Research System (CARS-49)