

《广东省湖库型饮用水水源地水生态健康
评价技术导则》
(征求意见稿) 编制说明

《广东省湖库型饮用水水源地水生态健康评价技术导则》

标准编制组

2022年7月

目 录

| | |
|-----------------------------|----|
| 一、项目背景 | 1 |
| 二、项目立项目的与意义 | 1 |
| 1. 管理需求 | 1 |
| 2. 饮用水水源地水生态健康现状 | 2 |
| (1) 饮用水水源地水生态健康面临的形势 | 2 |
| (2) 饮用水水源地水质现状 | 3 |
| (3) 饮用水水源地水华现状 | 6 |
| 三、工作过程 | 7 |
| 1. 前期工作基础 | 7 |
| 2. 工作过程 | 10 |
| 四、国内外相关标准现状 | 12 |
| 五、广东省湖库型饮用水水源地特征 | 14 |
| (1) 广东省湖库型饮用水水源地概况 | 14 |
| (2) 广东省湖库型饮用水水源地水生态现状 | 14 |
| 六、标准制定技术路线及实施方案 | 15 |
| 1. 制作目的 | 15 |
| 2. 编制原则 | 16 |
| 3. 编制方法 | 16 |
| 七、文件内容结构 | 18 |
| 八、主要技术内容及条文说明 | 18 |

| | |
|---------------------------|----|
| 1. 范围 | 18 |
| 2. 规范性引用文件 | 18 |
| 3. 术语和定义 | 18 |
| 4. 总体要求 | 19 |
| 5. 评价指标体系 | 19 |
| (1) 指标体系构建原则 | 20 |
| (2) 指标体系构建方法及指标体系框架 | 20 |
| (3) 指标层指标筛选方法及赋分标准 | 20 |
| 6. 湖库调查监测 | 37 |
| 7. 评价方法 | 37 |
| (1) 权重确定方法 | 37 |
| (2) 评价方法 | 40 |
| (3) 评价等级 | 40 |
| 九、应用案例 | 41 |
| (1) 生态水文 | 41 |
| (2) 水环境 | 42 |
| (3) 水生生物 | 43 |
| (4) 综合评价结果 | 44 |
| (5) 与河湖健康评价结果对比 | 44 |
| 参考文献 | 45 |

一、项目背景

饮用水水源地关乎群众饮水安全，其水质恶化和水生态失衡等问题日益突出，保障水生态健康迫在眉睫。我国《生活饮用水卫生标准》、《河湖健康评价技术导则》、《生态河湖状况评价规范》等相关标准，已不能满足我国饮用水更高层次的需要，现阶段缺乏系统性的水生态健康评估标准。本标准聚焦广东省河湖型饮用水水源地，为水生态健康评价提供技术标准，为广东省河湖生态系统保护与修复提供本底数据，为流域及各市、县水利、生态环境等主管部门开展供水安全管理、水源地保护、水资源开发利用、水源地安全保障达标建设、水源地规范化建设等工作提供技术支撑。

2021年4月，珠江水利委员会珠江水利科学研究院联合广东省科学院微生物研究所、广东省环境技术中心、广东省环境科学研究院等7家单位申请了《广东省湖库型饮用水水源地水生态安全评价技术导则》团体标准，于2021年7月由广东省环境科学学会正式立项。2021年10月经过专家咨询会讨论后，导则名称修改为《广东省湖库型饮用水水源地水生态健康评价技术导则》。

二、项目立项目的与意义

1. 管理需求

(1) 贯彻国家安全战略的科技支撑

2014年，习近平总书记在保障水安全重要讲话中指出我国目前面临的新老四大水问题是：水灾害频发、水资源短缺、水生态损害、水环境污染。水环境和水生态健康已成为国家水安全的重要组成部分。

2015年1月23日，中共中央政治局审议通过《国家安全战略纲要》，提出，“要做好各领域国家安全工作，大力推进国家安全各种保障能力建设，把法治贯穿于维护国家安全的全过程。”其中，保障水资源需求的供水安全、日益突出的水质安全及水生态健康联系紧密，缺一不可。

党的十九大《决胜全面建成小康社会 夺取新时代中国特色社会主义伟大胜利》（2017年10月18日）明确提出“建设生态文明是中华民族永续发展的千年大计。必须树立和践行绿水青山就是金山银山的理念，坚持节约资源和保护环境的基本国策，像对待生命一样对待生态环境，统筹山水林田湖草系统治理，实

行最严格的生态环境保护制度,形成绿色发展方式和生活方式,坚定走生产发展、生活富裕、生态良好的文明发展道路,建设美丽中国,为人民创造良好生产生活环境,为全球生态安全作出贡献。”

(2) 落实粤港澳大湾区水安全战略的技术支撑

粤港澳大湾区是我国开放程度最高、经济活力最强的区域之一,在国家发展大局中具有重要战略地位。2020年12月17日,水利部、粤港澳大湾区建设领导小组办公室联合印发《粤港澳大湾区水安全保障规划》,作为大湾区水安全保障的顶层设计,规划中对大湾区饮用水水源地供水安全提出了目标和任务。

(3) 落实十四五规划的重要部署

2021年3月12日,新华社授权发布《中华人民共和国国民经济和社会发展第十四个五年规划和2035年远景目标纲要》(以下简称《纲要》)中提出,将“生态环境持续改善,生态安全屏障更加牢固”作为“十四五”时期经济社会发展主要目标之一;坚持山水林田湖草系统治理,实施生物多样性保护重大工程,加强外来物种管控,强化河湖长制,加强大江大河和重要湖泊湿地生态保护治理;开展生态系统保护成效监测评估。

《广东省水生态环境保护“十四五”规划》对标美丽广东对水生态环境质量目标提出更高的要求,到2025年,全省水生态环境质量持续改善,饮用水水源安全保障水平进一步提升。

(4) 推动河湖长制工作的重要抓手

推行河长制是落实绿色发展理念、推进生态文明建设的内在要求,是解决我国复杂水问题、维护河湖健康生命的有效举措,是完善水治理体系、保障国家水安全的制度创新。推行河湖长制工作的重要一项任务为加强水环境治理,健全水环境风险评估排查、预警预报与响应机制。加强水环境治理,切实保障饮用水水源安全,开展饮用水水源规范化建设,依法清理饮用水水源保护区内违法建筑和排污口。

2. 饮用水水源地水生态健康现状

(1) 饮用水水源地水生态健康面临的形势

随着全球气候变化和人类活动对水资源的影响,水源地水质与生态健康问题

日益受到关注。目前，水源地仍面临严重的水生态健康威胁，如水质恶化、突发水污染事件、重金属超标、外来物种入侵等严重影响河湖重要水源地生态健康的问题。现有手段仅关注水文变化、常规水质指标，而忽略了重金属污染、生物多样性、外来生物入侵、人类活动干扰强度、潜在风险等重要内容，从而也造成河湖重要水源地生态健康本底状况不清、生态风险评估不足等基础性问题。

（2）饮用水水源地水质现状

① 全国集中式饮用水水源地现状

《关于通报全国集中式饮用水水源地环境保护专项行动进展情况的函》，2018年排查县级及以上饮用水水源地，发现环境问题6426个。水源保护区内存在的环境问题，主要包括：生活面源污染、工业企业排污、农业面源污染、旅游餐饮污染、交通穿越等项目，分别占问题总数的27%、16%、16%、14%、13%。

② 大湾区集中式饮用水水源地现状

粤港澳大湾区水源地水质情况：2016年至今，粤港澳大湾区内地城市74个城市集中式饮用水水源地，市级水源地除东莞东江南支流、中堂水道2个水源地2018年及2019年部分月份溶解氧超标外，其余均可达标，县级水源地水质保持100%达标；供港的东江水源地及供澳的竹仙洞水库水质保持100%达标，水质优良。

2016年至今，中营养状态湖库居多，占比达66%~91%，2016年~2020年，水库富营养化程度总体呈上升趋势。

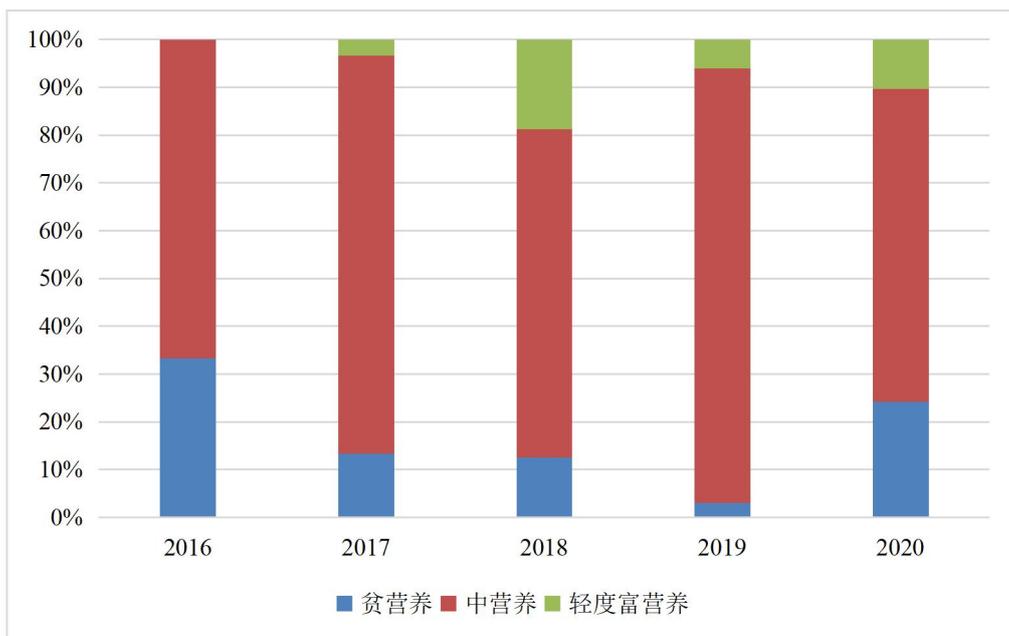


图 2.1-1 2016~2020 年湖库型水源地各营养状态占比

③ 广东省集中式饮用水水源地现状

全省共划定集中式饮用水水源保护区 1312 个，其中市级 128 个、县级 127 个、乡镇级 1057 个。按水源类型来分，河流型水源保护区 655 个、湖库型 601 个，地下水型 56 个。统计了 2016-2020 年县级以上集中式饮用水水源地达标率，至 2020 年县级及以上全部达标，见图 2.2.2-2~图 2.2.2-3。



图 2.1-2 全省县级及以上集中式饮用水水源地水质达标率变化趋势图

表 2.1-1 全省县级及以上集中式饮用水水源地达标率及水质类别占比情况表

| 水源地级别 | 年份 | 达标率 (%) | 水质类别占比 | | | |
|-------|----|---------|--------|-----|------|-----|
| | | | I类 | II类 | III类 | IV类 |
| | | | | | | |

| | | | | | | |
|----|-------|-------|-------|-------|-------|------|
| 市级 | 2016 | 98.7 | 4.3% | 68.6% | 27.0% | 0.1% |
| | 2017 | 100 | 5.6% | 72.3% | 22.1% | 0.0% |
| | 2018 | 97.5 | 7.9% | 61.9% | 29.7% | 0.5% |
| | 2019 | 97.5 | 5.9% | 67.2% | 26.5% | 0.4% |
| | 2020 | 100 | 8.7% | 72.3% | 19.0% | 0.0% |
| 县级 | 2016 | 97.5 | 6.0% | 75.4% | 18.0% | 0.6% |
| | 2017 | 100 | 12.5% | 66.1% | 21.4% | 0.0% |
| | 2018 | 100 | 12.5% | 67.3% | 20.2% | 0.0% |
| | 2019 | 100 | 12.8% | 65.5% | 21.7% | 0.0% |
| | 2020年 | 100 | 13.6% | 66.5% | 19.9% | 0.0% |
| 小计 | 2016 | 98.1 | 5.1% | 72.0% | 22.5% | 0.4% |
| | 2017 | 100.0 | 9.2% | 69.1% | 21.8% | 0.0% |
| | 2018 | 98.8 | 10.3% | 64.7% | 24.8% | 0.2% |
| | 2019 | 98.8 | 9.5% | 66.3% | 24.0% | 0.2% |
| | 2020 | 100 | 11.2% | 69.4% | 19.4% | 0.0% |

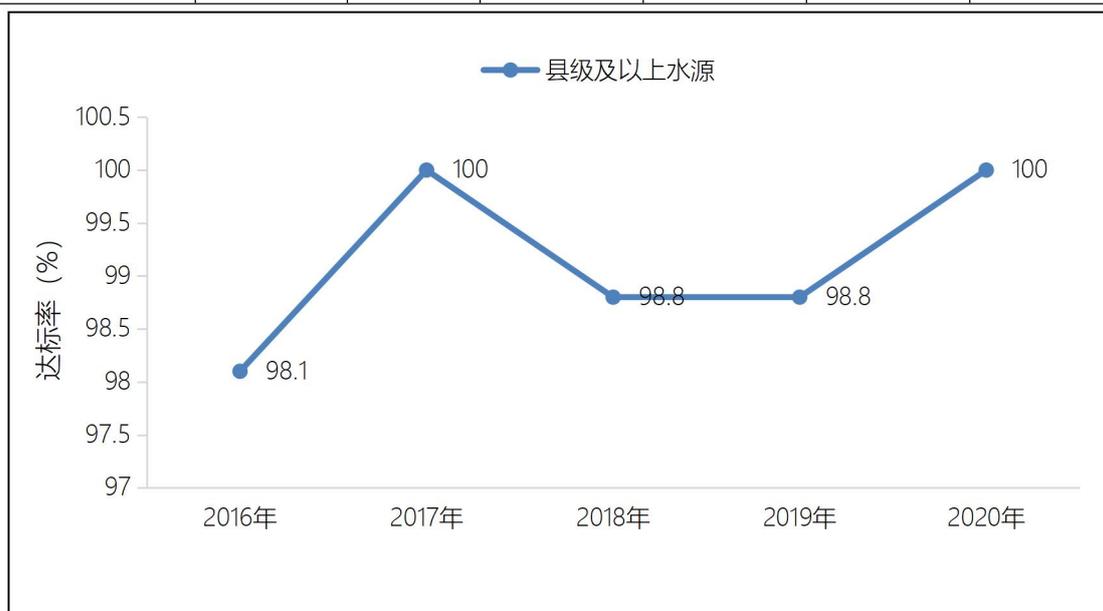


图 2.1-3 全省县级及以上集中式饮用水水源地水质达标率变化趋势图

根据 2020 年第 4 季《广东省水库营养状态与藻类水华监测评价报告》，对全省 160 座水库（含大型 39 座、中型 99 座、小型 22 座）的营养状态、藻类水华及微囊藻毒素状况进行了监测，监测水库数量较去年增加 10 座。监测水库地域分布情况：珠江三角洲 54 座、粤西沿海诸河 24 座、粤东沿海诸河 22 座、北江流域 23 座、东江流域 13 座、西江流域 13 座、韩江流域 11 座。监测的 160 座水库覆盖全省所有大型水库，也覆盖我省国家重要饮用水水源地名录和地表水国家重点水质站名录中所有水库。

160 座监测水库营养状态指数(EI)值范围为 31.6~64.6，均值为 43.8。27 座水库（占比 16.9%）达到富营养状态($EI > 50$)，其余 133 座水库（占比 83.1%）处于中营养状态 ($20 < EI \leq 50$)，无贫营养状态($EI \leq 20$)水库。第 4 季度全省水库达富营养水平的比例略低于上年同期值(17.3%)，较明显低于近 5 年同期均值(20.0%)。

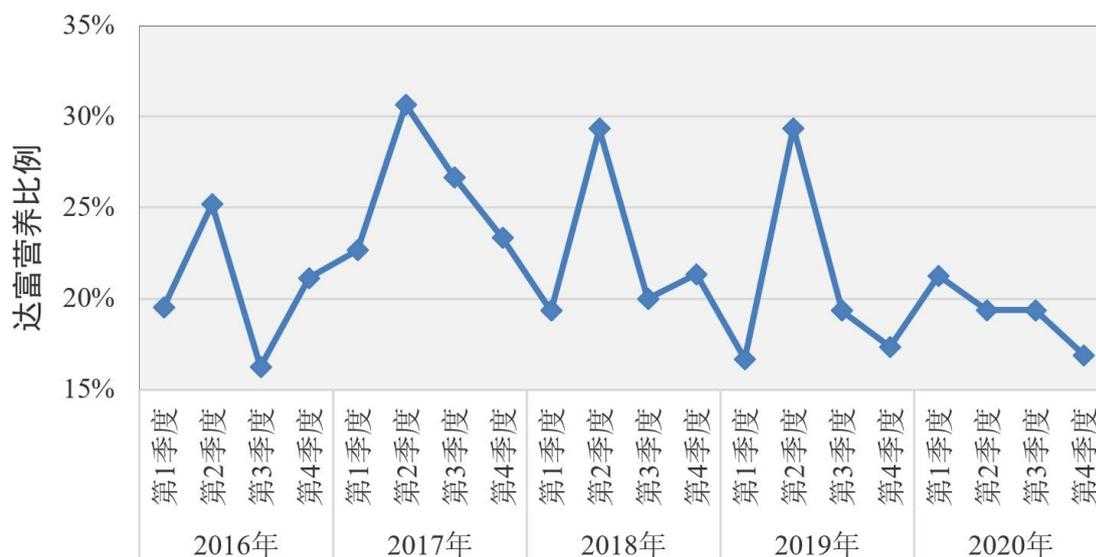


图 2.2-1 2016-2020 年全省水库达富营养水平比例图

(3) 饮用水水源地水华现状

水体富营养化与淡水藻华（水华）是全球普遍现象，我国是一个高氮磷投入的国家，在人类活动和全球气候变化背景条件下，河流湖库富营养化问题日益突出。富营养化的水体中，在合适的气象水文条件下容易产生水华，优势藻类爆发性繁殖，致使水质恶化、缺氧、产生腥臭等异味物质，甚至产生藻毒素并通过食物链对人畜和水生生物造成毒害、影响城市供水和饮用水安全。根据陈能汪对我国近 30 年来水华事件文献资料统计研究，按发生频率统计，约 77%的水华发生在湖泊，河流库区水华占 23%。水华发生时间集中在 3-9 月份，主要原因在于水温较高有利于藻类进行光合作用。

我国湖库水华频频爆发，以重点研究流域太湖为例。众所周知，2007 年 5 月太湖爆发了有史以来规模最大的蓝藻水华事件，造成无锡全城自来水污染，生活用水和饮用水严重短缺，超市、商店里的桶装水被抢购一空。该事件造成了严重的供水危机，引起国内外的高度关注，也敲响了饮用水安全的警钟。

水源水库的主要功能是供水，此外还兼有防洪、灌溉、发电等功能。随着中国经济建设的飞速发展，众多水源水体水华的频繁爆发，导致水源水库水质安全问题日益突出，同时也造成居民的健康和财产损失。目前广东高州水库、南水水库、鹤地水库等水源水体均发生过藻类水华现象。开展湖库型饮用水水源地水生态健康评价导则的编制工作，及时提出有效的预警和管理措施，为保护水生态健康、保障饮用水源安全提供技术支撑。

三、工作过程

1. 前期工作基础

目前已经开展的工作有肇庆九坑河水库，从化流溪河水库、茂墩水库，河源新丰江水库，江西太湖水库、九曲湾水库和斗晏水库。

珠科院近40年来在珠江流域开展了大量的流域治理、开发、保护等方面科研工作，承担了几百项珠江流域内的各类规划、咨询、评估等科研项目，并参与了珠江流域干流以及重要支流上绝大部分大中型水电工程的论证评估工作，积累了丰富的水文水资源、水环境、水生态、水工程等方面的基础资料。主持或参与编制完成《珠江流域综合规划》、《珠江河口综合治理规划》、《绿色珠江建设规划》、《珠江-西江经济带岸线管理利用规划》、《珠江-西江经济带取排水口、应急水源规划》、《西江黄金水道防洪影响策略研究》、《珠江流域采砂规划》、《珠江流域水资源多目标调度技术与应用》、《西江干流鱼类繁殖期水量调度》、《中国典型河口动力沉积地貌本底数据调查》、《广东省淡水资源科学考察》、《珠江河口滩涂保护研究》等项目，基本掌握了西江流域水资源、水环境、水工程基础状况。2016-2020年，连续五年牵头承担水利部《西江干流鱼类繁殖期水量调度实施方案及试验研究》项目，联合水利部珠江水利委员会水文局、水利部中科院水生态工程研究所等多家单位持续开展了西江干流和重要支流的水资源、水环境、水生态监测。5年来的监测涵盖水生态全要素：水文水动力、水资源、水环境、水生生物（浮游植物、浮游动物、大型底栖无脊椎动物、鱼类早期资源、鱼类）产卵场特征（流场、泡漩水域、植被覆被、土壤基质及底质构成等）；覆盖西江全流域：西江干流及重要支流（即干流红水河、黔江、浔江和西江，支流郁江、柳江、桂江和贺江）；采用监测全手段：西江干流监测采用了常规生态调

查手段和最新监测方法，既包括鱼类早期样品采集、鱼类渔获物调查，又包括浮游植物、浮游动物、大型底栖无脊椎动物、虾蟹早期资源，也包括鱼类声学探测、产卵场“天地一体化”遥感观测。

广东省科学院微生物研究所是华南地区水生态环境保护的重要科研机构，是华南应用微生物国家重点实验室、广东省菌种保藏与应用重点实验室、广东省环境保护微生物与区域生态安全重点实验室等国家和省部级科研平台的依托单位。广东省科学院微生物研究所环境微生物研究发展中心长期从事环境有机污染治理机理及应用研究，在有机污染物降解功能微生物的分离选育、微生物降解转化机理、厌氧呼吸机制、有机污染治理新技术和环境生态安全控制等方面开展了大量研究工作，取得了一系列研究成果，并在理论研究的基础上，为区域生态安全评价开展标准制定工作，其中主持编制相关标准6项，参与编制标准10项。（1）积累了丰富的污染环境微生物生态学研究经验。广东省科学院微生物研究所长期从事与水环境微生物与污染治理相关的研究，建立了水环境小型模拟系统、微生物生态功能研究平台、微生物呼吸活性定量分析方法、功能微生物可视化追踪技术等研究水环境微生物生理生态学机理的方法体系，揭示了环境污染与关键功能微生物的消长及活性变化规律，在环境污染微生物生态学研究方面的工作积累为本标准研究环境与微生物的关系提供了方法和技术上的保障。（2）拥有国际前沿的生态毒理分析检测平台与创新团队，广东省科学院微生物研究所的生态毒理与环境安全实验室长期从事化学品生态毒理与环境风险评估研究及应用。已建成符合OECD(经济合作与发展组织)和中国国家认证认可监督管理委员会(CNCA)良好实验室规范(Good Laboratory Practice, GLP)的生态环境安全评估测试平台。自2008年始承担全国危险化学品管理标准化技术委员会化学品毒性检测分委会(TC251/SC1)联合秘书处，主持或参与16项生态毒理国家标准。依托建立于申报单位的环保部化学品合格测试实验室、国家认监委认可的生态毒理与环境安全GLP实验室、以及广州化学品生态环境安全评价服务中心，在污染物生态毒理测试技术、环境风险评估技术、有毒有害物质的监测分析-迁移转化规律-安全评价-风险消减技术等多领域形成了研究优势和特色。该研究团队于2011-2014年承担并完成了环保部重大国际合作项目“防污漆活性物质环境风险评估机构能力建设子项目”与“活性物质基础性质测试子项目”，于2013-2016年承担了广东省海

洋经济创新发展区域示范专项项目，建立了水生生物生长、死亡、活动抑制等急性毒性测试技术和发育、繁殖等慢性毒性测试技术，以及生物降解和生物富集性测试技术，并初步构建了环境风险评估技术体系。为评估和管控化学物质环境风险、推动环境风险管控、维护公众健康提供了重要科技支撑，保障本标准关于生态安全评估方法制定的可行性。

广东省环境科学研究院是广东省生态环境厅下属的登记类事业单位，作为省生态环境厅的核心智库，目前已发展成为开展区域可持续发展战略、生态环境规划、生态环境政策、生态环境标准等研究，为解决区域重大生态环境问题提供生态环境风险、生态环境工程、生态环境检测和生态环境大数据研究等技术服务于一体的综合性研发机构。拥有广东省环境管理标准化委员会、广东省区域大气环境质量科学研究中心、广州中英低碳合作研究中心等多个区域性环境研究与技术服务平台。拥有工程咨询（甲级）、环境工程设计（乙级）、环境检测实验室CMA计量认证、环境损害鉴定评估、环境技术评估（ETV）、清洁生产审核等多项业务资质。近年来，先后承担完成了约300项国家级、省部级重要科研项目及环保规划、环境标准等的研究编制。获得科技成果奖励16项，其中省科学技术进步三等奖3项，省环境保护科学技术一等奖6项，全国优秀工程咨询成果一等奖2项；获得（受理）科技专利26项。近年来开展了多项水源地环境状况调查评估、饮用水源保护区划分技术研究、饮用水源环境监管对策研究等课题，系统掌握了全省河湖型水源地分布现状、基础环境状况、保护和管理现状，熟悉饮用水源地水质保护、水质监测、水质污染事故应急、水源监督管理等相关要求；承担了《广东省水生态环境保护“十四五”规划》及佛山、梅州等多个地市水生态环境保护“十四五”规划编制工作，较全面掌握了全省水系情况、各流域水质现状及水生态保护现状；开展了《中山市良好水体生态安全评估及生态环境保护方案研究》、《惠州市西枝江水系生态健康评估》等多项水生态调查评估项目，在水生态调查、水生态综合评价体系构建等方面具有丰富的经验。

本文件参编单位多年来具有丰富的工作基础，2021年珠江水利科学研究院正在参与的河湖健康评价工作，掌握了广州市湖库型饮用水水源地基础数据；广东省环境科学研究院正在开展的广东省典型湖库水生态调查与评价工作，对广东省湖库有了更加深入的研判。

2. 工作过程

(1) 预研阶段

2019年6月，由广东省微生物研究所牵头，生态环境部华南科学研究所、珠江水利委员会珠江水利科学研究院、广东工业大学和广州市自来水有限公司等7家单位共同申报的广东省重点领域研发计划“污染防治与修复”重点专项“珠江流域饮用水水源地水生态保护与修复关键技术及应用”项目获得广东省科学技术厅立项，下达任务书。该项目其中一项研究技术为“基于多营养级生态毒理的水生态安全评价技术”，针对饮用水微量污染的环境，整合项目组已建立的生物体外化合物清除评价技术、微生物功能基因组评估技术、绿藻和大型溞毒理评估技术，集成“体外生化反应-微生物-绿藻-大型溞-底栖动物”多层级水生态安全评估体系，对饮用水水源地进行系统的水生态健康评估，建立基于多营养级生态毒理的水生态安全评估模型，形成系统、综合的水生态安全与健康评估技术体系。

2019年11月19日，由广东省微生物研究所主办的广东省重点领域研发计划“污染防治与修复”重点专项“珠江流域饮用水水源地水生态保护与修复关键技术及应用”项目启动会在广州召开。中国工程院院士、广东省微生物研究所名誉所长吴清平，中国工程院院士、中国环境科学院吴丰昌，项目技术指导专家、华南应用微生物国家重点实验室主任郭俊研究员，上海交通大学教授何义亮以及项目管理部门广东省科技厅社会发展处副处长班武，广东省科学院副院长周舟宇等领导和专家参会。

2019年11月~2020年12月，“珠江流域饮用水水源地水生态保护与修复关键技术及应用”课题组在已有研究的基础上，通过实地采样结合实验室分析开展了广东省饮用水水源地生态安全评估技术的研究。

2021年1月，依托广东省重点领域研发计划“污染防治与修复”重点专项“珠江流域饮用水水源地水生态保护与修复关键技术及应用”，成立了《广东省重要河湖型饮用水水源地水生态多营养级毒理学安全评价技术导则》编制组。

2021年1月~2021年2月，编制组研判了国家安全战略需求、十四五规划的目标以及河湖管理的技术需要等，分析判断我国饮用水水源地水生态安全面临的形势，聚焦广东省湖库型饮用水水源地水生态安全面临的形势，结合项目前期研究识别问题。收集整理了国内相关水生态方面的标准、规范、指南、导则等资料，

为全面分析研究广东省湖库型饮用水水源地水生态安全评价技术提供必要的基础。此外，编制组到省内外对典型湖库进行水生态调研，并补充了必要的监测。

2021年2月~2021年4月，编制组多次召开内部讨论会，编写完成《广东省重要河湖型饮用水水源地水生态多营养级毒理学安全评价技术导则》初稿和《广东省环境科学学会标准制修订立项申请表》，于2021年4月按照广东省环境科学学会《广东省环境科学学会标准管理办法（试行）》要求提交了立项申请材料。

（2）立项阶段

2021年6月18日，广东省环境科学学会在广州市组织召开团体标准“广东省重要河湖型饮用水水源地水生态多营养级毒理学安全评价技术导则”立项论证会。专家组听取了标准起草单位的汇报，审阅了相关资料，经认真讨论，给出了同意立项的结论。会后，按照专家组意见聚焦广东省湖库型饮用水水源地水生态安全，将标准名称修改为“广东省湖库型饮用水水源地水生态安全评价技术导则”。

2021年7月2日广东省环境科学学会印发了“广东省环境科学学会关于《广东省入河排污口设置论证技术规范》等2项团体标准项目立项的通知”（粤环学函〔2021〕9号），《广东省湖库型饮用水水源地水生态安全评价技术导则》正式立项。

（3）起草阶段

自立项后，导则编制组开始起草导则草案，并于2021年10月完成了基本草案编制。广东省环境科学学会于2021年10月25日邀请了五名专家召开了《广东省湖库型饮用水水源地水生态安全评价技术导则（初稿）》的专家咨询会，与会专家经讨论形成了咨询会意见，并提出导则应为健康评价技术导则。会后，按照专家意见将导则名称修改为《广东省湖库型饮用水水源地水生态健康评价技术导则》，并进一步完善了相关内容。

（4）征求意见阶段

2021年12月~2022年4月，编制组完成了《广东省湖库型饮用水水源地水生态健康评价技术导则》草案的编制工作，并形成了征求意见稿。

四、国内外相关标准现状

现行的国内外饮用水水源地评价标准及方法各有所侧重，欧盟国家主要结合水质评价和生态风险等级综合评价水源地的安全状况，如美国颁布的《清洁水法》、加拿大环境部长理事会规定采用水质指数法综合评价水源地水质。欧盟《水框架协议》将水域保护与污染控制紧密结合，涉及地表水、地下水、港湾和沿海水域，如水量问题，规定每个流域建立起来的措施方案必须以保证地下水的抽取和补给平衡为目标，在水生态系统的评价方面，强调必须清楚地验证水中健康的动植物群体是否存在。澳大利亚综合了 WHO、EEC 和 USEPA 三大标准，在确定指标值时，考虑了所有项目可能对健康、设备管道的影响，还考虑了人们感官上的要求。目前我国以《生活饮用水水源水质标准》(CJ 3020)、《地表水环境质量标准》(GB 3838)和《地下水质量标准》(GB 14848)作为我国的饮用水水源地水质标准，主要采用单因子评价法评价水源地水质状况。我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749)中将细菌、藻类含量作为限定指标评价水质达标情况，对此我国地方饮用水水源地评价标准，如《河湖健康评估技术导则》(SL/T 793-2020)、《河湖健康评价指南(试行)》(水利部河湖司，2020年8月)、《生态河湖状况评价规范》(江苏省地方标准 DB32)、《广东省江河湖库水生态环境调查与快速评价技术指引(征求意见稿)》，将饮用水水源地水体中细菌、藻类的丰度纳入饮用水水源地的评价体系，单一评价饮用水水源地水体状况。

国内外学者对江河湖库生态安全评估与调查开展了相关研究，如王备新等应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价了溪流健康，王业耀等总结了河流水生态环境质量评价方法研究与应用进展，龙颖贤等对标国际研究提出了粤港澳大湾区饮用水水源安全保障对策，吴爱琴等针对山东省水源地的水质与生态安全开展了研究，权浩渤(2019)针对刘家峡水库生态安全进行了调查与评估研究，为江河湖库生态系统实施生态安全管理的重要基础。在水利行业，2010年10月，水利部水资源司、河湖健康评估全国技术工作组编写印发《全国河湖健康评估技术文件—河流健康评估指标、标准与方法(试点工作用)》，推荐给全国各流域及各省(市、自治区)试点使用；2020年6月，水利部印发《河湖健康评价技术导则》(SL/T 793-2020)，并于当年9月5日正式实施；2020年8月，水利部河湖管理司组织

南京水利科学研究所、中国水利水电科学研究所编写发布了《河湖健康技术指南（试行）》，并通知各地采用。在生态环境行业，2012年中国环境科学研究所编写了《湖泊生态安全调查与评估》，2016年编写了《湖泊生态安全保障策略》，为湖泊生态健康提供技术支撑；2014年12月，原环境保护部组织编制了《湖泊生态安全调查与评估技术指南（试行）》等七项技术指南，其中包括《湖泊生态安全调查与评估技术指南（试行）》。

主要相关标准主要指标内容及侧重点见表 4.1-1。

然而，现阶段关于水生态健康评估的方法缺乏系统性，未将江河湖库水生态系统作为有机整体进行考虑。主要采用单因子评价，缺少从个体到群落、低营养级到高营养级多营养级的系统评价。本导则聚焦湖库型饮用水水源地水生态健康评价，为广东省湖库型饮用水水源地水生态健康提供精准评价依据。

表 4.1-1 主要相关标准主要指标内容及侧重点分析表

| 序号 | 标准名称 | 主要指标内容及侧重点 |
|----|------------------------------|---|
| 1 | 《生活饮用水水源水质标准》（CJ 3020） | 内容：共计 34 项常规水质指标； 侧重点：常规水质指标； |
| 2 | 全国重要饮用水水源地安全保障评估指南 | 内容：水量保障、水质保障、监控保障、管理保障； 侧重点：水量指标、常规水质指标、监控管理； |
| 3 | HJ773 集中式饮用水水源地规范化建设环境保护技术要求 | 内容：饮用水水源水量与水质、饮用水水源保护区建设与保护区整治、监控能力、风险防控能力与应急能力、管理措施； 侧重点：水量、常规水质指标、饮用水水源地风险应急、管理等； |
| 4 | SL/T 793 河湖健康评估技术导则 | 内容：水文、物理结构、化学、生物、社会服务功能； 侧重点：生物完整性侧重单个物种，未考虑多营养级；化学完整性侧重常规水质指标； |
| 5 | 《河湖健康技术指南（试行）》 | 内容：从“盆”、“水”、生物、社会服务功能 4 个准则层分别构建了河流（19 个指标）和湖泊（20 个指标）两套指标； 侧重点：河湖自身和社会服务功能健康，未考虑多营养级；化学完整性侧重常规水质指标； |
| 6 | 饮用水水源地安全评价技术导则 | 内容：水量、一般污染物监测、湖泊水库的富营养状态、地下水、城市饮用水安全等； 侧重点：水量、常规水质指标； |
| 7 | 《生活饮用水卫生标准》（GB5749-2006） | 内容：将细菌、藻类含量作为限定指标评价水生态安全达标； 侧重点：单一评价饮用水水源地水体状况； |
| 8 | 湖泊生态安全调查与评 | 内容：从社会经济影响、水生态健康、生态服务功能、调 |

| 序号 | 标准名称 | 主要指标内容及侧重点 |
|----|-------|--|
| | 估技术指南 | 控管理 4 个方面设置 1 个目标层、4 个方案层、18 个因素层指标和 44 个指标层指标，反映湖泊生态安全； 侧重点：把湖泊水生态系统看作是自然—社会—经济复合生态系统的有机组成部分，从整体上选取指标对其健康状况进行综合评估。 |

五、广东省湖库型饮用水水源地特征

(1) 广东省湖库型饮用水水源地概况

2020 年全省共 160 座饮用型湖库（含大型 39 座、中型 99 座、小型 22 座）。其中，珠江三角洲 54 座、粤西沿海诸河 24 座、粤东沿海诸河 22 座、北江流域 23 座、东江流域 13 座、西江流域 13 座、韩江流域 11 座。

(2) 广东省湖库型饮用水水源地水生态现状

2000 年广东省 6 个流域 19 座大中型供水水库大多处于中营养水平，2019~2020 年的监测数据表明，广东省 160 座水库（含大型 39 座、中型 99 座、小型 22 座）全部处于中营养和富营养状态，无贫营养状态水库。其中处于富营养状态的水库占比为 21.3%~29.3%（营养状态指数 $EI > 50$ ），处于中营养状态的水库占比为 70.7%~78.7%（ $20 < EI \leq 50$ ）。大、中、小型水库达富营养水平的比例分别为 10.3%、15.2%、36.4%，小型水库达富营养水平比例明显高于大中型水库。发生藻类水华水库数目占监测水库的 28.0%~30.0%，90%以上为蓝藻水华，其次为绿藻水华，偶见甲藻和硅藻水华。可见，全国范围内各类型水库广泛存在水生态系统退化、水体富营养化、藻类水华频发的现象且呈上升趋势，严重影响了水库水质及生态功能。

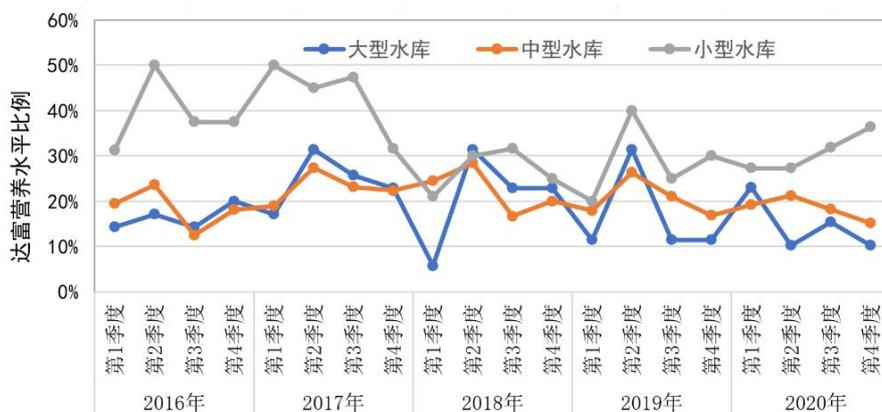


表 5.1-1 2016-2020 年广东省各类型水库达富营养水平比例

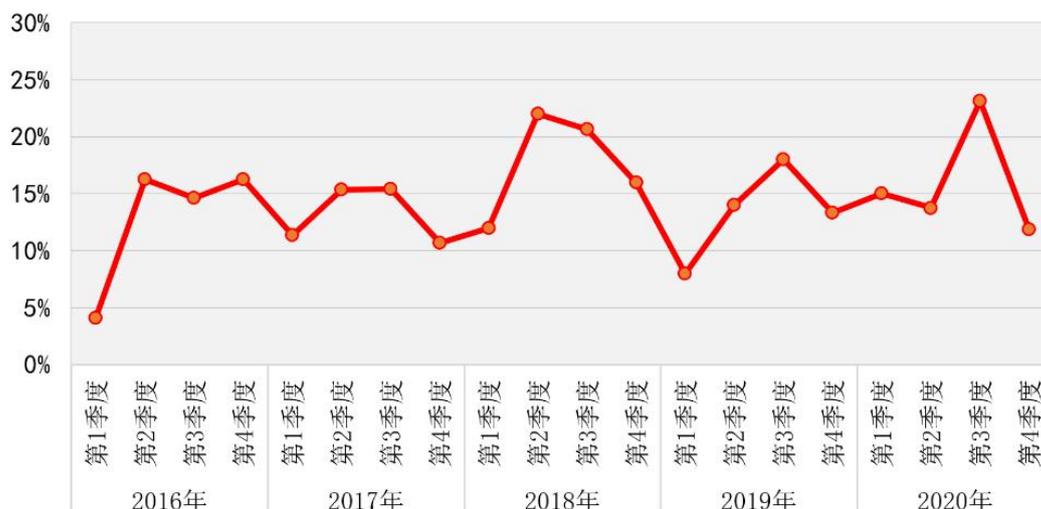


图 5.1-2 2016-2020 年广东省水库发生藻类水华比例

另外，2020 年 4 个季度，全省 160 座监测水库的微囊藻毒素浓度多数低于 0.5 $\mu\text{g/L}$ ，均未超过国家《生活饮用水卫生标准》(GB5749-2006)规定的限值 1 $\mu\text{g/L}$ 。

六、标准制定技术路线及实施方案

1. 制作目的

饮用水水源地关乎群众饮水安全，其水质恶化和水生态失衡等问题日益突出，保障水生态健康迫在眉睫。本标准的制定是贯彻国家生态文明建设和安全战略部署；积极响应习总书记建设“造福人民的幸福河”的伟大号召，落实“十四五”规划重要目标；积极应对复杂多变环境下水源地供水安全。

湖库生态系统处于动态平衡状态，过度外界干扰将导致湖库水质恶化、威胁水源地供水安全。目前已开展的相关基础调查与评估较少或不能涵盖水生态健康方面，缺少湖库型饮用水水源地生态健康评价，缺乏从多营养级多水平及多层次系统评价；缺少饮用水水源地水生态本底的高质量数据，对水源地水生态保护与修复无法形成有效的基础支撑，更无法满足新时代新发展阶段的对水的要求。

本标准聚焦广东省河湖型饮用水水源地多营养级水生态健康分析和评价，其获取的高质量数据，可以直接为珠江流域及广东省生态环境等主管部门开展水质保障、水生态修复、水源地保护等工作提供依据，推进水源地规范化建设、水生态保护与修复，进一步促进广东省供水安全保障水平的提升。

2. 编制原则

(1) 科学性原则

评价指标涵盖生态水文、常规水生生物、多营养级指标，设置合理，能全面反映综合目标各方面要求的特征指标，体现普适性与区域差异性，评价方法、程序正确，基础数据来源客观、真实，评价结果准确反映湖库型饮用水水源地水生态健康状况。

(2) 整体性原则

评价指标体系集成“体外生化反应-微生物-藻类-底栖动物”多营养级，从时间、空间尺度上反映链式效应和累积效应，开展评价应考虑区域的整体性和长期性，形成定期评价机制，为湖库型饮用水水源地水生态健康及时诊断。

(3) 实用性原则

评价指标体系符合广东省湖库型饮用水水源地实际，评价结果聚焦生态水文、水环境以及水生生物多营养级视角下水生态健康状况，客观反映湖库型饮用水水源地水生态健康程度，为各级管理部门履行湖库型饮用水水源地管理保护职责提供技术支撑。

(4) 可操作性原则

评价应根据确定的指标，搜集相关基础资料，并对资料进行复核。当基础资料不满足评价要求时，应通过专项调查或专项监测予以补齐。按照易获取、可监测的原则，相应的增加评价要素和评价指标，以满足不同湖库型饮用水水源地水生态健康的差异化评价。

3. 编制方法

立足已有工作研究基础，自上而下研判新时代水生态发展的新战略、新要求、新目标，识别当前饮用水水源地水生态健康面临的新形势以及广东省饮用水水源地实际，分析现行相关标准的主要内容和侧重点，甄别短板，研究本导则制定的必要性。分析广东省河湖型饮用水水源地特点、面临的水生态健康问题。查找文献广泛吸纳国内外已有相关指标和充分结合广东省河湖型饮用水水源地特征，考虑从低营养级到高营养级，从个体到群落，集成“微生物-藻类-底栖动物-鱼类”等多营养级水生生物评估技术，构建多层次生态系统评价体系，通过实际案例调

查监测对指标个体进行验证，再通过案例对整个评价体系验证，最终形成科学、合理、可行的评价体系，形成《广东省河湖型饮用水水源地水健康评价导则》草案，征求相关部门意见，咨询论证，不断修改和完善导则，最终经主管部门印发。

本导则技术路线见图 6.3-1。

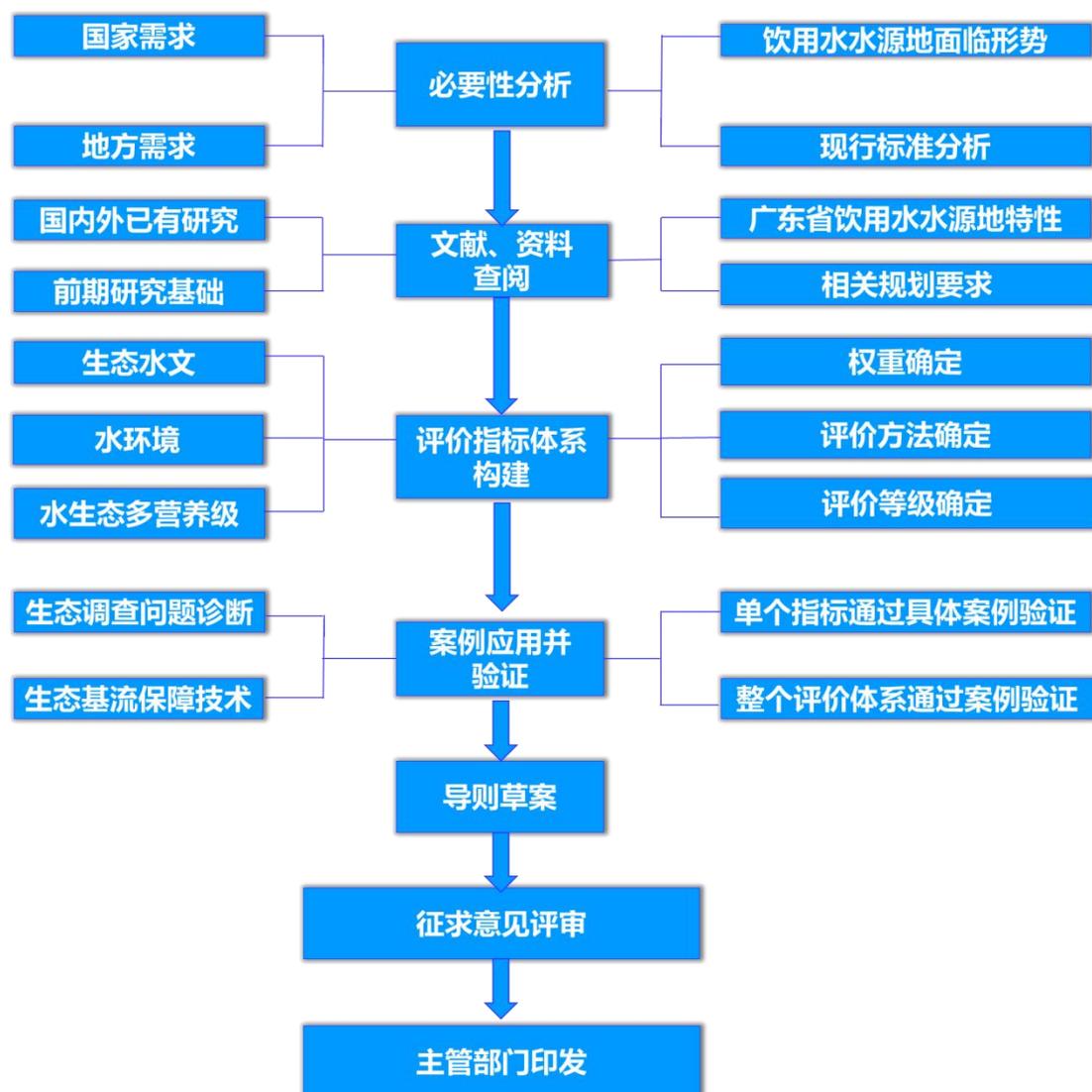


表 6.3-1 技术路线图

七、文件内容结构

- 1 范围**
- 2 规范性引用文件**
- 3 术语和定义**
- 4 总体要求**
- 5 评价指标体系**
- 6 湖库调查监测**
- 7 评价方法**

八、主要技术内容及条文说明

1. 范围

本文件规定了广东省湖库型饮用水水源地水生态健康评价指标体系、评价方法、评价指标计算方法和评价标准、水生态健康等级等内容。

本文件适用于广东省湖泊（水库）型饮用水水源地的水生态健康评价。

2. 规范性引用文件

本部分为水生态调查监测及评价所需要遵循的相关标准和文件。这些标准和文件的有关条文将成为本标准的组成部分。

3. 术语和定义

本部分为执行本文件制定的专门的术语和对容易引起歧义的名词进行的定义。

表 3.1-1 术语和定义来源

| 术语 | 定义来源 |
|------------------|--|
| 3.1 营养级 | 生物在生态系统食物链中所处的层次。生态系统的食物能流通过程中，按食物链环节所处位置而划分不同的等级。自养生物所固定的能量和合成的有机物质是生态系统中最初有机营养源，称为初级生产。沿着食物链，这些能量和营养逐级传递。在食物链中距离初级生产距离相等的不同物种的组合称为生态系统该距离级别的营养级。 |
| 3.2 最低生态水位 | 为保证湖库生态服务功能，用以维持或恢复湖库生态系统基本结构与功能所需的最低水位。 |
| 3.3 湖（库）水交换能力 | 年度湖（库）水交换率与多年平均湖（库）水交换率的百分比。 |
| 3.4 有毒污染物 | 引自《城市饮用水水源地安全状况评价技术细则》 |
| 3.5 群落特征指数 | 体现水生生物群落结构的综合性指数。运用科学合理的方法，综合涵盖了丰富度指数、多样性指数和均匀度指数三个传统且被广泛运用的指标。 |
| 3.6 特有性或指示性鱼类保存率 | 以历史水平数据为基准，通过计算得到的水源地中特有性、指示性鱼类以及珍稀濒危鱼类的保存率。 |
| 3.7 外来物种入侵率 | 指在当地生存繁殖，对当地生态或者经济构成破坏的外来物种的入侵情况。 |

4. 总体要求

4.1 本条明确了评价原则。

4.2 本条明确了评价流程，包括技术准备、调查监测及赋分评价。

5. 评价指标体系

5.1 本条提出了评价指标。

5.2 本条明确了指标评价方法及赋分标准。

说明：本节下述内容为指标选择的依据和赋分的依据。

综合已有研究，结合广东省湖库型饮用水水源地实际，拟从湖库自身生态系统安全为基点，突出生态系统物质循环、能量流动、信息传递之间的相互作用、相互制约、动态平衡，考虑从低营养级到高营养级，从个体到群落，集成“微生物-藻类-底栖动物-鱼类”等多营养级水生生物生态评估技术，构建多层次生态系统食物链评价。通过生态水文、水环境和水生态多营养级三个层面综合表征湖库的水生态健康状态。

(1) 指标体系构建原则

目标明确，科学合理。建立指标体系的关键在于确定具有典型代表意义，能全面反映综合目标各方面要求的特征指标。评价指标的选择，要建立在科学理论及实践的基础上。指标的设置和结构必须科学合理，逻辑结构严密，客观、真实地反映湖库情况，度量其基本特征。

综合全面，个性差异。涉及各方面因子较多，必须在充分研究目的与目标相互关系的基础上，选取信息量大、综合性强，具代表性的指标，既能够综合反映系统的主要性状，各指标又各自独立，互不干扰。

定性定量，可行可达。指标体系应以定量为主，定性为辅，对易于获得的指标应尽可能通过量化指标来反映，不能量化的指标可通过定性描述来反映。

(2) 指标体系构建方法及指标体系框架

本着结构简单明了，便于对各种形式的指标进行补充、调整，扩展指标体系，本次建立的评价指标体系分为目标层、准则层和指标层。

目标层：目标层是对评价指标体系的高度概括，用以反映生态安全的程度。目标层是根据准则层、指标层逐层聚合的结果，将最终结果与评价等级标准进行比较，可以确定湖库的水生态健康程度。

准则层：准则层是对目标层的进一步说明。准则层包括生态水文、水环境和水生生物多营养级三个方面。

指标层：指标层是在准则层下选择若干指标所组成，是对目标层含义和范围的进一步明确化和清晰化，本次指标层选取了定量或定性指标反映水生态健康状况，主要以定量为主，定性为辅，对易于获得的指标应尽可能通过量化指标来反映，不能量化的指标可通过定性描述来反映。

(3) 指标层指标筛选方法及赋分标准

➤ 生态水文

1) 选择生态水文准则层的缘由

生态位分析方法在国内外得到了广泛应用，早期的应用领域主要集中于陆地和水生动植物群落，近年来逐渐扩展到浮游植物研究方面。Tilman 研究了随机生态位理论，在该理论中，入侵物种只有在繁殖体能在随机死亡中存活并在现有物

种未消耗的资源上成长至成熟时才会建立。该理论有三个基本假设：第一，随机生态位组合创造了群落，在这些群落中，物种占据了栖息地空间异质性的大致同等宽度，物种性状、物种丰度和环境条件之间存在很强的相关性；第二，资源水平的轻微下降可能会导致物种存活概率大幅下降，入侵物种占用消耗资源可能会导致本地生物多样性遭到抑制，如果资源充足，则入侵物种有可能与本地物种长期共存；第三，多样性较高的群落，遭到外来物种入侵的几率相对较小，其原因不是来自多样性本身，而是由于群落中随机竞争建立起了一致较低的资源需求水平。Bulleri 等通过生态位概念的视角，分析了生态位与气候变化、多样性维持以及多样性与生态系统功能之间的关系，对于生态位在调节生物多样性和生态系统功能方面所起的作用机制有了更深一步的理解。Duerschlag 等人研究发现，浮游生物的生态位分配是贫营养南太平洋副热带海洋 CO₂ 固定的驱动力。潘成梅等人研究了西藏三大国际湿地之一的麦地卡湿地主要水系及其支流和湖泊的浮游植物优势种的优势度指数及更替率、生态位宽度、生态位重叠值和生态响应速率，对浮游植物优势种的生态位进行多维度分析，结果表明浮游植物优势种在 pH、溶解氧、总氮和浊度这几个环境因子上存在明显的生态分化现象，说明这几个环境因子是影响麦地卡湿地浮游植物优势种分布的重要因素。Isaac 研究了硅藻与红杆菌目 α 蛋白细菌的相互作用，研究发现，该分支的蛋白细菌成员专门在硅藻细胞的微环境（称为藻球）中定植，虽然在硅藻水华期间，红杆菌的许多成员具有竞争性，但只有一个子集通过定植其藻球与硅藻形成密切联系。陶敏等人研究了四川丘陵区中小型水库浮游植物群落优势种进行了研究，发现优势种的生态位宽度和生态位重叠度存在显著的季节差异性，且与水温、营养条件等环境因子存在明显相关关系。刘凌等人研究了张福河浮游植物群落结构及生态位特征。赵启悦等对四丰水库封冻前后浮游植物优势种生态位进行了分析。Houliez 应用生态位概念对比斯凯湾微细胞浮游生物分类组成进行了深入分析，发现 2003~2005 年、2006 年和 2007~2014 年三个不同时期，微细胞浮游生物群落结构发生了重大变化，同时这三个时期也表现出不同的群落结构、多样性和优势种，这说明生态位在浮游生物群落变化过程及多样性变化中起着重要作用。Hofmann 等人研究了浮游植物之间资源竞争的最小生态维度。

本导则前期研究以三个不同类型的水库九曲湾水库、太湖水库和斗晏水库为研究对象，开展生态位、生物多样性开展分析和比较，评估并识别不同月份优势种，对优势种的生态位进行测度，并计算不同优势种之间的生态位重叠值，分析全年时间推移下优势种的演替规律。对三个水库不同采样点的上、中、下位点样品进行 α 多样性计算和 Ward.D 方法聚类分析，分析生物多样性在空间和水流方向上的分布特征。利用最小生成树分析不同月份优势种之间的生态相似性，评估优势种之间对生存空间的利用相似程度。**根据分析显示生态位及水体滞留时间与物种的丰富度及优势种的丰度息息相关。**

对水位、降雨量、水体滞留时间和水柱相对稳定性分别与九曲湾水库全年藻类进行 Pearson 相关性分析，可以看到水位除了与蓝藻门呈正相关，与其他门藻类都呈负相关，尤其是与裸藻门（-0.695， $P<0.05$ ）和隐藻门（-0.743， $P<0.01$ ）呈显著负相关；而降雨量除了与甲藻门呈正相关，与其他门藻类都呈负相关，其中与黄藻门（-0.708， $P<0.01$ ）呈显著负相关；水柱相对稳定性与绿藻门和硅藻门呈负相关，而与黄藻门、蓝藻门、隐藻门、裸藻门和甲藻门都呈正相关；水体滞留时间与黄藻门（0.593， $P<0.05$ ）、绿藻门（0.725， $P<0.01$ ）和硅藻门（0.615， $P<0.05$ ）呈显著正相关，而与其他门藻类呈负相关。

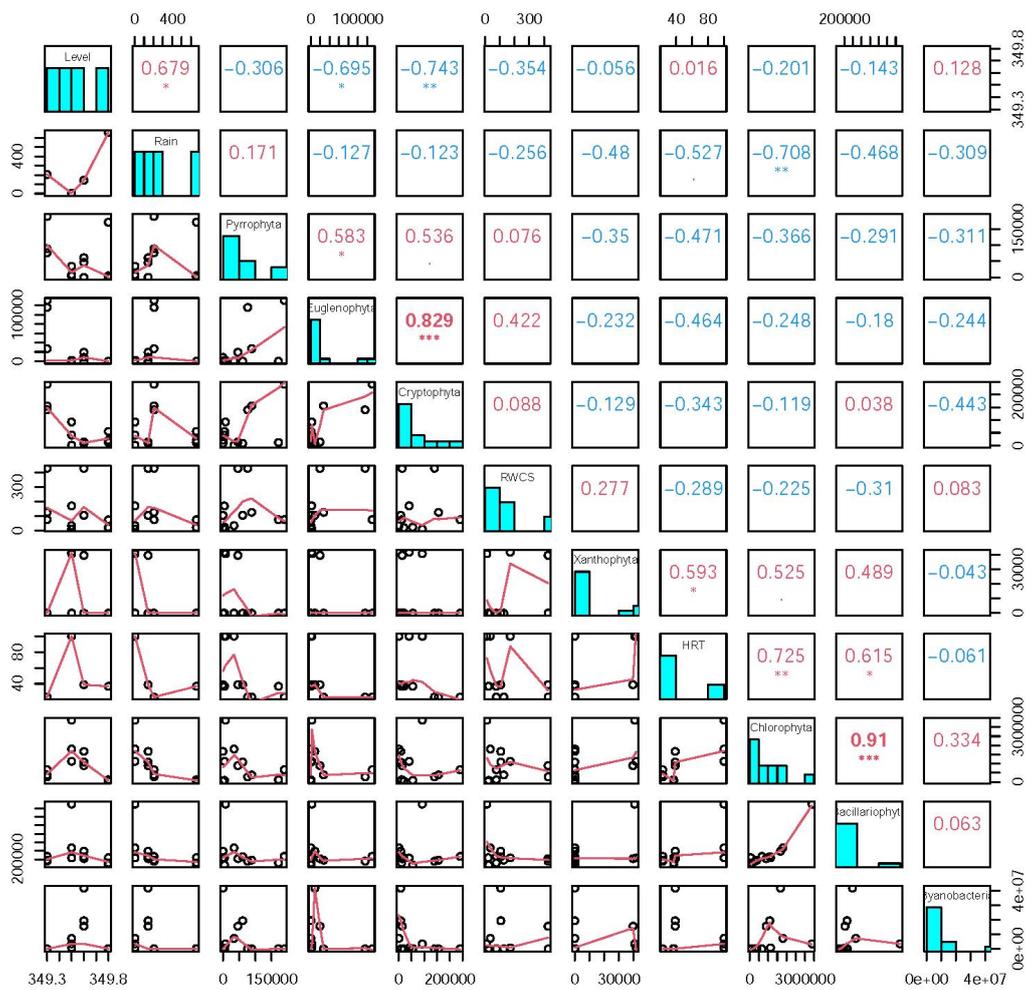


图 5.3-1 水位、降雨量、水体滞留时间和水柱相对稳定性与全年藻类的 Pearson 相关性分析

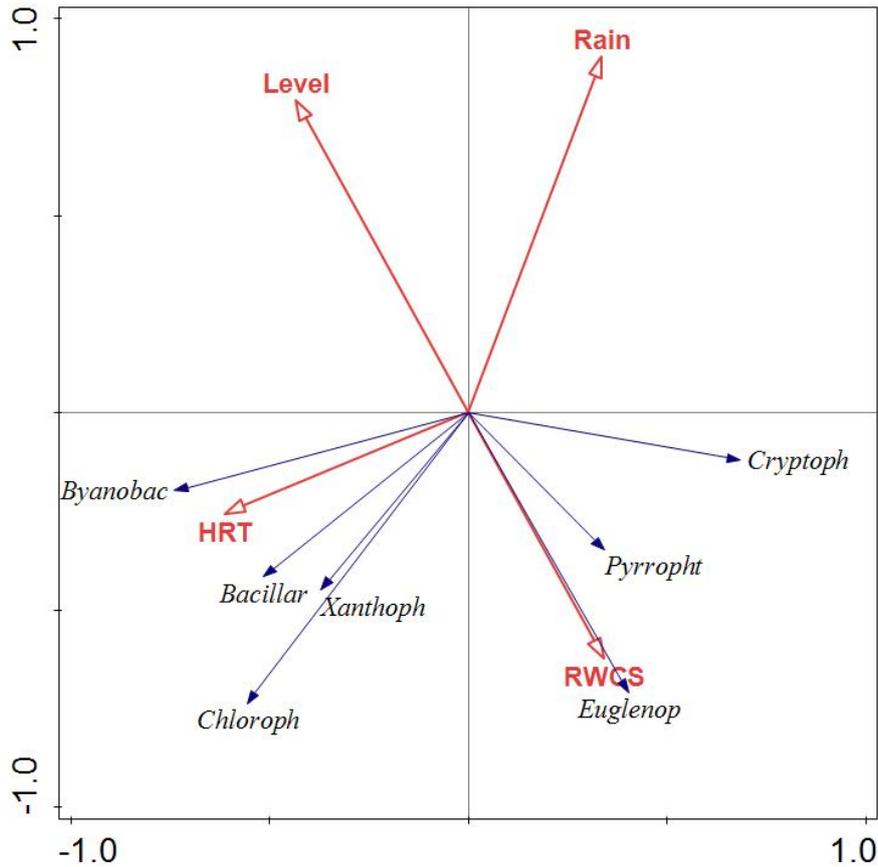


图 5.3-2 九曲湾水库全年藻类与水动力因子的 RDA 分析

九曲湾水库全年藻类细胞丰度与各水文因子间的关系进行关联分析，由于排序轴长度小于 3，符合线性模式分析，采用了冗余分析（Redundancy analysis, RDA）。可以看出，第一、二排序轴的特征值分别为 0.2865 和 0.2084，物种-化学环境累计方差的解释率分别为 28.65%和 20.84%，物种-化学环境因子的相关系数分别为 0.9233 和 0.7904，前两轴累计方差为 49.5%。

水体滞留时间（HRT）靠近在第一排序轴的负轴，与第一排序轴呈负相关，其中，蓝藻门（Byanobacteria）、硅藻门（Bacillariophyta）、绿藻门（Chlorophyta）和黄藻门（Xanthophyta）与水体滞留时间呈正相关，而隐藻门（Cryptophyta）和甲藻门（Pyrrophyta）与之呈负相关；水位（Level）和降雨量（Rainfall）聚集在第二排序轴的正轴，与第二排序轴呈正相关，水柱相对稳定性（RWCS）靠近在第二排序轴的负轴，与第二排序轴呈负相关，其中，水位和降雨量与各门藻类基本都成负相关，而水柱相对稳定性与各门藻类基本都呈正相关，但与裸藻门（Euglenophyta）呈最大正相关。

对水位与九曲湾水库全年藻类优势种进行了 Pearson 相关性分析,可以看出,水位与 3 种(共 15 种)优势种呈现负相关关系,其中与 *Cyclotella* spp. (-0.761, $P < 0.01$)、*Cryptomonas* (-0.735, $P < 0.01$) 和 *Peridiniopsis* (-0.660, $P < 0.05$) 呈现显著负相关关系。结果表明,调节水位可能是控制藻类生长的有效调控手段。降雨量与 *Chlorella* (-0.756, $P < 0.01$) 呈显著负相关关系。水体滞留时间与 *Pseudanabaena* sp. (0.709, $P < 0.01$)、*Pediastrum tetras var tetraodon* (0.690, $P < 0.05$)、*Staurastrum* (0.686, $P < 0.05$) 呈正相关关系,说明长时间滞留时间会导致这 3 种优势种的丰度增长。水柱相对稳定性并未发现与优势种呈现显著性相关关系,与优势种演替规律性较弱。

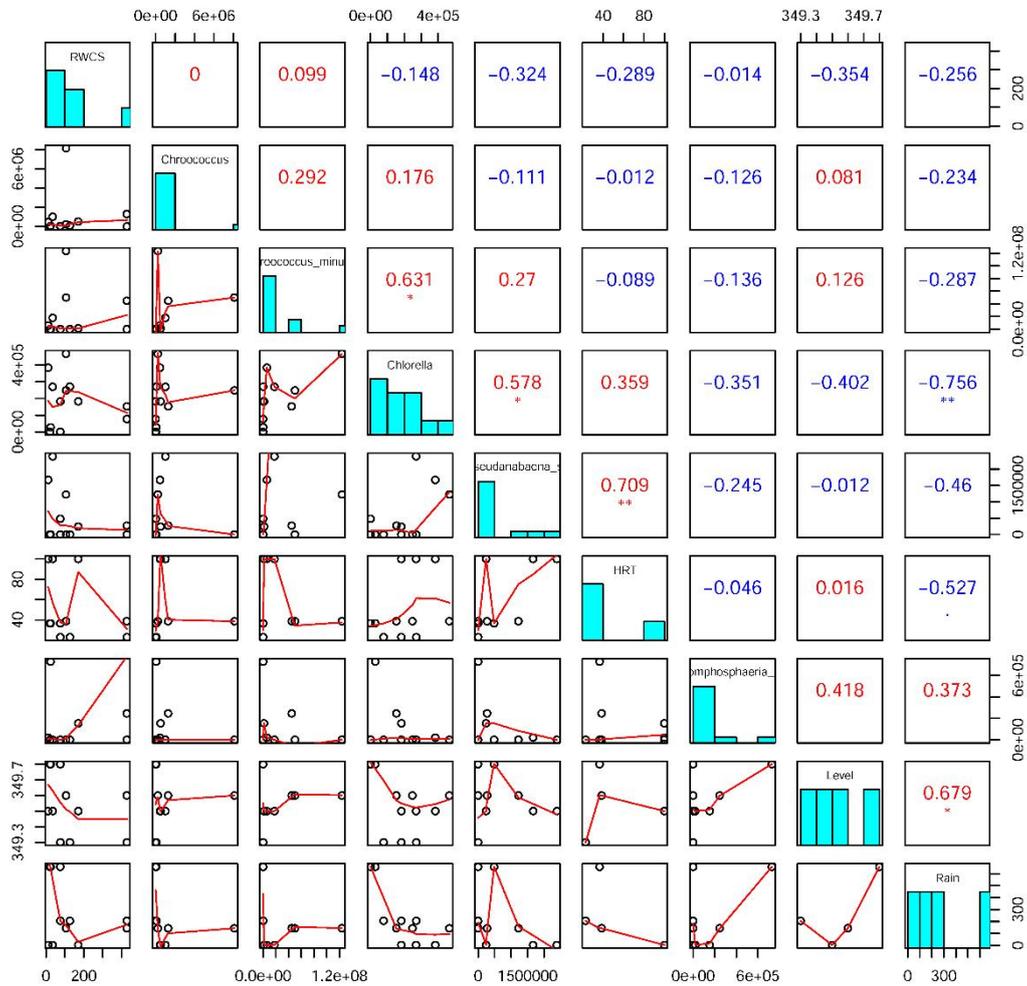


图 5.3-3 水文因子与全年优势种的 Pearson 相关性分析 (1)

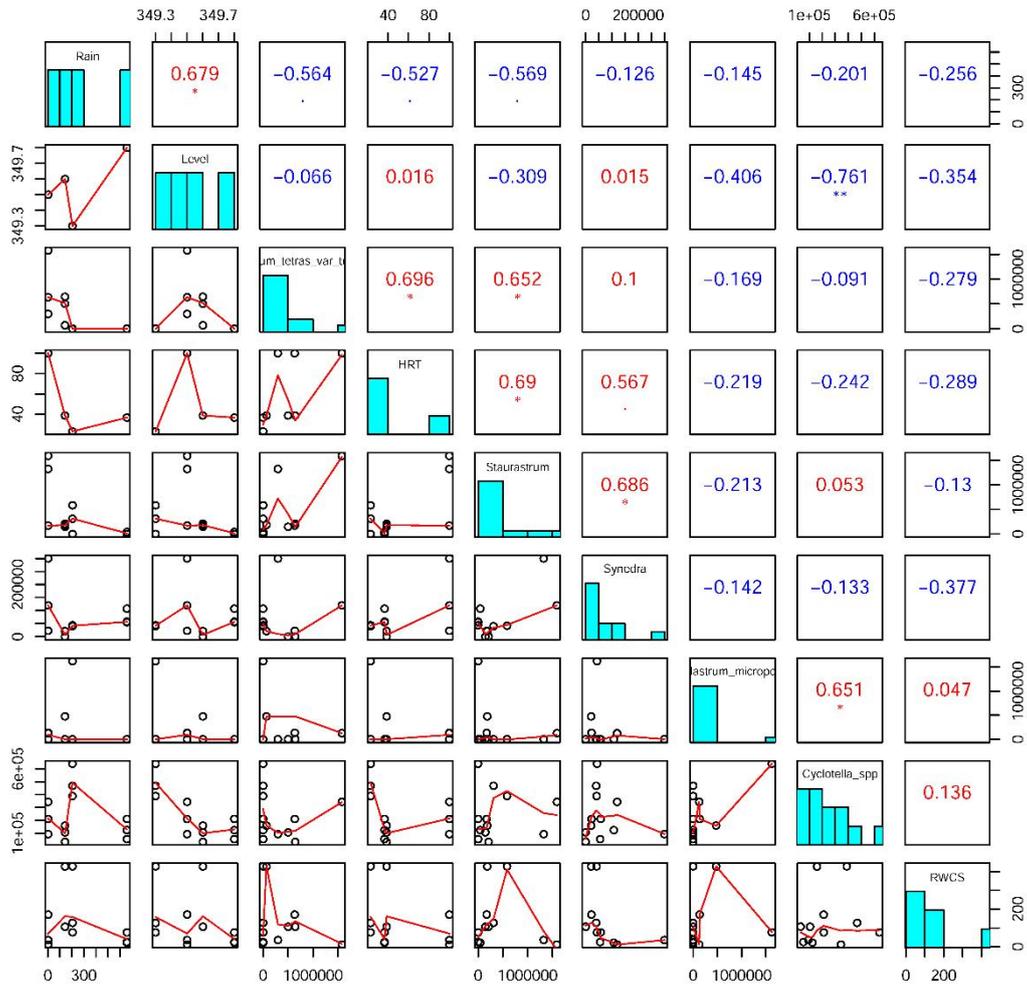


图 5.3-4 水文因子与全年优势种的 Pearson 相关性分析 (2)

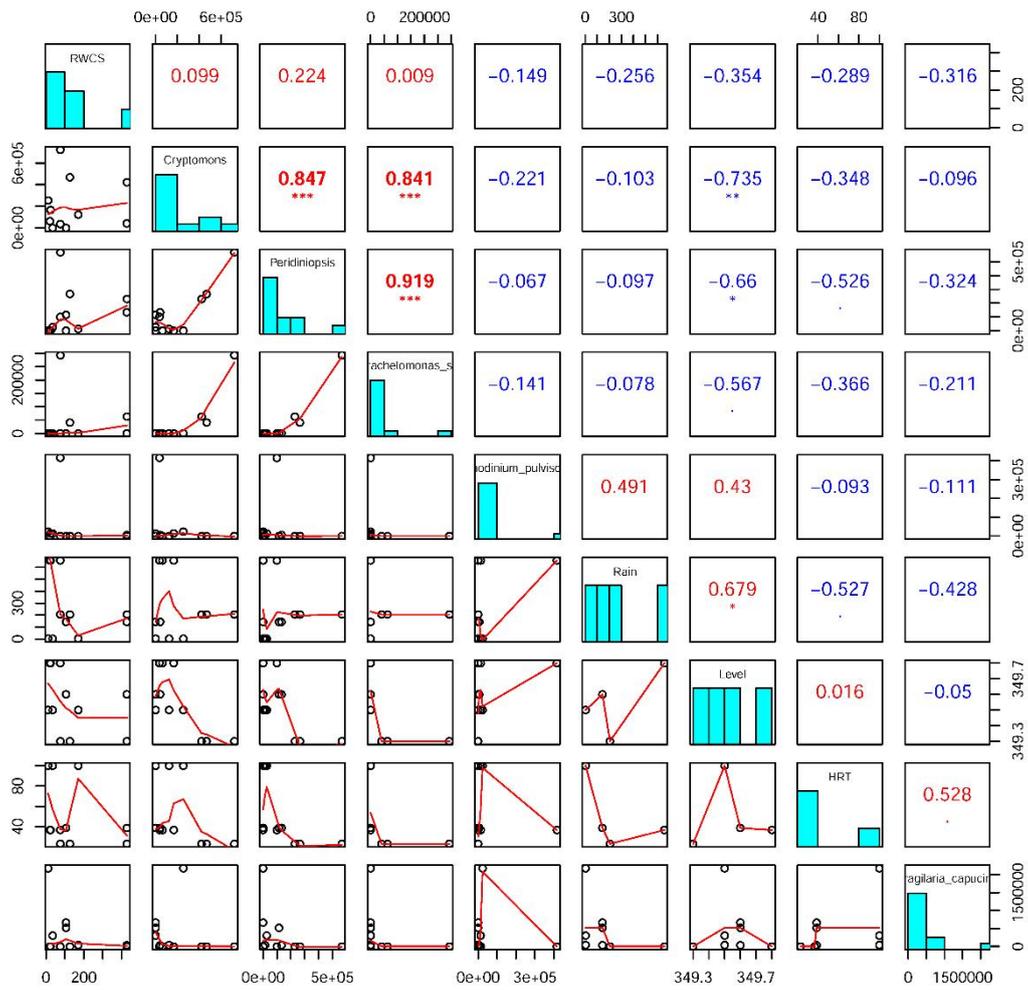


图 5.3-5 水文因子与全年优势种的 Pearson 相关性分析 (3)

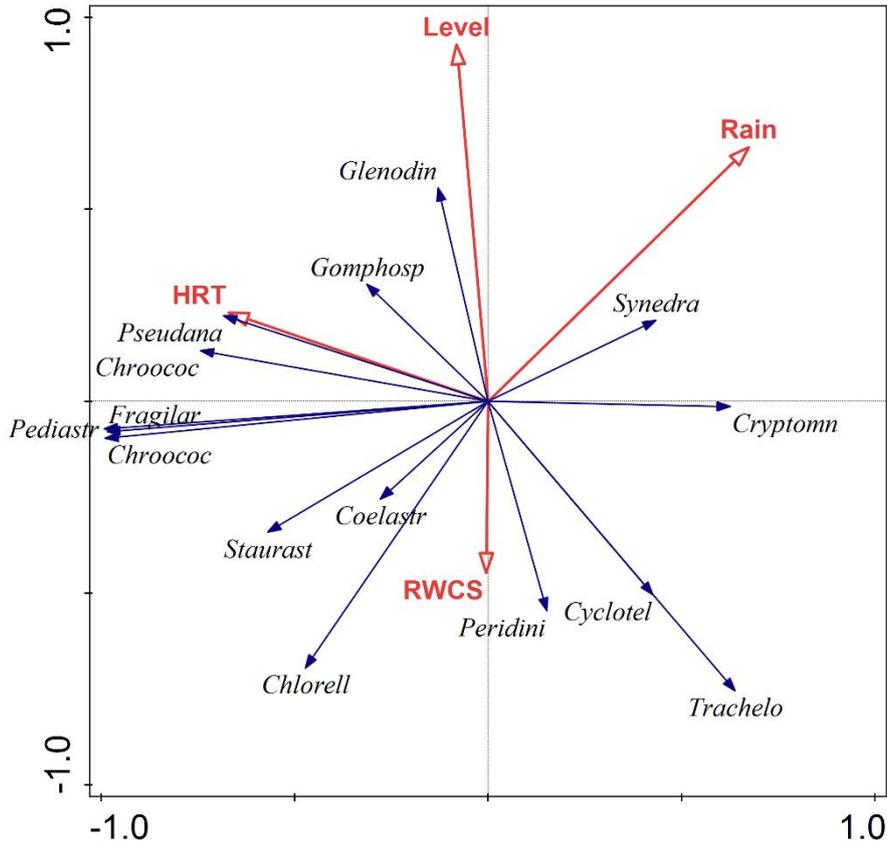


图 5.3-6 九曲湾水库全年浮游植物与水文因子的 RDA 分析

从九曲湾水库 4 个取样月份浮游植物与水动力因子的 RDA 分析可知，前两轴累积解释率为 60.72%，能够较好的反映水文与浮游植物的相关关系。水位与 *Trachelomonas* sp.、*Cyclotella* sp.、*Peridiniopsis*、*Chlorella* 呈负相关，说明水位增高能够降低这些物种的丰度，是调控藻类的重要手段。降雨量与 *Staurastrum*、*Cyclotella* spp.、*Coelastrum microporum* 呈负相关而与 *Synedra* 呈正相关。另外，水体滞留时间与 *Pseudanabaena* sp.、*Chroococcus minutus* 正相关性较高，说明水体滞留时间延长可能会增加这两种优势种的丰度。

2) 指标的选取

生态水文准则层下通过与生物群落息息相关的生态水位与水体交换能力来表征。引用已有标准有关两个指标的定义和赋分情况。

① 最低生态水位满足程度

湖库型饮用水水源地采用最低生态水位满足程度进行表征。最低生态水位宜选择规划或管理文件确定的限值，或采用天然水位资料法、湖泊形态法、生物空间最小需求法等确定。赋分标准见表 5.3-1。

表 5.3-1 最低生态水位满足程度赋分标准表

| | |
|--|-----|
| 最低生态水位满足程度 | 赋分 |
| 年内日均水位均高于最低生态水位 | 100 |
| 日均水位低于最低生态水位，但 3d 滑动平均水位不低于最低生态水位 | 75 |
| 3d 滑动平均水位低于最低生态水位，但 7d 滑动平均水位不低于最低生态水位 | 50 |
| 7d 滑动平均水位低于最低生态水位 | 30 |
| 60d 滑动平均水位低于最低生态水位 | 0 |

② 湖（库）水交换能力

湖（库）水交换能力反映的是湖泊（水库）水体交换的快慢程度即速率，指年度湖（库）水交换率与多年平均湖（库）水交换率的百分比。湖（库）水交换率按照以下公式计算，指标数值结果对照的评分见表 5.3-2。

$$E = \frac{R_z}{V}$$

式中：E—湖（库）水更新率；

R_z —年度入湖（库）水量，单位为 m^3 ；

V—湖（库）容积，单位为 m^3 。

表 6.3-2 湖（库）水交换能力评分对照表

| | | | | | |
|-----------|-------|-----|-----|-----|---|
| 湖（库）水交换能力 | ≥100% | 80% | 50% | 25% | 0 |
| 赋分 | 100 | 80 | 60 | 40 | 0 |

➤ 水环境

1) 选择水环境准则层的缘由

目前我国饮用水水源地受到周边居民生活和工农业生产的影响，环保形势严峻，环境风险隐患突出。加强集中式饮用水水源地保护、保障居民饮水安全已上升到国家层面，解决饮水安全健康问题刻不容缓。为保护淡水资源，满足生活生产所需，保障人类健康，促进生态环境健康发展，必须要加强对水源地水环境调查与评价。

我国水源地水环境调查和质量评价工作在几十年的发展中已经形成了较为成熟的调查程序和评价方法。目前，常用到的评价方法包括单因子评价法、综合污染指数法等污染指数评价方法，以及灰色评价法和模糊评价法等。在对水源地进行水环境调查评价工作时，主要参考的依据是《地表水环境质量评价方法》和《地下水质量标准》。在这些调查评价方法中最常用到的是单因子评价方法，也

就是对所调查的水源地水体中的某一单项指标进行确定。该方法比较简单直观，而且在水质调查中比较容易操作。但是，这种通过一单项指标最差项水质来进行水源地水质的判断，并确定其使用价值是不科学的。

国外水源地水质的调查评价更加注重的是对于水质安全状况的评价，评价的结果是根据实质安全状况和水体所受污染的水平来划分等级的，然后对每一个评价等级所对应的水质情况提出相应的解决处理建议。我国使用单因子评价法只是对水质是否合格进行评价，而忽略了许多其他信息。随着社会经济活动的增多，影响水源地水质情况的因素越来越多，采取单因子评级法必然无法获得科学、准确和客观全面的数据结果。因此本规范将一般污染指数、有毒污染指数、综合营养状态指数、水华程度分级指数和底泥有机指数纳入水环境准则层并确定评价权重，更加科学、有效和客观的对水源地水环境进行评价。

2) 指标的选取

①一般污染指数

一般污染物指数表征湖（库）的一般污染物的污染程度。本文件选用单因子评价法计算各个指标指数，采用综合指数法计算综合指数，按照综合指数范围确定一般污染指数，由一般污染指数确定赋分。

将一般污染物分为五个等级，分别以指数 1、2、3、4、5 表达。一般污染物按照地表水监测规范分层采样，检测后取平均值。参与评价的污染物为溶解氧、生化需氧量、硫化物、硫酸盐、氯化物、铁、锰。

(1) 计算单项指标指数，按照公式 (2) 计算。

$$I_i = \left(\frac{C_i - C_{iok}}{C_{iok+1} - C_{iok}} \right) + I_{iok} \quad (2)$$

式中： C_i — i 指标的实测浓度；

C_{iok} — i 指标的 k 级标准浓度；

C_{iok+1} — i 指标的 $k+1$ 级标准浓度；

I_{iok} — i 指标的 k 级标准指数值。

各个指标标准及指数值见表 5.3.3-3。

(2) 计算综合指数 (WQI)，按照公式 (3) 计算。

$$WQI = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I_i \quad (3)$$

式中： n —参与评价的指标数。

(3) 确定指数标准，按照综合指数判定一般污染物指数等级。

- ①当 $0 < WQI \leq 1$ 时，一般污染指数为 1；
- ②当 $1 < WQI \leq 2$ 时，一般污染指数为 2；
- ③当 $2 < WQI \leq 3$ 时，一般污染指数为 3；
- ④当 $3 < WQI \leq 4$ 时，一般污染指数为 4；
- ⑤当 $4 < WQI \leq 5$ 时，一般污染指数为 5。

(4) 按照一般污染指数赋分，赋分标准见表 5.3-4。

表 5.3-3 一般污染物项目、标准及指数表 单位：mg/L

| 一般污染物 | 评价标准及指数 | | | | | |
|---|---------|-------------|------------|------------|------------|------------|
| | 指数 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 溶解氧 | | ≥ 7.5 | ≥ 6 | ≥ 5 | ≥ 3 | ≥ 2 |
| 生化需氧量 (BOD ₅) | | ≤ 3 | | ≤ 4 | ≤ 6 | ≤ 10 |
| 硫化物 (以 S ²⁻ 计) | | ≤ 0.05 | ≤ 0.1 | ≤ 0.2 | ≤ 0.5 | ≤ 1.0 |
| 硫酸盐 (以 SO ₄ ²⁻ 计) | 未检出 | ≤ 250 | | > 250 | | |
| 氯化物 (Cl ⁻¹) | 未检出 | ≤ 250 | | > 250 | | |
| 铁 | 未检出 | ≤ 0.3 | | > 0.3 | | |
| 锰 | 未检出 | ≤ 0.1 | | > 0.1 | | |

表 5.3-4 一般污染指数赋分标准表

| WQI | $0 < WQI \leq 1$ | $1 < WQI \leq 2$ | $2 < WQI \leq 3$ | $3 < WQI \leq 4$ | $4 < WQI \leq 5$ |
|--------|------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|
| 一般污染指数 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 赋分 | 100 | 80 | 60 | 40 | 0 |

③有毒污染物指数

有毒污染物指数表征湖（库）的有毒污染物的污染程度。本文件选用单因子评价法，将有毒污染物分为五个等级（见表 5.3-5），分别以指数 1、2、3、4、5 表达。单项指标指数的计算与般污染物项目指数计算相同。

有毒污染物综合指数取其各单项指数最大值为有毒物项目综合指数，即采用水质项目评价最差的作为有毒物项目的评判结果（最差项目赋全权），对着有毒污染物指数赋分标准见表 5.3-6。

表 5.3-5 有毒污染物项目、标准及指数表 单位：mg/L

| 有毒污染物 | 评价标准及指数 | | | | |
|-----------|--------------|---|--------------|-------------|------------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| 挥发酚 (以苯酚) | ≤ 0.002 | | ≤ 0.005 | ≤ 0.01 | ≤ 0.1 |

| | | | | |
|-----|--------|-------|------|------|
| 计) | | | | |
| 石油类 | ≤0.05 | | ≤0.5 | ≤1.0 |
| 氟化物 | ≤1.0 | | ≤1.5 | |
| 氰化物 | ≤0.005 | ≤0.05 | ≤0.2 | |

表 5.3-6 有毒污染物指数赋分标准表

| 评价指标 | | | | | |
|------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| WQI | 0 < WQI ≤ 1 | 1 < WQI ≤ 2 | 2 < WQI ≤ 3 | 3 < WQI ≤ 4 | 4 < WQI ≤ 5 |
| 赋分 | 100 | 80 | 60 | 30 | 0 |

④综合营养状态指数

综合营养状态指数表征湖（库）的富营养化程度，按照中国环境监测总站，总站生字[2001]090号（湖泊（水库）富营养化评价方法及分级技术规定）的相关规定计算营养状态指数，适用于湖库。

（1）湖（库）富营养化状况评价方法：

采用综合营养状态指数法评价，按照公式（4）计算。

$$TLI(\Sigma) = \sum W_j \cdot TLI(j) \quad (4)$$

式中：TLI(Σ)—综合营养状态指数；

W_j —第 j 种参数的营养状态指数的相关权重。

$TLI(j)$ —代表第 j 种参数的营养状态指数。

以 chla 作为基准参数，则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式为：

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \quad (5)$$

式中： r_{ij} —第 j 中参数与基准参数 chla 的相关参数；

m —评价参数的个数。

中国湖泊（水库）的 chla 与其他参数之间的相关关系 r_{ij} 及 r_{ij}^2 见表 5.3-7。

表 5.3-7 中国湖泊（水库）部分参数与 chla 的相关关系 r_{ij} 及 r_{ij}^2 值※

| 参数 | chla | TP | TN | SD | COD _{Mn} |
|------------|------|--------|--------|--------|-------------------|
| r_{ij} | 1 | 0.84 | 0.82 | -0.83 | 0.83 |
| r_{ij}^2 | 1 | 0.7056 | 0.6724 | 0.6889 | 0.6889 |

※：引自金相灿等著《中国湖泊环境》，表中 r_{ij} 来源于中国 26 个主要湖泊调查数据的计算结果。

营养状态指数计算公式：

① $TLI(chl) = 10(2.5 + 1.086 \ln chl)$

② $TLI(TP) = 10(5.453 + 1.694 \ln TP)$

$$\textcircled{3} \text{TLI (TN)} = 10 (5.453 + 1.694 \ln \text{TN})$$

$$\textcircled{4} \text{TLI (SD)} = 10 (5.118 - 1.94 \ln \text{SD})$$

$$\textcircled{5} \text{TLI (COD}_{\text{Mn}}) = 10 (0.109 + 2.661 \ln \text{COD})$$

式中：叶绿素 a chl 单位为 mg/m^3 ，透明度 SD 单位为 m；其他指标单位均为 mg/L 。

(2) 湖（库）富营养化状况评价指标：

湖（库）富营养化状况评价指标采用叶绿素 a（chl_a）、总磷（TP）、总氮（TN）、透明度（SD）、高锰酸盐指数（COD_{Mn}）5 个指标。

综合营养状态指数赋分标准见表 5.3-8。

表 5.3-8 综合营养状态指数赋分标准表

| 评价指标 | | | | | |
|------|-----|----|----|----|-----|
| TLI | ≤10 | 42 | 50 | 65 | ≥70 |
| 赋分 | 100 | 80 | 60 | 10 | 0 |

⑤ 水华程度分级指数

水华程度分级指数表征湖（库）的水华程度，水华程度分级根据广东省地方标准 DB44/T 2261-2020 中相关规定，具体赋分见表 5.3-9。

表 5.3-9 水华程度分级指数赋分标准表

| 水华程度分级指数 | 无水华 | 无明显水华 | 轻度水华 | 中度水华 | 重度水华 |
|----------|-----|-------|------|------|------|
| 等级 | I | II | III | IV | V |
| 赋分 | 100 | 80 | 60 | 30 | 0 |

⑥ 底泥氮磷污染单因子指数

底泥氮磷污染单因子指数表征底泥中无机氮、无机磷的污染程度，采用单因子指数表征，计算公式如下：

$$S_j = C_j / C_s \quad (6)$$

S_j —底泥单项评价指数或标准指数；

C_s —评价因子 j 的背景值，宜以湖（库）未受人类行为干扰（污染）和破坏时河湖底泥中实测值的平均值为背景值；

C_j —评价因子 j 的实测值；若该地区之前无背景实测值；则按表 5.3-10 来判定。

根据有无背景值参照表 5.3-10 和表 5.3-11 进行底泥氮磷污染程度分级。赋分时选用总氮和总磷最差因子赋分作为底泥氮磷污染单因子指数赋分。

表 5.3-10 底泥氮磷污染程度分级（有背景值）

| 名称 | 清洁（I级） | 轻度污染（II） | 中度污染（III级） | 重度污染（IV级） |
|----------|--------------|--------------------------|----------------------|--------------|
| S_{TN} | $S_{TN}<1$ | $1.0\leq S_{TN}\leq 1.5$ | $1.5<S_{TN}\leq 2$ | $S_{TN}>2$ |
| S_{TP} | $S_{TP}<0.5$ | $0.5\leq S_{TP}\leq 1.0$ | $1.0<S_{TP}\leq 1.5$ | $S_{TP}>1.5$ |
| 赋分 | 100 | 70 | 40 | 0 |

表 5.3-11 底泥氮磷污染程度分级（无背景值）单位：mg/kg

| 名称 | 轻度污染 | 中度污染 | 重度污染 |
|------|-----------|------------------------|-----------|
| TN | $TN<1000$ | $1000\leq TN\leq 2000$ | $TN>2000$ |
| TP | $TP<420$ | $420\leq TP\leq 640$ | $TP>640$ |
| 赋分 | 100 | 70 | 40 |

⑦ 底泥有机指数

底泥有机指数表征底泥中有机物污染水平，用有机氮大小来衡量底泥受氮污染的程度。采用有机指数（OI）评价法评价各区表层底泥中有机质营养状态。

$$w(\text{有机碳 OC}) = w(\text{有机质 TOM}) / 1.724 \quad (7)$$

$$w(\text{有机氮 DTN}) = w(\text{总氮 TN}) \times 0.95 \quad (8)$$

$$\text{有机指数 (OI)} = w(\text{有机碳 OC}) \times (\text{有机氮 DTN}) \quad (9)$$

式中，w 表示物质质量分数，单位为%。计算后的有机氮以及有机指数根据表中的评价标准对底泥有机指数进行赋分。

表 5.3-12 表层底泥有机指数、有机氮赋分标准表

| 名称 | 清洁（I级） | 较清洁（II） | 尚清洁（III级） | 有污染（IV级） |
|----------|-----------|-------------------|------------------|--------------|
| 有机指数（OI） | $OI<0.05$ | $0.05\leq OI<0.2$ | $0.2\leq OI<0.5$ | $OI\geq 0.5$ |
| 赋分 | 100 | 70 | 40 | 0 |

➤ 水生生物

1) 选择水生生物准则层的缘由

我国水生生物多样性极为丰富，具有特有程度高、孑遗物种多等特点，在世界生物多样性中占据重要地位。广东省湖库型饮用水源地众多，生境类型复杂多样，为水生生物提供了良好的生存条件和繁衍空间。近年来，水生生物多样性保护法律法规不断完善，就地保护体系初步建立，管理制度逐步健全，但是由于栖息地丧失和破碎化、资源过度利用、水环境污染、外来物种入侵等原因，部分湖

库型水源地水生态环境不断恶化，水生物种资源严重衰退，已成为影响中国生态安全的突出问题。水生生物作为水生态系统的核心要素之一，对水生生物评价的研究也十分丰富，国内外学者的研究成果多以此作为水质好坏的重要考量。

在自然水域中生存着大量的水生生物群落，他们与水环境有着错综复杂的相互关系，对水质变化起着重要作用。水生生物作为生长在一定水域中彼此相互作用并与环境有一定联系的不同种类生物的集合体，是水生态系统的重要组成部分，主要包括浮游植物、浮游动物、大型底栖无脊椎动物和鱼类。

健康的水生生物群落结构有利于水生态系统抵抗外来干扰，从被损害状态下恢复原有状态，即群落的稳定性。群落的稳定性与其中的水生动植物等群落要素密切相关。生物多样性指数能够定量地反映生物群落内物种多样性程度，是用来判断生物群落结构变化或生态系统稳定性的指标，对于掌握群落动态变化具有重要的意义。所以，众多生态学家都对多样性的研究给予了极大的关注，在全球范围内针对不同的生物群落类型进行了广泛的物种多样性的评估工作。并相继提出了很多定量描述多样性的模型，这些模型的提出极大地推动了物种多样性的研究工作。目前来看，描述群落物种多样性常用 α 多样性指数主要有香农威纳指数(Shannon-Wiener)、均匀度(Pielou's)和丰富度(Margalef)能够对群落物种组成的丰富度及均匀度进行综合评价，而且数据易于获取，使用灵活、方便，因此，是目前应用最为广泛的指标。

随着国家、地区间交往日益频繁，外来物种正在全世界范围蔓延。近年来，我国外来物种入侵数量呈上升趋势，目前已发现 660 多种外来入侵物种，成为世界上遭受外来物种入侵危害最严重的国家之一。一些外来入侵物种成为新的优势种群，危及生物多样性和生态安全，酿成巨大的经济损失。生态环境部日前发布的《2019 中国生态环境状况公报》显示，全国已发现 660 多种外来入侵物种。其中，71 种对自然生态系统已造成或具有潜在威胁并被列入《中国外来入侵物种名单》。67 个国家级自然保护区外来入侵物种调查结果表明，215 种外来入侵物种已入侵国家级自然保护区，其中 48 种外来入侵物种被列入《中国外来入侵物种名单》。

所谓外来生物入侵，指某种生物通过有意或无意的人类活动而被引入一个非本源地区域，在当地的自然或人造生态系统中形成了自我再生能力，并给当地

的生态系统或地理解构造造成明显损害或影响的现象。外来物种每年对我国经济和环境造成的损失已高达 2000 亿元。尤其是湖库型水源地，由于人为干扰较大，比天然湖泊更易受到外来物种的入侵。

2) 指标选取

① 群落特征指数

群落特征指数 (Community characteristic index) 表征不同营养级生物群落综合状况，包括浮游植物群落特征指数、浮游动物群落特征指数、底栖动物特征指数和鱼类群落特征指数 (Community characteristic index) 四个指标，考虑了群落的丰富度、均匀度和多样性三个指标，群落特征指数与赋分见表 5.3-13，其计算方式见附录，各个指数权重见表 5.3-14。

$$CCI=0.3(PF+PJ+PD)+0.1(ZF+ZJ+ZD)+0.1(BF+BJ+BD)+0.5(FF+FJ+FD) \quad (12)$$

式中，CCI=群落特征指数；其他参数说明见表 5.3-13。

表 5.3-13 水生态系统各营养级所占权重表

| 指标内容 | 权重 | 特征指数 | |
|--------|-----|------|-----------|
| 浮游植物 P | 0.3 | PF | 浮游植物丰富度指数 |
| | | PJ | 浮游植物均匀度指数 |
| | | PD | 浮游植物多样性指数 |
| 浮游动物 Z | 0.1 | ZF | 浮游动物丰富度指数 |
| | | ZJ | 浮游动物均匀度指数 |
| | | ZD | 浮游动物多样性指数 |
| 底栖动物 B | 0.1 | BF | 底栖动物丰富度指数 |
| | | BJ | 底栖动物均匀度指数 |
| | | BD | 底栖动物多样性指数 |
| 鱼类 F | 0.5 | FF | 鱼类丰富度指数 |
| | | FJ | 鱼类均匀度指数 |
| | | FD | 鱼类多样性指数 |

表 5.3-14 生态特征指数及赋分标准表

| 名称 | 清洁 | 轻污染 | 中污染 | 重污染 |
|-----|-----|-------|-------|-----|
| CCI | ≥7 | 4.5~7 | 2~4.5 | 0~2 |
| 赋分 | 100 | 70 | 50 | 0 |

② 外来物种入侵率

外来物种入侵率指在当地生存繁殖，对当地生态或者经济构成破坏的外来物种的入侵情况。外来物种种类参照《国家重点管理外来物种名录（第一批）》（农业部公告第 1897 号）、《关于发布中国第一批外来入侵物种名单的通知》（环

发〔2003〕11号）、《关于发布中国第二批外来入侵物种名单的通知》（环发〔2010〕4号）、《关于发布中国外来入侵物种名单（第三批）的公告》（环境保护部2014年第57号）中规定的水生动物和水生植物。外来物种入侵率指标赋分见表5.3.3-15。

表 5.3-15 外来入侵物种入侵率赋分标准表

| 外来入侵物种数 | 赋分 |
|--|-----|
| 1.未出现外来物种入侵 | 100 |
| 2.在监测区域内偶尔见到入侵物种，基本不改变本地生态系统的物种组成结构 | 80 |
| 3.在监测区域内容易见到入侵物种，对本地生态系统的物种组成结构造成一定干扰，但不威胁本地优势物种 | 50 |
| 4.在监测区域内随处可见入侵物种，对本地生态系统的物种组成结构影响较大，威胁本地优势物种 | 25 |
| 5.在监测区域内布满入侵物种，取代本地优势物种，有必要进行人为干预 | 0 |

③ 指示性或特有性鱼类保持率

指示性或特有性鱼类保持率指创建地区水源地中特有性、指示性鱼类以及珍稀濒危鱼类的保护状况，以历史水平数据为基准，进行对比分析。要求特有性或指示性鱼类种类和数量不降低，赋分见表5.3-16。

表 5.3-16 指示性或特有性鱼类保持率赋分标准表

| 指示性或特有性鱼类保持率 | 赋分 |
|--------------|-----|
| 大量增加 | 100 |
| 稍有增加 | 80 |
| 无变化 | 60 |
| 稍有减少 | 40 |
| 大量减少 | 0 |

6. 湖库调查监测

6.1 本条明确了调查监测的规定，应充分利用已有常规监测数据，补充监测时监测点位的设置应符合相关监测规范要求。

6.2 本条提出了指标获取方法。

7. 评价方法

(1) 权重确定方法

一、层次分析法

在评价指标体系中，各个评价指标的重要程度是不同的，为了确切地反映各个评价指标对整体评价的重要程度，需要用一定的数值来定量的描述各个指标的重要性，即“权重”值。权重的确定关系到湖库评价结果的合理性和正确性。确定权重的方法有很多种，目前使用较多的方法是层次分析法（AHP），本次权重的确定也采用该方法。层次分析法是 20 世纪 70 年代初期由美国运筹学家 T.L.Saaty 教授正式提出，是一种定性分析与定量分析相结合的多指标决策分析方法。

层次分析法本质上是一种决策思维方法，体现了“分解—判断—综合”的基本决策思维过程。它把复杂的问题分解为各个组成因素，按照支配关系分组形成有序的递阶层次结构，通过两两比较的方式确定层次中各因素的相对重要性，并利用判断矩阵特征向量的计算确定下层指标对上层指标的贡献程度。用层次分析法确定指标权重的步骤如下：

（1）建立层次分析图

把研究问题按特定的目标、准则和约束等分解成各个组成因素，把这些因素按属性的不同分层排列，形成一个自上而下的递阶层次。同一层次的因素对下一层次的某些因素起支配作用，同时它又受上一层次因素的支配最简单的递阶层次分为 3 层。

评价指标体系，包括目标层、要素层和指标层。

（2）构造判断矩阵

判断矩阵表示针对上一层次某因素，本层次与之相关的各因素之间的相对重要性。各因素之间的相对重要性通过两两比较，运用 1~9 比较标度法（具体含义见表 7.1-1）建立判断矩阵。

表 7.1-1 指标重要程度 1~9 标度表

| 标度 | 含义 | 说明 |
|-----------------------------|------|--|
| $b_{ij}=B_i/B_j=1$ | 同等重要 | 表示因素 B_i 与 B_j 比较, 具有同等重要性 |
| $b_{ij}=B_i/B_j=3$ | 稍微重要 | 表示因素 B_i 与 B_j 比较, B_i 比 B_j 稍微重要 |
| $b_{ij}=B_i/B_j=5$ | 明显重要 | 表示因素 B_i 与 B_j 比较, B_i 比 B_j 明显重要 |
| $b_{ij}=B_i/B_j=7$ | 非常重要 | 表示因素 B_i 与 B_j 比较, B_i 比 B_j 非常重要 |
| $b_{ij}=B_i/B_j=9$ | 绝对重要 | 表示因素 B_i 与 B_j 比较, B_i 比 B_j 绝对重要 |
| $b_{ij}=B_i/B_j=2, 4, 6, 8$ | 中间值 | 上述两相邻判断的中值 |
| 倒数 | 反比较 | 表示因素 B_j 与 B_i 比较得到判断 b_{ji} , 则 $b_{ji}=1/b_{ij}$ |

判断矩阵的构成是：先给出递阶层次中的某一层因素，比如第 i 层的因素 B_1, B_2, \dots, B_n ，以及相邻上一层 ($i-1$) 层次中的一个因素 A_k ，两两比较第 i 层的所有因素对 A_k 因素的影响程度，将比较的结果以数字的形式写入一个矩阵表。

(3) 层次单排序及其一致性检验

每一层对上一层中某因素的判断矩阵的最大特征值 λ_{max} 对应的归一化特征向量 $W = (w_1, w_2, \dots, w_n)^T$ 的各个分量 w_j ，就是本层次相应因素对上层次某因素的相对重要性的排序权重值，即相应指标的单排序权重。为了检验判断矩阵的一致性，还需计算出一致性指标 C.I.和随机一致性比率 C.R.：

$$C.I. = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1}$$

$$C.R. = \frac{C.I.}{R.I.}$$

其中，R.I.为平均随机一致性指标，通过查表 7.1-2 可得。

表 7.1-2 平均随机一致性指标 RI 的取值

| n | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|----|---|---|------|-----|------|------|------|------|------|
| RI | 0 | 0 | 0.58 | 0.9 | 1.12 | 1.24 | 1.32 | 1.41 | 1.45 |

对于 1、2 阶的判断矩阵，C.R.规定为零，判断矩阵总是具有完全一致性，对于 2 阶以上的判断矩阵，当 $C.R.<0.10$ 时，认为判断矩阵具有满意的一致性，否则就需要对判断矩阵的元素取值进行调整。

(4) 层次总排序及其一致性检验

层次总排序是指利用层次单排序结果，综合得出本层次各因素对更上一层的相对重要性权值，最终得到最底层（指标层）对于最顶层（目标层）的相对重要性权值。计算方法是将最底层各因素的权重依次乘以上一层受控因素的相对权重，从而形成各因素对于总目标的绝对权重，绝对权重是指标层对于准则层的权

重与准则层对于目标层的权重的累积值。层次总排序也需要进行一致性检验，C.I.、R.I.和C.R.的计算公式为：

$$C.I. = \sum_{i=1}^n B_i (C.I.)_i$$

$$R.I. = \sum_{i=1}^n B_i (R.I.)_i$$

$$C.R. = \frac{C.I.}{R.I.}$$

检验方法同层次单排序，若总排序的一致性检验合格，则所求得的指标权重就是指标的最终权重。

二、权重的确定

根据专家咨询和层次分析法综合确认本导则评价指标体系权重。

(2) 评价方法

本文件采用综合指数评价法。按照目标层、准则层及指标层逐层加权的方法，计算得到湖库型饮用水水源地水生态健康最终评价结果，计算公式如下。

$$EHI = \sum^m YMB_{mw} \times \sum^n (ZB_{nw} \times ZB_{nr}) \quad (1)$$

式中： EHI —湖库型饮用水水源地水生态健康综合赋分；

ZB_{nw} —指标层第 n 个指标的权重；

ZB_{nr} —指标层第 n 个指标的赋分；

YMB_{mw} —准则层第 m 个准则层的权重。

(3) 评价等级

湖库型饮用水水源地水生态健康评价结果按照百分制赋分，水生态健康程度划分为优、良、中、差、劣 5 个等级，分别对应非常健康、健康、亚健康、不健康、病态 5 级，见表 7.3-1。

表 7.3-1 湖库型饮用水水源地水生态健康分级标准表

| 分级标准 | 分级标准及阈值 | | | | | | | | | |
|---|-----------|---|----------|---|----------|---|----------|---|-----|---|
| 分级颜色 | 蓝色 |  | 绿色 |  | 黄色 |  | 橙色 |  | 红色 |  |
| 赋分范围 | [90, 100] | | [75, 90) | | [60, 75) | | [40, 60) | | <40 | |
| 状态 | 非常健康 | | 健康 | | 亚健康 | | 不健康 | | 病态 | |
| 符号含义：“号含表示“ \geq ”；““”表示“ \leq ”；“（”表示“ $>$ ”；“)”表示“ $<$ ”。 | | | | | | | | | | |

九、应用案例

编制组按照《河湖健康评价指南（试行）》和《广东省 2021 年河湖健康评价技术指引》完成了 2021 年完成流溪河水库、茂墩水库的健康评价工作，以及按照《广东省江河湖库水生态环境调查与评价技术指引（试行）》正在开展汤溪水库、九坑河水库和鹤地水库等湖库的水生态环境调查与评价工作。

为了论证本导则构建的评价指标体系的合理性和科学性，选取了流溪河水库、茂墩水库和九坑河水库作为案例，根据实际调查监测的数据进行评价，并与已有的评价体系评价的成果对比分析，对构建的评价体系深度验证并修正。本编制说明仅列出流溪河水库的验证成果，如下：

流溪河水库位于中国广东省广州市从化区良口镇小车村下 1.3km 的狭谷处，因主坝横截流溪河干流而得名。为广州市唯一大型水库，也是广东省较大的水库之一，是一个集防洪、灌溉、发电、旅游等综合利用的水利工程，同时也是广州二级水源保护区。

编制组于 2021 年 4 月份对流溪河水库开展了一次全面的调查监测工作，以下评价以调查收集资料为依据。

（1）生态水文

生态水文准则层包括最低生态水位满足程度和湖（库）水交换能力两个指标层，根据收集的水文计算得分如下：

收集了流溪河水库 2008~2020 年逐日实测水文资料，无规划或管理文件确定水库生态水位，因此按照《河湖生态环境需水计算规范 SL_Z 712-2014》中“近 10 年最枯月平均水位法”确定最低生态水位。

流溪河水库依据 2008~2020 年实测数据，按照最枯月平均水位法确定最低生态水位为 223.58m。采用距 2021 年最近的平水年 2018 年的日均水位统计资料，平均最低生态水位满足程度。按照 2018 年日均水位统计数据进行分析，按照赋分标准最低生态水位满足程度赋分 75 分。按照收集的水文数据和水库特性参数，湖（库）水交换能力指标赋分 80 分。

表 9.1-1 流溪河水库生态水文准则层赋分

| 生态水文 | 指标层权重 | 指标层赋分 | 准则层赋分 |
|------------|-------|-------|-------|
| 最低生态水位满足程度 | 0.6 | 75 | 77 |
| 湖（库）水交换能力 | 0.4 | 80 | |

(2) 水环境

水环境指标基础数据为流溪河水库 2020 年全年常规监测数据。

1、一般污染指数

表 9.2-1 流溪河水库指标层一般污染指数赋分 单位：mg/L

| 一般污染指数 | DO | BOD ₅ | 氯化物 | 硫酸盐 | 硫化物 | 铁 | 锰 |
|--------|------|------------------|------|------|--------|------|------|
| 实测值 | 5.81 | 1.85 | 0.82 | 2.10 | <0.005 | 0.10 | 0.06 |
| I_i | 2.87 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 2 |
| WQI | 1.98 | | | | | | |
| 赋分 | 80 | | | | | | |

2、有毒污染指数

表 9.2-2 流溪河水库指标层有毒污染指数赋分 单位：mg/L

| 有毒污染指数 | 氟化物 | 氰化物 | 挥发酚 | 石油类 |
|--------|------|--------|-------|-------|
| 实测值 | 0.18 | <0.001 | 0.002 | <0.01 |
| I_i | 2 | 1 | 2 | 1 |
| WQI | 1.5 | | | |
| 赋分 | 80 | | | |

3、综合营养状态指数

表 9.2-3 流溪河水库指标层综合营养状态指数赋分 单位：mg/L

| 综合营养状态指数 | 高锰酸盐指数 | 总磷 | 总氮 | 叶绿素 a | 透明度 |
|----------|--------|--------|-------|-------|-------|
| 实测值 | 1.18 | 0.02 | 0.60 | 15.90 | 0.90 |
| TLI | 5.49 | -13.52 | 45.99 | 55.04 | 53.22 |
| TLI | 30.75 | | | | |
| 赋分 | 87 | | | | |

4、水华程度分级指数

表 9.2-4 流溪河水库指标层水华程度分级指数赋分

| 水华程度分级指数 | 浮游植物密度 |
|----------|---------------------------|
| 实测值 | 2.5×10^5 cells/L |
| 水华等级 | I 级 |
| 赋分 | 100 |

5、底泥氮磷污染单因子指数

表 9.2-5 流溪河水库指标层底泥氮磷污染单因子指数赋分 单位：mg/kg

| 底泥氮磷污染单因子指数 | 总磷 | 总氮 |
|-------------|----|----|
| | | |

| | | |
|-----|-----|-------|
| 实测值 | 300 | 297.5 |
| 赋分 | 100 | |

6、底泥有机指数

表 9.2-6 流溪河水库指标层底泥有机指数赋分

| | | |
|-----------|-------|-------|
| 底泥有机污染指数 | 有机碳% | 有机氮% |
| 实测值 | 1.99 | 0.025 |
| 有机指数 (OI) | 0.056 | |
| 赋分 | 70 | |

表 9.2-7 流溪河水库水环境准则层赋分

| 水环境 | 指标层权重 | 指标层赋分 | 准则层赋分 |
|-------------|-------|-------|-------|
| 一般污染指数 | 0.2 | 80 | 86.4 |
| 有毒污染指数 | 0.2 | 80 | |
| 综合营养状态指数 | 0.2 | 87 | |
| 水华程度分级指数 | 0.2 | 100 | |
| 底泥氮磷污染单因子指数 | 0.1 | 100 | |
| 底泥有机指数 | 0.1 | 70 | |

(3) 水生生物

1、群落特征指数

表 9.3-1 流溪河水库指标层群落特征指数赋分

| 水生生物类群 | 多样性指数 | 丰富度指数 | 均匀度指数 |
|------------|-------|-------|-------|
| 浮游植物 | 2.50 | 2.90 | 0.71 |
| 浮游动物 | 2.91 | 3.95 | 0.74 |
| 底栖动物 | 1.68 | 1.48 | 0.92 |
| 鱼类 | 1.77 | 2.00 | 0.84 |
| 群落特征指数 CCI | 5.31 | | |
| 赋分 | 72.8 | | |

2、外来物种入侵率

根据对流溪河水库两个断面两期调查结果可以发现，流溪河水库中的外来入侵物种主要为尼罗罗非鱼及奥利亚罗非鱼，属于较容易见到，对本底生态系统的物种组成造成了一定干扰，对不威胁本底优势物种，因此指标层外来物种入侵赋分 50 分。

3、指示性或特有鱼类保持率

根据对流溪河水库两个断面两期调查结果可以发现，流溪河水库中的发现有光倒刺鲃、马口鱼等指示水质较好的鱼类，并且生物量较高，同时根据调查附近渔民，指示性鱼类综合赋分 75 分。

表 9.3-2 流溪河水库水生生物准则层赋分

| 水生生物 | 指标层权重 | 指标层赋分 | 准则层赋分 |
|-------------|-------|-------|-------|
| 群落特征指数 | 0.8 | 72.8 | 83.24 |
| 外来物种入侵率 | 0.2 | 50 | |
| 指示性或特有鱼类保持率 | 0.2 | 75 | |

(4) 综合评价结果

表 9.4-1 流溪河水库水生态健康准则层与指标层赋分情况表

| 目标层 | 准则层 | 准则层权重 | 指标层 | 准则层赋分 | 指标层权重 | 指标层赋分 | 指标层加权赋分 | |
|--------------------|------|-------|---------------|-------|-------|-------|---------|--|
| 广东省湖库型饮用水水源地水生生态健康 | 生态水文 | 0.2 | 最低生态水位满足程度 | 77 | 0.6 | 75 | 45 | |
| | | | 湖(库)水交换能力 | | 0.4 | 80 | 32 | |
| | 水环境 | 0.5 | 一般污染指数 | 86.4 | 0.2 | 80 | 16 | |
| | | | 有毒污染指数 | | 0.2 | 80 | 16 | |
| | | | 综合营养状态指数 | | 0.2 | 87 | 17.4 | |
| | | | 水华程度分级指数 | | 0.2 | 100 | 20 | |
| | | | 底泥氮磷污染单因子指数 | | 0.1 | 100 | 10 | |
| | | | 底泥有机指数 | | 0.1 | 70 | 7 | |
| | 水生生物 | 0.3 | 群落特征指数 | 83.24 | 0.6 | 72.8 | 43.68 | |
| | | | 外来物种入侵率 | | 0.2 | 50 | 10 | |
| | | | 指示性鱼类或特有鱼类保持率 | | 0.2 | 75 | 15 | |
| | 总分 | 83.57 | | | | | | |

(5) 与河湖健康评价结果对比

表 9.5-1 本导则与河湖健康评价结果对比

| 健康评估 | 准则层赋分 | 健康评估 | 准则层赋分 | 本导则 | 准则层赋分 |
|-------------|-------|---------|-------|-----------|-------|
| 盆(0.2) | 98.68 | 盆(0.3) | 98.68 | 生态水文(0.2) | 77 |
| 水(0.3) | 74.51 | 水(0.4) | 74.51 | 水环境(0.5) | 86.4 |
| 生物(0.2) | 65.76 | 生物(0.3) | 65.76 | 水生生物(0.3) | 83.24 |
| 社会服务功能(0.3) | 95.85 | | | | |
| 综合得分 | 84.00 | 综合得分 | 79.14 | 综合得分 | 83.57 |

综上所述，本导则构建的评价指标体系与采用《河湖健康评价指南(试行)》评价的成果基本相当，健康评价更加侧重社会服务功能，权重高于生物准则层。

由于河湖健康评价“盆”准则层主要倾向于湖泊面积萎缩比例、岸线自然状况以及违规开发利用水域岸线程度等方面，侧重于是否规范化管理，与本导则有一定区别。本导则主要侧重于生态水文，满足湖库自身生态功能，主要包括最低生态水位满足程度和湖库水交换能力等方面。

而在“水”准则层，健康评价主要从水质优劣程度、湖泊营养状态、底泥污染状况和水体自净能力等方面来对准则层赋分，而本导则在分析广东省湖库型水源地自身特点后，将水环境分为一般污染指数、有毒污染指数、综合营养状态指数、水华程度分级指数、底泥氮磷污染单因子指数和底泥有机指数。由于不同地区重金属本底值差别很大，因此取消了底泥重金属评价的内容，所选指标更加贴近于湖库型水源地的功能及特征，能够更加客观、有效和准确的对湖库型水源地水环境进行判断。

在“生物”准则层，河湖健康评价由于主要利用生物完整性指数对各水生生物类群进行赋分，虽然此方法能够相对准确的对生物层进行判断，但在实际工作中发现，由于在鉴定和分析中各单位专业水平不一，较难得出客观的生物完整性指数。因此，本导则选择了描述群落物种多样性常用 α 多样性指数主要有香农威纳指数(Shannon-Wiener)、均匀度(Pielou's)和丰富度(Margalef)能够对群落物种组成的丰富度及均匀度进行综合评价，而且数据易于获取，使用灵活、方便，而且，指标表征不同营养级生物群落综合状况。

综合分析知，本导则构建的评价指标体系能够客观、真实反应湖库水生态实际，指标和权重设置合理。

参考文献

- [1] 陈能汪, 章颖瑶, 李延风. 我国淡水藻华长期变动特征综合分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(008): 1994-1998.
- [2] 王海云, 程胜高, 黄磊. 三峡水库"藻类水华"成因条件研究[J]. 人民长江, 2007, 038(002): 16-18.
- [3] Paerl H W, Huisman J. Climate - Blooms like it hot[J]. Science, 2008, 320(5872): 57-58.
- [4] 任健, 商兆堂, 蒋名淑, 等. 2007年太湖蓝藻暴发的气象条件分析[J]. 安徽农业科学, 2008, (27): 264-265+267.
- [5] 陶益, 孔繁翔, 曹焕生, 等. 太湖底泥水华蓝藻复苏的模拟[J]. 湖泊科学, 2005, 17(003): 231-236.
- [6] Chris Marshall, Principal Policy Officer, WRI. Monitoring Standard for

Freshwater Blue-Green Algae (Cyanobacteria). Department of Natural Resources & Mines, 2005:1-22.

[7] Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, 2001, 2:1-678.

[9] 俞洁, 马勇. 浙江省蓝藻水华应急与预警监测[J]. 环境污染与防治, 2008, 30(3): 85-87,90.

[10] 张婷, 李林, 宋立荣. 熊河水库浮游植物群落结构的周年变化[J]. 生态学报, 2009, (06): 2971-2979.

[11] 崔扬, 朱广伟, 李慧赟, 等. 天目湖沙河水库水质时空分布特征及其与浮游植物群落的关系[J]. 水生态学杂志, 2014, 000(003): 10-18.

[12] 杨亮杰, 余鹏飞, 竺俊全, 等. 浙江横山水库浮游植物群落结构特征及其影响因子[J]. 应用生态学报, 2014, 25(002): 569-576.

[13] Wehr J D, Descy J I. USE OF PHYTOPLANKTON IN LARGE RIVER MANAGEMENT[J]. Journal of Phycology, 2010, 34.

[14] 张敏, 谢平, 徐军, 等. 大型浅水湖泊——巢湖内源磷负荷的时空变化特征及形成机制[J]. 中国科学:地球科学, 2005, (S2): 66-75.

[15] 蔡晓明. 生态系统生态学[M]. 科学出版社, 2000.

[16] Boyer J N, Kelble C R, Ortner P B, et al. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA[J]. Ecological Indicators, 2008, 9(6).

[17] 胡雪芹, 王强, 马明睿, 等. 淀山湖叶绿素 a 分布特征及其与浮游植物密度的相关性[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2012, (04): 149-156.

[18] Quiblier C, Leboulanger C, Sane S, et al. Phytoplankton growth control and risk of cyanobacterial blooms in the lower Senegal River delta region[J]. Water Research, 2008, 42(4-5): 1023-1034.

[19] Mitrovic S M, Hardwick L, Dorani F. Use of flow management to mitigate cyanobacterial blooms in the Lower Darling River, Australia[J]. Journal of Plankton Research, 2011, 33(2): 229-241.

[20] Abrantes N, Antunes S C, Pereira M J, et al. Seasonal succession of cladocerans

and phytoplankton and their interactions in a shallow eutrophic lake (Lake Vela, Portugal)[J]. *Acta Oecologica*, 2005, 29(1).

[21] Kiss K T, Genkal S I. Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and in its side-arms near Budapest (Hungary)[J]. *Hydrobiologia*, 1993, 269-270(1).

[22] 杨丽标, 韩小勇, 孙璞, 等. 巢湖藻类组成与环境因子典范对应分析[J]. *农业环境科学学报*, 2011, 30(005): 952-958.

[23] 朱超, 杨晓冉, 赵彬, 等. 2017年夏季巢湖水华期间浮游植物与蓝藻毒素的时空变化特征[J]. *中国环境监测*, 2018, 034(006): 103-112.

[24] 刘春燕, 余艳惠, 王蓉, 等. 滇池浮游生物多样性特征[J]. *西部林业科学*, 2016, 45(1): 74-80.

[25] 吴可方, 欧伏平, 王丑明. 东洞庭湖秋季氮磷营养盐结构及水华风险分析[J]. *人民长江*, 2018, 49(23): 25-30+77.

[26] 郝媛媛, 孙国钧, 张立勋, 等. 黑河流域浮游植物群落特征与环境因子的关系[J]. *湖泊科学*, 2014, 26(1): 121-130.

[27] 施练东, 竺维佳, 张俊芳, 等. 亚热带水库浮游植物群落结构季节演替及其春季水华成因分析——以浙江汤浦水库为例[J]. *水生态学杂志*, 2013.

[28] 王晶, 焦燕, 任一平, 等. Shannon-Wiener 多样性指数两种计算方法的比较研究[J]. *水产学报*, 2015, 39(08): 1258-1263.

[29] 许晴, 张放, 许中旗等. Simpson 指数和 Shannon-Wiener 指数若干特征的分析及“稀释效应” [J]. *草业科学*, 2011, 28(04): 527-531.

[30] 王磊, 向甲甲, 殷瑶等. 河道底泥重金属的含量特征与潜在生态风险 [J]. *净水技术*, 2020, 39(10): 162-167.

[31] 曹承进, 秦延文, 郑丙辉, 等. 三峡水库主要入库河流磷营养盐特征及其来源分析 [J]. *环境科学*, 2008, 29(2): 310-315.

[32] 宁加佳, 刘辉, 古滨河, 等. 流溪河水库颗粒有机物及浮游动物碳_氮稳定同位素特征[J]. *生态学报*, 2012, 32(5): 1502-1509.

[33] 王明翠, 刘雪芹, 张建辉, 等. 湖泊富营养化评价方法及分级标准 [J]. *中国环境监测*, 2002, 18(5): 48-49.

[34] 苏德纯, 胡育峰, 宋崇渭, 等. 官厅水库坝前疏浚底泥的理化特征和土地

利用研究[J]. 环境科学, 2007(6): 19-23.