

# 褶牡蛎对水体中重金属铜和镉的富集动力学特性

张 聪<sup>1,2</sup> 陈聚法<sup>2\*</sup> 马绍赛<sup>2</sup> 徐 勇<sup>2</sup> 赵 俊<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>上海海洋大学水产与生命学院, 201306)

(<sup>2</sup>农业部海洋渔业可持续发展重点实验室 山东省渔业资源与生态环境重点实验室

中国水产科学研究院黄海水产研究所, 青岛 266071)

**摘 要** 以褶牡蛎 *Crassostrea plicatula* 为研究对象, 应用半静态双箱模型室内模拟了大、小两种规格褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 的生物富集释放过程。通过对富集与释放阶段褶牡蛎体内重金属含量变化进行非线性拟合, 得到了褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 的生物富集曲线及富集动力学参数。结果表明, 1) 富集阶段褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集系数 BCF 及吸收速率常数  $k_1$  随着外部水体中重金属暴露浓度的增大而减少, 理论平衡状态下生物体内重金属含量随外部水体中重金属暴露浓度的增大而增大; 2) 释放阶段褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 的吸收速率常数  $k_1$  随富集阶段外部水体中 Cu、Cd 暴露浓度的增大而减小, 褶牡蛎体内 Cu 的生物学半衰期  $B_{1/2}$  随富集阶段外部水体中 Cu 暴露浓度的增大而延长, Cd 的生物学半衰期与 Cd 暴露浓度的关系无明显规律性; 3) 褶牡蛎对 Cu 的富集能力和排出能力均强于 Cd; 4) 大规格褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集能力均强于小规格, 而褶牡蛎规格大小对于其体内 Cu、Cd 的排出作用的影响不显著。

**关键词** 褶牡蛎 重金属 双箱模型 富集动力学 规格

**中图分类号** X503.225 **文献标识码** A **文章编号** 1000-7075(2012)05-0064-09

## Kinetic study on the bioconcentration and elimination of heavy metals Cu and Cd in *Crassostrea plicatula*

ZHANG Cong<sup>1,2</sup> CHEN Ju-fa<sup>2\*</sup> MA Shao-sai<sup>2</sup> XU Yong<sup>2</sup> ZHAO Jun<sup>2</sup>

(<sup>1</sup> College of Fisheries and Life Sciences, Shanghai Ocean University, 201306)

(<sup>2</sup> Key Laboratory of Sustainable Development of Marine Fisheries, Ministry of Agriculture,

Shandong Provincial Key Laboratory of Fishery Resources and Ecological Environment,

Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071)

**ABSTRACT** In the present study, accumulation and elimination processes of two metals (Cu, Cd) in *Crassostrea plicatula* were simulated by using the two-compartment kinetic model. A semi-static system was maintained throughout 36d exposure period in different concentrations of heavy metals. Kinetic parameters of bio-concentration were obtained from the two-compartment kinetic model by nonlinear curve fitting for the two periods respectively, including uptake rate constant ( $k_1$ ), elimination rate constant ( $k_2$ ), bioconcentration factor (BCF), and biological half-life ( $B_{1/2}$ ). It was found that the metal concentration and elimination were well fitted to the

国家科技支撑计划课题(2009BADB7B02)资助

\* 通讯作者。E-mail: chenjf@ysfri.ac.cn

收稿日期: 2012-02-17; 接受日期: 2012-04-25

作者简介: 张 聪(1988-), 男, 硕士研究生, 主要从事渔业生态环境研究。E-mail: zhangcong880206@126.com; Tel: (0532)85836341

two-compartment model by using the goodness-of-fit test. The results indicated that: (1) In the uptake period, the uptake rate constant and bioconcentration factor of heavy metals generally decreased with the increase of heavy metal concentration in ambient seawater, and maximal content in the organism ( $C_{Amax}$ ) at the theoretic equilibrium increased with the increase of heavy metal concentration in ambient seawater; (2) During the elimination period, the uptake rate constant of heavy metals and the  $B_{1/2}$  of Cu in *C. plicatula* were decreased with the increase of heavy metal concentration in ambient seawater (uptake period), and the  $B_{1/2}$  of Cd in *C. plicatula* had no obvious trend with the exposure concentration; (3) The Cu bioaccumulation ability of *C. plicatula* was higher than Cd; (4) The bioaccumulation ability of large-size *C. plicatula* was stronger than small-size ones, indicating that the differences in size of *C. Plicatula* had no significant effect on the elimination of heavy metals.

**KEY WORDS** *Crassostrea plicatula* Heavy metals Two-compartment kinetic model  
Bioaccumulation kinetics Size

在海水养殖产业中,贝类养殖业由于投入成本低、单产高等特点,一直是沿海渔民的重要经济来源。褶牡蛎 *Crassostrea plicatula* 是我国主要贝类养殖品种之一,多生活在潮间带,具有食物链短、生长快、生长周期短、产量高、经济效益好等优点(陈慧斌等 2009)。由于我国养殖海域不断受到工业废水和生活污水的影响,重金属污染现象日益突出,人们食用受重金属污染的贝类可能危害健康。重金属铜是生物体必需的微量元素,但过高的铜浓度也会对生物体造成危害。镉则是一种对生物体非必需的有毒金属,并且经食物链蓄积和传递,其在人体内的半衰期长达 20 年以上,长期接触较低剂量也可导致慢性中毒。因此,研究双壳贝类对重金属的富集动力学特性,对于提高对贝类体内重金属污染的预测水平和确保贝类食用安全是十分必要的。

由于双壳贝类对其栖息环境中的重金属污染浓度有很好的指示作用,因此在 20 世纪 70 年代人们就开始利用贻贝、牡蛎等双壳贝类对海洋环境质量进行监测(王晓丽等 2004;张少娜等 2004;李学鹏等 2008)。而且目前有关双壳贝类对重金属富集动力学的研究已取得了不少成果(陆超华 1994;王晓丽等 2004;张少娜等 2004;李学鹏等 2008;Lim *et al.* 1998;乔庆林等 2006),但关于褶牡蛎富集动力学方面的研究鲜有报道(沈盎绿等 2009)。由于不同个体大小的贝类对重金属的富集能力和累积程度不同,当人体摄入等量的不同规格的贝类时,重金属的摄入水平却可能有很大差异。本研究以大小两种规格的褶牡蛎为研究对象,应用双箱动力学模型,通过对富集与释放过程中褶牡蛎体内重金属 Cu、Cd 含量进行非线性拟合,并利用拟合优度检验来验证双箱模型的适用性。在此基础上,探讨生物富集动力学参数随水体暴露浓度和规格大小的变化趋势,以系统地认识不同规格褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集动力学特性,以期海洋环境质量评价提供基础信息。

## 1 材料与方 法

### 1.1 材 料

实验容器:选用圆柱形玻璃钢水槽,实验水槽容积为  $1.0 \text{ m}^3$ ,底面面积为  $1.0 \text{ m}^2$ 。

实验海水:中国水产科学研究院黄海水产研究所遗传育种基地育苗用水,经沉淀、曝气、砂滤处理后待用。海水重金属本底值:Cu 为  $1.12 \mu\text{g/L}$ ,Cd 为  $0.16 \mu\text{g/L}$ ,符合 GB3097-1997《海水水质标准》中的一类标准。

实验生物及饵料:褶牡蛎采自山东乳山滩涂贝类养殖区,实验前流水驯养 14d,驯养期间每天投喂螺旋藻粉,驯养期间褶牡蛎存活率大于 95%,生长良好,证明螺旋藻粉适合褶牡蛎摄食。驯养结束后选择生长良好的生物个体进行实验。褶牡蛎分为大、小两种不同规格,大规格褶牡蛎平均壳长  $84.2 \pm 3.0 \text{ mm}$ 、体重  $47 \pm 8 \text{ g}$ ,小规格褶牡蛎壳长  $57.6 \pm 2.0 \text{ mm}$ 、体重  $23 \pm 5 \text{ g}$ 。

## 1.2 实验方法

实验生物投放密度:受试褶牡蛎的数量既满足实验和检测需求,也接近养殖区现场养殖密度。大规格牡蛎试验组每缸投放密度为 250 个/m<sup>2</sup>,小规格牡蛎试验组投放密度为 350 个/m<sup>2</sup>。

现场实验时间:实验从 2010 年 5 月 31 日开始至 8 月 16 日结束,共历时 78d。实验分为富集和排出两个阶段,富集阶段进行 36d,期间平均水温为 22±2℃,盐度为 29.2±0.2,pH 为 8.1±0.3;排出阶段进行 42d,期间平均水温为 23±3℃,盐度为 28.7±0.2,pH 为 7.9±0.1。实验期间每缸两个气室持续充氧,以保持实验期间水体中溶解氧含量充足(DO≥6.5mg/L)和水体重金属的浓度分布均匀。

富集阶段:通过在水缸内实验海水中直接添加贮备液,来配制不同重金属浓度的海水溶液,在配制过程中扣除海水重金属背景值。两种规格均设置 3 个不同污染物浓度的实验组和 1 个对照组,其中褶牡蛎实验组 Cu 浓度分别为 0.01、0.05、0.10mg/L,镉浓度分别为 0.01、0.02、0.05mg/L。每天更换 1 次实验海水以保持水体中重金属浓度的相对恒定。实验过程中每天投喂螺旋藻藻粉两次,投喂时间为 08:00 和 18:00。富集实验持续 36d,分别于 0、2、5、10、16、21、26、31、36d 取贝类样品进行重金属含量测定。

排出阶段:富集阶段结束后,将每个水缸中的实验溶液全部排掉,在流水条件下进行贝体内富集重金属的排出实验,保持海水流速 50L/h 左右。实验过程中每天投喂螺旋藻藻粉两次,投喂时间为 08:00 和 18:00,投喂饵料过程中停止流水 2h,以确保褶牡蛎充分摄食。排出实验持续 42d,分别于 0、2、5、11、17、23、29、35、42d 取贝类样品进行重金属含量测定。

取样方法:大规格牡蛎每次取样量为 5 个,小规格为 10 个,取出后用不锈钢刀去壳,取出软组织匀浆,匀浆后的样品置于-20℃冰箱中保存待测。

样品分析:贝类生物样品采用微波消解法消解,生物体内重金属铜和镉的含量按照 GB 17378.6-2007《海洋监测规范 第 6 部分:生物体分析》中规定的无火焰原子吸收分光光度法进行测定;水体中重金属的测定按照 GB 17378.4-2007 中规定的方法进行。实验数据采用 Origin 8.0 和 Excel 软件进行统计与分析。

## 1.3 实验模型的选择

在水生生物对重金属的生物毒理和生物富集研究中,常用的模型有稳态模型、双箱模型和生物动力学模型(王亚炜等 2008;Clason *et al.* 2003、2004;Kalman *et al.* 2010)。这些模型以速率表达式的形式描述重金属传递的基本机理,然而模型应用不能仅凭基本原理的推导,最终还需要通过实际观测检验。在本研究中采用双箱模型对实验结果进行拟合。

双箱模型通常假设污染物在生物体内的生物富集可近似看作是污染物在水相和生物体之间的两相分配过程,即生物体从环境(水体)中吸收、富集并排出污染物,则富集、排出过程可用一级动力学方程进行描述:

$$C_A = C_0 + C_w \frac{k_1}{k_2} (1 - e^{-k_2 t}) \quad (0 < t < t^*) \quad (1)$$

$$C_A = C_w \frac{k_1}{k_2} (e^{-k_2(1-t^*)} - e^{-k_2 t}) \quad (t > t^*) \quad (2)$$

式中,各参数物理意义: $k_1$ 为生物吸收速率常数, $k_2$ 为生物排出速率常数, $C_w$ 为水体污染物浓度(mg/L), $C_A$ 为生物体内污染物含量(mg/kg), $C_0$ 为生物体内污染物含量(mg/kg)本底值, $t$ 为实验时间(d), $t^*$ 为富集阶段持续的时间(d)。由于在实验过程中每天更换实验溶液 1 次,因此在方程的推导过程中忽略了水体中污染物的自然挥发和生物体的代谢作用。

理论上,平衡状态下,生物富集系数 BCF 用以下公式得到:

$$BCF = \frac{k_1}{k_2} = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_A}{C_w} \quad (3)$$

生物学半衰期是指生物在生命活动的过程中,排出体内已积累的重金属的一半所需的时间。用公式表示为:

$$B_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_2} \quad (4)$$

富集达到平衡时,生物体内重金属含量  $C_{Amax}$  用公式表示为:  $C_{Amax} = BCF \times C_w$  (5)

双箱模型可以用来计算在没有达到富集平衡的情况下,理论平衡状态下的各项动力学参数。

## 2 结果与讨论

### 2.1 褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集曲线

海洋生物对重金属的积累实际上取决于金属进出生物体的速率,相对的速率变化决定了生物对特定金属的累积(Rainbow 1993)。目前很多研究对富集和释放阶段同时进行拟合得到生物动力学参数,同时拟合的前提和结论是实验生物在富集与释放阶段的吸收速率常数和排出速率常数是一致的(Zauke *et al.* 1995; 王晓丽等 2004; 张少娜等 2004; 乔庆林等 2006; 李学鹏等 2008)。在富集和排出阶段褶牡蛎处于不同的水环境中,不同重金属胁迫压力对褶牡蛎的生理活动(许章程等 1994)、酶活性(江天久等 2006)等造成不同影响,因此两个阶段应存在各自不同的吸收与排放速率常数,因此本研究对数据进行了分段拟合(Lim *et al.* 1998),拟合结果显示富集与排出阶段吸收速率常数和排出速率常数存在较大差异。

采用公式(1)和(2)对实验数据进行非线性拟合,分别得到富集与释放阶段大、小两种规格褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 生物富集拟合曲线(图 1、图 2)。

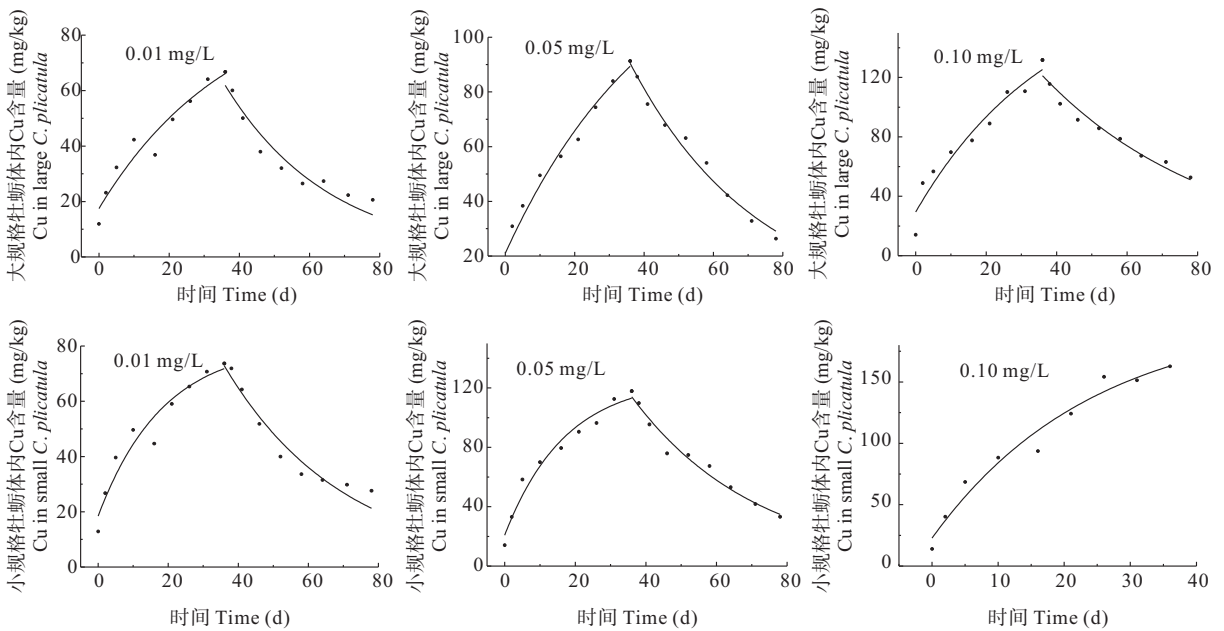


图 1 褶牡蛎对 Cu 的生物富集拟合曲线

Fig. 1 The bioconcentration curve of Cu in *C. plicatula*

### 2.2 模型适用性验证

显著水平  $\alpha=0.05$ 、自由度  $df=8$  的条件下,  $X^2$  临界值为 2.73, F 临界值为 5.32。各组拟合数据的  $X^2$  值均小于 2.73, 说明由双箱模型得到的预测值与实测值无显著性差异, 拟合优度良好; 各组拟合数据的 F 值均远大于 5.32, 说明该模型拟合方程自变量与因变量之间关系显著, 即褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 的生物富集数据符合双箱模型特征曲线; 各组拟合曲线判定系数  $R^2$  为 0.887~0.982(表 1、表 2), 说明该模型解释了因变量的 88.7%~98.2%, 对褶牡蛎的重金属富集过程模拟具有 88.7%~98.2% 的确定性。验证结果表明, 双箱模型适用于模拟褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集和释放过程。

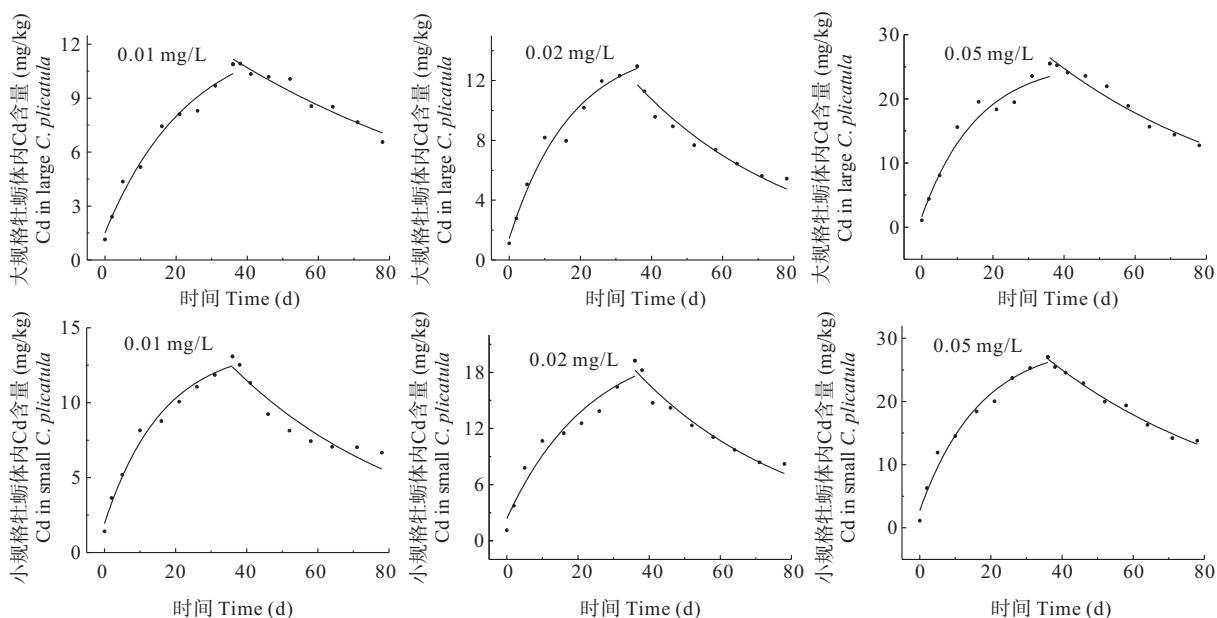


图2 褶牡蛎对Cd的生物富集拟合曲线

Fig. 2 The bioconcentration curve of Cd in *C. plicatula*

表1 双箱动力学模型用于褶牡蛎体内重金属富集过程的拟合优度检验

Table 1 Statistical information to assess the goodness-of-fit of the two-compartment models applied in the bioconcentration of heavy metals

重金属 Heavy metals	规格 Size	浓度 Concentration (mg/L)	自由度 df	$R^2$	$X^2$	F 值 F value
Cu	大 Large	0.01	8	0.916	0.91	219.74
		0.05	8	0.965	0.38	487.11
		0.10	8	0.922	1.51	213.54
	小 Small	0.01	8	0.917	1.41	237.94
		0.05	8	0.960	0.18	400.62
		0.10	8	0.959	0.07	321.25
Cd	大 Large	0.01	8	0.974	1.68	537.74
		0.02	8	0.969	0.41	435.82
		0.05	8	0.981	0.81	568.56
	小 Small	0.01	8	0.973	0.03	534.84
		0.02	8	0.971	2.29	343.86
		0.05	8	0.983	0.58	693.25

### 2.3 褶牡蛎对Cu、Cd的富集动力学特性

通过对两种重金属生物富集曲线的拟合,得到富集速率常数  $k_1$ 、释放速率常数  $k_2$ ,根据公式(3)、(4)、(5)进一步推算出其他动力学参数 BCF、 $B_{1/2}$ 、 $C_{A\max}$ (表3、表4)。

表 2 双箱动力学模型用于褶牡蛎体内重金属释放过程拟合优度检验

Table 2 Statistical information to assess the goodness-of-fit of the two-compartment models applied in the elimination of heavy metals

重金属 Heavy metals	规格 Size	浓度 (mg/L) Concentration	自由度 df	$R^2$	$X^2$	F 值 F value
Cu	大 Large	0.01	8	0.925	1.5	355.44
		0.05	8	0.982	0.63	2 014.97
		0.10	8	0.948	1.33	1 085.3
	小 Small	0.01	8	0.927	1.17	405.45
		0.05	8	0.970	0.75	1 100.45
		0.10	8	/	/	/
Cd	大 Large	0.01	8	0.937	1.04	2 671.25
		0.02	8	0.923	1.56	667.76
		0.05	8	0.960	0.78	1 993.58
	小 Large	0.01	8	0.887	2.03	562.8
		0.02	8	0.951	0.46	1 015.69
		0.05	8	0.965	0.54	2 459.06

表 3 富集阶段褶牡蛎对 Cu、Cd 富集动力学参数

Table 3 The kinetics parameters of *C. plicatula* at the accumulation phase

重金属 Metals	规格 Size	$C_w$ (mg/L)	$k_1$	$k_2$	BCF	$C_{A \max}$ (mg/kg)
Cu	大规格 Large	0.01	210.99	0.026 9	7 857.61	78.58
		0.05	55.74	0.022 9	2 438.89	121.94
		0.10	41.17	0.026 2	1 571.44	157.14
	小规格 Small	0.01	336.13	0.054 0	6 224.63	62.25
		0.05	122.92	0.058 5	2 101.20	105.06
		0.10	74.90	0.041 4	1 809.18	180.92
Cd	大规格 Large	0.01	48.26	0.042 8	1 128.60	11.29
		0.02	26.03	0.033 4	778.60	15.57
		0.05	18.66	0.027 9	668.88	33.44
	小规格 Small	0.01	29.62	0.028 4	1 041.21	10.41
		0.02	19.96	0.021 5	928.99	18.58
		0.05	18.74	0.035 0	535.10	26.75

2.3.1 富集阶段褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集动力学特性

1)褶牡蛎对 Cu、Cd 的吸收速率常数  $k_1$  随水体中重金属暴露浓度的增大而减小。褶牡蛎对 Cu 的吸收速率常数高于 Cd。

2)释放速率常数  $k_2$  与水体重金属暴露浓度无显著相关关系,褶牡蛎对 Cu 的释放速率常数高于 Cd。

3)褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集系数 BCF 随水体中重金属暴露浓度的增大而减小。褶牡蛎对 Cu 的富集系数大于 Cd,表明褶牡蛎对 Cu 的富集能力强于 Cd。

4)模型理论平衡状态下褶牡蛎体内重金属含量  $C_{A \max}$  随外部水体中重金属暴露浓度的增高而增高。

表4 释放阶段褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集动力学参数

Table 4 The kinetics parameters of *C. plicatula* at the elimination phase

重金属 Metals	规格 Size	$C_w$ (mg/L)	$k_1$	$k_2$	$B_{1/2}$ (d)
Cu	大规格 Large	0.01	207.93	0.033 44	20.73
		0.05	49.07	0.027 01	25.66
		0.10	25.02	0.020 56	33.71
	小规格 Small	0.01	232.75	0.030 74	22.55
		0.05	64.57	0.028 23	24.55
		0.10	/	/	/
Cd	大规格 Large	0.01	12.95	0.010 9	63.42
		0.02	13.11	0.021 5	32.19
		0.05	7.81	0.016 5	42.09
	小规格 Small	0.01	15.63	0.019 0	36.54
		0.02	12.25	0.022 2	31.27
		0.05	6.71	0.016 1	43.16

### 2.3.2 释放阶段褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集动力学特性

1)褶牡蛎对重金属 Cu、Cd 的吸收速率常数  $k_1$  随富集阶段外部水体中 Cu、Cd 暴露浓度的增大而减小。

2)褶牡蛎对重金属 Cu 的排出速率常数  $k_2$  随各组富集阶段外部水体中 Cu 暴露浓度的增大而减小, Cd 的排出速率常数与 Cd 暴露浓度的关系无明显规律性。

3)褶牡蛎体内 Cu 的生物学半衰期  $B_{1/2}$  随富集阶段外部水体中 Cu 暴露浓度的增大而延长, Cd 的生物学半衰期与 Cd 暴露浓度的关系无明显规律性。褶牡蛎体内 Cu 的生物学半衰期短于 Cd, 表明褶牡蛎对重金属的排出能力为  $Cu > Cd$ 。

### 2.3.3 大、小规格褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集动力学特性比较

富集阶段大规格褶牡蛎对 Cu 的吸收速率常数  $k_1$  均低于相应浓度组的小规格褶牡蛎, 大规格褶牡蛎对 Cd 的吸收速率常数基本高于相应浓度组的小规格褶牡蛎。褶牡蛎规格大小对褶牡蛎对 Cu、Cd 的释放速率常数  $k_2$  无显著影响。大规格褶牡蛎 0.01mg/L 和 0.05mg/L 组对 Cu 的 BCF 大于相应小规格组, 模拟富集平衡条件下的  $C_{A \max}$  值为大规格大于小规格, 而在 0.10 浓度组情况则与之相反; 大规格褶牡蛎 0.01mg/L 和 0.02mg/L 组对 Cd 的 BCF 小于相应小规格组, 模拟富集平衡条件下的  $C_{A \max}$  值为大规格大于小规格, 而在 0.05mg/L 浓度组情况则与之相反。

释放阶段大规格褶牡蛎对 Cu 的释放速率常数  $k_2$  与生物学半衰期  $B_{1/2}$  与小规格褶牡蛎没有显著差异, 表明褶牡蛎规格大小对于其体内 Cu 的排出作用的影响不明显。0.01mg/L 浓度组大规格褶牡蛎体内 Cd 的  $B_{1/2}$  大于相应组小规格褶牡蛎, 其他两组差异不大。进入贝类体内的重金属先与金属硫蛋白结合来缓解其毒性作用, 若进入体内的重金属量超过金属硫蛋白的结合能力, 则贝类还可通过排出净化作用来减轻其毒性。

## 2.4 讨论

在沈盎绿等(2009)研究中褶牡蛎对 Cu 的富集与释放规律不明显, 而对 Cd 的富集与释放趋势与本研究类似, 富集阶段重金属 Cd 在褶牡蛎体内呈上升趋势, 在释放阶段其 Cd 含量随时间的延长而降低。造成这一差异的原因可能是实验设计和设置不同所致, 且其对实验数据的处理并未采用双箱动力学模型。

在应用双箱模型对不同贝类重金属的富集动力学研究中, 发现不同贝类对重金属富集特性具有一定相似性, 而富集与释放能力存在差异。研究表明, 太平洋牡蛎、紫贻贝、泥蚶等贝类对重金属的 BCF 及吸收速率常数  $k_1$  基本是随着外部水体中金属暴露浓度的增大而减少, 本研究的实验结果与该结论相一致。即使同一种生物, 对不同的重金属也有不同的富集特征, 在模型中就体现为不同的生物富集参数。本研究中褶牡蛎对重金属

的富集能力为  $Cu > Cd$ ,而在对泥蚶 *Tegillarca granosa* 和牡蛎 *Crassostrea virginica* 的研究中,二者对重金属的富集能力为  $Cd > Cu$ ;褶牡蛎的重金属释放能力为  $Cu > Cd$ ,而泥蚶对这两种重金属的排出能力为  $Cd > Cu$ 。由于不同研究使用的实验生物具有种属差异、实验装置及水体重金属浓度设置、现场实验和室内模拟实验的不同,不同作者应用双箱动力学模型方式不同,因此难以直接将不同实验条件下得到的富集动力学参数作为不同双壳类之间富集能力比较的依据,不同研究中应用双箱模型所得生物富集动力学参数见表 5(李学鹏等 2008;Lim *et al.* 1998;张少娜等 2004;王晓丽等 2004;乔庆林等 2006)。

表 5 不同双壳类对重金属生物富集参数

Table 5 Kinetics of heavy metals in various bivalves (fitted by two compartment modeling)

双壳类 Bivalves	重金属 Heavy metals	试验方法 Methods	拟合方式 Fitting method	$C_w$ ( $\mu\text{g/L}$ )	BCF	$B_{1/2}$ (d)
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>	Cu	室内模拟	同时拟合	10.65	457.33	39.4
				47.80	1 078.7	49.87
				97.65	657.82	44.43
牡蛎 <i>Crassostrea belcheri</i>	Cu	现场实验	分段(富集)	1.28	8 000	/
				1.26	8 100	/
易迁巨牡蛎 <i>Crassostrea iredalei</i>	Cu	现场实验	分段(富集)	1.26	7 000	/
易迁巨牡蛎 <i>Crassostrea iredalei</i>	Cu	现场实验	分段(释放)	0.70	9 300	/
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>	Cd	室内模拟	同时拟合	6.32	1 873	91.26
				32.20	1 250.5	3.59
				67.10	724.5	68.63
紫贻贝 <i>Mytilus edulis</i>	Cd	室内模拟	同时拟合	10	783.4	22.62
				50	924.4	27.05
				100	851.3	73.54
太平洋牡蛎 <i>Crassostrea gigas</i>	Cd	室内模拟	同时拟合	10	986.3	33.18
				50	969.4	43.27
				100	880.6	42.45
菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	Cd	室内模拟	同时拟合	10	378	23
牡蛎 <i>Crassostrea belcheri</i>	Cd	现场实验	分段(富集)	0.086	2 600	/
				0.083	3 300	/
牡蛎 <i>Crassostrea iredalei</i>	Cd	现场实验	分段(富集)	0.083	4 100	/
牡蛎 <i>Crassostrea iredalei</i>	Cd	现场实验	分段(释放)	0.062	1 600	/

小规格褶牡蛎 0.10mg/L Cu 浓度组的  $C_{A \max}$  达到了 180.92mg/kg,但是实际操作中,该组小规格褶牡蛎经过 36d 的富集实验后,其体内 Cu 含量只达到 160mg/kg 左右已经全部死亡,并未达到富集平衡。可能是体内富集了过高 Cu,生物体内重金属含量与重金属毒性的联系非常复杂,重金属的毒性并不直接决定于环境中的重金属含量,也可能由体内的重金属总含量来决定,甚至是取决于在产生毒性作用的部位或在器官中的毒性状态有关(Meyer *et al.* 2002;Rainbow 2002)。可见由于该模型对条件的理想化处理以致未考虑到贝类对重金属的免疫和耐受能力等众多因素的影响,可能导致其模拟结果与实际情况出现一定偏差,因此还需要更多的相关研究加以完善。

### 3 结论

1)通过拟合优度检验,证明褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集数据符合双箱动力学模型,通过模拟得到的预测值与实测值之间基本无显著差异,拟合优度良好。双箱模型用于褶牡蛎对 Cu、Cd 的生物富集研究是可行的。

2)褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集能力较强,大、小规格褶牡蛎对 Cu 的生物富集系数 BCF 分别为 1 571.44~7 857.61和 1 809.18~6 224.63,对 Cd 的生物富集系数 BCF 分别为 558.88~1 128.60 和 535.10~1 041.21,褶牡蛎对 Cu 的富集能力强于 Cd。富集于褶牡蛎体内的 Cu、Cd 排出周期较长,褶牡蛎体内 Cu 的生物学半衰



期  $B_{1/2}$  为 20.73~33.71d, Cd 的生物学半衰期为 31.27~63.42d, 褶牡蛎对 Cu 的排出能力强于 Cd。

3) 褶牡蛎对 Cu、Cd 的富集系数 BCF、富集速率常数  $k_1$ 、释放速率常数  $k_2$  与生物学半衰期  $B_{1/2}$  与生物个体大小之间关系复杂, 大部分未表现出实验设想中的单一的正相关或负相关关系, 可于今后对实验条件进行完善并做进一步的研究。

## 参 考 文 献

- 王 宇, 刘东红. 2011. 贝类中重金属的研究进展. 食品科学, 32(13): 336~340
- 王亚炜, 魏源送, 刘俊新. 2008. 水生生物重金属富集模型研究进展. 环境科学学报, 28(1): 12~20
- 王晓丽, 孙 耀, 张少娜, 王修林. 2004. 牡蛎对重金属生物富集动力学特性研究. 生态学报, 24(5): 1 086~1 090
- 江天久, 牛 涛. 2006. 重金属  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  胁迫对近江牡蛎 (*Crassostrea rivularis*) SOD 活性影响研究. 生态环境, 15(2): 289~294
- 孙平跃, 王 斌. 2004. 季节变化和个体大小对河蚬积累重金属的影响. 海洋通报, 23(2): 19~24
- 乔庆林. 2007. 贝类养殖区分类与净化技术研究. 现代渔业信息, 22(10): 11~14, 26
- 乔庆林, 姜朝军, 徐 捷, 蔡友琼. 2006. 菲律宾蛤仔养殖水体中 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
- 庄树宏, 陈 军. 1989. 烟台海域七种海产动物对铬富集的初步研究. 海洋环境科学, 8(1): 13~16
- 许章程, 洪雨卿, 郑邦定. 1994. 重金属对几种海洋双壳类和甲壳类生物的毒性. 台湾海峡, 13(4): 381~387
- 张少娜, 孙 耀, 宋云利, 于志刚. 2004. 紫贻贝 (*Mytilus edulis*) 对 4 种重金属的生物富集动力学特性研究. 海洋与湖沼, 35(5): 438~444
- 吴玉霖, 崔可铎, 刘玉梅, 侯兰英, 娄清香. 1983. 毛蚶对汞积累和排出的室内试验. 海洋与湖沼, 14(1): 30~34
- 励建荣, 李学鹏, 王 丽, 段青源. 2007. 贝类对重金属的吸收转运与累积规律研究进展. 水产科学, 26(1): 51~55
- 李学鹏, 励建荣, 段青源, 赵广英, 王彦波, 傅玲琳, 谢 晶. 2008. 泥蚶对重金属铜、铅、镉的生物富集动力学. 水产学报, 32(4): 592~600
- 陈 春, 周启星. 2009. 金属硫蛋白作为重金属污染物生物标志物的研究进展. 农业环境科学学报, 28(3): 425~432
- 陈海刚, 贾晓平, 林 钦, 马胜伟, 蔡文贵, 王增焕. 2008. 混合暴露条件下近江牡蛎对重金属的积累与释放特征. 应用生态学报, 19(4): 922~927
- 陈慧斌, 王梅英, 王 莉. 2009. 褶牡蛎成分组成及营养学评价研究. 宁德师专学报(自然科学版), 21(4): 343~345
- 沈鑫绿, 马继臻, 平仙隐, 沈新强. 2009. 褶牡蛎对重金属的生物富集动力学特性研究. 农业环境科学学报, 28(4): 783~788
- 陆超华. 1994. 近江牡蛎作为重金属污染生物指示种的初步研究. 台湾海峡, 13(1): 14~20
- 翁新峰, Presley, B. J. 1996. 重金属在牡蛎 (*Crassostrea virginica*) 中的生物积累及其影响因素. 环境科学学报, 16(1): 51~58
- 霍礼辉, 林志华, 包永波. 2011. 重金属诱导贝类重金属硫蛋白研究进展. 水生态学杂志, 32(1): 7~13
- Boyden, C. R. 1974. Trace element content and body size in mollusks. Nature, 251: 311~314
- Clason, B., Duquesne, S., Liess, M., Schulz, R., and Zauke, G. P. 2003. Bioaccumulation of trace metals in the Antarctic amphipod *Paramoera walkeri* (Stebbing, 1906): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models. Aquatic Toxicology, 65 (2): 117~140
- Clason, B., Gulliksen, B., and Zauke, G. P. 2004. Assessment of two-compartment models as predictive tools for the bioaccumulation of trace metals in the amphipod *Gammarus oceanicus* Segerstrale, 1947 from Grunnfjord (Northern Norway). Science of the Total Environment, 323 (123): 227~241
- Kalman, J., Smith, B. D., Riba, I., Blasco, J., and Rainbow, P. S. 2010. Biodynamic modelling of the accumulation of Ag, Cd and Zn by the deposit-feeding polychaete *Nereis diversicolor*: Inter-population variability and a generalised predictive model. Marine Environmental Research, 69: 363~373
- Lim, P. E., Lee, C. K., and Din, Z. 1998. The kinetics of bioaccumulation of zinc, copper, lead and cadmium by oysters (*Crassostrea iredalei* and *C. belcheri*) under tropical field conditions. The Science of the Total Environment, 216: 147~157
- Meyer, J. S., Boese, C. J., and Collyard, S. A. 2002. Whole-body accumulation of copper predicts acute toxicity to an aquatic oligochaete (*Lumbriculus variegatus*) as pH and calcium are varied. Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology, 133 (122): 99~109
- Rainbow, P. S. 1993. The signification of trace metal concentration in marine invertebrates. In: Dallinger, R., Rainbow, P. S. ed. Ecotoxicology of metals in invertebrates. Lewis Publisher, Boca Raton, 4~23
- Rainbow, P. S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so what? Environmental Pollution, 120 (3): 497~507
- Wang, W. X., and Rainbow, P. S. 2008. Comparative approaches to understand metal bioaccumulation in aquatic animals. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C, 148: 315~323
- Zauke, G. P., von Lemm, R., Meurs, H. G., and Butte, W. 1995. Validation of estuarine gammarid collectives (Amphipoda: Crustacea) as biomonitors for cadmium in semi-controlled toxicokinetic flow-through experiments. Environmental Pollution, 90(2): 209~219