

近百年来我国西南地区酸沉降背景下湖泊环境变化——来自四面山龙潭湖沉积硅藻证据*

管锡东^{1,2}, 蒋宏忱¹, 姜颖³, 陈旭^{1,2**}

(1: 中国地质大学(武汉)生物地质与环境地质国家重点实验室, 武汉 430078)

(2: 中国地质大学(武汉)地理与信息工程学院, 武汉 430078)

(3: 中国科学院武汉植物园公共实验平台, 武汉 430074)

摘要: 大气酸沉降会导致地表水体酸化和富营养化, 同时气候变暖也会影响湖泊水体环境, 湖泊生态系统如何响应二者相互作用是全球变化研究的热点之一。我国西南地区是全球酸沉降负荷最高的地区之一, 然而目前对酸沉降影响下地表水环境变化规律知之甚少。本文以重庆四面山龙潭湖为研究对象, 通过沉积岩芯的²¹⁰Pb测年和硅藻分析, 并结合流域历史资料数据, 揭示龙潭湖过去近百年来水环境变化及其主要驱动因子。结果表明, 1926—1968年, 龙潭湖以*Achnanthes minutissimum*和*Encyonema silesiacum*占优势; 随后, *Lindavia bodanica*快速增加至峰值后逐渐减少, 伴随*Aulacoseira alpigena*和*Aulacoseira ambigua*含量上升。硅藻组合中以适应中性和弱碱性水体的属种为主, 嗜酸性属种含量很少, 表明目前水体总体维持弱碱性, 这得益于当地紫色砂页岩和森林土壤对于酸沉降的缓冲作用。尽管目前龙潭湖仍维持弱碱性, 1980s以来硅藻推导水体酸碱度下降, 中富营养种增加, 表明酸沉降降低水体碱度并提高营养水平。气候变暖加剧水体热力分层和营养富集, 导致适应扰动、贫营养环境的*L. bodanica*减少。2010年以来, 中富营养属种略有减少反映湖泊富营养化有所减缓。

关键词: 硅藻; 酸沉降; 山地湖泊; 湖泊酸化; 富营养化; 龙潭湖

Lake environmental changes in response to acid deposition in Southwest China over the last century: Evidence from sedimentary diatoms in Lake Longtan of the Simian Mountains*

Guan Xidong^{1,2}, Jiang Hongchen¹, Jiang Ying³ & Chen Xu^{1,2**}

(1: State Key Laboratory of Biogeology and Environmental Geology, China University of Geosciences, Wuhan 430078, P.R. China)

(2: School of Geography and Information Engineering, China University of Geosciences, Wuhan 430078, P.R. China)

(3: Public Laboratory Platform, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, P.R. China)

Abstract: Atmospheric acid deposition leads to surface water acidification and eutrophication; meanwhile, climate warming also influences lake water environment. The response of lake ecosystems to their interactive interaction is one of research hotspots in global environmental changes. Southwest China is one of the regions with the highest acid deposition loading all over the world. However, there is a paucity of information on how aquatic environments respond to acid deposition. This study investigated historical documents and diatom communities in a ²¹⁰Pb-dated sediment core collected from Lake Longtan of the Simian Mountains in Chongqing City, to explore aquatic environmental changes and major underlying driving forces during the past century. The results showed that *Achnanthes minutissimum* and *Encyonema silesiacum* were dominant species in Lake Longtan from 1926 to 1968. Subsequently, *Lindavia bodanica* increased sharply to a peak and then decreased gradually, concurrent with the increases of *Aulacoseira alpigena* and *Aulacoseira ambigua*. Taken together, the dominance of circumneutral and alkaliphilous diatoms with few aci-

* 2021-01-15 收稿; 2021-03-09 收修改稿。

国家自然科学基金项目(91751206)资助。

** 通信作者; E-mail: xuchen@cug.edu.cn.

dophilic species indicated that water column maintained weakly alkaline in Lake Longtan. One potential explanation is that local bedrock (i.e. purple sand shale) and forest soils have strong ability to buffer against the effects of acid deposition. Although water column in Lake Longtan is slightly alkaline at present, diatom-inferred alkalinity loss and the increase of mesotrophic species after the 1980s indicated that acid deposition had caused a decrease in alkalinity but an increase in nutrient level. Warming-driven thermal stratification and nutrient enrichment probably resulted in a decrease in *L. bodanica*, a taxon preferring mixing and oligotrophic environment. Recent decreases in meso- and eu-trophic diatoms reflected eutrophication alleviation in Lake Longtan.

Keywords: Diatom; acid deposition; mountain lakes; lake acidification; eutrophication; Lake Longtan

自工业革命以来,化石燃料大量燃烧导致二氧化硫和氮氧化物排放量急剧增长,这些酸性物质以降水的形式或者在气流作用下迁移到地面形成酸沉降.酸沉降曾经导致欧洲和北美地区大面积的内陆水体酸化和鱼类死亡等生态环境问题,因而引起了国际科学界的广泛关注^[1].目前东南亚是全球硫和氮沉降的热点区^[2],其中,我国西南地区是目前全球无机氮沉降增幅最高的地区之一^[3].例如,2010年重庆市铁山坪森林穿透水硫、氮沉降量分别达到9.9和4.5 keq/(hm²·a),达到甚至超过欧美历史上酸沉降最严重时期的水平^[4].监测数据表明,湘渝黔地区铁山坪、蔡家塘、雷公山酸雨严重,降水pH均低于5.0,受此影响区域土壤酸化和森林退化加剧^[5].除导致陆地生态系统退化,由大气沉降直接和流域间接输入的酸性物质还会损害水生生态系统健康^[6-8].西南地区在岩溶、滑坡堰塞和第四纪冰川等外力作用下发育有众多小型山地湖泊,这些湖泊在水源供给和生物多样性保护等方面发挥重要的生态服务功能^[9-10].受大气酸沉降影响,即便在偏远的青藏高原东南缘地区,一些山地湖泊沉积记录发现水生生物群落在20世纪初期以来发生明显变化,例如藻类初级生产力提高^[11]、喜氮藻类增多^[12]等.

在大气酸沉降增长的同时,全球气温也呈现明显升高态势,尤其在海拔地区升温幅度更加显著,进而改变山地生态系统的结构与功能^[13].在山地湖泊中,气候变暖会增强水体的热力分层,从而减弱水体的垂直混合作用^[14].尤其1980s以来地表风速下降,加剧水体热力分层^[15],导致水体混合减弱,间接影响到水体光照、营养条件,并引起水生生物群落变化^[14].值得注意的是,气候变化和大气沉降对湖泊生态系统的影响还受到局地因素(流域植被和土壤、人类活动等)的调控^[16-17].例如,亚热带季风气候区森林覆盖度高,流域输入的溶解有机碳对湖泊生态系统演化起到重要的调节功能^[18-19].因此,辨识不同驱动因子的影响,成为厘清山地湖泊生态环境演化规律的关键环节,同时也是过去全球变化研究中的热点之一^[20].

近年来,我国西南地区山地湖泊古生态学研究取得丰硕成果^[9,11-12,16-18,21-23],已有的研究绝大部分聚焦在云南和川西地区,这些研究区处于西南酸沉降中心的边缘地带.已有研究表明,在一些林线以下的湖泊中,由于流域植被和土壤的缓冲作用,近百年来湖泊生态系统维持相对稳定^[22].相比而言,处于酸沉降中心区—重庆市葱坪山地湖泊中,沉积物氮同位素出现明显负偏现象,水体初级和次级生产者随之发生改变,表明大气氮沉降已深刻改变这些山地湖泊生态系统^[9,19].位于酸沉降中心区的其他山地湖泊是否经历类似的环境演变过程,目前尚不清楚.为深入认识酸沉降和气候变化对西南地区山地湖泊的影响,本文选取位于我国酸沉降中心区—重庆市四面山龙潭湖作为研究对象,采集一支浅孔岩芯并进行²¹⁰Pb测年和硅藻分析,基于硅藻组合变化反演近百年来湖泊生态环境演化轨迹,并结合流域大气沉降和气候数据探讨该湖环境演化的主要驱动因子,以期深入认识我国酸沉降中心区水源地环境变化规律.

1 材料与方法

1.1 研究区概况

四面山(28°31'~28°46'N,106°17'~106°31'E)地处重庆市江津区西南端,东临綦江县,西靠四川合江县,南面与贵州习水县相接壤,地处重庆与贵州边界结合部,距离重庆市区135 km,面积约213 km².

在地质构造上,四面山属于云贵高原大娄山北翼余脉,基岩由白垩纪夹关组砖红色砂岩组成,受流水等外力侵蚀作用形成壁陡谷深的丹霞地貌.总体上,山势南高北低,海拔514~1710 m.四面山地区气候类型属亚热带季风型,气候温和,年平均气温13.7℃,雨量充沛,年降水量1200 mm左右,年相对湿度80%,植被类型为亚热带常绿阔叶林.四面山森林土壤由白垩纪夹关组砖红色长石石英砂岩夹砖红、紫红粉砂岩等风化残坡积物、冲积物发育而成,为紫色土^[24].区域内水系发达,湖泊众多,海拔800 m以上的湖泊有9个,其中

集水面积最大的为洪海—响水滩—头道河流域, 总集水面积约 70.5 km^2 [25]。

四面山龙潭湖, 湖面海拔 900 m, 长近 3000 m, 最深处 22 m, 由 1926 年山体滑坡而成的堰塞湖, 之后利用山体滑坡物质在湖前筑成土坝, 在 20 世纪五六十年代当地对大坝进行加固加高。2017 年 9 月采样时, 用 HACH HQ40 多功能水质分析仪测得水体的电导率、pH 和氧化还原电位分别为 $94 \mu\text{S}/\text{cm}$ 、8.18 和 125.3 mV。

1.2 数据来源

流域气温降水数据来源于 KNMI Climate Explorer 网站 (<http://climexp.knmi.nl/>), 下载龙潭湖所在网格 ($28^{\circ}30' \sim 29^{\circ}0' \text{N}$, $106^{\circ}0' \sim 106^{\circ}30' \text{E}$) 的年均距平温度和年降水量。风速数据下载自中国气象数据网 (data.cma.cn) 的沙坪坝 (57516) 站点, 为最大风速。由于缺少研究区历史时期氮、硫排放量资料, 选取 1900 年以来全国二氧化硫 [6] 和氮氧化物 [1] 排放量代表区域数据, 补充数据来源于国家统计局官网 (<http://www.stats.gov.cn>) 及《中国环境统计年报 2010》。重庆江津区人口和重庆市农用化肥施用量数据来源于《江津四十年》 [26] 和中国经济社会大数据研究平台 (<https://data.cnki.net/>)。区域历史资料数据见图 1。

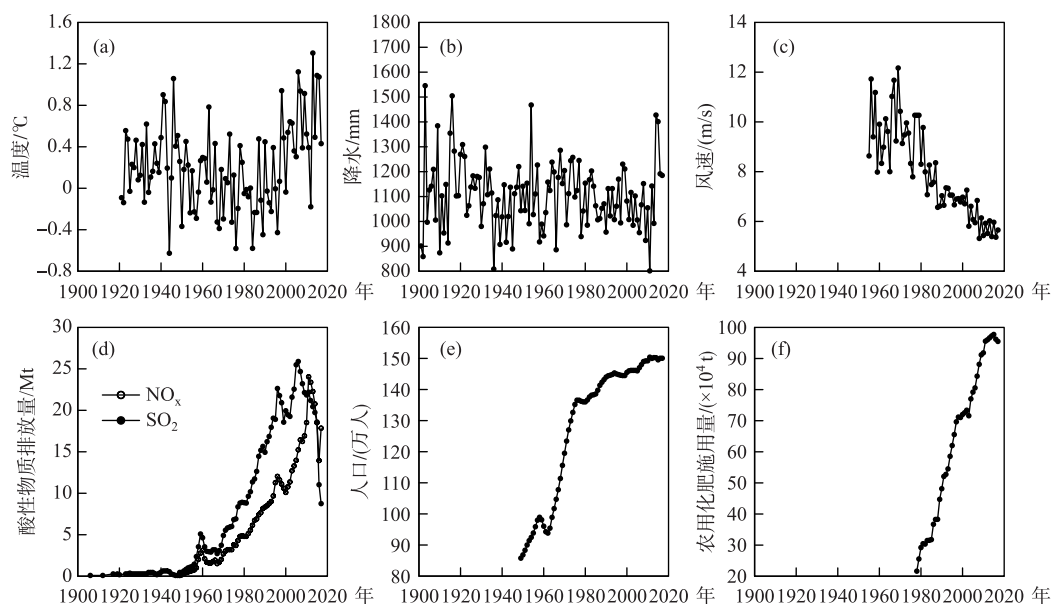


图 1 区域历史资料数据 (a: 年均温距平, b: 年降水量, c: 最大风速, d: 酸性物质排放量, e: 重庆江津区人口, f: 重庆市农用化肥施用量)

Fig.1 Regional historical data (a: temperature anomalies, b: annual precipitation, c: maximum wind speed, d: acidic emission, e: population of Jiangjin District in Chongqing City, f: agricultural fertilizer utilization in Chongqing City)

1.3 样品采集及处理

2017 年 9 月采集, 利用重力采样器在龙潭湖中央位置 ($28^{\circ}38'59.79'' \text{N}$, $106^{\circ}24'22.66'' \text{E}$) 取一根长 31 cm 岩芯, 采样点水深 12.3 m (图 2), 现场对岩芯按 1 cm 间隔进行分样, 样品用自封袋密封后, 带回实验室进行处理。

沉积物 ^{210}Pb 和 ^{137}Cs 比活度采用美国 EG&G ORTEC 公司生产的井式高纯锗伽马谱仪系统 (HPGe GWL-120-15) 进行测定。其中 ^{210}Pb 标准样品由英国利物浦大学提供, ^{226}Ra 标准样品由中国原子能科学研究院提供, 测试误差小于 10%。

沉积物总有机碳 (TOC) 和总氮 (TN) 含量测定: 样品经稀盐酸预处理后, 蒸馏水清洗烘干, 用元素分析仪测定含量, 测试误差控制在 $\pm 0.4\%$ 以内。

硅藻样品采用标准方法处理 [27], 即对每份样品分别取约 0.5 g, 用蒸馏水溶解并加入 10% HCl 去除碳酸

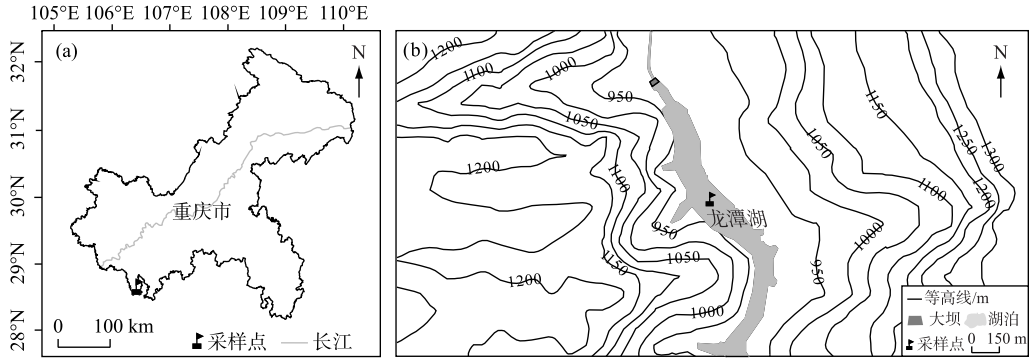


图2 采样点地理位置图(a)和地形图(b)

Fig.2 Geographical location map (a) and topographic map (b) of the sampling site

盐等矿物,之后在加热板上加热 3 h 并间断性的加入 30% H_2O_2 去除有机质组分,随后用蒸馏水清洗 3 次,定容至 10 mL 充分摇匀后取 0.5 mL 悬浊液滴到盖玻片晾干,使用加拿大树胶制成玻片。硅藻样品分析间隔为 1 cm,共 31 个样品。利用 Olympus CX31 显微镜 1000 倍下进行硅藻鉴定并计数,参照欧洲硅藻鉴定图谱^[28]。属种命名参照最新的分类系统更新(<http://www.algaebase.org/>)。每个样品硅藻壳体统计 300 粒,其中有 5 个样品保存较差,鉴定 100 粒以上,硅藻属种转换成百分含量数据。

1.4 数理统计

选取至少在两个样品出现且其中一个样品百分含量超过 3% 的属种进行统计分析。在 TILIA-GRAPH 1.7.16 软件中绘制硅藻属种百分比图谱,并基于 CONISS 聚类分析划分硅藻属种组合带。利用 Van Dam 等^[29]的硅藻生态属性分类方法,在水体酸碱度梯度上,分为嗜酸种、偏酸种、中性种、偏碱种、嗜碱种,1~5 表示由强酸性到强碱性,以 3(中性种)为分界。查阅各硅藻属种酸碱度分级值,依据样品中已知属性的属种含量百分比对分级值进行加权平均,得出各样品的酸碱度分级值。

初步的除趋势对应分析(detrended correspondence analysis, DCA)结果表明,硅藻组合数据的 DCA 第一轴梯度长度为 1.3 SD,因此选用线性模型进行排序分析。本文重点关注湖泊多年长期变化规律,因此对流域历史资料数据进行了五年滑动平均处理,再依据²¹⁰Pb 年代结果,建立沉积记录与历史资料数据的对应关系。在此基础上,以硅藻组合数据为响应变量,研究区氮硫排放量、降水、温度、风速、人口、沉积物碳氮含量作为解释变量,进行冗余分析(redundancy analysis, RDA),采用蒙特卡罗检验($P < 0.05$),筛选出与龙潭湖硅藻组合变化显著相关的环境因子。由于连续的历史资料数据仅限于 1950 年以来,因此冗余分析基于 1950 年至今时段的完整数据序列。DCA 和 RDA 均在 CANOCO4.5 软件中进行^[30]。

2 结果分析

2.1 年代序列

龙潭湖沉积物岩芯中,过剩²¹⁰Pb 比活度($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$)总体随深度增加递减(图 3)。¹³⁷Cs 比活度很低,小于 4 Bq/kg,可能由于其易溶解性随出湖水流而流失,因而¹³⁷Cs 的峰值不作为时标考虑。由于²¹⁰Pb_{ex}未达到衰变平衡,首先,采用恒定初始浓度模式计算,得出的年代存在颠倒。其次,采用恒定通量恒定沉积速率模式计算,得出年代底界约为 1896 年,超过湖泊形成年代。考虑上述 2 种计算模式都存在缺陷,本文尝试采用龙潭湖的形成年代(1926 年^[31])作为时标,结合²¹⁰Pb 恒定供给速率模式^[32]计算沉积物年代。依据年代结果计算的沉积速率显示,湖泊沉积速率在 1950s—1960s 快速升高,并在 1966 年附近达到峰值。《江津四十年》^[26]记载,江津区农作物播种面积从建国初期约 1300 km²增长到 1960s 中期 1333 km²以上,由此可能加剧流域表土侵蚀,沉积速率加快。此后,湖泊沉积速率总体呈下降趋势,一方面由于流域上游水坝修建减少泥沙来源,例如 1970 年上游大洪海筑坝蓄水^[33]。同时,1980s 以来四面山成立自然保护区,森林植被恢复促进水土保持,沉积速率进一步下降。沉积速率变化与流域人为活动历史一致,说明年代框架基本可靠。考虑到底界年龄存

在不确定性,未来需要进一步采用碳球粒等定年方法,提高年代结果的准确性.

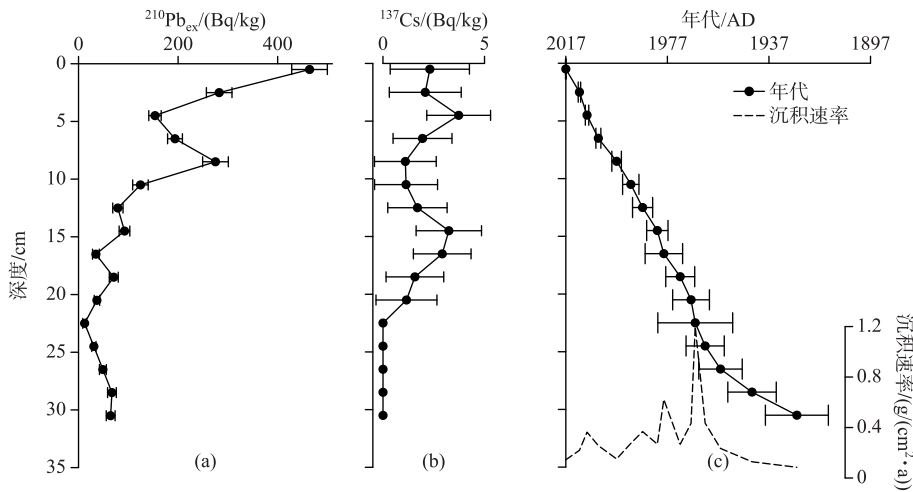


图 3 龙潭湖沉积岩芯²¹⁰Pb_{ex}(a)、¹³⁷Cs 比活度(b)、年代和沉积速率(c)

Fig.3 The activities of ²¹⁰Pb_{ex} (a), ¹³⁷Cs (b), chronology and sedimentation rate (c) in Lake Longtan sediment core

2.2 硅藻组合变化

龙潭湖样品中共鉴定出 83 种硅藻,其中最高含量超过 10% 的属种包括 *Achnanthes minutissimum* (平均含量约 20%)、*Lindavia bodanica* (平均含量约 30%)、*Aulacoseira ambigua* (平均含量约 10%)、*Aulacoseira granulata* (平均含量约 10%) 为优势属种,根据 CONISS 聚类分析,将硅藻组合划分为 2 个组合带,其中组合带 II 又分为 2 个亚带(图 4).

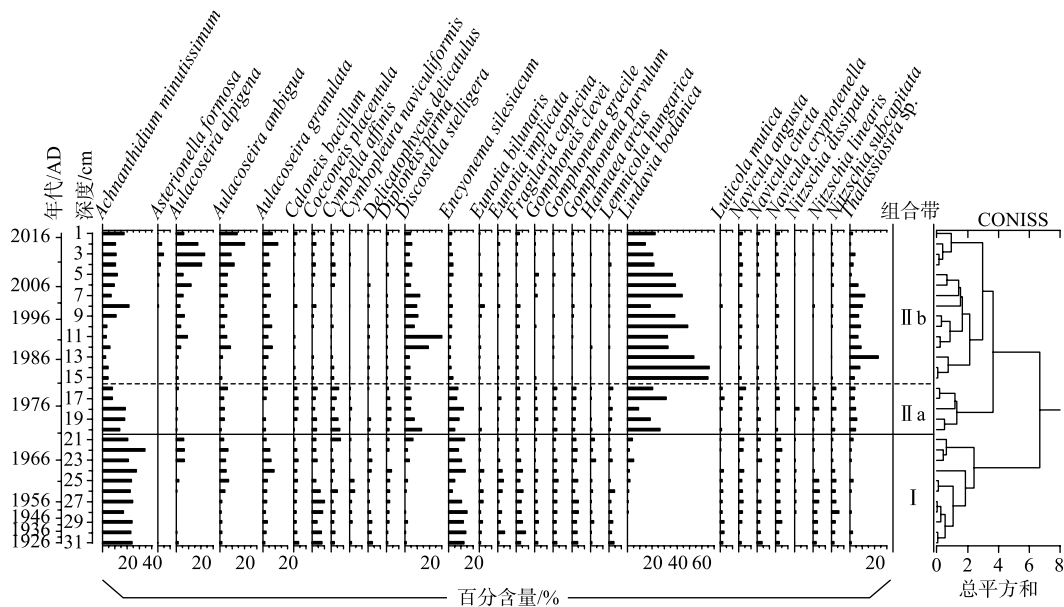


图 4 龙潭湖岩芯硅藻组合图谱

Fig.4 Diagram of main diatom taxa in Lake Longtan core

组合带 I (31~21 cm, 约 1926—1968 年): *A. minutissimum* 和 *Encyonema silesiacum* 为主要优势种, 平均含量分别为 20% 和 15%. *A. ambigua*、*A. granulata* 含量均不超过 10%, 但呈明显增加趋势, 与之相反, *Cocconeis placentula* 和 *Fragilaria capucina* 等属种含量呈下降趋势. 其他底栖类型硅藻, 如 *Gomphonema gracile*、*Gomphonema parvulum* 和 *Navicula cryptotenella* 在该段频繁出现, 变化趋势并不明显.

组合带 II (20~0 cm, 约 1968—2017 年): 该组合带最大变化为 *L. bodanica* 显著增多, 尽管 *Aulacoseira alpigena*、*A. ambigua* 和 *A. granulata* 含量相对较少但在岩芯顶部呈明显增加趋势. *A. minutissimum* 含量先体减少后增加, *Discostella stelligera* 和 *Thalassiosira* sp. 含量先增加后减少, 底栖类型硅藻相比前一阶段明显减少. 根据优势属种含量变化, 可以分为 2 个亚带.

组合带 IIa (20~16 cm, 约 1968—1980 年) 中, *A. minutissimum* 含量明显下降, *D. stelligera* 含量减少, *L. bodanica* 跳跃式增长并成为主要的优势种, 底栖类型硅藻在该阶段频繁出现, 并维持较高含量. 组合带 IIb (15~0 cm, 约 1980—2017 年): 以 *G. gracile* 和 *G. parvulum* 为代表的底栖类型硅藻明显减少, 仅零星出现. *L. bodanica* 仍然为最主要的优势种, 但其含量逐渐下降. *A. minutissimum*、*A. alpigena*、*A. ambigua* 含量逐渐上升, *D. stelligera* 和 *Thalassiosira* sp. 含量先升高后下降, 成为该亚段的优势种. 2000 年以来 *Asterionella formosa* 先增加, 2010 年以来快速减少, 伴随 *Aulacoseira* 属含量下降.

总体而言, 优势硅藻属种从底部 *A. minutissimum* 和 *E. silesiacum* 优势组合过渡到了 1970s 以来 *L. bodanica*、*D. stelligera*、*Thalassiosira* sp. 和 *A. alpigena* 的优势组合.

2.3 龙潭湖水环境变化

根据 Van Dam 等的硅藻生态属性分级系统, 在酸碱度梯度上, 3 表示水体中性, 数值越高碱性越强^[29]. 龙潭湖水体酸碱度分级值整体处于 3~3.4 之间, 反映了湖泊水体的弱碱性特征, 但总体有酸化趋势. C/N 比在 8~10 之间波动变化, 1990 年之前 TN 和 TOC 含量变化较小, 此后呈快速升高趋势, 在 2007 年前后小幅回落 (图 5).

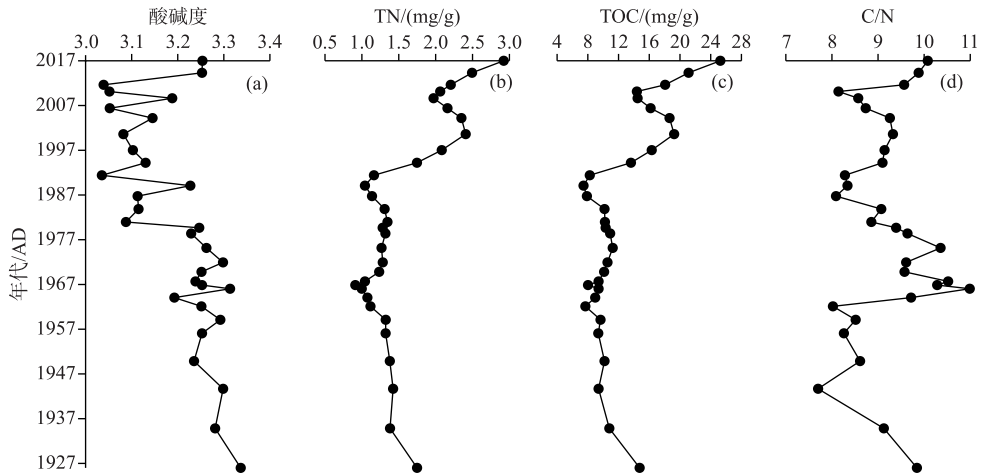


图 5 近百年以来龙潭湖酸碱度(a)、总氮含量(b)、总有机碳含量(c)和碳氮比(d)变化

Fig.5 Changes of pH class (a), TN content (b), TOC content (c) and C/N ratio (d) in Lake Longtan over the last century

2.4 龙潭湖环境因子识别

冗余分析的结果表明, RDA 前两轴分别解释了硅藻组合变化的 43% 和 7.2%, 第一轴主要与 SO_2 排放量相关, 第二轴主要与温度相关 (图 6). 沿 RDA 第一轴负方向, 底栖硅藻减少而 *Cyclotella* 和 *Thalassiosira* 属浮游种增加. 同时, 组合带 I 和组合带 IIa 样品沿第一轴自右向左排列, 与 SO_2 排放量增加相对应. 沿第二轴正方向, *Aulacoseira* 属和 *A. formosa* 增加, 与温度升高相一致. 与之相应, 组合带 IIb 的样品自下而上排列.

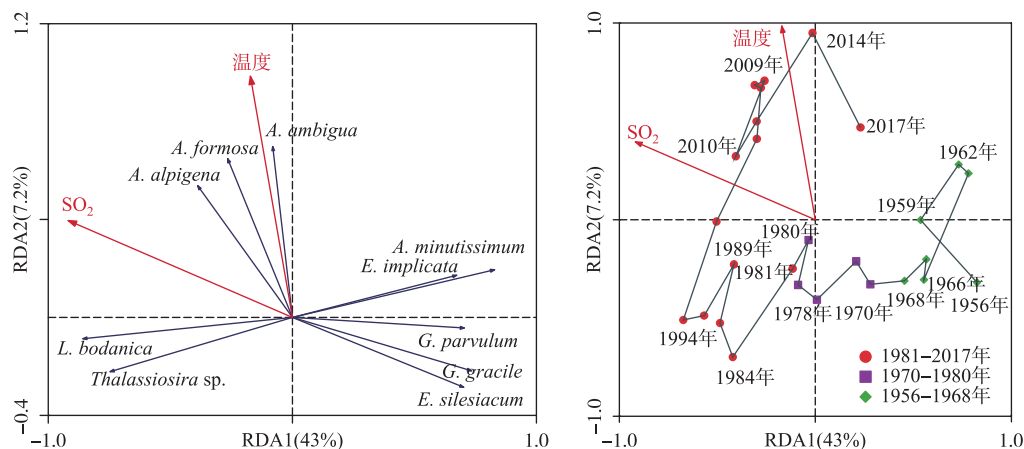


图6 冗余分析双轴图: 物种(a)和样品(b)与显著环境因子

Fig.6 The biplots of redundancy analyses: species (a) and samples (b) and significant environmental factors

3 讨论

3.1 水体环境变化

酸沉降问题曾导致欧洲和北美地区地表水酸化,并诱发一系列生态环境问题^[34-35]. 20 世纪中后期,中国成为全球第三大酸雨区^[36],一些水源地溪流的监测数据表明当前水体酸化并不严重,但水体 pH 的自然背景值和长期变化趋势尚不清楚^[35]. 龙潭湖的硅藻组合中主要优势属种 *A. minutissimum* 和 *L. bodanica* 主要出现在中性水体中,岩芯顶部的优势种 *A. granulata* 和 *A. ambigua* 主要生长在中性或偏碱性水体^[29],例如在爱尔兰表层硅藻数据中,*A. minutissimum* 和 *A. granulata* 的 pH 最适值分别为 7.2 和 8.0^[37]. 根据 Van Dam 等的硅藻生态属性分级系统^[29],近百年来龙潭湖水体酸碱度分级值在 3~3.4 之间波动,且 2017 年 9 月采样时水体 pH 实测值为 8.18. 可见,近百年来龙潭湖水体总体维持弱碱性. 这主要得益于该地区基岩和土壤具有较强的缓冲能力. 首先,研究区基岩为白垩纪夹关组砖红色砂岩,含有大量的不稳定矿物和岩屑,富含钙质,碎屑颗粒表面广泛存在红色的铁质氧化物薄膜^[38],流域紫色土碱基离子丰富且风化速率快^[39],基岩和土壤风化过程中会产生大量 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等阳离子,这些盐基离子入湖后对于酸沉降起到有效的缓冲作用. 其次,南方亚热带森林土壤是重要的氮汇^[40],并且大多数的 NO_3^- 随地表水汇入土壤层后经反硝化作用而流失^[41],从而降低了水体的酸化风险.

由于酸沉降持续增加,南方部分地区土壤中的氮已经达到了饱和状态^[39]. 此外,在过去几十年间,研究区人口和化肥施用量持续增长(图 1e,f),尤其是硝态氮肥的使用会给湖泊带来额外的氮源,进一步加剧地表水酸化风险. 龙潭湖硅藻组合中 *A. alpigena* 等适应弱酸性环境^[42] 的属种增加,硅藻推导的酸碱度分级值自 1970s 以来逐渐下降,且嗜氮硅藻 *A. formosa* 突然出现^[43-45],这些证据表明水体存在酸化趋势. 与此相似,我国地表水 73 个监测点近十年的实测数据表明,近半数的地表水存在着明显的酸化趋势^[46]. 在未来西南地区活性氮通量持续增加的背景下^[12],以龙潭湖为代表的西南地区山地湖泊将普遍面临酸化的风险. 因此,必须加强这些山地湖泊环境保护措施和水环境动态监测,避免湖泊生态环境恶化. 同时,开展山地湖泊古湖沼学研究,准确掌握湖泊自然本底信息,为设定合理的湖泊生态修复目标提供科学依据.

由于山地湖泊中往往处于氮限制,酸沉降一方面增加水体酸化风险,同时大气氮补给会提高水体营养水平,促进嗜氮种生长和生产力提高^[9]. 在北美西部山地湖泊,20 世纪中叶以来大气氮沉降增加,改变了藻类群落结构,其中 *A. formosa* 等中营养种大量出现^[43]. 龙潭湖沉积物 C/N 值在 8~10 之间波动,表明有机质主要来自于湖泊藻类或水生植物的贡献^[19]. 1990 年以来,TOC 和 TN 含量同步上升,指示湖泊内源生产力升高. 同时,以 *A. granulata*、*A. alpigena* 和嗜氮种 *A. formosa* 为代表的中富营养属种增多,共同指示了湖泊营养

富集过程. 2010 年以来, 这些适应中富营养水体的硅藻小幅减少, 反映水体富营养化趋势有所减缓.

3.2 酸沉降、气候变暖和流域人为活动的影响

RDA 分析结果表明, 1990s 以前硅藻组合主要沿 RDA 第一轴分布, 与 SO_2 排放量显著相关. 考虑到 SO_2 排放量与氮排放量显著正相关 ($r=0.95$, $P<0.05$), 因此 SO_2 排放量可以指示酸沉降水平. 1940s 以来氮硫排放量开始快速增加 (图 1d), 龙潭湖水体酸碱度开始缓慢下降, 一些适应碱性水体的硅藻如 *Delicatophycus delicatulus* 和 *Lemnicola hungarica*^[29] 等小幅减少. 1960—1970 年间氮硫排放量明显回落, 水体酸碱度呈波动变化. 1980s 以来氮硫排放量呈指数增长, 湖泊的酸碱度不断下降, 适应中性水体的 *L. bodanica*^[47] 开始大量出现. 硅藻推导的水体酸碱度变化与酸沉降变化趋势基本一致, 间接表明采用硅藻生态属性分类值^[29] 进行半定量重建的方法是有效的. 酸沉降不仅降低水体 pH 值, 同时输入大量营养物质, 沉积物 TOC 和 TN 含量增加指示营养水平升高. 受此影响, 适应贫营养环境的 *L. bodanica* 明显减少, 该种在落基山脉的山地湖泊中硝酸盐的最适值仅为 $7 \mu\text{g/L}$ ^[48]. 相反, 适应中—富营养水体 *A. alpigena*, *A. ambigua* 和 *A. granulata* 开始增加.

1980s 以来硅藻组合沿 RDA 第二轴变化, 主要响应于气候变暖. 温度升高通常导致水体热力分层加剧, 从而减弱水体的垂直混合, 这不利于大型厚壳的硅藻属种在水体中悬浮生长^[14]. 而且, 区域风速下降 (图 1c), 水体垂直混合作用会进一步减弱. 龙潭湖主要的优势种 *L. bodanica* 壳体高度硅化, 适应在扰动较强的水体中生长, 这与另一主要优势种 *A. granulata* 的生态属性十分相似^[14]. 相比而言, *A. ambigua* 和 *A. alpigena* 的壳体较小, 比表面积相对较大, 有助于悬浮并提高光合作用和养分吸收效率, 这使得它们在水体扰动减弱的水体中比 *L. bodanica* 更具竞争优势. 这可能是 1980s 以来 *L. bodanica* 减少, 小型的 *A. ambigua* 和 *A. alpigena* 增多的重要原因.

除酸沉降和气候变暖的影响外, 当地人类活动是驱动湖泊环境变化的潜在因素. 1950s—1960s 龙潭湖水坝加固后, 湖水变深、底部光照减弱, 这可能是底栖种向浮游种转变的重要诱因. 在云南海西海, 筑坝导致水体加深, 浮游硅藻也随之增多, Wang 等提出水深 9~11 m 为底栖硅藻向浮游硅藻转变的重要阈值^[49]. 当前龙潭湖采样点水深为 12.3 m, 超过此阈值, 可能是浮游硅藻占主导的重要原因. 此外, 重庆市自 1980s 以来化肥施用量呈指数增长, 从最初的每年 20 万 t 增长至近 100 万 t (图 1f). 与此同时, 四面山旅游业拉开帷幕, 龙潭湖周边宾馆酒店污水排放可能加剧水体营养富集, 促进中富营养属种生长. 2011 年四面山镇成立后, 加大了对四面山风景区环境保护力度. 与此同时, 大气氮硫排放量下降, 减缓了水体富营养趋势, 龙潭湖近年来中富营养属种有所减少.

4 结论

重庆四面山龙潭湖沉积硅藻记录了近百年以来湖泊水环境变化历史, 沉积硅藻中以适应中性和弱碱性属种为主, 表明水体总体维持弱碱性, 这主要由于流域紫色砂页岩和森林土壤具有较强的缓冲能力. 尽管龙潭湖目前维持弱碱性, 但硅藻推导的 pH 分级值逐渐下降、中富营养属种增加, 表明以龙潭湖为代表的西南山区湖泊存在酸化和营养富集趋势. 2010 年以来中富营养属种小幅下降, 表明水环境有所改善. 冗余分析结果显示, 酸沉降和气候变暖是龙潭湖水环境变化的主要诱因. 湖泊沉积物硅藻记录提供了龙潭湖水体酸碱度和营养动态的有效信息. 未来应该加强对这些水源地湖泊的古湖沼学研究和环境监测工作, 准确评估这些山地湖泊水环境自然本底信息和演化动态, 从而为这些水源地生态环境保护提供科学依据.

致谢: 夏威夷老师、龚俊俊老师、研究生梁佳、田文龙和彭佳等协助野外采样和室内实验, 谨致谢忱.

5 参考文献

- [1] Wang WX, Xu PJ. Research progress in precipitation chemistry in China. *Progress in Chemistry*, 2009, **21**(Z1): 266-281. [王文兴, 许鹏举. 中国大气降水化学研究进展. 化学进展, 2009, **21**(Z1): 266-281.]
- [2] Vet R, Artz RS, Carou S *et al.* A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorus. *Atmospheric Environment*, 2014, **93**: 3-100. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2013.10.060.
- [3] Ackerman D, Millet DB, Chen X. Global estimates of inorganic nitrogen deposition across four decades. *Global Biogeochemical Cycles*, 2019, **33**(1): 100-107. DOI: 10.1029/2018GB005990.

- [4] Yu DX, Ma XX, Tan BQ *et al.* Trend in acid deposition at Tieshanping, Chongqing during 2001–2010. *Environmental Science*, 2014, **35**(1): 60-65. DOI: 10.13227/j.hjxx.2014.01.010. [余德祥, 马萧萧, 谭炳全等. 重庆市铁山坪 2001–2010 年酸沉降变化. 环境科学, 2014, **35**(1): 60-65.]
- [5] Xiang RJ. Characteristics of acid deposition and environmental effects of typical acid rain areas in southern China [Dissertation]. Changsha: Central South University, 2012. [向仁军. 中国南方典型酸雨区酸沉降特性及其环境效应研究 [学位论文]. 长沙: 中南大学, 2012.]
- [6] Larssen T, Lydersen E, Tang DG *et al.* Acid rain in China. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(2): 418-425. DOI: 10.1021/es0626133.
- [7] Oden S. The acidity problem—An outline of concepts. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1976, **6**(2): 137-166. DOI: 10.1007/bf00182862.
- [8] Likens GE, Bormann FH. Acid Rain: A serious regional environmental problem. *Science*, 1974, **184**(4142): 1176-1179. DOI: 10.1126/science.184.4142.1176.
- [9] Zheng T, Cao YM, Peng J *et al.* Effects of climate warming and nitrogen deposition on subtropical montane ponds (central China) over the last two centuries: Evidence from subfossil chironomids. *Environmental Pollution*, 2020, **262**: 114256. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114256.
- [10] Yang XD, Dong XH, Chen X *et al.* Past environmental changes and management suggestions for lakes in the Yangtze River economic belt. *Bulletin of Chinese Academy of Sciences*, 2020, **35**(8): 977-987. [羊向东, 董旭辉, 陈旭等. 长江经济带湖泊环境演变与保护、治理建议. 中国科学院院刊, 2020, **35**(8): 977-987.]
- [11] Hu ZJ, Anderson NJ, Yang XD *et al.* Catchment-mediated atmospheric nitrogen deposition drives ecological change in two alpine lakes in SE Tibet. *Global Change Biology*, 2014, **20**(5): 1614-1628. DOI: 10.1111/gcb.12435.
- [12] Kang WG, Chen GJ, Wang JY *et al.* Assessing the impact of long-term changes in climate and atmospheric deposition on a shallow alpine lake from southeast Tibet. *Science of the Total Environment*, 2019, **650**: 713-724. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.066.
- [13] Wang QX, Fan XH, Wang MB. Recent warming amplification over high elevation regions across the globe. *Climate Dynamics*, 2014, **43**(1/2): 87-101. DOI: 10.1007/s00382-013-1889-3.
- [14] Rühland KM, Paterson AM, Smol JP. Lake diatom responses to warming: Reviewing the evidence. *Journal of Paleolimnology*, 2015, **54**(1): 1-35. DOI: 10.1007/s10933-015-9837-3.
- [15] Woolway RI, Merchant CJ, van den Hoek J *et al.* Northern hemisphere atmospheric stilling accelerates lake thermal responses to a warming world. *Geophysical Research Letters*, 2019, **46**(21): 11983-11992. DOI: 10.1029/2019GL082752.
- [16] Chen CH, Wang JZ, Zhu C *et al.* Relationship between the sediment pigment records of Lake Lugu and the regional climate change over the last 200a. *J Lake Sci*, 2012, **24**(5): 780-788. DOI: 10.18307/2012.0520. [陈传红, 汪敬忠, 朱迟等. 近 200a 来泸沽湖沉积物色素记录与区域气候变化的关系. 湖泊科学, 2012, **24**(5): 780-788.]
- [17] Kong LY, Yang XD, Wang Q *et al.* Environmental change and biological response during the past 200 years from two alpine lakes below and above Modern Treeline in Southwest China. *Quaternary Sciences*, 2018, **38**(4): 926-938. [孔令阳, 羊向东, 王倩等. 我国西南地区树线高山湖泊过去 200 年环境变化及生物群落响应研究. 第四纪研究, 2018, **38**(4): 926-938.]
- [18] Hu ZJ, Yang XD, Anderson NJ *et al.* The landscape-atmosphere continuum determines ecological change in alpine lakes of SE Tibet. *Ecosystems*, 2018, **21**(5): 839-851. DOI: 10.1007/s10021-017-0187-z.
- [19] Chen X, McGowan S, Peng J *et al.* Local and regional drivers of environmental changes in two subtropical montane ponds (central China) over the last two centuries. *Ecosystems*, 2021, **24**(3): 565-582. DOI: 10.1007/s10021-020-00535-2.
- [20] Yang XD, Wang R, Dong XH *et al.* A review of lake palaeoecology research in China. *J Lake Sci*, 2020, **32**(5): 1380-1395. DOI: 10.18307/2020.0512. [羊向东, 王荣, 董旭辉等. 中国湖泊古生态研究进展. 湖泊科学, 2020, **32**(5): 1380-1395.]
- [21] Chen J, Liu JB, Xie CL *et al.* Biogeochemical responses to climate change and anthropogenic nitrogen deposition from a ~200-year record from Tianchi Lake, Chinese Loess Plateau. *Quaternary International*, 2018, **493**: 22-30. DOI: 10.1016/j.quaint.2018.09.004.
- [22] Wischnewski J, Kramer A, Kong ZC *et al.* Terrestrial and aquatic responses to climate change and human impact on the southeastern Tibetan Plateau during the past two centuries. *Global Change Biology*, 2011, **17**(11): 3376-3391. DOI: 10.

- 1111/j.1365-2486.2011.02474.x.
- [23] Wang R, Hu ZJ, Wang Q *et al.* Discrepancy in the responses of diatom diversity to indirect and direct human activities in lakes of the southeastern Tibetan Plateau, China. *Anthropocene*, 2020, **30**: 100243. DOI: 10.1016/j.ancene.2020.100243.
- [24] Liu YC, Dong M, Miao SL. A preliminary study on forest vegetation of the Simian mountain in Jianjin County, Sichuan Province. *Journal of the Southwest Teachers College*, 1985, **10**(3): 16-26. [刘玉成, 董鸣, 缪世利. 江津县四面山森林植被的初步研究. 西南师范学院学报: 自然科学版, 1985, **10**(3): 16-26.]
- [25] Zhao DW, Zhang DB, Gao SD *et al.* Study on atmospheric wet deposition at fourside mountain background region. *Chongqing Environmental Science*, 1991, **13**(5): 16-20. [赵大为, 张冬保, 高世东等. 四面山背景区大气湿沉降研究. 重庆环境科学, 1991, **13**(5): 16-20.]
- [26] Luo HQ, Zhang SW, Zhong JZ *et al.* eds. Forty Years of Jiangjin. Jiangjin; Jiangjin County Statistics Bureau, 1989. [罗洪谦, 张淑苑, 钟鉴钊等. 江津四十年. 江津: 江津县统计局, 1989.]
- [27] Battarbee RW, Grytnes JA, Thompson R *et al.* Comparing palaeolimnology and instrumental evidence of climate change for remote mountain lakes over the last 200 years. *Journal of Paleolimnology*, 2002, **28**(1): 161-179. DOI: 10.1023/A: 1020384204940.
- [28] Krammer K, Lange-bertalot H. Bacillariophyceae//Ettl H, Gerloff J, Heynig H eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Teil. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 1986-1991:1-4.
- [29] Dam H, Mertens A, Sinkeldam J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 1994, **28**(1): 117-133. DOI: 10.1007/BF02334251.
- [30] ter Braak CJF, Smilauer P. CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Ithaca Ny Usa Www, 2002.
- [31] Liang F, Li B, Li JF *et al.* Analysis on formation and development mechanism of Simianshan Toudaohe dangerous rock belt in Jiangjin County of Chongqing. *The Chinese Journal of Geological Hazard and Control*, 2009, **20**(1): 55-59. [梁峰, 李保, 李剑锋等. 重庆市江津区四面山镇头道河危岩带形成演化机制分析. 中国地质灾害与防治学报, 2009, **20**(1): 55-59.]
- [32] Appleby PG. Chronostratigraphic techniques in recent sediments//Last WM, Smol JP eds. Tracking environmental change using lake sediments: Volume 1: Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques. Dordrecht: Springer, 2001: 171-203.
- [33] Sun T, Ma M, Wang YM *et al.* Migration and transformation of mercury in unsubmerged soil and sediment at one typical forest reservoir in southwest China. *Environmental Science*, 2018, **39**(4): 1880-1887. DOI: 10.13227/j.hjxx.201709051. [孙涛, 马明, 王永敏等. 西南地区典型森林水库土壤和沉积物汞的迁移转化特征. 环境科学, 2018, **39**(4): 1880-1887.]
- [34] Burns DA, Aherne J, Gay DA *et al.* Acid rain and its environmental effects: Recent scientific advances. *Atmospheric Environment*, 2016, **146**: 1-4. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.10.019.
- [35] Yu Q, Zhang T, Cheng ZL *et al.* Is surface water acidification a serious regional issue in China?. *Science of the Total Environment*, 2017, **584/585**: 783-790. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.01.116.
- [36] Shu X, Zhang KR, Zhang QF *et al.* Ecophysiological responses of *Jatropha curcas* L. seedlings to simulated acid rain under different soil types. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2019, **185**: 109705. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109705.
- [37] Chen GJ, Dalton C, Leira M *et al.* Diatom-based total phosphorus (TP) and pH transfer functions for the Irish Ecoregion. *Journal of Paleolimnology*, 2008, **40**(1): 143-163. DOI: 10.1007/s10933-007-9148-4.
- [38] Liu HB. Study on the genetic characteristics and types of jiaguan formation purple soils, in Sichuan Basin[Dissertation]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 1990. [刘红兵. 四川盆地夹关组紫色土发生特征及发生类型的研究[学位论文]. 北京: 中国科学院研究生院, 1990.]
- [39] Duan L, Ma XX, Larssen T *et al.* Response of surface water acidification in upper Yangtze River to SO₂ emissions abatement in China. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(8): 3275-3281. DOI: 10.1021/es1038672.
- [40] Larssen T, Duan L, Mulder J. Deposition and leaching of sulfur, nitrogen and calcium in four forested catchments in China: Implications for acidification. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(4): 1192-1198. DOI: 10.1021/es103426p.

- [41] Zhu J, Mulder J, Bakken L *et al.* The importance of denitrification for N₂O emissions from an N-saturated forest in SW China: Results from *in situ* ¹⁵N labeling experiments. *Biogeochemistry*, 2013, **116**(1/2/3): 103-117. DOI: 10.1007/s10533-013-9883-8.
- [42] Dam H, Mertens A. Long-term changes of diatoms and chemistry in headwater streams polluted by atmospheric deposition of sulphur and nitrogen compounds. *Freshwater Biology*, 1995, **34**(3): 579-600. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1995.tb00915.x.
- [43] Saros JE, Clow DW, Blett T *et al.* Critical nitrogen deposition loads in high-elevation lakes of the western US inferred from paleolimnological records. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2011, **216**(1/2/3/4): 193-202. DOI: 10.1007/s11270-010-0526-6.
- [44] Hobbs WO, Telford RJ, Birks HJB *et al.* Quantifying recent ecological changes in remote lakes of North America and Greenland using sediment diatom assemblages. *PLoS One*, 2010, **5**(4): e10026. DOI: 10.1371/journal.pone.0010026.
- [45] Hundey EJ, Moser KA, Longstaffe FJ *et al.* Recent changes in production in oligotrophic Uinta Mountain lakes, Utah, identified using paleolimnology. *Limnology and Oceanography*, 2014, **59**(6): 1987-2001. DOI: 10.4319/lo.2014.59.6.1987.
- [46] Qiao YH, Feng JF, Liu X *et al.* Surface water pH variations and trends in China from 2004 to 2014. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, **188**(7): 1-13. DOI: 10.1007/s10661-016-5454-5.
- [47] Saros JE, Anderson NJ. The ecology of the planktonic diatom *Cyclotella* and its implications for global environmental change studies. *Biological Reviews*, 2015, **90**(2): 522-541. DOI: 10.1111/brv.12120.
- [48] Arnett HA, Saros JE, Alisa MM. A caveat regarding diatom-inferred nitrogen concentrations in oligotrophic lakes. *Journal of Paleolimnology*, 2012, **47**(2): 277-291. DOI: 10.1007/s10933-011-9576-z.
- [49] Wang JY, Chen GJ, Kang WG *et al.* Impoundment intensity determines temporal patterns of hydrological fluctuation, carbon cycling and algal succession in a dammed lake of Southwest China. *Water Research*, 2019, **148**: 162-175. DOI: 10.1016/j.watres.2018.10.032.