

梁冬霞, 李银诗, 李烁宇, 等. 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺的急性毒性效应 [J]. 华南农业大学学报, 2022, 43(4): 67-76.
LIANG Dongxia, LI Yinshi, LI Shuoyu, et al. Acute toxic effect of glyphosate on *Pomacea canaliculata* under the condition of oxidative deposition[J]. Journal of South China Agricultural University, 2022, 43(4): 67-76.

氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺的急性毒性效应

梁冬霞¹, 李银诗¹, 李烁宇¹, 龚茂健¹, 钱久李², 黎华寿¹

(1 广东省生态循环农业重点实验室/广东省现代生态农业与循环农业工程技术研究中心/农业部热带农业环境重点开放实验室/华南农业大学 资源环境学院, 广东 广州 510642; 2 广东工程职业技术学院, 广东 广州 510520)

摘要:【目的】探究草甘膦与 H₂O₂ 复合污染条件下草甘膦对福寿螺 *Pomacea canaliculata* 的急性毒性效应。【方法】采用静水式生物测试法, 采集田间生长均匀一致的成年福寿螺, 使其暴露于不同浓度草甘膦和近似广州地区降水 H₂O₂ 浓度 (50 μmol·L⁻¹) 的水体中。研究氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺生境的水质部分指标和急性毒性效应的影响。【结果】水体水质指标中, 氧化还原电位 (Oxidation-reduction potential, ORP) 随暴露时间增加而上升, 由 330 mV 上升至 540 mV 左右; pH 随暴露时间增加, 不同处理有上升也有下降的趋势, 最终都维持在 7.0~8.5; 溶解氧 (Dissolved oxygen, DO) 在 8.5~16.0 mg·L⁻¹ 之间, 无固定变化规律; 这 3 个指标都维持在福寿螺生长能适应的范围内。急性毒性试验表明, 草甘膦对福寿螺为低毒, 在有或无 H₂O₂ 添加时其 48 h 的半致死浓度 (LC₅₀) 均为 133.479 mg·L⁻¹。在高浓度草甘膦作用下, 福寿螺抗氧化胁迫酶 [超氧化物歧化酶 (SOD) 和过氧化氢酶 (CAT)] 以及能量代谢相关酶 [淀粉酶 (AMS) 和脂肪酶 (LPS)] 活性呈先诱导上调、后被抑制、而后又适应上调的趋势, 说明在染毒过程中福寿螺能慢慢适应所处胁迫环境并不断提高抗逆性, 在逆境中正常生存。【结论】氧化沉降条件下, 草甘膦对福寿螺急性毒性效应为低毒, 4 种典型酶的酶活性总体呈上调升高的趋势, 试图通过草甘膦除草的同时又抑制福寿螺是无效和不现实的。

关键词: 草甘膦; 福寿螺; 过氧化氢; 急性毒性; 酶活性
中图分类号: X592 **文献标志码:** A **文章编号:** 1001-411X(2022)04-0067-10

Acute toxic effect of glyphosate on *Pomacea canaliculata* under the condition of oxidative deposition

LIANG Dongxia¹, LI Yinshi¹, LI Shuoyu¹, GONG Maojian¹, QIAN Jiuli², LI Huashou¹

(1 Guangdong Provincial Key Laboratory of Eco-Circular Agriculture/Guangdong Engineering Research Center for Modern Eco-Agriculture and Circular Agriculture/Key Laboratory of Agro-Environment in the Tropics, Ministry of Agriculture of China/ College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;
2 Guangdong Engineering Polytechnic, Guangzhou 510520, China)

Abstract: 【Objective】To explore the acute toxic effect of glyphosate on *Pomacea canaliculata* under the combined pollution of glyphosate and H₂O₂. 【Method】Using the hydrostatic biological test method, adult *Pomacea canaliculata* with uniform growth in the field were collected, and exposed to water with different concentrations of glyphosate and similar to the average concentration of H₂O₂ (50 μmol·L⁻¹) in precipitation of

收稿日期: 2021-11-11 网络首发时间: 2022-04-24 10:42:57
网络首发地址: <https://kns.cnki.net/kcms/detail/44.1110.S.20220422.1829.004.html>
作者简介: 梁冬霞, 硕士研究生, 主要从事污染生态学研究, E-mail: 1849039899@qq.com; 通信作者: 黎华寿, 教授, 博士, 主要从事污染生态、农业环保和草业生态工程研究, E-mail: lihuashou@scau.edu.cn
基金项目: 国家自然科学基金 (31770479); 广东省基础与应用基础研究基金 (2019A1515011823); 广东省科技计划 (2019B030301007)

Guangzhou. The influences of glyphosate on some water quality indexes of *P. canaliculata* habitat and acute toxic effects of *P. canaliculata* under oxidative deposition conditions were studied. 【Result】 For the water quality index, oxidation-reduction potential (ORP) increased with the increase of exposure time, from 330 mV to about 540 mV; The change of pH with the increase of exposure time increased or decreased under different treatments, and finally maintained between 7.0 and 8.5; The concentration of dissolved oxygen (DO) was between 8.5 and 16.0 mg·L⁻¹, and there was no obvious variation trend. The three water quality indexes above were within the range that the growth of *P. canaliculata* could adapt to. Acute toxicity tests indicated that glyphosate had low toxicity to *P. canaliculata*, and the 50% lethal concentration (LC₅₀) in 48 h was 133.479 mg·L⁻¹ with or without H₂O₂ deposition. The anti-oxidative stress enzymes of superoxide dismutase (SOD) and catalase (CAT), as well as energy metabolism-related enzymes of amylase (AMS) and lipase (LPS) in *P. canaliculata* were firstly up-regulated, then suppressed, and finally adapted to up-regulation. It showed that in the process of poisoning, *P. canaliculata* could slowly adapt to the stress environment and continuously improve its stress resistance, so that it could survive normally in this stress. 【Conclusion】 Under the condition of oxidative deposition, the acute toxic effect of glyphosate on *P. canaliculata* is low, and the activities of the four related typical enzymes are generally up-regulated. It is ineffective and unrealistic to try to inhibit *P. canaliculata* through herbicide weeding at the same time.

Key words: Glyphosate; *Pomacea canaliculata*; Hydrogen peroxide; Acute toxicity; Enzymatic activity

福寿螺 *Pomacea canaliculata* 为原产于南美洲亚马逊河流域的一种大型淡水螺类，是隶属腹足纲 Gastropoda 瓶螺科 Ampullariidae 福寿螺属 *Pomacea* 的软体动物^[1]。福寿螺生态适应性强，繁殖迅速，是一种耐污性强、分布广泛的入侵物种，直接危害农作物并严重威胁本地物种，影响湿地生物多样性，被列为我国重大危险性农业外来入侵生物之一，也是危害东南亚湿地河网地区农业的一种主要有害生物，对我国水稻等作物生产造成了严重威胁^[2]。福寿螺还是后圆线虫、卷棘口吸虫 *Echinostoma revolutum* 和广州管圆线虫 *Angiostrongylus cantonensis* 的中间宿主和其他病菌、寄生虫的载体，对人体健康构成危害。因此，加强福寿螺入侵机制和有效防控技术的研究，保障农业生产、生态安全和人体健康，是业界和社会关注的热点课题。

草甘膦 (Glyphosate) 是孟山都公司在 20 世纪 70 年代初研发成功并问世的一种内吸传导型广谱灭生性有机磷类除草剂^[3-4]；当前全球范围内草甘膦用于大田作物的数量增加了约 100 倍^[5]，而导致草甘膦的生产和使用不断增加的一个重要原因是抗草甘膦除草剂的转基因作物及其种植面积不断增加^[6]。草甘膦使用量的不断增加，对动植物、土壤、水体等都造成了不同程度的污染及影响。此外，草甘膦的不同配方对许多水生生物均有剧毒^[7-9]。Sánchez 等^[10] 研究发现，暴露在草甘膦配方下 96 h

后，草甘膦转运蛋白 (RT) 能够抑制多齿跳甲 *Jenynsia multidentata* 大脑和肌肉中的乙酰胆碱酶。廖艺钰等^[11] 研究草甘膦对斑马鱼 *Daniorerio* 的急性毒性和慢性毒性，结果表明草甘膦对斑马鱼为高毒且会显著抑制其乙酰胆碱酶的活性。Santadino 等^[12] 研究发现，草甘膦在农业中的常规使用会显著抑制蚯蚓的生长与繁殖。此外，也有许多学者就草甘膦对生物的代际毒性进行了研究。Le Du-Carrée 等^[13] 研究了环境相关浓度草甘膦及其协同制剂对暴露虹鳟鱼 *Oncorhynchus mykiss* 世代的影响，结果表明暴露于草甘膦一代诱导虹鳟鱼的发育毒性并增加病毒感染性。Wee 等^[14] 采用多代试验方法，将跳尾龙 *Allonychiurus kimi* 暴露于草甘膦中，评估其 F0、F1 和 F2 三代的长期毒性效应，结果显示其半最大效应浓度 (Concentration for 50% of maximal effect, EC₅₀) 分别为 572.5、274.8 和 59.8 mg·kg⁻¹。然而，我们前期研究发现，农田环境浓度的草甘膦对福寿螺的生长不仅没有产生毒害抑制，反而起到一定程度的生长促进作用，表现出草甘膦对福寿螺螺卵的孵化、幼螺的急性毒性以及对福寿螺生长的影响存在“低促高抑”的剂量效应现象，其中环境浓度的草甘膦能够促进福寿螺卵提前孵化；环境浓度甚至稍高浓度的草甘膦暴露处理福寿螺幼螺，5 d 后发现其体内纤维素酶活性差异不明显，脂肪酶活性显著下降，淀粉酶活性有所提高，在 155 mg·L⁻¹ 的草甘膦条件下，淀粉酶的活性比对

照高 52.79%, 对消化酶起到互补的作用, 有利于福寿螺对草甘膦胁迫的适应^[15]。由此可见, 草甘膦对生物具有不同的影响效应。我们推测, 福寿螺在响应环境压力和免疫时采用了能量补偿策略是其中的可能机制和原因, 福寿螺可能利用神经激素调节机制刺激食欲并增进能量转化, 以补偿对抗压力时的能量损耗; 此外, 在类似报道中提到福寿螺肠道微生物可能在苯环类物质的解毒和纤维素消化方面起到辅助作用, 增强了福寿螺耐污、能量及营养吸收转化能力^[16]。

当前, 全球气候变化、大气氧化性污染有增加趋势^[17], 中国科学院王跃思和北京大学张远航院士团队基于对大气氧化能力 (Atmospheric oxidation capacity, AOC) 定量表征的方法, 发现将气相化学和非均相化学结合起来能够更好地评估 AOC, 提出了现有大气化学机制的评估方法严重低估 AOC 的重要创新性结论, 并指出氧化性污染已成为大气污染的重要方面^[18]。大气氧化性物质沉降普遍存在、成因复杂、来源多样、浓度不同、影响复杂, 并以过氧化氢等活性氧物质最具代表性。近十年来, 我国逐步推行严格的大气污染排放管控“蓝天保卫战”措施, SO₂ 和 NO_x 的排放得到较有效的控制, PM_{2.5} 浓度下降, 但我国东部近地面的 O₃ 浓度快速增加, 尤其是夏季, 东部地区呈现强的大气氧化能力, 成为空气污染最突出的污染因子, 并导致干湿沉降的氧化性加强^[19]。大气圈和天然水体中, H₂O₂ 的浓度较单线态氮、羟基自由基等活性氧高且较稳定。前期有研究发现, 地表水和大气降水中都存在一定量的 H₂O₂^[20-24]。活性物质 H₂O₂ 与天然水中发生的光化学反应、氧化还原反应关系密切, 是影响化学物质在水环境中迁移、转化归宿和生态效应的重要因素^[25]。而在除草剂使用量增加、污染日益普遍的今天, 探究氧化性沉降与除草剂双重氧化胁迫对福寿螺生长与扩张的效应及其机制, 对认识福寿螺的入侵生物适应机理与扩张机制, 丰富污染生态学与入侵生物学机制, 具有理论和实际意义。

1 材料与方法

1.1 动物的收集与饲养

福寿螺 (生长大小相对均匀的成年福寿螺, 平均质量约 10.09 g) 于 2020 年 11 月采自华南农业大学增城基地 (23°14'26"N, 113°37'48"E), 采回后暂养于华南农业大学生态农场中, 备用, 以番薯 *Ipomoea batatas* 新鲜嫩叶作为饲养原料。

试验在 54 cm × 41 cm × 24 cm 蓝色塑料盒中进行, 顶部白天自然光, 夜晚用黑色遮阳网罩住顶部, 试验用水为曝气后的市政引用自来水, 曝气除氯自来水为空白对照 (CK), pH 5.2~9.5, 氧化还原电位 (Oxidation-reduction potential, ORP) 为 330~550 mV, 试验温度为 (24.5±1) °C, 溶解氧 (Dissolved oxygen, DO) 质量浓度 ≥ 5 mg·L⁻¹。为防止摄食对试验造成影响, 试验过程不投食, 不换液。

试验所用仪器有: UV-7504 型单光束紫外可见分光光度计, 购自上海欣茂仪器有限公司; 酶标仪 (Multiskan Mk3 型), 购自赛默飞世尔 (上海) 仪器有限公司; Ultra Pure UF 型和泰凯弗隆实验室纯水系统, 购自上海和泰仪器有限公司; TGL-16M 型高速离心机, 购自长沙平凡仪器仪表有限公司; CU420 型电热恒温水箱, 购自上海一恒科技有限公司; SX-620 笔式 pH 计, 产自上海三信仪表厂。

1.2 样品的配制

草甘膦 (Glyphosate, 质量分数为 98%, 购于上海安谱科技有限公司), 使用前先配制 1 g·L⁻¹ 的草甘膦水溶液作为母液, 用棕色瓶置于 4 °C 冰箱中避光保存。过氧化氢 (H₂O₂, 体积分数为 30%), 使用前先配制母液, H₂O₂ 母液的浓度为 5000 μmol·L⁻¹ (吸取 1.3 mL H₂O₂ 溶于水, 并定容至 250 mL)。

1.3 测定方法

1.3.1 半致死浓度 (LC₅₀) 的测定 在预试验基础上, 设定草甘膦质量浓度梯度为 20、40、80 和 100 mg·L⁻¹; 基于前期研究^[26], 按静水式生物测试法, 在广州地区水稻生育期对降水中 H₂O₂ 连续监测, 其平均浓度为 39.7 μmol·L⁻¹, 本研究中 H₂O₂ 浓度则固定为 50 μmol·L⁻¹。每处理组设置 3 个重复盒, 每盒投放试验福寿螺 10 只。每个盒中的水体体积为 3 L, 每 24 h 测定水体中 pH、氧化还原电位、溶解氧的变化, 并观察福寿螺中毒症状。中毒后若经多次刺激无反应则判定为死亡螺, 并将其从盒中移出, 记录 24、48、72 和 96 h 螺的死亡数, 求出半致死浓度 (LC₅₀)。死亡鉴定: 用解剖针轻刺静止不动的福寿螺的腹足, 若腹足对刺激没有反应, 则认为螺已死亡。

1.3.2 酶活性测定 试验 96 h 后, 各浓度组和对照组分别随机取 3 只福寿螺, 用解剖刀解剖福寿螺使其肉体与壳分离, 将解剖的肉体样品称质量, 随后放入离心管中, 组织样本用预冷的生理盐水清洗, 冰浴匀浆, 匀浆液在 4 °C 条件下、9 000~10 000 r·min⁻¹ 离心 30 min, 取上清液备用。过氧化氢酶 (CAT)、超氧化物歧化酶 (SOD)、脂肪酶 (LPS)、淀

粉酶 (AMS) 采用南京建成生物工程研究所试剂盒法测定活性。

1.4 数据处理

试验结果用 Excel 2013 进行处理, 利用 SPSS19.0 软件分析数据并计算 LC_{50} 。

2 结果与分析

2.1 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺水体环境的影响

2.1.1 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺水体中氧化还原电位的影响 不同暴露时间下水体氧化还原电位 (ORP) 变化如表 1 所示。单独草甘膦 (无

添加 H_2O_2) 作用下, 氧化还原电位随着暴露时间的增加而上升; 当添加 H_2O_2 时, 氧化还原电位仍然随暴露时间的增加而上升。对比同一时间不同处理下氧化还原电位的变化: 单独添加 H_2O_2 在 24、48、72 和 96 h 时氧化还原电位显著高于对照组 (CK); 当草甘膦浓度相同时, 24 和 48 h 时有或无 H_2O_2 处理组的氧化还原电位无显著差异; 72 h 时各浓度处理组的氧化还原电位均存在显著差异, 且有 H_2O_2 组高于相应单独草甘膦处理组; 96 h、草甘膦质量浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时有或无 H_2O_2 处理组存在显著差异, 其余质量浓度组无显著差异。

表 1 不同处理下福寿螺水体氧化还原电位 (ORP) 的变化¹⁾

Table 1 Change of oxidation-reduction potential (ORP) for *Pomacea canaliculata* water habitat under different treatments

$\rho(\text{草甘膦})/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$ Glyphosate concentration	$c(\text{H}_2\text{O}_2)/(\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1})$	ORP/mV			
		24 h	48 h	72 h	96 h
0(CK)	0	342.66±2.50bc	379.53±4.49b	397.10±1.11ef	464.90±5.02cd
20	0	358.63±0.86bc	389.80±1.19b	409.06±4.74def	471.90±6.91bcd
40	0	352.00±11.65bc	380.16±7.96b	390.40±9.08f	462.70±11.63cd
80	0	357.93±1.40bc	389.76±3.75b	406.00±4.30def	464.16±3.73cd
100	0	330.23±4.91c	372.53±3.67b	410.03±4.60df	452.00±3.06c
20	50	383.43±11.64ab	415.06±17.82ab	455.36±20.72bc	486.90±12.03bc
40	50	366.70±2.10bc	393.66±3.39b	393.66±3.39b	479.76±4.52bcd
80	50	351.50±5.40bc	375.90±4.34b	434.40±16.26cd	487.50±6.81bc
100	50	365.10±1.35bc	395.26±3.96b	470.26±10.82b	497.10±1.94b
0	50	424.70±43.78a	453.63±37.78a	512.93±13.59a	540.16±19.38a

1)表中数据为平均值±标准误, $n=3$; 同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$, Duncan's 法)
1) Data are means ± standard deviations, $n=3$; Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$, Duncan's method)

2.1.2 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺水体中溶解氧的影响 不同暴露时间下溶解氧 (DO) 变化如表 2 所示。由表 2 可知, 单独草甘膦作用下, 对照组及 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 组溶解氧随暴露时间增加呈现下降的趋势, 而 20、40 和 $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 组则随时间增加而上升; 当添加 H_2O_2 时, 单独 H_2O_2 、草甘膦质量浓度 80 和 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 组溶解氧随暴露时间增加而下降, 而 20 和 $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 组则呈上升趋势。同一草甘膦质量浓度时, $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组在任意时间差异不显著; $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组存在显著差异; $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组在 48 h 时存在显著差异, 其余时间差异不显著; $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组在 24、48 和 72 h

时存在显著差异, 96 h 时无显著差异。
2.1.3 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺水体中 pH 的影响 福寿螺水体中 pH 变化如表 3 所示。由表 3 可知, 单独草甘膦作用下, 对照组 (CK) pH 随暴露时间增加呈现先增加后下降的趋势, 其余处理组 pH 随暴露时间增加而上升; 当添加 H_2O_2 时, 单独 H_2O_2 组 pH 随暴露时间增加而下降, 其余处理组 pH 随暴露时间增加而上升。同一草甘膦质量浓度时, $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组在 48 h 时 pH 存在显著差异, 48、72 和 96 h 时 pH 无显著差异, $40\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组在 24、48 和 72 h 时 pH 存在显著差异, 96 h 时 pH 无显著差异; $80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下有或无 H_2O_2 处理组仅在 24 h

表 2 不同处理下福寿螺水体溶解氧 (DO) 含量的变化¹⁾

Table 2 Change of dissolved oxygen (DO) content for <i>Pomacea canaliculata</i> water habitat under different treatments					
ρ (草甘膦)/(mg·L ⁻¹) Glyphosate concentration	$c(\text{H}_2\text{O}_2)$ /($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	$\rho(\text{DO})$ /(mg·L ⁻¹)			
		24 h	48 h	72 h	96 h
0(CK)	0	15.75±0.77a	15.11±0.59a	14.46±1.21a	11.45±1.15ab
20	0	9.08±0.35bc	9.35±0.30de	9.85±0.31cde	10.74±0.44ab
40	0	6.15±0.49c	7.08±0.08e	7.37±0.07e	8.03±0.33b
80	0	8.91±1.57bc	9.54±1.21cde	10.45±0.34bcd	11.94±1.05ab
100	0	15.80±1.88a	14.58±1.05a	12.97±0.87ab	11.88±1.86ab
20	50	12.25±1.66ab	12.55±1.43abcd	12.69±1.42abc	13.11±1.59a
40	50	12.70±1.95ab	12.77±1.88abc	13.10±1.42ab	13.53±0.81a
80	50	13.71±1.70ab	13.41±1.22ab	11.52±1.05abcd	10.32±2.45ab
100	50	9.50±0.37bc	9.31±0.29de	8.91±0.14de	8.50±0.10b
0	50	12.81±2.38ab	10.84±0.84bcd	10.71±0.65bcd	10.34±0.96ab

1)表中数据为平均值±标准误, $n=3$; 同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$, Duncan's法)
1) Data are means ± standard deviations, $n=3$; Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$, Duncan's method)

表 3 不同处理下福寿螺水体 pH 的变化¹⁾

Table 3 Change of pH for <i>Pomacea canaliculata</i> water habitat under different treatments					
ρ (草甘膦)/(mg·L ⁻¹) Glyphosate concentration	$c(\text{H}_2\text{O}_2)$ /($\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$)	pH			
		24 h	48 h	72 h	96 h
0(CK)	0	7.49±0.03b	7.86±0.09b	8.29±0.10a	7.23±0.09a
20	0	5.81±0.12d	6.13±0.06e	7.32±0.19cd	8.04±0.43a
40	0	5.70±0.19d	6.25±0.09e	6.78±0.08d	7.66±0.88a
80	0	5.61±0.15d	6.95±0.03cd	7.22±0.06cd	7.90±0.66a
100	0	6.05±0.63cd	6.65±0.35de	7.15±0.17cd	8.38±0.19a
20	50	6.05±0.63cd	7.28±0.38bcd	7.64±0.24abc	7.94±0.57a
40	50	7.24±0.00b	7.49±0.06bc	7.62±0.17abc	7.88±0.39a
80	50	6.78±0.17bc	7.08±0.06cd	7.54±0.26bc	8.01±0.50a
100	50	5.36±0.04d	6.30±0.25e	7.54±0.17bc	8.14±0.32a
0	50	9.30±0.08a	8.88±0.22a	8.13±0.39ab	7.53±0.59a

1)表中数据为平均值±标准误, $n=3$; 同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著($P<0.05$, Duncan's法)
1) Data are means ± standard deviations, $n=3$; Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$, Duncan's method)

时 pH 存在显著差异; 100 mg·L⁻¹ 下有或无 H₂O₂ 处理组在任一时间 pH 差异均不显著。

2.2 氧化沉降条件下福寿螺对草甘膦的急性毒性响应

氧化沉降条件下福寿螺对草甘膦的急性毒性响应使用其急性毒性结果进行评估, 其试验结果表明: 不同浓度草甘膦处理下, 单独或与 H₂O₂ 共同作

用均不能致福寿螺全部死亡。在最高质量浓度 100 mg·L⁻¹ 草甘膦处理下, 有或无 H₂O₂, 福寿螺的死亡率均在各处理组中达到最大, 观察到 96 h 后螺肉外翻出螺壳直接死亡。随着暴露时间的增加, 各浓度处理下福寿螺出现个别死亡现象。但 96 h 后各个浓度的死亡率均小于 35%, 说明福寿螺在添加 H₂O₂ 且高浓度草甘膦条件胁迫下也能绝大部分较好地

生存下来,这与已有报道福寿螺对除草剂的生态适应性强、耐污性强^[2]的说法一致。随着草甘膦浓度升高福寿螺中毒程度加深,死亡数会个别增多,甚至出现福寿螺个体的螺肉与螺壳分离的现象,中毒效应明显。

福寿螺对草甘膦急性毒性的半致死浓度(LC₅₀)如表 4 所示。参照《化学农药环境安全评价试验准则》对水生生物毒性等级划分如下(以 96 h 的 LC₅₀ 作为划分标准):LC₅₀≤0.1 mg·L⁻¹ 为剧毒,0.1<LC₅₀≤1.0 mg·L⁻¹ 为高毒,1.0<LC₅₀≤10.0 mg·L⁻¹ 为中毒,LC₅₀>10.0 mg·L⁻¹ 为低毒^[27]。本试验结果表明,在添加和未添加 H₂O₂ 时,草甘膦 48 h 的 LC₅₀ 均为 133.479 mg·L⁻¹,为低毒。草甘膦是目前使用最多的除草剂种类之一,福寿螺对其响应的急性毒性为低毒,这可能与福寿螺本身抗逆性强有关。

2.3 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺 SOD、AMS、CAT 和 LPS 酶活性的影响

通过对受草甘膦污染 96 h 后的福寿螺进行酶活力测定,氧化沉降下草甘膦对福寿螺 SOD、AMS、CAT、LPS 酶活性影响如表 5 所示。在未添加 H₂O₂ 时,96 h 后福寿螺体内 AMS 活性随着草甘膦浓度的升高没有明显的上升或下降;而 SOD、CAT、LPS 活性在 20、40 mg·L⁻¹ 草甘膦时相对 CK 有所升高,到 80 mg·L⁻¹ 草甘膦时又呈现一定的下降趋势,100 mg·L⁻¹ 草甘膦时 CAT 活性又有所升

表 4 草甘膦对福寿螺的半致死浓度 (LC₅₀)
Table 4 The 50% lethal concentration (LC₅₀) of glyphosate to *Pomacea canaliculata* mg·L⁻¹

t/h	草甘膦+H ₂ O ₂	草甘膦
	Glyphosate+H ₂ O ₂	Glyphosate
24	460.568	145.723
48	133.479	133.479
72	88.614	56.803
96	50.540	36.043

高,但各处理间差异均不显著。CAT 和 SOD 是生物体内重要的保护酶,它们能够消除细胞中多余的自由基,从而防止自由基对自身的伤害^[28]。可见,高浓度草甘膦农药进入福寿螺生物体后酶活性呈现先诱导、再抑制、后再诱导的趋势,在染毒过程中福寿螺慢慢适应所处胁迫环境并不断提高抗逆性,在该逆境中顺利生存,这可能是福寿螺入侵后能得以生存并大量繁殖的原因。在添加 H₂O₂ 时,96 h 后福寿螺体内的 AMS 和 LPS 活性在单独过氧化氢组最高,而 SOD 和 CAT 活性在 100 mg·L⁻¹ 草甘膦+H₂O₂ 组最高;SOD、CAT 活性随着草甘膦浓度升高呈现先诱导、再抑制、后再诱导的规律;AMS 活性随草甘膦浓度升高呈现上升的趋势,但各处理间差异不显著;LPS 活性在 20 mg·L⁻¹ 时比 CK 组升高约 30%,随后略有下降,到 100 mg·L⁻¹ 时又呈现上升趋势,但其活性始终比 CK 组高,说明

表 5 不同处理对福寿螺各种酶活性的影响¹⁾

Table 5 Effects of different treatments on activities of various enzymes for *Pomacea canaliculata*

ρ (草甘膦)/(mg·L ⁻¹) Glyphosate concentration	c (H ₂ O ₂)/ (μ mol·L ⁻¹)	SOD活性/(U·mg ⁻¹) SOD activity	AMS活性/(U·mg ⁻¹) AMS activity	CAT活性/(U·mg ⁻¹) CAT activity	LPS活性/(U·g ⁻¹) LPS activity
0(CK)	0	8.73±0.83a	0.02±0.01a	4.63±0.44b	27.90±2.29a
20	0	9.04±1.32a	0.07±0.04a	3.00±0.60b	57.65±14.64a
40	0	11.89±2.39a	0.05±0.01a	3.64±1.30b	55.12±12.31a
80	0	11.29±0.89a	0.02±0.01a	2.05±0.74b	55.34±19.01a
100	0	10.70±1.75a	0.03±0.00a	2.89±1.00b	35.53±11.34a
20	50	11.67±0.73a	0.04±0.02a	5.99±0.55ab	36.42±15.28a
40	50	13.10±3.03a	0.09±0.03a	5.20±1.87ab	34.12±10.39a
80	50	9.36±1.68a	0.12±0.05a	2.15±0.29b	30.57±13.33a
100	50	14.24±2.39a	0.16±0.05a	8.85±2.97a	32.26±14.90a
0	50	13.88±2.36a	0.17±0.13a	2.55±0.76b	60.04±17.07a

1)表中数据为平均值±标准误,n=3;同列数据后的不同小写字母表示处理间差异显著(P<0.05,Duncan's法)
1) Data are means ± standard deviations, n=3; Different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments (P < 0.05, Duncan's method)

在添加 H_2O_2 后, 福寿螺体内酶活性仍然呈现上升的趋势, 这表明福寿螺本身具有很好的自我保护机制, 从而使草甘膦对福寿螺的毒害不明显。同一浓度草甘膦处理下, 对比添加与不添加 H_2O_2 时酶的活力, 当草甘膦浓度相同时无论是否添加 H_2O_2 , 福寿螺体内 SOD、AMS、CAT、LPS 的活性无显著差异, 但 CAT 在最高浓度 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时添加 H_2O_2 组的活性显著高于不添加组, 且高于其他处理组, 说明 CAT 酶对氧化胁迫更为敏感。

3 讨论与结论

3.1 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺水体环境的影响

不同的水体 pH 会使福寿螺产生不同的抵御能力, 当环境过酸或过碱时福寿螺会选择逃离或分泌黏液并关闭厣甲^[29]。朱丽霞等^[30]研究发现, 当水体环境的 pH 在 6.5~8.5 的中性、弱酸和弱碱范围内时比较有利于福寿螺的存活、体质量增长以及产卵等。本研究中, 随暴露时间的增加 CK 组 pH 先升高后下降, 单独 H_2O_2 组则呈现下降的趋势, 但最终所有处理组的 pH 均稳定在 7.0~8.5, 这为福寿螺生存提供了一个适宜的 pH 条件。水体的氧化还原电位可以反映水体中所有物质的宏观氧化还原性^[31], 氧化还原电位越高则说明该体系的氧化能力越强^[32]。水气相互作用影响水体中 CO_2 、 O_2 分压, 从而导致水体氧化还原电位的变化, 当水体被搅动时会加快水气交换, 可以快速改变水体中气体分压^[31]。由于福寿螺的活动、进食等行为会对水体进行充分搅动, 导致水体中溶解态悬浮物、沉积物等的增加, 这是水体氧化还原电位增加的原因。氧化还原电位在一定程度上与水体中的溶解氧含量相关^[32], 氧化还原电位较低且有机质含量较高的水体在微生物氧化分解有机物过程中需要消耗大量的氧, 导致水体的溶解氧含量发生变化^[33]。本研究中随着暴露时间的增加氧化还原电位呈现增加的趋势, 溶解氧在这个过程中有升高也有下降的趋势, 产生这一现象的原因可能是微生物(如藻类等)、福寿螺在生存过程中不断消耗溶解氧进行代谢导致溶解氧降低, 但是福寿螺的活动搅动水体从而使溶解氧又升高。总的来看, 氧化沉降条件下的水体环境变化仍在福寿螺适应的范围内。

3.2 氧化沉降条件下福寿螺对草甘膦的急性毒性响应

草甘膦对于大多数水生动物均存在急性毒性效应^[34]。此外, 农药对螺的影响, 以及农药富集对螺

的影响与多种因素有关, 如物种对农药的敏感性^[35]、化学作用^[36]和暴露时间^[37]。Xu 等^[15]研究草甘膦对福寿螺幼螺的急性毒性的结果表明, 对刚出生的幼螺, 24 和 48 h 的 LC_{50} 分别为 178.50 和 $175.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 说明草甘膦对幼螺的急性毒性是属于低毒的, 且环境浓度的草甘膦能够促进福寿螺螺卵的提前孵化; 刘昌平等^[38]研究了 4 种常用除草剂对日本三角涡虫 *Dugesia japonica* 的急性毒性效应, 结果表明草甘膦对日本三角涡虫的安全质量浓度为 $7.64 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 24~96 h 的 LC_{50} 为 $41.78\sim27.97 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 毒性等级为中等。天然水体中的农用化学品和环境浓度草甘膦会对水生生物造成一定风险。Cavalcante 等^[39]研究草甘膦对虹鳟鱼 *Oncorhynchus mykiss* 的毒性效应, 结果表明草甘膦会对虹鳟鱼产生遗传毒性且会对其遗传物质造成损伤。Guilherme 等^[40]将鳗鱼 *Anguilla* 暴露于环境草甘膦浓度的水体中, 3 d 后鳗鱼的鳃和肝细胞的 DNA 链断裂。Cuhra 等^[41]以大型蚤为研究对象, 将其暴露于亚致死量的草甘膦中, 结果对大型蚤的生产、繁殖产生了负面影响。本试验以福寿螺为试验生物, 通过对水体添加 H_2O_2 及草甘膦农药, 探究氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺的急性毒性效应, 试验结果表明, 无论是否添加 H_2O_2 , 当添加不同浓度草甘膦后, 福寿螺均有不同程度的死亡, 且随着时间的推移死亡数增加, 当草甘膦质量浓度达到 $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时福寿螺的死亡率达到最大。在添加和未添加 H_2O_2 时 48 h 的 LC_{50} 均为 $133.479 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 草甘膦对福寿螺为低毒。因此, 使用草甘膦与 H_2O_2 复合作用进行福寿螺防治是一个漫长且缓慢的过程。

3.3 氧化沉降条件下草甘膦对福寿螺 SOD、AMS、CAT 和 LPS 酶活性的影响

SOD 是一种消除生物体内活性氧的重要的抗氧化酶, 是体内主要的保护酶^[42]。CAT 是一种能够有效消除各类自由基从而能使细胞膜系统不受损伤并能催化底物氧化还原反应的酶, 同时, CAT 还能够提高免疫力、促进生物体健康等^[43]。宋超等^[44]就除草剂氟乐灵及其降解过程中生物氧化、化学氧化和化学与生物耦合氧化对斑马鱼氧化应激影响进行研究, 结果表明, 氟乐灵对斑马鱼的影响较小, 而黄秀枝等^[45]研究甲氨基阿维菌素对福寿螺的毒性, 发现低浓度甲氨基阿维菌素下福寿螺肝脏 SOD 酶活性变化不大, 中浓度下 SOD 在暴露 24 h 时酶活性达到最大值; 短时间胁迫下, 甲氨基阿维菌素对福寿螺 CAT 酶活性均呈现出激活作用, 高浓度时激活作用更加明显。LPS 是脂肪酶又叫做酰基甘

油水解酶,是一种特殊的水解酶^[46],其来源广泛,动物体内脂肪酶含量较多存在于脂肪组织和胰脏中^[47]。AMS 是一种重要的淀粉水解酶,其广泛分布在动植物和微生物体中^[48]。罗明珠等^[49]通过比较福寿螺和田螺 *Cipangopaludina chinensis* 的胃和肝脏中的淀粉酶和脂肪酶发现,福寿螺 AMS 和 LPS 的酶活性均明显高于田螺,福寿螺对淀粉类、脂肪类物质的消化能力比田螺高。

本试验通过对福寿螺添加氧化沉降物质 H_2O_2 及草甘膦农药,探究氧化沉降条件下福寿螺对草甘膦农药的酶活性影响。酶活性试验结果表明:高浓度草甘膦农药进入福寿螺生物体后, SOD、CAT、AMS、LPS 在添加和未添加氧化沉降物质 H_2O_2 条件下其酶活性呈现先诱导再抑制然后又诱导的趋势,在染毒过程中福寿螺慢慢适应所处胁迫环境,不断提高抗逆性,在逆境中顺利生存。福寿螺在其生长发育过程中各种酶活性变化幅度大,这可能与其生长发育较快的特性相适应;其生长发育快时消化酶活性就会升高,相应的消化能力就会提高,从而使其获得更多的养分。这可能是福寿螺能很好地获取食物能量、快速生长、在逆境中成功入侵的原因之一^[49],可见福寿螺入侵能力之强大,防治工作迫在眉睫。

我们的前期工作^[15]和本文结果表明,草甘膦对福寿螺的毒害效应不明显,试图通过草甘膦除草的同时又抑制福寿螺的做法是无效和不现实的。但草甘膦的使用会危害水体中及周围环境的其他生物。Modesto 等^[50]研究发现,草甘膦会对鱼类产生毒害作用,会使鱼类血液中的血球容积增大,体内的抗氧化酶活性改变,红细胞和白细胞数量增加。Lajmanovich 等^[51]报道,草甘膦对水生动物鱼、虾、青蛙、蝌蚪等产生毒害,草甘膦施药 48 h 后使青蛙体内乙酰胆碱脂酶和谷胱甘肽酶活性降低,且蝌蚪在 $3.80\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 草甘膦处理下大量死亡。福寿螺的大量繁殖还会危害周围的水稻、空心菜等作物,何铭谦等^[52]经过对广东省 19 个地级市调查发现,每年约有 50% 的稻田受到福寿螺的危害。Horgan 等^[53]调查访问厄瓜多尔瓜亚斯省正常经营水稻田的农民,2010、2011 和 2013 年分别有 43%、78% 和 100% 户农民反映水稻受到福寿螺的危害。桑松等^[54]就山坑螺 *Margarya melanioides* 和田螺作为指示生物监测茶园环境农药残留的研究表明,山坑螺对甲氰菊酯、敌敌畏和毒死蜱等有机磷类和拟除虫菊酯类农药比较敏感,具备作为其残留监测指示生物的潜力。而本文中福寿螺对草甘膦的相对高耐受

性可能是其轻易入侵取代乡土螺类甚至得以暴发的一个重要原因。福寿螺的防治以及农药的安全使用对环境的发展至关重要,应该找出科学有效的综合防治的方法控制福寿螺的繁殖与扩张危害,而草甘膦的使用应该做到科学有效。

3.4 结论

氧化沉降条件下,水体环境主要水质指标的变化幅度仍在福寿螺适应的范围内;草甘膦对福寿螺 48 h 的 LC_{50} 为 $133.479\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,其对福寿螺急性毒性效应为低毒,草甘膦与 H_2O_2 复合污染对福寿螺急性毒性影响并不显著。草甘膦对福寿螺酶活性影响呈现先诱导再抑制然后又诱导的趋势, SOD 和 CAT 活性的升高使福寿螺增强了自我保护的能力;AMS 和 LPS 活性的升高有助于福寿螺消化和获取能量的能力不断提高,使其能在该胁迫环境中顺利生存。在本试验中,有或无氧化沉降条件的影响,均不会显著影响草甘膦对福寿螺的急性毒性毒害作用和酶学防御机制,试图通过草甘膦除草的同时又抑制福寿螺是无效和不现实的。

参考文献:

[1] 赵永超, 严志会, 吴帆, 等. 福寿螺卵巢发育与卵子发生的组织学研究[J]. 华南农业大学学报, 2016, 37(3): 95-99.

[2] 赵兰, 骆世明, 黎华寿, 等. 不同浓度下四种除草剂对福寿螺和坑螺的生态毒理效应[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5720-5727.

[3] 沈路遥, 彭自然, 戴智. 草甘膦水生生物毒性、环境行为、检测方法研究进展[J]. 农药, 2020, 59(1): 6-10.

[4] 周垂帆, 李莹, 张晓勇, 等. 草甘膦毒性研究进展[J]. 生态环境学报, 2013, 22(10): 1737-1743.

[5] MYERS J P, ANTONIOU M N, BLUMBERG B, et al. Concerns over use of glyphosate-based herbicides and risks associated with exposures: A consensus statement [J]. *Environmental Health*, 2016, 15: 19. doi: 10.1186/s12940-016-0117-0.

[6] FANTÓN N, BACCHETTA C, ROSSI A, et al. Effects of a glyphosate-based herbicide on the development and biochemical biomarkers of the freshwater copepod *Noto-diaptomus carteri* (Lowndes, 1934)[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 196: 110501. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110501.

[7] VELASQUES R R, SANDRINI J Z, DA ROSA C E. Roundup® in zebrafish: Effects on oxidative status and gene expression[J]. *Zebrafish*, 2016, 13(5): 432-441.

[8] DE MELO TAROUÇO F, DE GODOI F G A, Velasques R R, et al. Effects of the herbicide roundup on the polychaeta *Laeonereis acuta*: Cholinesterases and oxidative stress.[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*,

- 2017, 135: 259-266.
- [9] PÉREZ L G, VERA M S, MIRANDA L A. Effects of herbicide glyphosate and glyphosate- based formulations on aquatic ecosystems[M]//Kortekamp A. Herbicides and Environment. [s.l.]: InTech, 2011: 343-368.
- [10] SÁNCHEZ J A A, JUNIOR A S V, CORCINI C D, et al. Effects of Roundup formulations on biochemical biomarkers and male sperm quality of the livebearing *Jenynsia multidentata*[J]. *Chemosphere*, 2017, 177: 200-210.
- [11] 廖艺钰, 惠吕佳, 严吉祥, 等. 草甘膦农药对斑马鱼的急性毒性和慢性毒性研究[J]. *广州化工*, 2020, 48(21): 66-68.
- [12] SANTADINO M, COVIELLA C, MOMO F. Glyphosate sublethal effects on the population dynamics of the earthworm *Eisenia fetida* (Savigny, 1826)[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2014, 225(12): 1-8.
- [13] LE DU-CARRÉE J, BOUKHARI R, CACHOT J, et al. Generational effects of a chronic exposure to a low environmentally relevant concentration of glyphosate on rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 801: 149462. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149462.
- [14] WEE J, LEE Y, KIM Y, et al. Multigeneration toxicity of Geunsami® (a glyphosate-based herbicide) to *Allonychiurus kimi* (Lee) (Collembola) from sub-individual to population levels[J]. *Environmental Pollution*, 2021, 291: 118172. doi: 10.1016/j.envpol.2021.118172.
- [15] XU Y G, LI A J, LI K B, et al. Effects of glyphosate-based herbicides on survival, development and growth of invasive snail (*Pomacea canaliculata*) [J]. *Aquatic Toxicology*, 2017, 193: 136-143.
- [16] 刘聪辉. 基于多组学数据对福寿螺生物入侵机制的探究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2018.
- [17] 于瑞新, 刘旻霞, 李亮, 等. 长三角地区近 15 年大气臭氧柱浓度时空变化及影响因素[J]. *环境科学学报*, 2021, 41(3): 770-784.
- [18] LIU Z R, WANG Y S, HU B, et al. Elucidating the quantitative characterization of atmospheric oxidation capacity in Beijing, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 771: 145306. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145306.
- [19] ZHAO D D, LIU G J, XIN J Y, et al. Haze pollution under a high atmospheric oxidization capacity in summer in Beijing: Insights into formation mechanism of atmospheric physicochemical processes[J]. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 2020, 20(8): 4575-4592.
- [20] YUAN J C, SHILLER A M. The variation of hydrogen peroxide in rainwater over the South and Central Atlantic Ocean[J]. *Atmospheric Environment*, 2000, 34(23): 3973-3980.
- [21] GON ÇALVES C, DOS SANTOS M A, FORNARO A, et al. Hydrogen peroxide in the rainwater of sao paulo megacity: Measurements and controlling factors[J]. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 2010, 21(2): 331-339.
- [22] COOPER W J, SALTZMAN E S, ZIKA R G. The contribution of rainwater to variability in surface ocean hydrogen peroxide[J]. *Journal of Geophysical Research*, 1987, 92(C3): 2970-2980.
- [23] 魏西会, 刘素美, 张经, 等. 天然水体中微量过氧化氢的测定方法[J]. *海洋科学*, 2008, 32(10): 96-100.
- [24] WILLEY J D, KIEBER R J, LANCASTER R D. Coastal rainwater hydrogen peroxide: Concentration and deposition[J]. *Journal of Atmospheric Chemistry*, 1996, 25(2): 149-165.
- [25] COOPER W J, ZIKA R G, PETASNE R G, et al. Photochemical formation of hydrogen peroxide in natural waters exposed to sunlight[J]. *Environmental Science & Technology*, 1988, 22(10): 1156-1160.
- [26] LIN X Y, HE L X, ZHANG R H, et al. Rainwater in Guangzhou, China: Oxidizing properties and physicochemical characteristics[J]. *Atmospheric Pollution Research*, 2019, 10(1): 303-312.
- [27] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局. 化学农药环境安全评价试验准则: 第 21 部分: 大型甲壳类生物毒性试验: GB/T 31270.21—2014[S]. 北京: 国家标准化管理委员会, 2014.
- [28] 田春美, 钟秋平. 超氧化物歧化酶的现状研究进展[J]. *中国热带医学*, 2005, 5(8): 1730-1732.
- [29] 韩微. 福寿螺对逆境胁迫的行为反应及生理生化反应研究[D]. 南宁: 广西大学, 2012.
- [30] 朱丽霞, 黄瑶瑶, 张泽宏, 等. pH、食物和光周期对福寿螺生长发育和繁殖的影响[J]. *生态学报*, 2015, 35(8): 2643-2651.
- [31] 廖辉杰, 范德江, 逢悦, 等. 河水与海水混合过程中 Eh-pH 的变化特征及影响因素[J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2021, 51(4): 100-108.
- [32] 谢红梅, 刘泷霞. 新型复合钝化剂对上覆水体及底泥 pH-Eh-COD 的影响[J]. *广东化工*, 2021, 48(10): 127-129.
- [33] 董煜, 邹联沛, 张晓岚. 苏州河上海市区段底泥有机物的初步研究[J]. *环境科学与技术*, 2005, 28(S2): 14-15.
- [34] 孟秀柔, 宋青梅, 王飞, 等. 草铵膦和草甘膦在水环境中的行为和毒性效应研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2021, 16(3): 144-154.
- [35] LUSHCHAK V I, VIISHYN T M, HUSAK V V, et al. Pesticide toxicity: A mechanistic approach[J]. *Excli Journal*, 2018, 17: 1101-1136.
- [36] STALEY Z R, HARWOOD V J, ROHR J R. A synthesis of the effects of pesticides on microbial persistence in aquatic ecosystems[J]. *Critical Reviews in Toxicology*,

2015, 45(10): 813-836.

[37] DAMALAS C A, ELEFTHEROHORINOS I G. Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators[J]. [International Journal of Environmental Research and Public Health](#), 2011, 8(5): 1402-1419.

[38] 刘昌平, 刘昌利, 王进. 四种常见农药对日本三角涡虫的急性毒性研究[J]. [中国林副特产](#), 2008(6): 19-22.

[39] CAVALCANTE D G S M, MARTINEZ C B R, SOFIA S H. Genotoxic effects of roundup on the fish *Prochilodus lineatus*[J]. [Mutation Research](#), 2008, 655(1/2): 41-46.

[40] GUILHERME S, GAIVÃO I, SANTOS M A, et al. DNA damage in fish (*Anguilla anguilla*) exposed to a glyphosate-based herbicide: Elucidation of organ-specificity and the role of oxidative stress[J]. [Mutation Research: Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis](#), 2012, 743(1/2): 1-9.

[41] CUHRA M, TRAAVIK T, BØHN T. Clone- and age-dependent toxicity of a glyphosate commercial formulation and its active ingredient in *Daphnia magna*[J]. [Ecotoxicology](#), 2013, 22(2): 251-262.

[42] 陈瑞曦. 超氧化物歧化酶研究及在海洋渔业中的应用[J]. [中国渔业经济](#), 2014, 32(5): 85-91.

[43] 游金进. 过氧化氢酶在养猪生产中的应用[J]. [畜禽业](#), 2019, 30(5): 21-22.

[44] 宋超, 陈家长, 胡庚东, 等. 除草剂氟乐灵及其降解过程对斑马鱼氧化应激状况的影响[J]. [生态环境学报](#), 2017, 26(3): 468-472.

[45] 黄秀枝, 蔡瑗安, 尚战峰, 等. 氨基阿维菌素胁迫下福寿螺肝脏抗氧化酶活性及显微结构的变化[J]. [江苏农业学报](#), 2015, 31(3): 552-557.

[46] 彭立凤, 赵汝淇, 谭天伟. 微生物脂肪酶的应用[J]. [食品与发酵工业](#), 2000, 26(3): 68-73.

[47] 姜鹤, 孔繁东, 刘兆芳. 温度、pH 及金属离子对大连虾蛄消化酶活性影响[J]. [中国食品添加剂](#), 2016(2): 100-105.

[48] 罗志刚, 杨景峰, 罗发兴. α -淀粉酶的性质及应用[J]. [食品研究与开发](#), 2007, 28(8): 163-167.

[49] 罗明珠, 章家恩, 胡九龙, 等. 福寿螺和田螺消化酶活性比较[J]. [生态学报](#), 2015, 35(11): 3580-3587.

[50] MODESTO K A, MARTINEZ C B R. Effects of roundup transorb on fish: Hematology, antioxidant defenses and acetylcholinesterase activity[J]. [Chemosphere](#), 2010, 81(6): 781-787.

[51] LAJMANOVICH R C, ATTADEMO A M, PELTZER P M, et al. Toxicity of four herbicide formulations with glyphosate on *Rhinella arenarum* (Anura: Bufonidae) tadpoles: B-esterases and glutathione S-transferase inhibitors[J]. [Archives of Environmental Contamination and Toxicology](#), 2011, 60(4): 681-689.

[52] 何铭谦, 罗明珠, 章家恩, 等. 广东福寿螺暴发危害状况调查及防治对策[J]. [贵州农业科学](#), 2011, 39(1): 100-104.

[53] HORGON F G, FELIX M I, PORTALANZA D, et al. Responses by farmers to the apple snail invasion of Ecuador's rice fields and attitudes toward predatory snail kites[J]. [Crop Protection](#), 2014, 62: 135-143.

[54] 桑松, 王培丹, 曹宇科, 等. 山坑螺和田螺作为指示生物监测茶园环境农药残留的研究[J]. [华南农业大学学报](#), 2014, 35(3): 58-62.

【责任编辑 李晓卉】