

鲫鱼对除草剂阿特拉津的生物富集效应研究

陈家长, 孟顺龙, 胡庚东, 瞿建宏

(中国水产科学研究院淡水渔业研究中心, 中国水产科学研究院内陆渔业生态环境和资源重点开放实验室, 江苏 无锡 214081)

摘要:采用半静态水质接触染毒法,研究鲫鱼(*Carassius auratus*)肝脏、肾脏和肌肉对不同质量浓度(0、0.1、0.5、1.0、5.0 和 10.0 mg·L⁻¹)阿特拉津的富集效应。结果表明,阿特拉津在鱼体中的富集速度较快;在试验所选浓度下,鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉均在染毒后 19 d 即对阿特拉津达到富集稳态,但各个器官对阿特拉津的富集能力都较低。阿特拉津在肝脏、肾脏和肌肉中的富集系数均随着染毒浓度的增加而变小,呈现显著的负相关关系;其在肝脏、肾脏和肌肉中的最大和最小富集系数分别出现在最低(0.1 mg·L⁻¹)和最高(10.0 mg·L⁻¹)浓度组,最大富集系数分别为:13.08、11.00 和 6.02,最小富集系数分别为:5.22、4.37 和 2.94。而且,当阿特拉津暴露浓度相同时,鲫鱼不同组织器官对阿特拉津的富集能力存在差异,表现为:肝脏>肾脏>肌肉。

关键词:阿特拉津;鲫鱼;器官;生物富集

中图分类号:X592 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2009)06-1313-06

Bioaccumulation of Herbicide Atrazine in *Carassius auratus*

CHEN Jia-zhang, MENG Shun-long, HU Geng-dong, QU Jian-hong

(Key Open Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Freshwater Fisheries Research Center, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, China)

Abstract: Atrazine is one of the most widely used herbicides in China and worldwide. Due to its long persistence, it has been present in many surface and ground waters, contaminating nontarget organisms such as fish and threatening drinking water of human being. The experiment was performed to research the bioconcentration of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian(*Carassius auratus*). Groups of fish were exposed to atrazine at concentrations of 0, 0.1, 0.5, 1.0, 5.0 and 10.0 mg·L⁻¹, respectively. Crucian were exposed to all the concentrations were sampled after day 3, 6, 10, 14, 19 and 24 of the experiment, respectively, to study the bioconcentration factors(BCF) of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian. Results showed that the bioconcentration velocities of atrazine in the organs were very quickly, and it just needed 19 days to achieve stable state in liver, kidney and muscle of crucian, but the bioconcentration factors of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian were found to be quite low. There was a significant inverse correlation between BCF of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian and atrazine concentration in water, so the biggest and the least BCF of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian were in lowest and the highest concentration groups, respectively, and the biggest BCF were 13.08, 11.00 and 6.02, respectively, and the least BCF were 5.22, 4.37 and 2.94, respectively. What was more, there were difference in bioconcentration capabilities between organs when the crucian were exposed to the same concentration of atrazine, and the BCF in liver, kidney and muscle taken on the trend of liver>kidney>muscle.

Keywords: atrazine; *Carassius auratus*; organs; bioaccumulation

自上世纪 90 年代起,中国除草剂的生产和使用进入了一个加速发展期,目前全国农田化学除草剂施用面积已达 0.53 亿 hm²,较 1980 年增加了 10 多倍,上市的除草剂分属磺酰脲、酰胺、三氮苯等 20 大类^[1]。

除草剂的大面积推广使用促进了精耕农业和效益农业的发展,但与此同时其污染效应也扩展到整个生态系统。有研究表明,在施药过程中,仅有 1%左右的农药作用于靶生物,其余的或残留于土壤,或通过间接途径进入水环境,从而对土壤生物和水生生物产生不利影响^[2]。而且,水体中残留的某些农药可通过食物链途径逐级浓缩放大,导致其对水生态系统的危害程度加大,甚至会危害到人类健康。农药对水生生物的毒性和生物对农药的富集系数与农药的开发及合理施

收稿日期:2008-09-01

基金项目:国家自然科学基金资助项目(30170162);无锡市科技局资助项目(CL045001)

作者简介:陈家长(1964—),男,硕士,研究员,主要从事环境方面的研究工作。E-mail:chenjz@ffrc.cn

用密切相关,是对农药生态风险评价和管理的重要参数^[3],有关这方面的研究已经成为环境毒理学领域的热点问题之一。

阿特拉津又名莠去津,化学名称为2-氯-4-乙胺基-6-异丙胺基-1,3,5-三嗪,分子式为 $C_8H_{14}ClN_5$,是我国目前广泛使用的一种旱地除草剂。其能通过地表径流、淋溶、干/湿沉降等方式进入水体,从而对水生生态环境和人类饮用水源造成潜在污染影响。近年来,因阿特拉津的使用量大、残留期长、环境水体中检出率较高^[4]和具有内分泌干扰作用等而受到广泛的关注^[5]。

鱼是水生态系统中的重要食物链环节,又是人类重要的蛋白食物源之一,目前已被普遍应用于生态毒理学方面的研究;但有关阿特拉津在鱼体中富集效应的研究还比较鲜见。为此,本试验以鲫鱼(*Carassius auratus*)为试验生物,研究了阿特拉津在鱼体肝脏、肾脏和肌肉中的富集残留动态,以期为深入研究阿特拉津对水生生物的危害程度和作用机理提供基础性资料,同时也为分析评价阿特拉津的生态安全性提供相应的毒理学数据。

1 材料与方法

1.1 试验生物

选择鲫鱼(*Carassius auratus*)作为本试验的供试生物,取自中国水产科学研究院淡水渔业研究中心实验场,体长(14.28 ± 0.78) cm,体质量(65.99 ± 4.75) g ($n=24$)。试验前将鲫鱼在实验室条件下驯养两周,每天定时投饵(饵料为自制鱼用饲料,不含受试物及其他有毒有害成分)一次,并用电磁式空气压缩机进行充氧。光暗比为14 h:10 h。驯养期间没有出现自然死鱼现象。选择活动性强的健康鲫鱼进行试验。

1.2 试验用水

曝气一周的去氯自来水,水温(20 ± 1) °C,溶解氧($6.5 \sim 7.0$) $mg \cdot L^{-1}$,pH 7.0~7.5,试验用水符合渔业水质标准(GB11607—1989)。

1.3 仪器和试剂

摇床,分析天平,容积为10 mL及100 mL的烧杯若干,容积为125 mL的分液漏斗若干,气相色谱仪(Agilent HP4890D),微量进样器。

阿特拉津标准品(色谱纯,由国家标准物质研究中心提供),丙酮(分析纯,用前重蒸),三氯甲烷(分析纯,用前重蒸),无水硫酸钠(分析纯,300 °C下烘4 h,在干燥器内冷却后装入磨口瓶中,并放入干燥器中保存),氯化

钠(分析纯),均由国药集团化学试剂有限公司生产。

染毒用药为48%阿特拉津可湿性粉剂(商品名为“玉盛”,除阿特拉津外不含有其他有效成分),由常州农林药业有限公司生产,试验中所示质量浓度为阿特拉津有效成分含量。

1.4 富集试验

鱼类染毒采用半静态水质接触染毒法。先根据文献[6]进行阿特拉津对鲫鱼的96 h急性毒性试验,得到96 h LC_{50} 值为 $105.94 mg \cdot L^{-1}$ 。为保证试验期间药物对鱼类的安全性,阿特拉津的试验质量浓度设在1/10的96 h LC_{50} 之内,具体质量浓度为:0、0.1、0.5、1.0、5.0和10.0 $mg \cdot L^{-1}$ 。每个浓度组设两个平行。在体积为250 L的水族箱中分别配制上述各浓度的试验液150 L,每个水族箱中放入鲫鱼50尾。试验期间每天换水50%,并补足受试物至原有浓度,每2 d定时投饵一次。其他条件与驯养期间相同。

1.5 鱼体组织的选取和鱼样预处理

富集试验共持续24 d,分别在染毒后的第3、6、10、14、19和24 d对所有浓度组鲫鱼进行取样,观察不同作用时间和不同质量浓度下鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉对阿特拉津的富集情况。

取样时从每组两个平行样中各随机抽取试验鱼3条,将6次测定的平均值作为最终结果。将所取鲫鱼用清水多次冲洗并用纱布擦干其表面后,分别取鱼体的背部肌肉、肝脏和肾脏。肌肉取1.0 g左右,肝脏和肾脏取全部,将所取组织在清水中漂洗多次,滤纸拭干后称重,称重后的组织器官放入小的聚乙烯塑料袋中于-20 °C下冰冻保存备用。

测定时将样品从冰箱中取出,解冻后放入容积为10 mL烧杯中,用眼科剪刀尽快剪碎组织,将剪碎的组织倒入匀浆器中,用2 mL去离子水冲洗残留在烧杯中的组织,一并倒入匀浆器中,充分手工转动研磨使组织匀浆化。将制备好的组织匀浆倒入容积为50 mL的三角烧瓶中,用8 mL去离子水冲洗匀浆器,冲洗液转入三角烧瓶中。向装有组织匀浆的三角烧瓶中加入20 mL丙酮/水混合液(丙酮:水=1:1,下同),放入摇床中,在 $120 r \cdot min^{-1}$ 下振荡提取60 min后离心过滤,用10 mL丙酮/水溶液冲洗残渣并再次离心过滤,合并上清液并测量体积后将其全部转入容积为125 mL的分液漏斗中,加入3 g NaCl,振荡使NaCl溶解;然后分3次(每次10 mL)加入30 mL三氯甲烷于分液漏斗中,每次充分振摇2~3 min,静置分层后用容积为100 mL的烧杯收集下层萃取液,合并萃取液并向其中

加入烘干的无水硫酸钠吸水,测量体积后过柱。

1.6 过柱

在内径为 1.5 cm、长 30 cm 的砂芯玻璃层析柱中,从上到下依次加入 1 cm 无水硫酸钠(烘干)、3 cm 中性氧化铝(用三氯甲烷均匀装柱)、2 cm 无水硫酸钠(烘干),用 10 mL 三氯甲烷淋洗柱子,弃去淋洗液,待三氯甲烷液面降至靠近上层无水硫酸钠层时,迅速加入上述经无水硫酸钠吸水后的样品提取液,开始收集,待其降至靠近上层无水硫酸钠层时分 2 次(每次 10 mL)加入 20 mL 三氯甲烷淋洗,收集滤液并测量体积。将滤液在 65 ℃下水浴蒸至近干,然后在室温下晾干备用。

1.7 阿特拉津含量的测定

经预处理的样品用丙酮溶解并定容至 2 mL,立即用气相色谱仪进行测定。通过标准曲线得出阿特拉津的质量浓度,并最终算出阿特拉津在水样和鱼样中的质量浓度。

气相色谱条件:具氮磷检测器(NPD);色谱柱(熔融石英毛细管柱 HP-5, 15 m×0.53 mm, 1.5 μm);柱温 80 ℃(1 min)—30 ℃·min⁻¹—175 ℃(4.5 min);汽化室温度 250 ℃;检测器温度 290 ℃;氮气、氢气 5 mL·min⁻¹;空气 60 mL·min⁻¹;进样体积为 1 μL。

2 结果与分析

2.1 方法回收率、准确度

对 5 份空白鱼肉样品做加标回收试验(研磨样品

前加标,加标量均为 5 mg·kg⁻¹),结果表明空白鱼肉样品中未检出(方法检出限为 0.000 5 mg·L⁻¹)阿特拉津,加标样品的五次测定结果的平均值为 4.91 mg·kg⁻¹,标准差为 0.246 mg·kg⁻¹,回收率变化在 92%~104%之间,说明该方法能够准确测定生物样品中的阿特拉津。

2.2 阿特拉津在鱼体各组织器官中的富集

对空白组鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉的测定结果表明,在各取样时间下,空白组鲫鱼的肝脏、肾脏和肌肉中均检不出阿特拉津。各染毒组鲫鱼的肝脏、肾脏和肌肉在不同时间下对阿特拉津的富集情况如表 1 所示。

由表 1 可见,在不同的染毒质量浓度下,鲫鱼肝脏对阿特拉津具有不同的富集能力,但无论在低质量浓度还是在高质量浓度下,阿特拉津在鲫鱼肝脏中的残留量变化趋势均表现为先增加再降低,并最终维持在某一质量浓度水平而仅产生微小波动,且富集达到平衡所需时间均为 19 d,此时从低浓度到高浓度的富集系数分别为 13.08、11.59、10.19、6.06 和 5.22,呈现出染毒质量浓度越低富集系数越大的现象。以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标,阿特拉津在肝脏中的富集系数为纵坐标,做回归分析,得回归方程为: $y=-1.839 4\ln x+9.564 5$ ($R=0.981 1$),经 t 检验相关系数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。阿特拉津在肝脏中的残留量达到最大时的时间随着暴露浓度的不同而产生一些差异,基本表现为低浓度(0.1 和 0.5 mg·L⁻¹)下所需时间长,为

表 1 鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉对阿特拉津的富集

Table 1 Accumulation of atrazine in liver, kidney and muscle of crucian

组织	染毒浓度/ mg·L ⁻¹	富集量/mg·kg ⁻¹						BCF
		3 d	6 d	10 d	14 d	19 d	24 d	
肝脏	0.1	0.541±0.093	0.930±0.105	1.915±0.102	2.398±0.135	1.308±0.114	1.328±0.102	13.08
	0.5	2.213±0.128	3.943±0.187	8.101±0.673	9.176±0.664	5.796±0.621	6.040±0.645	11.59
	1.0	3.965±0.241	7.323±0.468	15.622±0.956	12.789±0.781	10.187±0.579	9.811±0.591	10.19
	5.0	16.826±0.987	35.340±1.532	67.652±3.154	41.148±1.712	30.302±1.312	32.645±1.501	6.06
	10.0	30.350±1.235	67.378±2.094	105.359±3.963	72.237±2.691	52.171±2.310	51.441±2.403	5.22
肾脏	0.1	0.482±0.102	0.801±0.104	1.340±0.097	1.921±0.113	1.100±0.102	1.113±0.992	11.00
	0.5	1.861±0.113	3.501±0.201	6.128±0.328	7.513±0.802	4.638±0.231	5.081±0.251	9.28
	1.0	3.310±0.097	6.799±0.768	11.624±0.632	9.691±0.756	8.277±0.835	7.825±0.934	8.28
	5.0	14.240±0.791	31.947±1.234	46.412±1.861	35.932±1.401	26.665±1.012	27.885±0.998	5.33
	10.0	25.450±1.164	61.121±2.221	88.556±2.932	61.191±3.001	43.701±1.902	42.340±2.001	4.37
肌肉	0.1	0.330±0.086	0.665±0.110	0.832±0.993	1.220±0.121	0.602±0.091	0.653±0.101	6.02
	0.5	1.352±0.123	2.952±0.125	3.774±0.119	2.893±0.123	2.430±0.103	2.660±0.097	4.86
	1.0	2.451±0.145	5.535±0.521	6.810±0.631	5.435±0.532	4.288±0.256	4.580±0.243	4.29
	5.0	11.660±0.531	26.453±1.203	21.906±1.002	18.241±1.054	15.453±0.889	15.760±0.821	3.09
	10.0	22.132±0.978	50.974±2.196	39.355±1.324	32.719±1.423	29.390±1.346	28.827±1.432	2.94

14 d, 最大残留量分别为 9.176 和 15.622 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时阿特拉津在肝脏中的残留量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)分别为染毒液质量浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的 23.98 和 18.35 倍; 高浓度(1.0、5.0 和 10.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)下所需时间短, 为 10 d, 最大残留量分别为 15.622、67.652 和 105.359 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时阿特拉津在肝脏中的残留量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)分别为染毒液质量浓度($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)的 15.62、13.53 和 10.54 倍。以阿特拉津的染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在各染毒组鲫鱼肝脏中的最大残留倍数为纵坐标, 做回归分析, 得回归方程为: $y=16.274x^{-0.1663}$ ($R=0.9852$), 经 t 检验相关系数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。在相同作用时间下, 鱼体肝脏中富集的阿特拉津量随染毒浓度的增加呈线性增加趋势。以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在肝脏中的富集量为纵坐标, 分别对第 3、6、10、14、19 和 24 d 的质量浓度-富集量关系做线性回归分析, 得回归方程分别为: $y=3.0055x+0.7976$ ($R=0.9987$)、 $y=6.7233x+0.6614$ ($R=0.9998$)、 $y=10.572x+4.6301$ ($R=0.9910$)、 $y=6.8646x+4.7592$ ($R=0.9974$)、 $y=4.9927x+3.3769$ ($R=0.9958$) 和 $y=4.9811x+3.7159$ ($R=0.9916$), 经 t 检验相关系数 R 均达到极显著水平($P<0.01$)。

从表 1 中可以看出, 在相同的染毒质量浓度下, 鲫鱼肾脏对阿特拉津的富集表现出与肝脏相同的变化趋势。富集系数随着染毒质量浓度的增加而降低。在所有染毒质量浓度下, 阿特拉津在鲫鱼肾脏中的残留量均随着暴露时间的延长而表现为先增加后降低, 并最终稳定在某一浓度水平仅产生微小波动。且富集达到平衡所需时间均为 19 d, 此时从低质量浓度组到高质量浓度组的富集系数分别为: 11.00、9.28、8.28、5.33 和 4.37。以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在肾脏中的富集系数为纵坐标, 做回归分析, 得回归方程为: $y=-1.4892\ln x+7.9234$ ($R=0.9933$), 经 t 检验相关系数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。低质量浓度(0.1 和 0.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)下, 阿特拉津在鱼体肾脏中的残留量达到最大时的时间为 14 d, 最大值分别为 1.921 和 7.513 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时的富集系数分别为 19.21 和 15.03。高质量浓度(1.0、5.0 和 10.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)时, 阿特拉津在鱼体肾脏中的残留量达到最大时的时间为 10 d, 最大值分别为 11.624、46.412 和 88.556 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时的富集系数分别为 11.62、9.28 和 8.86。以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在各染毒组鲫鱼肾脏中的最大富集系数为纵坐标, 做回归分析, 得回归方程为: $y=12.65x^{-0.1755}$ ($R=0.9848$), 经 t 检验相关系

数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。在相同作用时间下, 鱼体肾脏中富集的阿特拉津量随暴露浓度的增加而呈线性增加趋势。以阿特拉津暴露浓度为横坐标, 阿特拉津在肾脏中的富集量为纵坐标, 分别对第 3、6、10、14、19 和 24 d 的质量浓度-富集量关系做线性回归分析, 得回归方程分别为: $y=2.5223x+0.6938$ ($R=0.9985$)、 $y=6.0962x+0.5943$ ($R=0.9998$)、 $y=8.7277x+1.8361$ ($R=0.9996$)、 $y=5.8929x+3.6852$ ($R=0.9967$)、 $y=4.2292x+2.8351$ ($R=0.9940$) 和 $y=4.1268x+3.1478$ ($R=0.9888$), 经 t 检验相关系数 R 均达到极显著水平($P<0.01$)。

如表 1 所示, 在各个染毒质量浓度下, 阿特拉津在鲫鱼肌肉中的残留量均随着暴露时间的延长而表现出先增加后降低, 并最终稳定在某一浓度水平仅产生微小波动。且富集达到平衡所需时间均为 19 d, 此时从低浓度组到高浓度组的富集系数分别为: 6.02、4.86、4.29、3.09 和 2.94, 以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在肌肉中的富集系数为纵坐标, 做回归分析, 得回归方程为: $y=-0.6943\ln x+4.3672$ ($R=0.9951$), 经 t 检验相关系数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。但不同染毒质量浓度下阿特拉津在肌肉中的残留量达到最大所需时间不同, 0.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 阿特拉津在鱼体肌肉中的残留量达到最大所需时间为 14 d, 最大值为 1.220 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时的富集系数为 12.20; 染毒质量浓度为 0.5 和 1.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 阿特拉津在鱼体肌肉中的残留量达到最大所需时间均为 10 d, 最大值分别为 3.774 和 6.810 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时的富集系数分别为 7.55 和 6.81; 染毒质量浓度为 5.0 和 10.0 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 阿特拉津在鱼体肌肉中的残留量达到最大所需时间均为 6 d, 最大值分别为 26.453 和 50.974 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 此时的富集系数分别为 5.29 和 5.10。以阿特拉津染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在各染毒组鲫鱼肌肉中的最大富集系数为纵坐标, 做回归分析, 得回归方程为: $y=7.2517x^{-0.1861}$ ($R=0.9730$), 经 t 检验相关系数 R 达到极显著水平($P<0.01$)。在相同作用时间下, 鱼体肌肉中富集的阿特拉津量随染毒质量浓度的增加而呈线性增加趋势。以阿特拉津的染毒质量浓度为横坐标, 阿特拉津在肌肉中的富集量为纵坐标, 分别对第 3、6、10、14、19 和 24 d 的质量浓度-富集量关系做线性回归分析, 得回归方程分别为: $y=2.2048x+0.2642$ ($R=0.9997$)、 $y=5.0829x+0.4404$ ($R=0.9999$)、 $y=3.803x+1.9098$ ($R=0.9977$)、 $y=3.1556x+1.625$ ($R=0.9986$)、 $y=2.8609x+0.9346$

(0.999 4)和 $y=2.794 3x+1.218 9$ ($R=0.998 7$), 经检验相关系数 R 均达到极显著水平 ($P<0.01$)。

3 讨论

生物富集 (Bioconcentration) 是指生物体从环境中蓄积某种元素或化合物, 从而使该物质在体内的浓度超过其在环境中浓度的现象。生物对污染物的富集能力通常用生物富集系数 (Bioconcentration Factor, BCF) 表示, BCF 值越大, 生物对该污染物的富集能力越强。生物富集系数的定义为:

$$BCF = \frac{C_A}{C_W}$$

式中: C_A 和 C_W 分别为富集达到稳态时, 污染物在生物体内和水体中的浓度。

只有当生物体摄取污染物的速度超过其释放速度时, 才发生生物富集现象; 若两种过程速率相等时, 则意味着达到了动力学平衡, 此时, 生物体中污染物浓度保持在一个相对稳定状态。研究生物富集系数对阐明污染物在环境中的行为, 评价和预测污染物进入环境后的危害, 以及制定环境标准均有重要意义^[7]。

化学物质的正辛醇-水分配系数 (K_{ow}) 反映了其从水体系向有机体系的迁移能力, 是描述其环境行为的重要物化特性参数。正辛醇-水分配系数与化学物质的水溶性和生物浓缩系数密切相关, 可通过 $\lg K_{ow}$ 值来估计污染物在鱼体组织器官中的生物富集效果。有研究^[8]发现, $\lg K_{ow}$ 值在 2~6 之间的化合物易于在生物体内富集。阿特拉津的 $\lg K_{ow}$ 值为 2.7^[9], 从这个角度来看其应该易于在生物体内富集, 但本研究发现阿特拉津在鱼体各组织器官中的富集系数都比较低, 表明其不易在鱼体中产生较大程度的富集。

鱼体对污染物的吸收包括消化道的进食摄取、呼吸道吸收和体表吸收 3 种主要途径^[10]。本研究发现, 在相同染毒质量浓度下, 不同组织器官中的阿特拉津残留量表现为: 肝脏>肾脏>肌肉, 这可能是因为阿特拉津是亲脂性物质, 肝脏和肾脏的含脂量较肌肉高的缘故; 而肝脏作为阿特拉津的作用靶器官^[11]则可能是造成阿特拉津在肝脏中的残留量较肾脏高的重要原因。同时, 在相同器官中, 富集系数随染毒质量浓度的增加而减小, 说明在低质量浓度条件下鱼类更容易对污染物产生富集作用。这种富集系数随染毒质量浓度的增加而减小的现象与鱼类对苯酚的富集行为^[12]、淡水贝类对阿特拉津的富集行为^[13]相似。

本研究表明, 阿特拉津在鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉中的富集是剂量相关的。虽然各个时间下的相关系数均达到极显著水平 ($P<0.01$), 但在各个时间下所建立的线性回归方程还是存在一些差异的。因此, 当以阿特拉津在鱼体内的残留量为指标来监测水环境中该除草剂的污染现状时, 还要考虑到时间因素。

从鲫鱼各组织器官对阿特拉津富集的时间效应来看, 各质量浓度阿特拉津下的富集量均随着作用时间的延长而呈现出先升高后降低的变化趋势。这主要是因为污染胁迫下生物体内存在两种机制, 一种是生物通过主动或被动吸收而将污染物转移到体内的富集机制; 另一种是在酶类或其他解毒物质的参与下, 机体对污染物进行分解代谢而使其在体内消失的释放机制。污染物在生物体内的富集和释放是同时进行的。在达到最大富集量之前, 富集是占主导地位的, 因此, 随着暴露时间的延长, 阿特拉津在体内的残留量不断增加。但随着阿特拉津在体内残留量的不断增加, 机体内参与分解代谢该污染物的酶类被激活或活性增强, 同时, 机体内其他解毒物质的含量也不断增加, 从而使阿特拉津在体内的分解代谢速度越来越大; 加之随着富集量的增加阿特拉津本身的富集速度也在减慢, 从而分解代谢速度超过富集速度而使阿特拉津在体内的残留量逐渐下降。但阿特拉津的长期作用会对机体细胞产生毒性损伤, 导致细胞活力下降, 引起细胞内酶活性的降低以及参与解毒的其他物质的含量减少, 致使分解代谢速度也逐渐减慢, 并最终使富集速度和分解代谢速度维持在一个动态平衡中。

4 结论

本试验结果表明, 在试验所选质量浓度下, 鲫鱼肝脏、肾脏和肌肉均在染毒后 19 d 即对阿特拉津达到富集稳态。但各个器官对阿特拉津的富集能力都较低, 富集达到平衡时阿特拉津在肝脏、肾脏和肌肉中的最大和最小富集系数分别出现在最低 ($0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和最高 ($10.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 浓度组, 最大富集系数分别为: 13.08、11.00 和 6.02, 最小富集系数分别为: 5.22、4.37 和 2.94。

鱼类对阿特拉津的富集能力因水体中污染物浓度的不同而有所差异, 表现为: 低污染物浓度的富集系数高, 高污染物浓度的富集系数低。同时, 当阿特拉津染毒质量浓度相同时, 鲫鱼不同组织器官对阿特拉津的富集能力存在差异, 表现为: 肝脏>肾脏>肌肉。

参考文献:

- [1] 梁丽娜, 郭平毅, 李奇峰. 我国除草剂产业现状、面临的问题及发展趋势[J]. 中国农业信息, 2006, 2: 8-9.
LIANG Li-na, GUO Ping-yi, LI Qi-feng. Industry status, facing up problems and developing trend of herbicides in China[J]. *China Agricultural Information*, 2006, 2: 8-9.
- [2] 沈国兴, 严国安, 彭金良, 等. 农药对藻类的生态毒理学研究 II: 毒性机理及其富集和降解[J]. 环境科学进展, 1999, 7(6): 131-139.
SHEN Guo-xing, YAN Guo-an, PENG Jin-liang, et al. Study on ecotoxicology for pesticides to algae II: toxic mechanism and accumulation, degradation[J]. *Advances in Environmental Science*, 1999, 7(6): 131-139.
- [3] 屠豫钦. 关于农药与环境问题的反思[J]. 农药科学与管理, 2001, 22(3): 32-36.
TU Yu-qin. Considerations on problems between pesticide and environment[J]. *Pesticide Science and Administration*, 2001, 22(3): 32-36.
- [4] Graymore M, Stagnitti F, Allinson G. Impacts of atrazine in aquatic ecosystems[J]. *Environment International*, 2001, 26(7-8): 483-495.
- [5] Hopenhayn R C, Stump M L, Browning S R. Regional assessment of atrazine exposure and incidence of breast and ovarian cancers in kentucky [J]. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2002, 42(1): 127-136.
- [6] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 725-729.
State Environmental Protection Agency of China, Standard Method for the Examination of Water and Wastewater Editorial Board. Standard method for the examination of water and wastewater[M]. Beijing: Environmental Science Press of China, 2002: 725-729.
- [7] 孔志明, 许超. 环境毒理学[M]. 南京: 南京大学出版社, 1995: 12.
KONG Zhi-ming, XU Chao. Environmental toxicology[M]. Nanjing: Nanjing University Press, 1995: 12.
- [8] Connell D W. Bioaccumulation behavior of persistent organic chemicals with aquatic organisms[J]. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 1988, 101: 117-154.
- [9] Pacakova V, Stulik K, Jiskra J. High-performance separations in the determination of atrazine herbicides and their residues[J]. *Journal of Chromatogram A*, 1996, 754(1): 17-31.
- [10] Pedlar R M, Klaverkamp J F. Accumulation and distribution of dietary arsenic in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) [J]. *Aquatic Toxicology*, 2002, 57(3): 153-166.
- [11] 栾新红, 丁鉴峰, 孙长勉, 等. 除草剂阿特拉津影响大鼠脏器功能的毒理学研究[J]. 沈阳农业大学学报, 2003, 34(6): 441-445.
LUAN Xin-hong, DING Jian-feng, SUN Chang-mian, et al. Toxicological effects of herbicide atrazine on visceral function in rats[J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2003, 34(6): 441-445.
- [12] Franke C. How meaningful is the bioconcentration factor for risk assessment[J]. *Chemosphere*, 1996, 32(10): 1897-1905.
- [13] Jacomini A E, Avelar W E P, Martinez A S, et al. Bioaccumulation of atrazine in freshwater bivalves *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) and *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) [J]. *Arch Environ Contam Toxicol*, 2006, 51: 387-391.