文章编号:1672-3031(2017)01-0018-12

河湖水系连通生态环境影响评价概念模型研究

冯顺新[1], 廖文根[2], 王俊娜[1]
(1. 中国水利水电科学研究院 水环境研究所, 北京 100038; 2. 水利部水利水电规划设计总院, 北京 100120)

摘要: 河湖水系连通是当前重要的水利发展战略, 是改善水资源配置、抵御水旱灾害、进行生态环境治理的重要手段, 对其影响的评价能为决策提供重要的依据。本文首先讨论了河湖水系连通生态环境影响评价不同于其他水工程影响评价的若干方面, 指出在进行河湖水系连通生态环境影响评价时, 连通区独特的空间结构导致反映同一内涵的指标在受水区、调水区及整个连通区均可能存在阈值, 从而可能需要在多个区域上评价连通的影响; 其次, 本文提出了在连通区上评价连通对生态环境指标影响的概念模型及基于这种概念模型进行评价的方法; 最后, 本文讨论了本概念模型的局限性以及河湖水系连通影响评价研究需进一步开展的工作。

关键词: 河湖水系连通; 影响; 评价; 概念模型
中图分类号: TV213.4 **文献标识码**: A **doi**: 10.13244/j.cnki.jiwhr.2017.01.003

1 研究背景

水是支撑人类经济社会发展不可或缺的资源。改革开放以来, 我国经济社会发展取得了举世瞩目的成就, 我国的河湖水系为经济社会发展提供的支撑功不可没。但我国水利建设仍存在一系列与经济社会快速发展不适应的问题, 如防洪减灾体系非工程措施薄弱、中小河流治理严重滞后、供水不足及生态环境用水挤占严重等[1]。当前, "水多"、"水少"、"水脏"[2]以及"水浑"的问题并存, 水资源、水环境及水生态问题日益突出。为确保我国防洪、供水、粮食及生态安全, 必须重新梳理河湖水系关系[1]。另外, 生态文明已被我国纳入需着力建设的"五个文明"的范畴, 国家和社会对生态环境保护的要求也越来越高。为此, 水利部提出了河湖水系连通战略, 旨在通过实施河湖水系连通, 提高水资源配置能力和承载能力, 改善和修复水生态环境, 降低水旱灾害, 保障水安全[3-5]。

河湖水系连通并不是新鲜事物, 我国历史上有众多的河湖水系连通实践, 先秦时修建灵渠、隋唐后兴建大运河等都是通过水系连通满足人类社会航运需求的例子。国内外兴建的调水工程如加利福尼亚北水南调、澳大利亚雪山调水工程、欧洲的三角洲治水工程、我国的南水北调、引汉济渭、滇中调水等工程, 都是通过连通(调水可视为连通的一种)改善水资源配置的例子。总的来看, 以往的河湖水系连通往往是零星的、孤立的, 功能比较单一。将河湖水系连通作为我国的治水方略则属于首次, 该战略是水利行业在我国经济社会及水利发展的现行格局下, 植根于对我国水资源配置、防汛减灾、尤其是河湖及流域生态环境现状及其成因的新认识, 在全国范围内保障水安全及生态环境安全的战略思想和治水方略。在全国范围内指导水利发展、具有多重用途、注重因势利导发挥河湖水系生态系统的自然功能、注重环境生态综合治理, 是新时期"河湖水系连通战略"的显著特点。当河湖水系连通被作为一种战略提出后, 鉴于其对全国水利建设所具有的指导性, 对该战略中所蕴含的科学与技术问题开展深入研究就十分必要。

河湖水系连通战略的实施还都有不少问题尚待解决。从理论上说, 河湖水系连通的类别、特征、功能、作用、影响等都有待研究; 从实践上看, 当前不少地方正在实施或规划河湖水系连

收稿日期: 2016-08-13
基金项目: 水利部公益性行业科研专项(201501030); 水利部中央水利前期工作项目(2010518)
作者简介: 冯顺新(1973-), 男, 湖北仙桃人, 博士, 高级工程师, 主要从事环境与生态水力学及水工程的生态环境影响研究。E-mail: fengsx@iwhr.com

通，如武汉大东湖、桂林两江四湖、杭州西湖等河湖连通，天津、广州、郑州、济南、济宁、开封等地的城市河湖水系整治和修复、山西大水网连通等[1]，但水行政管理部门在指导和规范这些水事行为时，缺乏相应的技术支撑。当前，在河湖水系连通的不少领域如河湖水系连通的定义[5]、特征[5-9]、功能[10-11]、影响[9, 12]、格局及历史演化[13]、连通准则[14]等方面已取得了部分进展，但关于河湖水系“要不要连、能不能连、连了以后怎么样”等水事决策所非常关心的问题仍未能很好地回答。这3个问题既有区别又有联系，而河湖水系“连了以后怎么样”，即连通的影响及其评价是最核心的问题。

对水工程的影响评价多采用通过层次分析法建立评价指标体系的方法[15-18]，但当前对河湖水系连通的影响与其他水工程的影响有何不同、对影响该如何评价等问题尚无深入研究。事实上，河湖水系连通的影响评价和一般水工程的影响评价有较大的差别，主要体现在：连通的影响在有紧密水力联系的2个子区域上同时发生，连通对2个子区域中需要水资源作支撑的指标(不妨称为“涉水指标”，如生态环境指标)的影响在很多情况下相反。在评价连通的生态环境影响时，是应在单个子区域(以下简称“单区域”)内，还是应在整个连通区内进行评价，若在单区域内进行评价，则应在哪个单区域，采用何种评价方法，若在整个连通区内进行评价，应则如何表征和评价连通对多个子区域的综合影响，这些问题属于河湖水系连通影响评价乃至河湖水系连通研究不可回避的问题。

本文首先讨论河湖水系连通区的空间结构及其对评价的影响，阐明河湖水系连通生态环境影响评价和其他水工程生态环境影响评价的不同；然后，建立河湖水系连通在单个区域上对指标产生影响的概念模型，并由此推导出河湖水系连通在整个连通区上对单个指标产生影响的概念模型，提出阈值的确定方法；最后，讨论所提出的概念模型的局限性，指出后续研究的方向。鉴于连通所导致的可用水资源量变化对流域生态系统的胁迫(干扰)及其影响是一个很复杂的问题，当前关于这一问题的研究很少，本文对河湖水系连通影响评价的研究也还只是初步的，旨在给在流域(区域)尺度上评价河湖水系连通的影响提供一个分析的框架。

2　河湖水系连通生态环境影响评价的特点

2.1　连通区的空间结构　纯粹出于改善生态环境这一目的的连通很少，河湖水系连通多有在连通区内重新配置水资源的目的和作用。连通后，水量在被连通区域之间的交换可能是单向的(如两个区域通过调水通道连通的情形)，也可能是交互双向的(如长江和太湖流域之间的连通)，但一般均存在一个主导输水方向，亦即在平均意义上一般存在经连通通道从某区域往另一区域的“净输水量”。由于水资源是流域生态系统及人类社会生存和发展最重要的支撑条件之一，连通对这两个区域的影响在很多时候刚好相反。为此，在一定程度上可将“水量净调出区”概化为仅向外输出水量的“调水区”，而将“水量净调入区”概化为仅接受外来输水的“受水区”，由此河湖水系连通后所形成的整个连通区可认为由调水区、受水区和输水沿线区域所组成。考虑到过境水流对输水沿线区域的影响与对受水区的影响有相似之处，整个连通区可更进一步概化为仅由调水区和受水区组成。对河湖水系连通生态环境影响的评价需在上述3个区域(调水区、受水区及整个连通区)上进行。

2.2　河湖水系连通对生态环境的影响机制与其他水工程的不同　河湖水系连通对生态环境的影响与其他水工程有较大的不同，表现在：(1)河湖水系连通对生态系统的影响首先表现为“连通”而非阻隔，扩大了连通所涉及生态系统的特征尺度；筑坝等水工程的影响首先表现为“阻隔”而非连通，一般会缩小河流生态系统的特征尺度，使生态系统被分割，生境破碎化。(2)河川径流就其对生态环境的意义而言，其特征一般可分为“量、质及情势”等3个方面。河湖水系连通的调水效果导致调水区及受水区可用水资源量的改变，亦即连通不仅改变河川径流中的“质”和“情势”，而且改变“量”；而筑坝等水工程主要改变河川径流的“情势”，亦即水文、水温、含沙量、营养盐等的过程，其次改变的是“质”如水质(水温可视为水质的一个内容)，在“量”的方面，主要改变泥沙、营养盐等的量，但不改变水量(可用水资源量)。这意味着其他水工程对生态环境的影响主要表现为阻隔、径流“情势”及

“质”的变化所导致的胁迫；而河湖水系连通对生态环境的影响主要变现为连通、径流“量”的变化所导致的胁迫，而径流“量”的变化间接导致径流“情势”及“质”的变化。

这意味着，在不考虑连通效应对生态系统之间的“沟通”效应的情形下(如调水型连通)分析河湖水系连通的影响时，首先和主要应从流域(区域)可用水资源量变化对生态环境的胁迫(简称“水资源胁迫”)入手进行分析。

2.3　河湖水系连通影响及影响评价的空间尺度　河湖水系连通的影响范围(空间尺度)可从2个方面进行说明。河湖处于流域的低地，干支流通过河道的水力联系形成树枝状的水系。河湖水系连通的影响一方面表现为沿河流廊道及湖泊所产生的影响，另一方面表现为对水系所在流域面上的影响。对前者，连通的影响主要发生在河流廊道和湖泊内及周边，且往往发生在流域(水系)中较低的部位；对后者，人类社会取水导致水资源的输运不仅仅沿河流廊道发生，而表现对整个流域面的影响。举例来说，由于太湖处于流域的低地，太湖流域的高地如西部山区河流可认为基本不受“引江济太”调水的影响；但“引江济太”减缓了太湖流域的水资源紧缺状况，人类社会从太湖取水并将其用于全流域，调水又在全流域产生了影响。可以认为，河湖水系连通影响范围的确定不完全是一个技术问题，范围的确定还受政治经济社会等因素的影响。

2.4　影响评价指标的多重阈值　对可定量评价的指标，往往可通过阈值进行评价。在一般水工程影响评价中，定量评价指标时往往仅需考虑一重阈值，如指标的最大值、最小值、临界值等，很少有需要在多个区域上考察指标阈值并进行评价的情况。而在河湖水系连通影响评价中，连通对指标的影响在不同区域上并不相同，可能需在多个区域上对指标进行评价，从而需在不同区域上考查指标的阈值是否存在及阈值大小。如何认识和确定指标在不同区域上的阈值，如何正确看待表征同一内涵的指标在不同区域上的评价结果，是河湖水系连通影响评价中需要阐明的问题。事实上，在河湖水系连通生态环境影响评价中，对可定量评价的指标有可能存在如下两类阈值：(1)指标在单区域(调水区或受水区)上的阈值，基于该阈值可评价连通在调水区或受水区上对指标的(绝对或相对)损害或改善程度；(2)反映指标所表征的属性在连通区内(即调水区和受水区之间)转移或重新配置的可接受程度的阈值，基于该阈值可评价连通在整个连通区内的综合效益。这种阈值为河湖水系连通影响评价所特有。

在由相互之间存在水力关联、连通对指标的影响往往相反的两个单区域所组成的整个连通区内评价水工程(河湖水系连通一般由水工程来实现)的影响，是河湖水系连通生态环境影响分析及评价所独有或表现得尤为突出的问题，对如何开展这种评价迄今尚无深入研究。为此，本文基于恢复生态学领域对生态系统退化/修复过程及机理的认识，从流域生态安全和外界胁迫之间的关系入手，建立连通在单区域内对(生态环境)指标产生影响的概念模型，并将其发展为连通在整个连通区内对指标产生影响的概念模型，以刻画调水量和指标变化之间的关系，实现对指标的评价。

3　单区域单指标概念模型

3.1　生态系统退化或恢复的概念模型　河湖水系连通区是个很大的范围，无论是调水区还是受水区一般都包含多种不同类型的生态系统。水资源是生态系统生存发展所需的基础条件之一。连通的调水效果使调水区及受水区可用水量发生变化，从而调水区及受水区生态系统必然受到干扰或胁迫。了解在干扰条件下流域生态系统的演化特征对认识河湖水系连通的生态环境影响具有重要意义。

当前，生态系统的“多稳态”(multiple stable states或alternative stable states)概念已为恢复生态学所广泛接受[19-24]。所谓多稳态，是指生态系统在动态过程中可能存在多个稳定状态，生态系统在不同状态间的变化很多时候是非线性的。在认识到生态系统的多稳态后，研究者提出了关于生态系统退化或恢复的多种概念模型。Hobbs等[25]提出了退化生态系统恢复的临界阈值理论(图1)。当前关于生态系统退化或恢复的“状态和过渡模型”(State-and-Transition Model)[26](图2)得到了广泛的认可，该模型反映了生态系统在多个稳态之间的非线性变化，认为在不同稳态之间存在阈值，当生态系统结构和

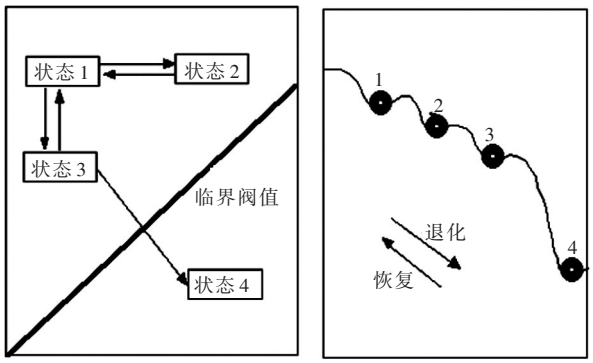


图 1　退化生态系统恢复的临界阈值理论(任海,等[27]根据文献[25]改绘)

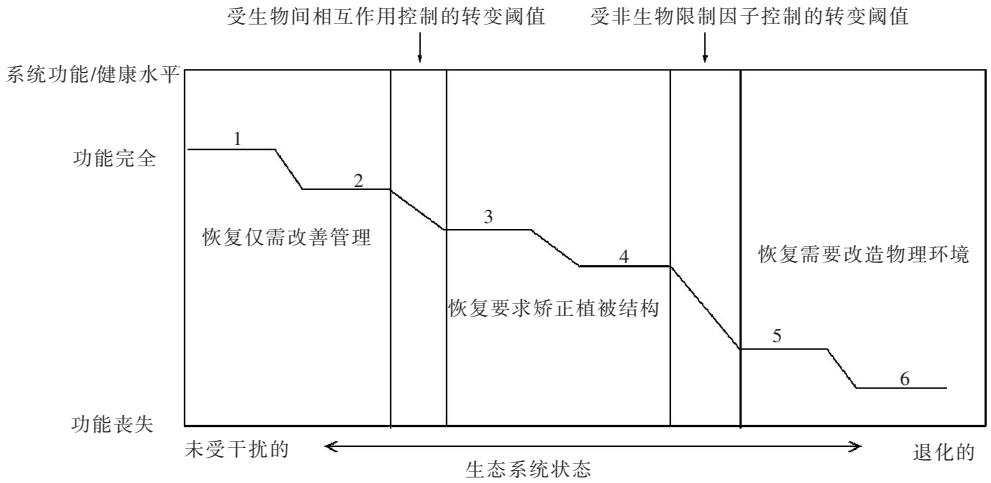


图 2　状态与过渡模型(根据文献[26]重绘)

功能的变化受外界的影响越过一定阈值时，该生态系统就会实现稳态的转换。当然，任一生态系统可能同时具有稳态内的线性渐变过程和稳态之间的非线性变化过程，状态和过渡模型能同时包容这两种过程[23-28]。Whisenant[26]认为，生态系统退化与恢复过程中应认识到两类阈值，一类由生物相互作用所控制，另一类由非生物相互作用所控制，生态恢复只需要通过人为干预改变系统生物结构来跨越前者，但必须通过人为干预以改变物理环境结构来跨越后者。

多稳态的识别、稳态之间转换指标、指标阈值及其检测、判定等问题是恢复生态学的研究热点[22, 24, 29-30]，当前对海洋、湿地、湖泊[24]、草地[21, 26]等生态系统都已发现了多稳态的存在。Bestelymeyer[31]在评论多稳态理论在草原生态研究中的应用时认为，可将阈值划分为3种：格局阈值(pattern threshold)、过程阈值(process threshold)及退化阈值(degradation threshold)，这3者可作为生态恢复时识别状态的阈值，而仅格局阈值可作为预防生态系统退化时的阈值。对陆地景观，当前已有一些方法来识别不同稳态之间转换的阈值[32-33]，但对河流生态系统而言，当前的成果还较少。从总体上看，即使对类型相对单一的生态系统，稳态之间转换阈值的表征及确定方法还处在探索中，稳态识别和阈值确定都还属于较难的问题。

3.2　流域生态系统在水资源胁迫下退化或恢复过程概化　在评价河湖水系连通的生态环境影响时，需要了解在水资源胁迫下连通区内生态系统如何恢复或退化。上文中的状态与过渡模型一般是针对单一类型(如草地、林地)生态系统，而连通影响区一般为多个数量、多种类型生态系统的镶嵌体，状态与过渡模型描述的生态系统与河湖水系连通影响研究所针对的生态系统在尺度上不匹配。后者实际上是“流域生态系统”，为此，在河湖水系连通生态影响研究中，有必要引入或发展流域生态学[34-35]相关概念和方法。

Hobbs 等[25]以及 Hobbs 等[36]在对生态系统的状态和过渡模型进行讨论后，也强调了在流域和区域

尺度发展有效的生态恢复方法的重要性。Hobbs等[36]认为，鉴于对很多生态系统都存在状态和过渡模型中所包含的阈值类型，可假定在流域(或区域)尺度上也存在类似的阈值，亦即状态和过渡模型亦可用于流域(或区域)生态系统(图3)，其中一类阈值与生境破碎化或生境改变所导致的生物连接度损失有关，另一类阈值和景观物理过程的大尺度改变(如水文变化)有关。

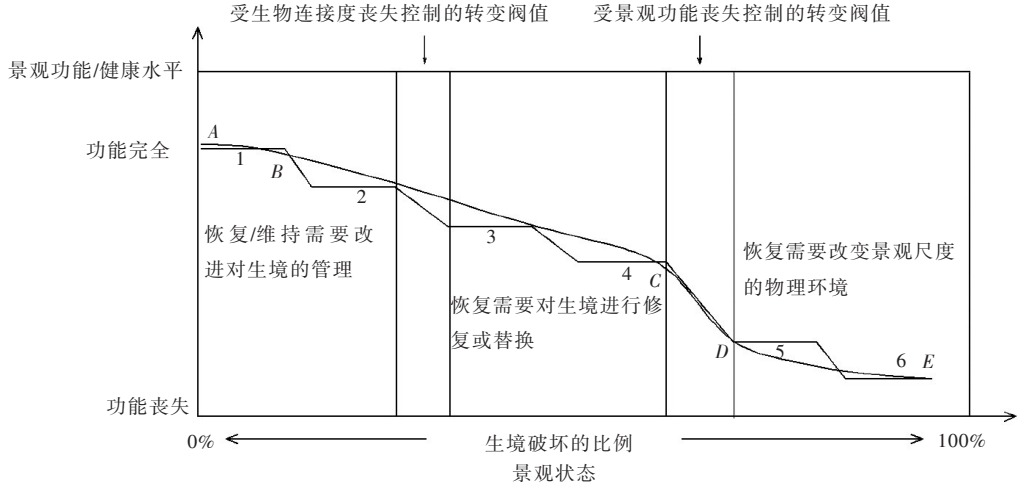


图3　流域(或区域)尺度生态系统的状态和过渡模型(根据文献[36]重绘)

需要说明的是，图2和图3表征的是生态系统功能/健康水平和生态系统状态之间的关系(图2对应较简单的生态系统如草地生态系统，或者对应尺度较大的流域/区域生态系统)，而不是前者与生态系统所受的胁迫之间的关系。生态系统的退化状态(或程度)与外界胁迫的强度有密切的关系，一般而言，胁迫越强，生态系统越容易发生退化，从而图2和图3中的横坐标也可以用生态系统胁迫强度来替代。由于河湖水系连通(在不考虑“连通”效应而仅考虑水资源配置效果时)对连通区生态环境影响的胁迫主要表现为水资源胁迫，为研究其影响需建立生态系统功能/健康水平和水资源胁迫(这里可用“调水量”来表征)之间的关系。

如上文所述，当前对水资源胁迫和流域生态系统响应之间关系的研究还很不成熟，生态系统稳态转换及阈值识别从总体上看还比较难，在河湖水系连通影响评价研究中对上述模型尚难以直接应用，但这些模型所反映的在外界胁迫下生态系统退化的基本趋势值得借鉴。为此，可对图3中的生态系统功能/健康水平退化过程(实质上为生态系统多稳态恢复/退化过程)进行近似或拟合，获得图3中的光滑曲线*ABCDE*，以反映外界胁迫下流域生态系统退化或恢复的总体特征。曲线中*AB*段表征生态系统基本未受扰动的初始稳态；*BC*段是沿用单稳态概念对受生物间相互作用控制的生态系统多稳态退化过程的概化(或者说平均)；*CD*段表征外界胁迫强度超过临界值后生态系统的急剧退化过程，非生物因子在这种退化过程中起主导作用；*DE*段表示生态系统急剧退化后的破坏状态，此时生态系统功能/健康水平极低，生态恢复需较大努力且需对物理环境进行改造。在一定强度的外界胁迫下，生态系统功能/健康水平能基本不变(图3的*AB*段)或处于较平缓的退化状态(图3的*BC*段)，是河湖水系连通在对调水区和受水区的生态环境影响方面能达到“双赢”的生态学基础。相关研究提出的生态系统安全度与人类胁迫强度之间的关系[18]与曲线*ABCDE*较为类似。

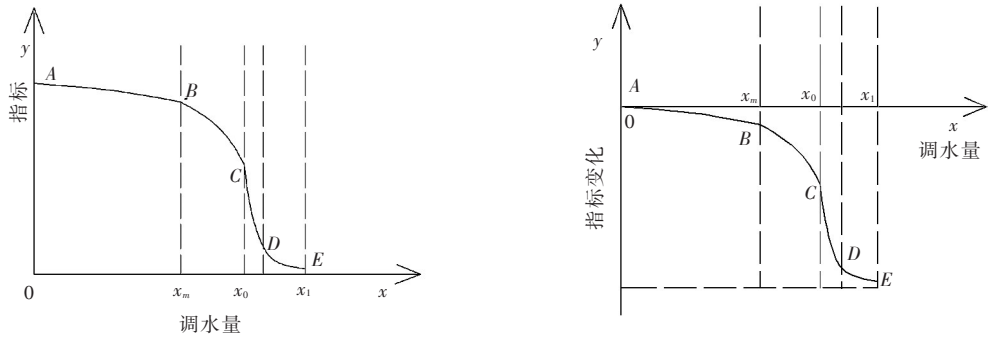
3.3　调水区单指标概念模型　水是支持生态系统及人类社会生存发展最基础的要素之一，连通的调水效应(以及对水质、水文节律的改变)对调水区是一种胁迫，从而图3所示的概化模型用于描述调水区生态系统功能/健康水平在水资源胁迫下的退化也是成立的。为此，可建立服务于连通生态环境影响评价的“调水区单指标概念模型”。在建立这种模型之前，有几个问题需要说明。

(1)水资源属性。水资源就其属性来说，具有水量、水质和水文情势(过程)等3个方面。就对流域生态系统的影响(或支持作用)而言，水量是最基础和最重要的。没有一定的水量，也就无法保障流域生态系统所需的水文过程及水分条件。因此，调水对生态系统的胁迫首先和主要表现为“调水

量”增减对生态系统的胁迫。

(2)生态系统功能/健康水平的表征。生态系统(如河流)的功能/健康水平表现在多个方面，可通过诸多指标来表征[18, 37]，常用的有水质类别、水功能区达标率、富营养化指数、生态基流保证率等。由于诸多因素的影响，这些指标随连通度(调水量)的变化很可能不与生态系统功能/健康水平的变化同步。

为此，这里引入一种简化，将调水量视为河湖水系连通过程中调水区生态系统所受的主要胁迫而暂不考虑水质和水文过程，并设想有某种能刻画调水区生态系统功能/健康水平并与之同步(同相位)变化的指标，参考图3所示的曲线，建立反映调水区内单指标和调水量之间关系的概念模型(简称“调水区单指标概念模型”，图4(a))。该模型表明，当所选指标和生态系统功能/健康水平的变化同步时，和图3对应，B点所对应的胁迫强度即为使生态系统开始进入退化状态的调水量，C点对应于使生态系统开始进入急剧破坏状态的调水量，D点为使生态系统功能/健康水平急剧受损、系统功能及健康水平处于较低状态的调水量，E点为使生态系统崩溃、系统功能趋于完全丧失的调水量，而确定这几个点所对应的调水量x_m、x_0和x_1就成为使用该概念模型进行评价所需解决的关键问题。从理论上说，这些值应基于长期的连通(调水)实验，依据对生态系统演化过程的系统观测来确定；但鉴于生态系统自身演化及影响因素的复杂性，这一方法并不现实。从现有的认识水平出发，可借助和水资源论证相关的若干概念并辅以部分假定确定这几个值。



(a) 调水区内指标和调水量的关系　　(b) 调水区内指标变化和调水量的关系

图4　调水区单指标概念模型

在水资源论证中，有地表水资源量、地下水资源量、水资源总量[18]、供水量、用水量、生活用水、工业用水、农业用水、水资源开发利用率、水资源可利用量、生态环境用水量等概念，其中水资源可利用量是在保障流域生态安全和水资源可持续利用的前提下，一个流域或区域的当地水资源中，可供河道外经济社会系统开发利用消耗的最大水量(按不重复水量计算，即流域或区域的净耗水量加调出流域或区域的调水量)，即水资源承载能力；将水资源总量中扣除水资源可利用总量，剩余的水资源则为河流及地下水系统的“总生态环境用水量”[38]。基于这些概念，可考虑按如下方式确定x_m、x_0和x_1。

x_m=水资源总量−河流及地下水生态系统的“总生态环境用水量”−用水量 =水资源可利用总量−用水量，可称为“可调水量”。当调水量小于x_m时，从水资源的角度看，“总生态环境用水量”始终得到保障，从而指标−调水量关系曲线处于图4(a)的AB段。

x_1=水资源总量−用水量=可调水量+河流及地下水生态系统的“总生态环境用水量”，为在保障人类社会用水后的“极限调水量”。当调水量为x_1时，仅人类社会用水量得到保障，支持生态系统的水量为零，从而生态系统功能/健康水平为零。

x_0为使生态系统开始进入急剧破坏状态的临界调水量。

显然，x_1-x_m=河流及地下水生态系统的“总生态环境用水量”。图4(a)中调水量由x_m增加到x_1的过程也是生态系统逐步被破坏的过程，具体来说图4(a)中指标随调水量变化的关系曲线可分为如下几段：(1)调水量小于x_m的阶段(曲线段AB)。此时由于调水没有影响“总生态环境用水量”(从水资源论证的角度看)，调水对调水区生态系统功能/健康水平的影响很小，生态系统处于初始稳态；(2)调

水量介于x_m和x_0之间的阶段(曲线段BC)。此时，由于调水量已超过“可调水量”(即不影响生态环境条件下的最大调水量)，“总生态环境用水量”受到了影响，调水区生态系统受到调水的胁迫。随着调水量的增加，调水区生态系统功能/健康水平持续退化；(3)调水量大于x_0的阶段(曲线段CDE)。生态系统功能/健康水平随调水量的增加而急剧受损(CD段)，当生态系统功能/健康水平处于较低水平后，调水量增加对生态系统破坏的边际作用递减(DE段)；当“可调水量”及“总生态环境用水量”全部被调走(此时调水量为x_1)后，生态系统支持水量为零，生态系统功能完全丧失；图4(a)考察的是指标值和调水量之间的关系。指标值“变化”(即所考察的指标在有、无调水时的差值)与调水量之间的关系见图4(b)。从图中可知，由于调水使支持调水区生态系统的水量减少，其对调水区生态系统功能/健康水平(从而所考察指标)的影响是负面的。

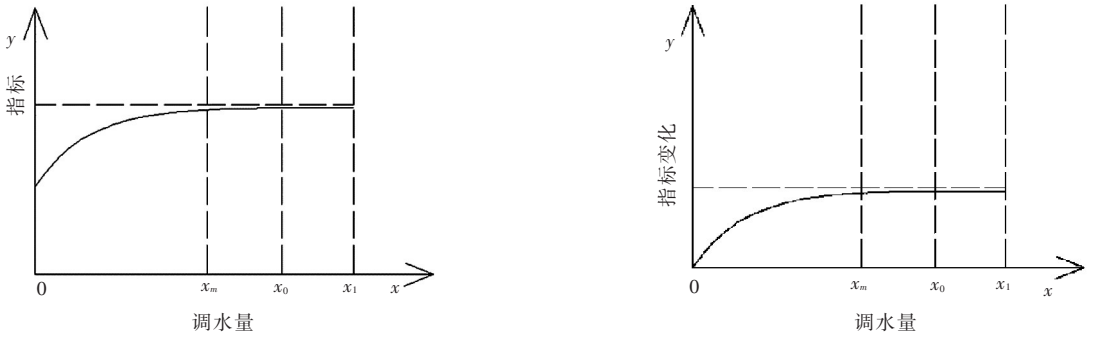
图4中x_0的值有待通过研究确定。当前对曲线$ABCDE$的性质尚无深入的认识，作为初步研究，可将曲线$ABCDE$视为至少一阶导数连续的光滑曲线，而将C点视为该曲线的拐点。参考该曲线的特性，可引入合适的数学函数对该曲线分段进行描述：曲线段AB可用幂函数$y=-k_1x^m(m>0)$近似；BC段可用指数函数$y=k_2e^{k_3x}+k_4$近似；CDE段可用双曲正切函数$y=\mathrm{th}(k_5x)+k_6$近似。由于假定曲线$ABCDE$光滑，相邻曲线段的连接点需满足函数及一阶导数连续这两个条件。

图4中的指标在调水区具有随调水量增加而逐步减小的特征，水功能区达标率、生态基流保证率等均属于此类指标。调水区的其他部分指标如河湖富营养化指数、水质等级等一般随调水量的增加而增加。对这些指标可在适当的变换后再用图4所示的模型进行讨论，从而该模型不失一般性。

3.4　受水区单指标概念模型　在受水区，所评价指标随连通度(调水量)变化的特征与调水区的情形有较大的不同。由于我国多数地区水资源较为紧缺，当调水量在一定限度内时，连通的调水效应体现为受水区水资源胁迫的缓解，从而受水区生态系统功能/健康状态与调水量的关系曲线类似于图3中的AB段(但变化趋势相反)，生态系统仍处于较为健康的初始稳态。当调水量超过一定限度时，受水区生态系统由“旱”转“涝”，转而受调水量过量的胁迫。受水区地下水位过高、土壤盐碱化等都是调水过量对受水区生态系统产生胁迫的例子。鉴于调水量过大的情况在我国较少发生，本文暂认为调水量的增加会提高受水区的生态系统功能/健康水平，亦即认为调水对受水区的影响遵循图5(a)所示的受水区单指标概念模型。该图表明，在调水量从零开始增加的阶段，调水对受水区所评价指标的影响为正面，影响也比较显著，指标–调水量关系曲线具有较大的斜率；随着调水量的进一步增加，调水对指标的边际影响递减，当调水量足够大后调水的边际影响趋于零，指标趋近于一个定值。指标值“变化”与调水量之间的关系见图5(b)，该曲线可近似地用双曲正切函数$y=k_7\mathrm{th}(x)$描述。

需要说明的是，图4和图5中的调水量事实上是“年调水量”的概念，二图表征的是“(年)调水量”和评价指标的对应关系，调水量的增加意味着“一年总调水量”的增加，而不是一年之内调水量随调水历时的增加。

3.5　连通区单指标概念模型　河湖水系连通在诸多方面对调水区和受水区产生相反的影响，从而仅

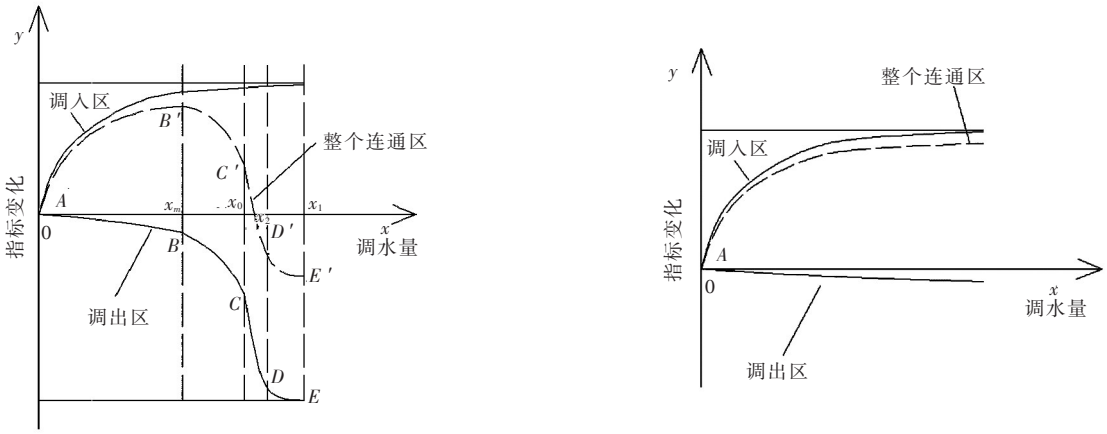


(a) 受水区内指标和调水量的关系　　(b) 受水区内指标变化和调水量的关系

图5　受水区单指标概念模型

在单区域上对连通的影响进行评价时，所得的评价结论是片面的。在评价河湖水系连通的影响时，不仅应考虑连通在单区域(调水区或受水区)上的影响，还应更进一步，考虑连通在整个连通区上的综合影响。基于图4和图5所示的概念模型，可建立在整个连通区上评价连通对某个指标影响的概念模型。

图6为反映整个连通区内单指标和连通度(调水量)关系的概念模型(简称“连通区单指标概念模型”)，图中位于第一、四象限的实线分别为受水区、调水区内“指标变化”和调水量间的关系曲线，而虚线*ABCDE*表征在(整个)连通区内对指标进行评价时，“指标变化”和调水量间的关系。



(a) 一般情形　　(b) 调水区水量极其充沛的情形

图6　连通区单指标概念模型

显然，虚线*ABCDE*所对应的*y*值应为“受水区内指标变化”和“调水区内指标变化”某种形式的加权。之所以要加权，是因为调水区和受水区在区域面积、水体数量、水功能区数量等诸多方面往往有较大不同。本文讨论的是概念模型，将调水区和受水区的权重取为相同并不影响对概念模型的理解，因此在图6(a)中虚线*ABCDE*所对应的函数值为调水区、受水区相应曲线所对应函数值的代数和。为与之前的表述有所区别，在下文中将图6(a)中虚线所示的指标称为“加权单指标变化”。

图6(a)对应的是调水对调水区、受水区影响的量级基本相当的情况。当调水区水量极其充沛、从而调水对调水区影响较小(如“引江济太”调水)时，图6(a)中的曲线*ABCDE*相对于其他曲线会整体向右延伸，从而“加权单指标变化”随调水量变化的曲线更接近图6(b)所示的形式。与图6(a)比较后可知，图6(b)中的虚线可视为与图6(a)的曲线段*AB*相对应。因此，图6(a)所示的概念模型也适用于调水区水量极其充沛的情形，从而具有一般性。

4　阈值的确定

评价连通对单个生态环境指标的影响是评价河湖水系连通综合影响的基础。在影响评价中，可能要确定指标在3个区域上的阈值：在单区域(调水区、受水区)内的阈值以及在整个连通区内的阈值。

4.1　指标在单区域内的阈值　指标在单区域内的阈值包括在调水区和在受水区的阈值。这些阈值有可能要分下面两类。

(1)表征单区域内指标绝对值的可接受程度的阈值。连通的调水效果减少了调水区的可用水量，从而连通对调水区的影响更易表现为决定连通是否可行的控制性因素。这是由于调水区和受水区均是人类社会及生态系统的载体，调水区社会对连通导致的资源环境损失的承受能力有限度。举例来说，连通的调水效果可能导致调水区水体纳污能力减小、水质变差。假设一种极端情况，即连通使调水区平均水质或部分区域的水质由Ⅲ类变为Ⅴ类或劣Ⅴ类，则很难想象调水区社会能长期接受这种连通。此时，指标在调水区内的阈值就表现为指标的某个绝对值，如黄烈敏等[39]在对南水北调西线调水区生态调控阈值进行研究时，从保护目标的生态需水出发所确定的各控制断面在各水期的生

态基流就属于这种类型的阈值。

在受水区也可能存在绝对值形式的阈值。例如，连通有可能引起受水区(浅层)地下水位的抬升，使土壤发生盐碱化或对农作物生长产生不利影响。此时，避免土壤盐碱化、不影响农作物生长的地下水埋深临界值这一“绝对值”就可能成为相应指标的阈值，如有研究认为，在我国西北地区为防止植被退化和生态环境恶化，在乔木、灌木分布区，潜水埋深不能大于6～7 m，而在草甸分布区潜水埋深不能大于2～3 m[18]。

(2)表征连通前后单区域内“指标变化”的可接受程度的阈值。调水区对指标所表征属性恶化的容忍程度也可能与受水区该指标的改善程度有关，即调水区社会有可能依据调水区、受水区之间该指标的相对变化来决定自己对指标变化的容忍程度(阈值)。如果这种阈值存在的话，它是一种从“公平”的角度出发表现出来的阈值。这种阈值存在性、如何确定等都有待进一步研究。

单区域内指标的阈值确定后，即可基于阈值对指标进行定量评价[18]。

4.2　指标在连通区内的阈值　该如何评价连通在整个连通区内对特定生态环境指标的综合影响？什么是可接受的连通？什么是最优的连通？什么是影响大，什么是影响小？什么是指标的阈值？当前对这些问题尚无现成的答案。我们认为可按下文的思路回答上述问题。

在仅考虑单指标时，设对特定生态环境指标的评价结果位于区间[-1，1]：

(1)认为河湖水系连通的目的是(通过合理的调水规模)使连通对指标的综合影响最优(最正面)，即认为当调水使“加权单指标变化”对应于曲线$A'B'C'D'E'$上的B'点(即$x=x_m$)时，连通对指标的影响最优，效益最大，连通对指标影响的评价得分为$IP(x_m)=1$。

(2)当调水量$x=0$时，连通在连通区内对指标的综合影响为零(图6(a)中的A点)，连通对指标影响的评价得分为$IP(0)=0$。

(3)当调水量足够大、从而使“加权单指标变化”再次为零时(和图6(a)中虚线和x轴的交点相对应，此时$x=x_2$)，x_2相对于x_0有两种情况：(a)当x_2位于x_0左侧或二者重合时，$IP(x_2)=0$；(b)若x_2位于x_0右侧时，认为$IP(x_0)=0$。这是基于如下价值标准：当调水使调水区生态系统急剧破坏时，即使基于图6(a)“加权单指标变化”为正，调水也被认为是不可接受的。

阈值确定后，即可通过插值的方法对指标进行评价。

上文讨论的是如何评价河湖水系连通对单指标的影响。为综合评价河湖水系连通的影响，一般需考虑连通影响的多个方面(如经济、社会、环境、生态、景观、文化等)建立评价指标体系。这是另外的研究所应关注的内容，在此不予讨论。

5　讨论和结论

本文对河湖水系连通生态环境影响评价中的若干基础性问题进行了探讨。分析了河湖水系连通区的空间结构，认为这种空间结构导致河湖水系连通生态环境影响评价和其他水工程影响评价有重要的不同，即可定量评价的指标可能存在两类阈值：在调水区、受水区上的阈值，以及表征指标所描述的属性或特征在整个连通区内转移或重新配置之可接受程度的阈值。后者可能为河湖水系连通影响评价所特有。为实现在整个连通区内对指标的评价，本文从恢复生态学相关理论出发，将调水量视为连通对生态系统产生的最主要的胁迫，提出了表征调水量与生态系统功能/健康相关指标之间关系的概念模型，考察了概念模型的特征，提出了对指标的评价方法。

需要说明的是，由于河湖水系连通生态环境影响的复杂性，本文在提炼相关概念模型时应用了一系列假定：(1)将可能双向的连通概化为具有主导输水方向的调水型连通，将整个连通区概化为主要由调水区、受水区组成；(2)将生态系统实际上的“多稳态”退化或恢复过程简化为单稳态的、光滑退化或恢复过程；(3)将流域生态系统假定为仅受年调水量的胁迫而不考虑水质水量过程；(4)将所讨论的指标视为所在区域生态系统功能/健康水平的表征之一，认为随调水量的变化，指标变化与生态系统功能/健康水平的变化同步；(5)对调水对受水区生态系统的胁迫进行了简化处理，而实际上，

该过程可能更为复杂；(6)(当仅考虑单指标时)将河湖水系连通的目的视为使“加权单指标变化”在连通区最大，认为使“加权单指标变化”最大的调水量(或者说连通)最优。

本文建立的概念模型是针对调水型连通的。调水型连通是一种连通关系最简单的连通。从这个意义上说，本文所建立的概念模型提供了一个分析河湖水系连通之生态环境影响的框架(路线图)，可作为进一步研究其他类型连通影响的基础。为进一步推进河湖水系连通影响评价研究，有若干问题值得进一步讨论：

(1)如何更合理地反映连通的胁迫。当前的概念模型使用“年调水量”作为胁迫因子，年调水量实际上是以年为时间尺度的水文过程，这个时间尺度难以反映生态环境系统在敏感期对水分的需求以及调水在敏感期的影响。同等年调水量条件下，水文过程中可能包括反映各种环境/生态水文需求(如河岸植被种子传播、鱼类繁殖、改善水环境的水文需求)的水文组分，也可能没有。为此，可基于连通区具有代表性的生态环境保护需求，针对环境/生态敏感过程，设定敏感期并考察敏感生态需水过程，在较小的时间尺度上借鉴本文所建立的概念模型开展评价。此外，在同等调水量情况下，连通可能是单向的连通(纯粹的调水)，也可能是通过平原河网维持的双向连通。如何通过合适的概念模型描述后一种情况的影响，是有待进一步研究的问题。

(2)如何更好地反映受水区生态系统的退化或恢复过程。受水区水量过多也是一种胁迫。在这种情况下生态系统功能/健康水平如何随调水量变化尚待研究。

(3)如何获得概念模型中的光滑曲线*ABCDE*。在应用本文所建立的概念模型评价连通对指标的影响时，需要知道概念模型中相应曲线的解析表达式。鉴于河湖水系连通问题的复杂性，很难依靠现场观测获得曲线的解析表达式，很可能需要建立调水或受水区水文、水质及生态数学模型开展系统的数值模拟，获得离散点后通过的拟合来确定曲线的形式。

(4)如何合理地界定河湖水系连通的影响范围。调水区和受水区范围的界定直接影响指标加权时的权重。当前，对影响范围的界定具有很大的任意性，如何缩小这种任意性是需要研究的问题之一。

参　考　文　献：

[1] 唐传利 . 关于开展河湖连通研究有关问题的探讨[J] . 中国水利，2011(6)：86-89 .

[2] 钱正英，陈家琦，冯杰 . 中国水利的战略转变[J] . 城市发展研究，2010，17(4)：1-5 .

[3] 陈雷 . 立足科学发展，着力改善民生做好水利发展“十二五”规划编制工作——在全国水利发展“十二五”规划编制工作视频会议上的讲话[Z] . 2009 .

[4] 陈雷 . 关于几个重大水利问题的思考——在全国水利规划计划工作会议上的讲话[J] . 中国水利，2010(4)：1-7 .

[5] 李宗礼，李原园，王中根，等 . 河湖水系连通研究：概念框架[J] . 自然资源学报，2011，26(3)：513-522 .

[6] 张欧阳，熊文，丁洪亮 . 长江流域水系连通特征及其影响因素分析[J] . 人民长江，2010，41(1)：1-5，78 .

[7] 张欧阳，卜惠峰，王翠平，等 . 长江流域水系连通性对河流健康的影响[J] . 人民长江，2010，41(2)：1-6 .

[8] 王中根，李宗礼，刘昌明，等 . 河湖水系连通的理论探讨[J] . 自然资源学报，2011，26(3)：523 -529 .

[9] 夏军，高扬，左其亭，等 . 河湖水系连通特征及其利弊[J] . 地理科学进展，2012，31(1)：26-31 .

[10] 雷阿林，李志军，贾海燕，等 . 重建江(河)湖动态联系，修复水网生态环境[J] . 人民长江，2004，35(9)：1-4 .

[11] 李原园，郦建强，李宗礼，等 . 河湖水系连通研究的若干问题与挑战[J] . 资源科学，2011，33(3)：386-391 .

[12] 崔国韬，左其亭 . 人类活动对河湖水系连通关系的影响及量化评估[J] . 水资源研究，2012 (1)：326-333 .

[13] 高婷，李翀，廖文根 . 二元驱动的河湖历史演变及其启示[J] . 人民长江，2012，43(1)：12-17 .

[14] 鲁帆，赵静 . 河湖水系连通的基本准则与评判指标刍议[J] . 中国水利，2013 (9)：17-20 .

[15] 鲁春霞，谢高地，成升魁，等 . 水利工程对河流生态系统服务功能的影响评价方法初探[J] . 应用生态学报，2003，14(5)：803-807 .

[16] 常本春，耿雷华，刘翠善，等．水利水电工程的生态效应评价指标体系[J]．水利水电科技进展，2006，26(6)：11-15．
[17] 蔡旭东．水利工程生态效应的区域响应评价体系[J]．中国水利，2007(12)：16-19．
[18] 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[R]．2009．
[19] MAY R M．Thresholds and breakpoints in ecosystems with a multiplicity of stable states[J]．Nature，1977，269：471-477．
[20] MAYER A L，RIETKERK M．The dynamic regime concept for ecosystem management and restoration[J]．Bioscience，2004，54(11)：1013-1019．
[21] MAESTRE F T，CORTINA J．Insights into ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes[J]．Restoration ecology，2004，12(4)：494-502．
[22] SCHRÖDER A，PERSSON L，ROOSA M．Direct experimental evidence for alternative stable states：a review[J]．OIKOS，2005，110：3-19．
[23] 武昕原，刘峰，WHISENANT S G．恢复生态学进展——北美视角[C]//现代生态学讲座(Ⅲ)——学科进展与热点论题．北京：高等教育出版社，2007．
[24] 冯剑丰，王洪礼，朱琳．生态系统多稳态研究进展[J]．生态环境学报，2009，18(4)：1553-1559．
[25] HOBBS R J，NORTON D A．Towards a conceptual framework for restoration ecology[J]．Restoration Ecology，1996，4(2)：93-110．
[26] WHISENANT S G. Repairing damaged wildlands：a process-oriented，landscape-scale approach[M]．Cambridge：Cambridge University Press，1999．
[27] 任海，彭少麟，邬建国．恢复生态学[C]//现代生态学讲座(II)——基础研究与环境问题.北京：中国科学技术出版社，2002．
[28] BRISKE D D，FUBLENDORF S D，SMEINS F E．State-and-Transition models，thresholds，and rangeland health：a synthesis of ecological concepts and perspectives[J]．Rangeland ecology and management，2005，58(1)：1-10．
[29] 李玉照，刘永，赵磊，等．浅水湖泊生态系统稳态转换的阈值判定方法[J]．生态学报，2013，33(11)：3280-3290．
[30] 孙云，于德永，刘宇鹏，等．生态系统重大突变检验研究进展[J]．植物生态学报，2013，37(11)：1059-1070．
[31] BESTELMEYER B T．Threshold concepts and their use in rangeland management and restoration：the good，the bad，and the insidious[J]．Restoration Ecology，2006，14(3)：325-329．
[32] YOUNG D，PEROTTO-BALDIVIESO H L，BREWER T，et al．Monitoring British upland ecosystems with the use of landscape structure as an indicator for State-and-Transition Models[J]．Rangeland Ecology & Management，2014，67(4)：380-388．
[33] LIU W，HOLST J，YU Z．Thresholds of landscape change：a new tool to manage green infrastructure and social-economic development[J]．Landscape Ecology，2014，29：729-743．
[34] 吴刚，蔡庆华．流域生态学研究内容的整体表述[J]．生态学报，1998，18(6)：575-581．
[35] 邓红兵，王庆礼，蔡庆华．流域生态学——新学科、新思想、新途径[J]．应用生态学报，1998，9(4)：443-449．
[36] HOBBS R J，HARRIS J A．Restoration ecology：repairing the Earth's ecosystems in the new millennium[J]．Restoration Ecology，2001，9(2)：239-246．
[37] 张晶，董哲仁，孙东亚，等．基于主导生态功能分区的河流健康评价全指标体系[J]．水利学报，2010，41(8)：883-892．
[38] 中华人民共和国水利部．全国水资源公报[Z]．2009．
[39] 黄烈敏，刘家宏，秦大庸，等．南水北调西线调水区生态调控阈值研究[J]．中国水利水电科学研究院学报，2012，10(1)：29-35．

(下转第36页)

global flash flood guidance[C]//Abstracts Volume of International Conference on Storms/AMOS-MSNZ National Conference. Australian Meteorological Society, Brisbane, Australia, 2004.

[19] USACE. HEC-HMS hydrologic modeling system user's manual [Z]. US: Hydrologic Engineering Center, Davis, CA, 2001.

[20] 刘景亮，裴丽. 基于供词聚类的国外Folksonomy研究热点分析[J]. 图书馆学研究，2013(8)：8-12，21.

[21] 钟伟金，李佳. 共词分析法研究(三)—共词聚类分析法的原理与特点[J]. 情报杂志，2008(7)：118-120.

Research review on the analysis of mountain torrents disaster situation based on the statistics of keywords

WANG Hongwei[1], ZHENG Shuang[2], CAO Yongqiang[2]

(1. *Benxi Hydrology Bureau of Liaoning Province, Benxi* 117000, *China*;
2. *School of urban planning and Environmental science, Liaoning Normal University, Da Lian* 116029, *China*)

Abstract: Science and technology literature can fully reflect the development trend of scientific research, and the bibliometric method can be used to reveal the research frontier and hot issues. This paper, from the perspective of the bibliometric and based on the theme of mountain torrents disaster published in the network publishing database of China National Knowledge Infrastructure (CNKI) and Web of science, uses Co-word Analysis Method and Cluster Analysis Method and Multidimensional Scaling Analysis of related literatures to reveal the status of mountain flood disaster areas in recent 20 years. The results show that. (1) The research on mountain flood disaster is driven by disciplinary development and social needs. (2) Research hotspot focuses on two aspects of influence and defense. (3)The research on mountain flood has developed three types of groups that have close relationship with each other. the groups include causes, effects and disaster prevention and reduction.

Keywords: torrential-flood disaster; keyword; co-word analysis; cluster analysis; situation analysis

(责任编辑：王成丽)

(上接第28页)

Investigation into the conceptual model for evaluating the environmental and ecological impacts of River and Lake System Interconnection

FENG Shunxin[1], LIAO Wengen[2], WANG Junna[1]

(1. *China Institute of Water Resources and Hydropower Research, Beijing* 100038, *China*;
2. *General Institute of Water Resources and Hydropower Planning and Design, Ministry of Water Resources, Beijing* 100120, *China*)

Abstract: River and Lake System Interconnection (RLSI) is an important strategy employed presently for water resources management. It is also a key measure for improving the capacity of water resources allocation, enhancing flood and drought control and improving eco-environment. The evaluation of the environmental and ecological impacts of RLSI can provide a good basis for the decision-making concerning RLSI. In this paper, several aspects of the impact evaluation of RLSI different from those of other types of water projects were discussed. It was pointed out that the specific space structure of the connected region may result in multiple threshold values of an environmental or ecological impact evaluation index. A conceptual model was proposed for the evaluatlon of the environmental and ecological impacts of RLSI in the whole connected region, as well as the evaluation method based on this model. The limitations of the conceptual model and the perspectives in the impact evaluation of RLSI were discussed finally.

Keywords: River and Lake System Interconnection (RLSI); impact; evaluation; conceptual model

(责任编辑：韩　昆)