

附件 13

《地表水滨岸带遥感监测技术规范（征求意见稿）》 编制说明

《地表水滨岸带遥感监测技术规范》

标准编制组

二〇二六年七月

项目名称：地表水滨岸带遥感监测技术规范

项目统一编号：2023-7

承担单位：生态环境部卫星环境应用中心、中国环境科学研究院、
生态环境部南京环境科学研究所、中国环境监测总站

编制组主要成员：王雪蕾、王楠、赵瑞雪、刘帅、逯颖、余若祯、
雷晶、单楠、陈华杰、田爽

卫星环境应用中心技术管理负责人：李梓湑、吴艳婷

生态环境监测司项目负责人：孔东星

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	1
2.1	地表水滨岸带遥感监测的重要性	1
2.2	相关生态环境标准和生态环境管理工作的需要	2
2.3	相关法律法规要求	3
3	国内外相关技术方法研究	4
3.1	主要国家、地区及国际组织相关技术标准研究	4
3.2	国内相关分析方法研究	7
3.3	文献资料研究	8
4	标准制订的基本原则和技术路线	9
4.1	标准制订的基本原则	9
4.2	标准制订的技术路线	10
5	标准主要技术内容	10
5.1	标准适用范围	10
5.2	术语和定义	11
5.3	标准主要技术内容确定的依据	16
6	与开题报告的差异说明	24
7	标准实施建议	24
8	参考文献	25

《地表水滨岸带遥感监测技术规范（征求意见稿）》

编制说明

1 项目背景

1.1 任务来源

生态环境部于 2023 年 10 月发布《关于开展 2023 年度国家生态环境标准项目实施工作的通知》（环办法规函〔2023〕340 号），下达标准制订任务，项目统一编号为 2023—7。本标准由生态环境部卫星环境应用中心（以下简称卫星中心）承担，中国环境科学研究院、生态环境部南京环境科学研究所、中国环境监测总站参与。

1.2 工作过程

2023 年 10 月，项目正式立项，卫星中心启动《河湖岸线遥感提取与分类技术指南》研究工作，组建编制团队，制定编制大纲与方案。

2023 年 10 月至 2024 年 11 月，基于业务工作需要，编制团队调阅国内外相关资料，总结前期河湖岸线遥感监测工作经验，编制《河湖岸线遥感提取与分类技术指南（试行）》开题报告和草案。

2024 年 12 月，为确保标准制修订任务的顺利完成，根据标准编制工作的实际需要，邀请中国环境科学研究院与生态环境部南京环境科学研究所作为该标准项目的协作单位。

2025 年 3 月，因人员工作变动，为确保标准制修订工作顺利进行，结合实际工作开展需要，依据《国家生态环境标准制修订工作规则》，申请变更项目负责人为王雪蕾，开题论证材料有关内容同步变更。

2025 年 1 月至 2025 年 5 月，进一步修改开题报告和标准草案。

2025 年 6 月 18 日，生态环境部生态环境监测司（以下简称监测司）以线上形式组织召开了本标准的开题论证会。经质询与讨论，专家一致认为本标准紧密结合地表水生态环境监管需要，定位基本准确，提供的材料齐全、内容完整，对国内外标准及文献进行了充分调研，技术路线合理可行。专家组一致同意通过开题论证，并建议标准名称更名为《地表水滨岸带遥感监测技术规范》。会后，标准编制组认真吸取专家意见与建议，经过多次内部讨论和修改完善，形成标准征求意见稿及编制说明。

2025 年 10 月 15 日，监测司组织召开本标准的征求意见稿技术审查会，专家组通过听取汇报、审核资料，提出意见及建议，经质询、讨论，专家组一致同意通过技术审查。会后，编制组根据专家意见进一步修改完善。

2 标准制订的必要性分析

2.1 地表水滨岸带遥感监测的重要性

河湖（库）滨岸带指河湖水陆边界一定范围内的带状区域，是水域生态系统和陆地生态系统的过渡区，包括水位变幅区和缓冲区，是水生境的重要组成部分。滨岸带具有调节水流、拦截污染、净化水体、提供生物栖境、维护河湖健康的自然与生态环境功能属性，又具备生产、生活、开发利用价值的土地资源属性。水生境的改变被视为水生态环境系统与水资源退化的主要胁迫因子之一。相对于传统的水体理化监测项目和藻类等其他水生态监测项目，滨岸带生境状况着重反映水生态系统的健康状况和物理完整性，更加具备直观、客观等特点，有利于统筹保护与发展。

河湖（库）滨岸带地区一直是人类生产与生活最密集的地带，滨岸带资源是流域重要的生存与发展空间，也是流域经济带的经济增长热点。受水陆双重作用影响，滨岸带生态系统敏感脆弱，在极大的人口密度、高强度的开发利用以及开发者薄弱的生态环境保护意识等压力下，滨岸带地区资源迅速萎缩，生态环境恶化，自然灾害频发，生态系统衰退甚至丧失。因此，滨岸带监测一直是水生态环境监测的重要内容。从 20 世纪 80 年代开始，国外水资源政策就开始强调生态保护，重视流域水环境的生态质量，美国、欧盟、澳大利亚、南非等发达国家和地区先后开展了河湖水生态监测与评价研究，完成了国家和地区尺度的水生态监测评价工作。

河湖生境特征具有原位性、不可移动和不可传导等特点，点位上的特征无法全面反映全局特征。而传统的生境调查工作主要采用人工现场调查方法。人工现场调查采用抽样方法，通过沿河湖滨岸带获取不同采集单元的生境特征数据。仅依靠此方法获得的数据，在空间代表性、数据质量和获取便捷性上存在难以规避的缺点。受开展方式的局限，各类生境现场调查的河段基本在 1 km 范围内，大型河流最多也不超过 10 km，在有限的空间距离采集的数据对于河段特征的代表性会较低。按照河流特征的空间异质性划分，河段通常在几十公里，甚至上百公里，较低的数据代表性难以支撑准确分析。另外，人工现场调查数据以定性和半定量为主。定量数据的缺失使得难以对生境特征做准确的分析，数据的可利用度较低。人工方法基于目测方式获取数据，受主观因素影响非常大。并且，野外工作效率低，通常一天仅能完成几个点位。因此，人工现场调查方法无法满足对滨岸带大范围、定量监测的要求。

遥感具备宏观、快速、客观、可追溯等特点，大量实践证明其能够在大区域监测工作中发挥不可替代的作用，可以满足对滨岸带大范围、定量监测的需求。因此，亟须纳入遥感手段开展滨岸带监测，并从国家层面建立滨岸带监测技术规范，规范监测行为、提升监测效率、保障监测精度，推进国家河湖滨岸带监测工作的标准化，为新时期国家水生态环境保护提供保障。

2.2 相关生态环境标准和生态环境管理工作的需要

完整的水生态系统包含水生物、水环境、水生境和水资源等要素。长期以来，我国水生态环境管理以水环境保护考核为核心导向，导致我国水生态环境监测技术体系主要围绕水环境监测构建；2023 年以来国家发布一系列水生生物相关的生态环境标准，支撑河湖水生生物监测与评价工作，但水生境监测技术体系仍处于空白。

近年来，我国逐渐重视河湖滨岸带生境保护，水生态保护修复工作不断推进，流域水环境质量开始改善，水生态系统逐渐得到恢复。《生态环境监测规划纲要（2020—2035 年）》

中提出“地表水监测要逐步实现水质监测向水生态监测的系统转变，建立以流域为单元的水生态监测指标体系和评价体系”。但是，我国流域水生态监测工作总体起步较晚，当前的监测体系主要是围绕常规水环境指标和水生生物监测。对于生态岸带等生境监测项目，其监测范围、监测内容与方法等监测体系尚不完善。因此，开展河湖滨岸带遥感监测，是推动水环境管理从“污染防治”向“水生态系统保护”转变的重要一步。亟须制定河湖滨岸带监测相关标准文件，补齐水生境监测短板，完善水生态环境监测技术体系。

《水污染防治行动计划》（国发〔2015〕17号）提出，“积极保护生态空间。严格水域岸线用途管制，土地开发利用应按照有关法律法规和技术标准要求，留足河道、湖泊和滨海地带的管理和保护范围，非法挤占的应限期退出。……保护水和湿地生态系统。加强滨河（湖）带生态建设，在河道两侧建设植被缓冲带和隔离带”。生态环境部、国家发展和改革委员会、财政部、水利部、国家林业和草原局联合印发了《重点流域水生态环境保护规划》（环水体〔2023〕14号），对“十四五”重点流域综合治理、河湖水生态保护与修复、河湖生态流量水量管理等工作作出部署，明确了主要目标、任务和措施，将生态缓冲带修复长度作为流域生态环境保护重要目标之一。2023年6月，生态环境部、国家发展和改革委员会、水利部、农业农村部等四部门联合印发《长江流域水生态考核指标评分细则（试行）》（环办水体〔2023〕10号），开展长江流域水生态考核试点工作，自然岸线率是14项考核指标之一。2023年12月，中共中央、国务院印发《中共中央 国务院关于全面推进美丽中国建设的意见》，明确提出要加强生态缓冲带保护修复和岸线管控，“（一）优化国土空间开发保护格局。严格河湖水域岸线空间管控。（六）持续深入打好碧水保卫战。建立水生态考核机制，加强水源涵养区和生态缓冲带保护修复，强化水资源统一调度，保障河湖生态流量”。《美丽河湖保护与建设行动方案（2025—2027年）》（环水体〔2025〕38号）中提出强化生境修复和监管，坚持保护优先、自然恢复为主，开展河湖生态缓冲带保护与修复。《美丽河湖保护与建设参考指标（试行）》（环办水体函〔2022〕416号）明确提出河湖水域及其缓冲带生态环境功能得到维持或恢复的基本要求，设置自然岸线率指标。

为贯彻落实上述重要文件精神，支撑重点流域水生态环境保护规划责任落实和目标考核，推动相关法规和政策落地实施，客观反映水生态环境保护修复成效，迫切需要出台地表水滨岸带遥感监测技术规范，规范我国地表水滨岸带遥感监测工作。

2.3 相关法律法规要求

地表水滨岸带的保护与管理已成为国家层面的重要要求，相关法律法规对此作出明确规定，为滨岸带遥感监测标准的制订工作提供了根本遵循。

《中华人民共和国生态环境法典》第三百三十一条“国务院生态环境主管部门会同有关部门制定生态环境监测规范，构建陆海统筹、天地一体、上下协同、信息共享的生态环境监测网络”；第七百四十九条“国家对江河湖泊水域岸线等水生态空间实行分区管理，严格控制开发利用强度，最大程度保持岸线自然形态”；第七百五十三条“国家加大对重要江河湖泊生态保护的支持力度。县级以上地方人民政府应当根据流域生态功能需要，因地制宜建设人工湿地、水源涵养林、沿江河湖泊植被缓冲带和隔离带等生态治理与保护工程，整治黑臭水体，提高流域生态环境的承载能力”。

《中华人民共和国水法》第九条规定“国家保护水资源，采取有效措施，保护植被，植树种草，涵养水源，防治水土流失和水体污染，改善生态环境”；第四十一条规定“单位和个人有保护水工程的义务，不得侵占、毁坏堤防、护岸、防汛、水文监测、水文地质监测等工程设施”。

《中华人民共和国长江保护法》第二十六条规定“国家对长江流域河湖岸线实施特殊管制。国家长江流域协调机制统筹协调国务院自然资源、水行政、生态环境、住房和城乡建设、农业农村、交通运输、林业和草原等部门和长江流域省级人民政府划定河湖岸线保护范围，制定河湖岸线保护规划，严格控制岸线开发建设，促进岸线合理高效利用”；第五十五条规定“国家长江流域协调机制统筹协调国务院自然资源、水行政、生态环境、住房和城乡建设、农业农村、交通运输、林业和草原等部门和长江流域省级人民政府制定长江流域河湖岸线修复规范，确定岸线修复指标。长江流域县级以上地方人民政府按照长江流域河湖岸线保护规划、修复规范和指标要求，制定并组织实施河湖岸线修复计划，保障自然岸线比例，恢复河湖岸线生态功能。禁止违法利用、占用长江流域河湖岸线”。

《中华人民共和国黄河保护法》第六十七条规定“国家加强黄河流域河道、湖泊管理和保护。禁止在河道、湖泊管理范围内建设妨碍行洪的建筑物、构筑物以及从事影响河势稳定、危害河岸堤防安全和其他妨碍河道行洪的活动。禁止违法利用、占用河道、湖泊水域和岸线。河道、湖泊管理范围由黄河流域管理机构和有关县级以上地方人民政府依法科学划定并公布。建设跨河、穿河、穿堤、临河的工程设施，应当符合防洪标准等要求，不得威胁堤防安全、影响河势稳定、擅自改变水域和滩地用途、降低行洪和调蓄能力、缩小水域面积；确实无法避免降低行洪和调蓄能力、缩小水域面积的，应当同时建设等效替代工程或者采取其他功能补救措施”；第六十八条规定“黄河流域河道治理，应当因地制宜采取河道清障、清淤疏浚、岸坡整治、堤防加固、水源涵养与水土保持、河湖管护等治理措施，加强悬河和游荡性河道整治，增强河道、湖泊、水库防御洪水能力。国家支持黄河流域有关地方人民政府以稳定河势、规范流路、保障行洪能力为前提，统筹河道岸线保护修复、退耕还湿，建设集防洪、生态保护等功能于一体的绿色生态走廊”。

《生态环境监测条例》第四条规定“国家建立健全生态环境监测制度，完善生态环境监测规范和标准。开展生态环境监测应当遵守生态环境监测规范和标准”；第十六条规定“鼓励在生态环境监督监测中使用遥感监测等非接触式技术手段，提升监测效率，减少对正常生产经营活动等的影响”。

因此，为贯彻《中华人民共和国生态环境法典》《中华人民共和国水法》《中华人民共和国长江保护法》《中华人民共和国黄河保护法》《生态环境监测条例》，防治生态环境污染，改善生态环境质量，规范地表水滨岸带的监测方法，有必要开展地表水滨岸带的遥感监测标准制订。

3 国内外相关技术方法研究

3.1 主要国家、地区及国际组织相关技术标准研究

为了维持和改善河湖生物多样性和生态系统功能，从 20 世纪 70 年代开始，很多国家水

资源政策开始强调水生态保护，重视流域水环境的生态质量。美国、欧盟、英国、澳大利亚等国家和地区先后开展了河流水生态系统完整性监测与评价研究计划，从物理、化学和水生生物完整性角度综合评估国家河流、湖泊、水库的完整性状况，水生态完整性监测与评估技术得到不断完善。河湖滨岸带调查是河湖水生态环境状况调查工作的一项重要内容，不同国家从多个方面对其开展了深入研究。

美国 1972 年颁布《清洁水法》，将“恢复和维持国家淡水水域化学、物理和生物完整性”确定为国家目标^[1]，为支撑《清洁水法》，美国环境保护署（Environmental Protection Agency, EPA）制定并颁布了一系列水生态系统完整性监测评价的法令法规和标准。1999 年，美国 EPA 制定了《可涉水河流和溪流快速生物评价方案（第二版）》^[2]，提出了河流和溪流中着生藻类、大型底栖无脊椎动物和鱼类调查的标准方法及质控措施，并对栖息地质量进行评估，该方案提出了生物数据分析的多指标评价法，即基于生物完整性指数法（IBI 法）进行水生生态状况评价。2006 年，美国 EPA 出版了《不可涉水河流和溪流生物评价概念及方法》^[3]，规定了大型河流中藻类、大型底栖无脊椎动物和鱼类调查标准方法，并着重强调对物理生境（水深、浸湿宽度、蜿蜒度、坡度、河岸稳定性）的监测评估，同时对调查数据分析、整合和评估有了更具体的规定。在标准化的技术方法支撑下，美国 EPA 开展了多项国家水生态调查项目，定期评价水生态系统健康状况。目前，美国正在实施的水生态调查项目为国家水生资源调查项目（NARS），2007 年开始执行，以 5 年为一个周期，旨在调查评估国家河流、湖泊、水库、沿海水域以及湿地水生态系统完整性状况。美国近期开展的河湖滨岸带评价指标包括河岸带人类扰动和河岸植被覆盖度，湖泊物理评价指标包括湖岸植被覆盖度、湖泊下降水位和湖岸人类干扰度，主要针对中小型可涉水河流。2013 年至 2014 年，NARS 项目对美国 1853 条河流和小溪开展了水生态调查与评价^[4]，2012 年对美国 1038 个湖泊、水库和池塘的水生态状况进行了调查^[5]。

欧盟 2000 年颁布《水框架指令（2000/60/EC）》（WFD）^[6]，提出了流域综合管理新理念，旨在促进所有水域达到良好状态，实现水资源可持续利用。WFD 规定：良好的地表水状况是指地表水体的生态状况和化学状况同时达到良好及以上水平，评价参数主要为水生生物、水文地貌和物理化学三大类。根据生物、水文地貌和物理化学质量要素评估结果，地表水生态状况分为极好、良好、中等、较差、极差 5 个等级，并针对支持或维护生物生存环境的水文、物理和化学条件采取相应的治理措施，从根本上满足动植物保护及水资源可持续利用的需求。对于生物质量要素来说，河流水生态状况评价采用的是大型底栖无脊椎动物和鱼类，以及沉水植物或其他大型维管束植物中至少一种，湖泊水生态状况评价则采用浮游藻类。对于水文地貌评价指标包括流量、水位、流速等水文参数，河流连通性条件和河道形态、河漫滩特征、河床底质等形态指标。良好的地表水化学状况是指“地表水中的所有优先污染物浓度不超过欧盟优先污染物水环境质量标准（2013/39/EU）^[7]规定的标准值，且不超过其他欧共体相关法律设定的环境质量标准值”。化学状态采用“达到良好状态”和“未达到良好状态”两级进行评价，如果所有污染物均符合环境质量标准，则该水体的化学状况为良好。英国河流生境调查（river habitat survey, RHS）项目于 20 世纪 90 年代初由当时的英格兰和威尔士国家河流管理局发起，目的是记录英格兰和威尔士重要的野生动物栖息地特征，并对河流沿岸的生境进行质量评估^[8]。应 WFD 要求，英国环保署在 1997 年发布了有关河流生境

调查的实用野外调查手册，并于 2003 年进行了修改和完善^[9]。RHS 通过调查河流物理结构，收集人为干扰因素的基础数据，然后按照河流类型评估生境质量确定河段保护价值，为河流环境管理尤其是为河流生态修复和以破坏河流物理结构为主的建设项目的环境影响评估提供依据。RHS 综合了河流生境质量评价指标体系（Habitat Quality Assessment Scores, HQA）和评价人为活动对河流物理结构破坏程度的生境退化指数（Habitat Modification Scores, HMS），通过对河流通道、河岸、河床的物理结构和人为干扰因素的调查，按照河流类型评估生境质量，属典型的河流地貌类生境评价方法，调查指标包括河流流量、河床基质、河岸剖面 and 滨岸带土地利用等特征。由于 RHS 需要目视法记录河段生境特征状况，这就限制了每个点位进行评估的河段范围，只能适用于中小型河流。河流地貌生境调查（A refined Geomorphological and floodplain component River Habitat Survey, GeoRHS）是在 RHS 基础上纳入遥感和流域尺度数据收集的方法，将监测尺度从小尺度拓展到区域和流域中大尺度，针对区域流域的地形地貌要素评价要求，将监测范围拓展至河漫滩区域，采集 11 类 110 多项参数。

澳大利亚河流状况指数方法（ISC）是澳大利亚维多利亚州制定的河流分类系统，以供各州河流管理人员进行退化河流恢复计划的有效性评估以及协助进行适应性管理，以满足当代及后代人的社会经济发展需要。从水文、河流物理形态、河岸带、水质和水生生物五个方面对河流生境现状进行评估，通过河流现状与原始自然状况进行对比以评估河流健康。但 ISC 主要针对澳大利亚乡村的小型河流，强调对影响河流健康的主要环境特征进行长期评估，每 5 年需要向政府和公众提交一次报告，以评价长期河流管理和恢复中人为管理干预的有效性，从而引导河流的可持续发展^[10]。

瑞典的河岸、河道和环境清单（RCE）^[11]是用以评估农村景观中河宽<3 m 的小型溪流，这些河流大多是经过人工改造，由河岸带结构、河流形态以及生物条件三个方面的 16 个特征参数组成，具体参数包括：紧邻河岸地带以外的土地利用格局、河岸带宽度、河岸带完整性、河道边向外延伸 10 m 的河岸带植被、木质残体状况、河道结构（宽深比）、河道沉积物、河岸结构侵蚀退化、河岸下切、石头底质（形态和外观）、河床泥沙、浅滩深槽以及曲流的出现数量、水生植物、鱼类、碎屑、大型底栖生物。这种方法假设对于自然河道和岸边结构的人类活动干扰是影响河流生物结构和功能的主要原因，采用人工目测进行快速评估，评分指标细致清楚，但仅适用于集约化改造的农业地区的河流。

德国第一次河流生境评估在 20 世纪 90 年代末，德国水管理工作共同委员会（LAWA）制定了两种全国统一的生境分类评估方法，包括实地调查（On-site Survey, OSS）和综合调查（Overview Survey, OVS），OSS 主要关注河宽≤10 m 的中小型河流，OVS 适用于大型河流^[12]。这两种方法的调查基础是确定河流的潜在自然条件，代表了河流评估所依据的“基准”。OSS 是一种基于实地的方法，整个河流生态系统分为三个部分：河床、河岸和 100 m 宽的漫滩走廊，评估包括 6 个主要参数和 25 个单独的二级指标，根据每个指标对应的分值得到主要参数的分值，计算出最终得分指数，确定干扰状态。OVS 主要从河床动力学和泛滥平原动力学两个方面综合评估，前一个包括河道形态、沿岸植被、结构改变的潜力三个指标，后一个包括保持度和发展潜能两个指标，每个指标下设有二级指标，通过不同指标与设定的自然无干扰的河流状况进行对比，评价其指标等级，通过各个指标等级得到河床动力学

和泛滥平原动力学的干扰等级，最终得到河流生境质量情况。这两种调查方法描述了河流的地貌形态，包括河床、河岸和泛滥平原等因素，这种结构越自然其生态价值就越高^[13]。

南非水务及森林部（DWAF）于 1994 年发起了河流健康计划（River Health Programme, RHP），该计划是一项用于评估河流生态系统健康的国家河流长期监测计划，选用大型无脊椎动物、鱼类完整性、河岸植被生态完整性、生境完整性、水质、水文、地貌物理形态等河流生境指标作为河流健康的评价指标，提供了可广泛用于河流生物监测的框架。该计划有助于管理人员就河流水质和水文的变化以及这些变化对河流生态系统健康的影响作出决定，制定对生态环境无害的质量目标，并提出水环境状况及时审查和修复的方案^[14]。

国际遥感技术标准体系庞杂，发布机构众多，且各机构的标准侧重点各异，国际电信联盟（International Telecommunication Union, ITU）发布的遥感标准主要针对遥感卫星的通信和性能等硬件技术规范。美国联邦地理数据委员会（U.S. Federal Geographic Data Committee, FGDC）则侧重地理数据领域，包括土地覆盖分类、植被分类、湿地分类等相关标准。美国材料和实验协会（American Society for Testing and Materials, ASTM）利用遥感技术开展了诸多大气应用研究，并据此制定了相关标准。地理信息标准中大量涉及遥感内容，体现了 3S（RS, GIS, GPS）技术的深度融合。在国际上，主导地理信息标准制定的机构主要包括国际标准化组织地理信息技术委员会（International Organization for Standardization, ISO/TC 211）、美国联邦地理数据委员会（Federal Geographic Data Committee, FGDC）和开放地理空间信息联盟（Open Geospatial Consortium, OGC）等。其中 ISO/TC 211 发布的地理信息标准指南涵盖了与遥感通用的地理信息数据模型、基于坐标的空间参照等内容，其构建的标准体系框架为遥感技术标准体系的建立提供了重要参考。OGC 标准体系包含 OGC 标准和 OGC 参考模型，其中 OGC 标准用于规范接口、编码、功能描述、应用类型和最佳实践文档；OGC 参考模型描述 OGC 各项标准之间及其与 ISO 标准的关系，为各类应用体系的描述提供了总体框架。

3.2 国内相关分析方法研究

我国水生态监测评估工作起步较晚，早期以学习借鉴欧美等发达国家经验为主^[15-17]，目前在水生态环境状况调查评价方面也积累了一定的研究基础和工作成果，2023 年发布的国家标准《江河生态安全评估技术指南》（GB/T 43474—2023）和《水生态健康评价技术指南》（GB/T 43476—2023），分别设置了河岸带植被覆盖率、自然岸线率指标和岸带干扰指数指标。

各行业部门在相关工作中发布了一系列技术文件和技术标准，但没有专门针对滨岸带监测的技术标准。生态环境部发布的《湿地生态质量评价技术规范》（HJ 1339—2023）、《呼伦湖水生态环境质量试点考核方案》（环办水体函〔2021〕96 号）和《“十四五”岱海水生态环境质量考核方案（试行）》（环办水体函〔2023〕111 号）等文件设置了滨岸带生态用地占比、自然岸线率等相关指标，《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558 号）对河湖生态缓冲带范围等做出界定；生态环境部等 4 部委联合发布《长江流域水生态考核指标评分细则（试行）》（环办水体〔2023〕10 号），提出自然岸线率指标。

水利部发布《河湖健康评估技术导则》（SL/T 793—2020）、《河湖健康评价规范》（SL/T 793—2025）等文件设置河湖（库）岸稳定性、岸带植被覆盖度、岸线开发利用情况等指标。

国家林业和草原局（原国家林业局）发布《华北地区河溪植被缓冲带建设技术规程》（LY/T 2639—2016），提出河流植被缓冲带建设要求。农业农村部发布的《长江流域水生生物完整性指数评价办法（试行）》（农长渔发〔2021〕3号）、《黄河流域水生生物完整性指数评价办法（试行）》（征求意见稿）中设置岸线硬化度、岸线自然状况等指标。

目前，我国学者已在长江、松花江和辽河等流域开展了水生态环境状况监测与评价相关研究。世界自然基金会联合中国科学院水生生物研究所等单位共同发布了《长江生命力报告2020》^[18]，从水生态、水环境与水文三方面评估了长江干流（上、中、下游）与四湖（洞庭湖、鄱阳湖、巢湖、太湖）的水生态系统健康状况，由好到差划分为A、B、C、D、E五级。中国环境科学研究院通过长期研究揭示了辽河流域鱼类、大型底栖无脊椎动物和着生藻类的河流纵向梯度变异规律，阐述了区域景观格局、水文生境、水环境要素对水生生物安全的影响^[19]。中国环境监测总站、生态环境部长江流域生态环境监督管理局等单位开展了长江、黄河、淮河和海河等重点流域水生态状况调查监测试点工作。此外，北京、江苏、浙江等地方管理部门也先后组织开展了水生态特征调查相关工作。我国的水生态环境状况监测与评价研究还需要大力发展，通过政府宏观规划，建立一套适用于我国河流生态系统的评估体系，为河流及流域的生态健康管理提供参考，以期能够实现我国河流生态健康的可持续发展。

根据全国标准信息公共服务平台数据，我国现行遥感相关的国家标准61项，其中基础类20项、方法类33项、管理类4项、产品类4项。现行遥感相关的行业标准103项，其中水生态环境监测领域相关标准9项（表1）。

表1 已发布水生态环境监测领域遥感相关行业标准

序号	标准号	标准名称	发布部门
1	HJ 1098—2020	水华遥感与地面监测评价技术规范	生态环境部
2	HJ 1213—2021	滨海核电厂温排水卫星遥感监测技术规范（试行）	生态环境部
3	HJ 1233—2021	入河（海）排污口排查整治 无人机遥感航测技术规范	生态环境部
4	HJ 1234—2021	入河（海）排污口排查整治 无人机遥感解译技术规范	生态环境部
5	HJ 1236—2021	集中式地表水饮用水水源地风险源遥感调查技术规范	生态环境部
6	QX/T 140—2011	卫星遥感洪涝监测技术导则	中国气象局
7	QX/T 207—2013	湖泊蓝藻水华卫星遥感监测技术导则	中国气象局
8	QX/T 561—2020	卫星遥感监测产品规范 湖泊蓝藻水华	中国气象局
9	HY/T 147.7—2013	海洋监测技术规程 第7部分：卫星遥感技术方法	国家海洋局

3.3 文献资料研究

国内外学者在河湖水生态方面的研究工作也取得了重要进展。Parsons^[20]针对澳大利亚区域特征提出的河流状况指数（ISC），考虑了河岸稳定性、河床基质、河道人工坝、河岸植被覆盖（宽度、连续性、构成）等物理生境指标和水文、水质、水生生物要素指标；Gonzalez^[21]针对西班牙的河岸带质量指数（RQI），考虑了河岸带植被状况（宽度、连续性和构成）、植被人类干扰、岸坡状况和横向、垂向连通性等因素。Ecot^[22]针对瑞典湿地和农村小型溪流

提出的岸边与河道环境细则（RCE），评估指标涵盖了河岸带土地利用、河岸带完整性、河岸带植被状况、河岸建筑物、河流蜿蜒度、河道基质与沉积物等要素。郑丙辉等^[23]针对北方河流特征，构建了涵盖物理结构、水量、水质等多种特征 10 个指标的河流栖息地评价指标体系；王建华等^[24]采用包括河水、河道和人类干扰等 3 类 11 项评价指标对挠力河流域河流生境质量进行评价；陈淼等^[25]针对大型水库影响下的库区河流特征构建了包括水文情势、河流形态和河岸带生境 3 个方面指标的库区河流生境评价指标体系并在三峡库区进行了实践；金小伟等^[26]结合我国监测现状及流域水环境管理需求，提出了我国流域生态完整性监测与评价指标体系，包含了河流物理生境指标、水体理化指标和水生生物指标等 3 大类指标；李鹏等^[27]利用高分辨率卫星遥感影像在高精度快速进行河流生境信息提取方面的优势，构建了河流物理生境遥感快速评价指标体系，并应用于辽河干流生境评估；彭文启^[28]提出了河湖健康评估指标体系，包括河流物理形态、水文水资源、水质、水生生物及河流社会服务功能 5 个方面，并在全国 36 个河湖水体进行了应用。

滨岸带范围的界定是滨岸带研究的基础，国内学者对滨岸带表达为面和线两类。一类将滨岸带认定为外缘控制线和临水控制线之间的带状区域。陈黎等^[29-32]基于已划定的岸线管理范围利用无人机进行岸线开发利用监管；夏继红等^[33]将滨岸带在河流横断面方向上分为近岸水域、岸坡区域和近岸陆域等 3 部分，外至河岸缓冲带，内至坡脚；蔡辉等^[34]对太浦河的滨岸带利用监测研究中，将研究范围界定为利用遥感影像提取的瞬时水边线及 200 m 缓冲区范围；马荣华等^[35]将岸线陆域宽度以及岸线稳定性等指标作为重要因子对长江江苏段岸线资源进行定量分析评价。另一类是涉及滨岸带的监测评价和类型划分等工作，为了便于图示和计量，将河湖滨岸带用地理学意义上的线来表达^[36]。有研究将河流岸线定义为河流常水位时的水边线^[37,38]；王传胜等^[39]将江堤作为岸线位置；黄家柱^[40]利用遥感影像解译的水边线结合水位、潮位资料和围堤、滩面物质、结构、植被等信息综合确定岸线位置；马荣华等^[41]综合采用遥感影像提取的人工河堤线和 1:1 万地形图中的水岸线内线；郭芸等^[42]将河岸线认定为水边线，研究提出了基于遥感影像获取连贯平滑的河岸线的图像处理方法；殷守敬等^[17]将外缘控制线作为岸线的最终成果；王楠等^[43]将临水侧堤肩线作为岸线位置。尚未形成统一的划定方法和技术标准，导致滨岸带范围界定在理论研究和实际应用中存在较大差异。

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

本标准编制本着科学精准、因地制宜、可重复性、改善导向等原则，充分借鉴我国现有标准规定和管理办法，立足我国河湖滨岸带生态环境现状，充分考虑滨岸带生态功能保护修复导向，满足水生态考核和美丽河湖建设等管理需求。

（1）科学精准原则：确保监测结果真实反映滨岸带生态环境状况，为滨岸带状况评价提供科学依据。

（2）因地制宜原则：各地可根据当地的自然、地理特征，充分考虑自身的水文、气候特征，确定监测时间和监测频次。

（3）可重复性原则：监测方法明确，不同单位测试误差可控，监测结果稳定，可以重

复实现。

（4）改善导向原则：监测结果可以引导地方因地制宜开展水生态保护修复工作，促进水生态环境质量改善。

4.2 标准制订的技术路线

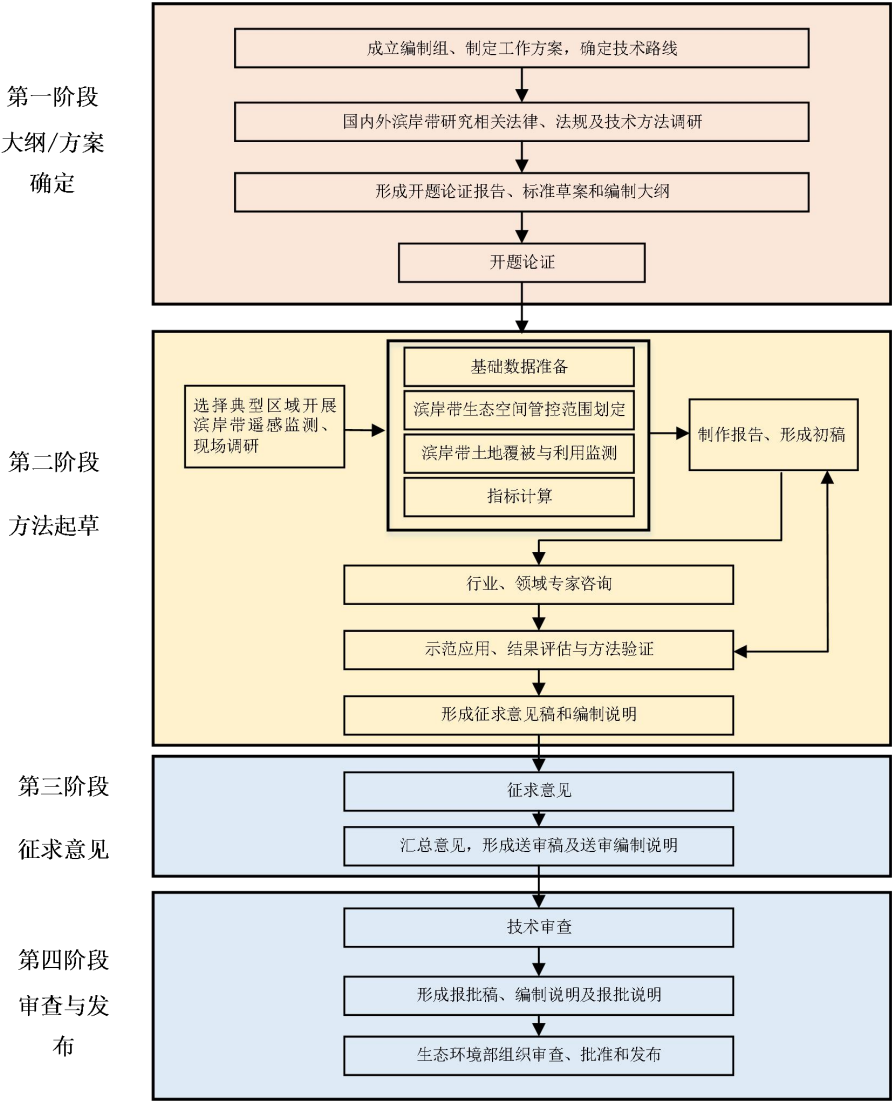


图 1 技术路线图

5 标准主要技术内容

5.1 标准适用范围

为服务国家水生态环境管理的核心需求，基于光学遥感数据针对我国河流、湖泊、水库等地表水体，开展滨岸带遥感监测，为河流、湖泊和水库水生态状况监测与评价提供科学依据。

5.2 术语和定义

5.2.1 滨岸带 riparian zone

滨岸带一词来源于英文的“riparian zone”或“riparian area”，但是目前各个国家、机构和组织对“riparian zone/area”还没有达成统一的名词术语定义，其中对应中文名词也不一致。如何定义和划定“riparian zone/area”仍然处于研究之中。

韦氏词典对 riparian 的解释是“①与天然水道、湖泊或潮水的岸边有关；②生活在或位于天然水道、湖泊或潮水的岸边。”牛津词典的解释是“①生长（或栖息）在河边湿地的；河边的；②堤岸（上）的；堤岸近处的。”国外相关文献对 riparian zone/area 的定义见表 2。

表 2 国外主要机构对“riparian zone/area”的定义

来源	年	概念
美国国家研究中心（US NRC）	2002	riparian areas 是陆地和水生生态系统之间的过渡区，其特点是生物物理条件、生态过程和生物群的梯度。它们是通过地表和地下水将水体与其相邻高地连接起来的区域。包括对水生生态系统的能量和物质交换产生重大影响的陆地生态系统部分（即影响区）。riparian areas 毗邻常年、间歇和短暂的河流、湖泊和河口—海岸线。
欧盟联合研究中心（EU JRC）	2011	riparian areas 是陆地和淡水生态系统边缘的过渡区，受水体显著影响而具备独特的土壤、水文和生物条件。其特征是生物物理条件和环境过程呈现梯度，生物多样性、密度和生产力普遍较高。不仅包括与河漫滩和湿地指标相关的区域，还包括远离岸边的具有直接水陆相互作用的高地部分。
美国农业部农业保护地役权计划（USDA ACEP）	2017	riparian areas 是溪流、河道、河流和其他水体周边的陆地区域。由于独特的土壤和植被特征，这些地区通常与周围的陆地明显不同，可以通过独特的植被群落加以识别，通常这些植被群落表现出比相邻土壤更加湿润的土壤条件，为野生动物的活动提供通道。
欧盟环境局（EEA）	2017	riparian zones 是陆地和淡水生态系统之间的过渡区，受河流的显著影响而具备独特的水文、土壤和生物条件。提供 riparian 的多种功能（如化学过滤、防洪、河岸稳定、维持水生生物和河岸野生动物生存等）和生态系统服务。
美国国家环境保护局（US EPA）	2022	riparian 是紧邻水体的陆地区域。riparian areas 构成陆生和水生环境之间的过渡区。

目前，我国生态学、地理学、水文学、水力学、水利工程相关专业词典、辞典和术语标准中都没有“riparian zone”中文名词的定义。截至 2025 年，riparian zone 在中国知网文献名称中出现过 1932 篇，中文词汇包括消落带、河岸带、滨岸带、岸边带和湖滨带等，其中 1847 篇有明确对应的中文词汇，见表 3。

表 3 中国知网文献篇名中 riparian zone 的中文对应词汇

序号	名称	出现次数	序号	名称	出现次数
1	消落带/区	1100	8	岸带	8
2	河岸带	573	9	河流生态缓冲带	7
3	滨岸带	75	10	水滨带	3

序号	名称	出现次数	序号	名称	出现次数
4	岸边带	28	11	水陆交错带	2
5	湖滨缓冲带	18	12	水岸带	2
6	湖滨带	17	13	河岸潜流带	2
7	消落区	10	14	洲滩潜流带	2

最常用的是“消落带”和“消落区”，主要出现在水库、湖泊景观领域的文章篇名中，占比达到 60%。但文章中“消落带”的定义覆盖范围，仅包含水体覆盖的范围。而“河岸带”一词突出了河流的特性，无法覆盖湖泊和水库周边相应的区域。“湖滨带”和“湖滨缓冲带”，同样突出了湖泊特性，而无法覆盖河流和水库周边相应的区域。

滨岸带占比 4%。“滨”在《现代汉语词典》中的意思是“①水边；近水的地方；②靠近（水边）”。“岸”在《现代汉语词典》中的意思是“①江、河、湖、海等水边的陆地；②高大；③高傲”，不仅包含水体覆盖的区域，还包含与水体相邻近的区域。

岸边带、岸带、生态缓冲带等名词意思与滨岸带相近，但是使用频率较低。

另外，也有许多研究和管理工作中使用岸线一词。岸线一词来源于海岸线，近年来应用于内陆水体中。一般来讲，岸线与消落带、水位变幅区的概念相对一致，在应用于管理工作时会向陆地方向扩充，相当于狭义上的滨岸带区域。

综上，名词“滨岸带”一词较好地反映了“*riparian zone*”水体和岸边陆地的关系，可同时适用于河流、湖泊、水库等各种水体，本标准中统一使用“滨岸带”与“*riparian zone*”对应。同时，结合国内外定义核心内涵及我国地表水管理实际需求，本标准中将滨岸带定义为“水域生态系统和陆地生态系统的过渡区，指水体平均低水位线向陆域延伸一定距离的空间范围”。

5.2.2 水淹频率 *water inundation frequency*

“水淹频率”一词源于英文术语“*water inundation frequency*”“*inundation frequency*”“*water frequency*”和“*water body frequency*”，中文常见译法包括“水淹频率”“淹没频率”“水体频率”等^[44-48]。

水淹频率常用于河漫滩、湖泊湿地等水文条件显著变化区域，用以描述水体对区域生态系统的淹没作用。水淹频率的变化是影响湿地植被动态、群落组成与分布、鸟类栖息地演替等生态过程的重要水文因子，已广泛应用于遥感水文生态监测、水资源管理及湿地保护等领域。

地表水体具有明显的时空动态特征，单时相的水体提取结果无法全面反映一定时间范围内水体的真实空间分布。为此，通过对多时相卫星遥感影像进行水体提取、坐标统一、堆叠分析，并逐像元计算频次得到水淹频率，能较为客观地反映水体的空间分布稳定性和动态变化规律。文献中多项研究成果^[49-52]，均从遥感监测角度验证了水淹频率在水生态监测中的重要性。

因此，本标准中将水淹频率定义为：在一定时间范围内，卫星遥感影像栅格像元被识别为水体的次数占有效卫星遥感监测总次数的比例，单位为%。

参考现有文献研究^[53-54]及《小型水电站水文计算规范》，本标准选取 75%和 25%为阈

值，将水淹频率 $\geq 75\%$ 的水体覆盖区域，视为常年性水体或永久水体的空间分布，将此区域的边界线视为平均高水位线。水淹频率 $\geq 25\%$ 的水体覆盖区域，反映水体在研究期内有较高概率出现的空间范围，将此区域的边界线视为平均低水位线。

5.2.3 表观水面积 apparent water area

地表水体在年和年际尺度上通常表现出显著的动态变化特征，这种波动性受气象条件（如降水、蒸发等）和人为活动（如水库调度、取水工程、土地利用变化等）的综合影响。由于水体边界的不确定性，仅依赖单一时相遥感影像所获取的水域面积，往往无法准确反映水体的实际覆盖状态和整体变化趋势。因此，有必要引入新的表达方式，以更全面、稳定地表征一定时期内地表水体的空间分布特征。

借鉴卫星遥感和生态环境领域中“表观”类概念的定义，如表观辐射亮度（Apparent Radiance）和表观氮平衡（Apparent Nitrogen Balance）等，本文提出“表观水面积（Apparent Water Area）”这一新术语。与此类“表观”概念类似，表观水面积强调在一定时间尺度（如月、季、年）内，通过多时相遥感数据进行统计分析，所得到的地表水体空间分布的“近似稳定”表征。其核心思想在于：以时间序列数据为基础，通过水淹频率统计方法，客观反映水体在研究期内的空间分布状态。

表观水面积的定义为：基于水淹频率表征一定时间范围内地表水体覆盖面积，在空间上表现为一定水淹频率阈值范围内水体的空间分布。进一步，最小表观水面积指水淹频率 $\geq 75\%$ 的区域，最大表观水面积指水淹频率 $\geq 25\%$ 的区域。

5.2.4 滨岸带生态空间管控范围 riparian zone ecological space control scope

滨岸带作为邻近水体周边的关键陆域生态过渡区，其定义虽明确了其生态功能属性，但长期以来缺乏统一的、可操作的空间范围划定方法。在实际管理工作中，为有效维持滨岸带水土保持、生物栖息地、面源污染拦截等核心生态功能，管控范围往往需要从水体边缘向陆域一侧延伸。为保障地表水滨岸带遥感监测工作的顺利开展，亟须确定一个边界明确、可识别、可获取、可量化的空间范围。这是确保监测结果具有明确性、数据可比性、结果可用性的前提，也是实现规范化、标准化监测的基础。因此，本标准提出“滨岸带生态空间管控范围”这一可操作性概念，旨在为遥感监测实践提供清晰的空间框架。

该范围的定义借鉴《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558号）中关于生态缓冲带空间构成的理念。将滨岸带定义中相对宽泛的“水域生态系统和陆地生态系统的过渡区”转化为可实际用于遥感监测的地理单元，具体解析为两个核心地理单元：地表水水位变幅区与陆域缓冲区。其中，水位变幅区反映水体被间歇性淹没和出露的区域，其边界由基于水淹频率获取的平均低水位线和平均高水位线确定；陆域缓冲区体现了为保护水生生态功能需向陆域延伸一定距离的管理需求。另外，滨岸线作为水陆生态系统连通的核心界面，是自然岸线判定的空间基准，为滨岸线生态连通功能可量评估提供规范的监测单元。

综上，本标准将滨岸带生态空间管控范围定义为：为满足地表水滨岸带生态空间保护与管控需求划定的水陆交错空间带，包括滨岸线生态空间，表征为地表水水位变幅区和陆域缓冲区。该定义实现了空间范围的可识别、可量化，为遥感监测提供了统一的空间基准。

5.2.5 生态用地 ecological land

目前，在不同领域的生态环境监测与评估技术规范中对“生态用地”的内涵尚未形成明确、统一的共识。各标准依据不同的监测目标与对象，对生态用地的范围与功能界定存在差异。

表 4 国内相关技术规范中的相关指标

文件名称	相关指标	说明
《江河生态安全评估技术指南》（GB/T 43474—2023）	河岸带植被覆盖率	河岸带内林地和草地面积占河岸带总面积的比例。
《湿地生态质量评价技术规范》（HJ1339—2023）	滨岸带生态用地占比	在滨岸带范围内，林地、草地等具有自然生态属性的生态系统用地所占比例。
《荒漠化区域生态质量评价技术规范》（HJ 1338—2023）	生态用地面积占比	评价区林地、草地、湿地、农田、沙地等具有生态属性的用地面积占比情况。（引自《区域生态质量评价办法（试行）》（环监测〔2021〕99号））
《生态保护红线内人类活动生态环境影响评价技术指南（征求意见稿）》	生态用地动态	评价范围内占用生态用地面积和速度的定量描述，包括森林、湿地、草地等。

在学术研究层面，定义同样呈现多样性：国外多数学者认为在不同空间尺度对维护关键生态过程具有重要意义的生态系统（土地单元）及空间部位均为生态用地^[55-61]。在我国，“生态用地”一词由董雅文最早提出^[62]，随后在相关研究中不断发展和应用。国内相关文献对生态用地的定义见表 5。

表 5 国内相关文献对生态用地的定义

学者	年份	生态用地内涵与定义
董雅文 ^[38]	1999	生态要素的空间定位统称为生态用地。
岳健 ^[63]	2003	除农用地和建设用地以外的土地，包括为人类所利用但是用于农用和建设用以外用途的土地，或主要由除人类之外的其它生物所直接利用，或被人类或其他生物间接利用，并主要起着维护生物多样性及区域或全球的生态平衡以及保持地球原生环境作用的土地。
徐健 ^[64]	2007	指以发挥自然生态功能为主、除农用地和建设用地之外的土地类型，它们主要起着维护生物多样性及区域或全球的生态平衡以及保持地球原生环境的作用，主要由除人类之外的其它生物所直接利用，或被人类或其他生物间接利用。
俞孔坚 ^[65]	2009	立足于土地管理和生态保护的目标，从景观生态学“空间格局对于过程具有重要影响”的基本原理出发，将生态用地定义为：在不同空间尺度上，对维护关键生态过程具有重要意义的生态系统（土地单元）及空间部位。
邓红兵 ^[66]	2009	生态用地指的是区域或城镇土地中以提供生态系统服务功能为主的土地利用类型，即能够直接或间接改良区域生态环境、改善区域人地关系（如维护生物多样性，保护和改善环境质量，减缓干旱和洪涝灾害和调节气候等多种生态功能）的用地类型。

学者	年份	生态用地内涵与定义
韩雪敏 ^[67]	2010	具有生态服务功能、对生态系统和生物生境保护具有重要作用的土地都可视为生态用地。
龙花楼 ^[68]	2015	生态用地是以保护和稳定区域生态系统为目标，能够直接或间接发挥生态环境调节（防风固沙、保持水土、净化空气、美化环境）和生物支持（提供良好的栖息环境、维持生物多样性）等生态服务功能且其自身具有一定的自我调节、修复、维持和发展能力的除人工硬化表面之外，其他能够直接或间接提供生态系统服务的土地。
喻锋 ^[69]	2015	生态用地是指生产性用地和承载性用地以外，以提供生态产品，环境调节和生物保育等生态服务功能为主要用途，对维持区域生态平衡和可持续发展具有重要作用的土地利用类型。
周朕 ^[70]	2016	从其所提供生态服务功能来理解，指在不同空间尺度上，直接或间接为人类和其他生物提供不可替代的生态系统服务，并对维护关键生态过程具有重要意义的土地单元。
王静 ^[71]	2017	在不同空间尺度对维护关键生态过程具有重要意义的生态系统（土地单元）及空间部位均为生态用地。
高建 ^[72]	2022	生态用地是以发挥生态功能或生态效应为主的土地利用类型。

综合来看，关于生态用地的区分主要有 2 种观点：一是土地覆被导向，认为凡是可以提供生态系统服务的土地均可以视为生态用地，包括农田、林地、草地、水域和沼泽等。二是土地主体功能导向，仅将以生态服务功能为主的林地、草地、湿地等视为生态用地，以经济产出为核心的农业用地，如耕地、养殖水面等则不作为生态用地。

立足河湖水生态环境保护的核心目标，本标准中滨岸带区域的生态用地定义采用土地主体功能导向的定义体系，农田、养殖水面等经济主导型用地可能因生产活动（如施肥、投饵）造成水体氮磷污染、岸线硬化等，与水生态保护目标相悖。

滨岸带区域的生态用地类型多样、功能复合，包括保持自然状态的生态基底和经生态修复后具备生态能力的土地，本标准在定义中涵盖这两类土地状态。其中**自然状态的生态基底**，指未受到显著人为干扰或改造、保持自然生态系统结构和功能的土地类型，包括林地、草地、水体等。**经过生态修复后具有生态功能的土地**，指原受损土地在人工或自然恢复措施作用下，已重新具备一定生态系统服务功能的土地类型，如生态型护坡、人工生态缓冲带、修复后的河滩草地等。将其纳入生态用地范畴能够客观反映滨岸带生态系统的动态恢复状态与生态功能重建过程，契合生态文明建设和国土空间生态修复的总体方向。此外，兼顾《中华人民共和国土地管理法》《基本农田保护条例》及防洪需求，本标准将生态护岸及永久基本农田计入生态用地统计范畴。

综上，本标准将生态用地定义为处于自然状态或经过生态修复后具有生态功能的土地，包括林地、草地、水域等土地覆被与利用类型。同时，将生态护岸及永久基本农田计入生态用地统计范畴。

5.2.6 图斑 land patch

本标准所指图斑定义，引自《城区范围确定规程》（TD/T 1064—2021），是指地图上

被行政区、城镇、村庄等调查界线、土地权属界线、功能界线以及其他特定界线分割的单一地类地块。

5.2.7 最小制图单元 minimum mapping unit

《中尺度全球地表覆盖制图数据产品规范》（GB/T 43956—2024），是指全球地表覆盖制图数据产品中依照其定义的分类系统所表征的各地表覆盖类型最小图斑。可以用像素数、面积等定义。本标准在该定义基础上修改为：依照分类体系所表征的各土地覆被与利用类型的最小图斑。

5.3 标准主要技术内容确定的依据

5.3.1 监测目标与要求

5.3.1.1 监测区域

目前已有标准、文件中对滨岸带的范围界定不同。总体来看，暂未形成对这个结合地带边界的统一规定。

美国 EPA 生物快速评价导则（Rapid Bio-assessment Protocols, RBPs）对于可涉水河流监测河段按 100 m 或 1000 m 固定长度或以 40 倍河宽作为采样河段；深水型河流/不可涉水河流一般采用 500 m 河段内设置 6 个监测断面。EMAP 河流评估（National Rivers and Streams Assessment, NRSA）中采样区域以 100 倍/40 倍河宽，或者按 500 m~1000 m 设定监测河段长度；横向宽度上，可涉水河流一般为有水河宽的倍数，不可涉水河流为 **20~30 m**。英国河流生境调查 RHS 规定采样区域为河流纵向 500 m、**河岸横向 50 m** 范围。GeoRHS（A refined Geomorphological and floodplain component River Habitat Survey）结合遥感和地面调查手段，将监测范围拓展至河漫滩区域，其采样范围拓展至**河岸横向 500 m**。澳大利亚溪流状态指数 ISC 主要针对乡村小型河流，在河段尺度纵向 430 m，**岸边横向 40 m** 范围内进行采样。

全国环境管理标准化技术委员会印发的国家标准《江河生态安全评估技术指南》（GB/T 43474—2023）提出，河岸带范围可参考《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558 号）。生态环境部在《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558 号）中将其划分为水位变幅区和陆域缓冲区（多年平均最高水位线向陆域延伸 25~125 m）。《湿地生态质量评价技术规范》（HJ 1339—2023）中依据堤防条件、洪水水位线差异化划定滨岸带外缘边界。

水利部在《水利部关于加快推进河湖管理范围划定工作的通知》（水河湖〔2018〕314 号）中结合有无堤防划定河湖管理范围。《河湖岸线保护和利用规划编制规程》（SL/T 826—2024），明确岸线边界线包括临水边界线和外缘边界线，其外缘边界线应采用管理范围线，并细化临水边界线划定原则。《河湖健康评估技术导则》（SL/T 793—2020）规定河湖（库）岸带范围为枯水位水边线至河湖管理范围的陆域边缘线并向外延伸 10 m 的区域。

国家林业和草原局（原国家林业局）在《森林资源规划设计调查技术规程》（GB/T 26424—2010）划定河流护岸林宽度（50~200 m）。《华北地区河溪植被缓冲带建设技术规程》（LY/T 2639—2016）针对不同功能的植被缓冲带划分差异化岸带标准（10~50 m）。自然资源部在《河湖岸线资源调查技术规范（报批稿）》中规定陆域调查范围应至堤岸线或河湖常

水位线或水库正常蓄水位线陆向后方 100~1000 m，并结合河湖管理范围综合确定。

综合上述标准文件中对滨岸带、岸带、缓冲带和岸线有关范围的不同界定，并考虑到我国地表水管理实际与遥感监测的技术特点，本标准将监测区域统一为“滨岸带生态空间管控范围”，覆盖了水陆关键交互区域，对于河流表现为沿水体左右岸的条带状区域；对于湖泊、水库，则表现为环绕水体的闭合环状带。

5.3.1.2 监测对象

本标准中土地覆盖与利用空间分布本质上是土地利用类型的解译过程，是通过目视或机器判读或判释，从遥感影像获取信息的基本过程。即根据各专业（部门）的要求，运用解译标志和实践经验与知识，从遥感影像上识别目标，定性、定量地提取出目标的分布、结构、功能等有关信息，并把它们表示在地理底图上的过程。本标准中特指判读林地、草地、水域、未利用地、农业用地、硬化堤坡及其他用地的地物信息的过程。

5.3.1.3 监测时间和频次

表观水面积监测时，水淹频率的计算需要结合年度所有非结冰期有效卫星影像进行计算，保障每月至少监测 1 次。

滨岸带土地覆被与利用类型年内变化较小，建议监测频次为每年 1 次。

滨岸带生态空间管控范围中水位变幅区需结合多年水体分布范围进行确定。为准确捕捉水文变化特征，应采用长时序、高频次遥感影像数据，因此推荐使用重访周期较高的中高尺度分辨率遥感影像。

滨岸带土地覆被与利用类型监测，考虑高精度分类需求，需要采用高空间分辨率影像；考虑到要全面获取滨岸带土地覆被与利用类型，选择植被生长季影像，一般情况下选择 3~9 月份，不同区域根据具体情况确定具体的监测时间，但同一地区在不同年份应尽量保持一致。

5.3.1.4 一般要求

（1）坐标系和计量单位

按照国务院有关要求，2018 年 7 月 1 日起全面使用 2000 国家大地坐标系。因此，本标准所有矢量和影像数据均采用 CGCS 2000 地理坐标系。

长度单位采用 m，汇总统计采用 km，保留到小数点后两位；面积单位采用 m²，汇总统计采用 km²，保留到小数点后两位。数值修约规则参考 GB/T 8170 的相关要求执行。

（2）最小上图单元

结合《第三次全国国土调查技术规程》（TD/T 1055—2019）、《自然保护地人类活动遥感监测技术规范》（HJ 1156—2021）和《自然保护地人类活动遥感解译审核与质量控制技术规程》，对于滨岸带这种区域较小、管控要求较为严格的非自然保护地区域，建议满足：最小上图图斑面积，对于林地、草地、水域等面状地物应不小于 3×3 个像元。

（3）遥感影像云覆盖度

结合《中尺度全球地表覆盖制图数据产品规范》（GB/T 43956—2024）及《第三次全国国土调查技术规程》（TD/T 1055—2019）要求，应满足监测区云覆盖度小于 10%。

5.3.2 技术流程与方法

5.3.2.1 监测技术流程

基于卫星遥感数据，监测地表水滨岸带的技术流程包括数据准备、水体提取与水淹频率计算、滨岸带生态空间管控范围划定、滨岸带土地覆被与利用监测和指标计算 5 个部分。技术流程详见图 2。

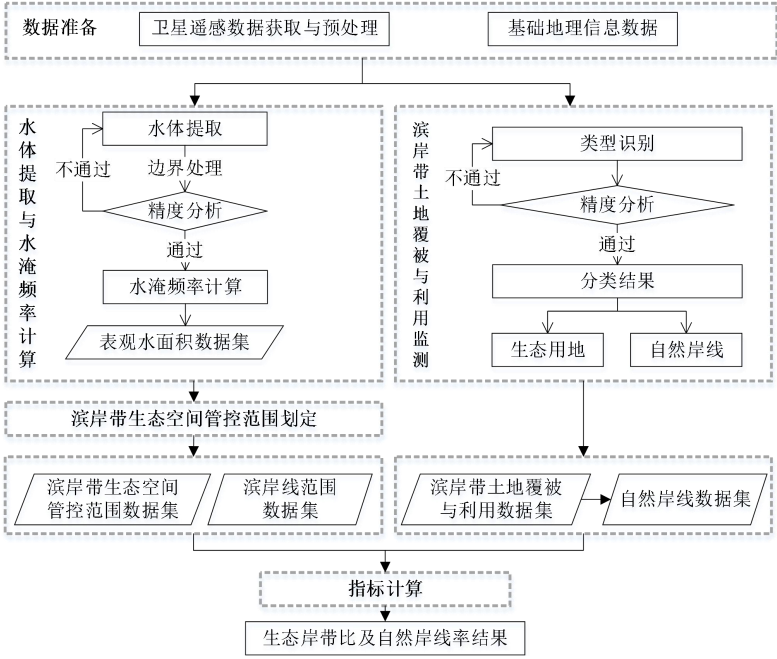


图 2 地表水滨岸带遥感监测技术流程图

5.3.2.2 数据准备

(1) 卫星遥感影像空间分辨率要求

数据源选择综合考虑数据精度、覆盖范围与可获取性确定，其中，湖泊、水库推荐采用 10 米空间分辨率遥感影像。该分辨率的遥感影像能够清晰准确识别湖泊、水库主体边界，且重访周期短，便于构建长时间序列监测数据，是宏观尺度湖泊、水库水体监测的最优方案。

河流水体形态多变，较窄河道需更高分辨率影像才能准确描绘其边界。为确保监测结果的连续和统一，需根据河段水面宽度差异化选用对应空间分辨率的卫星影像，具体参考表 6。

表 6 不同水面宽度适用的卫星遥感影像空间分辨率

水面宽度 (w)	空间分辨率
$w > 50 \text{ m}$	$\leq 10 \text{ m}$
$20 \text{ m} < w \leq 50 \text{ m}$	$\leq 5 \text{ m}$
$w \leq 20 \text{ m}$	$\leq 2 \text{ m}$

土地覆被与利用监测：综合滨岸带监测精度需求与操作可行性，推荐采用 2 m 空间分辨率影像数据。滨岸带空间狭长、地物复杂，中低分辨率遥感数据难以精准识别地物，而亚米级高分辨率数据存在处理工作量大、覆盖性差、成本效益低等问题。2 m 空间分辨率数据已

广泛应用于各类重要生态空间遥感监测工作，能精准识别关键地物，保障监测结果规范、可比。

（2）遥感影像波段选择

水体提取需计算相关指数，至少需包含可见光和近红外波段。

不同土地覆被与利用类型在可见光波段具有差异化反射特性，通过红、绿、蓝波段合成真彩色影像，能够还原地表状况，便于人工解译和初步分类。因此土地覆被与利用监测时应至少包含可见光波段。

（3）遥感数据预处理

本标准中遥感影像需开展辐射校正、几何校正、融合、裁剪等处理，按需开展大气校正等处理，具体可参考 DD 2013—12（2014 版）和 TD/T 1055 的相关要求执行。

（4）基础地理信息数据

收集监测目标水体的水系空间分布矢量数据，用于确定水体位置，辅助提取滨岸带生态空间管控范围。

5.3.2.3 水体提取与水淹频率计算

（1）水体提取方法

针对多光谱卫星遥感影像，水体提取方法主要分为水体指数法、机器学习法及深度学习法。

其中，水体指数方法主要包括归一化差异水体指数、改进归一化差异水体指数、自动化水体提取指数及多指数综合法等。

归一化差异水体指数（Normalized Difference Water Index，NDWI）是一种基于多光谱遥感数据的水体监测指数，其核心原理是通过绿光与近红外波段的反射率差异来增强水体与其他地物（例如植被、土壤等）之间的对比^[73]。适用范围及水体分割阈值选取：NDWI 适用于开放水体提取，例如无城市建筑或山体阴影影响的河流、湖泊、水库等清澈水体边界识别。

计算公式如下：

$$NDWI = \frac{\rho_{GREEN} - \rho_{NIR}}{\rho_{GREEN} + \rho_{NIR}} \quad (1)$$

式中：NDWI——归一化差异水体指数；

ρ_{GREEN} ——绿光波段反射率；

ρ_{NIR} ——近红外波段反射率。

由于近红外波段对植被和建筑物的反射率较高，NDWI 在提取城市区域的水体时，经常受到城镇建设用地的影响，导致提取的水体范围偏大。改进归一化差异水体指数（Modified Normalized Difference Water Index，MNDWI）能更好地抑制城镇建设用地等非水体信息，从而区分水体和城市建成区。适用范围及水体分割阈值选取：MNDWI 适用于大面积开放水体、城市水体提取，但在河漫滩区域，MNDWI 会漏提部分边界水体。

计算公式如下：

$$MNDWI = \frac{\rho_{GREEN} - \rho_{SWIR}}{\rho_{GREEN} + \rho_{SWIR}} \quad (2)$$

式中：MNDWI——改进归一化差异水体指数；

ρ_{GREEN} —— 绿光波段反射率；

ρ_{SWIR} —— 短波红外波段（波长 1.55~1.75 μm ）反射率。

自动化水体提取指数（Automated Water Extraction Index, AWEI）通过多波段组合，最大化水体与非水体之间的差异，最小化非水体之间的差异。旨在解决传统水体指数（例如 NDWI 和 MNDWI 等）在复杂地表背景下，特别是城市阴影、高反射率屋顶和地表等非水体信息对水体提取的干扰问题。在河漫滩区域，AWEI 会高估提取一些边界水体。

根据应用场景和对非水体信息的抑制需求，AWEI 通常有两种计算形式：

针对开放水体区域，计算公式为：

$$\text{AWEI}_{\text{Insh}} = 4 \times (\rho_{GREEN} - \rho_{SWIR1}) - (0.25 \times \rho_{NIR} + 2.75 \times \rho_{SWIR2}) \quad (3)$$

式中： $\text{AWEI}_{\text{Insh}}$ ——非阴影区域自动化水体提取指数；

ρ_{GREEN} —— 绿光波段反射率；

ρ_{SWIR1} —— 短波红外波长 1.55~1.75 μm 波段反射率；

ρ_{SWIR2} —— 短波红外波长 2.08~2.35 μm 波段反射率。

针对山区或城市水体，为减少地形阴影影响，计算公式为：

$$\text{AWEI}_{\text{Ish}} = \rho_{BLUE} + 2.5 \times \rho_{GREEN} - 1.5 \times (\rho_{NIR} + \rho_{SWIR1}) - 0.25 \times \rho_{NIR} \quad (4)$$

式中： AWEI_{Ish} ——阴影区域自动化水体提取指数；

ρ_{BLUE} —— 蓝光波段反射率；

ρ_{GREEN} —— 绿光波段反射率；

ρ_{NIR} —— 近红外波段反射率；

ρ_{SWIR1} —— 短波红外波段（波长 1.55~1.75 μm ）反射率。

多指数组合方法使用改进型归一化差异水体指数（MNDWI）、归一化差值植被指数（NDVI）和增强型植被指数（EVI）的多指数组合方法来提取水体^[25-26,74-78]。

NDVI 计算公式为：

$$\text{NDVI} = \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + \rho_{RED}} \quad (5)$$

式中：NDVI——归一化差值植被指数；

ρ_{NIR} —— 近红外波段反射率；

ρ_{RED} —— 红光波段反射率。

EVI 计算公式为：

$$\text{EVI} = 2.5 \times \frac{\rho_{NIR} - \rho_{RED}}{\rho_{NIR} + 6 \times \rho_{RED} - 7.5 \times \rho_{BLUE} + 1} \quad (6)$$

式中：EVI——增强型植被指数；

ρ_{BLUE} —— 蓝光波段反射率；

ρ_{RED} —— 红光波段反射率；

ρ_{NIR} —— 近红外波段反射率。

适用范围及水体分割阈值选取：适用于开放水体边界提取，通过设定逻辑表达式 $[(\text{MNDWI} > \text{NDVI} \text{ or } \text{MNDWI} > \text{EVI}) \text{ and } (\text{EVI} < 0.1)]$ ，将满足该逻辑条件的像元识别为水体，反之则判断为非水体。该方法基于水体信号强于非水体信号的原理，显著增强了水体与城市阴影、植被的区分能力，尤其适用于复杂地表背景下的水体遥感识别任务。针对不同地表水

类型和地表水特征，多指数组合方法提取效果相对均较为理想，已在全球与洲际尺度的水体提取任务中得到广泛应用。

基于传统机器学习及深度学习法提取水体^[79-81]，均存在对计算资源依赖大、训练过程复杂、数据需求高等共性问题。在高质量遥感数据和充足标注样本不足的情况下，推广应用存在一定挑战。此外，模型选择、超参数调优、GPU 训练、模型压缩与部署等环节，对用户的专业背景和工程实践能力提出较高要求，整体可解释性仍待进一步提升。

综上所述，对于具有可见光、近红外和短波红外波段的卫星遥感影像数据，本标准推荐采用多指数组合法提取水体；对于不包含短波红外波段的卫星遥感影像数据，推荐采用推荐 NDWI 阈值法，该方法需裁剪影像使水体面积占比高于 10%，当像元 NDWI 大于等于阈值时，该像元识别为水体，赋值为 1，其余像元赋值为 0。NDWI 阈值确定原则如下：NDWI 统计直方图呈双峰分布时，采用最大类间方差法获取 NDWI 阈值；其他情况阈值推荐为 0.2，结合影像质量等情况进行阈值调整。

其中，最大类间方差法是一种基于灰度特征确定图像分割阈值的算法，以前景（灰度值 $\geq i$ ）与背景（灰度值 $< i$ ）两类像元之间方差最大的灰度值作为分割阈值，计算公式如下：

$$Th = \arg \max_{0 \leq i < K} \sigma^2(i) \quad (7)$$

式中：Th——使类间方差最大的分割阈值；

i ——图像灰度值；

$\sigma^2(i)$ ——阈值为 i 时的类间方差；

K ——图像灰度级数。

类间方差计算公式如下：

$$\sigma^2(i) = \omega_1 \times \omega_2 \times (\mu_1 - \mu_2)^2 \quad (8)$$

式中： ω_1 ——前景像元概率；

ω_2 ——背景像元概率；

μ_1 ——前景平均灰度；

μ_2 ——背景平均灰度。

（2）水体提取精度控制

本标准参考《遥感产品真实性检验导则》（GB/T 36296—2018）和《中尺度全球地表覆盖制图数据产品规范》（GB/T 43956—2024）相关要求，并结合工作需要，确定 Kappa 系数不低于 0.85 则满足水体提取精度要求。

（3）水淹频率计算

本标准中水淹频率是指在一定时间范围内，栅格像元被卫星遥感影像识别为水体的次数占有效卫星遥感监测总次数的比例。将监测时间段内获取的所有有效水体影像，在统一坐标系下进行空间叠加，逐像元计算其在多景影像中被识别为水体的频率，获取水淹频率，能够有效反映水资源时空演变规律。

计算公式如下：

$$F_w = \frac{N_w}{N} \quad (9)$$

式中： F_w ——水淹频率，%；

N_w ——在监测时间段内，有效卫星遥感影像栅格像元被识别为水体的次数；

N ——在监测时间段内，有效卫星遥感监测总次数。

5.3.2.4 滨岸带生态空间管控范围划定

本规范主要利用遥感数据作为滨岸带生态空间管控范围划定的主要数据源，获取平均低水位线和平均高水位线。借鉴长江流域、黄河流域重点监测区域试算经验，首次划定建议选取基准年前，连续不少于 5 年（不包括基准年）的所有符合要求的卫星遥感影像，计算获得的表观水面积边界线作为调整基准，规避单一年份水文条件的偶然性，确保划定范围的代表性和稳定性。

滨岸带生态空间管控范围包括水位变幅区和陆域缓冲区。水位变幅区划定参照水利部河湖管理范围划定文件和《河湖岸线保护和利用规划编制规程》（SL/T 826—2024）相关要求与遥感技术需求，即基于水淹频率获得的平均低水位线和平均高水位线闭合形成的封闭区域，反映水体自然波动的直接影响范围。陆域缓冲区宽度参照《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558 号）相关要求，结合遥感监测尺度适配性，推荐宽度为 150 m，即以平均高水位线为基准，向陆域一侧延伸 150 m。针对长江、黄河中下游及河口、大型湖泊周边，常发育有宽度远超 150m 的宽阔滩涂和自然湿地的区域，本标准中规定“若缓冲边界未达到临水侧堤肩线，则延伸至临水侧堤肩线”，旨在维护湿地生态系统的整体性和生态过程的连续性。同时衔接现行防洪工程管理体系，厘清生态管控与堤防工程管理边界，避免冲突。此外，该规定有助于监管影响行洪的障碍物，与河道管理形成合力，共同保障行洪安全和堤防稳定。体现生态保护与防洪安全兼顾、自然边界与人工边界相协调的原则。同时，边界清晰、辨识度高，可通过卫星遥感提取。对于河网密集区、建筑密集区、承担城市防洪泄洪任务或受人工调控强烈的水体等特殊情况，陆域缓冲区范围宜参照相关河湖管理范围综合划定。

滨岸线范围紧密衔接《河湖岸线保护和利用规划编制规程》（SL/T 826—2024）相关规定，同时兼顾遥感可行性与滨岸带生态空间管控范围的有效衔接，对于无堤防工程的河（湖库）段，以平均高水位作为外边线；对于有堤防工程的河（湖库）段，以临水侧堤肩线为外边线。另外，以外边线长度代表滨岸线长度，统一监测量算口径，避免因水位波动导致度量误差，保证监测可比性、一致性。

为保障监测数据长期可比性，兼顾工作实施效率，该范围划定后宜保持五年稳定。若遇特大洪水、河道改造等重大自然事件，或有明确管理需求变更时，可适时调整范围。

5.3.2.5 滨岸带土地覆被与利用监测

（1）分类体系

从河湖水生态环境保护的核心目标出发，同时考虑耕地红线等刚性约束，滨岸带土地覆被与利用类型解译分类体系参考《土地利用现状分类》（GB/T 21010—2017）制定，结合其生态环境功能或影响，对分类体系进行整合，确定林地、草地、水域、未利用地、农业用地和其他用地共 6 类用地类型（表 7）。

表 7 滨岸带区域土地覆被与利用类型名称及定义

序号	类型名称	定义
1	林地	指生长乔木、竹类、灌木土地。包括绿化用地，以及河流沟渠的护堤林。
2	草地	指生长草本植物为主的土地；公园绿地、防护绿地等。
3	水域	指陆地水域、滩涂、沼泽等用地，不包括养殖水面。
4	未利用地	指目前还未利用的土地，包括裸土地、沙地、盐碱地、冰川及永久积雪等其他土地。
5	农业用地	指直接或间接为农业生产所利用的土地，包括耕地、园地、养殖水面等。
6	其他用地	以上类型以外的其他类型，如商服用地、工矿仓储用地、住宅用地、交通运输用地等。

（2）类型识别

土地覆被与利用类型的识别主要通过卫星遥感数据解译完成。根据影像的判读标志，如色调（颜色）、形状、位置、大小、阴影、布局、纹理及其他间接标志等，在能够满足精度要求的前提下，可以采用目视或机器学习等方法识别各种土地覆被与利用类型信息。

（3）现场核查

对生态用地类型数据进行野外核查，重点核查生态用地类型是否监测正确，主要参照 GB/T 36296 中的分层抽样方式，按照解译类型确定调查点位和数量。

类型选取需考虑普适性原则，建议尽量覆盖该水体滨岸带区域内所有土地利用类型、优先考虑解译过程中对类型存在疑问、面积较大的图斑；区域选取需因地制宜，建议优先考虑城镇区域，同时覆盖其他区域；生态用地类型多样的区域，可集中设置较多点位，类型较单一的区域尽量减少点位；同时点位设计需考虑可达性。

（4）监测精度要求

结合《中尺度全球地表覆盖制图数据产品规范》（GB/T 43956—2024）和《生态保护红线监管技术规范生态状况监测（试行）》（HJ 1141—2020）要求，遥感解译图斑类型准确率应大于 90%。本标准中规定当准确率低于 90%时应返回修正。

（5）生态用地确定

根据本规范中关于 5.2.5 生态用地的定义，生态用地包括林地、草地、水域和未利用地等土地覆被与利用类型。同时，生态护岸及永久基本农田计入生态用地统计范畴。

根据《河湖生态缓冲带保护修复技术指南》（环办水体函〔2021〕558 号）相关内容，生态护岸常见形式包括植物护岸、石笼护岸、木材—石块护岸、多孔透水混凝土护岸等。

（6）自然岸线确定

生态用地作为自然岸线的核心依据判定，将生态用地边界映射至外边线，进行自然岸线分类。该方法可复现、可量化、可核查，适用于大范围、常态化遥感监测。港口码头、工业用地等高强度开发利用类型，即使在横向范围上与生态用地存在重叠，也不计入自然岸线统计，体现对自然岸线严格保护的监管导向。沿河湖步道等低干扰道路，一般不会完全阻断岸线生态连通性，且部分道路是防洪、生态管理的必要配套设施，可计入自然岸线统计，避免因轻微人工干扰过度剔除自然岸线，保障统计结果贴合实际管理场景。

5.3.2.6 指标计算

参考《湿地生态质量评价技术规范》（HJ 1339—2023）、《长江流域水生态考核指标评分细则（试行）》（环办水体〔2023〕10 号）等标准文件中关于滨岸带生态用地占比、

自然岸线率指标的计算方式。

5.3.3 质量控制与保证

结合《全国生态状况调查评估技术规范——数据质量控制与集成》（HJ 1176—2021）和《遥感产品真实性检验导则》（GB/T 36296—2018）等标准相关要求，确定遥感影像预处理、水体提取、滨岸带生态空间管控范围、土地覆被与利用分类等环节质量控制措施与要求。

5.3.4 附录

《规范》共包括 5 个资料性附录。其中，附录 A 规定了归一化差异植被指数（NDVI）、归一化差异水体指数（NDWI）、改进归一化差异水体指数（MNDWI）和增强植被指数（EVI）等指数计算方法和确定图像分割阈值的最大类间方差法。

附录 B 规定了滨岸带生态空间管控范围矢量数据属性表字段名称、类型、长度等要求。

附录 C 规定了滨岸带土地覆被与利用类型名称及定义。

附录 D 规定了滨岸带土地覆被与利用矢量数据属性表字段名称、类型等要求。

附录 E 规定了滨岸带土地覆被与利用数据现场核查记录表需要填写的相关信息。

6 与开题报告的差异说明

当前标准的技术内容在开题报告的基础上，主要在标准名称、术语定义和关键技术细节等三个方面进行了调整和优化，使本标准更具严谨性和通用性，具体如下：

（1）调整标准名称

根据开题论证会专家意见，综合考虑标准的业务工作需求，标准名称由《河湖岸线遥感提取与分类技术指南》变更为《地表水滨岸带遥感监测技术规范》。

（2）细化术语和定义

充分调研国内外相关标准及相关文献，系统性地增补了标准中水淹频率、生态用地、滨岸带生态空间管控范围等关键术语的明确定义及参考依据，确保了术语使用的规范性、一致性和理论支撑的清晰性，从而显著提升标准文本的严谨程度和行业共识基础。

（3）完善遥感数据尺度

为明确遥感影像数据的选取原则，进一步细化了不同宽度水体适用的影像空间分辨率。综上所述，当前标准的技术内容在开题报告的基础上，更加聚焦业务化应用的可操作性、科学性和规范性，使其更为完善和实用。

7 标准实施建议

本标准首次建立了地表水滨岸带遥感监测的技术规范，填补了我国水生态环境监测技术体系在水生境监测方面的关键空白。其实施将有力推进国家地表水滨岸带监测工作的标准化，为河湖（库）滨岸带保护、栖息地物理生境保护修复和水生态安全监管提供科学依据，便于生态环境保护等相关部门使用。“十五五”全国水生态考核工作中缺少了重要生境监测指标，因此，本技术规范的发布将有力推动水生态环境监测评价指标体系构建。

本标准由生态环境部生态环境监测司、法规与标准司组织制订，由生态环境部卫星环境应用中心、中国环境科学研究院、生态环境部南京环境科学研究所、中国环境监测总站联合起草，由生态环境部解释，建议尽快采用本标准。

8 参考文献

- [1] U.S.Environmental Protection Agency.Federal water pollution control act[S].Washington DC:U.S. Environmental Protection Agency, 1972.
- [2] BARBOUR T M,GERRITSEN J,SNYDER D,et al.Rapid bioassessment protocols for use in wadeable streams and rivers[M]. Washington DC:U.S. Environmental Protection Agency, 1999.
- [3] FLOTEMERSCH J,STRIBLING J,PAUL M.Concepts and approaches for the bioassessment of non-wadeable streams and rivers[M].Washington DC:U.S. Environmental Protection Agency, 2006.
- [4] U.S. Environmental Protection Agency.National rivers and streams assessment 2013-2014:a collaborative survey[R].Washington DC:U.S. Environmental Protection Agency, 2020.
- [5] U.S. Environmental Protection Agency.National lakes assessment 2012:a collaborative survey of lakes in the United States[R].Washington DC:U.S. Environmental Protection Agency, 2016.
- [6] European Commission. Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy [S]// Off. J. Eur. Communities L327. Strasbourg: European Commission, 2000:1-72.
- [7] European Commission. Directive 2013/39/EU of the European parliament and of the council of 12 August 2013 amending directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy [S]// Off. J. Eur. Union L226. Strasbourg: European Commission, 2013:1-17.
- [8] RAVEN P J, FOX P, EVERARD M, et al. River habitat survey: A new system for classifying rivers according to their habitat quality [M]. Boon P J (Ed.). Freshwater quality: Defining the indefinable. Edinburgh: Stationery Office, 1996:215-234.
- [9] Environment Agency. River habitat survey in Britain and Ireland. Field survey guidance manual: 2003 version [M]. Bristol: Environment Agency, 2003:1-136.
- [10] LADSON A R, WHITE L J, DOOLAN J A, et al. Development and testing of an index of stream condition for waterway management in Australia[J]. Freshwater Biology, 1999,41(2):453-468.
- [11] Petersen R C. The RCE-A riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape[J]. Freshwater Biology, 1992,27(2):295-306.
- [12] KAMP U, BINDER W, HOLZL K. River habitat monitoring and assessment in Germany [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2007,127(1-3):209-226.

- [13] KAMP U, BOCK R, HÖLZL K. Assessment of river habitat in Brandenburg, Germany[J]. *Limnologica*, 2004,34(3):176-186.
- [14] TODD C, ROUX D. Design of an aquatic biomonitoring programme, using the South African River Health Programme as a Case Study [A]// First WARFSA/WaterNet Symposium: Sustainable Use of Water Resources [C]. Maputo, 2000:1-8.
- [15] 吴传庆, 殷守敬, 王楠, 等. 河流物理生境遥感监测研究与应用分析[J]. *环境监控与预警*, 2019, 11(5):28-32.
- [16] 杨胜天, 王雪蕾, 刘昌明, 等. 岸边带生态系统研究进展[J]. *环境科学学报*, 2007,27(6): 894-905.
- [17] 殷守敬, 吴传庆, 乐松, 等. 长江干流岸线类型遥感监测分析[J]. *人民长江*, 2020,51(11):16-21,120.
- [18] 刘录三, 黄国鲜, 王璠, 等. 长江流域水生态环境安全主要问题、形势与对策[J]. *环境科学研究*, 2020,33(5):1081-1090.
- [19] ZHANG Y,WANG X N,DING H Y,et al.Threshold responses in the taxonomic and functional structure of fish assemblages to land use and water quality:a case study from the Taizi River[J]. *Water*, 2019,11(4):661.
- [20] PARSONS M,THOMS M C,NORRIS R H. Development of a standardised approach to river habitat assessment in australia[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2004,98(1-3):109-130.
- [21] GONZALEZ M,TANAGO D,JALON D G D. Riparian Quality Index (RQI): A methodology for characterising and assessing the environmental conditions of riparian zones[J]. *Limnetica*, 2011,30(2):235-254.
- [22] ECOT JR,DICE JL,CELESTE LA A,et al. Riparian zone a-nalysis using riparian ,channel and environmental(RCE)inventory and water testing analysis in lun padidu river, lun padidu,malapatan, sarangani province, philippines[J]. *Aes Bioflux*, 2014,6(3):276-283.
- [23] 郑丙辉, 张远, 李英博. 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究[J]. *环境科学学报*, 2007,27(6):928-936.
- [24] 王建华, 田景汉, 吕宪国. 挠力河流域河流生境质量评价[J]. *生态学报*, 2008,30(2):481-486.
- [25] 陈森, 苏晓磊, 党成强, 等. 三峡水库河流生境评价指标体系构建及应用[J]. *生态学报*, 2017,37(24):8433-8444.
- [26] 金小伟, 王业耀, 王备新, 等. 我国流域水生态完整性评价方法构建[J]. *中国环境监测*, 2017,33(1):75-81.
- [27] 李鹏, 殷守敬, 崔希民, 等. 河流水生物理生境遥感评价模型与应用[J]. *灌溉排水学报*, 2017(5):90-95.
- [28] 彭文启. 河湖健康评估指标、标准与方法研究[J]. *中国水利水电科学研究院学报*, 2018,16(5):76-86,98.
- [29] 陈黎, 刘淑冰, 李万能. 无人机遥感在河流岸线资源监管中的应用[J]. *热带地理*,

- 2019,39(4):521-530.
- [30] 陈伟. 松辽流域河道岸线开发现状与保护对策[J]. 水利发展研究, 2015,15(2):50-52,93.
- [31] 屈明洋, 李严坤, 江明. 对松花江干流岸线控制线划定成果的研究——基于河道演变特性及河势稳定性分析[J]. 黑龙江水利科技, 2015,43(9):25-27.
- [32] 潘明强, 赵宁, 刘景涛. 黄河流域河道岸线功能区划分方法探讨[J]. 人民黄河, 2010,32(4):25-26.
- [33] 夏继红, 周子晔, 汪颖俊, 等. 河长制中的河流岸线规划与管理[J]. 水资源保护, 2017(05):42-45+89.
- [34] 蔡辉, 金照青. 太浦河水面和岸线利用遥感监测分析研究[J]. 水利信息化, 2015(3):42-45.
- [35] 马荣华, 杨桂山, 陈雯, 等. 长江江苏段岸线资源评价因子的定量分析与综合评价[J]. 自然资源学报, 2004,19(2):176-182.
- [36] 王浩, 徐新华, 付仰木, 等. 淮河流域河道(湖泊)岸线利用现状及管理对策[J]. 中国水利, 2010(2):32-34.
- [37] 张志荣. 处理好河道整治护岸工程与景观关系的几个关键环节[J]. 浙江水利科技, 2003(5):35-37.
- [38] 谭泽琼, 刘涛荣. 基于遥感的国内岸线提取研究进展[J]. 科技经济导刊, 2019,27(09):20-21.
- [39] 王传胜. 长江中下游干流岸线资源评价[M]. 气象出版社, 2010.
- [40] 黄家柱. 遥感与地理信息系统技术在长江下游江岸稳定性评价中的应用[J]. 地理科学, 1999,19(6):521-524.
- [41] 马荣华, 杨桂山, 朱红云, 等. 长江苏州段岸线资源利用遥感调查与 GIS 分析评价[J]. 自然资源学报, 2003,18(6):666-671.
- [42] 郭芸, 王宜怀, 刘纯平, 等. 基于主曲线的遥感图像河岸线提取[J]. 通信学报, 2016,37(11):80-89.
- [43] 王楠, 韩志龙, 周亚明, 等. 京津冀地区主要河流岸线类型遥感监测分析 [J]. 华中师范大学学报(自然科学版), 2024(6).
- [44] FAN Y, YU S, WANG J, et al. Changes of Inundation Frequency in the Yellow River Delta and Its Response to Wetland Vegetation [J]. Land, 2022,11(10):1647.
- [45] WANG Y. Advances in Remote Sensing of Flooding [J]. Water, 2015,7(11): 6404 - 6410.
- [46] ZOU Z, DONG J, MENARGUEZ M A, et al. Continued decrease of open surface water body area in Oklahoma during 1984–2015[J]. Science of the Total Environment, 2017,595(OCT.1):451-460.
- [47] SIPELGAS L, AAVASTE A, UIBOUPIN R. Mapping Flood Extent and Frequency from Sentinel-1 Imagery during the Extremely Warm Winter of 2020 in Boreal Floodplains and Forests[J]. Remote Sensing, 2021,13(23):4949.
- [48] 郝金虎, 韦玮, 李胜男, 等. 基于 GEE 平台的京津冀长时序水体时空格局及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2023,32(3):556-566.

- [49] 文可, 姚焕玫, 龚祝清, 等. 水淹频率变化对鄱阳湖增强型植被指数的影响[J]. 植物生态学报, 2022(002):046.
- [50] DONG X, HU C. A new method for describing the inundation status of floodplain wetland[J]. Ecological Indicators, 2021, 131(10):108144.
- [51] 谷娟, 秦怡, 王鑫, 等. 鄱阳湖水体淹没频率变化及其湿地植被的响应[J]. 生态学报, 2018,38(21):9.
- [52] 孙芳蒂, 马荣华. 鄱阳湖水文特征动态变化遥感监测[J]. 地理学报, 2020,75(3):544-557.
- [53] ZOU Z, XIAO X, DONG J, et al. Divergent trends of open-surface water body area in the contiguous United States from 1984 to 2016[J]. Proceedings of the National Academy of Sciences, 2018,115(15).
- [54] XIA H, ZHAO J, QIN Y, et al. Changes in water surface area during 1989–2017 in the Huai River Basin using Landsat data and Google Earth Engine[J]. Remote Sensing, 2019,11(15):1824.
- [55] BAILEY R G, ZOLTAI S C, WIKEN E B. Ecological regionalization in Canada and the United States[J]. Geoforum, 1985, 16(3): 265-275.
- [56] BAILEY R G. Suggested hierarchy of criteria for multi-scale ecosystem mapping[J]. Landscape & Urban Planning, 1987,14(4):313-319.
- [57] HILLS G A. Regional site research[J]. Forestry Chronicle, 1960(4):401-423.
- [58] BAILEY R G. Description of the Ecoregions of the United States[M]. Washington: US Department of Agriculture, 1980.
- [59] WIKEN E B, IRONSIDE G. The development of ecological (biophysical) land classification in Canada[J]. Landscape Planning, 1977,4:273-275.
- [60] WIKEN E B, TAYLOR D G. Land wildlife integration[M]. Ecological Land Classification Series No.11. Ottawa: Lands Directorate Environment Canada, 1979.
- [61] OMERNIK J M. Ecoregions of the conterminous United States[J]. Annals of the Association of American Geographers, 2010,77(1):118-125.
- [62] 董雅文, 周雯, 周岚, 等. 城市化地区生态防护研究——以江苏省、南京市为例[J]. 城市研究, 1999(2):8-10+12.
- [63] 岳健, 张雪梅. 关于我国土地利用分类问题的讨论[J]. 干旱区地理, 2003, 26(1):78-88.
- [64] 徐健, 周寅康, 金晓斌, 等. 基于生态保护对土地利用分类系统未利用地的探讨[J]. 资源科学, 2007,29(2):137-141.
- [65] 俞孔坚, 乔青, 李迪华, 等. 基于景观安全格局分析的生态用地研究——以北京市东三乡为例[J]. 应用生态学报, 2009(8):8.
- [66] 邓红兵, 陈春娣, 刘昕, 等. 区域生态用地的概念及分类[J]. 生态学报, 2009,29(3):6.
- [67] 韩学敏, 濮励杰, 朱明, 等. 环太湖地区有效生态用地面积的测算分析[J]. 中国农学通报, 2010(22):5.
- [68] 龙花楼, 刘永强, 李婷婷, 等. 生态用地分类初步研究[J]. 生态环境学报, 2015,24(1):1-7.

- [69] 喻锋, 李晓波, 张丽君, 等. 中国生态用地研究:内涵、分类与时空格局[J]. 生态学报, 2015,35(14):4931-4943.
- [70] 周朕, 蒙古军, 齐杨, 等. 中国生态用地重要性及其格局优化研究进展[J]. 生态学杂志, 2016,35(1):218-225.
- [71] 王静, 王雯, 祁元, 等. 中国生态用地分类体系及其 1996-2012 年时空分布[J]. 地理研究, 2017,36(3):18.
- [72] 高建, 李彤, 贾宝全, 等. 生态用地空间稳定性及其格局分析——以咸阳市为例[J]. 生态学报, 2022,42(23):9843-9856.
- [73] MC FEETERS S K. The use of the normalized difference water index (NDWI) in the delineation of open water features[J]. International Journal of Remote Sensing, 1996,17(7):1425-1432.
- [74] ZOU Z, DONG J, MENARGUEZ M A, et al. Continued decrease of open surface water body area in Oklahoma during 1984–2015[J]. Science of the Total Environment, 2017,595:451-460.
- [75] WANG C, JIANG W, DENG Y, et al. Long time series water extent analysis for SDG 6.6.1 based on the GEE platform: a case study of Dongting Lake[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2021:1-1.
- [76] XUE F, LIU Y, ZHANG Y, et al. Flood monitoring by integrating normalized difference flood index and probability distribution of water bodies[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2022,15:4170-4179.
- [77] WANG X, XIAO X, ZOU Z, et al. Gainers and losers of surface and terrestrial water resources in China during 1989–2016[J]. Nature Communications, 2020,11.
- [78] WANG Y, MA J, XIAO X, et al. Long-term dynamic of Poyang Lake surface water: a mapping work based on the Google Earth Engine cloud platform[J]. Remote Sensing, 2019,11(3):313.
- [79] RONNEBERGER O, FISCHER P, BROX T. U-Net: convolutional networks for biomedical image segmentation[C]//NAVAB N, HORNEGGER J, WELLS W, et al. Medical image computing and computer-assisted intervention – MICCAI 2015. Lecture notes in computer science, 9351. Cham: Springer, 2015.
- [80] SARWINDA D, PARADISA R H, BUSTAMAM A, et al. Deep learning in image classification using residual network (ResNet) variants for detection of colorectal cancer[J]. Procedia computer science, 2021,179:423-431.
- [81] CHEN L, PAPANDREOU G, KOKKINOS I, et al. DeepLab: semantic image segmentation with deep convolutional nets, atrous convolution, and fully connected CRFs[EB/OL]. arXiv, 2016. DOI: 10.48550/arXiv.1606.00915.