

韩现芹,陈永平,郭华阳,等. PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷的急性毒性及抗氧化酶活性的影响[J]. 江苏农业科学,2019,47(24):153-157.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.24.037

PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷的急性毒性及抗氧化酶活性的影响

韩现芹¹, 陈永平¹, 郭华阳², 李春青¹, 姜巨峰³, 高丽娜¹

[1. 农业农村部渔业环境及水产品质量监督检验测试中心(天津),天津 300221;

2. 中国水产科学研究院南海水产研究所/农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室,广东广州 510000;

3. 天津市水产研究所,天津 300221]

摘要:为探讨 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼的急性毒性及抗氧化力影响,设定 4.00、11.31、32.00、90.50、256 μg/L 4 个 PCB₁₅₃ 质量浓度梯度进行 96 h 急性暴露试验;根据其结果设定 1、2、5 μg/L 3 个 PCB₁₅₃ 质量浓度梯度进行 96 h 慢性暴露试验,测定半滑舌鲷肌肉中的超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化氢酶(CAT)、谷胱甘肽巯基转移酶(GST)活性及脂质过氧化产物丙二醛(MDA)含量。结果显示,PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷的 96 h LC₅₀ 为 9.28 μg/L,其安全质量浓度为 0.928 μg/L,PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷为剧毒物质。PCB₁₅₃ 暴露 24 h 或 48 h 时,半滑舌鲷 SOD 和 CAT 活性均呈现先诱导后抑制趋势($P < 0.01$),CAT 活性诱导有延迟情况。1 μg/L 处理组 MDA 含量和 GST 活性分别表现为先降低后升高和先抑制后诱导的趋势,而 2、5 μg/L 处理组 MDA 含量和 GST 活性分别表现为先升高后降低和先诱导后抑制的趋势。

关键词:PCB₁₅₃;半滑舌鲷;急性毒性;抗氧化酶;安全浓度

中图分类号:S941.91 **文献标志码:**A **文章编号:**1002-1302(2019)24-0153-05

半滑舌鲷(*Cynoglossus semilaevis* Günther)隶属鲈形目(Pleuronectiformes)、舌鲷科(Cynoglossidae)、舌鲷属(*Cynoglossus*),俗称牛舌头、鲷目、鲷米,是一种暖温性近海大型底层鱼类。因其具有广温、广盐、适应范围广、个体大及生长快的特点,是我国目前最具开发潜力的工厂化和土池养殖海水品种之一。近年,随着中国经济的快速发展,生态环境遭到了严重的破坏,养殖用水污染直接关系到水产品的质量安全。各级政府、水产相关部门及广大消费者对水产品质量安全越来越重视,其中多氯联苯(polychlorinated biphenyls, PCBs)具有亲脂性和难降解性、通过生物富集并沿生物链逐级扩大等特点,日益引起人们对其普遍关注。PCBs 由有机氯化物组成,有多达 209 个同分异构体和同系物^[1]。据报道,PCBs 对生物的生殖、内分泌、神经等系统危害巨大^[2],在中国造成了广泛的污染,尤其水体受到了严重污染。据调查,海河表层水体中 PCBs 的含量为 0.31~3.11 μg/L^[3],我国境内部分水体 PCBs 含量远远超过美国环保局的标准^[4],污染严重。

国内外关于 PCBs 对鱼类及水生生物的急性毒性试验已有诸多报道^[5-6],但有关 PCBs 对半滑舌鲷的毒性作用研究尚

未见相关报道。PCB₁₅₃(2,2',4,4',5,5'-六氯联苯)是 PCBs 209 个同分异构体的其中一种,本研究采用静水生物测试法研究了 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼的急性毒性和抗氧化酶活性的影响,目的在于了解 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼的安全浓度并初步探讨 PCB₁₅₃ 对鱼类可能的致毒机制,同时为渔业部门监测污染和保护水环境资源提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

半滑舌鲷于 2018 年 3 月取自天津乾海源养殖场,平均体长为(1.23±0.06) cm,体质量为(0.09±0.01) g,试验鱼在养殖场试验室水族缸暂养 7 d 后进行试验,试验前 1 d 开始禁食。

1.2 试验药品

PCB₁₅₃ 购于上海安谱科技有限公司,纯度为 99.5%。试验时添加少量丙酮为助溶剂,浓度控制在 0.1% 左右。预先配制成 1 000 μg/L 母液,再根据试验需要稀释成相应的质量浓度。

1.3 试验条件

试验用水为养殖场的过滤海水,水温为 23℃,pH 值为 6.8,盐度 2.3‰。试验在 25 cm×40 cm×30 cm 的水族缸中进行,试验期间持续充气,不投喂饵料。每一水族缸中加入 5 L 试验液,并随机放入受试半滑舌鲷 10 尾。

1.4 试验方法

1.4.1 急性毒性试验 设处理组 and 对照组。处理组:参照李娜等的方法^[7]将 PCB₁₅₃ 配成较大质量浓度范围的溶液对半滑舌鲷进行预试验,观察 48 h 后,确定最高耐受质量浓度及最低全致死质量浓度。在此基础上运用等对数法,配成不同试验质量浓度,分别为 PCB₁₅₃ 溶液 4.00、11.31、32.00、90.50、

收稿日期:2018-08-21

基金项目:农业农村部南海渔业资源开发利用重点实验室开放基金(编号:LSF2014-07);天津市科委农业科技成果转化项目(编号:17YFNZNC00110)。

作者简介:韩现芹(1981—),女,河北保定人,硕士,助理研究员,研究方向为水产品质量安全。Tel:(022)88251475;E-mail:15822590414@163.com。

通信作者:姜巨峰,硕士,高级工程师,研究方向为水产健康养殖。E-mail:15822817896@163.com。

256.00 μg/L。添加丙酮对照组(试验中所用丙酮最大浓度),根据静水法生物测试^[8],试验期间不喂食,全天持续充气,不更换药液。每个浓度 3 个平行,每个水族缸中加入 10 L 试验液,并随机放半滑舌鲷 10 尾,分别于 24、48、72、96 h 时记录死亡数量。半滑舌鲷的中毒症状主要表现为:体色发白,失去游泳能力,用解剖针碰触,无反应为死亡,即可从水中捞出。

1.4.2 慢性毒性试验 设处理组和对对照组。参考 OECD 标准方法 PCB₁₅₃ 质量浓度范围约为 LC_{50-48 h} 的 1/120 ~ 1/6,处理组质量浓度梯度为 1、2、5 μg/L,0 μg/L 为对照组(丙酮浓度 0.1%)。每个处理组水族箱加入 20 L 试验液,放半滑舌鲷 20 尾。在暴露后 24、48、72 和 96 h 时,每组分别取 3 尾,迅速放入封口袋中,置 -80 ℃ 冰箱保存,测定不同浓度处理组半滑舌鲷幼鱼肌肉的超氧化物歧化酶(SOD)、脂质过氧化产物丙二醛(MDA)、过氧化氢酶(CAT)和谷胱甘肽硫转移酶(GST)活性。

1.5 酶活性的测定

(1)粗酶液制备:采用预冷的生理盐水冲洗肌肉组织,再用滤纸吸去表面水分,称取适量的样品,按 1 g : 10 mL 加入 4 ℃ 预冷生理盐水,在冰浴条件下,采用匀浆器匀浆。匀浆液于冷冻离心 4 000 r/min 10 min,取上清液备用。

(2)酶活性测定:样品上清液中蛋白含量、SOD、MDA、CAT 和 GST 测定试剂,均购自南京建成生物工程研究所,操

作按试剂盒说明书进行。

1.6 数据处理

结果均表示为“平均数 ± 标准误”。使用 SPSS 19.0 统计软件 one - way ANVOA (单因素方差分析)对组间数据进行分析, $P < 0.05$ 表示差异显著, $P < 0.01$ 表示差异极显著。

2 结果与分析

2.1 PCB₁₅₃对半滑舌鲷幼鱼的急性毒性

急性毒性结果中,不同质量浓度 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷造成不同程度伤害,受试个体先表现为失去平衡力,在水中侧翻或打转。持续数小时后有有些个体游动变得缓慢,逐渐丧失运动能力,躺卧缸底。死亡率随药物质量浓度的增加呈上升趋势,直至全部死亡。暴露不同时间后,半滑舌鲷幼鱼的死亡情况见表 1。4.0 μg/L 处理组 48 h 开始出现死亡;256.0 μg/L 处理组 72 h 内全部死亡。

通过记录各试验组半滑舌鲷 24、48、72、96 h 死亡数,以计算平均死亡率,通过转换成概率单位^[9],计算出试验液质量浓度对数。用直线内插法,以质量浓度常用对数为横坐标,死亡率概率单位为纵坐标,求出概率单位与试验液质量浓度对数的回归方程。求出半数致死质量浓度 LC₅₀ 及各自 95% 可信限,采用常规方法 96 h LC₅₀ × 0.1 计算安全质量浓度为 0.928 μg/L (表 2)。按照毒性分级标准(表 3),PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷为剧毒物质。

表 1 半滑舌鲷在不同质量浓度的 PCB₁₅₃溶液中的急性致死率

污染物	PCB ₁₅₃ 质量浓度 (μg/L)	不同时间平均死亡率(%)			
		24 h	48 h	72 h	96 h
PCB ₁₅₃	4.0	0	5	15	25
	11.3	5	25	45	55
	32.0	10	45	80	85
	90.5	35	80	95	100
	256.0	80	95	100	
对照组	0.0	0	0	0	0

表 2 PCB₁₅₃对半滑舌鲷急性毒性试验数据的线性回归分析

时间 (h)	回归方程	r^2	LC ₅₀ (μg/mL)	LC ₅₀ 的 95% 置信区间 (μg/L)	安全质量浓度 (μg/L)
24	$y = 1.850 3x + 1.179 8$	0.948 7	116.0	61.80 ~ 218.00	0.928
48	$y = 1.792 8x + 2.309 9$	0.994 5	31.7	16.50 ~ 60.60	
72	$y = 1.995 6x + 2.778 1$	0.998 7	13.0	7.24 ~ 23.30	
96	$y = 1.894 5x + 3.166 6$	0.998 6	9.28	5.02 ~ 17.20	

表 3 有毒物质对鱼类的毒性标准^[10]

等级	剧毒	高毒	中毒	低毒
ρ^* (有毒物质)(mg/L)	<0.1	0.1 ~ 1.0	1 ~ 10	>10

注: * 此质量浓度为 96 h 的 LC₅₀ 值。

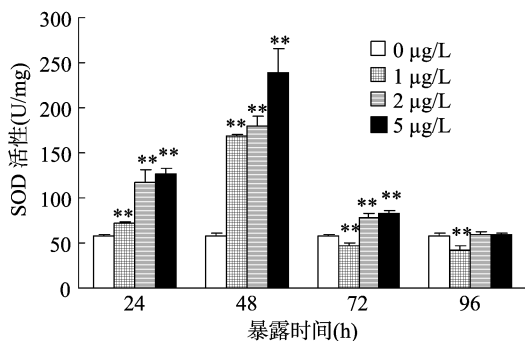
2.3 PCB₁₅₃对半滑舌鲷幼鱼 SOD 活性的影响

由图 1 可知,与对照组相比,3 个处理组 24 h 后 SOD 活性升高到第一个高峰并出现极显著性差异($P < 0.01$),诱导率分别为 22.7%、102.0% 和 116.0%;随着暴露时间的延长,48 h 后达到第二个高峰($P < 0.01$),诱导率分别为 190.0%、

208.0%、311.0%。72 h 后开始回落,2、5 μg/L 处理组 SOD 活性仍被极显著诱导($P < 0.01$),1 μg/L 处理组 SOD 活性低于对照组($P < 0.01$),抑制率为 18.4%。96 h 后 2、5 μg/L 处理组 SOD 活性逐渐恢复至对照组水平,1 μg/L 处理组 SOD 活性继续降低。由此可见,SOD 活性主要表现为先诱导后抑制。

2.4 PCB₁₅₃对半滑舌鲷幼鱼 CAT 活性的影响

由图 2 可知,与对照组相比,暴露 24 h 内 CAT 活性未见明显变化,但在 48 h 时 5 μg/L 处理组 CAT 活性开始被极显著诱导($P < 0.01$),诱导率为 71.8%;随着暴露时间的延长,



* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$ 。下图同
图1 PCB₁₅₃对半滑舌鲷 SOD 活性的影响

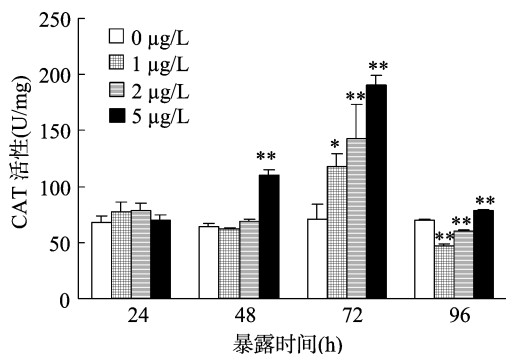


图2 PCB₁₅₃对半滑舌鲷 CAT 活性的影响

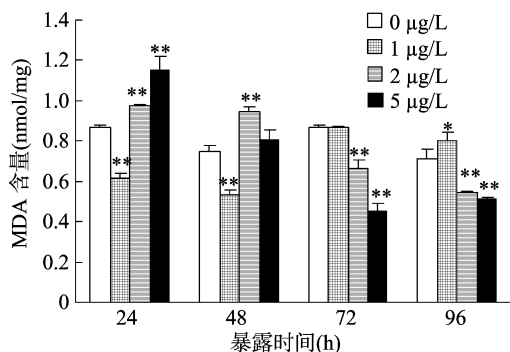


图3 PCB₁₅₃对半滑舌鲷 MDA 含量的影响

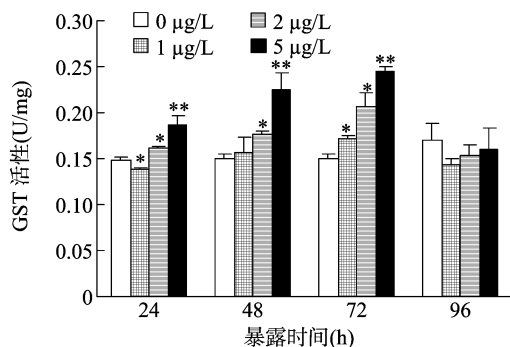


图4 PCB₁₅₃对半滑舌鲷 GST 活性的影响

各处理组 CAT 活性显著上升,诱导率为 65.6%、101.0% 和 169.0%;3 个处理组 CAT 活性上升程度与 PCB₁₅₃ 处理质量浓度呈正相关($r^2 = 0.9894$)。96 h 后其活性呈现出不同程度的下降趋势;1、2 µg/L 处理组降低到对照组水平之下,均被极显著抑制($P < 0.01$),抑制率为 33.0% 和 13.9%。5 µg/L 处理组 CAT 活性有所降低,但仍表现为极显著诱导($P < 0.01$),诱导率为 12.5%。由此可见,CAT 活性虽然诱导有所延迟,但主要趋势表现为先诱导后抑制。

2.5 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼 MDA 含量的影响

由图 3 可知,与对照组相比,1 µg/L 处理组 24 h 时 MDA 含量极显著降低($P < 0.01$),降低了 29.0%;2、5 µg/L 处理组 MDA 含量极显著升高($P < 0.01$),分别增加了 12.0% 和 32.6%。48 h 后 1 µg/L 处理组 MDA 含量继续极显著降低($P < 0.01$);2 µg/L 处理组 MDA 含量仍极显著升高($P < 0.01$);5 µg/L 处理组 MDA 含量恢复至对照组水平。随暴露时间的延长,72 h 后 1 µg/L 处理组 MDA 含量逐渐恢复到对照组水平;2、5 µg/L 处理组 MDA 含量开始呈下降趋势,表现为极显著降低($P < 0.01$)。96 h 后 1 µg/L 处理组 MDA 含量继续上升;2、5 µg/L 处理组 MDA 含量仍表现为极显著降低($P < 0.01$)。由此可见,1 µg/L 处理组 MDA 含量主要表现为先降低后升高的趋势,2、5 µg/L 处理组 MDA 含量主要表现为先升高后降低。

2.6 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼 GST 活性的影响

由图 4 可知,与对照组相比,1 µg/L 处理组 GST 活性在暴露 24 h 后被显著抑制($P < 0.05$),抑制率为 6.76%;2、5 µg/L 处理组 GST 活性均被显著或极显著诱导,诱导率为 8.78% 和 26.30%。随着暴露时间的延长,各处理组 GST 活性

继续上升,除 1 µg/L 组与对照组仍无显著差异外,2、5 µg/L 处理组 GST 活性达到第一个高峰,诱导率分别为 17.3% 和 50.0%;72 h 后各处理组 GST 活性迅速上升到第二个高峰。96 h 后各处理组迅速降低,恢复到对照组水平。由此可见,1 µg/L 处理组 GST 活性主要表现为先抑制后诱导的趋势,2、5 µg/L 处理组 GST 活性主要表现为先诱导后抑制。

3 讨论

3.1 PCB₁₅₃ 半滑舌鲷幼鱼的致死效应及安全质量浓度评价

本研究结果得出,PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷 96 h 半致死质量浓度为 9.28 µg/L。PCBs 对斑马鱼 (*Barchydanio rerio* var.) 的影响研究中,张凤君等发现在 PCBs 质量浓度为 50 µg/L 水体中,斑马鱼 28 d 时呈现出了明显的中毒特征,但未出现死亡个体^[11]。PCB₁₅₃ 对大型溞 (*Daphnia magna*) LC_{50-48 h} 为 579 µg/L^[9]。据报道,无脊椎动物对多氯联苯的 LC₅₀ 为 3.2 ~ 2 400.0 µg/L,而鱼类为 1.2 ~ 61.0 mg/L^[12]。由此可见,不同生物对同一毒物的毒性忍耐力不同,同一生物对不同毒物的忍耐力也不同;长期暴露于含有 PCB₁₅₃ 的养殖水环境中,可能会使许多生物群体造成不同程度的损伤。更严重的是,由于 PCBs 有高度的残留性,这就有可能通过食物链传递将 PCBs 转移至次级消费者,从而使 PCBs 逐渐富积,最终对人类产生巨大的危害。有研究表明,含卤化合物对水生动物毒害作用有较强瞬间毒性和腐蚀性^[13],主要通过其在水体中挥发出刺激性可溶气体及其与水中物质化合形成的毒副物质,对水生动物的呼吸中枢、内脏和体表产生刺激伤害引发,具体的毒性机制还有待进一步研究。

3.2 PCB₁₅₃ 对半滑舌鲷幼鱼 SOD 活性的影响

鱼体在受到胁迫后,非特异性免疫防御系统会被激活,用

来清除异物。SOD 作为抗氧化防御系统的第一道防线,是清除阴离子的金属酶,能够催化超氧阴离子自由基发生歧化反应生成过氧化氢和氧气^[14],其基本功能是清除生物体内过高浓度的超氧阴离子自由基。在正常的生理条件下,SOD 的生物生成量可及时满足清除自由基的需要,但在衰老及病态下,氧自由基的生产与清除则会失去平衡。在本研究中暴露于 PCB₁₅₃ 的半滑舌鳎 SOD 活性均显著性升高,并在 48 h 达到顶峰,这表明半滑舌鳎在受胁迫初期时,鱼体抗氧化防御系统被激活,来提高鱼体的免疫功能,是生物对污染的适应性反应。各处理组 SOD 活性变化幅度与处理液中 PCB₁₅₃ 质量浓度呈正相关,这与研究大弹涂鱼(*Boleophthalmus pectinirostris*)暴露于 10 μg/L 多氯联苯,其 SOD 活性结果^[15]相一致;而 SOD 活性的持续升高对降低 PCB₁₅₃ 对组织细胞的氧化损伤有一定积极作用,这说明在防御组织氧化损伤方面,SOD 活性的升高可能是一种主动的也是有效的途径^[16]。

随暴露时间的延长,SOD 活性呈现先升高后降低的现象,这可能是因为毒物在生物体内低浓度时会导致生物酶活性升高,而在高浓度时会导致酶活性降低^[17]。另外,对剑尾鱼的研究表明,暴露 48 h 后,50 μg/L PCBs 试验组的肝组织 SOD 活性与对照组相比显著降低($P < 0.05$)^[18],这也进一步证明了多氯联苯在生物体内的高浓度积累会使 SOD 活性受到抑制。

本研究还发现各处理组 SOD 活性在处理 72 h 时均急剧下降,这可能是因为鱼类器官组织在受到 PCBs 重度胁迫时,药物对动物体的作用已超过机体的适应能力,体内积累过量的活性氧,导致动物体受到伤害^[19]。

由此可证实,SOD 清除 O_2^- 的能力与其含量和活性有关,生物体在受到轻度逆境胁迫下,SOD 活性往往被诱导以清除自由基的伤害;而在受到重度逆境胁迫下,SOD 活性通常降低^[20];无法及时清除多余的活性氧,导致生物体受到伤害^[21]。

3.3 PCB₁₅₃ 对半滑舌鳎幼鱼 CAT 活性的影响

CAT 作用是清除过氧化物酶体内长链脂肪酸代谢产生的 H_2O_2 ^[22],它是机体面临氧化胁迫时的一个重要代谢途径。本研究表明,各处理组 CAT 活性在 24 h 时,与空白对照组相比无显著变化;在 48 h 时 5 μg/L 处理组 CAT 活性被极显著诱导($P < 0.01$),72 h 后各处理组 CAT 活性均被诱导,其中,2、5 μg/L 处理组 CAT 活性被极显著诱导($P < 0.01$);96 h 后 CAT 活性较 72 h 时有所降低,其中 1、2 μg/L 处理组均被极显著抑制($P < 0.01$)。

CAT 活性表现为先升高后降低趋势,这与 SOD 先诱导后抑制的结果相互印证,仅时间上呈现出一种滞后性,分析是由于 PCB₁₅₃ 胁迫,导致机体内高浓度超氧阴离子不断产生,在 SOD 催化下产生大量 H_2O_2 ,进而机体面临氧化胁迫而产生高浓度 CAT,使得 CAT 呈现的先诱导后抑制的时间滞后性,也可能是由于半滑舌鳎对 PCB₁₅₃ 需要一个适应过程,促使 CAT 活性随暴露时间延长或 SOD 分解 H_2O_2 含量增多而增加,以增强机体消除活性氧自由基的功能。这与报道恩诺沙星对鲫鱼过氧化氢酶活性的影响和鲢(*Sprattus*)仔鱼所得出的 CAT 活性与多氯联苯呈正相关结果^[23-24]相一致。

3.4 PCB₁₅₃ 对半滑舌鳎幼鱼 MDA 含量的影响

MDA 是脂质过氧化作用的典型产物,其含量高低反映了

机体细胞受到自由基攻击的程度^[25]。1 μg/L 处理组 MDA 含量在 24 h 时被显著抑制($P < 0.05$),到 72 h 时恢复与空白对照组相当水平,96 h 后被显著诱导($P < 0.05$);而 2、5 μg/L 处理组 MDA 含量在 24 h 时,均被显著诱导($P < 0.05$),48 h 时 5 μg/L 处理组 MDA 含量恢复至与空白对照组相当水平,72 h 后 2、5 μg/L 处理组 MDA 含量与空白对照组相比均被极显著抑制($P < 0.01$),表现出先诱导后抑制作用。符合典型的 Hormesis 现象^[26],即在低剂量胁迫时表现为有益作用,而在高剂量时表现出负面影响。正如轮虫在低浓度克百威环境中繁殖能力较正常环境中高^[27],这可能是由于 1 μg/L 处理组 PCB₁₅₃ 刚进入鱼体内发生氧化应激的结果,机体存在自我修复自由基造成氧化损伤的机制,对 PCB₁₅₃ 带来的可逆性氧化损伤快速适应的结果。2 μg/L 和 5 μg/L 组对 MDA 含量的影响与 SOD 活性相一致,即先诱导后抑制,这是因为机体组织内过量的超氧阴离子会使过氧化-抗氧化防御系统失衡,引发脂质过氧化反应产生 MDA,导致自由基对生物体系的损伤并使生物膜变性,致使组织破坏和老化,表现为细胞膜破裂,胞质内次级溶酶体大量增加及细胞内脂肪代谢异常。

3.5 PCB₁₅₃ 对半滑舌鳎幼鱼 GST 活性的影响

GST 是一类催化谷胱甘肽与多种疏水性化合物的亲电子基团相连接的 II 相代谢酶^[28],这种连接作用是生物体进行脱毒和排毒的重要方式,具有消除体内自由基和解毒双重功能^[29],对抗外来物质和氧化代谢副产物。本研究中,在暴露初期,1 μg/L 处理组 GST 的活性在暴露 24 h 后被显著抑制($P < 0.05$),随着时间延长,48 h 后逐渐恢复至对照水平,72 h 后被显著诱导($P < 0.05$),说明在短时间内,1 μg/L 处理组 PCB₁₅₃ 可显著抑制 GST 的活性,而随时间增长,方可诱导 GST 活性,这是由于机体暴露于有机污染物时,初期 GST 活性被抑制时,表示为机体对化学挑战的特异性反应^[30-31],而后又诱导 GST,表明此时已激活细胞防御。

2、5 μg/L 处理组 GST 活性在暴露 24 h 后被显著诱导($P < 0.01$),在 72 h 时达到最大值,96 h 时各处理组 GST 活性逐渐恢复到初始水平。说明在短时间内,2、5 μg/L 处理组的 PCB₁₅₃ 可显著诱导 GST 的活性,而随着暴露时间的延长,鱼体体内积累了较多的氧化产物,导致 GST 活性逐渐受到抑制。这与已报道的研究结果相一致,多种鱼暴露于多氯联苯、多环芳烃和某些杀虫剂时,肝 GST 活性增加^[32-33]。虹鳟(*Oncorhynchus mykiss*)暴露于低含量($< 3\ 000$ ng/g) PCB 后^[34],消化盲囊和鳃丝的 GST 活性均呈激活状态,而暴露于高含量(3 000 ng/g),GST 活性均先升后降,且鳃丝 GST 活性变化幅度更显著。

4 结论

综上所述,SOD 活性被诱导且维持在较高水平;而 CAT (1、2 μg/L 处理组)活性在 48 h 内始终低于对照组;GST 活性虽然与 SOD 活性变化趋势相一致,但不如 SOD 活性波动幅度大;1 μg/L 处理组 MDA 含量是先降低后升高,与 2、5 μg/L 处理组 MDA 含量变化趋势相反。由此可见,半滑舌鳎 SOD 对 PCB₁₅₃ 的敏感性比较强,SOD 活性的变化可以作为环境污染早期预警指标的参考。

参考文献:

- [1] 邓勋飞, 杨洪达. 金华城区土壤中 7 种指示性多氯联苯 (PCBs) 的分布特征和来源分析[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(8): 1512–1518.
- [2] Liu H, Nie F H, Lin H Y, et al. Developmental toxicity oxidative stress, and related gene expression induced by dioxin-like PCB 126 in zebrafish (*Danio rerio*) [J]. Environmental Toxicology, 2014, 31(3): 295–303.
- [3] 王 泰, 张祖麟, 黄 俊, 等. 海河与渤海湾水体中溶解态多氯联苯和有机氯农药污染状况调查[J]. 环境科学, 2007, 28(4): 730–735.
- [4] 陈满荣, 俞立中, 许世远, 等. 长江口 PCBs 污染及水环境 PCBs 研究趋势[J]. 环境科学与技术, 2004, 27(5): 24–25, 34.
- [5] 尹翠玲, 张秋丰, 牛福新, 等. 泥螺对多氯联苯的生物毒性效应及累积特征[J]. 水产科学, 2014, 33(4): 241–244.
- [6] 陈星星, 潘齐存. 多氯联苯在两种海洋微藻中毒性效应及富集效应的研究[J]. 海洋科学, 2017, 41(3): 61–67.
- [7] 李 娜, 聂湘平, 黎华寿, 等. 多氯联苯 (PCB₁₅₃ 与 PCB₂₈) 对大型溞的毒性效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(5): 891–897.
- [8] Osako M, Kim Y J, Sakai S I. Leaching of brominated flame retardants in leachate from landfills in Japan[J]. Chemosphere, 2004, 57(10): 1571–1579.
- [9] 惠秀娟. 环境毒理学[M]. 北京: 化学工业出版社, 2003: 266–276.
- [10] 张志杰, 张维平. 环境污染生物监测与评价[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1991: 69.
- [11] 张凤君, 郑文彪, 方展强, 等. PCBs 对斑马鱼鳃及肝脏细胞超微结构的影响的初步研究[J]. 华南师范大学学报(自然科学版), 2001(4): 112–114.
- [12] Mehrle P M. Residue dynamics and biological effects of polychlorinated biphenyls in aquatic organisms [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 1977, 9(5): 501–511.
- [13] 朱春华, 刘柏明. 海因类消毒剂对吉富罗非鱼的急性毒性[J]. 湛江海洋大学学报, 2005, 25(3): 40–42.
- [14] Wang Y, Sun K M. A study of oxidative stress induced by two polybrominated diphenylethers in the rotifer *Brachionus plicatilis* [J]. Marine Pollution Bulletin, 2016, 113(1/2): 408–413.
- [15] 何闪英, 陈昆柏. Aroclor 1248 对大弹涂鱼的毒性与氧化胁迫[J]. 水生生物学报, 2010, 34(2): 442–447.
- [16] 叶继丹, 韩友文, 赵吉伟, 等. 喹乙醇对鲤肝胰脏抗氧化酶系统的影响[J]. 水产学报, 2004, 28(3): 231–235.
- [17] Stebbing. Hormesis – the stimulation of growth by low levels of inhibitors[J]. Science of the Total Environment, 1982, 22(3): 213.
- [18] 张凤君, 郑文彪. 多氯联苯对剑尾鱼超氧化物歧化酶活性的影响[J]. 中国实验动物学报, 2004, 12(2): 96–99.
- [19] Förlin L. Physiological and morphological studies of feral perch before and after remediation of a PCB contaminated lake: jämsjön [J]. Ambio, 1998, 27(5): 418–424.
- [20] 张培玉. 葱对黑鲟超氧化物歧化酶活性的影响[J]. 水产学报, 2000, 24(3): 217–220.
- [21] Liu H, Gooneratne R, Huang X, et al. A rapid *in vivo* zebrafish model to elucidate oxidative stress-mediated PCB126-induced apoptosis and developmental toxicity[J]. Free Radical Biology and Medicine, 2015, 84: 91–102.
- [22] Giulio R. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms[J]. Aquatic Toxicology, 1991, 19(2): 137–161.
- [23] 杨 帆, 孙翰昌. 恩诺沙星对鲫鱼过氧化氢酶活性的影响[J]. 湖北农业科学, 2010, 49(1): 156–158.
- [24] Lushchak V I. Oxidative stress – environmental induction and dietary antioxidants[M]. Croatia: Intechopencom, 2012: 131–166.
- [25] Lazorchak J M, Griffith M B, Mills M A, et al. Proof of concept for the use of macroinvertebrates as indicators of polychlorinated biphenyls (PCB) contamination in Lake Hartwell [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2015, 34(6): 1277–1282.
- [26] Ng C Y P, Cheng S H, Yu K N. Hormetic effect induced by depleted uranium in zebrafish embryos[J]. Aquatic Toxicology, 2016, 175: 184–191.
- [27] Moreira R A, Mansano A D, Rocha O. The toxicity of carbofuran to the freshwater rotifer, *Philodina roseola* [J]. Ecotoxicology, 2015, 24(3): 604–615.
- [28] Brenerova P, Hamers T, Kamstra J H, et al. Pure non-dioxin-like PCB congeners suppress induction of AhR-dependent endpoints in rat liver cells[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(3): 2099–2107.
- [29] Garner L V T, di Giulio R T. Glutathione transferase pi class 2 (GSTp2) protects against the cardiac deformities caused by exposure to PAHs but not PCB-126 in zebrafish embryos[J]. Comparative Biochemistry and Physiology C – Toxicology & Pharmacology, 2012, 155(4): 573–579.
- [30] Moreira L B, Pimentel M F. Biomarkers in mangrove root crab *Goniopsis cruentata* for evaluating quality of tropical estuaries[J]. Marine Environmental Research, 2013, 91(1): 80–88.
- [31] Cotou E, Tsangaris C, Henry M. Comparative study of biochemical and immunological biomarkers in three marine bivalves exposed at a polluted site[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(3): 1812–1822.
- [32] Santacrose M P, Merra E, Centoducati G A, et al. Effects of dietary yeast *Saccharomyces cerevisiae* on the antioxidant system in the liver of juvenile sea bass *Dicentrarchus labrax* [J]. Fish Physiology and Biochemistry, 2012, 38(5): 1497–1505.
- [33] Staaks G B, Plugmacher S. Impact of PCB mixture (Aroclor 1254) and TBT and a mixture of both on swimming behavior, body growth and enzymatic biotransformation activities (GST) of young carp (*Cyprinus carpio*) [J]. Aquatic Toxicology, 2005, 71(1): 49–59.
- [34] Norrgren L, Andersson T B. Sublethal effects in caged rainbow trout during remedial activities in lake Jämsjön [J]. Ambio, 1998, 27(5): 411–418.