

唐峰华, 张胜茂, 吴祖立, 等. 北太平洋公海中心渔场海域放射性核素 ^{137}Cs 的生态环境监测与风险评估[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(4): 680–687.

TANG Feng-hua, ZHANG Sheng-mao, WU Zu-li, et al. Ecological environment monitoring and risk assessment of radioactive element ^{137}Cs in central fishing grounds of the North Pacific Ocean[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(4): 680–687.

北太平洋公海中心渔场海域放射性核素 ^{137}Cs 的生态环境监测与风险评估

唐峰华^{1,2}, 张胜茂¹, 吴祖立¹, 崔雪森¹

(1.农业部东海与远洋渔业资源开发利用重点实验室, 中国水产科学研究院东海水产研究所, 上海 200090; 2.河口海岸学国家重点实验室, 华东师范大学, 上海 200062)

摘要:为合理开发北太平洋公海渔业资源并了解日本福岛核泄漏对公海渔业的影响, 利用 2011—2013 年连续 3 年在北太平洋公海中心渔场采集的海洋生物样品, 经济品种以巴特柔鱼(*Ommastrephes bartramii*)为主, 采用 γ 谱仪进行检测放射性核素 ^{137}Cs , 开展核素在渔场中海洋生物体内的分布富集分析及其风险评估。研究结果显示: 2011—2012 年采集海洋生物品种较多, 所有样本都检测出了超出本底值的 ^{137}Cs 核素比活度。2011 年所测核素 ^{137}Cs 比活度范围为 0.05~6.21 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, 2012 年比活度范围为 0.02~0.46 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$; 而 2013 年采集的样品较少仅有 2 类, 比活度范围为 0~0.37 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。将各个营养级生物的 ^{137}Cs 核素质量活度进行均值化, 3 年期间大型鱼类的平均值为 0.49 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, 巴特柔鱼的平均值为 0.18 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, 小型鱼类平均值为 0.10 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$, 随营养级上升核素质量活度整体呈倒金字塔分布。研究表明, 中心渔场调查期间所测核素质量活度水平均未超过中国食品中放射性核素质量活度的限制浓度与通用水平的标准限。目前对放射性元素 ^{137}Cs 的风险评估显示核素含量处于相对安全限度范围内, 但需保持可持续性的生态监测。

关键词:北太平洋公海; 中心渔场; 核素; 生态环境监测; 风险评估

中图分类号: X771 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2018)04-0680-08 doi:10.11654/jaes.2017-1643

Ecological environment monitoring and risk assessment of radioactive element ^{137}Cs in central fishing grounds of the North Pacific Ocean

TANG Feng-hua^{1,2}, ZHANG Sheng-mao¹, WU Zu-li¹, CUI Xue-sen¹

(1. Key Laboratory of East China Sea & Oceanic Fishery Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China; 2. State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China)

Abstract: Marine biological samples were taken in the central fishing grounds of the North Pacific high seas from 2011—2013, in order to understand the impact of Japan's Fukushima nuclear leakage on the high seas fisheries and develop the natural fishery industry in the North Pacific Ocean. The samples were dominated by neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*). The result showed that radionuclide ^{137}Cs was detected in all samples by a gamma ray spectrometer. Additionally, cross-check analysis was carried out among different species, organs and tissues. Analysis of the distribution of nuclides in marine organisms in the North Pacific Ocean and an assessment of their risk to fisheries

收稿日期: 2017-09-29 录用日期: 2018-01-08

作者简介: 唐峰华(1982—), 男, 助理研究员, 研究方向为海洋生态学及头足类渔业。E-mail: f-h-tang@163.com

基金项目: 科技部“十二五”科技支撑计划项目(2013BAD13B01); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资助项目(2016Z01-03); 河口海岸学国家重点实验室开放基金资助项目(SKLEC201206)

Project supported: The Ministry of Science and Technology Support Project "12th Five-Year"(2013BAD13B01); The Fundamental Research Funds for the Central Public Welfare Research Institute(2016Z01-03); The Open Research Fund of State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research (SKLEC201206)

were carried out. There were a large number of samples collected from 2011—2012. The specific activity of ¹³⁷Cs was higher than the base in all samples. In 2011, the activity range of the ¹³⁷Cs nuclides was 0.05~6.21 Bq·kg⁻¹, while in 2012 it was 0.02~0.46 Bq·kg⁻¹. In 2013, there were only two types of samples collected, and the range of activity was 0~0.37 Bq·kg⁻¹. The quality activity of the nuclides in each nutrient-grade organism was normalized, and its average value was 0.49 Bq·kg⁻¹ over three years. The average value in neon flying squid was 0.18 Bq·kg⁻¹, while that in small fishes was 0.10 Bq·kg⁻¹. The mass activity of nuclides showed an inverted pyramid distribution. The quality activity level of the nuclides during the three years of surveying did not exceed the concentration restriction of radionuclide quality in Chinese food, nor the standard line of general levels. At present, the risk assessment of radioactive element ¹³⁷Cs shows that the quality activity of nuclides is in a relatively safe range, but also that follow-up monitoring is needed.

Keywords: North Pacific high seas; central fishing grounds; nuclide; ecological environment monitoring; risk assessment

随着核能的不断开发和核技术的广泛应用,沿海核电站和船用核动力装置排放的核废物,以及核事故造成的核泄漏对海洋环境及人类社会产生了巨大的破坏,其影响可长达几百年乃至数千年,甚至更长的时间^[1]。2011年3月日本福岛核电站核泄漏事故,释放的放射性物质进入大气或沉积在陆地及海洋中,不仅对周边陆地环境造成严重影响^[2],而且对联通的大洋区域也造成巨大的影响^[3],是至今为止最为严重的海洋放射性污染事故^[4-6]。福岛核事故后,核电站泄露的放射性核素造成环境外照射剂量率增高^[7]。其中放射性元素¹³⁷Cs是泄漏物质之一,其具有30余年的半衰期,在一定剂量的照射下,对生物体具有损害作用^[8]。核元素能够被海洋生物吸收,成为放射性物质的传播介质之一。海洋生物不仅可以通过新陈代谢从环境中吸收和积累放射性物质,而且可以通过洄游、漂流或食物链传递,将污染物质带到非污染海区,在高营养级生物中富集和传递等^[9]。

北太平洋公海海域的鱿钓渔场,是我国最重要的远洋渔场之一,其中巴特柔鱼(*Ommastrephes bartramii*)是该海域最主要的经济品种^[10-11],中心渔场位于北太平洋海域的黑潮与亲潮交汇混合区以及混合水向东延伸的海表温度分布密集交汇区^[12-14]。中国于20世纪90年代对北太平洋海域的巴特柔鱼资源开始大规模的商业性开发利用,到目前为止每年投入渔场的生产船只数量在200~300艘,平均年产量在5万t以上^[15]。作业的中心渔场与福岛核电站泄露的位置直线距离较近,且渔场处于自西向东洋流传输路线上^[16],因此了解和掌握¹³⁷Cs核素在海洋生物体内的富集情况以及存在的危害风险程度很有必要。本研究于2011—2013年连续3年在该海域进行采集主要相关生物,利用 γ 能谱分析方法测定放射性物质比活度,开展¹³⁷Cs核素的生态环境监测及其风险评估,探讨福岛核泄漏对北太平洋公海巴特柔鱼渔场的后续

性影响及扩散趋势,为北太平洋公海资源合理开发与渔场核辐射的影响提供基础性资料。

1 材料与方法

1.1 采样方法

1.1.1 采样时间

采样时间为2011—2013年的渔汛期。采集样本来自于北太平洋公海中心渔场进行的生产捕捞,作业船只为“舟渔1301号”和“舟渔901号”,作业方式为灯光鱿钓。将生物实验样品进行记录,包括采样生物名、采样日期、空间位置等信息。

1.1.2 采样站位

采样海域和主要捕捞对象如图1,框内区域为北太平洋公海中心渔场采样区域,3年具体站位有所差异但采样空间范围一致,主要区域位于135°~165°E、39°~46°N。采样对象是巴特柔鱼及相关的海洋生物,

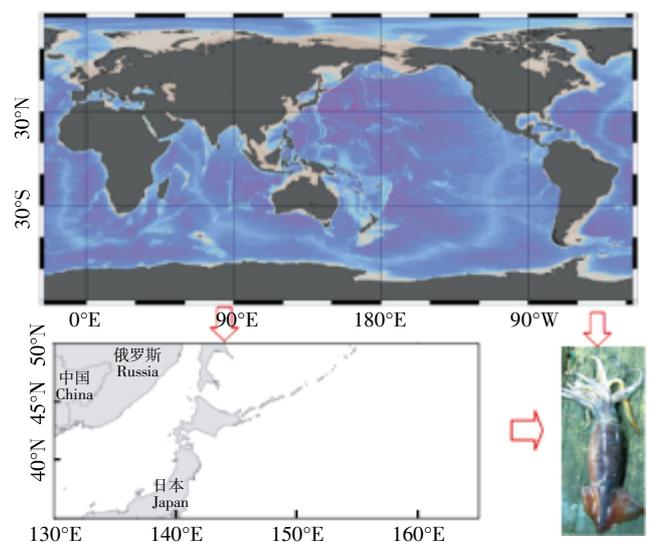


图1 北太平洋海域采样区域分布和主要渔获物对象
Figure 1 Main catch objects and sampling area in the North Pacific Ocean

进行同样的记录。所有样品进行冷冻,带回实验室处理和检测。

1.2 检测与评估方法

1.2.1 食物链营养级

通过对海洋生物样品胃含物成分和摄食等级的分析与生物学鉴定^[17],发现巴特柔鱼的饵料成分由头足类、鱼类和甲壳类组成,而其本身又是大型鱼类的捕食对象。以巴特柔鱼为中间营养级,以此建立简单的三级营养级。

1.2.2 核素比活度测定

检测的前处理程序比较繁琐,基本步骤为:解冻、解剖、分组织、切割、焚烧灰化、装样、称重标记。核素检测是在华东师范大学对外开放的河口海岸动力沉积和动力地貌综合国家重点实验室的放射性检测实验室完成,利用纯锗(High Purity Germanium, HPGe)无源效率刻度 γ 能谱分析来测定样品¹³⁷Cs核素比活度^[18],其中放射性核素的测量精度用IAEA-414标样作为标准参考物^[19],活度浓度计算公式为^[20]:

$$a = a_s \cdot W \cdot r / [\varepsilon(E) \cdot P \cdot m] \quad (1)$$

式中: a 为样品中¹³⁷Cs的质量活度, $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$; a_s 为标准源¹³⁷Cs全能峰净计数率, s^{-1} ; $\varepsilon(E)$ 为标准源¹³⁷Cs全能峰探测效率; P 为¹³⁷Cs 661.6 keV全能峰分支比; m 为样品灰测量用量, g ; W 为灰鲜比, $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$; r 为¹³⁷Cs时间衰变校正系数。

1.2.3 风险评估方法

福岛核事故放射性物质对海洋生物的风险评估采用欧盟 ERICA (Environmental Risk from Ionising Contaminants; Assessment and Management) 框架下评估电离辐射生态风险的 ERICA 综合法^[21]。

2 结果与分析

2.1 核素¹³⁷Cs的检测概况与站位分布

2011—2013年的核素¹³⁷Cs的检测概况如表1所示。2011—2012年采集品种较多,而2013年采集的样品只有巴特柔鱼和鲨鱼类。站位分布如图2所示,2011年¹³⁷Cs核素质量活度最高区域位于 $154^{\circ}51'E$ 、

表1 生物样品测得的核素¹³⁷Cs含量概况

Table 1 Nuclide ¹³⁷Cs content of biological sample measured profile

年份 Year	采样范围 Sample range	主要品种 Main varieties	比活度范围 Activity range/ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$	误差范围 Error range/ $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$
2011	$135^{\circ} \sim 158^{\circ} \text{E}, 39^{\circ} \sim 44^{\circ} \text{N}$	巴特柔鱼 Neon flying squid、太平洋褶柔鱼 Japanese flying squid 等	0.05~6.21	0.01~0.70
2012	$135^{\circ} \sim 162^{\circ} \text{E}, 39^{\circ} \sim 46^{\circ} \text{N}$	巴特柔鱼 Neon flying squid、太平洋褶柔鱼 Japanese flying squid 等	0.02~0.46	0.01~0.50
2013	$135^{\circ} \sim 160^{\circ} \text{E}, 40^{\circ} \sim 44^{\circ} \text{N}$	巴特柔鱼 Neon flying squid、鲨鱼 Shark	0~0.37	0.03~0.10

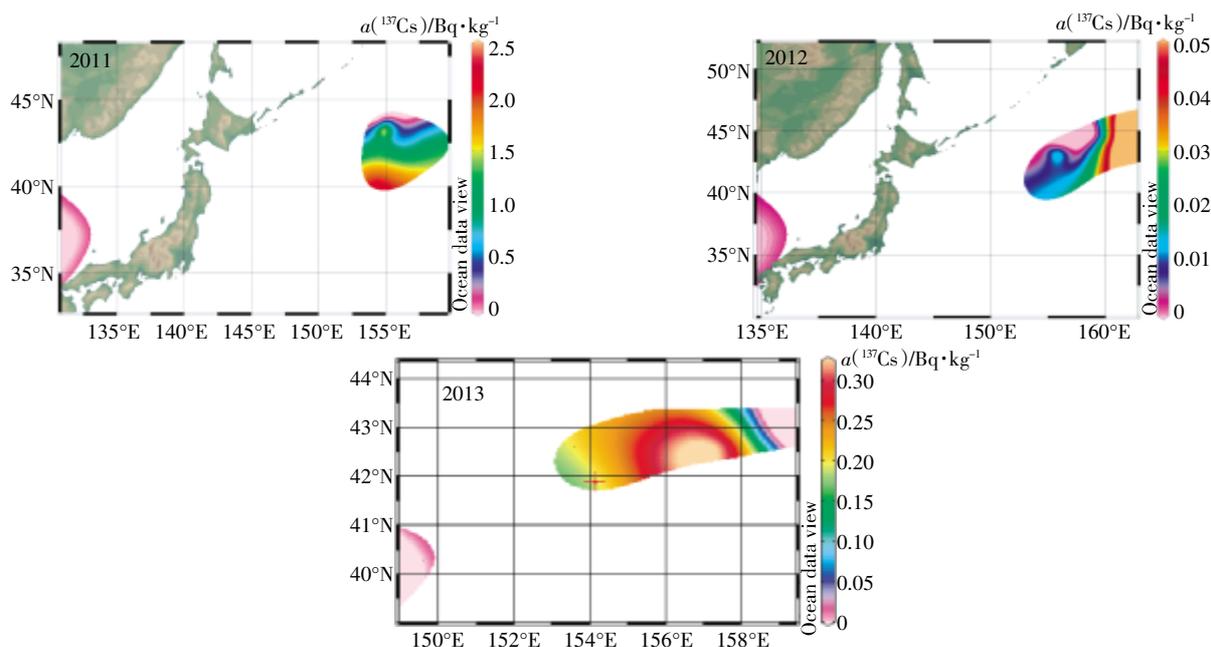


图2 调查站位¹³⁷Cs核素质量活度的分布

Figure 2 Distribution of nuclide ¹³⁷Cs massic activity in positions

43°12'N,最低的位置是日本海海域 132°44'E、37.85°N。2012年,¹³⁷Cs核素质量活度最高区域位于 160°37'E、45°23'N,最低的是日本海海域 131°47'E、36°50'N。2013年核素分布最高值在渔场中心 42°N、158°E附近位置。

2.2 核素¹³⁷Cs在海洋生物体内的分布

不同海洋生物体内¹³⁷Cs质量活度分布情况见图3。其中2011年,鲨鱼(*Mustelus griseus*)体内的质量活度最高,最低的是日本海的太平洋褶柔鱼(*Todarodes pacificus*)。而2012—2013年基本上所有测得的¹³⁷Cs质量活度均降低了一个数量级,其中2012年最高的是在鲱鳅(*Coryphaena hippurus*)体内,最低是日本海的太平洋褶柔鱼;2013年的样品中鲨鱼¹³⁷Cs平均质量活度为0.31 Bq·kg⁻¹, 巴特柔鱼¹³⁷Cs平均质量活度为0.18 Bq·kg⁻¹。

2.3 核素¹³⁷Cs随采样时间的分布变化

具体的随时间变化的¹³⁷Cs核素分布情况见图4。2011年采样日期中¹³⁷Cs核素质量活度最高的是8月16日,最低的是12月3日。2012年采样日期中¹³⁷Cs

核素质量活度最高的是10月1日,最低的是12月7日。2013年采样日期中¹³⁷Cs核素质量活度最高的是8月22日,最低的是8月20日。每年核素¹³⁷Cs随采样时间的分布都没有呈现出明显的变化规律。

2.4 核素¹³⁷Cs在不同胴长组的巴特柔鱼体内分布

2011年中不同个体巴特柔鱼的¹³⁷Cs核素质量活度最高的胴长组是250~300 mm,最低的是150~200 mm。2012年中最高的胴长组是200~250 mm,最低的是300~350 mm。2013年中最高的胴长组是200~250 mm,最低的是350~400 mm。如图5所示,¹³⁷Cs核素分布随胴长组的增加并没有呈现明显上升或降低的线性规律。

2.5 核素¹³⁷Cs在海洋生物食物链中的传递和富集

以巴特柔鱼为中间营养级代表建立简单的三级食物链关系,将2011—2013年各种营养级生物的¹³⁷Cs核素质量活度进行均值化,其中大型鱼类包括鲨鱼类和鲱鳅,3年的平均值为0.49 Bq·kg⁻¹;巴特柔鱼的平均值为0.18 Bq·kg⁻¹;小型鱼类包括秋刀鱼和太平洋褶柔鱼等,平均值为0.10 Bq·kg⁻¹。3年的营养级

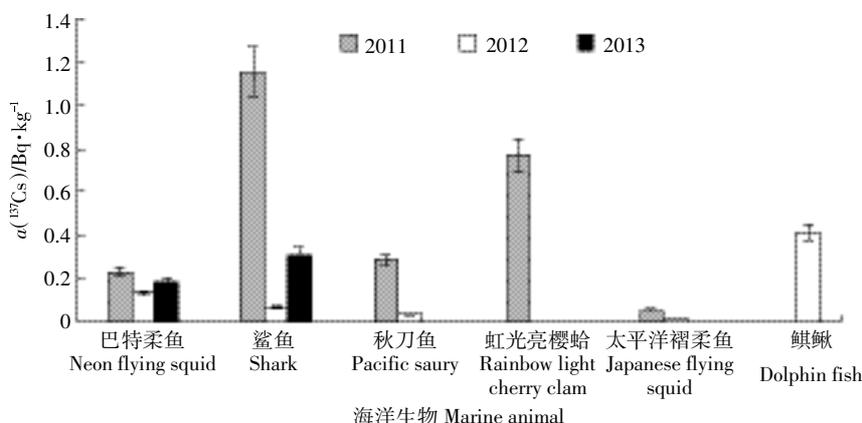


图3 海洋生物体内¹³⁷Cs核素质量活度的分布

Figure 3 Distribution of nuclide ¹³⁷Cs mass activity in marine organisms

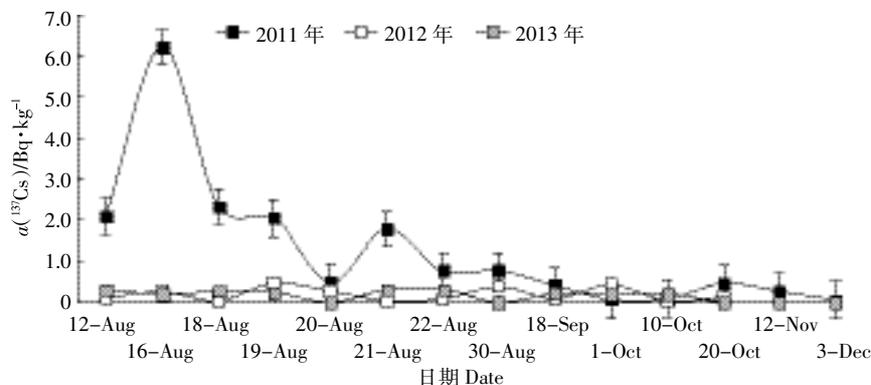


图4 随时间变化的¹³⁷Cs核素分布

Figure 4 Distribution change of nuclide ¹³⁷Cs with sampling time

分析如图6所示,3个营养级 ^{137}Cs 核素质量活度呈倒金字塔分布。

2.6 放射性核素的风险评估

利用ERICA二级评估系统对3年 ^{137}Cs 的剂量

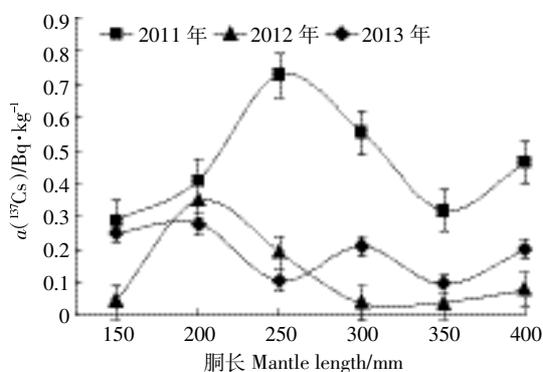


图5 不同巴特柔鱼个体的 ^{137}Cs 核素质量活度分布
Figure 5 Distribution of ^{137}Cs massic activity in squid with different mantle length

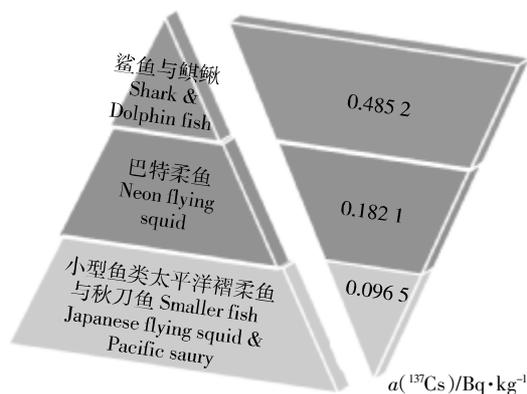


图6 渔场3年营养级中平均核素 ^{137}Cs 质量活度的分布
Figure 6 Distribution of ^{137}Cs massic activity in trophic level of average of three years in the fisheries

筛选值选择 $10\text{ mGy}\cdot\text{h}^{-1}$ 的评估,输出结果在标签中列出如表2所示,所有生物体的总剂量基本都在 $10^{-4}\sim 10^{-2}$ 的数量级范围内。表2显示,2011—2013年 ^{137}Cs 核素在各个生物群的剂量整体呈现逐年降低的趋势,最高值低于 $1.0\text{ mGy}\cdot\text{h}^{-1}$,辐射增量从一千分之一到一百万分之一的筛选率,所以目前处于相对安全限度范围内,整体评估出所有生物类群的放射性核素剂量呈现出下降的趋势。

3 讨论

3.1 核素 ^{137}Cs 在中心渔场的生态环境监测情况

$140^{\circ}\sim 160^{\circ}\text{E}$ 、 $39^{\circ}\sim 46^{\circ}\text{N}$ 海域是我国北太平洋公海渔业的传统渔场和中心渔场的位置范围,由于日本独特的海岛环境,大部分放射性物质直接进入海水中,主要污染日本东侧北太平洋所有临近海域^[22-24];而1986年的切尔诺贝利核事故,只有不到10%的量沉降于海洋且主要污染北欧海域,大部分放射性物质沉降于欧洲大陆^[25],相比而言,福岛核泄漏对太平洋海域海洋生物及生态环境的影响可能更为厉害。事故之后较多国家或地区相继开展海洋放射性监测工作,俄罗斯作为日本的邻国立即开展海洋放射性监测总共监测21个站位,研究结果表明日本以东海域海水 ^{137}Cs 储量比事故前高4.6倍^[26]。而美国联合日本、英国、西班牙等其他国家在西太平洋开展放射性监测,发现夏威夷附近海域的海水 ^{137}Cs 活度范围是 $1\sim 4\text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$,是事故前的 $2\sim 3$ 倍^[27-28]。国内开始涉及报道由内陆土壤、水质再到沿岸近海相关水产品的一系列检测工作^[29-30],随后主要是以我国国家海洋局为主开展大量海洋放射性监测工作,监测区域包含中国近

表2 ERICA工具二级评估3种核素辐射总剂量率($\text{mGy}\cdot\text{h}^{-1}$)

Table 2 Results of three kinds of nuclide total radiation dose rate for ERICA tools 2 level evaluation($\text{mGy}\cdot\text{h}^{-1}$)

生物群 Biota	2011	2012	2013	3年趋势
海洋鱼类 Pelagic fish	7.69E-03	4.34E-04	2.32E-04	↓
底栖鱼类 Benthic fish	8.55E-04	6.77E-03	1.92E-03	↓
浮游植物 Phytoplankton	6.55E-04	1.82E-04	1.14E-03	↓
浮游动物 Zooplankton	8.22E-03	4.36E-04	8.74E-03	↓
甲壳类动物 Crustaceans	1.74E-02	1.23E-05	5.56E-04	↓
底栖软体动物 Benthic mollusks	3.35E-03	3.31E-04	2.96E-04	↓
多毛纲蠕虫 Polychaete worms	1.24E-02	3.44E-04	4.12E-03	↓
爬行动物 Reptiles	4.46E-03	8.99E-04	8.24E-04	↓
珊瑚礁 Sea anemones or true corals-colony	8.14E-03	3.44E-04	1.36E-03	↓
哺乳动物 Mammals	9.98E-03	9.16E-04	2.11E-03	↓
大型海藻 Macroalgae	3.44E-04	3.43E-03	2.33E-04	↓

海、西太平洋,监测到的核素有⁹⁰Sr、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs,超出原有本底值;另外部分科研院所也开展监测工作,发现了超出事故前的核素质量活度,尤其是¹³⁷Cs^[31-32];相比于国内样品的检测值,本研究所测核素质量活度明显偏高,2011年¹³⁷Cs质量活度达到了1.00 Bq·kg⁻¹的数量级,而2012—2013年降到了0.10 Bq·kg⁻¹的数量级,对福岛核泄漏事故的后续性影响起了补充作用,并积累了一定的海洋放射性数据,有利于后期水动力模型验证和海洋学过程的研究。

海洋在海水、悬浮物、生物和沉积物等介质循环不息的交流中维持着动态平衡^[33],随着福岛核泄露辐射污水持续向海里排放以及监测数据的积累,关于日本福岛核泄露的研究进展或报道会日渐增多。实施北太平洋海域的大洋生态监测对我国的远洋渔业发展尤为重要,不但涉及到渔业生产和水产品安全,更涉及到国家海洋发展战略。海洋食物链各环节的生物对放射性核素传递能力的高低并不能简单地以它在食物链中营养层次的高低为依据,而是受到多种因素的影响:捕食量的影响;被捕食者对放射性核素的浓集量作用;不同组织结构的生物被捕食之后,捕食者对其物质的吸收程度;核素在不同生物体内的存在形式等^[34]。海洋植物和藻类对放射性核素有很强的浓集能力,如¹³⁷Cs在藻类中的浓度可高于周围水体浓度的100~500倍,放射性核素通过摄食和渗透等方式在食物链之间迁移和累积,而通过水生生物残骸等形式长期沉积于海底的放射性核素将不断地释放返回海洋^[35]。本次研究仅监测了公海渔场柔鱼类等相关海洋经济品种的核素辐射情况,相关的生态环境监测也非常有必要。

3.2 核素¹³⁷Cs的年际变化及风险评估

重金属包括核素物质沿着海洋生物食物链的传递过程中,经过不同的营养级浓度会被生物放大还是稀释,不同海洋生物食物链或金属有不同的规律。食物链之间错综复杂的关系如何影响金属向高营养级的输送至今仍不清楚。由于不同生物对金属的代谢机制不同,食物链关系越错综复杂,生物可再利用性的变化也越大^[36]。同时对3年检测数据不同组织部位的核素进行分析,发现在巴特柔鱼内脏的¹³⁷Cs核素分布最高,而其头部、躯干和尾部明显相对较低,初步说明其内脏器官对核素有一定的富集浓缩作用。究其原因,海洋生态系统中放射性核素在海洋有机体中的生物浓缩和组织分布,与吸收方式、生物因素及其他各种环境因素有关,内脏是其吸收和过滤物质的主要器

官。有关专家表示不同种类的生物对同一种核素,或同一种生物的不同器官对同一种核素,其浓缩因子差异很大。海洋生物通过各种方式吸收放射性或重金属物质,并较大量地浓缩在生物体内,而且在不同器官中的分布也不一样^[37]。

3年调查中相同营养级的核素质量活度变化比较发现,后两年比第一年明显低一个数量级,如巴特柔鱼在2011年¹³⁷Cs质量活度均值接近1.00 Bq·kg⁻¹,而2012—2013年仅在0.20 Bq·kg⁻¹以内。研究初步发现同一年¹³⁷Cs核素质量活度呈倒金字塔分布,越是高营养级核素质量活度越高,而年际比较中发现核素质量活度整体上是逐年降低的。这表明核素与常规重金属在生物体内富集规律并不一致。自然环境中生物体内金属的浓度并不一定和生物在食物链中所处的营养级有相关关系,金属在生物体内的富集还受到生物的同化、排出等过程以及其他生理生化因子的影响。在经典的海洋浮游生物食物链中(浮游植物→桡足类→鱼类),桡足类可以有效地排出体内的金属,同时有些生物体的金属同化率又很低,所以该食物链中金属的浓度也会出现随时间积累而减少^[38]。但由于本研究样本数量偏少,研究中有些海洋生物如柔鱼类的寿命为一年左右,新陈代谢快速复杂,而且整个太平洋海洋环境的影响因素众多,不能妄下结论。但可以确定的是被海洋生物吸收的放射性物质,沿着食物链转移和通过洄游而扩散,会成为海域新的污染传播源^[39]。虽然本研究发现目前在北太平洋公海主要渔业生物体内检测到的几种核素含量都没有超过标准限^[40],且暂时处于安全状态和下降趋势。但是后期的发展趋势难以预料,为了使一切生物尽量免受危害和少受影响,必须开展北太平洋公海渔场海洋生态环境的放射性监测及细化研究,提出保护措施,确保高端生物的健康。

4 结论

(1)通过2011—2013年的调查发现,北太平洋公海中心渔场海域¹³⁷Cs质量活度超过标样本底范围,其中2011年样品中核素¹³⁷Cs的平均质量活度为0.50 Bq·kg⁻¹,2012—2013年平均质量活度为0.19 Bq·kg⁻¹。

(2)所测核素质量活度水平均未超过中国食品中放射性核素质量活度300 Bq·kg⁻¹的限制浓度与通用水平1000 Bq·kg⁻¹的标准限,且检测结果对比于前期调查研究呈现降低趋势。

(3)包括水和食物在内的不同的摄入途径,对海洋生物积累放射性核素所起的作用,以及有关海洋生物对放射性核素富集和不同组织器官中的累积过程,是今后值得深入研究的方向。

参考文献:

- [1] Steinhauser G. Fukushima's forgotten radionuclides: A review of the understudied radioactive emissions[J]. *Environ Sci Technol*, 2014, 48(9): 4649-4663.
- [2] Thakur P, Ballard S, Nelson R. An overview of Fukushima radionuclides measured in the northern hemisphere[J]. *Sci of the Total Environ*, 2013, 458(3): 577-613.
- [3] Orr B, Schöppner M, Tinker R, et al. Detection of radioxenon in Darwin, Australia following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident[J]. *Journal Environ Radioact*, 2013, 126(4): 40-44.
- [4] Povinec P P, Aoyama M, Biddulph D, et al. Cesium, iodine and tritium in NW Pacific waters: A comparison of the Fukushima impact with global fallout[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(4): 5481-5496.
- [5] Buesseler K O. Fukushima and ocean radioactivity[J]. *Oceanography*, 2014, 27(1): 92-105.
- [6] 林武辉, 陈立奇, 何建华, 等. 日本福岛核事故后的海洋放射性监测进展[J]. 中国环境科学, 2015, 35(1): 269-276.
LIN Wu-hui, CHEN Li-qi, HE Jian-hua, et al. Review on monitoring marine radioactivity since the Fukushima Nuclear Accident[J]. *China Environ Sci*, 2015, 35(1): 269-276.
- [7] Inoue M, Yoneoka S, Ochiai S, et al. Lateral and temporal variations in Fukushima Dai-ichi NPP-derived ^{134}Cs and ^{137}Cs in marine sediments in/around the Sado Basin, Sea of Japan[J]. *Journal Radioanal Nucl Chem*, 2015, 303(2): 1313-1316.
- [8] Tsumune D, Tsubono T, Aoyama M, et al. Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model[J]. *J Environ Radioact*, 2012, 111: 100-108.
- [9] 蔡福龙. 放射性污染与海洋生物[M]. 北京: 海洋出版社, 1983: 94-113.
CAI Fu-long. Radioactive pollution and marine life[M]. Beijing: Ocean Press, 1983: 94-113.
- [10] Murata M, Hayase S. Life history and biological information on flying squid (*Ommastrephes bartramii*) in the North Pacific Ocean[J]. *Bull Int North Pacific Fish Commun*, 1993, 53: 147-182.
- [11] Yamamoto J, Masuda S, Miyashita K, et al. Investigation on the early stages of the ommastrephid squid *Todarodes pacificus* near the Oki Islands (Sea of Japan)[J]. *Bull Mar Sci*, 2002, 71(2): 987-992.
- [12] Yatsu A, Watanabe T. Interannual variability in neon flying squid abundance and oceanographic conditions in the Central North Pacific Ocean, 1982-1992[R]. Tokyo: Bull Natl Res Inst Far Seas Fish, 1996, 33: 123-138.
- [13] Chen X J, Liu B L. The catch distribution of *Ommastrephes bartramii* in squid jigging fishery and the relationship between fishing ground and SST in the North Pacific Ocean in 2004[J]. *Mari Sci Bull*, 2006, 8(2): 83-90.
- [14] Fan W, Wu Y M, Cui X S. The study on fishing ground of neon flying squid, *Ommastrephes bartramii*, and ocean environment based on remote sensing data in the Northwest Pacific Ocean[J]. *Journal Oceanol & Limnol China*, 2009, 27(2): 408-414.
- [15] Chen C S. Abundance trends of two neon flying squid (*Ommastrephes bartramii*) stocks in the North Pacific[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2010, 67(7): 1-10.
- [16] Honda M C, Aono T, Aoyama M, et al. Dispersion of artificial caesium-134 and -137 in the western North Pacific one month after the Fukushima accident[J]. *Geochem J*, 2012, 46(1): 361-369.
- [17] 陈新军, 刘必林, 王尧耕. 世界头足类[M]. 北京: 海洋出版社, 2009: 301-303.
CHEN Xin-jun, LIU Bi-lin, WANG Yao-geng. World cephalopods[M]. Beijing: Ocean Press, 2009: 301-303.
- [18] 彭崇, 赖晓洁, 陈晶. 用高纯锗(HPGe) γ 谱仪测量天然放射性核素活度[J]. 大众科技, 2008, 10: 99-101.
PENG Chong, LAI Xiao-jie, CHEN Jing. Measuring the activity of natural radionuclides using high purity germanium (HPGe) gamma spectrometer[J]. *Mass Technology*, 2008, 10: 99-101.
- [19] International Atomic Energy Agency (IAEA). Certified reference material for radionuclides in fish flesh sample IAEA-414 (mixed fish from the Irish Sea and North Sea) [S]. *Appl Radiat Isot*, 2006, 64: 1253-1259.
- [20] Walling D E, Quine T A. Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation; Handbook for the application of the caesium-137 technique. UK Overseas Development Administration Research Scheme R4579[J]. *Department of Geography, University of Exeter*, 1993: 35-54.
- [21] Larsson C M. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental from ionizing contaminants [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008, 99(9): 1364-1370.
- [22] Morino Y, Ohara T, Nishizawa M. Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011[J]. *Geophys Res Lett*, 2011, 38(7): 136-147.
- [23] Saito K, Tanihata I, Fujiwara M, et al. Detailed deposition density maps constructed by large-scale soil sampling for gamma-ray emitting radioactive nuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident[J]. *Journal Environ Radioact*, 2014, 139: 308-319.
- [24] Yoshida N, Kanda J. Tracking the Fukushima radionuclides[J]. *Science*, 2012, 336(6085): 1115-1116.
- [25] Evangelou N, Balkanski Y, Cozic A, et al. How "lucky" we are that the Fukushima disaster occurred in early spring: Predictions on the contamination levels from various fission products released from the accident and updates on the risk assessment for solid and thyroid cancers [J]. *Sci Total Environ*, 2014, 500: 155-172.
- [26] Ramzaev V, Nikitin A, Sevastyanov A, et al. Shipboard determination of radiocesium in seawater after the Fukushima accident: Results from the 2011-2012 Russian expeditions to the Sea of Japan and western North Pacific Ocean[J]. *Journal Environ Radioact*, 2014, 135: 13-24.

- [27] Kamenik J, Dulaiova H, Buessler K O, et al. Cesium-134 and 137 activities in the central North Pacific Ocean after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident[J]. *Biogeosciences*, 2013, 10(9):6045-6052.
- [28] Povinec P P, Hirose K, Aoyama M. Fukushima accident: Radioactivity impact on the environment[M]. New York: Elsevier, 2013:382.
- [29] 王 蕾, 郑国栋, 赵顺平, 等. 日本福岛核事故对我国大陆环境影响[J]. 辐射防护, 2012, 32(6):325-335.
WANG Lei, ZHENG Guo-dong, ZHAO Shun-ping, et al. Effects of Japan's Fukushima nuclear accident on China's mainland environment[J]. *Radiation protection*, 2012, 32(6):325-335.
- [30] 盛 黎, 周 斌, 孙明华, 等. 日本福岛核事故对我国辐射环境影响的监测与分析[J]. 气象, 2014, 39(11):1490-1499.
SHENG Li, ZHOU Bin, SUN Ming-hua, et al. Monitoring and analysis of the effects of Japan's Fukushima nuclear accident on China's radiation environment[J]. *Meteorology*, 2014, 39(11):1490-1499.
- [31] Wu J W, Zhou K B, Dai M H. Impacts of the Fukushima nuclear accident on the China Seas; Evaluation based on anthropogenic radionuclide ¹³⁷Cs[J]. *Chin Sci Bul*, 58(4/5):552-558.
- [32] 唐峰华, 王锦龙, 刘丹彤, 等. 日本福岛核泄漏典型人工放射性核素在北太平洋柔鱼渔场的分布[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(10):2066-2071.
TANG Feng-hua, WANG Jin-long, LIU Dan-tong, et al. Distribution of Fukushima accident-derived radionuclides in neon flying squid in the North Pacific Ocean[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2013, 32(10):2066-2071.
- [33] 郭 皓, 杜金秋. 海洋核污染与核素迁移[J]. 海洋开发与管理, 2014, 31(7):63-86.
GUO Hao, DU Jin-qiu. Marine nuclear pollution and nuclide migration[J]. *Marine Development and Management*, 2014, 31(7):63-86.
- [34] 蔡福龙, 陈 英, 吴晋平, 等. 海水和海洋食物链网传递¹³⁷Cs、⁶⁰Co规律的研究[J]. 海洋学报, 1984, 6(1):72-80.
CAI Fu-long, CHEN Ying, WU Jin-ping, et al. Water and marine food webs transmit ¹³⁷Cs and ⁶⁰Co rules[J]. *Ocean Journal*, 1984, 6(1):72-80.
- [35] 唐森铭, 商照荣. 中国近海海域环境放射性水平调查[J]. 核安全, 2005(2):21-30.
TANG Sen-ming, SHANG Zhao-rong. Investigation on the environmental radioactivity level of China's offshore waters[J]. *Nuclear Safety*, 2005(2):21-30.
- [36] Kennish M J. Practical handbook of estuarine and marine pollution[M]. Boca Raton, FL: CRC Press, 1997.
- [37] Ten Hoeve J E, Jacobson M Z. Worldwide health effects of the Fukushima Daiichi nuclear accident[J]. *Energy Environ Sci*, 2012, 5(9):8743-8757.
- [38] Wang W X, Pan J F. The transfer of metals in marine food chains: A review[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(3):599-604.
- [39] Hyoe T, Masashi K, Shinji O. Radiocesiums (¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs) in zooplankton in the waters of Miyagi, Fukushima and Ibaraki Prefectures[J]. *Journal Radioanal Nucl Chem*, 2015, 303(2):1265-1271.
- [40] 武 权, 刘庆芬, 张晓东, 等. 我国食品中放射性核素质量活度与限制标准[J]. 癌变·畸变·突变, 2012, 24(6):470-473.
WU Quan, LIU Qing-fen, ZHANG Xiao-dong, et al. Quality activity and limitation of radionuclide in our food[J]. *Carcinogenesis, Teratogenesis & Mutagenesis*, 2012, 24(6):470-473.