

附件3

《海水浴场赤潮监测技术规范（征求意见稿）》
编制说明

《海水浴场赤潮监测技术规范》编制组

二〇二六年一月

项目名称：海水浴场赤潮监测技术规范

项目统一编号：2020-L-50

承担单位：国家海洋环境监测中心、河北省秦皇岛生态环境监测中心、河北省生态环境监测中心、浙江大学

编制组主要成员：李冬梅、魏君、韩丽君、于永斌、张培培、

郭皓、张玄、梁玉波、孙玉娟、佟蒙蒙

国家海洋环境监测中心技术管理负责人：赵仕兰

环境标准研究所技术管理负责人：曹宇

生态环境监测司项目负责人：高锋亮

目 录

1	项目背景	1
1.1	任务来源	1
1.2	工作过程	1
2	标准制订的必要性分析	3
2.1	国家海洋生态环境管理需求	3
2.2	我国海水浴场的生态环境安全受到胁迫	4
2.3	相关法律法规要求及存在的关键问题	6
2.4	标准制订的管理支撑定位与编制思路	7
3	国内外相关研究情况	9
3.1	主要国家、地区及国际组织相关研究进展	9
3.2	我国相关研究进展	13
4	标准制订的基本原则和技术路线	17
4.1	标准制订的基本原则	17
4.2	标准制订的技术路线	17
5	标准主要技术内容	18
5.1	适用范围	18
5.2	规范性引用文件	18
5.3	术语和定义	19
5.4	监测实施方案基本要求	21
5.5	点位布设原则	23
5.6	监测指标和监测频次	25
5.6.1	监测指标	25
5.6.2	监测频次	26
5.7	样品采集和分析方法	28
5.7.1	现场监测	28
5.7.2	样品采集、保存与运输	28
5.8	质量保证与质量控制	29
5.9	附录 A（资料性附录）赤潮基准浓度、疑似有毒赤潮生物及其产毒类型	31
5.10	附录 B（资料性附录）赤潮毒素海水样品前处理方法以及分析检测要求	32
5.11	2022 年朱家尖海水浴场赤潮监测试点调查	36
6	标准实施建议	38
附 录 A	39
	（资料性附录）	39
朱家尖海水浴场赤潮监测试点调查专题报告	39
A.1	调查概况	39
A.1.1	调查目的	39

A.1.2 调查时间与范围	39
A.1.3 完成任务概况	39
A.2 调查内容与方法	39
A.2.1 调查内容	39
A.2.2 调查站位	39
A.2.3 样品采集和分析方法	40
A.3 调查及分析	41
A.3.1 生物体内贝毒残留	41
A.3.3 赤潮生物	42
A.4 结论及问题分析	47
A.4.1 主要结论	47
A.4.2 主要问题分析	47
参 考 文 献	48

《海水浴场赤潮监测技术规范（征求意见稿）》编制说明

1 项目背景

1.1 任务来源

为进一步加强海洋生态环境监测标准的技术储备，并加快完善海洋生态环境监测标准体系，2019年8月，生态环境部向社会公开征集监测标准制修订建议，旨在满足海水浴场生态环境监测的业务需求。本标准制订通过绿色通道获得立项（监测函〔2020〕73号），项目编号为2020-L-50。国家海洋环境监测中心（以下简称海洋中心）承担了该标准的制订工作，协作单位包括河北省秦皇岛生态环境监测中心（以下简称秦皇岛中心）、河北省生态环境监测中心（以下简称河北省中心）以及浙江大学。

1.2 工作过程

1.2.1 本标准的立项过程

2019年8月，生态环境部官方网站正式发布《关于征集生态环境监测类标准制修订建议的通知》，面向社会各界公开征集监测标准制修订的相关建议。基于全国重点海水浴场及北戴河旅游旺季海水浴场的生态环境监测需求，海洋中心提出制订海水浴场藻华监测标准的建议。

2020年4月2日，海洋中心起草完成《海水浴场藻华监测技术规范（草案）》，并组织五位业内专家召开技术讨论会。经研讨，专家建议将该标准拆分为《海水浴场赤潮监测技术规范》与《海水浴场大型藻监测技术规范》，分别立项推进。

2020年4月16日，海洋中心正式提交上述两项技术规范的“绿色通道”立项申请。同月25日，在中国环境监测总站组织召开的“社会征集标准立项评审会”中，两项规范草案均通过立项评审。

2020年10月，生态环境部印发《关于开展〈海洋微塑料监测技术规范〉等35项标准规范制修订工作的通知》（监测函〔2020〕73号），本标准正式获准立项。

1.2.2 编制征求意见稿及编制说明过程

2020年10月，依据《国家生态环境标准制修订工作规则》（国环法规〔2020〕4号）要求，海洋中心作为项目主要承担单位，迅速联动河北省中心、秦皇岛中心及浙江大学三家协作单位，遴选具备海水浴场生态环境业务监测与赤潮毒素检测专业背景的技术骨干，组建标准编制工作组（以下简称编制组），正式启动本标准研制工作。编制组通过系统检索梳理国内外文献资料、相关标准及指南，结合北戴河旅游旺季海水浴场生态环境监测实践，形成《海水浴场赤潮监测技术规范（草案）》，内容涵盖遥感监测技术、现场监测、样品采集与实验室分析等核心技术规范。

2022年5月6日，编制组召开立项后的首次专家咨询会。专家建议将遥感监测技术单独立项，本标准需聚焦地面海水浴场监测。编制组采纳意见修订标准，并于同年在全国重点海水浴场——浙江省朱家尖海水浴场开展试点验证。

2023年3月14日，编制组召开第二次专家咨询会。技术层面，因国内尚无海水中赤潮毒素分析

技术标准，本标准虽提出检测方法，但存在两点不足：一是技术规范正文不应包含分析方法细节，二是赤潮毒素分析方法缺乏系统验证，编制说明支撑依据不足；管理需求层面，全国与北戴河海水浴场业务监测因目标差异形成两套方案体系，制定兼顾两者的监测方案成为核心难点，且本标准基于北戴河体系编制，而全国海水浴场暂无非实质性赤潮监测需求。因此，标准在关键技术与管理需求上均存在显著问题。编制组随即针对赤潮毒素检测方法补充实验室验证数据与材料。

2024年12月19日，编制组召开第三次专家咨询会。监测方案兼容性问题仍未解决，会议要求针对海水浴场及赤潮监测特殊性补充内容；针对标准建立的“常规监测—预警监测—应急监测”体系，需在编制说明中完善监测指标、结果判定及启动/终止条件的依据；同时梳理技术路线以提升可操作性，并按HJ 565进行编辑性修改。此后，编制组曾申请终止项目，但未获批准。

2025年10月24日，编制组第四次组织召开专家咨询会。因全国海水浴场赤潮监测拟逐步纳入业务体系，管理需求问题得到有效缓解；编制组针对性补充大量验证数据，包括赤潮毒素分析方法关键技术参数、赤潮生物与毒素分析质控措施、点位布设数据验证等。函审意见聚焦技术性修改建议与编辑性问题；专家会议经充分研讨反复论证，建议进行结构性调整、细化点位布设要求、完善质量保证与控制内容，并在编制说明中补充标准制订必要性分析。经汇总共梳理42条意见，编制组依据专家指导全面修订全文。

1.2.3 征求意见稿技术审查过程

2023年4月，本标准征求意见稿首次提交技术审查。生态环境部监测司组织召开技术审查会，专家组经审议后要求将标准返回编制组作进一步补充完善，并提出建议：一是需更精准界定标准适用范围，提升其在不同应用场景下的普适性；二是应补充国内外相关监测技术方法的调研成果，系统阐述技术路线与指标要求的确定依据及理论支撑。

2025年12月，本标准征求意见稿第二次提交技术审查。生态环境部监测司以视频会议形式组织召开技术审查会，由来自生态环境部珠江流域南海海域生态环境监督管理局生态环境监测与科学研究中心、天津市生态环境监测中心、辽宁省大连生态环境监测中心、山东省青岛生态环境监测中心、江苏省环境监测中心、上海市环境监测中心、浙江省海洋生态环境监测中心、福建省海洋生态环境监测中心、广西壮族自治区海洋环境监测中心站等9家单位的专家组成专家组，听取了主编单位关于标准征求意见稿及编制说明的内容汇报，经质询与讨论后形成如下审查意见：

- 一、标准主编单位提交的材料齐全、内容完整；
- 二、主编单位已对国内外相关方法标准及文献开展充分调研；
- 三、标准定位精准，技术路线合理可行，方法验证内容完善。

专家组一致同意通过本标准征求意见稿的技术审查，并建议按以下意见修改完善后，提请公开征求意见：

1. 标准文本中删除附录A及叶绿素指标相关内容，细化数据处理与统计相关内容，优化完善术语定义、监测频次、质量保证与质量控制等内容；
2. 编制说明中补充本规范对管理支撑的内容，补充完善采样等技术内容的确认依据；
3. 依据《环境监测分析方法标准制订技术导则》（HJ 168—2020）和《环境保护标准编制出版技术指南》（HJ 565—2010），对标准文本及编制说明进行编辑性修订。

针对专家意见，编制组开展了系统性修改完善：一是删除文本中叶绿素 a 监测指标及海水营养状态评价内容；二是将“前期调查”调整为“监测实施方案基本要求”，细化了海水浴场赤潮及赤潮事件的界定标准，补充海水浴场赤潮分级内容；三是将“常规监测—预警监测—应急监测”体系优化为“例行监测—应急监测”体系，同步调整监测频次，完善质量保证与质量控制内容；四是在编制说明中补充本标准对管理工作的支撑作用相关内容，完善点位布设、监测频次、采样等技术环节的确认依据；五是完成标准文本及编制说明的编辑性修订。

2 标准制订的必要性分析

2.1 国家海洋生态环境管理需求

我国海洋生态环境保护的战略布局。《“十四五”海洋生态环境保护规划》作为海洋生态治理的核心指导文件，以习近平生态文明思想为根本遵循，围绕“美丽海湾”建设核心目标，重点对渤海、长江口—杭州湾及珠江口邻近海域等生态敏感区域实施系统性治理。该规划强调陆海统筹、区域协同与精准治理三大实施路径，通过严格控制陆源污染排放、修复典型海洋生态系统、加强生物多样性保护以及提升环境风险应急能力等综合手段，推动海洋生态环境质量持续改善。在此期间，全国共布局约 50 个美丽海湾示范工程，打造了如秦皇岛湾、崂山湾等一系列标杆案例，形成可复制、可推广的治理模式，显著提升了公众亲海体验与环境品质。即将实施的《“十五五”规划》将进一步深化海湾单元治理体系，全面推行“一湾一策”精准治理机制，构建跨部门、跨区域协同治理框架，统筹推进近岸污染防控与生态修复，为美丽中国与海洋强国建设提供坚实支撑。

我国近岸海域环境治理仍面临严峻挑战。大量入海河流及沿海沿河区域人口高度集聚，导致陆源污染物随地表径流持续输入海洋，近岸海域结构性污染问题尚未根本解决，海洋生态保护压力依然较大。部分海湾与河口区域出现污染反复现象，海水水质下降、海洋垃圾堆积等问题严重影响公众滨海体验，海上溢油、危险化学品泄漏等环境突发事件仍时有发生。部分海域无机氮、活性磷酸盐等营养盐持续富集，引发水体富营养化，成为赤潮发生的重要诱因，赤潮频发对海洋生物多样性及生态系统稳定性构成严重威胁。尽管通过加强入海河流总氮管控，近岸海域水质在近年来总体呈现明显改善，但部分海域仍存在波动反弹。尤其在辽东湾、长江口等重点河口海湾区域，局部水质退化问题依然突出。2024 年监测数据表明，在全国 283 个海湾单元中，仍有 4% 的海湾水质相较于 2018~2020 年均值呈现退化趋势^[1]。自 2011 年以来，我国赤潮灾害虽得到有效控制，大范围赤潮发生频次显著减少，但整体仍处于高发状态，特别是在近岸河口与海湾区域，有毒赤潮事件仍频繁发生^[2]。

海水浴场的生态安全保障需求极为迫切。作为滨海旅游的核心载体与公众亲海的重要窗口，海水浴场具有游客高度集中、设施密集、水体受人为干扰频繁等特点，其生态环境质量直接关系到“美丽海湾”建设成效与公众实际感知。《“十四五”规划》将其纳入双重战略定位：一方面，它是防控生态风险、提升公众亲海品质的关键区域；另一方面，它也是实施陆海统筹系统治理的战略支点。海水浴场同时承受陆源输入污染与海域内部环境压力，其水质状况的改善对整体近岸环境质量具有显著的杠杆效应；同时作为海湾生态健康的敏感指示区，其环境状态可直接反映生态系统的稳定性与恢复力。因此，建立一套科学、规范的海水浴场生态环境监测标准体系，已成为提升公众亲海体验、实现

陆海协同治理与生物多样性保护的系统性解决方案。

综上所述，作为近岸典型敏感区域，海水浴场的环境质量与生态风险状况直接关乎沿岸生态安全与公众健康，也是实现“水清滩净、鱼鸥翔集、人海和谐”高品质亲海体验的核心环节。其水质优劣是评估陆海协同治理成效的关键指标，生态健康状况则直接体现近岸生态修复与生物多样性保护的成果。构建科学监测标准体系，有助于精准识别环境风险隐患，及时预警并防控突发环境事件，为公众健康提供坚实保障。该标准的实施将为地方政府提供科学依据与技术支撑，推动海水浴场常态化与制度化治理，提升亲海空间的环境友好性与公众满意度，增强社会对海洋生态治理的认同与参与，最终服务于国家海洋生态文明建设与可持续发展战略目标。

2.2 我国海水浴场的生态环境安全受到胁迫

2000年至今，据不完全统计，全国32个重点海水浴场中，至少有24个曾遭受赤潮侵扰^{[1][2]}。赤潮发生频率较高的区域包括舟山朱家尖浴场、秦皇岛平水桥及老虎石浴场、平潭龙王头浴场以及深圳大梅沙浴场，这些地区累计发生次数均超过5次。其中，舟山朱家尖浴场的赤潮尤为严重，至今已发生44次，影响海域总面积超过12 000 km²（图1），对沿岸生态和旅游活动造成持续威胁。2014年11月，广东深圳大梅沙海水浴场在同年6月之后再次爆发大规模赤潮。海域水体呈深粉红色，黏稠物质聚集，可见范围延伸达数百米长、数十米宽，严重影响海水水质与海洋生物生存。深圳市海洋环境与资源监测中心随即发布预警，建议暂停一切人体直接接触海水的娱乐活动。浴场管理单位在沙滩沿线设立醒目警示标志，提醒游客禁止下海游泳，以减少健康风险^[3]。2018年6月，山东威海近岸发生赤潮，水面出现显著红色斑块，沿岸区域分布不规则红色条带，形态似绸、随波飘动，引起公众和相关部门高度关注^[4]。此次赤潮虽未报告直接人员伤亡，但对当地滨海旅游产生明显负面影响。此外，辽宁、浙江、福建、广东等多省份近岸海域频发夜光藻赤潮。夜光藻赤潮白天表现为大量红色渣沫漂浮聚集于海面，夜晚则因藻类发光形成所谓“蓝眼泪”景观。尽管视觉效果引人注目，其背后反映了水体富营养化及水质污染的严峻现实。总体而言，赤潮已成为我国海水浴场生态环境管理与公共安全防控中的突出挑战。

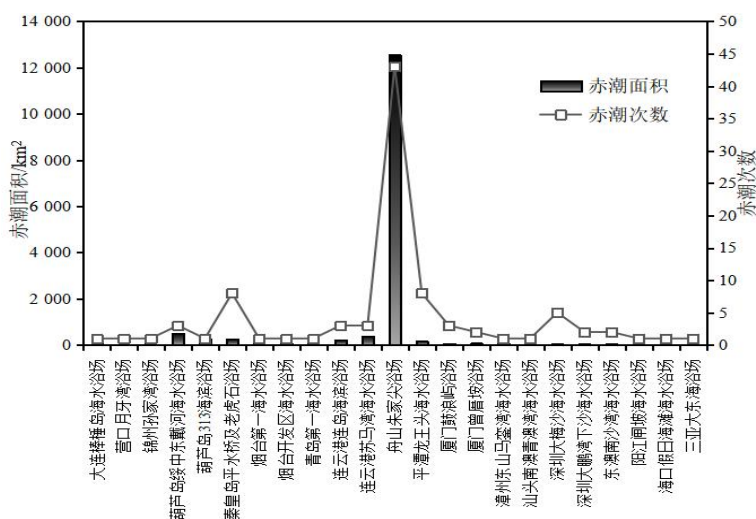
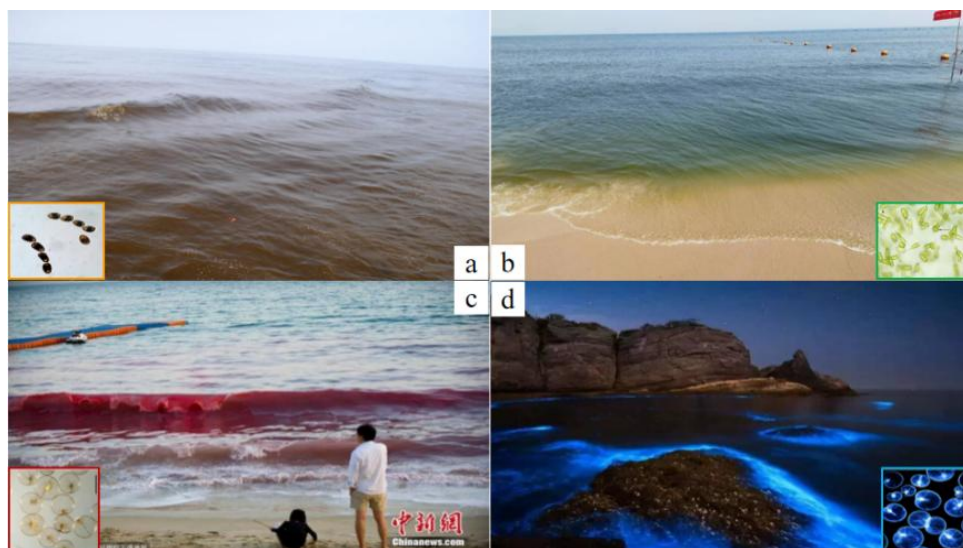


图1 2000年以来我国重点海水浴场赤潮发生状况统计

赤潮可造成海水浴场水色异常。赤潮可致使水体呈现多种颜色，如红褐色、鲜红色或翠绿色等。赤潮的颜色主要取决于引发赤潮的生物种类和细胞密度，部分有毒赤潮并无明显水色变化。通常，由鞭毛藻类生物引发的赤潮颜色较为显著。例如，锥状斯克里普藻、东海原甲藻、叉状角藻、抑食金球藻、古老卡盾藻等引发的赤潮多呈红棕色（图 2a）；运动异双鞭藻引发的赤潮呈翠绿色（图 2b）；红色中缢虫、夜光藻等引发的赤潮则呈红色或砖红色（图 2c）；而夜光藻、多边舌甲藻等自身具荧光特性的生物所引发的赤潮，在夜间可发出蓝色光芒，形成荧光海现象（图 2d）。

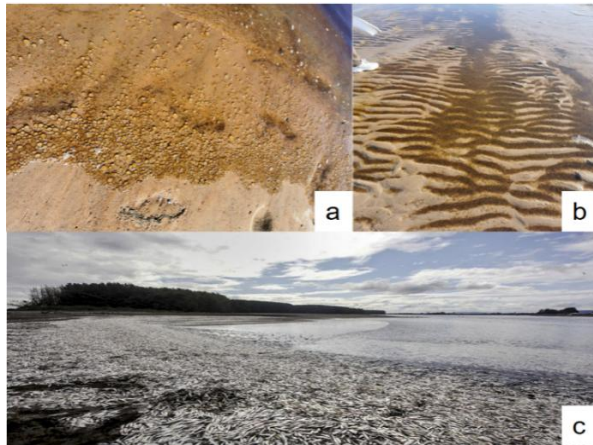
赤潮可造成海水浴场水质下降。具体表现为水体出现异常臭味、浑浊度升高、溶解氧降低、pH 值上升、化学需氧量增加及营养状态变化等。部分赤潮藻类释放大量硫化化合物，导致刺鼻异味；另一些赤潮则形成大量泡沫状渣沫，漂浮于水面或覆盖沙滩（图 3a、b）。部分有毒赤潮还会造成海洋生物大规模死亡，尸体积聚于水体及岸滩（图 3c），经微生物分解后直接或间接引发水体恶臭。

赤潮对海水浴场公众健康构成潜在威胁。其产生的渣沫或微粒附着于皮肤表面，可导致污浊感或引起皮肤不适；有毒赤潮所产生的毒素污染，可能通过皮肤接触、吸入或食用受污染水产品等途径危害人体健康，引发皮肤过敏（图 4）、神经麻痹、腹泻等症状，严重时甚至危及生命。



- a 东海原甲藻赤潮，摄于东海海域现场。
- b 运动异双鞭藻，摄于渤海秦皇岛海域现场。
- c 夜光藻赤潮，南海深圳海域，来源于网络^[7]。
- d 夜光藻赤潮，摄于黄海大连海域现场。

图 2 赤潮引发海水浴场水域水色异常



a~b 棕囊藻赤潮渣沫覆盖水面及沙滩，2019年摄于山东黄岛现场。
c 智利有毒藻赤潮造成大量海洋生物死亡遍布于沙滩，2016年（来源于网络）

图3 赤潮造成海水浴场水质下降



注：2015年摄于秦皇岛海水浴场现场。

图4 赤潮致海水浴场游泳者皮肤过敏

2.3 相关法律法规要求及存在的关键问题

《中华人民共和国环境保护法》第十七条规定：“国家建立、健全环境监测制度。国务院环境保护主管部门制定监测规范，会同有关部门组织监测网络，统一规划国家环境质量监测站（点）的设置，建立监测数据共享机制，加强对环境监测的管理”；第三十二条规定：“国家加强对大气、水、土壤等的保护，建立和完善相应的调查、监测、评估和修复制度”。《中华人民共和国水污染防治法》第二十五条规定：“国家建立水环境质量监测和水污染物排放监测制度。国务院环境保护主管部门负责制定水环境监测规范，统一发布国家水环境状况信息，会同国务院水行政等部门组织监测网络，统一规划国家水环境质量监测站（点）的设置”。《中华人民共和国海洋环境保护法》第十二条规定：“国家实施陆海统筹、区域联动的海洋环境监督管理制度，加强规划、标准、监测等监督管理制度的衔接协调”；第十九条规定：“国家加强海洋环境质量管控，推进海域综合治理，严格海域排污许可管理，提升重点海域海洋环境质量”；第二十三条规定：“国务院生态环境主管部门负责海洋生态环境监测工作，制定海洋生态环境监测规范和标准并监督实施，组织实施海洋生态环境质量监测，统一

发布国家海洋生态环境状况公报，定期组织对海洋生态环境质量状况进行调查评价。国务院自然资源主管部门组织开展海洋资源调查和海洋生态预警监测，发布海洋生态预警监测警报和公报”。

依据“三定方案”之规定，赤潮灾害监测属于自然资源部的职能范畴，海水浴场环境监测则属于生态环境部的职能范畴。自然资源部印发的《赤潮灾害应急预案》（自然资办函〔2021〕1258号）明确指出，根据赤潮面积、引发的身体不适病例数量、对重大活动海域的影响以及对经济敏感海域造成的经济损失等因素，将赤潮灾害从高到低划分为I级至III级，III级以下的赤潮属于一般赤潮，不启动应急预案。海水浴场作为经过审批划定的亲海公共休闲场所，通常处于邻岸小海域，水域面积较小，在管理实践中难以对病例数量、经济损失等指标进行有效评估，因此该场所发生的赤潮通常被认定为一般赤潮，不启动应急预案。我国沿岸海域面临小面积赤潮频发的状况，海水浴场作为美丽海湾的重要展示窗口，受到公众与媒体的广泛关注，多次赤潮事件引发的舆论也备受瞩目。生态环境部目前已开展海水浴场质量的监测业务，但尚未出台相关监测标准。已印发的《近岸海域环境监测技术规范 第九部分 近岸海域应急与专题监测》（HJ 442.9-2020）提出了赤潮应急监测技术规范，但对海水浴场场景的针对性不足，难以达到提前发现、早期防治的效果。因此，《赤潮灾害应急预案》不适用于我国海水浴场的赤潮应急处理；海水浴场赤潮事件既无监测标准，也没有应对赤潮污染的指导文件。在海水浴场管理方面，针对赤潮事件存在无标准可依的情况，也存在责任部门不明确的问题。海水浴场迫切需要能有效指导赤潮事件应对的监测标准。

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国水污染防治法》《中华人民共和国海洋环境保护法》，防治生态环境污染，改善生态环境质量，及时识别与应对可能危及生态环境安全及公众健康的风险，并规范海水浴场赤潮监测工作，针对当前海水浴场最为突出的环境问题及管理协调中的薄弱环节，有必要开展《海水浴场赤潮监测技术规范》标准制订。

2.4 标准制订的管理支撑定位与编制思路

2.4.1 管理支撑定位

本标准作为国内首个针对海水浴场赤潮事件监测的生态环境部颁行业标准，旨在填补该领域在国家及行业层面长期存在的标准空白。基于生态环境部的职能定位与管理需求，本标准紧密结合海水浴场所特有的环境敏感性、公众聚集性及使用功能，突出环境质量与人体健康双重导向，构建了一套科学合理、实用性强且便于实施的生态环境监测规范体系。标准详细规定了多项技术环节，具体涵盖监测实施方案基本要求、点位布设原则、监测指标和频次、样品采集和分析方法、质量保证与质量控制等全流程技术要求，以确保所获监测数据具备真实性、准确性、全面性、时效性，从而为有效防范海水浴场可能面临的生态环境安全与公众健康风险提供规范性依据。本标准的实施将显著提升海水浴场在环境管理、风险预警与防控方面的精准性和效能，切实保障公众亲海活动的健康与安全。

本标准适用于以游泳功能为主、经审批划定的海水浴场。在编制过程中，充分考虑了海水浴场的实际应用场景与管理需求，聚焦生态环境质量与公众健康保护目标，在借鉴现行相关标准及国家海水水质监测、海水浴场业务监测基本要求的基础上，结合海水浴场的自然地理特征、水文动态和人为利用特点，并依托北戴河海水浴场多年监测的实践，确保了标准内容既符合科学规范，又具备良好的可操作性和普适性，对推动全国海水浴场生态环境管理的标准化和精细化具有重要指导意义。

2.4.2 编制思路

本标准涵盖三个核心内容：海水浴场赤潮事件的界定、海水浴场赤潮的分级、海水浴场赤潮监测体系的构建，以及海水浴场赤潮监测指标技术体系的确定。海水浴场赤潮事件的界定和海水浴场赤潮的分级主要参考标准包括：《赤潮灾害应急预案》（自然资办函〔2021〕1258号）文件、《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）；海水浴场赤潮监测体系的构建主要参考标准包括：《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）、《近岸海域环境监测点位布设技术规范》（HJ 730—2014）、《近岸海域环境监测技术规范》（HJ 442.1-10—2020）。海水浴场赤潮监测指标技术体系的确定主要参考标准包括：《海洋监测规范》（GB 17378.1-7—2007）、《海洋调查规范》（GB/T 12763.1-11—2007）、《近岸海域环境监测技术规范》（HJ 442.1-10—2020）、《环境监测质量管理技术导则》（HJ 630—2011）等国家标准与行业标准，以及系列赤潮毒素检测标准。

海水浴场赤潮事件的界定和海水浴场赤潮分级。依据《赤潮灾害应急预案》，赤潮生物浓度超过基准浓度即判定为赤潮；《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）强调赤潮生物数量“达到某一水平”且“水体变色或对其他生物造成危害”的双重要件。赤潮既属自然现象，亦属海洋灾害。本标准在界定海水浴场赤潮事件时，遵循《赤潮灾害应急预案》的基础上，根据对海水浴场的质量和公众健康危害程度，将海水浴场赤潮分为三级。

海水浴场赤潮监测体系的构建。本标准确立了两级监测行为：例行监测与应急监测。例行监测的点位布设依据《近岸海域环境监测点位布设技术规范》（HJ 730—2014）执行，应急监测则依据《近岸海域环境监测技术规范 第九部分 近岸海域应急与专题监测》（HJ 442.9—2020）执行。对于建立监测体系通过北戴河海水浴场多年监测数据予以验证。

海水浴场赤潮监测指标技术体系的确定。以赤潮生物作为赤潮监测关键指标，以水色表征环境质量，以赤潮毒素作为评估公众健康影响的核心指标。根据与娱乐用水的直接相关性，遴选出具有接触性和吸入性风险的赤潮毒素作为危害性最大的监测指标。现场操作要点充分考虑海水浴场的自然属性，并在北戴河海水浴场监测实践中反复操作与优化；样品分析方法均进行了规范化，确保监测的准确性。

保障监测数据的质量。本标准强化全要素与全过程的质量保证与控制。实施涵盖采样平行、采样空白、实验室平行、实验空白及阳性样品对照的全流程质控措施，以确保数据准确可靠。基于北戴河海水浴场监测数据统计，特别制定了赤潮生物鉴定的质控要求，显著提升种类鉴定与计数的准确性。针对赤潮毒素检测标准中质控环节不足的现状，通过实验室系统验证，提出了详细的质控指标。

2.4.3 本标准制订的工作基础

本标准主要起草单位国家海洋环境监测中心始建于1959年，2018年前作为国家海洋局直属国家级业务中心（加挂国家海洋局海洋环境保护研究所），主要承担我国海洋赤潮监测的业务管理与技术指导，依托科技攻关项目开展赤潮发生机理及监测技术研究；2018年机构改革后整建制划转至生态环境部，作为部属国家级海洋业务技术机构，重点承担北戴河海水浴场生态环境监测及全国重点海水浴场生态环境监测等业务工作。该中心自1981年率先开展渤海海域氮磷污染监测工作以来，逐步构建全国海洋环境监测体系，系统积累赤潮相关环境要素基础数据逾三十载；自2000年起承担《中国

海洋环境状况公报》编制工作，持续积累我国海域赤潮监测数据达九十余年；2005年经国家海洋局批准在全国近岸海域设立19个赤潮监控区，持续实施业务化监测至2018年；2019年至今承担北戴河及全国重点海水浴场生态环境监测工作的组织与实施。依托二十余项国家级科技专项项目及数千万元科研经费支持，该中心在赤潮发生机理、监测技术研发、基础调查研究、标准规范制订等领域取得系列成果：牵头编撰《渤海赤潮灾害监测与评估研究文集》《中国近海赤潮生物图谱》等7部学术专著；主持编制《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）、《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）等多项国家与行业标准；突破我国技术瓶颈，成功研制了赤潮毒素标准品及系列赤潮毒素检测试剂盒，并实现了小批量生产与商品化。海洋中心具备覆盖赤潮监测、预警、处置以及海水浴场监测的全链条技术支撑能力。

3 国内外相关研究情况

3.1 主要国家、地区及国际组织相关研究进展

3.1.1 赤潮研究进展

全球气候变化与一体化进程加剧了赤潮生物在全球范围内的传播与扩散，导致赤潮暴发窗口期提前且持续时间延长，发生频次与规模亦显著上升^[5]。自1985年抑食金球藻引发的褐潮首次出现于美国东北部部分海湾以来，1997年在南非萨尔达尼亚湾、2009年在我国渤海近河北省海域相继发生。三地褐潮均由同一赤潮生物物种引发，进一步印证了赤潮在全球尺度上的传播与扩散趋势。2015年，自美国阿拉斯加南至墨西哥沿岸暴发了前所未有的拟菱形藻赤潮，海水中神经毒素软骨藻酸（Domoic acid）含量创历史新高，致使美国政府长期禁止商业捕捞太平洋大竹蛭、太平洋黄道蟹及珍宝蟹等海产品^[6]。2017年，美国佛罗里达近海发生短凯伦藻（*Karenia brevis*）赤潮，持续长达15个月，成为该海域近十年来持续时间最长、灾害最严重的一次赤潮事件^[7]。

1998年，联合国教科文组织（UNESCO）与海洋研究科学委员会（SCOR）共同发起“有害藻华全球生态与海洋学计划”（GEOHAB），推动了全球范围内赤潮研究的深入展开。GEOHAB通过与国际计划如全球海洋观测系统（GOOS）、美国有害藻华生态与海洋学研究计划（ECOHAB）、欧洲有害藻华计划（EUROHAB）等的协作，系统比较了不同海域赤潮的特征与动态趋势，并研究了多种海洋环境中赤潮生物的生物学特性及种群动态。2013年GEOHAB计划结束后，其研究框架由“全球有害藻华计划”（GlobalHAB）承接。该计划致力于提升对水生态系统中有害藻华现象的认知与预测能力，优化相关管理与减灾策略。在延续GEOHAB五大核心研究方向——包括“生物多样性与生物地理分布”“营养盐与富营养化”“藻类适应策略”“生态系统比较研究”及“观测、建模与预测”——的基础上，GlobalHAB新增了“毒素”“淡水有害藻华与蓝细菌水华”“底栖有害藻华”“有害藻华与水产养殖”“有害藻华对人类与动物健康的影响”“经济影响”及“气候变化与有害藻华”等七个重点领域，将淡水与底栖环境中的藻华现象以及气候变化对其影响纳入核心研究范畴，并加强了对有害藻华社会经济效应的关注。在典型藻华的生态与海洋学机制、富营养化与气候变化的效应、藻毒素与公共健康，以及监测预警与防控技术等方面取得了显著进展。美国亦通过对接国家与国际倡议（如GEOHAB、IOOS、GOOS、CUAHSI、CLEANER、NEON与ORION），积极推动国内

外合作，并据此制定国家有害藻华应对策略。

除因高生物量对生态系统及其他生物造成影响外，部分赤潮生物所产生的毒素亦对人类及其他生物构成严重威胁。因此，赤潮对食品安全与公众健康的影响长期备受关注。赤潮毒素系由产毒藻类直接合成或经生物转化形成的天然有机化合物，可直接或间接引发毒性效应。由微藻直接产生的毒素称为藻毒素，藻毒素经贝类富集转化后则称为贝类毒素，而可导致鱼类短期内大量死亡的藻毒素亦称为鱼毒素。藻毒素在鱼类与贝类体内的积累不仅损害海产品品质、危及人类健康，还会对养殖业造成重大经济损失。据估计，全球每年因藻毒素导致的中毒案例不少于 2 000 起，经济损失高达约 40 亿美元^[8]。按化学结构分类，常见藻毒素包括氮杂螺环酸（azaspiracid）及其同系物、短凯伦藻毒素、环亚胺毒素（cyclic imine）、软骨藻酸、大田软海绵酸（okadaic acid）及其衍生物、扇贝毒素（pectenotoxin）、石房蛤毒素（saxitoxin）及其同系物、虾夷扇贝毒素（yessotoxin）等八大类；此外，海葵毒素（palytoxin）亦在某些藻类中被检出。依溶解性，赤潮毒素可分为水溶性与脂溶性两类，其中腹泻性贝毒、虾夷扇贝毒素（YTX）、扇贝毒素（PTX）、原多甲藻酸毒素（AZA）及环胺类毒素（CIs）属脂溶性毒素。迄今已从甲藻、硅藻与蓝藻等生物中分离出超过 200 种毒素^[9]，其致毒机制与危害效应因类型而异^[10]。

赤潮毒素主要通过食入途径危害人体健康^[11]。2001 至 2015 年间，全球累计报告西加鱼毒素中毒事件逾 3 400 起，腹泻性贝毒事件超过 1 200 起，神经性贝毒在美洲发生 17 起，麻痹性贝毒超过 400 起，原多甲藻酸毒素逾 200 起，河豚毒素超过 500 起。然而，越来越多的研究表明，赤潮毒素还可通过直接接触、摄入污染海水或吸入有毒气溶胶等途径对人体造成损害^[7]。例如，海洋蓝细菌产生的毒素可引发严重接触性皮炎，泳衣中积聚的藻体即可导致显著皮肤损伤；短凯伦藻赤潮期间，海滨游客、救生人员及哮喘患者的呼吸系统症状显著增加，急诊与住院记录还显示胃肠道与神经系统亦受影响。目前，欧盟、澳大利亚、新西兰、日本及美国等已针对不同藻毒素制定了相应的海产品国际限量标准^[7]（见表 1）。

表 1 赤潮毒素国际食入安全限量标准

毒素类型	药典	欧盟	欧洲	澳大利亚/新西兰	日本	美国
ASP(mg/kg)	20	20	4.5	20	20	20
PSP (μg STX-2HCl-eq./kg)	800	800	75	800	800	800
DSP (μg OA-eq./kg)	160	160	45	200	160	160
PTX (μg PTX2-eq./kg)	—	160	120	—	—	—
YTX (mg YTX-eq./kg)	—	3.75	3.75	—	—	—
AZA (μg AZA1-eq./kg)	160	160	30	—	160	160
NSP (μg PbTx2-eq./kg)	800	—	—	800	800	800
CFP (μg CTX1B-eq./kg)	—	0	—	—	0.2	0.01
TTX (mg/kg)	—	—	0.044	—	2	—
CI	—	—	—	—	—	—
PITX (μg/kg)	—	—	30	—	—	—

3.1.2 沿海及河口区域娱乐水体监测情况相关研究进展

2008年澳大利亚《娱乐用水风险管理指南》中指出，在沿海及河口娱乐水体管理中，以预防性风险管理为核心原则，依据风险分级体系采用三级监测响应模式，根据污染程度与风险级别实施差异化的监测与管理响应措施。绿色级别对应常规监测；琥珀色级别于污染物水平升高时启动，需增加采样频率，至少每周进行一次，以便更准确地评估风险；红色级别则由地方政府与卫生部门向公众发布警告，声明该水体不适宜用于娱乐活动，且在蓝藻水华发生期间需每日进行采样。监测指标涵盖物理、微生物及藻类参数，其中短凯伦藻（*Karenia brevis*）浓度不应超过 10 cells/mL，且不得出现巨大鞘丝藻（*Lyngbya majuscula*）或有害费氏藻（*Fischerella* spp.）的水华现象。同时强调，陆源性营养物质的过量输入是诱发赤潮现象的主要因素之一，并建议通过严格监管地表径流中的营养物质排放，以实施长期管控措施。

2012年加拿大《娱乐用水水质指南》明确指出，在淡水娱乐水体管理中，采用风险预防管理方法进行蓝藻监测，着重于识别和控制水质危害及其相关风险。该指南建议，在游泳季节期间，对于水华频发区域制定相应的监测计划，开展常规监测，并在水华发展期间依据风险等级实施跟踪监测，主管部门可据此发布游泳建议。该指南对娱乐水体中蓝藻及其毒素的风险阈值作出了明确规定：蓝藻细胞数不超过 50 000 cells/mL、总生物体积不超过 4.5 mm³/L、总叶绿素 a 含量不超过 33 μg/L、微囊藻毒素浓度不超过 10 μg/L。若超出该限值或出现水华，则可能对人体健康构成威胁。

2019年，美国环境保护署（EPA）正式颁布了《娱乐水域人体健康水质标准》，针对淡水娱乐水体的管理，确立了一个为期十天的评估周期。该标准基于两种蓝藻毒素的健康影响阈值，旨在确保在限值范围内从事游泳或其他水上休闲活动时，人体健康能得到有效保障。同时，EPA 考虑将这些推荐标准纳入其水质标准体系，并应用于《清洁水法》（CWA）的相关条款。其中，微囊藻毒素的限值为 8 μg/L，柱孢藻毒素的限值为 15 μg/L。在底栖有害藻类及毒素的监测与评估方面，目前相关研究尚不充分。尽管美国州际技术与管理委员会（ITRC）制定了基于多种采样方法的监测指南草案，但未提供在底栖藻华事件期间进行快速风险监测的有效方法。美国环境保护局（EPA）目前亦未出台可供各州及地方机构共同使用的、针对底栖有害藻类的通用应对指南。

2021年，世界卫生组织（WHO）发布《娱乐水域水质指南》，为各国提供基于健康的科学指导。系统概述了评估赤潮发生风险及制定有效风险管理策略所需的技术框架。针对有害藻华（HABs），建立了一套从风险识别到管理行动的综合框架，其核心是采用多指标监测（如营养盐、生物量、毒素），通过风险评估确定风险等级（分为“可忽略”“低”“中”“高”），并据此触发相应的管理行动（如增加监测、发布公共警告）。该体系强调预防和基于证据的决策。其中，关注点主要为淡水蓝藻及其毒素，并明确指出缺乏娱乐性接触海洋有害生物毒素的数据。该指南提出相应的监测策略与指标（见表2），具体包括：浮游植物监测，用于掌握群落动态与生态系统功能；水质监测，涵盖温度、盐度、叶绿素 a、无机营养盐等参数，以提升对环境风险的预警能力；以及赤潮毒素监测，作为保障人体健康的核心指标，也是海水浴场风险监测的重要组成部分（见表3）。值得注意的是，部分赤潮生物在反复暴发后可能产生毒性，亦有种类毒性减弱甚至不再产毒。因此，在疑似有毒赤潮生物有暴发趋势时，应启动毒素监测；若无法实施毒素检测，则可考虑以赤潮生物量作为替代指标。该指南中的警报级别框架（ALF）根据娱乐水域使用强度，进一步提出石房蛤毒素（STX）的人体健康参考值

为 30 µg/L^[7]。

表 2 特定监测目标的抽样策略示例

目的	抽样地点	采样频率	分析目标
营养盐浓度维持蓝藻大量繁殖的能力	水体的主要流入和中心位置	每月、全年； 在温带气候中， 春季样本可提供初步指示	营养盐（总磷、总溶解氮或总氮）；平均深度和热分层
蓝藻藻华生物量开发	水体中的中心站点或多个站点	每月或每月两次；在暴发季节或响应暴发的频率更高	营养盐、透明度、浮游植物、叶绿素 a、蓝藻毒素
蓝藻或蓝藻毒素的空间分布	多个站点和多个深度	在暴发季节进行一次或几次抽样活动	浮游植物、叶绿素 a、蓝藻毒素
娱乐活动期间的健康保护	表面藻华或透明度小于 1~2 m 的娱乐场所	必要时根据目测和娱乐场所使用情况确定	透明度、蓝藻生物量、叶绿素 a、蓝藻毒素

表 3 与人体健康有关的海洋藻类毒素

毒素	产生毒素的生物和属的例子	对健康的影响和解释
海兔毒素、脱溴海兔毒素	底栖蓝藻：鞘丝藻属、席藻/裂须藻属	游泳瘙痒症或尾蚴性皮炎
原多甲藻酸贝类毒素	甲藻：原多甲藻属	食用受污染的海鲜导致中毒
短尾毒素	甲藻：凯伦藻属	食用受污染的贝类会导致神经性贝类中毒吸入受污染的气溶胶会引起呼吸道刺激
鱼肉毒素	表底栖甲藻：冈比甲藻属	雪卡鱼中毒， 食用受污染的有鳍鱼导致中毒
软骨藻酸毒素	硅藻：拟菱形藻藻属	记忆缺失性贝毒（ASP）， 因食用受污染的贝类而闻名
鞘丝藻毒素	底栖蓝藻：鞘丝藻属	游泳者瘙痒或海藻皮炎，眼睛刺激
节球藻毒素	节球藻属 念珠藻属	致命的狗中毒报告
橡树酸、甲藻毒素	甲藻：鳍藻属，原甲藻属	腹泻性贝毒（DSP）， 因食用受污染的贝类而闻名
海葵毒素	底栖甲藻	暴露于气溶胶引起的呼吸和皮肤刺激，尤其是在处理水族馆珊瑚时
石房蛤毒素	甲藻：亚历山大藻属、鞭毛藻属、裸甲藻属	麻痹性贝毒，因食用受污染的贝类而闻名

3.1.3 水体赤潮毒素检测技术相关研究进展

标准组织制定的 ISO 20179:2005（《微囊藻毒素的测定—使用固相萃取（SPE）和高效液相色谱（HPLC）—紫外（UV）检测的方法》）规定了针对原水及处理后水体（例如自来水）中微囊藻毒素的检测与定量方法。该方法采用固相萃取预处理技术，结合高效液相色谱—紫外检测法，并对 MCYST-RR、MCYST-YR 及 MCYST-LR 三类微囊藻毒素进行了验证研究。该标准适用于若干微囊藻毒素结构变体的测定，然而，因缺乏商业化标准物质，无法在共洗脱条件下实现区分鉴定。

国际标准化组织发布的 ISO 22104:2021（《水质—微囊藻毒素的测定—使用液相色谱与串联质谱

(LC-MS/MS)的方法》)规定了采用高效液相色谱-串联质谱联用技术,针对饮用水及淡水中12种微囊藻毒素及其结构变体的检测与定量方法,其测定浓度范围为0.05 μg/L至1.6 μg/L。

3.2 我国相关研究进展

3.2.1 赤潮相关研究进展

20世纪80年代起,随着我国沿海地区经济快速发展,近岸海域生态环境承受了人类活动所带来的巨大压力,赤潮频发且规模与危害程度呈持续上升态势。据统计,2000年至2024年间,我国海域共年均发生赤潮64次,年均累计面积达10350 km²(图5)^{[1][2]}。赤潮多集中于人类活动密集的近岸海域^[12](图6);南海海域赤潮主要发生于3月至5月,东海海域集中于5月至7月,黄渤海海域则多见于6月至9月。与此同时,我国有毒有害赤潮所占比例持续处于较高水平^[13],赤潮生物呈现小型化及有毒有害化趋势。仅2024年,我国共发生有毒有害赤潮39次,累计影响面积达5424 km²。2009年至2015年间,渤海面向河北省海域连年暴发以抑食金球藻为优势种的褐潮^[14],每年自5月持续至9月,累计影响面积达11221 km²,单次最大面积达3400 km²。2021年冬季,南黄海近岸发生以球形棕囊藻为优势生物的赤潮,持续近两个月,最大影响面积达630 km²^[15]。2022年,中国东海近岸以原甲藻为优势种引发的赤潮累计面积最大,达655 km²。2016年至2019年,秦皇岛海域连续发生有毒赤潮,导致该海域贻贝体内赤潮毒素含量严重超标,进而引发多起食用后中毒事件^[2];2017年,东海海域发生以链状裸甲藻为优势种的赤潮,造成当地海产品毒素超标,百余人因食用而中毒^[2]。进入21世纪以来,我国逐步对接全球GEOHAB计划,赤潮研究进入快速发展阶段,各类科技与业务项目相继展开。在科学研究方面,赤潮生物种群动力学、发生机理、有毒赤潮产毒效应及防治技术等领域均取得重要进展。我国赤潮研究与国际保持同步,局部已达领先水平,并在若干方面展现出特色与优势。

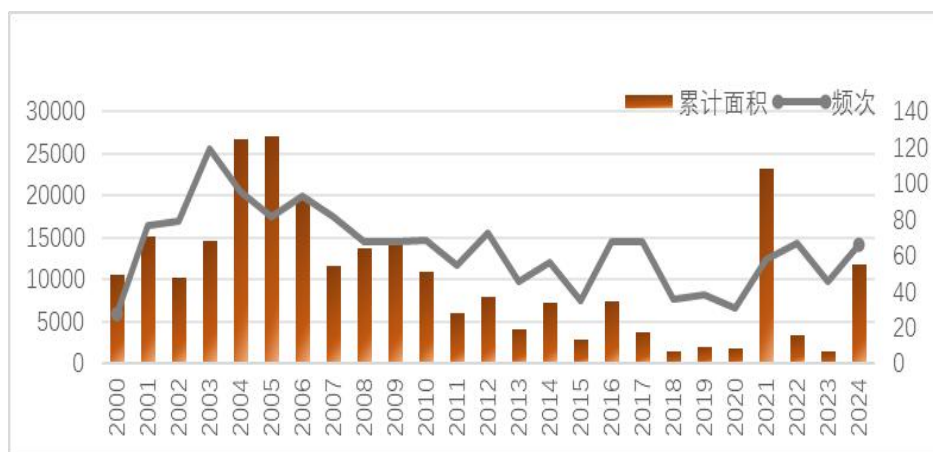


图5 2000年—2023年我国近海域赤潮发生状况统计图



图 6 我国海域赤潮空间分布叠加图

我国系统开展了多次全国性赤潮毒素污染状况的基础调查^{[8][14]}。结果表明，大多数赤潮毒素组分在我国近海均有检出^[13]。其中，麻痹性贝类毒素污染问题尤为突出，呈逐年加剧趋势，于南海近岸、北黄海、渤海及福建近岸等区域污染较为严重（图 7），但 STX 组分在我国海域分布较少。可产生该类毒素的微藻主要包括亚历山大藻与裸甲藻等。脂溶性赤潮毒素在我国近海常年可检出。腹泻性贝类毒素的检测结果因方法不同而差异显著：采用小鼠生物法检测的超标率约为 32%，而采用液相色谱-串联质谱法则仅检出 3 起超标；虾夷扇贝毒素与鳍藻毒素偶有超标。可产生脂溶性毒素的微藻包括鳍藻、凸顶藻、具刺膝沟藻、多边舌甲藻、原甲藻、网状原角藻、环胺藻及削瘦伏尔甘藻等。失忆性贝类毒素在我国近海亦常有检出，但未见超标报道。其产毒微藻包括拟菱形藻等。西加毒素主要分布于我国南海近岸，然而标准物质的匮乏严重制约了相关研究的深入。溶血毒素对养殖业造成严重经济损失，产毒藻类包括血红哈卡藻、前沟藻、多纹膝沟藻、异帽藻、米氏凯伦藻、卡尔藻、多环旋沟藻、金色环沟藻、棕囊藻、小三毛金藻、赤潮异弯藻、卡盾藻及纤帽藻等。多种赤潮生物所分泌的毒素兼具溶血毒性。该类毒素主要对鱼类等水生生物造成危害，对人体健康的影响尚未见系统报道，但笔者在产毒性血红哈卡藻、赤潮异弯藻等赤潮发生海域多次观察到导致皮肤严重过敏乃至损伤的病例，提示溶血毒素对人体健康的潜在影响应予以重视。微囊藻毒素多见于淡水环境，在我国海域中极少检出，北戴河海水浴场水体中亦持续未检测到该成分。

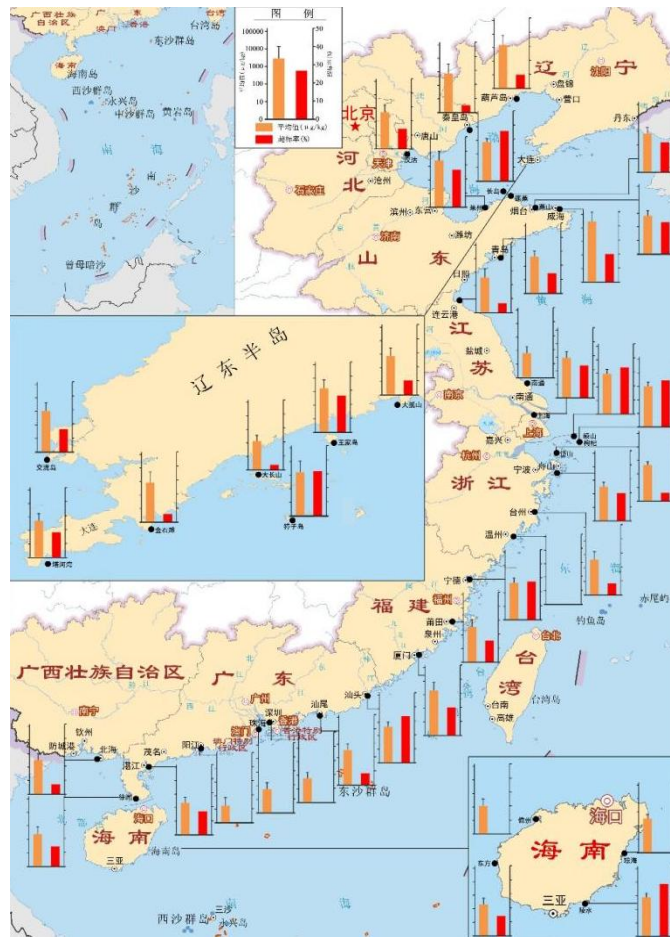


图 7 2013 年—2015 年我国近海麻痹性贝类毒素污染状况分布图

3.2.2 相关业务监测体系情况

在赤潮灾害防控方面采取了多项强化措施。在国务院“分级管理、属地为主”的原则指导下，逐步建立了国家—省—市—县四级赤潮灾害应急管理体制，法律法规与政策体系不断完善，应急预案体系及监测预警业务体系持续加强，在赤潮灾害管理的各项工作中发挥了关键作用。1990 年，发布《关于加强预防沿岸海域赤潮灾害的通知》，要求沿海各省加强赤潮防范；2001 年，印发《关于加强海洋赤潮预防控制治理工作的意见》，初步构建全国赤潮防治体系；2002 年，依据《海洋赤潮信息管理暂行规定》，建立赤潮信息管理体系，确立由国家海洋局—各分局—沿海省级—市县级统一管理、分级负责的信息管理与发布机制；2005 年，出台《赤潮灾害应急预案》，并于 2009 年与 2021 年分别进行修订；同年发布行业标准《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）；2015 年，颁布《全国海洋预警报会商规定》。《赤潮灾害应急预案》与《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）发布与实施，为我国赤潮管理奠定了制度基础，《全国海洋预警报会商规定》则强化了从地方到中央各级海洋监测机构之间的协作机制。各沿海省份和直辖市依据《中华人民共和国海洋环境保护法》相关规定，相继出台地方性法规，加强对赤潮灾害的监测监控与预警预报管理。

自 2000 年起，国家海洋局组织开展我国海域赤潮监测与预警预报业务；2003 年至 2016 年，在

重点海水养殖区增设赤潮监控区，开展养殖环境质量监测^[6]；2003年至今，生态环境部对全国重点海水浴场实施环境监测。在2018年机构调整前，国家海洋局负责赤潮监测与减灾防灾工作，生态环境部负责近岸海域环境污染防治。机构调整后，自然资源部负责海洋灾害的监测与调查评估^[7]，生态环境部负责海域生态环境质量监测监督与环境损害评估^{[8][9]}。两部门在赤潮监测与评估方面职责存在交叉，但侧重点有所不同：作为典型海洋灾害，赤潮的监测、预警与信息管理由自然资源部负责，其调查评估侧重于海洋生态及自然灾害；生态环境部则负责管辖海域内生态环境质量监测与监督，将赤潮作为生物指标反映近岸环境质量，其监测评价更关注赤潮对生态环境安全与公众健康的影响。赤潮灾害的应急处置工作由属地政府主导。

目前，我国赤潮监测与评价主要依据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005），该标准规定了赤潮基准浓度、监测指标及技术体系等；海水浴场监测则主要遵循《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019），明确了海水浴场水质监测体系、监测指标及技术方法、海水浴场健康评价等；海洋生态环境监测分析技术以《海洋监测规范》（GB 17378.1-7—2007）和《海洋调查规范》（GB/T 12763.1-11—2007）为依据；近岸海域监测技术要求则执行《近岸海域环境监测技术规范》（HJ 442.1-10—2020）。海水浴场相关评价标准还包括《海水水质标准》（GB 3097—1997）及《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）等。

3.2.3 赤潮毒素检测技术

针对水体藻毒素的检测已建立多项技术标准。在淡水环境方面，《水中微囊藻毒素的测定》（GB/T 20466—2006）规定了采用高效液相色谱法及间接竞争酶联免疫吸附法，对饮用水、湖泊水、河水及地表水中的微囊藻毒素（环状七肽）进行检测。上海市地方标准《水源水中微囊藻毒素测定液相色谱-串联质谱法》（DB31/T 1178—2019）明确了水源水中微囊藻毒素浓度的液相色谱-串联质谱测定方法，该标准亦适用于地表水、娱乐用水及城市供水处理各工艺段的水质监测。在海水赤潮毒素监测方面，行业标准《海洋微藻中溶血毒素的检测 血细胞法》（HY/T 151—2013）针对溶血毒素提供了检测依据。《海水浴场赤潮监测技术规范》（T/HBSES 004—2024）则涵盖了麻痹性贝类毒素、腹泻性贝类毒素、脂溶性贝类毒素及失忆性贝类毒素等海水样品的测定方法。

贝类赤潮毒素的检测主要依据《食品安全国家标准》系列标准，包括《食品安全国家标准 贝类中失忆性贝类毒素的测定》（GB 5009.198—2016）、《食品安全国家标准 贝类中腹泻性贝类毒素的测定》（GB 5009.212—2016）、《食品安全国家标准 贝类中麻痹性贝类毒素的测定》（GB 5009.213—2016）、《食品安全国家标准 贝类中神经性贝类毒素的测定》（GB 5009.261—2016）及《食品安全国家标准 水产品中西加毒素的测定》（GB 5009.274—2016）。该系列标准适用于经济贝类生物及其制品，明确了小鼠生物法、酶联免疫吸附法、液相色谱法及液相色谱-串联质谱法等赤潮毒素检测技术方法。

长期以来，国内赤潮毒素标准品的制备技术存在瓶颈，成为制约监测技术发展的关键因素。早期相关标准品依赖进口，部分毒素标准品还受到国际限制，标准品稀缺与质量不稳定严重阻碍了我国赤潮毒素监测技术，尤其是海水中低剂量赤潮毒素检测能力的发展。近年来，我中心梁玉波研究员团队成功攻克赤潮毒素标准品制备关键技术，实现了标准品的国产化及国产检测试剂盒的商品化，有力推动了我国赤潮毒素监测技术体系与分析方法的显著进步，并推动了国内相关检测试剂盒的市场供给水

平。

4 标准制订的基本原则和技术路线

4.1 标准制订的基本原则

本标准旨在满足海水浴场生态环境安全与公众健康管理需求，以科学性、普适性与可操作为基本原则。

(1) 科学性

本标准立足海水浴场监测管理需求，充分考量海水浴场自然属性特征，通过北戴河海水浴场实践验证，构建了海水浴场赤潮监测体系、规范操作技术要点，强化了质量保证与质控措施，具备可重复性、可比性、可靠性与准确性。内容科学合理，适用范围明确，职责定位清晰。

(2) 普适性

本标准率先响应海水浴场生态环境安全与公众健康管理需求，通过系统研究国内外法规、标准及指南，充分考虑相关标准之间的衔接，有机融合我国监测业务实际。在现有标准体系基础上，创新吸纳先进科技成果，同时兼顾时效性与经济性等监测需求，对赤潮减灾防灾、环境监测与风险防控、浴场管理等场景均具有广泛适用性。

(3) 可操作性

本标准结合我国海洋生态环境监测现状，充分考虑国内监测技术装备水平与监测能力，遵循精简工作量的原则。针对点位布设、监测频次、监测指标及分析方法等要素，经实践验证与反复优化论证。对于操作难度较高的赤潮毒素检测，优选简便的酶联免疫吸附法/试剂盒法，显著降低实施难度。

4.2 标准制订的技术路线

本研究的技术路线详见图 8 所示。编制组全面论证了在海水浴场开展赤潮监测的必要性，系统梳理了国内外相关研究现状、监测体系及标准规范，同时调研全国海水浴场业务监测体系，并将开展了 6 年的北戴河海水浴场监测数据进行深入分析。研究明确了海水浴场赤潮事件的界定，根据对海水浴场环境质量的危害性将海水浴场赤潮进行了分级；构建了相应的监测体系；确定了监测指标及其配套技术体系，并完善了质量保证与质量控制措施。最终形成适用于我国海水浴场的赤潮监测技术规范，该规范对监测实施方案的编制要求、点位布设原则、监测指标和频次、样品采集和分析方法、质量保证与质量控制等关键技术环节作出了明确规定。

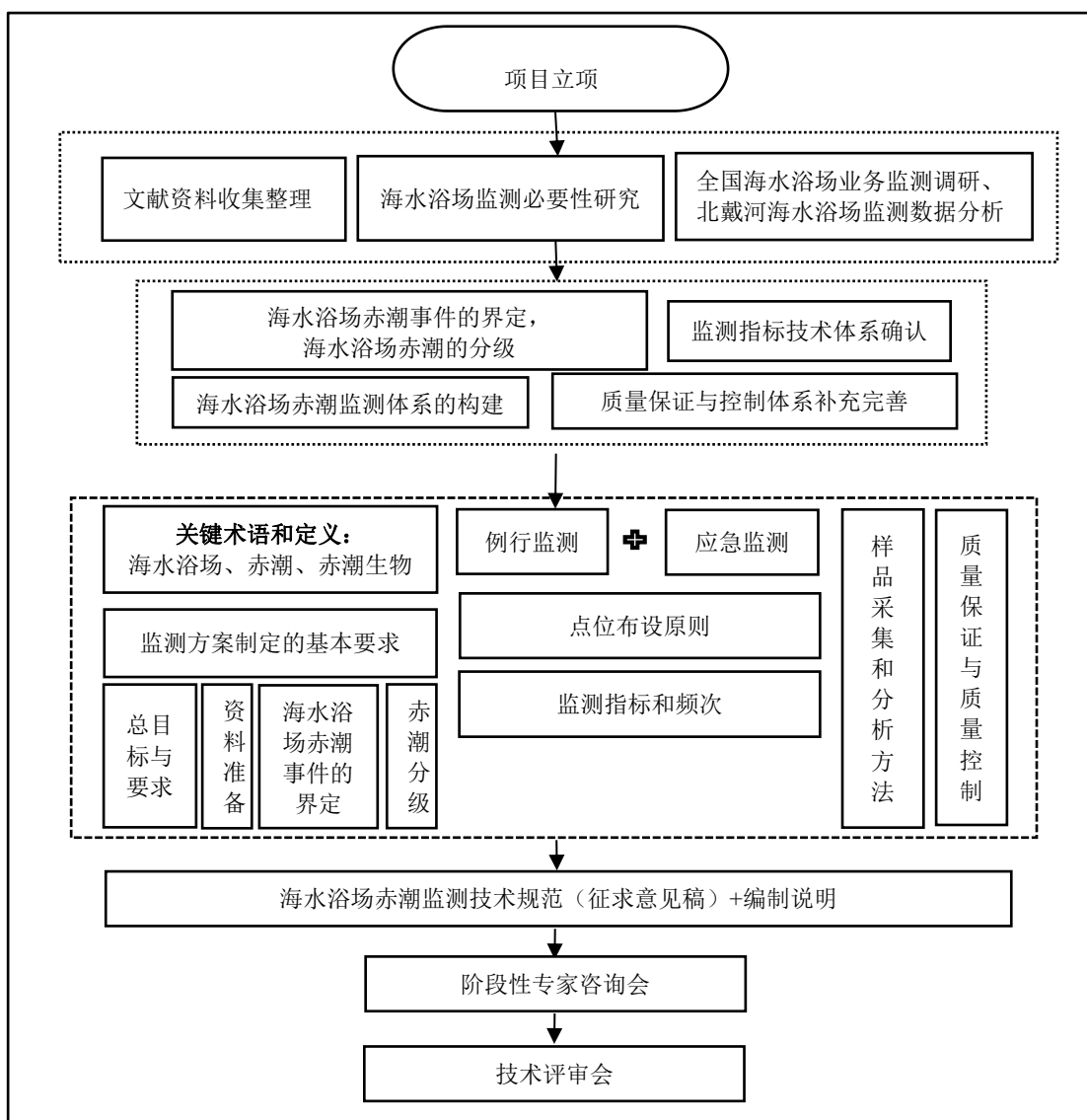


图 8 标准制订的技术路线图

5 标准主要技术内容

5.1 适用范围

本标准规定了海水浴场赤潮监测的监测实施方案基本要求、点位布置原则、监测指标和频次、样品采集和分析方法、质量保证与质量控制等技术内容。

本标准适用于我国海水浴场赤潮监测。

5.2 规范性引用文件

本标准引用了下列文件或其中的条款。凡是注明日期的引用标准，仅注日期的版本适用于本标准。凡是未注日期的引用标准，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本标准。其他文件被新文件废止、修改、修订的，新文件适用于本标准。

GB 5009.198 食品安全国家标准 贝类中失忆性贝类毒素的测定
GB 5009.212 食品安全国家标准 贝类中腹泻性贝类毒素的测定
GB 5009.213 食品安全国家标准 贝类中麻痹性贝类毒素的测定
GB 5009.261 食品安全国家标准 贝类中神经性贝类毒素的测定
GB 17378.4 海洋监测规范 第4部分：海水分析
GB 17378.7 海洋监测规范 第7部分：近海污染生态调查和生物监测
GB/T 12763.6 海洋调查规范 第6部分：海洋生物调查
HJ 442.1 近岸海域环境监测技术规范 第一部分 总则
HJ 442.2 近岸海域环境监测技术规范 第二部分 数据处理与信息管理
HJ 442.9 近岸海域环境监测技术规范 第九部分 近岸海域应急与专题监测
HJ 442.10 近岸海域环境监测技术规范 第十部分 评价及报告
HJ 630 环境监测质量管理技术导则
HJ 730 近岸海域环境监测点位布设技术规范
HY/T 0319 贝类 脂溶性海洋生物毒素的检测 液相色谱—串联质谱法
HY/T 151 海洋微藻中溶血毒素的检测 血细胞法

5.3 术语和定义

在本标准适用范围内，对关键术语予以明确界定，并对部分引入术语定义内容进行了修订或补充说明，清晰阐释了所涉关键词的含义。在术语定义中，主要参考了《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276）和《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005），以及各沿海省市的相关文件。

5.3.1

海水浴场 marine bathing beach

本标准以海水浴场为核心术语。依据我国沿海各省市对海水浴场的定义（表4），其管理属性是实施常态化监测的必要基础。游泳作为主要亲海活动，与海水直接长时间接触，构成保障公众健康的重要前提。因此，本标准通过定义明确海水浴场的三大要素：

1) 浴场构成：整合沙滩、陆域、海岸带等相关地理概念，统称为“岸滩”，以强调其作为陆地与海洋交接带的整体性；同时，将海水环境、海域等概念统一归为“海域”，突出其以自然形成的岸滩及与之相邻的海域为主要组成部分，确保生态系统的连贯性和自然属性的完整性。

2) 功能定位：以提供公众亲海活动空间为核心功能，重点支持游泳活动形式，同时涵盖诸如沙滩运动、观景、赶海等其他亲海活动功能，旨在满足多样化休闲需求，促进人与海洋的和谐互动。

3) 管理属性：确立需经相关行政主管部门批准设立的管理要求，以确保岸滩和海域的合理开发与可持续利用，防止无序占用或环境破坏，并依据国家法律法规和政策框架执行管理职责。

最终将海水浴场定义为：依托适宜的岸滩及其相邻的海域自然条件，以游泳休闲及其他亲海活动等功能为主，经批准设立的亲海休闲场所。

表 4 不同来源的海水浴场定义比较

来源（法规名称）	发布年份	定义内容
《海水浴场监测与评价指南》 (HY/T 0276—2019)	2019	海水浴场指在沿海岸滩及其相邻的海水环境具备完善的基础设施和运营管理制度，可进行游泳、日光浴和其他活动的天然场所。
《青岛市海水浴场管理办法》	2023	本办法所称海水浴场是指依托适宜的沙滩和海域条件，以游泳健身和旅游观光功能为主，经批准设立的公共休闲场所。
《威海市海水浴场管理办法》 (威政发〔2014〕39号)	2014	本办法所称海水浴场是指依托适宜的沙滩和海水条件，向公众开放，以游泳休闲功能为主的公共休闲场所。
《三亚市海水浴场管理办法》	2019 修订	本办法所称海水浴场是指依托适宜的海岸带、沙滩、海域自然条件，经市人民政府批准设立的，设有完善的配套和安全设施，制定完善的服务管理规章制度，向公众开放，以发挥游泳主体功能为主的公共休闲场所。
《海南省海水浴场管理与服务规范》 (DB46/T 150—2009)	2009	海水浴场是经审批划定功能以游泳及其相关活动为主要功能的海域和部分陆域。
《海滨浴场服务规范》 (DB44/T 1309—2014)	2014	海滨浴场是以休闲、娱乐为主要目的，以游泳、健身等活动为主要功能的天然海滨水域和部分陆域。
《大连市海水浴场管理办法》	2010 修正	海水浴场属于国家和省、市批准设立并实行统一管理的公共场所。
《深圳市沙滩资源保护管理办法》 (深规划资源规〔2021〕10号)	2021	浴场型沙滩是指沙滩所在海域水质条件、沙滩沙粒度、沙滩坡度等符合国家《海水浴场服务规范》(GB/T 34420—2017)标准、规范，且沙滩滩面容量、后方陆域、交通可达性等条件满足浴场建设要求，可以用作海水浴场可适当兼容观光休憩、海上活动等公共服务的沙滩。
《荣成市海水浴场管理办法（草案征求意见稿）》	2023	本办法所称海水浴场是指依托适宜的海岸带、沙滩、海域等自然条件设立的，具有完善的配套设施和管理服务制度，向公众开放，集游泳、健身、运动、休闲等功能于一体，经批准设立的公共场所。

5.3.2

赤潮 red-tide

赤潮作为本标准的监测核心对象，也是海水浴场赤潮事件界定与分级的主要依据。“赤潮生物的数量达到特定水平时”是海水浴场赤潮界定的依据，“引发水体颜色变化或造成危害”是海水浴场赤潮分级的依据。该定义直接引自《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005)，即“海洋中的一些微藻、原生动物或细菌在一定环境条件下爆发性增殖或聚集达到某一水平，引起水体变色或对海洋中其他生物产生危害的一种生态异常现象。赤潮具有多种颜色”。

5.3.3

赤潮生物 red-tide organisms

赤潮生物是海水浴场赤潮监测的核心指标。本标准定义主要依据《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005)，原定义为“能够大量繁殖并引发赤潮的生物称之为赤潮生物。赤潮生物包括浮游生物、原生动物和细菌等，其中有毒、有害赤潮生物以甲藻类居多，其次为硅藻、蓝藻、金藻、隐藻和原生

动物等”。本标准在原定义基础上，清晰地指出海水浴场赤潮生物类型包含微藻、原生动物（如红色中缢虫）及细菌（如蓝藻）。微藻构成海水浴场赤潮生物的主体，但海水浴场赤潮生物也包含蓝细菌等细菌类、中缢虫等原生动物等。本标准将原定义中甲藻、金藻、隐藻以及浴场赤潮常见的定鞭藻、黄藻、裸藻等类群统一归类表述为鞭毛藻类。最终本标准将赤潮生物定义为“能够大量繁殖并引发赤潮的生物。海水浴场常见赤潮生物包括微藻、原生动物和细菌等。其中有毒、有害赤潮生物以鞭毛藻类居多”。

5.4 监测实施方案基本要求

5.4.1 总体目标与要求

本标准明确了海水浴场赤潮监测的总体目标，即海水浴场赤潮监测旨在及时准确地掌握海水浴场赤潮发生及发展状况，防止和减轻赤潮造成的危害和损失，保障海水浴场生态环境质量与公众健康。

本标准中明确要求海水浴场开展赤潮监测工作前应编制监测实施方案，以保障海水浴场赤潮监测工作顺畅运行，并为海水浴场赤潮应急预案的编制提供支撑。监测方案的编制按照《近岸海域环境监测技术规范 第一部分 总则》（HJ 442.1—2020）执行，其内容包括但不限于监测目的与适用范围、监测内容、监测工作组织实施、质量保证和质量控制、数据报送、数据共享、评价及报告等。

5.4.2 资料准备

依据《近岸海域环境监测技术规范 第一部分 总则》（HJ 442.1—2020）中“4.3 资料准备”，结合海水浴场应用场景，提出了海水浴场赤潮监测实施方案编制的资料准备包括但不限于以下几项内容。

（1）监测实施方案的兼容性。

海水浴场赤潮监测实施方案需兼顾其生态环境监测方案。我国沿海各省市的海水浴场在数量、规模及管理状况上存在显著差异，因此海水浴场的重要级别是制定监测实施方案的前提。以北戴河为例，其海水浴场是当地旅游的核心招牌，重点区域的浴场需确保在所有可游泳日的环境质量均达到优良标准；而以三亚海水浴场为代表的赤潮罕见区域，浴场的赤潮监测则非重点目标。当海水浴场监测实施方案难以统一时，本标准提出可依据浴场的重要级别分别制定方案，并予以说明。这部分内容也为全国重点海水浴场业务监测与北戴河重点海水浴场业务监测的差异化方案提供了兼容依据。

（2）海水浴场海域生态环境特征。

对海水浴场海域的水质状况、营养状态及历史赤潮发生情况等资料的掌握，为论证海水浴场赤潮监测的必要性提供了重要参考；而本海域主要赤潮生物物种、有毒赤潮生物种类、赤潮毒素类型及污染状况等资料的梳理，为海水浴场赤潮生物与赤潮毒素监测工作的准确性提供了坚实保障。

（3）海水浴场的基本概况。

监测实施方案的制定需综合考量海水浴场的基本概况。其中，海水浴场的交通便利性不仅对监测频次的设定至关重要，在应急监测的时效性方面更是起着决定性作用；地理环境特征，如各浴场潮汐与潮间带特性的差异、是否存在地理阻隔等，会直接影响赤潮事件的界定标准，同时也决定着监测点位的布设与样品采集时间的安排；岸线长度、游泳区面积与最大水深、是否设置游泳区边界标志等因素，则对监测断面的布设及样品采集工作具有重要指导意义；而海水浴场岸滩是否设置安全警示牌，

更是关系到监测结果能否有效向公众展示与传达。

(4) 海水浴场周边的污染源。

海水浴场周边污染源的大量排污行为极易引发赤潮事件，尤其是沿岸型赤潮，对海水浴场造成显著影响。周边典型污染源主要包括入海河流、入海排口、市政污水与雨污排口，附近村镇未经处理的生活污水排放、周边农业面源污水排放、海水浴场卫生间和淋浴屋废水排放，以及雨水冲刷形成的地表漫流等。

5.4.3 海水浴场赤潮事件的界定

海水浴场赤潮界定以及海水浴场赤潮事件发生过程的界定，是监测实施方案制定的基本原则，本标准予以明确。

海水浴场赤潮的界定。依据《赤潮灾害应急预案》（自然资办函〔2021〕1258号），“达到赤潮基准密度，但尚未达到Ⅲ级应急响应启动标准的赤潮灾害，属于一般赤潮”，即理解为赤潮的界定标准为达到赤潮基准密度。本标准针对海水浴场赤潮的界定，首先明确其适用范围限于海水浴场内，赤潮的界定标准与自然资源系统的相关规定保持一致。

海水浴场赤潮事件发生过程的界定。《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中 4.3.1 赤潮事件发生过程的界定要求如下。

一次完整的赤潮过程包括四个阶段：发育、发展、维持和消亡。界定一次赤潮事件应根据赤潮海区具体情况而定。一般情况下按以下原则划分：

——独立海区发生的单相或多相赤潮，自发育至消亡为一次完整的赤潮过程；若其中某一阶段赤潮消失（水色正常或赤潮生物密度达到正常水平），但随后（数天内）该海域或相邻海域又重新出现由该种引发的赤潮（可能出现迁移），仍算作一次赤潮过程；若数天内出现的赤潮为另一种赤潮生物所引发，则记作另一次赤潮过程；

——相邻的两个海域同时发生赤潮，若是由不同的赤潮生物引发，则记作两次赤潮过程；若赤潮生物为同一个种类，则需要根据海域的具体情况而定：

- a) 在港湾或封闭的小水体的两个或多个不同区域发生的赤潮，记作一次赤潮过程；
- b) 在海湾或沿岸水域相邻的两个或多个不同区域发生的赤潮，中间若有自然的地理阻隔，则记作两次或多次赤潮过程；否则仅记作一次赤潮过程；
- c) 在远海或大洋相邻的两个或多个不同区域发生的赤潮，记作两次或多次赤潮过程。

——相邻的两个海域若先后发生赤潮，均记作不同的赤潮过程。

赤潮发生显著受制于地理环境与水动力条件，通常局限于或肇始于海湾，或是由突出岸线、人工构筑物形成的类海湾地形区域。即便相邻的小型海湾之间，赤潮的发生状况也存在显著差异。在赤潮发生期间，赤潮生物主要在水动力作用下随水团迁移，其分布多呈现条带状、斑块状或片状等高度异质性特征。海水浴场赤潮事件的界定，对开展应急监测具有重要的指导意义。

本标准结合赤潮特征和海水浴场的应用场景，经修订调整后形成要求如下。

海水浴场赤潮事件发生过程的界定按以下原则执行：

——海水浴场发生单相或多相赤潮，若在某一阶段赤潮生物密度低于基准浓度，但随后数日内再度暴发由同种生物引发的赤潮，仍计为同一次赤潮事件过程；若数天内出现的赤潮由其他种类赤潮生物引发，则应记为另一次赤潮事件过程；

——海水浴场内不同区域同时发生赤潮，如由不同种类赤潮生物引发，应分别记为不同的赤潮事

件过程；如由同一种类赤潮生物引发，则应将其记录为一次赤潮事件；但海水浴场内存在地理阻隔的，如多个海湾、或非透水性海上构筑物隔离等，则被隔离的不同区域须分别视为不同的赤潮事件过程。

5.4.4 海水浴场赤潮的分级

《赤潮灾害应急预案》依据灾害影响范围、性质和危害程度，将赤潮灾害划分为I至III级，其中赤潮生物达到基准密度但未达III级时视为一般赤潮。《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中，根据赤潮的危害程度由轻到重也分为三级响应—二级响应—一级响应。澳大利亚《娱乐用水风险管理指南》中，根据污染程度和风险级别分为绿色级别—琥珀色级别—红色级别。WHO《娱乐用水质量指南》中，通过风险评估确定了可忽略—低—中—高级别。

通过不同级别的确定，可对应不同的管理行动。基于上述文件，本标准根据海水浴场赤潮发生程度及其危害性，将海水浴场赤潮也划分为三个等级：

- III级：海水浴场赤潮为无毒赤潮，且未造成水色明显异常；
- II级：海水浴场赤潮造成水色明显异常；或者海水浴场赤潮为有毒赤潮，且赤潮毒素类型为腹泻性贝类毒素、脂溶性海洋生物毒素或失忆性贝类毒素，以及其他非接触性或非吸入性的毒素；
- I级：海水浴场赤潮为有毒赤潮，且赤潮毒素类型为麻痹性贝类毒素、神经性贝类毒素或溶血毒素，以及其他接触性或吸入性的毒素。

赤潮监测通常依据赤潮基准浓度进行判定，然而赤潮属于复杂的生态现象，其基准浓度本质上属于预警指标。在多数情况下，达到该浓度值水色通常不会发生显著变化，当浓度快速达到更高水平时，方可能出现显著水色异常。因此，在海水浴场赤潮达到III级时，海水浴场赤潮级别是最轻的，可依据监测目标酌情考虑是否采取应急措施；达到II级时，海水浴场赤潮已经严重影响到浴场环境质量，须采取应急措施，若属有毒赤潮，则应限制赶海活动；达到I级时，海水浴场赤潮可能会严重影响到公众健康，须采取应急措施。

5.5 点位布设原则

根据《近岸海域环境监测技术规范 第一部分 总则》（HJ 442.1—2020），近岸海域环境监测包括例行监测、应急监测和专题监测；根据《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019），海水浴场监测包括常规监测和应急监测。本标准规定了海水浴场赤潮监测包括例行监测和应急监测，并分别对其点位布设原则做出了规定。

《近岸海域环境监测点位布设技术规范》（HJ 730—2014）中 5.6 海滨浴场水质监测点位布设要求如下。

海滨浴场水质监测点位布设，根据浴场的规模确定。

- a) 根据海滨浴场岸线宽度确定监测断面。对于浴场宽度在 250 m 以下的，在人群活动集中区域沿向海垂线方向布设 1 个监测断面；在 250 m 至 500 m 以下的，布设 2 个监测断面；在 500 m 以上的，布设 3 个监测断面。
- b) 监测断面根据海滨浴场向海延伸距离确定监测断面的点位数，距离在 1 km 以下的，在人群活动集中区域设 1 个监测点位；距离在 1 km 以上的，设 2~3 个监测点位。
- c) 不规则岸线的海滨浴场应根据实际情况，适当优化监测断面和点位。

《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）对常规监测站位布设进行了规定：海水浴场监测断面方向应与主潮流方向或海岸垂直，并在游泳者密集处设置监测断面。根据海水浴场沙滩长度确定监测断面数量，沙滩长度不大于 2 km，设置不少于 1 个监测断面，沙滩长度 2 km~5 km，设置不少于 2 个监测断面，沙滩长度大于 5 km，设置不少于 3 个监测断面。海水浴场所设监测站位总数应不少于 3 个，监测站位采样点宜布设在水深 0.5 m、1.0 m 和 1.5 m 处，相当于成年人身高的齐膝深、齐腰深和齐胸深处。

《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中规定如下。常规监测测站：根据实际情况，以覆盖和代表监测海域为原则。对于监测区域大的，或包括有不同水团特征的海域，在站位布设设计中可将监测海域划分为若干个单元区。可采用 T 型（河口近岸海域）或井字型、梅花型、网格型方法，布设控制断面的监测站位。常规监测测站一般设置为固定站位，用于获取完整时间系列的定量监测资料。跟踪监测测站：一般为随机测站，根据赤潮发生的范围和漂移状态，在赤潮发生区的区域内、外水域分别设立赤潮区测站和对照测站，测站数量应随赤潮发生范围的扩展而增加。

美国 EPA 在淡水娱乐水体监测中，从指定游泳区、岸线附近采集单点瞬时样品，或在儿童活动的浅水区（如浅水区及膝水区及胸水区）内的多个点位采集样品。

我国各地区的浴场划分原则存在差异，其规模亦不尽相同，自然属性呈现出较大多样性。部分浴场规划以海湾为单位进行划分，另有部分海水浴场则依据服务目的、岸滩长度进行分区。某些浴场岸线延伸数公里，而另一些浴场岸线仅数十米。部分浴场滩势平缓、浪小流静，退潮时岸滩宽度可达公里级；另有部分浴场坡度陡峻、浪涌流急，涨落潮间岸滩范围变化较小。

北戴河区域海水浴场整体以岸滩划分形式设立，浴场岸线长度由 40 m 至 4 km 大小不一，其中岸线长度小于 1 km 的浴场占绝大多数。采用离散系数法对不同监测断面进行差异性分析，基于连续性监测数据（各断面每日定时定点监测一次，连续监测周期不少于 15 天）实施统计分析。分别对以下断面组合开展对比研究：同一海湾内相距约 0.5 km 的两个监测断面；同一海湾内相距约 1 km 的两个监测断面；同一海湾内相距约 2 km 的两个监测断面；同一海湾内相距约 3 km 的两个监测断面；以及不同海湾的两个监测断面。对比结果（表 5）表明，不同海湾断面间的水质指标与赤潮生物呈现显著差异；同一海湾断面间，常态条件下差异不显著；赤潮期间，同一海湾断面间溶解氧差异亦不显著，化学需氧量在断面间距约为 2 km 和 3 km 时差异较为显著，赤潮生物则在断面间距超过 0.5 km 时均呈现显著差异。采用离散系数法对同一海湾中 0.5 m-1 m-1.5 m 水深点位进行差异性统计分析，对比结果显示：常态条件下，氨氮、化学需氧量及赤潮生物不同水深的平均离散系数分别为 2.87%、4.45%、37.61%，差异均不显著；赤潮期间，赤潮生物不同水深的平均离散系数为 66.16%，差异较为显著。

表 5 不同监测断面的差异对比

监测断面	监测时期	溶解氧		化学需氧量		赤潮生物	
		min~max	均值	min~max	均值	min~max	均值
同一海湾 相距 0.5 km 左右	常态化	0.09%~6.23%	1.50%	0.98%~18.55%	5.43%	1.89%~108.26%	42.31%
	赤潮期	0.09%~2.00%	0.50%	0.55%~10.19%	3.15%	0.93%~141.42%	38.14%
同一海湾 相距 1 km 左右	常态化	0~4.44%	1.39%	0.75%~8.89%	4.30%	0~104.53%	34.98%
	赤潮期	0.23%~5.84%	1.28%	0.73%~20.88%	5.95%	3.37%~131.31%	66.82%
同一海湾 相距 2 km 左右	常态化	0.21%~6.50%	2.46%	0.49%~12.77%	4.35%	0~87.91%	33.41%
	赤潮期	0.22%~7.03%	1.63%	1.11%~16.83%	7.11%	0~141.42%	57.49%
同一海湾 相距 3 km 左右	常态化	0.32%~7.68%	1.88%	0.40%~17.73%	4.29%	0~131.20%	47.16%
	赤潮期	0.29%~7.82%	1.97%	0.45%~21.30%	9.78%	4.81%~141.42%	62.55%
不同海湾	常态化	0.46%~6.57%	3.27%	1.15%~40.68%	7.52%	1.84%~125.71%	57.51%
	赤潮期	0.09%~6.47%	2.16%	0.59%~10.35%	4.32%	4.18%~141.42%	72.35%

基于北戴河浴场现场监测数据的分析结果，《近岸海域环境监测点位布设技术规范》（HJ 730—2014）中监测断面的布设方案，在海水浴场赤潮监测中，既适用于例行监测，也适用于应急监测。关于监测点位，0.5 m 水深受底质的影响较为显著，例如底质泥沙、底栖性微藻或孢囊等；1 m 水深表现出较佳监测效果；而 1.5 m 水深区域，对监测人员而言，采样操作难度较大，且作业安全性极低。北戴河浴场赤潮应急监测表明，赤潮期间不同水深的赤潮生物密度差异性很大，1 m 水深监测点位不足以有代表性。基于上述考虑，本标准对海水浴场赤潮监测点位布设原则要求如下：

——例行监测：在海水浴场游泳区域沿向海垂线方向布设监测断面，按照 HJ 730—2014 相关要求，根据海水浴场岸线长度确定监测断面数量，根据海水浴场向海延伸距离确定监测断面的点位数。海水浴场岸线长度，在 250 m 以下的，布设 1 个监测断面；在 250 m 至 500 m 以下的，布设 2 个监测断面；在 500 m 以上的，布设 3 个监测断面。海水浴场向海延伸距离，在 1 km 以下的，每个监测断面上布设 1 个监测点位；在 1 km 以上的，每个监测断面上布设 2~3 个监测点位。不规则岸线的海滨浴场应根据实际情况，可适当优化监测断面和点位。监测点位应满足 1 m 以上水深（约至成人腰部深度）。

——应急监测：按照 4.3 对海水浴场赤潮事件进行界定，对监测区域的监测断面布设方法同 5.1。监测点位应至少覆盖 0.5 m 水深（约至成人膝盖深度）与 1 m 以上水深（约至成人腰部深度）两个监测点位。可适当调整监测断面位置以覆盖异常水色水域，或在异常水色水域增加监测点位。

5.6 监测指标和监测频次

5.6.1 监测指标

本标准与全国海水浴场生态环境监测的常规监测同步实施，因此，水质、水文气象等环境参数不再详细阐述，与之共享。本标准所规定的监测指标包括水色、嗅和味、漂浮物，赤潮生物种类和细胞密度，根据情况选测赤潮毒素。例行监测和应急监测指标均保持一致。赤潮生物种类系确定赤潮基准

浓度的关键指标，而赤潮生物细胞密度达到基准浓度是判定赤潮发生的主要依据；水色被视为海水浴场亲海品质感官体验的关键指标，赤潮毒素则被视为人体健康的关键指标。

根据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005），盐度、pH、DIN 及 DIP 等指标与赤潮密切相关。其中，盐度与淡水输入量相关联，在湿沉降和河口区域，盐度变化较为显著，对浮游植物群落结构及生物密度具有密切影响；pH 值在缺氧区域或赤潮期间会发生显著变化，与赤潮现象存在一定关联；DIN 与 DIP 等是赤潮生物的主要营养来源。本标准将这些相关参数纳入监测方案制定时根据海水浴场具体情况而考虑的范畴中，以此优化监测指标，减少监测工作量，并提升监测工作的效能。

5.6.2 监测频次

《近岸海域环境监测技术规范 第九部分 近岸海域应急与专题监测》（HJ 442.9—2020）4.3.3 中要求，赤潮或大型海藻应急监测频次根据发生范围及影响区域确定。一般进行连续跟踪监测，每天采样 1 次，必要时且气象和海况条件允许情况下可增加为每天 2 次，直至消亡；在赤潮、大型海藻发生期较长或者发生面积较大时，可适当延长间隔时间，但一般不少于 2 天 1 次。

《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）监测行为于泳季开展，常规监测频次规定：水质要素赤潮观测、水文气象要素等每天不少于 1 次，应在游泳人数最为集中的时间段观测。水质要素理化监测指标，“重点海水浴场”每周采样不少于 2 次，“一般海水浴场”每周采样不少于 1 次，“其他海水浴场”每月采样不少于 1 次。

《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中规定：黄渤海赤潮高发期为 7~9 月，东海高发期为 6~8 月，南海高发期为 3~5 月和 8~11 月。常规监测宜每月 1~2 次，赤潮多发期宜每周 1 次；发现有赤潮征兆时宜每 3 天 1 次；跟踪监测包括赤潮发生至消失的全过程宜每天 1 次或更多。

《澳大利亚娱乐用水风险管理指南》《加拿大娱乐用水水质指南》和 WHO 发布的娱乐水域水质指南，赤潮发展期每天 1 次，赤潮发生期则根据风险情况开展。

本标准规定，例行监测与海水浴场生态环境监测频次保持一致，根据《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）中常规监测点位的水质要素理化监测指标要求和《全国海洋生态环境监测工作实施方案》全国海水浴场监测频次要求，海水浴场生态环境监测为 1 周 1~2 次，可满足海水浴场赤潮监测所需。应急监测按照 HJ 442.9—2020 相关要求，海水浴场赤潮应每天采样 1 次，必要时且气象和海况条件允许情况下可增加为每天 2 次，直至海水浴场赤潮事件结束；在海水浴场赤潮发生期超过一个例行监测周期（海水浴场例行监测周期即为一周）或者面积较大时，可适当延长间隔时间，但一般不少于 2 天 1 次。

监测时段建议设定于 6:00~9:00 或 15:00~17:00 之间。监测时间的确定应综合考虑赤潮生物的生理特性、赤潮的 24 小时动态变化规律以及海水浴场监测的时效性和代表性要求。有毒有害赤潮多以鞭毛藻为主，该类藻类具有昼夜垂直迁移特性，表现为趋光性且对强光存在规避行为，部分种类于夜间进行分裂繁殖。赤潮发生期间，鞭毛藻在水体中的空间分布呈动态变化，尤其在浅水型海水浴场，不同时段藻类分布差异显著——晨昏时段光照条件适宜，水体表层赤潮生物数量较高，而正午强时段则显著降低，北戴河凯伦藻赤潮监测数据亦证实了这一规律。从时效性角度考量，海水浴场游泳高峰多出现于 10 时以后，因此 6:00~9:00 开展监测可及时为浴场风险预警提供数据支持。就样品代表性而言，游泳人群聚集会对浴场水环境造成显著扰动，于 6:00~9:00 进行监测更有利于获取代表性样品。

然而，考虑到海水浴场实际监测中的交通便利性，监测时段可不作强制性要求。

海水浴场样品采集采用监测人员手工采样方式，基于作业安全考量，本标准明确规定监测行为应避开强降雨、台风等异常气象条件。同时，鉴于浴场交通便利性等实际因素，本标准亦允许根据实际情况对监测时段进行调整，或适当增加监测频次。此外，因应浴场的管理属性，本标准要求在海水浴场非营业季节可停止监测行为。

北戴河海水浴场的监测数据进行评价。自 2019 年至 2025 年，选取了八个浴场监测点位，每年 7 月 15 日至 8 月 31 日期间，实施每日连续监测。该八个海水浴场的划分区域极为明确，岸滩两端通过栅栏进行明确分隔，水域则采用拦截网予以明确界定，且该八个浴场人为扰动相对较少，趋于自然状态。监测结果表明，八个海水浴场在七年内，启动海水浴场赤潮应急监测共计 160 次，占比约为 6%。其中，持续 1 天的赤潮事件占主体，占比约 46%；持续 2 至 7 天的赤潮事件次之，占比约 30%；持续 7 天以上的赤潮事件相对最为少见，占比仅为 24%。浴场赤潮特征表现为以短期持续为主（图 9）。针对监测时段的验证，对 2025 年北戴河某浴场凯伦藻赤潮过程，实施了 24 小时连续监测。监测结果表明，浴场范围内水体中的凯伦藻呈现显著的昼夜分布特征，夜间及清晨时分生物密度达到峰值（图 10）。即 6:00~9:00 或 15:00~17:00 监测时段的设定具有科学性和代表性。

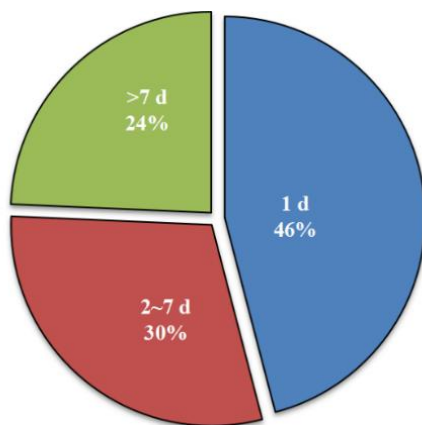


图 9 2019 年—2025 年 7 月 15 日至 8 月 31 日期间赤潮持续天数占比

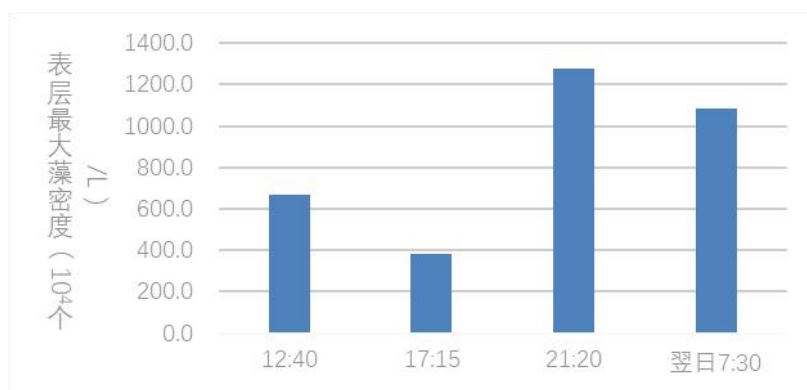


图 10 2025 年北戴河某浴场凯伦藻赤潮 24 小时连续监测

5.7 样品采集和分析方法

5.7.1 现场监测

监测指标包括水色、嗅和味、漂浮物。根据《全国海洋生态环境监测工作实施方案》《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019）及《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中的技术要求，明确现场监测指标的监测方法与执行标准，即统一采用《海洋监测规范 第4部分：海水分析》（GB 17378.4—2007）所规定的监测方法。具体而言，水色监测采用比色法，依据 GB 17378.4—2007 标准执行；嗅和味监测采用感官法，依据同一标准执行；漂浮物监测则采用目测法，执行标准同《海水浴场监测与评价指南》（HY/T 0276—2019），为“海面不得出现渣沫”。

5.7.2 样品采集、保存与运输

首先本标准确定了操作顺序，即海水浴场现场监测完成之后开展样品采集。

其次本标准规定了样品采集的技术要求。样品采集应沿着监测断面从近至远依次采集水面下 15 cm 至 30 cm 的海水。每个监测点位开始样品采集操作前，应在原地至少静待 1 min；然后，手持样品瓶使瓶口垂直向下缓慢按至指定水层，缓慢打开瓶盖，随后迅速翻转采样瓶，使瓶口垂直向上，采集适量海水后，将采样瓶脱离水面并盖好瓶盖。样品瓶至少留出容积体积 10% 的空间，以便样品分析前充分摇匀。样品采集后尽量在 2 h 内开展分析。基于浴场浅水体的自然特性，船只难以通行，通常需要监测人员涉水进入。因此，应特别关注避免沉积物搅动对监测结果的影响，本标准特意规定了由近及远的采样顺序，且样品采集操作前需静置至少 1 min 的要求。

最后本标准规定了样品采集、保存与运输技术要求。本标准主要涉及赤潮生物和赤潮毒素的采集，主要依据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）和《近岸海域环境监测技术规范 第三部分 近岸海域水质监测》（HJ 442.3—2020）。值得提出的是，赤潮生物采用广口瓶采样以及其采样手法，更适用于瞬时采样，有助于减少赤潮期间因生物分布不均所致的采样误差，这也是经过北戴河海水浴场监测反复实地操作总结出的经验。本标准推荐在样品采集 2 h 内开展分析，一方面是时效性的考虑，另一方面保存处置也增加了操作失误的概率，再一方面，海水浴场赤潮生物种类鉴定难度较大，活体生物细胞的运动特征有助于种类鉴定，而固定剂会使部分赤潮生物变形而不利于种类鉴定，例如运动异鞭藻，其活体辨认非常容易，而固定后形状多样不易辨认。北戴河重点海水浴场监测实践中，样品分析均在样品采集 2 h 内，这个时间范围内赤潮生物和赤潮毒素的监测结果影响不大。

5.7.3 分析方法

（1）赤潮生物

此部分主要参考了《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）中的技术要求，赤潮生物执行《海洋监测规范 第7部分：近海污染生态调查和生物监测》（GB 17378.7—2007）浮游植物直接计数法和《海洋调查规范 第6部分：海洋生物调查》（GB/T 12763.6—2007）微型和小型浮游生物浓缩计数法。海水浴场赤潮监测主体是对水体的监测，直接计数法最为适用，但直接计数法适用于 $>10^5$ 个/升的生物密度，而通常自然海水浴场水体中赤潮生物细胞密度是低于这个检测限的，因此本标准中规定了样品总细胞密度小于 10^5 个/升时采用微型和小型浮游生物浓缩计数法（GB/T 12763.6—2007）

重新计数，并推荐浓缩倍数为 5~10 倍。在实际监测过程中，不同实验室存在赤潮情况下采用淡水浮游植物的间隔计数或对角计数的方法，本标准着重强调了赤潮生物应按序计全数，确保计数的精准性。依据《海洋调查规范 第 6 部分：海洋生物调查》（GB/T 12763.6—2007），原文采用并规定赤潮生物的物种鉴定到种的比例宜在 80%以上，鉴定到属的比例宜在 90%以上。浮游生物分析方法中缺少对结果数据的规定，在实验室 CMA 资质审查中也常常提出这个问题，本标准依据赤潮基准浓度通常采用“ 10^4 个/升”表示，为了便于对比，本标准规定赤潮生物细胞密度数据结果精确到 0.1×10^4 个/升。

《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）5.4.1.2 水样采集中提出，不同深度的样品最后可以混合在一起作为一个样品代表整个水团。美国 EPA 在淡水娱乐水体监测中，提到多个点位同步采集样品并混合成复合样品进行分析。对于同一个监测断面有多个监测点位的情况，为了减少应急监测的工作量和实效性，本标准规定同一个监测断面不同监测点位的样品，应等量混样后分析。

（2）赤潮毒素

赤潮毒素是选测指标，本标准规定赤潮生物按照附录 A 判定为疑似有毒赤潮生物时，应开展相应类型的赤潮毒素分析予以确认。此部分主要是对疑似有毒赤潮生物是否产毒的确认，属于定性分析，受限于我国尚无娱乐水体毒素安全限值的现状，本标准不作赤潮毒素定量分析的强制要求。疑似有毒赤潮生物的确认依据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005），赤潮毒素分析方法均参照标准方法。其中，贝类毒素执行的标准适用范围仅为贝类生物样品，海水样品超出了方法适用范围，本标准在附录 B 中给出了海水样品的前处理方法及检测分析的质控要求。也基于此原因，本标准中仅为“参照标准”而非硬性规定“执行标准”。为了海水赤潮监测的时效性和可操作性，本标准中麻痹性贝毒、腹泻性贝毒、失忆性贝毒规定采用酶联免疫吸附法，即商品化试剂盒法。神经性贝类毒素和溶血毒素，我国有标方法仅有小鼠生物法和血细胞法，本标准只能唯一性选用。不同的有毒赤潮生物，在不同时期或不同地理区域的产毒性会发生较大的变化，但一个地区当年的产毒性通常较为稳定，考虑到我国赤潮毒素监测能力尚弱，本标准规定同一次有毒赤潮事件至少开展 1 次赤潮毒素确认。

北戴河海水浴场有毒赤潮实例。2019 年 7 月 23 日北戴河某浴场发生古老卡盾藻赤潮，赤潮生物密度为 $2\ 036 \times 10^4$ 个/升（赤潮基准浓度为 50×10^4 个/升），溶血毒素毒性检测结果为阳性，赤潮毒素浓度为 5.98 HU/L（检出限为 1.2 HU/L）。2025 年 8 月 8 日北戴河某浴场剧毒卡尔藻生物密度为 76.4×10^4 个/升，溶血毒素毒性检测结果为阳性，毒素浓度为 54.5 HU/L（检出限为 1.5 HU/L）。2025 年 8 月 24 日北戴河某浴场发生凯伦藻赤潮，赤潮生物密度为 $2\ 808 \times 10^4$ 个/升（赤潮预警浓度为 100×10^4 个/升），溶血毒素检测结果为未检出。

5.8 质量保证与质量控制

（1）质量保证

依据《环境监测质量管理技术导则》（HJ 630—2011），结合海水浴场应用场景和北戴河重点海水浴场赤潮监测实践，对环境监测质量体系要求部分强调了海水浴场赤潮监测应满足日常质量监督、人员、设施和环境、监测方法、仪器设备等要求；环境监测过程质量保证与质量控制方法应涵盖监测方案、监测点位布设、样品采集、样品管理和实验室分析质量控制。数据处理、数据审核、数据上报和评价报告等，依据《近岸海域环境监测技术规范 第二部分 数据处理与信息管理》（HJ 442.2—2020）和《近岸海域环境监测技术规范 第十部分 评价及报告》（HJ 442.10—2020）相关规定执行。

（2）质量控制

赤潮生物的分析应采取专业人员互校的质控措施。依据《近岸海域环境监测技术规范 第六部分 近岸海域生物监测》（HJ 442.6—2020），质控样品通常占比为 10%，考虑海水浴场以小规模为主，布设监测断面以 1 个居多，赤潮生物样品量相对少，故而本标准互校比例提高至 20%，当样品总数 ≤ 5 个时，可取 1 个样品互校。赤潮生物物种鉴定的准确性方面，规定海水浴场主要赤潮生物物种鉴定结果一致，若物种鉴定结果存疑，可请分类学专家确认。新物种、新记录种宜留存完整的样品标本，请分类学专家确认后，永久保存。北戴河海水浴场赤潮监测中对赤潮生物计数的人员偏差进行了统计分析。采用相对偏差分析方法，对 64 组人员互校结果进行对比。统计分析显示，22 组数据相对偏差小于 5% 占比 34%，45 组数据相对偏差小于 10% 占比 70%，58 组数据相对偏差小于 15% 占比 91%，60 组数据相对偏差小于 20% 占比 94%，63 组数据相对偏差小于 25% 占比 98%，64 组数据相对偏差小于 45% 占比 100%。对于细胞密度为 10^4 个/升时，相对偏差小于 25% 的占比 94%，相对偏差小于 45% 的占比 100%；对于细胞密度为 10^5 个/升时，相对偏差小于 20% 的占比 92%，相对偏差小于 25% 的占比 100%；对于细胞密度为 10^6 个/升时，相对偏差小于 15% 的占比 94%，相对偏差小于 20% 的占比 100%；对于细胞密度为 10^7 个/升时，相对偏差小于 10% 的占比 100%。赤潮生物显微镜镜检计数的准确性方面，依据北戴河海水浴场监测统计数据显示，赤潮生物密度达到直接计数法检出限（ 10^5 个/升）以上时，不同人员分析计算结果相对偏差不超过 20% 的占比可达到 90% 以上。因此，本标准规定主要赤潮生物细胞密度相对偏差不超过 20%，结果判为合格。

赤潮毒素分析依据《近岸海域环境监测技术规范 第三部分 近岸海域水质监测》（HJ 442.3—2020）要求，分析应采取对照毒素标准液、空白液和平行样的质控措施。每批样品应至少测定一个空白液，其测定结果应低于检出限；平行样应占样品总量的 10% 以上，当样品总数 ≤ 10 个时，可做 1 个平行样，平行样的相对偏差应 $\leq 20\%$ 。阳性对照样品宜采用实验室培养的处于对数生长期的有毒微藻培养液 100 mL。

标准《海洋微藻中溶血毒素的检测 血细胞法》（HY/T 151—2013）中对质控措施的规定尚不完善，本标准在实验室验证基础上，进一步补充制定了溶血毒素检测的质控要求。在溶血毒素检测的实验室验证中，实验材料采用经实验室海水培养的海洋卡盾藻藻液，检出限数据见表 6，精密度数据见表 7。溶血毒素检测每批样品均应同步绘制标准曲线，标准曲线的相关系数应 ≥ 0.90 ，按照 HY/T 151—2013 给出的浓度点配制标准曲线，曲线浓度最高点的溶血百分数应 $\geq 70\%$ ，否则应重新绘制曲线；检出限应 ≤ 1.5 HU/L。每批样品应同时设置阳性对照，阳性对照建议采用实验室培养的、处于对数生长期的有毒微藻培养液，例如卡盾藻（*Chattonella* spp.）、赤潮异弯藻（*Heterosigma akashiwo*）等常见、易获取且易于培养的微藻种类。

表 6 溶血毒素实验室验证之检出限数据

洋地黄皂苷空白加标			
样品编号	吸光度值	溶血百分数 (%)	溶血活性 (HU/L)
1	0.259	15.82	7.05
2	0.238	14.55	6.57
3	0.271	16.80	7.42
4	0.257	15.53	6.94
5	0.247	15.14	6.79
6	0.276	17.38	7.64
7	0.274	17.87	7.83
均值 (HU/L)	7.18		
<i>t</i> 值	3.143		
标准偏差 <i>S</i>	0.464		
检出限 (HU/L)	1.5		

表 7 溶血毒素实验室验证之精密度数据

海洋卡盾藻, 密度 10^6 cells/L样品测试结果			
样品编号	吸光度值	溶血百分数 (%)	溶血活性 (HU/L)
1	0.467	12.63	26.32
2	0.434	12.48	26.32
3	0.476	12.63	26.32
4	0.464	12.91	26.84
5	0.458	13.20	27.37
6	0.443	12.34	25.79
均值 (HU/L)	26.49		
标准偏差 <i>S</i>	0.54		
相对标准偏差%	2.1%		

5.9 附录 A (资料性附录) 赤潮基准浓度、疑似有毒赤潮生物及其产毒类型

本标准的表 A.1 系《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005) 的表 B.1, 表 A.2 系《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005) 的表 4, 放到本标准中以便于查阅。

本标准表 A.1 中有 3 处进行了修订: 将丹麦细柱藻的预警浓度由 20×10^4 个/升改为 200×10^4 个/升, 增加小细柱藻其预警浓度为 $1\ 000 \times 10^4$ 个/升, 增加运动异双鞭藻其预警浓度为 100×10^4 个/升。

丹麦细柱藻, 硅藻, 无毒, 细胞呈圆柱形以壳面紧密相接组成直链, 两相邻细胞之间只有一层细胞壁, 直径 $8 \sim 12 \mu\text{m}$ 、长 $31 \sim 130 \mu\text{m}$ 。依据《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005) 表 B.1 其赤潮基准浓度为 20×10^4 个/升, 依据表 4 赤潮基准浓度参考值为 100×10^4 个/升。丹麦细柱藻为常见的赤潮生物, 2019 年—2024 年 7 月至 8 月北戴河重点海水浴场赤潮生物实践中, 8 个浴场共计检出 469 次占比 20.4%, 细胞密度为 $(0.05 \sim 203) \times 10^4$ 个/升之间, 其中超出 200×10^4 个/升时仅有 1 次, 但现场水色从未出现异常, 因此本标准中将其赤潮预警浓度提升至 200×10^4 个/升。

小细柱藻, 硅藻, 无毒, 细胞呈狭长圆柱形, 大多是以壳面与毗连壳面互相串联成直条或波浪形

链状群体，细胞直径介乎 1.5 μm ~4.5 μm 。依据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）表 4 赤潮基准浓度参考值为 $1\,000 \times 10^4$ 个/升。小细柱藻为常见的赤潮生物，2019 年—2024 年 7 月至 8 月北戴河重点海水浴场赤潮生物实践中，8 个浴场共计检出 297 次占比 12.9%，细胞密度为 $(0.10\sim 11\,100) \times 10^4$ 个/升之间，其中超出 $1\,000 \times 10^4$ 个/升共计 20 次，浴场赤潮水体（ 10^8 个/升时）水质变浑浊水色略呈黄绿色，因此本标准中将其赤潮预警浓度定为 $1\,000 \times 10^4$ 个/升。

运动异双鞭藻，裸藻，无毒，营单细胞浮游生活，细胞通常由两条鞭毛游动，无细胞壁，可以伸缩变形，能像蠕虫一样蠕动，并不规则地改变形状，细胞平均长度为 15~35 μm ，在代谢运动中有时可拉伸至 50 μm ，宽度范围为 3 μm ~10 μm 。依据《赤潮监测技术规程》（HY/T 069—2005）表 4 赤潮基准浓度参考值为 $(20\sim 100) \times 10^4$ 个/升。运动异双鞭藻为常见的赤潮生物，2019 年—2024 年 7 月至 8 月北戴河重点海水浴场赤潮生物实践中，8 个浴场共计检出 655 次占比 28.4%，细胞密度为 $(0.03\sim 1\,150) \times 10^4$ 个/升之间，其中超出 100×10^4 个/升共计 16 次，浴场赤潮水体（ 10^7 个/升时）水色呈翠绿色，因此本标准中将其赤潮预警浓度定为 100×10^4 个/升。

本标准表 A.2 中对有毒赤潮生物的赤潮基准浓度进行了修订，此部分修订也依据了表 A.1 的普适性原则。

5.10 附录 B（资料性附录）赤潮毒素海水样品前处理方法以及分析检测要求

海水样品的前处理依据《海水浴场赤潮监测技术规范》（T/HBSES004—2024），质控要求来源于实验室验证数据。在 1 L 定量赤潮海水样品中检出赤潮毒素时，即判定为有毒赤潮。大面积的赤潮灾害通常以单相赤潮为主，即引发赤潮的生物为单一物种；然而在局部海域中，多相赤潮的情形亦较为常见。在本标准进行赤潮毒素定性分析时，所涉及的赤潮生物可能为多种。文中所指“1 L”取样体积，系参照《海洋微藻中溶血毒素的检测 血细胞法》（HY/T 151—2013）的标准规定。

目前我国市售贝类毒素检测试剂盒质量参差不齐，不同品牌不同批次之间稳定性存在较大差异，因此商品化试剂盒需按批次进行验收，确认是否合格。

（1）麻痹性贝类毒素。使用商品试剂盒对海水样品中麻痹性贝类毒素检测的实验室验证。实验材料采用实验室海水培养的微小亚历山大藻藻液。检出限数据见表 8，精密度数据见表 9，加标回收数据见表 10。验证结果显示，采用商品试剂盒检测海水样品中麻痹性贝类毒素的方法可行，检出限的灵敏度能够满足海水样品中赤潮毒素的检测浓度，精密度符合样品检测的可重复性，加标回收数据验证了方法的准确性。基于实验室验证数据，规定空白加标回收率满足 $\geq 70\%$ ，阳性样品（细胞密度为 1×10^4 个/升的微小亚历山大藻培养液）100 mL 的检出限 $\leq 0.25 \mu\text{g/L}$ 。依据《食品安全国家标准 贝类中麻痹性贝类毒素的测定》（GB 5009.213—2016）要求，确认与其他贝类毒素没有交叉反应，每批样品均应同步绘制标准曲线，标准曲线的相关系数应 ≥ 0.95 。

表 8 麻痹性贝类毒素实验室验证之检出限数据

微小亚历山大藻，密度 10^4 cells/L样品测试结果				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	0.818	0.019 3	300	0.347 3
2	0.896	0.012 5	300	0.225 8
3	0.922	0.010 9	300	0.195 6
4	0.869	0.014 6	300	0.262
5	0.812	0.020	300	0.359 0
6	0.903	0.012	300	0.217 3
7	0.875	0.014	300	0.253 6
8	0.800	0.021	300	0.383 5
浓度均值	0.28			
t 值	2.998			
标准偏差 S	0.072 2			
检出限	0.22 ng/mL			

表 9 麻痹性贝类毒素实验室验证之精密度数据

微小亚历山大藻，密度 10^5 cells/L样品测试结果				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	0.469	0.132	200	1.588
2	0.443	0.152	200	1.833
3	0.473	0.129	200	1.553
4	0.448	0.148	200	1.783
5	0.464	0.136	200	1.632
6	0.463	0.137	200	1.641
7	0.473	0.129	200	1.553
8	0.482	0.123	200	1.478
相对标准偏差%				7.4

表 10 麻痹性贝类毒素实验室验证之加标回收数据

石房蛤毒素标品样品测试结果			
样品编号	加标量 (ng/mL)	实测值 (ng/mL)	回收率%
1	0.2	0.183	91.6
2	0.2	0.175	87.5
3	0.2	0.159	79.4
4	0.2	0.200	100
5	0.02	0.018 2	90.8
6	0.02	0.017 3	86.7
7	0.02	0.017 0	85.0
8	0.02	0.014 3	71.4

(2) 失忆性贝类毒素。使用商品试剂盒对海水样品中失忆性贝类毒素检测的实验室验证。实验材料采用实验室海水培养的拟菱形藻藻液。检出限数据见表 11，精密度数据见表 12，加标回收数据见表 13。验证结果显示，采用商品试剂盒检测海水样品中失忆性贝类毒素的方法可行，检出限的灵敏度能够满足海水样品中赤潮毒素的检测浓度，精密度符合样品检测的可重复性，加标回收数据验证了方法的准确性。基于实验室验证数据，规定空白加标回收率满足 $\geq 70\%$ ，阳性样品（细胞密度为 10×10^4 个/升的拟菱形藻培养液）100 mL 的检出限 $\leq 0.03 \mu\text{g/L}$ 。依据《食品安全国家标准 贝类中失忆性贝类毒素的测定》（GB 5009.198—2016）要求，确认与其他贝类毒素没有交叉反应，每批样品均应同步绘制标准曲线，标准曲线的相关系数应 ≥ 0.95 。

表 11 失忆性贝类毒素实验室验证之检出限数据

拟菱形藻，密度 10^5 cells/L 样品测试结果				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	1.364	0.539	3.0	0.097 0
2	1.368	0.530	3.0	0.095 4
3	1.306	0.692	3.0	0.124 5
4	1.343	0.590	3.0	0.106 2
5	1.326	0.635	3.0	0.114 2
6	1.331	0.621	3.0	0.111 8
7	1.354	0.563	3.0	0.101 3
浓度均值	0.107			
r 值	3.143			
标准偏差 S	0.0104			
检出限	0.032			

表 12 失忆性贝类毒素实验室验证之精密度数据

拟菱形藻，密度 10^7 cells/L 样品测试结果				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	0.857	4.757	5.0	1.4271
2	0.880	4.310	5.0	1.293
3	0.853	4.839	5.0	1.452
4	0.834	5.251	5.0	1.575
5	0.890	4.128	5.0	1.238
6	0.846	4.987	5.0	1.496
7	0.857	4.757	5.0	1.427
8	0.843	5.052	5.0	1.516
相对标准偏差%				7.9

表 13 失忆性贝类毒素实验室验证之加标回收数据

软骨藻酸标品样品测试结果			
样品编号	加标量 (ng/mL)	实测值 (ng/mL)	回收率%
1	40.0	36.30	90.7
2	40.0	39.75	99.4
3	40.0	37.74	94.4
4	2.0	1.987 8	99.4
5	2.0	1.890 7	94.5
6	2.0	1.971 3	98.6

(4) 腹泻性贝类毒素。使用商品试剂盒对海水样品中腹泻性贝类毒素检测的实验室验证。实验材料采用实验室海水培养的利马原甲藻藻液。检出限数据见表 14，精密度数据见表 15，加标回收数据见表 16。验证结果显示，采用商品试剂盒检测海水样品中腹泻性贝类毒素的方法可行，检出限的灵敏度能够满足海水样品中赤潮毒素的检测浓度，精密度符合样品检测的可重复性，加标回收数据验证了方法的准确性。基于实验室验证数据，规定空白加标回收率满足 $\geq 70\%$ ，阳性样品（细胞密度为 1×10^4 个/升的利马原甲藻培养液）100 mL 的检出限 $\leq 0.21 \mu\text{g/L}$ 。依据《食品安全国家标准 贝类中腹泻性贝类毒素的测定》（GB 5009.212—2016）要求，确认与其他贝类毒素没有交叉反应，每批样品均应同步绘制标准曲线，标准曲线的相关系数应 ≥ 0.95 。

表 14 腹泻性贝类毒素实验室验证之检出限数据

测试液：利马原甲藻，密度 10^4 cells/L				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	0.779	0.17	20	0.21
2	0.756	0.20	20	0.24
3	0.712	0.28	20	0.33
4	0.717	0.27	20	0.32
5	0.709	0.28	20	0.34
6	0.712	0.28	20	0.33
7	0.675	0.36	20	0.43
8	0.653	0.42	20	0.51
9	0.730	0.24	20	0.29
10	0.737	0.23	20	0.28
11	0.706	0.29	20	0.35
12	0.709	0.28	20	0.34
浓度均值	0.32			
t 值	2.718			
标准偏差 S	0.079 1			
检出限	0.21 ng/mL			

表 15 腹泻性贝类毒素实验室验证之检出限数据

利马原甲藻，密度 10^5 cells/L				
样品编号	吸光度值	样品待测液中毒素含量 ρ (ng/mL)	稀释倍数 f	样品中毒素含量 X (ng/mL)
1	0.116	19.18	30	34.53
2	0.153	14.65	30	26.37
3	0.126	17.83	30	32.10
4	0.126	17.83	30	32.10
5	0.130	17.32	30	31.18
6	0.135	16.70	30	30.06
7	0.131	17.20	30	30.95
8	0.140	16.10	30	28.99
9	0.157	14.23	30	25.61
10	0.131	17.20	30	30.95
相对标准偏差%				8.9%

表 16 腹泻性贝类毒素实验室验证之加标回收数据

大田软海绵酸标品加标测试结果			
样品编号	加标量 (ng/mL)	实测值 (ng/mL)	回收率%
1	0.2	0.198 3	99.1
2	0.2	0.176 2	88.1
3	0.2	0.193 4	96.7
4	0.2	0.177 7	88.8
5	2.0	1.895 0	94.7
6	2.0	1.727 3	86.4
7	2.0	1.756 6	87.8

5.11 2022 年朱家尖海水浴场赤潮监测试点调查

5.11.1 调查背景

朱家尖海水浴场海域属于赤潮频发区域。2000~2020 年间，舟山海域共发现赤潮 177 次，赤潮累计面积 55 191.0 km²；朱家尖海水浴场海域共发生赤潮 42 次，赤潮累计面积 12 566.5 km²，分别占舟山海域赤潮次数和累计面积的 23.7%和 22.8%；赤潮发生期覆盖 4~9 月，5~6 月为高发期。赤潮生物共计 15 种，以甲藻门和硅藻门最为丰富，分别为 8 种和 6 种，还有一种原生动物（红色中缢虫）。其中，东海原甲藻（*Prorocentrum donghaiense*）作为常见的赤潮生物，其引发的赤潮（含并发种）共 19 次，赤潮累计面积 8 203 km²，占 2000~2020 年间朱家尖海域赤潮总次数和累计面积的 45.2%和 65.3%。硅藻门的中肋骨条藻（*Skeletonema costatum*）是我国东海海域的最常见赤潮生物之一，在朱家尖海域共引发赤潮 9 次，累计面积为 2 222 km²，东海原甲藻和中肋骨条藻均为无毒藻种，但其大量增殖引发赤潮会影响水色。米氏凯伦藻（*Karenia mikimotoi*）作为最常见的有毒赤潮生物，可产生

溶血性毒素，其在 2000~2020 年间共引发赤潮 9 次，累计面积为 3 223 km²，仅次于东海原甲藻。此外还有少数其他有毒赤潮记录，优势种包括短凯伦藻（*Karenia brevis*，产生神经性贝毒）、链状亚历山大藻（*Alexandrium catenella*，产生麻痹性贝毒）和膝沟藻（*Gonyaulax sp.*，产生麻痹性贝毒）。

朱家尖海水浴场为全国 32 个重点海水浴场之一，位于独立的海湾内，岸线长度约 500 m。海水浴场，水域未发现明确的游泳区域边界标志，浴场周边未发现明显的排污源，浴场游泳期为 7 月 1 日至 9 月 30 日。

5.11.2 调查目标与点位布设

朱家尖海水浴场 2022 年泳期赤潮监测。在海水浴场游泳区域沿向海垂线方向布设监测断面，按照岸线长度平均布设 2 个监测断面，在监测断面 1 m 以上水深处（成人齐腰深）布设 1 个点位。

5.11.3 调查指标和频次

调查指标包括赤潮生物和赤潮毒素。调查频次为每两周 1 次。

5.11.4 样品采集和分析方法

样品采集水面下 15 cm 至 30 cm 的海水。每个监测点位开始样品采集操作前，在原地至少静待 1 min；然后，手持样品瓶使瓶口垂直向下缓慢按至指定水层，缓慢打开瓶盖，随后迅速翻转采样瓶，使瓶口垂直向上，采集适量海水后，将采样瓶脱离水面并盖好瓶盖。样品瓶至少留出容积体积 10% 的空间。

赤潮毒素是在浴场牵引绳上挂置毒素富集包，并水深达到 1.5 m 左右。赤潮毒素水样采集用 SPATT 毒素富集包，裁剪约 23 cm×12 cm 大小的筛绢，将特定树脂（干重 9.00±0.05 g）放入其中，最后用绣花绷子（直径 9 cm）固定，将制作好的 SPATT 树脂盘放入 100% 甲醇中浸泡 48 h，然后经过 Milli-Q 水冲洗、置于 Milli-Q 水中超声 10 min、再经过 Milli-Q 水冲洗等步骤，将树脂中的甲醇去除，最后将活化后的树脂盘挂于浴场泳区水体中。回收赤潮毒素富集包后，即刻放入洁净水中，当日带回实验室进行毒素的提取，提取后的样品待测液置于 -80℃ 冰箱中冷冻保存。

赤潮毒素生物样品采集，通过从当地海域渔民处购买刚上岸的贻贝、牡蛎、蛤蜊等生物样品。生物样品当日带回实验室，自来水冲洗贝壳表面后，开壳取肉，将贝肉搅碎成肉糜，置于 -20℃ 冰箱中冷冻保存。

赤潮生物水样采用洁净的广口聚丙烯瓶，500 mL 容积，白色不透明。采集后的水样中加入鲁哥氏液 1 mL~2 mL，常温避光保存运输至实验室。

赤潮生物按照 GB 17378.7—2007 浮游植物直接计数法/浓缩计数法进行分析；赤潮毒素采用液相色谱-串联质谱法进行分析。

5.11.5 调查结果

（1）赤潮生物

赤潮生物结果见表 17。调查结果显示，朱家尖海水浴场在调查期间，水域浮游植物密度在 $(1\sim 10) \times 10^4$ 个/升之间，均低于赤潮基准浓度。

表 17 赤潮生物调查结果

序号	调查时间	赤潮生物 (×10 ⁴ 个/升)	
		监测断面1	监测断面2
1	2022年7月18日	15.7	21.5
2	2022年7月22日	6.7	18.0
3	2022年8月8日	15.8	14.6
4	2022年8月31日	12.4	15.8
5	2022年9月14日	21.7	26.8
6	2022年9月27日	11.9	11.1

(2) 赤潮毒素

赤潮毒素生物样调查结果见表 18。调查结果显示，朱家尖海水浴场在调查期间赤潮毒素无超标。

表 18 赤潮毒素调查结果

监测日期	样品	总毒力		是否超标
		麻痹性贝毒 (μg STX eq./kg)	脂溶性毒素 (μg OA eq./kg)	
2022年7月22日	贻贝	125.90	13.43	否
	牡蛎	40.30	52.75	否
2022年8月8日	贻贝	147.03	18.74	否
	牡蛎	59.37	12.63	否
2022年8月31日	贻贝	147.68	6.77	否
2022年9月14日	贻贝	ND	9.63	否
	文蛤	87.39	47.34	否
2022年9月27日	贻贝	102.29	13.24	否
	文蛤	89.18	26.59	否

赤潮毒素水样结果显示，毒素富集包共计富集 17 天，脂溶性毒素结果为 84.07 μg OA eq./kg。

5.11.6 调查结论

2022 年朱家尖海水浴场泳季（7 月~9 月）在调查期间未发现海水浴场赤潮。朱家尖海水浴场海域具有多种赤潮毒素污染，浴场水体具有潜在的赤潮毒素污染而产生的公众健康风险。

6 标准实施建议

暂无。

附录 A (资料性附录)

朱家尖海水浴场赤潮监测试点调查专题报告

A.1 调查概况

A.1.1 调查目的

通过对朱家尖海水浴场赤潮生物、赤潮毒素调查评价，掌握朱家尖海水浴场的环境质量现状及环境风险，为海洋管理、海洋开发和海洋规划提供科学依据，为亲海公众安全保驾护航，为浴场管理提供对策建议。

A.1.2 调查时间与范围

调查范围：舟山朱家尖海水浴场。

调查项目：海水浴场泳区赤潮生物种类与数量分布、泳区水体中赤潮毒素。

调查时间：2022年7月15日—9月30日泳期，每两周开展1个航次的调查，共计6次。

站位布设：每个航次设置2个断面，每个断面齐腰深设置1个点位，采集表层海水样品和网样，并挂上赤潮毒素富集包。

A.1.3 完成任务概况

完成了6航次的调查采样工作，海水样品共计12个，网样共计12个，赤潮毒素富集包仅有效回收了1个。每个航次同步采集了海域贝类生物，共计生物样品9个。对以上采集获取的样品完成了实验室分析。

朱家尖浴场生态环境赤潮调查共计完成了6个航次的调查采样工作，获得样品共计34个，获取数据共计606个。

A.2 调查内容与方法

A.2.1 调查内容

浴场水体中赤潮生物种类与数量分布，浴场海域赤潮毒素状况。

A.2.2 调查站位

海水浴场病原微生物和赤潮调查断面为C1和C2，调查站位如图A.1，具体信息详见表A.1。



图 A.1 海水浴场赤潮调查点位示意图

表 A.1 海水浴场调查点位信息

站位	经度 (°)	纬度 (°)	所属海域
C1—海水、赤潮	122.403 4	29.876 1	舟山海域
C2—海水、赤潮	122.406 9	29.877 3	舟山海域

A.2.3 样品采集和分析方法

A.2.3.1 样品采集

依据《海洋调查规范 第6部分：海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007)进行赤潮生物水样的采集。依据《赤潮监测技术规程》(HY/T 069—2005)，用小型的20 μm网目浮游生物网沿垂直和水平方向拖网进行赤潮生物网样采集。采集赤潮生物水样和网样后，立即加入5%的甲醛溶液进行固定。固定后的样品常温运输并保存。

赤潮毒素水样采集用 SPATT 毒素富集包，裁剪约 23 cm×12 cm 大小的筛绢，将特定树脂（干重 9.00±0.05 g）放入其中，最后用绣花绷子（直径 9 cm）固定，将制作好的 SPATT 树脂盘放入 100% 甲醇中浸泡 48 h，然后经过 Milli-Q 水冲洗、置于 Milli-Q 水中超声 10 min、再经过 Milli-Q 水冲洗等步骤，将树脂中的甲醇去除，最后将活化后的树脂盘挂于浴场泳区水体中。回收赤潮毒素富集包后，即刻放入洁净水中，当日带回实验室进行毒素的提取，提取后的样品待测液置于-80℃冰箱中冷冻保存。

赤潮毒素生物样品采集，通过从当地海域渔民处购买刚上岸的贻贝、牡蛎、蛤蜊等生物样品。生物样品当日带回实验室，自来水冲洗贝壳表面后，开壳取肉，将贝肉搅碎成肉糜，置于-20℃冰箱中冷冻保存。

A.2.3.2 分析测试

赤潮生物水样分析。依据《海洋监测规范 第7部分：近海污染生态调查和生物监测》(GB 17378.7—2007)中直接计数法，进行赤潮生物分析与计数。样品由两个实验人员同时进行分析，分析结果取其平均值。

赤潮毒素分析。依据《食品安全国家标准 贝类中麻痹性贝类毒素的测定》(GB 5009.213—2016)

以及《贝类 脂溶性海洋生物毒素的检测 液相色谱-串联质谱法》（HY/T 0319—2021）进行，设置空白样品和标准品，每个样品设置 2 个平行取平均值。

A.3 调查及分析

2022 年 7 月—9 月朱家尖海水浴场泳期赤潮监测结果显示，泳区水体呈现轻度污染状态，期间未发生赤潮现象；浮游植物优势生物以甲藻为主，发现 6 种疑似产毒微藻；舟山海域有赤潮毒素污染现象，浴场水体中赤潮毒素有检出。

A.3.1 生物体内贝毒残留

（1）麻痹性贝毒

样品包括牡蛎、贻贝、文蛤等主要经济性贝类生物。具体检测结果见下表 A.2。

样品中的麻痹性贝类毒素共计检测出 9 种毒素组分，分别为 GTX1、C1、neoSTX、GTX4、dcGTX3、GTX2、GTX3、dcGTX2 和 STX。其中，GTX1 普遍检出且浓度相对最高；C1、neoSTX、GTX4 检出频率较高，浓度次之；dcGTX3、GTX2、GTX3、dcGTX2 个别样品中有检出，浓度再次之；STX 仅在 1 个样品中检出，浓度相对最低。

表 A.2 生物体内麻痹性贝类毒素监测评价结果

监测日期	样品	总毒力 ($\mu\text{g STX eq./kg}$)	是否超标
7 月 22 日	贻贝	125.90	否
	牡蛎	40.30	否
8 月 8 日	贻贝	147.03	否
	牡蛎	59.37	否
8 月 31 日	贻贝	147.68	否
9 月 14 日	贻贝	ND	否
	文蛤	87.39	否
9 月 27 日	贻贝	102.29	否
	文蛤	89.18	否

样品中麻痹性贝类毒素总毒力范围为 0~147.68 $\mu\text{g STX eq./kg}$ ，平均为 88.79 $\mu\text{g STX eq./kg}$ ，均未超标。其中，贻贝体内毒素平均为 104.58 $\mu\text{g STX eq./kg}$ ；牡蛎体内毒素平均为 49.84 $\mu\text{g STX eq./kg}$ ；文蛤体内毒素平均为 88.29 $\mu\text{g STX eq./kg}$ 。物种间麻痹性贝毒残留差异较大，贻贝明显高于牡蛎和文蛤。

（2）脂溶性毒素

样品包括牡蛎、贻贝、文蛤等主要经济性贝类生物。具体检测结果见下表 A.3。

表 A.3 生物体内脂溶性毒素监测结果

监测日期	样品	总毒力 ($\mu\text{g OA eq./kg}$)	是否超标
7月22日	贻贝	13.43	否
	牡蛎	52.75	否
8月8日	贻贝	18.74	否
	牡蛎	12.63	否
8月31日	贻贝	6.77	否
9月14日	贻贝	9.63	否
	文蛤	47.34	否
9月27日	贻贝	13.24	否
	文蛤	26.59	否

样品中的脂溶性毒素共计检测出 6 种毒素组分，分别为 OA、DTX1、DTX2、GYM、PTX2 和 SPX1。其中，OA、DTX1 和 DTX2 普遍检出且浓度相对最高；GYM 偶有检出，浓度较低；PTX2 和 SPX1 则未检出。

样品中脂溶性毒素总毒力范围为 6.77~52.75 $\mu\text{g OA eq./kg}$ ，平均为 84.07 $\mu\text{g OA eq./kg}$ ，均未超标。其中，文蛤体内毒素平均为 36.97 $\mu\text{g OA eq./kg}$ ；牡蛎体内毒素平均为 32.69 $\mu\text{g OA eq./kg}$ ；贻贝体内毒素平均为 12.36 $\mu\text{g OA eq./kg}$ 。物种间脂溶性毒素残留差异较大，牡蛎和文蛤明显高于贻贝。

3.2 水体中赤潮毒素

赤潮毒素水样仅回收 1 个航次的脂溶性毒素富集包。具体检测结果见下表 A.4。

朱家尖海水浴场水体中，脂溶性毒素共计检测出 3 种毒素组分，分别为 OA、DTX1 和 DTX2，总毒力为 84.07 $\mu\text{g OA eq./kg}$ 。由于目前水体中脂溶性毒素尚无监管值，故不进行评价。

表 A.4 海水浴场水体中脂溶性毒素监测结果

监测日期	介质	富集时长	总毒力 ($\mu\text{g OA eq./kg}$)
8月31日	海水浴场水体	17 d	84.07

A.3.3 赤潮生物

A.3.3.1 种类组成及优势种

本次监测共鉴定出浮游植物 3 大类 17 种，其中甲藻门 11 种，占种类组成的 64.71%；硅藻门 5 种，占种类组成的 29.41%。优势种为圆海链藻 (*Thalassiosira rotula*)、中肋骨条藻 (*Skeletonema*

costatum)、东海原甲藻 (*Prorocentrum donghaiense*)、三叶原甲藻 (*Prorocentrum triestinum*) 和舟形藻 (*Navicula* sp.)。具体检测结果见下表 A.5。

表 A.5 浮游植物优势种数量

监测时间	优势种数量 (10 ⁴ 个/升)				
	圆海链藻	中肋骨条藻	东海原甲藻	三叶原甲藻	舟形藻
7月18日	3.69	6.02	4.77	2.15	1.25
7月22日	1.58	5.46	2.51	0.58	0.00
8月8日	4.69	4.53	3.23	0.15	0.73
8月31日	4.12	4.32	0.97	1.24	1.16
9月14日	10.22	4.88	4.02	1.81	1.14
9月27日	3.46	1.78	2.98	1.17	0.31

圆海链藻。圆海链藻是温带浮游性的种类，硅藻，在我国黄海、东海和南海均有分布，季节分布不规则。6次监测结果显示，圆海链藻占海水浴场泳区浮游植物细胞总数的 12.7%~42.1%，优势度为 0.289，细胞数量的波动范围较大，其中 9月14日监测到数量最多 (10.22×10⁴个/升)，7月22日数量最少 (1.58×10⁴个/升)。

中肋骨条藻。中肋骨条藻为广温广盐的典型代表种类，硅藻，分布极广，以沿岸最多，曾多次引发赤潮。6次监测结果显示，中肋骨条藻占海水浴场泳区浮游植物细胞总数的 15.5%~44.1%，优势度为 0.281，监测期间细胞数量未超出数量级变化，整体随监测时间呈现下降趋势，7月18日监测到数量最多 (6.02×10⁴个/升)，9月27日数量最少 (1.78×10⁴个/升)。

东海原甲藻。东海原甲藻为大洋性或近岸浮游种类，甲藻，在低温至暖温带水域生活，世界性分布，在我国主要分布在东海和南海海域，为东海主要赤潮生物之一。6次监测结果显示，东海原甲藻占海水浴场泳区浮游植物细胞总数的 6.83%~25.84%，优势度为 0.160，监测期间细胞数量未超出数量级变化，整体呈现先下降 (7月~8月) 一升高后再下降 (9月) 的趋势，其中 7月18日监测到数量最多 (4.77×10⁴个/升)，9月27日数量最少 (0.97×10⁴个/升)。

三叶原甲藻。三叶原甲藻为近岸浮游种类，甲藻，在我国广泛分布，常为东海原甲藻赤潮的伴随藻种。6次监测结果显示，三叶原甲藻占海水浴场泳区浮游植物细胞总数的 0.95%~11.54%，优势度为 0.061，监测期间细胞数量呈小幅波动趋势，其中 7月18日监测到数量最多 (2.15×10⁴个/升)，8月8日数量最少 (0.15×10⁴个/升)。

舟形藻。舟形藻为底栖性藻类，硅藻，在各种水域环境中均有分布。6次监测结果显示，舟形藻占海水浴场泳区浮游植物细胞总数的 0~8.18%，优势度为 0.031，监测期间细胞数量呈波动趋势，其中 7月18日监测到数量最多 (1.25×10⁴个/升)，7月22日未监测到。

A.3.3.2 数量及分布

6次监测结果显示，海水浴场泳区浮游植物总平均细胞数量范围在 (11.52~24.24) ×10⁴个/升之间，7月和9月上旬呈现高值，最高值位于 9月14日 (24.24×10⁴个/升)。两个监测点位总平均细胞数量差异不大，C1号站位平均细胞数量为 14.03×10⁴个/升，C2号站位平均细胞数量为 18.01×10⁴个/升。详见图 A.2。

6次监测结果显示，每个航次监测到的种类数平均为9种，种类数随监测时间呈先上升（7月至9月上旬）后下降（9月下旬）的趋势，7月18日调查到的种类最少（7种），9月14日调查到的种类最多（11种）。两个监测点位种类差异较小，C1号站位共计14种，C2号站位为16种。监测期间各种类的细胞密度均未达到形成赤潮时的基准浓度。详见图 A.2。

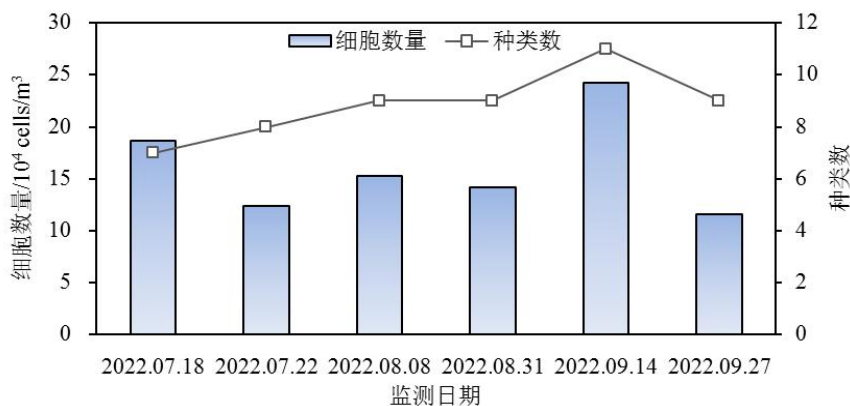


图 A.2 每个航次浮游植物总细胞数量及种类数

A.3.3.3 生物多样性指数及均匀度

6次监测结果显示，每航次海水浴场泳区生物多样性指数较为平稳，变化范围为2.16~2.52。其中，C1监测点位变化范围为1.96~2.62，C2监测点位变化范围为2.01~2.50，两个监测点位生物多样性指数差异不大。详见表 A.6。

每航次海水浴场泳区均匀度指数较为平稳，变化范围为0.75~0.87。其中，C1监测点位变化范围为0.77~0.89，C2监测点位变化范围为0.79~0.89，两个监测点位生物多样性指数差异不大。详见表 A.6。

海水浴场泳区基本呈现轻度污染状态。

表 A.6 各站位浮游植物多样性指数 (H') 及均匀度 (J)

站位	H'	J	平均 H'	平均 J
C1-1	2.16	0.77	2.25	0.84
C2-1	2.34	0.91		
C1-2	1.96	0.84	2.16	0.82
C2-2	2.37	0.79		
C1-3	2.38	0.85	2.19	0.86
C2-3	2.01	0.86		
C1-4	2.29	0.89	2.31	0.86
C2-4	2.33	0.83		
C1-5	2.62	0.79	2.39	0.75
C2-5	2.16	0.72		
C1-6	2.53	0.84	2.52	0.87
C2-6	2.50	0.89		

A.3.3.4 浮游植物种类名录

6次监测的浮游植物种类名录详见表 A.7。

表 A.7 浮游植物种类名录

序号	类群	生物种中文名	生物种拉丁名	备注
1	甲藻门	东海原甲藻	<i>Prorocentrum donghaiense</i>	赤潮生物
2	甲藻门	三叶原甲藻	<i>Prorocentrum triestinum</i>	—
3	甲藻门	海洋原甲藻	<i>Prorocentrum micans</i>	—
4	甲藻门	圆海链藻	<i>Thalassiosira rotula</i>	—
5	甲藻门	血红哈卡藻	<i>Akashiwo sanguinea</i>	赤潮生物（疑似有毒）
6	甲藻门	螺旋环沟藻	<i>Gyrodinium spirale</i>	赤潮生物（疑似有毒）
7	甲藻门	塔玛亚历山大藻	<i>Alexandrium tamarense</i>	赤潮生物（疑似有毒）
8	甲藻门	亚历山大藻	<i>Alexandrium sp.</i>	赤潮生物（疑似有毒）
9	甲藻门	米氏凯伦藻	<i>Karenia mikimotoi</i>	赤潮生物（疑似有毒）
10	甲藻门	锥状斯克里普藻	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	赤潮生物
11	甲藻门	鳍藻	<i>Dinophysis sp.</i>	疑似有毒
12	硅藻门	中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	赤潮生物
13	硅藻门	舟形藻	<i>Navicula sp.</i>	—
14	硅藻门	圆筛藻	<i>Coscinodiscus sp.</i>	—
15	硅藻门	根管藻	<i>Rhizosolenia sp.</i>	—
16	硅藻门	角毛藻	<i>Chaetoceros sp.</i>	—
17	着色鞭毛藻门	小等刺硅鞭藻	<i>Dictyocha fibula</i>	—

A.3.4 历史数据收集与整理

A.3.4.1 朱家尖海域赤潮历史数据分析

2000~2020年间，舟山海域共发现赤潮 177 次，赤潮累计面积 55 191.0 km²。其中，朱家尖海水浴场海域共发生赤潮 42 次，赤潮累计面积 12 566.5 km²（图 A.3），分别占舟山海域赤潮次数和累计面积的 23.7%和 22.8%，其中 4~9 月均有赤潮记录，5~6 月为高发期，5 月共发现赤潮 15 次，累计面积达到 7 751.5 km²，占朱家尖海域赤潮累计面积的 61.7%（图 A.4）。

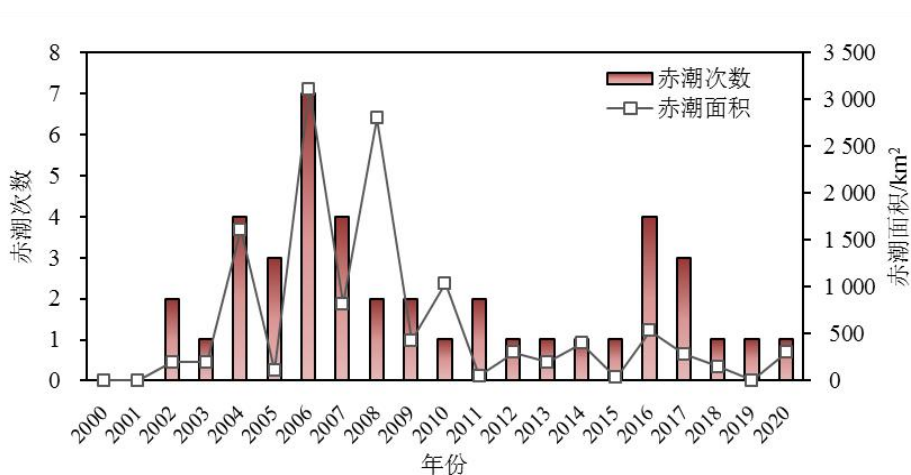


图 A.3 2000—2020 年朱家尖海域赤潮发生次数和面积

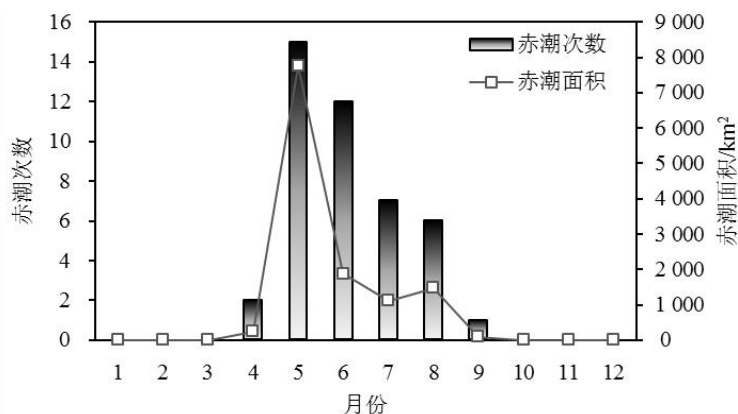


图 A.4 2000—2020 年朱家尖海域月平均赤潮发生面积和次数

A.3.4.2 朱家尖海域赤潮优势种历史数据分析

2000~2020 年间，引发朱家尖海域赤潮的优势种共计 15 种（表 A.8），以甲藻门和硅藻门最为丰富，分别为 8 种和 6 种，还有一种原生动物（红色中缢虫）。其中，东海原甲藻（*Prorocentrum donghaiense*）作为常见的赤潮生物，其引发的赤潮（含并发种）共 19 次，赤潮累计面积 8 203 km²，占 2000~2020 年间朱家尖海域赤潮总次数和累计面积的 45.2% 和 65.3%。硅藻门的中肋骨条藻（*Skeletonema costatum*）是我国东海海域的最常见赤潮生物之一，在朱家尖海域共引发赤潮 9 次，累计面积为 2 222 km²，东海原甲藻和中肋骨条藻均为无毒藻种，但其大量增殖引发赤潮会影响水质，对水产养殖不利。米氏凯伦藻（*Karenia mikimotoi*）作为最常见的有毒赤潮生物，可产生溶血性毒素，其在 2000~2020 年间共引发赤潮 9 次，累计面积为 3 223 km²，仅次于东海原甲藻。此外还有少数其他有毒赤潮记录，优势种包括短凯伦藻（*Karenia brevis*，产生神经性贝毒）、链状亚历山大藻（*Alexandrium catenella*，产生麻痹性贝毒）和膝沟藻（*Gonyaulax sp.*，产生麻痹性贝毒）。

表 A.8 2000—2020 年朱家尖海域赤潮优势种

序号	类群	生物种中文名	生物种拉丁名	赤潮次数	赤潮面积 (km ²)
1	甲藻门	东海原甲藻	<i>Prorocentrum donghaiense</i>	19	8 203
2	硅藻门	中肋骨条藻	<i>Skeletonema costatum</i>	9	2 222
3	甲藻门	米氏凯伦藻	<i>Karenia mikimotoi</i>	9	3 223
4	甲藻门	夜光藻	<i>Noctiluca scintillans</i>	2	220
5	甲藻门	锥状斯克里普藻	<i>Scrippsiella trochoidea</i>	2	202
6	硅藻门	扁面角毛藻	<i>Chaetoceros compressus</i>	2	800
7	硅藻门	旋链角毛藻	<i>Chaetoceros curvisetus</i>	2	1 010
8	甲藻门	短凯伦藻	<i>Karenia brevis</i>	2	230
9	原生动物门	红色中缢虫	<i>Mesodinium rubrum</i>	2	450
10	硅藻门	聚生角毛藻	<i>Chaetoceros socialis</i>	1	50
11	甲藻门	链状亚历山大藻	<i>Alexandrium catenella</i>	1	1 000
12	硅藻门	圆海链藻	<i>Thalassiosira rotula</i>	1	10
13	甲藻门	膝沟藻	<i>Gonyaulax sp.</i>	1	20

14	甲藻门	纺锤角藻	<i>Ceratium fusus</i>	1	120
15	硅藻门	刚毛根管藻	<i>Rhizosolenia setigera</i>	1	300

A. 4 结论及问题分析

A. 4.1 主要结论

2022年7月—9月朱家尖海水浴场泳期赤潮监测结果显示，泳区水体呈现轻度污染状态，期间未发生赤潮现象，但存在赤潮毒素污染的环境健康风险。

（1）生物体赤潮毒素残留监测结果显示，朱家尖海水浴场所在的舟山海域普遍存在麻痹性贝毒和腹泻性贝毒污染现象，但残留量均低于监管限制以下。

（2）海水浴场水体赤潮毒素监测结果显示，朱家尖海水浴场水体中存在腹泻性贝毒，但水体中浓度不高。

（3）海水浴场赤潮生物监测结果显示，朱家尖海水浴场未发生赤潮现象，泳区水域整体呈现轻度污染状态，发现典型赤潮生物8种以及疑似有毒藻种6种。

A. 4.2 主要问题分析

（1）朱家尖海水浴场有赤潮发生的风险，对浴场水质和浴场水色等环境质量具有潜在的环境影响；

（2）朱家尖海水浴场有有毒赤潮发生的风险，海域具有多种赤潮毒素污染，浴场水体受赤潮毒素污染，浴场泳期水体环境具有潜在的健康风险。

参 考 文 献

- [1] 中华人民共和国生态环境部. 中国海洋生态环境状况公报 [R/OL]. 2000-2022.
<https://www.mee.gov.cn/hjzl/sthjzk/jagb/>
- [2] 中华人民共和国自然资源部. 中国海洋灾害公报 [R/OL]. 2020-2022.
<https://www.mnr.gov.cn/sj/sjfw/hy/gbgb/zghyzhgb/>
- [3] 环保人民网. 深圳大梅沙再现大面积赤潮 海水变红 [EB/OL].[2014-11-25].
<http://env.people.com.cn/n/2014/1125/c1010-26090640.html>.
- [4] 新浪网新闻中心. 山东威海浴场现“赤潮”现象, 大片海水变红吓懵游客[EB/OL].[2018-6-2].
https://k.sina.com.cn/article_1027120324_p3d389cc4001007h7p.html.
- [5] 俞志明,陈楠生. 国内外赤潮的发展趋势与研究热点[J]. 海洋与湖沼, 2019, 50(3):474-486.
- [6] Mc Cabe R M, Hickey B M, Kudela R M., et al. An unprecedented coastwide toxic algal bloom linked to anomalous ocean conditions[J]. Geophysical Research Letters, 2016, 43(19): 10366-10376.
- [7] WHO. Coastal and Fresh Waters: Harmful algal blooms of WHO guidelines on recreational water quality[EB/OL].[2020-7-13]. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240031302>.
- [8] 于仁成,吕颂辉,齐雨藻,等. 中国近海有害藻华研究现状与展望[J]. 海洋与湖沼, 2020,51(4):768-788.
- [9] Costa Pedro Reis, Sara T. Costa, Ana Catarina Braga, Susana M. Rodrigues, Paulo Vale. Relevance and challenges in monitoring marine biotoxins in nonbivalve vectors[J]. Food Control, 2017, 76, 24-33.
- [10] Kathi A. Lefebvre, Alison Robertson. Domoic acid and human exposure risks: A review[J]. Toxicon, 2010, 56(2):218-230.
- [11] Nicolas Jonathan, Ron L.A.P. Hoogenboom, Peter J.M. Hendriksen, Marcia Boderio, Toine F.H. Bovee, Ivonne M.C.M. Rietjens, Arjen Gerssen. Marine biotoxins and associated outbreaks following seafood consumption: Prevention and surveillance in the 21st century[J]. Global Food Security, 2017, 15,11–21.
- [12] 自然资源部海洋减灾中心. “十二五”中国海洋灾害图集[M]. 北京: 中国地图出版社, 2019.
- [13] 梁玉波,李冬梅,姚敬元,等. 中国近海藻毒素及有毒微藻产毒原因种调查研究进展[J].海洋与湖沼, 2019, 50(3): 511-524.
- [14] 梁玉波. 中国赤潮灾害调查与评价[M]. 北京: 海洋出版社, 2012.
- [15] Dongmei Li, Yue Xue, Qingshang Song, Fuxu Cui, Yujuan Ma, Mengmeng Tong, Pingping Shen. First report on large-scale *Phaeocystis globosa* bloom in the southern Yellow Sea, China. Frontiers in Marine Science, 2022, 9: 88489.
- [16] 国家海洋环境监测中心. 全国赤潮监控区养殖环境质量通报[R], 2003-2016.
- [17] 自然资源部. 全国海洋预警监测工作方案[R], 2019.
- [18] 中华人民共和国生态环境部. 全国海洋生态环境监测工作实施方案[R], 2019-2025.
- [19] 中华人民共和国生态环境部. 海洋生态环境监测质量保证和质量控制方案[R], 2019-2025.