

我国常用湖泊营养状态指数研究进展与展望*

宋子豪^{1,2}, 邹伟^{1**}, 桂智凡², 许海¹, 蔡永久¹

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 湖北师范大学城市与环境学院, 黄石 435002)

摘要: 湖泊(包括自然湖泊和人工水库)富营养化已成为世界性的环境问题,营养状态指数是目前最流行的富营养化水平量化方法。然而,不同营养状态指数的基本逻辑和适用水体等方面存在明显差异,不当选取可能会造成营养水平和相关水华风险的错误估计,并引发湖泊保护和修复措施的错位。鉴于此,本文对我国常用营养状态指数的构建思路、共性和差异以及不确定性来源等进行了综述。总体来看,营养状态指数基本构建思路分3种:1) Carlson 指数型(如 *TSI*),以透明度(SD)为核心参数,使用SD的2倍变化对应指数的10分差值,假定SD为64 m时记为指数值0分;2)改良 *TSI* 指数型(如 *TSIm*),以叶绿素 *a* (Chl. *a*)为核心参数,使用Chl. *a* 的2.5倍变化对应指数的10分差值,假定Chl. *a* 1000 $\mu\text{g/L}$ 对应该指数100分;3)营养足迹指数型(如 *TFI*),该指数亦使用Chl. *a* 指示藻类生物量,Chl. *a* 的 *e* 倍关系对应藻类生物量的二倍变化和指数10分差值,假定Chl. *a* 为10 $\mu\text{g/L}$ 时对应该指数50分。根据上述假设得出对应的基础参数评估方程,然后均以基础参数(SD或Chl. *a*)与衍生参数间的经验方程“直接替换”获得衍生参数的评估方程。如上可知,营养状态指数均体现了数值增大表征藻类初级生产力和伴随的水华风险提高的共性,同时本文也从:1)数据集属性和基础指标评估方程获取的方法;2)衍生指标评估方程获取的统计原理;3)分项指标的权重设置方式3个方面分析营养状态指数之间的差异性。未来展望方面,首先,鉴于当前营养状态指数均属于通用性指数,因而建议未来基于上述3种基本类型开发因地制宜的营养状态指数,实现湖泊藻类生产力和水华风险的精准指示;其次,营养状态指数的生态学依据是藻类限制因子理论,营养状态指数各分项指标(即基于总氮、总磷、SD和Chl. *a*)的差异可以指示初级生产力的限制因子,建议未来开展营养状态指数分项指标差异机制研究,以指导藻类水华防控措施精准施策;再次,除富营养化外,湖泊生态健康受损往往也与其他压力有关,建议未来开展湖泊生态健康对富营养化和其他压力的综合响应机制研究,制定服务于湖泊生态系统健康提升的精准调控路径。本文目的并非将营养状态指数的通用属性“复杂化”,而是旨在阐明营养状态指数的“前世今生”,进而为广大湖泊富营养化相关人员使用指数时提供参考,也希望为我国湖泊营养状态精准量化、后续保护和修复措施的精准实施提供科学依据。

关键词: 营养盐;藻类水华;富营养化;生态修复;湖泊生态系统健康

Common-used trophic level index in Chinese lakes: Progress and prospects*

Song Zihao^{1,2}, Zou Wei^{1**}, Gui Zhifan², Xu Hai¹ & Cai Yongjiu¹

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R. China)

(2: College of Urban and Environmental Sciences, Hubei Normal University, Huangshi 435002, P.R. China)

Abstract: The eutrophication of lakes (including natural lakes and artificial reservoirs) and the associated algal blooms are global environmental problems, and the trophic state index is the most popular tool for quantifying eutrophication levels. However, there are obvious differences in ecological principle, applicability, etc. between the commonly used trophic state indices, and improper use may lead to misestimation of eutrophication levels and the associated risk of algal blooms, resulting in misalignment of lake protection and restoration measures. Here, the ecological principle, commonalities, differences and sources of uncertainty of commonly

* 2023-10-03 收稿;2024-01-26 收修改稿。

国家重点研发计划项目(2022YFC3204100)、国家自然科学基金项目(42107078,42271126)、江苏省双创博士项目(JSSCBS20211399)和中国科学院南京地理与湖泊研究所自主部署项目(NIGLAS2022GS03)联合资助。

** 通信作者; E-mail: wzou@niglas.ac.cn。

used trophic state indices in China were reviewed in the current study. In general, the ecological principle of trophic level index includes three types: 1) Carlson type (e.g. trophic state index, *TSI*), secchi depth (SD) was considered as the key variable in Carlson type index, and doubled SD corresponds to the 10 points difference of the index, which hypothetically indicates doubled phytoplankton biomass changes. In addition, it is assumed that when SD reaches 64 m, it is recorded as an index value of 0; 2) modified *TSI* type (e.g. modified trophic state index, *TSIm*), chlorophyll-*a* (Chl.*a*) is considered as the key variable in modified *TSI* type, and 2.5-fold change in Chl.*a* corresponds to the 10-score difference that hypothetically indicated doubled phytoplankton biomass changes. Meanwhile, it is assumed that when Chl.*a* reaches 1000 $\mu\text{g/L}$, the corresponding index score is 100; 3) Trophic Footprint Index type (e.g. trophic footprint index, *TFI*), which also uses Chl.*a* as an indicator of algal biomass, with the e-fold of Chl.*a* corresponding to 10-score difference in the index, which hypothetically indicated doubled phytoplankton biomass changes. It was also assumed that 50 points of the index corresponded to a Chl.*a* of 10 $\mu\text{g/L}$. The corresponding base equations of the 'key variable' (i.e. SD or Chl.*a*) were derived based on the above assumptions, and then both were 'directly replaced' with empirical equation models between the key variable (SD or Chl.*a*) and the remaining variables to obtain the assessment equations for the derived parameter. According to the extension above, the commonality of the trophic level index is that the values of these indices increased with phytoplankton primary productivity and the associated algal risk. On the other hand, the differences between the Trophic Level Index were discussed from the perspective of 1) the dataset attributes and the method of obtaining the evaluation equation for the key variable, 2) the statistical principle of obtaining the evaluation equation for the non-key variables, and 3) the way of setting the weights for the sub-indices. In terms of prospects, firstly, in order to improve the accuracy of evaluation, it is proposed to develop localised trophic state indices based on the three basic types mentioned above-as the current commonly used indices are characterised by a "one-size-fits-all" approach. Second, the ecological principle of the trophic level index is the theory of phytoplankton limiting factors. The differences in the trophic state index sub-indices (i.e. based on total nitrogen, TP, SD and Chl.*a*) can be used to identify the limiting factors of phytoplankton. It is suggested that research should be carried out on the mechanism of the differences in the sub-indices, as these studies could guide cost-effective algal control efforts. Finally, since lake ecosystems are often degraded by other pressures in addition to eutrophication, it is recommended that studies be conducted on the mechanism of the integrated response of lake ecological health to eutrophication and other pressures, which can be used to formulate targeted restoration efforts to improve lake ecosystem health. The purpose of this review is not to complicate the use of the trophic level index, but to clarify its ecological principle and applicability, so as to provide a reference for the relevant personnel of lake eutrophication in using the index, and also to provide a scientific basis for the accurate quantification of trophic status and the accurate implementation of subsequent protection and restoration measures of lakes in China.

Keywords: Nutrients; algal bloom; eutrophication; ecological restoration; lake ecosystem health

湖泊(包括自然湖泊和人工水库)富营养化一般是指人类活动或自然因素引起湖泊中磷和氮等藻类生源要素的富集,并引起浮游植物初级生产力增大且伴随生物多样性下降、水生植被退化等多种负面生态效应的现象^[1-2]。当前,富营养化问题已成为世界范围内湖泊生态系统退化的关键诱因之一,对社会经济可持续发展构成严重威胁,成为科学家、管理者和公众共同关注的焦点^[3-7]。量化湖泊富营养化水平是开展相应保护和修复措施的关键前提^[8-9],其指标体系一般包括化学指标,如总氮(TN)和总磷(TP)浓度^[10]以及影响指标,如透明度(SD)^[11]、高锰酸盐指数(COD_{Mn})^[12]、浮游植物相关参数(如反映生物量的藻类叶绿素 *a*, Chl.*a*)^[13]、底栖动物群落^[14]、大型水生植被^[15]等反映氮磷富集生态环境效应的指标。一般来说,自然水体对应的氮、磷浓度对水生生物和人体没有直接毒性效应^[16],而氮磷富集可能引起的藻类水华可对湖泊生态系统和人体健康构成严重威胁。因此,以藻类生物量为代表的生物指标(如 Chl.*a*)是营养状态评价的核心参数。实际应用中,一般基于上述指标体系的部分或全部,采用营养状态指数法^[11]、特征法^[9]、评分法^[17]、主成分分析法^[18]、模糊综合评价法和层次分析评价法^[19-20]等量化湖泊富营养化水平。

当前,基于 TN、TP、SD、Chl.*a* 和 COD_{Mn} 的全部或部分组建的营养状态指数法是最常用的富营养化水平评价方法。我国常用的湖泊富营养化水平评价方法主要包括营养状态指数法(trophic state index, *TSI*)^[11]、综合营养状态指数法(comprehensive trophic level index, *TLIC*)^[21]和营养指数法(eutrophic index, *EI*)^[22]、修正营养状态指数法(modified trophic state index, *TSIm*)^[23]、营养足迹指数法(trophic footprint index, *TFI*)^[24]以及多种局域尺度的营养状态指数法等^[25-28];其中,具备“全国一策”通用属性的营养状态指数(如 *TSI* 和

TLIc)在我国湖泊富营养化评估中最为常用。这些指数对量化我国湖泊富营养化水平的总体状态具有重要价值,也为湖泊水华风险研判和保护修复措施制定提供了重要参考,对我国湖泊生态系统保护具有重要意义。

随着时代发展,我国水生态环境保护开始迈入因地制宜和精准施策的新阶段。比如,我国《重点流域水生态环境保护规划(2021—2025年)》基本原则中明确包括因地制宜原则^[29]。营养状态指数作为一种非常简单的工具,兼具水华风险指示意义以及藻类限制因子解析的双重功能,可有效服务于水华的相关控制和修复措施。受数据不足等客观条件限制,上述功能以往并没有得到充分的发挥,目前湖泊富营养化评估仍处于基于通用性指数得出总体状态的阶段;这可能会造成对湖泊初级生产力和水华风险的错误估计,引发管理措施错位和经济浪费;比如,深水湖泊藻类生物量倾向于磷限制,氮的变化对藻类初级生产力以及相关水华风险已失去指示意义^[30-31],应予以排除或者极大程度上降低权重,否则评估结果会高估实际的水华风险并引发不必要的修复控制措施。鉴于此,本文回顾了我国常用的营养状态指数构建的背景和生态学依据,并在此基础上综述了不同方法的共性、差异以及不确定性来源,最后提出了目前相关研究的一些不足与展望。本文目的并非将营养状态指数的通用属性“复杂化”,旨在阐明营养状态指数的“前世今生”,进而为广大研究湖泊富营养化的相关人员使用指数时提供参考,也希望为我国湖泊营养状态精准量化和后续保护和修复措施的精准实施提供科学依据。

1 常用营养状态指数概述

1.1 营养状态指数的发展历程

在营养状态指数诞生之初,Naumann对营养状态的定义就包含了生物要素(反映藻类初级生产力的Chl. *a*)和生源要素(磷)两个方面^[32];同时,Naumann根据生物要素与生源要素的两个维度,提出了“协调系列-非协调系列”模型(图1)。“协调系列”是指磷等生源要素是藻类初级生产力的限制因子,因而表现出Chl. *a*随氮磷水平协同变化特征。然而,自然界中也不乏高营养盐、低生产力的湖泊,Naumann综述了4种典型的“非协调系列”,分别为:1)碱性营养型(Alkalitrophy),湖泊生产力受碱性(高pH)限制;2)酸性营养型(Acidotrophy),湖泊生产力受酸性(低pH)限制;3)泥沙质营养型(Argillitrophy),湖泊生产力受高底泥浊度引起的光限制;4)铁元素营养型(Siderotrophy),湖泊生产力受铁含量限制。

另一方面,在自然湖泊中“协调系列”更为常见,尤其是深水湖泊中。因此,Carlson^[11]传承了“协调系列”的思想,基于深水湖泊

的藻类限制因子(TP)、藻类初级生产力指标(Chl. *a*和SD)的协调变化构建了著名的营养状态指数(trophic state index, *TSI*)。值得一提的是,*TSI*指数的生源要素与生产力指标具有相同权重,表明当时对二者的相对重要性并不明确。世界经济合作与发展组织于1982年提出了基于四参数五指标(TP、TN、Chl. *a*均值、Chl. *a*年内峰值和SD)的营养状态评估方法,其中Chl. *a*平均值和峰值均参与评估,一定程度上开始体现藻类生产力要素相对重要的地位。Carlson^[33]对湖泊营养状态概念作出进一步补充,他将降低营养水平与控制肥胖类比,较少的饮食摄入(类比富营养化问题的限制外源输入)或大量的运动(类比调节非营养盐因子限制藻类初级生产力)均可抑制肥胖,初步明确了藻类初级生产力指标在营养状态评估中的核心角色。后续开发的常用湖泊营养状态指数,如*TSIm*、*TLI*、*EI*和*TLIc*指数均将初级生产力指标(即Chl. *a*)设置为核心参数。正如Carlson所述^[34],不提倡将营养状态指数中的术语复杂化赘述,本文主要对我国常用的营养状态指数的基本原理、构建思路与适用范围进行概述,回顾不同营养状态指数生态学依据、构建思路和适用情境等,以期为我国学者或湖泊管理者在使用营养状态指数时提供参考。

1.2 营养状态指数(trophic state index, *TSI*)

早期研究因缺乏统一的富营养化量化技术,根据溶解氧水平、营养盐浓度、底栖动物寡毛纲丰度、浮游

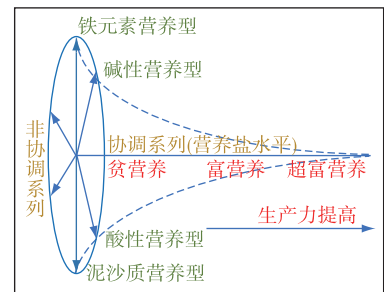


图1 氮磷富集与初级生产力的“协调系列-非协调系列”的典型类型

Fig.1 Typical types of "Harmonic and Disharmonic Axis" for the relationships between nutrient (i.e., nitrogen and phosphorus) enrichment and primary productivity

植物生物量等不同指标体系常得出差异巨大的湖泊营养状态评估结果。鉴于此, Carlson 基于深水湖泊 SD、Chl. *a* 和 TP 观测数据开发了 0~100 连续分值的 *TSI* 指数^[11], 标志着富营养化诊断技术正式走向定量阶段。该指数的基本假设是自然湖泊最低藻类生物量对应的 *TSI* 值为 0, 实际操作中以 SD 作为藻类生物量的替代指标, 并将已报道的 SD 最大值(日本 Masyuko 湖, SD=41.6 m)在“log₂”坐标上的下一个最大整数值(即 SD=64 m)记为 *TSI*(SD)=0; 此外 Carlson 假定 SD 的 2 倍衰减隐含藻类生物量的成倍增大, 并对应了 *TSI*(SD) 的 10 分差值, 进而得出 *TSI* 基础指标评估方程: $TSI(SD) = 10(6 - \ln SD / \ln 2)$ (图 2a); 最后结合最小二乘法回归得出的 ln SD 和 ln Chl. *a* (或 ln TP) 的定量关系(图 2e), 通过“直接替换”的方式(图 2d), 得出衍生指标 *TSI*(Chl. *a*) 和 *TSI*(TP) 的评估方程。鉴于氮对浅水湖泊藻类的限制作用^[35-36], Kratzer 和 Brezonik 量化了美国佛罗里达州湖群的 ln Chl. *a* 和 ln TN 的线性响应关系, 通过 *TSI*(TP) 类似的构建思路得出 *TSI*(TN) 的衍生方程^[37](表 1), 但 *TSI*(TN) 一般不适用于倾向于磷限制的深水湖泊。

1.3 修正营养状态指数 (modified trophic state index, *TSIm*)

部分湖泊中, SD 对藻类生物量的指示意义受底泥悬浮物等引起的非藻类浊度干扰, 因而 Aizaki 等^[23] 提出了以 Chl. *a* 为核心的修正营养状态指数 (*TSIm*)。该指数将自然湖泊重度水华对应的 Chl. *a* 经验值(即 1000 μg/L)作为 *TSIm*(Chl. *a*) 得分的 100 值, 且 Aizaki 等发现藻类生物量 2 倍变化接近 Chl. *a* 的 2.5 倍变化, 并对应 *TSIm*(Chl. *a*) 的 10 分差值, 进而得出 *TSIm* 基础指标评估方程: $TSIm(Chl. a) = 10(2.46 + \ln Chl. a / \ln 2.5)$ (图 2b); 然后根据最小二乘法回归得出的 ln Chl. *a* 和 ln TP、ln Chl. *a* 和 ln SD 的定量关系(图 2e), 通过“直接替换”的方式得出衍生指标 *TSIm*(TP) 和 *TSIm*(SD) 的评估方程(图 2d 和表 1)。总体来看, *TSIm* 利用 Chl. *a* 取代 SD 作为核心参数, 因而更适用于非藻类浊度高的浅水湖泊。

1.4 综合营养状态指数 (comprehensive trophic level index, *TLIc*) 和营养指数 (eutrophic index, *EI*)

随着我国湖泊蓝藻水华问题日益突出, 为科学开展我国湖泊生态系统的保护工作, 国内学者提出了综合营养状态指数 (*TLIc*) 和营养指数 (*EI*)^[21-22]。尽管文献资料中并未明确 *TLIc* 和 *EI* 指数的构建思路, 但 *TLIc* 和 *EI* 分值对应 Chl. *a* 浓度与 *TSIm* 对应 Chl. *a* 浓度高度一致, 因此推测 *TLIc* 和 *EI* 很可能借鉴了 *TSIm* 基础方程的构建思路, 并由此得出了相似的基础参数评估方程: $TLI(Chl. a) = 10(2.5 + 1.086 \ln Chl. a)$; 然后根据最小二乘法回归获得的 ln Chl. *a* 与 ln TN、ln Chl. *a* 与 ln TP、ln Chl. *a* 与 ln SD、ln Chl. *a* 与 ln COD_{mn} 的线性响应关系, 通过“直接替换”方式得出了 *TLI*(TN)、*TLI*(TP)、*TLI*(SD) 和 *TLI*(COD_{mn}) 4 个衍生指标的评估方程^[21], *TLIc* 对 5 个分项指标的规整方式是加权平均, 该权重计算公式的实质是四衍生参数 (TN、TP、SD 和 COD_{mn}) 和基础参数 Chl. *a* 的关联性, 关联性越大, 权重越高。*EI* 同样是 TN、TP、Chl. *a*、SD 和 COD_{mn} 的“五指标”体系, 其中 Chl. *a* 为评估必选参数, 其它均为可选参数, 这意味着 Chl. *a* 也是 *EI* 的核心参数^[22]。不同的是, *EI* 各分项指数没有计算公式, 仅给出了 0~100 分每 10 分变化对应的浓度值, 采用线性内插的方式确定各分项指标得分^[22]。此外, 可能为了提高管理的便利性, *EI*(TP) 在“30、40、50、60、70”的分值分别对应《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) 中湖库 TP 的五类标准^[38], 各分项指标间通过等权平均得出最终值。

1.5 多种局域尺度的营养状态指数 (multiple localized trophic level indices)

1.5.1 “一类一策”的营养状态指数 我国湖泊巨大的环境背景差异必然对应着多变的理化参数 (TN、TP、SD 和 COD_{mn}) 和 Chl. *a* 的定量关系, “一类一策”指的是针对特定生态区域内具有相似的光热背景条件和水文形态特征的湖泊类型建立区域特异性的参数响应关系。例如, Zou 等^[39] 量化我国东部平原 4 种湖泊类型的 TN (或 TP)、Chl. *a* 和 SD 的响应关系, 并基于 *TSIm* 的基础方程和衍生指标的构建思路, 提出了“一类一策”的湖泊营养状态评估指数(图 2f 和表 1)。

1.5.2 基于约束性回归的“一湖一策”的营养状态指数 *TSI*、*TSIm*、*TLIc* 衍生指标方程均基于线性最小二乘法 (linear least square regression) 确定, 该方法前提是因变量主要受单个自变量影响。而自然水体 Chl. *a* 常受到营养盐、光热和水动力条件等多种因子影响, 使得最小二乘法回归难以获得稳健的 ln TN 和 ln Chl. *a*、ln TP 和 ln Chl. *a* 等线性回归方程, 进而影响衍生指标评估结果的准确性。鉴于此, 徐耀阳等^[26] 依据 Champlain 湖的长期观测数据, 通过 95% 分位数回归量化了 ln Chl. *a* 对 ln TP 以及 ln SD 对 ln Chl. *a* 的最大响应方程, 结合 *TSI* 的基础方程, 得出各衍生指标评估方程(图 2e 和 f, 表 1)。尽管该指数是针对国外特定湖泊开发的, 但是也可用于我国相似气候背景的湖泊。此外, 高阶分位数约束性回归等方法在我国湖泊应用并不广泛, 其对

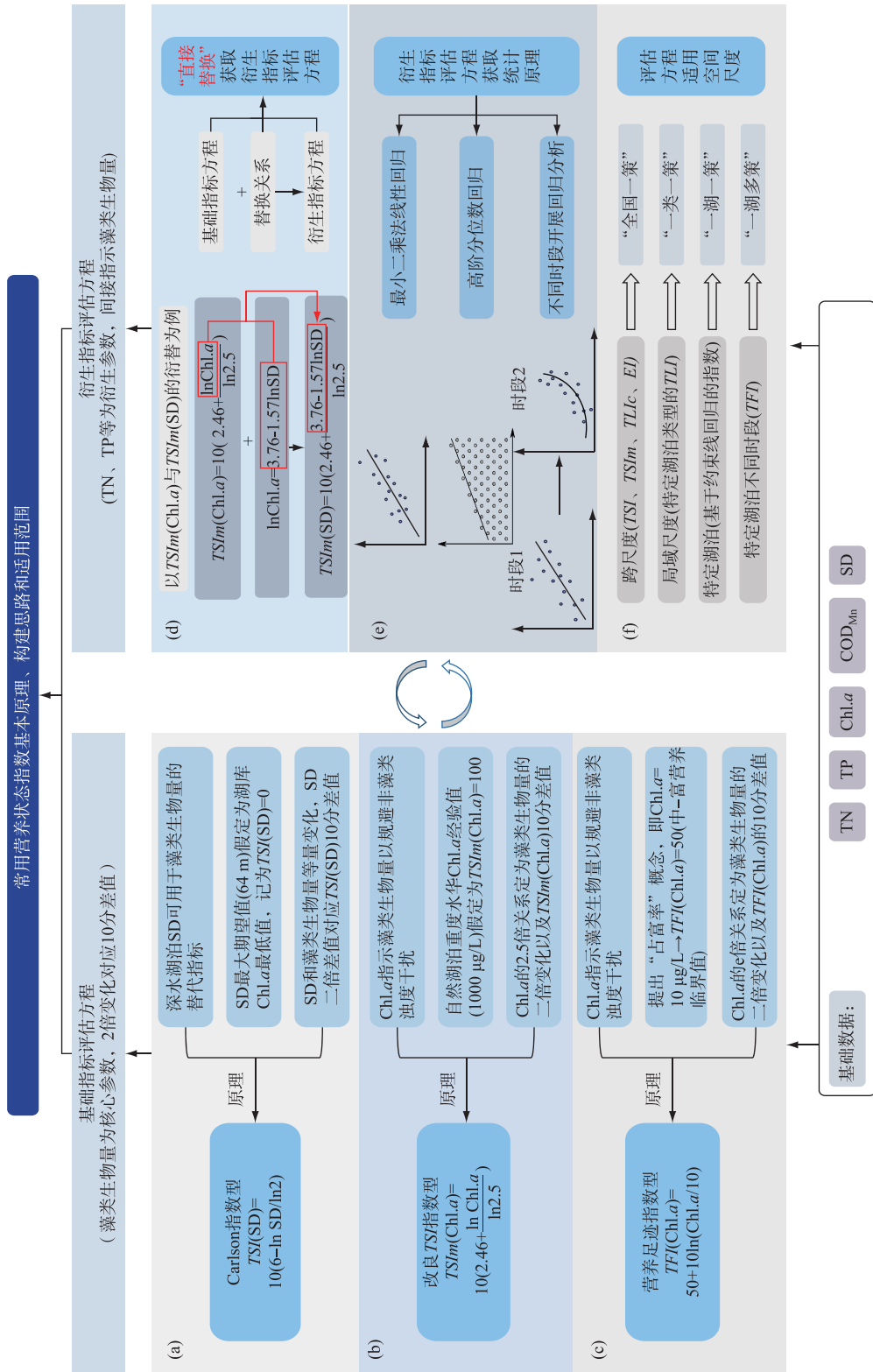


图 2 常用营养状态指数基本原理、构建思路和适用范围框架图
Fig.2 Rationality, process of establishment and applicable situation of the common-used trophic level indices

表 1 常用营养状态指数方程评估方程
Tab.1 The equations of common-used trophic level indices

指数名称	基础方程	衍生方程	评估参数单位
营养状态指数 (TSI) ^[11,37]	$TSI(SD) = 10(6 - \ln SD / \ln 2)$	$TSI(Chl.a) = 10[6 - (2.04 - 0.68 \ln Chl.a) / \ln 2]$; $TSI(TN) = 10[6 - \ln(1.47/TN) / \ln 2]$	TP, Chl. a: $\mu\text{g/L}$; SD: m; TN: mg/L
修正营养状态指数 (TSIm) ^[23]	$TSIm(Chl.a) = 10(2.46 + \ln Chl.a / \ln 2.5)$	$TSIm(SD) = 10[2.46 + (3.76 - 1.57 \ln SD) / \ln 2.5]$; $TSIm(TP) = 10[2.46 + (6.68 + 1.15 \ln TP) / \ln 2.5]$	TP, TN: mg/L; Chl.a: $\mu\text{g/L}$; SD: m
综合营养状态指数 (TLIc) ^[21]	$TLI(Chl.a) = 10(2.5 + 1.086 \ln Chl.a)$	$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m w_j \times TLI(j)^*$; $TLI(TP) = 10(9.436 + 1.624TP)$; $TLI(TN) = 10(5.453 + 1.694 \ln TN)$; $TLI(SD) = 10(5.118 - 1.94 \ln SD)$; $TLI(COD_{Mn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln COD_{Mn})$	TP, TN, COD _{Mn} : mg/L; Chl.a: $\mu\text{g/L}$; SD: m
营养指数 (EI) ^[22]	无评估方程, 表格形式展现, 见附表 I	无评估方程, 表格形式展现, 见附表 I	
OECD 标准 ^[42]	无评估方程, 表格形式展现, 见附表 II	无评估方程, 表格形式展现, 见附表 II	
“一类一策”TSI ^{[33]**}	$TSIm(Chl.a) = 10(2.5 + 2.5 \lg Chl.a)$	类型 I: $TSIm(SD) = 10(11.60 - 2.63 \lg SD)$; 类型 II: $TSIm(TN) = 10(6.30 + 2.80 \lg TN)$; 类型 III: $TSIm(TP) = 10(1.24 + 3.07 \lg TP)$; 类型 IV: $TSIm(TN) = 10(11.60 - 2.63 \lg SD)$	TN: mg/L; Chl.a, TP: $\mu\text{g/L}$; SD: cm
“一湖一策”TSI ^{[26]****}	$TSI(SD) = 10(6 - \log_2 SD)$	$TSI(Chl.a) = 10[6 - \ln(10.14 - 2.00 \ln Chl.a) / \ln 2]$; $TSI(TP) = 10[6 - \ln(10.86 - 2.17 \ln TP) / \ln 2]$	Chl.a, TP: $\mu\text{g/L}$; SD: m
“一湖多策”营养足迹指数 (TFI) ^{[40-41]****}	$TFI(Chl.a) = 50 + 10 \ln(Chl.a / 10)$	1988—2018 年: $TFI(TP) = 50 + 10(0.8028 \ln TP - 2.413)$; 1988—1999 年: $TFI(TP) = 50 + 10(1.6338 \ln TP - 7.1738)$; 2000—2006 年: $TFI(TP) = 50 + 10(0.4634 \ln TP - 0.464)$; 2012—2018 年: $TFI(TP) = 50 + 10(0.7707 \ln TP - 1.8037)$	TP, TN, Chl.a: $\mu\text{g/L}$

* $TLI(\Sigma)$ 表示综合营养状态指数, $TLI(j)$ 代表各分项参数营养状态指数, w_j 为第 j 种参数的权重; 权重计算公式为 $w_j = r_{ij}^2 / \sum_{i=1}^m r_{ij}^2$, r_{ij} 是 $\ln TN$ 和 $\ln Chl.a$, $\ln TP$ 和 $\ln Chl.a$, $\ln COD_{Mn}$, 的皮尔森相关系数, $TLI(\Sigma)$ 值超过 50 为富营养状态。 ** 类型 I: 一般水深 > 15 m 和换水周期 > 100 d, 类型 II: 一般 5 < 水深 < 15 m 和换水周期 > 100 d, 类型 III: 一般水深 < 5 m 和换水周期 > 100 d, 类型 IV: 一般水深 < 5 m 和换水周期 < 100 d, 4 种类型湖泊位于我国东部平原生态区, 且主要是大型湖泊。 **** 该指数适用于美国的 Champlann 湖, 也可用于我国相同气候背景的湖泊。此外, 相关方法学对我国湖泊“一湖一策”的富营养化量化技术开发具有充分参考价值。 ***** 该指数适用于我国云南的滇池。

我国湖泊“一湖一策”的富营养化技术开发等具有充分参考价值。

1.5.3 “一湖多策”的营养足迹指数 (trophic footprint index, *TFI*) 由于光热等背景长期变化对氮磷产藻能力的影响,同一湖泊的不同时段可能也需要差异化的营养状态评估技术,实现富营养化湖泊“返贫路径”中非线性响应关系的预估和评价。鉴于此,我国学者提出了营养足迹指数^[40-41],该指数提出了“占富率”的概念即 $\text{Chl.}a = 10 \mu\text{g/L}$ 对应 $TFI(\text{Chl.}a) = 50$ (中营养-富营养的临界值), $\text{Chl.}a$ 的 e (自然常数) 倍变化界定为 $TFI(\text{Chl.}a)$ 10 分差值 (图 2c), 进而确定基础参数的评估方程: $TFI(\text{Chl.}a) = 50 + 10 \ln(\text{Chl.}a/10)$; 结合滤波曲线等识别 $\text{Chl.}a$ 和营养盐关系的拐点以及各阶段的潜在限制性营养盐, 然后根据拐点分段构建营养物和藻类的函数关系, 通过“直接替换”等方式构建了滇池的“一湖多策”的营养足迹指数 (图 2c 和表 1)。

2 常用营养状态指数共性、差异性及其不确定性来源

2.1 共性

鉴于自然水体对应的氮、磷浓度对水生生物和人体没有直接的毒性效应^[16], 而特定条件下营养盐富集可引起的藻类水华, 并对湖泊生态系统和人体健康构成潜在威胁。从这个角度来看, 营养状态评估的关键意义在于反映湖泊藻类初级生产力及其密切相关的水华发生风险^[40], 因而常用的营养状态指数均表现为得分随藻类初级生产力和水华风险提高而增大的共性^[11, 21-23]。具体来看, 均以浮游植物生物量 (一般为 $\text{Chl.}a$, 藻源性浊度为主湖泊可为 SD) 为核心参数, 将浮游植物生物量 2 倍变化界定指数的 10 分差距并确定核心参数评估方程 (图 2a~c); 然后根据核心参数和 TN 、 TP 等的函数关系 (又称为压力响应模型), 通过“替换方式” (图 2d) 确定衍生指标评估方程; 最后利用加权^[21] 或等权方式^[11, 23] 得出最终得分。从根本上说, TN 、 TP 、 SD 、 $\text{Chl.}a$ 和 COD_{Mn} 均为水华风险的代理参数, 氮磷浓度反映了藻类生长的物质基础, 决定了水华风险的最大潜力; 而 SD 、 $\text{Chl.}a$ 和 COD_{Mn} 均为水华风险现状的间接表征参数, 其中 $\text{Chl.}a$ 因具有最为稳健的风险指示意义, 常为各个营养状态指数的核心参数^[21-24]。

2.2 差异性

鉴于不同营养状态指数构建的研究区域、构建者所具备的专业技术背景以及学科发展阶段的差异, 不同营养状态指数的差异主要体现在如下 3 个方面:

2.2.1 数据集属性和基础指标评估方程获取的方法差异 不同指数的参数测定方式不同, 比如 TSI 指标中的 $\text{Chl.}a$ 值是 90% 丙酮萃取法测定^[43], 而 90% 乙醇萃取法也广泛应用于 $\text{Chl.}a$ 测定^[33]; 同时, 回归分析使用的数据集一般包括年均值 (如 TLI 指数^[21] 和滇池的 TFI 指数^[41] 等) 和光热最佳夏季月份值 (如我国东部平原 4 种典型湖泊类型的营养状态指数等^[39])。此外, 基础指标获取方法上的差异, 一般 1) 以 SD 作为浮游植物生物量的替代变量, 以 SD 的最大期望值为指数的 0 分, 且定义 SD 的 2 倍变化对应营养状态指数的 10 分差距确定的基础方程, 以 TSI 指数为典型^[11]; 2) 以 $\text{Chl.}a$ 作为浮游植物生物量的替代变量, 以 $\text{Chl.}a$ 的最大期望值为指数的 100 分, 且定义 $\text{Chl.}a$ 的 2.5 倍变化为藻类生物量的 2 倍关系确定基础方程, 以 $TSIm$ 指数为典型^[21, 23]; 3) 同样以 $\text{Chl.}a$ 作为浮游植物生物量的替代变量, 但基于 $\text{Chl.}a = 10 \mu\text{g/L}$ 为中营养-富营养的阈值 (即对应指数得分为 50), 结合 $\text{Chl.}a$ 的 e (自然常数) 倍变化对应 $TFI(\text{Chl.}a)$ 的 10 分差值关系视为藻类生物量的二倍变化确定的基础方程, 以 TFI 为典型 (图 2a~c)^[40]。

2.2.2 衍生指标评估方程获取的统计原理差异 常见营养状态指数衍生指标评估方程一般包括 3 种统计方法: 1) 基于普通最小二乘法线性回归 (ordinary least squares line regression) 的平均效应得出 $\text{Chl.}a$ 和氮磷等的函数关系, 通过“替换方式”得出衍生指标评估方程, 如 TSI 、 $TSIm$ 和 TLI 等绝大多数流行的营养状态指数^[11, 21, 23]; 2) 高阶分位数回归 (95% 或 99% Quantile Regression) 的约束效应得出 $\text{Chl.}a$ 和氮磷等的函数关系, 进而通过“替换方式”得出衍生指标评估方程, 如 Champlain 湖“一湖一策”的营养状态指数^[26]; 3) 通过“滤波函数”将监测数据切割成多个时段, 各时段基于普通最小二乘法线性、幂指数、对数、指数回归等构建 $\text{Chl.}a$ 和氮磷等的函数关系, 通过“替换方式”得出衍生指标评估方程, 如滇池的 TFI 指数^[41]。

2.2.3 分项指标的权重设置方式差异 绝大多数营养状态指数是通过等权平均的方式得出最终得分, 比如 TSI 、 $TSIm$ 、 EI 等; 但有些营养状态指数如 $TLIc$ 则是采用加权平均法综合各分项指标得分进而得出最终得分。各分项指标权重值的实质是衍生参数与 $\text{Chl.}a$ 的关联性, 关联性越强, 则权重值越高^[21]。

2.3 不确定性来源

一般来说,营养状态指数得分对藻类初级生产力及其相关的水华风险具备准确指示意义需满足如下3个前提:1)藻类浊度是SD变化的主要诱因,且待估水体 $\ln \text{Chl.}a$ 与 $\ln \text{SD}$ 的定量关系与营养状态指数构建时使用的 $\ln \text{Chl.}a$ 与 $\ln \text{SD}$ 响应关系一致或高度相似;2)氮或磷是藻类生长的限制因子,且待估水体 $\ln \text{Chl.}a$ 与 $\ln \text{TN}$ (或 $\ln \text{TP}$)的定量关系与营养状态指数构建时使用的 $\ln \text{Chl.}a$ 与 $\ln \text{TN}$ (或 $\ln \text{TP}$)响应关系一致或高度相似;3)藻源性有机质是湖泊水相有机质的关键组成部分,且待估水体 $\ln \text{Chl.}a$ 和 $\ln \text{COD}_{\text{Mn}}$ 的定量关系与营养状态指数构建时使用的 $\ln \text{Chl.}a$ 和 $\ln \text{COD}_{\text{Mn}}$ 响应关系一致或高度相似^[44-45]。基于此,任何影响上述前提的因素均可能成为营养状态指数的潜在不确定性来源。

在实际使用中,一方面是指水柱混合样和表层样、 $\text{Chl.}a$ 萃取剂(乙醇或丙酮)、数据集为年均值或夏季月份值等数据集属性的差异,造成的 TN (或 TP)和 $\text{Chl.}a$ 、 $\text{Chl.}a$ 和 SD (或 COD_{Mn})关系的非实质性改变;另一方面是指光热等理化背景^[46-47]、水动力和水深等水文形态背景^[48-50]、大型水生植物丰度^[49]以及浮游动物牧食效应^[51]等生物背景的时间或空间变化,这一般会引引起营养盐 TN (或 TP)和 $\text{Chl.}a$ 、 $\text{Chl.}a$ 和 SD (或 COD_{Mn})关系的实质改变,这表征了水华风险现状的实质性改变。

事实上,营养状态指数不确定性主要体现在 TN (或 TP)和 $\text{Chl.}a$ 、 $\text{Chl.}a$ 和 SD (或 COD_{Mn})经验关系(或压力响应关系)在空间和时间上的变化。空间上来看,最为常见的是氮磷比(或非藻类浊度)随着湖泊水深增大而显著增大(或显著减小)^[31,52],因此深水湖泊富营养化评估应排除或者极大程度上降低 TN 的权重,浅水湖泊中富营养化评估应排除或降低 TP 和 SD 的权重。根据我国东部平原湖泊 TSI 指数的不确定性研究,Zhang等^[44]提出水深小于2m的极浅水湖泊的富营养化评估宜舍弃 $\text{TSI}(\text{SD})$ 和 $\text{TSI}(\text{TP})$ 或降低权重,而水深大于5m的湖泊宜舍弃 $\text{TSI}(\text{TN})$ 或降低权重。时间上来看,气候变化影响下湖泊光热等背景变化引起的氮磷和藻类压力响应模型的改变可能是不确定性的重要来源,比如经典研究^[30]发现蓝藻喜欢热实质是气候变暖背景下,单位氮磷浓度对应了更大的蓝藻水华风险。也就是这样的背景下,我国学者提出了营养足迹指数^[40],以应对湖泊不同时段差异化的营养状态评估技术需求,实现氮磷削减治理水华的有效性进行预估。

3 已有研究不足

3.1 采用“全国一策”富营养化评估方法,缺乏指标遴选和权重计算过程

尽管各营养状态指数具备不同的适用条件,但实际运用中往往将 TLIc 、 EI 和 TSI 分项指标评估方程直接应用于特定湖泊的评估,忽略了分项指标遴选和权重计算的过程。比如,东部平原深水水库的氮磷比一般处于很高的水平(平均值 >100),导致这些水体中的 $\text{Chl.}a$ 对 TN 表现出负响应($R^2=0.08$, $P=0.375$),此时 TN 已失去了对水华风险的指示意义^[39],因而在富营养化评估时应予以剔除。同理, SD 不宜用于浅水湖泊富营养化评估, SD 和 COD_{Mn} 不宜用于高有色可溶性有机物水体(如我国北方湖泊)^[53]。此外,一些研究通过对分项指标加权平均得出的综合得分指示最终的营养状态,理论上来说五指标加权平均的 TLIc 得分对水华风险具有稳健的指示意义。然而,实际使用中人们常直接引用王明翠等^[21]给出的权重,并未根据评估水体的 $\ln \text{Chl.}a$ 和 $\ln \text{TN}$ (或 $\ln \text{TP}$ 、 $\ln \text{SD}$ 、 $\ln \text{COD}_{\text{Mn}}$)的响应关系计算相应权重。比如,明显磷限制的湖泊往往表现出较低的 $\ln \text{TN}$ 和 $\ln \text{Chl.}a$ 相关系数,直接使用王明翠等给出的 $\text{TLI}(\text{TN})$ 权重则会显著高估实际的水华风险。忽视分项指标遴选和权重计算过程可能会导致水华实际风险的错误评估,造成湖泊水华风险和修复措施强度不匹配的现象,制约未来因地制宜水华防控措施的实施。

3.2 过度注重营养状态指数的综合结果,忽略分项指数差异对水华实质诱因的指示

伴随着全国尺度上的湖泊调查以及湖泊相关研究的不断开展,当前对我国湖泊营养状态的总体情况已大致掌握,这无疑为后续开展湖泊修复的总体方案提供了关键基石^[53-54]。另一方面,湖泊富营养化及其伴随的水华问题仍是目前普遍存在的水环境问题,当前更为迫切的是因地制宜开展湖泊保护和修复措施,而营养水平的总体状态结果难以满足该需求。比如,邹伟^[55]研究表明,2018年夏季大通湖和龙感湖 TLIc 得分分别为 55.25 ± 3.54 和 56.44 ± 3.42 ,该结果很容易让管理者得出2个湖泊的藻类水华风险基本一致的结论,但事实并非如此。数据显示,大通湖和龙感湖 $\text{Chl.}a$ 浓度分别为7.00和44.72 $\mu\text{g/L}$ 。进一步分析发现,大通湖 TP 浓度高达527.3 $\mu\text{g/L}$,但藻类受到磷以外的因子限制(光或者快速冲刷作用),因而 $\text{Chl.}a$

均处于较低水平;相比较而言,龙感湖夏季藻类生长主要受磷限制,尽管 TP 浓度(97.7 $\mu\text{g/L}$)显著低于大通湖,但由于 Chl. *a* 对 TP 的敏感响应,则表现出更高的 Chl. *a* 水平,2 个湖泊后续管理措施完全不一样,对于龙感湖主要是磷削减;对于大通湖而言,首先是需要识别对藻类生长的限制因子,并维持其抑制效应的稳定存在。

事实上,上述实例的藻类限制因子差别可直接通过营养状态指数的分项指标差异体现,其生态学原理是营养状态指数的相关经验方程反映了特定光热背景下藻类氮限制或磷限制的“标准方程”。根据藻类限制因子开展对应控制措施也完全符合经典的湖沼学理论。比如经典的“磷限制理论”^[30,56]提出前,磷被称之为营养盐,随着该元素被证实为藻类限制因子,开始称之为“污染物”并列入水质考核指标中^[57]。

然而,营养状态指数分项指标差值指示藻类限制因子的功能却未受到足够的重视。营养状态指数分项指标差异指示藻类限制因子的经典方法是“Carlson”图片法^[43],该方法假设 TSI 指数构建所使用的 $\ln \text{TP}$ 和 $\ln \text{Chl. } a$ 、 $\ln \text{Chl. } a$ 和 $\ln \text{SD}$ 的响应关系为藻类磷限制和藻类浊度为主的“标准方程”,并基于各分项指标的差值解析藻类常见限制因子。以图 3 所示的第三象限指示藻类光限制为例,鉴于 TSI 分项指标的评估方程是通过“直接替换”的方式(图 2d)获得,如果待估水体的 $\ln \text{TP}$ 、 $\ln \text{Chl. } a$ 和 $\ln \text{SD}$ 之间的关系与 Carlson^[11]使用的对应关系式一致或高度相似,则 $TSI(\text{Chl. } a) = TSI(\text{TP})$ 且 $TSI(\text{Chl. } a) = TSI(\text{SD})$ 。因此,散点图位于第三象限隐含了待估水体 $\ln \text{Chl. } a$ 对 $\ln \text{TP}$ 的响应和 TSI 指数采用磷限制的“标准方程”存在显著残差,且该残差与非藻类浊度高度共存(图 3)。各分项指标差异对水华精准防控指示意义的其它经典情境见表 2。然而,现有研究多关注基于分项指标等权或加权得出的最终得分,而忽略了分项指标差异对水华实质诱因的指示意义,这不利于水华的精准防控,甚至还会造成巨大的经济浪费。

3.3 聚焦湖泊富营养化和水华驱动因素研究,多重压力作用下生态健康受损机制研究不足

从发达国家的水生态保护经验来看,水质参数并不能充分反映生态系统的健康,而水生生物群落是湖泊生态系统健康的根本指示。比如欧盟 2000 年颁布《水框架指令》(WFD),其明确定义生物要素作为生态系统健康状态的核心指标^[58],美国《清洁水法》也明确要求各州采用生物学基准,将保护生物完整性作为水环境管理的关键目标^[59]。然而,我国水环境管理工作尚未达到基于生态健康设置保护目标和调控路径的阶段,这主要体现在以水质“达标”为目的的湖泊保护模式,达标与否一般参照地表水或地下水环境质量等国家标准^[38]。尽管当前我国引入了水生生物完整性与水生态完整性的概念,并提出了水生态监测和评价的初步方案,但其距离指导湖泊生态健康保护的精准施策仍有一定差距^[60-61]。以我国长江流域为例,目前阶段长江流域面临一系列如生境破坏、富营养化、生态用水难以保障和水生生物种群结构退化等问题,而这一复杂水环境和生态问题显然是多重压力耦合作用的结果,并不是单一水质层面的问题。面对此复杂严峻形势,《长江流域水生态考核指标评分细则(试行)》^[62]于 2023 年 6 月颁布,2025 年将正式实行,其中明确设置了基于不同层面的水生态压力对应的二级考核指标,意味着目前我国水生态环境保护已经开始从水质考核为主到基于水生态系统健康保护转变。另一方面,以水生态健康为保护目标的管理体系的大尺度推广,仍需开展大量的富营养化、水文情势变化、生物入侵和新污染物等多重压力作用下湖泊生态健康制约因子的相关科学研究^[63]。

4 未来研究展望

4.1 构建差异化的富营养化评估方法,提高湖泊水华风险评估精度

为提升营养状态指数评估精度,可基于待估水体相关监测数据得出回归方程,然后根据方程的 P 值进行分项指标的遴选,如假定 $\ln \text{Chl. } a$ 和 $\ln \text{TN}$ 回归方程在统计上不显著($P < 0.05$),则可认为该湖泊的 TN 失去了富营养化风险的指示意义,应予以舍弃^[45];同理,可以根据 $\ln \text{Chl. } a$ 和 $\ln \text{TN}$ (或 $\ln \text{TP}$ 、 $\ln \text{SD}$ 和 $\ln \text{COD}_{\text{Mn}}$)的相关系数,结合王明翠等^[21]提出的权重计算方法确定分项指标差异化权重,利用综合得分指示水华风险。诚然,实际操作中经常面临单个湖泊数据量较少而不足以产生具有统计意义的回归方程或相关系数的问题,这可通过查阅文献的方式确定分项指标权重(如表 3 总结的我国东部平原地区 6 种常见湖泊类型分项指标差异化权重),进而在一定程度上提高评估结果的可靠性。

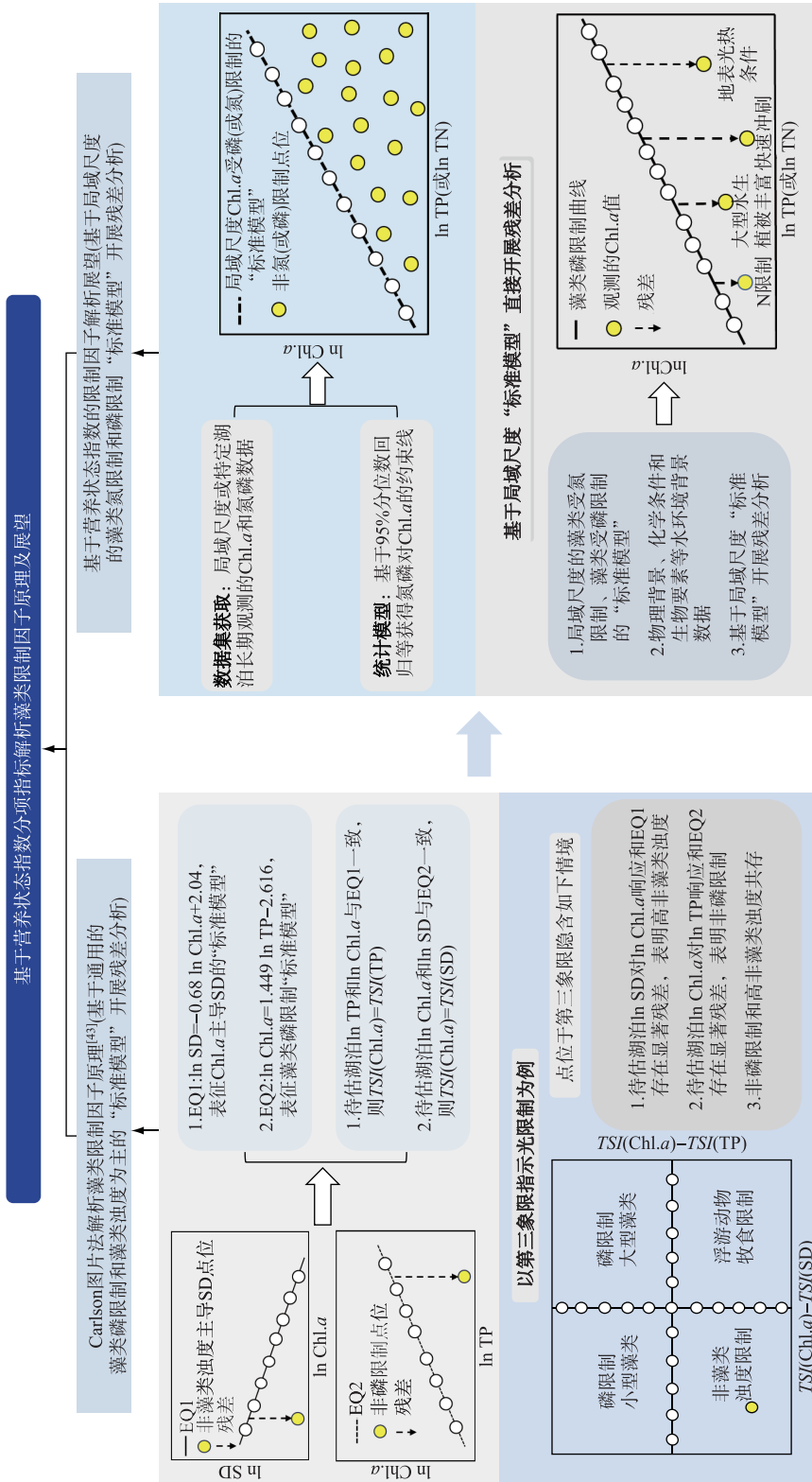


图 3 基于营养状态指数分顶指标解析藻类限制因子原理及展望
 Fig.3 Rationality and prospect of using sub-indices of trophic level index to indicate algal limiting factors

表 2 营养状态指数分项指标差异指示的经典情境及相应情境下水华对磷削减和食物链操纵有效性预估^[43]

Tab.2 Conditions associated with differences between sub-indices of trophic state index (TSI), and suggestions of how they might affect the effectiveness of nutrient or food chain manipulation^[43]

TSI 分项指标差异的指示情境	管理启示
情境 1: $TSI(\text{Chl.}a) = TSI(\text{SD})$ 藻类浊度主导水下光衰减	
$TSI(\text{SD}) = TSI(\text{Chl.}a) \geq TSI(\text{TP})$ 藻类磷限制且藻类主导水下光衰减	水华对磷负荷敏感且随磷负荷下降而下降
$TSI(\text{TP}) > TSI(\text{Chl.}a) = TSI(\text{SD})$ 藻类受磷以外因素(如浮游动物牧食、氮等)限制	水华对磷负荷不敏感直到环境条件变化引起藻类磷限制
情境 2: $TSI(\text{Chl.}a) < TSI(\text{SD})$ 小型颗粒物(未必与藻类相关)主导水下光衰减	
$TSI(\text{TP}) = TSI(\text{SD}) > TSI(\text{Chl.}a)$ 非藻类颗粒物主导水下光衰减,颗粒物中含 P,但不含 Chl.a,因此 TP 与 SD 之间存在关系	SD 不宜作为藻类生物量替代指标。鉴于水华可能受非藻类颗粒物引起的光限制,因而除非营养盐得到了良好控制,需要谨慎开展降低非藻类颗粒物的相关措施(如清除沉积物、浅水湖泊抬高水位)
$TSI(\text{SD}) > TSI(\text{Chl.}a) = TSI(\text{TP})$ 有色可溶性有机物会影响透明度,但不会影响 Chl.a 或 TP	SD 不宜作为藻类生物量替代指标,水华对磷负荷敏感且随磷负荷下降而下降
$TSI(\text{TP}) > TSI(\text{SD}) > TSI(\text{Chl.}a)$ 浮游动物牧食效应减少了小颗粒物,保留了大颗粒物。Chl.a 低于 TP 的支撑潜力	通过浮游食物网进行生物操纵(如增加大型浮游动物量)来控制水华具有良好前景
情境 3: $TSI(\text{Chl.}a) > TSI(\text{SD})$ 大型含磷颗粒物主导水下光衰减	
$TSI(\text{Chl.}a) = TSI(\text{TP}) \gg TSI(\text{SD})$ 含 Chl.a 的大颗粒物,如束丝藻属 (<i>Aphanizomenon</i> spp.) 主导水下光衰减	不建议通过食物网操控控制藻华,除非相关措施可直接影响湖泊磷的水平

表 3 我国东部平原区域 6 种湖泊类型综合营养状态指数的 TN、TP、SD、COD_{Mn} 和 Chl.a 的建议权重*

Tab.3 Proposed weights of total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), secchi depth (SD), permanganate index (COD_{Mn}) and chlorophyll-a (Chl.a) of the comprehensive trophic level index (TLI_c) of six lake types in the Chinese Eastern Plains ecoregion*

湖泊类型**	特征	TN	TP	SD	COD _{Mn}	Chl.a
I	一般为水深>15 m、换水周期>100 d 人工水库	0.01	0.27	0.22	0.01	0.49
II	一般为 5<水深<15 m、换水周期>100 d 人工水库	0.07	0.22	0.20	0.07	0.44
III	一般为水深<5 m、换水周期>100 d、面积>50 km ² 的天然湖泊	0.14	0.17	0.04	0.10	0.55
IV	一般为水深<5 m、换水周期<100 d、面积>50 km ² 的天然湖泊	0.00	0.01	0.00	0.16	0.83
V	一般为水深<3 m、面积<10 km ² 的江湖阻隔湖泊	0.04	0.18	0.09		0.68
VI	一般为长江及其支流或大运河相通水深<3 m、面积<10 km ² 的自然湖泊	0.00	0.03	0.03		0.94

* 相关权重参考 TLI_c 的权重计算公式^[21]; ** 类型 I、类型 II、类型 III 和类型 IV 均为大型湖泊;类型 V 和类型 VI 为小型湖泊^[55,64]。

伴随着我国湖泊研究的日渐深入和观测数据的不断累积,逐渐具备了“一类一策”、“一湖一策”甚至“一湖多策”等局域尺度营养状态评估指数开发的客观条件。“一类一策”指数构建的关键是根据显著影响 Chl.a 与衍生参数经验关系的因子(比如区域间纬度和海拔造成的光热背景差异、区域内换水周期和水深等)开展湖泊分类,并构建各湖泊类型的 Chl.a 和 TN(或 TP、SD、COD_{Mn})经验关系,具体构建方法可参考 Zou 等的研究结果^[55]。概括来看,“一湖一策”或“一湖多策”营养状态指数构建方法具有充足的参考资料^[26,40-41],但由于需要投入大量人力和经济成本以实现数据积累,目前国内该尺度的营养状态指数仍较少。从欧美已有经验来看,全国尺度上“一类一策”的营养状态评估最符合经济效益最大化原则,分类方法可一定程度上参考欧盟水环境框架的分类思路,也可根据显著影响营养盐藻类压力响应模型的关键因子开展分类;由于经济成本和“评估复杂化”倾向的问题,“一湖一策”甚至“一湖多策”更适用于兼具典型性和重要性

的湖泊,不适合大范围推广。

4.2 揭示营养状态指数分项指标差异机制,指导藻类水华防控措施精准施策

尽管经典的 Carlson 图片法^[43]对藻类限制因子识别和水华防控措施的精准实施具有重要指导意义(表 2),但不同区域间光热等背景差异可能对应不同的磷限制和藻类浊度主导透明度的“标准模型”^[48],这导致 TSI 相关的“标准模型”未必适用于其它区域。因此,未来研究可根据区域尺度上统一方法的监测数据,基于 95% 线性回归等约束性回归方法,量化区域特异性藻类氮限制、磷限制和藻类浊度主导透明度的“标准方程”,构建具有区域特性的修订 Carlson 图片法,以此解析藻类限制因子并为水华精准防控提供科学依据。例如,已有研究基于东部平原区域夏季调查数据,通过 95% 分位数回归,得出了该区域湖泊藻类氮限制、磷限制和藻类浊度主导透明度的“标准方程”(附图 I)分别为:1) $\ln \text{Chl.}a = 4.31 + 1.37 \ln \text{TN}$, $P < 0.001$, $R^2 = 0.65$; 2) $\ln \text{Chl.}a = -0.05 + 1.08 \ln \text{TP}$, $P < 0.001$, $R^2 = 0.70$; 3) $\ln \text{SD} = 2.42 - 0.61 \ln \text{Chl.}a$, $P < 0.001$, $R^2 = 0.83$,可通过上述方程构建区域特异性的“图片法”并解析该区域湖泊的藻类限制因子。此外,Carlson 图片法的本质是残差分析,而该方法涉及的残差驱动因子仅包括非藻类浊度和浮游动物,可能无法满足长期或大的空间尺度上多因素作用下藻类限制因子的识别^[49]。因此,未来研究宜根据局域尺度相关“标准模型”直接开展残差分析以解析藻类限制因子^[39,65](图 3),为湖泊水华未来趋势和营养盐削减控藻效应的研判、藻类水华因地制宜的控制策略制定等提供科学依据^[49]。

4.3 探究湖泊生态健康对富营养化和其他压力的综合响应机制,揭示湖泊生态系统健康的调控路径

除富营养化问题以外,人类干扰引起的水文节律变化、水产养殖、外来物种入侵、有毒有害污染物富集、挖沙采石等造成的生境破碎化等压力均会造成湖泊生态系统健康受损^[61]。此外,浮游植物作为初级生产者,其反映的是周尺度的干扰,而大型水生植被、底栖动物和鱼类等往往可以指示月尺度和年尺度的人类干扰^[66]。因而,未来研究的关注点宜从藻类限制因子扩展到生态健康制约因子,开展更具一般性的水生生物对人类干扰压力响应的环境依赖性研究^[67],基于研究结果和关键自然背景开展湖泊分类,结合水环境参数和生物参数的背景值评估湖泊生态系统健康,利用压力响应模型识别生态健康的制约因子,进而提供湖泊生态健康保护的差异化调控路径。

5 附录

附表 I、附表 II 和附图 I 见电子版(DOI: 10.18307/2024.0401)。

6 参考文献

- [1] Abell JM, Özkundakci D, Hamilton DP *et al.* Latitudinal variation in nutrient stoichiometry and chlorophyll-nutrient relationships in lakes: A global study. *Fundamental and Applied Limnology*, 2012, **181**(1): 1-14. DOI: 10.1127/1863-9135/2012/0272.
- [2] Harper D. What is eutrophication? *Eutrophication of freshwaters*. Dordrecht: Springer, 1992: 1-28. DOI:10.1007/978-94-011-3082-0_1.
- [3] Nørring NP, Jørgensen E. Eutrophication and agriculture in Denmark: 20 years of experience and prospects for the future//*Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards Better Understanding and Management Strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20-23 June 2006, Nyborg, Denmark*. Netherlands: Springer, 2009: 65-70. DOI:10.1007/978-90-481-3385-7.
- [4] Qin BQ, Xu PZ, Wu QL *et al.* Environmental issues of Lake Taihu, China. *Eutrophication of shallow lakes with special reference to Lake Taihu, China*. Dordrecht: Springer, 2007: 3-14. DOI:10.1007/978-1-4020-6158-5_2.
- [5] Smith VH. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1986, **43**(1): 148-153. DOI: 10.1139/f86-016.
- [6] Hasler AD. Eutrophication of lakes by domestic drainage. *Ecology*, 1947, **28**(4): 383-395. DOI: 10.2307/1931228.
- [7] Ho JC, Michalak AM. Exploring temperature and precipitation impacts on harmful algal blooms across continental U.S. lakes. *Limnology and Oceanography*, 2020, **65**(5): 992-1009. DOI: 10.1002/lno.11365.
- [8] Le Moal M, Gascuel-Oudou C, Ménesguen A *et al.* Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, 2019, **651**(Pt 1): 1-11. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.139.
- [9] Ibisch R, Austnes K, Borchardt D *et al.* European assessment of eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine water. European Environment Agency: Copenhagen, Denmark, 2016: 7-9.
- [10] Trimbee AM, Prepas EE. Evaluation of total phosphorus as a predictor of the relative biomass of blue-green algae with emphasis on Alberta

- Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, **44**(7): 1337-1342. DOI: 10.1139/f87-158.
- [11] Carlson RE. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 1977, **22**(2): 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361.
- [12] Claussen U, Zevenboom W, Brockmann U *et al.* Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR//Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards better understanding and management strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20-23 June 2006, Nyborg, Denmark. Netherlands: Springer, 2009: 49-58. DOI: 10.1007/978-90-481-3385-7_5.
- [13] Carvalho L, Miller nee Ferguson CA, Scott EM *et al.* Cyanobacterial blooms: Statistical models describing risk factors for national-scale lake assessment and lake management. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**(24): 5353-5358. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2011.09.030.
- [14] Covich AP, Palmer MA, Crowl TA. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience*, 1999, **49**(2): 119-127. DOI: 10.2307/1313537.
- [15] Hautier Y, Niklaus PA, Hector A. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, 2009, **324**(5927): 636-638. DOI: 10.1126/science.1169640.
- [16] US EPA. Using stressor-response relationships to derive numeric nutrient criteria, 2010.
- [17] Shu JH. Exploration on evaluation method of eutrophication degree of lakes in China. *Environmental Pollution & Control*, 1990, **12**(5): 2-7. [舒金华. 我国湖泊富营养化程度评价方法的探讨. 环境污染与防治, 1990, **12**(5): 2-7.]
- [18] Hoyer MV, Jones JR. Factors affecting the relation between phosphorus and chlorophyll *a* in Midwestern Reservoirs. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1983, **40**(2): 192-199. DOI: 10.1139/f83-029.
- [19] 金相灿. 中国湖泊富营养化. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [20] Cai QH. On the comprehensive evaluation methods for lake eutrophication. *J Lake Sci*, 1997, **9**(1): 89-94. DOI: 10.18307/1997.0114. [蔡庆华. 湖泊富营养化综合评价方法. 湖泊科学, 1997, **9**(1): 89-94.]
- [21] Wang MC, Liu XQ, Zhang JH. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47-49. DOI: 10.3969/j.issn.1002-6002.2002.05.018. [王明翠, 刘雪芹, 张建辉. 湖泊富营养化评价方法及分级标准. 中国环境监测, 2002, **18**(5): 47-49.]
- [22] 水利部水环境监测评价研究中心. 地表水资源质量评价技术规程(SL 395—2007), 2007.
- [23] Aizaki M, Otsuki A, Fukushima T *et al.* Application of Carlson's trophic state index to Japanese Lakes and relationships between the index and other parameters. *SIL Proceedings*, 1922-2010, 1981, **21**(1): 675-681. DOI: 10.1080/03680770.1980.11897067.
- [24] 赵健, 富国, 郝晨林等. 一种分湖富营养化营养足迹指数评价方法. 中国专利, 201811562321.5.
- [25] Madigan DJ, Carlisle AB, Dewar H *et al.* Stable isotope analysis challenges wasp-waist food web assumptions in an upwelling pelagic ecosystem. *Scientific Reports*, 2012, **2**: 654. DOI: 10.1038/srep00654.
- [26] Xu YY, Schroth AW, Rizzo DM. Developing a 21st Century framework for lake specific eutrophication assessment using quantile regression. *Limnology and Oceanography: Methods*, 2015, **13**(5): 237-249. DOI: 10.1002/lom3.10021.
- [27] Phillips G, Pietiläinen OP, Carvalho L *et al.* Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. *Aquatic Ecology*, 2008, **42**(2): 213-226. DOI: 10.1007/s10452-008-9180-0.
- [28] Wen XL, Feng RN, Zhang G *et al.* Temporal variations of chlorophyll-*a* concentration and their relationships with abiotic and biotic factors in two small shallow lakes. *J Lake Sci*, 2017, **29**(6): 1421-1432. DOI: 10.18307/2017.0614. [温新利, 冯若楠, 张根等. 两小型浅水湖泊水体叶绿素 *a* 浓度的季节变化及与理化因子和生物因子的关系. 湖泊科学, 2017, **29**(6): 1421-1432.]
- [29] 生态环境部. 生态环境部重点流域水生态环境保护规划(2021—2025年), 2021.
- [30] Schindler DW. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. *Science*, 1974, **184**(4139): 897-899. DOI: 10.1126/science.184.4139.897.
- [31] Qin BQ, Zhou J, Elser JJ *et al.* Water depth underpins the relative roles and fates of nitrogen and phosphorus in lakes. *Environmental Science & Technology*, 2020, **54**(6): 3191-3198. DOI: 10.1021/acs.est.9b05858.
- [32] Naumann E. Grundzüge der regionalen Limnologie. *Die Binnengewässer*, 1932, **11**: 1-176.
- [33] Carlson RE. The trophic state concept: A lake management perspective. *Lake and Reservoir Management*, 1984, **1**(1): 427-430. DOI: 10.1080/07438148409354550.
- [34] Carlson RE. Expanding the trophic state concept to identify non-nutrient limited lakes and reservoirs. *Enhancing the states's lake management programs*, 1991: 59-71.
- [35] Vitousek PM, Howarth RW. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry*, 1991, **13**(2): 87-115. DOI: 10.1007/BF00002772.
- [36] LeBauer DS, Treseder KK. Nitrogen limitation of net primary productivity in terrestrial ecosystems is globally distributed. *Ecology*, 2008, **89**(2): 371-379. DOI: 10.1890/06-2057.1.
- [37] Kratzer CR, Brezonik PL. A carlson-type trophic state index for nitrogen in Florida lakes I. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 1981, **17**(4): 713-715. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1981.tb01282.x.
- [38] 生态环境部. 地表水环境质量标准(GB 3838—2002), 2002.

- [39] Zou W, Zhu GW, Cai YJ *et al.* Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. *Journal of Environmental Management*, 2020, **260**: 109923. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.109923.
- [40] 富国, 郝晨林, 赵健等. 分湖富营养化变权营养指数评价方法. 中国专利, 201811562925.X.
- [41] Chen Q, Zhao J, Gao Q *et al.* Trophic state footprint index model and its application to Dianchi Lake, China. *Ecological Indicators*, 2021, **132**: 108317. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.108317.
- [42] Vollenweider RA, Kerekes J. Eutrophication of Waters: Monitoring, Assessment and Control. *OECD, Paris*, 1982, 154.
- [43] Carlson RE, Havens KE. Simple graphical methods for the interpretation of relationships between trophic state variables. *Lake and Reservoir Management*, 2005, **21**(1): 107-118. DOI: 10.1080/07438140509354418.
- [44] Zhang FJ, Xue B, Cai YJ *et al.* Utility of Trophic State Index in lakes and reservoirs in the Chinese Eastern Plains ecoregion: The key role of water depth. *Ecological Indicators*, 2023, **148**: 110029. DOI: 10.1016/j.ecolind.2023.110029.
- [45] Zou W, Zhu GW, Cai YJ *et al.* The limitations of comprehensive trophic level index (TLI) in the eutrophication assessment of lakes along the middle and lower reaches of the Yangtze River during summertime and recommendation for its improvement. *J Lake Sci*, 2020, **32**(1): 36-47. DOI: 10.18307/2020.0104. [邹伟, 朱广伟, 蔡永久等. 综合营养状态指数 (TLI) 在夏季长江中下游湖库评价中的局限及改进意见. 湖泊科学, 2020, **32**(1): 36-47.]
- [46] Paerl HW, Huisman J. Blooms like it hot. *Science*, 2008, **320**(5872): 57-58. DOI: 10.1126/science.1155398.
- [47] Lund JW. Eutrophication. *Nature*, 1967, **214**(5088): 557-558. DOI: 10.1038/214557a0.
- [48] Liu X, Qian KM, Chen YW *et al.* A comparison of factors influencing the summer phytoplankton biomass in China's three largest freshwater lakes: Poyang, Dongting, and Taihu. *Hydrobiologia*, 2017, **792**(1): 283-302. DOI: 10.1007/s10750-016-3063-5.
- [49] Zou W, Zhu GW, Xu H *et al.* Elucidating phytoplankton limiting factors in lakes and reservoirs of the Chinese Eastern Plains ecoregion. *Journal of Environmental Management*, 2022, **318**: 115542. DOI: 10.1016/j.jenvman.2022.115542.
- [50] Dzialowski AR, Smith VH, Wang SH *et al.* Effects of non-algal turbidity on cyanobacterial biomass in seven turbid Kansas Reservoirs. *Lake and Reservoir Management*, 2011, **27**(1): 6-14. DOI: 10.1080/07438141.2011.551027.
- [51] Lampert W, Fleckner W, Rai H *et al.* Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring clear-water phase I. *Limnology and Oceanography*, 1986, **31**(3): 478-490. DOI: 10.4319/lo.1986.31.3.0478.
- [52] Jones JR, Knowlton MF. Chlorophyll response to nutrients and non-algal seston in Missouri Reservoirs and oxbow lakes. *Lake and Reservoir Management*, 2005, **21**(3): 361-371. DOI: 10.1080/07438140509354441.
- [53] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊调查报告. 北京: 科学出版社, 2019.
- [54] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 中国湖泊生态环境研究报告. 北京: 科学出版社, 2022.
- [55] 邹伟. 江淮中下游湖泊藻类对营养盐响应的影响因素及其管理应用[学位论文]. 北京: 中国科学院大学, 2020.
- [56] Schindler DW. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*, 1977, **195**(4275): 260-262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260.
- [57] Schindler DW. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 2006, **51**(1part2): 356-363. DOI: 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0356.
- [58] Chave P. The EU water framework directive: An introduction. *Water Intelligence Online*, 2015, **6**: 9781780402239. DOI: 10.2166/9781780402239.
- [59] Act CW. Clean water act. *Texas Tech Law Review*, 1972, **47**: 585.
- [60] 生态环境部. 水生态监测技术指南 湖泊和水库水生生物监测与评价(试行)(HJ 1296—2023), 2023.
- [61] Jin XW, Wang YY, Wang BX *et al.* Methods development for monitoring and assessment of ecological integrity of surface waters in China. *Environmental Monitoring in China*, 2017, **33**(1): 75-81. DOI: 10.19316/j.issn.1002-6002.2017.01.12. [金小伟, 王业耀, 王备新等. 我国流域水生态完整性评价方法构建. 中国环境监测, 2017, **33**(1): 75-81.]
- [62] 生态环境部. 长江流域水生态考核指标评分细则(试行), 2023.
- [63] Jin XW, Zhao XF, Qu XD *et al.* Research progress of aquatic ecological monitoring and assessment in watersheds and development recommendations in China. *J Lake Sci*, 2023, **35**(3): 755-765. DOI: 10.18307/2023.0300. [金小伟, 赵先富, 渠晓东等. 我国流域水生态监测与评价体系研究进展及发展对策. 湖泊科学, 2023, **35**(3): 755-765.]
- [64] Qian C, Wang XD, Luo F *et al.* Application limitations and improvement recommendations of trophic state indices in the eutrophication level assessment of small shallow lakes along the lower reach of the Yangtze River. *J Lake Sci*, 2023, **35**(4): 1173-1182. DOI: 10.18307/2023.0411. [钱畅, 汪晓东, 罗芳等. 营养状态指数在长江下游小型浅水湖泊富营养化水平评价中的局限及改进建议. 湖泊科学, 2023, **35**(4): 1173-1182.]
- [65] Zou W, Xu H, Zhu GW *et al.* Why do algal blooms intensify under reduced nitrogen and fluctuating phosphorus conditions: The underappreciated role of non-algal light attenuation. *Limnology and Oceanography*, 2023, **68**(10): 2274-2287. DOI: 10.1002/lno.12421.
- [66] Corvallis Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency. Lake and reservoir classification systems, 1979.
- [67] Schallenberg M, van der Zon KA. Review of the lake trophic level index, 2019.

附表 I *EI* 营养状态评价标准及分类方法

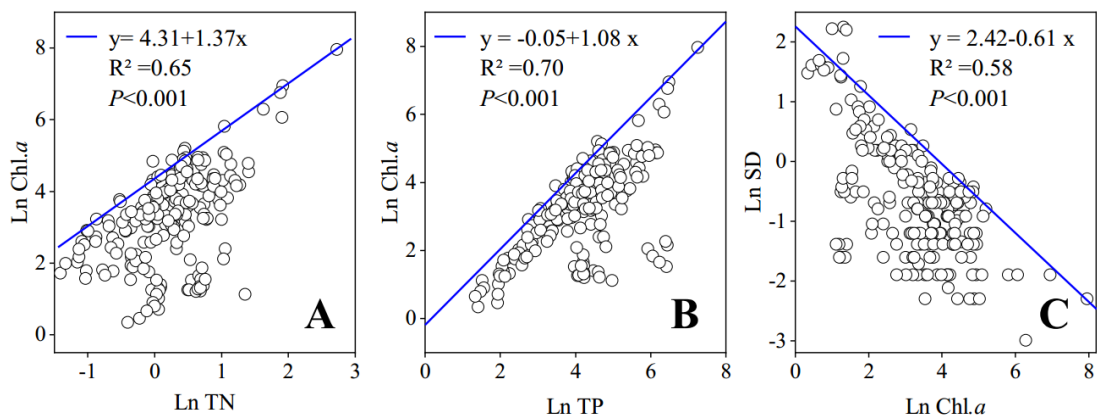
Attached Tab.I Evaluation criteria and classification of Eutrophic Index (*EI*)

营养状态分级	评价指标 赋分值	评价指标				
		总磷/ (mg/L)	总氮/ (mg/L)	叶绿素 <i>a</i> / (mg/L)	高锰酸盐指数/ (mg/L)	透明度/ m
贫营养(0≤ <i>EI</i> ≤20)	10	0.001	0.02	0.0005	0.15	10
	20	0.004	0.05	0.0010	0.4	5.0
中营养(20< <i>EI</i> ≤50)	30	0.010	0.10	0.0020	1.0	3.0
	40	0.025	0.30	0.0040	2.0	1.5
轻度富营养(50< <i>EI</i> ≤60)	50	0.050	0.50	0.0100	4.0	1.0
	60	0.100	1.00	0.0260	8.0	0.5
富营 营 养	70	0.200	2.00	0.0640	10.0	0.4
	80	0.600	6.00	0.1600	25.0	0.3
重度富营养(80< <i>EI</i> ≤100)	90	0.900	9.00	0.4000	40.0	0.2
	100	1.300	16.00	1.0000	60.0	0.12

附表 II 世界经济合作与发展组织(OECD)定义的营养状态评价标准

Attached Tab. II Criteria for evaluating trophic state as defined by the World Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)

营养状态分级	评价指标				
	总磷/ (μg/L)	总氮/ (μg/L)	叶绿素 <i>a</i> / 年内均值/ (μg/L)	叶绿素 <i>a</i> / 年内峰值/ (μg/L)	透明度/ m
贫营养	8.0	661	1.7	4.2	9.9
中营养	26.7	753	4.7	16.1	4.2
富营养	84.4	1875	14.3	42.6	2.45
超富营养	750-1200	Not	100~150	Not	0.4~0.5



附图 I 我国东部平原区域湖泊夏季藻类氮限制、磷限制和藻类浊度主导透明度的“标准”模型

Attached Fig.I “Standard” models that reflect conditions where summer algal growth is mainly limited by total nitrogen (TN, mg/L), total phosphorus (TP, μg/L), and where algal turbidity is the dominant influence on water transparency (i.e., Secchi depth, SD, m) of lakes in the Chinese Eastern Plains ecoregion