

DOI: 10.12264/JFSC2020-0587

三疣梭子蟹体内镉的蓄积特性及相应防控

张艳¹, 韩雅荃¹, 黄翠玲², 陈碧鹃¹, 李善新³

1. 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 山东 青岛 266071;

2. 通标标准技术服务(青岛)有限公司, 山东 青岛 266101;

3. 大港油田公司采油四厂(滩海开发公司), 天津 300280

摘要: 应用半静态双箱模型室内模拟实验, 研究三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)体内镉(Cd)的蓄积特性; 并通过分析钙离子(Ca^{2+})对三疣梭子蟹可食用部位镉(Cd)富集和释放影响, 提出三疣梭子蟹 Cd 污染防控建议。通过双箱动力学模型对三疣梭子蟹体内 Cd 含量变化进行非线性拟合, 得到富集速率常数 k_1 和排出速率常数 k_2 , 进而得到生物富集系数(BCF)和生物学半衰期($B_{1/2}$)。结果显示, 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ Cd 暴露组三疣梭子蟹肝胰腺组织对 Cd 的 BCF 明显高于肌肉组织, 三疣梭子蟹肝胰腺组织中 BCF 和 k_1 均随水体中 Cd 浓度的增加而增加, 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ Cd 暴露组对 Cd 的 BCF 分别为 12.16、112.77 和 260.11; 肌肉组织中吸收速率常数 k_1 与释放速率常数 k_2 均随水体中 Cd 浓度的增加而增加, 由低到高 Cd 暴露组对 Cd 的 BCF 分别为 1.85、2.45 和 1.97。各浓度暴露组肝胰腺中 Cd 暴露风险指数(THQ)除 1 $\mu\text{g/L}$ 组外, 均大于 1, 存在严重健康暴露风险; 各浓度暴露组肌肉中的 THQ 均小于 1, 没有明显的健康暴露风险。另外, Ca^{2+} 对三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉中 Cd 富集和释放影响的实验结果表明, Ca^{2+} 的加入能够有效降低三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉对 Cd 的富集, 并促进肝胰腺对 Cd 的释放。本研究结果为三疣梭子蟹 Cd 污染防控和食用方案的提出提供了理论基础。

关键词: 三疣梭子蟹; 双箱动力学模型; Cd; 生物富集; 污染防控

中图分类号: X503

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2021)09-1208-12

随着沿海工业化的发展, 海洋重金属污染已成为日益严重的环境问题。有研究发现近海海域如深圳湾、珠江口等水体中镉(Cd)、铅(Pb)和汞(Hg)等重金属含量逐年升高^[1-2], 甚至已经超过《海水水质标准》^[3]一类要求。铜(Cu)、Pb 和 Cd 等重金属由于具有较高的富集因子^[4], 易于在生物体内富集, 且会随着海洋生物的食物链逐级放大, 不仅直接影响水产动物的生长和繁殖, 而且会对人类的食品安全产生严重威胁^[5-8]。

Cd 是一种非必需、无益的重金属元素, 具有积累性、毒性大等特点, Cd 污染会导致人体慢性中毒^[9]。Cd 富集具有选择性, 不仅生物体不同组

织对 Cd 的富集具有选择性^[10], 而且不同生物对 Cd 的富集效果不同, 如毕士川等^[11]发现海水蟹对 Cd 的富集要强于其他甲壳类。三疣梭子蟹是我国重要的海洋经济养殖蟹类之一, 研究 Cd 在三疣梭子蟹体内的蓄积特性及其防控措施对三疣梭子蟹的健康养殖和人类自身的健康都具有重要意义。Ca 作为影响 Cd 在生物体内富集及毒性作用的重要因素, 两者在细胞内可能存在竞争、拮抗作用, 有必要给予关注。

本研究通过室内暴露模拟实验, 并结合双向动力学模型进行分析拟合, 探究三疣梭子蟹可食用部位 Cd 的蓄积特性; 分析 Ca 对三疣梭子蟹

收稿日期: 2020-12-23; 修订日期: 2021-03-08.

基金项目: 中国水产科学研究院院级基本科研业务费项目(2018HY-ZD0601); 中国水产科学研究院基本科研业务费项目(2020TD12).

作者简介: 张艳(1977-), 女, 硕士, 助理研究员, 主要从事海洋环境微生物学研究. E-mail: yanzhang@ysfri.ac.cn

通信作者: 陈碧鹃, 研究员, 主要从事生态毒理学研究. E-mail: chenbj@ysfri.ac.cn

中 Cd 富集和释放的影响, 以期为三疣梭子蟹 Cd 污染的防控提供理论基础和技术支撑, 为三疣梭子蟹的安全消费提供指导意见。

1 材料与方法

1.1 实验材料

于山东日照一养殖场购进规格相近、活力旺盛的健康三疣梭子蟹。蓄积和释放实验所用三疣梭子蟹平均壳长(70.32 ± 2.46) mm, 平均壳宽(140.23 ± 2.66) mm, 平均体重为(139.86 ± 5.22) g; 加 Ca 实验所用三疣梭子蟹平均壳长(71.37 ± 1.88) mm, 平均壳宽(142.23 ± 2.24) mm, 平均体重为(163.65 ± 4.94) g。将其于聚乙烯塑料水箱中暂养 1 周后进行实验。暂养期间连续充氧, 每天投喂鲜活饲料[菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)]一次(于 18:00 投喂, 投喂量为三疣梭子蟹体重 10%, 根据饵料食用情况增减)。在投喂 2 h 后完全换水 1 次, 所用海水盐度为 30.1~31.9, 水温为 21~24 °C, pH 为 8.1~8.3, 溶解氧大于 6.5 mg/L。

1.2 实验方法

1.2.1 实验浓度设计 实验共分为蓄积和释放两个阶段来进行, 实验周期均为 15 d^[12-13]。蓄积实验按照浓度梯度设为 4 组, 其中 3 组为实验组, 1 组为海水对照组, 每组设 3 个平行: 实验组的 Cd (所用试剂为 CdCl₂)暴露质量浓度分别为: 1 μg/L, 5 μg/L 和 50 μg/L。加 Ca 实验为在 Cd 暴露组中添加 50 μg/L Ca²⁺ (所用试剂为 CaCl₂), 分为 5 组: 1 组为海水对照组, 4 组为实验组, 分别为 Cd 5 μg/L、Cd 5 μg/L+Ca 50 μg/L、Cd 50 μg/L、Cd 50 μg/L+Ca 50 μg/L, 简记为: Cd 5 μg/L、Cd+Ca 5 μg/L、Cd 50 μg/L 和 Cd+Ca 50 μg/L。

1.2.2 取样时间及方法 富集过程采用半静态法进行暴露实验, 实验开始前采集三疣梭子蟹样品, 测量 Cd 的本底值。实验期间定期查看三疣梭子蟹健康状况, 及时将行为异常或者死亡的三疣梭子蟹捞出。投喂情况与暂养期间一致, 换水时充分冲洗养殖箱, 加入定量体积的海水后, 再分别加入 CaCl₂ 与 CdCl₂ 溶液以达到实验所需浓度。分别于第 3 天、5 天、10 天、15 天采集三疣梭子蟹样品, 取生物体肌肉和肝胰腺组织, 匀浆, 于

-20 °C 冰箱迅速冷冻, 以备分析。同时采集水体样品, 存放于-20 °C 冰箱备用。

蓄积实验结束后, 将余下的三疣梭子蟹移入盛有天然海水的水箱内进行体内 Cd 的释放实验。每天定时定量喂食和换水(与蓄积实验相同), 分别于第 18 天、20 天、25 天、30 天采集三疣梭子蟹样品, 取生物体肌肉、肝胰腺组织, 同时采集水体样品, 样品处理与富集实验相同, 存放于-20 °C 冰箱以备分析。

1.3 样品的前处理和分析

水体样品按照《海洋监测规范》(GB 17378.4-2007)^[14]第 4 部分海水中镉的测定方法中的无火焰原子吸收分光光度法进行处理和测定; 生物样品按照《海洋监测规范》(GB 17378.6-2007)^[14]第 6 部分中采用无火焰原子吸收分光光度法测定生物体镉的方法步骤进行处理和测定。

1.4 数据处理与分析

数据整理、计算以及非线性拟合应用在 Excel 2003 处理, 显著性差异分析在 SPSS13.0 中进行, 并结合 Origin 7.5 绘制图表。

1.5 Cd 污染潜在健康风险评估

采用 USEPA 提出的暴露风险指数(THQ)评估三疣梭子蟹体内 Cd 元素对人体健康所产生的风险^[15-16], 其计算公式如下:

$$EDI = \left[IR \times \frac{C}{BW} \right] \times 10^{-3} \quad (1)$$

$$THQ = \frac{EDI}{RfD} \quad (2)$$

式中, EDI 为人体 Cd 的每日摄入量[μg/(kg·d)]; IR 为水产品的人均日摄入量(g/d, 湿重), 根据 2015 年中国居民营养与慢性病状况报告^[17], 本研究取 23.7 g/d; C 为水产品中 Cd 含量(μg/kg); BW 为成人平均体重, 按 60 kg 计算; RfD 为参考剂量[μg/(kg·d)], USEPA 推荐的参考剂量为 1.0 μg/(kg·d)^[18]。THQ 为暴露风险指数, 若 THQ < 1, 则无显著健康风险; 若 THQ > 1, 摄食人群有明显健康风险。THQ 值越大, 相应的风险越大。

1.6 实验应用模型

选用双箱动力学模型进行生物富集系数和各动力学参数的计算。目前许多应用研究都运用了

该模型^[19-21], 其主要描述如图 1 所示。

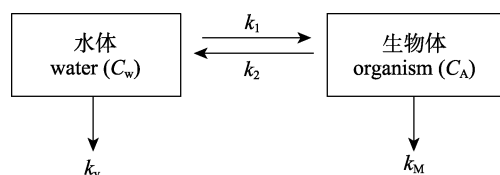


图 1 生物富集双箱动力学模型

k_1 为生物富集速率常数, k_2 为生物排出速率常数, k_v 为水体的挥发常数, k_M 为生物的代谢速率常数, C_w 为水体重金属浓度(mg/L), C_A 为生物体内重金属浓度(mg/kg).

Fig. 1 Model of two-compartment bioconcentration
 k_1 is the uptake rate constant of organism, k_2 is the elimination rate constant of organism, k_v is the volatilization constant of water, k_M is the metabolism rate constant of organism, C_w is the concentration of heavy metal in water (mg/L), and C_A is the concentration of heavy metal in organism (mg/kg).

对于水相(含有重金属污染物的水体):

$$\frac{dC_w}{dt} = 0 \quad (3)$$

对于生物体相:

$$\frac{dC_A}{dt} = k_1 C_w - (k_2 + k_M) C_A \quad (4)$$

因实验周期较短, 故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(1)、(2)可得:

$$C_A = C_0 + C_w \frac{k_1}{k_2} (1 - e^{-k_2 t}) \quad \text{富集过程}(0 < t < t^*) \quad (5)$$

$$C_A = C_0 + C_w \frac{k_1}{k_2} [e^{-k_2(t-t^*)} - e^{-k_2 t}] \quad \text{释放过程}(t > t^*) \quad (6)$$

式中, t 为实验进行的时间(d), t^* 为富集阶段结束的时间(d), C_0 为实验开始前生物体内金属的质量分数(mg/kg)。由方程(3)和(4)对富集和释放进行非

线性拟合即可得到 k_1 和 k_2 。

理论中, 平衡状态下, 生物富集系数 BCF 和生物学半衰期 $B_{1/2}$ 分别可用以下公式得到:

$$BCF = \frac{k_1}{k_2} = \lim_{t \rightarrow \infty} \frac{C_A}{C_w} \quad (7)$$

$$B_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_2} \quad (8)$$

即使没有达到浓度平衡, 双箱动力学模型也可以用来计算理论中平衡状态下的动力学参数。

2 结果与分析

2.1 水体中镉浓度的变化

为了更好地了解海水批次是否会对实验浓度造成影响, 以及整个实验过程中三疣梭子蟹对水体中 Cd 的吸收和排出, 本研究对实验期间水体中 Cd 的浓度变化进行了测定, 富集释放实验和加 Ca 实验 Cd 的浓度变化如表 1 和表 2 所示。从表 1 可以看出, 由于海水批次不同, 水体中 Cd 浓度确有差异, 但所有海水批次 Cd 含量均符合《海水水质标准》(GB3097-1997)^[3] 第二类要求($\leq 5 \mu\text{g/L}$), 不会对实验造成较大影响。富集阶段各暴露组中 Cd 浓度基本同实验设定的暴露浓度一致。在释放阶段, 自第 18 天开始, $1 \mu\text{g/L}$ 和 $5 \mu\text{g/L}$ 实验组水体中 Cd 浓度呈先增加后减少的变化趋势, 而 $50 \mu\text{g/L}$ 实验组呈递减变化趋势。其中 18 天和 20 天时 $50 \mu\text{g/L}$ 实验组中水体的 Cd 浓度显著高于对照组($P < 0.05$), 分别为 $(4.61 \pm 0.89) \mu\text{g/L}$ 和 $(3.79 \pm 0.13) \mu\text{g/L}$ 。在 25 天以后, $1 \mu\text{g/L}$ 和 $5 \mu\text{g/L}$ 浓度组水体中的 Cd 浓度基本同空白组无显著差异, $50 \mu\text{g/L}$ 浓度组仍显著高于空白组($P < 0.05$)。

表 1 富集和释放实验水体中镉的浓度

Tab. 1 The concentration of cadmium in water in accumulation and releasing experiment

$n=3; \bar{x} \pm \text{SD}; \mu\text{g/L}$

实验分组 experimental group	暴露时间/d exposure time				
	1-15	18	20	25	30
对照组 control	0.84±0.07 ^a	1.25±0.21 ^b	1.12±0.17 ^b	0.68±0.05 ^c	0.69±0.09 ^c
1 $\mu\text{g/L}$	1.42±0.29 ^{ab}	1.47±0.63 ^{ab}	1.65±0.31 ^{ac}	0.77±0.08 ^a	0.69±0.12 ^c
5 $\mu\text{g/L}$	5.12±0.25 ^{bc}	1.66±0.71 ^{ac}	1.73±0.11 ^{ac}	0.74±0.06 ^c	0.72±0.04 ^c
50 $\mu\text{g/L}$	47.66±3.90 ^{ad}	4.61±0.89 ^{bd}	3.79±0.13 ^{cd}	1.64±0.28 ^{ac}	1.54±0.55 ^{ab}

注: 1-15 d 为富集期, 16-30 d 为释放期。相同小写字母表示差异不显著($P > 0.05$), 不同小写字母表示差异显著($P < 0.05$)。

Note: 1-15 d is the accumulation period and 16-30 d is the releasing period. The same letter superscripts mean no significant differences ($P > 0.05$), and different letter superscripts mean significant differences ($P < 0.05$).

从表 2 可以看出: 与富集实验相同, 加 Ca 实验所用不同批次海水中 Cd 浓度确有差异, 但所有海水批次 Cd 含量均符合《海水水质标准》(GB 3097-1997)^[3]二类要求($\leq 5 \mu\text{g/L}$), 并未对实验造成较大影响。5 $\mu\text{g/L}$ 加 Ca 组和未加 Ca 组水体中, Cd 浓度无明显差异; 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组中, 自 18 天开始, 加 Ca 组水体中 Cd 含量低于未加 Ca 组, 两者无显著性差异($P>0.05$)。

表 2 加 Ca 实验水体中镉的浓度
Tab. 2 The concentration of cadmium in water of calcium experiment

实验分组 experimental group	1–15 d	18 d	20 d	25 d	30 d
对照组 control	1.16±0.37 ^a	1.47±0.06 ^b	1.15±0.21 ^a	0.73±0.05 ^c	0.70±0.07 ^c
Cd 5 $\mu\text{g/L}$	5.23±0.04 ^{bc}	1.66±0.70 ^{ac}	1.74±0.1 ^{ab}	0.74±0.06 ^c	0.72±0.12 ^c
Cd 5 $\mu\text{g/L}$ +Ca 50 $\mu\text{g/L}$	5.31±0.33 ^{bc}	1.68±0.45 ^{ac}	1.72±0.08 ^{ab}	0.73±0.11 ^c	0.71±0.04 ^c
Cd 50 $\mu\text{g/L}$	46.13±2.15 ^{ad}	4.61±0.89 ^{bd}	3.79±0.13 ^{cd}	1.64±0.28 ^{ac}	1.54±0.55 ^b
Cd 50 $\mu\text{g/L}$ +Ca 50 $\mu\text{g/L}$	47.49±2.34 ^{ad}	4.27±0.82 ^{bd}	3.71±0.14 ^{cd}	1.01±0.31 ^c	1.08±0.08 ^c

注: 1–15 d 为富集期, 16–30 d 为释放期。相同小写字母表示差异不显著($P>0.05$), 不同小写字母表示差异显著($P<0.05$)。
Note: 1–15 d is the accumulation period and 16–30 d is the releasing period. The same letter superscripts mean no significant differences ($P>0.05$); different letter superscripts mean significant differences ($P<0.05$).

2.2 三疣梭子蟹肝胰腺中镉的生物富集及释放结果

在富集实验阶段, 通过图 2 可以看出, 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组中三疣梭子蟹肝胰腺组织中的 Cd 含量均随暴露时间的增加而显著升高($P<0.05$), 1 $\mu\text{g/L}$ 组肝胰腺组织中的 Cd 含量也略有升高, 但与对照无显著性差异($P>0.05$)。3 个实验组均在第 15 天时肝胰腺组织中 Cd 含量达到最大值, 从低到高浓度分别为 2.04 mg/kg、5.58 mg/kg 和 19.85 mg/kg (湿重), 3 个实验组肝胰腺中 Cd 的增加量与实验设置的 Cd 浓度呈正相关。50 $\mu\text{g/L}$ 实验组在前

5 d 中肝胰腺中的 Cd 含量迅速增加, 5~15 d 中增加变缓, 其余两个实验组 0~15 d 中 Cd 增加量无明显差异($P>0.05$)。在释放实验阶段, 随着时间的增加, 各实验组肝胰腺中的 Cd 含量均有不同程度的释放, 释放量也与实验设置的浓度呈正相关关系, 其中 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组三疣梭子蟹肝胰腺中 Cd 的释放显著高于 1 $\mu\text{g/L}$ 组($P<0.05$)。

2.3 三疣梭子蟹肌肉中镉的生物富集及释放结果

同肝胰腺的结果类似, 在富集实验阶段三疣梭子蟹肌肉中 Cd 含量也均随着暴露时间的增加而增加(图 3), 其中 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组

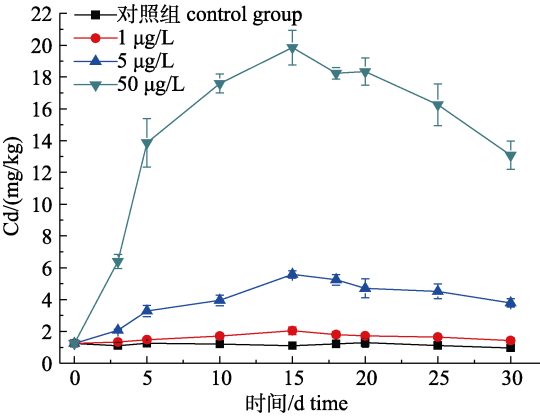


图 2 肝胰腺中镉的浓度
1–15 d 为富集期, 16–30 d 为释放期。
Fig.2 The concentration of cadmium in hepatopancreas
1–15 d is the accumulation period and
16–30 d is the releasing period.

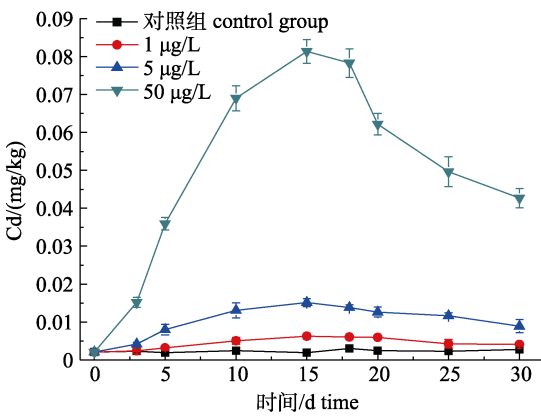


图 3 肌肉中镉的浓度
1–15 d 为富集期, 16–30 d 为释放期。
Fig.3 The concentration of cadmium in muscle
1–15 d is the accumulation period and
16–30 d is the releasing period.

Cd 含量显著增加($P<0.05$), 3 个实验组也均在富集实验结束(15 d)时, 肌肉中 Cd 含量达到最大值, 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组的 Cd 含量分别为 0.0062 mg/kg、0.015 mg/kg、0.081 mg/kg (湿重), 与肝胰腺结果相同, 3 个实验组肌肉中 Cd 的增加量与实验设置浓度呈正相关。在释放实验阶段, 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组肌肉中的 Cd 含量随着时间的增加显著降低($P<0.05$), 其中 18~20 d 肌肉中的 Cd 含量迅速降低, 20 d 以后降低速度逐渐减缓。而 1 $\mu\text{g/L}$ 和 5 $\mu\text{g/L}$ 实验组肌肉中 Cd 含量虽随着时间的增加而逐渐减少, 但无显著性差异($P>0.05$)。

2.4 三疣梭子蟹对镉的生物富集动力学参数

根据双箱动力学模型对实验得到的数据进行

分析和计算, 分别得到三疣梭子蟹对 Cd 的生物富集动力学参数 k_1 、 k_2 、BCF 和 $B_{1/2}$, 结果如表 3 所示。

从表 3 可见, 肝胰腺的富集速率 k_1 和 BCF 随着暴露浓度的增加而逐渐增大, 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组中的 k_1 分别 0.27、1.47 和 7.023; BCF 分别为 12.16、112.77 和 260.11; k_2 和 $B_{1/2}$ 变化无明显规律。肌肉中 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组的 k_1 和 k_2 均随暴露浓度的增加而增大, k_1 分别为 0.0015、0.0049 和 0.029; k_2 分别为 0.00080、0.0020 和 0.015; $B_{1/2}$ 随暴露时间的增加而减小, 1 $\mu\text{g/L}$ 、5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组分别为 866.34、346.57 和 46.21; BCF 随时间无明显变化规律。

表 3 三疣梭子蟹对不同浓度下镉的各生物富集动力学参数

Tab. 3 The kinetic parameters of bioconcentration of Cd by *Portunus trituberculatus* in different Cd concentrations

组织部位 tissue	Cd 暴露浓度/($\mu\text{g/L}$) Cd exposure concentration	生物富集速率常数 k_1	生物排出速率常数 k_2	生物富集系数 BCF	生物学半衰期 $B_{1/2}$
肝胰腺 hepatopancreas	1	0.267	0.022	12.16	31.51
	5	1.466	0.013	112.77	53.32
	50	7.023	0.027	260.11	25.67
肌肉 muscles	1	0.0015	0.0008	1.85	866.34
	5	0.0049	0.0020	2.45	346.57
	50	0.0295	0.0150	1.97	46.21

2.5 Ca^{2+} 对三疣梭子蟹肝胰腺中镉的生物富集及释放的影响

对三疣梭子蟹肝胰腺中的 Cd 浓度进行检测, 结果如图 4 所示。Cd 在三疣梭子蟹肝胰腺中的积

累与浓度和暴露时间呈正相关, 表现出一定的剂量-效应关系。Cd 5 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和 Cd 5 $\mu\text{g/L}+\text{Ca}$ 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组之间肝胰腺中的 Cd 浓度在富集阶段无显著性差异($P>0.05$), 而在释放阶段有显著性差异($P<0.05$); Cd 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和 Cd 50 $\mu\text{g/L}+\text{Ca}$ 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组之间肝胰腺中 Cd 浓度在富集阶段无显著性差异($P>0.05$), 在释放阶段, 两组间 Cd 浓度存在显著性差异($P<0.05$)。

Cd 含量比较结果表明: Cd 5 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和对应的加 Ca 暴露组中 Cd 含量自富集第 3 天至释放实验结束, 存在显著性差异($P<0.05$); 而 Cd 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和对应的加 Ca 暴露组中 Cd 含量变化趋势与 5 $\mu\text{g/L}$ 实验组有所不同, Cd 含量在第 3 天和第 5 天无显著性差异($P>0.05$), 自第 10 天开始至释放实验结束, Cd 含量有显著性差异($P<0.05$)。在总富集量上, 两个 Cd 单独暴露组均显著高于对应加 Ca 暴露组($P<0.05$), 但总释放量均没有显著性差异($P>0.05$)。

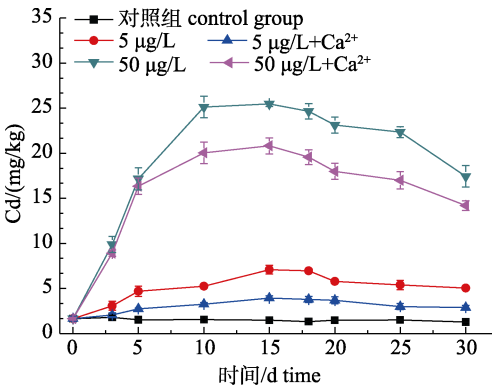


图 4 加 Ca 实验组肝胰腺中镉的浓度
1~15 d 为富集期, 16~30 d 为释放期。

Fig. 4 The concentration of cadmium in hepatopancreas of calcium experiment
1~15 d is the accumulation period and 16~30 d is the releasing period.

富集实验结束时, 5 $\mu\text{g/L}$ 暴露组中, 加入 Ca 的暴露组 Cd 含量较 Cd 暴露组减少了 44.48%, 释放期结束后, 两者的释放率分别为 26.80% 和 28.85%; 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组中, 加入 Ca 的暴露组 Cd 含量较 Cd 暴露组减少了 18.25%, 释放率两者相差不大, 分别为 31.84% 和 31.54%。

2.6 Ca^{2+} 对三疣梭子蟹肌肉中镉的生物富集及释放的影响

对三疣梭子蟹肌肉中的 Cd 浓度进行检测, 结果如图 5 所示。Cd 在三疣梭子蟹肌肉中的积累与浓度和暴露时间呈正相关, 表现出一定的剂量-效应关系。Cd 5 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和 Cd+Ca 5 $\mu\text{g/L}$ 暴露组肌肉中的 Cd 含量在富集期和释放期均存在显著性差异 ($P < 0.05$); Cd 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组和 Cd+Ca 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组肌肉中的 Cd 含量在富集期有显著性差异 ($P < 0.05$), 而释放期自第 20 天开始存在显著性差异 ($P < 0.05$)。

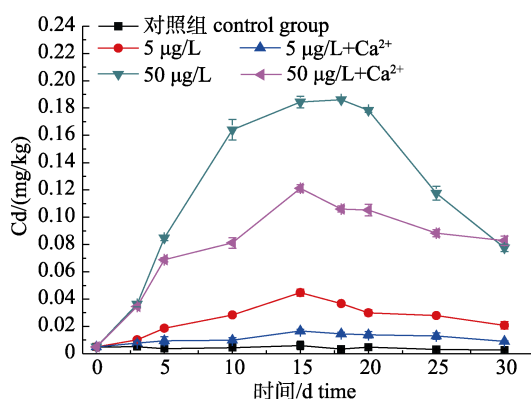


图 5 加 Ca 实验组肌肉中镉的浓度

1–15 d 为富集期, 16–30 d 为释放期。

Fig. 5 The concentration of cadmium in muscle of calcium experiment

1–15 d is the accumulation period and 16–30 d is the releasing period.

两个实验组间 Cd 含量比较结果表明, 0~3 d 均无显著性差异 ($P > 0.05$), 自第 5 天开始至释放结束存在显著性差异 ($P < 0.05$); Cd 50 $\mu\text{g/L}$ 暴露组在 0~10 d Cd 富集速度较快, 之后减缓, 而加 Ca 实验组 0~5 d Cd 富集速度较快, 之后减缓, 两个实验组 Cd 富集速度自第 5 天开始有显著性差异 ($P < 0.05$)。在总富集量上, 两个 Cd 单独暴露组均

显著高于对应加 Ca 暴露组 ($P < 0.05$)。

富集实验结束时, 5 $\mu\text{g/L}$ Cd 暴露组中, 加 Ca 暴露组 Cd 含量较 Cd 暴露组减少了 62.90%, 释放率分别为 45.78% 和 53.51%; 50 $\mu\text{g/L}$ Cd 暴露组中, 加 Ca 暴露组 Cd 含量较 Cd 暴露组减少了 34.26%, 释放率分别为 31.68% 和 57.94%。

2.7 Ca^{2+} 对三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉中镉代谢影响的比较分析

实验初始时肝胰腺中 Cd 含量显著高于肌肉中 Cd 含量, 富集和释放实验结束时, 肝胰腺中 Cd 含量均高于肌肉, 且远高于实验初始时两个组织中 Cd 含量。由此可见, 在肝胰腺和肌肉两个组织中, 肝胰腺对 Cd 的富集程度明显高于肌肉。加 Ca 实验中, 虽然 Ca 对肝胰腺和肌肉中的 Cd 含量均有一定程度的富集影响, 但肝胰腺中 Cd 含量明显高于肌肉。

加 Ca 实验中, 5 $\mu\text{g/L}$ Cd 暴露组 Ca 对肝胰腺 Cd 富集量减少了 44.48%, 而 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组仅减少了 18.25%, 说明随着 Cd 浓度的增加, Ca 对其富集的影响逐渐减弱; 肌肉中 Cd 富集效果与肝胰腺中表现一致, 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组中, 加 Ca 组较未加 Ca 组 Cd 富集量减少了 62.90% 和 34.26%, 两组间 Cd 富集量的差异较肝胰腺中更为明显, 但富集量绝对值肝胰腺明显高于肌肉。在释放期, 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组中 Ca^{2+} 的添加会促进肝胰腺对 Cd 的释放, 但对于肌肉中 Cd 的释放, 50 $\mu\text{g/L}$ 浓度组无显著影响 ($P > 0.05$)。

2.8 三疣梭子蟹中镉暴露与健康风险评价

利用三疣梭子蟹 Cd 实验组、Cd+Ca 实验组及其对照组第 15 天时 Cd 含量, 依据公式(1)计算人体 Cd 的每日摄入量(EDI), 依据公式(2)计算暴露风险指数(THQ)。结果表明, 当 Cd 暴露浓度为 1 $\mu\text{g/L}$ 时, 肝胰腺 THQ 值小于 1, Cd 暴露浓度为 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 时, 肝胰腺 THQ 值均大于 1; Cd 暴露浓度为 1~50 $\mu\text{g/L}$ 时, 肌肉 THQ 值均小于 1。结果见表 4。

THQ 值为 1 时, 对水产品的人均日摄入量(IR)进行估算。结果表明, Cd 暴露浓度为 1~50 $\mu\text{g/L}$ 的三疣梭子蟹肌肉的安全食用量为 740.04~

9677.42 g/d, 远超日常平均食用量(23.7 g/d); 而肝胰腺的安全食用量为 3.02~29.41 g/d, 结果见表 5。

表 4 三疣梭子蟹中镉含量安全评价
Tab. 4 Estimated daily intakes (EDI) and target hazard quotient (THQ) of cadmium in *Portunus trituberculatus*

组织 tissue	暴露浓度/($\mu\text{g/L}$) exposure concentration	Cd 暴露组 Cd exposure group	
		EDI	THQ
肝胰腺 hepatopancreas	1	0.806	0.806
	5	2.204	2.204
	50	7.841	7.841
肌肉 muscles	1	0.002	0.002
	5	0.006	0.006
	50	0.032	0.032

表 5 三疣梭子蟹安全食用量估算
Tab. 5 Assessment of safe consumption of *Portunus trituberculatus*

组织 tissue	暴露浓度/($\mu\text{g/L}$) exposure concentration	暴露风险 指数 THQ	人均日摄 入量 IR
肝胰腺 hepatopancreas	1	1.00	29.41
	5	1.00	10.75
	50	1.00	3.02
肌肉 muscles	1	1.00	9677.42
	5	1.00	4000.00
	50	1.00	740.74

3 讨论

3.1 Cd 在三疣梭子蟹中富集与释放的基本规律

卢元玲等^[22]针对凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)在对海水中 Cd 的富集-释放研究中发现, 富集阶段, 肝胰腺和肌肉中 Cd 浓度随着海水中 Cd 暴露浓度的升高而升高; 在释放阶段, Cd 浓度越高其释放能力越强。同样的研究结果出现在 Wu 等^[23]对河南华溪蟹(*Sinopotamon henanense*)的 Cd 富集胁迫实验中。Cd 的这一富集和释放规律也在本研究中得到证实。本研究发现, 三疣梭子蟹在 Cd 的富集阶段, 肝胰腺和肌肉 Cd 浓度均随着水体中 Cd 的暴露浓度升高而升高, 说明肝胰腺和肌肉中 Cd 的富集与暴露浓度呈正相关。在释放阶段, 肝胰腺和肌肉中 Cd 浓度随着暴露组设置浓度的升高而降低, 结合富集阶段的规律, 说明三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉在富集阶段富集的

Cd 浓度越高, 在释放阶段释放出的 Cd 就越多。

而在随着时间的富集效率上, 5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$ 实验组肝胰腺的 Cd 富集效率在前期较快, 在后期放缓; 1 $\mu\text{g/L}$ 实验组肝胰腺的 Cd 富集没有显示出明显的时间规律, 推测可能是由于暴露浓度较低, 导致规律不明显。高浓度组肝胰腺对 Cd 的富集规律可能与三疣梭子蟹对于重金属的解毒机制有关: 在大部分甲壳类水生动物中, 肝胰腺作为主要的代谢器官, 其组织细胞会响应血液中 Cd 的浓度变化, 提高金属硫蛋白的表达^[24], 并通过金属硫蛋白与 Cd 结合, 使其形成低毒状态的金属硫蛋白-镉, 从而降低血液中的 Cd 浓度, 保证其他维持生命的器官和组织功能不受影响^[25-27]。此外, 研究还发现肝胰腺在未受到 Cd 胁迫时, 也会产生一定水平金属硫蛋白, 并且与锌和铜等必需微量金属结合, 而当受到 Cd 胁迫时, 金属硫蛋白中的必要微量金属元素会被置换出来^[28]。在本研究中, 肝胰腺在前期表现出较强的富集能力, 说明三疣梭子蟹的肝胰腺细胞对于 Cd 的响应较为敏感, 能够在感应到 Cd 胁迫后迅速以足够的金属硫蛋白与 Cd 结合, 从而促进富集前期肝胰腺对于 Cd 的富集。在富集后期, 肝胰腺中 Cd 的富集速度放缓可能是由于随着暴露时间的延长, 肌肉组织内 Cd 浓度也在不断升高, 而其他组织器官内部情况可能与此相似。因此推测可能是由于组织器官内 Cd 浓度升高, 导致 Cd 毒性初步表现出来, 机体开始提高谷胱甘肽巯基转移酶和超氧化物歧化酶等解毒蛋白的表达^[29-31], 促进了 Cd 的排除; 或是通过调控鳃丝、肠道上皮细胞质膜上 Cd 吸收相关的离子通道表达, 减少血液中 Cd 的浓度, 从而降低肝胰腺中 Cd 的富集速度。

此外, 三疣梭子蟹肝胰腺对 Cd 的 BCF 与 Cd 的暴露浓度呈正相关, 这可能与重金属对于金属硫蛋白的诱导效应有关。在河南华溪蟹的研究中, 发现重金属可以诱导肝胰腺中金属硫蛋白表达, 并且诱导效应与暴露浓度呈正相关, 从而导致在较高的暴露浓度下肝胰腺对重金属的 BCF 增高^[30,32]; 此外, 经过计算分析, 在河南华溪蟹的肝胰腺中, 金属硫蛋白的表达量足以将组织中富集的重金属全部结合。因此, 推测在三疣梭子蟹

肝胰腺细胞中, 金属硫蛋白的表达可能具有同样的诱导效应, 从而使得 BCF 与 Cd 的暴露浓度呈正相关。

3.2 三疣梭子蟹不同组织部位对 Cd 富集及释放的响应

当甲壳动物受到胁迫时, 肝胰腺是重金属积累的主要场所, 在毒理学研究中, 甲壳动物的肝胰腺常被用作检测的靶标器官^[33]。除此之外, 肝胰腺还是甲壳动物重要的解毒器官, 在抵抗外来有毒物质损害方面具有重要的作用^[34]。

重金属在生物体中的富集具有选择特异性。在三疣梭子蟹中, Cd 的富集主要集中在肝胰腺。这主要是因为肝胰腺组织细胞能够表达大量的金属硫蛋白, 其对于 Cd 等重金属具有很强的亲和力, 可通过络合、沉淀以形成不溶物的形式将 Cd 封闭起来, 降低血液中的 Cd 浓度, 以保证其他组织器官不受到 Cd 的毒害^[27,35-36]。又因为单个金属硫蛋白可结合多个镉离子^[24], 富集效率很高, 也导致肝胰腺中富集的 Cd 比其他组织中高。肌肉中重金属的含量较少, 可以从代谢的角度分析: 重金属进入生物体内后先经过肝、肾等器官, 以一定的方式对其毒性进行消解处理, 只有当肝、肾部位重金属过度积累, 才会加快向肌肉转移的速度^[37]; 另一方面, 由于肌肉对重金属亲和力远低于其他组织, 也导致 Cd 积累量远低于其他组织^[38]。

Silvestre 等^[39]研究了中华绒螯蟹不同组织中镉的含量, 发现其含量分布为鳃中最高, 其次为肝胰腺, 肌肉中最低。本实验结果表明, 肝胰腺对于 Cd 的富集量、生物富集速率常数 k_1 和 BCF 均远高于肌肉, 尤其是在富集量上, 肝胰腺对 Cd 的富集量可达到肌肉的几百甚至上千倍, 也充分说明肝胰腺是三疣梭子蟹 Cd 富集的主要器官之一。这与中华绒螯蟹、雪蟹(*Chionoecetes japonicus*)、灰眼雪蟹(*Chionoecetes opilio*)、普通黄道蟹(*Cancer pagurus*)以及远海梭子蟹(*Portunus pelagicus*)中 Cd 的污染特征相一致^[22-23,40]。

Cd 等重金属在肌肉和肝胰腺中的半衰期不同, 这也表明不同组织对 Cd 的释放具有一定的

差异性。在对克氏原螯虾体内 Cd 和 Pb 的释放研究中发现, 肝胰腺和鳃对该两种重金属有显著的排出, 而肌肉中不明显^[41]。张美琴等^[42]研究发现中华绒螯蟹鳃和肝胰腺中 Cd 的含量随着释放时间的增长而减少, 表现出明显的排除过程, 而肌肉中的含量基本没有变化。在本研究中, 肝胰腺中 Cd 的释放量远高于肌肉, 这与之前的研究一致。但在释放率方面, 肝胰腺小于肌肉, 原因可能是肌肉中的 Cd 含量较少, 释放较少的量也可以达到较高的释放率, 因此与之前的研究有一定的差异。

3.3 Ca^{2+} 对三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉中 Cd 的富集及释放的影响

Ca 在人和动物体内具有极为广泛的功能。细胞内的 Ca 作为细胞内第二信使, 在许多细胞过程的调节中起着重要作用。Cd 是机体非必需金属元素, 机体内没有负责其吸收转运的特定通道及载体, 只能通过竞争必需金属离子的转运载体, 如钙离子通道中的 VGCC、TRP 和 SOC 等载体蛋白进入细胞内^[43]。因此摄入 Ca 的量不仅会影响 Cd 在生物体内的吸收、积累和分布, 还会影响其毒性作用。由此, 通过摄入充足的 Ca 来减轻或防止 Cd 引起的器官组织的损害^[44], 从而降低 Cd 的毒性作用, 从理论上来讲是可行的。

目前关于 Ca 对 Cd 吸收影响的研究也多集中于离子通道竞争等方面。Cd²⁺和 Ca²⁺由于离子电荷相同, 半径相近, Cd²⁺可以经过 Ca²⁺通道被吸收, 并与 CaM 结合, 激活 Ca²⁺-ATP 酶^[45]。Cd 胁迫下, Ca 能抑制鲫对 Cd 的吸收, 是由于鱼鳃上具有 Cd 和 Ca 竞争吸收的位点^[46]。张亚利等^[47]研究发现, 当溶液中 Ca²⁺和 Cd²⁺同时存在时, Ca²⁺可显著地降低细胞对 Cd 的吸收, 从而减轻 Cd 的毒害。

本研究发现, 富集期 Ca²⁺的加入能够有效降低三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉对 Cd 的富集, 这与之前的研究一致。但实验也发现高浓度组 Ca²⁺对 Cd 富集的影响逐渐减弱, 这一结果可能是 Cd 暴露浓度超过一定量时, 螃蟹体内出现了耐受机制^[48], 也可能是 Cd 浓度超过了肝胰腺解毒和保护作用的限度^[49]。另外, 实验结果还表明, Ca²⁺对三疣梭

子蟹肝胰腺中 Cd 释放有一定的促进作用,但对肌肉中 Cd 释放效果并不明显。其原因可能也是由于细胞内 Ca^{2+} 与 Cd^{2+} 对于结合位点的竞争;也可能与海洋无脊椎动物如贻贝、虾、蟹等体内的三级溶酶体的外吐作用有关^[50],但具体的作用原理还需进一步研究。

3.4 三疣梭子蟹中 Cd 健康风险评价

本研究发现,在 Cd 暴露浓度为 1~50 $\mu\text{g/L}$ 时,肌肉中的 THQ 值均小于 1,说明食用三疣梭子蟹肌肉不会导致健康暴露风险。但肝胰腺中 THQ 值与肌肉不同,只有在 1 $\mu\text{g/L}$ 时,其 THQ 值小于 1;5 $\mu\text{g/L}$ 和 50 $\mu\text{g/L}$,肝胰腺 THQ 值均大于 1,尤其在 50 $\mu\text{g/L}$,THQ 值为 7.84,具有严重的健康暴露风险。值得注意的是,《海水水质标准》^[3] 二类要求 Cd 含量为 5 $\mu\text{g/L}$,本研究结果表明,即便符合该标准要求,长期暴露在此浓度下的三疣梭子蟹,其肝胰腺的食用也会导致很大的健康暴露风险,安全摄入量应不超过 10.75 g/d,这些研究结果也为指导三疣梭子蟹的消费和食用提供了理论依据。

4 结论

本研究表明,当实验水体中的 Cd 浓度在 1~50 $\mu\text{g/L}$ 时,三疣梭子蟹肝胰腺和肌肉中的 Cd 含量在富集期均随暴露时间的增加而显著升高,而释放期与之相反,实验还发现 Cd 在三疣梭子蟹体内富集较快,而排出速率相对较慢;肝胰腺对 Cd 的富集效果显著高于肌肉;Ca 能有效抑制三疣梭子蟹对 Cd 的吸收,从而减轻 Cd 的危害;健康暴露风险指数 THQ 值表明,食用三疣梭子蟹肌肉的健康暴露风险小于肝胰腺。

参考文献:

- [1] Peng P F, Li X L, Yang Q, et al. Distribution and evaluation of heavy metals in surface seawaters and sediments in Huangmao sea of the Pearl River estuary[J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2017, 29(4): 28-32, 64. [彭鹏飞, 李绪录, 杨琴, 等. 珠江口黄茅海表层海水和沉积物中重金属的分布及评价[J]. 环境监测管理, 2017, 29(4): 28-32, 64.]
- [2] Shi Y H, Li M Y, Li B, et al. Spatial and temporal distribution of heavy metals in the sediment of Shenzhen bay[J]. Marine Environmental Science, 2017, 36(2): 186-191, 208. [时运红, 李明远, 李波, 等. 深圳湾沉积物重金属污染时空分布特征[J]. 海洋环境科学, 2017, 36(2): 186-191, 208.]
- [3] National Environmental Protection Agency, State Oceanic Administration. National Standard of the People's Republic of China: Sea water quality standard, GB 3097-1997[S]. Beijing: Standards Press of China, 1998. [国家环境保护局, 国家海洋局. 中华人民共和国国家标准: 海水水质标准 GB 3097-1997[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998.]
- [4] Sun L L, Song J M, Yu Y, et al. Preliminary assessment on heavy metal levels and food risk in 14 economic organisms of the Rongcheng bay[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2018, 49(1): 52-61. [孙玲玲, 宋金明, 于颖, 等. 荣成湾 14 种海洋经济生物体内的重金属水平与食用风险初步评价[J]. 海洋与湖沼, 2018, 49(1): 52-61.]
- [5] Rastegar S O, Mousavi S M, Shojasodati S A. Cr and Ni recovery during bioleaching of dewatered metal-plating sludge using *Acidithiobacillus ferrooxidans*[J]. Bioresource Technology, 2014, 167: 61-68.
- [6] Ekino S, Susa M R, Ninomiya T, et al. Minamata disease revisited: An update on the acute and chronic manifestations of methyl mercury poisoning[J]. Journal of the Neurological Sciences, 2007, 262(1-2): 131-144.
- [7] Mukherjee A, Sengupta M K, Hossain M A, et al. Arsenic contamination in groundwater: A global perspective with emphasis on the Asian scenario[J]. Journal of Health Population and Nutrition, 2006, 24(2): 142-163.
- [8] Nawrot T S, Staessen J A, Roels H A, et al. Cadmium exposure in the population: From health risks to strategies of prevention[J]. BioMetals, 2010, 23(5): 769-782.
- [9] Tang Y J, Zhong C, Chen M W, et al. Study on heavy metals and edibility safety in the economic shellfish along the coast of Hailing Island[J]. China Journal Modern Science and Technology, 2004, 4(3): 8-10. [唐以杰, 钟诚, 陈明旺, 等. 海陵岛沿岸经济贝类体内重金属含量及食用安全分析[J]. 中国现代医药科技, 2004, 4(3): 8-10.]
- [10] Liu Q, Guo Y M, Zhong Z, et al. The study of three kinds of trace metal elements enrichment in different tissues of *Procambarus clarkii*[J]. Journal of Zhejiang Ocean University (Natural Science), 2012, 31(3): 219-222. [刘琴, 郭远明, 钟志, 等. 克氏原螯虾不同组织微量元素富集能力研究[J]. 浙江海洋学院学报(自然科学版), 2012, 31(3): 219-222.]
- [11] Bi S C, Yu H J, Cai Y Q, et al. Assessment on cadmium pollution of aquatic products in shanghai's market[J]. Environmental Science & Technology, 2009, 32(4): 181-185. [毕士川, 于慧娟, 蔡友琼, 等. 重金属 Cd 在不同水产品中的含

- 量及污染状况评价[J]. 环境科学与技术, 2009, 32(4): 181-185.]
- [12] Xu G P, Jiang M, Li L, et al. Kinetics of benzo[a]Pyrene bioconcentration in *Portunus trituberculatus*[J]. Marine Fisheries, 2014, 36(4): 357-363. [许高鹏, 蒋玫, 李磊, 等. 三疣梭子蟹体内苯并[a]芘的富集动力学[J]. 海洋渔业, 2014, 36(4): 357-363.]
- [13] Cui Z G, Yuan X Z, Cui Y, et al. Study on the accumulation and elimination of Pb and Cd in *Patinopecten yessoensis*[J]. Progress in Fishery Sciences, 2015, 36(3): 116-124. [崔正国, 苑旭洲, 崔毅, 等. 虾夷扇贝(*Patinopecten yessoensis*)对铅和镉的生物富集与释放规律[J]. 渔业科学进展, 2015, 36(3): 116-124.]
- [14] General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. National Standard of the People's Republic of China: The specification for marine monitoring—Part 4: Seawater analysis, GB 17378.4-2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2007. [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 中华人民共和国国家标准: 海洋监测规范第4部分: 海水分析 GB 17378.4-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.]
- [15] USEPA. Risk-based concentration table[R]. Philadelphia: United States Environmental Protection Agency, 2011.
- [16] Zhang X L, Wang J J, An C H, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in cultured fish species along the Yellow River in Zhengzhou[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2018, 27(2): 350-355. [张小磊, 王晶晶, 安春华, 等. 郑州沿黄地区养殖鱼类中重金属污染与健康风险评估[J]. 生态环境学报, 2018, 27(2): 350-355.]
- [17] Disease Prevention and Control Bureau of National Health and Family Planning Commission of PRC. Report on Chinese Resident's Chronic Disease and Nutrition[M]. Beijing: People's Medical Publishing House, 2015: 13. [国家卫生和计划生育委员会疾病预防控制局. 中国居民营养与慢性病状况报告[M]. 北京: 人民卫生出版社, 2015: 13.]
- [18] Qin D L, Jiang H F, Huang X L, et al. The levels of 18 trace elements and health risk assessment in rice-crab (*Eriocheir sinensis*) from northeast China[J]. Journal of Agricultural Resources and Environment, 2019, 36(2): 245-252. [覃东立, 姜海峰, 黄晓丽, 等. 东北稻蟹中18种微量元素含量及健康风险评估[J]. 农业资源与环境学报, 2019, 36(2): 245-252.]
- [19] Clason B, Duquesne S, Liess M, et al. Bioaccumulation of trace metals in the Antarctic amphipod *Paramoera walkeri* (Stebbing, 1906): Comparison of two-compartment and hyperbolic toxicokinetic models[J]. Aquatic Toxicology, 2003, 65(2): 117-140.
- [20] Martins R J E, Freitas O M M, Vilar V J P, et al. Accumulation and release of Pb(II) in aqueous solution by aquatic mosses (*Fontinalis antipyretica*)[J]. International Journal of Environment and Waste Management, 2012, 9(3/4): 270-283.
- [21] Yuan X Z, Cui Y, Chen B J, et al. Kinetic study on the bioconcentration of six heavy metals in *Ruditapes philippinarum*[J]. Progress in Fishery Sciences, 2012, 33(4): 49-56. [苑旭洲, 崔毅, 陈碧鹃, 等. 菲律宾蛤仔对6种重金属的生物富集动力学[J]. 渔业科学进展, 2012, 33(4): 49-56.]
- [22] Lu Y L. Study on the characteristics of Pb and Cd accumulation and release of *Litopenaeus vannamei* in water and feed [D]. Nanjing: Nanjing Normal University, 2016. [卢元玲. 凡纳滨对虾对水体和饲料中Pb、Cd富集及释放的特性研究[D]. 南京: 南京师范大学, 2016.]
- [23] Wu H, Li Y J, Lang X P, et al. Bioaccumulation, morphological changes, and induction of metallothionein gene expression in the digestive system of the freshwater crab *Sinopotamon henanense* after exposure to cadmium[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(15): 11585-11594.
- [24] Yılmaz A B, Yılmaz L. Influences of sex and seasons on levels of heavy metals in tissues of green tiger shrimp (*Penaeus semisulcatus* de Hann, 1844)[J]. Food Chemistry, 2007, 101(4): 1664-1669.
- [25] Ahearn G A, Mandal P K, Mandal A. Mechanisms of heavy-metal sequestration and detoxification in crustaceans: A review[J]. Journal of Comparative Physiology B, 2004, 174(6): 439-452.
- [26] Grosell M, Wood C M. Copper uptake across rainbow trout gills: Mechanism of apical entry[J]. Journal of Experimental Biology, 2002, 205(8): 1179-1188.
- [27] Bury N R, Walker P A, Glover C N. Nutritive metal uptake in teleost fish[J]. Journal of Experimental Biology, 2003, 206(1): 11-23.
- [28] Ma W L, Wang L, He Y J, et al. Cadmium accumulation and metallothionein biosynthesis in the fresh-water crab *Sinopotamon henanense*[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(6): 1192-1197. [马文丽, 王兰, 何永吉, 等. 镉诱导华溪蟹不同组织金属硫蛋白表达及镉蓄积的研究[J]. 环境科学学报, 2008, 28(6): 1192-1197.]
- [29] Xu C J, Li C Y T, Kong A N T. Induction of phase I, II and III drug metabolism/transport by xenobiotics[J]. Archives of Pharmacal Research, 2005, 28(3): 249-268.
- [30] Wang J X, Zhang P P, Shen Q Q, et al. The effects of cad-

- mium exposure on the oxidative state and cell death in the gill of freshwater crab *Sinopotamon henanense*[J]. PLoS ONE, 2013, 8(5): e64020.
- [31] Wu H, Xuan R J, Li Y J, et al. Effects of cadmium exposure on digestive enzymes, antioxidant enzymes, and lipid peroxidation in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2013, 20(6): 4085-4092.
- [32] Vellinger C, Gismondi E, Felten V, et al. Single and combined effects of cadmium and arsenate in *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda): Understanding the links between physiological and behavioural responses[J]. Aquatic Toxicology, 2013, 140-141: 106-116.
- [33] Li Y D. Studies on toxic effects of water-borne cadmium on matured Chinese mitten-handed crab, *Eriocheir sinensis*[D]. Shanghai: East China Normal University, 2007. [李艳东. 水体镉对中华绒螯蟹(*Eriocheir sinensis*)亲体毒性作用研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2007.]
- [34] Wang L, Wang D X, Wang Q, et al. Effect of cadmium on ultrastructure of hepatopancreas cells of freshwater crab (*Sinopotamon yangtsekiense*)[J]. Acta Anatomica Sinica, 2003, 34(5): 522-526. [王兰, 王定星, 王茜, 等. 镉对长江华溪蟹肝胰腺细胞超微结构的影响[J]. 解剖学报, 2003, 34(5): 522-526.]
- [35] Barrento S, Marques A, Teixeira B, et al. Accumulation of elements (S, As, Br, Sr, Cd, Hg, Pb) in two populations of *Cancer pagurus*: Ecological implications to human consumption[J]. Food and Chemical Toxicology, 2009, 47(1): 150-156.
- [36] Karar S, Hazra S, Das S. Assessment of the heavy metal accumulation in the Blue Swimmer Crab (*Portunus pelagicus*), northern Bay of Bengal: Role of salinity[J]. Marine Pollution Bulletin, 2019, 143: 101-108.
- [37] Wang K X. Proliferation and Cultivation of Shrimps and Crabs[M]. Beijing: China Agriculture Press, 1997: 14. [王克行. 虾蟹类增殖学[M]. 北京: 中国农业出版社, 1997: 14.]
- [38] Bervoets L, Blust R. Metal concentrations in water, sediment and gudgeon (*Gobio gobio*) from a pollution gradient: Relationship with fish condition factor[J]. Environmental Pollution, 2003, 126(1): 9-19.
- [39] Silvestre F, Duchêne C, Trausch G, et al. Tissue-specific cadmium accumulation and metallothionein-like protein levels during acclimation process in the Chinese crab *Eriocheir sinensis*[J]. Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, 2005, 140(1): 39-45.
- [40] Hwang D W, Choi M, Lee I S, et al. Concentrations of trace metals in tissues of *Chionoecetes* crabs (*Chionoecetes japonicus* and *Chionoecetes opilio*) caught from the East/Japan Sea waters and potential risk assessment[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(12): 11309-11318.
- [41] Zhang Z Y, Zhang M Q, Wu Y, et al. Biological accumulation and release of Cd and Cu in *Procambarus clarkii*[J]. Food Science, 2014, 35(17): 250-254. [张振燕, 张美琴, 吴瑛, 等. 重金属 Cd 与 Cu 在克氏原螯虾体内富集与释放规律[J]. 食品科学, 2014, 35(17): 250-254.]
- [42] Zhang M Q, Chen H Q, Wu G H. In vivo absorption and release characteristics of Pb and Cd in diet in *Eriocheir sinensis*[J]. Journal of Fisheries of China, 2016, 40(9): 1431-1439. [张美琴, 陈海仟, 吴光红. 饲料中 Pb 和 Cd 在中华绒螯蟹体内的吸收与释放特性[J]. 水产学报, 2016, 40(9): 1431-1439.]
- [43] Yu Z, Zhu Y, Luo Y B. Research progress in transport channels of cadmium entry into cells[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2016, 11(4): 10-17. [于振, 朱毅, 罗云波. 机体细胞镉摄入离子转运通道研究进展[J]. 生态毒理学报, 2016, 11(4): 10-17.]
- [44] Cui Y J, Zhu Y G, Zhao Z Q. Effect of calcium content in diet on the accumulation and toxicity of cadmium in organisms[J]. Journal of Hygiene Research, 2004, 33(3): 361-364. [崔玉静, 朱永官, 赵中秋. 饮食中的 Ca 含量对 Cd 在生物体内的积累与毒性作用的影响[J]. 卫生研究, 2004, 33(3): 361-364.]
- [45] Lei L P. Antagonistic effects of water calcium on cadmium accumulation in grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*)[D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2017: 1-37. [雷留萍. 钙对草鱼镉富集的拮抗作用研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2017: 1-37.]
- [46] Rogers J T, Wood C M. Characterization of branchial lead-calcium interaction in the freshwater rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*[J]. Journal of Experimental Biology, 2004, 207(5): 813-825.
- [47] Zhang Y L, Wang J X. Advances in effects of cadmium on calcium metabolism and its associated potential mechanisms[J]. Journal of Environment and Health, 2004, 21(4): 269-271. [张亚利, 王继先. 镉对钙代谢的影响及相关机制研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2004, 21(4): 269-271.]
- [48] Dong X Y, Song C, Zhang S Y, et al. *Eriocheir sinensis*: Enrichment effect of heavy metal cadmium in different edible parts[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2019, 35(21): 141-147. [董欣悦, 宋超, 张石云, 等. 中华绒螯蟹不同可食部位对重金属镉的富集效应研究[J]. 中国农学通报, 2019, 35(21): 141-147.]
- [49] Zhang K J. Toxication of Zn^{2+} AND NH_3-N on hepatopancreas of *Penaeus orientalis*[J]. Journal of Fisheries of China,

1993, 17(1): 52-59. [张克俭. 锌和氨氮对对虾肝胰腺的毒性作用[J]. 水产学报, 1993, 17(1): 52-59.]

[50] Wang L. Uptake and depuration of heavy metals by con-

taminated oysters[D]. Xiamen: Xiamen University, 2017: 1-96. [王蕾. 受污染牡蛎对重金属的吸收和排出研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2017: 1-96.]

Accumulation specificity and corresponding control of cadmium in *Portunus trituberculatus*

ZHANG Yan¹, HAN Yaquan¹, HUANG Cuiling², CHEN Bijuan¹, LI Shanxin³

1. Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Qingdao 266071, China;
2. SGS-CSTC Standards Technical Services Co., Ltd. Qingdao Branch, Qingdao 266101, China;
3. No. 4 Oil Production Plant (Beach Development Company), PetroChina Dagang Oilfield Company, Tianjin 300280, China

Abstract: We investigated the uptake and elimination of cadmium (Cd) and explored the effects of calcium (Ca) on Cd accumulation in *Portunus trituberculatus* using a two-compartment model. The Cd exposure concentrations were 1 µg/L, 5 µg/L, and 50 µg/L, respectively. We determined the uptake rate constant (k_1), elimination rate constant (k_2), bioconcentration factor (BCF), and biological half-life ($B_{1/2}$) using the two-compartment model with non-linear curve fitting. The results showed that the BCF of Cd in hepatopancreas tissue was significantly higher than that in muscle tissue. Both BCF and k_1 in hepatopancreas tissues increased with the increase of Cd concentration in water, and the BCF of Cd in hepatopancreas tissue was 12.16, 112.77 and 260.11, respectively. The uptake rate constant (k_1) and elimination rate constant (k_2) in muscle tissue increased with the increase of Cd concentration in water, while the BCF of Cd in muscle tissue from the low to high concentration group was 1.85, 2.45, and 1.97, respectively. The target hazard quotient (THQ) was used to assess the possible health risks to the hepatopancreas and muscle of *P. trituberculatus*. The results showed that THQs differed in these two tissues; when the exposure concentrations were between 1 µg/L and 50 µg/L, the THQs of Cd in muscles were less than 1; however, the THQs of the hepatopancreas were >1 except at 1 µg/L. The results indicated that Cd accumulation in *P. trituberculatus* muscle posed no significant health risk, but there were serious health risks associated with Cd accumulation in the hepatopancreas unless the Cd exposure concentrations were <1 µg/L. In addition, Ca can decrease the accumulation of Cd in the hepatopancreas and muscle of *P. trituberculatus*, and promote the elimination of Cd from the hepatopancreas. Our findings help to improve the understanding of the control technology and consumption of *P. trituberculatus*.

Key words: *Portunus trituberculatus*; two-compartment model; Cd; bioconcentration; pollution prevention and control

Corresponding author: CHEN Bijuan. E-mail: chenbj@ysfri.ac.cn