

# 五 河湖健康评估

## 1 调研背景概述

河湖水系是地表水资源的主要载体,由河湖水系所支撑的河湖生态系统是地表最富生产力和生物多样性最为丰富的生态系统类型之一,具有巨大的生态服务功能,不仅承载着人类社会,也养育着众多的生物。

在经历了 20 世纪 80 年代以来长达 30 余年的我国经济社会的快速发展,全国各地河流不同程度地承受着过度排污、过度引水、河道结构破坏、过度捕捞等多重胁迫,相应地出现了水文情势显著变化、水质恶化、河流形态结构破坏、生境退化,以及重要或敏感水生生物消亡等问题,河流健康问题十分突出,河流生态完整性遭到严重破坏,严重影响河流对人类社会及生物多样性的支撑作用的发挥,影响着河流生态系统的生态服务功能的可持续利用。在面临着“水多、水少、水浑”等传统水问题外,更日益面临着“水丑、水死”的严峻问题。河湖健康的保持及恢复不仅关系到水资源的可持续利用,也关系到流域乃至全国生态安全和经济社会的可持续发展。

为此,河湖生态系统的保护及河湖健康的维持和恢复近年来日益成为全社会共同关注的重要问题,河湖生态修复的必要性和紧迫性也日益被全社会所认可。作为水行政主管部门和流域健康的代言人,我国水利部门除了承担着防洪兴利的传统任务外,河湖生态恢复及河湖健康的守护重任也责无旁贷。

河湖健康评价是 20 世纪 90 年代以来在西方发达国家兴起的流域综合管理的技术手段,不仅可以对河湖生态系统的现状及存在的问题进行诊断评价,还可以为河湖生态修复的进程进行监测,从而不断地为河湖健康的适应性管理提供反馈信息,是河湖生态系统管理的重要内容,对实现水资源的综合管理和流域生态系统良性循环具有重要意义。我国自 21 世纪初开始陆续引入河

湖健康评价的理念，并在水利系统和其他部门迅速得到积极的回应。国家和水利部门提出了树立科学发展观，以人-水和谐的理念，大力发展民生水利，实行最严格的水资源管理制度，促进水资源可持续利用的治水新思路。环保部门在进行污染源总量控制治理的同时，也提出了“让河流休养生息”的河流保护行动。然而，由于有关理论基础的欠缺，加之我国的特殊情况，目前河湖健康评估领域存在着社会及流域管理方面的紧迫的需求与河湖健康理论技术方法支撑严重不足的突出矛盾。

为了更好地促进我国河湖健康评估的深入和健康发展，有必要对国外河湖健康评价的发展进程及技术方法的发展趋势进行全面的调研，及时总结各国对河湖健康的内涵、重点关注问题、压力响应分析方法、评价指标体系、调查评价方法、评价模型技术等方面的最新进展以及各国河湖健康评价技术体系的优劣，同时结合我国现阶段及近期河流综合管理及生态保护方面的技术需求，分析国外评价技术体系与我国生态环境特征及经济发展阶段特征的适用性，提出我国开展河湖健康评价的对策和技术框架。进而考虑学科发展需求，研究分析培育学科发展的新的增长点，提出相关建议。

本调研按照两个导向进行跟踪调查，一是按照技术方法体系进行调查评估，涉及河流健康评价的理论基础、河湖健康定义与内涵、河湖健康评价指标体系、河湖健康评价方法体系，以及河湖健康评价监测调查技术方法等方面的进展；二是按照不同地区或国别的国家层面的河湖健康评价技术体系及评价实践进行跟踪调查，包括美国、欧盟、澳大利亚、南非、日本等国家或地区的河湖健康评价技术体系及评价实践的进展。

本调研的参考文献包括国际上相关研究领域的权威期刊以及美国、欧盟、澳大利亚、南非、日本等国相应的官方网站上所提供的河湖健康评估的导则、规范以及相关技术报告。

## 2 本专题进行调研的原因、必要性及意义

## 2.1 选题原因

党和国家高度重视河湖生态保护。党的十七大报告将“建设生态文明”提高到国家战略高度，要求经济社会与自然生态的平衡发展和可持续发展，强调保护生态、实现人与自然和谐相处的制度安排和政策法规建设，强调环境保护和生态平衡的思想观念和精神追求，实现人与自然协调发展。水利部党组高度重视河湖健康管理与保护工作。陈雷部长在 2009 年全国水资源工作会议讲话指出，到 2020 年要初步形成与全面建设小康社会相适应的现代化水资源管理体系，基本建成水资源保护和河湖健康保障体系。为实现党和国家的河湖生态保护的战略任务，必须有坚实的河湖健康评估的技术支撑。

河湖健康评估是一项多学科、跨学科的新学科发展方向，具有重要的科学研究意义。河湖健康评估具有系统的技术体系，可以为河湖健康诊断、河湖状态评估、河湖生态修复目标确定，以及恢复进程的评估提供有效的技术支撑，提高流域综合管理水平。

## 2.2 必要性分析

近年来，我国的河湖生态状况严峻，河湖健康退化威胁到公众的切身利益，社会公众对河湖生态环境质量改善的要求日益迫切，河湖健康状况不仅关乎技术和管理问题，还可能激发成为影响社会安定的敏感问题。

我国目前针对河湖健康评估以及相关的河湖生态修复工作，以水利部门及环保部门为主，近年来进行了最小生态流量、污染物总量控制、水环境承载力、水资源承载力等相关的研究和管理工作。流域管理机构作为流域生态的代言人，高度重视河流健康问题，不仅进行了河流健康指标体系的探索，还结合自身优势，在管理上提出了“生态调度”这一新的理念并付诸实施。但总体而言，目前开展的工作普遍存在生态涵义不够明确，河湖健康涵义相对凌乱、不系统，相应评价方法及关键技术问题未得以落实等问题，为此十分有必要在河湖健康的理念下整合和指导已开展的

工作。河湖健康的水平是全社会经济发展方式及生态环境保护观念的水平的反映，是一项需要全社会共同参与的工作。因此也十分有必要考虑我国的实际情况，在人水和谐的理念下，建构河湖健康评估这一各行业综合交流的平台，共同促进河湖生态服务功能的可持续利用。

## 2.3 调研的意义

建立河湖健康评估制度是我国水利行业的重要目标。通过定期对我国重要江河湖库健康状况进行系统的“定期体检”，可以为检讨治河治湖策略、促进全国各流域在河流湖库健康保护管理工作、制定河流湖库保护决策、实现水利部及其流域机构“成为河流代言人”的职责提供技术支撑作用，实现水资源可持续利用和经济社会可持续发展。同时，水利部门定期进行河湖健康状况的评估，形成权威的发布平台，对于维护稳定，构建和谐社会具有积极的社会意义。

我国现阶段开展的《水资源公报》、《地表水资源质量年报》、《全国地表水环境质量通报》等方面的定期评价工作，属于传统的水质评价技术体系，重点从河流湖库水体的物理化学状况进行评价，关注的是污染排放胁迫作用特征，对水污染防治具有一定的指导意义。但是，无法形成河流湖库生态系统是否健康的评价结论。因此，从河湖保护和水资源可持续利用角度出发，建立河湖健康评价技术体系，开展系统性和综合性的河湖健康评价，构建基于河湖健康保障的河湖管理体系以改进和完善河湖评价和管理，是对现有工作的提升，具有重要而深远的实际意义。

通过系统的调研，可以明确我国在开展河湖健康评估方面存在的不足，明晰国外河湖健康评估发展中的经验教训和基本规律，促进对国外先进理论、技术、方法的吸收，结合我国河湖管理及生态现状的分析，提出我国的发展策略，更好地服务于我国河流生态保护的实践。

## 3 近年来该专题发展新动向和值得关注点

### 3.1 本专题发展的新方向和值得关注点

### 3.1.1 世界各国和地区的发展动向总体特点

自从“河流健康”的概念提出以来，尽管对其内涵至今仍存在着争议，但由于“健康”比喻对于大众而言易于理解，引发了人们对河流生态状况的广泛关注，河流健康评价在西方发达国家和一些发展中国家中得到了广泛的应用，其中尤以欧盟水框架指令、美国全国河湖健康评价、澳大利亚河流及湿地健康评价、南非河流健康计划等影响较大。

#### (1) 欧盟的水框架指令下的水体健康评价进展

##### 1) 欧盟水框架指令中水体健康评价体系介绍

水框架指令是欧盟 2000 年颁布的，目的是协调欧盟各国共同行动，在同一个法律框架内，通过流域综合管理的手段，防止水生态系统及直接依赖于水生态系统的陆地生态系统和湿地状况的进一步恶化，保护并改善其状况；促进水资源的可持续利用等。欧盟水框架指令中近期的目标是在 2015 年前地表水自然水体达到“良好的生态状态”，为此，提出了欧盟各国通用的具有可比性的生态状况评价指标体系。

在欧盟水框架指令指标体系中，采用了按地表水体类型进行评价的评价体系。地表水体分为河流、湖泊、过渡性水域或沿海水域、人造地表水体或发生重大改变的地表水体。欧盟水框架指令中用“生态状态”代表“与地表水体有关的水生生态系统的结构和功能的质量”，所提出的水体健康评价指标体系中按生物质量要素、水文地貌质量要素、物理-化学质量要素 3 大类质量要素进行评价。其中不同地表水体的类型的相应要素组成略有不同，不同水体类型的具体指标组成详见表 3-1。欧盟水框架指令中的水体健康共分为极好、优良、中等、差、极差 5 级。针对各质量要素中的各项分指标，也规定了不同类别所应达到的水平。

欧盟水框架指令中提出一个十分关键的概念，即“参照状态”，即对极好状态下存在的或可能存在的生物组分质量的描述，这种状态下没有或仅有轻微的人类活动的干扰。设定参照状态标准的目的是为进行生态质量评价提供标准。生物组分质量要素中各指标的生态状态用所观测到的相

应指标的参数值与参照状态下相应的指标值之比来表示，称为“生态质量比值”。在评价过程中，生物要素质量的状况是首要的不可替代的指标，具有“一票否决”的作用，物理化学质量要素和人文地貌要素是对生物要素质量的补充。不同类别要素质量类别评定时，首先对各组分指标的类别进行评价，再对各组分指标进行综合评价，综合评价类别取决于各组分指标类别中最差的那组分指标的类别。参照状态标准的取得可以通过预测性模型、反推或专家经验法进行。

为了促进欧盟各国对水框架指令的推行，促进评价方法的相互校验，参照状态设置的统一性、各级生态类别划分的统一性，欧盟还设置完成了许多研究计划，包括 STAR、AQEM、FAME、REBECCA 等。其中，STAR 计划全称是“河流类别划分的标准化：对水框架指令要求的、根据不同的生物调查方法所取得的生态质量类别划分结果进行校验的框架方法”，目标是对实施欧盟水框架指令中的一些关键问题进行回答，包括如何选定最佳的指示特定胁迫类型的评价方法及其适用尺度、如何选定具有早期和晚期预警功能的方法、不同方法的敏感度及影响因素、不同评价方法的结果如何进行校验、现场采样及实验室作业规程的最优化、如何最佳地确定不同生态类别的界限，以及为欧盟标准的研究提供支撑；AQEM 计划，全称为“利用底栖大型无脊椎动物对欧洲河流进行生态质量评价的集成评价系统的开发和验证”项目，目的是建立一套标准化的大型底栖无脊椎动物采样规程，以及记录调查地点水文地貌、物理、化学和地质信息及其上游、下游及岸边带环境的通用的现场记录规程；FAME 计划目标是研究利用鱼类群落评价欧盟水体生态质量的系统；REBECCA 计划目标是对化学和生态状态之间的关系提供新的解释，帮助促进欧盟水框架指令的实施。

## 2) 水框架指令的实施进展

Hering 等（2010）对欧盟水框架指令实施 10 周年的进展和不足进行了总结。他认为，在评价方法（包括参照状态、分区和相互校验）方面，评价过程的透明性和评价方法的标准化取得了长足进步；未来需要加强对评价结果的不确定性的评估，和将不同生态质量要素综合评价方面的

研究。在监测计划方面，取得了大量的监测数据，但数据的管理不够集中，使用不便；未来需要在数据的可获得性方面加以改进，并建立全欧洲的参照状态点位的中心监测网。在流域管理计划的效果方面，对于生态恢复过程中的生物响应的了解有限，且难以预测；未来需要对生态恢复措施进行长期的监测，以便理解生态系统恢复的需求及根据重新建群的潜能确定恢复措施的优先顺序。

## （2）美国河湖健康评价进展

### 1) 美国河湖健康评价的历程

美国对河湖健康的关注最早可追溯到 1972 年，当年“美国水污染控制法”（后称为“清洁水法”）颁布，法律中明确提出立法的目标是恢复和维护美国水域化学、物理和生物的完整性，其实质是生态完整性。在清洁水法框架内，通过为水体目标设定水生生物用途（ALU）为水生生物恢复和保护建立法律地位，并类似化学水质标准，根据所设定的水生生物用途设定相应的生物标准，使得生物完整性与物理、化学完整性在法律上取得了同样的地位。

法令颁布后，很长一段时期实际上主要关注化学完整性，即传统的水质的水化学指标。之后，关于生物完整性的定义和评价方法成为争论的热点，直至 Hughes 等（1982）提出了解决方案，并成为生物完整性评价的基本框架，即：①基于一定生物区划（生态区）内的参照状态的生物完整性定义；②通过受影响状态与参照状态的比值代表相对质量；③利用多个样点建立参照状态；④以 Karr 的鱼类生物完整性指数为指数构建的基础。

表 3-1 欧盟水框架指令中水体健康指标体系

分项	河流	湖泊	过渡性水域	沿海水域	人造的或发生重大改变的地表水体
生物质量要素	浮游植物组成与数量	浮游植物组成与数量与单位面积生物量	浮游植物组成与数量与单位面积生物量	浮游植物组成与数量与单位面积生物量	与所评价的水体最为接近的四种天然地表水类型中的那种水体所采用的质量要素
		大型植物和底栖植物的组成与数量	大型藻类和被子植物的组成与数量	大型植物和被子植物的组成与数量	
	底栖无脊椎动物组成与数量	底栖无脊椎动物组成与数量	底栖无脊椎动物组成与数量	底栖无脊椎动物组成与数量	
	鱼类的构成、数量与年龄结构	鱼类的构成、数量与年龄结构	鱼类的构成、数量与年龄结构		
水文地貌质量	水文状况：水量及动力学特征；与地下水体的联系	水文状况：水量及动力学特征；滞留时间；与地下水体的联系	潮汐状况：淡水流量；波浪影响程度	潮汐情况：主要水流流向；波浪影响程度	
	河流连续性				
	形态情况：河流深度、宽度变化；河床结构与底质；河岸带结构	形态情况：湖深变化、湖床数量、结构与底质；湖岸结构	形态情况：深度变化、床体数量、结构与底质；潮间带结构	形态情况：深度变化、沿海床体的结构与底质；潮间带结构	
物理-化学质量要素	总体状况：热状况；氧化状况；盐度；酸化状况；营养状态	总体状况：透明度；热状况；氧化状况；盐度；酸化状况；营养状况	总体状况：透明度；热状况；氧化状况；盐度；酸化状况；营养状况	总体状况：透明度；热状况；氧化状况；盐度；营养状况	
	特定污染物：所有重点物质造成的污染；大量排入水体的其他物质造成的污染	特定污染物：所有重点物质造成的污染；大量排入水体的其他物质造成的污染	特定污染物：所有重点物质造成的污染；大量排入水体的其他物质造成的污染	特定污染物：所有重点物质造成的污染；大量排入水体的其他物质造成的污染	



20 世纪 80 年代末期以来,美国环保局及各州环保局等针对河流健康评价中存在的技术问题进行了大量的研究。美国环境保护署(EPA)流域评价与保护分部于 1989 年提出了旨在为全国水质管理提供基础水生生物数据的快速生物监测协议(RBPs),经过近 10 年的发展和完善,EPA 于 1999 年推出新版的 RBPs,给出新的快速生物监测协议,该协议提供了河流着生藻类、大型无脊椎动物,以及鱼类的监测及评价方法和标准。EPA1998 年提出了湖泊、水库生物评价及生物标准的技术导则。随后,2006 年提出了可徒涉河溪的生物评价概念及方法,以及大型河流生态系统的环境监测与评价计划,2007 年发布了美国湖泊调查的现场操作手册。

大量的技术准备工作为进行全国性的河湖健康调查及评价奠定了基础。美国环保局与西部 12 州合作,完成了环境监测评价计划-西部计划(EMAP-WEST),在 2004 年首先进行了西部可徒涉河溪的试点研究,之后正式启动了美国全国性的可徒涉河流、湖泊、湿地、沿海水体的生态状态调查评价。其中,可徒涉河流、湖泊已经分别在 2006 年及 2009 年发布了首期评价报告。

美国水体健康评价均采用多度量指标评价的思路,以美国可徒涉河流生态评价为例(Paulson 等,2008),其评价步骤为:

- ① 选定研究区域。
- ② 进行调查设计。根据抽样调查原则,综合考虑美国 9 个生态区、3 个气候区,以及相应分区内河流稠密程度,从分区内 1~5 级河流中进行等比例抽样,确定 1392 个采样点。
- ③ 现场采样调查。对每一个采样点,在 2000~2004 年低流量时期,根据标准的采样规程进行现场采样。采样规程采用《可徒涉河流评价现场采样规程》,采样规程规定了对采样点的基本情况、河道内及岸边带物理栖息地的测量项目以及生物、化学监测项目。
- ④ 确定参照状态。直接利用调查采样数据,而不是利用专家判断方法来确定每一个生态区内的参照状态。参照状态的选择根据从采样点收集到的物理及化学数据进行确定。
- ⑤ 生物质量评价。采用大型底栖无脊椎动物群落作为指示生物类群来代表河流生物质量,利用大型无脊椎动物完整性多度量指数(MIBI)及物种损失程度(O/E 指数,实际调查物种数与期望物种数之比)进行生物质量类别评价。未来的调查中将包括大型无脊椎动物、鱼类、藻类群落。生物质量级别分好、中、差 3 级。
- ⑥ 胁迫因子状态评价。根据对河流及岸边带产生直接影响以及便于调查的原则,选定胁迫因子的类型。采用相对风险的概念对每一种胁迫因子可能对河流生物质量的影响的程度进行评价,即该类型胁迫因子如果处于最差的级别时,河流的生物质量可能会恶化到何种状态。用归因风险来表示河流生物质量恶化可归因到某种胁迫因子的程度。

$$RR = \frac{\Pr(Y=P|S=P)}{\Pr(Y=P|S=NP)}$$

$$AR = \frac{\Pr(Y = P) - \Pr(Y = P | S = NP)}{\Pr(Y = P)}$$

式中：RR 为相对风险， $\Pr(Y=P | S=P)$ 为胁迫因子为差时生物质量也为差的条件概率， $\Pr(Y=P | S=NP)$ 为胁迫因子为非差(优或中)时生物质量为差的条件概率；AR 为归因风险， $\Pr(Y=P)$ 为生物质量为差的概率。

## 2) 美国河流健康评价指标体系的组成

### ①生物组分质量评价指标

包括不同生物类群，鱼类、大型水生植物、大型无脊椎动物、着生藻类、浮游藻类等。具体评价指标为相应生物类群的生物完整性指数，例如鱼类生物完整性指数 (IBI)、大型无脊椎动物生物完整性指数 (M-IBI)、着生藻类生物完整性指数 (P-IBI) 等。相应生物类群生物完整性指数考虑了该类群生物群落的多项特性，比如 M-IBI 考虑了种类多度 (物种数量)、物种结构组成、栖息地利用、生活史、繁殖策略、污染耐受度、食性类型、是否存在非本地物种等。

### ②胁迫因子评价指标

包括水化学胁迫指标、栖息地改变胁迫指标、生物胁迫指标、娱乐指标等。水化学胁迫指标包括过量的总氮、总磷、盐度、碱度指标等，栖息地改变胁迫指标包括过量的细颗粒泥沙、河道内鱼类栖息地改变、岸边带植被盖度改变、岸边带干扰等。生物胁迫指标包括外来物种等。娱乐指标包括是否适合游泳、垂钓等。

具体调查和评价时，首先提出被选指标，再根据调查区域的实际状况、调查的主要目标、经费状况等，适当地增删部分评价指标。

美国的湖泊评价也采用了类似的评价步骤。评价指标体系包括了生物、娱乐、化学及物理类别的指标，详见表 3-2。

表 3-2 美国全国湖泊健康评价指标体系

生物类指标	娱乐类指标	化学类指标	物理类指标
着生硅藻	病原体 (肠球菌)	营养物 (总磷、总氮)	湖滨带栖息地盖度及结构
浮游植物 (藻类)	藻毒素	溶解氧、温度、pH、	浅水栖息地盖度及结构
浮游动物	藻类数量 (蓝藻)	浊度、缓冲能力、盐	湖滨带人类干扰
底栖大型无脊椎动物	藻类密度 (叶绿素-a)	度	
藻类密度 (叶绿素-a)		泥沙内汞含量	
入侵物种			

美国全国湖泊调查评价中，根据高程、降雨量、气温、经度、纬度、钙离子浓度、湖泊面积、深度、湖岸发育等地理、地质及湖泊形态差异，对所有的调查湖泊进行聚类分析，共分成 7 类，这 7 类又进一步聚类成 3 组。针对每一类湖泊，建立起该类湖泊的参照状态。对于不同类的湖泊，

提出了相应的物理栖息地指数，包括湖滨干扰指数及湖滨栖息地盖度复杂度指数、浅水栖息地指数、物理栖息地复杂度指数。

综观美国水体健康评价发展状况可见，具有理念超前、起步早、积累深厚的特点，最早提出了保持和恢复水体生态完整性的理念，并奠定水体健康评价的生态分区、参照状态比较等技术框架。在 20 世纪 80~90 年代提出的快速生物评价规程在世界各国的推广促进了河湖健康评价的发展，同时，在已有的多度量指数评价基础上，也吸收了以英国 RIVPACS 为代表的预测性模型的优点，近年来在全国尺度的河湖健康评价中厚积薄发，在建立标准化调查评价规程、建立参照状态方面、诊断胁迫原因等方面又走到了世界的前列。

### （3）澳大利亚河湖健康评价进展

澳大利亚政府于 1992 年开展了“国家河流健康计划”，用于监测和评价澳大利亚河流的生态状况。其中用于评价澳大利亚河流健康状况的主要工具是澳大利亚河流评价系统（AUSRIVAS）。除此之外，近年来澳大利亚的溪流状态指数（ISC）研究将河流健康状况评价用于指导河流管理，评价现行水管理政策及实践的有效性，并为管理决策提供更全面的生态学及水文学数据。在 2005 年出版了《澳大利亚水资源 2005》报告，对澳大利亚水资源进行了基线评价，其中澳大利亚河流及湿地健康作为报告的重要组成，对澳大利亚境内的重要河流及湿地等环境资产进行了识别，并提出了澳大利亚全国性河流及湿地健康评价的基本框架。目前，正在开展澳大利亚西部河流及湿地健康评价试点计划，2010 年底完成该项项目，为开展澳大利亚全国性河流湿地健康评价奠定基础。

#### 1) 澳大利亚全国河流湿地健康评价框架

在 2005 年出版的《澳大利亚水资源 2005》系列报告中，在“国家河流健康计划”研究积累的基础上，提出了澳大利亚河流及湿地健康评价框架。河流湿地的健康的内涵为良好的生物完整性，评价框架包括 6 大类指标：流域干扰指数、物理形态指数、水文干扰指数、水质土壤指数、岸边带指数、水生生物指数。各大类指标可以由各州根据自身实际情况具体选择。对水体类别的评价共划分为基本未改变、轻微改变、中等改变、显著改变及严重改变 5 级。评价的最小空间尺度为河段，对河段尺度的评价结果可以在地表水管理区、州、全国的尺度上进行综合。

#### 2) 澳大利亚河流评价系统（AUSRIVAS）

为了用全国统一的标准方法对澳大利亚河流的生态状况进行评价，在英国河流无脊椎动物预测和分类系统（RIVPACS）基础上，澳大利亚开发了适于本国的河流评价系统，并于 1992 年采用该法进行了全国第一次水资源健康评价。由该系统得出的评价结果在澳大利亚全国河流湿地健

康评价框架中作为水生生物的指示指标。

基于河流的某些理化指标与大型无脊椎动物有直接联系,会影响大型无脊椎动物群落结构的理论,澳大利亚河流评价系统按影响大型无脊椎动物分布的理化因素构建其评价指标,这些因素包括:地理位置、河岸带植被、河道形态、水体化学性质、河流水文特征、生境组成、生境特征、有机物和无机物等,每个因素下又细分为一系列反映对大型无脊椎动物群落影响的特定指标。此外,在每个监测点还引入美国 EPA 生境评价法,记录一系列反映人类活动潜在影响的观测结果,用以帮助分析河流评价系统的输出结果。

澳大利亚河流评价系统的评价方法是:首先从生态状况受到最少损害的参考点收集大型无脊椎动物信息,根据参考点的物理化学指标相似性,利用分类法将参考点的大型无脊椎动物分成相似生物群小组。其次,将对大型无脊椎动物分布影响最为强烈的指标筛选为河流评价系统预测模型中的预测因子变量。这样,参考点的信息就成了试验监测点的对比评价标准。第三,根据参考点的大型无脊椎动物物种数量及分布,预测试验监测点的相应状况。将试验监测点预测出来的物种数量与在参考点实际测得的物种数量进行比较,用两者的比值来反映试验监测点的生态状况。如果在试验监测点采集到的种群数目或种类不能满足预期,那么很有可能是水质恶化、栖息环境恶化或两者共同作用造成的生物群落损坏。观测值与预期值的比率反映了生态状况的连续性,其变化范围为 0~1。为简单说明河流的生态状况,澳大利亚河流评价系统将连续性分为贫瘠、大大低于参考水平、低于参考水平、参考水平、高于参考水平 5 个等级。

#### (4) 南非河流健康评价指标体系进展

南非水事务及森林部 (DWAF) 于 1994 年启动了“河流健康计划”,该计划提供了可广泛应用于河流生物监测的框架。此外,伴随着国家快速生物评价计划,南非还建立了栖息地整体评价系统 (IHAS) 和栖息地完整性指数 (IHI)。总体来说,南非的河湖健康评价重视监测和解释生物指标的变化。

南非的河流健康计划选用栖息地完整性评价、地貌形态指数评价、河滨带生态完整性评价、鱼类完整性评价、大型无脊椎动物评价、藻类评价等 6 大类评价指标,其中河流内无脊椎动物、鱼类、藻类以及河滨带植被等作为生物指示指标,评价方法为综合评价法,与参照点相比分成:稍小影响、中等影响、较大影响、严重影响、彻底影响 5 个等级,按 5 分制打分。

#### (5) 国外河流健康评价指标体系研究的总体特点

1) 理论基础较为坚实,充分考虑不同地域河流生态系统的时空分异性,强调进行基于生态分区和水体类型划分,以便最大程度地减少因时空分异而对河流健康参照状态的影响。

2) 评价尺度一般基于河段,可以在河段评价的基础上,进行河流-流域或州、全国等不同空间尺度上进一步综合,生物调查监测方法考虑河段尺度以下的栖息地尺度的空间非均质性。

3) 河流健康内涵基本相同,均基于生态完整性,强调生态完整性对于河流健康的决定性作用。河湖健康的指标体系虽然各有不同,但基本架构基本一致,均包含了物理栖息地、化学指标、生物完整性指标等。

4) 虽然河流健康评价的推行相对缓慢,但进展扎实,目前已经跨越典型案例研究的阶段,发展到国家层面上的系统的调查评价技术体系。在进行全国性评价之前,通常需要进行长时间的科学研究的积累,一般先集中在小型河流,再逐步扩展到大型河流、湖泊等水体,在进行全国性评价之前,还要进行试点研究。

5) 河流健康的评价具有坚实的法律基础,强调全国各部门之间的协同一致。

### 3.1.2 河湖健康评估的技术体系发展动向及特点

#### 3.1.2.1 河湖健康评估基础理论发展方向

##### (1) 河流生态系统结构功能理论基础

##### 1) 河流生态系统的概化模型理论研究进展

自从 Hynes (1975) 发表“河流及其峡谷”的论文以来,开始了以现代科学角度对河流生态系统结构功能进行理论分析的先河,开始了真正意义上的对河流生态系统结构和功能的概化的尝试。在 20 世纪 80 年代,总的趋势是从连续性的角度来认识河流生态系统,在此期间陆续提出了河流连续统概念 (RCC) (Vannote 等, 1980), 洪水脉冲概念 (Flood Pulse Concept) (Junk 等, 1989)、河下带廊道概念 (Hyporheic corridor Concept) (Stanford&Ward, 1993), Ward 对河流生态系统的结构和功能进行了总结,提出了河流生态系统的 4 维结构模型,认为河流生态系统具有纵向、横向、垂向和时间维 4 个维度的结构[Ward, 1989], 4 个维度上的连续性构成了河流生态完整性。

但自 20 世纪 80 年代中期以来,一种将河流视为以“非连续统”的新的视角逐渐出现(例如, Perry & Schaeffer 1987, Townsend 1989, Montgomery 1999, Rice 等. 2001)。同时期,景观生态学和复合种群生物学快速发展,等级理论和用斑块来描述环境非均质性的认识也逐渐被河流生态学家所接受,并纳入到对河流生态系统结构的认识中来。Firsse 等 (1986) 提出了描述河流内栖息地的等级结构模型。Pringe 等 (1998) 提出了河流内栖息地的斑块镶嵌体的概念模型。Townsend (1989) 和 Poole (2002) 进一步强调了河流生态系统的动态变化特性,提出多等级动

态斑块镶嵌体概念模型。由此，在对河流生态系统的结构和功能的研究中成功地引入了景观生态学的视角。

近来，Thorp 等（2006）尝试将这两个视角的模型进行整合，提出了河流生态系统综合框架（Riverine Ecosystem Synthesis），来同时解释在各种时空尺度上的沿着河网的纵向和横向维度的非连续格局以及局地的生态格局。在这一框架内，河流系统被视为由流域地貌和水流特征所形成的大的水文地貌斑块的镶嵌体。这些水文地貌斑块则由较小尺度的非生物斑块和更小尺度的生物斑块组成，其中非生物斑块的影响因素包括水流情势（包括了水流历史、洪水脉冲等）、水力学特征、局地的地质、地形和坡度、底质大小和组成、辐射、温度、溶解氧、无机营养物质及其他的水化学特征等，生物斑块的尺度一般比非生物斑块会更小，包括了自养生物和异养生物组成的斑块。异养生物斑块的形成机制包括了栖息地形成、密度斑块和抑制性相互作用，而自养生物斑块则包括陆地植被、底栖和浮游生物、微型和丝状藻类、维管束大型植物、植物残体等。

在物理上水文地貌单元是构成河流生态系统的物理基础，特定的水文地貌单元具有特定的相应于生态功能，包括生产力、系统的新陈代谢率、有机物的动态、营养物的螺旋以及群落的组成，称之为功能过程区（FPZ, Functional Process Zone），功能过程区和水文地貌斑块沿着河流的纵向的排列组合构成了河流生态系统的结构，相同的功能过程区和水文地貌斑块则可能在河流生态系统中的不同位置上反复出现，这种分布的斑块镶嵌体的特征决定了不同河流之间的总体特征的独特性。

## 2) 河流生态系统的结构与功能

河流生态系统的物理结构包括了纵向、横向和垂向以及时间维的动态变化。其中，纵向结构主要体现在大多数河流的纵向大致由源头区、过渡段和沉积区 3 个区段组成，横向结构则体现为河流横向上由河道、漫滩和高地边缘等单元组成，垂向结构包括了河道内水体、河下层（Hyporheic zone）以及漫滩下的含水层。

河流生态系统的生物结构可以从不同的角度进行表征。按照河流生物群系划分，河流生态系统的生物组成通常被分为 7 大类——细菌、藻类、大型植物、原生动物、微型无脊椎动物、大型无脊椎动物、脊椎动物（如鱼类、两栖动物、爬行动物以及哺乳动物）。从构成河流生态系统的生物的组织水平而言，河流生态系统的生物结构则包括了生物个体、物种、种群、群落、生态系统 5 个等级。在水生生态系统的物种组成中，相对于河流生态系统功能的正常发挥，其不同的物种具有不同的作用，而且对于维护整体的生物多样性的重要性也有所不同，其中某些物种一旦缺失，就有可能对整个生态系统地过程与功能造成严重阻碍，导致生态系统的严重退化或崩溃，这

类物种通常被称作关键物种。

河流生态系统具有众多的功能，对于人类社会及生物群体都有着十分重要的支撑作用。对于生物群体言，河流生态系统主要具有 4 种作用：栖息地、通道、过滤与屏障、“源”和“汇”功能。对于人类社会而言，具有丰富的生态服务功能，包括河流生态系统产品和河流生态系统服务两大类，河流生态系统产品是指由河流生态系统产生的，通过提供直接产品或服务维持人的生产、生活活动的功能，它包括供水、提供水产品、内陆航运、水力发电、休闲文化和提供原材料等；河流生态系统服务是指河流生态系统维持的人类赖以生存的自然环境条件和生态过程的功能，它包括调蓄洪水、河流输沙、航运等。

## （2）河湖健康概念理论框架

### 1) 河湖健康的内涵

河湖健康评价提出的社会背景是人类干扰和胁迫的深度和广度达到了如此严重的程度，以至于严重威胁到河流生态系统生态服务功能的可持续提供，同时也严重威胁到河流生态系统所支撑维持的生物多样性。

河湖健康的提出的生态学背景是在对生态系统健康评估概念基础上，结合 20 世纪 80 年代以来河流生态学的快速进展，为支持流域综合管理而提出的。其中，河湖生态系统健康评价研究是生态系统健康评价中开展较早和较为成熟的领域，与生态系统健康评价的研究是相辅相成的关系。

生态系统健康评价基础理论构建阶段为 20 世纪 70 年代末至 90 年代初，期间 Rapport 等 (1979) 提出可以借用西医中的诊断程序来进行生态系统状态系统评估的思想为标志，建立了生态系统健康综合评价的基础。随后，Lee(1982)提出了“生态系统健康”(Ecosystem health) 一词，把生态系统的健康与恢复力、持久力联系起来。生态系统健康的概念和内涵，逐步丰富到涵盖层次性、生态完整性 (Karr, 1985)、稳定性、可持续性 (Rapport, 1989; Norton, 1989) 等方面。Costanza (1992) 提出了用活力 (Vigor, V)、组织力 (Organization, O) 和恢复力 (Resilience, R) 表征生态系统的 3 个关键属性，用这 3 个属性的乘积来组装生态系统健康指数 (Healthy Index, HI) 的方法，即 VOR 方法，该方法在 1998 年被“国际生态系统健康大会—生态系统健康的管理”会议采纳，标志着生态系统健康评价的方法论体系基本构建。但是，由于生态系统的复杂性以及不同学者对生态系统健康内涵的认识的差异，生态系统健康目前仍然没有一个统一的定义。总体而言，其关注的对象经历了一个由自然生态系统到受人类主导的复合生态系统的过程，其关注的生态系统的的关键特征涵盖了系统的功能、结构，以及功能与结构的相互组合的过程，对

生态系统的关注也由自然生态系统的特征向为人类提供的生态服务功能方面转移。

对于河湖生态系统健康评价而言，其起源于美国清洁水法，1985年Karr提出其评价基础是自然河湖生态系统的生态完整性。随后，随着对河湖生态系统生态服务功能的突出以及人类主导下河湖生态系统的基本特征的认识，其评价基础逐渐向强调生态服务功能方面转化。其中，Lenders和Knippenberg（2005）提出了河流生态系统的5维特征，使河湖生态系统模型由“排除人类的影响”发展到“包含人类的影响”。

对于河流健康而言，目前存在着狭义的和广义的河流健康两种概念，狭义的河流健康来源于Costanza的定义，认为生态系统应当是稳定的、完整的，有活力和恢复力(haskell,1992, Page,1992, Costanza,1992)，其定义的主体是河流生态系统。广义的河流健康则扩展到河流为人类所提供的服务，生态系统健康除了能维持自身复杂特征，还能满足人类提出的需求(Mageau, 1995; Bormann, 2000, Rapport, 1999)。其定义的主体包含了河流生态系统以及所支撑的经济社会系统。

从世界各国的河流健康理论方法的研究及应用实践的发展历程，可以清晰地看出河流健康的内涵的终极目标是生态完整性，但由于世界各国经济社会发展水平、河流管理面临的问题的阶段性的不同，造成了对河流健康内涵的不同的理解和取舍。对河流健康理论评价上是流域综合管理水平的提升，是对涉及流域管理各层面上的相关因素在河流生态系统的层面上进行更高的整合。欧美各国的河流健康评价实践的开展基于法律、技术、经济及科学上的充分准备，服务于对河流生态系统健康状态及发展趋势的评判，对胁迫状态的识别，为河流生态修复措施优先度的确定和生态修复效果的科学评判提供可靠的管理工具。

## 2) 河湖健康评价指标体系构建框架

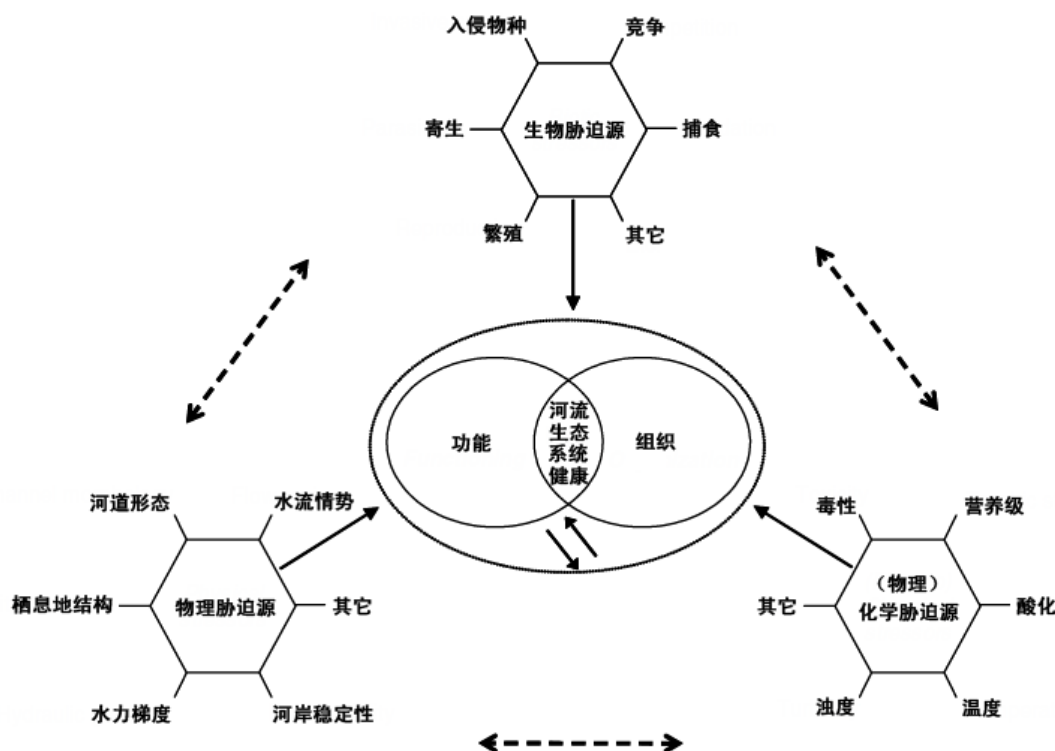
河湖健康评价指标体系是进行河湖健康评价的重要技术支撑。

国际上，对于复杂的生态系统健康的评价，由OECD（联合国经济合作开发署）建立的“压力—状态—响应”(Press - State - Response)模型框架已经成为一个广为接受的概念模型。该模型将作用于生态系统外部的压力及生态系统的状态、响应结合成一个有机的整体，其中“压力”包括直接或间接人类活动对生态环境的改变；“状态”主要指流域的物理、化学和生物条件或自然系统的状态,包括人类的健康和财富；“响应”包括政府行为或政策、部门、个人对环境改变的应对和治理。该评价模型不仅可对流域生态环境现状和变化趋势进行评价,而且在流域管理中可针对生态环境的变化趋势给出响应或治理对策。

河流生态系统作为一种具有显著等级结构的复杂动态系统，对于其健康状态的评价也采用压力状态响应模型框架。Vugteveen等（2006）对河流健康概念进行了系统梳理，提出了基于胁迫-



状态-响应的河流生态系统健康概念框架，如图 3-1 所示。图中，小的反向箭头表示河流生态系统与社会的相互作用；双向虚线箭头指示胁迫因子的独立性，亦即人类活动可以直接对河流施加物理的、或（物理）化学的、或生物胁迫。胁迫因子被定义为能够对生态系统导致不利响应的任何的生物、物理或化学因子。



### 3.1.2.2 河湖健康评估技术体系的发展方向

河湖健康评估的基本的技术架构可以追溯到美国的 Hughes (1982)。当时是为了解决美国 1972 年清洁水法的定义中提出的生态完整性的定义与评价方法的争论。Hughes 等 (1982) 提出了基于生态分区的以生物完整性评价的基本框架。自此以后，河湖健康评估的基本技术体系已经建立，主要包括了河湖生态分区、指示指标、参照状态、生态完整性评价、综合状态的合成，以及胁迫因子的诊断等。之后其他国家和地区的河流健康计划均是参考美国的基本架构而建立的。

相对而言，河湖生态分区、参照状态等建立原则基本相同，值得注意的是，关于综合状态的合成方法及胁迫因子诊断方面呈现出一定的变化，主要体现在美国最新的评估技术采取了分别进行胁迫因素诊断和健康程度分级的思路，而欧盟水框架指令、澳大利亚河湖健康评估、南非的河流健康计划则采用了传统的计算综合指数的方法，将胁迫、响应等不同层次的指标综合在一个综

合指标中。相对而言，美国的方法更为合理和先进。而传统的河湖健康综合评分的方法中需要考虑不同类别的指标层的权重，考虑物理、化学、生物指标的尺度协调性，而这种权重的设定往往是主观判定的。

### 3.1.2.3 河湖生态分区研究进展方向

河湖生态分区是进行河湖健康评估的基础，不仅是更为准确地描述河湖生态系统的空间异质性和空间等级结构，而且牵涉到河湖生态调查监测的基本尺度的确定，从而最大程度地降低由于空间异质性及时间动态变化带来的评价结果的不确定性。

河湖生态系统是典型的多等级系统，不仅体现在物理结构方面，生物组织水平上同样如此。从河湖生态系统的空间尺度上看，河湖生态系统具有复杂的分层等级结构。对河湖的分级结构的分类方法的研究一直是一个重要的领域。其中 Frissel (1986) 年曾提出了一个经典的河流等级结构，从上到下依次包括了流域、河流、河段、深潭/激流以及微生境等 5 级系统，在相应的等级内，除了高等级的限定作用外，还具有相应等级的关键过程。

河湖生态系统健康评价是基于一定尺度的，其隐含的假设是基于最小尺度的评价对象是一种均质的区域，在该调查点上的调查数据代表了调查点所在的一个区域的特征。但河湖生态系统又是多等级的，因此为了提高参照状态的准确性和针对性，必须对河湖生态系统进行生态分区和河湖类型划分，其关键是对不同尺度环境因子与不同层次生物组成之间的关系的理解。

20 世纪 80 年代，Southwood 提出了栖息地模板理论 (Habitat Templet Theory) [Southwood, 1977, 1988]，该理论对认识群落内物种的特性与栖息地特征的时空变化关系提供了一个理论框架，并逐渐得到了广泛的认可和进一步的发展。栖息地模板理论认为，在栖息地内存活和生殖的物种是从潜在的定殖物种库中通过筛选留下来的；非生物因素在物种进化方面起到了塑造物种生命史、选定物种及特性的作用，并将其定义为“选择力”。按照非生物因素的不同类型，栖息地模板又可进一步划分为物理栖息地模板和化学栖息地模板。

对于河流生态系统，水文地貌过程对于维持河流生态系统的结构与功能具有特殊的重要性，Poff 和 Ward (1990) 在 Southwood 的基础上，提出了河流生态系统的物理栖息地模板理论，长期的自然环境异质性的情势和干扰的情势组成了物理栖息地模板，限定局地的生物物种类型的分布。

河流生态系统中非生物选择力有高度的时空变化性。河流生态学家认识到，河流生态系统中的环境异质性以及相关的选择力在不同尺度上发挥作用。Poff 进一步建议将 Southwood 定义的

“选择力”视作一组嵌套的“筛选器” (Nested Hierarchical Filter), 范围从区域一直到微观栖息地 [Poff, 1997], 其中大尺度的筛选器被看作原因性或机理式的媒介, 它界定较低尺度上的本地选择力或生物潜力的表达。要加入本地群落, 区域物种池内的物种必须具有合适的功能特性来通过这些嵌套的筛选器。当物种通过物理-化学栖息地筛选器的筛选作用后, 生物相互作用也可以作为本地群落组成的潜在筛选器, 它们在更低的等级水平上发挥作用。

在生态分区及河湖类型划分中, 可以依据多级环境过滤器概念和物理栖息地模板概念进行划分。

#### 3.1.2.4 生态完整性评价发展方向

生态完整性评价是河湖健康评估的核心, 其中生物完整性又是重中之重。

河湖生物完整性评价方法主要有 2 类: 一类是预测模型方法, 如 RIVPACS 和 AUSRIVAS 等。这类方法的实质是比较法, 首先通过选择参考点, 建立理想情况下样点的环境特征及相应生物组成的经验模型; 随后比较观测点生物组成的实际值(O)与模型推导的该点预期值(E), 以 O/E 的值对其进行评价, 比值可以在 0~1 之间变化, 比值越接近 1 则该点的健康状况越好。另外一种是目前普遍应用的多指标指数法, 例如 IB I 指数法。IB I 指数由 12 个度量指标组成(每一个指标有 1~5 个等级), 包括的指标有物种丰富度、营养成分、指示种类别(耐污种及非耐污种)、鱼类数量、杂交率、鱼病率、畸变率等, 这些指标能够确定测量地点的退化程度。随着方法的完善, 现在 IB I 已经被应用于藻类、浮游生物、无脊椎动物、维管束植物等的相关研究中( Karr et al., 2000)。相对而言, 预测模型法具有较为坚实的理论基础, 且具有可预测性; 而 IBI 法的理论基础不够扎实, 且无法通过胁迫因子的情况而加以预测。预测模型法具有更大的发展前途。

#### 3.1.2.5 河湖健康参照状态研究发展方向

河湖健康评价的根本方法是参照状态法。该法是通过将河湖生态系统的现状(结构、组分、功能、多样性)与参照状态进行对比, 判断其与参照状态的偏离程度, 作为河湖生态系统健康程度的度量。参照状态的选取就是评价标准的确定。

##### (1) 参照状态及其分类

河湖健康参照状态是 Hughes 等在 1982 年, 为美国环保局落实清洁水法中的生物完整性评价, 而提出的技术框架的核心。近 30 年来随着河流生态学的发展和河湖健康评价实践的深入逐渐完善, 并已成为河湖健康评价重要内容。

河湖生态系统参照状态的最初是指一种原始的、没有人类干扰或改变的系统状态。由于近代

以来人类影响的深度和广度达到了前所未有的程度，现有的河湖生态系统中几乎很少能有近于原始状态的河湖存在，造成了难以根据参照状态的原始定义来确定参照状态的具体指标。特别是考虑到人类胁迫的普遍性和严重性，随后陆续对原始的参照状态概念进行了修正和完善。Stoddard等(2006)对参照状态概念进行了系统地梳理和界定。建议用“生物完整性的参照状态”(RC(BI))代替最早提出的参照状态概念，根据河湖生态系统所承受胁迫的程度和可能达到的恢复目标，将参照状态细分为4类：最轻微干扰的状态(MDC)、历史状态(HC)、最少干扰状态(LDC)，以及最佳可达状态(BAC)。其中，最轻微干扰状态指没有明显的人类干扰下的状态，是一种对生物完整性的最佳估计；历史状态是历史上某一时刻下河流的状态，如果所选择的历史时刻下还没有人类干扰，将是对RC(BI)的准确界定；最少干扰状态是指现存的具有最佳的物理、化学、生物栖息地状况下的河流状态；最佳可达状态则是指在现状经济社会条件下，通过最佳的技术条件所能达到的状态。各种参照状态的示意图3-2。

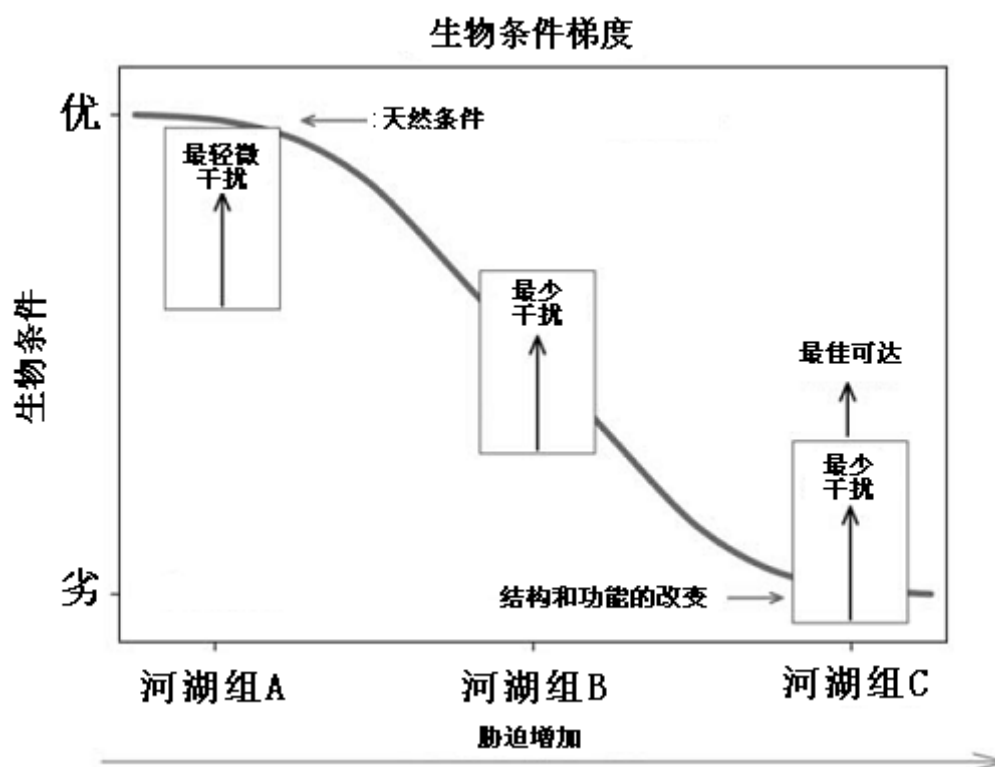


图 3-2 不同胁迫状态下的不同河湖类别的参照状态示意图

图 3-2 中，由于不同生态区(或不同河湖类型或河湖规模)内具有不同的人类干扰水平，使得参照状态的定义差异很大，其中最佳的可达状态将不可能优于极轻微的干扰状态，但根据人类干扰的程度高低，可以低于或等于最少干扰状态。例如，河湖组 B 与河湖组 C 在干扰程度上有显著差异，河湖组 C 的合理的参照状态或目标就可能是现在并不存在的，但经过合理的管理可以

达到的状态，即最佳可达状态。对于河湖组 B 而言，最少干扰状态就可以作为其参照状态或目标。

## (2) 参照状态的确定方法

### 1) 最轻微干扰状态的确定方法

最轻微干扰状态的确定，取决于寻找到人类干扰最轻微的区域，往往在一些自然保护区或者一些已经从过去干扰状态中得到很好恢复的地区。可以通过对这些地区河湖取样调查，确定一些群落的最轻微干扰参照状态。

最少干扰状态的确定，同样是寻找物理化学及生物干扰状态最少的调查点位，通过对这些调查点位的生态调查，取得相应的组成、结构、功能、多样性方面的特征，作为最少干扰状态。

### 2) 最佳专业判断法

由数十年物理、化学及生物调查经验的水生生物学家，通过个人的专业判断，估计在没有人类干扰情况下的相关的水生生物组成状况，作为最轻微干扰状态或最少干扰状态。

### 3) 历史数据分析法

在具备某些条件的情况下，通过对较早期调查记录、博物馆收藏、杂志、地方志或早期照片的收集、整理，也可以对早期生物组成状况提供十分有价值的信息。另外，通过对湖底沉积物的调查，可以获得历史时期硅藻的组成信息。对于沉积物内花粉剖面的分析，也可以提供流域植被盖度的一些历史信息。这些信息可以用来建构历史状态。

### 4) 经验模型外推法

在没有最轻微干扰状态点位的情况下，通过建立人类干扰梯度和生物指示指标之间的经验关系，来外推获得没有人类干扰下的参照状态。

### 5) 预测模型法

该类方法最早由英国 RIVPACS 系统研究中提出，随后在澳大利亚 AusRIVAS 系统中的加以改进。建模理论是基于这样一个假设：在无污染的情况下，生境属性(地貌、底质组成和植被等)一致的样点，应该有相似的底栖动物区系组成，需以大量未受污染样点的底栖无脊椎动物群落和生境资料为基础，根据种类组成相似性用聚类分析建立参照点群，并用逐步判别功能分析法 (Stepwise Discriminant Function Analysis) 筛选出与各参照点群底栖动物群落组成有密切相关的变量(如受人类活动影响较小的纬度、经度、海拔、河流级别、底质组成、流速和碱度等非生物学性状)，建立判别函数。

### 3.1.2.6 调查监测方法及调查规范的发展方向

河湖生态调查是进行河湖健康评价的基础性工作，相应河湖生态调查数据是支撑河湖健康评价的数据基础。然而由于河湖生态系统显著的时空尺度性，为实施有代表性的河湖生态调查，河湖生态调查规范的研究是一项重要的基础工作，其关键是如何用栖息地尺度的调查数据获得调查河段的有代表性的生态调查数据。

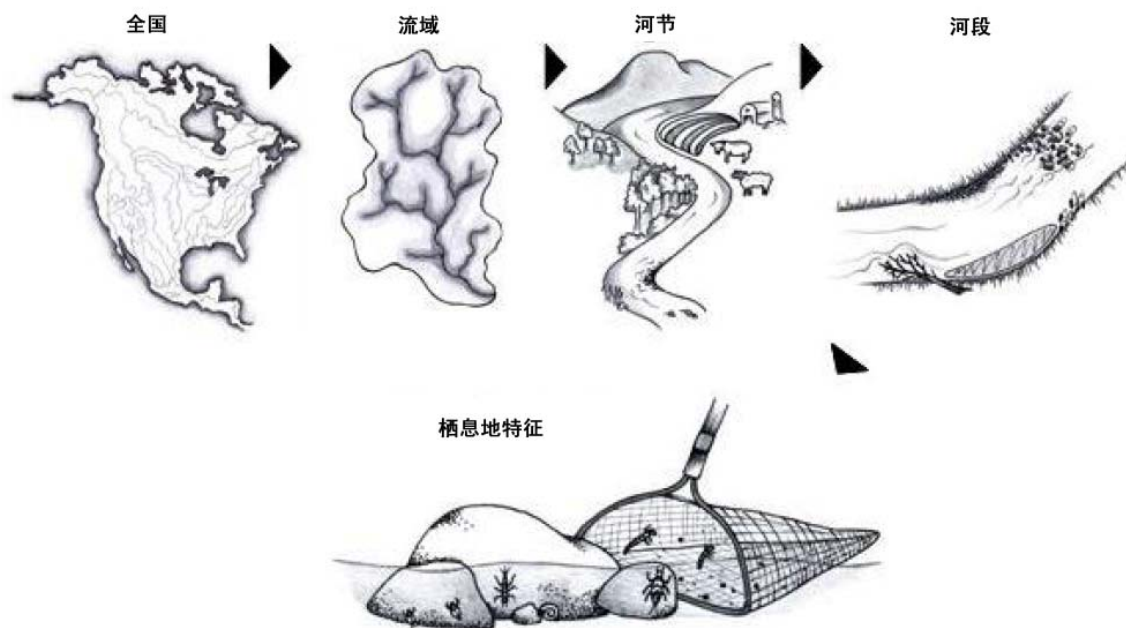


图 3-3 河湖生态调查示意图

针对支撑各国进行河湖健康评价的调查规范的调研表明，各国的调查规范均采用了标准化的调查采样方法。主要包括：

- (1) 选用多种生物类群进行调查，作为进行生物完整性评价的基础。
- (2) 物理栖息地与水生生物同步系统调查原则。
- (3) 综合考虑水体类型及胁迫状态进行水体分区。
- (4) 对不同水体分区，按水体类型分别采用标准化采样方法。

## 3.2 专家点评和对水平的分析

国内自 20 世纪 90 年代以来在河流管理中开始重视生态保护和恢复，河流健康评价理论逐渐成为河流生态修复的重要理论依据。最早在 2002 年唐涛等将国外的河流生态系统健康及健康评价的概念引入国内，认为“健康的河流生态系统必将成为河流管理的主要目标”，但未在国内引起太多的重视。2003 年 10 月李国英在首届黄河国际论坛上提出了“河流生命”的概念，呼吁河流管理者“要给河流留下维持其自身生态平衡的基本水量”。此次会议引发了国内水利界和学术界对中

国河流健康的广泛讨论和空前研究。2005年10月以“维持河流健康生命”为主题的第二届黄河国际论坛会议更是将国内外众多学者和机构的河流健康理论研究和实践经验荟集一堂,开阔和促进了国内河流健康研究的深度和广度。之后国内的河流健康理论、方法和实践进一步发展,不同专家学者以及我国各大流域机构都提出了各自的河流健康的概念、内涵、评价指标体系、评价方法等。当今,河流健康已成为我国水利可持续发展和流域综合管理的主要目标,但是我国的河流健康研究尚处于初级阶段,呈现百花齐放、各抒己见的状态,还没有能够形成统一的科学观点和技术规范。综合我国河流健康评价的不同研究成果可见,国内在河流健康评价中注重河流自身生态健康和服务功能健康,强调人水和谐,大部分观点认为健康的河流是河流的自然功能和社会功能取得平衡的河流。

我国各大流域机构在借鉴国外河流健康研究的基础上,根据本流域的实际情况开展了积极的河流健康评价研究工作,其中黄河、长江、珠江流域的研究成果比较突出。

2004年黄河水利委员会提出“维持黄河健康生命”的流域管理理念,提出黄河治理终极目标为“堤防不决口,河道不断流,污染不超标,河床不抬高”,但至今尚未出台正式评价指标体系。2006年刘晓燕等提出黄河健康生态指标体系包括低限流量、河道最大排洪能力、主槽过流能力、滩地横比降、水质类别、水生生物、湿地规模、黄河对人类的可供水量8个指标。

2005年长江水利委员会提出“维护健康长江,促进人水和谐”的流域管理理念,初步提出一套的健康长江评价指标体系,共有14个指标,分别为河道生态需水量满足程度、水功能区水质达标率、水土流失比例、血吸虫病传播阻断率、水系连通性、湿地保留率、优良河势保持率、通航水深保证率、鱼类生物完整性指数、珍稀水生动物存活状况、防洪工程措施完善率、防洪非工程措施完善率、水资源开发利用率、水能资源利用率。

2005年珠江水利委员会提出“维护河流健康,建设绿色珠江”的流域管理理念,提出绿色珠江指标体系,由总体层、系统层、状态层和指标层4层构成,包括河流形态、生态功能、社会服务和社会影响等4类14个指标。

2006年海河水利委员会提出了“湿润海河、清洁海河”的流域管理理念,但至今尚无正式出台河流健康评价指标体系。天津大学对海河流域河流健康评价的研究有一定成果。

此外,太湖流域、松辽流域也相继提出了各自的河湖健康评价指标。

2007年水利公益性行业科研项目《水工程规划设计标准中关键生态指标体系研究与应用》,由水利部水利水电规划设计总院牵头,国内多家知名研究机构合作,历经2年时间研究建立了水工程规划设计关键生态指标体系和评价方法,提出水工程生态保护标准体系和水工程规划设计标

准的有关生态保护准则。该项研究的一项重要成果是,在充分检索国内外相关文献资料的基础上,全面总结国内外已有的有关河流健康评价、生态影响评价等方面的研究成果,通过频度分析初步筛选出 300 余个水工程对生态环境影响指标,系统总结了水工程对河流生态的各种压力和河流生态状态。并在此基础上提出了包含 5 类属性、18 类要素和 35 个关键指标共 3 个层次的水工程规划设计中关键生态指标体系。

对比分析国内外河湖健康评估进展,就我国而言,河流健康评价指标体系的发展具有以下特点:

(1) 更为关注河流生态服务功能。

我国由于流域内人口密集,生态用水和经济社会用水竞争激烈,导致在河流的自然状况、经济社会背景上与欧美诸国有很大区别,这种高度的用水竞争性凸显了人类社会对河流的开发利用,导致我国在健康河流评价指标上更强调维持河流自身生命及其功能的健康、更关注和突出人水关系。

(2) 在河流健康评价时,我国仍主要侧重于借助化学手段以及少量生物监测评估河流水质状况,从系统健康的角度认识河流状态尚待进一步深入。

(3) 现有的少量实证研究尚多以单条河流为主,缺乏流域、水系(河网)、河流不同空间尺度的探讨。此外,如何将河流健康评价作为技术手段用于指导和完善河流管理的研究仍较为少见。

(4) 尽管 2005 年以来我国学术界在河流健康评价研究上有较多成果,不同学者和专家分别提出各自的河流健康的科学内涵、河流健康评价指标及评价方法等,但迄今国内尚未形成统一或公认的河流健康评价指标体系。

因此,选择我国不同典型自然地理区域,充分考虑我国河流生态系统的特征及经济社会发展背景,在充分吸收国外先进河流健康评价理论及方法的基础上,构建体现地域特色和管理要求的河流生态系统健康理论与方法体系,是我国河流健康评价研究的一项紧迫任务。

### 3.3 对本专题发展的建议

#### 3.3.1 实施我国河流健康管理应解决的若干关键问题

(1)“人水和谐”的河湖健康评价理论基础研究

在河湖生态系统以及经济社会发展阶段的特征方面,我国与欧美各国存在着显著差异。其中欧美河流的特点是:水资源分布时空相对差异不大,生物类群的相对单一,由于已处于后工业化社会(高污染行业的转移),经济社会发展对于河湖水体的胁迫程度显著降低,同时民众对生活



质量意识很强，行政体制的权力分散化也使得公众参与的力度巨大。而我国河流类型多样，时空差异巨大，生物类群多样，相比欧美各国人口密度大得多，且处于快速工业化及城市化进程中，对河湖生态多重胁迫的作用强度显著降低的可能很小，尖锐的人水矛盾将长期存在，难以在近期根本缓解。这些因素决定了我国在现阶段和可预见的将来，不可能只是关注于生物完整性，不考虑河湖生态系统的服务功能的充分发挥。

强调人水和谐，所研究的对象应是人类主导下的河流生态系统。我国河流指标体系中强调经济社会指标的同时，实际上意味着涉及到远比河流生态系统尺度更大的自然-经济-社会的复合生态系统。如何合理科学地进行系统分解，实际上面临的挑战更大，目前仍然缺乏合理的概念模型，对经济社会与其他时空 4 维的关系无法定义，难以定义经济社会服务功能与胁迫作用及生物完整性之间的关系。目前，基于水资源配置的“三生”用水平衡，进而引入具有明确相应关系和生态含义的生态指标，采用系统动力学方法的尝试可能是一条可行的路。

## （2）河湖生态分区研究

基于人水和谐的河湖健康评价，实质上要同时涉及陆域生态系统和水域生态系统，其管理思想是生态系统管理思想。长期以来，我国由于行政管理体制等历史原因，在管理上呈现割裂式、条块式管理的特点，人为地造成了水域、陆域的隔离；同时也由于管理视角的不同，相关的管理部门制定了不同类别的管理区划，例如水功能区、水环境功能区等的不一致。

河湖健康评估的最根本出发点是促进不同行业、不同管理部门在河湖生态系统层面上的统一和综合，因此，河湖生态分区必将成为未来更高层次的流域综合管理的基本平台。目前，随着环保部门“水专项”研究的全面开展，已经提出了水生态功能区的概念。水行政主管部门也必须及时面对这一发展趋势，主动地发挥自身的行业优势，在河湖生态分区方面进行深入的研究，为河湖健康评估提供必要的基础管理工具。

## （3）基于河湖健康目的的河湖生态调查规范研究

我国目前缺乏系统的以河湖健康评价为目标的河湖生态调查基本规范，已有的规范多是从渔业资源调查的角度，强调河湖生态系统的渔业资源属性。因此，以河湖健康为目的河湖生态调查规范的研究是一项关键性的研究任务，调查规范应当能够综合反映河湖的物理、化学、生物及人类管理的需求，充分考虑不同类群的水生生物在河湖生态系统内分布的时空分异性。

## （4）河湖参照状态及河湖参照状态监测网的建立

河湖参照状态相当于河湖健康的评价标准。由于我国河流的开发历史悠久，目前仍然处于天然状态下的河流已十分稀少。如何确定我国河湖健康评价的参照状态面临着信息缺失的客观困

难。20 世纪 80 年代，由当时的水产总局牵头，曾在全国层面上开展了全国各大流域渔业资源的调查，之后只是零星地在部分河段上进行过局部调查研究。因此，20 世纪 80 年代的系统调查资料具有宝贵的资料价值。我国的河湖参照状态可以暂以 20 世纪 80 年代的生态调查资料为基础。

同时，需要进行新一轮的全国范围的各大流域河湖生态状况调查，并对仍处于相对天然状态的河湖加强研究，建立我国河湖健康的参照状态监测网，进行长期的观测，为制定更合适的河湖参照状态基准做技术准备。

#### （5）生态完整性评价方法及生物指数评价方法研究

生态完整性评价是河湖健康评价的核心。建议开展类似 RIVPACS、AUSRIVAS 的预测性评价模型的研究。相应地，开展藻类、底栖生物、鱼类等生物完整性评价方法的研究。

#### （6）综合评价技术路线的选择

鉴于完全综合的技术路线存在理论上的困难，而美国河湖健康评估中采用的胁迫、健康单独评价的技术路线更为科学和概念清晰，可考虑采用美国式的技术方法开展全国层面的河湖健康评价研究。

综上，开发以河流生态学理论为指导，以“人水和谐”为基本理念，强化生态含义的诊断性、预测性、可比性强的河段-河流-流域 3 级河湖健康评价系统是未来的发展方向。其技术关键是河流生态分区、胁迫-效应响应关系及响应机制研究，以及河流健康评价模型的研究。该评价系统应该不仅能够真正地揭示造成生态破坏的原因和根源，为河流生态修复提供修复的目标和对象，还能预测相应的生态修复措施的效果，提供对生态修复进展的评价度量，促进河流生态系统生态完整性的恢复。

### 3.3.2 对本专题发展的若干建议

#### （1）加强多学科综合研究

河湖健康评价的理论基础来自于河流生态学，而河流生态学是对传统的水利、水环境、生态学以及社会学、环境经济学等学科的综合。鉴于我国的现实情况，河湖健康评估的对象以经济社会-生态环境复合河湖生态系统为对象，涉及的时空尺度较之欧美等国的研究对象更为广泛，研究的对象也更为复杂。因此，在不同尺度上开展经济社会-水沙情势变异-河湖生态响应的耦合关系研究及基础研究是我国河湖健康评估中面临的重要科学问题。

对于我院而言，应充分发挥我院的学科门类齐全以及水利行业的独特优势，并根据现有优势适当地有所侧重。对水资源、水环境学科的拓展方向以河湖生态演变的驱动力、作用机制、生态

效应的展现与综合为主，兼顾经济社会系统与河湖生态系统的复合经济社会-生态环境巨系统的耦合关系研究，拓展传统的水资源承载力、水环境承载力研究；对河流动力学学科可以水沙情势变异以及河道、岸边带形态响应、河型演变及分类等为基础，集成于物理栖息地的层面，建构物理栖息地演变预测及评价方法；对于我院较为欠缺的水生物学及水生生态学学科，则应加强人才引进，和对现有研究人员的技术培训，但应注意应注重于河湖生态学人才的引进，而不是仅仅满足于物种的鉴别，更要研究生物与环境的作用关系。

#### （2）拓展传统的研究方法

我院作为水利学科的重点科研单位，长期以来，对于河流水文地貌过程的研究具有深厚的积累，相应地研究方法集中于模型试验和数值模拟两大手段上。但河流生态学的研究，由于河湖生态系统高度的时空尺度性以及复杂性，其研究方法更多地侧重调查观测和统计分析，尤其是在揭示环境因子与生物分布之间的关系时，更多地利用了主成分分析、典型相关分析等多元统计分析技术，并且不断有新型的统计分析方法出现。因此，在从事河湖健康评价的基础性研究时，需要相应地适应研究对象变化而引起的研究方法的变化，除传统的数值模拟之外，更要强调调查实验、新型统计方法的掌握与运用。另外要注意树立尺度概念，超越传统的精细时空尺度的惯性思维，进行跨尺度的研究。

#### （3）高度重视基础研究，重视抢救性调查研究，切忌急功近利

我国在河湖健康评估方面，尤其是有关指示物种及生态完整性评价方面的水生生态学研究方面的研究基础薄弱，缺乏必要的数据积累，相应的生物指数的研究远远落后于物理、化学指标的研究深度。十分有必要大力开展有关的水沙情势变异—生物响应的关系的基础研究。同时开展河湖生态系统功能性指标的研究。

重视生态调查资料的积累。包括两个方面：注重对仍处于天然或相对天然河湖的抢救性调查研究，强调加强系统性的调研，从河湖水体河道（湖盆）形态、水文、水质、底质理化性质、生物等的调研组成配套信息；注重历史资料的收集整理。

#### （4）以高度自觉地服务于社会和行业需求为导向

紧密结合污染源总量控制及水资源红线管理，服务于相应主管部门。

逐步从偏重人类社会服务价值向人和自然协调发展转变，近期，围绕落实最严格水资源管理制度拟开展的全国河湖健康评价技术的技术需求开展探索性研究。

## 参考文献

- 1 Angradi, T.R. (editor). 2006. Environmental Monitoring and Assessment Program: Great River Ecosystems, Field Operations Manual. EPA/620/R-06/002. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- 2 Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- 3 Flotemersch, J. E., J. B. Stribling, and M. J. Paul. 2006. Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-wadeable Streams and Rivers. EPA 600-R-06-127. US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- 4 Hering, 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of The Total Environment*, 408(19):4007-4019.
- 5 Hughes, R.M., J.H. Gakstatter, M.A. Shirazi, and J.M. Omernik. 1982. An approach for determining biological integrity in flowing waters. Pages 877-888 in T.B. Brown (editor). *In Place Resource Inventories: Principles and Practices*, A National Workshop. Paper presented at the workshop August 9-14, 1981. Society of American Foresters, Bethesda, Maryland
- 6 Lake and Reservoir Bioassessment and Biocriteria, Technical Guidance Document, August 1998. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- 7 Paulsen, S. G. et al. (2008). Condition of Stream Ecosystem in the US: An Overview of the First National Assessment (PDF) *Journal North American Benthological Society* 27(4):812-821
- 8 Peck, 2006. Environmental monitoring and assessment program –surface waters western pilot study: field operational manual for wadable streams. EPA 620/R-05/003, U.S. Environmental Protection Agency, Office of research and development, Washington, DC.
- 9 Stoddard, Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP) Western Streams and Rivers Statistical Summary. EPA 620/R-05/006. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 2005b.
- 10 Stoddard, 2005a. An Ecological Assessment of Western Streams and Rivers. EPA 620/R-05/005,

U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

- 11 USEPA. 2007. Survey of the Nation's Lakes. Field Operations Manual. EPA 841-B-07-004. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- 12 董哲仁,河流健康的内涵, 中国水利,2005 年 04 期
- 13 杜发兴, 徐刚, 李帅, 水电工程的河流生态需水量研究, 人民黄河, 2008, 30 (11): 58-62
- 14 丰华丽, 夏军, 占车生, 生态环境需水研究现状和展望, 地理科学进展, 2003, 22 (6): 591-598
- 15 傅小城, 吴乃成, 周淑婵, 引水型电站对河流底栖动物栖息地的影响及生态需水量, 2008, 28 (5): 1942-1948
- 16 高永胜, 王浩, 王芳, 河流健康生命评价指标体系的构建, 水科学进展, 2007, 18 (2): 252-257
- 17 姜德娟, 王会肖, 李丽娟, 生态环境需水量分类及计算方法综述, 地理科学进展, 2003, 22 (4): 369-378
- 18 连煜, 王新功, 黄翀, 基于生态水文学的黄河口湿地生态需水评价, 地理学报, 2008, 63 (5): 451-460
- 19 刘静玲, 杨志峰, 湖泊生态环境需水量计算方法研究, 自然资源学报, 2002, 17 (5): 604-609
- 20 水利部长江水利委员会, 长江流域重要河湖健康评估初步工作计划, 2010 年 3 月
- 21 水利部水利水电规划设计总院, 水工程规划设计标准中关键生态指标体系研究与应用, 2009 年 2 月
- 22 水利部水资源司, 全国主要河湖健康评估技术大纲, 2010 年 3 月
- 23 水利公益性行业科研项目《水工程规划设计标准中关键生态指标体系研究与应用》报告, 中国水利水电规划设计总院, 2010 年
- 24 宋进喜, 王伯铎, 生态、环境需水与用水概念辨析, 西北 大学学报(自然科学版), 2006.36 (1): 153-155
- 25 宋兰兰, 陆桂华, 刘凌, 水文指数法确定河流生态需水, 水利学报, 2006, 37 (11): 1336-1341
- 26 宋兰兰, 陆桂华, 生态环境需水研究综述, 水利水电科技进展, 2004, 22 (4): 57-61
- 27 孙雪岚, 胡春宏, 河流健康评价指标体系初探, 泥沙研究, 2007 年 8 月
- 28 孙雪岚, 胡春宏, 河流健康评价指标体系初探, 泥沙研究, 2007, 4, 21-27
- 29 唐克旺, 王浩, 王研, 生态环境需水分类体系探讨, 水资源保护, 2003, 5, 5-8
- 30 唐蕴, 王浩, 陈敏建, 黄河下游河道最小生态流量研究, 水土保持学报, 2004, 18 (3): 171-174
- 31 王备新, 杨莲芳, 大型底栖无脊椎动物水质快速生物评价的研究进展, 南京农业大学学报,

- 2001, 24 (4): 107-111
- 32 王备新, 杨莲芳, 胡本进等, 应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康, 生态学报, 2005, 25 (6): 1481-1490
- 33 王备新, 杨莲芳, 刘正文, 生物完整性指数与水生态系统健康平均, 生态学杂志, 2006, 25 (6): 707-710
- 34 王立群, 陈敏建, 戴向前, 松辽流域湿地生态水文结构与需水分析, 生态学报, 2008, 28 (6): 2894-2899
- 35 王强, 刘静玲, 杨志峰, 白洋淀湿地不同时空水生植物生态需水规律研究, 环境科学学报, 2008, 28 (7): 1447-1454
- 36 文伏波, 韩其为等, 河流健康的定义与内涵, 水科学进展, 2007 年 1 月
- 37 徐志侠, 陈敏建, 董增川, 河流生态需水计算方法评述, 河海大学学报自然科学版, 2004, 32 (1): 5-8
- 38 徐志侠, 陈敏建, 董增川, 湖泊最低生态水位计算方法, 生态学报, 2004, 24 (10): 2324-2328
- 39 徐志侠, 陈敏建, 董增川, 基于生态系统介析的河道最小生态需水计算方法研究 (I), 水利水电技术, 2004, 35 (12): 15-18
- 40 徐志侠, 董增川, 周健康, 生态需水计算的蒙大拿法及其应用, 水利水电技术, 2003, 34 (11): 15-17
- 41 徐志侠, 王浩, 陈敏建等, 基于生态系统介析的河道最小生态需水计算方法研究 (II), 水利水电技术, 2005, 36 (1): 31-34
- 42 杨爱民, 唐克旺, 王浩, 生态用水的基本理论与计算方法, 水利学报, 2004, 12, 39-45
- 43 杨柳, 马克明, 白雪, 洪河国家级自然保护区最小生态需水量与补水分析, 生态学报, 2008, 28 (9): 4501-4507
- 44 杨志峰, 张远, 河道生态环境需水研究方法比较, 水动力学研究与进展, 2003, 18(3): 294-301

负责人: 彭文启、谭洪武

参加人员: 杜强、李国强、张士杰、杜霞、诸葛亦斯、冯健、蔚辉