

重金属对海洋桡足类的影响研究进展

曾艳艺^{1,2}, 黄小平^{1,*}

(1. 中国科学院南海海洋研究所热带海洋环境动力学重点实验室, 广州 510301; 2. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 桡足类是海洋浮游动物种群的主要组成部分和重要的初级消费者, 重金属污染对其影响可通过食物链传递到其他海洋生物甚至人类。综述了近 20a 来重金属对桡足类影响的研究进展, 包括重金属对桡足类的毒性和生理效应, 重金属在桡足类体内蓄积及桡足类体内重金属的食物链(网)传递。并指出今后的研究重点: 桡足类体内致毒重金属的存在形式, 重金属食物暴露对桡足类生理生化影响机理, 以及重金属对桡足类生活史的影响。

关键词: 桡足类; 重金属; 蓄积; 毒性效应; 食物暴露; 食物链传递

The effects of heavy metals on marine copepods: a review

ZENG Yanyi^{1, 2}, HUANG Xiaoping^{1,*}

1 Key Laboratory of Tropical Marine Environmental Dynamics, South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510301, China

2 Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100049, China

Abstract: Marine copepods are the important components of marine zooplankton as well as the primary consumers in marine ecosystem. The contamination of marine copepods by heavy metals can significantly affect other marine organisms or even human beings through food chains accumulation and transfer. This paper reviewed the physiological responses to the toxicity of heavy metals and the accumulation of metals in copepods, in addition of trophic transfer. We also point out some directions for further study, including the toxic speciation of heavy metals in copepods, the physiological and biochemical effects of dietborne metals, and further more, the impacts of heavy metals on copepods life history.

Key Words: copepods; heavy metals; accumulation; toxic effects; food chain transfer

海洋重金属污染给海洋生物带来极大的危害^[1], 对人类健康构成潜在的威胁^[2]。高浓度重金属阻碍鱼类生长和发育^[3], 致使鱼类^[4]、甲壳类^[5]体型减小, 且重金属在海洋鱼类、贝类、甲壳类中蓄积^[6-7], 经食物链传递至人类后可能引发急慢性疾病^[8-9]。其中, 对桡足类的研究极其重要, 一方面其作为海洋浮游动物种群的主要组成部分^[10], 是浮游植物和鱼类幼体、贝类及甲壳类之间的关键食物环节^[11-12], 其受重金属污染的影响, 可通过食物链直接或间接地危害到其它海洋生物^[13-14]; 另一方面, 其个体较小, 生活史简单, 被认为是良好的测试生物, 广泛应用于重金属蓄积及其介导的重金属地化循环^[15]、重金属毒性^[16-17]等研究, 为生态环境的评价及环境标准的制定提供参考依据^[18]。

本文总结近 20 多年来重金属暴露对桡足类毒性效应, 重金属在桡足类体内蓄积, 以及桡足类体内蓄积的重金属经食物链传递至高营养级海洋生物等的研究进展, 提出该领域研究中存在的问题, 为今后进一步推动该领域的研究提供参考。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(40776086); 国家 908 专项资助项目(GD908-01-03); 中国科学院南海海洋研究所领域前沿资助项目(LYQY200706)

收稿日期: 2008-12-28; **修订日期:** 2009-02-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xphuang@scsio.ac.cn

1 重金属对桡足类的毒性效应及生理效应

1.1 重金属对桡足类的急性致死效应及其主要影响因素

重金属对桡足类急性毒性的研究开展得较早且资料较详。已有的研究表明,不同重金属暴露对桡足类的毒性效应差异极大。大量的急毒效应以桡足类半致死浓度 LC_{50} 为效应终端,暴露相同时间时 LC_{50} 越小,说明该重金属毒性越强。如表 1 所示,不同重金属对桡足类的 LC_{50} 因桡足类种类的差异而不同。

表 1 桡足类暴露于水体重金属的半致死浓度 LC_{50}

Table 1 LC_{50} s of copepods exposure to heavy metals in water ($mg \cdot L^{-1}$)

桡足类 Copepods species	重金属种类 Metal species	LC_{50}	暴露时间 Exposure time/h	温度 Temperature/ $^{\circ}C$	文献 References
参形日角猛水蚤 <i>Tisbe holothuriae</i>	Cu	0.37	48	22	[19]
	Zn	0.62	48	22	[19]
	Cd	0.91	48	22	[19]
	Ni	2.58	48	22	[19]
	Pb	6.34	48	22	[19]
	Cr	14.13	48	22	[19]
克氏纺锤水蚤 <i>Acartia clausi</i>	Cr	16.99 ± 2.38	48	14	[20]
	Cr	8.83 ± 2.10	48	22	[20]
	Cu	$0.034 \pm 0.0044^*$	48	14	[21]
	Cu	$0.082 \pm 0.0026^{**}$	48	14	[21]
汤氏纺锤水蚤 <i>Acartia tonsa</i>	Cd	0.151	96	13	[22]
	Cd	0.029	96	21	[22]
近亲真宽水蚤 <i>Eurytemora affinis</i>	Cd	>0.120	96	15	[23]
	Cu	0.030	96	15	[23]
长角日角猛水蚤 <i>Tisbe longicornis</i>	Cr	22—28	48	13	[24]
	Cr	6—10	48	20	[24]

* 为距污染区 25km 外的种群的 LC_{50} , ** 为污染区种群的 LC_{50}

桡足类对重金属的耐受性受环境温度影响。Cd 对汤氏纺锤水蚤 (*Acartia tonsa*) 的 96h LC_{50} 随着温度的升高而降低,在 $13^{\circ}C$ 时 LC_{50} 为 $151 \mu g \cdot L^{-1}$,当温度升高到 $21^{\circ}C$ 时 LC_{50} 下降到 $29 \mu g \cdot L^{-1}$ [22]。 $13^{\circ}C$ 时 Cr 对长角日角猛水蚤 (*Tisbe longicornis*) 的 48h LC_{50} 为 22—28 $mg \cdot L^{-1}$,温度上升到 $20^{\circ}C$ 后,其 LC_{50} 下降到 6—10 $mg \cdot L^{-1}$ [24]。由此可见,随着温度的升高,某些桡足类对重金属的敏感性增强。

桡足类对重金属的急毒敏感性除受温度影响外,还与其它环境因子(如溶解氧、种群密度、盐度、其它重金属联合作用等)相关。Cd 对参形日角猛水蚤 (*Tisbe holothuriae*) 的毒性与溶解氧呈负相关 ($R^2 = -0.789$)、与种群密度呈正相关 ($R^2 = 0.924$)、与温-盐度交互作用呈负相关 ($R^2 = -0.622$) [25]。此外,环境中只存在单一重金属的情况极少,往往多种重金属共存。重金属联合作用对桡足类的影响有别于单种金属的作用。对于 *T. holothuriae*, Cu、Cd 和 Cr 任意两种重金属联合毒性 > 3 种重金属的联合毒性 $>$ 单种重金属毒性,原因可能是以上 3 种重金属中任意两种混合起协同作用,毒性最强;增加到 3 种后,其中一种对其它两种起拮抗竞争作用,使得毒性减弱,但不至于完全抵消协同作用效果,因此毒性仍强于单种金属作用 [26]。Verriopoulous 和 Dimas 进一步对该种类研究,发现两两重金属联合作用毒性差异较大,其强弱依次为: $Pb + Cd \approx Cr + Cu > Pb + Cu > Zn + Cr > Pb + Ni > Cu + Cd > Cd + Ni > Cd + Cr \approx Zn + Cu \approx Pb + Zn > Zn + Ni > Ni + Cr > Cd + Zn \approx Pb + Cr$ [19]。

1.2 重金属对桡足类生长与繁殖过程的影响

亚急性浓度的重金属在不同程度上影响桡足类的生长与繁殖过程。当海水中 Hg 浓度超过 0.25×10^{-9}

$\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,哈德森纺锤水蚤 (*Acartia hudsonica*) 和汤氏纺锤水蚤 (*Acartia tonsa*) 的产卵率均下降^[27]。海水 Cu 在 $10\text{--}50\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,近亲真宽水蚤 (*Eurytemora affinis*) 的无节幼体游泳能力下降,发育受限^[23]。对于 *A. tonsa*,当盐度为 9 和 17 时, $40\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 使得其对浮游植物的摄食率显著下降,而在盐度 25 时则不影响;在 Cd 浓度超过 $10\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其摄食率和产卵率开始呈下降趋势;随着盐度和 Cd 浓度的升高,其发育时间延长,尤其在盐度 25 和 Cd $40\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的条件下发育最迟缓,且成体的头胸长度显著减小^[22]。

以前的大多数桡足类毒性研究是在水中暴露进行的,近年来,通过食物暴露的慢毒性研究方逐渐得到重视。Hook 和 Fisher^[27] 对 *A. hudsonica* 和 *A. tonsa* 的研究表明,将藻类分别暴露于含 $10^{-9}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Hg 和 $5 \times 10^{-9}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Cd 后,再将其作为桡足类的饵料暴露 4h,桡足类体内重金属负荷分别升高了 9 倍和 2 倍,产卵率下降了 50%。另外,当藻类食物暴露于 $10^{-9}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 Ag 之后,上述两种桡足类的产卵率下降了 75%,此刻的间接水体暴露浓度低于急性致死浓度的 3—4 个数量级^[28]。此外,Bielmyer 等^[29] 研究了 Ag、Cu、Ni 和 Zn 四种重金属对 *A. tonsa* 的影响时亦发现,尽管 *A. tonsa* 直接暴露于水体低浓度重金属未产生毒性效应,一旦先以浮游植物暴露于该水体,再将暴露的浮游植物作为桡足类的饵料,*A. tonsa* 繁殖则受到显著影响。可见,浮游植物蓄积重金属后通过食物链传递至桡足类,可能蓄积到桡足类与繁殖活动相关的组织中,进而影响桡足类的繁殖过程。

以上研究是在桡足类生活史的某一阶段进行,不能反映桡足类生活史各阶段受重金属暴露的影响。Bechmann^[30] 建立生命表以研究亚慢性 Cu 浓度对叉形日角猛水蚤 (*Tisbe Furcata*) 的影响。其研究结果表明, $0.9 \times 10^{-6}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cu (约 32% 的 LC_{50}) 可导致 *T. furcata* 无节幼体数量下降,个体寿命缩短,成熟雌体繁殖周期延长,可育雌体比例下降。种群内禀增长率 r_m 在 Cu 为 $0.5 \times 10^{-6}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时下降 10%,Cu 升高到 $0.9 \times 10^{-6}\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时下降 61%。其结果表明,生命表可为重金属对桡足类种群水平上的影响提供更为准确而实用的信息,尤其当个体的存活或繁殖等生理表现未能在统计学上达到差异时更加有效。

1.3 桡足类对重金属的生理生化适应机制

重金属不同浓度对桡足类生理过程干扰的机制不同。一方面,急性浓度重金属致使桡足类生理过程失调。桡足类体内 Na^+ , K^+ -ATP 酶在 ATP 提供能量的情况下,可主动跨膜运输 Na^+ 、 K^+ ,维持细胞渗透平衡。*A. tonsa* 暴露于急性 Cu 浓度时,其体内 Na^+ , K^+ -ATP 酶活性受抑, Na^+ 失衡(高盐度时体内 Na^+ 升高,低盐度时 Na^+ 下降);而急性 Cu 通过水和食物同时暴露对桡足类体内 Na^+ 浓度和 Na^+ , K^+ -ATP 酶活性均无影响,可能是因为食物提供桡足类足够的能量以进行渗透调节,从而抵消 Cu 引发的毒性效应^[17]。因此充足的能量可能是 Cu 对 *A. tonsa* 毒性的一种拮抗方式。此外,在食物充足的条件下,*A. tonsa* 可抵抗 Ag 毒性,使 Mg^{2+} 平衡,但不能维持 Na^+ , K^+ -ATP 酶活性,而饥饿时,其酶受抑的强度决定于 Ag 浓度,Pedroso 认为 Na^+ , K^+ -ATP 酶可能是海洋无脊椎动物急性 Ag 中毒的关键结合位点^[16]。另一方面,亚急性浓度重金属可诱导桡足类产生适应性(acclimation)。Moraïtou-Apostolopoulou 等^[31] 对来自不同污染海域的同一种类 *A. clausi* (其中,P 种群生活在受污染区,C 种群生活在距污染区 25km 外的非污染区)的研究发现,在 Cd 浓度低于 $0.6\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,P 种群的耗氧率高于 C 种群,且随着 Cd 浓度的进一步升高,P 种群耗氧率和摄食率急剧升高,表现出连续而显著的变化。此外,Cu 浓度在 $0.001\text{--}0.01\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 之间时,*A. clausi* 的摄食率和耗氧率均为 P 种群高于 C 种群,即 P 种群对 Cu 的毒性耐受性比 C 种群强^[21]。由此可见,长期的低浓度重金属污染可能诱导某些桡足类种群改变自身的生理过程,提高耐受性,以适应环境变化。

近年来,关于重金属对桡足类生化过程影响的研究表明,重金属可诱导桡足类体内抗性基因表达增强。*GST* 和 *Hsp* 均为抗环境胁迫基因,其中 *GST* 表达产物谷胱甘肽转移酶通过催化谷胱甘肽与细胞毒素乙醛结合而脱毒。Lee 等^[32] 将日本虎斑猛水蚤 (*Tigriopus japonicus*) 分别暴露于一定浓度的 Ag、As、Cd 和 Cu 时,发现这些重金属会诱导桡足类胞内 *GST-Sigma* 基因表达增强,从而提高对重金属解毒的能力。TJ-Hsp70 是 *T. japonicus* 的一个耐热基因,其表达亦随 Cu、Ag 和 Zn 等金属浓度的增加而增强,其表达产物的增加似乎亦是对外来物入侵机体的一种保护反应^[33]。由此可见,暴露于一定的重金属浓度范围时,某些桡足类具有自身的抵

抗机制,这一结论是否可推广至其它种类仍需进一步的研究。

2 重金属在桡足类体内的蓄积

桡足类对不同重金属蓄积的强弱不同,对同种重金属的蓄积受海域差异的影响显著。南大洋海域的 Zn、Fe、Mn、Cu、Ni、Pb、Cd、Hg 和 Co 等重金属在桡足类体内浓缩系数(bioconcentration factor, BCF)达2—5个数量级不等,其强弱顺序大致是:Fe $\approx$ Zn > Cu $\approx$ Cd > Mn $\approx$ Hg > Pb > Ni^[34];台湾北部海域桡足类对各重金属的浓缩系数数量级依次为:Fe(6.0) > Zn(5.7) > Pb(5.6) > Cr(5.5) > Cu(5.0) > Cd(4.9) > Mn(4.8)^[35]。其中,大多数海域中的桡足类对 Zn、Cu 的蓄积往往相差在一个数量级内,而对 Pb 和 Cd 的蓄积差异大于一个数量级,见图 1。

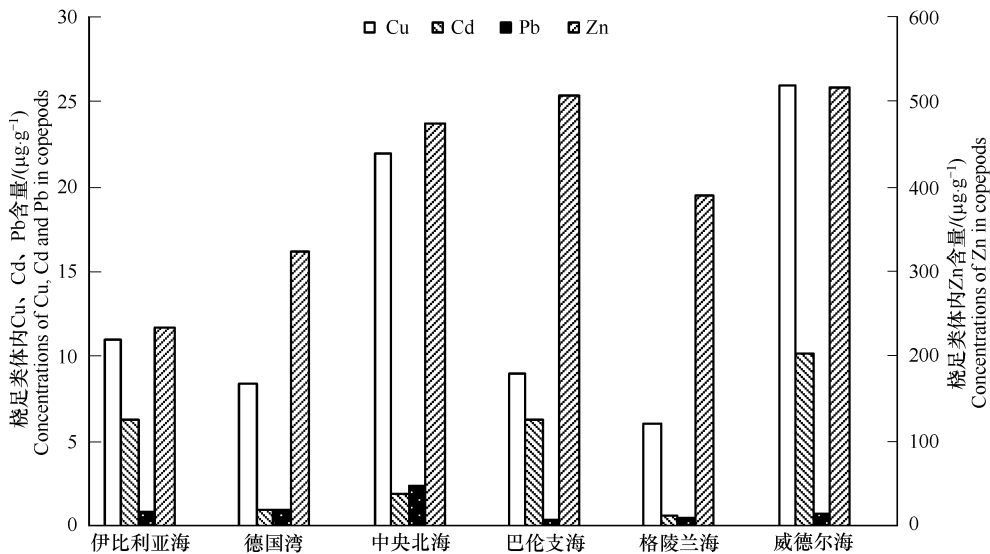


图1 不同海区桡足类对 Cu、Cd、Pb 和 Zn 的蓄积量

Fig. 1 The accumulation of Cu, Cd, Pb, and Zn in copepods in different sea areas

注:伊比利亚海^[36];德国湾、中央北海^[37];巴伦支海^[38];格陵兰海^[39];威德尔海^[40]

海洋桡足类对重金属的蓄积来源于水体和颗粒物(生物和非生物颗粒)两个途径^[41]。不同暴露途径导致重金属的蓄积部位不同。水体的重金属可被桡足类体表直接吸附而蓄积于其外骨骼,而颗粒相重金属则以被桡足类摄食进而同化的方式蓄积于内组织^[42]。重金属的存在形式及浓度会影响不同途径蓄积的比例。当水体自由 Cu²⁺ 浓度在 1.6×10^{-15} — 1.6×10^{-12} mol·L⁻¹ 之间时, *Acartia* sp. 和 *Temora* sp. 体内 Cu 主要是从食物蓄积(>75%),而当水体自由 Cu²⁺ 浓度超过 1.6×10^{-12} mol·L⁻¹ 时,从水相浓缩的 Cu 占 20% 以上,而 Cu²⁺ 浓度大于 1.6×10^{-10} mol·L⁻¹ 时,从水相浓缩的比例超过 60%,即桡足类体内的 Cu 从食物蓄积的比例相对缩小了^[43]。

近 10 多年来,随着检测技术的进步以及放射性同位素标记法等的应用,桡足类对重金属蓄积的室内研究取得了较大进展^[44-47]。Wang 和 Fisher^[42] 提出的重金属生物可利用动力学模型可定量描述桡足类对重金属的蓄积。该模型动力学方程为:

$$dC/dt = (K_u \cdot C_w) + (AE \cdot IR \cdot C_f) - (K_e + g) \cdot C \quad (1)$$

其后, Fisher 等^[41] 对动力学方程(1)作了修改:

$$C_{ss} = (K_u \cdot C_w) / (K_{ew} + g) + (AE \cdot IR \cdot C_f) / (K_{ef} + g) \quad (2)$$

并利用模型(2)预测桡足类对 Zn、Ag、Co 和 Se 的蓄积,其室内实验预测结果和现场测试结果十分吻合,仅 Cd 的现场测试浓度为室内预测结果的 4 倍。Luoma 和 Rainbow^[48] 同样在模型(2)的基础上分析了 15 篇相关文献中的 14 种动物(包括桡足类)对 7 种重金属的蓄积情况,预测值与试验观测值相比较,相关性较好($R^2 = 0.98$),其中大部分预测值与观测值差异在 2 倍以内。因此,通过蓄积模型既可描述不同重金属在桡足

类体内蓄积能力,还可判断重金属主要是通过水还是食物途径蓄积,从而为生态环境的评价及环境标准的制定提供参考依据。

3 桡足类体内重金属的食物链(网)传递

桡足类体内蓄积的重金属可通过食物链传递至海洋更高营养级生物环节。一方面,桡足类蓄积的重金属可在海洋无脊椎动物中传递。藤壶(*Elminius modestus*)是一种从食物中吸收并蓄积重金属的附着甲壳动物,其对桡足类软组织中的重金属同化率高于浮游植物^[49],此外,桡足类还是传递重金属至贝类等无脊椎动物的食物环节^[50]。另一方面,部分重金属可通过桡足类向鱼类食物链放大。例如,重金属可通过桡足类及草食性鱼类等食物传递至紫红笛鲷 *Lutjanus argentimaculatus*,其中,对放射性 Cs 的传递系数 TTF (trophic transfer factor,即捕食者与被捕食者体内重金属浓度之比值)大于 1,意味着桡足类对 Cs 的蓄积可能通过食物链向海洋高营养级鱼类传递,并放大^[13]。Xu 和 Wang^[51]发现,作为紫红笛鲷食物的桡足类和植食性鱼类对 Zn 的浓缩系数 CF (concentration factor) 分别为 5×10^4 — 5×10^5 和 10^3 — 10^4 ,而桡足类与鱼类对 Se 的 CF 相当(5×10^3 — 5×10^4),进而预测,当紫红笛鲷从桡足类吸收 Se 和 Zn 的速率和同化率较高时,其 TTF 可达 2.2—3.0。可见,Se 和 Zn 可能通过桡足类向某些鱼类食物链传递,并放大。

此外,某些重金属可通过桡足类向更复杂的食物网传递。总汞和甲基汞可通过加拿大 Baffin Bay 内 Northwater Polynya 区域的复杂食物网(包括藻、桡足类等浮游动物、北极鳕鱼、环斑海豹、海鸟)传递并放大,蓄积于高营养级生物的肌肉和肝脏中;肝脏和肌肉中的 Rb 及肌肉中的 Zn 亦存在生物放大的现象^[14]。

尽管部分重金属种类其浓度从浮游植物到浮游动物再到鱼类这一食物链中逐渐下降,然而桡足类等许多植食性动物及其高级消费者从食物中蓄积重金属的比率仍远高于从水中蓄积,给其它海洋生物造成危害,甚至对人类的健康构成潜在的威胁^[52]。

4 存在的问题与展望

桡足类在海洋生态系统中具有重要的地位。尽管国外关于重金属对桡足类影响的研究较多,但我国大陆在重金属对桡足类影响方面的研究颇少,只有林汝榕、李少菁、季更生、姜晓东等人为数不多的文献有报道^[53-56]。同时,地理位置、气候等环境的差异使得我国沿海桡足类种类与世界其它区域的种类差别较大,国外的一些研究结果并不适用于国内。今后应从以下几个方向深入开展重金属对海洋桡足类影响的研究:

(1) 体内致毒重金属存在形式的研究 国外对重金属在桡足类体内的致毒形式存在两种观点,一种观点认为重金属对桡足类的毒性取决于其体内重金属的负荷量,而其体内重金属的负荷量又决定于其生活环境及其食物(浮游植物等)中的重金属浓度,以及其从食物同化重金属的量^[57]。另一观点则认为蓄积的重金属可分为两类:一是可代谢利用部分(可致毒);二是已脱毒(不具毒性或活性)部分,当第一部分的浓度超过阈值,生物才会引发毒性反应^[58]。然而,重金属究竟是以怎样的存在形式引发桡足类产生毒性效应的研究仍属空白,今后应开展这一方向的研究。

(2) 食物暴露对桡足类生理生化影响机理 21 世纪以前,关于桡足类的毒性研究几乎仅通过水体暴露的方式进行。此后的研究^[27-29]表明,藻类暴露于远低于安全浓度以下的重金属后被桡足类摄食,会导致桡足类的正常繁殖活动受抑。近年来的研究却发现,食物(尽管蓄积重金属)有利于桡足类抵抗重金属胁迫,产生生理适应性^[16-17]。可见,重金属食物暴露对桡足类影响上存在分歧,应进行更深入的研究以阐明重金属食物暴露对桡足类生理生化影响机理。

(3) 重金属对桡足类生活史的影响 尽管桡足类成体是较好的现场试验材料,然而桡足类从无节幼体、桡足幼体至成体的不同阶段对毒性的反应并不能在该阶段反应出来,而成体前的各敏感阶段更易受重金属的影响,成为生活史的限制阶段。因此,今后的生态毒理实验研究应深入至桡足类生活史,建立重金属对其生命各周期的毒性反应库,从而更好地检测海洋环境中重金属的危害。

(4) 室内模拟实验与现场观测试验的有机结合 目前的室内实验结果难以模拟真实的环境状况,在描述重金属对海洋桡足类的影响时,仍需考虑现场环境因子的影响。此外,由于桡足类的个体较小,如何像其它的

试验生物一样结合现场围隔试验与室内模拟实验仍是关键问题之一。

References:

- [1] Liang J R, Wang J, Su YQ, Wang D X, Yao J G. Effects of metals on embryo development of *Tachypleus tridentatus*. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(6):1009-1012.
- [2] Wang W X, Pan J F. The transfer of metals in marine food chains: a review. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(3):599-604.
- [3] Weis J S and Weis P. Effects of environmental pollutants on early fish development. *Reviews in Aquatic Sciences*, 1989, 1:45-73.
- [4] Canli M, Atli G. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*, 2003, 121:129-136.
- [5] White S L, Rainbow P S. Heavy metal concentrations and size effects in the mesopelagic decapod crustacean *Systellaspis debilis*. *Marine Ecology Progress Series*, 1987, 37:147-151.
- [6] Jeffree R A, Warnau M, Teyssié J L, Markich S J. Comparison of the bioaccumulation from seawater and depuration of heavy metals and radionuclides in the spotted dogfish *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthys) and the turbot *Psetta maxima* (Actinopterygii: Teleostei). *Science of the Total Environment*, 2006, 368:839-852.
- [7] França S, Vinagre C, Caçador I, Cabral H N. Heavy metal concentrations in sediment, benthic invertebrates and fish in three salt marsh areas subjected to different pollution loads in the Tagus Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 2005, 50:993-1018.
- [8] Somji S, Bathula C S, Zhou X D, Sens M A, Sens D A, Garrett H N. Transformation of human urothelial cells (URO tsa) by As^{3+} and Cd^{2+} induces the expression of keratin 6a. *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116(4):434-440.
- [9] Benbrahim-Tallaa L, Waalkes M P. Inorganic arsenic and human prostate cancer. *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116(2):158-164.
- [10] Szefer P. Metals, Metalloids and Radionuclides in the Baltic Sea Ecosystem. Amsterdam (The Netherlands): Elsevier, 2002: 231-232.
- [11] Liu H, Dagg M J, Strom S. Grazing by the calanoid copepod *Neocalanus cristatus* on the microbial food web in the coastal Gulf of Alaska. *Journal of Plankton Research*, 2005, 27(7):647-662.
- [12] Strom S L, Macri E L, Olson M B. Microzooplankton grazing in the coastal Gulf of Alaska: Variations in top-down control of phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, 2007, 52(4):1480-1494.
- [13] Zhao X G, Wang W X, Yu K N, Lam P K S. Biomagnification of radiocesium in a marine piscivorous fish. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 222:227-237.
- [14] Campbell L M, Norstrom R J, Hobson K A, Muir D C G, Backus S, Fisk A T. Mercury and other trace elements in a pelagic Arctic marine food web (Northwater Polynya, Baffin Bay). *Science of the Total Environment*, 2005, 351-352:247-263.
- [15] Wang W X, Reinfelder J R, Lee B G, Fisher N S. Assimilation and regeneration of trace elements by marine copepods. *Limnology and Oceanography*, 1996, 41(1):70-81.
- [16] Pedroso M S, Pinho G L L, Rodrigues S C, Bianchini A. Mechanism of acute silver toxicity in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*. *Aquatic Toxicology*, 2007, 82:173-180.
- [17] Pinho G L L, Pedroso M S, Rodrigues S C, Rodrigues S C, Souza S S, Bianchini A. Physiological effects of copper in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: Waterborne versus waterborne plus dietborne exposure. *Aquatic Toxicology*, 2007, 84:62-70.
- [18] Wright D A, Welbourn P. *Environmental Toxicology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002, 31-35.
- [19] Verriopoulos G, Dimas S. Combined toxicity of copper, cadmium, zinc, lead, nickel, and chrome to the copepod *Tisbe holothuriae*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1988, 41:378-384.
- [20] Moraïtu-Apostolopoulou M, Verriopoulos G. Toxicity of chromium to the marine planktonic copepod *Acartia clausi*, Giesbrecht. *Hydrobiologia*, 1982, 96:121-127.
- [21] Moraïtu-Apostolopoulou M, Verriopoulos G. Some effects of sub-lethal concentrations of copper on a marine copepod. *Marine Pollution Bulletin*, 1979, 10:88-92.
- [22] Toudal K, Riisgård H U. Acute and sublethal effects of cadmium on ingestion, egg production and life-cycle development in the copepod *Acartia tonsa*. *Marine Ecology Progress Series*, 1987, 37:141-146.
- [23] Sullivan B K, Buskey E, Miller D C, Ritacco P J. Effects of copper and cadmium on growth, swimming and predator avoidance in *Eurytemora affinis* (Copepoda). *Marine Biology*, 1983, 77:299-306.
- [24] Larrain A, Soto E, Silva J, Bay-Schmith E. Sensitivity of the meiofaunal copepod *Tisbe longicornis* to $K_2Cr_2O_7$ under varying temperature regimes. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1998, 61:391-396.
- [25] Verriopoulos G, Moraïtu-Apostolopoulou M. Effects of some environmental factors on the toxicity of cadmium to the copepod *Tisbe holothuriae*.

- Archiv für Hydrobiologie, 1981, 91(3):287-293.
- [26] Moraïtu-Apostolopoulou M, Verriopoulos G. Individual and combined toxicity of three heavy metals, Cu, Cd, and Cr for marine copepod *Tisbe holothuriae*. *Hydrobiologia*, 1982, 87:83-87.
- [27] Hook S E, Fisher N S. Reproductive toxicity of metals in calanoid copepods. *Marine Biology*, 2001, 138:1131-1140.
- [28] Hook S E, Fisher N S. Sublethal effects of silver in zooplankton: importance of exposure pathways and implications for toxicity testing. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2001, 20(3):568-574.
- [29] Bielmyer C K, Grosell M, Brix K V. Toxicity of silver, zinc, copper, and nickel to the copepod *Acartia tonsa* exposed via a phytoplankton diet. *Environmental Science and Technology*, 2006, 40:2063-2068.
- [30] Bechmann R K. Use of life tables and LC50 tests to evaluate chronic and acute toxicity effects of copper on the marine copepod *Tisbe furcata*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 1994, 13(9):1509-1517.
- [31] Moraïtu-Apostolopoulou M, Verriopoulos G, Lentzou P. Effects of sublethal concentrations of cadmium as possible indicators of cadmium pollution for two populations of *Acartia clausi* (copepoda) living at two differently polluted areas. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 1979, 23:642-649.
- [32] Lee K W, Raisuddin S, Rhee J S, Hwang D S, Yu I T, Lee Y M, Park H G, Lee J S. Expression of glutathione S-transferase (GST) genes in the marine copepod *Tigriopus japonicus* exposed to trace metals. *Aquatic Toxicology*, 2008, 89:158-166.
- [33] Rhee J S, Raisuddin S, Lee K W, Seo J S, Ki J S, Kim I C, Park H G, Lee J S. Heat shock protein (Hsp) gene responses of the intertidal copepod *Tigriopus japonicus* to environmental toxicants. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, 2009, 149(1):104-112.
- [34] Honda K, Yamamoto Y, Tatsukawa R. Distribution of heavy metals in Antarctic marine ecosystem. *Proceedings of the NIPR Symposium on Polar Biology*, 1987, 1:184-197.
- [35] Hsiao S H, Fang T H, Hwang J S. The bioconcentration of trace metals in dominant copepod species off the northern Taiwan coast. *Crustaceana*, 2006, 79(4):459-474.
- [36] Prowe F, Krif M, Zauke G P. Heavy metals in crustaceans from the Iberian deep sea plain. *Scientia Marina*, 2006, 70(2):271-279.
- [37] Zauke G P, Krause M, Weber A. Trace metals in mesozooplankton of the North Sea: Concentrations in different taxa and collectives (*Calanus finmarchicus* / *C. helgolandicus*). *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie*, 1996, 81(1):141-160.
- [38] Zauke G P, Schmalenbach I. Heavy metals in zooplankton and decapod crustaceans from the Barents Sea. *Science of the Total Environment*, 2006, 359(1-3):283-294.
- [39] Ritterhoff J, Zauke G P. Trace metals in field samples of zooplankton from the Fram Strait and the Greenland Sea. *Science of the Total Environment*, 1997, 199(3):255-270.
- [40] Kahle J, Zauke G P. Trace metals in Antarctic copepods from the Weddell Sea (Antarctica). *Chemosphere*, 2003, 51(5):409-417.
- [41] Fisher N S, Stupakoff I, Sañudo-Wilhelmy S, Wang W X, Teyssié J L, Fowler S W, Crusius J. Trace metals in marine copepods: a field tests of a bioaccumulation model coupled to laboratory uptake kinetics data. *Marine Ecology Progress Series*, 2000, 194:211-218.
- [42] Wang W X, Fisher N S. Delineating metal accumulation pathways for marine invertebrates. *Science of the Total Environment*, 1999, 238:459-472.
- [43] Chang S I, Reinfelder J R. Relative importance of dissolved versus trophic bioaccumulation of copper in marine copepods. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, 231:179-186.
- [44] Reinfelder J R, Fisher N S. The assimilation of elements ingested by marine copepods. *Science*, 1991, 251:794-796.
- [45] Fisher N S, Nolan C V, Fowler S W. Assimilation of metals in marine copepods and its biogeochemical implications. *Marine Ecology Progress Series*, 1991, 71:37-43.
- [46] Xu Y, Wang W X. Individual responses of trace-element assimilation and physiological turnover by the marine copepod *Calanus sinicus* to changes in food quantity. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 218:227-238.
- [47] Stewart G M, Fisher N S. Bioaccumulation of polonium-210 in marine copepods. *Limnology and Oceanography*, 2003, 48(5):2011-2019.
- [48] Luoma S N, Rainbow P S. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(7):1921-1931.
- [49] Rainbow P S, Wang W X. Comparative assimilation of Cd, Cr, Se, and Zn by the barnacle *Elminius modestus* from phytoplankton and zooplankton diets. *Marine Ecology Progress Series*, 2001, 218:239-248.
- [50] Luoma S N, Rainbow P S. *Metal contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management*. New York: Cambridge University Press, 2008, 164-168.
- [51] Xu Y, Wang W X. Exposure and potential food chain transfer factor of Cd, Se, and Zn in marine fish *Lutjanus argentimaculatus*. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, 238:173-186.

- [52] Reinfelder J R, Fisher N S. Retention of elements absorbed by juvenile fish (*Menidia menidia*, *Menidia beryllina*) from zooplankton prey. *Limnology and Oceanography*, 1994, 39(8):1783-1789.
- [53] Lin R R, Li S J. On the accumulation and transfer of heavy metal in some zooplankters from Xiamen Harbour. *Journal of Xiamen University (Nature Science)*, 1988, 27(1): 104-109.
- [54] Lin R R, Li S J. An experimental study of copper and cadmium on amino acid contents in a copepod *calanus sinicus* Brodsky. *Oceanologia and Limnologia Sinica*, 1991, 22(3):242-248.
- [55] Ji G S, Qian H F, Liu G X. Effect of Cu^{2+} on *Acartia clausi* Giesbrecht. *Marine Science Bulletin*, 2001, 20(1):92-96.
- [56] Jiang X D, Wang G Z, Li S J, and He J F. Heavy metal exposure reduces hatching success of *Acartia pacifica* resting eggs in the sediment. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, 19:733-737.
- [57] Hook S E, Fisher N S. Relating the reproductive toxicity of five ingested metals in calanoid copepods with sulfur affinity. *Marine Environmental Research*, 2002, 53:161-174.
- [58] Rainbow P S. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? *Environmental Pollution*, 2002, 120:497-507.

参考文献:

- [1] 梁君荣,王军,苏永全,王德祥,么久刚. 四种重金属对中国鲷(*Tachypleus tridentatus*)胚胎发育的影响. *生态学报*, 2001, 21(6): 1009-1012.
- [2] 王文雄,潘进芬. 重金属在海洋食物链中的传递. *生态学报*, 2004, 24(3):599-604
- [53] 林汝榕,李少菁. 浮游动物对重金属的累积及转移. *厦门大学学报*, 1988, 27(1):104-109.
- [54] 林汝榕,李少菁. 铜、镉对中华哲水蚤氨基酸含量影响的实验研究. *海洋与湖沼*, 1991, 22(3):242-248.
- [55] 季更生,钱海丰,刘光兴. 铜离子对克氏纺锤水蚤影响的初步研究. *海洋通报*, 2001, 20(1):92-96.