

4种重金属离子对彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)的急性致毒效应*

王志铮 王伟定 杨阳 卢振锋

(浙江海洋学院 舟山 316004)

提要 以彩虹明樱蛤养殖壳高优势组(平均壳高为 $17.35 \pm 1.01\text{mm}$)为实验动物,进行4种重金属离子 Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 对彩虹明樱蛤的急性毒性和加和等毒性强度联合毒性试验。结果表明,彩虹明樱蛤对重金属的耐药性均随实验时间延长而缓慢降低,4种重金属离子毒性大小依次为 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} ,其对彩虹明樱蛤96h的半致死质量浓度分别为 0.0554mg/L 、 0.1099mg/L 、 2.2605mg/L 、 19.6277mg/L ; Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 离子两两组合在加和等毒性强度下对彩虹明樱蛤96h联合急性毒性所呈现的致毒特征与离子间毒性强度匹配情形密切相关。

关键词 重金属离子,急性毒性,联合毒性,彩虹明樱蛤

中图分类号 S912

彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens* Benson)俗称梅蛤、黄蛤、扁蛤和海瓜子等,隶属于软体动物门、瓣鳃纲、异齿亚纲、帘蛤目、樱蛤科,其肉鲜美、营养经济价值高、市场消费需求大,是一种较为名贵的滩涂养殖贝类。

滩涂埋栖生活型贝类具移动性差,生长、发育与繁衍受环境因子影响大等特点,极易成为海洋污染的受害者。目前国内已就彩虹明樱蛤个体发生(尤仲杰等,1991a)、生态习性(顾晓英等,1998;董志国等,2006)、人工育苗(尤仲杰等,1991b)、养殖技术(潘雪央等,2001)等开展了较为系统地研究,但迄今尚未见有关重金属对其存活影响的研究报道。鉴于近年来工业“三废”和农业污染物在海域中大量排放,对海洋生物尤其是底栖双壳贝类的生长、繁衍和海产品食品安全构成严重威胁的实际(蔡立哲等,1999;周常义等,2004;李宝泉等,2005;林志华等,2005;乔庆林等,2006),作者于2006年7—8月在浙江省岱山县岱西镇仇江门海涂开发有限公司开展了 Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 等4种常见重金属离子对彩虹明樱蛤急性致毒效应的实验研究,以期对滩涂贝

类养殖环境评价和相关污染事故处理提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 样品 所用彩虹明樱蛤(*Moerella iridescens*)均取自岱山县岱西镇仇江门海涂。为保证试验的代表性和同一性,选取该海涂壳高优势组(平均壳高为 $17.35 \pm 1.01\text{mm}$)中的健壮个体作为参试对象,实验前用过滤海水冲净其表面的淤泥、脏杂物后,蓄养备用。

1.1.2 试剂 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 、 HgCl_2 、 $\text{Zn}(\text{C}_2\text{O}_4\text{H}_3)_2$ 、 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 分别购自天津化学试剂三厂、上海四维化学试剂厂、宜昌第三化学试剂厂和国药集团化学试剂有限公司,均为分析纯。实验前用蒸馏水将各实验药物配成一定质量浓度母液备用。

1.1.3 理化条件 自然海水经脱脂棉二次过滤作为实验用水,平均盐度为27—29,水温为 (27.8 ± 1.6) , pH 8.24,水质符合渔业水质标准(GB11607—1989)。

* 国家科技部星火计划项目,2003EA700104号;浙江省农业科技攻关项目,2006C32009号;浙江省高校中青年学科带头人科研基金资助,2003—2007。王志铮,副研究员、副教授, E-mail: wzz_1225@163.com

收稿日期:2006-09-12;修改稿日期:2006-10-31

1.2 试验方法

1.2.1 单一重金属离子对彩虹明樱蛤急性毒性实验 经预备实验,确定各实验药物质量浓度范围(96h后全活浓度和全致死浓度)后,在室温条件下,以自然状态为对照,以18cm×28cm×10cm白色塑料槽为实验容器(实验实际容积为500ml),质量浓度梯度组按等差间距法设置。采用静水停食实验法,开展单一药物对彩虹明樱蛤的急性毒性实验。每一药物质量浓度梯度各放实验动物20个,组内设3个重复,连续观察受试对象的活动状况,及时取出死亡个体,每24h换液并记录一次总体平均死亡率。为减少实验容器对消毒剂的吸附,实验前用对应的药物浓度浸泡实验容器24h以上。

1.2.2 两种重金属离子复配液对彩虹明樱蛤急性毒性实验 以加和等毒性强度(本研究中以单一重金属离子96h半致死质量浓度 LC_{50} 作为致死阈浓度,计为1个毒性强度单位)方式设置两种重金属离子联合毒性浓度梯度,两种重金属离子毒性强度加和方式依次为A(0+1.0)、B(0.2+0.8)、C(0.4+0.6)、D(0.6+0.4)、E(0.8+0.2)和F(1.0+0)6个组合,其中A组合和F组合为对照组。各梯度组总毒性强度均为1个毒性强度单位,组内设3个重复,连续观察受试对象的活动状况,及时取出死亡个体,每24h换液并记录一次总体平均死亡率。

1.3 数据处理

根据实验药物对彩虹明樱蛤的急性毒性实验结果,借助SPSS11.0建立死亡概率单位-质量浓度直线回归方程,得到各相应观察时段的半致死浓度值,并采用Kendall秩相关系数检验法验证死亡概率单位与质量浓度间的相关性($P<0.05$ 为显著水平),各实验药物的安全浓度计算公式(周永欣等,1989)如下:

$$SC = 0.1 \times 96hLC_{50}$$

式中,SC为安全浓度,96h LC_{50} 为彩虹明樱蛤染毒96h后的半致死浓度值。

两种重金属离子复配液对彩虹明樱蛤联合毒性的实验结果评价方法按王志铮等(2005a)。

2 结果与分析

2.1 中毒症状

4种重金属溶液在不同实验质量浓度下,彩虹明樱蛤中毒反应基本相同。实验24h内,各实

验组受试个体均未出现死亡,活动情况与对照组基本相似,入液后均伸出水管,部分实验个体还伸出斧足在容器中颤动,持续2—3h而后均水管回缩,双壳紧闭,静止不动;实验24—48h间,受 Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 胁迫下的各实验组受试个体均未出现死亡,高质量浓度组除换液后伸出水管的持续时间变短外,其活动情况与低质量浓度组和对照组基本相仿,而受 Zn^{2+} 、 Hg^{2+} 胁迫下的部分受试个体则因中毒出现水管脱落、双壳张开而亡的现象;随着实验时间的进一步延长,各实验组受试体内重金属蓄积水平不断提高,中毒现象愈加明显,死亡率明显增加。

2.2 重金属离子对彩虹明樱蛤的急性毒性效应

由表1可见,实验24h内各实验组受试个体均未出现死亡,随着实验质量浓度的提高和实验时间的延长,4种重金属离子对彩虹明樱蛤的急性毒性效应均明显增强,死亡率也明显升高。从实验质量浓度范围以及对彩虹明樱蛤的急性毒性结果来看,毒性强度由大到小依次为 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} ,其中 Cu^{2+} 的毒性强度约是 Hg^{2+} 的2倍, Zn^{2+} 的400倍, Cr^{6+} 的2000倍。

2.3 重金属离子对彩虹明樱蛤的联合毒性效应

由表2可见, Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 离子两两组合在加和等毒性强度下对彩虹明樱蛤96h联合毒性所呈现的致毒特征,与离子间毒性强度匹配情形密切相关。具体表现为:

(1) Zn^{2+} - Cr^{6+} 对彩虹明樱蛤的致死效果存有协同、加和、相互独立作用和拮抗等特征,低毒性强度的 Zn^{2+} 对 Cr^{6+} 具拮抗作用,低毒性强度的 Cr^{6+} 对 Zn^{2+} 具协同作用,当 Zn^{2+} 与 Cr^{6+} 毒性强度相当时表现为加和作用或相互独立作用。

(2) Cr^{6+} - Hg^{2+} 各梯度组对彩虹明樱蛤的致死效果均呈协同特征。 Cr^{6+} - Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤的致死率随 Hg^{2+} 毒性强度的增加而增加,随 Cr^{6+} 毒性强度的增加则降低,即 Hg^{2+} 毒性强度的增加,可进一步发挥 Cr^{6+} 的致毒潜力。

(3) 除 Zn^{2+} - Hg^{2+} 配置为D(0.6+0.4)组合对彩虹明樱蛤的致死效果呈加和效应外,其余各梯度组均呈协同特征。当 Zn^{2+} 毒性强度低于0.6时, Zn^{2+} 的致毒潜力随 Hg^{2+} 毒性强度的增加而增强,当 Zn^{2+} 毒性强度高于0.6时, Hg^{2+} 致毒潜力随着 Zn^{2+} 毒性强度的增加而增强。

(4) Cu^{2+} - Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤的致死效果呈两端为协同作用,中间为相互独立性作用的特征,

表明高毒性强度的 Cu^{2+} 或 Hg^{2+} 均可促进对方致毒潜力的发挥。

(5) Cu^{2+} - Cr^{6+} 各梯度组对彩虹明樱蛤的致死率, 均随 Cu^{2+} 毒性强度的增强而提高, 并依次由

表 1 四种重金属离子对彩虹明樱蛤的急性毒性
Tab.1 The acute toxicity of four heavy metal ions to *M. iridescens*

离子	试验浓度(mg/L)	不同实验时间下的平均死亡率(%)			
		24h	48h	72h	96h
对照组	0.000	0	0	0	0
Cu^{2+}	0.015	0	0	0	10
	0.030	0	0	15	20
	0.045	0	0	20	40
	0.060	0	0	35	50
	0.075	0	0	50	70
	0.090	0	0	60	90
	Cr^{6+}	5.000	0	0	0
10.000		0	0	10	30
15.000		0	0	10	40
20.000		0	0	20	50
25.000		0	0	20	60
30.000		0	0	30	80
Zn^{2+}		1.000	0	0	10
	1.750	0	0	15	35
	2.500	0	0	30	65
	3.250	0	10	40	75
	4.000	0	10	50	90
	4.750	0	20	70	100
	Hg^{2+}	0.040	0	10	10
0.080		0	15	20	40
0.120		0	25	30	60
0.160		0	30	45	70
0.200		0	40	60	80
0.240		0	50	80	100

表 2 四种重金属离子对彩虹明樱蛤的联合毒性
Tab.2 The joint toxicity of four heavy metal ions to *M. iridescens*

离子组合	各离子组合不同配比下彩虹明樱蛤染毒 96h 时的平均死亡率(%)					
	A	B	C	D	E	F
Zn^{2+} - Cr^{6+}	50	30	40	50	80	50
Cr^{6+} - Hg^{2+}	50	80	70	60	60	50
Zn^{2+} - Hg^{2+}	50	80	70	50	60	50
Cu^{2+} - Hg^{2+}	50	85	30	35	55	50
Cu^{2+} - Cr^{6+}	50	10	25	30	50	50
Cu^{2+} - Zn^{2+}	50	20	30	35	35	50

注: A 为(0+1.0)组合, B 为(0.2+0.8)组合, C 为(0.4+0.6)组合, D 为(0.6+0.4)组合, E 为(0.8+0.2)组合, F 为(1.0+0)组合

掩盖、相互独立作用,转变为加和作用。表明低毒性强度的 Cu^{2+} 对能干扰高毒性强度水平 Cr^{6+} 的致毒效果,而低毒性强度水平的 Cr^{6+} 则既不干扰也不促进高毒性强度水平 Cu^{2+} 的致毒情形。

(6) Cu^{2+} - Zn^{2+} 对彩虹明樱蛤的致死效果呈两端为拮抗作用,中间为相互独立性作用的特征,表明高毒性强度的 Cu^{2+} 或 Zn^{2+} 均会抑制对方的致毒潜力。

3 讨论

3.1 重金属离子对彩虹明樱蛤的急性致毒效应特征

从实验中毒症状来看,彩虹明樱蛤对重金属 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 的避毒是通过闭壳来实现的,中毒致死过程则由水管断裂至两壳张开来完成,与它受农药和消毒剂胁迫下的避毒方式与中毒致死过程一致,这可能是双壳贝类受毒物干扰时普遍采取的应激策略。

从实验中毒致死时间来看,在染毒 96h 后致死程度相似的组别中,彩虹明樱蛤受 Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 胁迫出现死亡的时间较 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 要后延 24h,即在彩虹明樱蛤受 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 胁迫下 96h 后全活浓度和全致死浓度取值范围内, Cu^{2+} 、 Cr^{6+} 在实验后期具有较强的毒发效应,这一方面可能是彩虹明樱蛤呼吸与代谢系统对 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 更为敏感所致,另一方面可能与实验早期 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 在彩虹明樱蛤体内具较高蓄积速率有关,其机理有待进一步研究。

3.2 关于彩虹明樱蛤对重金属离子安全浓度的评价

对表 1 中彩虹明樱蛤染毒 96h 时的实验数据进行统计学分析,结果见表 3。由表 3 可知,4 种重金属离子不同实验质量浓度梯度组的致死效果存在显著差异(F 均大于 $F_{0.005}$),通过建立概率单位-质量浓度回归方程均显示出较好的拟合度(可决系数 R^2 均大于 0.9155),死亡概率单位与质

量浓度间具较好的相关性(Kendall 秩相关系数 r 均为显著水平),表明彩虹明樱蛤受重金属胁迫下的致死率与其实验质量浓度密切相关。

由表 3 可见, Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 的 96h LC_{50} 依次为 0.0554mg/L、0.1099mg/L、2.2605mg/L 和 19.6277mg/L,按有毒物质对鱼类的毒性标准(张志杰等, 1991)进行评价, Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤属剧毒, Zn^{2+} 属中毒, Cr^{6+} 属低毒。

由表 3 可知,彩虹明樱蛤对 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 的安全质量浓度分别为 0.0055mg/L、0.0110mg/L、0.2261mg/L 和 1.9628mg/L。其中,彩虹明樱蛤对 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 的安全质量浓度均远高于我国渔业水质标准(GB11607-89)所规定的指标,表明彩虹明樱蛤对 Cr^{6+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 具有较强的耐受特性,应对养成品中 Cr^{6+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 含量加强检测,以确保食品安全; Cu^{2+} 安全质量浓度远低于我国渔业水质标准所规定的指标,基于 Cu^{2+} 对彩虹明樱蛤的高致死力,应在彩虹明樱蛤所养海域需加强养殖本底环境中 Cu^{2+} 含量的检测工作,以确保养殖安全。

3.3 关于 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 对彩虹明樱蛤联合毒性效应机理的初步探讨

依金属离子与 MT 螯合特征的初步探讨(王志铮等, 2005b): (1) 不同金属离子与 MT 的亲合力存在差异,一般对生物具较高毒性的重金属首先被螯合。依此,本研究中被优先选择的离子应依次为 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} ; (2) 不同重金属与 MT 间的螯合饱和度存在差异,一般离子半径较大的重金属与 MT 螯合并使之达到饱和和所需的浓度较其它重金属低。故重金属与 MT 的螯合饱和度表现为 $\text{Cr}^{6+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Hg}^{2+}$; (3) 因离子间作用机制的不同(廖自基, 1992; 吴贤汉等, 1999; 杨丽华等, 2003),混合离子的作用,干扰了生物体 MT 合成的速率,当重金属离子完成与 MT 螯合达到饱和(螯合速率大于细胞内 MT 的合成速率)后,诸重金属离子对生物的致毒潜力将获

表 3 四种重金属离子对彩虹明樱蛤急性毒性特征的分析

Tab.3 Analysis on acute toxicity of four heavy metal ions to *M. iridescens*

离子	t(h)	回归方程	R^2	n	F	r	LC_{50} (mg/L)	SC(mg/L)
Cu^{2+}	96	$y = 32.6286x + 3.192$	0.9677	6	242.3296	1.000*	0.0554	0.0055
Cr^{6+}	96	$y = 0.0752x + 3.524$	0.9155	6	88.5815	1.000*	19.6277	1.9628
Zn^{2+}	96	$y = 0.76x + 3.282$	0.9649	5	166.6724	1.000*	2.2605	0.2261
Hg^{2+}	96	$y = 10.325x + 3.865$	0.9473	5	109.2691	1.000*	0.1099	0.0110

注: $F_{0.005}(1, 5) = 22.78$; $F_{0.005}(1, 6) = 18.63$ 。* 表示显著水平 $P < 0.05$

得显著增强(George *et al.*, 1996)。

基于以上,作者对本研究中 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应机理(表 2)做如下诠释:(1) Cr^{6+} - Zn^{2+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应。当 Zn^{2+} 毒性强度为 0.2 时,因未到达 MT 螯合饱和度,致使部分 Cr^{6+} 因参与螯合而被去毒化,表现为低浓毒性强度 Zn^{2+} 与 Cr^{6+} 的拮抗效应;而当 Zn^{2+} 达到 MT 螯合过饱和态时,则与 Cr^{6+} 一起表露毒性作用,这种情形随 Zn^{2+} 毒性强度的提高而明显增强。(2) Cr^{6+} - Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应。由于 Cr^{6+} 的存在(离子数量及电荷量均较多),干扰了生物体 MT 合成的速率,毒性强度 0.2 的 Hg^{2+} (螯合饱和度小,且离子半径较大)就已与生物体内 MT 达到螯合过饱和态,并开始与 Cr^{6+} 一起表露毒性作用,这种作用随 Hg^{2+} 毒性强度的提高而明显增强。(3) Zn^{2+} - Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应。 Zn^{2+} 毒性强度达 0.8 时对生物体 MT 合成速率的干扰,足以使毒性强度为 0.2 的 Hg^{2+} 与生物体内 MT 达到螯合过饱和态而产生协同效应; Zn^{2+} 毒性强度降为 0.6 时,因干扰能力下降,毒性强度 0.4 的 Hg^{2+} 未能与生物体内 MT 达到螯合过饱和态而出现加和效应;随着 Hg^{2+} 毒性强度达到 0.6,其与细胞内 MT 达到螯合过饱和态再度出现协同效应。(4) Cu^{2+} - Hg^{2+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应。 Cu^{2+} 与 MT 的亲合力略高于 Hg^{2+} ,而螯合饱和度则远大于 Hg^{2+} ,故 Cu^{2+} 高毒性强度组合的协同效应强度不如 Hg^{2+} 等毒性强度时的组合,至于两者性强度相当所产生的相互独立作用,则是因两者螯合竞争,未达到螯合饱和度所致。(5) Cu^{2+} - Cr^{6+} 、 Cu^{2+} - Zn^{2+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应。较毒性强度的 Cr^{6+} 虽对 MT 合成速率产生严重干扰,但因 Cu^{2+} 的 MT 螯合饱和度远高于 Hg^{2+} ,致使部分 Cr^{6+} 因参与螯合而被去毒化出现拮抗效应;当 Cu^{2+} 毒性强度水平高于 Cr^{6+} 时,依赖 Cr^{6+} 离子数量及电荷量较高的优势,弥补了 Cu^{2+} 螯合饱和度高于 Hg^{2+} 的不足,依次表露为相互独立作用和加和特征; Zn^{2+} 因毒性强度水平下其离子数量及电荷量均不及 Cr^{6+} ,故在 Cu^{2+} 或 Zn^{2+} 高毒性强度时均表露为拮抗效应,两者性强度相当所产生的相互独立作用。

本文中就 Cu^{2+} 、 Hg^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cr^{6+} 对彩虹明樱蛤的联合毒性效应机理的探讨性诠释,还有待于进一步的实验验证。

致谢 承蒙岱山县岱西镇仇江门吴常军提供实验用彩虹明樱蛤、岱山县岱西镇科委提供实验场地和部分试验用具,浙江海洋学院 2003、2004 级水产养殖专业陈伟扬、陈良财、何杰、周生等同学参与本研究部分实验工作,谨致谢忱。

参 考 文 献

- 王志铮,吕敢堂,许俊等,2005a. Cr^{6+} 、 Zn^{2+} 、 Hg^{2+} 对凡纳滨对虾幼虾急性毒性和联合毒性. 海洋水产研究, 28(2): 6—12
- 王志铮,刘祖毅,吕敢堂等,2005b. Hg^{2+} 、 Cr^{6+} 、 Zn^{2+} 对黄姑鱼幼鱼的急性致毒效应. 中国水产科学, 12(6): 745—750
- 尤仲杰,王一农,张家良,1991a. 彩虹明樱蛤生活史的初步研究. 海洋通报, 10(3): 50—55
- 尤仲杰,王一农,1991b. 彩虹明樱蛤人工育苗的初步研究. 海洋湖沼通报, 3: 55—61
- 乔庆林,姜朝军,徐捷等,2006. 菲律宾蛤仔对养殖水体中 4 种重金属安全限量的研究. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 25(1): 5—9
- 李宝泉,李新正,于海燕等,2005. 胶州湾底栖软体动物与环境因子的关系. 海洋与湖沼, 36(3): 193—198
- 杨丽华,方展强,郑文彪. 2003. 重金属对鲫鱼的急性毒性及安全浓度评价. 华南师范大学学报(自然科学版), 2: 101—106
- 吴贤汉,江新霖,张宝录等,1999. 几种重金属对青岛文昌鱼的毒性及生长的影响. 海洋与湖沼, 30(6): 604—608
- 张志杰,张维平,1991. 环境污染生物监测与评价. 北京: 中国环境科学出版社, 69
- 周永欣,章宗涉,1989. 水生生物毒性实验方法. 北京: 农业出版社, 1—157
- 林志华,单乐洲,柴雪良等,2005. 硬壳蛤(*Mercenaria mercenaria*)繁殖生物学研究. 海洋与湖沼, 36(5): 430—436
- 顾晓英,尤仲杰,王一农,1998. 几种环境因子对彩虹明樱蛤不同发育阶段的影响. 东海海洋, 16(3): 40—47
- 董志国,李晓英,孟学平等,2006. 彩虹明樱蛤的耗氧率与排氮率研究. 台湾海峡, 25(4): 503—508
- 蔡立哲,洪华生,洪丽玉,1999. 菲律宾蛤仔对锌、铅的积累特征. 环境科学学报, 19(3): 319—322
- 廖自基,1992. 微量元素的环境化学及生物效应. 北京: 中国环境科学出版社, 210—323
- 潘雪央,陈贤龙,2001. 彩虹明樱蛤蓄水养殖试验. 水产

科学, 20(4): 26—27
George S, Hodgson P, Todd K *et al*, 1996. Metallothionein

protects against cadmium toxicity-proof from studies,
developing turbot larvae. *Mar Environ Res*, 42: 52

ACUTE TOXIC EFFECTS OF FOUR HEAVY METALS ON *MOERELLA IRIDESCENS*

WANG Zhi-Zheng, WANG Wei-Ding, YANG Yang, LU Zhen-Feng
(Zhejiang Ocean University, Zhoushan, 316004)

Abstract Acute toxicity and joint toxicity of Hg^{2+} , Cr^{6+} , Cu^{2+} , and Zn^{2+} on *Moerella iridescens* are studied. The animals were in average shell height of $(17.35 \pm 1.01)\text{mm}$, collected in Daixi Town, Daishan County of Zhejiang Province, from July to August in 2006. The result indicates that the resistance of *M. iridescens* against the 4 heavy metals decreases slowly as the experiment time last. The degree of the toxicity is in the order of $\text{Cu}^{2+} > \text{Hg}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cr}^{6+}$. The median lethal concentrations (LC_{50}) of the metals at 96 hours to the animal are 0.0554, 0.1099, 2.2605, and 19.6277mg/L, respectively. The joint toxicity at 96h by the pairs of Zn^{2+} - Cr^{6+} , Cr^{6+} - Hg^{2+} , Zn^{2+} - Hg^{2+} , Cu^{2+} - Hg^{2+} , Cu^{2+} - Cr^{6+} , and Cu^{2+} - Zn^{2+} was found complicated in relation to the concentration, showing effects of synergism, addition, independence, and antagonism. In overall it depends on the toxicity of individual ion and its chelation.

Key words Heavy metal ions, Acute toxicity, Joint toxicity, *Moerella iridescens*