

氨氮对软体动物生长的影响: 以铜锈环棱螺为例

李艳 刘苗 余业鑫 乔瑞婷 刘佳豪 王海军

AMMONIA ON THE GROWTH OF MOLLUSC: A CASE STUDY OF *BELLAMYA AERUGINOSA*

LI Yan, LIU Miao, YU Ye-Xin, QIAO Rui-Ting, LIU Jia-Hao, WANG Hai-Jun

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.7541/2022.2021.0261>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

氨氮对鱼类毒性的影响因子及气呼吸型鱼类耐氨策略

IMPACT FACTORS OF AMMONIA TOXICITY AND STRATEGIES FOR AMMONIA TOLERANCE IN AIR-BREATHING FISH: A REVIEW

水生生物学报. 2017, 41(5): 1157-1168 <https://doi.org/10.7541/2017.144>

氨氮降解菌的筛选、鉴定与复合菌水质调控效果研究

SCREENING AND IDENTIFICATION OF DEGRADING AMMONIA-NITROGEN BACTERIA AND ITS EFFECT ON WATER QUALITY CONTROL

水生生物学报. 2019, 43(4): 875-883 <https://doi.org/10.7541/2019.104>

氨氮对中华小长臂虾的急性毒性及非特异性免疫指标的影响

水生生物学报. 2017, 41(3): 516-522 <https://doi.org/10.7541/2017.66>

慢性氨氮胁迫对台湾泥鳅幼鱼生长、免疫及组织结构的影响

EFFECTS OF CHRONIC AMMONIA STRESS ON GROWTH, IMMUNITY AND HISTOLOGICAL STRUCTURE OF JUVENILE TAIWAN LOACH (*PARAMISGURNUS DABRYANUS* SSP. TAIWAN)

水生生物学报. 2021, 45(2): 267-274 <https://doi.org/10.7541/2021.2019.281>

毛枝藻对人工污水脱氮除磷能力的研究

STUDY ON THE REMOVAL ABILITY OF NITROGEN AND PHOSPHORUS FROM *STIGEOCLONIUM* SPP.

水生生物学报. 2019, 43(1): 205-212 <https://doi.org/10.7541/2019.025>

东湖表层沉积物中氨氧化古菌和氨氧化细菌丰度及多样性研究

ABUNDANCE AND DIVERSITY OF AMMONIA-OXIDIZING ARCHAEA AND AMMONIA-OXIDIZING BACTERIA IN THE SURFACE SEDIMENTS OF DONGHU LAKE

水生生物学报. 2018, 42(2): 406-415 <https://doi.org/10.7541/2018.052>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

doi: 10.7541/2022.2021.0261

## 氨氮对软体动物生长的影响: 以铜锈环棱螺为例

李艳<sup>1</sup> 刘苗<sup>1,2</sup> 余业鑫<sup>1</sup> 乔瑞婷<sup>1,2</sup> 刘佳豪<sup>1,3</sup> 王海军<sup>1,4</sup>

(1. 中国科学院水生生物研究所, 淡水生态与生物技术国家重点实验室, 武汉 430072; 2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 大连海洋大学水产与生命学院, 大连 116023; 4. 云南大学生态学与环境学院高原湖泊生态与治理研究院, 昆明 650504)

**摘要:** 为探究氨氮对底栖动物的毒性效应, 在位于湖北保安湖的近自然生态系统(单个水域面积约600 m<sup>2</sup>, 水深约1.5 m)中开展了为期1年的模拟实验, 分析了6个不同氨氮浓度[N25>N20>N15>N10>N5>N0(对照); 0.2—33.7 mg/L]条件下, 大型底栖动物(软体动物)群落特征的差异。结果表明: (1)实验系统中采集的软体动物主要为铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*); (2)从*B. aeruginosa*密度来看, N0、N5、N10和N15处理相差不大[28(0—85) ind./m<sup>2</sup>], 均显著高于N20和N25处理[5(0—29) ind./m<sup>2</sup>]( $P<0.05$ ); (3)从*B. aeruginosa*生物量来看, N0、N5、N10、N15和N20处理相差不大[40.0(0—85.5) g/m<sup>2</sup>], 均显著高于N25处理[0.8(0—4.0) g/m<sup>2</sup>]( $P<0.05$ ); (4)从*B. aeruginosa*壳长、壳宽和带壳湿重来看, 均是N0处理最低, N20或N25处理最高; (5) *B. aeruginosa*密度和生物量与水体氨氮含量呈显著负相关( $P<0.05$ ), 随分子氨浓度的增加而下降; (6) *B. aeruginosa*壳长、壳宽和带壳湿重均与分子氨呈显著正相关( $P<0.05$ ), 随分子氨浓度的增加而上升。以上研究表明, 当氨氮浓度高于21.7 mg/L、分子氨高于0.18 mg/L(N15处理年均值)后, 对软体动物有明显的毒害作用, 尤其对生物数量的增加有明显的抑制作用, 但未发现对其个体生长产生负面效应。这可能是因为水中氨氮增加后, 促进了藻类的生长, 使得软体动物的食物更丰富, 有利于其碳水化合物化合物的积累和对氨氮的解毒。此外, 水-沉积物界面附近的分子氨浓度比水表层略低, 可能也是生活在水体底部的软体动物能够耐受更高浓度氨氮的原因之一。以上研究结果可完善氨氮对水生生物毒性的理解, 为水体氮管理策略的制定提供一定的科学依据。

**关键词:** 氨氮; 分子氨; 软体动物; 毒性效应; 保安湖; 铜锈环棱螺

**中图分类号:** Q178.1      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-3207(2023)01-0045-10



随着人类活动的日益加剧, 大量的氮被生产和使用, 其中未被完全利用的氮随工业点源和农业面源污染被排放至环境中, 导致水体富营养化等环境问题<sup>[1, 2]</sup>。在河流、湖泊等水体中, 氨氮是氮污染的主要存在形式, 其处理成本甚高, 且浓度过高时可对水生动物产生毒害作用<sup>[3, 4]</sup>。

总氮包括离子铵和分子氨两种形态, 离子铵无毒或微毒, 分子氨毒性较强<sup>[2, 5]</sup>。水体中分子氨占总氮的比例主要受温度和pH等的影响, 其随温度和pH的上升而增加<sup>[6]</sup>。水中氨氮浓度过高时可对水生动物产生毒性效应, 国内外已有结果表明: 氨氮

可影响动物的行为、生长、呼吸作用、免疫系统和抗氧化系统等, 氨氮浓度过高时可导致生物死亡<sup>[7-14]</sup>。

底栖动物广泛分布于各类水体中, 运动能力差、包括敏感种和耐污种等, 是环境变化的理想指示种。作为重要的次级生产者, 底栖动物在淡水生态系统的物质循环和能量流动中扮演着重要角色, 如作为鱼类等水生动物的天然饵料, 许多经济水产动物如青鱼和鲤等都以底栖动物为食<sup>[15-17]</sup>。据测定软体动物每克干重的能量约32%, 是一类较佳的饲料资源<sup>[18]</sup>。此外, 底栖动物还可加速水底碎屑的分解, 调节水-沉积物界面物质交换, 促进水体自净<sup>[17, 19]</sup>。

**收稿日期:** 2021-10-08; **修订日期:** 2022-07-04

**基金项目:** 国家重点研发计划(2018YFD0900805); 淡水生态与生物技术国家重点实验室课题(2019FBZ01); 武汉市科技计划项目(2020020602012152); 武汉市政建设集团有限公司科研项目(wszky202014); 云南省科技厅(202001BB050078); 中国科学院青年创新促进会优秀会员(Y201859)资助 [Supported by National Key Research and Development Program of China (2018YFD0900805); State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology (2019FBZ01); Wuhan Science and Technology Plan Project (2020020602012152); Research Project of Wuhan Municipal Construction Group Co., Ltd. (wszky202014); Yunnan Provincial Department of Science and Technology (202001BB050078); the Youth Innovation Association of Chinese Academy of Sciences (Y201859)]

**通信作者:** 李艳(1991—), 女, 博士; 主要从事淡水生态学研究。E-mail: liyan@ihb.ac.cn

因此,底栖动物为水生生态系统中的一个非常重要的类群。

然而,目前关于氨氮对水生生物毒性的研究主要以鱼类为研究对象,对底栖动物的研究相对较少,且多为中小尺度研究。已有研究表明氨氮过量时可直接或间接对底栖动物的生长、繁殖等方面产生不利影响<sup>[20-24]</sup>。如扁形动物、端足类和软体动物的96h半致死浓度(96h  $LC_{50}$ )为0.11—0.58 mg/L(分子氮含量,以氮计)<sup>[25,26]</sup>。以上研究对了解氨氮对底栖动物的毒性及机制具有重要意义,但由于不同尺度研究系统在物理、化学和生物等方面的差异,此类研究结果在外推至自然水体中存在很大的不确定性。因此,开展自然水体或近自然水体的研究对于全面了解氨氮毒性具有重要的意义。

基于以上分析,我们在位于湖北保安湖圩区的近自然池塘中开展了为期1年的慢性毒性实验,以研究氨氮对底栖动物的影响。鉴于软体动物个体较大、生活史较长(几年)、易于采集与观察,且很多种类在水生生态系统有毒物质的测试方面已有较多应用,本研究以软体动物为对象,开展相关研究<sup>[27,28]</sup>。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验系统概况

实验系统(N 30°17'20", E 114°43'45")位于长江中游的湖北省大冶市,地处保安湖东北岸圩区(图1)。本实验系统于2011年由1个面积约6000 m<sup>2</sup>池塘改造而成,改造前先清淤,然后将其筑堤分割成10个大小近似的小池塘,最后从保安湖引入沉积物和湖水以模拟自然湖泊。建成后的池塘水深约1.5 m,水域面积约600 m<sup>2</sup>。

### 1.2 实验处理

本实验在2018年10月至2019年9月进行,持续1年。通过施加氮肥(化学纯氯化铵)设置6组氨氮浓

度梯度,即N0(对照)、N5、N10、N15、N20和N25,其每月施肥量分别是0、5、10、15、20和25 kg。实验期间所有处理均未施加磷肥。

施肥每月进行1次,一般在上午10:00—12:00进行,施肥时先将肥料溶解于装有湖水的聚乙烯水桶中,然后均匀泼洒于水面。各池塘在本实验开始前已经进行了约8年(2011—2018年)的施肥实验。各实验池塘的初始(2011年)氨氮浓度为0.15(0.10—0.18) mg/L,本实验开始前N0(对照)、N5、N10、N15、N20和N25处理中的氨氮浓度分别为0.11、1.51、0.37、7.46、21.4和28.3 mg/L。

### 1.3 样品采集与分析

水的物理、化学及生物指标每月监测一次,一般在施肥前一天的上午08:00—12:00进行。水温、pH等使用多参数水质分析仪PRO Plus (Yellow Spring Instruments, 美国)在水下20 cm处测定。水样使用长1.5 m、直径10 cm的全水层采水器分别于池塘中间和四周选择5个采集点采集。水样采集后先混合,然后取1 L上述混合水样装于聚乙烯瓶中用于测定水体化学指标。化学指标的测定参照《水和废水监测分析方法》(第四版)<sup>[29]</sup>:总氮含量使用过硫酸钾氧化-紫外分光光度法;氨氮含量使用水杨酸-次氯酸盐光度法;总磷含量使用钼锑抗分光光度法;水中浮游藻类叶绿素a含量使用分光光度法。

软体动物的采集参照《内陆渔业自然资源调查手册》(张觉民和何志辉,1991)。使用1/16 m<sup>2</sup>比德森采泥器沿池塘对角线采集3个样点(池塘中间位置1个,两端各1个)。软体动物采集后带回实验室进行种类鉴定、计数,并测量每个个体的壳长、壳宽和带壳湿重等。

### 1.4 数据处理与分析

数据处理使用软件Excel 2010和R 4.0.5。各处理间总氮、氨氮、总磷和浮游藻类叶绿素a的差异

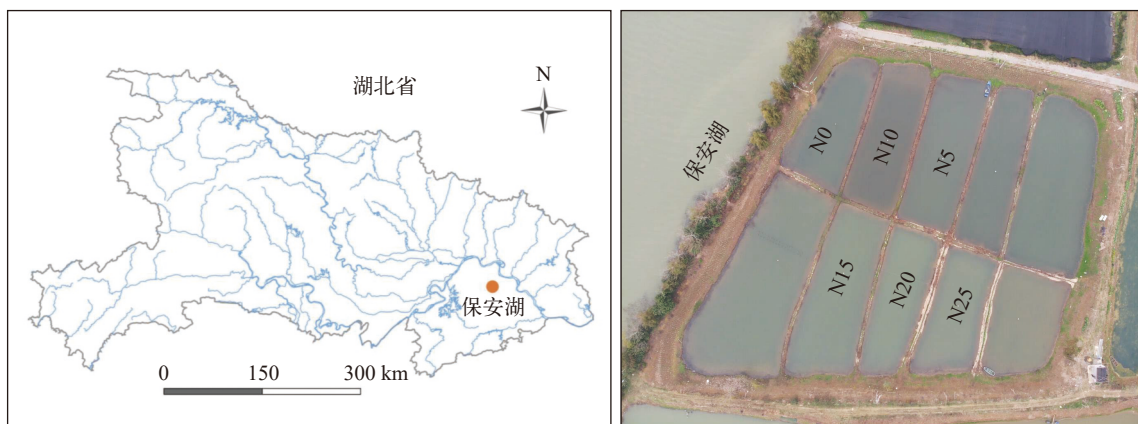


图1 实验池塘所在位置

Fig. 1 Location of the experimental ponds

性检验使用非参数检验Friedman test。当结果显示各处理差异显著时( $P < 0.05$ ), 使用Wilcoxon-Nemenyi-McDonald-Thompson post-hoc tests进行多重比较。软体动物密度、生物量及壳长、壳宽、带壳湿重等与环境因子间关系的分析使用斯皮尔曼相关分析和一元线性回归。

## 2 结果

### 2.1 水体理化性质

在实验期间, 各处理氨氮含量呈现明显的梯度, 由高至低依次为N25、N20、N15、N10、N5和N0(图2a)。分子氨的变化规律与总氮类似(图2b)。在N0和N5处理中, 分子氨占总氮的比例略高, 均值分别为7.67%和5.53%; 其次是N10和N15处理, 分别为3.99%和3.88%; N20和N25处理中较低, 分别为2.04%和2.28%。在各处理中, 总磷含量相差不大( $P > 0.05$ ), 约0.04(0.01—0.09) mg/L(图2c); 浮游藻类叶绿素 $a$ 也相差不大( $P > 0.05$ ), 均处于较低水平, N10处理略高于其他处理(图2d)。各处理中分子氨含量沿时间的变化见图3, 总体而言夏秋季高、冬春季低。

### 2.2 软体动物密度、生物量

本研究期间采集的软体动物主要为铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*), 还发现极少量萝卜螺

(*Radix* sp.)、纹沼螺(*Parafossarulus striatulus*)和背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)等。就*B. aeruginosa*密度而言, N0、N5、N10和N15处理相差不大[28(0—85) ind./m<sup>2</sup>], 四者均显著高于N20和N25处理[5(0—29) ind./m<sup>2</sup>] ( $P < 0.05$ )。从*B. aeruginosa*生物量来看, N0、N5、N10、N15和N20处理相差不大[40.0(0—85.5) g/m<sup>2</sup>], 均显著高于N25处理[0.8(0—4.0) g/m<sup>2</sup>] ( $P < 0.05$ )。各处理中螺的密度和生物量沿时间的变化见图4, 总体而言夏秋季高、冬春季低。

### 2.3 软体动物生长状况

本研究期间, 从*B. aeruginosa*壳长来看, 各处理差别较大, 添加氨氮的处理均显著高于对照处理( $P < 0.05$ ; 图5)。N20处理最高, 为21.3(2.6—29.6) mm, N0处理最低, 为16.3(3.7—26.3) mm(图5a)。带壳湿重与壳长的变化规律一致, 同样为N20处理最高[2.4(0.01—5.1) g], N0处理最低[1.2(0.1—4.3) g](图5c)。就壳宽而言, 各处理也相差较大, N25最高[16.7(12.2—18.9) mm], N0最低[13.1(2.9—22.1) mm](图4b)。各处理中螺的生长指标沿时间的变化见图3, 总体而言季节差异不明显, 冬季时略低。

### 2.4 软体动物现存量及生长状况与环境因子的关系

斯皮尔曼相关分析结果显示, *B. aeruginosa*密度和生物量与水体氨氮含量呈显著负相关( $P < 0.05$ ),

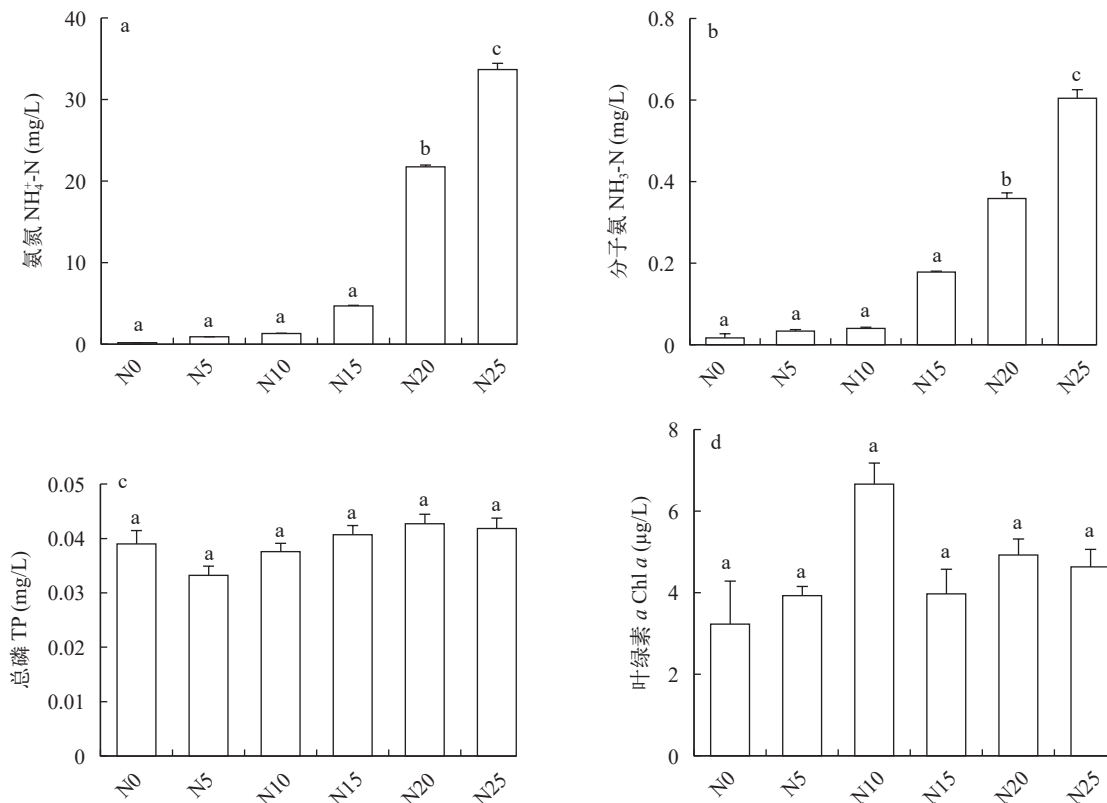


图2 各处理中氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )、分子氨( $\text{NH}_3$ )、总磷(TP)和浮游藻类叶绿素 $a$  (Chl.  $a$ )含量

Fig. 2 Ammonia, non-ionized ammonia, total phosphorus and phytoplankton chlorophyll  $a$  concentrations during the experiment



与水体总磷含量、温度和pH呈显著正相关( $P<0.05$ ),但与分子氨含量关系不明显( $P>0.05$ ;图6);而*B. aeruginosa*壳长、壳宽和带壳湿重均与水体分子氨含量呈显著正相关( $P<0.05$ ),带壳湿重还与氨氮呈显著正相关( $P<0.05$ ;图6)。此外,壳宽还与温度呈显著正相关( $P<0.05$ ;图6)。

回归分析结果显示,*B. aeruginosa*密度和生物量随分子氨浓度的上升呈现下降趋势,而壳长、壳宽和带壳湿重随分子氨的变化趋势不明显,呈略微上升趋势(图7)。

### 3 讨论

#### 3.1 氨氮对铜锈环棱螺的影响

本次持续1年(2018年10月至2019年9月)的近自然条件模拟实验结果表明,氨氮对软体动物具有明显的毒害作用,尤其是在N20和N25处理中。本研究期间采集的软体动物主要为铜锈环棱螺(*Bellamyia aeruginosa*),还发现极少量萝卜螺(*Radix* sp.)、纹沼螺(*Parafossarulus striatulus*)和背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)等。*B. aeruginosa*属腹足纲、田螺科,是一种典型的大型底栖动物,广泛分布于长江中下游浅水湖泊和池塘中,耐污性较强;生活史较长(3—4年)、繁殖能力较强、生长快,主要以着生藻为食,还摄食少量浮游藻类<sup>[18]</sup>。在本实

验开展之前,该实验系统已进行了为期约8年的氮添加实验,长期的氨氮暴露使得一些对毒性物质较为敏感的种类(如双壳类)难以生存。此外,本实验系统为人工构建,种源的缺乏也可能是导致软体动物种类较少的原因之一。在本研究中*B. aeruginosa*密度和生物量与水中氨氮浓度呈显著负相关,其均随分子氨浓度的上升而下降(图6和图7)。N20和N25处理中*B. aeruginosa*的密度分别仅为N0处理(对照)的25%和1%;N25处理中螺的生物量仅为N0处理的1%(图5)。不同处理间差异在春夏季时更明显(图3)。

水中氨氮浓度过高时可能对水生动物的存活、生长和繁殖等产生不利影响。如氨氮能够通过降低水生动物的产卵能力、血液的载氧能力等方式直接影响水生动物的生长与繁殖<sup>[30]</sup>。氨氮还可通过降低血淋巴中血细胞数量以降低其防御能力,导致其抗病力下降等方式间接影响水生动物的生长<sup>[12,31]</sup>。此外,生物自身具备解毒能力,如将氨氮转化为毒性较低的尿素排出体外,这一过程会导致排泄量增加,不利于生物量的积累<sup>[32]</sup>。氨氮对水生生物毒性的大小受环境影响较大。在氨氮的两种存在形式中,离子铵无毒或微毒,分子氨毒性较强<sup>[2,5,33]</sup>。这是因为离子铵带正电,与细胞膜相互排斥,难以进入细胞内<sup>[5]</sup>,而分子氨不带电荷,有较高

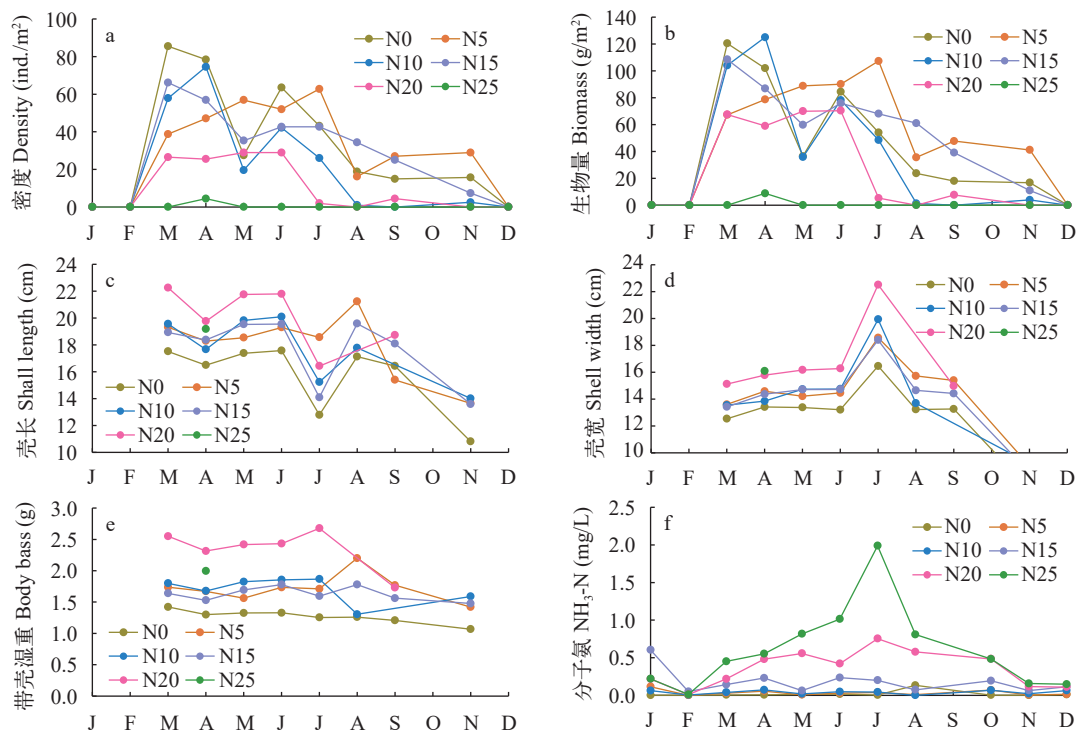


图3 各处理中铜锈环棱螺密度、生物量、壳长、壳宽、带壳湿重和分子氨含量( $\text{NH}_3\text{-N}$ )的变化

Fig. 3 Changes of density, biomass, shell length, shell width and body mass of *Bellamyia aeruginosa* and non-ionized ammonia concentration during the experiment

的脂溶性, 很容易穿透脂质性生物膜进入机体, 造成生物的氨中毒, 其对生物的毒性可达离子铵的数十至数百倍<sup>[33]</sup>。由于分子氨占总氨的量随pH和温度的上升而增加, 因此水中氨氮对水生生物的毒性也随pH和温度的上升而增强<sup>[6]</sup>。然而, 本研究中螺的密度、生物量及部分生长指标与pH和温度呈正相关(图 6)。这可能是因为水体pH和温度主要在春夏季略高, 此时虽然分子氨含量增加, 但螺的代谢能力及解毒能力同样随温度的升高而有所增强。此外, 水体盐度、溶氧及其他有毒物质等也会对氨氮毒性产生一定的影响<sup>[32, 34-36]</sup>。基于氨氮对水生

生物的潜在毒害作用, 美国EPA(2013)将水中氨氮的最大浓度标准值和持续浓度标准值分别设置为 17和1.9 mg/L。中国《淡水水生生物水质基准—氨氮》(2020年版)中, 氨氮的短期和长期基准值分别为18和2.1 mg/L<sup>[37]</sup>。

### 3.2 氨氮对铜锈环棱螺毒性效应的阈值及其随研究尺度的变化

在本次近自然条件模拟实验中, 氨氮对软体动物产生显著毒害作用的阈值高于室内小尺度实验所得的阈值。N0、N5、N10和N15处理中*B. aeruginosa*密度和生物量均相差不大, 均显著高于N25

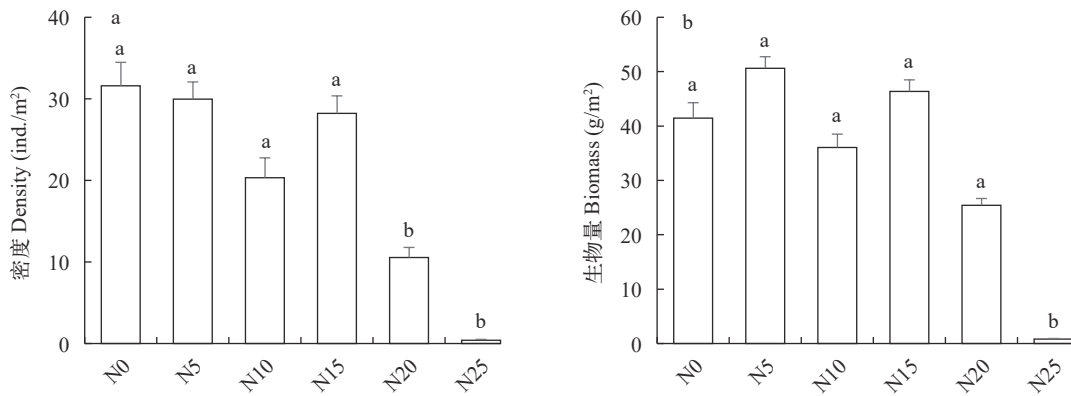


图 4 各处理中铜锈环棱螺密度(a)和生物量(b)

Fig. 4 Density (a) and biomass (b) of *Bellamyia aeruginosa* during the experiment

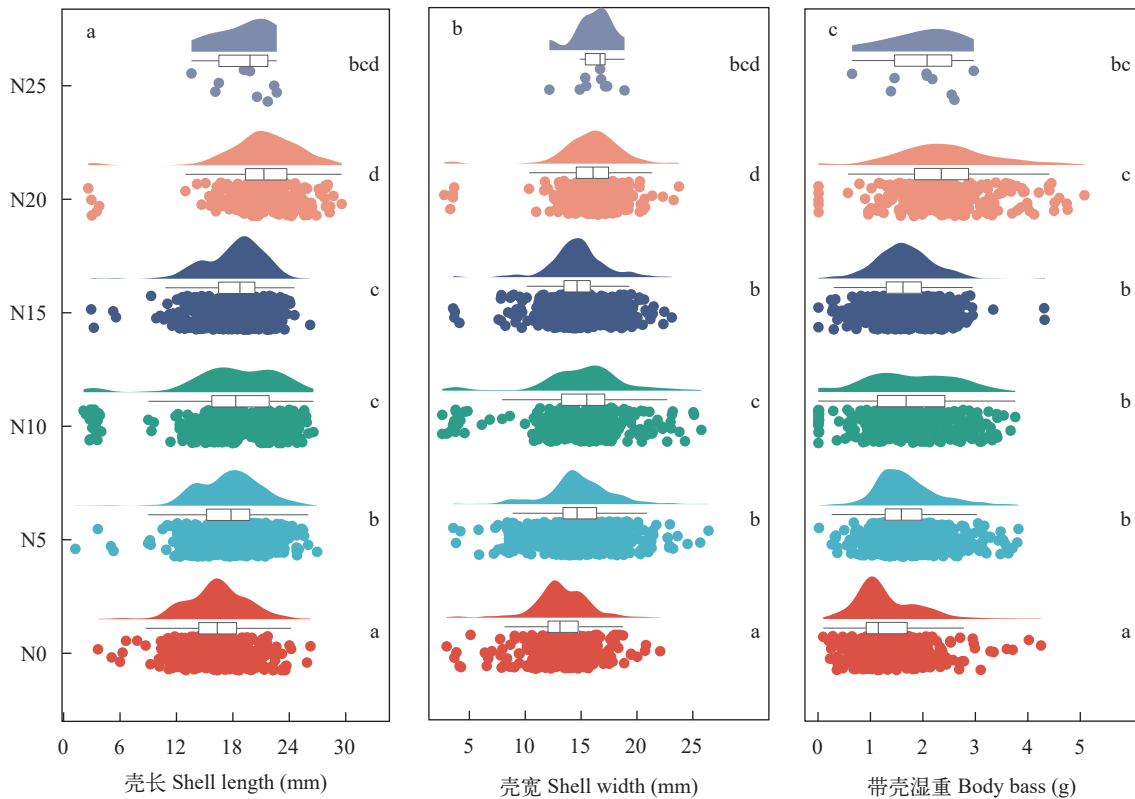


图 5 各处理中铜锈环棱螺壳长、壳宽和带壳湿重

Fig. 5 Shell length, shell width and body mass of *Bellamyia aeruginosa* during the experiment

处理( $P < 0.05$ ; 图 3)。 *B. aeruginosa* 个体生长状况在各处理间相差不大, 其壳长、壳宽和带壳湿重甚至随氨氮含量的增加有上升趋势(图 6和图 7)。因此, 在本研究中氨氮对 *B. aeruginosa* 产生明显毒害作用的阈值是  $\geq 21.7$  mg/L, 分子氨阈值  $\geq 0.18$  mg/L (N15处理年均值)。本研究中N0—N25处理中分子氨含量为0.04—0.6 mg/L (以氮计)。我们在前期开展的微宇宙(8 L)模拟实验中, 氨氮对 *B. aeruginosa* 的96h  $LC_{50}$  为0.56 mg/L (以氮计; 未发表数据)。以

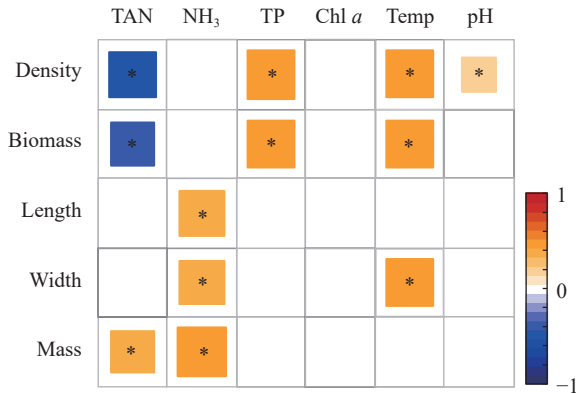


图 6 铜锈环棱螺密度、生物量、壳长、壳宽和带壳湿重与环境因子间斯皮尔曼相关分析

Fig. 6 Spearman rank correlations of density, biomass, shell length, shell width and body mass of *Bellamyia aeruginosa* with environmental variables

Density, 密度; Biomass, 生物量; Length, 壳长; Width, 壳宽; Mass, 带壳湿重; TN, 总氮含量; TAN, 氨氮含量; TP, 总磷含量; Chl. *a*, 浮游藻类叶绿素 *a* 含量; Temp, 温度; 红色方块为正相关 red block: positive correlation, 蓝色方块为负相关 blue block: negative correlation; “\*”,  $P < 0.05$

上分析表明, 在野外近自然条件下, *B. aeruginosa* 在微宇宙研究中获取的半致死浓度条件下仍生长良好, 即氨氮对 *B. aeruginosa* 的毒性随研究尺度的增大有所下降。

在野外复杂环境下, 环境因子的变动及生物自身的适应能力均可能导致氨氮毒性及生物对氨氮的耐受性发生改变。例如在自然水体中, pH 和水温存在昼夜变化, 一般白天高夜间低, 因而分子氨浓度在夜晚更低。分子氨浓度的昼夜波动使得水生动物有时间通过调整自身生命活动, 如在毒性较强的时段通过关闭屏障等活动, 适应一定浓度的氨氮<sup>[11,31]</sup>。*B. aeruginosa* 生活在水体底部, 由于温度和 pH 等在水体垂直方向上的差异, 分子氨浓度往往在水体底部略低, 如本研究中夏季和冬季时水体底部的分子氨浓度均约为表层的 50%(图 8)。此外, 生物自身具备解毒能力, 如将氨氮转化为谷氨酰胺或毒性相对较弱的尿素, 解毒过程需要大量的能量。室内短期微宇宙研究中多数未投喂, 而自然水体中食物来源往往比较丰富, 生物摄食后有更多的碳水化合物用于解毒。因此自然生态系统中的多种食物来源是生物能够耐受更高浓度氨氮的重要原因之一<sup>[38—42]</sup>。在本研究中, 浮游藻类叶绿素 *a* 随氨氮浓度的增加呈上升趋势: N0 处理最低, N5、N15、N20 和 N25 处理略高, 在 N10 处理中最高(图 2d)。因此, *B. aeruginosa* 的个体大小(壳长、壳宽和带壳湿重)随水中氨氮含量上升而增加的原因之一, 可能是氨氮较高的处理中, 浮游藻类等食物的量更多。春夏季时, 水体温度和 pH 均略高于冬季, 因此水中分子氨含量

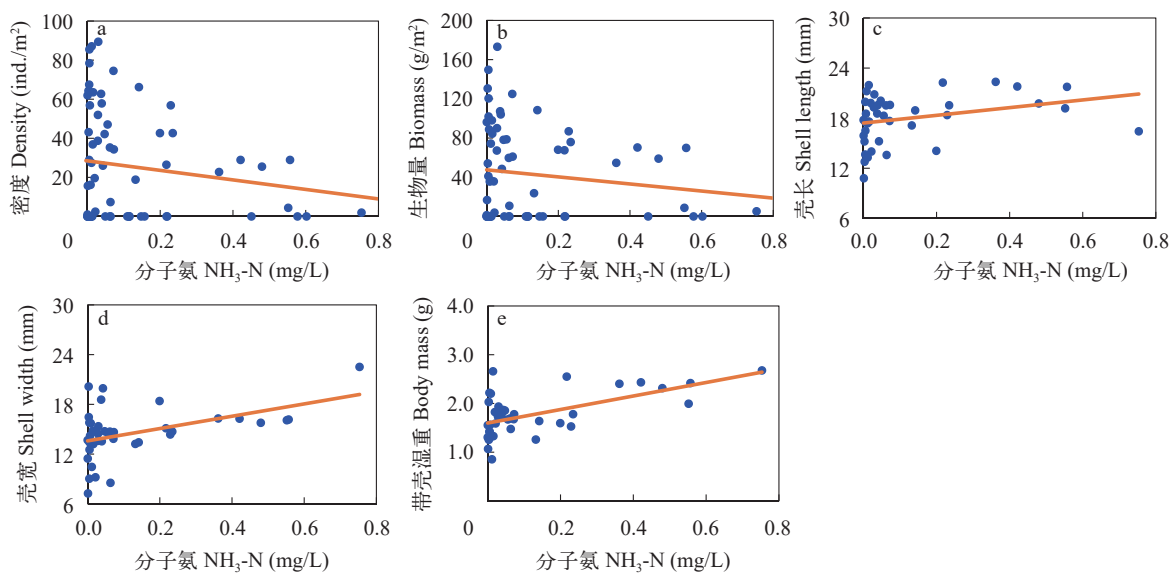


图 7 铜锈环棱螺密度、生物量、壳长、壳宽和带壳湿重与水中分子氨含量的关系

Fig. 7 Relationships between density, biomass, shell length, shell width and body mass of *Bellamyia aeruginosa* with non-ionized ammonia concentration

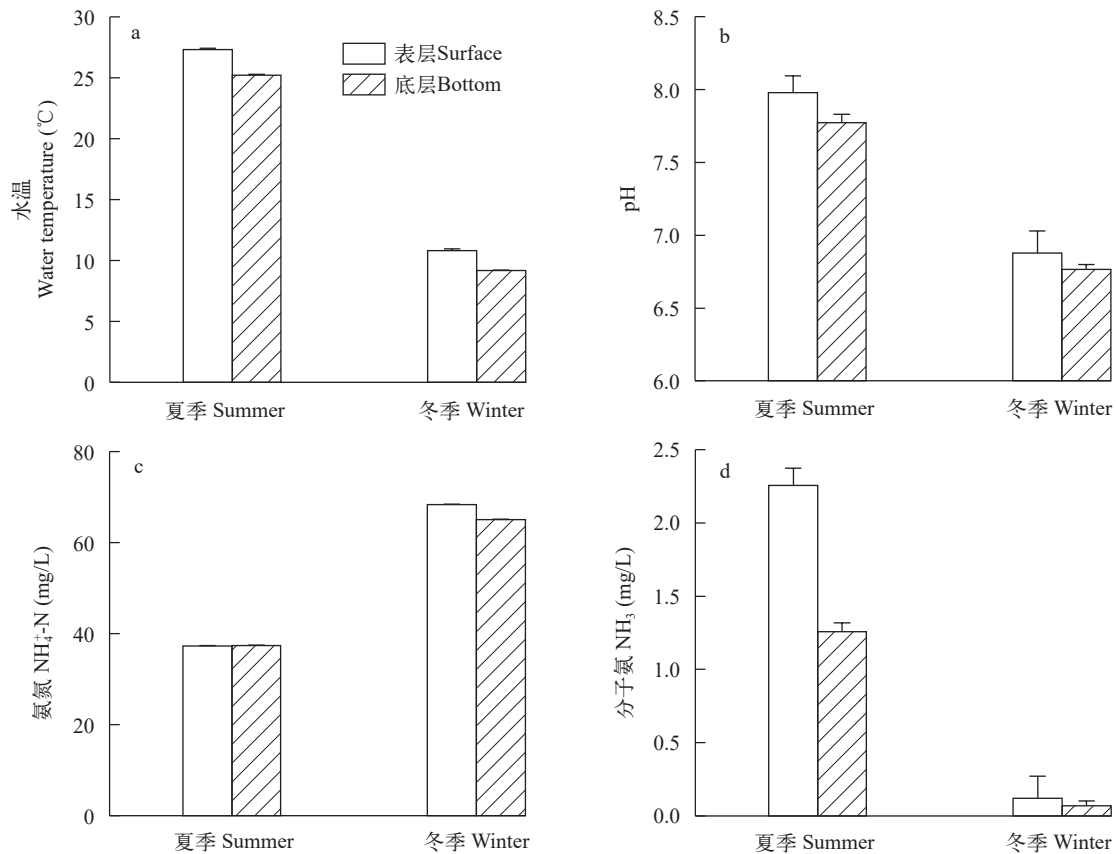


图8 TN50处理中夏季和秋季时水体表层和底部的水温、pH、氨氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)和分子氨含量(NH<sub>3</sub>-N)的差异

Fig. 8 Water temperature, pH and non-ionized ammonia concentration of the surface and bottom layers of the pelagic zone in the experimental pond TN50, measured in summer and winter 2019

也在春夏季更高、对生物的毒性作用更强。但螺的密度、生物量和个体大小同样是在春夏季时更高。这可能是因为夏季时食物较多、螺的代谢也更旺盛,有利于氨氮的转化和排泄,这也表明螺类在适宜的条件下能够通过调整生命活动而耐受更高浓度的氨氮。

然而,此次在研究氨氮对软体动物的毒性时,仅针对耐污性较强的*B. aeruginosa*,且仅针对其个体的部分特征指标,未考虑氨氮对其生理及组织器官等的影响。此外,软体动物不同种类及不同生活史阶段对毒性物质的耐受性差异较大,一般而言双壳类及初生幼体更为敏感、耐受性更低。因此关于氨氮对软体动物毒性效应的评估还需要多尺度的研究相结合进一步确定,从而为水体氮管理策略的制定提供科学依据。

#### 参考文献:

- [1] Houlton B Z, Almaraz M, Aneja V, *et al.* A world of co-benefits: solving the global nitrogen challenge [J]. *Earth's Future*, 2019(7): 865-872.
- [2] Constable M, Charlton M, Jensen F, *et al.* An ecological risk assessment of ammonia in the aquatic environment [J]. *Human and Ecological Risk Assessment*, 2003, 9(2): 527-548.
- [3] Stevens C J. Excess nitrogen causes problems in developed nations, but nitrogen-poor soils threaten food security elsewhere [J]. *Science*, 2019, 363(6427): 578-580.
- [4] Jaramillo F, Destouni G. Comment on "Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet" [J]. *Science*, 2015, 348(6240): 1217.
- [5] Smart G. The effect of ammonia exposure on gill structure of the rainbow trout (*Salmo gairdneri*) [J]. *Journal of Fish Biology*, 1976, 8(6): 471-475.
- [6] Emerson K, Russo R C, Lund R E, *et al.* Aqueous ammonia equilibrium calculations: Effect of pH and temperature [J]. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 1975, 32(12): 2379-2383.
- [7] Porteus C, Kumai Y, Abdallah S J, *et al.* Respiratory responses to external ammonia in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 2021(251): 110822.
- [8] Zhao L L, Cui C, Liu Q, *et al.* Combined exposure to hypoxia and ammonia aggravated biological effects on glucose metabolism, oxidative stress, inflammation and apoptosis in largemouth bass (*Micropterus salmoides*) [J]. *Aquatic Toxicology*, 2020(224): 105514.
- [9] Li M, Gong S, Li Q, *et al.* Ammonia toxicity induces



- glutamine accumulation, oxidative stress and immunosuppression in juvenile yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco* [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology-Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2016(183-184): 1-6.
- [10] Xing X D, Li M, Yuan L X, *et al.* The protective effects of taurine on acute ammonia toxicity in grass carp *Ctenopharyngodon idellus* [J]. *Fish & Shellfish Immunology*, 2016(56): 517-522.
- [11] Foss A, Siikavuopio S I, Sæther B S, *et al.* Effect of chronic ammonia exposure on growth in juvenile Atlantic cod [J]. *Aquaculture*, 2004, **237**(1-4): 179-189.
- [12] Wang K. Effects of ammonia on tissue and haematological parameters of juvenile carp (*Cyprinus carpio* Linnaeus) [D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2007. [王琨. 氨氮对鲤(*Cyprinus carpio* Linnaeus)幼鱼部分组织及血液指标的影响 [D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2007.]
- [13] Han L Q, Kang X J, Li S S, *et al.* Effects of ammonia nitrogen on metabolic enzymes in *Brachydanio rerio* [J]. *Journal of Hebei University* (Natural Science Edition), 2005, **25**(2): 179-184. [韩力强, 康现江, 李双石, 等. 氨氮对斑马鱼2种代谢酶类的影响 [J]. 河北大学学报: 自然科学, 2005, **25**(2): 179-184.]
- [14] Shingles A, McKenzie D J, Taylor E W, *et al.* Effects of sub-lethal ammonia exposure on swimming performance in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) [J]. *The Journal of Experimental Biology*, 2001(204): 2699-2707.
- [15] Wolfram G. Distribution and production of chironomids (Diptera: Chironomidae) in a shallow, alkaline lake (Neusiedler See, Austria) [J]. *Hydrobiologia*, 1996, **318**(1-3): 103-115.
- [16] Benke A C. Concepts and patterns of invertebrate production in running waters [J]. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 1993, **25**(1): 15-38.
- [17] Lindegaard C. The role of zoobenthos in energy flow in deep, oligotrophic Lake Thingvallavatn, Iceland [J]. *Hydrobiologia*, 1992, **243**(1): 185-195.
- [18] Liang Y L, Wang H Z. Zoobenthos. Advanced Hydrobiology [M]//Liu J K (Eds.), Beijing: Science Press, 1999: 241-259. [梁彦龄, 王洪铸. 第十章 底栖动物. 载: 刘建康主编, 高级水生生物学 [M]. 北京: 科学出版社, 1999: 241-259.]
- [19] Dodson S I. Introduction to Limnology [M]. New York: McGraw-Hill Companies, Inc., 2009: 85-116.
- [20] Tan B C, Li K Y, An M, *et al.* Effects of increasing nitrogen loading on the interactions among *Bellamyia aeruginosa*, periphytic algae and *Vallisneria spiralis* [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2015, **35**(11): 3704-3709. [谈冰畅, 李宽意, 安苗, 等. 氮负荷升高对螺-附着藻-苦草生态关系的影响 [J]. *环境科学学报*, 2015, **35**(11): 3704-3709.]
- [21] Chaparro O R, Montory J A, Pechenik J A, *et al.* Ammonia accumulation in the brood chamber of the estuarine gastropod *Crepidatella dilatata*: how big a problem for mothers and brooded embryos [J]? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 2011(410): 29-38.
- [22] Alonso Á, Camargo J A. Long-term effects of ammonia on the behavioral activity of the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca) [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2009(56): 796-802.
- [23] Craig S, Laming P. Behaviour of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* (Gasterosteidae, Teleostei) in the multi species freshwater biomonitor: a validation of automated recordings at three levels of ammonia pollution [J]. *Water Research*, 2004, **38**(8): 2144-2154.
- [24] Zischke J A, Arthur J W. Effects of elevated ammonia levels on the fingernail clam, *Musculium transversum*, in outdoor experimental streams [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 1987, **16**(2): 225-231.
- [25] USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2013 Update of Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Office of Science and Technology, Office of Water, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA. 2013.
- [26] Camargo J A, Alonso Á. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment [J]. *Environment International*, 2006, **32**(6): 831-849.
- [27] Ma T, Gong S, Zhou K, *et al.* Laboratory culture of the freshwater benthic gastropod *Bellamyia aeruginosa* (Reeve) and its utility as a test species for sediment toxicity [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, **22**(2): 304-313.
- [28] Zheng S M. Toxicology of toluene, ethylbenzene and xylene to a native aquatic gastropod and the study of water quality criteria for toluene, ethylbenzene and xylene in China [D]. Tianjin: Nankai University, 2013: 30-35. [郑师梅. 苯系物对我国典型腹足纲动物的毒害效应及其水质基准的研究 [D]. 天津: 南开大学, 2013: 30-35.]
- [29] Wei F S, Qi W Q, Bi T, *et al.* Monitor and Analytical Method of Water & Waster Water (4<sup>th</sup> Edition) [M]. Beijing: China Environment Science Press, 2002: 243-266. [魏复盛, 齐文启, 毕彤, 等. 水和废水监测分析方法 (第四版) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 243-266.]
- [30] Wu R J, Chen Y Q, Lin X, *et al.* Genetic damage of the nuclear in erythrocytes of *Misgurnus anguillicadatus* to monitor water quality of the river in Fuzhou [J]. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 2005, **11**(1): 59-63. [吴若菁, 陈宜秋, 林霞, 等. 利用泥鳅红细胞核的遗传损伤监测福州市内河水质 [J]. *应用与环境生物学报*, 2005, **11**(1): 59-63.]
- [31] Skøtt Rasmussen R, Korsgaard B. The effect of external

- ammonia on growth and food utilization of juvenile turbot (*Scophthalmus maximus* L.) [J]. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1996, **205**(1-2): 35-48.
- [32] Li B. Effects of ammonia and nitrite toxicity on yellow catfish *Pelteobagrus fulvidraco* [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2010: 29-31. [李波. 氨氮和亚硝酸盐对黄颡鱼的毒性研究 [D]. 武汉: 华中农业大学, 2010: 29-31.]
- [33] Thurston R V, Russo R C, Vinogradov G A. Ammonia toxicity to fishes. Effect of pH on the toxicity of the unionized ammonia species [J]. *Environmental Science & Technology*, 1981, **15**(7): 837-840.
- [34] Qin H P, Yang S P, Wang B, *et al.* Effect of salinity on biofloc culture, growth and enzyme activity in pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* [J]. *Fisheries Science*, 2020, **39**(3): 400-406. [秦海鹏, 杨世平, 王博, 等. 不同盐度对生物絮团、对虾生长以及酶活性的影响 [J]. *水产科学*, 2020, **39**(3): 400-406.]
- [35] Han F, Huang J S, Wen H S, *et al.* Toxicity of unionized ammonia and nitrite on juvenile *Lateolabrax maculatus* according to salinity [J]. *Marine Sciences*, 2016, **40**(10): 8-15. [韩枫, 黄杰斯, 温海深, 等. 不同盐度条件下亚硝酸盐氮与非离子氨对花鲈幼鱼的毒性实验 [J]. *海洋科学*, 2016, **40**(10): 8-15.]
- [36] Gao J W, Wu H, Li S M, *et al.* Ammonia nitrogen and cadmium stress on antioxidant system and immune function of Furong crucian carp (*Cyprinus capio* Furong. ♀ × *Carassius auratus* red var. ♂) [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2022, **46**(4): 448-456. [高金伟, 吴浩, 李绍明, 等. 氨氮和镉胁迫对芙蓉鲤鲫抗氧化系统和免疫机能的影响 [J]. *水生生物学报*, 2022, **46**(4): 448-456.]
- [37] Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Water Quality Criteria for Aquatic Organisms-Ammonia [M]. Beijing: Ministry of Ecology and Environment, 2020. [生态环境部. 淡水水生生物水质基准技术报告—氨氮 [M]. 北京: 中国环境科学研究院, 2020.]
- [38] Zimmer A M, Nawata C M, Wood C M. Physiological and molecular analysis of the interactive effects of feeding and high environmental ammonia on branchial ammonia excretion and Na<sup>+</sup> uptake in freshwater rainbow trout [J]. *Journal of Comparative Physiology B*, 2010, **180**(8): 1191-1204.
- [39] Wicks B J, Randall D J. The effect of feeding and fasting on ammonia toxicity in juvenile rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss* [J]. *Aquatic Toxicology*, 2002, **59**(1-2): 71-82.
- [40] Ip Y K, Chew S F, Leong I A, *et al.* The sleeper *Bostrichthys sinensis* (Family Eleotridae) stores glutamine and reduces ammonia production during aerial exposure [J]. *Journal of Comparative Physiology B*, 2001, **171**(5): 357-367.
- [41] Levi G, Morisi G, Coletto A, *et al.* Free amino acids in fish brain: normal levels and changes upon exposure to high ammonia concentrations *in vivo*, and upon incubation of brain slices [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology*, 1974, **49**(4): 623-636.
- [42] Randall D J, Wood C M, Perry S F, *et al.* Urea excretion as a strategy for survival in a fish living in a very alkaline environment [J]. *Nature*, 1989, **337**(6203): 165-166.

## AMMONIA ON THE GROWTH OF MOLLUSC: A CASE STUDY OF *BELLAMYA AERUGINOSA*

LI Yan<sup>1</sup>, LIU Miao<sup>1,2</sup>, YU Ye-Xin<sup>1</sup>, QIAO Rui-Ting<sup>1,2</sup>, LIU Jia-Hao<sup>1,3</sup> and WANG Hai-Jun<sup>1,4</sup>

(1. State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Dalian Ocean University, Dalian 116023, China; 4. Yunnan University, Kunming 650504, China)

**Abstract:** Ammonia nitrogen, as one of the main pollutants, have toxicity to organisms under high concentration in aquatic ecosystem. It has been widely reported about the negative impacts of ammonia on the behavior, growth and reproduction of organisms. However, the previous studies were mainly focused on fish, rarely studies were conducted with zoobenthos and limited to small scale experiments. To explore the toxicity of ammonia on zoobenthos, we conducted a one-year semi-natural experiment in 6 ponds (ca. 600 m<sup>2</sup> in surface area; ca. 1.5 m in depth) located in Hubei Province and analyzed the difference of zoobenthos (mollusc) community under 6 ammonia concentrations [N25>N20>N15>N10>N5>N0 (control; 0.2—33.7 mg/L)]. The result showed that: (1) the mollusc identified during the experiment was mainly *Bellamyia aeruginosa*; (2) N0, N5, N10 and N15 treatments had similar *B. aeruginosa* density [28(0—85) ind./m<sup>2</sup>], which were significantly higher than that in N20 and N25 treatments [5(0—29) ind./m<sup>2</sup>] ( $P<0.05$ ); (3) N0, N5, N10, N15 and N20 treatments had similar *B. aeruginosa* biomass [40.0(0—85.5) g/m<sup>2</sup>], which were signi-

ificantly lower than that in N25 treatment [ $0.8(0-4.0) \text{ g/m}^2$ ] ( $P<0.05$ ); (4) shell length, shell width and body mass of *B. aeruginosa* were the lowest in N0 treatment, while which were the highest in N20 or N25 treatment; (5) *B. aeruginosa* density and biomass were negatively correlated with ammonia concentration significantly ( $P<0.05$ ), and decreased with the increasing non-ionized ammonia concentration; (6) shell length, shell width and body mass of *B. aeruginosa* were positively correlated with non-ionized ammonia concentration significantly ( $P<0.05$ ), and increased with the increasing non-ionized ammonia concentration. The results suggested that ammonia concentration higher than 21.7 mg/L and non-ionized ammonia concentration higher than 0.18 mg/L (annual mean value in N15 treatment) had significantly negative impact on mollusc, especially for its reproduction, while no negative impact was found on the growth of individuals. More phytoplankton induced by ammonia loading may provide more food for mollusc which was advantageous for the accumulation of carbohydrate and help to detoxify the body. The shelter from sediments might have released *B. aeruginosa* from ammonia exposure as the non-ionized ammonia concentration was lower at the bottom layer near the water-sediment interface compared with that at the surface layer. This study could help to develop the understanding of ammonia toxicity to mollusc and may improve scientific basis for nitrogen management in aquatic ecosystems to a certain extent.

**Key words:** Ammonia nitrogen; Non-ionized ammonia; Mollusc; Toxicity; Bao'an Lake; *Bellamyia aeruginosa*

### 长江“十年禁渔”特色专栏介绍

自2021年1月1日零时起,长江流域重点水域10年禁渔全面启动。长江“十年禁渔”是党中央、国务院为全局计、为子孙谋的重大决策,是推动长江经济带高质量发展和恢复长江母亲河生机活力的重要举措。为跟踪报道此计划实施效果,并为长江大保护提供理论支撑,《水生生物学报》于2022年第1期起正式开设长江“十年禁渔”特色专栏。专栏特邀请长江“十年禁渔”首倡科学家曹文宣院士担任名誉顾问并撰写开栏词。

长江“十年禁渔”特色专栏内容包括但不限于水生生物资源调查、种质资源及生物多样性保护、长江流域水生态环境保护与修复。现面向广大学者征稿,请登录《水生生物学报》官网(ssswxb.ihb.ac.cn)在线投稿,要求论文选题新颖,具有创新性;写作条理清晰,文字简练流畅,论点明确,数据可靠。感谢您一直以来的大力支持!欢迎您踊跃投稿!

《水生生物学报》编辑部

2022-12-28