

文章编号: 1674-5566(2021)01-0113-07

DOI:10.12024/jsou.20191002828

## 缢蛭扰动及排氨作用对上覆水氮营养盐含量和通量的影响

张 硕<sup>1,2</sup>, 唐明蕊<sup>1</sup>, 路吉坤<sup>3</sup>, 黄 宏<sup>4</sup>

(1. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306; 2. 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室, 上海 201306; 3. 连云港市海洋与渔业发展促进中心, 江苏 连云港 222000; 4. 上海海洋大学 海洋生态与环境学院, 上海 201306)

**摘 要:** 底栖生物的扰动及排泄等生命活动会影响沉积物-水界面营养盐含量与迁移状况。采用室内模拟培养缢蛭的方法, 在 23 ℃、盐度 22、pH = 8 的环境条件下, 设置低、中、高密度 3 组以及对照组, 进行为期 25 d 的室内模拟实验, 每隔 5 天采集上覆水进行氮营养盐组分含量和通量的测定, 探讨缢蛭扰动及其排氨作用对上覆水中氮营养盐的影响。结果表明, 缢蛭扰动促进了上覆水中氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>)、硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)含量的增加, 随着缢蛭投放密度的增加, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量呈现明显的增大趋势, 而 NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 含量先增加后降低。NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量为 -0.195 ~ 0.273 mmol/(m<sup>2</sup> · d), 即沉积物中的氨氮向上覆水中释放, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 通量为 -0.554 ~ 0.038 mmol/(m<sup>2</sup> · d), 表明沉积物从上覆水中吸收硝态氮。考虑到缢蛭代谢排氨的影响, 用排氨数据校核氨氮含量, 尽管 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量有小幅降低, 但随时间的变化趋势不变。另外 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量在实验初期变化较大, 从沉积物向上覆水释放转变为上覆水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 向沉积物迁移, 随后趋于平稳, 变化不明显。因此, 缢蛭的扰动促进了沉积物与上覆水之间氮营养盐的交换, 其中排氨作用在实验前期对通量的影响较大, 随时间的推移排氨作用的影响逐渐降低。

**关键词:** 缢蛭; 生物扰动; 排氨作用; 氮营养盐; 交换适量

**中图分类号:** S 912; X 171 **文献标志码:** A

沉积物与上覆水之间的营养盐交换受到多种因素的干扰, 影响因素之间的关系是相互的并不是独立存在的<sup>[1]</sup>。有研究<sup>[2-3]</sup>表明底栖生物通过掘穴、摄食、排泄等生命活动对沉积物-水界面营养盐的交换产生影响。生物扰动能促进沉积物中的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 向上覆水中释放<sup>[4]</sup>, 改变沉积物氧化还原环境, 进而促进沉积物中的硝化、反硝化反应<sup>[5-6]</sup>。商景阁等<sup>[7]</sup>运用稳定同位素示踪法对长足摇蚊幼虫扰动的研究显示, 扰动加快了水体中硝酸盐向沉积物迁移的速率。NIZZOLI 等<sup>[8]</sup>通过实验发现, 沙蚕扰动使沉积物-水界面 NH<sub>4</sub>-N 通量提高了 1.5 ~ 4.0 倍。孙思志等<sup>[9]</sup>研究发现, 铜锈环棱螺扰动促进了沉积物中氮的硝化速率, 加快了沉积物-水界面的氮营养盐循环。

在一些研究中提到底栖生物的代谢和扰动会影响营养盐的含量变化, 邓可等<sup>[10]</sup>研究表明菲律宾蛤仔的扰动能够显著影响无机氮在沉积物-水界面的迁移, 其排泄作用能够向水中释放 DIN 和 PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P。ZHANG 等<sup>[11]</sup>研究认为沉积物 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 释放的主要原因是底栖生物的排泄和扰动作用。但关于底栖动物的扰动和代谢共同作用下营养盐通量的变化研究还鲜见报道。底栖生物生活在沉积物中, 实际的代谢过程很难准确测定, 本文尝试通过底栖生物缢蛭排氨作用替代实际代谢产生的氨, 测定沉积物-上覆水中氮营养盐的组成含量及通量变化, 探索底栖生物扰动及其代谢作用对氮营养盐的影响。

收稿日期: 2019-10-23 修回日期: 2020-02-04

基金项目: 海州湾国家级海洋牧场示范项目(LYGD20170921025)

作者简介: 张 硕(1976—), 男, 教授, 博士, 研究方向为海洋牧场和人工鱼礁。E-mail: s-zhang@shou.edu.cn

通信作者: 黄 宏, E-mail: hhuang@shou.edu.cn

## 1 材料与方 法

### 1.1 样品采集与处理

海州湾位于中国黄海中南部,江苏省最北端,是一个半开阔海湾,沉积物主要以粉砂淤泥质为主,底栖生物资源丰富。实验所用沉积物 2018 年 8 月采于海州湾海洋牧场区,用抓斗采泥器采集表层沉积物,混合均匀放入保温箱低温保存,运回实验室,在 65 ℃ 烘干(以消除微生物的影响),筛除大型生物以及杂质,备用。培养实验前将处理好的沉积物用新鲜海水培养 7 d,使其接近原生环境的状态。

培养实验所用生物缢蛭(*Sinonovacula constricta*)购自芦潮港海鲜市场,带回后用海水清洗表面泥沙以及附着生物,置于实验室循环水池中暂养 7 d,其间不间断曝气充氧,并投喂金藻,以保证缢蛭活性。挑选体长为(5.4 ± 0.4) cm、湿质量为(9.5 ± 1.6) g 健康完整的个体进行代谢测定以及氮通量的实验室模拟培养实验。

### 1.2 实验方案

#### 1.2.1 营养盐通量测定实验

采用实验室培养法的环境条件为水温 23 ℃,盐度 22, pH = 8,实验周期 25 d,设置 3 个生物密度组(63.66、127.32、190.99 ind/m<sup>2</sup>)和对照组。实验所用海水的初始 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量为 5.94 μmol/L, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 含量为 1.81 μmol/L, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量为 8.97 μmol/L。培养装置为直径 20 cm 的 PVC 管,培养管中沉积物高度 8 cm,海水高度 20 cm。实验期间将全部培养管放在循环水池中暂养。每间隔 5 天取出培养管进行通量测定,培养管上端封闭、停止充氧,在黑暗、水浴条件下培养 4 h。同时用磁力搅拌器缓慢搅拌各培养管内的上覆水(不引起表层沉积物的搅动),以使各培养管上覆水的营养盐、溶解氧(DO)等分布均匀。测定实验前后培养管中 DO 含量,抽取培养实验前后上覆水 500 mL,经 0.45 μm 玻璃纤维滤膜过滤后测定其中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> 含量。实验结束后将培养管放回循环水池继续暂养。

#### 1.2.2 缢蛭排氮测定

将 0、2、4、6 只缢蛭,分别放在 4 L 装满海水的桶中,每组 3 个重复,在不额外充氧的环境下培养 24 h。根据培养前后海水中的氨氮浓度变化来计算排氮,换算成 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 浓度<sup>[12]</sup>。

### 1.3 分析方法

海水中 NH<sub>4</sub>-N 测定采用次溴酸盐氧化法, NO<sub>3</sub>-N 测定采用锌-镉还原法, NO<sub>2</sub>-N 测定采用重氮-偶氮法。溶解氧浓度由手持式溶氧仪直接测定。

### 1.4 数据处理

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量根据以下公式<sup>[13]</sup> 计算:

$$F = \frac{\Delta C \times V}{A \times t} \quad (1)$$

式中:  $F$  为营养盐通量;  $\Delta C$  为培养前后 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 和 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度变化, μmol/L, 同时用空白对照校正;  $V$  为培养器中上覆水的体积, m<sup>3</sup>;  $A$  为培养器底部的横截面积, m<sup>2</sup>;  $t$  为培养时间, d。

数据采用 SPSS 22.0 软件进行分析,数据统计以及图表制作由 EXCEL 2016 进行。

## 2 结果与分析

### 2.1 上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、DIN 浓度变化

上覆水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量为 2.26 ~ 72.21 μmol/L。图 1 表明,低、中、高密度组与对照组上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量变化趋势大体一致,均是随着时间的推移呈不断增加的趋势。低、中、高密度组含量明显高于对照组,且随着生物密度的增加, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量增高。其中,实验中期(10 ~ 20 d) NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量增加较为明显,后期(20 ~ 25 d) NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量变化较小,基本保持在 70 μmol/L 左右。

上覆水中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量为 9.97 ~ 208.06 μmol/L。低、中、高密度组与对照组上覆水中 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量变化趋势大体一致,均是随着时间的推移,呈先增加后减小的趋势。对照组含量高于低、中、高密度组,在实验初期(0 ~ 5 d) NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量变化较小,各密度组之间差别很小。5 ~ 15 d 含量增大明显,并在 15 d 达到最大值。而后 15 ~ 25 d NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量呈降低的趋势,即中、高密度组 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 含量要低于低密度组与对照组。

从图 1 中可以明显看出 DIN 含量随着时间的推移呈上升的趋势,对照组和低密度组的含量高于中、高密度组。DIN 含量主要由 NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 共同作用,本文中的变化趋势与 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 的变化趋势类似。

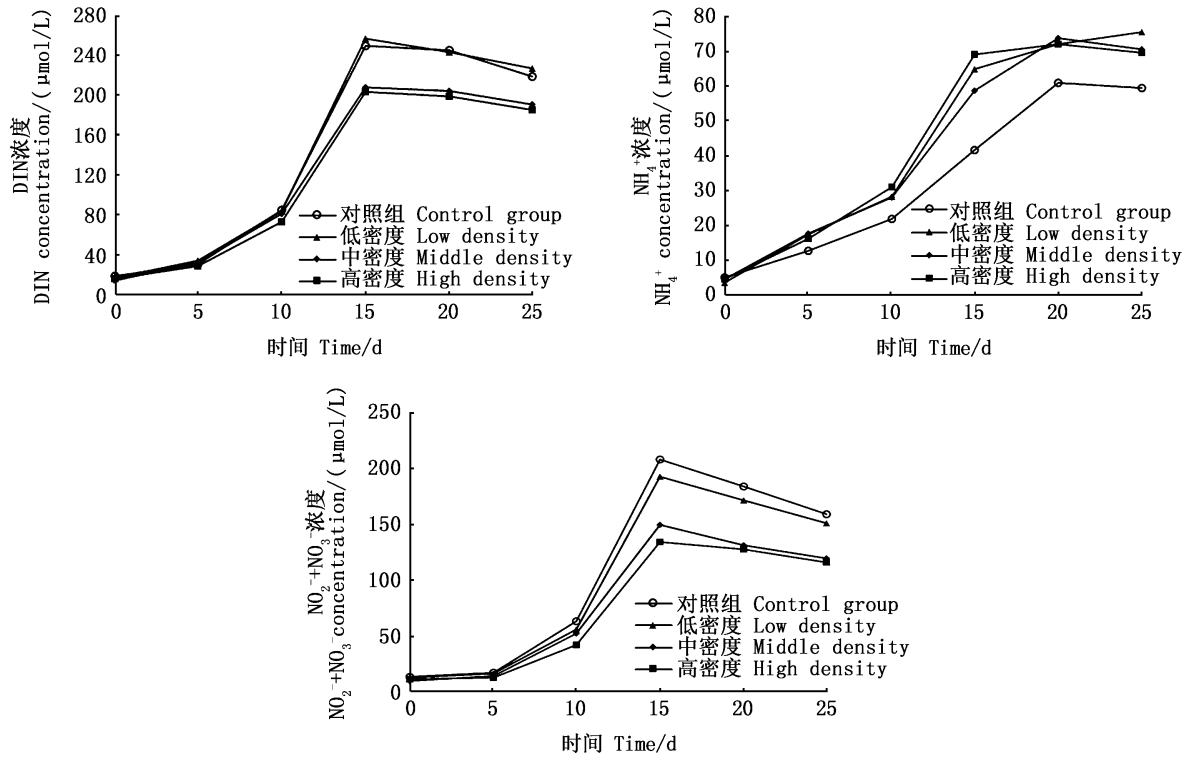


图 1 上覆水 DIN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 浓度随时间的变化  
 Fig.1 DIN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentration in the overlying water

2.2 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量变化

NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量的变化范围为 -0.195 ~ 0.273 mmol/(m<sup>2</sup> · d)。图 2 表明,除实验初始(0 d)时 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量值为负,表现为沉积物从上覆水中吸收 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 5 ~ 25 d 通量值均大于零,表现为沉积物向上覆水中释放 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>。随着时间的推移,通量值呈先增大后减小的趋势。5 d 低、中、高密度组之间的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量无显著性差异(*P* > 0.05), 15 ~ 25 d 各密度通量存在显著性差异(*P* < 0.05), 且中、高密度组的含量呈降低趋势。

NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量的变化范围为 -0.554 ~ 0.038 mmol/(m<sup>2</sup> · d)。图 2 表明在实验前期(5 ~ 10 d) NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量较小。除了第 10、15 天的低密度组表现为沉积物向上覆水中释放 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, 其余时间均表现为沉积物从上覆水中吸收 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup>。整体上看,除了第 10 天中密度组 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量值低于低密度组外,中、高密度组 NO<sub>2</sub><sup>-</sup> + NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 通量值均显著大于低密度组(*P* < 0.05)。

2.3 去除缢蛭排氨后上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量及其通量变化

缢蛭在代谢过程中的排氨作用会产生 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, 能够影响上覆水中 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 的含量。从图 3 可以看出,在去除缢蛭排氨所产生的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 后, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量随时间的变化趋势与之前类似,但含量有所降低。0 ~ 10 d NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量缓慢增加, 10 ~ 20 d 增加幅度较大, 20 ~ 25 d 含量变化较小, 中、高密度组比对照组小幅度降低, 低密度组增加。低、中、高密度组上覆水 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 含量始终高于对照组。

图 4 表明,去除缢蛭排氨所产生的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 后, 低密度组除 0 d, 均表现为沉积物向上覆水中释放 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>。中、高密度组除 0 d 和 5、10 d 的通量为负值, 表现为沉积物从上覆水中吸收 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 外, 其余时间均表现为沉积物向上覆水中释放 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>。低密度组与高密度组 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 通量存在显著性差异(*P* < 0.05), 15 d 低、高密度组之间不存在显著性差异(*P* > 0.05)。通过图 4 和图 2 的对比发现, 在去除缢蛭排氨作用产生的 NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 后, 低密度组的

$\text{NH}_4^+$  通量变化不大,中、高密度组在 5、10 d 由正值变为负值,其余实验期间  $\text{NH}_4^+$  通量略有降低。

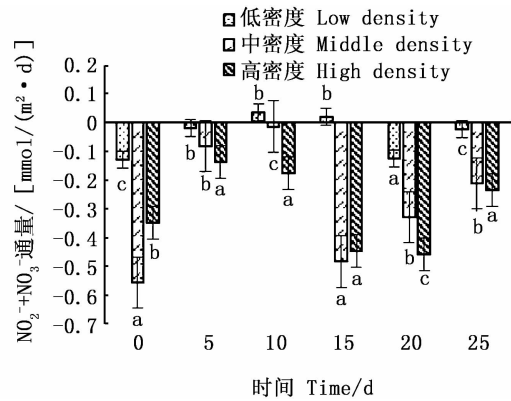
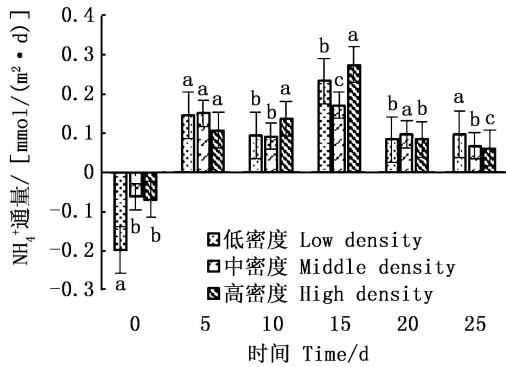


图2 低、中、高密度  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  通量随时间的变化

Fig. 2 Flux of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  at low, middle and high densities

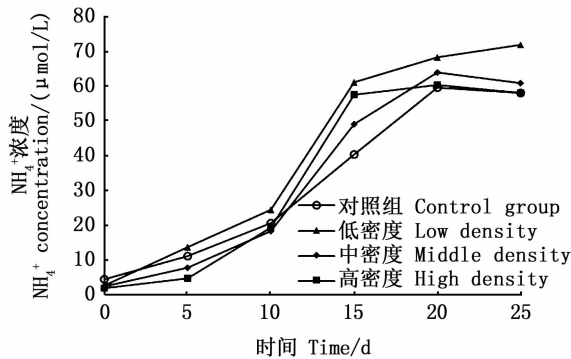


图3 除去缢蛭排氨后上覆水中  $\text{NH}_4^+$  含量随时间的变化

Fig. 3  $\text{NH}_4^+$  content in the overlying water after removal of ammonia excretion

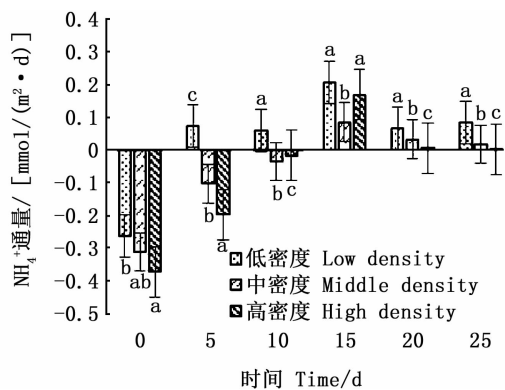


图4 去除排氨后  $\text{NH}_4^+$  通量变化

Fig. 4 Flux of  $\text{NH}_4^+$  after removal of ammonia excretion

### 3 讨论

#### 3.1 上覆水 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 含量变化

实验初期,  $\text{NH}_4^+$  含量增加幅度较小, 很可能是由于缢蛭还处于对新环境的适应阶段, 扰动强度较小。随着时间的推移, 扰动强度增加, 促进了沉积物中  $\text{NH}_4^+$  释放, 所以上覆水  $\text{NH}_4^+$  含量增加明显, 且随着生物密度的增大而增大。实验后期 (20 ~ 25 d) 沉积物与上覆水之间的  $\text{NH}_4^+$  浓度差较小, 达到了相对平衡的状态,  $\text{NH}_4^+$  含量基本保持稳定。有研究<sup>[11, 14]</sup>表明, 底栖生物的扰动促进了沉积物中  $\text{NH}_4^+$  的释放, 进一步增加上覆水中  $\text{NH}_4^+$  的浓度。

底栖生物的扰动作用能够影响沉积物中氮的硝化、反硝化过程, 进而加快  $\text{NO}_3^-$  的还原过程<sup>[3]</sup>。  $\text{NO}_2^-$  是硝化作用的中间产物, 本实验测得的含量很低, 因此将  $\text{NO}_2^-$  与  $\text{NO}_3^-$  合在一起作为硝化作用的产物。缢蛭的扰动改变了沉积物的氧化还原环境, 使得表层沉积物中的溶解氧含量增加, 有利于硝化反应的发生<sup>[15]</sup>, 从而促进沉积物中的  $\text{NO}_3^-$  向水中释放, 所以 0 ~ 15 d  $\text{NO}_3^-$  含量逐渐增加。随着时间的推移, 缢蛭的生命活动消耗了上覆水中的氧气, 使得硝化作用减弱, 在实验后期 (15 ~ 25 d)  $\text{NO}_3^-$  含量有小幅度的下降。还有研究<sup>[16-17]</sup>发现, 底栖生物的扰动会促进水中的  $\text{NO}_3^-$  向沉积物中迁移, 促进沉积物中的反硝化作用, 因此上覆水中的  $\text{NO}_3^-$  含量降低, 所以对

对照组  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  含量要高于低、中、高密度组。

综上所述,缢蛏扰动促进了上覆水中氮营养盐的增加,不同生物密度扰动的影响有差异,总的来说在一定生物栖息密度下,随着密度的增加,扰动作用对氮营养盐的影响更大。本实验的结果与 ZHONG 等<sup>[18]</sup>对凡纳滨对虾扰动的研究类似。

### 3.2 $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 通量变化

沉积物是海洋底栖生物生命活动的重要介质,底栖生物的生长、排泄、掘穴等活动会改变沉积物的氧气环境,加速沉积物中的氮向水中释放<sup>[8]</sup>。实验初期,上覆水中与沉积物中氮营养盐的含量存在浓度差,均表现为沉积物从上覆水中吸收  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ 。缢蛏扰动促进了沉积物向上覆水中释放  $\text{NH}_4^+$ ,使得氮营养盐通量一直大于零,且硝化过程中上覆水中  $\text{NH}_4^+$  转化成  $\text{NO}_3^-$ <sup>[19-20]</sup>,在 5~25 d 大部分时间  $\text{NH}_4^+$  和  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  通量发生相反的变化,因此缢蛏的扰动促进了氨氮与硝态氮之间的转化。研究<sup>[6]</sup>表明,缢蛏的扰动影响沉积物和上覆水中溶解氧的含量,使沉积物中溶解氧含量增加,加速了沉积物硝化过程,使得上覆水中  $\text{NO}_3^-$  的含量增加。在本实验培养结束后,对照组上覆水中溶解氧含量减少了 1.58%,沉积物中溶解氧增加 0.56%;实验组上覆水中溶解氧的含量降低了 27.10%~42.64%,沉积物间隙水中溶解氧含量增加了 6.46%~19.70%,与该研究结果相近。且随着生物密度的增加,中、高密度组的  $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  通量高于低密度组。因此缢蛏扰动对氮营养通量有影响,且不同生物密度扰动的影响有差异,整体上看,中、高密度组的通量要大于低密度组。

### 3.3 去除排氨作用 $\text{NH}_4^+$ 含量及通量的变化

缢蛏的代谢过程中,排氨作用产生的  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  含量较低因此可以忽略。缢蛏在盐度为 22、 $\text{pH} = 8$  的环境条件下排氨率最大,研究<sup>[12]</sup>表明缢蛏在此最适环境下只需消耗较少的能量就可以维持正常的生命活动。在去除缢蛏排氨产生的  $\text{NH}_4^+$  后,  $\text{NH}_4^+$  的含量变化与之前类似,都是随着时间的推移呈增加的趋势,但在 5~10 d 和 15~25 d 含量有小幅度的降低,这是由于去除排氨作用矫正含量的结果。缢蛏通过排氨作用向上

覆水中输送  $\text{NH}_4^+$ ,对含量变化有一定的贡献,但排氨作用与缢蛏本身扰动所促进沉积物向上覆水中释放  $\text{NH}_4^+$  相比影响较小。在实验后期(20~25 d),去除排氨作用前后  $\text{NH}_4^+$  含量变化差别不大,说明排氨作用对  $\text{NH}_4^+$  含量变化的影响变小,此时沉积物与上覆水之间的  $\text{NH}_4^+$  浓度达到了新的平衡。虽然排氨过程依旧存在,但不影响沉积物与上覆水之间整体的平衡状态。因此缢蛏的扰动促进了沉积物中  $\text{NH}_4^+$  向上覆水中释放,其中排氨作用也增加了上覆水中  $\text{NH}_4^+$  含量,这与 ZHANG 等<sup>[11]</sup>关于河蚬扰动对沉积物水界面营养盐影响的研究结论类似,但本实验中缢蛏排氨作用对  $\text{NH}_4^+$  含量整体变化的影响不是很大。

去除排氨作用后,整个实验周期内低密度组  $\text{NH}_4^+$  通量变化不大,只是略微减小。但中、高密度组在 5~10 d 由沉积物向上覆水中释放变为吸收,而后随着时间的推移,中、高密度组的  $\text{NH}_4^+$  通量减小,但依旧表现为沉积物向水中释放。有研究表明在实验前期缢蛏的排氨作用对沉积物与上覆水之间的  $\text{NH}_4^+$  交换通量有较大的影响,随着时间的推移影响逐渐减小。且在生物密度较大的情况下,排氨作用对  $\text{NH}_4^+$  通量的影响更大。

## 4 结论

缢蛏扰动促进了上覆水  $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$  含量的增加以及沉积物与上覆水之间氮营养盐的交换,且随着缢蛏投放密度的增加,  $\text{NH}_4^+$  含量呈现明显的增大趋势,而  $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$  含量先增加后降低。缢蛏的排氨作用对上覆水中  $\text{NH}_4^+$  含量及其通量变化有影响,其中对  $\text{NH}_4^+$  通量在实验初期的影响较大,从沉积物向上覆水释放转变为上覆水中  $\text{NH}_4^+$  向沉积物迁移,随后趋于平稳,变化不明显。影响沉积物与上覆水中氮通量变化的因素有很多,最终对氮通量的影响结果都是多方面综合考虑的,在本实验中缢蛏的排氨作用对氮通量存在影响,但并不是主要影响因素。在未来的研究中,可以从缢蛏的整个生命过程及其代谢等方面来进行,还需要考虑在模拟实验中一些机械扰动所带来的影响。

## 参考文献:

- [1] 张硕, 方鑫, 黄宏, 等. 基于正交试验的沉积物-水界面营养盐交换通量研究:以海州湾海洋牧场为例[J]. 中国环境科学, 2017, 37(11): 4266-4276.  
ZHANG S, FANG X, HUANG H, et al. Exchange fluxes of nutrients at the sediment-water interface based on orthogonal experimental design: Taking the marine ranching area of Haizhou Bay as an example [J]. China Environmental Science, 2017, 37(11): 4266-4276.
- [2] 熊莹槐, 王芳, 钟大森. 不同盐度下凡纳滨对虾扰动作用对沉积物-水界面营养盐通量的影响[J]. 河北渔业, 2015(7): 1-5.  
XIONG Y H, WANG F, ZHONG D S. Impact of *Litopenaeus vannamei* bioturbation on benthic fluxes at the sediment-water interface in different salinities [J]. Hebei Fisheries, 2015 (7): 1-5.
- [3] MICHAUD E, DESROSIERS G, MERMILLOD-BLONDIN F, et al. The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment-water interface [J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2006, 337(2): 178-189.
- [4] 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.
- [5] WELSH D T, CASTADELLI T G. Bacterial nitrification activity directly associated with isolated benthic marine animals [J]. Marine Biology, 2004, 144(5): 1029-1037.
- [6] WENZHÖFER F, GLUD R N. Small-scale spatial and temporal variability in coastal benthic O<sub>2</sub> dynamics: effects of fauna activity [J]. Limnology and Oceanography, 2004, 49(5): 1471-1481.
- [7] 商景阁, 张路, 张波, 等. 中国长足摇蚊 (*Tanytus chinensis*) 幼虫栖扰动对沉积物溶解氧特征及反硝化的影响 [J]. 湖泊科学, 2010, 22(5): 708-713.  
SHANG J G, ZHANG L, ZHANG B, et al. Bioturbation effect of *Tanytus chinensis* larvae on denitrification rate and process in sediments [J]. Journal of Lake Sciences, 2010, 22(5): 708-713.
- [8] NIZZOLI D, BARTOLI M, COOPER M, et al. Implications for oxygen, nutrient fluxes and denitrification rates during the early stage of sediment colonisation by the polychaete *Nereis* spp. in four estuaries [J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 75(1/2): 125-134.
- [9] 孙思志, 郑志明, 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 *Bellamyia aeruginosa* bioturbation on nutrient fluxes across sediment-water interface of algal bloom water body [J]. Chinese Journal of Ecology, 2010, 29(4): 730-734.
- [10] 邓可, 刘素美, 张桂玲, 等. 菲律宾蛤仔养殖对胶州湾沉积物-水界面生源要素迁移的影响 [J]. 环境科学, 2012, 33(3): 782-793.  
DENG K, LIU S M, ZHANG G L, et al. Influence of *Ruditapes philippinarum* aquaculture on benthic fluxes of biogenic elements in Jiaozhou Bay [J]. Environmental Science, 2012, 33(3): 782-793.
- [11] 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.
- [12] 吕昊泽, 刘健, 陈锦辉, 等. 长江口 3 种贝类碳、氮收支的研究 [J]. 海洋科学, 2014, 38(6): 37-42.  
LYU H Z, LIU J, CHEN J H, et al. Study on carbon and nitrogen budgets of three bivalves in Yangtze River estuary [J]. Marine Sciences, 2014, 38(6): 37-42.
- [13] ZHENG Z M, DONG S L, TIAN X L, et al. Sediment-water fluxes of nutrients and dissolved organic carbon in extensive sea cucumber culture ponds [J]. CLEAN-Soil, Air, Water, 2009, 37(3): 218-224.
- [14] SVENSSON J M. Influence of *Chironomus plumosus* larvae on ammonium flux and denitrification (measured by the acetylene blockage- and the isotope pairing-technique) in eutrophic lake sediment [J]. Hydrobiologia, 1997, 346(1/3): 157-168.
- [15] NIELSEN O, GRIBSHOLT B, KRISTENSEN E, et al. Microscale distribution of oxygen and nitrate in sediment inhabited by *Nereis diversicolor*: spatial patterns and estimated reaction rates [J]. Aquatic Microbial Ecology, 2004, 34(1): 23-32.
- [16] SHANG J G, ZHANG L, SHI C J, et al. Influence of Chironomid Larvae on oxygen and nitrogen fluxes across the sediment-water interface (Lake Taihu, China) [J]. Journal of Environmental Sciences, 2013, 25(5): 978-985.
- [17] SVENSSON J M, ENRICH-PRAST A, LEONARDO L. Nitrification and denitrification in a eutrophic lake sediment bioturbated by oligochaetes [J]. Aquatic Microbial Ecology, 2001, 23(2): 177-186.
- [18] ZHONG D S, WANG F, DONG S L, et al. Impact of *Litopenaeus vannamei* bioturbation on nitrogen dynamics and benthic fluxes at the sediment-water interface in pond aquaculture [J]. Aquaculture International, 2015, 23(4): 967-980.
- [19] 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.

- [20] THAMDRUP B, DALSGAARD T. Production of  $N_2$  through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments [ J ]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, 68(3): 1312-1318.

## Effects of *Sinonovacula constricta* bioturbation and ammonia excretion on the content and flux of nitrogen nutrients in overlying water

ZHANG Shuo<sup>1,2</sup>, TANG Mingrui<sup>1</sup>, LU Jikun<sup>3</sup>, HUANG Hong<sup>4</sup>

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Lianyungang Marine and Fishery Development Promotion Center, Lianyungang 222000, Jiangsu, China; 4. Marine Ecology and Environment College, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** Life activities such as bioturbation and excretion of benthos affect nutrient content and migration at the sediment-water interface. The effects of *Sinonovacula constricta* bioturbation and its ammonia excretion on nitrogen nutrients in overlying water were studied based on a laboratory experiment in this study. Three treatment groups and a control group were set up according to different biological densities (63.66 ind/m<sup>2</sup>, 127.32 ind/m<sup>2</sup>, 190.99 ind/m<sup>2</sup>), and a 25-day laboratory experiment was carried out in the conditions of water temperature 23 °C, salinity 22, and pH 8. The overlying water was collected every 5 days for analyzing the nitrogen nutrients and flux. The results show that the bioturbation of *S. constricta* promoted the content of  $NH_4^+$  and  $NO_3^- + NO_2^-$  in the overlying water. With the increase of the density, the  $NH_4^+$  content increased obviously, while the content of  $NO_3^- + NO_2^-$  increased first and then decreased. The  $NH_4^+$  flux is  $-0.195 - 0.273 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , that is, the ammonia nitrogen in the sediment is released into the overlying water. And the  $NO_3^- + NO_2^-$  flux is from  $-0.554$  to  $0.038 \text{ mmol}/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$ , indicating that the sediment absorbed nitrate nitrogen from the overlying water. Considering the effect of ammonia metabolism of *S. constricta*, the ammonia nitrogen content was checked by ammonia data. Although the  $NH_4^+$  content decreased slightly, but the trend with time did not change. In addition, the  $NH_4^+$  flux changed greatly in the initial stage of the experiment, and it changed from sediment to overlying water release to migrate from the overlying water to the sediment, and then stabilized without obvious changes. Therefore, the bioturbation of *S. constricta* promoted the exchange of nitrogen nutrients between the sediment and the overlying water. The ammonia metabolism has a great influence on the flux in the early stage of the experiment, and the effect of ammonia metabolism gradually decreases over time.

**Key words:** *Sinonovacula constricta*; bioturbation; ammonia metabolism; nitrogen nutrient; exchange flux