

卫丹秋,黄涛涛,殷娇娇,等. 镉水相暴露 in 鲫体内的累积分布及水流流速对镉的清除效果[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(5): 206-214.
DOI: 10.13300/j.cnki.hnlkxb.2022.05.025

镉水相暴露在鲫体内的累积分布及 水流流速对镉的清除效果

卫丹秋¹, 黄涛涛¹, 殷娇娇¹, 张学振^{1,2}

1. 华中农业大学水产学院/长江经济带大宗水生生物产业绿色发展教育部工程研究中心, 武汉 430070;
2. 环境食品学教育部重点实验室, 武汉 430070

摘要 为了解重金属镉在鱼体内的累积情况, 给鱼体内重金属镉富集问题提供经济、安全、快速的解决方法, 以我国常见养殖鱼类鲫(*Carassius auratus*)为试验对象, 确定镉对鲫的安全浓度后将鲫暴露在含有不同浓度镉的水体中 14 d, 使用电感耦合等离子体质谱仪对重金属污染物镉在鱼体各组织内的累积和分布情况进行检测, 之后将鲫转移至不同流速的清水中 14 d, 比较不同水流流速对鱼体中镉的清除效果, 同时分别在暴露试验和清除试验后对鲫可食用部位进行非致癌膳食风险评估。结果显示: 镉对鲫 96 h 的安全质量浓度为 1.528 mg/L; 镉在鲫鱼头和肝脏中累积较多, 肌肉中较少, 镉富集程度与水环境中镉浓度和镉暴露时间呈正相关; 鲫肌肉、胆中的镉排出较快, 而肝脏、肾脏中的镉排出较慢, 在水流流速为 0.1~0.2 m/s 时的清除效果最佳; 水体镉暴露 14 d 后鲫鱼头、肌肉存在潜在的非致癌食用风险, 流水清除 14 d 后肌肉可达到食用标准, 但鱼头仍具有食用风险。综上所述, 鲫各组织器官对镉的累积能力及清除能力具有显著性差异, 适宜的水流流速有利于鲫体内镉的排出, 对于镉污染后的鲫需进行重金属的清除后才可食用。

关键词 鲫; 镉; 累积; 清除; 水流流速; 食用风险

中图分类号 X503.225 **文献标识码** A **文章编号** 1000-2421(2022)05-0206-09

重金属元素包括必需金属和非必需金属, 其中镉、铅、汞等非必需金属在低浓度时也具有较强的毒性, 是对水生态系统和人类危害最大的污染源之一^[1]。镉是一类非典型的过渡重金属, 它的各种形式如氧化镉、碳化镉、硫酸镉等均可对环境造成不同程度的污染^[2]。

水环境中的镉可通过生物富集和生物放大作用在鱼体内不断累积^[2], 鱼类吸收镉主要通过鳃与水体内的镉直接接触, 鳃中的氯细胞会吸收镉离子, 而后由于鳃具有巨大的表面积以及鳃部血液障碍较弱, 使得镉能够通过血液循环作用转移至体内各个组织中^[3]; 或通过摄食作用在胃肠道内吸收^[4-5]。另一方面, 鱼类也会通过自身的净化作用, 例如排泄、分泌等途径向水环境中释放镉, 使鱼体内镉的累积和清除始终处于相对平衡的状态, 从而维持内环境的稳定^[6]。适宜的水流刺激可提高鱼类的代谢速率、免疫

力、生长速度、摄食率等^[7-8], 但关于流水对鱼体内重金属清除的研究较少。笔者选取我国常见的养殖鱼类鲫(*Carassius auratus*)为研究对象, 通过暴露试验研究镉在鲫体内的累积分布规律, 并研究不同水流流速对鲫体内镉的清除效果, 同时对鲫可食用部分进行膳食非致癌风险评估, 以期为了解重金属镉在鱼体内的累积情况提供理论依据, 给鱼体内重金属镉富集的问题提供经济、安全、快速的解决方案。

1 材料与方法

1.1 试验鱼及试验设计

本研究所用鲫购自湖北省武汉市白沙洲水产市场, 在华中农业大学水产学院实验室的 500 L 聚乙烯塑料桶中暂养 14 d, 使其适应实验室养殖环境: 水温 (21.2±1.0) °C、溶解氧 >6.0 mg/L、pH (7.1±0.2), 暂养期间对试验鱼投喂商业饲料(鲫、暂养水体、商

收稿日期: 2022-05-11

基金项目: 中央高校基本科研业务费专项(2662021SPPY001)

卫丹秋, E-mail: 1294750159@qq.com

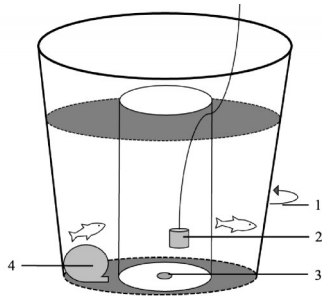
通信作者: 张学振, E-mail: xuezhen@mail.hzau.edu.cn

业饲料中均不含镉)。暂养完成后从中选取180尾体质量(150.0±5.0)g、体长(20.0±1.5)cm规格相近的鲫,随机转移至18个养殖缸中,每组3个平行,每缸10尾鱼。参照文献[9],设置镉暴露6个质量浓度(0.000、1.000、2.800、7.840、21.952、61.465 mg/L),分别在24、48、72、96 h记录试验鱼的死亡个体数,以确定镉对鲫的半致死浓度及安全浓度。

取经驯养的体质量为(150.0±5.0)g的鲫240尾随机分为4组,分别暴露于镉质量浓度0.000、0.764、1.528、3.054 mg/L的水体中,每组3个平行,每缸20尾鱼,在镉暴露0、4、7、14 d时取样研究镉在鲫各组织中的累积分布规律。同时将另240尾鲫放置于镉质量浓度为1.528 mg/L的水体中暴露96 h后,转移至不同流速(0.0、0.1、0.2、0.4 m/s)的无镉清水中继续养殖,每组3个平行,每缸20尾鱼,在流水清除1、4、7、14 d时取样并测定各组织中镉含量,研究不同水流流速对于鲫体内镉的清除效果。

1.2 仪器设备

本试验所用流水装置为自行设计的环形循环水流装置,如图1所示。



1. 水流方向; 2. 增氧气泡石; 3. 集污器; 4. 潜水泵。1. Water flow direction; 2. Oxygen device; 3. Waste collecting device; 4. Submerged pump.

图1 环形循环水流装置

Fig.1 Circulating water device

1.3 水体及鲫组织中镉浓度测定

1) 水体中镉浓度测定。使用滴管直接吸取适量水样于15 mL塑料离心管中,摇匀,采用美国珀金埃尔默公司的电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)测定。

2) 组织中镉浓度测定。将鲫放入含MS-222(100 mg/L)的水中进行麻醉,使用手术剪从鲫的泄殖孔插入并剪至下颌处,打开体腔,分离肝、肾、肠、胆,去除皮肤后取背部、腹部肌肉,剪取头部两侧鳃丝,以及去除鳃后的整体头部。取上述各组织适量于15 mL塑料离心管中,加入适量硝酸浸泡12 h,待样本完全溶解后转入石英管,加入1.0 mL硝酸,将其放入石墨消解仪,经低温消解至溶液清亮,取出冷却

后加入三蒸水,定容至10 mL摇匀,静置过夜后采用ICP-MS进行测定。

1.4 镉96 h的LC₅₀及安全浓度测定

参考文献[10],计算平均死亡率和试验浓度对数,采用GraphPad Prism 8软件的log(agonist) vs. normalized response-variable slope分析方法进行回归分析,最终求出96 h半致死浓度(LC₅₀)以及95%置信区间。安全浓度的计算公式如下:

$$\text{安全浓度} = \text{LC}_{50} \times 0.1 \quad (1)$$

1.5 镉的生物累积系数和清除率

生物累积系数(bioaccumulation factor, BAF)通常用于指示重金属在鱼体内的累积情况^[11],计算公式如下:

$$\text{BAF} = \frac{C_t - C_{\text{con}}}{C_{\text{water}}} \quad (2)$$

其中, C_t 为时间 t 时对应的组织中重金属含量, mg/kg; C_{con} 为对照组组织中的重金属含量, mg/kg; C_{water} 为暴露溶液中的重金属含量, mg/kg。

清除率(depuration rate, K)表示为清除一段时间后的重金属含量相对于暴露试验后的重金属浓度减少的百分比,计算公式如下:

$$K = \frac{C_{\text{exp}} - C_{\text{dep}}}{C_{\text{exp}}} \times 100\% \quad (3)$$

其中, C_{exp} 为暴露后组织中重金属含量, mg/kg; C_{dep} 为清除后组织中重金属含量, mg/kg。

1.6 可食用部分风险评估

目标风险系数(target hazard quotient, THQ)被用于评估重金属对鱼类的非致癌健康风险。当 $\text{THQ} \geq 1$ 时,认为该重金属对人体存在潜在的非致癌风险^[12-13],计算公式如下:

$$\text{THQ} = \frac{F \times C}{R \times B} \quad (4)$$

其中, F (food ingestion rate) 为鱼肉日均摄入量,根据2016年中国居民膳食指南,我国居民人均每天水产品摄入量为40~75 g,取平均值57.5 g/d^[14]; C 为鱼肉中所测重金属的含量, mg/kg; R (oral reference dose) 为重金属的参考剂量, mg/(kg·d), Cd的 R 值为0.001^[15]; B (body weight) 为人体质量, kg (成人按60 kg, 儿童按30 kg计算)。

1.7 数据分析

采用Excel 2019、SPSS 26.0软件进行数据的整理及分析,统计数据均以“平均值±标准差”(Mean±SD, $n=3$)表示,采用单因素方差分析(One-way Anova analysis)及最小显著差数法(least significant differ-

ence, LSD)多重比较对数据进行差异显著性检验,以 $P < 0.05$ 作为显著性差异标准。

2 结果与分析

2.1 镉 96 h 的 LC_{50} 及安全浓度

随着镉暴露浓度的升高,鲫呈现出紧张不安,剧

烈游泳,上下窜动,甚至撞击桶壁等行为。鲫在高浓度组暴露数小时后丧失游泳能力,体表出现白色絮状物,鳃处有大量黏液,鳃丝粘连且呈暗红色,肌肉失去弹性,解剖后发现其肝脏颜色变深。试验期间记录其死亡数并计算平均死亡率、 LC_{50} 及安全质量浓度 (表1、图2),计算得安全质量浓度为 1.528 mg/L。

表1 镉对鲫暴露 24、48、72、96 h 的安全浓度

Table 1 The safe concentration of cadmium for crucian carp at 24, 48, 72 and 96 h

暴露时间/h Exposure time	R^2	半致死质量浓度/(mg/L) LC_{50}	95% 置信区间 95% confidence interval	安全质量浓度/(mg/L) Safe concentration
24	0.709 9	104.200	40.720~167.700	10.420
48	0.918 5	55.140	42.910~70.870	5.514
72	0.947 1	28.940	24.070~34.780	2.894
96	0.970 4	15.280	13.840~19.120	1.528

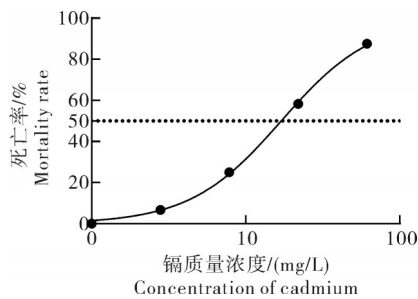


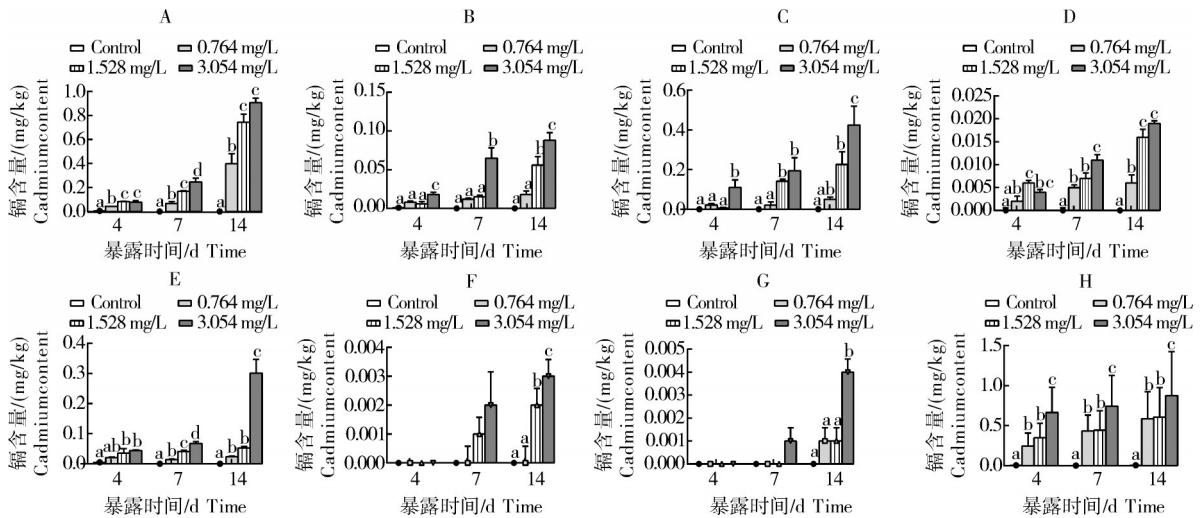
图2 急性镉暴露下鲫的死亡率

Fig.2 Mortality of crucian carp of acute cadmium exposure

2.2 暴露试验后鲫各组织中镉浓度

在含不同质量浓度 (0.000、0.764、1.528、3.054

mg/L) 镉的水体中暴露 4、7、14 d 后,鲫各组织 (肝、肾、鳃、肠、胆、背肌、腹肌、鱼头) 中镉含量如图 3 所示。在暴露 4 d 时, 1.528 mg/L 处理组中, 鲫肝、胆、鳃、鱼头组织中镉浓度显著高于对照组; 3.054 mg/L 组中除了背肌和腹肌, 其他组织中镉含量均显著增加。暴露 7 d 后, 除肾、背肌、腹肌外, 其余组织中镉含量在 1.528 mg/L 组和 3.054 mg/L 组均显著升高。暴露 14 d 后, 0.764 mg/L 组的鲫肝、胆、鳃和鱼头与 1.528 mg/L 组的鲫肝、肾、肠、胆、鳃、背肌和鱼头以及 3.054 mg/L 组的所有组织的镉含量与对照组相比均显著升高。



A: 肝 Liver; B: 肾 Kidney; C: 肠 Intestine; D: 胆 Gallbladder; E: 鳃 Gill; F: 背肌 Dorsal muscle; G: 腹肌 Ventral muscle; H: 鱼头 Fish head. 柱上不同字母表示同一组织的镉含量在不同暴露时间下存在显著性差异。Different letters on the column indicate significant differences in cadmium content of the same tissue at different exposure times.

图3 不同质量浓度镉暴露下鲫各组织中的镉累积含量

Fig.3 The cumulative content of cadmium in various tissues of crucian carp exposed to different cadmium mass concentrations

不同暴露时间及不同暴露浓度下鲫对镉的生物累积系数如表2所示。暴露4 d后,镉主要富集在鱼头、肝、鳃、肠等组织中;暴露7 d后,镉的主要富集部位为鱼头、肝、鳃等组织,并随着暴露时间的延长,不同组织间的累积系数相差较大;暴露14 d后,镉仍是主要富集在鱼头、肝、肠、肾等组织中。

表2 镉暴露4、7、14 d时鲫各组织中镉的生物累积系数

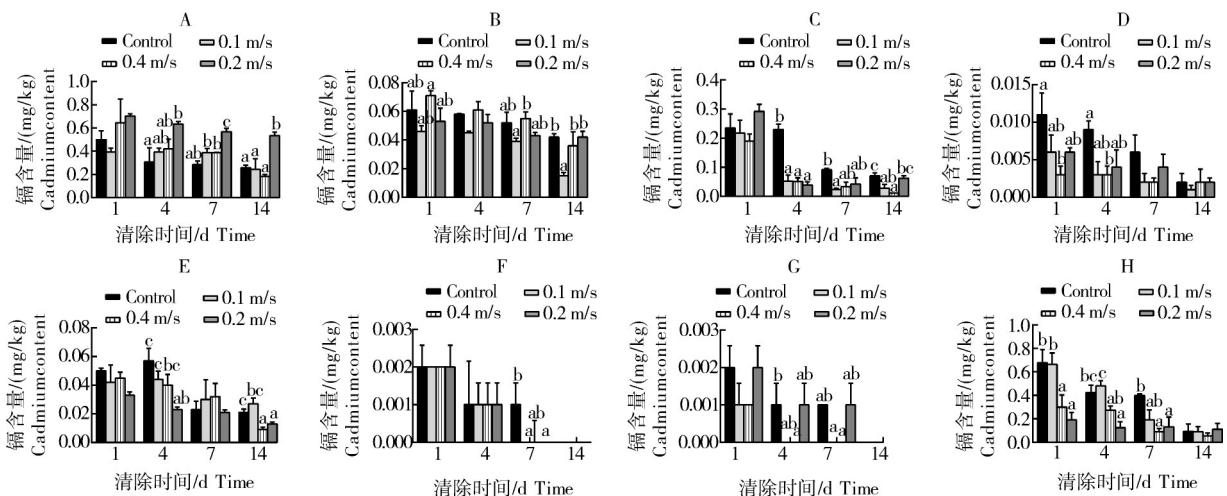
Table 2 Bioaccumulation factors in tissues of crucian carp at 4, 7, 14 days of cadmium exposure

组织 Tissues	0.764 mg/L			1.528 mg/L			3.054 mg/L		
	4 d	7 d	14 d	4 d	7 d	14 d	4 d	7 d	14 d
肝 Liver	0.073±0.006	0.130±0.051	0.776±0.278	0.080±0.007	0.172±0.009	0.757±0.114	0.032±0.010	0.110±0.025	0.505±0.029
肾 Kidney	0.015±0.007	0.023±0.004	0.036±0.015	0.006±0.006	0.015±0.004	0.057±0.019	0.008±0.002	0.029±0.010	0.039±0.008
肠 Intestine	0.048±0.025	0.014±0.010	0.214±0.323	0.031±0.026	0.142±0.015	0.198±0.114	0.013±0.009	0.101±0.050	0.190±0.073
鳃 Gill	0.033±0.004	0.027±0.007	0.047±0.005	0.031±0.028	0.041±0.006	0.054±0.009	0.018±0.002	0.030±0.005	0.135±0.035
胆 Gallbladder	0.003±0.005	0.009±0.003	0.011±0.006	0.006±0.001	0.006±0.002	0.016±0.003	0.002±0.000	0.005±0.001	0.008±0.001
背肌 Dorsal muscle	0.000±0.000	0.001±0.001	0.001±0.001	0.000±0.000	0.001±0.001	0.002±0.001	0.000±0.000	0.001±0.001	0.001±0.000
腹肌 Ventral muscle	0.000±0.000	0.000±0.000	0.001±0.001	0.000±0.000	0.000±0.000	0.001±0.001	0.000±0.000	0.000±0.000	0.002±0.000
鱼头 Fish head	0.543±0.159	0.669±0.244	1.127±0.110	0.319±0.035	0.430±0.018	0.649±0.120	0.245±0.045	0.298±0.031	0.426±0.050

2.3 清除试验后各组织中镉浓度

在不同流速(0.0、0.1、0.2、0.4 m/s)的水体中进行清除试验1、4、7、14 d后,鲫各组织(肝、肾、鳃、肠、胆、血清、背肌、腹肌、鱼头)中镉含量如图4所示,各个清除阶段的清除率如表3所示。流水清除1 d后,除肾、胆、鱼头外,其余组织中的镉含量与对照组相比均无显著性差异。清除4 d后,不同流速下肠、胆、

鳃、鱼头组织中的镉含量显著低于对照组,而肝和腹肌中的镉含量却有不同程度的增加。清除7 d后鲫胆和鳃中镉含量在不同流速条件下与对照组相比均无显著性差异。清除14 d后在肌肉组织中已检测不出镉含量,而在肝脏中,0.4 m/s组中镉含量却显著高于对照组。



A: 肝 Liver; B: 肾 Kidney; C: 肠 Intestine; D: 胆 Gallbladder; E: 鳃 Gill; F: 背肌 Dorsal muscle; G: 腹肌 Ventral muscle; H: 鱼头 Fish head. 柱上不同字母表示同一组织的镉含量在不同水流流速清除后存在显著性差异。Different letters on the column indicate that the cadmium content of the same tissue differs significantly after removal at different water flow rates.

图4 不同流速流水清除后鲫各组织中镉含量

Fig.4 The content of cadmium in various tissues of crucian carp after removal at different flow rates

表3 鲫鱼组织在不同水流流速作用1、4、7、14 d后辐的清除率
Table 3 The scavenging rate of cadmium in various tissues of crucian carp at different water velocities after 1, 4, 7, 14 days

组织 Tissues	0.0 m/s				0.1 m/s				0.2 m/s				0.4 m/s				%
	1 d	4 d	7 d	14 d	1 d	4 d	7 d	14 d	1 d	4 d	7 d	14 d	1 d	4 d	7 d	14 d	
肝 Liver	33.28± 17.81	58.83± 28.60a	61.83± 7.34a	65.54± 5.40a	47.30± 7.76	47.09± 7.22ab	48.14± 8.71a	67.34± 21.64a	22.89± 39.65	43.62± 19.03ab	47.97± 0.29a	75.52± 4.13a	5.82± 4.48	15.08± 5.32b	23.93± 7.27b	28.34± 6.95b	
肾 Kidney	11.48± 19.89	0.00± 0.00	13.52± 11.81ab	24.65± 7.24b	18.26± 13.12	3.98± 3.98	30.31± 6.90a	72.57± 7.57a	0.00± 0.00	3.85±6.67	6.50± 6.28b	34.67± 29.90b	14.34± 14.84	10.32± 11.82	22.79± 6.39ab	25.13± 12.90b	
肠 Intestine	12.01± 20.81	4.68± 8.11b	59.86± 3.45b	69.20± 8.20c	15.21± 16.65	76.89± 15.74a	90.04± 3.85a	87.50± 10.29b	16.05± 18.38	77.38± 9.71a	85.41± 12.58ab	95.35± 0.51a	0.00± 0.00	88.05± 13.07a	81.57± 16.20ab	72.50± 6.83bc	
鳃 Gill	5.71± 4.96	5.79± 10.04b	57.73± 19.37	61.10± 8.18b	24.84± 34.96	18.30± 16.42b	43.00± 44.98	49.30± 13.87b	15.28± 12.53	26.32± 22.80b	39.64± 30.43	83.17± 5.28a	37.86± 7.63	56.99± 5.83a	59.73± 5.30	76.44± 4.45a	
胆 Gallbladder	32.36± 29.36	61.65± 35.98	64.41± 26.84	86.19± 11.32	65.08± 27.93	78.21± 16.05	86.11± 10.08	96.17± 6.63	81.63± 12.00	82.36± 10.69	84.48± 9.04	86.43± 18.54	61.36± 8.94	75.05± 27.89	76.46± 18.97	86.65± 6.27	
背肌 Dorsal muscle	23.14± 33.25	66.67± 57.74	62.19± 35.05	96.58± 5.93	13.13± 9.91	66.86± 28.84	100.00± 0.00	100.00± 0.00	14.03± 9.38	71.39± 27.36	81.09± 32.75	96.96± 5.26	15.71± 27.20	66.67± 57.74	78.70± 23.93	93.80± 10.75	
腹肌 Ventral muscle	1.57± 2.71	45.45± 50.62	37.23± 14.79	100.00± 0.00	35.73± 55.77	74.39± 44.35	100.00± 0.00	100.00± 0.00	1.03± 1.79	100.00± 0.00	100.00± 0.00	100.00± 0.00	33.33± 57.74	39.63± 53.13	48.62± 50.06	100.00± 0.00	
鱼头 Fish head	8.33± 14.43c	33.59± 17.02b	37.88± 4.40b	85.36± 16.99	7.36± 9.50c	24.67± 11.88b	70.03± 23.12a	86.00± 11.95	53.21± 28.22bc	57.07± 9.25ab	85.98± 7.57a	91.68± 7.13	70.13± 16.74a	80.57± 13.50a	79.61± 22.76a	82.82± 13.56	

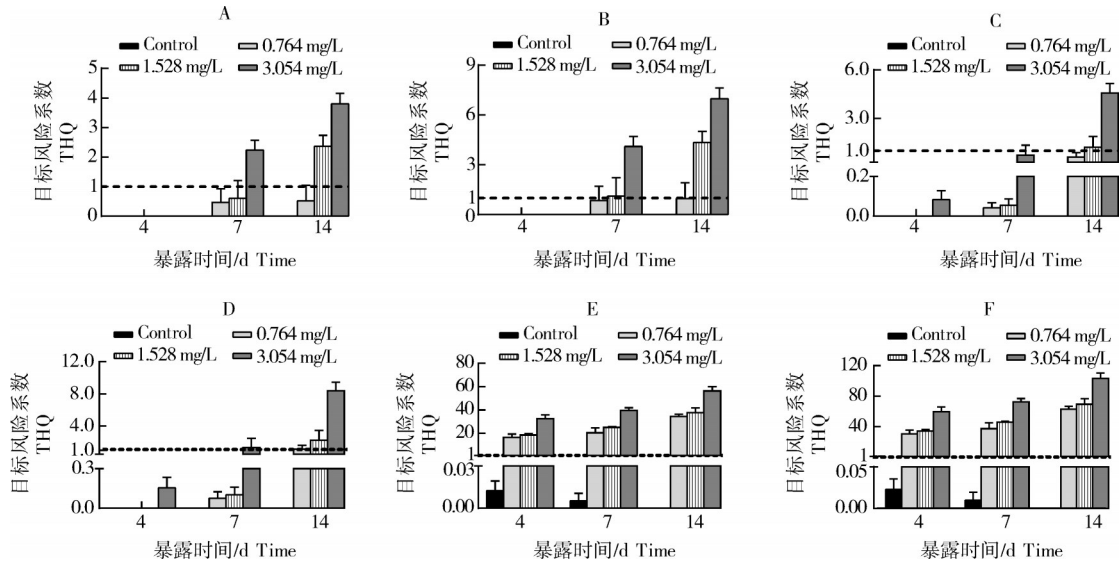
注:表中同行数据不同字母表示同一清除时间不同流速间有显著性差异($P<0.05$)。Note: Different letters indicate significant differences between different water velocities of the same day ($P<0.05$).

2.4 可食用部分风险评估

在含不同质量浓度镉的水体中暴露14 d后,将可食用部分(背肌、腹肌、鱼头)进行风险评估,根据体质量及鱼肉摄入量的不同分为成人组和儿童组,结果如图5所示。在刚开始暴露4 d时,鱼头中已存在食用风险,随着暴露时间的增长,背肌、腹肌、鱼头的食用风险也逐步上升,且儿童的THQ均大于成人,表明儿童食用镉污染的鲫可能存在更大

风险。

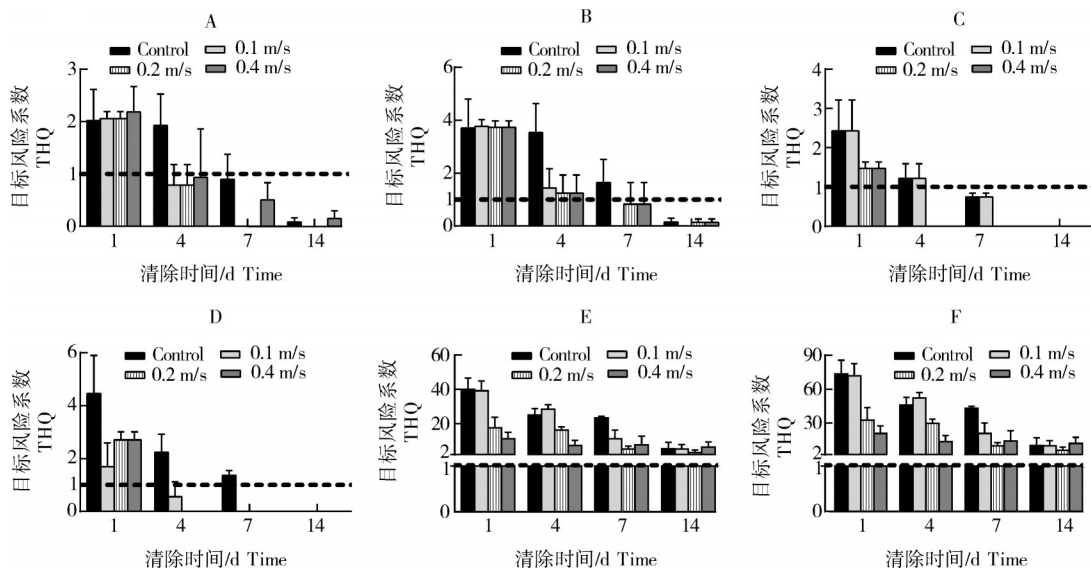
在不同流速的水体中清除14 d后,鲫可食用部分的风险评估结果如图6所示。清除达到第4天时,对于成人而言,鲫背肌、腹肌中的THQ<1,达到了食用标准;对于儿童而言,鲫背肌、腹肌则是在清除7 d后达到食用标准。相比于肌肉组织,鱼头组织在流水清除14 d后THQ仍大于1,依然存在较大食用风险。



A:成人 Adult; B:儿童 Children; C:成人 Adult; D:儿童 Children; E:成人 Adult; F:儿童 Children.

图5 镉暴露后鲫背肌(A、B)、腹肌(C、D)和鱼头(E、F)目标风险系数

Fig.5 The target hazard quotient for crucian carp dorsal muscle(A, B), ventral muscle(C, D), and fish head(E, F) after cadmium exposure



A:成人 Adult; B:儿童 Children; C:成人 Adult; D:儿童 Children; E:成人 Adult; F:儿童 Children.

图6 流水清除后鲫背肌(A、B)、腹肌(C、D)和鱼头(E、F)目标风险系数

Fig.6 The target hazard quotient for crucian carp dorsal muscle(A, B), ventral muscle(C, D), and fish head(E, F) after water clearance

3 讨论

3.1 镉在鲫体内的累积规律

鱼类吸收镉或通过鳃与水体中的镉直接接触^[3], 或通过摄食吸收^[4]。在短时间内, 影响鱼体内镉富集主要因素是水体中的镉浓度, 随着暴露时间的增长, 鱼体内镉含量也随之增加, 表现出明显的时间效应, 且镉在鱼体内的生物蓄积具有组织特异性^[16]。在本试验中, 镉在鲫头部、肝、肠、鳃和肾组织中大量富集, 其含量远大于背肌与腹肌, 表明肌肉的重金属累积能力较弱, 其原因可能是由于肌肉的血液循环以及新陈代谢活性低于其他组织^[17]。其中鱼头和肝脏组织中镉累积量最高, 肝脏是合成各种蛋白质和与重金属有高亲和力分子的主要场所, 同时也是重要的解毒器官^[18], 因此重金属镉极易在肝脏中富集^[19-20]。重金属在鱼体头部累积较高在其他研究中也有报道, 例如鲫在含重金属铬水体中暴露后, 铬离子在头部累积最多^[21], 但鱼头中重金属累积量较高的原因尚不可知, 需要做进一步的研究。其他内脏器官, 如肠和肾对镉的富集能力也较强, 鱼体内重金属蓄积的主要途径之一是通过食物摄入^[22], 因此主要的消化吸收器官肠道会不断地累积重金属镉, 随后镉从肠道运输到血液, 在血液中与红细胞、血浆金属硫蛋白和白蛋白结合^[22], 通过血液循环作用, 重新分布到鱼体的其他组织中, 例如排泄器官肾脏等。

镉作为一种毒性重金属, 对人体的肝脏、肾脏等都有严重的危害作用^[23], 而人体内90%的镉来源于食物^[24], 鱼类作为人类重要的蛋白来源, 摄入受污染鱼类势必会危及人体健康。本研究对鲫可食用部位(鱼头、背肌、腹肌)进行风险评估, 结果显示, 鱼头部位的镉含量严重超出标准限值, 且THQ值远大于1, 具有较高的潜在食用风险; 背肌、腹肌组织中的镉含量虽在标准限值之内, 但高质量浓度镉暴露组(3.054 mg/L)在暴露14 d后的风险系数仍大于1, 同样存在潜在食用风险, 且相较于成人, 儿童具有更大的食用风险。本试验只对镉污染后的鲫可食用部分做了非致癌风险评估, 致癌风险评估需在之后作进一步的分析。

3.2 不同流速流水对鲫体内镉的清除效果

鱼类通过自身排出重金属的途径主要有排泄、胆汁分泌、体表黏液分泌、解毒机制及其他生理过程。一般来说, 鱼体内镉的累积和清除始终处于相对平衡的状态^[25-26], 当吸收速率高于清除速率时, 镉的净累积量增加, 反之则镉的净累积量减少^[27]。在

本试验中, 镉在鲫肝、肾组织中排出较慢, 清除率远低于其他组织, 类似的结果也出现在其他的研究中^[28-29], 例如将受到镉污染的日本鳗放入干净清水中, 净化14 d后并未消除肝脏、肾脏组织中积累的镉^[30], 其可能的原因是净化期间镉在鱼体内组织间进行了重新分配, 重金属离子与含半胱氨酸残基的蛋白(金属硫蛋白)上的巯基结合, 形成螯合物, 优先蓄积到肝脏和肾脏中^[31], 此外, 鱼类通过各种结合作用易化镉的跨膜转运, 与组织间结合力较弱会被迅速排放, 反之则排放较慢^[29], 鲫肝脏和肾脏中的配体结合能力较强也可能是镉清除较慢的原因之一。镉在鲫的其他组织中的含量, 如肠、胆、鳃、肌肉、鱼头中相较于对照组而言有显著的降低, 说明在流水的作用下镉的清除效果明显。

鱼类在较低流速下可利用的溶氧水平较低^[32], 而较高的流速则会对鱼类造成应激。有研究表明, 适宜的水流刺激可提高鱼类的生长速度、摄食率和免疫力^[33-35]。本试验中, 在清除14 d后, 肠、鳃、鱼头中镉的清除率都在水流流速为0.2 m/s时达到最大, 分别为95.35%、83.17%、91.68%; 背肌与腹肌中镉的清除率在流速为0.1 m/s时达到最大值100%, 说明鲫处于0.1~0.2 m/s的流速条件下对于体内镉的清除效果最为明显。

流水清除试验后, 对鲫的可食用部分(鱼头、背肌、腹肌)再次进行风险评估, 结果显示各处理组中背肌和腹肌的风险系数均小于1, 证明经过流水清除之后的鲫肌肉部分不存在潜在的食用风险, 然而直至清除试验结束, 鱼头部分的风险系数仍大于1, 说明鱼头仍然存在食用风险。

参考文献 References

- [1] NIEBOER E, RICHARDSON D H S. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions [J]. Environmental pollution series B chemical and physical, 1980, 1(1): 3-26.
- [2] NIYOGI S, KENT R, WOOD C M. Effects of water chemistry variables on gill binding and acute toxicity of cadmium in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): a biotic ligand model (BLM) approach [J]. Comparative biochemistry & physiology part C toxicology & pharmacology, 2008, 148(4): 305-314.
- [3] 吴益春, 赵元凤, 吕景才, 等. 水生生物对重金属吸收和积累研究进展 [J]. 生物技术通报, 2006 (S1): 133-137. WU Y C, ZHAO Y F, LÜ J C, et al. Absorption and bioaccumulation of heavy metals by aquatic animals: a review [J]. Biotechnology bulletin, 2006 (S1): 133-137 (in Chinese with English abstract).

- [4] DALLINGER R, PROSI F, SEGNER H, et al. Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research[J]. *Oecologia*, 1987, 73(1): 91-98.
- [5] FRANKLIN N M, GLOVER C N, NICOL J A, et al. Calcium/cadmium interactions at uptake surfaces in rainbow trout: waterborne versus dietary routes of exposure[J]. *Environmental toxicology and chemistry*, 2005, 24(11): 2954-2964.
- [6] AARDT W J, BOOYSEN J. Water hardness and the effects of Cd on oxygen consumption, plasma chlorides and bioaccumulation in *Tilapia sparrmanii*[J]. *Water SA*, 2004, 30(1): 57-64.
- [7] MERINO G E, PIEDRAHITA R H, CONKLIN D E. Effect of water velocity on the growth of California halibut (*Paralichthys californicus*) juveniles[J]. *Aquaculture*, 2007, 271: 206-215.
- [8] CASTRO V, GRIDALE-HELLAND B, HELLAND S J, et al. Aerobic training stimulates growth and promotes disease resistance in Atlantic salmon (*Salmo salar*) [J]. *Comp Biochem Physiol A Mol Integr Physiol*, 2011, 160(2): 278-290.
- [9] 杨丽华, 方展强, 郑文彪. 重金属对鲫鱼的急性毒性及安全浓度评价[J]. *华南师范大学学报(自然科学版)*, 2003, 35(2): 101-106. YANG L H, FANG Z Q, ZHENG W B. Safety assessment and acute toxicity of heavy metals to crucian *Carassius auratus*[J]. *Journal of South China Normal University (natural science)*, 2003, 35(2): 101-106 (in Chinese with English abstract).
- [10] GARCIA-SANTOS S, FONTAÍNHAS-FERNANDES A, WILSON J M. Cadmium tolerance in the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) following acute exposure: assessment of some ionoregulatory parameters [J]. *Environmental toxicology*, 2006, 21(1): 33-46.
- [11] KIM S G, EOM K H, KIM S S, et al. Kinetics of Cd accumulation and elimination in tissues of juvenile rockfish (*Sebastes schlegelii*) exposed to dietary Cd [J]. *Marine environmental research*, 2006, 62(5): 327-340.
- [12] ULLAH A K M A, AKTER M, MUSARRAT M, et al. Evaluation of possible human health risk of heavy metals from the consumption of two marine fish species *Tenualosa ilisha* and *Dorosoma cepedianum* [J]. *Biological trace element research*, 2019, 191(2): 485-494.
- [13] VAROL M, SÜNBÜL M R. Multiple approaches to assess human health risks from carcinogenic and non-carcinogenic metals via consumption of five fish species from a large reservoir in Turkey[J]. *Science of the total environment*, 2018, 633: 684-694.
- [14] 王俊能, 马千里, 赵学敏, 等. 广西龙江突发性镉污染对鱼类影响及健康风险评估[J]. *生态环境学报*, 2019, 28(5): 974-982. WANG J N, MA Q L, ZHAO X M, et al. Influence of emergent cadmium pollution on fish species and health risk assessment in Longjiang River in Guangxi Autonomous Region [J]. *Ecology and environmental sciences*, 2019, 28(5): 974-982 (in Chinese with English abstract).
- [15] US EPA. Guidelines for carcinogen risk assessment (EPA/630/P-03/001F)[M]. Washington DC: US EPA, 2005.
- [16] MALIK N, BISWAS A K, QURESHI T A, et al. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal [J/OL]. *Environmental monitoring and assessment*, 2010, 160(1): 267 [2022-05-11]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s10661-008-0693-8>.
- [17] JEZIERSKA B, WITESKA M. The metal uptake and accumulation in fish living in polluted waters [M]. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007: 107-114.
- [18] VASEEM H, BANERJEE T K. Metal bioaccumulation in fish *Labeo rohita* exposed to effluent generated during metals extraction from polymetallic sea nodules [J]. *International journal of environmental science & technology*, 2015, 12(1): 53-60.
- [19] HEYDARNEJAD M S, KHOSRAVIAN-HEMAMAI M, NEMATOLLAHI A. Effects of cadmium at sub-lethal concentration on growth and biochemical parameters in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) [J/OL]. *Irish veterinary journal*, 2013, 66(1): 11 [2022-05-11]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/23782857/>. DOI: 10.1186/2046-0481-66-11.
- [20] 罗永巨. 镉对吉富罗非鱼毒性效应及繁殖力影响的研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2015. LUO Y J. Sub-chronic effects of dissolved and dietary cadmium in the gift strain Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2015 (in Chinese with English abstract).
- [21] 殷娇娇. 铬在鱼体内的累积分布规律及健康风险评估[D]. 武汉: 华中农业大学, 2021. YIN J J. Accumulation and distribution of Cr in fish and the health risk assessment [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2021 (in Chinese with English abstract).
- [22] DE ROSEMOND S, XIE Q L, LIBER K. Arsenic concentration and speciation in five freshwater fish species from back bay near Yellowknife, NT, Canada [J]. *Environmental monitoring and assessment*, 2008, 147(1): 199-210.
- [23] PAN J L, PLANT J A, VOULVOULIS N, et al. Cadmium levels in Europe: implications for human health [J]. *Environmental geochemistry & health*, 2010, 32(1): 1-12.
- [24] 邓玉良. 镉的应用和镉污染[J]. *化学世界*, 2012, 53(11): 702-704. DENG Y L. Application of cadmium and cadmium pollution [J]. *Chemical world*, 2012, 53(11): 702-704 (in Chinese).
- [25] 肖志群, 翁朝红, 王志勇. 水体重金属污染的生物有效性评价研究进展[J]. *福建农业学报*, 2007, 22(4): 442-447. XIAO Z Q, WENG Z H, WANG Z Y. Progress on biomonitoring of heavy metal's bio-availability in polluted water [J]. *Fujian journal of agricultural sciences*, 2007, 22(4): 442-447 (in Chinese with English abstract).
- [26] 李华. 重金属在淡水鱼体内的蓄积、排出机理及其金属硫蛋白的研究[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2013. LI H. The research of heavy metal accumulation and discharge mechanism in freshwater fish and its metallothionein [D]. Harbin: Northeast Agricultural University, 2013 (in Chinese with English abstract).
- [27] YU R Q, WANG W X. Kinetic uptake of bioavailable cadmium, selenium, and zinc by *Daphnia magna* [J]. *Environmental toxicology and chemistry*, 2002, 21(11): 2348-2355.
- [28] HARRISON S E, KLAVERKAMP J F. Uptake, elimination and tissue distribution of dietary and aqueous cadmium by rainbow trout (*Salmo gairdneri* Richardson) and lake whitefish (*Coregonus clupeaformis mitchill*) [J/OL]. *Environmental toxicology and chemistry*, 1989, 8(1): 87 [2022-05-11]. [https://onlinelibrary.wiley.com/?request=get-abstract&doi=10.1897%2F1552-8618\(1989\)8%5B87%3AUEATDO%5D2.0.CO%3B2](https://onlinelibrary.wiley.com/?request=get-abstract&doi=10.1897%2F1552-8618(1989)8%5B87%3AUEATDO%5D2.0.CO%3B2).
- [29] 柏世军. 水环境镉对罗非鱼的毒性作用和机理探讨[D]. 杭州: 浙江大学, 2006. BAI S J. Toxicity and mechanism of cadmium to tilapia in water environment [D]. Hangzhou: Zhejiang University,

- 2006(in Chinese with English abstract)
- [30] YANG H N, CHEN H C. Uptake and elimination of cadmium by Japanese eel, *Anguilla japonica*, at various temperatures[J]. Bulletin of environmental contamination & toxicology, 1996, 56: 670-676.
- [31] SUDO J I, HAYASHI T, JUN T R, et al. Kinetics of Cd²⁺ in plasma, liver and kidneys after single intravenous injection of Cd-metallothionein-II[J]. European journal of pharmacology: environmental toxicology and pharmacology, 1994, 270 (2/3) : 229-235.
- [32] REIG L, PIEDRAHITA R H, CONKLIN D E. Influence of California halibut (*Paralichthys californicus*) on the vertical distribution of dissolved oxygen in a raceway and a circular tank at two depths[J]. Aquacultural engineering, 2007, 36(3):261-271.
- [33] BUGEON J, LEFEVRE F, FAUCONNEAU B. Fillet texture and muscle structure in brown trout (*Salmo trutta*) subjected to long-term exercise[J]. Aquaculture research, 2003, 34(14):1287-1295.
- [34] IBARZ A, FELIP O, FERNÁNDEZ-BORRÁS J, et al. Sustained swimming improves muscle growth and cellularity in gilthead sea bream [J]. Journal of comparative physiology B: biochemical, systemic, and environmental physiology, 2011, 181(2): 209-217.
- [35] PALSTRA A P, PLANAS J V. Fish under exercise [J]. Fish physiology & biochemistry, 2011, 37(2): 259-272.

Accumulation and distribution of cadmium in *Carassius auratus* and effect of water velocity on its scavenging

WEI Danqiu¹, HUANG Taotao¹, YIN Jiaojiao¹, ZHANG Xuezheng^{1,2}

1. College of Fisheries, Huazhong Agricultural University/Engineering Research Center of Green Development for Conventional Aquatic Biological Industry in the Yangtze River Economic Belt, Ministry of Education, Wuhan 430070, China;

2. Key Laboratory of Environment Correlative Dietology, Ministry of Education, Wuhan 430070, China

Abstract In order to understand of the accumulation rule of heavy metal cadmium in fish and provide a theoretical basis for economic, safe, and rapid solution of the problem of heavy metal enrichment in fish, crucian carp (*Carassius auratus*), a commonly farmed fish in China, was used as the test object. After determining the safe concentration of cadmium in crucian carp, crucian carp were exposed to water containing different concentrations of cadmium for 14 days. The accumulation and distribution of cadmium in various fish tissues were detected by using an inductively coupled plasma mass spectrometer. Then the crucian carp was transferred to clear water at different flow rates for 14 d. The effect of different water flow rates on cadmium removal from fish was compared, and the non-carcinogenic dietary risk of crucian carp edible parts was assessed after exposure test and clearance test, respectively. The results showed that the safe mass concentration of cadmium in crucian carp for 96 h was 1.528 mg/L. Cadmium was more enriched in the crucian carp head and liver, but less enriched in the muscle, and cadmium enrichment degree was positively correlated with cadmium concentration in aquatic environment and cadmium exposure time. Cadmium in the crucian carp muscles and gallbladder was excreted faster, while cadmium in the liver and kidneys was excreted slower, and the clearance effect was the best when the water flow rate was 0.1 to 0.2 m/s. After exposure to cadmium in water for 14 days of, the crucian carp head and muscle had the potential risk of non-carcinogenic. After cadmium removal from water for 14 days of, the muscle could reach the edible standard, but the fish head still had the risk of food. In summary, there are significant differences in the accumulation and capacity ability of cadmium in various tissues and organs of crucian carp. Appropriate water flow rate is conducive to the discharge of cadmium in crucian carp, and the cadmium-contaminated crucian carp need to be removed from heavy metals before it can be eaten.

Keywords crucian carp; cadmium; accumulation; depuration; water velocity; risk of consumption

(责任编辑:边书京)