

几种重金属离子对光倒刺鲃胚胎发育的毒性

邹佩贞 张淑玲 易捷仪

(韶关学院英东生物工程学院生物科学系 韶关 512005)

摘要: 在水温 24~26 条件下,采用半静止式生物毒性实验法,分析了不同浓度的 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 对光倒刺鲃 (*Spinibarbus hollandi*) 胚胎发育的毒性效应,以及 Cu^{2+} - Cd^{2+} 、 Pb^{2+} - Zn^{2+} 对光倒刺鲃胚胎发育的联合毒性效应。结果表明,在各种不同浓度的重金属离子溶液实验组中胚胎的孵化率均较低,与对照组差异极显著 ($P < 0.01$);各种重金属在胚胎发育过程中引起各种畸形;除了 Cu^{2+} 0.10 mg/L、 Cu^{2+} - Cd^{2+} 0.50 mg/L、 Pb^{2+} - Zn^{2+} 2.00 mg/L 实验组会促进胚胎发育速率外,其余各种离子溶液的各实验组均在不同程度上减慢胚胎的发育速率。3 种重金属对光倒刺鲃胚胎发育的毒性效应表现为 $\text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ 。 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} - Cd^{2+} 混合、 Pb^{2+} - Zn^{2+} 混合离子对光倒刺鲃胚胎发育的安全浓度分别为 0.009 mg/L、0.065 mg/L、0.023 mg/L、0.011 mg/L、0.523 mg/L。 Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 对光倒刺鲃胚胎的联合毒性为拮抗作用。

关键词: 光倒刺鲃; 重金属; 胚胎发育; 毒性效应; 联合毒性

中图分类号: Q494 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263(2008)04-07-06

Toxic Effects of Several Heavy Metals on the Embryos Development of *Spinibarbus hollandi*

ZOU Pei-Zhen ZHANG Shu-Ling YI Jie-Yi

(Yingdong College of Biotechnology, Shaoguan University, Shaoguan 512005, China)

Abstract: The present paper deals with the toxic effects of Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} in different ion concentration and the joint toxicity of Cu^{2+} - Cd^{2+} and Pb^{2+} - Zn^{2+} on the embryos development of *Spinibarbus hollandi* by using the semi-static test method, under the condition of water temperature between 24 - 26 . The result suggests that the hatching rate of embryos incubated at the heavy metal solutions of different concentration is lower than the control, and the differences is extreme significant ($P < 0.01$). Malformation of embryos was caused by the heavy metal element during the embryos development stage. The development speed of embryo was advanced in the experimental groups (Cu^{2+} 0.10 mg/L, Cu^{2+} - Cd^{2+} 0.50 mg/L, Pb^{2+} - Zn^{2+} 2.00 mg/L), but reduced in the rest of experimental groups of various concentration of metal solutions. The toxic effects of the heavy metals on the embryos development of *S. hollandi* are $\text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$. The safe concentration of Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} - Cd^{2+} , Pb^{2+} - Zn^{2+} are 0.009 mg/L, 0.065 mg/L, 0.023 mg/L, 0.011 mg/L, 0.523 mg/L respectively. The joint toxicity of Cu^{2+} and Cd^{2+} to the *S. hollandi* is antagonistic.

Key words: *Spinibarbus hollandi*; Heavy metals; Embryos development; Toxic effects; Join toxicity

随着工农业生产的发展,大量含重金属的废水流入江河湖泊,污染水域环境,使水域的生态系统遭到破坏,严重影响鱼类的生长繁殖。鱼类的早期生活史阶段是对污染物比较敏感的

基金项目 广东省教育厅资助项目(No. ZD2079);

第一作者介绍 邹佩贞,副教授;研究方向:动物生态学;E-mail: zoupzh@21cn.com.

收稿日期:2008-02-04,修回日期:2008-04-29

阶段^[1],养殖环境中危害性因子对养殖生物存活、生长及养成质量的影响一直是水产养殖中的一个瓶颈,受到业内学者广泛的关注和重视。在水环境中,一些重金属往往是共存的,研究重金属联合时对鱼类的毒性,对保护渔业环境和渔业资源具有重要的意义。

光倒刺鲃(*Spinibarbus hollandi*),又名青鱧、鯉钟、青娟等,属鲤科鲃亚科倒刺鲃属^[2]。主要分布在长江以南南岭山脉中部及东部各省以及台湾、海南的水系中,是我国江河中体型较大的经济鱼类。目前,有关光倒刺鲃的生物学、养殖学、人工繁殖等方面已有较多报道,但重金属离子对光倒刺鲃胚胎的影响未见报道。本文研究了常见的3种重金属污染物 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 对光倒刺鲃胚胎发育的毒性效应,同时还研究了 Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 、 Pb^{2+} 与 Zn^{2+} 对光倒刺鲃胚胎发育的联合毒性效应,研究结果将为水环境监测提供理论参考,同时对光倒刺鲃等鱼类的繁殖和养殖过程中对水环境的要求提供参考数据。

1 材料与方法

1.1 材料 光倒刺鲃受精卵由广东省韶关市水产研究所提供,是通过人工授精方式获得的同一批受精卵,选择正常发育至32细胞卵裂期的胚胎作实验材料。

1.2 金属污染液的配制 实验采用的 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 、 $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 PbNO_3 均为分析纯,用去离子水配制成含 Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Pb^{2+} 为1000 mg/L的母液,并滴几滴冰醋酸,以防止重金属离子的水解。实验时,再按比例用曝晒2 d的自来水将母液稀释至所需浓度,混合溶液分别为含 Cd^{2+} 与 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} 与 Pb^{2+} 的母液按1:1比例稀释配制至所需浓度。实验用水为曝晒2 d的自来水,pH为6.5~7.0,水硬度为65~68 mg/L Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 总量,OD > 5 mg/L。

1.3 实验方法

1.3.1 单一重金属离子的急性毒性实验 采用半静止式生物毒性实验法。通过预实验结

果,每种重金属离子溶液设5个实验浓度和一个对照组(表1),每个浓度设2个平行组。取胚胎30粒,置于直径12 cm、高2.0 cm的培养皿中,分别注入各种浓度梯度的溶液,将培养皿置实验室,通过空调整节室内温度,使水温保持在24~26 范围内。实验期间每隔6 h更换一次新鲜试液,每隔2 h测定水温;实验中采用MOTIC SF-39型连续变倍(12~62)×体视显微镜观察各实验组胚胎发育情况,每隔4 h记录胚胎死亡数,统计其平均数,以Nikon Coolpix 4500型相机对畸形的初孵仔鱼进行拍照并及时清除死亡胚胎。初孵仔鱼继续在原来的实验溶液中培养2 d,观察仔鱼的存活情况。记录各实验组的孵化时间、孵化率和初孵仔鱼畸形率、初孵仔鱼的存活率等。

1.3.2 联合毒性实验 按浓度比1:1进行5个浓度组的联合毒性试验,分别设置 Cu^{2+} - Cd^{2+} 、 Pb^{2+} - Zn^{2+} 的不同浓度组和对照组(表1),记录24 h、48 h死亡胚胎的数目,计算联合毒物24 h、48 h的半致死浓度 LC_{50} 。

1.4 数据统计处理 胚胎孵化时间、胚胎孵化率、死亡率和初孵仔鱼畸形率等数据表达为 $\text{Mean} \pm \text{SD}$ 。每种重金属离子各浓度组的胚胎孵化时间、孵化率、畸形率分别与其对照组的比较采用 t -test检验法进行差异显著性分析。采用死亡概率单位-浓度直线回归法,分别求出24 h、48 h的半数致死浓度(LC_{50} 值),然后用24 h、48 h的半数致死浓度(LC_{50} 值)求出安全浓度^[3]。安全浓度 = $48 \text{ h } \text{LC}_{50} / (24 \text{ h } \text{LC}_{50} / 48 \text{ h } \text{LC}_{50})^2$ 。

1.5 联合毒性的评价方法 采用水生毒理联合效应Marking的相加指数法^[4],进行联合毒性大小的评价。 $S = (Am/Ai) + (Bm/Bi)$,式中, A 、 B 为实验毒物, i 、 m 分别为单一、混合毒物的 LC_{50} 值, S 为混合毒物生物活性。由 S 求得相加指数(AI), $S = 1$ 时, $AI = 1/S - 1$; $S > 1$ 时, $AI = S \times (-1) + 1$ 。用 AI 判断联合毒性,当 $AI = 0$ 时为相加作用, $AI > 0$ 时为协同作用, $AI < 0$ 时为拮抗作用。

表 1 在不同的金属离子浓度中光倒刺鲃胚胎的孵化时间、孵化率、畸形率
Table 1 The hatching time and hatching rate and abnormality rate of *S. hollandi*
in concentrations of different heavy metal ions

重金属 Heavy metals	浓度 Concentration (mg/L)	孵化时间 Hatching time (h)	孵化率 Hatching rate (%)	胚胎死亡率 (%)		畸形率 Abnormality rate (%)	初孵仔鱼存活率 (%)	
				Embryos' mortality			Survival rate of newly hatched larvae	
				24 h	48 h		24 h	48 h
Cu ²⁺	0.00	60.53 ±0.14	100.00 ±0.00	0	0	0	100.00 ±0.00	100.00 ±0.00
	0.01	62.12 ±0.28 *	60.00 ±4.71 **	23.33 ±4.72	38.33 ±2.36	5.90 ±8.34	100.00 ±0.00	97.05 ±4.17
	0.05	63.17 ±0.14 *	56.67 ±2.33 **	36.67 ±4.72	40.00 ±4.69	2.94 ±4.16	94.12 ±0.00	91.18 ±4.17
	0.10	58.62 ±0.42	53.33 ±4.72 **	40.00 ±9.43	43.33 ±4.72	6.28 ±0.56	93.73 ±0.57	90.40 ±5.23
	0.50	58.48 ±0.42 *	41.67 ±2.33 **	45.00 ±2.36	53.33 ±4.72	20.19 ±6.81	0	0
	1.00	-	0	78.33 ±2.36	93.33 ±9.43	-	-	-
Cd ²⁺	0.00	60.32 ±0.28	100.00 ±0.00	0	0	1.67 ±1.18	100.00 ±0.00	98.33 ±2.33
	0.01	63.33 ±0.57 *	58.34 ±2.33 **	23.33 ±4.72	38.33 ±7.07	5.90 ±8.34	100.00 ±0.00	96.67 ±4.17
	0.05	63.27 ±0.28 *	55.00 ±2.36 **	31.67 ±2.36	43.33 ±4.72	3.13 ±4.42	96.88 ±4.38	93.95 ±0.28
	0.10	62.12 ±0.71	53.33 ±4.74 **	38.33 ±2.36	45.00 ±2.36	0	94.12 ±8.32	94.12 ±8.32
	0.50	61.50 ±0.42	51.67 ±2.36 **	40.00 ±4.71	46.67 ±0.00	6.46 ±0.30	41.88 ±2.69	25.63 ±7.99
	1.00	61.22 ±0.28	41.67 ±2.36 **	46.67 ±4.72	53.33 ±4.72	11.86 ±4.99	20.19 ±6.79	0
Zn ²⁺	0.00	60.80 ±0.14	100.00 ±0.00	0	0	3.33 ±0.00	100.00 ±0.00	96.67 ±0.00
	0.10	65.08 ±0.14 *	55.00 ±2.38 **	28.33 ±2.36	40.00 ±4.71	12.13 ±0.52 *	100.00 ±0.00	94.00 ±0.28
	0.50	65.22 ±0.28 *	53.33 ±4.74 **	33.33 ±4.72	46.67 ±4.72	0	100.00 ±0.00	97.12 ±4.17
	1.00	62.33 ±0.71	51.67 ±2.36 **	41.67 ±2.36	48.33 ±2.36	3.13 ±4.42	96.67 ±4.67	96.67 ±4.67
	2.00	62.02 ±0.14	13.33 ±0.00 **	55.00 ±2.36	76.67 ±0.00	100.00 ±0.00 *	25.00 ±0.00	0
	4.00	61.78 ±0.14	8.33 ±2.33 **	63.33 ±4.72	86.67 ±4.72	100.00 ±0.00 *	16.67 ±2.36	0
Cu ²⁺ -Cd ²⁺	0	60.22 ±0.57	100.00 ±0.00	0	0	0	100.00 ±0.00	100.00 ±0.00
	0.01	64.18 ±0.14 *	58.33 ±7.07 *	25.00 ±2.36	35.00 ±2.36	0	100.00 ±0.00	100.00 ±0.00
	0.05	62.80 ±0.42 *	55.00 ±2.36 **	36.67 ±4.72	43.33 ±4.72	6.07 ±0.26 *	96.88 ±4.38	96.88 ±4.38
	0.10	62.83 ±0.28 *	53.33 ±0.00 **	40.00 ±4.71	46.67 ±0.00	6.25 ±8.84	93.75 ±8.84	93.75 ±8.84
	0.50	58.52 ±0.71	45.67 ±4.74 **	43.33 ±9.43	48.33 ±4.71	83.04 ±6.31 *	54.11 ±10.46	18.21 ±6.93
	1.00	58.81 ±0.42	35.00 ±7.07 **	51.67 ±2.36	63.33 ±4.72	100.00 ±0.00 *	4.17 ±5.87	0
Pb ²⁺ -Zn ²⁺	0.00	60.68 ±0.14	100.00 ±0.00	0	0	1.67 ±1.18	100.00 ±0.00	98.33 ±2.33
	0.10	63.33 ±0.28 *	60.00 ±4.71 **	23.33 ±4.72	36.67 ±9.43	11.15 ±0.87 *	94.43 ±0.42	94.43 ±0.42
	0.50	63.32 ±0.42 *	56.67 ±0.00 **	33.33 ±0.00	43.33 ±0.00	2.94 ±4.16	100.00 ±0.00	100.00 ±0.00
	1.00	63.20 ±0.28 *	51.67 ±2.36 **	36.67 ±4.72	43.33 ±9.43	3.34 ±4.72	100.00 ±0.00	100.00 ±0.00
	2.00	59.84 ±0.14	48.33 ±2.36 **	38.33 ±2.36	45.00 ±7.07	86.43 ±9.09 *	58.57 ±2.05	20.95 ±10.82
	4.00	58.59 ±0.71	38.33 ±2.36 **	56.67 ±4.72	60.00 ±4.71	100.00 ±0.00 *	8.71 ±0.57	0

* $P < 0.05$, 差异显著; ** $P < 0.01$, 差异极显著;“-”表示胚胎在孵出前全部死亡,无数据。

* $P < 0.05$, significant difference; ** $P < 0.01$, extreme significant difference;“-” means death before hatching.

2 结果与分析

2.1 重金属离子对光倒刺鲃胚胎发育的影响

2.1.1 对胚胎发育速度的影响 实验结果见表 1,从表 1 可见 Zn²⁺、Cd²⁺ 离子溶液的各浓度对光倒刺鲃胚胎发育速度均有不同程度的延迟作用,且离子浓度越低对胚胎发育速度的延迟作用越大,其中低浓度实验组的胚胎孵化时间与对照组差异显著 ($P < 0.05$)。与对照组相

比,Cu²⁺ 0.10 mg/L、Cu²⁺-Cd²⁺ 0.50 mg/L、Pb²⁺-Zn²⁺ 2.00 mg/L 的溶液对胚胎发育速度均稍有促进作用,其中 0.50 mg/L Cu²⁺ 实验组与对照组差异显著 ($P < 0.05$);Cu²⁺、Cu²⁺-Cd²⁺ 混合液、Pb²⁺-Zn²⁺ 混合溶液的其他浓度组对胚胎发育速度具有延迟作用,并与对照组差异显著 ($P < 0.05$)。

2.1.2 对胚胎孵化率的影响 由表 1 可见,在各种重金属离子实验组中,胚胎孵化率随水体

中离子浓度的提高而下降,各实验组孵化率均低于对照组,其中 1.00 mg/L Cu^{2+} 实验组的胚胎在孵出前全部死亡。在 Zn^{2+} 2.00 mg/L 的实验组中,胚胎的孵化率小于 15%。死亡的胚胎呈灰白色不透明,沉在容器底部,并逐渐解体。

2.1.3 对胚胎致畸率的影响 从实验结果可见, Cd^{2+} 对胚胎的致畸率不高,各浓度组的畸形率均小于 12%, Cu^{2+} 对胚胎的致畸率也较低,与对照组无显著差异。 Zn^{2+} 、 Cu^{2+} - Cd^{2+} 、 Pb^{2+} - Zn^{2+} 实验组的低浓度组中胚胎的畸形率较低,但是高浓度组的畸形率很高,在 Zn^{2+} 2.00 mg/L 的实验组中及 1.00 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} 、4.00

mg/L 的 Pb^{2+} - Zn^{2+} 浓度下处理的胚胎畸形率为 100%。各种重金属离子引起的畸形症状基本相似。初孵正常仔鱼表现为卵黄囊椭圆形,鱼体透明,头部贴在卵黄囊上(图 1a)。而畸形仔鱼主要表现出胚体弯曲、身体短小、不对称的特征,大多伴有卵黄囊肿大。如有的胚体及卵黄囊前端较细长(图 1b);有的胚胎体中部或尾部弯曲,同时卵黄囊肿大(图 1c);有的前部卵黄囊肿大,后部卵黄囊断裂(图 1d);有的脊柱严重弯曲(图 1e);有的尾椎断裂(图 1f);有的形成畸形胚,胚体极短,尾鳍褶折叠不伸展(图 1g)等。这些仔鱼多数不能再继续发育并很快死亡。

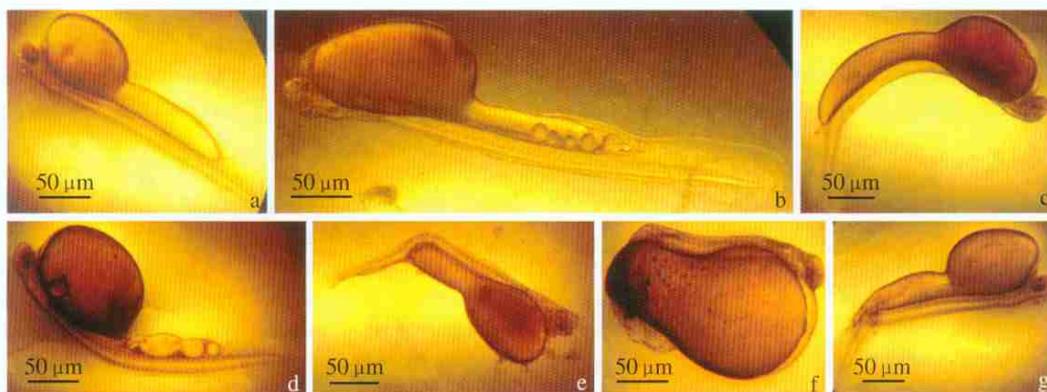


图 1 光倒刺鲃初孵仔鱼和畸形仔鱼光镜照片

Fig. 1 Microphotographs of post-hatching larva and deforming larva of *Spinibarbus hollandi*

a. 正常初孵仔鱼; b. 0.10 mg/L Pb^{2+} - Zn^{2+} 处理组的畸形仔鱼; c. 0.50 mg/L Cd^{2+} 处理组的畸形仔鱼; d. 2.00 mg/L Zn^{2+} 处理组的畸形仔鱼; e. 0.50 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} 处理组的畸形仔鱼; f. 0.50 mg/L Cu^{2+} 处理组的畸形仔鱼; g. 1.00 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} 处理组的畸形仔鱼。

a. Normal post-hatching larva; b. Deforming larva treated with 0.10 mg/L Pb^{2+} - Zn^{2+} ; c. Deforming larva treated with 0.50 mg/L Cd^{2+} ; d. Deforming larva treated with 2.00 mg/L Zn^{2+} ; e. Deforming larva treated with 0.50 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} ; f. Deforming larva treated with 0.50 mg/L Cu^{2+} ; g. Deforming larva treated with 1.00 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} .

2.1.4 重金属对初孵仔鱼的毒性效应 初孵仔鱼靠卵黄供应营养,卵黄囊椭圆形,体积较大,鱼体透明,头部贴在卵黄囊上。在各重金属实验组中,大多数胚胎虽然能在一定浓度的重金属溶液中发育,并能破膜而出,但是初孵仔鱼活力很差,畸形的仔鱼只能进行短暂的游动,身体反应迟钝、失去平衡,严重的躺在表面皿底部,仅见心脏搏动,体色变白,在较短时间内死

亡。光倒刺鲃初孵仔鱼在不同重金属溶液中的 24 h、48 h 存活率见表 1。在 Cu^{2+} 为 0.50 mg/L 浓度下,初孵仔鱼 24 h 内全部死亡,在 1.00 mg/L Cd^{2+} 、 Zn^{2+} 2.00 mg/L、1.00 mg/L Cu^{2+} - Cd^{2+} 、4.00 mg/L Pb^{2+} - Zn^{2+} 溶液中,初孵仔鱼在 48 h 内全部死亡。表明在高浓度的各重金属实验组中,孵出的仔鱼畸形率较高,活力较差,往往在 48 h 内死亡。

2.2 不同重金属离子对光倒刺鲃胚胎的 LC_{50} 值和安全浓度 所研究的几种重金属离子对光倒刺鲃胚胎的半致死浓度和安全浓度见表 2。综合考虑胚胎孵化率和胚胎畸形情况,几种重金属对光倒刺鲃胚胎毒性大小顺序为 $Cu^{2+} > Cu^{2+}-Cd^{2+} > Zn^{2+} > Cd^{2+} > Pb^{2+}-Zn^{2+}$ 。

表 2 不同重金属离子对光倒刺鲃胚胎的 LC_{50} 值和安全浓度(mg/L)

Table 2 The LC_{50} value and safety concentration of *S. hollandi* in concentrations of different heavy metal ions

重金属 Heavy metals	LC_{50}		安全浓度 Safety concentration
	24 h	48 h	
Cu^{2+}	0.199	0.072	0.009
Cd^{2+}	1.966	0.632	0.065
Zn^{2+}	1.516	0.374	0.023
$Cu^{2+}-Cd^{2+}$	0.890	0.207	0.011
$Pb^{2+}-Zn^{2+}$	3.777	1.954	0.523

2.3 Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 对光倒刺鲃胚胎的联合毒性

在单一重金属离子毒性实验的同时,以光倒刺鲃胚胎作为材料,在相同实验条件下以 1:1 浓度的 Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 进行联合毒性实验(表 3)。当 Cu/Cd 浓度为 1:1 的情况下, AI 值 24 h 为 -3.925,48 h 为 -2.203,均小于零,为拮抗作用。由此可见, Cu^{2+} 、 Cd^{2+} 共存互相降低了毒性。

表 3 Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 对光倒刺鲃胚胎的联合毒性
Table 3 The joint toxicity of Cu^{2+} with Cd^{2+} to embryos of *S. hollandi*

Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 浓度比 Concentration ratio of Cu^{2+} and Cd^{2+}	时间 Time (h)	LC_{50} (mg/L)		S	AI	结果 Result
		Cu^{2+}	Cd^{2+}			
1:1	24	0.199	1.966	4.925	-3.925	拮抗
	48	0.072	0.632	3.203	-2.203	拮抗

3 讨论

研究发现, Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 溶液的各浓度组、 Cu^{2+}

< 0.10 mg/L、 $Cu^{2+}-Cd^{2+} < 0.50$ mg/L、 $Pb^{2+}-Zn^{2+} < 2.00$ mg/L 的浓度组对光倒刺鲃胚胎发育速度均有不同程度的延迟作用,可能是重金属破坏了胚胎孵化酶或其使胚体运动减慢导致胚胎破膜时间延长^[5],但在 $Cu^{2+} 0.10$ mg/L、 $Cu^{2+}-Cd^{2+} 0.50$ mg/L、 $Pb^{2+}-Zn^{2+} 2.00$ mg/L 的溶液中,胚胎发育速度与对照组相比稍微加快,柳学周^[6]曾报道 0.25、0.5 和 1 mg/L Cd 可以促进胚胎发育速率,认为可能是重金属对不同生物的孵化酶激活或破坏不同所致,其机理有待于进一步研究。

各重金属溶液对光倒刺鲃胚胎均有一定的致畸作用,在 $Zn^{2+} 2.00$ mg/L 和 1.00 mg/L $Cu^{2+}-Cd^{2+}$ 、 4.00 mg/L 的 $Pb^{2+}-Zn^{2+}$ 浓度下处理的胚胎,畸形率达 100%。在化学致畸作用机理尚未完全清楚的情况下,通常认为化学致畸主要有如下几种机制:细胞死亡或细胞增殖速度减慢;胚胎细胞代谢障碍;突变引起胚胎发育异常;胚胎组织发育过程的不协调^[7]。重金属离子的致畸作用机理还有待更深入的研究。

大多数光倒刺鲃胚胎虽然能在一定浓度的重金属溶液中继续发育,并能破膜而出,但初孵仔鱼活力很差,在 48 h 内死亡。重金属穿过绒毛膜进入胚胎后,对胚胎发育可产生直接的损伤,重金属可以通过鳃和体表进入体内,与体内主要酶类的必要基团(氢硫基)中的硫结合形成难溶的硫醇盐类,抑制了酶的活性,妨碍机体的代谢作用,引起死亡;重金属能激活钙调蛋白,产生慢性刺激作用,可能导致细胞内 Ca^{2+} 调节失控^[8]。同时重金属还具有环境雌激素及环境内分泌干扰物质的效应,它们通过直接或间接作用于某些重要基因,如癌基因或抑癌基因以及细胞中其他的信号途径,如离子通道、细胞第二信使系统等方面而起作用^[5],从而严重影响胚胎发育和器官分化,导致胚胎的死亡及初孵仔鱼的畸形。

从孵化率、存活率、仔鱼的畸形率、 LC_{50} 值和安全浓度来看, Cu^{2+} 对胚胎的毒性最大, Zn^{2+} 次之, Cd^{2+} 较小。这与吴玉霖等^[9]报道的对牙

鲢 (*Paralichthys olivaceus*) 胚胎的毒性顺序依次为 $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Cd} > \text{Cr}$ 相似。铜的毒性较大,一方面与它的强渗透力有关,可以使受精卵膜发生破裂;另一方面与 SO_4^{2-} 有关,因为通常铜的毒性随渗入少量的 SO_4^{2-} 而有所增高。 Cu^{2+} 的安全浓度为 0.009 mg/L ,比我国渔业水质标准中 Cu^{2+} 的最高允许浓度 (0.01 mg/L) 略低,这提示在鱼类养殖环境中要密切关注铜污染的危害性及预防的重要性。从实验结果可见 Zn^{2+} 安全浓度值比渔业水质标准中的浓度低,说明光倒刺鲃对 Zn^{2+} 比较敏感。 Zn^{2+} 是鱼类必需的微量元素,是体内许多酶的组成部分,可以影响某些非酶的有机分子配位基的结构构型^[10]。光倒刺鲃胚胎对 Cd^{2+} 安全浓度为 0.065 mg/L ,明显高于我国渔业水域水质标准浓度 0.005 mg/L ,说明光倒刺鲃胚胎对 Cd^{2+} 耐受性较高。对于鱼类来说, Cd^{2+} 是一种致毒快、损害重的毒物, Cd^{2+} 对生物的有害影响首先是使一定的活性传递机制受阻,肾受损伤,酶受危害以及内分泌系统受影响,使生物机能失调^[10]。 Cd^{2+} 是我国实施排放污染总量控制的指标之一。

本次联合毒性实验结果显示, Cu^{2+} 与 Cd^{2+} 的联合毒性为拮抗作用,可见不能简单地由各单一毒物毒性相加来判断毒物的综合毒性,而且只用单一毒物的含量去判断水污染后的毒性危害是不符合实际的。在自然条件下,重金属污染物往往是几种同时存在的,当两种或多种重金属同时作用于生物体时,会引起与单一毒物作用完全不同的毒性反应,如修瑞琴等^[11]报道 As 与 Cd 和 As 与 Zn 离子共存时对斑马鱼

(*Brachydanio rerio*) 的联合毒性均为拮抗作用,而 Cd 与 Zn 离子的联合毒性主要为毒性剧增的协同作用。由此可见多种毒物共同污染水环境时,其联合毒性机理很复杂,因而自然水域的污染评价在测定了单一毒物含量的同时,还应从联合毒性的角度采用生物毒性试验技术对水质污染做出综合评价。

参 考 文 献

- [1] Rice D W, Harrison FL, Jearld A J. Effects of copper on early life history of northern anchovy *Encaulus mordax*. *Fishery Bulletin*, 1980, **78**(3) : 675 ~ 682.
- [2] 中国水产科学研究院珠江水产研究所, 华南师范大学, 暨南大学等. 广东淡水鱼类志. 广州: 广东科技出版社, 1991, 140 ~ 141.
- [3] 邱郁春. 水污染鱼类毒性试验方法. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.
- [4] 修瑞琴, 许永香, 付迎春等. 水生毒理联合效应相加指数法. *环境化学*, 1994, **13**(3) : 269 ~ 271.
- [5] 柳敏海, 陈波, 罗海忠等. 五种重金属对早繁鳃鱼胚胎和仔鱼的毒性效应. *海洋渔业*, 2007, **29**(1) : 57 ~ 62.
- [6] 柳学周, 徐永江, 兰功刚. 几种重金属离子对半滑舌鳎胚胎发育和仔稚鱼的毒性效应. *海洋水产研究*, 2006, **27**(2) : 33 ~ 42.
- [7] 郑微云, 翁思琪. 环境毒理学概论. 厦门: 厦门大学出版社, 1993, 100 ~ 102.
- [8] 王德庆. 锌对离体鲤鱼头呼吸的抑制作用. *动物学报*, 1994, **40**(1) : 39 ~ 43.
- [9] 吴玉霖, 赵鸿儒, 侯兰英. 重金属对牙鲈胚胎和仔鱼的影响. *海洋与湖沼*, 1990, (4) : 90 ~ 96.
- [10] 王俊, 张义生. 化学污染与生态效应. 北京: 中国环境科学出版社, 1993, 156 ~ 225.
- [11] 修瑞琴, 许永香, 高世荣等. 砷与镉、锌离子对斑马鱼的联合毒性实验. *中国环境科学*, 1998, **18**(4) : 349 ~ 352.