# 绪论

## 研究背景

河流是人类文明的发祥地，为人类提供了宝贵而丰富的资源和能源。同时，河流作为连接陆地与海洋的通道和全球水循环、养分循环与碳循环的重要组成部分，对自然界的物质和能量输送和传递至关重要，被称为“地球的动脉”，也为生物提供各种生境。

然而，随着工业文明的迅速发展和城市规模的不断扩大，人们在尽享河流带来便利的同时也在不断改造河流，以满足人口增加与经济发展所需的土地、供水、防洪、航运和污染消纳等服务。人类过度的干预会引发河流水文条件改变、形态结构破坏、水质污染严重和水生生境恶化等问题，并造成流域水资源短缺、水旱灾害频繁、生物多样性降低和景观功能退化等，制约社会经济可持续发展[1]。

在全球，为了满足供水或发电的需要，60%的主要河流被改道或在其上修建水坝，造成淡水鱼数目下降50%[2]。在中国，水资源方面，据水利部统计，2006年全国669个城市中约2/3存在不同程度的缺水，由此带来的工农业年损失数以千亿元。海河流域开发利用率高达90%，平原区河道常年断流的占河流数量的45%[3]。黄河1987年起连年断流，1997年断流达226天。华北地下水超采严重，最大超采量达到150%，地下水位持续下降。具有争议的“南水北调”工程正在兴建，以解决北方水资源严重不足的问题。水环境质量方面，2009年，七大水系总体为轻度污染，203条河流408个地表水国控监测断面中，I-III类、IV-V类和劣V类水质的断面比例分别为57.3%、24.3%和18.4%[4]。全国近一半城镇、农村约3.6亿人饮用水源的水质不符合标准。水生态方面，据统计，全国鱼虾绝迹的河长达2400 km[5]。水旱灾害方面，河流淤积引起河道萎缩，降低河流的行洪能力。如长江1998年螺山站的最大洪峰流量仅为 64900 m3/s，较1954年的 78800 m3/s小得多，但洪水位比1954年的最高洪水位33.17 m高l.78 m，这种小水大灾的现象还在海河干流、淮河干流及入江水道等河段出现[6]。

永定河(北京段)和温榆河都是北京的母亲河，两河一西一东，一处下游，一居源头，无论在历史上还是在现代化建设中均起着至关重要的作用。然而，随着流域人口增加和经济社会发展，它们的功能在不断发生变化，但都难以逃脱被污染、被破坏的命运。在海河水系中，永定河(北京段)成了“有河皆干”的典型，温榆河成了“有水皆污”的代表，它们失去了往日的川流不息和风光旖旎，取而代之的是风沙漫天和臭气逼人(见表 1‑1)。在《北京城市总体规划(2004-2020)》中，永定河(北京段)和温榆河都被纳入“三环碧水绕京城”的生态治理计划中，将成为京西最大的生态休闲走廊和东北部最大的林水相依、清水长流的休闲湿地生态带。经过北京市多年治理，两河的状况都有所改善，但现状与这一目标仍有很大差距。

表 1‑1 永定河(北京段)和温榆河对比

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
|  | 永定河(北京段) | 温榆河 |
| 地理位置 | 海河水系最大的一条河流，全长747 km，流域面积47016 km2。北京段长170 km，由幽州入境，梁各庄处境，流域面积3168平方公里，占总流域面积的6.7%。 | 发源于燕山南麓，是北京市五条大河中唯一发源于境内的河流，起自昌平沙河闸，止于北关分洪枢纽，全长47.5 km，流域面积2478 km2。 |
| 途径区县 | 门头沟、石景山、丰台、大兴、房山 | 昌平、顺义、朝阳、通州 |
| 主要水源 | 上游桑干河、官厅水库来水 | 城市退水、分散性污水等非常规水源 |
| 主要生态功能 | 防洪、灌溉、供水 | 纳污、泄洪、排涝 |
| 主要环境问题 | 水量不足，河道断流 | 水质污染，流动缓慢 |
| 主要退化原因 | 上游水库层层阻截，水资源过度开发利用 | 排污超过环境容量，渠道化使净化能力降低 |
| 北京市规划定位 | 北京城西南的生态屏障，京西最大的生态休闲走廊 | 北京城东北最大的林水相依、清水长流的休闲湿地生态带 |

河流生态问题引起了各国政府及专家学者的广泛关注，面对当今河流的严峻现实，人们逐渐认识到单纯的污染防治及工程治理难以解决河流水环境存在的问题和满足人类社会经济发展对水资源、水环境和水生态的更高要求，从而向生态系统管理的方式转变，发展了“河流健康”、“人水和谐”、“生态治河”、“适应性管理”等管理理念和实践方式，要求在满足人类社会对河流生态服务价值的需求的同时，维持河流自身的健康生命，保持其生态系统的结构与功能完整。

然而，河流作为社会-经济-自然复合生态系统中的重要组成部分，其生态问题往往不是孤立的，而是与流域社会经济发展相互作用、相互联系的。例如，人口增长和城市扩张会促使森林、草地转化为建筑用地，林地和草地的破坏会产生大量的水土流失，而水土流失又使河流中的泥沙含量增加，同时，下垫面透水性的改变导致河流水文情势的变化，进而影响河流水生栖息地、河流形态及生物多样性。这种从社会-经济-自然复合生态系统角度来解释和解决环境或生态问题的思想已逐渐成为学术和资源管理界的共识。但对于社会经济发展对河流退化的主要影响及量化表达、作用机理与对策制定等仍是亟待回答的问题。

## 研究目的与意义

本研究是国家水体污染控制与治理科技重大专项——河流水环境综合整治技术研究与综合示范主题——海河流域水污染综合治理与水质改善技术与集成示范项目“北运河水系中游段生态治理关键技术与示范课题”以及北京市科技计划项目——永定河生态服务价值与目标体系研究课题“永定河生态系统退化机理研究专题”的重要组成部分。研究围绕“河流生态—流域经济—社会”系统，从河流生态服务的角度出发，对河流退化的表现、影响因素、作用机理和管理对策进行分析，以明确永定河(北京段)和温榆河水环境面临的主要问题，分析流域社会经济发展、自然因素及其耦合对河流退化的影响，探明河流退化的主导原因和机理，为河流管理和生态修复提供科学依据。

## 主要研究内容

(1)从永定河(北京段)和温榆河水资源、水环境质量的现状和历史演变入手，识别退化主要表现；

(2)流域社会经济发展对永定河(北京段)和温榆河退化的影响分析；

(3)永定河(北京段)和温榆河的河流退化肇因及机理分析；

(4)永定河(北京段)和温榆河的河流管理政策建议。

## 技术路线



图 1‑1 技术路线

# 文献综述

## 河流健康与河流退化的概念发展

虽然河流退化(river degradation)在国内外文献中被广泛提及，但目前尚无严格意义上的科学定义。从静态状况而言，河流退化对应于河流健康；从动态过程而言，它对应于河流改善或河流恢复，其目的为维持河流健康。本研究中既考察河流的现实状况也分析其动态演变过程，将河流退化视为未达到河流健康状态和背离河流健康的过程。

河流健康概念是伴随生态系统健康概念出现的。生态系统健康产生于1970年代全球生态系统普遍退化的背景下，始于人们对环境污染和生态破坏的关注，但至今尚未达成共识。目前普遍认为，生态系统健康不仅包括生态系统方面的要素，而且还包括复杂的人类健康、价值、伦理、艺术、哲学和经济学的观点[7-9]。1980年代，人们逐渐认识到，河流同样具有生命的特征，其形成、发展和演变有着自身的发展规律，一旦遭遇危机，将会对外界形成巨大的反作用力，使以河流为依托的其他生态系统失去了存在的基础[10]。因此，河流不仅是可供开发的资源，更是河流生态系统的载体；不仅要关注河流的资源功能，还要关注河流的生态功能[11]。在新的生态环境理念的引导下，1990年代中期出现了“河流健康”的概念，并很快得到澳大利亚、南非、欧洲和美国等国家的响应[11]，但不同学者对什么是河流健康状态尚未达成一致[12-15]。也有一些学者对河流健康概念提出了质疑，其主要观点包括以下几种[11]：(1)无法确定河流健康的基准点；(2)河流健康的概念在科学意义上是主观的、模糊的；(3)河流健康是无法度量的。而哪些赞同河流健康概念的学者，多是将其作为河流管理的一种工具，并从生态系统观出发讨论河流的健康概念，认为健康的生态系统应该是稳定和可持续的。不同之处在于是侧重河流生态系统的自然属性还是社会经济属性，亦或兼顾人水和谐。据此可分为以下3类：

(1)侧重生态健康

侧重生态健康的河流健康定义往往以天然、未受干扰的河流为标准[16, 17]，仅考虑河流生态系统的结构与功能，而不考虑河流对人类社会的服务功能(表 2‑1)。这种定义对于发达国家受人类干扰较小的河流比较适用，但很难使用于开发利用程度较高的河流，尤其对于我国水资源紧缺、治河历史悠久、水体污染严重、淡水生态系统明显退化的现状来说比较缺乏实际意义。

表 2‑1 侧重生态健康的河流健康定义

|  |  |
| --- | --- |
| 研究者 | 对河流健康的定义 |
| 美国《清洁水法修正案》(1972) [14] | 河流健康的标准为化学、物理及生物完整性，其中完整性指维持生态系统自然结构和功能的状态。 |
| 欧盟水框架指令(WFD) (2000)[18] | 良好的生态状况主要从生物群落、水文和化学特性等3个方面进行考核。 |
| 国际自然与自然资源保护联盟[19] | 可持续的健康河流是维持环境流量，即保证足够的鱼类、水生生物和有益植物生长所需流量的河流。 |
| Karr(1991) [20] | 将河流健康等同于生态完整性，认为河流健康就是河流的物理和化学属性(能源、水质和流量状态)和生物及栖息地在所有的尺度上与自然状态相匹配，强调其生态系统结构和功能。 |
| Scrimgeour(1996) [21] | 健康就是系统处于良好状态，能维持基本功能。 |
| Schofield(1996) [17] | 把健康定义为自然性，认为河流健康就是指与相同类型的未受干扰的(原始的)河流的相似程度，尤其是在生物完整性和生态功能方面。 |
| Simpson(1999) [16] | 河流健康是指河流生态系统支持与维持主要生态过程，以及具有一定种类组成、多样性和功能组织的生物群落尽可能接近受扰前状态的能力，把河流受扰前的原始状态当作健康状态。 |
| SER (2004) [22] | 河流健康是系统所处的某种状态或条件，对应于其生态发展过程其动态变化在正常范围内。 |

(2)侧重人类福利

一些学者较为强调河流对人类社会的功能价值，将能否满足人类需要作为河流是否健康的判据(表 2‑2)。但从功利主义出发的河流健康定义，如果在管理目标中不考虑河流生态系统自身的属性特征，很难达到河流生态保护的目的。

表 2‑2 侧重人类福利的河流健康定义

|  |  |
| --- | --- |
| 研究者 | 对河流健康的定义 |
| 澳大利亚河流健康委员会(1999)[23] | 健康河流是与其环境、社会和经济特征相适应，能够支撑社会需求以及生态系统、经济行为和社会功能的河流。 |
| Karr(1995)[14] | 即使生态系统的完整性有所破坏，只要其当前与未来的使用价值不退化且不影响其它与之相联系系统的功能，也可认为此生态系统是健康的。 |
| Richard(1999)[14] | 强调河流健康与否必须依赖于社会系统的判断，对其判断应考虑生态功能与人类的福利要求。 |
| Rogers(l999)[24] | 从管理角度进行界定，坚持河流健康管理目标的设定必须以社会期望为基础。 |
| Norris(1999)[12] | 河流生态系统健康依赖于社会系统的判断，应考虑人类福利要求，健康系统应基本具备生态完整性以及可持续性。 |
| Ladson(2000)[25] | 强调河流健康是出于河流管理目的而产生的概念，考虑在河流或流域范围内建立一个基准状态。 |
| 韩其为 (2007)[26] | 河流健康是指现状条件下按照可持续发展观经过人类适当的调控能正常发挥其功能。 |

(3)兼顾人水和谐

我国学者采用兼顾人水和谐河流健康的定义较多(表 2‑3)，认为单一考虑生态保护标准(生物多样性等) 或单一考虑社会经济标准(如用水、防洪、发电等)都是片面的，需要在两种需求间取得平衡，妥善处理河流的开发与保护的关系[27]。尤其对长江、黄河的河流健康作出具有针对性的表征，在这些定义中，虽然综合考虑了河流生态系统本身的结构与功能的完整性及其对于人类的价值，但如何将二者整合在河流系统概念中还有待于进一步的工作。

表 2‑3 兼顾人水和谐河流健康的定义

|  |  |
| --- | --- |
| 研究者 | 对河流健康的定义 |
| Meyer(1997)[28] | 健康河流不但要维持生态系统的结构与功能，而且要包括其对人类社会的价值，在健康的概念中涵盖了生态完整性与对人类的服务价值。 |
| Fairweather(1999) [13] | 河流健康包含着活力、生命力、功能未受损害及其它表述健康的状态，其中河流健康的社会、经济和政治观点在定义河流健康时是必不可少的，并进一步提出河流健康的判断应包括生态标准和人类由该系统获得的价值、用途和适宜性，即公众对河流的环境期望。 |
| Regier(1999)[14] | 健康作为一个概念应植根于一定的生态概念并结合一定的人类价值。 |
| 李国英(2004) [26, 29] | 是指在河流生命存在的前提下，河流的社会功能与自然生态功能能够取得平衡，简单地说，河流在满足基本水量的前提下，具有稳定的河道、适度的洪水、清洁的水质、健康的流域生态系统和持续的造物能力等。维持黄河健康生命就是要维持黄河的生命功能，黄河的生命力主要体现在水资源总量、洪水造床能力、水流挟沙能力、水流自净能力、河道生态维护能力等方面。 |
| 王薇(2005) [30] | 河流健康的目标应是为人类的生存和发展提供持续和良好的生态系统服务功能，因此，河流健康应该包含两个方面的内涵，即满足人类社会合理要求的能力和河流系统本身自我维持与更新的能力。 |
| 吴阿娜(2005) [31] | 河流健康就是河流的结构合理，功能健全，正常的能量流动和物质循环没有受到破坏，对自然干扰的长期效应具有抵抗力和恢复力，能够维持自身的组织结构长期稳定，并发挥其正常的生态环境效益。 |
| 刘恒(2005) [19] | 河流健康的基本范畴表现在水、土、植物和功能四个方面。水指充足的水量、天然的流态和良好的水质；土指河岸和河床条件符合自然、稳定、渐变的态势；植物指沿河动植物尤其是水生生物保持丰富和多样性；功能指河流健康的社会经济价值，应体现在满足区域和流域生产生活的需要。 |
| 蔡其华(2005) [32] | 健康的长江是在一定的经济社会发展条件下，具有足够的、优质的水量，供给和维持其自身的动力，保持河道和河势的基本稳定在一定的泥沙、污染物质输入以及其它外界干扰下，河流生态系统能够承受并自行恢复；水体的各种功能发挥正常，能满足人类合理需求，不致对人类健康和经济社会发展的安全构成威胁或损害。 |
| 赵彦伟(2005) [33] | 处于健康状态的黄河，应将黄河现实基础条件、流域社会经济系统需求、黄河生态系统自身生存要求有机协调统一起来。 |
| Vugteveen(2006) [34] | 河流健康是考虑到人类社会、经济需求等，河流与其组织结构相对应的维持其生态功能(活力和抵抗力等)的能力等的一种状态。 |
| 刘晓燕(2006) [35] | 健康的河流是指在河流生命存在的前提下，相应时期或河段的人类利益和其它生物利益能够取得平衡的河流，或河流的社会功能与自然生态功能能够取得平衡的河流。 |
| 胡春宏(2007) [26] | 河流健康是指河流系统在各种环境的影响之下，河流系统自身的结构和功能保持相对稳定状态，并具有可持续发展不断完善的特性，满足周边环境(包括人类社会发展)的合理需求。维持黄河健康生命的内涵应包括三方面的内容：河道的健康、流域生态环境系统的健康与流域社会经济发展和人类活动的健康。 |
| 董哲仁(2007) [27] | “可持续利用的生态良好河流”概念包含双重含义，一方面要求人们对于河流的开发利用保持在一个合理的程度上，保障水资源的可持续利用；另一方面要求人们保护和修复河流生态系统，保障其状况处于一种合适的健康水平上。 |
| 许炯心(2007) [26] | 既有自然意义上的河流健康，即河流自身的健康；也有社会经济意义上的河流健康，即人-水关系的健康。这两种意义上的河流健康是互相联系、互相制约、互相影响的，把它们分开只是为了研究的方便。 |
| 陈吉余(2007) [26] | 一个是自然河流的角度，另一个是以人为本，从社会需求的角度，二者结合就成为人与河流和谐相处，才是健康的河流 |

综合以上论述，河流健康的含义可以概括为：河流的物理、化学、生物和生态的结构与功能保持完整，受到干扰后能自我恢复到受干扰以前的状态，从而维持生态系统的服务功能。据此，本文将河流退化定义为：河流的物理、化学、生物和生态的结构与功能遭到破坏，不能自我恢复到受干扰以前的状态，从而使生态系统服务功能降低的状态和过程。

## 河流生态系统的结构与功能

河流生态系统是指在河流内生物群落和河流环境相互作用的统一体[36]，由生物部分和非生物部分组成[37](图 2‑1)，包括河源、河源至大海之间的河道、河岸地区、河道、河岸和洪泛区中有关的地下水、湿地、河口以及其他依赖于淡水流入的近岸环境[38]。

图 2‑1 生态系统的组成

非生物部分

生物部分

生产者：绿色植物、藻类、光合细菌等

消费者：水禽、鱼、浮游生物等

分解者：微生物(细菌、真菌)等

能源：太阳能、水能等

气候：光照、温度、降水、风等

基质和介质：岩石、土壤、水、空气、河床基质、枝叶等

物质代谢原料：CO2、H2O、无机盐、腐殖质等

生态系统

### 栖息地的组成

河流一个重要的功能是为生物提供栖息地，它由河流的物理、化学和生物环境组成(图 2‑2)。

物理环境：水文条件、水温、河床基质、河道形态、倒木、覆盖

生物环境：浮游植物、浮游动物、无脊椎动物、鱼

河流栖息地

化学环境：可溶性养分、离子、溶解氧等

图 2‑2 河流栖息地的组成

(1)物理环境

水文条件在水生生物需求的物理环境中处于最根本的位置。已有的研究覆盖了水量(quantity of flow)、流量出现的时机(timing of flow)、流量的变化性(variability of flow)以及流量极值(extremes of flow)等四个方面，并以流量出现时机的研究为最多，它们都对河流生态系统功能的发挥具有重要意义[39]。目前，全球性的人口增长、经济发展和气候变化不断加剧用水需求，水资源管理的压力正与日俱增，世界上大部分河流中的水量较自然状态下明显减少，甚至有些干涸无水，水生生境极度退化[2]。不仅如此，河流的水文条件还影响着包括水温、河道基质与形态、水环境质量等其他理化指标，从而间接影响河流的生境。如流域的城市化造成下垫面不透水面积的增加，增大洪峰流量、洪水频率和缩短汇流时间，较大的流速往往增加河道的侵蚀，影响径流水质[40]。

水温直接影响生物的新陈代谢、生长发育与繁殖特性。水位变化、土地利用变化、河滨植被状况和水的来源(地下水或地表水或地下与地表的混合水)都会对水温产生影响。水温也通过影响水面蒸发、氧的溶解性、污染物的迁移、转化速率等过程，间接影响河流生境。

河床基质是重要的生物栖息地的构成，受河流地质、河滨植被、河道坡度与流量等因素影响。源头区的河道因坡度大、水流快，能将粗的泥沙等物质搬动，只留下直径较大的岩石未被冲走。而坡度小、水流缓的下游河道中，较小的泥沙也可沉积下来。河床基质一方面直接影响生物的生命过程，如大马哈鱼需要许多干净的小鹅卵石筑巢产卵[41]，过量的泥沙会直接导致水生生物窒息死亡；另一方面通过影响河流的自净能力、河床的透水性、营养物质和污染物的传输等间接影响河流生态。河道内的采泥挖沙活动对基质粒径的分布影响显著。

河道形态包括坡度、曲度及深潭、与浅滩的顺序性等，直接影响河流的流速、空气的扰动充氧和沉积物的输送等，对水生生物造成阻隔。河流的形态可从它的垂直断面(cross-section)、纵向面(longitudinal profile)和水平面(horizontal plane)来描述。垂直面由河深(a)、河宽(b)、齐岸深(c)与齐岸宽(d)等表示。纵向面由坡度、浅滩/深潭顺序性(riffle/pool sequence)等表示。水平面由景观格式(channel pattern)，包括曲度(sinuosity)、曲流波浪长度(meander wave length)等表示。其中，浅滩与深潭都是最重要的河流水生栖息地。由于水深、水流速、含氧量等不同，它们构成了生境的多样性。在河道径流较小的情况下，浅滩的水速较快且扰动较大，因此含氧量高。一些喜氧的无脊椎动物在浅滩上往往得到了较好的生长与发育，并成为鱼类的重要食物来源；深潭的水深较大、水速较慢，为一些鱼类提供了隐蔽与休息的场所，而河滨植被凋落的枝叶或长时间在深潭中滞留的昆虫，则是一些鱼类的重要食物来源[42]。浅滩/深潭的顺序性在自然的、侵蚀性的河道中是很常见的。在浅滩上往往有直径较大的砾石或倒木，由于它们的直径较大，不易被一般的洪水所移动，所以相对稳定。而水流对这些大直径的个体或群体不断冲刷，便在它们之前或之后产生深潭[43]。在人为干扰比较严重的河流或人工修建的运河中，由于缺乏这些直径较大的石头或倒木的结构，河道比较通直，水流速度单一，所以浅滩/深潭的结构不多。在这样的河道中，栖息地相对单一，生态功能也就较差。上个世纪以来人类活动对河流形态改变的影响是剧烈的，包括直接的工程措施，如渠道化、建造堤坝、河流改道和管路化，以及间接的土地利用变化，如砍伐森林、密集农业、火灾和城市化等[44]。

倒木对深潭与浅滩构成和泥沙的截留具有重要作用，可以为物种提供直接栖息地或隐蔽场所，还通过自身降解腐烂为河流提供养分。倒木从河滨植被带进入溪流后，不断与水河泥沙相互作用，增加河流形态和水流速度的复杂性和多样性，进而提高栖息地的多样性，是河流生物多样性提高和维护的基础[45]。但倒木的生态意义是并逐渐认识的，1950年代-1970年代，倒木普遍被认为是对航运、鱼类洄游有阻碍作用，因此在美国的西北部及加拿大西部经常采取的措施是清除河流中的倒木，直到发现清除措施造成河流系统结构简单化，水生栖息地及生态功能退化等不良后果，并从1980年代初开始开展了大量的研究[46]。

覆盖是由河滨植被带或倒木对太阳辐射的拦截而产生，通常认为其利大于弊。其正面作用是有助于大量枯枝落叶及昆虫掉入河道中为一些水生生物提供重要的能量来源，减轻阳光对河流阳光暴晒从而调节水温，以及帮助一些生物物种躲避捕食者。负面作用是覆盖使温度较低的河流的水温更低，从而影响水生生物的生产力。在我国，许多城市河流为了行洪便利，修筑硬质化河堤，缺少植被的覆盖作用及水-陆界面的物质交换，不利于河流生态功能的发挥。

(2)化学环境

可溶性养分包括许多营养元素以及它们的化合物，其中以N和P最受关注。N是决定生物系统中生物(包括水生生物)生长最重要的元素。河流中的N来自于有机物质的分解、岩石的风化、水生生物的固氮作用及陆地上的淋溶作用，包括铵态(NH4+)和硝态(NO3--N)两种形态。NO3--N对水生生物(如藻类)的生长有明显的促进作用。但浓度较高时对生物有害。河流中的P是由岩石风化成为可溶性后(无机态)通过生物吸收(有机态)进入系统的。N、P在水体中的浓度过高会导致浮游生物生长过剩，出现河流富营养化。普遍认为城市化引起城市集水区内P含量升高[47-50]，甚至超过农业源的影响[47]。

离子中最主要的有Ca2+、Mg2+、Na+、K+、HCO3-、SO42-和Cl-，是天然水中常见的七大离子，占天然水中离子总量的95-99%，天然水质特征通常以它们的含量及比例来表征[51]。国际上早期对河流水质的研究即侧重于河水中主要溶质的组成、起源及与自然条件的关系[52-55]。随着人类活动对自然界的影响不断加剧，河流中离子含量已不再只受制于自然过程，近年来，研究重点转向人类活动和全球变化对离子含量的影响及其后果，如全球气候变化、人口增长、城市化、工业化、采矿、农业施肥、兴修水库和引水灌溉等[55, 56]。

溶解氧的含量(DO)是反映水质的一个重要特征指标，与氧的溶解性(与温度负相关)、气压和生物活动有关。耗氧有机物的分解会导致DO的大量消耗，威胁水生生物的生存。

(3)生物环境

生物之间的相互关系使得生物之间互为环境。在河流生态系统中，浮游植物通常称为藻类，是食物链中最主要的生产者。这些浮游植物常被浮游动物食用，浮游动物又被小鱼食用，而小鱼又被大鱼和水禽食用。人类是这个食物链中最高的消费者。

河流的物理、化学与生物环境综合地决定着河流系统中的结构与功能，如生物多样性。河流中的生境与陆地系统紧密相连。如果陆地上，特别是河滨植被带被干扰或破坏，河流中的栖息地指标都会被改变。

### 河流生态过程

河流参与流域主要的生态过程包括水循环、养分循环、碳循环、土壤侵蚀与泥沙运动、河流形态过程与栖息地等。

(1)水循环

水循环是指流域接受大气降水，降水形成地表、地下径流，径流汇入河道，最终流出流域，以及土壤水分通过土壤表层和植物叶片以气态方式回归大气的整个过程[2]。

(2)碳循环

碳是流域中所有陆地生物、水生生物、微生物生命活动的能量来源。碳循环与水循环密不可分。首先，植物碳吸收和积累的过程与植物耗水，即蒸发过程同步进行。其次，碳在陆地表面运移是通过土壤流失、流域等水文过程实现的。同时，以碳为主的土壤有机质对土壤水文过程有重要影响。

(3)养分循环

营养元素对于生长发育、生化结构、功能发挥起到必不可少的作用。C、N、S来源以大气为主，而其他主要生物化学元素，如Ca、Mg、K、Fe、P则来自岩石风化、分解。流域养分循环就是生态系统中各种元素从大气沉降、矿物风化、生物吸收、积累、转化、分解及排放回大气或随河流流出流域沟口的整个过程[2]。

(4)水、碳、养分循环的相互作用

流域水、碳、养分循环是相互依存、相互反馈的。首先，除了光照和土壤水分之外，养分是影响生态系统光合作用、初级生产力和碳循环的主要因子之一，因此碳循环与养分循环相互作用。其次，因为养分必须溶解后才可被植物吸收，而水是物质、养分的携带者，所以流域水循环控制着养分循环的速率，是了解养分循环的基础。当代“生态水文”(ecohydrology)研究的主要内容之一就是这种生态-水文交互作用。如通过研究氮、磷循环，不仅了解生态系统营养、生产力状况，而且有助于了解水、土壤和空气污染(如酸雨)形成过程和来源。又如研究植物光合作用、固碳能力、生长力大小、生态系统结构(如叶面积指数)对降水再分布、系统能量平衡和蒸发散，乃至流域径流过程的影响。

(5)土壤侵蚀与泥沙运动

河流中的泥沙来源于陆地上的土壤侵蚀，其中多于75%的土壤侵蚀在河流网络、湖泊与湿地等水生系统中沉积、其余最终经河网进入海洋。泥沙含量是水质参数中一个非常重要的指标。美国环保局把泥沙定为最常见的非点源污染物。首先，泥沙携带走大量的营养物质，降低土地生产力，造成下游水体富营养化的发生。其次，泥沙常吸附某些及重金属，使得改善水质(例如水处理)更为困难。再次，大量的泥沙沉积使河道基质组成变细、河宽增加、淤积下游河道和水库，抬升河床，危害水生动植物的栖息环境。另外，泥沙沉积使水库与水坝的寿命缩短、降低河流航运能力。

(6)河流形态过程与栖息地

自然河流形态是水力、泥沙、气候、地质与河床基质等众多因素或过程长时间相互作用的结果。当气候与地质在一定地区被确定时，河流的水力与泥沙运动过程则成为决定河流形态变化最为重要的因素。河流的形态与过程直接影响河流系统中水生生物的栖息地及生物多样性。

概括而言，河流的主要功能包括栖息地功能、通道功能、调节水量功能、调节气候功能、自净和屏障功能以及休闲娱乐和景观功能等，是通过河流以上的生态过程而实现的。

## 河流退化的原因及机理

### 河流退化的表征指标

吴阿娜[57]在综合国际上对河流健康状况表征研究的基础上，设计了以理化参数、生物指标、形态结构、水文特征、河岸带状况等表征河流健康状况的指标体系，为河流退化表征的指标体系设计提供了有益借鉴。

对于中国北方河流而言，最根本的退化指标是河流的水资源量。不满足一定量的生态需水甚至断流，将对其他一切生态过程的完成和生态功能的实现造成负面影响。其次是水环境质量，工农业和生活污染造成的水环境质量下降是对我国水生生态系统退化的最大威胁。因此，我国现阶段维持河流健康的首要任务仍为水污染治理与控制，并从末端治理向源头预防和全过程控制转变[11]。再次，栖息地质量是河流退化的重要胁迫因子，它包括河流的形态结构、河岸带状况和生物指标。在水量与水质条件不变的情况下，生物群落多样性与生境的空间异质性存在正相关关系[58]。因此，水资源、水环境和栖息地质量是河流退化表征最重要的三个方面。

### 河流退化的影响因素和机理

国际上许多学者开展了河段、流域、区域、全球等不同尺度的河流研究，分析比较自然因素和人类活动对河流退化的影响，普遍认为相对于自然因素而言，人类活动是造成河流退化更重要的原因。如Vörösmarty[59]分析人类活动对全球水系统的作用机理和过程，认为各种人为因素以直接或间接方式对水系统产生影响，这些因素包括：土地利用的变化、河道工程措施、灌溉、耗水损失、水生栖息地的清除以及污染等。Nilsson[60]研究了大坝对大型河流系统的影响，结果表明：超过一半的大型河流系统受到大坝的影响，与那些没有受到大坝影响的流域相比，受大坝影响的流域面临着更大的水问题，以说明人类活动对水系统的影响作用。Gordon[61]通过对比潜在植被情景和实际植被情景下的水汽流变化，分析了由于森林砍伐和灌溉导致的区域水汽流变化规律，说明人类活动对水系统的影响作用。Syvitski[62]比较了现在和人类出现以前两种情形下全球主要河流的泥沙通量变化，结果表明：通过土壤侵蚀，人类活动增加了全球河流中的泥沙输送量，但是减少了到达滨海的泥沙通量，这些泥沙主要被滞留在水库和河道之中。Lautze[63]以详实的数据分析了人口增加、人类活动以及气候变化对水系统的影响，特别指出由于人口增加、人类活动加剧，导致人水关系紧张，需要通过宏观调控，才能保持人与自然和谐相处。Siakeu[64]分析了日本中部地区人类活动与河流中悬浮物浓度变化的关系，研究表明工业化国家中人类活动可以在很小的区域内对悬浮物的分布方式产生很大的影响。这些影响反映出城市化过程中土地利用变化、集水区管理政策、水污染和侵蚀控制措施之间的协调性。Arrigoni[39]比较了近59年美国落基山脉北部自然的和受人类活动影响河流的水文情势，得出人类直接干预下的子流域的水文情势的变化程度远高于气候变化的影响。

国内对河流退化与社会经济关系的研究多集中在西北干旱区内陆河流，如周孝明等[65]借助有关统计资料和实地调研资料，对流域社会经济发展水平、产业结构、区域资源分配与下游地区来水量减少、生态退化之间的关系进行了分析探讨，认为近50年来塔里木河退化主要表现在地表水文解体、地下水位下降、水质恶化、植被衰败、风沙灾害加剧等5个方面，其根源为流域区域之间水资源分配不均和流域内社会经济发展水平低下、产业结构不合理。河西走廊(石羊河、黑河、疏勒河流域)的多篇研究表明[66-71]：河流退化主要表现为地下水位下降，泉水衰减甚至枯竭，径流水量锐减、河流改道、河床干涸，地表、地下水矿化度升高，天然植被衰退，土壤旱化、盐渍化、风蚀沙化等，造成河流退化的主要原因为大量拦蓄地表水，开采过度井水、泉水，用于灌溉，漫灌，纵横交错而又规则的人工渠系逐步取代了自然水系，化肥农药施用过量，禽畜粪便、工业废水和生活污水的大量排放，垦荒毁林，乱采滥挖河道，过度放牧和开荒，以及气候变化等。但国内研究多集中于灌区，对高速城市化等影响的研究相对较少，且以定性分析居多，定量研究中趋势变化居多，统计方法应用较少，难以将各种因素综合分析。

**References:**

[1]. 联合国教科文组织, The UN World Water Development Report. 2003, UN World Water Assessment Programme.

[2]. 魏晓华与孙阁, 流域生态系统过程与管理. 2009, 北京: 高等教育出版社.

[3]. 贾绍凤与张士锋, 海河流域水资源安全评价. 地理科学进展, 2003(4): 第379-387页.

[4]. 中国环境保护部, 中国环境状况公报——淡水环境, 2009.

[5]. 卢升高与吕军, 环境生态学. 2004: 浙江大学出版社. 200.

[6]. 李义天与倪晋仁, 泥沙输移对长江中游水位抬升的影响. 应用基础与工程科学学报, 1998(3): 第215-221页.

[7]. Vitousek, P.M., et al., Human domination of Earth's ecosystems. SCIENCE, 1997. 277(5325): p. 494-499.

[8]. Costanza, R., et al., The value of the world's ecosystem services and natural capital. NATURE, 1997. 387(6630): p. 253-260.

[9]. Rapport, D.J., et al., Evaluating landscape health: integrating societal goals and biophysical process. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL MANAGEMENT, 1998. 53(1): p. 1-15.

[10]. 侯全亮与李肖强, 论河流健康生命. 2007, 郑州: 黄河水利出版社.

[11]. 董哲仁, 河流健康的内涵. 中国水利, 2005(04).

[12]. Norris R H, T.M.C., What is river health? Freshwater Biology, 1999. 41: p. 197-207.

[13]. Fairweather, P.G., State of environment indicators of ‘river health’: exploring the metaphor. Freshwater Biology, 1999. 41: p. 211-220.

[14]. Karr, J.R., Defining and measuring river health. FRESHWATER BIOLOGY, 1999. 41(2): p. 221-234.

[15]. Boulton, A.J., An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. FRESHWATER BIOLOGY, 1999. 41(2): p. 469-479.

[16]. Simpson, J., R. Norris and L. Barmuta, Ausltivas-National river health program: User manual website version. 1999.

[17]. Schofield, N.J. and P.E. Davies, Measuring the health of our rivers. Water, 1996(5-6): p. 39-43.

[18]. Griffiths与Martin, 欧盟水框架指令手册. 2008, 北京: 中国水利水电出版社.

[19]. 刘恒与涂敏, 对国外河流健康问题的初步认识. 中国水利, 2005. 4: 第19-23页.

[20]. KARR, J.R., Biological integrity – A long-neglected aspect of water-resource management. ECOLOGICAL APPLICATIONS, 1991. 1(1): p. 66-84.

[21]. Scrimgeour, G.J. and D. Wicklum, Aquatic ecosystem health and integrity: Problem and potential solution. Journal of North American Benthlogical Society, 1996. 15(2): p. 254-261.

[22]. SER (Society For Ecological Restoration), The SER primer on ecological restoration (available online www.ser.org). 2004.

[23]. Commission, H.R., Independent inquiry into the Shoalhaven River system. final report. 1999, Australia: Healthy River Commission of NSW: Sydney. p. 38.

[24]. Rogers, K., Integrating indicators, endpoints and value systems in strategic management of the river of the Kruger National Park. Freshwater Biology, 1999. 41(2): p. 254-263.

[25]. Ladson, A.R., A multi-component indicator of stream condition for waterway managers: Balancing scientific rigour with the need for utility. 2000, The University of Melbourne.

[26]. 文伏波等, 河流健康的定义与内涵. 水科学进展, 2007(01).

[27]. 董哲仁, 河流健康的诠释. 水利水电快报, 2007(11).

[28]. Meyer, J.L., Stream health: Incorporating the human dimension to advance stream ecology. JOURNAL OF THE NORTH AMERICAN BENTHOLOGICAL SOCIETY, 1997. 16(2): p. 439-447.

[29]. 李国英, 黄河治理的终极目标是“维持黄河健康生命”. 中国水利, 2004(01).

[30]. 王薇与李传奇, 维持河流健康生命研究. 人民黄河, 2005. 27(7): 第1-3页.

[31]. 吴阿娜, et al., Characterization of rivers health status and its assessment. 水科学进展, 2005(04).

[32]. 蔡其华, 维护健康长江 促进人水和谐——摘自蔡其华同志2005年长江水利委员会工作报告. 人民长江, 2005(03).

[33]. 赵彦伟, 杨志峰与姚长青, 黄河健康评价与修复基本框架. 水土保持学报, 2005(05).

[34]. Vugteveen, P., et al., Redefinition and elaboration of river ecosystem health: Perspective for river management. HYDROBIOLOGIA, 2006. 565(1): p. 289-308.

[35]. 刘晓燕, 张建中与张原锋, 黄河健康生命的指标体系. 地理学报, 2006(05).

[36]. 栗建国与陈文祥, 河流生态系统的典型特征和服务功能. 人民长江, 2004. 35(9): 第41-43页.

[37]. 刘劲松, 王丽华与宋秀娟, 环境生态学基础. 2003, 北京: 化学工业出版社. 89,92.

[38]. 麦卡内, M.P., 减轻大坝环境影响的泄洪调度方法. 水利水电快报, 2002. 23(2): 第1-4页.

[39]. Arrigoni, A.S., M.C. Greenwood and J.N. Moore, Relative impact of anthropogenic modifications versus climate change on the natural flow regimes of rivers in the Northern Rocky Mountains, United States. WATER RESOURCES RESEARCH, 2010. 46(W12542).

[40]. Paul, M.J. and J.L. Meyer, Streams in the urban landscape. ANNUAL REVIEW OF ECOLOGY AND SYSTEMATICS, 2001. 32: p. 333-365.

[41]. Newbury, R.W. and Gaboury, Steam analysis and fish habitat design (a field manual). 1993: Newbury Hydraulics Ltd. and Manitoba Habitat Heritage Corporation.

[42]. Ward, J.V., et al., Riverine landscape diversity. FRESHWATER BIOLOGY, 2002. 47(4): p. 517-539.

[43]. Benda, L., et al., Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. WATER RESOURCES RESEARCH, 2004. 40(W054025): p. 1-15.

[44]. Gregory, K.J., The human role in changing river channels. GEOMORPHOLOGY, 2006. 79(3-4Sp. Iss. SI): p. 172-191.

[45]. Chen, X., et al., A watershed scale assessment of in-stream large woody debris patterns in the southern interior of Vritish Columbia. Forest Ecology and Management, 2006. 229: p. 50-62.

[46]. Bilby, R.E. and Likens, Importance of organic debris dams in the sturcture and function of stream oecosystems. Ecology, 1980. 61: p. 1107-1113.

[47]. Omernik, J.M., The influence of land use on stream nutrient levels. 1976, Washington, DC: EPA: EPA-600/2-76-014.

[48]. Meybeck, M., Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. HYDROBIOLOGIA, 1998. 374: p. 1-20.

[49]. USGS (US Geol. Surv.), The quality of our nation's waters-nutrients and pesticides. USGS Circular, 1999: p. 1225.

[50]. Winter, J.G. and H.C. Duthie, Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. JOURNAL OF THE AMERICAN WATER RESOURCES ASSOCIATION, 2000. 36(5): p. 1053-1061.

[51]. 王晓蓉, 环境化学. 2003, 南京: 南京大学出版社.

[52]. Livingston, D.A., Data of geochemistry: Chemical composition of rivers and lakes. 1963: United States Geological Survey Professional Paper 440 G. 1-64.

[53]. Clarke, F.W., Data of Geochemistry. 5th ed. 1924, US: Geol Surv Bull. 770.

[54]. Alekin, O.A. and L.V. Brazhnikova, Runoff of dissolved substances from the USSR Territory. 1964, Moscow: Nauka.

[55]. 陈静生, 河流水质原理及中国河流水质. 2006, 北京: 科学出版社.

[56]. Meybeck, M., Global occurrence of major elements in rivers. Drever J J ed. Surface and Ground Water, Weathering, and Soils, 2003. 5: p. 207-223.

[57]. 吴阿娜, 河流健康状况评价及其在河流管理中的应用, 2005, 华东师范大学.

[58]. 董哲仁, 河流健康评估的原则和方法. 中国水利, 2005(10).

[59]. Vörösmarty, C., et al., Humans transforming the global water system. 2004: Eos, Transactions, American Geophysical Union.

[60]. Nilsson, C., et al., Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. SCIENCE, 2005. 308(5720): p. 405-408.

[61]. Gordon, L.J., et al., Human modification of global water vapor flows from the land surface. PROCEEDINGS OF THE NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES OF THE UNITED STATES OF AMERICA, 2005. 102(21): p. 7612-7617.

[62]. Syvitski, J., et al., Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. SCIENCE, 2005. 308(5720): p. 376-380.

[63]. Lautze, J., et al., Water allocation, climate change, and sustainable peace: The Isreali proposal. Water International, 2005. 30(2): p. 197-209.

[64]. Siakeu, J.O.T.A., Change in riverine suspended sediment concentration in central Japan in response to late 20th century human activities. Catena, 2004. 55: p. 231–254.

[65]. 周孝明等, 近50年来塔里木河流域下游生态系统退化社会经济因素分析. 资源科学, 2008. 30(9): 第1389-1396页.

[66]. 范锡朋, 西北内陆平原水资源开发引起的区域水文效应及其对环境的影响. 地理学报, 1991. 46(4): 第415-426页.

[67]. 范锡朋, 灌溉活动下河西走廊水环境的变化及环境水利区划. 水利水电技术, 1991(8): 第7-15页.

[68]. 龚家栋, 河西地区水资源开发与环境退化综合治理. 甘肃环境研究与监测, 1996. 9(3): 第41-45页.

[69]. 胡智育, 石羊河下游环境恶化初探. 甘肃环境研究与监测, 1982(3): 第15-19页.

[70]. 马金珠与高前兆, 西北干旱区内陆河流域水资源系统与生态环境问题. 干旱区资源与环境, 1997. 11(4): 第15-21页.

[71]. 张芬琴与金自学, 河西走廊生态经济问题的研究现状与环境生态退化的根源分析. 河西学院学报, 2003(2): 第31-37页.