维普资讯 http://www.cqvip.com

第35卷 第5期 海 洋 与 湖 沼 Vol. 35, No. 5
2004年9月 OCEANOLOGIA ET LIMNOLOGIA SINICA Sep., 2004

紫贻贝(*Mytilus edulis*)对4种重金属的生物富集动力学特性研究*

张少娜 孙 耀[†1)] 宋云利[†] 于志刚[††]

(中国水产科学研究院黄海水产研究所 青岛 266071;中国海洋大学化学化工学院 青岛 266003)

[†](中国水产科学研究院黄海水产研究所 青岛 266071)

[††](中国海洋大学化学化工学院 青岛 266003)

提要 应用半静态双箱模型室内模拟了紫贻贝对4种重金属(As、Hg、Cd、Pb)的生物富集实验,通过非线性拟合得到了紫贻贝富集重金属的吸收速率常数 k_1、排出速率常数 k_2、生物富集因子 *BCF*、生物学半衰期 $B_{1/2}$ 等动力学参数。实验海水盐度为32、温度分别为(12.34±2.28)℃和(6.63±3.12)℃、溶氧量>6.5mg/L。得到的Hg、Cd、Pb的动力学参数 k_1 为8.712—301.5;k_2 为0.009425—0.03064;*BCF* 为783.4—11754;$B_{1/2}$ 为22.62—73.54。比较结果得出:吸收速率常数 k_1 及生物富集因子 *BCF* 均随着外部水体浓度的增加而减小,在平衡状态下生物体内金属含量 C_{Amax} 随着外部水体浓度的增加而增加,且基本呈正相关,说明紫贻贝是比较理想的重金属Hg、Cd、Pb污染的指示生物。紫贻贝排出Cd的生物学半衰期要长于金属Hg、Pb、As。

关键词 动力学特征,生物富集,重金属,紫贻贝

中图分类号 X55

近年来,重金属对生物体,尤其底栖滤食性的双壳贝类的污染愈来愈严重。紫贻贝作为一类世界性分布的沿岸底栖双壳类海洋动物,由于其具有分布广,活动性低,有商业价值,对多种污染物有较强的生物富集能力(Farrington *et al*, 1983),已被广泛地用于海洋污染的生物监测中(Farrington *et al*, 1983; Philips, 1976; 1977; Risebrough, 1980)。

迄今,已有多种用来描述水生生物富集水体中污染物的数学模型,但多用于疏水性有机物的生物富集,如比较经典的鱼类实验(Butte *et al*, 1987; Butte, 1991),或者甲壳类生物,如片脚类生物(Landrum, 1989)。有关重金属的生物积累模型及各种修正模型也已有过报道(Barron *et al*, 1990; Depledge *et al*, 1990; Walker, 1990; Matis *et al*, 1991),其中双箱动力学模型是在近几年发展起来的一类重要的数学模型(Florence, 1998; Kahle, 2002; Zauke, 1995),而有关海洋双壳类生物的该类研究尚较为少见(Florence, 1998)。国内也有许多有关贝类对一些污染物质的生物富集动力学过程的研究(蔡立哲等, 1999; 孙耀等, 1995; 翁焕新等, 1996; 吴玉霖等, 1983),其内容局限于单一条件下生物体内金属含量及积累速率的研究方面,缺乏富集动力学模型方面的研究,致使人们对其动力学特征缺乏系统的了解和预测能力;汪小江等(1991)以双箱动力学模型为理论基础,提出一种生物富集系数快速测定方法;王修林等修正和发展了这一模型,并将之应用于一些海洋生物对疏水性污染有机质富集动力学研究中(王修林等, 1998; 薛秋红等, 2001);由于该模型

* 国家农业科技跨越计划资助项目,2001-20号;国家自然科学基金资助项目,30271021号。张少娜,硕士,E-mail:shaonazhang@163.com

1) 通讯作者:孙 耀,研究员,E-mail:sunyao@ysfri.ac.cn

收稿日期:2003-10-29,收修改稿日期:2004-02-27

维普资讯 http://www.cqvip.com

是建立在生物富集时对水体中污染物质的检测结果之上,其与贝类中污染物质含量的相关性受许多不确定因素的影响,故该模型还需进一步的验证和比较研究。

作者采用水交换条件下的双箱动力学模型,通过对富集与排出过程贝体内污染物质的动态检测和富集与排出过程检测结果的双曲线拟合,量化了汞、砷、镉和铅 4 种重金属在紫贻贝体内的富集动力学参数。

1　材料与方法

1.1　生物富集实验

生物富集实验在黄海水产研究所麦岛生态实验室内进行。实验用紫贻贝(*Mytilus edulis*)采自污染较轻的青岛近海,实验前在流水条件下驯养两个周,选择生长良好的生物个体进行实验。实验海水经沉淀和高压砂滤处理。实验分为富集和排出两个阶段:富集阶段进行 30 天,排出阶段进行 35 天。实验均在自然温度下进行。积累期间实验水体平均水温为(12.34 ±2.28)℃,排出期间平均水温为(6.63 ±3.12)℃,海水平均盐度约为 32,溶氧量 >6.5mg/L,4 种重金属的本底浓度均小于最小实验浓度的 1/10。

富集阶段:实验在 2.5m^3 长方形玻璃钢水槽中进行,不同编号水槽中的重金属种类和浓度如表 1 所示。实验中采用静态水交换方法,每 2 天换实验海水 9/10,以保持水体中重金属浓度的相对恒定;分别采用硝酸汞(AR)、亚砷酸(AR)、氯化镉(AR)和醋酸铅(AR)配制各种金属的标准储备液,其浓度均为 1.0mg/ml。实验贝类的饵料生物为小球藻,每天 8:00 和 6:00 各投喂一次。为避免重金属通过生物放大作用进入贝类体内,投喂时将贝类从实验水槽内取出,分别在 30L 的密度约为 4 × 10^6 cells/ml 的小球藻液中放置 0.5h。取样时间为 0、2、5、10、16、21、26 和 30 天,每次分别从各实验组取紫贻贝 5 只,取出后,迅速冷冻备分析。

表 1　各缸体号及缸体中的重金属种类和浓度

Tab. 1　Heavy metals species and concentrations in different test tank and their serial numbers

缸号	重金属种类	重金属浓度(μg/L)	缸号	重金属种类	重金属浓度(μg/L)
A_1	As	10	C_1	Cd	10
A_2	As	50	C_2	Cd	50
A_3	As	100	C_3	Cd	100
B_1	Hg	1	D_1	Pb	10
B_2	Hg	5	D_2	Pb	20
B_3	Hg	10	D_3	Pb	40

排出阶段:富集实验结束后,将每个实验组中剩下的紫贻贝置于容积约为 40L 的聚乙烯水槽中,在流水条件下进行实验,实验期间的平均流速为 m^3/d。同样每天 8:00 和 6:00 各投喂一次小球藻。取样时间为 0、2、5、11、17、23、29 和 35 天,每次也分别取紫贻贝 5 只,迅速冷冻备分析。

1.2　样品分析

1.2.1　仪器与试剂　XYG1011A 型原子荧光光谱仪,岛津 AA-670 型原子吸收分光光度计,Millipore-F2BN 43517C 型超纯水装置,LHK-872 型多功能快速消化器,Wp750s 型 LG 机械微波炉,均质器。实验中所使用的仪器均通过国家计量认证。

样品分析中所使用的试剂,均为上海试剂厂和北京试剂厂生产的 GR 级试剂,纯水均为用 Millipore-F2BN 43517C 型超纯水装置制备的超纯水。

1.2.2　生物样品的前处理　实验结束后,取出受试贝类,用不锈钢刀剥去壳,用均质器将生物软体组织均浆后,置于冰箱冷冻保存。

含 Hg、As 生物样品的消化:根据生物内重金属含量取样品 0.5—1.0g,加入 5ml 浓 HNO_3、1ml 浓 H_2SO_4,在消化器上 230℃左右进行消化,待蒸至体积约为 1ml 后,加水继续消化,如此重复 2—3 遍,直至红棕色的 N_2O_4 烟冒尽,白色的 H_2SO_4 烟开始冒出,溶液透亮为止,然后将溶液转移到 25ml 容量瓶中用蒸馏水定容后,待测定。

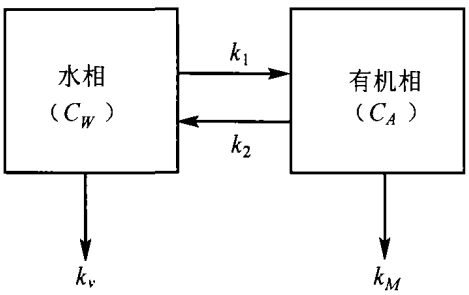
维普资讯 http://www.cqvip.com

含 Cd、Pb 生物样品的消化：称取生物样品 1.0g 左右于聚四氟乙烯高压消化罐中，加入 5ml 浓 HNO_3，在微波炉中高火消化 5—7min，直到溶液澄清透亮，然后用去离子水定溶至 25ml 容量瓶中，待测定。

1.2.3 测定方法 Hg 和 As 测定方法分别采用国家标准出版社颁发《食品卫生理化检验标准手册》(1996)规定的冷原子荧光法和氢化物－原子荧光法；Cd 和 Pb 均采用国家标准(GB173778.6－1998)规定的火焰原子吸收分光光度法。上述 4 种重金属的测定结果，经国家标准"贻贝成分分析标准物质(GBW 08571)"检验，均达到该标准允许的误差范围。

2 半静态双箱动力学模型

水体与生物体之间的作用过程用两相分配模型进行描述并取得较好的结果。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，则吸附、解吸过程可用一级动力学过程进行描述，目前对双箱动力学模型的研究较多，其主要描述如下所示：



第一组：
$$\frac{dC_W}{dt}=0 \quad (1)$$

第二组：
$$\frac{dC_A}{dt}=k_1C_W-(k_2+k_M)C_A \quad (2)$$

其中各参数物理意义：k_1 为生物吸收速率常数，k_2 为生物排出速率常数，k_v 为挥发速率常数，k_M 为生物体的代谢速率常数，C_W 为水体污染物浓度(μg/L)，C_A 为生物体内污染物浓度(μg/kg)，t为实验进行的时间(d)；在公式的推导过程中，忽略水体中污染物的自然挥发及生物体的代谢。

由方程(2)可得到，富集和排出过程中贝体内重金属浓度的定量描述公式(3)和(4)：

$$C_A=C_0+C_W\frac{k_1}{k_2}(1-e^{-k_2t}) \quad (0<t<t^*) \quad (3)$$

$$C_A=C_W\frac{k_1}{k_2}(e^{-k_2(t-t^*)}-e^{-k_2t}) \quad (t>t^*) \quad (4)$$

其中 t^* 为积累阶段结束的天数(d)，C_0 为实验开始前生物体内金属的含量(μg/kg)。由方程(3)和(4)对富集和排出实验中贝体内重金属浓度的监测结果进行非线性拟合可得到 k_1 和 k_2 值。

理论中，平衡状态下，BCF 用以下公式得到：

$$BCF=\frac{k_1}{k_2}=\lim\frac{C_A}{C_W} \quad (t\to\infty) \quad (5)$$

生物的半衰期指的是生物在生命活动的过程中，排出体内已积累的金属的一半所需的时间。用公式表示为：

$$B_{1/2}=\frac{\ln 2}{k_2} \quad (6)$$

富集达到平衡时，生物体内金属含量 C_{Amax} 用式表示为：

$$C_{Amax}=BCF\times C_W \quad (7)$$

双箱模型可以用来计算在浓度平台没有达到的情况下，理论的平衡状态下的动力学参数。

3 结果

3.1 紫贻贝对 4 种金属的生物富集及拟合曲线

在不同的 As 浓度下，紫贻贝体内 As 含量与时间的关系如图 1 所示。

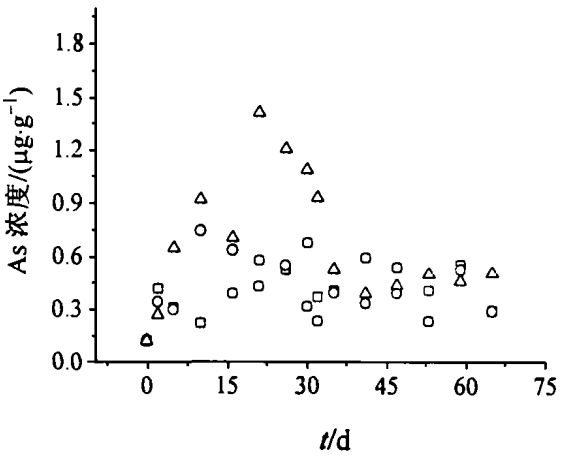


图 1 紫贻贝体内 As 含量与时间的关系

Fig. 1 Relationship between As contents in *M. edulis*' body and time

□ 表示 0.010mg/L，○ 表示 0.050mg/L，△表示 0.100mg/L

维普资讯 http://www.cqvip.com

由图 1 看出,紫贻贝在 As 浓度为 10μg/L、50μg/L 时,其富集量很少,且没有显著的规律性。当 As 浓度为 100μg/L 时,生物富集结果用公式(3)和(4)拟合的双曲线如图 2 所示。

紫贻贝对金属 Hg、Cd、Pb 的生物富集及拟合曲线如图 3、图 4 和图 5 所示。

3.2 紫贻贝对 4 种金属的生物富集动力学参数

由 3.1 节中对 4 种重金属富集与排出过程的曲线拟合,可得到吸收速率常数 k_1 和排出速率常数 k_2;然后根据公式(5)、(6)和(7),可得到其它动力学参数 BCF、C_{Amax}、$B_{1/2}$。表 2 为紫贻贝对 As、Hg、Cd、Pb 的富集动力学参数。

4 讨论与结语

由本研究结果可以得到以下结论:

(1) 紫贻贝对不同金属富集的吸收速率常数 k_1 均随着外部水体金属浓度的增大而减小。

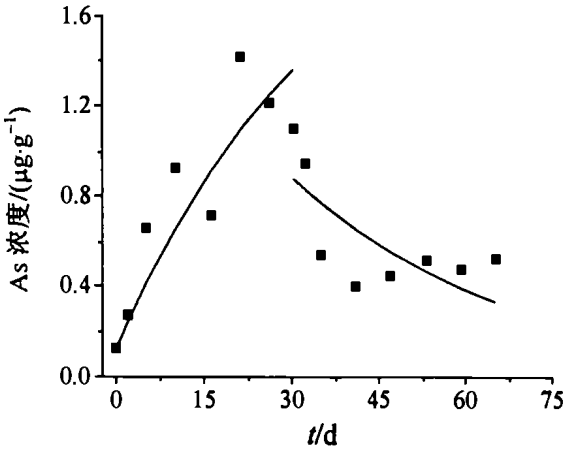


图 2　As 浓度为 100μg/L 时,紫贻贝对 As 的生物富集拟合曲线

Fig. 2　Bioconcentration curves of As in *M. edulis*' body at 100μg/L concentration

k_1 = 0.4296, k_2 = 0.02787, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.100mg/L

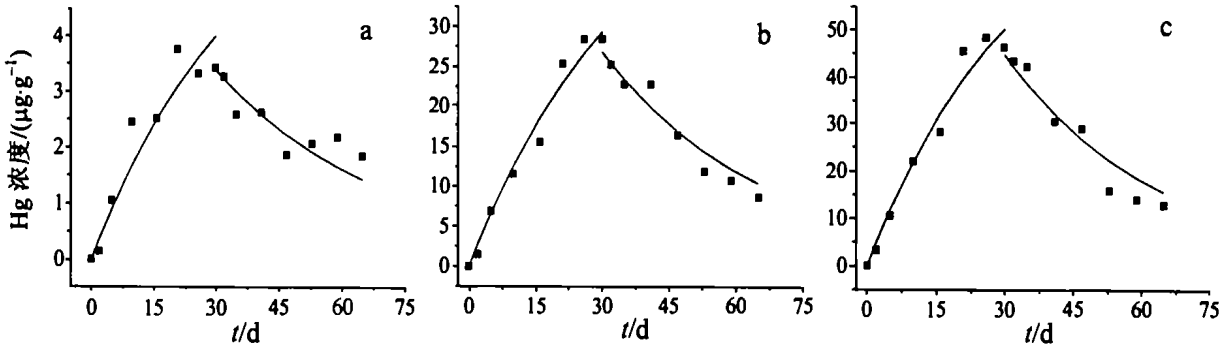


图 3　不同 Hg 浓度下,紫贻贝对 Hg 的生物富集曲线

Fig. 3　Bioconcentration curves of Hg in *M. edulis*' body at different concentrations

a. k_1 = 301.5, k_2 = 0.0257, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.001mg/L; b. k_1 = 258.5, k_2 = 0.0277, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.005mg/L; c. k_1 = 255.8, k_2 = 0.0306, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.010mg/L

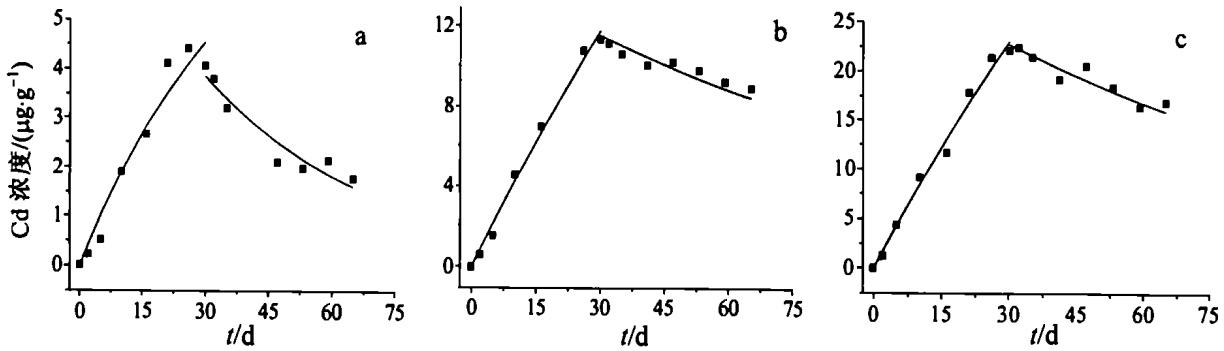


图 4　不同 Cd 浓度下,紫贻贝对 Cd 的生物富集曲线

Fig. 4　Bioconcentration curves of Cd in *M. edulis*' body at different concentrations

a. k_1 = 20.08, k_2 = 0.0257, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.010mg/L; b. k_1 = 8.71, k_2 = 0.0090, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.050mg/L; c. k_1 = 8.75, k_2 = 0.0103, C_0 = 0.000mg/g, C_W = 0.100mg/L

维普资讯 http://www.cqvip.com

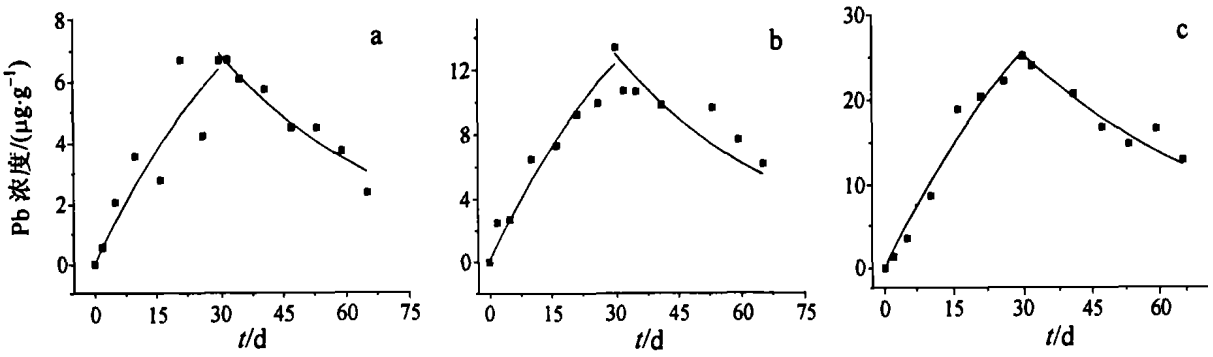


图 5 不同 Pb 浓度下,紫贻贝对 Pb 的生物富集曲线

Fig. 5 Bioconcentration curves of Pb in *M. edulis*' body at different concentrations

a. $k_1 = 35.5$, $k_2 = 0.0239$, $C_0 = 0.000$mg/g, $C_W = 0.010$mg/L; b. $k_1 = 28.8$, $k_2 = 0.0250$, $C_0 = 0.000$mg/g, $C_W = 0.020$mg/L; c. $k_1 = 26.2$, $k_2 = 0.0206$, $C_0 = 0.000$mg/g, $C_W = 0.040$mg/L

表 2 紫贻贝对 4 种重金属不同浓度下的富集动力学参数

Tab. 2 Kinetic parameters of bioconcentration of 4 beavy metals in *M. edulis*' body at different concentrations

重金属种类	浓度(μg/L)	k_1	k_2	*BCF*	C_{Amax}(μg/g)	$B_{1/2}$(d)
As	10	—	—	—	—	—
	50	—	—	—	—	—
	100	0.4296	0.02787	15.41	1.541	24.87
Hg	1	301.5	0.02565	11754	11.75	27.02
	5	258.5	0.02765	9348.3	46.74	25.07
	10	255.8	0.03064	8348.4	83.48	22.62
Cd	10	20.08	0.02562	783.4	7.834	27.05
	50	8.712	0.009425	924.4	46.22	73.54
	100	8.747	0.01028	851.3	85.13	67.46
Pb	10	35.52	0.02394	1483.8	14.84	28.95
	20	28.75	0.02496	1151.6	23.03	27.76
	40	28.15	0.02058	1367.5	54.70	33.67

(2) 紫贻贝对 4 种金属的富集系数 *BCF* 基本是随着外部水体金属浓度的增大而减少。

(3) 生物富集因子用来描述生物对污染物的富集能力,紫贻贝对 Hg 的富集因子明显高于对 Cd、Pb、As 的富集,而对 As 的生物富集因子远低于其它三种重金属,因此紫贻贝对这四种重金属的富集能力顺序为 Hg≫ Pb > Cd≫As。

(4) 紫贻贝富集不同的金属,平衡状态下生物体内金属含量 C_{Amax} 随着外部水体金属浓度的增大而增大,且基本成正相关关系;C_{Amax} 与外部水体金属浓度的关系如图 6 所示。

维普资讯 http://www.cqvip.com

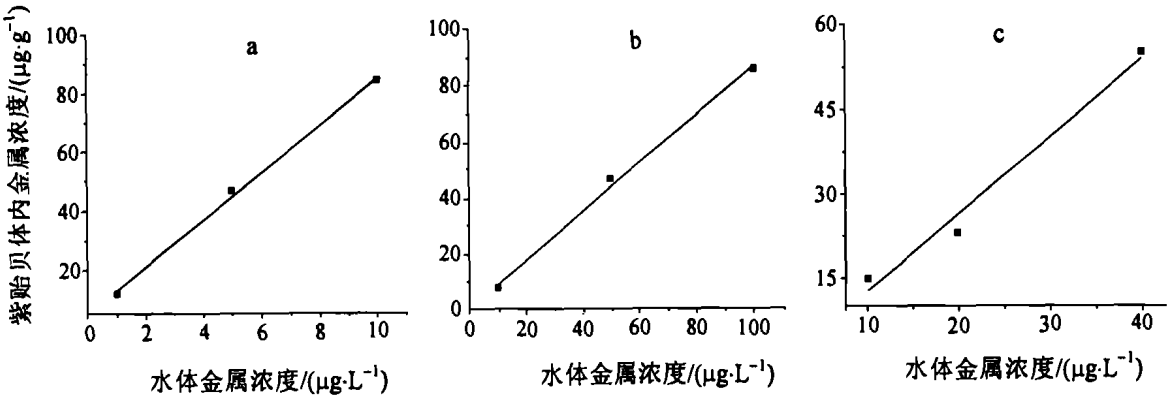


图 6　紫贻贝体内三种金属(Hg、Cd、Pb)含量与暴露水体中金属浓度的关系

Fig. 6　Relationship between contents of three heavy metals (Hg, Cd, Pb) in *M. edulis*' body and their concentration in water

a. Hg; b. Cd; c. Pb

(5) 生物体排出一半体内已积累的金属所需的时间,即生物学半衰期。比较表 2 中数据可以看出,排出 Cd 的生物学半衰期要长于金属 Hg、Pb 和 As。

Chan(1988)得出,翡翠贻贝(*Perna viridis*)对 Zn 的浓集系数随着实验水体中 Zn 浓度的增加而下降,而体内浓度最终稳定在一定范围。双壳类软体动物对同一金属的浓集能力因水体中金属浓度不同是有差异的,低金属浓度的浓集系数高,高金属浓度的浓集系数低,如菲律宾蛤仔软体部在 Zn 浓度为 1mg/L 时的浓集系数是 30,在 Zn 浓度为 9mg/L 时的浓集系数是 12(蔡立哲等, 1999)。但是在本实验中只有汞有此明显规律,镉和铅有待于进一步实验验证。

Rainbow(1993)指出,海洋生物对重金属的富集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富集,并认为可以从调节型一直排列到强的净积累型,各类型之间都有过渡形式。研究表明,同是双壳类软体动物,牡蛎体内锌的积累量很高,而贻贝的积累量很低,这是由于牡蛎能积累高浓度的颗粒锌,而贻贝则会排出大量颗粒锌。因此牡蛎是锌的强的净积累者,贻贝是锌的弱积累者或为不完全调节者。实验结果还表明:菲律宾蛤仔、紫贻贝、牡蛎对 Hg、Cd、Pb 有很高的积累量;生物富集因子在 783.4—9348.3;生物体内的金属含量随着外部水体浓度的增加而增加,可以认为菲律宾蛤仔、紫贻贝、牡蛎都是 Hg、Cd、Pb 的强的净积累者。因此三种生物体内的金属含量均能如实地反映水环境的污染状况和水域近期的污染过程,从而可以说菲律宾蛤仔、紫贻贝、牡蛎是比较理想的重金属 Hg、Cd、Pb 污染的指示生物。

参 考 文 献

王修林, 马延军, 郁伟军等, 1998. 海洋浮游植物的生物富集热力学模型——对疏水性污染有机物生物富集双箱动力学模型. 青岛海洋大学学报, 28(2): 299—306

孙　耀, 林庆礼, 于　宏等, 1995. 燃料油在紫贻贝体内的积累及其特征. 海洋学报, 17(1): 105—110

吴玉霖, 崔可铎, 刘玉梅等, 1983. 毛蚶对汞积累和排出的室内试验. 海洋与湖沼, 14(1): 30—34

汪小江, 黄庆国, 王连生, 1991. 生物富集系数的快速测定方法. 环境化学, 10(4): 44—49

翁焕新, Presley B J, 1996. 重金属在牡蛎(*Crassostrea virginica*)中的生物积累及其影响因素的研究. 环境科学学报, 16(1): 51—58

蔡立哲, 洪华生, 洪丽玉, 1999. 菲律宾蛤仔对锌和铅的积累特征. 环境科学学报, 19(3): 319—322

薛秋红, 孙　耀, 王修林等, 2001. 紫贻贝对石油烃的生物富集动力学参数的测定. 海洋水产研究, 22(1): 32—36

Barron M G, Stehly G R, Hayton W L, 1990. Review: Pharmacokinetic modeling in aquatic animals 1. Models and concepts. Aquat Toxicol, 18: 61—86

Butte W, 1991. Mathematical Description of Uptake, Accu-

维普资讯 http://www.cqvip.com

mulation and Elimination of Xenobiotics in a Fish/Water Sysem. In: Nagel R, Loskill R ed. Bioaccumulation in Aquatic System, VCH Verlagsgesellschaft. Weinheim, Germany, 29—42

Butte W, Willing A, Zauke G P, 1987. Bioaccumulation of Phenols in Zebrafish Determined by a Dynamic Flow Through Test. In: Kaiser K L E, Dordrecht Reidel D ed. QSAR in Environmental Toxicology-Ⅱ. The Netherlands, 43—53

Chan H M, 1988. Accumulation and tolerance to cadmium, copper, lead and zinc by the green mussel, *Perna viridis*. Marine Ecology Progress Series, 48: 295—303

Depledge M H, Rainbow P S, 1990. Mini-review: Models of regulation and accumulation of trace metals in marine invertebrates. Comp Biochem Physiol, 97C: 1—7

Farrington J W, Goldberg E D, Risebrough R W *et al*, 1983. U. S. "Mussel Watch" 1976—1978: An overview of the trace metal, DDE, PCB, hydrocarbon and artificial radionulide data. Environmental Science and Technology, 17: 490—496

Florence B, 1998. Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater. The Science of the Total Environment, 222(1—2): 55—61

Kahle J, 2002. Bioaccumulation of trace metals in the copepod *Calanoides acutus* from the Weddell Sea (Antarctica): comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models. Aquatic Toxicology, 59(1—2):

Landrum P F, 1989. Bioavailability and toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons sorbed to sediments for the amphipod *Pontoporeia hoyi*. Environ Sci Technol, 23: 588—595

Matis J H, Miller T H, Allen D M, 1991. Stochastic Models of Bioaccumulation. In: Newman M C, Mcintosh A W ed. Metal Ecotoxicology Concepts & Applications. Lewis Publishers, Chelsea, USA, 171—206

Philips D J H, 1976. The common mussel *Mytilus edulis* as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. Ⅱ. Relationship of metals in the mussel to those discharged by industry. Mar Biol, 38: 71—80

Philips D J H, 1977. Effects of salinity on the net uptake of zinc by the common mussel *Mytilus edulis*. Mar Biol, 41: 79—88

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

Risebrough R W, 1980. California State Mussel Watch, Vol. Ⅲ: Organic pollutions in Mussel *Mytilus californianus* and *M. edulis* Along the Calif Coast. California State Water Resources Control Board. Sacramento California, 1—108

Walker C H, 1990. Essay review: Kinetic models to predict bioaccumulation of pollutants. Functional Ecol, 4: 295—301

Zauke Gerd-Peter, 1995. Validation of estuarine gammarid collectives (Amphipoda: Crustacea) as biomonitors for cadmium in semi-controlled toxicokinetic flow-through experiment. Environmental Pollution, 90(2): 209—219

KINETIC FEATURES OF FOUR HEAVY METALS BIOACCUMULATION OF MUSSEL *MYTILUS EDULIS*

ZHANG Shao-Na, SUN Yao[†], SONG Yun-Li[†], YU Zhi-Gang[††]

(*Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao*, 266071; *College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao*, 266003)

[†](*Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao*, 266071)

[††](*College of Chemistry and Chemical Engineering, Ocean University of China, Qingdao*, 266003)

Abstract Heavy metal pollution in benthic filter-feeding bivalves *Mytilus edulis*, due to their commercial importance, wide distribution, low activity and high heavy metal accumulation ability have been used as a marine pollution surveillance organism.

Currently, biological reaction of commercial marine mollusks to heavy metals, especially the study of kinetic process of bioaccumulation, is limited to the study of metal content and bioaccumulation rate under single conditions. To date no satisfactory kinetic model has been proposed an absence that hindersunderstanding of

维普资讯 http://www.cqvip.com

kinetic features and forecast ability.

The two-compartment kinetic model is a newly developed mathematic model. In this study, accumulation and elimination of four heavy metals (As, Hg, Cd and Pb) in *M. edulis* were investigated using the two-compartment kinetic model. A semi-static system was maintained throughout a 30-day exposure period under heavy metals concentrations of (12.34 ± 2.28)℃. During the uptake phase, water was changed on alternate days, sufficient to maintain relatively constant concentrations of heavy metals, and the test organism was fed with *Chlorella* (4×10^6 cells/ml) twice daily. Three animals were sampled periodically and frozen immediately for later analysis. The remaining *M. edulis* were then transferred to clean seawater for the elimination phase of 35 days, during which the flow-through method was adopted and the natural seawater temperature changed to (6.63 ± 3.12)℃.

According to the two-compartment kinetic model, two equations were used for the accumulation and elimination phase. By non-linear fitting, some kinetic parameters were obtained, such as uptake rate constant (k_1), extraction rate constant (k_2), bioaccumulation factor (*BCF*) and the biological half-life ($B_{1/2}$). Results showed that (1) the k_1 decreased with increasing metal concentration in the outside water; (2) *BCF* decreased with increasing metal concentration in the outside water; (3) the bioaccumulation ability order of *M. edulis* to the four heavy metals was Hg≫Pb > Cd≫As; (4) maximal content in the organism (C_{Amax}) increased and was basically directly proportional with increasing metal concentration in the outside water, showing that *M. edulis* was the best indicator of the three heavy metals: Hg, Pb, As; (5) biological half-life of *M. edulis* to Cd was longer than that to Hg, Pb, As.

The kinetic parameters of bioconcentration of *M. edulis* on Hg, Cd, Pb were obtained: k_1 8.712—301.5; k_2 0.009425—0.03064; *BCF* 783.4—11754; $B_{1/2}$ 22.62—73.54. Compared with the kinetic parameters obtained through the semi-static two-compartment, the values were found to have some differences, prompting further study. The static method, however, is simpler and more effective, shortening the experiment duration, and economizing the experiment fee. Moreover it can calculate the uptake rate of the shell without the need to determine shell content by chemical methods.

Key words　Kinetic feature, Bioaccumulation, Heavy metal, Mussel *Mytilus edulis*

征集《海洋与湖沼》封面彩色图片

为了使《海洋与湖沼》期刊封面能更好地与国际期刊接轨,又能体现出其学科特色,起到美化封面的效果,自 2004 年第 1 期开始,拟定每期更换一个彩色封面图片,故向广大海洋湖沼科技工作者组约附有较高学术价值的质优彩色图版的稿件,一旦选用,稿件优先发表。欢迎积极投稿。

来稿请寄:青岛市南海路 7 号《海洋与湖沼》编辑部收

E-mail:pychen@ ms. qdio. ac. cn　电话:0532-2898753