

湖泊营养物基准制定的 压力-响应模型及案例研究

霍守亮 席北斗 等◎编著



科学出版社

湖泊营养物基准制定的 压力-响应模型及案例研究

霍守亮 席北斗 等 编著

科学出版社

北 京

内 容 简 介

本书是近几年湖泊营养物基准制定的压力-响应模型研究成果的总结和深化,在分析国内外最新研究成果的基础上,结合近年来该领域最新研究进展和成果,形成了适合我国湖泊特征的营养物基准制定的压力-响应模型方法,在不同区域尺度开展了案例研究,系统分析了不同压力-响应模型的优缺点和适用范围,提出了我国不同湖泊生态区的营养物基准阈值范围。本书反映了国内外湖泊营养物基准的最新研究动向,是营养物基准相关学科及环境保护部门进行水体富营养化控制、制定营养物基准的参考性资料。

本书可供从事湖泊科学、水质基准、水质标准、环境科学与工程、环境管理和生态学等各学科的科研和管理人员阅读,也可作为环境科学与工程、生态学等专业研究生的参考书。

图书在版编目(CIP)数据

湖泊营养物基准制定的压力-响应模型及案例研究/霍守亮等编著. —北京:科学出版社, 2014. 12

ISBN 978-7-03-042796-0

I. ①湖… II. ①霍… III. ①湖泊-富营养化-污染控制-研究-中国
IV. ①X524

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2014)第 300169 号

责任编辑:刘 冉 / 责任校对:朱光兰

责任印制:赵德静 / 封面设计:铭轩堂

科学出版社出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码:100717

<http://www.sciencep.com>

中国科学院印刷厂印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2014 年 12 月第 一 版 开本:720×1000 1/16

2014 年 12 月第一次印刷 印张:11 3/4 插页:2

字数:240 000

定价:80.00 元

(如有印装质量问题,我社负责调换)

前 言

湖泊营养物基准是营养物在湖泊中产生的生态效应不危及其功能或用途的营养物浓度或水平,可以体现受到人类开发活动影响程度最小的地表水体富营养化情况。湖泊营养物基准是水质基准体系的重要组成部分,是湖泊保护和富营养化控制的理论依据,是对富营养化进行评估、预防、控制和管理的基础。近三十年来,我国经济高速增长,氮磷过量输入导致的湖泊富营养化问题日益突出,严重威胁了湖泊流域生态安全和饮用水安全。我国自然地理、气候、湖泊水环境特征和营养物效应区域差异性显著,目前缺乏能反应区域差异、体现分类指导的湖泊分区营养物基准和标准。

美国在推动国际湖泊营养物基准研究方面起到重要作用,从 1998 年开始,先后提出了营养物基准制定的步骤和推荐的技术方法,欧洲各国继美国之后也分别开展了分区水体营养物基准方法学研究。与毒理学基准具有完善的理论和方法学体系不同,湖泊营养物基准研究时间较短,国际上尚未建立起系统的营养物基准方法学体系,近年来各国都在加紧开展相关研究和应用工作。由于区域特点和湖泊水环境特征不同,不同国家的湖泊营养物基准制定的方法学有所差异。

我们于 2008 年开始率先在我国开展了营养物基准研究工作,在充分借鉴国外最新研究成果的基础上,结合我国湖泊环境特征及污染现状,在我国湖泊营养物基准理论与方法学方面开展了探索性研究工作,在研究过程中我们遇到了诸多困难和疑惑。我国湖泊数量众多、类型多样、分布广泛、成因和演化过程复杂,水质水生生态监测资料严重匮乏,湖泊流域受人类扰动强度较大,美国环境保护局推荐的参照湖泊法、湖泊群体分布法、三分法等方法在我国大部分受人类活动影响较大的生态区湖泊营养物基准制定中并不适用,尤其是东部浅水湖泊。从 2012 年 11 月开始,课题组较为系统地开展了湖泊营养物基准制定的压力-响应模型方法及其案例研究。

本书是对《水体营养物基准理论与方法学导论》一书的补充和深化。《水体营养物基准理论与方法学导论》一书论述了涉及营养物基准理论与相关方法的很多基本概念,阐述了湖泊水库、河流和湿地的营养物基准推导的基本理论、技术和方法。本书是作者近年最新研究成果的系统总结、深化和综合应用,构建了湖泊营养物基准制定的多个压力-响应模型,系统提升了我国湖泊营养物基准制定方法学,并在不同区域尺度开展了案例研究,系统分析了不同压力-响应模型的优缺点和适用范围,本书提出了我国不同湖泊生态区的营养物基准阈值范围。

本书内容涉及面广,提出了我国湖泊营养物基准的最新研究方向,大部分内容是国内首次提出,不但有助于推进我国湖泊保护的研究和实践,而且系统地反映了我国湖泊营养物基准研究成果和经验,期望为我国营养物基准体系的构建提供启示和借鉴。

本书编写工作由霍守亮和席北斗统筹、策划和负责。本书共分六章:第一章由霍守亮、席北斗和许秋瑾完成,系统介绍了压力-响应模型的概念、模型的构建、数据的收集和分类以及模型的评价方法;第二章由霍守亮、马春子和何卓识完成,介绍了简单线性回归模型、多元线性回归模型、土地利用类型与营养物关系模型确定湖泊营养物基准,并进行了案例研究;第三章由霍守亮、席北斗、邓祥征和姜甜甜完成,系统评价了我国湖泊富营养化的状态及发展趋势,划分了湖泊营养物生态分区,分析了不同生态区湖泊营养物效应的差异性,进行了线性模型建立不同湖泊生态区营养物基准浓度阈值的案例分析和讨论;第四章和第五章由霍守亮、马春子、何卓识和席北斗完成,系统介绍了分类回归树、非参数拐点分析法和贝叶斯拐点分析法建立湖泊营养物基准的技术方法,并进行案例分析。第六章由马春子、何卓识和霍守亮完成,介绍了贝叶斯线性回归模型建立湖泊营养物基准的技术方法及案例研究,比较了不同压力-响应模型方法的适用性,提出了我国分区湖泊营养物基准阈值范围。最后由霍守亮和马春子完成了对全书的统稿和校稿工作。本书经多次讨论、补充和完善后定稿,但尚有许多不足之处有待完善,书中所有错误不当之处在所难免,望同行学者不吝指正。

感谢环境基准与风险评估国家重点实验室营养物基准研究组的所有同事和研究生,是你们辛苦的大量现场调查工作,为本书的案例研究提供大量宝贵数据。同时,感谢刘鸿亮院士、吴丰昌研究员、陈荷生研究员、尹澄清研究员、谢平研究员在本书成果形成过程中给予的指导和建议。感谢科学出版社和本书责任编辑刘冉女士的支持和编辑指导。

编著者

2014年11月15日

目 录

前言	
第一章 压力-响应模型概况	1
1.1 压力-响应模型的概念	2
1.2 压力-响应概念模型的构建	3
1.3 数据的收集和分类	6
1.3.1 变量选择	6
1.3.2 数据收集	8
1.3.3 数据探索	9
1.3.4 数据分类	10
1.4 建立压力-响应模型的方法	14
1.4.1 线性回归模型	15
1.4.2 分类回归树模型	15
1.4.3 拐点分析法	16
1.4.4 贝叶斯层次回归模型	16
1.5 压力-响应关系模型的评价	17
1.5.1 评价模型的准确性	17
1.5.2 评价模型的精确度	18
1.5.3 需要考虑的实施问题	19
1.6 小结	19
参考文献	20
第二章 线性回归模型法建立湖泊营养物基准	23
2.1 引言	23
2.2 简单线性回归模型	23
2.2.1 数据集分析	24
2.2.2 简单线性回归的假设	25
2.2.3 候选基准的推断	28
2.2.4 简单线性回归模型确定东部平原湖区不同类型湖泊的营养物基准	32
2.3 多元线性回归模型	45
2.3.1 多元线性回归模型概述	45
2.3.2 多元线性回归模型确定东部湖泊生态区不同类型湖泊的营养物基准	46

2.4 土地利用类型与营养物关系模型	47
2.4.1 土地利用类型与营养物关系	47
2.4.2 土地利用类型与营养物关系推断云贵湖泊生态区营养物基准的案例研究	48
2.5 小结	57
参考文献	57
第三章 基于线性回归模型建立我国湖泊营养物基准	61
3.1 引言	61
3.2 营养物生态分区	62
3.2.1 生态分区方法	62
3.2.2 湖泊营养物生态区	67
3.3 数据来源和数据质量控制	70
3.4 我国湖泊富营养化状态及发展趋势	71
3.5 生态分区湖泊营养物效应	71
3.6 生态分区湖泊营养物基准的建立	74
3.7 讨论	86
3.8 小结	87
参考文献	88
第四章 分类回归树模型建立湖泊营养物基准	91
4.1 引言	91
4.2 分类回归树模型	91
4.2.1 树的构建及基尼系数	92
4.2.2 树的停止	94
4.2.3 分类回归树的剪枝	94
4.2.4 最优树的选择	96
4.3 分类回归树模型确定云贵湖泊生态区营养物基准的案例研究	96
4.3.1 数据的来源和数据质量控制	96
4.3.2 分类回归树模型确定云贵湖泊生态区营养物基准	97
4.3.3 讨论	99
4.4 分类回归树模型确定全国湖泊营养物基准的案例研究	99
4.4.1 数据的来源和数据质量控制	99
4.4.2 分类回归树模型确定生态区湖泊营养物基准	100
4.4.3 讨论	105
4.5 小结	105
参考文献	105

附录 4.1 分类回归树模型实现的 R 语言代码	106
第五章 拐点分析法建立湖泊营养物基准	108
5.1 引言	108
5.2 拐点分析法	109
5.2.1 非参数拐点分析法	109
5.2.2 贝叶斯拐点分析法	110
5.3 拐点分析法建立湖泊营养物基准的案例研究	113
5.4 小结	120
参考文献	121
附录 5.1 非参数拐点分析实现的 R 语言代码	122
附录 5.2 贝叶斯拐点分析法实现的 matlab 代码	123
第六章 贝叶斯线性回归模型建立湖泊营养物基准	126
6.1 引言	126
6.2 贝叶斯层次回归模型法	127
6.2.1 贝叶斯层次线性模型	127
6.2.2 贝叶斯非层次线性模型	128
6.2.3 计算和模型比较	129
6.2.4 后验模拟	131
6.2.5 贝叶斯层次回归模型的 WinBUGS 实现	131
6.3 贝叶斯层次回归模型确定营养物基准的案例研究	131
6.3.1 数据来源及质量控制	131
6.3.2 贝叶斯层次线性回归模型应用于全国湖泊生态区	132
6.3.3 贝叶斯层次线性回归模型确定云贵湖泊生态区不同类型湖泊营养物 基准	151
6.3.4 贝叶斯层次回归模型确定中东部湖泊生态区营养物基准	161
6.4 贝叶斯线性回归模型适用性分析	170
6.5 不同方法的综合比较	171
6.6 不同方法得到基准阈值或基准范围的比较	173
参考文献	174
附录 6.1 贝叶斯层次线性回归模型实现的 Winbugs 代码	174

第一章 压力-响应模型概况

我国湖泊众多、区域多样性显著且广泛面临着不同程度富营养化的威胁。目前,用于湖泊保护和富营养化控制的水质质量标准是 2002 年制定的《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002),涉及营养物的标准值的确定缺乏相应的数据支撑和营养物基准支撑,更没有考虑区域差异性。建立科学的区域湖泊营养物基准已经成为环境管理机构的一个重要任务,因为这些基准可以用于评价人类活动对水生生态系统的影响,保护水质和水生物完整性并发展相应的管理决策(Hawkins et al., 2010)。因此,需要制定区域湖泊营养物基准来更好地反映中国湖泊区域环境的差异并满足当前湖泊管理的需求。

我国于 2008 年开始实施区域营养物基准制定计划并进行了湖泊生态区划及其营养物基准的拟定工作。将美国环境保护局(US EPA)推荐的参照湖泊法、湖泊群体分布法、三分法、模型推断法等方法(US EPA, 2000a, 2000b)进行了案例研究,分析这些方法制定中国湖泊营养物基准的可行性。这些方法比较适合对那些能够获得参照湖泊的区域制定营养物基准。由于我国湖泊的生态系统不同程度地受到工业化、城镇化及农业活动等人类活动的影响,大多数湖泊生态区不能找到不受人类活动影响或受人类活动影响较小的参照湖泊,因此这些方法不适合制定我国湖泊的营养物基准。同时,这些方法在制定基准时也没有考虑水体功能(指定用途)对营养物基准的影响。因此,亟须探索一种适于我国营养物基准制定的方法。

湖泊中的氮磷等营养物在浓度较低时不会对水生生物和人体产生毒害作用。利用简单的实验室模拟研究代表化学污染物毒性效应来推断数值化基准的方法限制了湖泊营养物基准的发展(Lamon and Qian, 2008)。过量的营养物会刺激浮游藻类的不良增长,导致氧气的耗竭,光透过性的降低、生物多样性的减少和藻毒素的产生,最终干扰水生生物的正常生长、娱乐和饮用水供应功能。因此,基于对野外观察数据的分析,发展了代表氮磷营养物浓度与初级生产力关系的压力-响应模型(US EPA, 2010)。根据给定的藻类生物量基准,压力-响应模型适用于推断受人类活动影响较严重湖泊的营养物基准以保护水体的指定用途。叶绿素 a (Chl a) 浓度与藻类生物量密切相关,可以作为利用指定水体使用功能制定营养物基准时,联系营养物浓度的重要变量。支撑饮用水供应功能的湖泊营养物基准会受到与藻类水华相关的不断增加的藻毒素和有机碳的影响。因此,在使用压力-响应模型推断饮用水供应功能对应的氮磷基准之前需要确定 Chl a 响应变量的目标值(或基准值)。

US EPA 采用压力-响应模型推断得到了支持指定水体使用功能的数值化氮、磷基准。迄今为止,压力-响应模型在我国并没有广泛用于湖泊营养物基准的制定。因此,国内的研究者有必要应用当前可利用的压力-响应模型确定我国湖泊营养物基准并进行分区湖泊营养物基准的制定工作,尤其是对反映湖泊流域特征并受人类活动影响严重的湖泊区域。

1.1 压力-响应模型的概念

压力-响应模型是利用湖泊大量现有的可利用数据,分析压力指标与初级生产力之间重要的响应关系,依据给定的与水体使用功能存在直接或间接关系的生物响应变量的阈值,推断得到营养物基准浓度的一种方法(US EPA, 2010)。其中,总磷(TP)和总氮(TN)等是主要的压力变量,叶绿素 a (Chl a) 通常可作为重要的响应变量。该模型能够定量地描述藻类生物量与水体营养物之间的响应关系,尤其适用于受到人类活动影响湖泊的营养物基准值的制定。同时,压力-响应模型通过 Chl a 这一变量将营养物浓度和水体的使用功能联系起来,能够制定不同功能水体的营养物基准(Huo et al., 2013)。

采用压力-响应模型确定不同湖泊生态区营养物基准面临着以下几个方面的挑战:①建立或获得 Chl a 与反映水体使用功能的重要因素之间的相关关系是需要解决的关键问题。为了利用压力-响应模型确定营养物基准值,不同湖泊生态区不同水体使用功能对应的 Chl a 的基准值需要首先确定。同时,为具有指定水体用途的湖泊定义 Chl a 基准时,需要清楚之前确定的因果关系最终可能会影响湖泊指定用途的程度。②藻类对营养物响应的敏感程度在不同湖泊类型存在显著的差异性。压力-响应模型易于受到某些环境因子的干扰,如物种的生物地理学特性、湖泊的流域面积、水体的盐度及色度等。因此,在模型建立的时候,应该考虑这些因素对压力-响应关系的影响。③不同湖泊的营养物响应类型(N 响应型还是 P 响应型)是很难确定的。在许多淡水湖泊,磷是主要的限制型营养物,但是,越来越多的研究表明氮以及氮与磷的结合在某些湖泊也是非常重要的。④浅水湖泊具有较高浓度的悬浮颗粒物,应该区分藻类浊度和非藻类浊度对建立压力-响应模型产生的影响。例如,我国长江中下游的湖泊多为浅水湖,由于人类活动及风等外部因素的干扰,这些浅水湖含有较高的悬浮颗粒物。因此,该地区营养物与藻类之间建立的压力-响应模型在很大程度上会受到非藻类浊度的影响。虽然压力-响应模型在美国湖泊已经得到了较为成功的应用,但是对美国湖泊得到的 N、P 与 Chl a 之间的关系以及 Chl a 与指定水体功能之间的关系能否适用于我国仍然是不清楚的。N、P 和 Chl a 浓度参数的制定及不同湖泊类型和区域水体指定用途的可达性将是决定压力-响应模型在我国适用性的关键。

不同分区湖泊营养物基准的确定对科学合理地制定水质标准具有重要意义。我国已经意识到发展数值化营养物基准来保护湖泊指定用途以避免富营养化威胁的重要性。因此,在考虑生态区域化差异的基础上,制定了适合于国家全部地形及气候区域的营养物基准以提高和保护水质。压力-响应模型将为我国湖泊营养物基准的制定提供一个技术上科学合理的方法基础。需要考虑可能影响 Chl a 对营养物响应敏感性的复杂的环境因素以提高建立的压力-响应模型的准确性。

1.2 压力-响应概念模型的构建

概念模型主要用来表示氮磷浓度变化、生物效应及水体指定功能之间已知的相关关系。这些概念模型不仅为氮和磷在水生态系统的效应的相关知识提供了交流的方式,而且为后续的分析研究提供了有力的技术支撑。概念模型图是反映水生态系统中人类活动、压力变量(如氮磷污染)、生物响应及指定水体功能之间相互作用关系的视觉再现(图 1-1)(US EPA, 2010)。模型图及其相关的叙述性描述对压力-响应关系的建立起非常重要的作用,它们能够描述公认的科学知识并有助于压力-响应关系模型的发展。

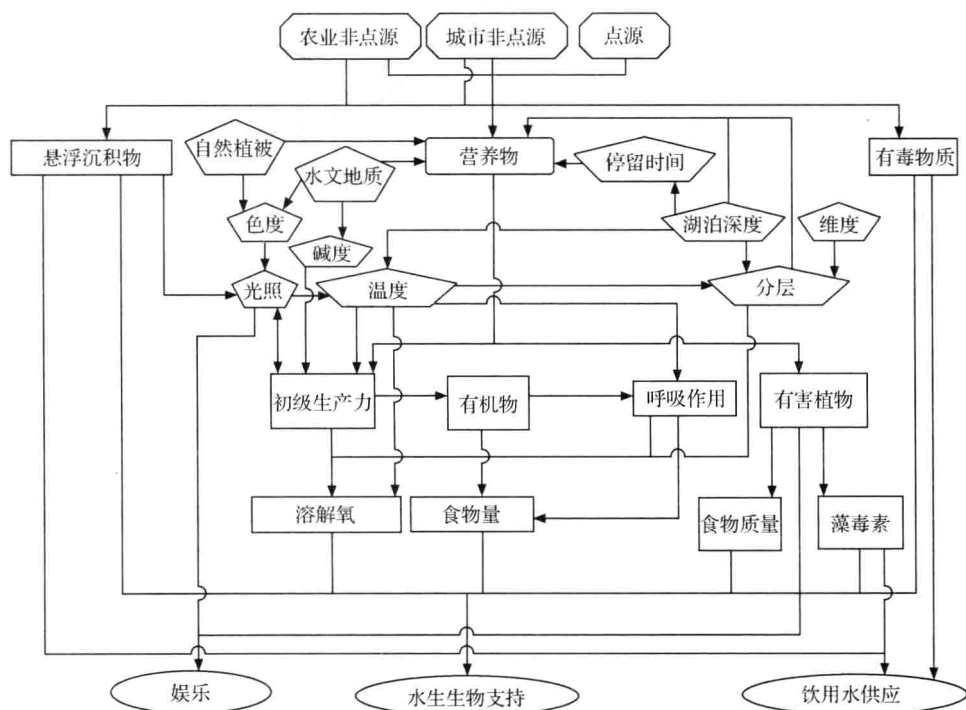


图 1-1 湖泊系统压力-响应关系概念图(US EPA, 2010)

湖泊概念模型主要涉及湖泊的富营养化过程,该过程随着氮磷营养物的增加引起了湖泊系统中初级生产力水平的显著增加(Novotny, 2003)。这里指的富营养化主要是指人为富营养化,即由于人类活动改变了氮磷的输入、输出及循环速率,加速了初级生产力的增加并最终导致了一系列的水质问题(Carlson, 1977; Chapra, 1997; Smith et al., 1999; Smith et al., 2006)。湖泊概念模型图显示了人类活动与氮磷负荷增加、浓度上升及影响指定用途的其他压力指标之间的关系。推断数值化基准的重要路径与氮磷营养物以及光、温度的增加导致初级生产力的增加有关(Lee et al., 1978; Smith, 1998)。初级生产力的增加提高了有机碳的含量,不断增加的呼吸作用反过来降低了溶解氧的浓度。溶解氧的降低影响了水生生物的健康及物种组成。虽然在大多数湖泊系统中富营养化是主要的过程,但是它的重要性、价值和影响在不同的区域或同一区域的不同监测点是不同的。

人类活动引起氮磷负荷增加及相应水体浓度上升的污染源可以分为点源污染、城市非点源污染和农业非点源污染。点源污染是有固定排放点的任意污染源,主要包括城市污水、工业废水和规模化畜禽养殖废水。这些废水的来源和处理程度存在很大差异,因此输入到湖泊水体的氮磷的数量和形态也不同(Dunne and Leopold, 1978)。点源排放也会向湖体引入不同来源和处理程度的有毒污染物。

非点源污染没有固定污染的排放点。城市非点源污染是指城市降雨径流淋洗与冲刷大气和汇水面各种污染物引起的受纳水体的污染,是城市水环境污染的重要因素。降雨是城市非点源污染形成的动力因素,而降雨形成的径流是非点源污染物迁移的载体。因此,狭义上的城市非点源污染即指城市降雨径流污染,它是城市非点源污染的最主要形式。富含营养物土壤的侵蚀在城市地区也很常见,这种侵蚀会增加水体中氮磷营养物及悬浮颗粒物的浓度。

农业非点源污染是指在农业生产活动中,农田中的土壤颗粒、氮、磷、农药及其他有机物或无机物,在降水或灌溉过程中通过农田地表径流、农田排水及地下渗漏,使大量污染物进入水体而造成的水环境污染。主要包括土壤流失、化肥污染、农药污染、畜禽养殖污染及其他农业生产过程中造成的非点源污染。与农业活动相关的土壤扰动而引起的侵蚀也会引起营养物负荷的增加(Dunne and Leopold, 1978; Carpenter et al., 1998)。这些活动在增加营养物浓度的同时也伴随着悬浮颗粒物浓度的增加,同时会引入一些有毒的物质(如农药)威胁水生生物的生长。

除了以上人为营养物的输入,一些系统中潜在的地质及自然植被也会影响氮磷背景浓度。例如,许多地区的土壤和岩石本身具有很高的氮磷含量,这会增加其对营养物负荷的贡献量(Omernik et al., 2000)。自然有机物碎屑也会增加其对氮负荷的贡献量。

氮磷主要以三种形式存在:溶解有机态氮磷、溶解无机态氮磷和颗粒态氮磷(Chapra, 1997)。这些化合物的形态之间可以频繁地循环,在溶解态和颗粒态之

间转化并反应。只有溶解有机态和无机态氮磷能够被微生物及初级生产者吸收利用,这种吸收能力和利用效率的差异随物种及环境条件的变化而变化。

溶解性活性磷(如 PO_4^{3-})是最容易被植物和藻类吸收的磷形态(Correll, 1998)。尽管溶解性正磷酸盐的浓度可以直接测定,但它在环境中很容易被植物吸收或转化为其他形态,因此对溶解性正磷酸盐的测定或许不能够精确地表征有效性磷的含量。通常将 TP 作为系统中有效性磷的指示性指标。对磷负荷的评估同时需要考虑湖泊的水力停留时间及磷的固定率以准确拟合观察到的 Chl *a* 浓度(Vollenweider, 1976)。

以无机氮形式存在的氨氮和硝态氮是最先被植物和藻类利用的氮的形态。与正磷酸盐类似,在大多数采样过程中很难对氨氮和硝态氮进行充分测定。因此,通常采用总氮来表示系统中氮元素的含量以及氮与初级生产力之间的关系。

除了点源和非点源污染会导致氮磷浓度的增加,其他因素(如停留时间、湖泊深度和分层等)也会对氮磷浓度产生影响(Vollenweider, 1968; Dake and Harleman, 1969; Gorham and Boyce, 1989)。停留时间是指水或物质颗粒在湖泊系统中的平均停留时间。停留时间越短,湖泊的冲刷率越大,营养物离开湖泊的速度越快。湖泊深度会影响湖泊内部营养物的循环或负荷。较浅的湖泊具有较大的营养物循环潜力,因为从较浅的底泥中释放或汇集的氮、磷更容易与上覆水混合。这一过程会随着某一深度缺氧的产生而加重,并增加磷的再矿化程度。分层是一种物理过程,根据不同的水体密度,湖泊分为不同的层次。在分层的湖泊中,上层被称为变温层;中间层被称为跃温层;底层被称为均温层。跃温层是水温和水密度变化最快的一层,并将变温层与均温层分开。除了春季和秋季(湖泊系统处于完全混合状态)之外,冷、温的湖泊系统通常情况下处于分层状态。在冬季无冰覆盖的区域,整个冬季湖泊都处于混合状态而仅在夏季分层。在分层的状态下,下层滞水带溶解氧的消耗会导致湖泊处于缺氧状态。

以上湖泊特征是相互作用相互影响的。湖泊深度会影响停留时间和湖水温度。在通常情况下,深水湖有较长的停留时间和较低的平均温度。分层现象也容易受湖泊深度、换水周期及水温的影响(Dake and Harleman, 1969; Gorham and Boyce, 1989)。深水湖的分层现象受水温影响显著。风可以在水面无阻碍通行的距离会影响分层湖泊变温层的混合程度,影响春季和夏季混合的时间并影响浅水湖(好的混合系统)整体混合的程度。

营养物基准制定过程中最重要的关系是湖泊中氮磷、光照、温度与初级生产力之间的关系(Lee et al., 1978)。氮磷水平的增加会导致初级生产力的显著提高(如浮游植物和大型植物的生长)。氮和磷都能够控制湖泊中浮游植物的生长。在许多淡水湖泊系统中,磷被认为是主要的限制性元素(Schindler et al., 2008);但是研究表明氮以及氮和磷的共同作用在某些系统中也是非常重要的(Downing and McCauley,

1992; Elser et al., 1990; Smith, 1979)。除了营养物,光照和温度也对植物的生长起重要作用。尽管不同物种的适宜光照水平和温度不同,但是通常情况下随着光照和温度的增加,浮游植物的生长量也是显著提高的。

湖泊的色度和悬浮颗粒物会改变光合作用对光的利用效率。在某些系统中,溶解的植物体或溶解性矿物产生的腐殖酸会使水体的色度从清澈变为浑浊,降低光的有效性。同样地,增加的悬浮颗粒物,并伴随着氮磷营养物浓度的增加,也会降低光的有效性。初级生产力的增加本身会增加有机物和颗粒物的含量,进而降低光的有效性。

白天,初级生产力的增加会提高水体中溶解氧的含量。然而,初级生产力也会增加呼吸作用(即增加对 O_2 的消耗),因为增加的大型植物和浮游植物的数量需要更多的由光合作用产生的碳水化合物来支持生命的增长和维持。光合作用和呼吸作用的循环可以预测出溶解氧的昼夜周期。初级生产力的增加最终会变为碎屑状的碳,增加有机物负荷并进一步消耗微生物分解者的呼吸作用。增加呼吸作用会不断消耗水中的溶解氧。通过改变有效的细小的或初级生产的碳对消费者的有效性,初级生产力和分解率的改变最终也改变了系统中食物的数量。

除了氮磷污染对初级生产力的影响外,由于对营养物竞争能力的差异,增加的氮磷水平也会改变植物和藻类的聚集状态。氮磷污染通常会增加有害藻类的丰度,使其在高营养物浓度下具有更高的竞争优势。许多有害藻类会产生藻毒素,进而改变食物质量,对次级消费者的聚集产生影响。

压力-响应的因果关系最终会影响湖泊指定用途的可达性,湖泊或水库对娱乐用途(如游泳、划船)的适应性会随着水体清澈度的下降而显著降低,进而增加有害植物和藻毒素的数量。溶解氧降低、悬浮颗粒物增加、食物数量及质量改变和藻毒素的增加等会影响水生生物的支持功能。最终,湖泊或水库作为饮用水供应或娱乐的使用性将会随着与藻类生长有关的悬浮颗粒物水平、藻毒素、有机碳和有害物质的增加而下降。

1.3 数据的收集和分类

探索性数据分析是一种检查和可视化数据的方法,可以用来解释数据之间可能存在的关系,代表适当的统计学建模方法并评估统计建模假设的基础(Tukey, 1977)。在进行探索性数据分析之前,需要选择分析的变量并收集整理数据。本节主要介绍了变量选择、数据收集、数据探索和数据分类的四个步骤。

1.3.1 变量选择

通常情况下,在收集数据时,应该识别概念模型中代表每个概念的变量,概念

模型应该进行修正以代表研究区域的水体。在模型图中显示的某些概念可能没有可利用的数据,但是概念模型图的结构能够指导该概念子集的选择。如果在分析中包含该子集,将会更好地提高评估的压力-响应关系的准确性。概念模型可以用来确定联系营养物变量与响应变量之间可替代的路径。对这些路径进行单独分析将有助于确保评估的压力-响应模型的准确性(Morgan and Winship, 2007; Pearl, 2009)。例如,在湖泊概念模型中,可以选择对增加的氮磷浓度与增加的初级生产力之间的关系进行评估。而联系营养物和初级生产力的一个可替代的路径是通过湖泊碱度进行衔接的。在分析中包含定量碱度的变量会“阻碍”营养物与初级生产力相连的可替代路径,并有助于确保营养物与碱度之间的共变性不会混淆对压力-响应关系的评价。如果可能的话,所有可能阻碍氮磷与响应变量之间可替代路径的变量都应该在分析中考虑。

其他的概念可能不只与一个测量变量相关(如总氮或无机氮)。在这些情况下,需要决定是否因为它们提供了独特的信息而两个变量都需要使用,或变量是否是冗余。如果变量提供了独特的信息,决策者需要考虑概念模型是否应该进行修改以代表不同类型的信息,以及每一个变量如何与最终的基准相关。例如,氮磷浓度的直接测量或氮磷负荷率的评价都是在水体营养物的有效性范围内定量改变的。而对这两个变量建立的压力-响应关系可能会产生不同类型的营养物基准值。

选择适宜的响应变量需要进行进一步分析。首先,需要识别可能对氮磷增加比较敏感的指定用途,比如支持水生生物生长。其次,需要选择一个代表指定用途的评估基点,例如底栖大型无脊椎动物群落的健康。最后,应该选择一种适宜基点评估的衡量方法,例如采用多元指标值。通常情况下,最适宜的响应变量需要衡量两个方面:是否能够支持水体的指定用途;是否能够响应氮磷浓度的改变。许多响应变量都能够满足以上两方面。例如,湖泊中 Chl *a* 的浓度已经被证明能够直接响应氮磷浓度的变化(Vollenweider, 1976; Carlson, 1977; Wetzel, 2001),并与水体是否支持水生生物使用功能直接相关(US EPA, 2000a, 2000b, 2001, 2008)。

在选择响应变量的同时,其他因素也应该考虑在内,包括一个特定变量固有的可变性和信噪比。压力-响应关系对于高变异性变量的评价可能是不准确的,这会影响到制定适宜基准的可靠性。美国环境保护局(US EPA)建议的主要原因变量为总氮和总磷,主要响应变量为 Chl *a* 和透明度。在某些情况下选择几种不同的响应变量并对每一个响应变量分别进行压力-响应关系表 1-1 列出了概念模型图中代表不同概念的可测量变量。分析可能会提供有用的见解。

表 1-1 概念模型图中代表不同概念的可测量变量(US EPA, 2010)

概念	可测量变量
点源	国家污染物排放和削减许可的组成和释放率
城市非点源	土地利用/土地覆盖图的汇总统计
农业非点源	土地利用/土地覆盖图的汇总统计
地质	碱度、电导率
营养物	总氮、总无机氮、总有机氮、总凯氏氮、硝态氮、亚硝态氮、氨氮、总磷、正磷酸盐、氮磷负荷
悬浮沉积物	总悬浮颗粒、浊度
有毒物质	金属、多环芳烃、农药
物理栖息地质量	定性或定量的可视化栖息地现状、定性的地貌特征、砂/细沙百分比
湖泊深度	总深度、变温层深度
分层	温度剖面图
停留时间	湖泊容积与流出量比例
区域	湖泊大小
光照	塞氏盘深度、光合成有效辐射
色度	原位测量
温度	原位测量
初级生产力	Chl <i>a</i> 、物种、浮游植物水华频率、无灰干重、新陈代谢率、细胞数量、细胞体积
有机质	总有机碳、溶解性有机碳、颗粒态有机碳、无灰干重
呼吸作用	生化需氧量、化学需氧量、新陈代谢
有害藻类	蓝藻细菌、有害藻类或大型植物丰度
食物数量	藻类生物量(Chl <i>a</i> 、无灰干重)、浮游动物丰度、悬浮物浓度、外来有机物现存量
食物质量	藻类组成、C : N : P、生物化学测量(如蛋白质含量)
藻类毒素	生物化学指标(如微囊藻毒素、类毒素)
娱乐	清澈度、使用调查、钓鱼许可
水生生物使用	生物指标(如生物完整性指标)、Chl <i>a</i> 、鱼类死亡
饮用水供应	味道、气味、浊度、生物化学指标(如三卤甲烷)

1.3.2 数据收集

用于大多数压力-响应关系分析的数据主要来源于各级环境监测站的常规监测项目。这些数据通常包括区域内的生物样本、水化学、沉积物、物理栖息地条件及其他一些属性。如果可以获得流域及沿岸的土地利用数据也是很有价值的。从国家监测计划中得到的其他数据也可以对当地的数据进行相应的补充。

元数据提供了详细的采样设计、采样协议、实验过程及其他相关信息,对这些信息的检查和评价会对后续的分析及模型的结构产生影响。例如,采样的方法会影响特定变量的可用性,并有助于分析者对概念模型进行修正或考虑是否其他变量是更好的表征指标。同样,实验过程会随着采样年份的不同而发生改变,从不同实验过程获得的数据会影响数据值和模型的结果(如测定 Chl *a* 浓度的实验过程)。最后,元数据包含的信息可能会将测量值放入一个意想不到的环境。例如暴雨之后立即收集的氮磷浓度肯定与干旱期间收集的数据存在显著差异。

可以使用元数据进行评价的不同数据集的一个重要特征是用于收集数据的抽样设计。在一个数据集中代表的抽样设计及不同状态的范围影响了压力-响应关系的可预测程度,以便能够在研究区域内适用。例如,应该评价仅仅从浅水湖收集的数据所建立的营养物压力-响应关系能否可以用于推断深水湖的营养物基准。对元数据进行评价是确定特定数据集的数据质量能否充分满足预测压力-响应关系分析要求的关键。

1.3.3 数据探索

总结和可视化数据能够提供指导后续分析决策的主要视角。总结和可视化数据的技术主要针对单一变量(如数据分布法)、双变量(如双变量法)和一组变量(如多变量法)。

1. 数据分布法

对每一个独立变量数据分布情况的理解是进行数据探索性分析的第一步。评价数据分布需要考虑的问题包括对特定的测量变量检测限是否存在,变量是否有最大值和最小值的界限,变量是否可以用理论的概率分布进行模拟。以上这些问题都会影响后续的分析决策。汇总和可视化数据分布的方法主要包括直方图、箱线图、累积分布函数及 Q-Q 图。

2. 双变量汇总和可视化数据方法

双变量之间的关系是压力-响应关系分析的基本关系。除了考虑概念模型的结构之外,对双变量之间关系的清楚理解也有助于对可能混淆营养物压力-响应关系后续评价的变量进行识别。进行双变量之间关系的分析方法主要有相关性分析、散点图、条件概率。

3. 多变量汇总和可视化数据方法

采用主成分分析法对多变量之间的关系进行分析。主成分分析是考察多个变量间相关性的一种多元统计方法。这种方法通常将原来众多的具有一定相关性的