

DOI: 10.5846/stxb201508181720

徐菲,王永刚,张楠,王旭,范清.北京市白河和潮河流域生态健康评价.生态学报,2017,37(3): - .

Xu F, Wang Y G, Zhang N, Wang X, Fan Q. Health Assessment of Watershed Ecosystems; the Chao River and Bai River Basins as a Case Study. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(3): - .

## 北京市白河和潮河流域生态健康评价

徐 菲\*, 王永刚, 张 楠, 王 旭, 范 清

北京市环境保护科学研究院; 国家城市环境污染控制工程技术研究中心, 北京 100037

**摘要:**选取北京市重要的饮用水源密云水库上游白河和潮河流域,结合北京山区流域生态现状,构建了涵盖水域生境结构、水生生物、生态压力和陆域生态格局与功能、生态压力 5 大类 13 项指标的评价指标体系,开展了流域生态健康评价。结果表明白河和潮河流域的健康状态整体处于良好等级,但水生生物和陆域生态格局状况相对较差。14 个子流域的健康状况差异并不显著,琉璃河、白河下段、汤河上游的健康状况相对较好,潮河中下段和小汤河的健康状况相对较差。流域内不合理的畜禽养殖、岸边带种植及民俗旅游是导致流域生态健康退化的主要原因,建议加强污染负荷排放的控制和监管涉水活动对水生生境的干扰以改善流域健康状况,并重点关注可指示水生态系统早期退化的生物指数,以实现可持续性和适应性的流域管理,保障密云水库的水生态安全。

**关键词:**流域健康;白河;潮河;健康评价;密云水库;生物指示物种;人为干扰

## Health Assessment of Watershed Ecosystems: the Chao River and Bai River Basins as a Case Study

XU Fei\*, WANG Yonggang, ZHANG Nan, WANG Xu, FAN Qing

Beijing Municipal Research Academy of Environmental Protection; National Engineering Research Center for Urban Environmental Pollution Control, Beijing 100037, China

**Abstract:** From the perspective of adaptive river basin management, health assessment based on an eco-environmental investigation was used to determine the health state, analyze the pressure influence and diagnose the main problems of watershed ecosystems. The Chao River and Bai River basins, located upstream of the important drinking water source of Beijing (the Miyun Reservoir), were selected as an example for such an assessment. The established index system for the assessment includes 13 indicators, which cover aspects of habitat structure, aquatic organisms, ecological patterns, ecological functioning, and ecological pressure. The health states of water and land areas of the studied basins were evaluated by comparing their state indicator scores, to consequently determine the weakness of the basins' ecosystems. In addition, the major cause for ecosystem health degradation was analyzed by contrasting the ecological pressure indicator scores. The results show that the health states of water land areas of the Chao River and Bai River basins were good. However, the aquatic organisms and ecological patterns were in a poor state. Furthermore, the indices of organism diversity and landscape fragmentation in the Bai River basin acquired a relatively low score, whereas organism diversity, landscape fragmentation, and forest cover score were comparatively low in the Chao River basin. The health pressure assessment showed that indices of aquatic habitat disturbance and pollution load discharge scored low. This observation indicates that in the Chao River and Bai River basins, river habitat damage resulting from anthropogenic disturbances and pollutants are the

**基金项目:**国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07203-001-01);北京市典型流域生态健康调查与评估项目;北京环境总体规划前期河流生境完整性研究项目;丰台区重点河段水环境改善技术研究项目

**收稿日期:**2015-08-18; **网络出版日期:**2016-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: feixu198358@163.com

dominant pressures on ecosystem health. The comprehensive indices of watershed health for the Chao River and Bai River basins have been 78 and 71, respectively, indicating the health levels of both are in relatively good condition. There were a few differences among the health states of 14 sub-basins. Sub-basins of the Liuli River, downstream of the Bai River, and upstream of the Tang River, displayed a relatively better health state. In contrast, the health state of sub-basins of the Chao River (middle-downstream), and Xiaotang River were relatively worse. According to field investigation, excessive livestock breeding, bankside planting, and local tourism in the basin were the main causes of the degradation of watershed health. In order to improve the watershed health state, control on the pollution load and supervision of wading activities that disturb the aquatic habitat should be enhanced. Furthermore, for the Chao River and Bai River basins, the biological index is a more effective indicator than physical and chemical indices. The diversity of benthic animals is very closely related to the condition of river habitat, because some benthic species are sensitive to river habitat destruction caused by excessive wading activities. Therefore, to realize sustainable and adaptive watershed management, and to guarantee the water ecological security of the Miyun Reservoir, more attention should be paid to biotic indices that can effectively indicate the early stages of ecosystem degradation.

**Key Words:** watershed health; Bai River; Chao River; health assessment; Miyun Reservoir; biological indicator species; anthropogenic disturbances

生态系统健康这一概念,产生于 20 世纪 70 年代全球生态系统普遍退化的背景下。Rapport 于 1989 年论述了生态系统健康的内涵,认为生态系统健康是指生态系统具有维持其组织结构、自我调节和对胁迫的恢复能力<sup>[1]</sup>,可为人类提供持续和良好的生态系统服务功能。流域生态健康,是生态健康概念在流域尺度上的具体应用,US EPA<sup>[2]</sup>指出,健康的流域生态系统应能维持水生、河岸生物的栖息生境和河流连通性,为生物提供栖息地和避难所;具有自然水文过程、良好的水质和必要的自然干扰;具有自我维持能力的水生、河岸生物群落。在此概念的界定下,从综合和系统的角度评价流域生态健康状况已经成为环境保护与管理的国际趋势。通过分析健康评价指标掌握流域健康状况,诊断健康存在的问题,将其应用于流域管理,能综合评价流域生态系统的健康程度,便于管理者全面掌握生态系统的物理、化学和生物完整性状况,并在考虑人类需求的基础上提出相应的保护与修复措施,对流域综合开发与管理及流域可持续发展具有重要的指导意义<sup>[3-4]</sup>。

国外对河流生态健康的评价研究工作开展得较早。澳大利亚、南非、美国、英国等国家在河流生态健康评价指标体系及评价方法上取得了较大进展,例如澳大利亚的国家河流健康计划(National River Health Program, NRHP)、河流评价体系(Australian River Assessment Scheme, AusRivAS)<sup>[5-6]</sup>和溪流状态指数(Index of Stream Condition, ISC)<sup>[7]</sup>;南非的河流栖息地综合评价系统<sup>[8]</sup>;美国白宫实施的全国河流生态系统健康评价项目<sup>[9]</sup>和快速生物监测协议(Rapid Bioassessment Protocols, RBPs)<sup>[10]</sup>;英国的河流无脊椎动物预测与分类系统(River Invertebrate Prediction and Classification System, RIVPACS)<sup>[11]</sup>。国内学者也相继开展了河流健康评价方面的研究,并在河流健康评价框架的构建、城市河流健康评价方法及健康评价在管理中的应用等方面取得了一定进展<sup>[1,12-14]</sup>。与河流生态健康评价相比,在流域这一尺度上进行生态健康评价的研究和实践尚不多见。美国在这一领域尝试较早,在流域生态健康评价模型和指标体系方面取得了较多的成果,形成了涵盖整个流域,包括水文、化学、生物等多重指标在内的全国性流域综合生态健康评价体系,并于 2005 年前后分别对国内的 Muskoka 流域、Mississippi 流域、新泽西州流域、波特兰市流域开展了生态健康评价工作<sup>[15-17]</sup>。澳大利亚联邦科学和工业研究组织相关学者,建立了流域健康诊断指标,该方法能够分析流域的总体质量、功能水平与环境质量变化的趋势,使人们明确应该采取哪些具体而必要的行动和措施<sup>[18]</sup>。加拿大针对 Kemptville Greek 流域提出了开发与保护并重的流域健康保护计划,从水质、野生动物、社会和经济及水量 4 个方面分别制定了可持续的且不以牺牲其他目标为代价的保护发展计划<sup>[19]</sup>。

我国开展的流域生态系统健康评价研究相对较晚,整体水平处于起步阶段。1999 年学者刘国彬完成了

《生态环境健康诊断指南》专著,并在我国黄土高原水土保持综合治理实践和具体实际工作的基础上较早提出了“流域生态健康诊断”研究课题。随后出现了许多流域生态系统健康评价研究案例,多数以采用压力-状态-响应(Pressure-state-response, PSR)模型构建流域生态健康评估指标体系为主<sup>[20-27]</sup>,同时 RS 和 GIS 技术在流域生态健康评估中也得到了广泛应用<sup>[28-29]</sup>,二者相结合为评价指标的获取提供了便利,成为研究流域生态系统的重要手段。但上述研究实例仍处于尝试阶段,未形成具有普适性的流域生态健康评价体系。王文杰等<sup>[30]</sup>从水域、岸边带和陆域的生态结构、服务功能和胁迫特征的角度构建了流域生态健康评价指标体系,并将 RS 和 GIS 技术应用于健康评价指标的获取过程中,在国内典型流域生态健康评价方面具有一定的普适性。

白河和潮河是北京市重要的饮用水源密云水库的两大入库河流,其所在流域的健康状况与密云水库的水质密切相关。本文选取了白河和潮河流域为研究对象,借鉴王文杰等提出的流域生态健康评价体系,结合北京市流域的实际状况,构建了北京市白河和潮河流域生态健康评价指标体系,开展了流域生态健康评价,诊断了流域健康退化的主要原因,并针对流域健康改善和未来北京市流域管理提出了建议,以期为保证首都健康的良性水生态体系奠定基础。

## 1 研究方法

### 1.1 评价区域与对象

本文中白河和潮河流域是指北京市境内的密云水库流域上游的白河和潮河流域。白河流域(116°7'0"—116°53'0"E,40°31'—41°03'N),和潮河流域(117°0'—117°30'E,40°31'—40°42'N)面积分别为 2203.9km<sup>2</sup>和 482.2 km<sup>2</sup>(图 1),同属温带半湿润大陆性季风气候,流域内水系纵横,白河有黑河、汤河和天河等支流,潮河流域内有清水河、安达木河等支流,多为季节性支流。近年来,随着流域社会经济的发展,不合理的人类活动会对流域生态状况产生较大的负面影响,进而对下游密云水库的水生态安全造成一定威胁,有必要针对白河和潮河开展流域生态健康评价。

基于 ArcGIS 软件的空间水文分析模块,将白河流域分为 8 个子流域,潮河流域分为 6 个子流域作为健康评价单元。以水域和陆域生态系统为评价对象,以子流域为基本单元,从生态结构、服务功能和压力状况等方面构建流域生态健康评价的基本框架。

### 1.2 数据来源

用于计算流域生态健康评价指标的数据主要通过实地监测和调查、统计数据收集、遥感数据分析计算等手段获取。白河和潮河流域的水质、水生生物和生境现状数据主要来自水生态监测与调查。2013 年和 2014 年 5—11 月间分别开展了白河和潮河流域 16 个样点的水质、水生生物监测以及河道连通、生境状况等调查,监测项目主要包括河流水体 24 项常规检测水质指标、底栖动物和鱼类的种类和数量、闸坝分布以及水生生境受干扰现状。鱼类样品主要应用挂网法和地笼法相结合的方法进行采集,样品在现场完成鉴定、称量和计数;底栖动物样品应用 D 型手抄网进行采集,样品经 70%酒精固定后带回实验室进行鉴定和计数。计算各评价指标的数据来源详见表 1。

### 1.3 评价方法

指标体系是目前国内外广泛应用的评估方法,在实践中具有较高的应用价值。本文参考王文杰等<sup>[30]</sup>提出的流域生态健康评估指标体系,结合白河和潮河流域的生态状况以及数据的可获取性,对部分指标进行了调整,选取了包括水域和陆域涵盖水质、水文、物理结构、生物以及生态功能、生态压力等共 13 项指标,构建了北京市白河和潮河流域生态健康评价指标体系(表 1)。针对水域指标,根据实地调查,白河和潮河内河流基本为自然河道,自然河道比例在各子流域间分异性较低,而且近年来不存在特有性或指示性物种以及外来物种入侵,因此,在评价过程中未采用自然河道比例、特有性或指示性物种保持率和外来物种入侵率;针对陆域指标,白河和潮河位于北京市重要的饮用水源地密云水库上游,土壤保持功能与生物多样性保护状况

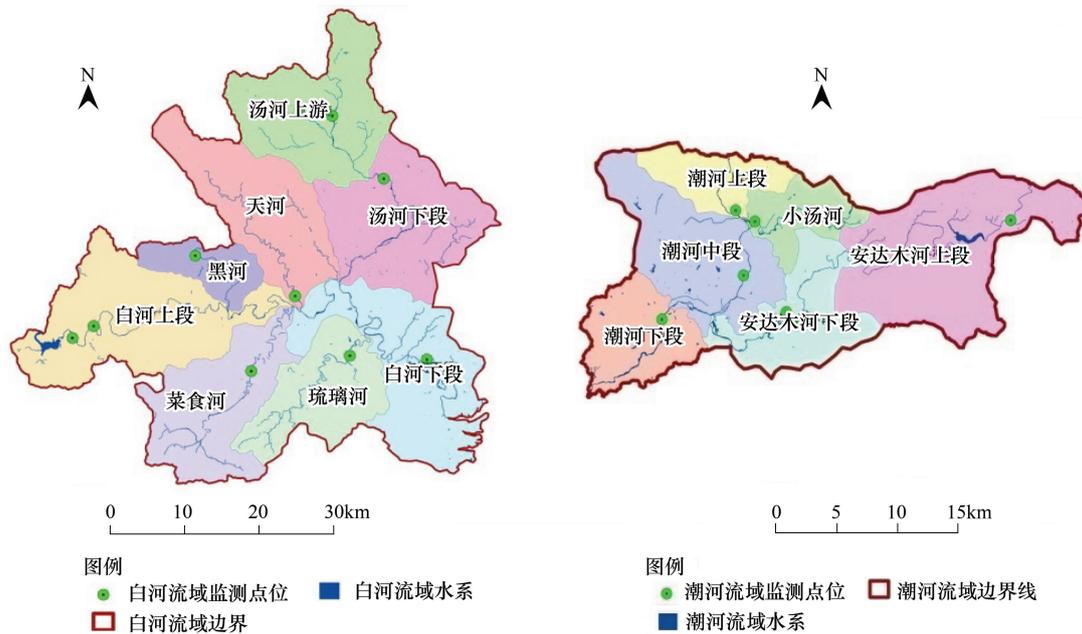


图 1 白河和潮河流域评价区域及采样点分布

Fig.1 Assessment area and sampling site distribution of Bai River Basin and Chao River Basin

相对较好,相关指数在各子流域间分异性较低,因此,在评价指标体系构建过程中未采用上述指标。

指标权重的确定方法分为主观赋权法和客观赋权法,其中客观赋权法的原始数据是由各指标在评价中的实际数据组成,可以避免由于人为主观判断而产生的误差。熵权法是客观赋权法的一种,当涉及多个评价对象时采用熵权法对各因子赋权,在保证权重客观合理基础上,可大大简化计算过程,因此,本次评价各指标的权重应用熵权法<sup>[31]</sup>确定。

表 1 北京市流域生态健康评价指标体系

Table 1 Assessment index system of watershed ecosystem health in Beijing

评价对象 Evaluation object	指标类型 Index type	评价指标 Assessment index	指标权重 Index weight	数据来源 Data sources	
水域 Water area	生境结构	水质状况指数/%	0.4	实地监测	
		枯水期径流量占同期年均径流量比例/%	0.3	水文资料	
		河道连通性	0.3	实地调查	
	水生生物	大型底栖动物多样性综合指数	0.5	实地监测	
		鱼类物种多样性综合指数	0.5	实地监测	
		生态压力	水资源开发利用强度/%	0.5	实地调查
			水生生境干扰指数	0.5	实地监测
陆域 Land area	生态格局与功能	森林覆盖率/%	0.2	遥感数据	
		景观破碎度	0.2	遥感数据	
		重要生境保持率	0.3	遥感数据	
		水源涵养功能指数	0.3	遥感数据	
	生态压力	建设用地比例/%	0.4	遥感数据	
		污染负荷排放指数	0.6	污染源普查数据	

水域生态健康评估指标主要包括生境结构、水生生物和生态压力 3 类,共 7 项指标;陆域生态健康评估指标主要包括生态格局与功能和生态压力两类,共 6 项指标。各指标的分级标准见表 2。

(1) 水质状况指数:反映流域水质状况和受污染程度。考虑白河和潮河是饮用水源地密云水库的两大入

库河流,根据饮用水源水质标准,将水质状况指数设定为流域内 II 类及以上水质监测断面数占流域全部监测断面数的比例。

(2) 枯水期径流量占同期年径流量的比例:反映流域调洪补枯的功能,衡量河流生态需水量的满足程度。计算方法:调查研究区域内典型水文站点水文统计资料,计算典型年枯水期径流量与同期年平均流量的比值。

(3) 河道连通性:指自然河道的连通状况,利用每百公里河道的闸坝个数评估河道的连通性。

(4) 大型底栖动物多样性综合指数:选取反映大型底栖动物多样性的多个指标进行综合评估,表征大型底栖动物的物种完整性状况。利用指标包括:(a) 大型底栖动物分类单元数(S);(b) 大型底栖动物 EPT 科级分类单元比(EPT<sub>r</sub>-F);(c) 大型底栖动物 BMWP 指数(BMWP);(d) 大型底栖动物 Berger-Parker 优势度指数(D)进行标准化处理,然后计算 4 个指标的算术平均和。

(a) 大型底栖动物分类单元数 S

即根据鉴定水平,某样点样品中出现的所有底栖动物分类单元数。

(b) 大型底栖动物 EPT 科级分类单元比(EPT<sub>r</sub>-F)

即某样点样品中出现的大型底栖动物蜉蝣目(E)、積翅目(P)和毛翅目(T)三目昆虫科级分类单元数在该样品中所有科级分类单元总数中所占的比例。

(c) 大型底栖动物 BMWP 指数(BMWP)

$$BMWP = \sum t_i \quad (1)$$

式中, $t_i$ 为某样点样品中大型底栖动物第  $i$  物种基于科一级分类阶元的敏感值。

(d) 大型底栖动物 Berger-Parker 优势度指数(D)

$$D = N_{max}/N \quad (2)$$

式中, $N_{max}$ 为某样点样品中最优势种的个体数; $N$ 为底栖动物鉴定分类水平下所有个体数。

(5) 鱼类物种多样性综合指数:选取反映鱼类物种多样性的多个指标进行综合评估,表征鱼类的物种完整性状况。利用指标包括:(a) 鱼类总分类单元数(S);(b) 鱼类香农-威纳多样性指数(H);(c) 鱼类 Berger-Parker 优势度指数(D)进行标准化处理,然后计算 3 个指标的算术平均和。

(a) 鱼类总分类单元数(S),即某样点中出现的所有鱼类物种数。

(b) 鱼类香农-威纳多样性指数(H)

$$H = - \sum_{i=1}^n (n_i/N) \times \log_2^{(n_i/N)} \quad (3)$$

式中, $H$ 为某群落多样性指数; $N$ 为某群落中出现的所有物种数; $n_i$ 为样点中第  $i$  种的个体数。

(c) 鱼类 Berger-Parker 优势度指数(D)

$$D = N_{max}/N \quad (4)$$

式中, $N_{max}$ 为样点中优势种的个体数; $N$ 为样点中全部物种的个体数。

(6) 水资源开发利用强度:反映流域水资源的开发利用程度,根据区域工业、农业、生活、环境等用水量占评估区域的水资源总量比值进行评估。

(7) 水生生境干扰指数:反映水域生境遭到人为挖砂、旅游等活动破坏的影响状况。应用美国 EPA 提出的快速生物监测协议(RBPs)中关于生境评价的方法,对分别包含底质、水潭特性、河道变化及河岸特征等 10 个方面生境要素进行打分评价。

(8) 森林覆盖率:指单位面积内森林的垂直投影面积所占百分比,森林覆盖率越高,生态系统的物理结构稳定性越好,有利于流域的生态系统保护。

(9) 景观破碎度:反映陆域自然生态系统的完整性状况和景观格局条件,是生态系统稳定性的一方面。计算方法:

$$C_i = N_i / A_i \quad (5)$$

式中,  $C_i$  为景观  $i$  的破碎度,  $N_i$  为景观  $i$  的斑块数,  $A_i$  为景观  $i$  的总面积。

(10) 重要生境保持率: 用于反映流域岸带的生态健康状况。

重要生境保持率 = 自然植被结构完整性指数  $\times 0.7$  + 自然堤岸比例分值  $\times 0.3$

其中, 自然植被结构完整性指数 = (生态系统类型分值  $\times$  该类型面积) / 重要生境评估总面积  $\times 100\%$ ; 自然堤岸比例 = 自然堤岸河段长度 / 评估河段总长度  $\times 100\%$ 。重要生境范围的确定是以平水期河流水位为起始边界, 两侧向外延伸各 10m 作为评估范围。

(11) 水源涵养功能指数: 反映了生态系统拦蓄降水或调节河川径流量的能力, 水源涵养功能保持较好, 流域生态健康程度就高。

$$\text{水源涵养功能指数} = \sum_{i=1}^n H_i \omega_i \quad (6)$$

式中  $H_i$  表示第  $i$  项指标健康分值,  $\omega_i$  表示第  $i$  项指标权重, 其中  $i$  为 3, 指标及权重赋分形式见表 2。

表 2 健康评价指标分级标准及赋分

Table 2 Classification Criteria and scoring for health assessment indices

指标类型 Index type	指标 Index	分级标准及赋分 Grading standard				
		优秀 Excellent	良好 Good	一般 Ordinary	较差 Less inferior	差 Inferior
		$80 \leq N < 100$	$60 \leq N < 80$	$40 \leq N < 60$	$20 \leq N < 40$	$0 \leq N < 20$
生境结构 Habitat structure	水质状况指数/%	$80 \leq N < 100$	$60 \leq N < 80$	$40 \leq N < 60$	$20 \leq N < 40$	$0 \leq N < 20$
	枯水期径流量占年均径流量比例	$1.3 \leq N < 2$	$1.1 \leq N < 1.3$	$0.9 \leq N < 1.1$	$0.7 \leq N < 0.9$	$0.4 \leq N < 0.7$ ; $N \geq 2$ 或 $N < 0.4$ 赋分为 0
	河道连通性(闸坝个数/每百公里)	$0 \leq N < 3$	$3 \leq N < 8$	$8 \leq N < 10$	$10 \leq N < 20$	$20 \leq N < 50$ ; $N \geq 50$ 赋分为 0
水生生物	大型底栖动物多样性综合指数	$0.8 \leq N < 1$	$0.6 \leq N < 0.8$	$0.4 \leq N < 0.6$	$0.2 \leq N < 0.4$	$0 \leq N < 0.2$
Aquatic organism	鱼类物种多样性综合指数	$0.8 \leq N < 1$	$0.6 \leq N < 0.8$	$0.4 \leq N < 0.6$	$0.2 \leq N < 0.4$	$0 \leq N < 0.2$ ; $60 \leq N < 100$ ;
水域生态压力	水资源开发利用强度/%	$0 \leq N < 20$	$20 \leq N < 35$	$35 \leq N < 45$	$45 \leq N < 60$	$N \geq 100$ 赋分为 0
Ecological pressure for water area	水生生境干扰指数	$80 \leq N < 100$	$60 \leq N < 80$	$40 \leq N < 60$	$20 \leq N < 40$	$0 \leq N < 20$
生态格局与功能	森林覆盖率/%	$75 \leq N < 100$	$65 \leq N < 75$	$55 \leq N < 65$	$45 \leq N < 55$	$0 \leq N < 45$
Ecological pattern and function	景观破碎度(标准化值)	$0 < N \leq 0.2$	$0.2 < N \leq 0.4$	$0.4 < N \leq 0.6$	$0.6 < N \leq 0.8$	$0.8 < N \leq 1$
重要生境保持率	自然堤岸比例/%	$90 < N \leq 100$	$80 < N \leq 90$	$70 < N \leq 80$	$50 < N \leq 70$	$0 < N \leq 50$
	自然植被结构完整性指数/%	$80 < N \leq 100$	$60 < N \leq 80$	$40 < N \leq 60$	$20 < N \leq 40$	$0 < N \leq 20$
陆域水源涵养功能	植被覆盖度/%	$80 \leq N < 100$	$60 \leq N < 80$	$40 \leq N < 60$	$20 \leq N < 40$	$0 \leq N < 20$
	植被类型	湿地	森林、灌木	草地	耕地	其他
	不透水面积/%	$0 \leq N < 3$	$3 \leq N < 5$	$5 \leq N < 10$	$10 \leq N < 20$	$20 \leq N < 100$
陆域生态压力	建设用地比例/%	$0 \leq N < 10$	$10 \leq N < 20$	$20 \leq N < 30$	$30 \leq N < 40$	$40 \leq N < 100$
Ecological pressure for water area	污染负荷排放指数	$0 \leq N < 0.5$	$0.5 \leq N < 0.9$	$0.9 \leq N < 1.1$	$1.1 \leq N < 1.5$	$1.5 \leq N < 2$ ; $N \geq 2$ 赋分为 0

植被覆盖度解释: 陆域植被覆盖度越好, 其初级生产力越高, 生态系统的物理结构稳定性越好, 有利于流域的生态系统保护。计算公式: 通常用归一化植被指数 (NDVI) 来计算植被覆盖度。根据像元二分模型理论, 植被覆盖度计算模型可得:

$$F_c = \frac{\text{NDVI} - \text{NDVI}_{\text{soil}}}{\text{NDVI}_{\text{veg}} - \text{NDVI}_{\text{soil}}} \quad (7)$$

式中  $F_c$  是植被覆盖度,  $\text{NDVI}_{\text{veg}}$  是纯植被像元的 NDVI 值,  $\text{NDVI}_{\text{soil}}$  是完全无植被覆盖像元的 NDVI 值。不透水面即水不能通过其下渗到地表以下的人工地貌物质。

(12) 建设用地比例: 建设用地比例反映陆域的人为景观空间组成及格局状况。计算方法: 建设用地比例

=建设用地面积/陆域总面积。

(13) 污染负荷排放指数:反映人类生活过程中排放的污染物对流域生态系统的压力,包括点源和面源污染负荷。点源污染负荷统计生活污染源排放和工业污染源排放两类;面源污染负荷统计畜禽养殖业、种植业、水产养殖业 3 种类型。计算方法:污染负荷排放指数=0.5×COD 排放量/COD 目标排放量+0.5×氨氮排放量/氨氮目标排放量。

利用综合指数法进行流域生态健康综合评估,通过水域和陆域健康指数加权求和,构建综合评估指数 WHI,以该指数表示流域的健康状况。综合指数 WHI 计算如下:

$$WHI = I_w W_w + I_L W_L \quad (8)$$

式中, $I_w$ 为水域健康指数值, $W_w$ 为水域健康指数权重; $I_L$ 为陆域健康指数值, $W_L$ 为陆域健康指数权重。 $I_w$ 和  $I_L$ 分别由各自的二级指标加权获得。

水域健康指数值:

$$I_w = \sum_{i=1}^n w_i \times x'_i \quad (9)$$

陆域健康指数值:

$$I_L = \sum_{i=1}^n w_i \times x'_i \quad (10)$$

式中  $w_i$ 为水域和陆域的二级指标权重, $x'_i$ 为二级指标值。

根据综合指数 WHI 计算公式及各指标权重,分别得出白河和潮河流域的健康综合指数,并根据健康分级标准(表 3),确定流域的健康等级。

表 3 流域生态健康状况分级

Table 3 Classification of watershed ecosystem health

健康状况 Health state	优秀 Excellent	良好 Good	一般 Ordinary	较差 Less inferior	差 Inferior
综合指数(WHI) Comprehensive index	WHI≥80	60≤WHI<80	40≤WHI<60	20≤WHI<40	WHI<20

## 2 结果与分析

选取白河和潮河流域的水域、陆域的结构、格局和功能指标,分别采用雷达图形式表示流域的健康状态(图 2,图 3)。依据健康评估指标的得分及权重,分别计算得出白河和潮河流域水域、陆域的健康指数值和流域健康综合指数,并根据健康分级标准,确定流域的健康等级(表 4)。

综合白河和潮河流域水陆域生态健康状态评估结果,从雷达图可直观反应出白河流域各水域健康状态指标中鱼类物种和大型底栖动物多样性综合指数得分均相对较低;潮河流域各水域健康状态指标中除水质状况指数外得分均不高,其中鱼类物种和大型底栖动物多样性综合指数得分均相对较低。白河流域陆域整体健康状态相对较好,仅景观破碎度得分相对较低;潮河流域景观破碎度和森林覆盖率得分均相对较低,表明流域景观被分割的破碎程度较高、部分森林植被遭到破坏,生态格局状况相对较差。

根据白河和潮河流域健康综合评价指数计算结果表 4 可知,白河流域健康综合指数为 78,潮河流域健康综合指数为 71,均处于良好等级。14 个子流域的健康综合指数均在 60—80 之间,处于良好等级,白河流域各子流域的健康状态基本优于潮河流域。白河流域中,琉璃河、白河下段、汤河上游的健康状况相对较好,菜食河周边有村庄分布,河岸带有农作物种植,健康状况相对较差。潮河流域中,安达木河上段、安达木河下段和潮河上段健康状况相对较好,潮河下段河道受人为活动影响,水生生境受到一定程度破坏,健康状况相对较差。结合水陆域生态压力评价结果(图 4)可知,白河流域和潮河流域水生生境干扰指数和污染负荷排放指数得分相对较低,表明人类对水生生境的干扰和污染排放是造成流域生态健康退化的主要原因。根据实地调研,流域内存在养殖场和散养现象,岸边带有少数农作物种植,并有一定数量的民俗旅游分布,不合理的涉水

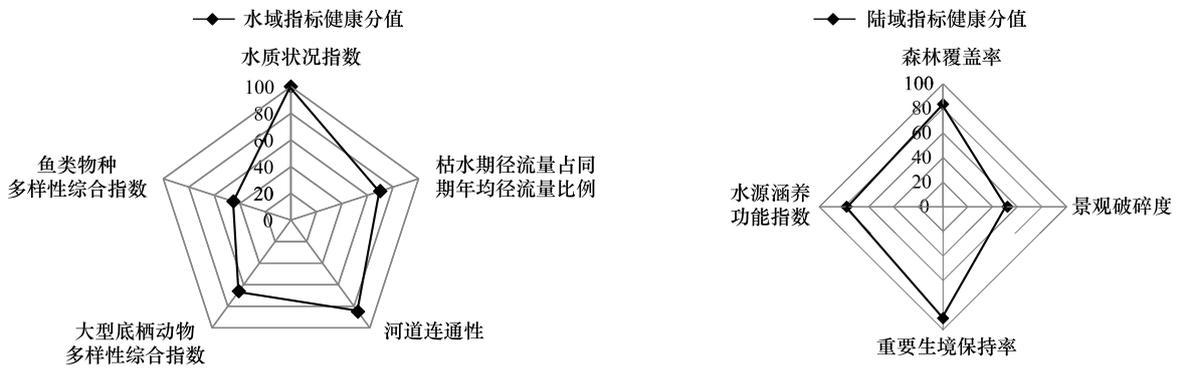


图 2 白河流域水陆域生态健康状态评价结果

Fig.2 Results of ecosystem health assessment of Bai River Basin

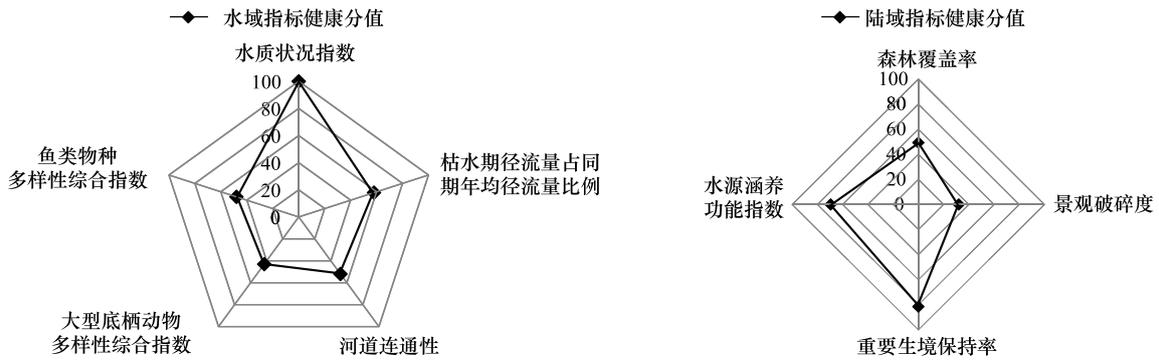


图 3 潮河流域水陆域生态健康状态评价结果

Fig.3 Results of ecosystem health assessment of Chao River Basin

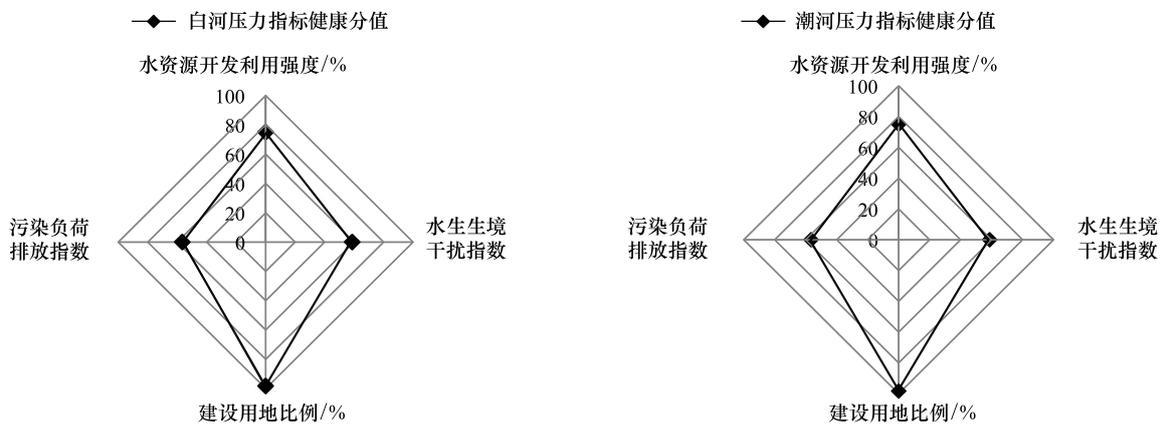


图 4 白河和潮河流域生态健康压力评价结果

Fig.4 Results of ecosystem health pressure assessment of Bai River and Chao River Basin

活动造成水生生境破坏,进而导致生物多样性下降。

### 3 讨论

底栖动物因长期生活在底泥中,具有个体较大、寿命较长、区域性强、迁移能力弱、对于外界干扰通常少有回避能力且对环境变化比较敏感等特点,因此,利用底栖动物作为指示物种可以有效地反应水体的生态状况。根据白河和潮河水生态监测数据计算大型底栖动物多样性综合指数结果显示,白河流域标准化后的大型底栖

动物分类单元数为 0.631, EPT 科级分类单元比为 0.709, BMWP (敏感值) 指数为 0.659, Berger-Parker 优势度指数为 0.773, 其中水生生物分类单元数和 BMWP 指数相对较低导致多样性综合指数得分较少, 表明底栖动物敏感物种比例降低, 造成生物多样性下降; 潮河流域标准化后的大型底栖动物分类单元数为 0.520, EPT 科级分类单元比为 0.374, BMWP (敏感值) 指数为 0.577, Berger-Parker 优势度指数为 0.527, 其中 EPT 科级分类单元比相对较低, 表明敏感物种蜉蝣目 (E)、積翅目 (P) 和毛翅目 (T) 的种类比例相对较低, 生物状况相对较差。

表 4 流域健康综合评价指数计算结果

Table 4 Results of comprehensive assessment indices of watershed health

评估对象 Evaluation object	水域 Water area			陆域 Land area			流域 Watershed	等级 Grade
	生境结构 Habitat structure	水生生物 Aquatic organism	生态压力 Ecological pressure	生态格局 与功能 Ecological pattern and function	生态压力 Ecological pressure			
白河	汤河上游	89.8	62.4	62.5	89.7	72.5	79.0	良好
Bai River	白河下段	86.1	62.4	82.5	86.1	70.6	79.1	良好
	琉璃河	86.0	70.4	62.5	90.1	72.2	79.5	良好
	菜食河	85.5	54.4	57.5	90.1	69.1	76.1	良好
	汤河下段	85.7	62.4	57.5	85.5	78.0	77.6	良好
	白河上段	92.2	46.4	67.5	84.6	77.1	77.4	良好
	黑河	92.2	66.4	77.5	79.9	73.8	78.5	良好
	天河	92.2	54.4	67.5	84.6	72.6	77.3	良好
	流域整体	89	60	67	87	73	78	良好
潮河	小汤河	78.7	54.4	65.0	72.7	68.5	69.5	良好
Chao River	潮河上段	88.3	58.4	60.0	71.9	70.4	71.1	良好
	潮河中段	82.9	50.4	55.0	78.0	66.2	69.9	良好
	安达木河上段	72.8	66.4	70.0	84.1	74.7	76.2	良好
	安达木河下段	72.6	62.4	70.0	77.2	70.1	72.1	良好
	潮河下段	58.3	54.4	60.0	73.7	71.0	66.6	良好
		流域整体	76	58	63	76	70	71

河流的栖息地特征和生物多样性是紧密相关的, 栖息地的质量和数量会直接或间接影响当地生物群落的组成和结构。郑丙辉等<sup>[32]</sup>研究了栖息地环境与底栖生物的相关关系, 结果表明用于表征栖息地环境的指标, 如水质状况、水量状况及物理结构等, 与大部分底栖生物指标都呈现显著相关关系。根据白河和潮河流域河流大型底栖动物分类单元数 S、EPT 科级分类单元比 (EPT<sub>r</sub>-F)、BMWP 指数和 Berger-Parker 优势度指数 (D) 的计算结果与水生生境干扰指数进行相关分析 (图 5), 结果表明水生生境干扰指数与底栖动物的四项指标均存在一定的相关性, 其中与 EPT 科级分类单元比 (EPT<sub>r</sub>-F) 和 Berger-Parker 优势度指数 (D) 的相关系数较高。由于白河和潮河水域指标中反映水质状况的指数得分较高, 说明水量及物理结构等生境要素是影响底栖动物多样性的主要因素。根据实地调查, 流域范围岸边带种植、民俗旅游等不合理的涉水活动引起的水生生境破坏已影响了底栖动物敏感物种, 造成了水生态系统的早期退化, 因此, 目前环境管理过程中利用单一的水质指标已不足以全面反映生态系统的结构和功能状况, 建议将以水生态健康调查为基础的健康评价纳入环境管理中作为常规工作内容, 可利用底栖动物多样性指标反映水生态系统状况, 以便于在生态退化早期采取相应的措施。

#### 4 结论

构建涵盖水域和陆域的北京市白河和潮河流域生态健康评价指标体系, 开展流域生态健康评价得出白河

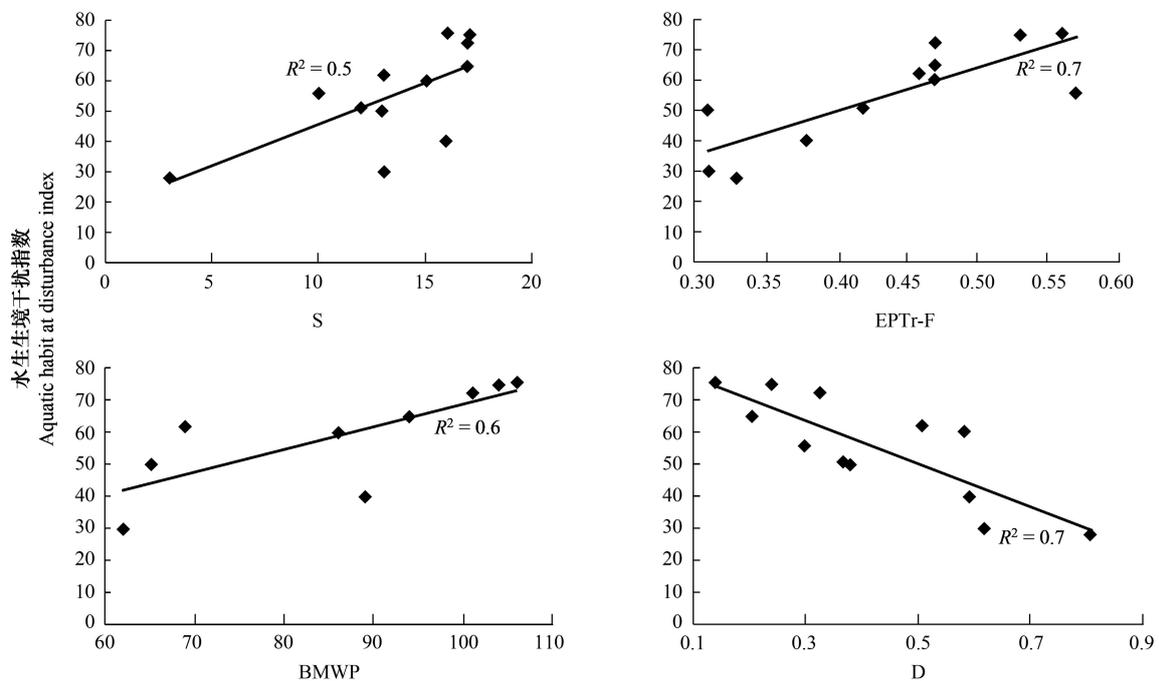


图5 水生环境干扰指数与各生物指标相关分析结果

Fig.5 Results of correlation analysis between aquatic habitat disturbance index and biotic index

和潮河流域的健康状态整体均处于良好等级,但水生生物和陆域生态格局状况相对较差,14个子流域的健康状况差异并不显著,琉璃河、白河下段、汤河上游的健康状况相对较好,潮河中下段和小汤河的健康状况相对较差。流域内不合理的畜禽养殖、岸边带种植及民俗旅游是导致流域生态健康退化的主要原因,建议加强面源污染负荷排放的控制和监管涉水活动对水生生境的干扰,以实现流域健康状况的改善。涵盖水域和陆域13项指标的评价体系非常适用于北京市郊区流域生态系统健康评价,其中表征水生生物状况的指标可以反映水生态系统的早期退化,建议北京市未来将流域生态健康评价纳入流域管理作为常规工作内容,用于指导和评估管理行为,同时重点关注对人类干扰敏感、可指示水生态系统早期退化的一系列生物指数,以实现可持续性和适应性的流域管理。

#### 参考文献 (References):

- [ 1 ] 吴阿娜. 河流健康评价: 理论、方法与实践[D]. 上海: 华东师范大学, 2008.
- [ 2 ] US Environmental Protection Agency. Healthy Watersheds Initiative: National Framework and Action Plan. Washington DC: US EPA, 2011.
- [ 3 ] 罗跃初, 周忠轩, 孙轶, 邓红兵, 张萍, 吴钢. 流域生态系统健康评价方法. 生态学报, 2003, 23(8): 1606-1614.
- [ 4 ] 李春晖, 崔崑, 庞爱萍, 郑小康. 流域生态健康评价理论与方法研究进展. 地理科学进展, 2008, 27(1): 9-17.
- [ 5 ] Smith M J, Kay W R, Edward D H D, Papas P J, Richardson K S J, Simpson J C, Pinder A M, Cale D J, Horwitz P H J, Davis J A, Yung F H, Norris R H, Halse S A. AusRivAS: using macroinvertebrates to assess ecological condition of rivers in Western Australia. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 269-282.
- [ 6 ] Parsons M, Thoms M, Norris R. Australian river assessment system: review of physical river assessment methods - a biological perspective. Monitoring River Health Initiative Technical Report No. 21. Canberra: University of Canberra and Commonwealth of Australia, 2002.
- [ 7 ] Ladson A R, White L J, Doolan J A, Finlayson B L, Hart B T, Lake P S, Tilleard J W. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. *Freshwater Biology*, 1999, 41(2): 453-468.
- [ 8 ] 唐涛, 蔡庆华, 刘建康. 河流生态系统健康及其评价. 应用生态学报, 2002, 13(9): 1191-1194.
- [ 9 ] Kaiser J. Getting a handle on ecosystem health. *Science*, 1997, 276(5314): 887-887.
- [ 10 ] Barbour M T, Gerritsen J, Snyder B D, Stribling J B. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. 2nd ed. Washington, D. C.: U. S. EPA, Office of Water, 1999.

- [11] Wright J F, Sutcliffe D W, Furse M T. Assessing the Biological Quality of Fresh Waters; RIVPACS and Other Techniques. Ambleside: Freshwater Biological Association, 2000.
- [12] 赵彦伟, 杨志峰. 城市河流生态系统健康评价初探. 水科学进展, 2005, 16(3): 349-355.
- [13] 赵彦伟, 杨志峰. 河流健康: 概念、评价方法与方向. 地理科学, 2005, 25(1): 119-124.
- [14] Xu F, Zhao Y W, Yang Z F, Zhang Y. Multi-scale evaluation of river health in Liao River Basin, China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering in China*, 2011, 5(2): 227-235.
- [15] Rashleigh B, Barber M C, Cyterski M, Johnston J M, Mohamoud Y, Parmar R. Watershed Health Assessment Tools—Investigating Fisheries (WHAT-IF): A Modeling Toolkit For Watershed and Fisheries Management. Burlington, USA: International Environmental Modelling and Software Society Conference, 2006.
- [16] 李浩宇, 颜宏亮, 孟令超, 郭亚萍. 河流—流域生态系统健康评价研究进展. 水利科技与经济, 2013, 19(9): 1-4.
- [17] 张华, 骆永明. 美国流域生态健康评价体系的发展和实践. 应用生态学报, 2013, 24(7): 2063-2072.
- [18] 张晓萍, 杨勤科, 李锐. 流域“健康”诊断指标——一种生态环境评价的新方法. 水土保持通报, 1998, 18(4): 58-62.
- [19] 龙笛. 浅谈流域生态环境健康评价. 北京水利, 2005, (5): 6-10.
- [20] 罗治敏. 基于遥感信息的流域生态系统健康评价——以三峡库区大宁河流域为例[D]. 北京: 中国科学院研究生院, 2006.
- [21] 颜利, 王金坑, 黄浩. 基于 PSR 框架模型的东溪流域生态系统健康评价. 资源科学, 2008, 30(1): 107-113.
- [22] 白祥, 金海龙, 任建丽, 高翔, 陈丽华, 吴加清. 基于 PSR 模型的新疆艾比湖湿地生态系统健康评价指标体系研究. 湿地科学与管理, 2009, 5(3): 16-20.
- [23] 林倩, 张树深, 刘素玲. 辽河口湿地生态系统健康诊断与评价. 生态与农村环境学报, 2010, 26(1): 41-46.
- [24] 许妍, 高俊峰, 高永年, 刘聚涛. 太湖流域生态系统健康的空间分异及其动态转移. 资源科学, 2011, 33(2): 201-209.
- [25] 任建丽, 金海龙, 叶茂, 白祥. 基于 PSR 模型对艾比湖流域生态系统健康评价研究. 干旱区资源与环境, 2012, 26(2): 37-41.
- [26] 吴金鸿, 杨涵, 杨方社, 卢航, 苏淑珍. 额尔齐斯河流域湿地生态系统健康评价. 干旱区资源与环境, 2014, 28(6): 149-154.
- [27] 罗遵兰, 赵志平, 孙光, 吕凤春, 李俊生, 王伟. 松花江流域湿地生态系统健康评价. 水土保持研究, 2015, 22(1): 105-109, 114-114.
- [28] 袁春霞. 基于 RS 与 GIS 的金川河流域生态系统健康评价[D]. 兰州: 兰州大学, 2008.
- [29] 解雪峰, 吴涛, 肖翠, 蒋国俊, 边华菁, 马勇, 陈建华. 基于 PSR 模型的东阳江流域生态安全评价. 资源科学, 2014, 36(8): 1702-1711.
- [30] 王文杰, 张哲, 王维, 刘孝富, 许超. 流域生态健康评价框架及其评价方法体系研究(一)——框架和指标体系. 环境工程技术学报, 2012, 2(4): 271-277.
- [31] 邹志红, 孙靖南, 任广平. 模糊评价因子的熵权法赋权及其在水质评价中的应用. 环境科学学报, 2005, 25(4): 552-556.
- [32] 郑丙辉, 张远, 李英博. 辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究. 环境科学学报, 2007, 27(6): 928-936.