

STUDY AND PRACTICE ON PLANNING ENVIRONMENTAL IMPACT
ASSESSMENT TECHNICAL METHODS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT

面向生态系统管理的 规划环评 技术方法研究与实践

许开鹏 迟妍妍 王夏晖 陆 军 刘军会 等 著

中国环境出版社

面向生态系统管理的规划环评 技术方法研究与实践

许开鹏 迟妍妍 王夏晖 陆 军 刘军会 等 著

中国环境出版社·北京

图书在版编目（CIP）数据

面向生态系统管理的规划环评技术方法研究与实践/许开鹏等著. —北京：中国环境出版社，2015.8

ISBN 978-7-5111-2465-4

I. ①面… II. ①许… III. ①规划—环境生态评价—研究
IV. ①X82

中国版本图书馆 CIP 数据核字（2015）第 158805 号

出版人 王新程
责任编辑 葛莉 郑中海
责任校对 尹芳
封面设计 宋瑞

出版发行 中国环境出版社
（100062 北京市东城区广渠门内大街 16 号）
网 址：<http://www.cesp.com.cn>
电子邮箱：bjgl@cesp.com.cn
联系电话：010-67112765（编辑管理部）
010-67113412（教材图书出版中心）
发行热线：010-67125803，010-67113405（传真）

印 刷 北京盛通印刷股份有限公司
经 销 各地新华书店
版 次 2016 年 10 月第 1 版
印 次 2016 年 10 月第 1 次印刷
开 本 787×1092 1/16
印 张 8.75
字 数 174 千字
定 价 45.00 元

【版权所有。未经许可，请勿翻印、转载，违者必究。】

如有缺页、破损、倒装等印装质量问题，请寄回本社更换

前 言

规划环境影响评价是基于经济效益的传统决策模式向以统筹和协调发展为导向的新型决策模式转变的一个重要环境管理工具，是实施可持续发展战略的重要抓手，已成为当今环境科学及相关学科研究的热点领域之一。我国生态系统脆弱、区域差异悬殊、生态服务功能趋于退化，规划对维护生态系统健康稳定起到至关重要的作用，综合评价规划对生态系统服务功能的各种影响十分重要。然而，在目前的规划环境影响评价研究与实践中，研究规划对水、大气、噪声等环境要素影响的评价方法相对普遍，但对生态系统服务功能等方面的评价研究较为缺乏。本书将基于生态系统服务功能角度，开展规划对生态系统服务功能影响的评价方法研究，构建适用于区域规划环境影响评价的生态系统服务功能识别与评价技术。

从生态系统整体性角度健全规划环境影响评价技术。自 20 世纪 90 年代中国学术界最初关注战略环境影响评价，我国规划环评经历了从概念引入、国外理论研究与经验研究、符合国内实际的理论与实践探索，到立法与制度体系的建立及实践等发展历程，进行了大量的理论实践探索。目前，我国规划环境影响评价研究总体上尚属起步和探索阶段，主要的支撑技术和理念来源于项目环境影响评价，适合规划环境影响评价的技术方法严重不足。对于国家、区域等大尺度规划，维护区域生态系统结构稳定和生态服务功能持续发展是确保区域生态系统安全的基础，同时也是实现区域可持续发展的重要前提。然而，在现有规划环境影响评价研究与实践中，对生态系统整体考虑尚有不足，尤其缺乏对生态系统服务功能的评价研究。因此，构建适用于规划环境影响评价的生态系统服务评价技术，成为完善规划环境影响评价技术体系的迫切需要和不可或缺的重要环节。

本书根据生态系统服务和生态安全的基本理论和方法，从规划实施的生态成本—

效益的角度，建立规划环评概念性框架和指标体系，分析规划环评指标信息获取和参数表征方式，探索基于生态服务和生态安全的情景模拟技术，探讨不同情景模式下主要生态系统功能最优化保护方案的设计方法，研究构建基于生态系统服务功能的规划环评技术体系。通过典型案例研究，最终完善评估标准和技术方法体系。

全书共6章，第1章由迟妍妍主持撰写，张箫和张丽苹等人参与写作；第2章由许开鹏主持撰写，迟妍妍和王晶晶等人参与写作；第3章由王晶晶主持撰写，迟妍妍和鲁海杰等人参与写作；第4章和第5章由迟妍妍主持撰写，王夏晖、陆军和鲁海杰等参与写作；第6章由许开鹏主持撰写，迟妍妍、王晶晶、刘军会、王夏晖、葛荣凤等参与写作。全书由许开鹏、迟妍妍负责统稿，许开鹏负责定稿，王晶晶负责图件制作。

本书供从事生态系统管理、环境影响评价管理和相关研究者参考。由于水平有限和时间仓促，不妥之处在所难免，恳请同行和广大读者批评指正。

作者

2016年5月

目 录

第 1 章 生态服务功能评价与规划环评相关研究进展	1
1.1 相关概念界定	1
1.2 生态服务功能评价国内外研究进展	3
1.3 规划环评中生态服务功能评价国内外研究进展	20
1.4 相关领域研究的启示	28
第 2 章 面向生态系统管理的规划环评技术框架	30
2.1 生态系统服务功能类型	30
2.2 生态系统服务功能影响判定依据	31
2.3 生态系统服务功能的尺度效应	32
2.4 生态系统管理要点	32
2.5 生态系统服务功能评价框架	33
2.6 面向生态系统管理的规划环评工作程序	37
第 3 章 区域生态系统现状评价	39
3.1 识别规划区域中的主要生态系统类型	39
3.2 识别主要生态系统服务功能类型	39
3.3 识别区域生态系统敏感性	42
3.4 规划环评中生态系统服务功能影响识别	47
第 4 章 规划环评中生态系统服务功能影响指标体系	50
4.1 指标体系建立的原则	50
4.2 指标筛选的依据	51

4.3	指标框架设计	51
4.4	评价指标的参数信息表征及获取技术	52
第 5 章	规划环评中生态系统服务功能影响评价方法	56
5.1	定性分析	56
5.2	定性影响分析标准设计	57
5.3	定量评价方法	58
5.4	定量影响评价标准设计	61
第 6 章	应用实践——以云贵区域矿产资源开发规划为例	66
6.1	区域自然环境概况	66
6.2	主要生态服务功能和生态问题的识别	69
6.3	区域矿产资源开发情景	114
6.4	生态系统服务功能影响评价指标体系构建	117
6.5	生态系统服务功能影响因子识别	118
6.6	矿产资源开发生态影响评价	120
6.7	区域生态系统管理对策与建议	125
6.8	案例区研究对评价方法的反馈	127
参考文献		129

第 1 章

生态服务功能评价与规划环评相关研究进展

1.1 相关概念界定

(1) 生态系统 (Ecosystem)

一定空间中的生物群落(动物、植物、微生物)及其环境要素,借助能量交换和物质循环形成的有组织的功能复合体,包括林地、草地、农田、湿地和荒漠等类型。

(2) 生态系统服务功能 (Ecosystem Services)

生态系统服务功能是指生态系统与生态过程所形成及所维持的人类赖以生存的自然环境条件和效用(Daily, 1997; 欧阳志云等, 1999), 简单地说, 就是人类活动从生态系统中获得的利益(Millennium Ecosystem Assessment, 2005)。它不仅包括各类生态系统为人类提供食物、医药及其他工农业生产原料, 更重要的是生态系统支撑与维持了地球生命支持系统, 如调节气候、维持大气化学的平衡与稳定、维持生命物质的生物地球化学循环与水文循环、保护物种与遗传多样性、减缓干旱和洪涝灾害、植物花粉传播与种子扩散、土壤形成、生物防治、净化环境等(Holdern & Ehrlich, 1974; Ewel, 1997; 欧阳志云等, 1999)。

(3) 直接利用价值 (Direct Use)

主要是指生态系统产品所产生的价值, 包括食品、医药及其他工农业生产原料, 景观娱乐等带来的直接价值。

(4) 间接利用价值 (Indirect Use)

主要是指无法商品化的生态系统服务功能, 如维持生命物质的生物地化循环与水文循环, 维持生物物种与遗传多样性, 保护土壤肥力, 净化环境, 维持大气化学的平衡与稳定等支撑与维持地球生命支持系统的功能。

(5) 选择价值 (Option)

选择价值是人们为了将来能直接利用与间接利用某种生态系统服务功能的支付意愿。例如,人们为将来能利用生态系统的涵养水源、净化大气以及游憩娱乐等功能的支付意愿。人们常把选择价值喻为保险公司,即人们为确保自己将来能利用某种资源或效益而愿意支付的一笔保险金。选择价值又可分为三类:自己将来利用;子孙后代将来利用,又称为遗产价值;其他人将来利用,也称为替代消费。

(6) 存在价值 (Existention)

存在价值亦称内在价值,是人们为确保生态系统服务功能能继续存在的支付意愿。存在价值是生态系统本身具有的价值,是一种与人类利用无关的经济价值。换句话说,即使人类不存在,存在价值仍然有,如生态系统中的物种多样性与涵养水源能力等。存在价值是介于经济价值与生态价值之间的一种过渡性价值,它可为经济学家和生态学家提供共同的价值观。

(7) 能值 (Energy)

流动或储存的能量包含另一种类别能量的数量,称为该能量的能值,即产品或劳务形成过程直接或间接投入应用的一种有效能量总值,就是其所具有的能值。

(8) 水源涵养 (Water Retention)

生态系统通过对降水的截留、吸收、贮存,以及蒸散发等水文过程,实现增加可利用水资源、净化水质和调节水量的功能。

(9) 防风固沙 (Sand-Fixing)

生态系统通过固定表土、改善土壤结构、增加地表粗糙度、阻截等方式,减少土壤的裸露机会,提高起沙风速、降低大风动能,从而提高土壤的抗风蚀能力,削弱风的强度和挟沙能力,减少土壤流失和风沙危害。

(10) 土壤保持 (Soil Retention)

生态系统通过截留、吸收、下渗等作用以及植物根系的固持作用,减少因土壤侵蚀造成的土地废弃、肥力丧失以及河流、湖泊、水库淤积的后果。

(11) 生物多样性保护 (Biodiversity Conservation)

生态系统为生物物种提供生存繁衍的场所,从而为生物进化及生物多样性的保存提供有利的条件。

(12) 洪水调蓄 (Flood Redistribution and Storage)

湿地、湖库、河流生态系统通过对来水的蓄积和下泄,在滞纳洪水、调节洪峰、补给地下水和维持区域水平衡中发挥的重要功能。

1.2 生态服务功能评价国内外研究进展

1.2.1 国外相关研究进展

自 Tansley (1935) 提出生态系统的概念后, 以生态系统为基础的生态学研究已经形成了科学的体系, 并且从注重生态系统结构研究逐渐向关注生态系统功能的研究方向发展。20 世纪 60 年代, “生态系统服务” 的概念第一次使用 (King, 1966; Helliwell, 1969)。20 世纪 70 年代初, 国际环境问题研究组 (Study of Critical Environmental Problems, SCEP) 提出了生态系统的服务功能, 并列出了自然生态系统的 “环境服务功能”, 例如害虫控制、昆虫授粉、气候调节和物质循环等。Holdren 和 Ehrlich (1974) 将其拓展为 “全球环境服务功能”, 并在环境服务功能清单上增加了生态系统对土壤肥力和基因库的维持功能。随后 Ehrlich 等 (1977) 又提出了 “全球生态系统公共服务功能”, 后来逐渐演化出 “自然服务功能” (Westman, 1977), 最后由 Ehrlich (1981) 将其确定为 “生态系统服务”。国外对生态系统服务的研究主要集中在以下几个方面:

(1) 生态系统服务分类

主要包括功能分类, 如调节、承载、栖息、生产和信息服务 (Daily, 1997, 1999; de Groot et al., 2002); 组织分类, 如与某些物种相关的服务, 或者与生物实体的组织相关的服务 (Norberg, 1999); 描述分类, 如可更新资源物品、不可更新资源物品、生物服务、生物地化服务、信息服务以及社会和文化服务 (Moberg et al., 1999)。其中功能分类目前是主要的分类方法, 也更加便于生态系统服务评价工作的开展。目前较有影响的分类是由 MA 提出的, 将生态系统服务按照功能分为供给、调节、文化和支持服务 (Wgmea, 2003)。该生态系统服务分类更为直观, 但同时该分类体系中不同类别的生态系统服务存在重叠现象。

(2) 生态系统服务的形成及其变化机制

生态系统是生态服务与功能形成和维持的物质基础。在生态系统服务形成和维持过程中, 生物多样性通过它在管理生态系统属性和过程中所起的作用与生态系统服务产生密切联系 (Costanza et al., 1997; Daily, 1997; Naeem, 2001; Loreau et al., 2001)。Loreau 等 (2001) 认为某些最少数量的物种在稳定条件下对生态系统功能非常必要, 以及较大数量的物种可能对维持变化环境中生态系统过程的稳定性非常必要。对生物多样性的变化与生态系统服务的响应研究主要有两种观点。一种认为两者是正相关关系。在对巴塔哥尼亚

大草原自然生态系统的研究表明 (Flombaum et al., 2008), 地上部分的生物量随着物种多样性的增加而增加, 并且植物物种多样性对自然生态系统生产力的影响比对人工生态系统的影响大。另一种观点认为生物多样性与生态系统服务并不总是呈正相关关系。在美国北部的研究表明, 只有高温水平 (平均 13°C) 生物多样性与净初级生产力 (NPP) 才呈正相关关系, 低温水平 (平均 -2.1°C) 生物多样性与 NPP 呈负相关关系, 中等温度水平 (平均 5.3°C) 生物多样性与 NPP 没有相关关系。

(3) 生态系统服务价值分类

由于生态系统功能和服务的多面性, 生态系统服务具有多价值性。近十几年来, Pearce (1995)、McNeely 等 (1990)、Turner (1991) 等的研究, 奠定了生态系统服务价值分类理论研究的基础。目前, 多数学者公认的价值分类体系是, 生态系统服务的总经济价值包括使用价值和非使用价值两部分, 使用价值包括直接使用价值、间接使用价值, 非使用价值包括遗产价值和存在价值, 还有选择价值既可归为使用价值, 也可归为非使用价值 (Tietenberg, 1992)。

生态系统服务经济价值的评价方法: 由于生态过程和经济过程及两者之间联系的复杂性和不确定性使得价值评估的难度较大。随着生态经济学、环境经济学和资源经济学的发展, 生态系统服务功能的经济价值货币化评估方法得到不断地完善和发展。主要的经济价值估算方法有费用支出法、市场价值法、机会成本法、旅行费用法、享乐价格法、意愿支付法、影子工程法、替代花费法等。近年来, 心理、文化、尺度、空间和时间的异质性等对生态系统服务的影响逐渐被关注, 在对生态系统服务价值化时, 采用尾随价格法、区域旅行消费法和个人旅行消费法等 (Richmond et al., 2007; Kumar et al., 2008)。然而, 由于每一种生态系统服务通常可以有几种评估方法, 使评估结果较大地依赖于不同方法的选择, 加之地区、人文差异影响, 从而使得评价结果的可比性较差。

(4) 生态系统服务管理应用

几乎所有的科学家都认为生态系统服务价值评价的最终目的是为决策者提供政策制定的依据, 促进生态系统服务可持续地发挥 (谢高地等, 2006)。国外近年来对生态系统服务的研究已取得颇多成果, 应用研究正逐步被决策者关注, 主要集中在三个方面: 生态系统服务地图化, 即利用地图评估生态系统服务之间关系和空间的重叠, 确定生物多样性保护的优先性等 (Egoh et al., 2008; Naidoo et al., 2008); 设计经济、政策和管理系统, 即根据生态系统服务特点和发展趋势进行农田景观设计、生境管理、堤礁管理、诊断社会生态系统, 并将生态系统价值作为实施生态系统服务付费政策的参考等 (Goldman et al., 2007); 评价生态工程及政策, 即对各国生态工程及政策进行评估, 比较了各国生态环境

保护政策与措施的优劣性。

(5) 生态系统服务功能价值评价进展

国外生态系统的服务功能价值评价研究可以追溯至 20 世纪 60 年代末日本对森林的经济价值的研究。生态系统服务功能价值评价理论方法方面已有了较系统的研究,如 Pearce 提出了不同生物资源的经济评价方法;Cacha 等提出了自然保护区的经济价值评价方法;Pimentel 等给出了关于生态系统的最佳估算模式和评价人类对维持生物多样性的支付意愿(WTP);Alexande 基于生态系统进入 GDP 账户的可能性,通过假定一个在全球经济中拥有所有生态系统的独占者,测算其在生态系统市场突然建立后所能获得的最大收益,以此来评价未来有可能包含在 GDP 账户中的生态系统服务经济上的逻辑价值;Klauer 基于物流和能流,给出了一种生态系统和经济系统类比估算自然商品价值的方法;Richard 和 Woodward 等在系统总结多年来湿地生态系统服务功能的价值评价案例及方法的基础上,提出了一个非市场价值评价的工具——复合分析(Meta-Analysis),同时指出了以往多个湿地研究案例中价值估算出现偏差的原因及其影响湿地价值估算的因素;Hannon 试图设计一个与经济体系充分一致的生态账户体系,通过恰当地定义“流”(Flows),把两个系统联结成一个共同的体系。当生态系统的演化能够用经济术语描述时,系统中的生态价格就可以估计并可以得到一个生态经济输出的单一测度;Gram 在分析计算森林产品中被人类利用部分的经济价值时所采用的不同方法的优缺点的基础上,给出了一种综合的方法。

1.2.2 国内相关研究进展

我国从科学的高度对生态系统服务价值的研究开展较晚。但近年来我国在这一领域研究进展较快,不仅对生态系统服务价值评估的理论与方法进行了研究与探索,而且开展了大规模的生态系统服务价值评估实践,已从对国外研究的简单模仿逐渐转向对评估模型参数的修正及对技术方法的适应性集成与发展,研究对象从大尺度的单一生态系统逐渐转向中尺度区域,并开始关注价值的动态变化及人类活动驱动机制,取得了重要进展,越来越多地受到了政府与公众的重视和支持。

在理论和方法等基础研究方面,欧阳志云和王如松(1999)、辛琨和肖笃宁(2000)、谢高地等(2001)多位学者详细介绍了生态系统服务的定义、内涵和价值评估方法,并系统地分析了生态系统服务的研究进展与发展趋势,探讨了生态系统服务与可持续发展研究的关系。张志强等(2003)继续探讨了生态系统服务核算方法,并详细介绍了条件价值法(Contingent Value Method, CVM)的理论基础和应用。赵景柱等(2000)则对生态系统服务的物质量评价和价值量评价这两类方法进行比较。谢高地等(2001)指出全球生态系统

服务价值评估的代表是基于全球静态总平衡输入输出模型的评估和基于全球静态部分平衡模型的评估。目前,我国的生态系统服务理论研究还尚待发展,在生态系统服务分类、生态系统结构与服务的响应关系、规划管理应用等方面的研究相对较少。

在对生态系统服务及其价值评估理论进行研究的同时,众多学者对生态系统价值案例评估进行了尝试,表现在对区域(世界、国家、区域、城市等)生态系统服务经济价值的估算,对特定生态系统或者特定物种服务经济价值的估计,为进一步探讨生态系统服务形成和变化的机理提供了重要的基础资料(欧阳志云等,1999;张新时,2000;陈仲新和张新时,2000;徐中民等,2002;赵景柱等,2003;谢高地等,2003;肖玉等,2004),也出现了对生态系统服务形成和累积过程的研究(肖玉等,2005)。

总体而言,我国系统的生态系统服务研究起步较晚,研究经费支持力度小,取得的原创性成果不多。尽管如此,通过较多学者的努力,在生态系统服务领域的多个方面都有所进展,对国家的生态政策产生了重大影响。

1.2.3 国内外评价方法

对于生态系统服务功能,最直接的服务即物质的服务,所以最初的方法是基于物质质量的评价,但基于物质的评价因素太多,无法得到统一的评价结果。随着环境经济学与资源经济学的发展,又产生了基于价值量的评估,即对生态系统提供的产品和服务进行货币化评价。基于能值量的评价和基于价值量的评价具有相似的思路,都是将服务与产品换算成统一的单位进行评价比较。基于博弈论的评价则是建立在社会学和政治学基础上的,是以人为中心的对各方利益平衡选择的评价。

1.2.3.1 基于物质质量的生态系统服务功能评价

从物质质量的角度对生态系统进行评价时,如果该生态系统提供服务的物质质量不随时间的推移而减少,那么通常认为该生态系统处于比较理想的状态(赵景柱等,2000)。一般关注的生态系统服务功能所提供的物质质量包括水、风沙、土壤和生物,其相应的功能为水源涵养、防风固沙、土壤保持和促进生物多样性。

(1) 水源涵养功能

水源涵养功能采用水源涵养量进行表征,水源涵养量的衡量依据不同的生态系统类型进行构建,见表1-1。

根据不同生态系统涵水容量的评估结果,综合评估研究区水源涵养总量,即森林生态系统、草地生态系统、农田生态系统和湿地生态系统涵水量之和:

$$W_t = W_f + W_g + W_w + W_a \tag{1-1}$$

式中： W_t ——研究区生态系统总水源涵养量， m^3 ；
 W_f ——森林生态系统水源涵养量， m^3 ；
 W_g ——草地生态系统水源涵养量， m^3 ；
 W_w ——湿地生态系统水源涵养量， m^3 ；
 W_a ——农田生态系统水源涵养量， m^3 。

表 1-1 生态系统水源涵养功能评估指标框架

生态系统	二级指标	三级指标
森林	林冠层截留量	次降雨林冠层截留量
	地被层截留量	枯落物层持水量
	土壤蓄水容量	土壤非毛管孔隙度、土层厚度
草地	草被层持水量	次降雨草被层截留量
	枯草层持水量	枯草层持水量
	土壤蓄水容量	土壤非毛管孔隙度、土层厚度
农田	旱作农作物截留量	旱作农作物次降水截留量
	土壤蓄水容量	土壤非毛管孔隙度、土层厚度
湿地	沼泽持水量	单位面积沼泽持水深
	湖泊蓄水容量	湖泊平均蓄水深
	水库蓄水容量	水库平均蓄水深
	水田蓄水容量	水田平均蓄水深

研究区森林生态系统水源涵养功能分别对林冠层、枯落物层和土壤层蓄水能力进行计量评估。生态系统水源涵养量为次降雨林冠层截留量（ W_h ）、枯落物层持水量（ W_l ）和土壤蓄水容量（ W_s ）之和。即：

$$W_f = W_h + W_l + W_s \tag{1-2}$$

式中： W_h ——次降雨林冠层截留量， m^3 ；
 W_l ——枯落物层持水量， m^3 ；
 W_s ——土壤蓄水容量， m^3 。

研究区草地、农田生态系统水源涵养量评估所涉及的三级指标与森林生态系统类似。计算模型参照上述森林生态系统的方法进行。

湿地生态系统水源涵养量以划分的评估单元中不同湿地类型的平均蓄水深度（ D_{ave} ）作为计量单位，由湿地面积（ A ）进而得到各类湿地系统蓄水容量作为其水源涵养量。即

$$W_w = D_{ave} \times A \quad (1-3)$$

式中: D_{ave} ——评估单元中不同湿地类型的平均蓄水深度, m;

A ——湿地面积, m^2 。

(2) 防风固沙功能

防风固沙功能采用防风固沙量进行表征, 防风固沙量的衡量指标包括坡度、风速、相对湿度、大风日数、植被覆盖度和土壤平均粒径六项。

采用董治宝(1998)建立的风蚀流失模型, 分别计算区域生态系统潜在和现实的土壤侵蚀量, 取二者之差作为生态系统防风固沙量。

$$Q = \int_t \int_x \int_y \left\{ 3.90 \left(1.0413 + 0.04413\theta + 0.0021\theta^2 - 0.0001\theta^3 \right) \times \left[V^2 \left(8.2 \times 10^{-5} \right)^{V_{CR}} S_{dr}^2 / \left(H^8 d^2 F \right) \right]_{x,y,t} \right\} dx \cdot dy \cdot dt \quad (1-4)$$

式中: Q ——风蚀量, t;

θ ——坡度, ($^\circ$);

V ——风速, m/s;

V_{CR} ——植被覆盖度, %, 使用归一化植被指数估算;

S_{dr} ——人为地表结构破损率, %, 取 1;

H ——空气相对湿度, %;

d ——土壤平均粒径, mm;

F ——土体硬度, N/cm^2 , 取平均为 $0.90 N/cm^2$;

t ——时间, s, 以研究区域大风日数(d)进行换算;

x, y ——距离参照点距离, km。

$$Q_c = Q_w - Q_s \quad (1-5)$$

式中: Q_c ——防风固沙量, t;

Q_w ——假设无植被覆盖情况下的风蚀量, t;

Q_s ——实际风蚀量, t。

(3) 土壤保持功能

土壤保持功能采用土壤保持量进行表征, 土壤保持量的衡量指标包括降雨侵蚀性、土壤可侵蚀性、坡长坡度、植被覆盖和管理措施五大指标。

采用通用水土流失方程(USLE)来评估研究区的土壤保持量, 估算公式为:

$$A_c = R \times K \times LS \times (1 - C \times P) \quad (1-6)$$

式中: A_c ——土壤保持量, $t / (hm^2 \cdot a)$;

R ——降雨侵蚀性因子, $MJ \cdot mm / (hm^2 \cdot h \cdot a)$;

K ——土壤可侵蚀性因子, $t \cdot h / (MJ \cdot mm)$;

LS ——地形因子;

C ——植被覆盖和作物管理因子;

P ——管理措施因子。

降雨侵蚀力 (R) 在降雨量较丰富地区, 采用简易算法, 模型如下:

$$M_i = \alpha \sum_{j=1}^k (D_j)^\beta \quad (1-7)$$

式中: M_i ——第 i 个半月时段的侵蚀力值, $MJ \cdot mm / (hm^2 \cdot h)$;

k ——该半月时段内的天数, d ;

D_j ——半月时段内第 j 天的侵蚀性日雨量, mm (要求日雨量 $\geq 12 mm$, 否则以 0 计算);

α 和 β ——模型待定参数, 利用日雨量参数估计模型估计参数 α 和 β 的公式。

$$\beta = 0.8363 + 18.144 / P_{d12} + 24.455 / P_{y12} \quad (1-8)$$

$$\alpha = 21.586 / \beta^{7.1891} \quad (1-9)$$

式中: P_{d12} ——日雨量 $\geq 12 mm$ 的日平均雨量, mm ;

P_{y12} ——日雨量 $\geq 12 mm$ 的年平均雨量, mm 。

土壤可侵蚀性 (K) 采用 Williams 等 (1983) 在 EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) 模型中的方法, 该方法仅需土壤有机碳和颗粒组成资料。

$$K = \{0.2 + 0.3 \times \exp[-0.0256 \times S_d \times (1 - S_l / 100)]\} \times \\ [S_l / (C_l + S_l)]^{0.3} \times \{1.0 - 0.25 \times C / [C + \exp(3.72 - 2.95 \times C)]\} \times \\ [1.0 - 0.7 \times (1 - S_d / 100)] / \{1 - S_d / 100 + \exp[-5.51 + 22.9 \times (1 - S_d / 100)]\} \quad (1-10)$$

式中: K ——土壤可侵蚀性, 为英制单位, 乘以 0.132 后转换成国际制单位, $t \cdot h / (MJ \cdot mm)$;

S_d ——砂粒含量, %;

S_l ——粉粒含量, %;

C_l ——黏粒含量, %;

C ——有机碳含量, %。

地形因子 (LS) 包括坡长因子 (L) 和坡度因子 (S), 采用计算公式如下:

$$LS_i = (l_i / 22)^{0.3} \times (\theta_i / 5.16)^{1.3} \tag{1-11}$$

式中: LS_i ——第 i 个分析像元的 LS 因子;

l_i ——第 i 个分析像元的坡长, m;

θ_i ——第 i 个分析像元的坡度, ($^\circ$)。

其中, 坡度数据可由数字高程模型 (Digital Elevation Model, DEM) 派生, 坡长则可由坡向、坡度和分析像元边长得到。

植被覆盖指标 (C) 基于研究区的植被覆盖度来估算:

$$C = \begin{cases} 1, f_v \leq 0.1\% \\ 0.6508 - 0.3436 \lg f_v, 0.1\% < f_v < 78.3\% \\ 0, f_v \geq 78.3\% \end{cases} \tag{1-12}$$

式中: f_v ——年均植被覆盖度, %。

可以根据 Gutman 等 (1998) 的研究, 区域植被覆盖度与植被指数存在以下关系:

$$f_v = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \tag{1-13}$$

式中: $NDVI_{\max}$ ——植被整个生长季归一化植被指数 (NDVI) 的最大值;

$NDVI_{\min}$ ——植被整个生长季归一化植被指数 (NDVI) 的最小值。

管理措施因子 (P) 表示水土保持措施对土壤侵蚀的影响程度。若采取等高耕作、修梯田或条带种植等控制措施, P 值小于 1; 若以自然植被和坡耕地为主, 则 P 值为 1。根据研究区的 DEM 和土地利用/覆被 (LULC) 数据确定。

(4) 生物多样性保护功能

生物多样性保护功能采用生物多样性指数进行表征, 生物多样性指数的衡量指标包括植被景观多样性指数、物种多样性指数、自然保护区指数、国家级保护植物物种多样性指数、国家级保护动物物种多样性指数五大指标。

一级评估指标——生物多样性指数 (BI) 是植被景观多样性指数、以生态系统类型为依托的物种多样性指数、自然保护区指数、国家级保护植物、动物物种多样性指数五个评价指标的加权求和, 各项评价指标权重的确立采用的是专家咨询法。建议采用如下的权重设置。

生物多样性指数 (BI) = 植被景观多样性指数 $\times 0.3$ + 物种多样性指数 $\times 0.25$ +

$$\begin{aligned} &\text{自然保护区指数} \times 0.15 + \text{国家级保护植物物种多样性指数} \\ &\times 0.15 + \text{国家级保护动物物种多样性指数} \times 0.15 \end{aligned} \tag{1-14}$$