DOI: 10.3724/j.1007-6336.2025-0154

海洋辐射环境异常判定准则探讨与实践

杜金秋[1]， 王冠恒[1,2]， 关庆涛[3]， 丁洪深[4]，
高 会[1]， 姚子伟[1]

（1.国家海洋环境监测中心，辽宁 大连 116023；2.大连海洋大学 海洋科技与环境学院，辽宁 大连 116023；3.辽宁省核与辐射安全监测中心，辽宁 大连 116001；4.山东省核与辐射安全监测中心，山东 济南 250117）

摘 要：随着核能利用、核事故潜在风险及放射性废物排放的增加，海洋辐射环境监测与异常判定成为核安全保障和生态环境保护的重要任务。本文系统梳理了海洋辐射环境异常判定准则、判定技术方法及实践案例，重点探讨了国际与国内海洋辐射环境相关标准下的阈值设定、数据分析技术和评估流程，在判定依据的标准尚不健全的情况下，本底范围法、时空趋势分析法和核素指纹（比值法）成为当前异常判定的主要技术准则，并以福岛海域和大亚湾海域监测评估实践进行应用说明，指出在核事故和核设施正常运行情况下的异常特征、判定技术和管理响应的差异，并提出推进海洋辐射环境监测与异常判定工作建议，旨在为国家标准和行业指南的制修订提供理论基础，为维护海洋核安全和海洋辐射环境风险管理提供科学依据。

关键词：海洋；辐射环境；判定准则；放射性污染；核安全
中图分类号：X55 **文献标识码：**A **文章编号：**1007-6336(2026)01-0001-12

Criteria and practices for identifying anomalies in the marine radiological environment

Du Jinqiu[1], Wang Guanheng[1,2], Guan Qingtao[3], Ding Hongshen[4],
Gao Hui[1], Yao Ziwei[1]

(1.National Marine Environmental Monitoring Center, Dalian 116023, China; 2.School of Marine Science and Environment, Dalian Ocean University, Dalian 116023, China; 3.Liaoning Nuclear and Radiation Safety Monitoring Center, Dalian 116001, China; 4.Shandong Nuclear and Radiation Safety Monitoring Center, Jinan 250117, China)

Abstract: With the increasing utilization of nuclear energy, potential risks of nuclear accidents, and discharges of radioactive waste, marine radiological monitoring and anomaly identification have become crucial tasks for nuclear safety assurance and ecological environmental protection. This paper systematically reviews the criteria, technical methodologies, and practical cases for identifying anomalies in the marine radiological environment. It focuses on threshold setting, data analysis techniques, and assessment procedures under relevant international and domestic standards. In the context of insufficiently established standards and criteria for anomaly identification, the Background Range Method, Spatio-Temporal Trend Analysis, and Isotopic Fingerprint/Ratio Method have emerged as the primary technical guidelines for current anomaly detection. Applications are

收稿日期：2025-09-30，**修订日期：**2025-12-10
基金项目：中国合格评定国家认可委员会科技项目（2024CNAS25）：“放射性检测领域认可关键技术研究”；崂山实验室科技创新项目（LSKJ202202904）
作者简介：杜金秋（1984—），女，天津人，博士，研究方向为海洋放射性监测评价技术、放射性核素海洋迁移转化，E-mail: jinqiu609@163.com
通信作者：姚子伟（1973—），男，山东淄博人，博士，研究方向为海洋污染物监测评价与应急，E-mail: zwyao@nmemc.org.cn

illustrated through monitoring and evaluation practices in the waters near Fukushima and Daya Bay, highlighting the differences in anomaly characteristics, identification techniques, and management responses under both nuclear accident conditions and normal operation of nuclear facilities. Furthermore, the paper proposes recommendations for advancing marine radiological monitoring and anomaly identification, aiming to provide a theoretical foundation for the formulation and revision of national standards and industrial guidelines, to provide a scientific basis for safeguarding marine nuclear safety and managing radiological risks in the marine environment.

Key words: marine; radiological environment; identification criteria; radioactive contamination; nuclear safety

海洋中的放射性核素分为天然放射性核素和人工放射性核素两大类[1]。天然放射性核素是自然界中天然存在的放射性核素，它们广泛分布于地球环境（岩石、土壤、水体、大气）及生物体内，是人类日常辐射暴露的主要来源[2]。天然放射性核素又分为原生核素和宇生核素[3]。原生核素是地球形成时残留的长半衰期核素[4]，如铀（^{238}U）、钍（^{232}Th）、钾（^{40}K），通过岩石风化和水循环进入海洋。宇生核素是宇宙射线与大气作用产生的核素[3-5]，如碳（^{14}C）、氚（^{3}H）、铍（^{7}Be），通过降水或气溶胶沉降入海，构成了海洋的辐射本底。

人工放射性核素是通过人工核反应（如中子轰击、粒子加速）合成的放射性核素，其来源与核试验、核事故、核设施排放直接相关。研究显示，1945 年到 1980 年的核试验向大气层核爆释放 200 余种核素，马绍尔群岛 67 次核试验导致太平洋局部污染，^{137}Cs 全球释放量达 9.48×10^{17} Bq[6]；切尔诺贝利事故造成波罗的海与黑海 ^{137}Cs 污染[7]；2011 年福岛核事故中有 60 余种核素泄漏，核污染水经过多核素去除系统（ALPS）处理后无法去除氚、^{14}C 及 ^{129}I 等长寿命核素[8]；2023 年起福岛核污染水排海，计划持续 30 年，总量超百万吨[9]；1946 年到 1980 年约 3.7×10^{16} Bq 放射性废物于深海倾倒，英国温茨凯尔工厂核设施年均排放 7.4×10^{15} Bq 的 ^{137}Cs 至爱尔兰海[10]。人类核利用活动将人工放射性核素引入海洋，对海洋生态环境甚至人类健康产生辐射风险。

不同放射性核素的半衰期不同，长半衰期核素可在海洋中持久存在，并在海水、海洋生物和沉积物等介质中发生扩散、迁移和富集，对生态环境和生物产生危害。例如，^{137}Cs 的半衰期约为 30.17 a，其产生的辐射可致 DNA 断裂，造成基因突变[11-14]。同时，放射性核素参与生物地球化学循环，以 ^{137}Cs 为例，浮游植物作为初级生产者可通过细胞膜上的蛋白将溶解在水中的核素直接吸收进入细胞内部进行富集[15-16]，并通过食物链进行传递，到鱼类放大至数千倍[17]，部分顶级捕食者（如金枪鱼）体内 ^{137}Cs 浓度超过安全值，影响海洋渔业[18]。人类食用放射性污染的海产品可产生内照射累积，例如，^{90}Sr 沉积至骨骼可致骨癌；^{129}I 可损伤甲状腺[19]。放射性核素在洋流的作用下扩散或沉积，并可通过生态系统进行传递[20]。水动力扰动会导致沉积物中核素再悬浮释放，近岸海域核素的再活化率高达每年 20%，其中保守性核素（如 ^{3}H、^{14}C、^{137}Cs 等）易随洋流全球扩散，例如，福岛核事故排放的 ^{137}Cs 经黑潮的影响在 10 年内可蔓延至太平洋大部分区域[21]。在边缘海 100 ~ 300 m 海水中颗粒活性核素（如 ^{60}Co）通过“边界清除效应”快速埋藏于珊瑚骨骼；深层海水中颗粒活性核素（^{239}Pu、^{106}Ru）快速沉降至沉积物[22]。

海洋中的放射性核素含量和分布状况构成了海洋辐射环境，海洋辐射环境水平直接影响海洋生物、生态环境，间接影响着人类健康。随着核能的进一步开发和利用，监测和评估海洋辐射环境水平成为保护海洋生态环境、守护核安全的必然要求。海洋辐射环境异常是指海洋介质中放射性核素活度浓度显著超出本底水平或标准安全限值的现象。海洋辐射环境异常判定，是指通过对海洋环境中的放射性核素活度浓度、分布特征及变化趋势进行监测，将监测数据与基于运行前调查和长期监测确立的放射性本底水平、统计涨落范围和预设阈值进行比较，识别出环境中放射性水平、核素组成或时空分布是否出现显著偏离，并评估该偏离是否源于人为活

动，以及是否可能导致潜在辐射影响或需采取干预措施的系统性过程。其核心在于通过科学的方法区分自然本底辐射和人为放射性污染，为海洋生态保护和公众健康风险评估提供依据。因此建立海洋辐射环境异常的科学判定准则与实践体系对保障海洋核安全与生态环境安全，以及人类健康至关重要。

1　海洋辐射环境判定准则

1.1　判定准则

为规范海洋辐射环境管理，开展海洋辐射环境异常判定工作需要依据相应的标准或准则，目前国内外有关标准主要分为环境质量/安全标准和排放限值/监管标准。环境质量/安全标准主要规定保护公众健康和生态环境的通用剂量约束值、环境中放射性核素的指导水平等。这类标准是“异常判定”的最终参照依据和影响评估的终点。排放限值/监管标准主要规定核设施液态流出物的排放浓度限值、年排放总量控制值等。这类标准是“源头控制”的依据，其遵守情况是预防“异常”发生的前端管理手段。本文讨论的“异常判定”主要是基于监测数据与环境本底或质量指导水平的比对，但其根本目的是评估是否可能触及或超越环境安全标准，而排放标准是成因分析和管理溯源的重要参考。

1.2　国际标准框架

国际原子能机构（IAEA）有关放射性核素监测的文件，其内容非常广泛，涵盖了从环境监测、应急响应到核安全监督等多个领域，虽然没有专门针对海洋辐射环境的标准，但其安全要求适用于评估海洋放射性影响。《国际辐射防护和辐射源安全基本安全标准》[23] 是辐射防护领域的核心国际规范，由 IAEA 联合联合国粮农组织、国际劳工组织、世界卫生组织等八大机构共同倡议制定，是 IAEA 工作中必须使用的，并且也是各国核安全和辐射安全的监管规定能够适用的标准。《设施和活动的潜在辐射环境影响评估》[24] 为核设施和活动可能造成的预期辐射环境影响评估提供了通用框架和方法论。同时 IAEA 还发布了专门针对应急的标准[25]，其中关于环境监测的方法学和决策水平是放射性核素监测的基础。

《国际辐射防护和辐射源安全基本安全标准》提出了辐射防护的三项基本原则，正当性、防护的最优化和剂量限制的适用性，适用于所有可控照射情况下的辐射防护，主要用来保护人类生命健康和环境。排放控制标准采用合理可行尽量低原则（ALARA），排放限值需通过防护和安全最优化确定，结合技术可行性、经济成本及环境风险，保障公众照射尽量低。相关机构或组织在排放前需要提交辐射环境影响预评价，并在其中说明排放核素活度、形态、半衰期等特性以及海洋扩散路径与生物富集模型、代表人员的预期剂量评估。放射性物质向海洋的排放必须经监管机构批准，设定限值（包括排放总量、浓度和频率），确保公众剂量低于年有效剂量限值（1 mSv），职业暴露限值连续 5 a 平均值≤20 mSv/a，单年≤50 mSv[23]。

《设施和活动的潜在辐射环境影响评估》[24] 提供了关于为设施和活动进行潜在辐射影响评估一般框架的建议和指导，以估算和控制对公众和环境的辐射影响。海洋生态系统主要动植物相关派生干预参考水平列于表 1。

表 1　评估辐射对洋生态系统影响的动物和植物类型

Tab.1　Assessment of the effects of radiation on animal and plant types in marine ecosystems

生物	国际辐射防护委员会（ICRP）参考动物或植物	导出的干预参考水平/mGy·d^{-1}
海藻	褐藻 *Phaeophyceae*	1 ~ 10
甲壳类动物	螃蟹 *Brachyura*	10 ~ 100
鱼	平头鱼 *Alepocephalus*	1 ~ 10

ICRP 发布的 103 号出版物，主要目的是避免人和环境受到辐射照射的有害效应[26]，主要基于辐射防护三原则（正当性、ALARA、剂量限值）对海洋辐射环境进行异常判定，并结合海洋生态系统的特殊性制定标准。正当性原则是指任何向海洋排放放射性物质的行为必须证明其社会效益大于辐射风险，且无更优替代方案；ALARA 要求采用最佳可行技术将辐射暴露降至“合理可达到的最低水平”，例如，福岛核污染水需经 ALPS 处理去除核素，但 ALPS 处理对长寿命核素的清除率不够稳定，68% 的处理水中仍

残留未完全清除的核素，残留的^{14}C 和^{129}I 需通过稀释和监测优化控制，而且应经第三方机构检测并公开报告其是否稀释至监管限值或远小于监管值，确保符合 ICRP 限值。剂量限值原则要求公众每年外部暴露加摄入内照射剂量不超过 1 mSv，职业暴露 5 a 内平均限值为 20 mSv/a；通过监测海洋生物中^{137}Cs、^{90}Sr 等核素，确保食用海产品带来的辐射暴露远低于限值。正式将环境保护纳入辐射防护体系，推动建立“参考生物”剂量评估模型，对海洋鱼类、藻类等关键物种建立辐射敏感性模型，用来评估核素在食物链中的富集效应。不同核素对不同生物产生的影响不同，针对部分核素单独设置控制标准，例如，^{14}C 可放射 β 射线破坏生物的 DNA，且在生物体内富集；^{90}Sr 与钙类似，容易在骨骼中蓄积。对于像^{90}Sr、^{239}Pu 等半衰期大于 30 a 的核素，要求对其实施长期监测，限制其在海洋沉积物中的积累。

联合国原子辐射效应科学委员会（UNSCEAR）以生态系统保护为核心对海洋辐射异常进行判定[27-28]，主要依据是生物辐射剂量率阈值和核素特异性限值。其中，生物辐射剂量率阈值是基于环境电离辐射污染危险评估（ERICA）项目的生物辐射效应模型，通过测定鱼类、浮游生物等海洋生物接受的辐射剂量率来确定的，若其小于 10 μGy/h 则视为无显著生态风险，若持续大于 100 μGy/h，则可能导致生物出现基因突变、生殖异常等不可逆损伤。由于不同核素存在差异，因此生物富集能力不同，需单独设定限值。

1.3 中国标准框架

中国对海洋辐射环境异常的判定采用预防为主、防治结合的原则，并据此制定了现行海洋环境放射性相关技术规范与标准[29]，包括《核动力厂环境辐射防护规定》（GB 6249—2025）[30]、《海洋环境放射性核素监测技术规程》（HY/T 235—2018）[31]、《海水水质标准》（GB 3097—1997）[32] 等。

《核动力厂环境辐射防护规定》（GB 6249—2025）[30] 是排放限值类标准，要求核废水排放避开海洋特别保护区、重要水生生物产卵场/洄游通道、集中式取水口等敏感区，严禁漫滩排放，通过槽式排放来控制扩散。根据最佳可行技术定期优化核素活度浓度控制值，并根据不同的区域特征调整排放策略。对核设施周边海域的排放进行限制，控制其年度排放总量，以^{3}H 为例，单堆流出物排放量控制值：轻水堆中液态流出物^{3}H 活度<7.5×10^{13} Bq/a；重水堆中液态流出物^{3}H 活度<3.5×10^{14} Bq/a。当核动力厂的液态流出物排放进入海洋时，流出物监测（如液态流出物总 γ 监测）需采用在线实时系统，所有核动力堆向环境释放的放射性核素对公众个人造成的有效剂量，每年不得超过 0.25 mSv，且满足槽式排放口的液态流出物中放射性核素活度浓度低于限值，其中单一核素活度浓度需符合规范性推荐值（如^{137}Cs 活度浓度≤30 Bq/L），不同放射性核素之间的浓度推荐值可根据其衰变能量比值进行适当调整，但除^{3}H 和^{14}C 之外其他放射性核素总活度浓度不超过 1000 Bq/L。异常数据需立即上报生态环境部门，并启动来源追溯与应急评估。液态流出物中的放射性核素活度浓度推荐值列于表 2[30]。

表 2 液态流出物中的放射性核素活度浓度推荐值

Tab.2 Recommended activity concentrations of radionuclides in liquid effluents

放射性核素	推荐值/Bq·L^{-1}	放射性核素	推荐值/Bq·L^{-1}
^{55}Fe	190	^{106}Ru	45
^{63}Ni	90	^{110m}Ag	70
^{90}Sr	10	^{124}Sb	20
^{51}Cr	40	^{125}Sb	60
^{54}Mn	15	^{134}Cs	20
^{58}Co	200	^{137}Cs	30
^{59}Fe	120	^{131}I	10
^{60}Co	120	^{133}I	10
^{65}Zn	10		

《海洋环境放射性核素监测技术规程》（HY/T 235—2018）[31] 是分析技术类标准，在使用其对海洋辐射环境进行综合评估时需结合监测数据、质量控制要求及特定核素的活度浓度限值来进行。该标准适用于海水、沉积物中天然/人工放射性核素的日常监测以及海水、沉积物及生物体中核事故释放的关键核素（如^{134}Cs、^{137}Cs、^{131}I）的快速测定。《海洋环境放射性核素监测技术规程》（HY/T 235—2018）通过多核素联

合监测、严格质控流程综合分析判定海洋辐射水平，其核心逻辑是确保测量值可靠，通过统一的“技术语言”，使不同机构、不同时期的监测数据可以相互比较，以此为生态环境部门评估核设施运行影响、监控海洋辐射环境安全提供技术支撑，在发生核事故或突发污染事件时，能迅速启动规范化的应急监测，为决策提供关键数据。

《海水水质标准》(GB 3097—1997)是环境质量类标准，其中放射性核素限值针对四类海水[32]，若在海水中某放射性核素活度浓度超过限值，即视为辐射环境异常。需结合具体海域的水质分类(如渔业、养殖、港口等)进一步评估风险等级，单因子超标法和水质类别匹配原则作为其判定辐射异常的核心准则。单因子超标法的判定依据是海水中任何一种放射性核素实测活度浓度超过其限值(^{134}Cs: 0.6 Bq/L、^{137}Cs: 0.7 Bq/L、^{90}Sr: 4 Bq/L、^{60}Co: 0.03 Bq/L、^{106}Ru: 0.2 Bq/L)，即视为异常，判定为辐射超标。特殊要求水域(渔业保护区、珍稀生物区)的放射性核素需“不得检出”或低于仪器检测限(标准未明确数值，实操中要求接近本底水平)；水产养殖区需同步满足《食品中放射性物质限制浓度标准》(GB 14882—1994)[33]，以防止污染海产品。

2　海洋辐射环境异常判定技术与方法

2.1　判定流程

根据海洋辐射环境异常判定准则中列出的国内外相关技术标准，得到海洋辐射环境异常的判定流程，如图 1 所示。主要遵循“数据→判定→评估→决策→响应”的逻辑链，构建了一个多层次、多方法协同的判定体系，旨在确保判定结果的科学性与可靠性。

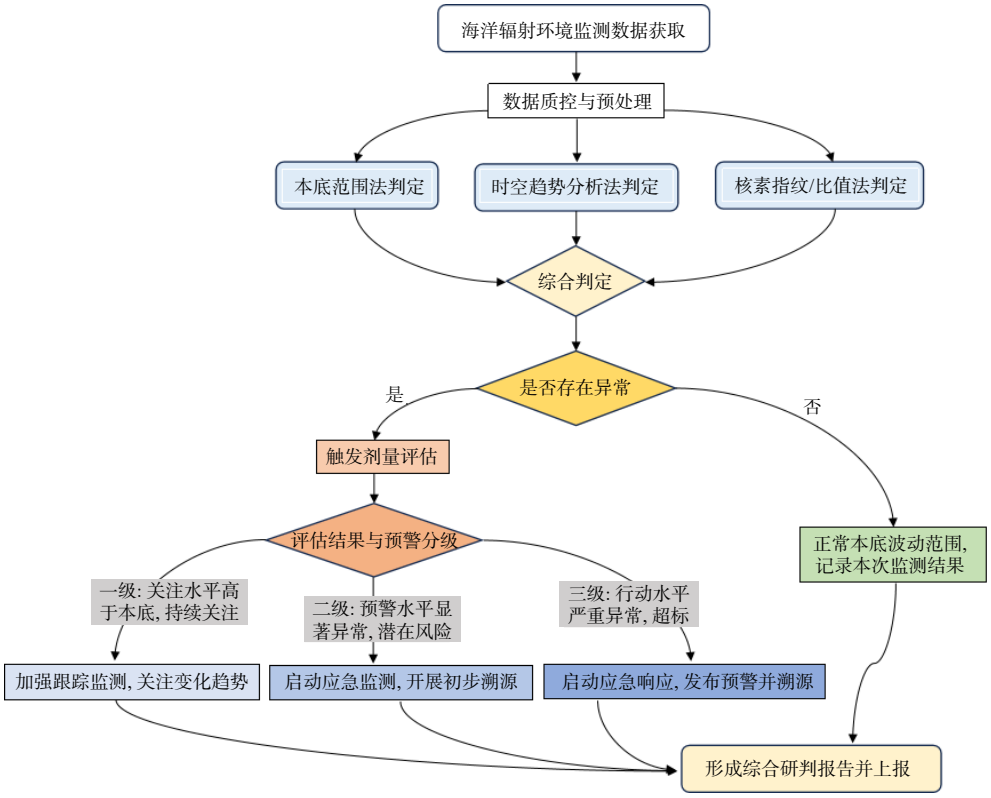


图 1　海洋辐射环境异常判定流程

Fig. 1　Marine radiological environment anomaly identification process

对采集的样品进行实验室分析，对处理的数据结果进行严格的质控检查，确保数据可靠。采用本底范围法(将当前监测值与历史本底值范围进行比较)、时空趋势分析法(分析该点位的时间序列数据，判断是否出现突升；对比周边点位的空间分布，判断是否出现孤立高值点)、核

素指纹(比值法)(计算关键核素比值,如$^{134}Cs/^{137}Cs$,并与已知源项的“指纹”特征进行比对)进行协同验证与综合判断,作出“是”或“否”存在异常的综合判断。时空趋势分析法是连接本底筛查与溯源诊断的核心分析主体,是常态化监测中异常识别的中枢技术。时空趋势分析法不仅能验证本底范围法识别的疑似异常是否构成真实的时空趋势,还能为核素指纹(比值法)提供关键的采样指向和初步的污染扩散线索,是将“数据点”转化为“环境过程”认知的关键步骤。一旦确认异常,则将核素活度浓度转换为对公众可能产生的辐射剂量,与国家标准的阈值进行比对,进一步利用剂量评估模型评估可能产生的生态风险。基于数据验证和综合判断生成完整的研判报告,上报给管理部门。同时,本次判定的结果(尤其是确认的正常数据)可以反馈更新至历史本底数据库,使未来的本底范围更加精准。

除具有明确判定标准依据的情况外,海洋辐射环境异常的判定主要结合历史本底数据范围进行趋势性分析。在进行海洋辐射环境监测与异常判定时,要求至少连续两年对海洋环境(包括海水、沉积物、海洋生物等介质)进行本底调查,重点关注水体异常情况。异常判定需要与历史本底数据进行对比,当监测数值明显超出本底波动范围(如人工核素检出异常或活度浓度骤增)时视为异常。必测核素包括^{3}H、^{14}C、^{137}Cs、^{90}Sr等,若在海水中检出人工核素(如^{137}Cs、^{60}Co)且活度浓度持续高于本底水平,可判定为异常;对于短寿命核素的异常判定的关键在于探测技术的灵敏度,例如,^{134}Cs活度浓度检出限(如0.2 Bq/m^3)可作为是否存在异常的判定准则。当人工核素活度浓度超过本底涨落范围,需进行趋势性分析进一步调查判定。若核素活度浓度超过本底值3倍标准差(实测值>本底均值+3σ),需启动复核程序,快速筛查海水中的核素活度浓度,当海水中^{137}Cs活度浓度大于10 Bq/m^{3}时,可视为存在潜在的核事故影响。在多介质协同监测时,如果在沉积物中检测到^{137}Cs活度浓度>25 Bq/kg或生物样品(如贝类)放射性超标时,即使海水中放射性未超标,也应视为存在潜在的辐射风险。发生核事故后的应急阈值,可执行临时限值,通常严于常规标准。根据现有标准和相关研究[34],海洋辐射环境异常可按照四级分类法划分,具体见表3。

表3 海洋辐射环境异常四级分类

Tab.3 Marine radiological environment anomalies classified into four levels

级别	判定标准	海水^{3}H限值	海水^{137}Cs限值	海水^{90}Sr限值
1级(安全)	处于历史本底波动区间	<3.2 Bq/L	<2.9 mBq/L	<7.1 mBq/L
2级(警示)	超出本底但未危及公众健康	3.2 ~ 1.3×10^5 Bq/L	2.9 mBq/L ~ 3.8 Bq/L	7.1 mBq/L ~ 1.2 Bq/L
3级(高风险)	所致辐射危害人类健康(超出1 mSv/a限值)	>1.3×10^5 ~ 4.8×10^7 Bq/L	>3.8 ~ 300 Bq/L	>1.2 ~ 3.8×10^3 Bq/L
4级(危险)	所致辐射危害海洋生物(超出400 μGy/h限值)	>4.8×10^7 Bq/L	>300 Bq/L	>3.8×10^3 Bq/L

当前,我国以长期监测的天然放射性核素(如铀、钍系列)和人工放射性核素(如^{137}Cs、^{90}Sr)的本底水平为基准,建立了海洋辐射环境监测网络,对海洋(覆盖核设施周边海域)实施常态化监测。监测数据需进行严格质量控制,在实验室内通过使用标准参考物质校准仪器对每批次样品(需包含空白样、平行样和加标回收样)的质量进行控制,回收率要求达到80% ~ 120%,对于异常的数据进行复核,对容器本底等进行排除采样和分析污染检查,复测样品的关键数据并验证仪器的稳定性,结合水文、气象数据来判断污染来源(如洋流、核设施排放)。生态环境部组织沿海地区每年开展监测,覆盖123个近岸、近海海域点位及14个核电基地周边海域,共享监测数据、统一判定标准,对异常情况联合启动应急监测。若发现人工放射性核素活度浓度持续超过历史本底波动范围(如超过3倍标准差)、检测到异常核素或异常核素组合(如福岛事故后出现的$^{134}Cs/^{137}Cs$异常),则启动评估与应急预案。

2.2 数据分析与评估技术

2.2.1 监测数据分析

海洋辐射环境异常判定中使用的本底范围

法和时空趋势分析法主要是针对监测数据的分析。海洋辐射环境监测数据通常呈离散点状分布，采用空间插值法进行分析。空间插值法主要是绘制放射性核素在环境中的扩散趋势图，通过构建连续表面分布特征实现对辐射异常的高精度识别与动态监测，揭示异常区域[35]。

根据国家核辐射环境质量评价标准[36]，海洋辐射环境中的放射性核素本底值可以通过整筛平均值获得[35]。对实验数据进行分析，看是否符合正态分布，以此来评估海洋辐射环境数据是否可以使用空间插值法。并应用软件常用的空间插值，将放射性核素数据分别生成放射性污染等值线图，对空间插值方法进行对比验证。

2.2.2　同位素指纹识别

同位素在海洋环境中的行为具有特定的物理和化学特征，并在物理、化学和生物过程中产生分馏[37-38]。同位素指纹是基于元素同位素组成在天然过程和人为活动中产生的分馏差异，形成的独特“指纹”[39]。在海洋辐射环境中，该方法主要依赖测量特定放射性核素的同位素比值、核素间的活度比例关系以及核素的空间分布模式，来区分人为排放与天然本底[40]。在海洋辐射环境中，多种放射性核素的同位素比值和活度分布特征构成了识别污染源的指纹图谱。这些指标因其独特的产生机制、稳定的化学性质及在环境介质中的特异性分布模式，成为区分不同污染来源的有效工具。

Cs 同位素体系（尤其是 ^{134}Cs 和 ^{137}Cs）是海洋放射生态学中溯源人为核污染的核心工具，其应用依赖于同位素的半衰期差异、来源特异性及环境行为特征。Cs 在自然界中主要以稳定同位素 ^{133}Cs 存在，其放射性同位素天然丰度极低，可忽略不计。Cs 的放射性同位素主要来源于核试验[41-42]、核事故[43-44]等。自然界不存在常规可检出的 ^{134}Cs（半衰期仅 2 a），海水中检测到 ^{134}Cs 即可确认为是近 10 a 内的人为核相关活动释放（如福岛核污水）。^{137}Cs 的半衰期（约 30.17 a）较长，一般采用 ^{134}Cs/^{137}Cs 作为指纹。福岛事故初期释放的 ^{134}Cs/^{137}Cs 接近 1.0，而切尔诺贝利事故该值约为 0.5，核试验沉降已几乎不含 ^{134}Cs[41,43-44]。通过该比值可区分福岛污染水与其他历史来源。Pu 在自然界中本底浓度极低，海洋环境中的 Pu 元素主要来源于核试验、核事故排放、核燃料后处理厂释放等。Pu 共有 15 种同位素，其中重要的放射性同位素 ^{239}Pu 半衰期为 2.411×10^4 a，^{240}Pu 半衰期为 6.561×10^3 a[45]。不同来源的 Pu 由具有特征性的同位素组成，通常采用 ^{240}Pu/^{239}Pu（原子比值）的指纹特征来指示不同来源的 Pu 同位素特征比值[46-49]，具体列于表 4。

表 4　不同来源的钚同位素特征比值

Tab.4　Characteristic ratios of plutonium isotopes from different sources

污染源类型	^{240}Pu/^{239}Pu	主要分布区域	特征形成原因
全球大气沉降	0.18±0.02[48-49]	全球广泛分布	多源混合均衡
太平洋核试验	0.30-0.36[43,49-50]	西太平洋、中国边缘海	热核武器试验
切尔诺贝利事故	0.388±0.086[51]	欧洲海域、北冰洋	反应堆燃料释放
福岛核事故	0.323 ~ 0.330[52]	日本东部海域	反应堆燃料泄漏
塞拉菲尔德后处理厂	0.242±0.022[53]	爱尔兰海、北大西洋	燃料后处理排放

2.2.3　剂量评估

ERICA（Environmental Risk from Ionizing Contaminants: Assessment and Management）是由欧盟开发的综合性辐射风险评估工具[54]，包含三大核心模块：剂量评估模块、风险判定模块、数据库系统。该模型基于物种敏感性分布理论，专门用于评估电离辐射对非人类物种的潜在影响，采用三级渐进式评估框架，在暴露分析阶段计算生物体内、外辐射剂量率，在效应评估阶段比对筛选基准值，最终通过风险表征量化生态风险水平，兼顾科学严谨性与应用灵活性[55]。

外照射剂量评估取决于环境中沉积物、水体等介质的核素活度浓度，以及生物浓集因子（L/kg 鲜重）和沉积物分配系数（L/kg 干重）等，计

算采用蒙特卡洛模拟与解析几何模型相结合的方法[56-57]。针对海洋生物的特殊性，模型内置了水生生物剂量转换因子数据库，可自动计算包括浮游生物、鱼类、甲壳类、软体动物等典型海洋生物的辐射吸收剂量[58]。

ERICA 工具设置了两级风险评估基准。第一级为筛选评估，用于进行快速、保守的筛查，旨在识别出那些明显不存在风险的情况，从而无须进行复杂、耗资源的评估，通常将 10 μGy/h 作为最低阈值，低于此值则认为风险可忽略。第二级是指对在第一级筛查中“未通过”的情况，进行更现实、更细致的风险评估，以减少第一级评估的过度保守性。当评估结果超过阈值时，模型可进一步计算风险商（计算预测的环境剂量率与相应生物群组参照值的比值）和种群水平影响[57,59]。值得注意的是，该模型特别强调不确定性分析，通过概率统计方法量化参数变异对结果的影响，支持用户执行敏感性分析以识别关键风险因子[54]。

3 海洋辐射环境判定实践案例

3.1 福岛核事故后西太平洋辐射环境监测评估

2011 年 3 月 11 日，日本东北部海域发生 9.0 级地震并引发海啸，导致福岛第一核电站发生严重事故，大量放射性物质向大气和海洋环境释放[60]。此次事故被定为国际核事件分级表最高级别（7 级），成为人类历史上最严重的核事故之一[61]。

福岛核事故导致放射性核素向大气和海洋中释放[62]。事故初期，由于爆炸和堆芯熔毁，^{131}I、^{134}Cs、^{137}Cs 等大量放射性物质进入大气层，并随大气环流扩散，部分沉降进入太平洋[63]。据 IAEA[64] 估计，该事故向大气中释放了 6000 ~ 12 000 PBq 的^{133}Xe（包括早期约可达 15 000 PBq），所释放的^{131}I 的平均总活度为 100 ~ 400 PBq，而^{137}Cs 的平均总活度为 7 ~ 20 PBq（包括早期约可达 700 PBq 和 50 PBq）；向海洋直接释放和排放的^{131}I 估计为 10 ~ 20 PBq，直接释放和排放的^{137}Cs 估计为 1 ~ 6 PBq。事故中后期，为冷却熔融堆芯而注入的大量冷却水以及渗入反应堆的地下水和雨水，形成含有多种核素的高浓度放射性污水，直接排入太平洋[65-66]。

事故发生后，日本政府启动全国辐射监测网络，重点监测大气、海水及海洋生物中的放射性核素，定期发布福岛周边海域放射性数据，海水中^{137}Cs 活度浓度在事故初期显著升高，最高达事故前背景值的 48 倍[67-68]。中国自 2011 年起组织了多航次西太平洋监测，覆盖日本福岛以东及东南方向海域[69]，2011—2012 年在监测海域中全部检出^{137}Cs、^{90}Sr，94% 监测站位样品中检出了正常情况下无法检出的^{134}Cs，71% 监测站位的^{137}Cs 活度浓度超过中国海域本底范围，其中^{137}Cs 和^{90}Sr 最高活度浓度分别为中国海域本底范围的 300 倍和 10 倍，监测海域海水样品中未检出^{131}I。2013—2023 年进行的持续监测结果显示，放射性水平整体呈下降趋势，但像福岛东南海域等区域仍存在异常富集，在部分鱼类样本中检出^{110m}Ag 等核素[69]。2023 年日本启动福岛核污染水排海，数据显示，中国管辖海域未受核污染水排海直接影响，但仍需建立长期预警机制[70]，确保中国公众健康安全。

3.2 大亚湾核电站周边海域辐射环境监测评估

大亚湾核电站自 1994 年投入运行以来，生态环境部委托广东省辐射环境监测机构对核电站外围区域进行独立的监测，重点监控 10 km 内的海域，覆盖海水、沉积物及海洋生物等介质，并参考全球核电站周边海域监测标准[71]。

长期监测数据显示[72-73]，在大亚湾核电站废水排放渠附近海域海水中的^{3}H 活度浓度为 2.4 ~ 5.8 Bq/L，2021 年平均值为 4.1 Bq/L，西大亚湾海域为 0.95 ~ 8.04 Bq/L，远低于《核动力厂环境辐射防护规定》（GB 6249—2025）中“受纳水体为海洋的核动力厂场址，其槽式排放口处的液态流出物中氚的活度浓度不应超过 3×10^{7} Bq/L”的规定。1993–2021 年数据显示无累积效应，活度浓度在本底水平波动[72]。监测数据结果列于表 5。海水中的^{137}Cs 使用高纯锗 γ 谱仪分析，沉积物样品按《海洋监测规范 第 5 部分：沉积物分析》（GB 17378.5—2007）[74] 处理，相关数据显示[75-76]，在大亚湾核电周边海域，海水中的^{137}Cs 活度浓度为<1.0 ~ 7.0 Bq/m^3，^{90}Sr 活度浓度为<0.4 ~ 3.2 Bq/m^3[75]。海底沉积物中的^{137}Cs 活

度浓度为<0.3 ~ 9.3 Bq/kg，^{90}Sr 活度浓度为<0.02 ~ 0.18 Bq/kg[75]；潮间带沉积物中^{137}Cs 活度浓度为<0.5 ~ 3.7 Bq/kg，^{90}Sr 活度浓度为<0.01 ~ 0.19 Bq/kg。以上数据表明核电站对海洋环境影响轻微，在海水和海洋沉积物中的活度浓度未见异常，均处于历史监测范围内[77]。

表 5　大亚湾海域主要放射性核素监测数据[72-76]

Tab.5　Monitoring results of major radionuclides in the Daya Bay area

核素	介质	活度浓度范围	均值
^{3}H	海水	0.95 ~ 8.04 Bq/L	3.3 Bq/L
^{137}Cs	海水	<1.0 ~ 7.0 Bq/m^3	2.7 Bq/m^3
^{90}Sr	海水	<0.4 ~ 3.2 Bq/m^3	1.7 Bq/m^3
^{137}Cs	海底沉积物	<0.3 ~ 9.3 Bq/kg	1.0 Bq/kg
^{90}Sr	海底沉积物	<0.02 ~ 0.18 Bq/kg	0.10 Bq/kg
^{137}Cs	潮间带沉积物	<0.5 ~ 3.7 Bq/kg	0.56 Bq/kg
^{90}Sr	潮间带沉积物	0.01 ~ 0.19 Bq/kg	0.09 Bq/kg

通过以上两个不同性质的案例分析，对比其差异性主要表现在以下 3 个方面。

（1）异常特征：福岛案例表现为多种关键核素（如^{134}Cs、^{137}Cs）活度浓度的急剧、同步升高；大亚湾案例则可能表现为单一核素在特定区域的持续性、低水平偏离。

（2）判定技术侧重：福岛案例事故性质清晰，除核素活度浓度异常升高外，可以依据核素指纹（比值法）进行源项确认；大亚湾案例则主要依赖于高灵敏度的本底范围法与时空趋势分析法进行早期预警。

（3）管理响应目标：福岛案例的响应主要是跨境影响的国际应急评估与公众沟通；大亚湾案例的响应主要侧重核设施运行安全的长期验证与监管。

4　挑战与展望

海洋放射性核素是自然演化与人类核活动的双重产物，其迁移受控于海洋动力–生物地球化学耦合过程，生态影响跨越时空尺度。福岛核污染水排海凸显人为核污染的不可逆风险，亟需全球协同监测评估（如 IAEA 框架）、技术创新与政策干预，以平衡核能发展与海洋生态环境保护。未来研究需聚焦核素协同影响机制、生物放大效应及海底沉积物长期累积封存潜力，守护核能安全利用和生态环境的可持续性。

随着涉海核设施和核技术的大力发展，国内外相关组织或机构出台了一系列的标准，使得海洋辐射环境维持在相对稳定的状态，对于海洋放射性核素的监测已满足大部分场景使用，但依然面临着巨大的挑战。目前，低剂量辐射的长期生态效应不明，现有标准难以量化慢性低剂量辐射。例如，福岛核污染水中核素对海洋生物的累积损伤和食物链放大效应缺乏长期跟踪数据；洋流导致核素跨境扩散，跨国污染溯源界定困难。受限于船舶采样，当前海洋辐射环境监测数据结果时空分辨率还很低；^{239,240}Pu 等超痕量核素监测分析成本高，尚未大规模使用。

在进行海洋辐射环境异常判定工作时需融合多尺度监测数据、国内外标准与区域实践，同时依赖技术进步来提升响应速度。着眼未来，建议根据不同区域特点，结合沿海核能产业布局，优先聚焦各典型海域，采用统一的统计学方法（如 3σ 等），分区域、分核素开展本底范围、时空趋势与异常阈值的研究，建立不同区域海洋放射性数据库。进一步加强对核素指纹（比值法）关键作用的研究验证，建议在我国正在制定或修订的《海洋辐射环境应急监测方案》及其技术指南中，明确纳入并规范核素指纹（比值法）作为异常溯源的核心技术手段。同时为实现对监测时间和空间的覆盖，建议继续大力发展高灵敏度原位探测技术和走航在线监测技术，并结合 AI 算法、数字孪生等技术预测核素扩散路径，提升预测、预警精度。最后为提升区域协同应对能力，

建议依托 IAEA 等现有合作机制，推动建立区域性海洋辐射环境数据共享平台，旨在促进监测数据、本底信息、趋势变化与异常判定的交流，共同应对潜在的全球海洋放射性风险。

致谢：感谢华东核与辐射安全监督站甄飞强、黄鸿参加了深入讨论，感谢集美大学林武辉教授的宝贵意见。

参考文献：

[1] 陈立奇, 何建华, 林武辉, 等. 海洋核污染的应急监测与评估技术展望 [J]. 中国工程科学, 2011, 13(10): 34-39,82.

[2] 张译文, 谢银凤, 段明杰, 等. 天然水体中总 α 和总 β 放射性来源分析 [J]. 地下水, 2024, 46(5): 131-133,150.

[3] 林武辉, 杜金秋, 拓 飞, 等. 基于海洋放射性核素时空演化体系的海洋核安全评估技术 [J]. 核安全, 2024, 23(03): 37-44.

[4] Hu Q H, Weng J Q, Wang J S. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2010, 101(6): 426-437.

[5] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) 2000 Report, Volume II[M]. New York: United Nations, 2000.

[6] Huang C P, Guan Y J, Cui L J, et al. Environmental correlates of the distribution characteristics of artificial radionuclides (^{137}Cs, $^{239+240}$Pu, ^{237}Np) in the northeast China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 490: 137759.

[7] Saniewski M, Balazy P, Klajman K, et al. Distribution of ^{137}Cs in the marine environment from King George Island (Southern Shetlands, maritime Antarctica)[J]. Marine Pollution Bulletin, 2023, 197: 115752.

[8] Men W. Discharge of contaminated water from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident into the Northwest Pacific: what is known and what needs to be known[J]. Marine Pollution Bulletin, 2021, 173: 112984.

[9] 张 通, 侯小琳, 范煜坤. 福岛核事故源放射性铯海洋扩散研究进展及其对福岛核污染水排海应对的启示 [J]. 中国科学: 地球科学, 2025, 55(2): 397-415.

[10] 杨 鹰. 英国温茨凯尔核事故研究 [J]. 郑州航空工业管理学院学报 (社会科学版), 2017, 36(2): 130-135.

[11] PRODUCTION, IMPORT/EXPORT, USE, AND DISPOSAL [M]//Toxicological Profile for Total Petroleum Hydrocarbons (TPH). Agency for Toxic Substances and Disease Registry (US), 1999.

[12] Duong V H, Chu T T, Pham-thi T X, et al. Effect of biotic and abiotic factors on cesium uptake and excretion in Asian green mussels (*Perna viridis*): a laboratory study[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2025, 334(10): 7485-7496.

[13] 赵 骅, 周湘艳. 氚致脑细胞损伤效应的研究进展 [J]. 国际放射医学核医学杂志, 2024, 48(12): 747-752.

[14] 赵维超, 胡 南, 龙鼎新, 等. 低剂量 γ 射线辐照对斑马鱼胚胎的发育和遗传毒性效应 [J]. 原子能科学技术, 2018, 52(9): 1695-1703.

[15] Kaeriyama H, Fujimoto K, Ambe D, et al. Fukushima-derived radionuclides ^{134}Cs and ^{137}Cs in zooplankton and seawater samples collected off the Joban-Sanriku coast, in Sendai Bay, and in the Oyashio region[J]. Fisheries Science, 2015, 81(1): 139-153.

[16] De With G, Bezhenar R, Maderivh V, et al. Development of a dynamic food chain model for assessment of the radiological impact from radioactive releases to the aquatic environment[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2021, 233: 106615.

[17] Ferreira M F, Turner A, Jha A N. Controlled release of radioactive water from the Fukushima daiichi nuclear power plant: should we be concerned?[J]. Environmental Science & Technology, 2024, 58(11): 4840-4843.

[18] 董宇辰, 秦 松, 陈柯旭, 等. 人工放射性核素在海洋鱼类中的富集、分布及放射损伤研究进展 [J]. 大连海洋大学学报, 2022, 37(6): 1066-1075.

[19] Johansen M P, Ruedig E, Tagami K, et al. Radiological dose rates to marine fish from the Fukushima daiichi accident: the first three years across the North Pacific[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(3): 1277-1285.

[20] Du Bois P B, Laguionie P, Boust D, et al. Estimation of marine source-term following Fukushima Dai-ichi accident [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2012, 114: 2-9.

[21] 张福乐, 王锦龙, 黄德坤, 等. 福岛核污染水中的人工放射性核素及其在海洋环境中的迁移转化行为 [J]. 地球科学进展, 2024, 39(1): 23-33.

[22] 林武辉, 余克服, 杜金秋, 等. 日本福岛核废水排海情景下海洋生态环境影响与应对 [J]. 科学通报, 2021, 66(35): 4500-4509.

[23] 国际原子能机构. 国际辐射防护和辐射源安全基本安全标准 [R]. 维也纳: IAEA, 2014: 1-421.

[24] IAEA. Prospective radiological environmental impact assessment for facilities and activities: general safety guide[R]. Vienna: IAEA, 2018.

[25] IAEA. Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency[R]. Vienna: IAEA, 1999.

[26] ICRP. The 2007 recommendations of the international commission on radiological protection[R]. Ottawa: ICRP Publication, 2007.

[27] 辐射科委会. 2020 年关于福岛核事故放射性核素后果的报

告 [R]. 维也纳: 辐射科委会, 2020.
[28] 联合国. 联合国原子辐射影响问题科学委员会的报告: 第六十七届和第六十八届会议 [R]. 纽约: 联合国, 2021.
[29] 于　涛, 倪甲林, 黄德坤, 等. 我国海洋放射性监测技术体系现状及展望 [J]. 应用海洋学学报, 2022, 41(1): 166-176.
[30] GB 6249—2025 核动力厂环境辐射防护规定 [S].
[31] HY/T 235—2018 海洋环境放射性核素监测技术规程 [S].
[32] GB 3097—1997 海水水质标准 [S].
[33] GB 14882—1994 食品中放射性物质限制浓度标准 [S].
[34] 余　雯, 虞泽锋, 王洪波, 等. 海洋环境辐射质量分级方法及导出活度浓度限值初探 [J]. 应用海洋学学报, 2022, 41(3): 386-394.
[35] 李瑞峰. 基于 GIS 的句容市天然放射性污染评价研究 [D]. 南京: 南京师范大学, 2014.
[36] 中华人民共和国生态环境部. 中华人民共和国放射性污染防治法 [Z]. 2003.
[37] Soddy F. The origins of the conception of isotopes[J]. Nature, 1923, 112(2806): 208-213.
[38] 王伟超, 张璐瑶, 令伟博, 等. 基于 MC-ICP-MS 的稳定铜同位素分析在环境健康研究中的应用进展 [J]. 质谱学报, 2024, 45(2): 183-192.
[39] 刘维维. 稳定同位素在海洋源农产品产地溯源中的研究进展 [J]. 核农学报, 2025, 39(8): 1763-1774.
[40] Williams-Hoffman M, Johansen M P, Larcombe P, et al. Montebello Islands marine sediment retains nuclear weapons-derived radionuclide contamination 70 years after detonations[J]. Marine Pollution Bulletin, 2025, 219: 118280.
[41] 谢腾祥. 印太交汇区人为放射性核素氚与钚的同位素组成特征及对水团和生物地球化学过程的示踪 [D]. 厦门: 厦门大学, 2020.
[42] Wang Y Q, Xie R C, Liu J W, et al. Carbonate-mediated terrestrial strontium transport through fresh submarine groundwater discharge into a tropical continental island bay[J]. Global and Planetary Change, 2025, 253: 104955.
[43] Inoue M, Takehara R, Hanaki S, et al. Distributions of radiocesium and radium isotopes in the western Bering Sea in 2018[J]. Marine Chemistry, 2020, 225: 103843.
[44] 林武辉, 张翊邦, 杜金秋, 等. 日本福岛来源^{134}, ^{137}Cs 在海洋多介质体系中演变特征解析: 以福岛港口区为例 [J]. 原子能科学技术, 2024, 58(10): 2022-2031.
[45] 刘志勇, 马仁锋, 李宇坤, 等. 核能战略背景下 Pu 在中国海岸带的研究进展 [J]. 分析测试学报, 2024, 43(10): 1496-1511.
[46] Zhang M T, Wang Y C, Zhao X, et al. Insights into plutonium in marine biota along the coast of China[J]. Journal of Hazardous Materials, 2025, 486: 137097.
[47] 王永昌, 张梦婷, 侯小琳. 生物样品中超低水平^{239}Pu 和^{240}Pu 的分析 [J]. 分析化学, 2024, 52(5): 706-716.
[48] Zhang M T, Qiao J X, Zhang W C, et al. Plutonium isotopes in the northwestern South China Sea: level, distribution, source and deposition[J]. Environmental Pollution, 2022, 298: 118846.
[49] Zhang M T, Hou X L, Zhang L Y, et al. Distribution of anthropogenic ^{129}I in the Western South China Sea and its application for tracing the sources and movement of pollution[J]. Environmental Science & Technology, 2022, 56(17): 12298-12306.
[50] Oikawa S, Yamamoto M. Ploutonium concentration and 240Pu/239Pu atomicratio in liver of squid collected in the coastal sea areas of Japan[J]. Journal of Environment Radioactivity, 2007, 93(3): 170-180.
[51] Konegger-Kappel S, Prohaska T. Spatially resolved analysis of plutonium isotopic signatures in environmental particle samples by laser ablation-MC-ICP-MS[J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2016, 408(2): 431-440.
[52] Wu J W, Zheng X M, Chen J S, et al. Distributions and impacts of plutonium in the environment originating from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident: an overview of a decade of studies[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2022, 248: 106884.
[53] Lee S H, Gastaud J, La Rosa J J, et al. Analysis of plutonium isotopes in marine samples by radiometric, ICP-MS and AMS techniques[J]. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 2001, 248(3): 757-764.
[54] Brown J E, Alfonso B, Avila R, et al. The ERICA tool[J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2008, 99(9): 1371-1383.
[55] 叶素芬, 张珞平, 陈伟琪. 海洋放射性污染生态风险评价研究进展 [J]. 生态毒理学报, 2016, 11(6): 1-11.
[56] 林武辉, 张　帆, 余克服, 等. 人工放射性核素在珊瑚岛礁系统中的富集与评估 [J]. 地球科学进展, 2023, 38(3): 286-295.
[57] Duong V H, Pham-thi T X, Chu T T, et al. High accumulation of ^{210}Po concentration in muscle tissue and hepatopancreas gland organs of Asian green mussel (*Perna viridis*) at the coastal area of Binh Thuan, Vietnam: radiological protection perspectives[J]. Marine Pollution Bulletin, 2025, 219: 118348.
[58] Srilerd A, Kungskulniti N, Tumnoi Y, et al. Radiological risk assessment in the Asian green mussel (*Perna viridis*) and the Thai seafood consumers[J]. Environmental Advances, 2024, 15: 100487.
[59] 郝　睿, 赵　锋, 沙向东, 等. 海岛核电对岛屿非人类物种辐射影响及风险研究 [J]. 辐射防护, 2019, 39(5): 379-385.
[60] 宗姣姣. 日本 3·11 灾难叙事的多维书写 [D]. 长春: 东北师范大学, 2019.
[61] Fu X M, Yuan L, Sun Q F. An assessment of the radiation dose and health effects of the Fukushima nuclear accident in

Japan over the past 10 years[J]. Chinese Journal of Radiological Health, 2021, 30(6): 732-738.

[62] 张 琼, 王 博, 王 亮, 等. 切尔诺贝利和福岛核事故后放射性土壤修复研究进展 [J]. 环境与可持续发展, 2016, 41(05): 117-121.

[63] 潘自强. 日本福岛核事故的辐射照射水平和影响 [N]. 中国核工业报, 2013-06-28.

[64] IAEA. The Fukushima Daiichi accident[M]. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency, 2015.

[65] 徐 嘉, 金衡山. 美国政府与大众对核污染态度的历史溯源: 以日本核污水排海事件为起点 [J]. 浙江外国语学院学报, 2024(03): 45-56.

[66] 陈沁涵, 徐梓涵. 福岛核污水排海一周年, 如今状况怎样?[N]. 澎湃新闻· 全球速报 , 2024-8-24. https://www.thepaper.cn/newsDetail_forward_28496766.

[67] 杨雯珺. 国际原子能机构报告认定: 东电能“准确且精细”测量出处理水的核素 [N]. 央视网, 2023-06-01. https://news.cctv.com/2023/06/01/ARTIse83x7KtKnfgrXzOTb6Q230601.shtml.

[68] 于姝楠. 国家海洋局: 西太平洋海域仍受福岛核泄漏事故影响 [N]. 人民网, 2012-05-05. https://cnews.chinadaily.com.cn/2012-05/05/content_15216263.htm.

[69] 中国政府网. 辽宁省海洋与渔业厅公布 2012 年全省海洋环境公报 2 [N]. 人民网, 2013-4-26. https://politics.people.com.cn/n/2013/0426/c70731-21290060-2.html.

[70] 中华人民共和国生态环境部. 生态环境部 (国家核安全局) 相关负责人就日本启动福岛核污染水排海答记者问 [Z]. 2023-8-24. https://www.mee.gov.cn/ywdt/xwfb/202308/t20230824_1039228.shtml.

[71] 中华人民共和国生态环境部. 2011 年辐射环境 [Z]. 2012-06-05. https://www.mee.gov.cn/hjzl/hjzlqt/hyfshj/201605/t20160526_347139.shtml.

[72] 张 贞. 大亚湾核电基地周围海水氚活度浓度的监测概况 [J]. 核安全, 2022, 21(06): 19-24.

[73] 陈志东, 林 清, 林淑倩. 大亚湾核电基地周围环境中^{3}H 水平分析 [J]. 辐射防护通讯, 2016, 36(03): 19-24.

[74] 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. 海洋监测规范 第 5 部分: 沉积物分析: GB 17378.5—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.

[75] 陈志东, 林 清, 邓 飞, 等. 大亚湾核电站周围海洋介质中核素^{90}Sr、^{137}Cs 的放射性水平 [C]//全国放射性流出物和环境监测与评价研讨会论文汇编. 杭州: 中国核学会辐射防护学会, 中国环境学会核安全与辐射环境专业委员会, 2003: 118-123.

[76] 吉长余, 张东果. 大亚湾核电站 1994 ~ 2003 年环境辐射监测结果与分析 [J]. 辐射防护, 2004, 24(03/04): 173-190.

[77] 梁贵渊, 邓 飞, 陈万良, 等. 大亚湾核电基地周围海洋沉积物的放射性水平 [J]. 核安全, 2019, 18(05): 33-37.

（本文编辑：胡莹莹）