

doi: 10.7541/2018.105

中国典型湖泊富营养化现状与区域性差异分析

李娜^{1,2} 黎佳茜² 李国文² 李晔¹ 席北斗² 吴易雯²
李曹乐² 李伟² 张列宇²

(1. 武汉理工大学资源与环境工程学院, 武汉 430070; 2. 中国环境科学研究院国家环境保护地下水污染模拟与控制重点实验室, 北京 100012)

摘要: 为全面科学地综合评估全国富营养化现状, 以全国五大湖区22个典型湖泊为研究对象, 科学评估了其富营养化状态, 分析了全国湖泊富营养化状态的区域性差异, 并探讨了富营养化状态与总磷的定量关系。结果表明, 2010—2011年, 59.1%的调研湖泊处于不同程度的富营养化状态, 其中云贵湖区的富营养化程度最为严重, 蒙新湖区的富营养化呈两极分化状态, 东北山地-平原湖区与东部湖区的湖泊基本均处于中营养-轻度富营养之间, 青藏高原湖区的富营养化程度最低。通过分析日照数、无霜期、气温、水深、海拔、降雨与湖泊营养状态的关系, 揭示了湖泊所处的地理位置是影响湖泊富营养化的基本因素, 具有区域性的分布规律。综合分析结果表明, 全国范围内湖泊中叶绿素 a 与总磷浓度存在显著相关性, 其中东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区和云贵高原湖区的叶绿素 a 与总磷浓度符合三次曲线方程, 蒙新湖区的叶绿素 a 与总磷浓度符合S型曲线方程; 东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区叶绿素浓度随着总磷浓度的增加, 首先出现1个极小值点, 然后出现1个极大值点, 其中3个湖区极小值点对应的总磷浓度分别为: 0.054、0.089和0.072 mg/L, 可为我国对应湖区的湖泊富营养化控制指标提供借鉴。

关键词: 湖泊富营养化; 区域性差异; 地理位置; 总磷; 拟合曲线

中图分类号: S937 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-3207(2018)04-0854-11

湖泊富营养化是世界地表水的主要问题^[1]。由于近十年来我国湖泊周边人口剧增、工业和农业飞速发展, 我国大多数湖泊已经或正面临着富营养化问题, 湖泊的生态安全受到了严重威胁, 并一定程度上制约了流域社会经济的可持续发展^[2]。因而对我国重点湖泊生态安全调查与评估的研究刻不容缓, 是我国开展湖泊保护工作的重要内容之一。

20世纪90年代, 刘连成等^[3]分析了我国当时湖泊的富营养化现状, 指出平原区湖泊富营养化严重, 普遍超标的5种物质成分是: 总氮、总磷、COD、pH和透明度。近几年, 许多学者^[4-6]研究了我国目前的湖泊富营养化状况, 为我国重点湖泊的保护工作提供了有力的理论支持, 但是多数研究或研究的湖泊数量较少, 无法全面反映全国湖泊的富营养化

状况; 或选取的参数有限, 无法综合评价湖泊的富营养化状态。

本文以我国五大湖区典型的22个湖泊为研究对象, 根据综合营养状态指数法要求, 科学选取了透明度(SD)、总磷(TP)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、叶绿素 a (Chl. a)5项指标, 以期全面科学地综合评估全国湖泊的富营养化状态。在此基础上, 为进一步验证总磷是湖泊富营养化的主要限制因子, 探讨了全国范围内湖泊的叶绿素 a 与总磷的相关性, 以期寻求叶绿素 a 与总磷的定量关系。

1 材料与方法

1.1 研究区域

中国幅员辽阔, 湖泊具有分布广泛又相对集中

收稿日期: 2017-08-02; 修订日期: 2018-01-17

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07203-003)资助 [Supported by Major Science and Technology Program for Water Pollution Control and Treatment (2017ZX07203-003)]

作者简介: 李娜(1992—), 女, 山东日照人; 硕士研究生; 主要研究方向为水污染控制。E-mail: 13627275640@163.com

通信作者: 张列宇(1982—), 男, 内蒙古赤峰人; 研究员; 主要从事水环境生态修复研究。E-mail: zhanglieyu@163.com; 李国文(1985—), 男, 山东济宁市人; 工程师; 主要从事水生态修复研究。E-mail: iliguowen@163.com

的特点, 在各个自然地理带及不同气候均有天然湖泊分布。根据不同湖泊的自然地理特点和气候差异, 可以将我国的湖泊分为五大湖区, 即东部平原湖区、东北平原-山地湖区、蒙新湖区、青藏高原湖区和云贵高原湖区^[7,8]。

本文在这五大湖区中选取22个代表性湖泊进行调查和研究, 其分布如图1, 监测其相关水质指标并对结果进行了讨论。这些湖泊分别位于黑龙江、吉林、辽宁、内蒙古、新疆、湖北、河北、江苏、上海、天津、江西、浙江、湖南、云南、西藏和青海, 选取湖泊分处于不同海拔、经纬度, 且年平均光照时数、年平均降雨量、湖泊营养物本底值、湖泊深度均具有较大的差异性。从类型上涵盖了草型、藻型和草藻混合型, 同时包含城市湖泊和城郊湖泊。

1.2 分析方法

本文选取的各个湖泊的监测项目包括透明度(SD)、总磷(TP)、总氮(TN)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})、叶绿素 a (Chl. a)。

采样方法按照地表水监测采样点布设要求(国家环境保护部, 2009), 根据湖泊面积的不同选取3—15个采样点, 每月定期采样1次。水样为各采样点0—50 cm的上层水, 用聚乙烯瓶采水器采集后, 储存在2个500 mL的有机玻璃瓶中, 带回实验室测

定。其中总磷采用钼酸铵分光光度法(GB11893-69), 总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB11894-89), 高锰酸盐指数采用酸性高锰酸钾法(GB11892-89), 叶绿素 a 采用丙酮提取可见分光光度法(SL 88-2012)测定。取各个湖泊的全年平均值用于评价湖泊富营养化状态, 取各个点位的总磷与叶绿素 a 的实测值进行非线性回归拟合用于分析富营养化效应的区域性差异。

本文涉及的调查湖泊年均温、年无霜期、年降雨量等数据来自于中国气象数据网, 湖泊平均水深、海拔等数据来自于中国湖泊志^[8]。本文以SPSS 16.0对数据进行曲线估计(Curve Estimation)及显著性分析, 使用Origin Pro 2017等软件作图。取全湖各个采样点位平均值的全年平均值为本文中该湖泊图表中的最终结果。

1.3 湖泊富营养化状态评价方法

本文采用综合营养状态指数法^[9]评价湖泊富营养化状况, 评价指标包括叶绿素 a (Chl. a)、总磷(TP)、总氮(TN)、透明度(SD)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})。湖泊营养状态分级标准为 $TLI(\Sigma) < 30$ 为贫营养; $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ 为中营养; $TLI(\Sigma) > 50$ 为富营养; $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养; $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养; $TLI(\Sigma) > 70$ 为重度富营养。计算过程如下。

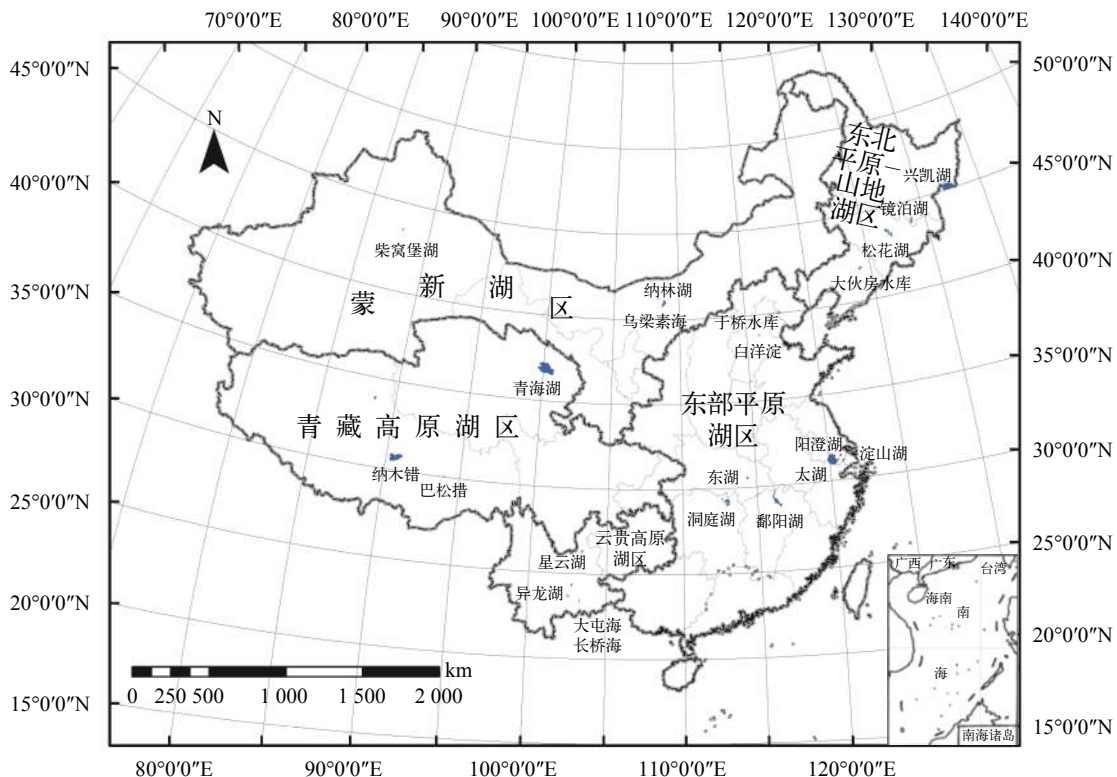


图1 调查湖泊分布

Fig. 1 Geographical distribution of investigated lakes

综合营养状态指数计算公式为:

$$TLI(\Sigma) = \sum W_j \cdot TLI(j)$$

式中: $TLI(\Sigma)$ —综合营养状态指数; W_j —第 j 种参数的营养状态指数的相关权重; $TLI(j)$ —代表第 j 种参数的营养状态指数。

以 $Chl.a$ 作为基准参数, 则第 j 种参数的归一化的相关权重计算公式为:

$$w_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2}$$

式中: r_{ij} —第 j 种参数与基准参数 $Chl.a$ 的相关系数; m —评价参数的个数。

中国湖泊(水库)的 $Chl.a$ 与其他参数之间的相关关系 r_{ij} 及 r_{ij}^2 见表 1。

营养状态指数计算公式为:

(1) $TLI(Chl.a) = 10(2.5 + 1.086 \ln Chl.a)$

(2) $TLI(TP) = 10(9.436 + 1.624 \ln TP)$

(3) $TLI(TN) = 10(5.453 + 1.694 \ln TN)$

(4) $TLI(SD) = 10(5.118 - 1.94 \ln SD)$

(5) $TLI(COD_{Mn}) = 10(0.109 + 2.661 \ln COD_{Mn})$

式中: $Chl.a$ 单位为 mg/m^3 , SD 单位为 m ; 其他指标单位均为 mg/L 。

表 1 中国湖泊(水库)部分参数与 $Chl.a$ 的相关关系 r_{ij} 和 r_{ij}^2 值

Tab. 1 The correlationship of some parameters with $Chl.a$ of Chinese lakes (reservoirs) and r_{ij}, r_{ij}^2

参数	$Chl.a$	TP	TN	SD	COD_{Mn}
r_{ij}	1	0.84	0.82	-0.83	0.83
r_{ij}^2	1	0.7056	0.6724	0.6889	0.6889

2 结果与讨论

2.1 典型湖泊富营养化现状分析

透明度 透明度是水体富营养化的被动因子, 其测定简便易行, 能较为直观的了解水体中的藻类数量, 从而间接反映水体富营养化的程度^[10]。本文中所调查的22个湖泊中(图 2), 青海湖透明度最高, 达到了351.6 cm, 其他湖泊透明度均低于150.0 cm。云贵高原湖泊的透明度普遍偏低, 平均透明度为37.7 cm。在蒙新湖区中, 乌梁素海与纳林湖透明度分别为134.0和150.0 cm, 而柴窝堡湖的透明度仅为18.3 cm。水体的透明度可能受到悬浮泥沙的影响, 沉水植物少的湖泊, 底泥易被搅动, 透明度可能因此降低; 且深水湖的透明度一般比浅水湖大, 草型湖泊透明度一般大于藻湖和草藻型混合湖泊, 因此不能单纯的通过透明度判断湖泊富营养化程度。

TP和TN 湖泊富营养化现象的发生, 主要是湖内氮、磷等营养物质的大量增加所致。氮和磷因此常被单独或共同认为是陆地生态系统初级生产力的主要营养限制因子^[11]。国内外对水体富营养化评级中氮磷的分类标准已有广泛而详尽的研究^[12-14], 舒金华等在国内外分类标准的基础上, 结合我国湖泊的实际情况及其相关富营养化的调查资料, 提出我国湖泊营养状态的分类标准, 在该标准中, 总磷浓度在0.02—0.05 mg/L , 总氮浓度在0.4—1.2 mg/L 时, 湖泊处于中营养状态, 总磷总氮浓度高于该范围时, 可认为湖泊处于富营养状态^[15]。由图 3、图 4可知, 在本文调查的22个湖泊中, 有72.73%的湖泊总磷总氮含量超标, 其中云贵湖区氮

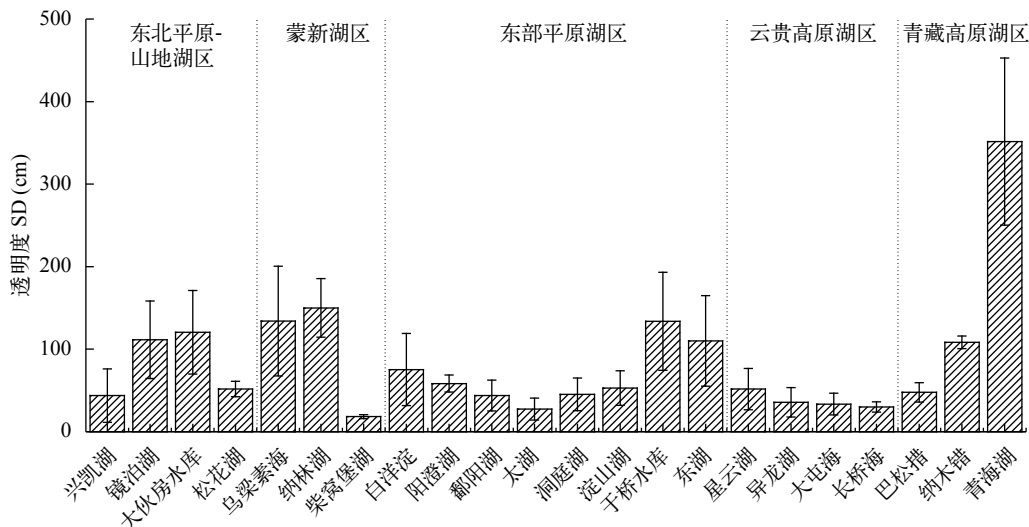


图 2 调查湖泊的透明度(SD)状况

Fig. 2 SD of the investigated lakes

磷含量远超于其他湖泊, 东部湖区和蒙新湖区次之, 青藏高原湖区氮磷含量最低。云贵高原湖区中调查湖泊的氮磷浓度均有不同程度的超标, 其中星云湖和大屯海主要是磷浓度超标, 异龙湖和长桥海主要是氮浓度超标。蒙新湖区中, 纳林湖氮磷含量均未超标, 而乌梁素海和柴窝堡湖氮磷含量均高于阈值。东部湖区中各个湖泊总氮浓度相近, 而淀山湖的总磷浓度是其他湖泊的2—4倍。东北平原-山地湖区氮磷污染也较为严重, 调查湖泊中仅大伙房水库总磷浓度未超标。青藏高原湖区中除了青海湖总磷浓度超标, 其余湖泊氮磷浓度均处于贫营养范围。

COD_{Mn} 化学耗氧有机物是可能引起水体富营养化的因子之一, 其能够为藻类植物提供碳源, 促进其生长, 通常用COD_{Mn}作为表征水体中可被氧

化有机物含量的指标。图5为典型湖泊的COD_{Mn}浓度状况, 星云湖COD_{Mn}浓度最高, 达到了33.9 mg/L, 其次是异龙湖和乌梁素海, 其COD_{Mn}的浓度分别为11.754和11.306 mg/L, 其余湖泊的COD_{Mn}浓度均在10 mg/L以下, 其中纳木错的COD_{Mn}浓度最低, 为1.683 mg/L。一般认为COD只能反映出水体中有机物的含量, 湖泊富营养化的限制因子主要是氮和磷。

Chl.a 浮游植物Chl.a的含量是表征水体藻类含量的生物指标, 也是衡量水体初级生产力的重要指标。在刘鸿亮以Chl.a的含量来划分水体富营养化的标准中, 其富营养化阈值为10 mg/m³[16]。由图6可知, 云贵湖区的Chl.a含量远超这一标准, 其中星云湖和异龙湖的Chl.a甚至达到了113.2和153.0 mg/m³, 东部湖区次之, 蒙新湖区仅乌梁素海的Chl.a含

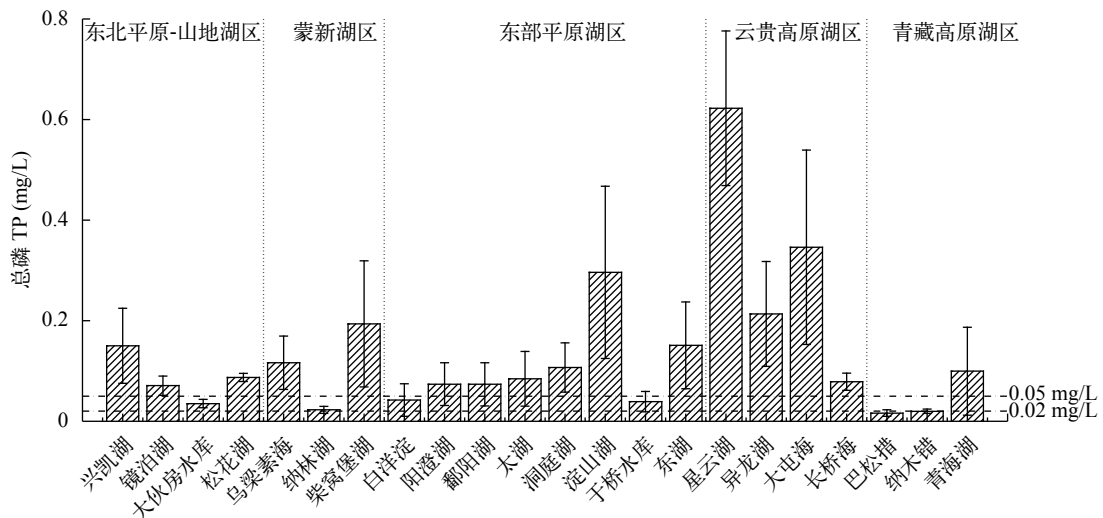


图3 调查湖泊的总磷(TP)浓度状况

Fig. 3 TP concentration of the investigated lakes

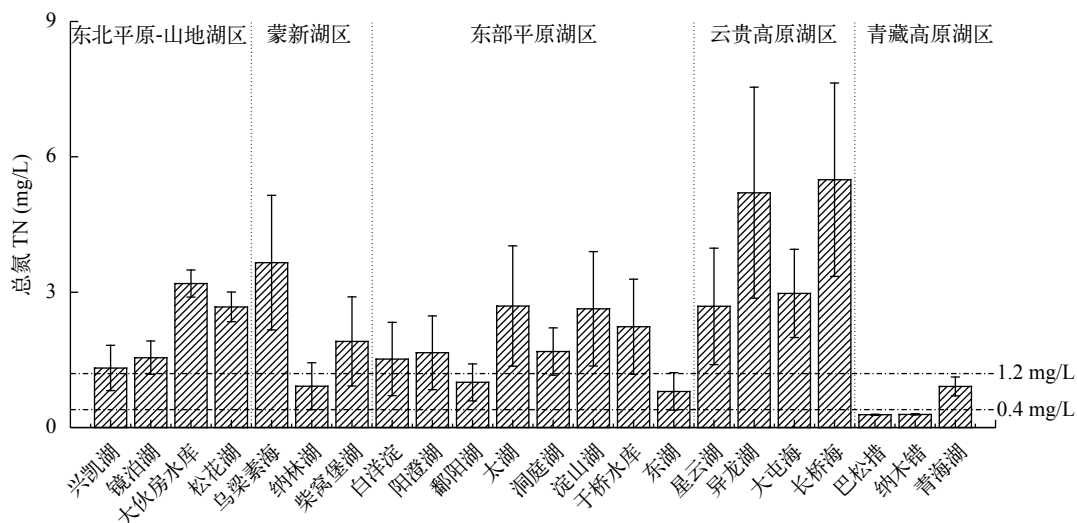


图4 调查湖泊的总氮(TN)浓度状况

Fig. 4 TN concentration of the investigated lakes

量超标, 东北平原-山地湖区与青藏高原的Chl.a含量均未超过阈值。

富营养化综合评价 湖泊生态系统是由众多相互联系, 相互制约, 相互作用的因素组成的一个统一整体, 如果仅从某一方面, 强调某一因素作为指标来划分湖泊营养类型, 从理论上则很难反映湖泊生态系统的整体营养状态。本文选取综合营养状态指数法评价湖泊富营养化状况, 评价指标包括与富营养化密切相关的五个因子: 透明度(SD)、总磷(TP)、总氮(TN)、叶绿素a (Chl.a)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})。

各湖区案例湖泊富营养化现状如表2所示, 其中云贵高原湖泊富营养化程度严重, 富营养化指数最低的长桥海也达到了65.514, 星云湖的富营养化指数高达78.510, 接近超富营养化。东北平原-山地

湖区富营养化水平在中营养-轻度富营养之间, 其中镜泊湖的富营养化指数为48.980, 有转变为富营养化湖泊的危险。蒙新湖区富营养化程度呈两极分化的趋势, 其中柴窝堡湖的富营养化程度最为严重; 纳林湖和乌梁素海地理位置相近, 湖泊类型相同, 但乌梁素海的富营养化程度远超过纳林湖。由于人类活动微弱, 青藏高原湖区湖泊均处于贫-中营养, 富营养化程度较低, 青海湖和纳木错分别是我国面积最大和第二大的咸水湖, 其中纳木错也是调查湖泊中唯一的贫营养湖。东部平原湖区的湖泊多为受人为活动影响明显的城市湖泊, 均处于不同程度的富营养化过程之中, 其中淀山湖的富营养化程度最严重, 达到了中度富营养化。东部平原湖区的鄱阳湖、洞庭湖和于桥水库虽然为中营养湖泊, 但富营养化指数分别为49.226、49.068、

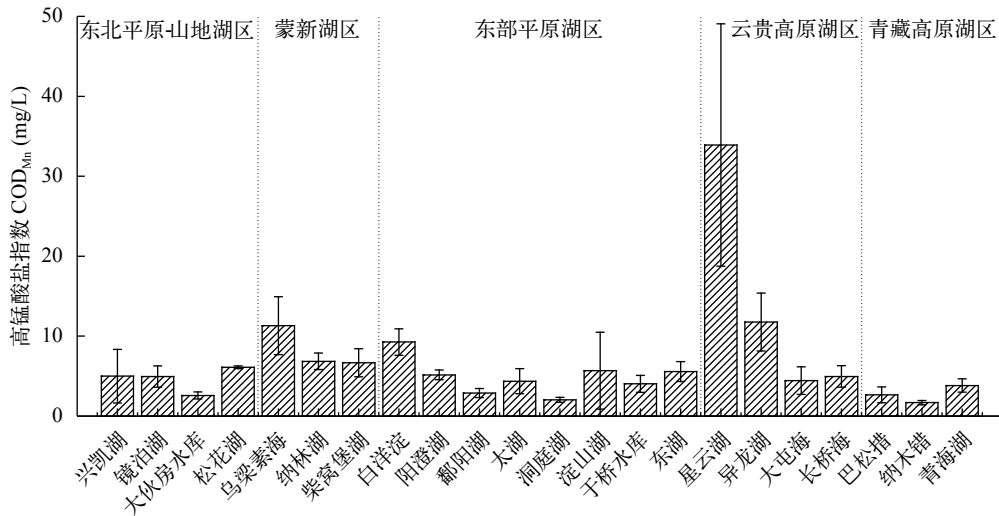


图5 调查湖泊的高锰酸盐指数(COD_{Mn})浓度状况

Fig. 5 COD_{Mn} concentration of the investigated lakes

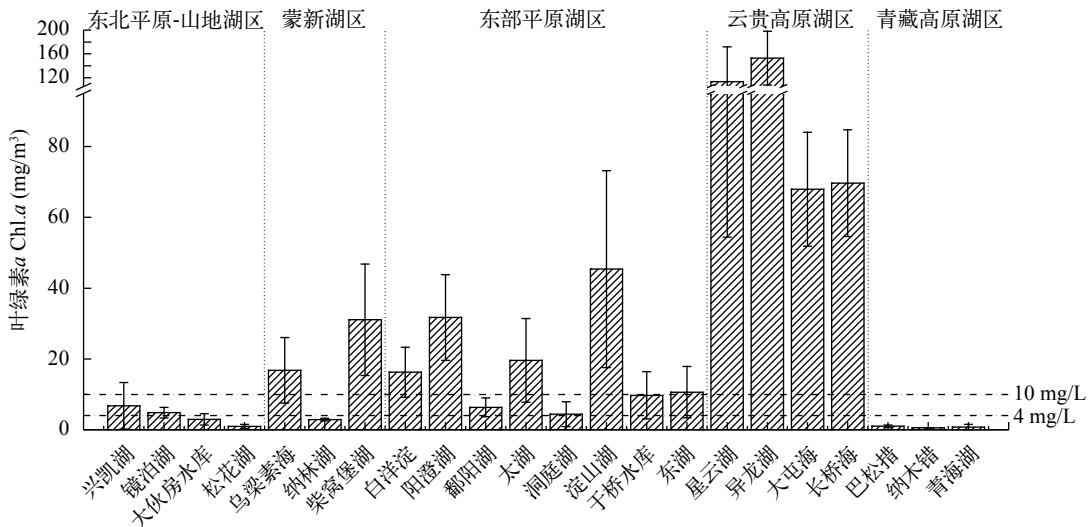


图6 调查湖泊的叶绿素a (Chl.a)浓度状况

Fig. 6 Chl.a concentration of the investigated lakes

48.090, 已经十分接近富营养化水平。

2.2 湖泊营养状态区域分布规律

温度、降水与湖泊营养状态 我国22个典型湖泊的富营养化状态与年均温和年平均降雨量关系如图7所示, 蒙新高原湖区的湖泊年平均降水量最低, 其次是青藏高原、华北平原、东北平原-山地、云贵高原, 而长江中下游平原的年平均降水量最高。云贵高原的年均气温较高, 且四季温差不明显, 十分利于藻类的生长。长江中下游平原年均气温高于15℃, 年均降水量最高, 但农业面源污染物可能在降水作用下进入湖泊, 从而导致了湖泊发生了不同程度的富营养化。综合来看, 年均温越高的地区, 其富营养化程度越严重, 而由于降水既可能稀释湖泊中的污染物, 也可能携带污染物进入湖泊^[17], 因此各营养状态的湖泊在不同年平均降水量的地区均有分布。

光照与藻类的生长密切相关, 年平均日照时数越长的地区, 藻类通过光合作用获得的能量越充足。无霜期是一年中终霜后至初霜前的天数, 一般一年内的无霜期越长, 藻类的生长期就越长。因此年平均日照时数与无霜期也是影响藻类生长和繁

殖的重要因素。由图8可知, 云贵高原湖区年平均日照时数较短, 但由于年平均无霜期最长, 均大于250d, 这可能是导致云贵高原湖区富营养化程度严重的原因之一。长江中下游平原湖区年平均日照时数最短, 但年平均无霜期较长, 且均为浅水型湖泊, 因此湖泊均存在不同程度的富营养化。华北平原年无霜期的年平均无霜期较长江中下游湖区短, 但由于其日照时数较长且年平均降水量较低, 白洋淀等湖泊仍处于中营养-轻度富营养状态。青藏高原湖区的年平均无霜期最短且水温低, 不易发生富营养化, 其富营养化指数均小于40。蒙新高原的年平均日照时数最高, 尽管其年平均无霜期较短, 但浅水型湖泊仍易发生湖泊富营养化。总的来说, 无霜期与日照时数对湖泊富营养化的影响是显著的, 无霜期长与日照时数长的地区更易发生富营养化。

地形、水深与湖泊营养状态 湖泊所处的地理位置除了决定湖泊所在区域的气候及地形外, 还决定了湖泊所处的海拔及水深等湖盆形态, 因此, 湖泊所处地理位置的海拔以及水深同样是影响湖泊营养状态的主要因素。由图9可知, 富营养状态湖泊的平均水深均小于10 m (松花湖除外), 这是由

表2 调查湖泊的富营养化现状

Tab. 2 Eutrophication level of the investigated lakes

湖区 Lake district	湖泊 Lake	省份 Province	湖泊类型 Lake type	富营养化指数 Eutrophication index	营养状态 Nutritional status
东北平原-山地湖区 Northeastern Plain - Mountain Lake Area	兴凯湖	黑龙江	混合型	55.106	轻度富营养
	镜泊湖	黑龙江	藻型	48.980	中营养
	大伙房水库	辽宁	藻型	44.144	中营养
	松花湖	吉林	藻型	50.405	轻度富营养
蒙新湖区 Menggu-Xinjiang Lake Area	乌梁素海	内蒙古	草型	60.055	中度富营养
	纳林湖	内蒙古	草型	42.936	中营养
	柴窝堡湖	新疆	藻型	65.945	中度富营养
东部平原湖区 Eastern Plain Lake Area	白洋淀	河北	草型	55.283	轻度富营养
	阳澄湖	江苏	混合型	57.241	轻度富营养
	鄱阳湖	江西	草型	49.226	中营养
	太湖	江苏	藻型	59.601	轻度富营养
	洞庭湖	湖南	混合型	49.068	中营养
	淀山湖	上海	混合型	64.745	中度富营养
	于桥水库	天津	藻型	48.090	中营养
	东湖	湖北	藻型	52.173	轻度富营养
云贵高原湖区 Yun - Gui Plateau Lake Area	星云湖	云南	藻型	78.510	重度富营养
	异龙湖	云南	混合型	74.276	重度富营养
	大屯海	云南	草型	67.179	中度富营养
	长桥海	云南	草型	65.514	中度富营养
青藏高原湖区 Qinghai-Tibetan Plateau Lake Area	巴松措	西藏	藻型	34.777	中营养
	纳木错	西藏	草型	28.597	贫营养
	青海湖	青海	藻型	37.710	中营养

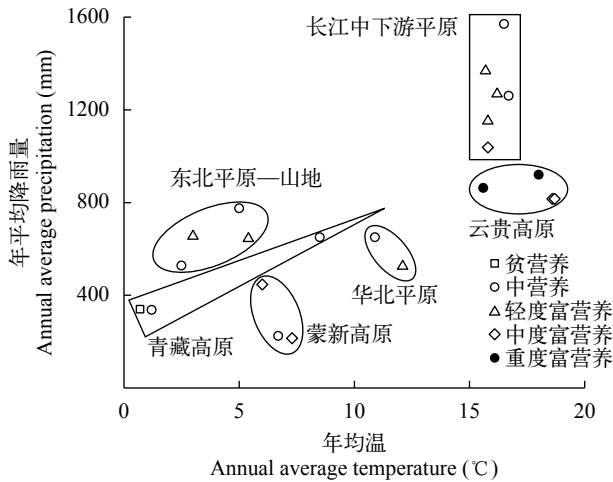


图7 年平均降水量、年均温与湖泊营养状态的关系

Fig. 7 Relationship between annual average precipitation, annual average temperature and nutrition levels of lakes

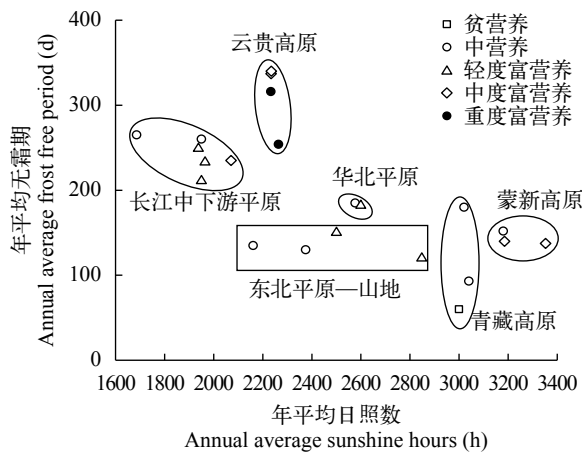


图8 年平均日照时数、年平均无霜期与湖泊营养状态的关系

Fig. 8 Relationship between annual average sunshine hours, annual average frost free period and nutrition levels of lakes

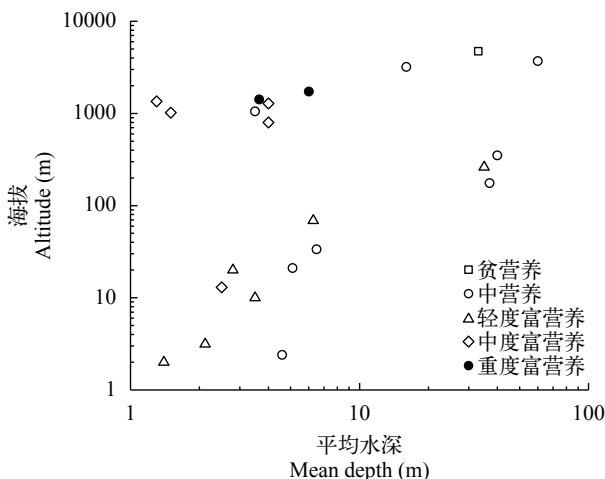


图9 调查湖泊平均水深、海拔与富营养状态的关系

Fig. 9 Relationship between average depth, altitude and nutrition levels of the investigated lakes

于浅水型湖泊底泥与湖水交换强烈, 外源营养物沉积困难, 底泥又成为水体内源营养盐的重要来源^[18], 因此浅水型湖泊较深水型湖泊更易发生富营养化^[19, 20]。当水深小于10 m时, 海拔越高, 富营养化状态越严重, 中-富营养化状态湖泊多分布于此范围内。高海拔的深水型湖泊, 多处于贫营养-中营养状态。低海拔低水深的湖泊中多为中营养和轻度富营养湖泊, 仅淀山湖处于中度富营养化状态。

2.3 富营养化效应的区域差异性

国内外大量研究结果表明, 磷是富营养化湖泊的主要限制性因子^[21, 22], 而且磷与湖泊富营养化状态的相关性在国际上一直是研究的热点^[23]。因而针对目前我国仍缺少全国范围内湖泊的富营养化状态与总磷相关性研究的现状, 本文使用叶绿素 a 表征富营养化状态, 探讨分析全国范围内湖泊中叶绿素 a 与总磷浓度的相关性。

分别对我国五大湖区的总磷和叶绿素 a 浓度进行非线性回归分析, 结果表明(表3, 图10—14)我国五大湖区: 东部湖区、东北平原-山地湖区、蒙新湖区、云贵湖区及青藏高原湖区水体中的叶绿素 a 浓度与总磷浓度有显著相关性, 并且可使用非线性回归方程拟合出两者的定量关系; 拟合曲线方程虽然存在差异性, 但是均为极显著的非线性相关 $(***P<0.000)$ 。其中蒙新湖区非线性回归曲线符合S型曲线方程(S-Curve), 其他四大湖区富营养化程度虽然有差异性, 但是叶绿素 a 与总磷浓度的非线性回归曲线都符合三次方程(Cubic)。

通过综合比较东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区、云贵高原湖区的回归曲线三次方程, 东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区叶绿素(Chl a)浓度随着总磷(TP)浓度的增加, 首先出现一个极小值点, 然后出现一个极大值点。3个湖区拟合的三次方程曲线的极小值点对应的总磷(TP)浓度分别为: 0.054、0.089和0.072 mg/L, 目前国内的湖泊富营养化控制标准长期以来都是以《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)为参照, 缺少度量生态响应和湖泊初级生产力的指标^[24], 本文极小值点对应的总磷(TP)浓度可为我国三大湖区湖泊富营养化控制指标提供借鉴。刘鸿亮^[16]指出, 湖泊生产力都是随营养盐浓度增加而升高, 但当湖水中N、P等营养盐过量地增加到某一阈值时, 湖泊生物生产力反而出现下降的现象, 且从我国湖泊已有的调查结果表明, 出现抑制生物增长的营养盐浓度的阈值也不完全相同。本文东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区拟合的三次方程曲线出现的极大值点

表 3 Chl.a与TP的非线性回归方程
Tab. 3 Nonlinear regression equations between Chl.a and TP

湖区 Lake district	ρ (Chl.a)与 ρ (TP)				
	方程类型 Equation tapes	非线性回归方程 Nonlinear regression equation	N	P	R
东部平原湖区 Eastern Plain Lake Area	Cubic	$y = 11.769 - 44.607x + 432.435x^2 - 239.324x^3$	1027	<0.000***	0.470
东北平原-山地湖区 Northeastern Plain-Mountain Lake Area	Cubic	$y = 7.669 - 147.297x + 1089.549x^2 - 1960.405x^3$	109	<0.000***	0.459
蒙新湖区 Menggu-Xinjiang Lake Area	S-Curve	$y = e^{(3.064 - 0.048/x)}$	123	<0.000***	0.525
青藏高原湖区 Qinghai-Tibetan Plateau Lake Area	Cubic	$y = 1.031 - 9.018x + 77.265x^2 - 137.690x^3$	75	<0.000***	0.342
云贵高原湖区 Yun-Gui Plateau Lake Area	Cubic	$y = 116.959 - 85.034x - 83.357x^2 + 75.723x^3$	100	<0.000***	0.480

注: *** 表示具有极显著差异
Note: *** indicates that had great significance difference

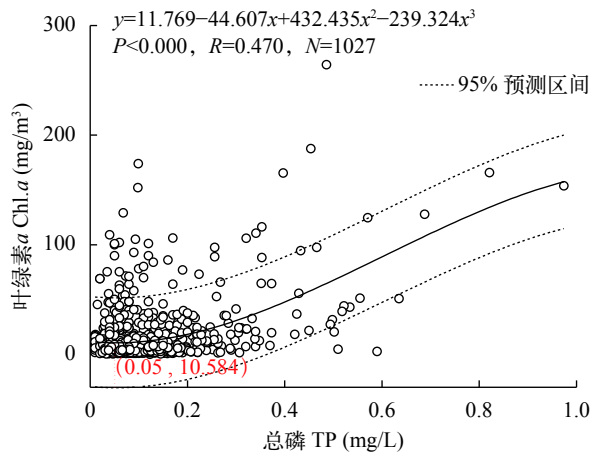


图 10 东部平原湖泊Chl.a与TP相关性

Fig. 10 Correlation between Chl.a and TP in Eastern Plain lakes

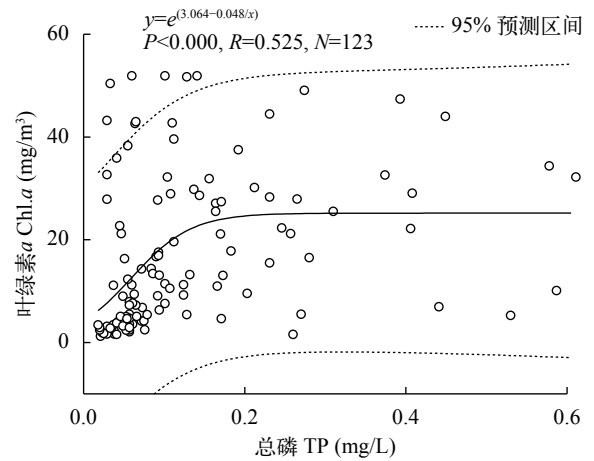


图 12 蒙新高原湖泊Chl.a与TP相关性

Fig. 12 Correlation between Chl.a and TP in Mengxin Plateau lakes

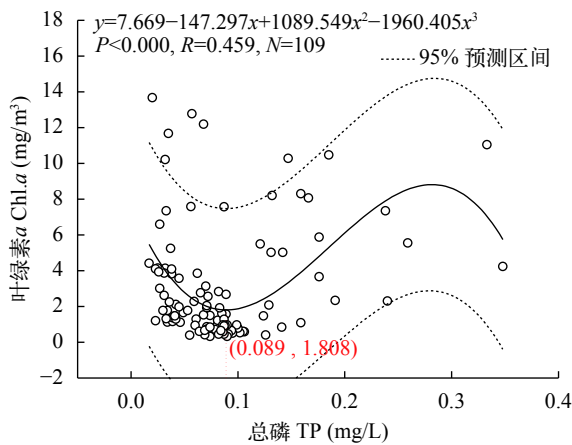


图 11 东北山地-平原湖泊Chl.a与TP相关性

Fig. 11 Correlation between Chl.a and TP in Northeast Mountain-Plain lakes

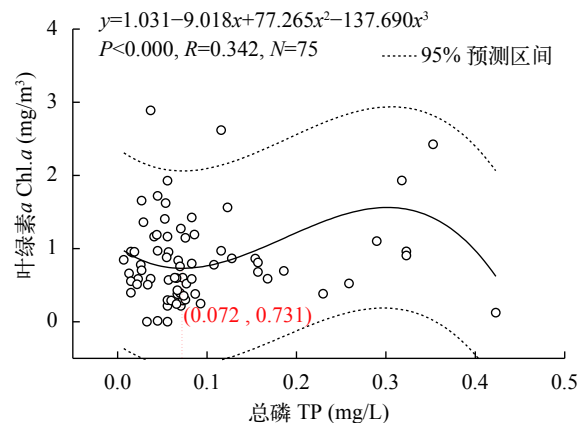


图 13 青藏高原湖泊Chl.a与TP相关性

Fig. 13 Correlation between Chl.a and TP in Tibetan Plateau lakes

恰好验证了这一理论,其极大值点对应的总磷(TP)浓度与三大湖区对应的阈值吻合,分别为: 1.1506、0.2816和0.3018 mg/L (图 11—14)。云贵高原湖区

拟合的三次方程曲线结果表明,云贵高原湖区湖泊叶绿素a浓度随着总磷浓度的增加而减少,可能是由于云贵高原湖区叶绿素浓度过高,大量的浮游植

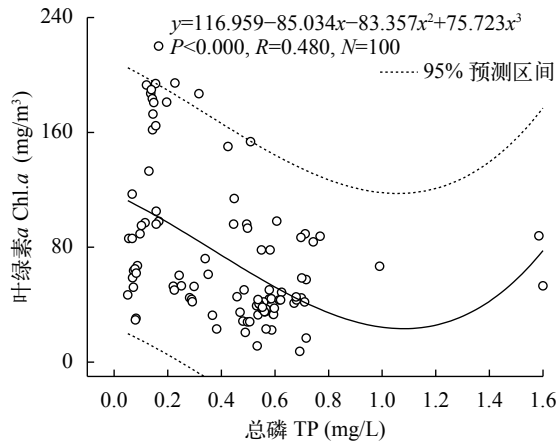


图 14 云贵高原湖泊Chl.a与TP相关性

Fig. 14 Correlation between Chl.a and TP in Yun-Gui Plateau lakes

物生长吸收利用总磷的缘故。蒙新湖区拟合的S型曲线方程表明,总磷浓度在 0.6 mg/L 内,蒙新湖区湖泊中叶绿素a的浓度会随着总磷浓度的增加而增加,但当 $\text{TP} \geq 0.12 \text{ mg/L}$ 时,叶绿素浓度随总磷(TP)浓度增加的幅度不大,由此推测除TP外,蒙新湖区可能还存在其他影响藻类生长的重要环境因子。

3 结论

(1) 2010年1月至2010年12月,在调查的全国范围内的22个湖泊中,2个湖泊处于重度富营养化状态,5个湖泊处于中度富营养化状态,6个湖泊处于轻度富营养化状态,中营养湖泊有8个,贫营养湖泊仅纳林湖,其中59.1%的湖泊处于不同程度的富营养化状态。

(2) 研究五大湖区不同富营养化状态湖泊的分布规律,结果表明:云贵湖区的富营养化程度最为严重,蒙新湖区的富营养化呈两极分化状态,东北山地-平原湖区与东部湖区的湖泊基本都处于中营养-轻度富营养之间,仅淀山湖为中度富营养化。青藏高原湖区的富营养化程度最低,在贫营养-中营养之间。

(3) 湖泊所处的地理位置是影响湖泊富营养化状态的最基本因素,分析五大湖区所处的地理位置特征与湖泊富营养化状态的关系,结果表明:年平均日照数越长的地区越易发生富营养化,无霜期长的地区较无霜期短的地区更易发生富营养化,年均温高的地区更适宜藻类生长,易发生富营养化。浅水型湖泊较深水型湖泊更易发生富营养化,深水型湖泊多为贫营养-中营养。高海拔湖泊富营养化程度呈两极分化的趋势,其中高海拔浅水型湖泊富营养化程度最严重,而高海拔深水型湖泊富营养程度

最低。降雨可能对湖泊的污染物进行稀释,但也可能携带营养物质进入湖泊,因此各营养状态的湖泊在不同年平均降水量的地区均有分布。

(4) 对全国范围内湖泊中叶绿素a与总磷浓度相关性进行分析,结果表明:五大湖区的叶绿素a浓度与总磷浓度存在显著相关性,其中东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区和云贵高原湖区的叶绿素a与总磷浓度都符合三次曲线方程;蒙新湖区的叶绿素a与总磷浓度符合S型曲线方程。

(5) 综合分析结果表明,东部平原湖区、东北平原-山地湖区、青藏高原湖区叶绿素(Chl.a)浓度随着总磷(TP)浓度的增加,首先出现一个极小值点,然后出现一个极大值点。其中3个湖区拟合的三次方程曲线的极小值点对应的总磷(TP)浓度分别为:0.054、0.089和0.072 mg/L,可为我国对应湖区的湖泊富营养化控制指标提供借鉴。

参考文献:

- [1] Smith V H, Tilman G D, Nekola J C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems [J]. *Environmental Pollution*, 1999, **100**(1-3): 179—196
- [2] Wang S R, Zheng B H, Jin X C, et al. Safety status of national key lakes and its countermeasures [J]. *Environmental Protection*, 2014, **42**(4): 39—42 [王圣瑞, 郑丙辉, 金相灿, 等. 全国重点湖泊生态安全状况及其保障对策. 环境保护, 2014, **42**(4): 39—42]
- [3] Liu L C. Status analysis of lake nutrition abundance in China [J]. *Journal of Catastrophology*, 1997, **12**(3): 61—65 [刘连成. 中国湖泊富营养化的现状分析. 灾害学, 1997, **12**(3): 61—65]
- [4] Wu F, Zhan J Y, Deng X Z, et al. Influencing factors of lake eutrophication in China--A case study in 22 lakes in China [J]. *Ecology and Environment*, 2012, **21**(1): 94—100 [吴锋, 战金艳, 邓祥征, 等. 中国湖泊富营养化影响因素研究——基于中国22个湖泊实证分析. 生态环境学报, 2012, **21**(1): 94—100]
- [5] Yang G S, Ma R H, Zhang L, et al. Lake status major problems and protection strategy in China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2010, **22**(6): 799—810 [杨桂山, 马荣华, 张路, 等. 中国湖泊现状及面临的重大问题与保护策略. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 799—810]
- [6] Chen X F, Chuai X M, Yang L Y. Historical evolution and causes of eutrophication in lakes in typical lake regions of China [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2014, **30**(4): 438—443 [陈小锋, 揣小明, 杨柳

- 燕. 中国典型湖区湖泊富营养化现状、历史演变趋势及成因分析. *生态与农村环境学报*, 2014, **30**(4): 438—443]
- [7] Shi C X. The Introduction of Lakes in China [M]. Beijing: Science Press. 1989, 3 [施成熙. 中国湖泊概论. 北京: 科学出版社. 1989, 3]
- [8] Wang S M, Dou H S. A Directory of Lakes in China [M]. Beijing: Science Press. 1998, 5 [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社. 1998, 5]
- [9] Wang M C, Liu X Q, Zhang J H. Evaluate method and classification standard on lake eutrophication [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2002, **18**(5): 47—49 [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]
- [10] Dong J, Gao Y N, Li G B. A Review: Responses of Phytoplankton communities to eutrophication and climate warming in freshwater lakes [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2016, **40**(3): 615—623 [董静, 高云霓, 李根保. 淡水湖泊浮游藻类对富营养化和气候变暖的响应. *水生生物学报*, 2016, **40**(3): 615—623]
- [11] Vitousek P M, Porder S, Houlton B Z, *et al.* Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen-phosphorus interactions [J]. *Ecological Applications*, 2010, **20**(1): 5—15
- [12] Taylor G D, Fletcher T D, Wong T H F, *et al.* Nitrogen composition in urban runoff-implications for stormwater management [J]. *Water Research*, 2005, **39**(10): 1982—1989
- [13] Cai L Y, Li Y, Zheng Z H. Temporal and spatial distribution of nitrogen and phosphorus of lake systems in China and their impact on eutrophication [J]. *Earth and Environment*, 2010, **38**(2): 325—341 [蔡龙炎, 李颖, 郑子航. 我国湖泊氮磷时空变化及对富营养化氮磷研究. *地球与环境*, 2010, **38**(2): 325—341]
- [14] Conley D, Paerl H W, Howarth R W, *et al.* Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus [J]. *Science*, 2009, **323**(5917): 1014—1015
- [15] Shu J H, Huang W Y, Wu Y G. Studies on the classification of tropic types of China's lakes [J]. *Journal of Lake Sciences*, 1996, **8**(6): 193—200 [舒金华, 黄文钰, 吴延根. 中国湖泊营养类型的分类研究. *湖泊科学*, 1996, **8**(6): 193—200]
- [16] Liu H L. Lake Eutrophication Control [M]. Beijing: Science Press. 2011, 16 [刘鸿亮. 湖泊富营养化控制. 北京: 科学出版社. 2011, 16]
- [17] Quan W M, Yan L J. Effects of agricultural non-point source pollution on eutrophication of water body and its control measure [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, **22**(3): 291—299 [全为民, 严力蛟. 农业面源污染对水体富营养化的影响及其防治措施. *生态学报*, 2002, **22**(3): 291—299]
- [18] Chen F, Xia Z Y, Song C L, *et al.* Relationship between organic matter in sediments and internal nutrient loadings in shallow lakes in Hubei province of China [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2007, **31**(4): 467—451 [陈芳, 夏卓英, 宋春雷, 等. 湖北省若干浅水湖泊沉积物有机质与富营养化的关系. *水生生物学报*, 2007, **31**(4): 467—451]
- [19] Qin B Q, Gao G, Zhu G W. Lake eutrophication and its ecosystem response [J]. *Science China Press*, 2013, **58**(10): 855—864 [秦伯强, 高光, 朱广伟. 湖泊富营养化及其生态系统响应. *中国科学*, 2013, **58**(10): 855—864]
- [20] Kong F X, Gao G. Hypothesis on cyanobacteria blooming mechanism in large shallow eutrophic lakes [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(3): 589—595 [孔繁翔, 高光. 大型浅水富营养化湖泊中蓝藻水华形成机理的思考. *生态学报*, 2005, **25**(3): 589—595]
- [21] Organization for Economic Cooperation and Development (OECD). Eutrophication of Water: Monitoring, Assessment and Control. Paris: Organization for Economic Cooperative Development. 1982
- [22] Schindler D W, Hecky R E, Findlay D L, *et al.* Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment [J]. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of American*, 2008, **105**(32): 11254—11258
- [23] Meinikmann K, Hupfer M, Lewandowski J. Phosphorus in groundwater discharge-A potential source for lake eutrophication [J]. *Journal of Hydrology*, 2015, **524**: 214—226
- [24] Chen X H. Study on the recent 20-year eutrophication process and development of nutrient criteria/standards of Lake Erhai at its initial stage of eutrophication [D]. Thesis for Doctor of Science. East China Normal University, Shanghai. 2015 [陈小华. 富营养化初期湖泊(洱海)的环境演变及营养物基准/标准研究. 博士学位论文, 上海. 2015]

THE EUTROPHICATION AND ITS REGIONAL HETEROGENEITY IN TYPICAL LAKES OF CHINA

LI Na^{1,2}, LI Jia-Xi², LI Guo-Wen², LI Ye¹, XI Bei-Dou², WU Yi-Wen², LI Cao-Le², LI Wei² and ZHANG Lie-Yu²

(1. *School of Resources and Environmental Engineering, Wuhan University of Technology, Wuhan 430070, China;*

2. *State Environmental Protection Key Laboratory of Simulation and Control of Groundwater Pollution, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China*)

Abstract: In order to comprehensively evaluate the eutrophication status in China lakes, this study scientifically analyzed the eutrophication and its regional heterogeneity in 22 representative lakes of China, and the quantitative relationship between TP and eutrophication was also studied. The results showed that 59.1% of the surviving lakes are in different eutrophication status from 2010 to 2011. Among them, Yunnan-Guizhou Lake area has the highest eutrophication level, but Menggu-Xinjiang Lake area has a bipolar levels. The lakes at Northeast Mountain and Plain area, and also the lakes at eastern area generally have a level between middle nutrition to mild eutrophication. The lowest eutrophication level is at the area of Qinghai-Tibet Plateau. Based on the relationship between sunshine amount, frost-free period, temperature, water depth, altitude, precipitation and lake nutrition status, it reveals that the geographical location of lakes is the fundamental factor affecting lake eutrophication and its regional distribution. The results of comprehensive analysis showed that there is a significant correlation between chlorophyll a and total phosphorus concentrations in lakes nationwide. Cubic curve regression equation fits the relation between chlorophyll a and total phosphorus concentrations at the areas of eastern plain, northeastern plain-mountain, Qinghai-Tibet Plateau and Yun-Gui Plateau. S-curve equation fits the relation between concentrations of chlorophyll a and total phosphorus in the Menggu-Xinjiang Lake area. With the increase of total phosphorus concentration, there was a minimum value of chlorophyll concentration in the lake areas of eastern plain, northeastern plain-mountain, Qinghai-Tibet Plateau at the beginning, and then followed by a maximum value. The minimum concentrations of total phosphorus in the three lake areas were 0.054 mg/L, 0.089 mg/L and 0.072 mg/L, respectively. This study can provide information for the control of lake eutrophication in future.

Key words: Regional heterogeneity; Distribution regularity; Geographical position; TP; Fitting curve