



中华人民共和国国家环境保护标准

HJ 838-2017

湖泊营养物基准制定 技术指南

Technical guideline for deriving nutrient criteria for lakes

本电子版为发布稿。请以中国环境科学出版社出版的正式标准本文为准。

2017-06-09 发布

2017-09-01 实施

环 境 保 护 部 发 布

目 次

前言.....	ii
1 适用范围.....	1
2 规范性引用文件.....	1
3 术语和定义.....	1
4 营养物基准制定技术流程.....	1
5 数据收集与要求.....	2
6 候选指标及筛选.....	3
7 基准值推导.....	5
8 基准值验证与审核.....	9
9 营养物基准应用.....	10
附录 A（规范性附录）陆域生态系统健康状况评估方法.....	11
附录 B（规范性附录）参照湖泊筛选技术方法.....	13
附录 C（规范性附录）拐点分析法.....	16
附录 D（规范性附录）古湖沼学法.....	17

前 言

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国水污染防治法》和《水污染防治行动计划》，科学、规范地制定湖泊营养物基准，制定本标准。

本标准规定了湖泊营养物基准制定的程序、方法与技术要求。

本标准附录 A~附录 D 为规范性附录。

本标准为首次发布。

本标准为指导性标准。

本标准由环境保护部科技标准司组织制订。

本标准主要起草单位：中国环境科学研究院（环境基准与风险评估国家重点实验室）。

本标准由环境保护部 2017 年 6 月 9 日批准。

本标准自 2017 年 9 月 1 日起实施。

本标准由环境保护部解释。

湖泊营养物基准制定技术指南

1 适用范围

本标准规定了湖泊营养物基准制定的技术方法，包括营养物基准制定技术流程、数据收集与要求、候选指标及筛选、基准值推导、基准值验证与审核及营养物基准应用等。

本标准适用于指导我国区域湖泊营养物基准制定，水库和单个湖泊营养物基准制定可以参照执行。

2 规范性引用文件

本标准引用了下列文件中的条款。凡是不注日期的引用文件，其有效版本适用于本标准。

GB 11893 水质 总磷的测定 钼酸铵分光光度法

HJ 636 水质 总氮的测定 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法

SL 88 水质 叶绿素的测定 分光光度法

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

3.1 营养物 nutrient

是指衡量、评价或预测水体营养状态或富营养化程度的指标。

3.2 营养物基准 nutrient criteria

是指对湖泊产生的生态效应不危及其水体功能或用途的营养物浓度或水平。

3.3 参照状态 reference condition

是指受人为影响最小的状态或认为可达到的最佳状态。

3.4 参照湖泊 reference lake

是指未受人为影响或受人为影响非常小且维持最佳用途的湖泊。

4 营养物基准制定技术流程

湖泊营养物基准制定技术流程见图 1。

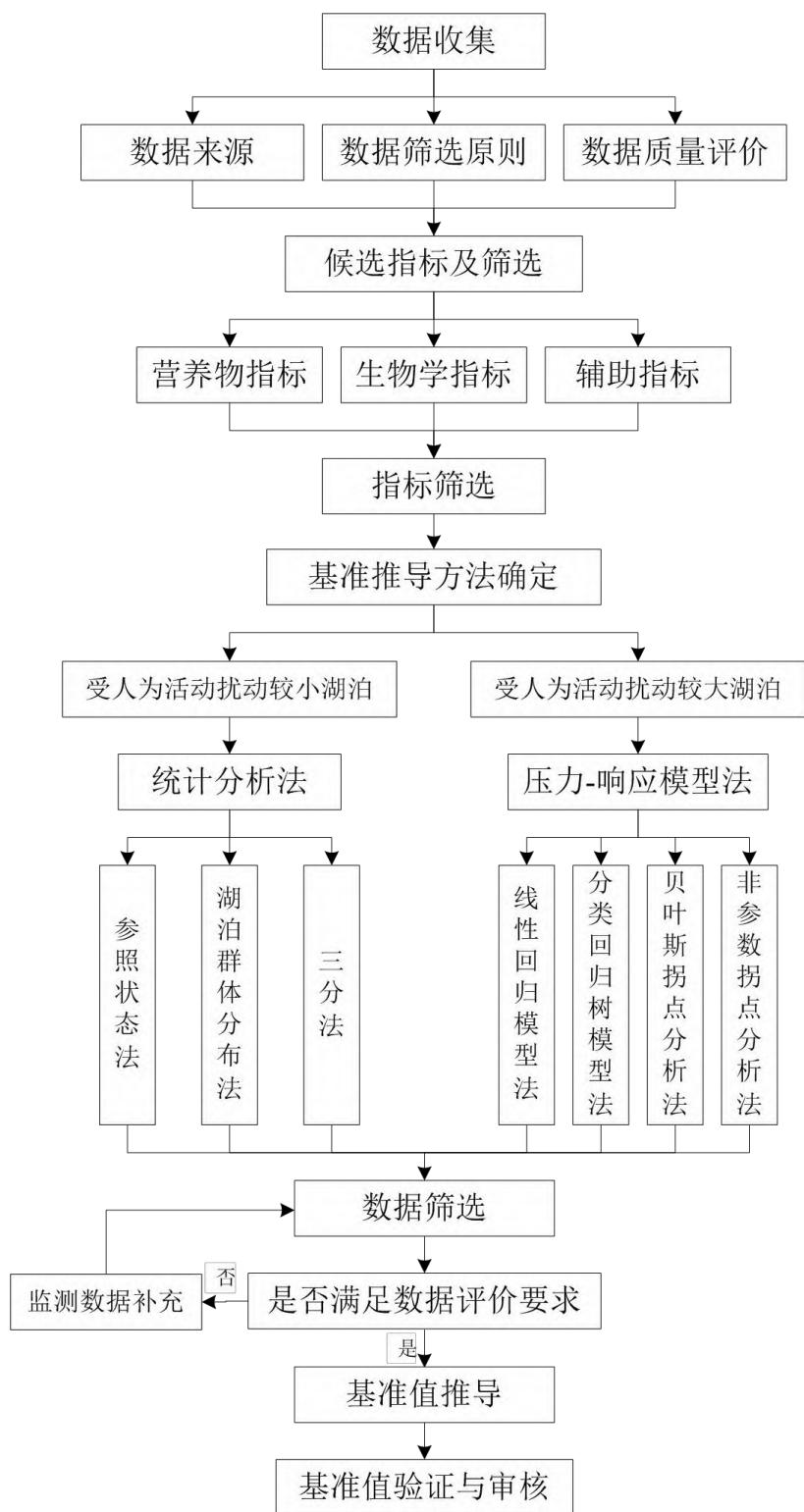


图 1 营养物基准制定技术流程图

5 数据收集与要求

5.1 数据来源

数据来源主要为环境监测机构、科研院所等机构以标准方法采集的数据。对于其他来源的数据（公开发表文献），应检查支持文件以保证采样、测量和分析方法具有一致性。

5.2 数据筛选原则

营养物基准制定需建立在大量数据的基础上，所需数据应符合以下原则：

（1）数据完整性原则：对于监测数据比较完整的区域，如能满足划分湖泊类型和制定基准的需要，则其工作主要为对现有数据的收集、分析和筛选；对于监测数据缺乏或不足的区域，应及时开展现场采样和监测工作，以满足数据要求。

（2）数据最少原则：监测数据最少应包括总磷、总氮、叶绿素 a 和透明度。其他数据包括判断人为营养物输入程度的基础数据（污染物排放数据、土地利用等信息）。

5.3 数据质量评价

可信的数据是指使用标准方法采集的数据，应从以下几个方面对数据质量进行评价。

（1）监测站点：具有明确的站点信息，包括纬度和经度等与地理位置有关的参考信息。

（2）监测指标与分析方法：对同一监测指标应采用统一的标准分析方法。若采用某一种标准方法获取的监测数据太少，可使用其他标准方法得到的数据。

（3）实验室质量控制：符合实验室质量控制要求的监测数据可全部采用。

（4）数据时限：过去 10 年内至少连续 3 年的监测数据，若不满足需进行补充监测。

（5）监测频次：一般情况下，需要在一个自然年内进行逐月监测；或者至少在一个自然年内春季、夏季、秋季各监测一次。

（6）代表性湖泊数据：应随机选择具有代表性湖泊的监测数据。代表性湖泊要求面积大于 10 km²，数量达到区域内全部湖泊数量 80%以上。如果达不到上述要求，需补充监测。

6 候选指标及筛选

营养物基准候选指标包括营养物指标、生物学指标及辅助指标。

6.1 营养物指标

6.1.1 磷

采用 GB 11893 分析水样中总磷（TP）的含量，包括所有有机和无机、溶解态和颗粒态的磷，单位为 μg/L 或 mg/L。TP 是营养物基准的必选指标。磷酸盐可作为营养物基准的可选指标。

6.1.2 氮

采用 HJ 636 分析水样中总氮（TN）的含量，包括水中所有硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、氨氮和总有机氮，单位为 μg/L 或 mg/L。TN 是营养物基准的必选指标。氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮可作为营养物基准的可选指标。

6.2 生物学指标

6.2.1 叶绿素 a

采用 SL 88 分析叶绿素 a (Chl a) 含量, 直接反映藻类生物量, 单位为 $\mu\text{g/L}$ 或 mg/m^3 。Chl a 是营养物基准的必选指标。

6.2.2 透明度

透明度 (SD) 的变化可以作为湖泊蓝绿藻水华爆发的预测指标, 单位为 cm 。SD 不适合作为水体色度较大 ($\geq 30 \text{ mg Pt/L}$) 或无机悬浮物浓度较高湖泊的营养物基准指标。

6.2.3 溶解氧

溶解氧 (DO) 可作为营养状态变化潜在的早期预警指标, 单位为 mg/L 。

6.2.4 总有机碳

有机碳可以用来测定活的物质的重量, 是营养状况分类和定义的基础, 单位为 mg/L 。总有机碳包括颗粒态有机碳和溶解态有机碳。

6.2.5 大型水生植物

大型水生植物是输入植物性营养物的潜在利用者, 其群落组成或丰度与营养物浓度直接相关, 是湖泊生态状况的一项关键指标。对监测数据较全面的湖泊可以考虑采用大型水生植物作为营养物基准候选指标。湖泊中大型水生植物的总生物量用公式 (1) 计算:

$$TSMB = SA \times C \times B \quad (1)$$

式中: $TSMB$ ——大型水生植物总生物量, mg/L ;

SA ——湖泊表面积, Km^2 ;

C ——大型水生植物覆盖率, %;

B ——所采样本的平均生物量, mg/L 。

6.2.6 生物群落结构

测定湖泊中硅藻、蓝绿藻、浮游动物、鱼类及底栖大型动物群落结构的变化情况, 采用香农-维纳多样性指数 (Shannon Wiener's diversity index) 或生物完整性指数 (index of biological integrity, IBI), 对生物群落结构进行定量分析。

6.3 辅助指标

6.3.1 温度

采用温度探头直接插入采样点测量, 在湖泊分类时需考虑温度对营养物-藻类生长响应关系的影响。

6.3.2 pH 值

采用测量精度为 0.1 的 pH 计测定, 在湖泊分类时需考虑湖泊水体 pH 值。

6.3.3 电导率

采用电导率仪测定湖泊水体的电导率, 单位为 $\mu\text{S/cm}$ 。电导率对盐度的变化非常敏感, 可用于指示营养物富集状况, 但不适用于含碳酸钙或溶解盐浓度较高的区域。

6.3.4 土地利用

土地利用类型是参照湖泊选择及陆域生态系统健康评价的重要指标,也是湖泊富营养化的早期预警指标。应绘制土地利用类型图,标示土地利用类型百分比,重点关注林地转变为农业或城市用地的变化情况,考虑自然水岸的比率及湖岸缓冲带宽度等生境情况。

6.4 指标筛选

应采用相关性分析、主成分分析、降维对应分析、典型对应分析等方法,筛选与藻类生长有明确相关关系的响应指标。

(1) 总磷、总氮(原因指标)和叶绿素 a、透明度(响应指标)为湖泊营养物基准制定的必选指标。

(2) 受地理、气候和历史等自然与人为因素的影响,不同地区影响湖泊营养状态的关键指标存在一定差异,要因地制宜,适当增加特征指标。

(3) 对于饮用水源地等重要水环境功能区,需选择土地利用等早期预警指标。

(4) 所采用的指标应有标准监测分析方法,易于全国推广。

7 基准值推导

湖泊按照陆域生态系统健康状况(附录 A)分为受人为活动扰动较小湖泊和受人为活动扰动较大湖泊。陆域生态系统健康状况为良好及其以上状态的湖泊为受人为活动扰动较小的湖泊,其他湖泊为受人为活动扰动较大湖泊。

区域内受人为活动扰动较小湖泊营养物基准制定采用统计分析法,受人为活动扰动较大湖泊营养物基准制定采用压力-响应模型法。

7.1 统计分析法

统计分析法包括参照湖泊法、湖泊群体分布法及三分法。根据区域湖泊可获得的数据情况,选择一种或几种方法确定营养物基准。

7.1.1 参照湖泊法

区域内参照湖泊的数量超过全体湖泊数量 10%时,可优先考虑采用参照湖泊法确定营养物基准。具体推导技术流程(图 2)如下:

(1) 确定区域内参照湖泊。参照湖泊筛选技术方法见附录 B。

(2) 数据筛选:选择区域内参照湖泊的全部原始数据。

(3) 数据分布检验:对参照湖泊的全部数据进行正态分布检验(如 t 检验、F 检验),符合正态分布方可用于基准值推导;若不符合正态分布,需甄别异常值和极端值,并采用对数转换等方法进行变换(以 10 为底数),重新进行检验直到符合正态分布。

(4) 营养物基准值推导:符合正态分布检验的数据进行频数分布分析(按水质从高到低的顺序分

别排列)，选择上 25% 点位（透明度采用频数分布图的相对端）作为营养物基准值（见图 3）。

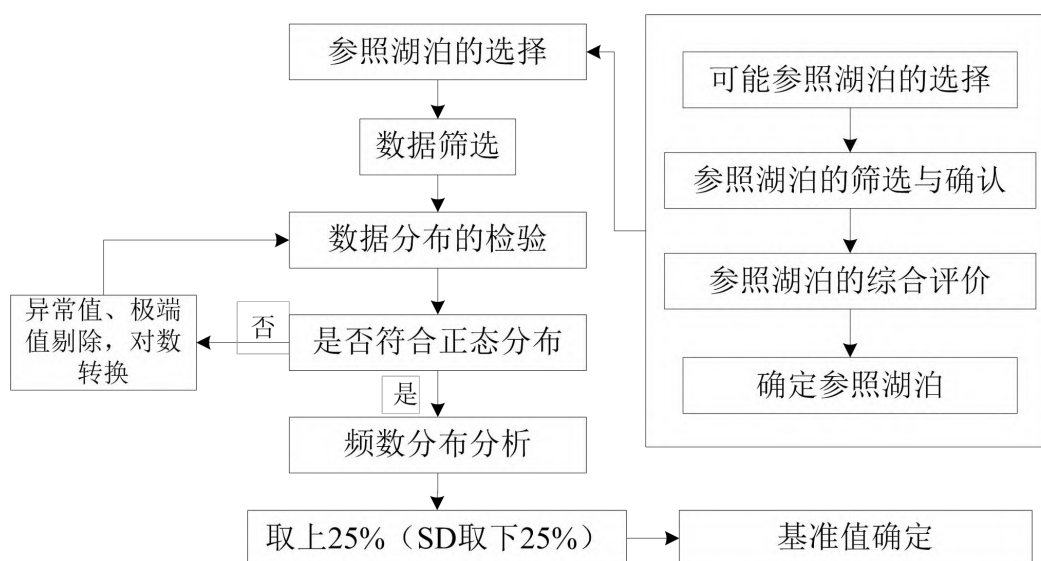


图 2 参照湖泊法推导营养物基准技术流程

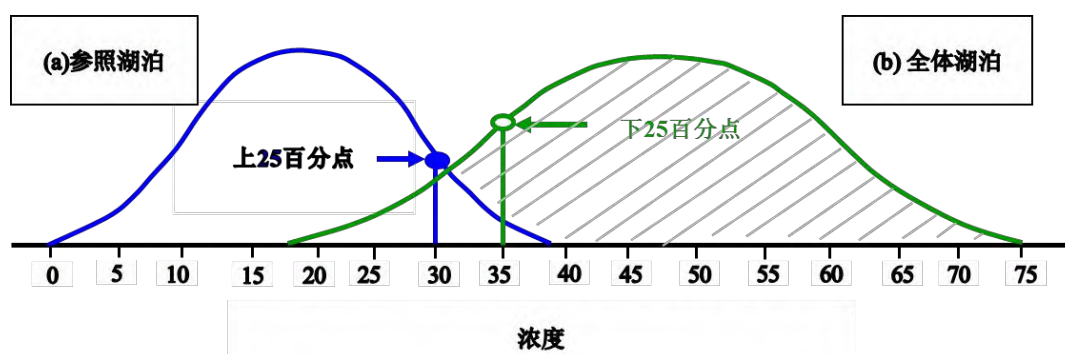


图 3 (a) 参照湖泊法与 (b) 湖泊群体分布法示意图

7.1.2 湖泊群体分布法

当区域内参照湖泊数量不能达到全体湖泊数量 10% 时，可采用湖泊群体分布法，本方法不需要进行参照湖泊筛选。具体推导方法如下：

(1) 数据筛选：选择区域内湖泊全部原始数据。

(2) 数据分布检验：同参照湖泊法。

(3) 营养物基准值推导：符合正态分布检验的数据进行频数分布分析（按水质从高到低的顺序分别排列），选择下 25% 点位（透明度采用频数分布图的相对端）作为营养物基准值（见图 3）。

7.1.3 三分法

当区域内参照湖泊数量不能达到全体湖泊数量 10% 时，也可以用三分法，本方法不需要进行参照湖泊筛选。具体推导方法如下：

(1) 数据筛选：选择区域内湖泊全部数据中水质最佳的 1/3 数据。

(2) 数据分布检验：同参照湖泊法。

(3) 营养物基准值推导：将所获得 1/3 数据的中位数（频数分布的 50% 点位）作为营养物基准值。

7.2 压力-响应模型法

压力-响应模型法包括线性回归模型法、分类回归树模型法、贝叶斯拐点分析法和非参数拐点分析法，需同时采用四种模型法确定营养物基准值。

符合下列两种情况之一的，须采用分类回归树模型法、贝叶斯拐点分析法和非参数拐点分析法确定营养物基准值：（1）响应指标与营养物浓度之间的关系无法用线性关系表示，呈现非线性、非正态和异质性；（2）湖泊水质指标不能满足线性回归中设定的条件。

7.2.1 线性回归模型法

线性回归模型法包括简单线性回归模型和多元线性回归模型，简单线性回归模型的具体推导技术流程如下（图 4）：

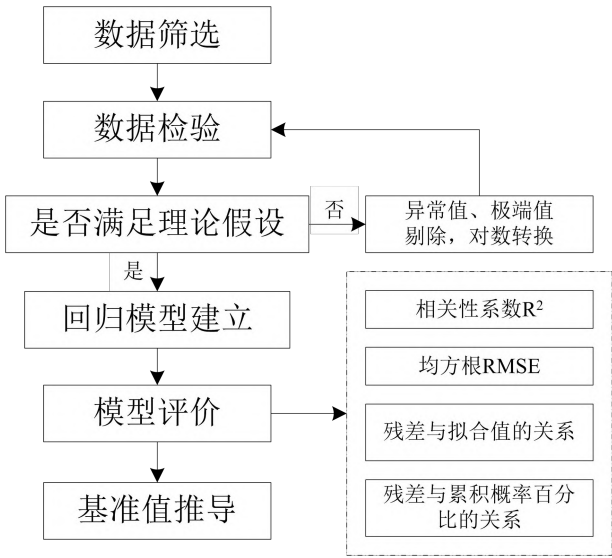


图 4 线性回归模型推导营养物基准技术流程

(1) 数据筛选：选取区域内全部湖泊 4~9 月份数据的平均值进行线性回归分析；用于模型拟合的独立样本数不少于 20 个。

(2) 数据检验：检验数据是否满足以下条件：1) 线性回归方程是否反映营养物浓度与响应指标的关系；2) 营养物浓度抽样是否满足正态分布；3) 营养物浓度抽样变异性的的大小是否在预测区间内；4) 使用的数据样本是否相互独立。若不满足上述假设，需甄别异常值和极端值，并对数据进行对数转换（以 10 为底数）。

(3) 线性回归模型建立：经检验后的数据代入线性回归方程式（2），采用最小二乘法对模型进行拟合，得到 a 和 b。

$$\hat{y} = a + bx \tag{2}$$

式中： $\hat{y}$ ——Chl a、SD 估计值， $\mu\text{g/L}$ 、 cm ；

x ——氮磷浓度监测值, mg/L;

a ——截距, 无量纲;

b ——线性回归斜率, 无量纲。

(4) 模型评价: 采用相关性系数 (R^2)、均方根 (RMSE)、残差与拟合值的关系、残差与累积概率百分比的关系等参数, 评价模型拟合度。

(5) 基准值推导: 考虑到国际和我国湖泊营养状态及功能要求, Chl a 取值范围为 2~5 $\mu\text{g/L}^*$, 以 90%置信区间计, 运用方程式 (2) 推导氮磷的基准值。

7.2.2 分类回归树模型法

分类回归树模型法可以定量反映不同预测指标 (如营养物等) 对响应指标 (Chl a) 的影响, 确定指标变化阈值。使用分类回归树模型确定营养物基准不需要假定响应指标的基准值。具体推导方法如下:

(1) 数据筛选: 选取区域内全部湖泊 4~9 月份数据的平均值进行分类回归树模型分析。根据预测指标的数量, 确定模型拟合所需的数据量, 独立样本数与预测指标数的比值应大于等于 10。

(2) 分类回归树模型建立: 包括树的构建、停止、剪枝以及最优树的选择四个步骤。

(3) 重要预测指标确定: 在选定潜在的预测指标基础上, 根据分类回归树模型确定影响响应指标波动性的重要预测指标。

(4) 基准值推导: 最优树的节点对应的营养物浓度和 Chl a 均值即为基准值。

7.2.3 贝叶斯拐点分析法

运用拐点分析法出现营养物浓度跃迁拐点即为营养物基准值。贝叶斯拐点分析法能够给出跃迁拐点可能发生位置的概率分布, 并将概率最大的跃迁拐点作为营养物基准值。具体推导方法如下:

(1) 数据筛选: 选取区域内全部湖泊 4~9 月份数据的平均值进行拐点分析。采用贝叶斯拐点法需要分析响应指标是否符合正态分布, 对不符合正态分布的响应指标需要进行对数转换 (以 10 为底数)。

(2) 模型构建: 将符合要求的数据按照从低到高的浓度梯度排列, 在压力指标和响应指标之间建立的响应关系中, 概率最大的突变点即为跃迁拐点。贝叶斯拐点分析法的原理详见附录 C。

(3) 营养物基准值推导: 以 90%置信区间计, 采用自举法 (bootstrap) 模拟确定基准值。

7.2.4 非参数拐点分析法

采用非参数拐点分析法找出压力指标和响应指标关系中的跃迁拐点, 即为营养物基准值。具体推导方法如下:

(1) 数据筛选: 选取区域内全部湖泊 4~9 月份数据的平均值进行拐点分析。本方法不需要进行正态分布检验。

(2) 模型构建: 将符合要求的数据按照从低到高的浓度梯度排列, 在压力指标和响应指标之间建

*注: Chl a 的取值依据: Chl a 与藻毒素之间存在显著的正相关关系, 可以用 Chl a 来评价细胞内的藻毒素含量。为了保护人体健康, 世界卫生组织 (WHO) 建议将饮用水中藻毒素的参考值定为 1 $\mu\text{g/L}$ 。国内外相关研究表明, 藻毒素与 Chl a 的比值约为 0.2~0.5。同时, 我国采用统计分析法得到 Chl a 的基准值范围为 2~5 $\mu\text{g/L}$, 故 Chl a 的取值范围为 2~5 $\mu\text{g/L}$, 能够保证饮用水功能的实现, 并有利于防止湖泊“欠保护”和“过保护”现象的发生。

立的响应关系中，最大偏差对应的突变点即为跃迁拐点。非参数拐点分析法的原理详见附录 C。

(3) 营养物基准值推导：以 90%置信区间计，采用自举法 (bootstrap) 模拟确定基准值。

7.3 基准值的综合评价

对初步确定的基准值进行综合评价，判断基准值是否满足产生的生态效应不危及其水体功能或用途，确定拟定的营养物基准值。应注意以下几个关键因素：

(1) 营养状态指数限值

拟定营养物基准值对应的营养状态指数 (TSI) 不能大于 70，除非有充足证据证明该区域营养物浓度在自然状态下高于该值。

(2) 水体功能与用途

拟定的营养物基准值应满足保护湖泊水体所有功能或指定用途的要求。

(3) 濒危物种

若水体中存在濒危物种，拟定的营养物基准值不得影响濒危物种的生长与繁殖。

(4) 对下游的影响

拟定的营养物基准值不得对下游水体产生不良影响。

(5) 反降级政策

对于区域内水质好于拟定营养物基准值的湖泊，应保持现有良好水质为原则，充分体现反降级政策。

8 基准值验证与审核

8.1 基准值验证

拟定营养物基准值可以采用历史数据分析法和古湖沼学法进行验证。

8.1.1 历史数据分析法

历史数据分析法是指将拟定营养物基准值与区域内陆域生态系统健康等级为优湖泊的历史监测数据进行对比分析。该方法要求历史数据为过去 10 年内至少连续 3 年监测数据的全湖月均值。若历史数据的全湖月均值超过拟定基准值的概率低于 10%，则拟定的基准值即为该区域确定的基准值；若历史数据的全湖月均值超过拟定基准值的概率大于 10%，则应对拟定的基准值进行调整。

8.1.2 古湖沼学法

古湖沼学法是利用湖泊沉积物柱芯中硅藻与营养物指标的相关关系反演湖泊营养状态，适用于区域内湖泊历史监测数据不足的情况。

采用古湖沼学法对拟定营养物基准值进行验证时，应选择区域内平均深度大于 7 m 的湖泊，现场采集沉积物柱芯进行分析，建立硅藻-营养物指标定量转换函数并进行检验，验证拟定的营养物基准值。具体方法见附录 D。

8.2 基准值审核

8.2.1 技术自审核

湖泊营养物基准值的最终确定需要认真审核基准推导所采用的数据及基准制定方法,以确保基准值科学可靠。湖泊营养物基准制定技术自审核项目包括:

- (1) 收集数据所采用的监测方法是否可靠、一致,是否采用标准方法?
- (2) 所采用的数据是否符合质量控制要求?
- (3) 总氮、总磷数据是否与 $\text{Chl } a$ 等响应指标的数据相对应?
- (4) 相关指标的监测数据中是否存在可疑数据?
- (5) 是否存在明显异常数据?
- (6) 在数据分析之前是否已经对异常数据、可疑数据进行相应分析?
- (7) 是否遗漏其他重要数据?

8.2.2 专家审核

湖泊营养物基准值的最终确定需要技术专家对基准值进行咨询论证。湖泊营养物基准专家审核项目包括:

- (1) 湖泊营养物基准制定所用数据的相关性与适用性;
- (2) 区域内参照湖泊选择的科学合理性;
- (3) 不同区域湖泊采用的基准制定方法与各个方法的适用范围、适用条件的一致性;
- (4) 湖泊营养物基准推导过程的准确性;
- (5) 所获得的湖泊营养物基准值是否经过验证;
- (6) 是否有任何背离本标准的内容,并评估该内容是否可接受。

9 营养物基准应用

(1) 营养物基准转化为营养物标准

以湖泊营养物基准为基础,结合水生态系统健康、湖泊功能、社会经济条件和环境管理目标,应用成本-效益分析等方法对拟定的湖泊营养物标准进行技术经济可行性评估,制定湖泊营养物标准。

(2) 湖泊现状是否满足营养物基准

湖泊全年 90% 的现状水质必须达到总氮和总磷基准值。在两个连续的采样年度 6~8 月监测期间,50% 的响应指标必须达到基准值。

(3) 湖泊规划目标

按本标准制定的营养物基准值可以作为湖泊环境保护规划目标,指导各地湖泊环境保护工作。

附录 A

(规范性附录)

陆域生态系统健康状况评估方法

本附录规定了湖泊陆域生态系统健康状况评估方法。

根据湖泊实际情况，从生态格局、生态功能和生态压力三方面，评估湖泊集水区陆域生态系统健康状况，确定 5 项陆域生态系统健康评估指标，见表 A.1。陆域生态系统健康评估指标解释和计算方法见表 A.2。

表 A.1 陆域生态系统健康状况评估指标和分级

指标类型	评估指标	权重 (W_i)	标准分级与赋分 (X_i)				
			优秀 $N \geq 80$	良好 $60 \leq N < 80$	一般 $40 \leq N < 60$	较差 $20 \leq N < 40$	差 $N < 20$
生态格局	森林覆盖率(%)	0.3	≥ 45	35~45 (含 35)	25~35 (含 25)	15~25 (含 15)	< 15
生态功能	水源涵养功能指数	植被覆盖度(%)	80~100 (含 80)	60~80 (含 60)	40~60 (含 40)	20~40 (含 20)	< 20
		植被类型	湿地 (90)	林地 (70)	草地 (50)	耕地 (30)	其他 (10)
		不透水面积 (%)	0~3	3~5 (含 3)	5~10 (含 5)	10~20 (含 10)	≥ 20
	土壤保持功能指数 (%)	0.135	< 10	10~20 (含 10)	20~30 (含 20)	30~40 (含 30)	≥ 40
生态压力	建设用地比例 (%)	0.22	< 10	10~20 (含 10)	20~30 (含 20)	30~40 (含 30)	≥ 40
	农田比例 (%)	0.18	< 10	10~20 (含 10)	20~30 (含 20)	30~40 (含 30)	≥ 40

注：采用插值法计算各评估指标值，植被类型除外。

表 A.2 陆域生态系统健康状况评估指标解释和计算方法

评估指标	指标解释	计算公式
森林覆盖率	单位面积内森林的垂直投影面积所占百分比	林地/陆域总面积
水源涵养功能指数	植被覆盖度	(林地+草地)/陆域总面积
	植被类型	植被类型的赋分×植被类型面积/流域面积
	不透水面积	(城镇+工矿交通用地)/陆域总面积
土壤保持功能指数	土壤侵蚀是植被、土壤、地形、土地利用及气候等因素共同作用的结果	中度及以上程度土壤侵蚀面积/陆域总面积
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，对陆域自然生态系统的物质循环和能量流动产生较大阻碍	建设用地面积/陆域总面积
农田比例	农田比例反映陆域的人为景观空间组成及格局状况	耕地面积/陆域总面积

陆域生态系统健康状况评估指数值计算公式：

$$I_L = \sum_{i=1}^n W_i \times X_i \quad (\text{A.1})$$

式中： I_L ——陆域生态系统健康指数值，无量纲；

W_i ——陆域生态系统健康评估指标权重，无量纲；

X_i ——陆域生态系统健康评估指标值，无量纲。

通过 I_L 分值的大小，将陆域生态系统健康状况分为优秀（ $I_L \geq 80$ ）、良好（ $60 \leq I_L < 80$ ）、一般（ $40 \leq I_L < 60$ ）、较差（ $20 \leq I_L < 40$ ）、差（ $I_L < 20$ ）。

附 录 B
(规范性附录)
参照湖泊筛选技术方法

本附录规定了参照湖泊筛选技术方法。

采用集对分析-模糊综合评价法 (SPA-FCE) 对候选参照湖泊进行评价。

(1) 候选参照湖泊评价指标与分类标准见表 B.1。对应各指标的样本数据集记为 $\{x_{ij}|i=1, 2, \dots, n, j=1, 2, \dots, m\}$ ，其中 n 和 m 分别为评价样本数目和评价指标数目。湖泊状态分为 6 个评价类别，分别为 1 类：理想的流域和湖泊状态，没有人为活动扰动；2 类：优良的流域和湖泊状态，人为活动扰动较小；3 类：临界的流域和湖泊状态，有一定的人为活动干扰；4 类：低于临界流域和湖泊状态的湖泊，人为活动扰动较大；5 类：流域和湖泊状态较差；6 类：流域和湖泊状态非常差，人为活动扰动贯穿整个流域和湖泊。

在一个特定的区域内，如果 1 类或 2 类湖泊过少，则 3 类湖泊可作为参照湖泊，1 类和 2 类参照湖泊代表“受人为活动扰动非常小且维持最佳用途”的湖泊，3 类湖泊代表“受人为活动扰动较小且维持一定用途”的湖泊。参照湖泊评价指标和类别限值用 S 表示 $\{s_{kj}|k=1\sim6, j=1\sim m\}$ 。

表 B.1 候选参照湖泊评价指标与类别

评价类别	自然植被，如森林、草地、湿地（占流域的%）	最小湖岸带宽度(m)	农业用地(占流域的%)	点源排放(占流量的%)	最小全部栖息地得分	城市用地(占流域的%)
1 类	80	50	<10	0	>90	0
2 类	65	50	<20	<5	>70	<15
3 类	50	50	<30	<5	>70	<15
4 类	40	30	<40	<10	>60	<20
5 类	30	20	<50	<10	>50	<30
6 类	20	10	<70	<10	>40	<30

(2) 用集对分析 (SPA) 计算指标 j 情况下样本 i 与评价类别 k 之间的单指标联系度 u_{ijk} ，其中 $i=1\sim n$ ， $j=1\sim m$ ， $k=1\sim6$ 。联系度用公式 (B.1) 计算。

$$u = a + bI + cJ \quad (\text{B.1})$$

式中： a 、 b 和 c ——同一度、差异度和对立度，均为非负值，且满足 $a+b+c=1$ ；

I ——差异度系数，在 $[-1, 1]$ 中取值。当 I 取 -1 和 1 时， b 值确定； I 接近于 0 时， b 值不确定性增强；

J ——对立度系数，一般取 -1。

u_{ijk} 用公式 (B.2-B.7) 计算。

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = 1 \\ u_{ij2} = 1 - 2(s_{1j} - x_{ij}) / (s_{1j} - s_{0j}) \\ u_{ij3} = -1 \\ u_{ij4} = -1 \\ u_{ij5} = -1 \\ u_{ij6} = -1 \end{array} \right. \quad (x_{ij} \leq s_{1j}) \quad (\text{B.2})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = 1 - 2(x_{ij} - s_{1j}) / (s_{2j} - s_{1j}) \\ u_{ij2} = 1 \\ u_{ij3} = 1 - 2(s_{2j} - x_{ij}) / (s_{2j} - s_{1j}) \\ u_{ij4} = -1 \\ u_{ij5} = -1 \\ u_{ij6} = -1 \end{array} \right. \quad (s_{1j} < x_{ij} \leq s_{2j}) \quad (\text{B.3})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = -1 \\ u_{ij2} = 1 - 2(x_{ij} - s_{2j}) / (s_{3j} - s_{2j}) \\ u_{ij3} = 1 \\ u_{ij4} = 1 - 2(s_{3j} - x_{ij}) / (s_{3j} - s_{2j}) \\ u_{ij5} = -1 \\ u_{ij6} = -1 \end{array} \right. \quad (s_{2j} < x_{ij} \leq s_{3j}) \quad (\text{B.4})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = -1 \\ u_{ij2} = -1 \\ u_{ij3} = 1 - 2(x_{ij} - s_{3j}) / (s_{4j} - s_{3j}) \\ u_{ij4} = 1 \\ u_{ij5} = 1 - 2(s_{4j} - x_{ij}) / (s_{4j} - s_{3j}) \\ u_{ij6} = -1 \end{array} \right. \quad (s_{3j} < x_{ij} \leq s_{4j}) \quad (\text{B.5})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = -1 \\ u_{ij2} = -1 \\ u_{ij3} = -1 \\ u_{ij4} = 1 - 2(x_{ij} - s_{4j}) / (s_{5j} - s_{4j}) \\ u_{ij5} = 1 \\ u_{ij6} = 1 - 2(s_{5j} - x_{ij}) / (s_{5j} - s_{4j}) \end{array} \right. \quad (s_{4j} < x_{ij} \leq s_{5j}) \quad (\text{B.6})$$

$$\left\{ \begin{array}{l} u_{ij1} = -1 \\ u_{ij2} = -1 \\ u_{ij3} = -1 \\ u_{ij4} = -1 \\ u_{ij5} = 1 - 2(x_{ij} - s_{5j}) / (s_{6j} - s_{5j}) \\ u_{ij6} = 1 \end{array} \right. \quad (s_{5j} < x_{ij} \leq s_{6j}) \quad (\text{B.7})$$

式 (B.2~B.7) 中, s_{0j} 为各指标 1 级评价标准的下限值 (取 0)。

(3) 计算各指标权重 w_j

对两两指标间的评价重要性进行比较, 建立模糊互补判断矩阵 $P = (p_{ij})_{m \times m}$, 需满足: $0 \leq p_{ij} \leq 1$,

$$p_{ij} + p_{ji} = 1。$$

式中， m 为评价指标数目， p_{ij} 表示指标 i 优于指标 j 的程度。当 $p_{ij} > 0.5$ 时，表示指标 i 比指标 j 重要，且 p_{ij} 越大，指标 i 比指标 j 越重要；反之亦然。若 P 不具有满意的一致性，则需要修正。设 P 的修正判断矩阵为 $Q = \{q_{ij}\}_{m \times m}$ ， Q 各指标的权重仍记为 $\{w_j | j=1 \sim m\}$ ，则称使下式最小的 Q 为 P 的最优模糊一致性判断矩阵：

$$\min CIC(m) = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m |q_{ij} - p_{ij}| / m^2 + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m |0.5(m-1)(w_i - w_j) + 0.5 - q_{ij}| / m^2 \quad (B.8)$$

$$\text{s.t. } 1 - q_{ji} = q_{ij} \in [p_{ij} - d, p_{ij} + d] \cap [0, 1] \quad (i=1 \sim m, j=i+1 \sim m), q_{ii} = 0.5 \quad (i=1 \sim m)$$

$$w_j > 0 \quad (j=1 \sim m), \sum_{j=1}^m w_j = 1$$

式中，目标函数 $CIC(m)$ 为一致性指标系数； d 为非负参数，根据经验可从 $[0, 0.5]$ 内选取；其余符号同前。

式 (B.8) 中，权重 w_j ($j=1 \sim m$) 和修正判断矩阵 $Q = \{q_{ij}\}_{m \times m}$ 的上三角矩阵元素为优化指标，对 m 阶模糊互补判断矩阵 P 共有 $m(m+1)/2$ 个独立的优化指标。式 (B.8) 的 $CIC(m)$ 值越小，则 P 的一致性程度越高；当取全局最小值 $CIC(m) = 0$ 时，则 $Q = P$ ，此时判断矩阵 P 具有完全一致性。根据约束条件 $\sum_{j=1}^m w_j = 1$ ，该全局最小值唯一，从而确定指标权重 w_j 。

(4) 样本 i 与评价类别 k 之间的综合联系度 $\bar{u}_{ik}$ 用公式 (B.9) 计算。

$$\bar{u}_{ik} = \sum_{j=1}^m w_j u_{ijk} \quad (i=1 \sim n, k=1 \sim 6) \quad (B.9)$$

(5) 样本 i 隶属于模糊集“评价类别 k ”的隶属度 v_{ik} 用公式 (B.10) 计算。

$$v_{ik} = 0.5 + 0.5\bar{u}_{ik} \quad (i=1 \sim n, k=1 \sim 6) \quad (B.10)$$

(6) 样本 i 的评价类别 h_i 用公式 (B.11) 计算。

$$h_i = \sum_{k=1}^6 \frac{v_{ik}}{\sum_{k=1}^6 v_{ik}} k = \sum_{k=1}^6 v'_{ik} k \quad (i=1 \sim n) \quad (B.11)$$

式中： h_i ——样本 i 的评价类别；

v'_{ik} ——归一化相对隶属度。

附 录 C
(规范性附录)
拐点分析法

本附录规定了贝叶斯拐点分析法和非参数拐点分析法。

(1) 贝叶斯拐点分析法

假设 n 个样本的响应指标 $y_1, \dots, y_n$ 取自序列随机指标 $Y_1, \dots, Y_n$ 的随机样本, 这些随机指标属于参数 θ 的同一个分布。

如果指标值在 r ($1 \leq r \leq n$) 点发生变化, 那么 r 就是随机指标 $Y_1, \dots, Y_n$ 的一个拐点:

$$\begin{aligned} Y_1, \dots, Y_r &\sim \pi(Y_i | \theta_1) \\ Y_{r+1}, \dots, Y_n &\sim \pi(Y_i | \theta_2) \end{aligned} \quad (C.1)$$

式中: π ——通用概率密度函数, $\theta_1 \neq \theta_2$ 。

(2) 非参数拐点分析法

采用偏差降低的方法对营养物指标值进行评价和非参数拐点分析。一组样本的偏差是指单个样本值与组内样本平均值之间差异的平方和, 用公式 (C.2) 计算。

$$D = \sum_{k=1}^n (y_k - \mu)^2 \quad (C.2)$$

式中: D ——偏差;

n ——样本大小;

μ —— n 个响应指标 y_k 的均值。

当响应指标分成两组时, 两个子组的偏差之和总会小于或等于总体偏差。每个可能的拐点偏差都会减小。

$$\Delta_i = D - (D_{\leq i} + D_{> i}) \quad (C.3)$$

式中: D ——数据 $y_1, \dots, y_n$ 的偏差;

$D_{\leq i}$ ——子组 $y_1, \dots, y_i$ 的偏差;

$D_{> i}$ ——子组 $y_{i+1}, \dots, y_n$ 的偏差。

拐点 r 为 Δ_i 最大时对应的 i 值, $r = \max_i \Delta_i$ 。

附 录 D
(规范性附录)
古湖沼学法

本附录规定了采用古湖沼学法验证拟定的营养物基准值。

具体验证流程见图 D.1。

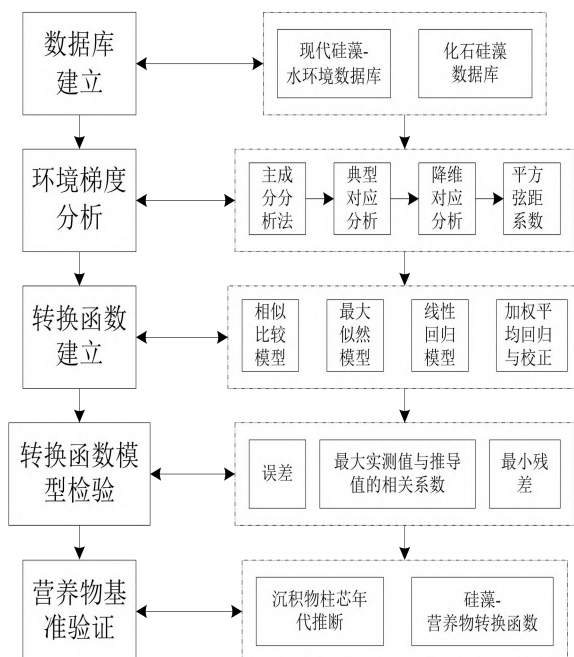


图 D.1 古湖沼学法验证营养物基准技术流程

(1) 数据库建立

数据库包括现代硅藻-水环境数据库和化石硅藻数据库。前者包括湖泊硅藻数据和水质数据。湖泊硅藻数据采集表层沉积物（0.2~2 cm）进行硅藻分析；湖泊水质数据应与硅藻样本采集时间相对应，需涵盖年变化数据。水质指标包括物理指标（水深、面积、透明度、温度等）和化学指标（电导率、pH 值、总磷、总氮等）。化石硅藻数据库通过沉积物柱芯硅藻分析获取。

(2) 环境梯度分析

采用主成分分析法对化学指标（pH 值、电导率等）进行分析，揭示化学指标中的主要环境梯度，并阐述各参数之间的关系；典型对应分析用于分析硅藻组合与环境指标的关系，并检测具有异常硅藻组合的外溢样本；降维对应分析测试数据中硅藻组成的变化情况，通过梯度长度分析帮助选择线性或单峰型的数值分析方法，并探测潜在的环境梯度，检测异常样本点及属种；平方弦距系数评价参照样本和表层样本物种变化的程度。

(3) 转换函数建立

采用相似比较模型、最大似然模型、线性回归模型和加权平均回归与校正（或重建）模型，建立硅藻-营养物定量转换函数。

（4）转换函数模型检验

采用误差、最大实测值与推导值的相关系数、最小残差等，检验转换函数。

（5）营养物基准验证

采用 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 对沉积物柱芯进行年代推断，结合硅藻-营养物转换函数重建过去不同年代的营养物值，验证拟定的湖泊营养物基准值。
