J. Lake Sci.(湖泊科学), 2026, 38(2):000-000
DOI 10.18307/2026.0202

淡水湖泊固氮微生物与固氮速率影响因素:文献计量与整合分析

杨　予[1]，朱先龙[1,2]，徐润冰[1*]，邢　鹏[2*]
（1：云南大学生态与环境学院云南高原山地生态与退化环境修复重点实验室，昆明 650091）
（2：中国科学院南京地理湖泊研究所湖泊与流域水安全全国重点实验室，南京 211135）

摘　要：固氮作用是生态系统生物地球化学循环的重要环节，目前对水生生态系统固氮作用的研究主要集中于海洋，湖泊等内陆水体研究起步相对较晚。为了解当前淡水湖泊固氮微生物的研究热点与发展趋势，本研究以 Web of Science 数据库中淡水湖泊固氮微生物及相关领域的文献为数据源，运用 CiteSpace 软件和 VOSviewer 软件构建并分析该研究领域的发文热点及未来研究趋势的知识图谱。在此基础上，通过文献整合分析，梳理了水体氮磷营养盐对固氮速率的影响及其可能的作用机制。结果显示，（1）自 1992 年至 2024 年全球淡水湖泊固氮微生物研究领域的出版物数量和引用频次不断增加；（2）国家、作者、机构合作网络分析显示出淡水湖泊固氮微生物研究是一个多学科交叉、多国家和机构合作的研究领域；（3）聚类分析结果表明，当前研究热点主要聚焦于三个方向：磷限制情境下的营养调控策略及其对蓝藻群落演替过程的生态响应；基于 *nifH* 基因的固氮微生物多样性解析及其在氮循环功能中的生态位特征，以及环境因子驱动下浮游植物群落结构的长期时空动态演替规律。（4）整合分析结果表明：固氮量化研究的地理分布区域不平衡，北美洲建立了涵盖多类型水体的综合指标体系，而亚洲、南美洲则侧重蓝藻生物量描述，欧洲多聚焦于氮磷动态变化和固氮过程的耦合关系；固氮生物物种研究以蓝藻门（长孢藻、束丝藻等）为主，变形菌、古菌等门类研究相对较少；总磷与固氮速率呈显著正相关关系，而与总溶解氮、硝态氮、铵态氮呈现显著负相关关系。非线性分段模型拟合发现总磷对淡水湖泊固氮速率的调控存在临界值（25μg L^{-1}）。未来固氮过程研究在测定方法（如乙炔还原法与同位素示踪法）和计量单位（面积/体积单位）等方面亟需标准化以提高研究结果的可比性。本研究总结了淡水湖泊固氮微生物研究过去 30 年热点与前沿的变化趋势，建议通过引入多样化的分析指标（酶活性、转录组）、标准化的分析流程和多指标融合的评价方法，继续拓宽对淡水湖泊固氮过程及其生态贡献的认识。

关键词：淡水湖泊；固氮微生物；CiteSpace；关键词聚类；研究热点；氮磷

Bibliometric and Meta-Analysis of Nitrogen-Fixing Microbial Communities and Factors Influencing Nitrogen Fixation Rates in Freshwater Lakes

Yang Yu[1],Zhu Xianlong[1,2],Xu Runbing[1**],Xing Peng[2**]
（*1: Yunnan Key Laboratory for Plateau Mountain Ecology and Restoration of Degraded Environments,Kunming* 650091, *P.R.China*）
（2: *Nanjing Institute of Geography and Limnology ,Nanjing* 210008,*P.R.China*）

Abstract: Nitrogen fixation is a vital process in biogeochemical cycles within ecosystems. While current research on nitrogen fixation in aquatic ecosystems has mainly focused on marine environments, studies on inland waters, such as lakes, have only recently begun. To understand current research hotspots and development trends regarding nitrogen-fixing microorganisms in freshwater lakes, this study examined literature on the topic from the Web of Science database. CiteSpace and VOS viewer were used to construct and analyze knowledge maps, revealing current research hotspots and future research trends in this field. Based on these findings, we conducted a literature integration analysis to outline the effects of nitrogen and phosphorus nutrients on nitrogen fixation rates in water

* 2025-02-28 收稿;2025-07-12 受修改稿。
国家自然科学基金项目（U2102216）和云南省基础研究计划项目（202201AT070093）联合资助。
** 通信作者；E-mail：runbingxu@ynu.edu.cn，pxing@niglas.ac.cn。

and their underlying mechanisms. The results show that: (1) From 1992 to 2024, the number of publications and citations in the field of nitrogen-fixing microorganisms in global freshwater lakes has steadily increased; (2) National, author and institutional collaboration network analyses indicate that research on nitrogen-fixing microorganisms in freshwater lakes is an interdisciplinary field involving cooperation among multiple countries and institutions; Cluster analysis reveals that research hotspots mainly focus on nutrient control strategies under phosphorus limitation and their impact on cyanobacterial community succession; the analysis of nitrogen-fixing microbial diversity based on the nifH gene; and the functional characterization of this gene in the nitrogen cycle. The analysis also reveals long-term dynamic changes in phytoplankton community composition driven by environmental factors. (4) The results of the integration analysis indicate that: The geographical distribution of nitrogen fixation quantification studies is imbalanced. North America has established a comprehensive indicator system covering various water types. In contrast, Asia and South America focus on describing cyanobacterial biomass, while Europe primarily focuses on the dynamic changes of nitrogen and phosphorus, as well as the coupling relationship of the nitrogen fixation process. Research on nitrogen-fixing species mainly centres on the phylum Cyanobacteria (e.g. *Nostoc* and *Dolichospermum*), while studies on other phyla such as Proteobacteria and Archaea are relatively scarce. Total phosphorus shows a significant positive correlation with nitrogen fixation rates, whereas total dissolved nitrogen, nitrate nitrogen and ammonium nitrogen show significant negative correlations. Non-linear segmented model fitting revealed a critical value of 25 μg L^(−1) for total phosphorus in regulating nitrogen fixation rates in freshwater lakes. Future research on nitrogen fixation processes urgently requires standardised measurement methods (e.g. acetylene reduction and isotope tracing) and metric units (e.g. area/volume) to improve the comparability of research results. This study summarises changes in the research hotspots and frontiers of nitrogen-fixing microorganisms in freshwater lakes over the past 30 years, suggesting that our understanding of nitrogen fixation processes and their ecological contributions should continue to expand by incorporating diverse analytical indicators (e.g. enzyme activity and transcriptomics), standardized analytical procedures and multi-indicator fusion evaluation methods.

Keywords: freshwater lakes; nitrogen-fixing microorganisms; CiteSpace; keyword clustering; research hotspots; nitrogen and phosphorus

氮元素（N）作为生物必需的大量元素，对水生生态系统的生产力起着至关重要的作用。环境中的氮元素以各种无机（如氮气（N_2 ）、铵根离子（NH_4^+）、硝酸根离子（NO_3^- ）、亚硝酸根离子（NO_2^- ））和有机形式 (如氨基酸和核酸等)存在，其迁移转化涉及多个复杂过程，包括同化作用、氨化作用、硝化作用，反硝化作用和固氮作用[0]。虽然氮是大气中最丰富的元素，但其生物利用率在很大程度上取决于微生物催化的一系列转化过程[2]，例如一些原核生物通过消耗 16 分子 ATP 将 N_2 固定为两分子 NH_3，随后通过谷氨酰胺合成酶-谷氨酸合成酶（GS-GOGAT）途径进行同化的生物固氮过程[3]。在淡水和海洋生态系统中，固氮作用主要由微生物完成，包括蓝藻**错误!未找到引用源。**。固氮是水生生态系统生物地球化学循环的一个关键环节，它能够抵消由于反硝化过程造成的氮损失[6]，是缓解淡水和海洋生态系统氮需求的主要过程[7]。由于蓝藻是光合自养生物，因此水体生物固氮的效率通常与光照可用性相关[4]；此外，以氮、磷为主的营养元素浓度、营养盐的化学计量比、微量元素含量等因素都能对固氮速率造成影响[9][11]。

虽然人们对固氮作用的研究兴趣仅次于对光合作用，但与海洋固氮过程研究相比，国内外研究人员对淡水湖库生物固氮关注度不足。目前关于淡水湖泊固氮研究主要集中在固氮微生物类型，包括固氮蓝藻在不同类型生态系统中的物种组成和功能特征，固氮过程的影响因素**错误!未找到引用源。**，以及固氮过程在生态系统氮收支中的贡献等方面**错误!未找到引用源。错误!未找到引用源。**。当前全球淡水湖泊正面临前所未有的挑战：一方面，富营养化问题日益加剧，大量氮、磷等营养物质的输入导致蓝藻水华频繁暴发，严重破坏了湖泊生态系统的平衡，威胁着水生生物生存和人类饮用水安全[14]。另一方面，全球气候变化也在深刻影响着淡水湖泊的生态环境，改变着水体的温度、光照和营养盐循环等关键因素，进一步加剧了湖泊生态系统的脆弱性[15]。上述挑战往往通过直接或间接的作用对湖泊固氮微生物多样性、群落结构和功能以及氮循环产生深刻影响。因此，系统解析淡水系统固氮微生物群落结构与功能特征，识别影响固氮速率的生物和非生物因素，并阐明微生物固定氮的再释放在氮循环中的作用，已

变得尤为迫切[16][16]；尤其在富营养化湖泊中，厘清固氮蓝藻与湖泊营养盐的关系，已成为湖泊治理和生态恢复的关键任务之一。因此，亟待针对淡水湖泊固氮作用的研究进展进行系统性总结。

近年来，文献计量学通过数学和统计学方法[17]，系统分析文献的分布结构、数量变化及变化规律[18]，已成为揭示学科动态和前沿热点的有效工具[19]。因此，本研究借助文献计量可视化分析软件，对1992 年 1 月—2024 年 8 月国内外的淡水湖泊固氮微生物方面的文献进行统计和可视化分析，以探究淡水湖泊中固氮微生物的研究概况、发展演变规律、研究热点和前沿等问题。在此基础上，针对哪些类群是淡水湖泊固氮的主要贡献者，氮磷营养盐水平对固氮速率的影响等问题，本研究采用整合分析（Meta-analysis）方法，构建湖泊固氮生物研究的地理分布图，来探究淡水湖泊中主要固氮生物类群并量化氮磷对固氮速率的影响，为富营养化治理提供理论依据。

1. 数据来源与分析方法

Web of Science（WOS）核心数据库被认为是最适合文献计量分析的数据库[20]，因此被用作本研究的数据来源。2024 年 8 月 10 日，在 WOS 核心数据库中检索了所有与淡水湖泊固氮微生物相关的文章，所有相关出版物主要是根据标题(T1)和摘要(AB)进行收集的，使用以下检索公式：(AB=("nitrogen-fix*" OR "N2-fix*" OR "diazotroph*")) AND (AB=(microorganism* OR microbe* OR microbi* OR microflora OR prokaryot* OR eukaryote* OR Bacteria OR Archaea OR Actinomycet* OR Actinobacteria OR Cyanobacteria OR Fungi OR protist OR algae OR Phytoplankton)) AND (AB=("inland lake*" OR "inland water" OR "fresh lake*" OR "fresh water" OR lake* OR river* OR reservoir* OR pond* OR strait* OR channel* OR wetland* OR marsh* OR swamp* OR stream* OR creek* OR brook* OR inlet*)) NOT (AB=(mari* OR ocean* OR sea* OR coast* OR beach* OR saltwater* OR bay* OR estuary* OR lagoon* OR fjord*)) AND (((TI=("nitrogen-fix*" OR "N2-fix*" OR "diazotroph*")) OR TI=(microorganism* OR microbe* OR microbi* OR microflora OR prokaryot* OR eukaryote* OR Bacteria OR Archaea OR Actinomycet* OR Actinobacteria OR Cyanobacteria OR Fungi OR protist OR algae OR Phytoplankton)) OR (TI=("inland lake*" OR "inland water" OR "fresh lake*" OR "fresh water" OR lake* OR river* OR reservoir* OR pond* OR strait* OR wetland* OR marsh* OR swamp* OR stream* OR creek* OR brook* OR inlet*))) NOT (TI=(mari* OR ocean* OR sea* OR coast* OR beach* OR saltwater* OR bay* OR estuary* OR lagoon* OR fjord*))，文献类型设置为“Article”、“Early Access”、“Proceeding Paper”和“Review Article”。检索的时间跨度不受限制，排除灰色文献、非英文文献、信件、评论及会议摘要后共获得 398 篇英文文献，然后通过手动筛选去除了与研究主题无关的文献，最终获得 298 篇文献。这些文献发表于 1992 年至 2024 年，分析对象包含了完整的书目信息，包括标题、摘要、作者、关键词、机构、期刊和参考文献。下载所选文献的完整记录和引用参考文献，保存为纯文本文件格式。进入文献计量学分析，使用包括文献计量分析平台（bibliometric.com）、CiteSpace(6.3.R1 版本)和 VOSviewer (1.6.20 版本)软件在内的文献计量学工具对学术文献的统计结果进行可视化：使用文献计量分析平台（bibliometric.com）对出版物数量以及国际合作关系进行可视化；使用 CiteSpace 软件对该研究领域的国家、机构和作者的合作网络进行文献计量学分析，并联合 VOSviewer 软件针对该研究领域的关键词部分进行共现网络、聚类以及关键词突显的可视化分析；通过直接引用或借助图像数据提取软件 WebPlotDigitizer-4.5 从出版物中提取固氮作用相关指标（如固氮速率、异形胞密度等）以及氮磷元素水平相关指标（总磷、总溶解氮、硝态氮、铵态氮等）的数据用于数据整合分析。运用函数绘图软件 Origin2021 绘制出氮磷营养盐水平对固氮速率影响的散点图并拟合曲线。针对总磷（total phosphorous, TP）对固氮速率的影响使用分段回归模型将其分为两段，通过非线性（低 TP 段）和线性（高 TP 段）组合的方式，精确描述 TP 与固氮速率之间的关系。本研究的技术路线图如图 1 所示。

2. 文献计量学分析结果与讨论

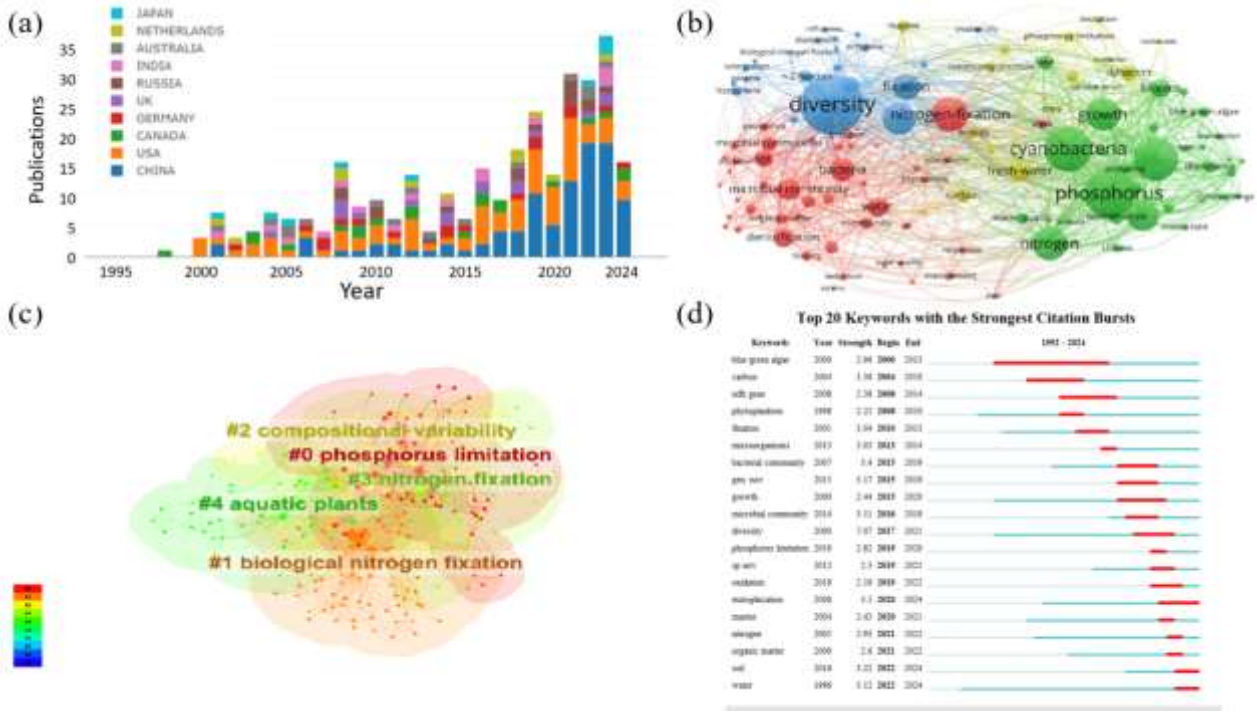
2.1 发表物和研究类别分析

1992 年至 2024 年间，共查找到 298 篇淡水湖泊固氮微生物相关研究。出版物数量与引用情况（图 2a，附图 S1）的时间变化趋势：1999 年以前年均发表不足 1 篇，反映出该领域关注度较低；2000 –

2012 年间研究逐步增长，年均发表超过 5 篇，年引用频次也由 2000 年的 8 次上升至 2012 年的 295 次，表明该领域受到越来越多的关注。2014 年后进入一个相对快速的发展阶段，出版物数量与引用频次大幅提升，文献总引用量达 8995 次，平均被引频次为 33.28。从 2014 年到 2023 年，出版物的年均复合增长率达到了 16.19%，表明该研究方向具有持续发展的潜力[21]。

图 1 文献搜集与文献计量学分析技术路线

Figure 1 Technical route of literature collection and bibliometric analysis



2 1992 年以来全球淡水湖泊固氮微生物研究的文献计量分析 （a） 发表文献总数以及各国历年文献数量变化 ，（b） 关键词共现网络的网络可视化，（c）发表文献中前五个关键词聚类，（d） 淡水湖泊固氮微生物文献关键词突变统计（蓝色代表关键词出现的时间，红色代表关键词爆发式增长的时间）

Figure 2 Bibliometric analysis of nitrogen-fixing microbial research in global freshwater lakes since 1992 (a) Total number of published papers and annual changes in publication numbers by country, (b) Network visualization of keyword co-occurrence, (c) Clustering of the five most frequent keywords in published papers, (d) Statistical analysis of keyword sudden changes in the literature on nitrogen-fixing microorganisms in freshwater lakes (blue represents the time of keyword occurrence, red represents the time of explosive growth of the keyword)

298 篇文献的发表类型涉及论文（97.65%）、会议录论文（3.8%）、综述论文（2.2%）和在线优先出版论文（0.6%）（附图 S2）。使用“Web of Science”类别进行研究主题的分析[20][22]（附图 S3），可以看出“Environmental Sciences”领域出版物最多数量（95 篇，占 31.88%），其次是“Microbiology”和“Marine Freshwater Biology”。这些数据反映出淡水湖泊固氮微生物研究属于交叉研究方向，涉及环境科学、生物学，微生物学和生态学等多个学科。

2.2 国家、机构和作者合作网络分析

通过分析不同国家出版物的数量和中心性可以分析各国在淡水湖泊与固氮生物相关领域研究的影响以及贡献[22][23]-[24]。发文量最多的国家依次为：中国（92 篇文章，占 30.87%）、美国（78 篇文章，占 26.17%）、加拿大（20 篇文章，占 6.71%）、德国（17 篇文章，占 5.70%）和俄罗斯（16 篇文章，占 5.37%）(图 2a 和附图 S4)。美国和加拿大在湖泊领域的发文量高可能得益于北美五大湖的研究优势，两国学者 1988 年合作发表的有关于淡水、河口、海洋系统固氮作用的综述**错误!未找到引用源。**成为该领域的高被引论文。中国学者在 2000 年以后发文量快速增加，也产出了高被引论文，例如 Zhan 等人研究了中国东部平原的浅水淡水湖中低氮磷比如何增强固氮作用**错误!未找到引用源。**。德国在该研究领域的贡献可能得益于 1922 年在柏林成立的国际湖沼学会（International Society of Limnology，SIL）——它是世界上最古老和最具影响力的湖泊研究组织之一。中国和美国的单个国家出版物和国际合作出版物均高于其他国家（表 S1 和附图 S5）。然而，中国的国际合作出版物比率（ICP ratio）指数排名靠后，表明该领域科研人员参与的国际合作次数较低。

截至 2024 年 4 月，1438 位研究人员参与了淡水湖泊固氮微生物研究（表 S2），来自 UK Centre for Ecology & Hydrology 的 James A. Elliott 发表相关主题论文数量最多，其次是来自 Griffith University 的 David P. Hamilton。目前，发表淡水湖泊固氮微生物相关论文的作者中心性数值均较低、合作分析的关键节点数量较少，这反映了该研究领域的科研人员合作关系相对较少，未来可以通过加强合作拓展对该研究领域的认知。

2.3 关键词（共现网络、聚类、突现）分析

2.3.1 关键词分析

关键词是对文章内容的高度概括和提炼，也能直观体现作者的学术思想和观点，可以对特定领域的研究趋势和热点提供见解。淡水湖泊固氮微生物研究领域相关出版物中共出现了 522 个关键词，其中频度最高的 10 个关键词（表 S3）是“cyanobacteria”（在 45 篇文献中出现）、“nitrogen fixation”（35 篇）、“eutrophication”（15 篇）、“phosphorus”（13 篇）、“phytoplankton”（13 篇）、“microbial community”（11 篇）、“nitrogen”（10 篇）、“metagenomics”（9 篇）、“*nifH* gene”（8 篇）和“bacteria”（8 篇）。这些关键词涉及到氮的固定和转化过程、微生物群落的结构和功能、以及其与磷、浮游植物等环境因子的相互关系。

2.3.2 关键词共现网络分析

使用 VOSviewer 软件分析了关键词共现网络的网络可视化和密度可视化（图 2b 和附图 S6），依据 VOSviewer 默认阈值[27][28]设置关键词最小出现次数（Minimum number of occurrences of a keyword）为 5，总共获得 122 个关键词节点，连线 2193 条，总链接强度为 3777，其中每个节点表示一个关键词，节点的大小表示出版物的数量，线条表示关键词之间的联系。图中相似的颜色表示具有相似目标的相关研究。

基于 VOSviewer 软件的关联强度算法（Association Strength）与模块度最大化原则（Modularity Optimization），按照关键词网络包含元素的多少**错误!未找到引用源。**，得到 4 类关键词网络可视化（图 2b）。其中第一类（绿色显示，50 项）主要包括“phosphorus”（频度=313，下同）、“cyanobacteria”（288）、“phytoplankton”（254）、“eutrophication”（195）、“growth” （184），表明大量研究聚焦于营养盐以及由此引发的富营养化对湖泊中浮游植物和湖泊生态系统的影响。第二类关键词（蓝色显示，39 项）包括“diversity”（313）、“nitrogen fixation”（164）、、“fixation”（138）、“communities”（81）和“*nifH* gene”（67）等，该部分主要围绕生物固氮这一重要的生态过程从微观到宏观展开。第三类关键词（红色显示，18 项）

主要包括“sediment”（133）、“microbial community”（126）、“bacteria”（112）、“denitrification”（108）、和“water”（101），本部分侧重于微生物群落的宏观研究，突出沉积物是湖泊微生物的重要生境。第四类关键词（黄色显示，17 项）主要包括 “fresh-water”（157）、“dynamics”（85）、“nutrient limitation”（79）、“phosphorus limitation”（73）和“carbon”（63），聚焦于环境动态变化与营养元素之间的关系，特别是氮和磷元素在淡水生态系统中的循环特征。

2.3.3 **关键词聚类分析**

本研究运用CiteSpace.6.3.R1 软件对已发表文献的关键词进行分析，绘制与湖泊固氮微生物相关的知识图谱，形成该领域的可视化知识网络；同时利用关键词共现分析以及突现分析等对该研究领域的知识结构、研究热点以及未来发展趋势都进行了总结和梳理。在知识图谱中一个节点代表该领域的一个主题，主题之间的连线代表彼此之间存在联系。利用CiteSpace软件对关键词组进行分析，CiteSpace的参数设置如下：将Node Types设定为关键词（Keyword），时间切片选择在 1992 年 1 月至 2024 年 12 月，每个切片的年份为 1，选择标准(g-index，$g2 \leq k\sum i \leq gci$，$k \in Z+$，$k=25$)。运行CiteSpace结果如图 2c所示。WOS数据库中共有节点 553 个，连线 2352 条。

所有关键词形成了 5 个主要的聚类分析模块（图 2c），分别是“#0 phosphorus limitation”、“#1 biological nitrogen fixation”、“#2 compositional variability”、“#3 nitrogen fixation”和“#4 aquatic plants”，附图S7 直观地呈现了 5 个主要聚类涉及的关键词时间线图，且每个聚类中出现的关键词均显著。表S4 详细展示了前五个主要聚类的相关信息，逆文档频率（IDF）与关键词在文档本身的出现频率（TF）结合使用的术语权重方案，已被证明非常稳健**错误!未找到引用源。**，这种方法更能区分出能代表不同聚类特点的关键词。

聚类"phosphorus limitation"（Cluster 0）主要涉及关键词：phosphorus limitation (TF-IDF加权值=10.31，下同)、fresh water (10.31)、nutrient limitation (9.63)、growth (9.15)和eutrophication (7.48)，该聚类研究主要聚焦于以氮、磷为核心的营养盐调控机制，以及气候变化背景下不同蓝藻分类群之间的竞争和演替关系。结果与VOSviewer软件得出的关键词网络中第一类关键词高度吻合（图 2b，绿色显示）。研究结果表明，由于氮、磷等营养盐的持续输入，诸多湖泊水体出现不同程度的富营养化[24]。富营养化通常表现为蓝藻水华在频率和强度上的显著增加。一般认为，在氮限制条件下，固氮蓝藻更具竞争优势；而在氮过量时，非固氮蓝藻则更易占据主导地位。进一步研究发现，磷有效性对这一演替过程的调控同样关键，不同蓝藻物种对磷的响应存在差异，这使得针对性营养盐削减措施的效果很大程度上取决于当前优势物种[31]。例如，与非固氮蓝藻群落相比，减磷措施对固氮蓝藻群落的控藻效果更佳；但从整体富营养化系统来看，同步削减氮、磷负荷能更显著地降低总浮游植物生物量，且可避免单一控磷可能引发的群落逆向演替[32]；除了营养盐的直接影响，气候变化可以通过影响固氮酶活性间接介入固氮过程，同时水温升高会降低水中O_2与N_2的溶解度，这可能导致固氮蓝藻减少异形胞、调整细胞壁厚度和渗透性适应环境变化，进而改变不同蓝藻分类群的生态地位。这些研究都强调了气候变化是如何影响不同蓝藻分类群的生态地位，了解不同蓝藻分类群之间的演替和竞争的驱动力将有助于在气候变暖和氮磷失衡的背景下指导湖泊修复。

聚类" biological nitrogen fixation "（Cluster 1）主要围绕关键词：biological nitrogen fixation (10.59); extreme environments (10.59); metagenomics (10.05); community (7.05)，关键词图谱显示了*nifH* gene、diversity、microbial community等多次出现或占比较大，该类研究主要通过探讨湖泊、湿地等不同环境中固氮菌类群及浮游固氮生物的群落结构与丰度，运用功能基因分析方法，基于*nifH*固氮酶基因研究固氮微生物的多样性与功能，来探究固氮微生物在氮循环中的作用。该结果与VOSviewer软件得出的关键词网络中第二类关键词十分吻合（图 2b，蓝色显示）。*nifH*基因是编码合成铁蛋白——固氮酶组分之一的固氮基因，由于其序列保守性，在该研究领域中常被作为分子标记来研究固氮生物的系统发育和环境分布多样性[33]。富营养化生境中的固氮微生物具有独特的群落结构。Tian[36]等人对太湖的关键固氮微生物的系统发育分析表明，太湖中关键固氮微生物在第一类和第三类群中的α变形菌和δ变形菌亚群中具有很高的多样性。Wang[37]等人的研究表明属于第四类的产甲烷菌是抚仙湖水柱中的主要类群。Yan[38]等人对东湖的浮游固氮生物进行了*nifH*基因多样性的研究，表明几乎所有直接从浮游生物DNA克隆的

*nifH*基因序列都与蓝藻*nifH*序列高度相似，尽管在营养水平差异较大的不同区域也存在着相似的浮游固氮生物。这些对固氮酶基因多样性和表达的研究拓宽了我们对富营养化淡水湖氮循环和养分管理的认识。

聚类" compositional variability "（Cluster 2）主要涉及关键词：compositional variability (4.47); mid-holocene (4.47); long-term phytoplankton (4.47); kumaun lakes (4.47); inter -annual trends (4.47)，该类研究主要通过长期监测观察环境因素或时空变化等导致的淡水湖泊中浮游植物（固氮蓝藻等）群落组成和丰度的改变。该结果与VOSviewer软件得出的关键词网络中第三类关键词（图 2b，红色显示）有很大程度重叠（主要涉及微生物群落）。多项长期监测研究揭示了浮游植物，尤其是固氮蓝藻，对环境因子的敏感响应机制。例如，Wei[39]等人对洪泽湖的长期监测发现，春季水温的升高和夏秋季硝酸盐的减少都可能会促进固氮丝状蓝藻的生长。水文条件的波动（如水位变化）也会通过改变营养盐输入格局影响群落结构，Valeriano[40]的研究表明高水位时期，周边低海拔区域输入的溶解无机氮可能抑制固氮蓝藻（如念珠藻）的出现；而在人为干扰层面，农业活动导致的氮沉积变化会影响蓝藻优势类群，氮沉积减少时，非固氮蓝藻更易成为优势种，固氮类群则处于次要地位[41]。这些研究有助于我们理解湖泊中浮游植物群落对自然变化和人为干扰的动态响应，进而为制定湖泊管理策略提供科学依据。

聚类" nitrogen fixation "（Cluster 3）主要涉及关键词 nitrogen fixation (12.77); methane production (8.05); ammonium (4.52); ecosystems (4.52)，该类研究集中于固氮过程本身在自然生态系统中的作用，例如 Chen[42]等人以贵州省典型喀斯特湿地为研究对象，发现氮代谢的主要形式包括反硝化作用和异化硝酸盐还原，同时伴随着固氮作用等。Mellado[43]等人的研究探讨了自然湿地和人工湿地中的生物化学循环，特别是微生物在湿地恢复和污水处理性能中的作用；发现变形菌门在氮磷和硫循环以及有机物降解中的贡献都十分显著，尤其是在氮循环中的硝化和反硝化作用。该结果与 VOSviewer 软件得出的关键词网络中第四类关键词（图 2b，黄色显示）有一定重叠（主要涉及碳、氮、磷营养）。基于 VOSviewer 软件综述的结果，表明在湖泊生态系统中，生物固氮因其与富营养化和营养管理密切相关而受到广泛关注，例如 Schindler[44]等人指出，固氮可以抵消氮缺乏并维持湖泊中浮游植物的丰度，这表明减少氮排放对湖泊的富营养化管理无效，然而，Lewis[45]等人认为固氮未能支持生物体的全部需求，因此减少氮磷排放是必要的。

聚类" aquatic plants "（Cluster 4）主要涉及关键词：aquatic plants (10.46); functional genes (6.79); bacteria (6.76); phytoremediation (5.22); organic residues degradation (5.22)，综合来看，这个聚类主要研究湖泊生态系统和湿地生态系统中的水生植物及其相关的微生物群落丰度，群落结构以及基因丰度等。例如 Wang[46][46]对湿地沉积物中微生物群落的生物地球化学潜力进行了探究，发现湿地沉水植物可显著提升沉积物中固氮、反硝化及同化硝酸盐还原等功能基因的相对丰度。Bae[47]等人发现佛罗里达沼泽湿地中的产甲烷菌普遍携带 *nifH* 基因，并揭示了产甲烷菌在氮限制湿地中通过 *nifH* 基因介导的固氮作用与甲烷生成的代谢耦合。

2.3.4 关键词突现分析

CiteSpace提供Burst detection的功能来探测关键词在某一时段引用量有较大变化的情况，能够显示当前某一研究主题的研究热点及过去产生的热点，可以反映一段时间内影响力较大的研究主题，发现某一关键词兴起或衰落的情况，从而分析未来该领域的发展趋势，对演化进程及发展趋势有较好的预判优势。本研究利用CiteSpace软件进行共现分析后，在“Nodes”中选择“Compute Node Centrality”计算关键词中介中心性；在Control Panel中选择“Burstness”，设置突变强度值γ[0，1]为 0.6，Minimum Duration为 2，检测到WOS数据库中 20 个突变关键词。将WOS数据库中检测到的突变关键词、突变强度及年份进行统计得到图 2d。在初期阶段的研究可以用blue green algae（突变强度=2.96，下同），carbon（3.36），phytoplankton（2.22）来表征，这些关键词大部分出现在 1996 年到 2008 年，研究重点主要集中在湿地土壤和水体中的固氮微生物，特别是蓝藻和其他浮游植物，相关研究可能涉及微生物固氮过程、碳循环与氮循环的相互作用、以及新属和新种的发现等[48]。中期阶段的研究重点可以用关键词*nifH* gene(3.35)转向微生物的固氮基因组学和调控，特别是关于*nifH*基因的分子生物学研究，并继续探讨微生物在固氮过程

中的作用。从 2012 年至今的研究可以用microbial community（2.30），,eutrophication（2.91），nitrogen（2.39）phosphorus limitation（3.10）等关键词来说明，更加关注微生物群落结构、氮循环、富营养化现象以及环境因素对微生物和氮代谢路径的影响，特别是对氧化还原条件、有机物质以及磷限制对固氮微生物和生态系统的影响研究变得更加深入。总体研究热点从关注固氮微生物本身及其基础过程，转向对微生物固氮相关的基因组学、调控机制以及环境因素影响的综合研究。

3. 湖泊固氮微生物类群整合分析与讨论

为了量化淡水生态系统中营养盐浓度，尤其是磷水平对固氮过程的影响，我们从 WOS 数据库和 CNKI 数据库的相关文献中筛选出 25 个研究（表 S5），涵盖了 87 个水体，299 组数据。以下筛选标准用于确保所选各项研究的数据具有可比性：（1）所有数据均来自实验测量，包含固氮作用相关指标以及氮磷元素浓度相关指标，且能够被图像数据提取软件（WebPlotDigitizer）提取；（2）研究采用乙炔还原法或稳定同位素法测定原位固氮速率。如果在实验中有任何处理(如营养添加等)，则仅选择空白对照组数据。为了方便各研究之间的比较，本文依据 Nicole **错误!未找到引用源。**等人提出的固氮速率与异形胞密度的比率 8.845×10^{-17} gN heterocyte^{-1} s^{-1}，必要时将原位异形胞密度转化为蓝藻的固氮速率。

3.1 湖泊固氮微生物研究的地理分布

固氮过程的研究在区域分布上呈现出关注程度与研究深度的明显不均衡（图 3）。图 3a 和图 3b 显示大部分关于固氮的研究和出版物集中于北美洲，其研究水体类型丰富多样，包括河流、湖泊、水库、河口等多种水生生态系统，并且所采用的指标体系相对完善，包括固氮速率，固氮酶活性，异形胞密度，以及固氮相关微生物群落的结构变化。这与北美洲拥有大量的湖泊、河流等典型水体，以及较为完备的科研基础设施和长期监测网络密不可分。例如，美国五大湖[51]长期以来被视为研究湖泊生态系统的典型区域，为固氮研究提供了宝贵的数据资源。北美洲固氮量化研究的指标丰富性还得益于其对不同营养盐梯度水体的广泛覆盖[9][51]。以北美长期生态研究项目（LTER）为例，其构建的多尺度长期观测体系，覆盖了从单个站点到跨区域比较的不同维度，同时建立了覆盖全美的站点网络（如北温带湖泊、草原站点），各站点沿环境梯度布局，并借助长期数据平台（如 LTER 数据共享系统）实现跨区域数据协同，从而实现对生态系统时空动态的系统性解析[52]。同时，相对多样化的实验采样设计使得研究能够全面评估固氮行为在不同水体类型和营养状况下的差异。此外，北美洲的研究在时间尺度上也具有显著优势，部分研究关注季节性变化**错误!未找到引用源。**，能够捕捉固氮速率和相关生态过程的时空动态特征。

相比之下，其他地区的固氮研究相对较少，且研究内容和指标体系较为单一。例如，亚洲地区的量化研究主要集中在大型湖泊，例如中国的太湖[53][53]，研究多以描述固氮相关微生物（如蓝藻）的生物量及其在藻华形成中的作用为主，未对固氮酶的活性或固氮速率进行系统量化。南美洲的量化研究则以河口和水库为主[54]，部分研究试图探讨热带环境中固氮过程的特征，但在测定指标上对于固氮微生物的生物学特征和生态功能的深入研究较少，巴西亚马逊拥有丰富的生物多样性，但当地的科学研究和监测资源仍然稀缺。许多研究使用遥感观测水体叶绿素指标估计该浮游植物生物量，但很少有文章提供实测的藻类生物量或蓝藻计数结果[55]。欧洲部分地区对固氮的量化研究也有一定进展，例如匈牙利 Kis-Balaton 水库系统的研究[56]，侧重于固氮速率和氮磷动态变化的分析；北欧浅水湖泊的研究[57]则关注了固氮生物量在不同氮磷比条件下的变化。这些研究虽然提供了重要的区域性数据，但在研究范围和指标体系的广度和深度上，与北美地区相比仍存在差距。此外，获取专业设备、分析技术（例如液相色谱-串联质谱法）以及测试费用等，无疑将继续限制一些国家科研监测的开展。此外，各国研究固氮微生物的科研人员数量和科研项目存在差异，这也会影响研究的质量和数量**错误!未找到引用源。**。

总体而言，全球水生生态系统中的固氮研究显示出显著的地理分布差异，北美洲因其地理特性和科研资源的优势，在研究水体类型、测定指标以及数据积累方面表现突出。其他地区的研究则多以描述性为主，研究深度受限，在方法学上对固氮过程的动态监测和机制解析较少。需要指出的是，本研究文献整合分析筛选基于英文数据库（Web of Science）和中文数据库（CNKI），可能导致区域性研究成果的遗漏，这一偏倚可能影响整合分析中地理分布（如亚洲、南美洲研究指标单一性）和研究热点趋势的全面

性。未来研究需整合多语言数据库（如SciELO）以提升全球尺度分析的代表性。

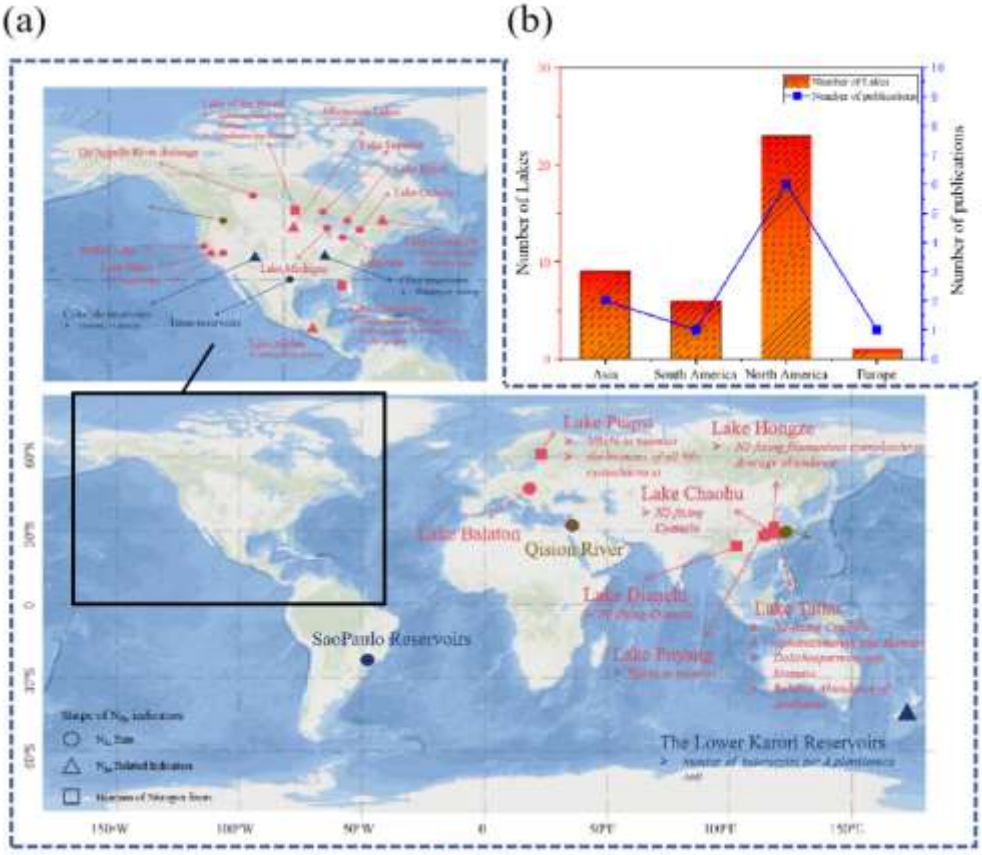


图 3 全球淡水生态系统固氮研究的空间分布及其测定指标 (a) 全球淡水生态系统中固氮研究地理分布及研究指标，红色代表研究水体为湖泊；蓝色代表研究水体为水库；棕色代表研究水体为河流，(b) 被研究固氮速率指标的水体（柱子）及相应出版物（折线）的数量

Figure 3 Spatial distribution of nitrogen fixation researches in global freshwater ecosystems and the indicators being used (a) Geographic distribution of nitrogen fixation researches in global freshwater ecosystems and their indicators, with red representing lakes, blue representing reservoirs, and brown representing rivers; (b) Number of water bodies (bars) being studied for nitrogen fixation rate indicators, and number of the involved publications (lines)

3.2 淡水湖泊固氮微生物类群研究

淡水湖泊中已经报道的固氮微生物类群涉及蓝藻门（*Cyanobacteria*）、变形菌门（*Proteobacteria*）、厚壁菌门（*Firmicutes*）、脱硫杆菌门（*Desulfobacterota*）和广古菌门（*Euryarchaeota*）等多个门类（图4），其中蓝藻门是被研究最为广泛的一类固氮微生物。全球湖泊富营养化的进程以及由此导致的蓝藻大规模暴发可能也促使蓝藻成为固氮微生物中广受关注的类群。蓝藻门中常见的固氮蓝藻属包括长孢藻（*Dolichospermum*）（曾用名鱼腥藻 *Anabaena*）、束丝藻（*Aphanizomenon*）、念珠藻（*Nostoc*）和胶刺藻（*Gloeotrichia*）等。Yancey[59]等人的研究表明以长孢藻和束丝藻为主的固氮蓝藻是伊利湖西部主要的固氮微生物，这很大程度上得益于它们能够高效吸收氮，有效缓解外源氮限制的特性**错误!未找到引用源。**。固氮蓝藻（如长孢藻和束丝藻）是富营养化湖泊与水库中最常见的固氮类群之一**错误!未找到引用源。**，水体中较高的固氮蓝藻细胞往往对应于较高的固氮速率**错误!未找到引用源。**。固氮蓝藻占总浮游植物群落的相对丰度，长孢藻和束丝藻的生物量和相对丰度都能一定程度上代表湖泊固氮水平的强弱。

过往研究往往聚焦于蓝藻门在固氮过程中的主导地位，而对其他门类固氮微生物的关注相对较少。淡水湖泊生态系统里，不同门类的固氮微生物可以基于功能互补共同推动着氮循环过程。例如，Hu[62]等人的研究揭示出变形菌门是固氮微生物中分布最为广泛且多样化的类群，无论在何种生境下，其丰度

在群落中均有重要贡献。在天然湿地生态系统的氮循环里，γ-变形菌门和 δ-变形菌门在生物固氮环节发挥着关键作用**错误!未找到引用源。**。东非裂谷苏打湖[63]的研究显示，变形菌门的盐单胞菌属携带 *nifH* 基因，能在氮素匮乏的高盐碱环境中固氮，且与非固氮菌共培养时可释放氨态氮支撑群落生长。Wu[64]等人对鄱阳湖子湖沉积物的研究表明，变形菌门是沉积物中的主要固氮菌门，其序列占比颇高，平均相对丰度达 88.20%，并且在属水平上存在多种优势固氮菌属，是沉积物固氮菌共现网络中的关键物种。在 Laguna Lejía 湖[65]的古代沉积物中，变形菌门也是较为丰富的细菌类群之一。古菌虽在 Laguna Lejía 湖古代沉积物中的种类相对较少，但研究推测部分古菌类群中存在氨单加氧酶，这意味着古菌可能参与硝化过程，将氨氧化为亚硝酸盐，进而对固氮过程产生间接影响。一项典型喀斯特湿地氮代谢微生物群落结构研究发现，产甲烷古菌能够参与固氮过程，其活性与有机磷矿化相关[66]。在湖泊沉积物中，化能异养营养和化能有机营养的细菌和古菌也可以进行 N_2 固定**错误!未找到引用源。**，沉积物细菌群落的 N_2 固定潜力广泛存在，因为携带 *nifH* 基因的细菌广泛分布，甚至数量超过其他细菌类群[68][67]，只是目前相关研究较少，大部分湖泊固氮作用的研究仍以蓝藻为主。不过，已有研究表明，部分底栖固氮微生物对无机氮的敏感性低于水柱中的固氮蓝藻[68]，这凸显了无机氮对固氮过程影响的复杂性，也提示仅考虑表层水体固氮过程的传统氮收支估算法，因忽视沉积物固氮而存在显著低估的可能性。

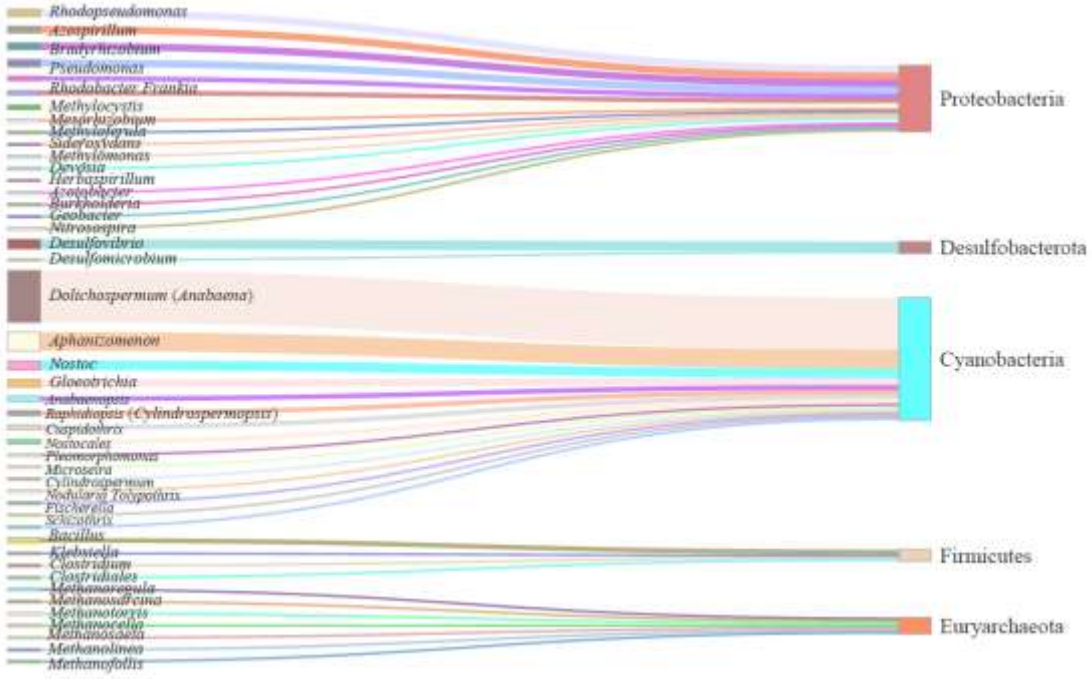


图 4 淡水湖泊固氮微生物主要的物种组成（变形菌门、脱硫杆菌门、蓝藻门、厚壁菌门、广古菌门）

Figure 4 Major species composition of nitrogen-fixing microorganisms in freshwater lakes (Proteobacteria、Desulfobacterota、Cyanobacteria、Firmicutes、Euryarchaeota)

4. 淡水湖泊固氮速率影响因素整合分析与讨论

4.1 固氮速率的测定方法

当前用于量化湖泊固氮速率的研究方法大致有三种：实验估算法、基于标记的地球化学估算法和模型估算法**错误!未找到引用源。**。实验估算法包括乙炔还原技术和稳定氮同位素示踪技术，这是该领域使用最广泛的两种方法**错误!未找到引用源。**。基于标记的地球化学估算法基于 Redfield 比率的概念，即在海洋生态系统中，硝酸盐（NO_3^-）和磷酸盐（PO_4^{3-}）的摩尔比值平均为 16:1。这个比率被认为是浮游生物生长的典型营养物质需求。在实际应用中，当观测到的 NO_3:PO_4 比率偏离这一平均值时，可以推测这是由于固氮作用（增加氮）或反硝化作用（去除氮）导致的变化**错误!未找到引用源。**。这种方法通常用于分析大尺度上的固氮变化，现在主要用于海洋生态系统的分析[70]。模型估算法使用隐式（诊断性）和显式（预测性）的固氮参数化方法，如箱式模型[71]。然而，这些模型仍需要通过更多的

数据来优化。因此，在上述三种方法中，基于标记的地球化学估算法和模型估算法，更有可能高估或低估固氮速率[72]。因此本研究只选择实验估算的数据来反映自然湖泊的真实情况。

不同实验估算方法有着不同的缺陷与差异，在水环境固氮作用研究领域，乙炔还原法凭借其独特优势成为广泛应用的经典技术。该方法操作流程简洁，实验成本较低，不仅能保证测定结果的高准确度与精度，且灵敏度相较于同位素示踪法高出 10^3-10^4倍[73]。此外，其反应产物 C_2H_4性质稳定，便于长期储存与分析，这使得该方法在各类水体的固氮研究中备受青睐[74]。但该方法存在一定劣势，不同供试样品需预先通过逐时测定乙炔还原反应，以明确培养时间与固氮酶活性的线性关系，且操作中培养容器密封不严、针头堵塞、硅胶垫漏气等环节易引入误差，导致测定结果偏差。与之相对，氮同位素示踪法虽以高灵敏度著称，通过直接使用氮同位素标记的氮气（或溶解态氮气）作为固氮反应底物，为固氮量测定提供了可靠的技术路径。但该方法在实际应用中常面临诸多挑战，例如实验周期长、操作步骤复杂，依赖同位素及质谱仪等专业设备，导致测定成本居高不下**错误!未找到引用源。**。尤为重要的是，氮同位素在水体环境中建立溶解平衡需要较长时间，若实验周期过短，难以实现充分平衡，极易造成固氮速率的低估，例如，稳定氮同位素示踪技术可能由于示踪剂溶解不完全，而导致低估固氮速率等[52]，这些因素极大限制了该方法应用的便捷性与普适性。

为提高研究结果的可比性，在研究中可以使用多个方法并比较从而评估每种方法的准确性和可能的偏差，例如 Nicole 等人同时使用基于同位素的自然丰度方法和异形胞估算方法，根据 $\delta^{15}N$ 的变化和已知的浮游植物生物量，计算湖泊中固氮引入的氮量，并估算固定氮的净累积速率，得到的结果与通过异形胞密度来估算固氮速率的结果呈现强线性相关，表明结果可靠**错误!未找到引用源。**。另一方面，对实验方法进行标准化操作，严格控制实验条件，减少因操作差异导致的误差。同时，不断积累长期监测数据，进一步优化模型，使其能更准确地反映实际的固氮过程。此外，长期的湖泊观测实验可以选用传统的乙炔还原技术，其实验设置简单，且能够将固氮速率与之前的研究进行比较**错误!未找到引用源。**。未来应统一实验方法，规范操作流程，综合运用多指标全面评估固氮作用，结合多种技术深入研究固氮微生物，提升研究准确性与可比性。

4.2 固氮速率计量单位

在研究固氮速率时，使用不同单位（ng $N \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$ 和 ng $N \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）会对数据的可比性造成影响，然而本研究检索到的多个湖泊调查虽未在描述固氮速率时统一单位，但不同营养盐对固氮速率的影响趋势通常是一致的。面积单位（ng $N \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）更多地关注于固定氮在水体表面或沉积物表面的积累情况，而体积单位（ng $N \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）则强调在水体整体中氮的固定效率。虽然这些单位在计算和解释时需要考虑不同的物理尺度（如水体深度或体积），但在分析氮磷营养盐对固氮速率的影响时，结果显示这些差异并不会改变营养盐与固氮速率之间的基本关系（附图 S8）。

4.3 湖泊营养水平对水体固氮速率影响

天然水体中，氮和磷的可用性会限制初级生产过程，而过量的氮和磷会引发藻类水华，导致溶解氧的损耗等[70][70]。本研究聚类分析发现，“phosphorus limitation”（Cluster #0）是当前研究的核心焦点，关键词（如“phosphorus limitation”“eutrophication”）表明学术界长期关注磷主导的营养调控机制。–

4.3.1 总磷对淡水湖泊固氮过程的影响

总磷对于固氮速率影响的整合分析结果（图 5a和附图S9）显示，TP与N_2固定速率呈正相关，这表明随着TP浓度升高水体的N_2固定速率增强。TP平均值通常高于 25μg L^{-1}，这样的高磷可用性可能是由于检索到的出版物所描述的水体大多为轻微富营养化所致。较高的磷水平有利于固氮蓝藻的生长，同时也影响着不同水生生态系统中的生物固氮作用**错误!未找到引用源。**。这可能是因为N_2固定是一个非常耗能的过程，进行N_2固定的过程需要消耗ATP，减少 1 个N_2分子需要 12-16 个ATP分子**错误!未找到引用源。**，而磷在ATP能量生产过程中起着重要作用。作为水体藻类生长的关键营养盐，磷元素对固氮藻类及其固氮速率具有促进作用**错误!未找到引用源。**。磷负荷的重要性在一项使用波罗的海样本的中尺度实验中得到了证明**错误!未找到引用源。**。同样，对 38 个湖泊的调查显示，氮固定与总磷浓度呈正相关**错误!未找到引用源。**。

本研究运用分段回归模型揭示了固氮速率对 TP 浓度变化的非线性响应特征(表 S6 和附图 S10)。数据分析发现，TP 浓度与固氮速率间存在显著阈值效应，阈值 X_1为 24.97μg/L。当 TP 浓度低于该阈值时，固氮速率呈多项式函数关系，受光照、水温等多种生态因子协同调控；超过此阈值后，固氮速率呈线性增长，TP 浓度成为主导因素。模型 95%置信区间显示，低磷和高磷区间多项式关系的参数估计具有统计可靠性，而阈值 X_1因标准误差大，其阈值显著性水平较低。高 TP 浓度区间，固氮速率与磷浓度存在显著的线性相关关系（$P < 0.001$），模型整体解释力良好（$R^2 = 0.864$）；残差分布未发现明显的趋势性偏差，模型对数据的拟合误差较小。但该阈值基于的水体样本数据较少，普适性有限。未来应扩大样本范围，控制混杂因素，更精准确定 TP 浓度影响固氮速率的临界值，为湖泊生态管理提供依据。

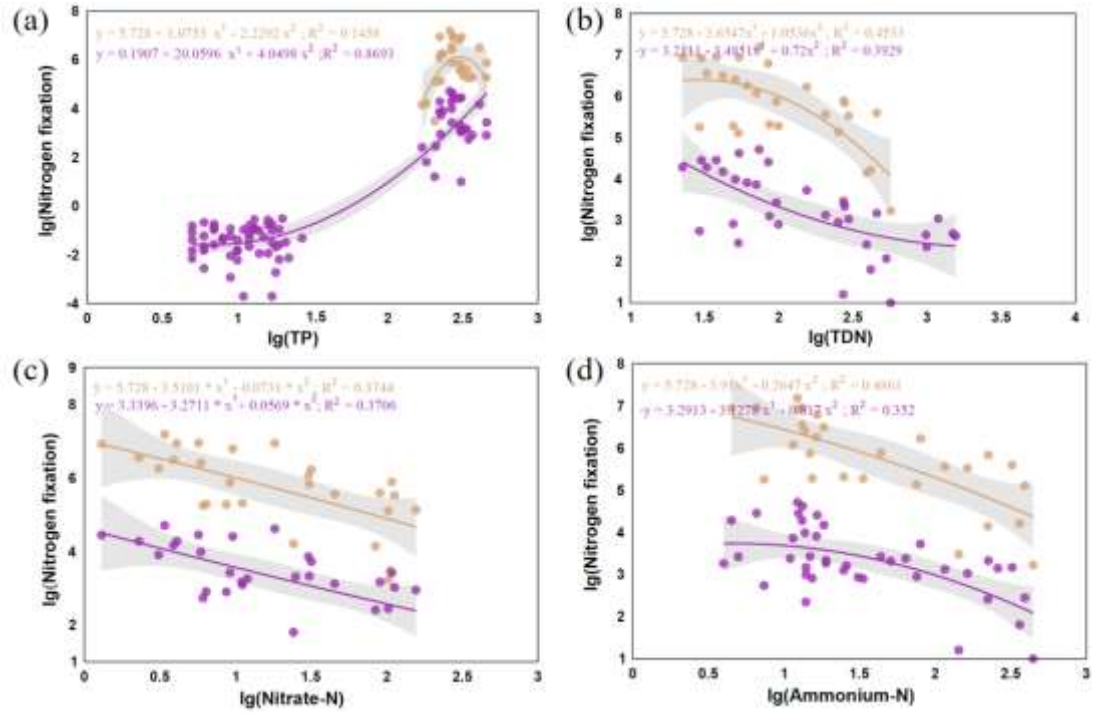


图 5 营养盐水平对于固氮速率的影响，紫色圆点代表固氮速率单位为 ngN·m^{-2}·h^{-1}，黄色圆点代表固氮速率单位为 ngN·L^{-1}·h^{-1} (a) TP 对固氮速率的影响（P<0.054），(b) TDN 水平对固氮速率的影响（P<0.05）(c) NO_3-N 对固氮速率的影响（P<0.05），(d) NH_4-N 水平对固氮速率的影响（P<0.05）

Figure 5 Effects of nutrient levels on nitrogen fixation rates. Purple circles represent nitrogen fixation rates measured in ng N·m^{-2}·h^{-1}, and yellow circles represent nitrogen fixation rates measured in ng N·L^{-1}·h^{-1}. (a) Effect of total phosphorus (TP) on nitrogen fixation rates ($P < 0.054$), (b) Effect of total dissolved nitrogen (TDN) levels on nitrogen fixation rates ($P < 0.05$), (c) Effect of NO_3-N on nitrogen fixation rates ($P < 0.05$), (d) Effect of NH_4-N levels on nitrogen fixation rates ($P < 0.05$).

4.3.2 无机氮对淡水湖泊固氮过程的影响

总溶解氮（TDN）中包含的可溶性无机氮 DIN（NO_3^--N、NO_2^--N 和 NH_4^+-N）被认为是控制溪流 N_2固定速率的关键因素**错误!未找到引用源。**。本研究系统考察了 TDN 及不同溶解态氮对固氮速率的影响（图 5b，5c 和 5d）。结果显示，TDN 与固氮速率呈现显著负相关性（r^2=0.42），其中铵态氮（r^2=0.41）和硝酸盐（r^2=0.39）与固氮速率的负相关关系尤为突出。从机制层面来看，这种负相关性与无机氮对固氮微生物生理过程的抑制作用密切相关。Dominic **错误!未找到引用源。**等人研究指出，在三种无机氮形态（NO_3^--N、NO_2^--N 和 NH_4^+-N）中，NH_4^+-N 对固氮基因（*nif* 基因）的表达具有最强的抑制效应。NH_4^+-N 可通过反馈调节抑制固氮酶合成相关基因的转录，进而减少固氮酶的生物合成量。而除了转录水平的调控，固氮酶的活性还会在翻译阶段受到直接影响，Horne **错误!未找到引用源。**通过实验室培养实验证实，NO_3^--N 和 NH_4^+-N 的存在能够竞争性结合固氮酶的活性位点，直接降低酶促

反应效率，从而在转录后水平调控固氮速率。环境条件的差异进一步塑造了无机氮与固氮速率的关系。Kunza **错误!未找到引用源。**和 Hall 对美国科罗拉多州溪流的研究表明，仅当环境 NO_3^--N 浓度低于 0.5mg/L 时，N_2固定过程才会显著增强。这一现象可归因于蓝藻固氮的高能耗特性——每还原 1 分子 N_2 需要消耗 12-16 分子 ATP **错误!未找到引用源。**。当水体中无机氮可利用性较高时，微生物优先选择能量成本更低的无机氮摄取途径**错误!未找到引用源。**；而在无机氮匮乏条件下，蓝藻通过上调 *nifH* 基因表达和激活固氮酶活性，以维持其氮素需求。

4.3.3 控磷和控氮对淡水湖泊固氮过程的影响

在藻类生长的营养限制研究领域，控氮与控磷的策略之争由来已久。过往研究中，部分观点认为磷的可用性对藻类生长存在限制作用，相应的管理措施着重于减少磷输入[89]；另有研究表明，氮也可能成为限制性营养元素，尤其在富营养化水体中，氮磷失衡会改变蓝藻群落结构（如固氮蓝藻与非固氮蓝藻的演替）[90]。部分研究指出富营养化系统中氮的限制作用不可忽视[91]。例如，Kim[92]等人的研究发现，在有利于非固氮蓝藻属的河流条件下，氮控制策略似乎比单独减少磷的策略更有效；Wang[93]等人的研究也指出氮负荷的减少可能不会减少总浮游植物的生物量，反而可能刺激固氮蓝藻的大量繁殖，而采用氮磷协同控制可显著降低浮游植物生物量[94]。Cotner 等人提出在不同水体类型或不同生态系统（如农业、城市环境等）中，减少水体系统中的氮和磷是重要的管理目标**错误!未找到引用源。**。因此，本研究认为富营养化湖泊需氮磷协同控制，在降低磷负荷的同时削减无机氮浓度，通过抑制固氮微生物对氮源的利用优势，阻断固氮过程对氮循环的额外补充，来遏制浮游植物增长；贫营养湖泊应优先控制外源磷的输入，严格管控农业面源、生活污水等磷污染源，监测总磷浓度，避免磷浓度突破阈值触发固氮速率线性增长。

5. 结论

（1）本研究收集到 298 篇文献进行文献计量学分析，观察到淡水湖泊固氮微生物研究出版始于 1992 年，从 2014 年开始进入快速发展的阶段。Web of Science 类别分析反映出淡水湖泊固氮微生物研究是一个多学科交叉的领域，涵盖了环境科学、生物学，微生物学和生态学等多个方面。

（2）目前的研究主要集中于以氮磷元素为主的营养控制以及气候变化背景下不同蓝藻分类群之间的演替和竞争。探讨了在以湖泊、湿地为主的不同生境中固氮菌类群或者浮游固氮生物群落结构和丰度。通过长期定位观测可以揭示环境因素或者时空变化等导致的淡水湖泊中浮游植物（固氮蓝藻等）群落组成和丰度的改变。

（3）整合分析发现，淡水湖泊固氮生物量化研究的类群主要为蓝藻门，还有变形菌门、厚壁菌门等异养微生物。水体营养水平对固氮速率存在影响，水体 TP 浓度升高对 N_2 固定速率有明显的促进作用，非线性分段模型进一步揭示其阈值效应（TP 临界值为 24.97 μg L^{-1}）。无机氮如 TDN、NH_4^+-N、NO_3^--N 浓度均与 N_2 固定速率呈现显著的负相关关系。

（4）当前淡水湖泊固氮微生物的研究领域缺乏使用标准化的固氮指标（固氮速率、固氮酶活性，异形胞密度等）来评价固氮水平的研究。一方面，大多数研究关注固氮蓝藻，亟待加强对其他固氮微生物功能和贡献的解析；另一方面，实验方法的系统误差（如乙炔还原法与同位素示踪技术的固有偏差）及数据单位的异质性（面积/体积基准差异），进一步限制了研究结果的标准化整合与跨系统比较。

（5）探讨氮磷营养盐与固氮速率关系有助于精准调控水体营养盐浓度，合理控制固氮过程，优化浮游植物群落结构，抑制蓝藻水华。明确固氮生物类群作用，可利用有益微生物改善湖泊氮循环，增强生态系统稳定性，为湖泊富营养化治理提供关键理论与技术支撑，推动湖泊生态环境修复与保护。

6 附件

附图 S1-附图 S10 见电子版(DOI:10.18307/2026.0202).

7 参考文献:

[1] B. Z. Houlton, Y. P. Wang, P. M. Vitousek, *et al.* A unifying framework for dinitrogen fixation in the terrestrial biosphere. *Nature*, 2008, **454**(7202):327-U334. DOI: 10.1038/nature07028.

[2] J. B. Glass, F. Wolfe-Simon and A. D. Anbar. Coevolution of metal availability and nitrogen assimilation in cyanobacteria and

algae. *Geobiology*, 2009, **7**(2):100-123. DOI:10.1111/j.1472-4669.2009.00190.x.

[3] E. J. Carpenter, B. Bergman, R. Dawson*, et al.* Glutamine synthetase and nitrogen cycling in colonies of the marine diazotrophic cyanobacteria *Trichodesmium* spp. *Applied and environmental microbiology*, 1992, **58**(9):3122-3129. DOI:10.1128/aem.58.9.3122-3129.1992.

[4] H. W. Paerl. Physiological ecology and regulation of N_2 fixation in natural waters. Advances in microbial ecology, 1990: 305-344. DOI:10.1007/978-1-4684-7612-5_8.

[5] T. O. Delmont, C. Quince, A. Shaiber, et al. Nitrogen-fixing populations of Planctomycetes and Proteobacteria are abundant in surface ocean metagenomes (vol 3, pg 804, 2018). *Nat. Microbiol*, 2018, **3**(8):1. DOI:10.1038/s41564-018-0209-4.

[6] G. E. Small, J. C. Finlay, R. M. L. McKay, et al. Large differences in potential denitrification and sediment microbial communities across the Laurentian great lakes. *Biogeochemistry*, 2016, **128**(3):353-368. DOI:10.1007/s10533-016-0212-x.

[7] D. G. Capone and J. P. Montoya. Nitrogen fixation and denitrification. *Methods in Microbiology*, 2001, **30**(501-515. DOI:10.1016/s0580-9517(01)30060-0.

[8] D. G. Capone, J. A. Burns, J. P. Montoya, et al. Nitrogen fixation by *Trichodesmium* spp.: An important source of new nitrogen to the tropical and subtropical North Atlantic Ocean -: art. no. GB2024. Glob. *Biogeochem. Cycle,* 2005, **19**(2):17. DOI:10.1029/2004gb002331.

[9] K. E. Havens, R. T. James, T. L. East*, et al.* v N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution. *Environ. Pollut.*, 2003,**122**(3):379-390. DOI:10.1016/s0269-7491(02)00304-4.

[10] Romero I C, Klein N J, Saudo-Wilhelmy S A *et al*. Potential trace metal co-limitation controls on N_2 fixation and NO_3^- uptake in lakes with varying trophic status. *Frontiers in Microbiology*, 2013, 4:54. DOI: 10.3389/fmicb.2013.00054.

[11] J. T. Scott, J. K. Stanley, R. D. Doyle*, et al.* River-reservoir transition zones are nitrogen fixation hot spots regardless of ecosystem trophic state. *Hydrobiologia*, 2009, **625**(61-68). DOI:10.1007/s10750-008-9696-2.

[12] Christl I, Metzger A, Heidmann I, et al. Effect of humic and fulvic acid concentrations and ionic strength on copper and lead binding. Environmental Science & Technology, 2005, **39**(14): 5319-5326.DOI: 10.1021/es050018f.

[13] N. M. Hayes, A. Patoine, H. A. Haig, et al. Spatial and temporal variation in nitrogen fixation and its importance to phytoplankton in phosphorus-rich lakes. *Freshw. Biol*., 2019, **64**(2):269-283. DOI:10.1111/fwb.13214.

[14] A. Igwaran, A. J. Kayode, K. M. Moloantoa*, et al.* Cyanobacteria harmful algae blooms: causes, impacts, and risk management. *Water Air Soil Pollution.*, 2024, **235**(1):26. DOI:10.1007/s11270-023-06782-y.

[15] M. F. Johnson, L. K. Albertson, A. C. Algar*, et al.* Rising water temperature in rivers: Ecological impacts and future resilience. *Wiley Interdiscip. Rev.-Water*, 2024, **11**(4):26. DOI:10.1002/wat2.1724.

[16] Ye LL, Zhang M, Kong FX, et al. Research progress and prospect of cyanobacterial nitrogen fixation in aquatic ecosystems. Lake Science, 2014, **26**(01): 9-18. DOI: 10.3969/j.issn.1003-5427.2014.01.002.[叶琳琳，张民，孔繁翔,等. 水生生态系统蓝藻固氮作用研究进展与展望. 湖泊科学, 2014, **26**(01):9-18.]

[17] Ren QE. Research progress and discipline integration of bibliometrics under the background of big data. Information theory and practice, 2019, **42**(1): 48-52. DOI: 10.16353/j.cnki.1000-7490.2019.01.008.[任全娥. 大数据背景下的文献计量学研究进展与学科融合. 情报理论与实践, 2019, **42**(1): 48-52.

[18] Yang Q. Comparative study on the analytical functions of common bibliometric tools. Information exploration, 2021(10) : 87-93. DOI: 10.3969/j.issn.1005-8095.2021.10.013. [杨倩. 常见文献计量学工具的分析功能比较研究. 情报探索, 2021, (10):87-93.]

[19] Cui RQ. Understanding and thinking on the problem of hard work in the development of bibliometrics. Library Theory and Practice , 2007, (06): 51-54. DOI:10.3969/j.issn.1005-8214.2007.06.023. [崔瑞琴. 对于文献计量学发展中苦干问题的认识与思考. 图书馆理论与实践, 2007, (06): 51-54.]

[20] A. Aggarwal, G. Lewison, S. Idir*, et al.* The State State of Lung Cancer Research: A Global Analysis. *J. Thorac. Oncol.*, 2016, **11**(7):1040-1050. DOI: 10.1016/j.jtho.2016.03.010.

[21] M. Deka, D. Buragohain and A. Kumar. Two decades of research on Online Learning published by Springer Link: A bibliometric analysis. Qual. Quant. Methods Libr., 2024, **13**(1):1-34.

[22] Li YZ, Xu G, Long X*, et al.* A bibliometric analysis of classic publications in web of science category of orthopedics. *J. Orthop. Surg. Res.*, 2019, **14**(11). DOI: 10.1186/s13018-019-1247-1.

[23] Wu SN, Wang XF, Liu TT, et al. Research progress of wetland restoration based on Citespace. Ecology, 2022, 42(03): 1224-39. DOI: 10.5846/stxb202007311996 [吴胜男, 王晓锋, 刘婷婷, 等. 基于 CiteSpace 的湿地恢复研究进展. 生态学报, 2022, **42**(03):1224-1239.]

[24] Q. Wang and M. Su. Integrating blockchain technology into the energy sector - from theory of blockchain to research and application of energy blockchain. *Comput. Sci. Rev.*, 2020, **37**(25). DOI: 10.1016/j.cosrev.2020.100275.

[25] D. W. Schindler, R. E. Hecky and G. K. McCullough. The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. *J. Gt. Lakes Res.*, 2012, **38**(6-13). DOI: 10.1016/j.jglr.2012.04.003.

[26] K. E. Havens, T. Kukushima, P. Xie*, et al.* Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA). *Environ. Pollution.*, 2001, **111**(2):263-272. DOI:10.1016/s0269-7491(00)00074-9.

[27] M. K. Paliwal, S. Jakhar and V. Sharma. A bibliometric and scientific mapping of the research landscape and trending topics in building integrated photovoltaic systems. Sol. Energy, 2024, **267**(18). DOI:10.1016/j.solener.2023.112202.

[28] R. Ma, Y. Fan and Q. Ye. Current trends in research on pulmonary fibrosis and metabolites: A bibliometric analysis. *Chinese Journal of Environmental & Occupational Medicine*, 2022, **39**(4):434. DOI:10.1023/A:1008353815230

[29] N. J. van Eck and L. Waltman. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, 2010, **84**(2):523-538. DOI:10.1007/s11192-009-0146-3.

[30] A. K. Kizilova, L. V. Titova, I. K. Kravchenko and G. A. Iutinskaya. Evaluation of the diversity of nitrogen-fixing bacteria in soybean rhizosphere by *nifH* gene analysis. *Microbiology*, 2012, **81**(5):621-629. 10.1134/s0026261712050116.

[31] Wan LL, Chen XY, Deng QH, et al. Phosphorus strategy in bloom-forming cyanobacteria (*Dolichospermum* and *Microcystis*) and its role in their succession. Harmful Algae, 2019, **84**(46-55. DOI:10.1016/j.hal.2019.02.007.

[32] H. W. Paerl and T. G. Otten. Duelling 'CyanoHABs': unravelling the environmental drivers controlling dominance and succession among diazotrophic and non-N_2-fixing harmful cyanobacteria. *Environ. Microbiol.*, 2016, **18**(2):316-324. DOI:10.1111/1462-2920.13035.

[33] J. P. Zehr and L. A. McReynolds. Use of degenerate oligonucleotides for amplification of the *nifH* gene from the marine cyanobacterium *Trichodesmium thiebautii*. *Applied and environmental microbiology*, 1989, **55**(10):2522-2526. DOI:10.1128/aem.55.10.2522-2526.1989.

[34] J. Affourtit, J. P. Zehr and H. W. Paerl. Distribution of nitrogen-fixing microorganisms along the Neuse River Estuary, North Carolina. *Microb. Ecol.*, 2001, **41**(2):114-123. DOI:10.1007/s002480000090.

[35] B. T. Shaffer, F. Widmer, L. A. Porteous*, et al.* Temporal and spatial distribution of the *nifH* gene of N_2 fixing bacteria in forests and clearcuts in western Oregon. *Microb. Ecol.*, 2000, **39**(1):12-21. DOI:10.1007/s002489900183.

[36] Tian LQ, Yan ZS, Wang. CH*, et al.* Habitat heterogeneity induces regional differences in sediment nitrogen fixation in eutrophic freshwater lake. *Sci. Total Environ.*, 2021, **772**(12. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145594.

[37] Wang LN, Xing P, Li HB*, et al.* Distinct intra-lake heterogeneity of diazotrophs in a deep oligotrophic mountain lake. *Microb. Ecol.*, 2020, **79**(4):840-852. DOI:10.1007/s00248-019-01461-0.

[38] Yan QY, Yu YH and Feng WS. Diversity of *nifH* gene amplified from plankton-community DNA in a shallow eutrophic lake (Lake Donghu, Wuhan, China). *Limnology*, 2011, **12**(3):245-251. DOI:10.1007/s10201-010-0340-2.

[39] Wei JL, Li Q, Liu W*, et al.* Changes of phytoplankton and water environment in a highly urbanized subtropical lake during the past ten years. *Sci. Total Environ.*, 2023, **879**(11). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.162985.

[40] M. E. Valeriano-Riveros, G. Vilaclara, F. S. Castillo-Sandoval*, et al.* Phytoplankton composition changes during water level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. *Inland Waters*, 2014, **4**(3):337-348. DOI:10.5268/iw-4.3.598.

[41] Deng JM, Nie W, Huang X*, et al.* Atmospheric reactive nitrogen deposition from 2010 to 2021 in Lake Taihu and the effects on phytoplankton. *Environ. Sci. Technol.*, 2023, **57**(21):8075-8084. DOI: 10.1021/acs.est.2c09434.

[42] Chen C, Ai J, Chen L*, et al.* Nitrogen metabolism pathways and functional microorganisms in typical karst wetlands. *Environ.*

Sci. Pollut. Res., 2024, 13. DOI:10.1007/s11356-024-32587-5.

[43] M. Mellado and J. Vera. Microorganisms that participate in biochemical cycles in wetlands. *Can. J. Microbiol.*, 2021, **67**(11):771-788. DOI:10.1139/cjm-2020-0336.

[44] D. W. Schindler. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proc. R. Soc. B-Biol. Sci.*, 2012, **279**(1746):4322-4333. DOI: 10.1098/rspb.2012.1032.

[45] W. M. Lewis, W. A. Wurtsbaugh and H. W. Paerl. Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environ. Sci. Technol.*, 2011, **45**(24):10300-10305. DOI:10.1021/es202401p.

[46] Wang BH, Zheng XF, Zhang HJ*, et al.* Metagenomic insights into the effects of submerged plants on functional potential of microbial communities in wetland sediments. *Mar. Life Sci. Tech.*, 2021, **3**(4):405-415. DOI:10.1007/s42995-021-00100-3.

[47] H. S. Bae, E. Morrison, J. P. Chanton*, et al.* Methanogens are major contributors to nitrogen fixation in soils of the Florida Everglades. *Applied and Environmental Microbiology*, 2018, **84**(7):16. DOI: 10.1128/aem.02222-17.

[48] L. Jin, H. H. Chen, S. I. S. Matsuzaki, et al. Tipping points of nitrogen use efficiency in freshwater phytoplankton along trophic state gradient. *Water Res.*, 2023, **245**(10). DOI:10.1016/j.watres.2023.120639.

[49] C. Y. Li, X. L. Li, Y. W. Yang, et al. Degradation reduces the diversity of nitrogen-fixing bacteria in the alpine wetland on the Qinghai-Tibet Plateau. *Front. Plant Sci.*, 2022, **13**(13). DOI:10.3389/fpls.2022.939762.

[50] C. M. Dai, J. H. Li, H. S. Yan, et al. *Halothiobacillus diazotrophicus* sp. nov., a chemolithoautotrophic sulphur- oxidizing and nitrogen- fixing bacterium isolated from freshwater. Int. J. Syst. *Evol. Microbiol.*, 2023, **73**(12):6. DOI:10.1099/ijsem.0.006202.

[51] K. E. Natwora and C. S. Sheik. Assessment of nitrogen fixation rates in the Laurentian Great Lakes. *J. Gt. Lakes Res.*, 2021, **47**(5):1288-1295. DOI:10.1016/j.jglr.2021.07.005.

[52] T. K. Kratz, L. A. Deegan, M. E. Harmon*, et al.* Ecological variability in space and time: Insights gained from the US LTER program. *Bioscience*, 2003, **53**(1):57-67. DOI:10.1641/0006-3568(2003)053[0057:Evisat]2.0.Co;2.

[53] K. Shan, L. R. Song, W. Chen*, et al.* Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes. *Harmful Algae*, 2019, **84**(84-94. DOI:10.1016/j.hal.2019.02.002.

[54] F. H. M. Moutinho, G. A. Marafao, M. D. Calijuri*, et al.* Environmental factors and thresholds for nitrogen fixation by phytoplankton in tropical reservoirs. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 2021, **106**(1):5-17. DOI:10.1002/iroh.202002057.

[55] M. P. C. Schneider, E. Cunha, L. Silva, et al. Cyanobacterial blooms and the presence of cyanotoxins in the Brazilian Amazon. *Toxins*, 2025, **17**(6):16. DOI:10.3390/toxins17060296.

[56] H. Horváth, K. Mátyás, G. Süle*, et al.* Contribution of nitrogen fixation to the external nitrogen load of a water quality control reservoir (Kis-Balaton Water Protection System, Hungary). *Hydrobiologia*, 2013, **702**(1):255-265. DOI:10.1007/s10750-012-1329-0.

[57] T. Noges, R. Laugaste, P. Noges*, et al.* Critical N:P ratio for cyanobacteria and N_2-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Vortsjarv, North-East Europe. *Hydrobiologia*, 2008, **599**(77-86). 10.1007/s10750-007-9195-x.

[58] Z. Svircev, D. Lalic, G. Bojadzija Savic, et al. Global geographical and historical overview of cyanotoxin distribution and cyanobacterial poisonings. Arch. *Toxicol.*, 2019, **93**(9):2429-2481. DOI:10.1007/s00204-019-02524-4.

[59] C. E. Yancey, O. Mathiesen and G. J. Dick. Transcriptionally active nitrogen fixation and biosynthesis of diverse secondary metabolites by *Dolichospermum* and *Aphanizomenon*-like cyanobacteria in western Lake Erie *Microcystis* blooms. *Harmful Algae*, 2023, **124**(12). DOI:10.1016/j.hal.2023.102408.

[60] W. D. Stewart, G. P. Fitzgerald and R. H. Burris. Acetylene reduction by nitrogen-fixing blue-green algae. *Archiv fur Mikrobiologie*, 1968, **62**(4):336-348. DOI:10.1007/bf00425639.

[61] A. M. Marcarelli and W. A. Wurtsbaugh. Effects of upstream lakes and nutrient limitation on periphytic biomass and nitrogen fixation in oligotrophic, subalpine streams. *Freshw. Biol.*, 2007, **52**(11):2211-2225. DOI:10.1111/j.1365-2427.2007.01851.x.

[62] Hu WB, Wang XM, Xu YF*, et al.* Biological nitrogen fixation and the role of soil diazotroph niche breadth in representative terrestrial ecosystems. *Soil Biol. Biochem.*, 2024, **189**(9). DOI:10.1016/j.soilbio.2023.109261.

[63] Y. Ali, A. Simachew and A. Gessesse. Diversity of culturable alkaliphilic nitrogen-fixing bacteria from a soda lake in the East

African Rift Valley. *Microorganisms*, 2022, **10**(9):12. DOI:10.3390/microorganisms10091760.

[64] Q. Wu, Z. G. Zhu, L. L. F. Liu*, et al.* Distinct diazotrophic communities in water and sediment of the sub-lakes in Poyang Lake, China. *Water*, 2024, **16**(16):16. DOI:10.3390/w16162277.

[65] M. A. Lezcano, T. L. V. Bornemann, L. Sánchez-García*, et al.* Hyperexpansion of genetic diversity and metabolic capacity of extremophilic bacteria and archaea in ancient Andean lake sediments. *Microbiome*, 2024, **12**(1):21. DOI:10.1186/s40168-024-01878-x.

[66] Chen C, Ai J, Chen L*, et al.* Nitrogen metabolism pathways and functional microorganisms in typical karst wetlands. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2024, 13. DOI:10.1007/s11356-024-32587-5.

[67] I. Severin, V. Confurius-Guns and L. J. Stal. Effect of salinity on nitrogenase activity and composition of the active diazotrophic community in intertidal microbial mats. *Arch. Microbiol.*, 2012, **194**(6):483-491. DOI:10.1007/s00203-011-0787-5.

[68] S. E. Newell, K. R. Pritchard, S. Q. Foster*, et al.* Molecular evidence for sediment nitrogen fixation in a temperate New England estuary. *PeerJ*, 2016, **4**(21). DOI:10.7717/peerj.1615

[69] A. N. Knapp. The sensitivity of marine N_2 fixation to dissolved inorganic nitrogen. Front. *Microbiol*., 2012, **3**(14). DOI:10.3389/fmicb.2012.00374.

[70] Li Y, Yu YX, Ma SN*, et al.* Pelagic cyanobacterial nitrogen fixation in lakes and ponds of different latitudinal zones. *Aquat. Sci.*, 2022, **84**(3):11. DOI:10.1007/s00027-022-00871-6.

[71] R. J. Flett, R. D. Hamilton and N. E. Campbell. Aquatic acetylene-reduction techniques: solutions to several problems. *Can. J. Microbiol.*, 1976, **22**(1):43-51. DOI:10.1139/m76-006.

[72] A. F. Michaels, D. Olson, J. L. Sarmiento*, et al.* Inputs, losses and transformations of nitrogen and phosphorus in the pelagic North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*, 1996, **35**(1):181-226. DOI:10.1007/BF02179827

[73] A. Landolfi, P. Kähler, W. Koeve, et al. Global marine N_2 fixation estimates: from observations to models. *Front. Microbiol*., 2018, **9**(8). DOI:10.3389/fmicb.2018.02112.

[74] O. Eugster and N. Gruber. A probabilistic estimate of global marine N-fixation and denitrification. *Glob. Biogeochem. Cycle*, 2012, **26**(15). DOI:10.1029/2012gb004300.

[75] R. W. Hardy, R. D. Holsten, E. K. Jackson, et al. The acetylene-ethylene assay for n(2) fixation: laboratory and field evaluation. *Plant physiology*, 1968, **43**(8):1185-1207. DOI:10.1104/pp.43.8.1185.

[76] L. J. Beversdorf, T. R. Miller and K. D. McMahon. The role of nitrogen fixation in cyanobacterial bloom toxicity in a temperate, eutrophic lake. *PLoS One*, 2013, **8**(2):11. DOI:10.1371/journal.pone.0056103.

[77] W. D. Stewart, G. P. Fitzgerald and R. H. Burris. *In situ* studies on N_2 fixation using the acetylene reduction technique. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 1967, **58**(5):2071-2078. DOI:10.1073/pnas.58.5.2071.

[78] P. T. Roughneen and A. DeAnda. Bubble, bubble, toil and trouble? J. *Thorac. Cardiovasc*. Surg., 2016, **152**(5):1410-1411. DOI:10.1016/j.jtcvs.2016.04.088.

[79] W. K. Dodds, W. W. Bouska, J. L. Eitzmann*, et al.* Eutrophication of US freshwaters: analysis of potential economic Damages. *Environ. Sci. Technol.*, 2009, **43**(1):12-19. DOI:10.1021/es801217q.

[80] A. M. Marcarelli and W. A. Wurtsbaugh. Temperature and nutrient supply interact to control nitrogen fixation in oligotrophic streams: An experimental examination. *Limnol. Oceanogr*., 2006, **51**(5):2278-2289. DOI:10.4319/lo.2006.51.5.2278.

[81] Postgate J R. The fundamentals of nitrogen fixation. 1982. DOI:10.1016/0014-5793(83)81085-0.

[82] I. Elmetri and P. R. F. Bell. Effects of phosphorus on the growth and nitrogen fixation rates of *Lyngbya majuscula*: implications for management in Moreton Bay, Queensland. Mar. *Ecol.-Prog. Ser.*, 2004, **281**(27-35). DOI:10.3354/meps281027.

[83] E. Rydin, P. Hyenstrand, M. Gunnerhed, et al. Nutrient limitation of cyanobacterial blooms: an enclosure experiment from the coastal zone of the NW Baltic proper. Mar. *Ecol.-Prog. Ser.*, 2002, **239**(31-36). DOI: 10.3354/meps239031.

[84] T. Vrede, A. Ballantyne, C. Mille-Lindblom, et al. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshw. Biol*., 2009, **54**(2):331-344. DOI:10.1111/j.1365-2427.2008.02118.x.

[85] D. L. Hiatt, C. J. Robbins, J. A. Back, et al. Catchment-scale alder cover controls nitrogen fixation in boreal headwater streams. *Freshw. Sci*., 2017, **36**(3):523-532. DOI:10.1086/692944..

[86] Horne A J, Goldman C R. Nitrogen fixation in Clear Lake, California. I. Seasonal variation and the role of heterocysts. *Limnology and Oceanography*, 1972, **17**(5): 678-692. DOI:10.2307/2834718.

[87] L. A. Kunza and R. O. Hall. Nitrogen fixation can exceed inorganic nitrogen uptake fluxes in oligotrophic streams. *Biogeochemistry*, 2014, **121**(3):537-549. DOI:10.1007/s10533-014-0021-z

[88] Kalff J. Limnology: inland water ecosystems. New Jersey: Prentice Hall, 2002.

[89] D. W. Schindler, S. R. Carpenter, S. C. Chapra*, et al.* Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.*, 2016, **50**(17):8923-8929. DOI:10.1021/acs.est.6b02204.

[90] J. M. Abell, D. Özkundakci and D. P. Hamilton. Nitrogen and phosphorus limitation of phytoplankton growth in New Zealand lakes: Implications for eutrophication control. *Ecosystems*, 2010, **13**(7):966-977. DOI:10.1007/s10021-010-9367-9.

[91] J. J. Elser, M. E. S. Bracken, E. E. Cleland*, et al.* Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecol. Lett.*, 2007, **10**(12):1135-1142. DOI:10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x.

[92] K. Kim, H. Mun, H. Shin, et al. Nitrogen stimulates *Microcystis* dominated blooms more than phosphorus in river conditions that favor non-nitrogen-fixing genera. Environ. *Sci. Technol.*, 2020, **54**(12):7185-7193. DOI:10.1021/acs.est.9b07528.

[93] Wang HJ. and Wang HZ. Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement. *Prog. Nat. Sci.*, 2009, **19**(10):1445-1451. DOI: 10.1016/j.pnsc.2009.03.009.

[94] H. W. Paerl, N. S. Hall, B. L. Peierls, et al. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries Coasts*, 2014, **37**(2):243-258. DOI:10.1007/s12237-014-9773-x.

[95] J. B. Cotner. Nitrogen is not a 'House of Cards'. Environ. *Sci. Technol*., 2017, **51**(1):3-3. DOI:10.1021/acs.est.6b04890.

补充材料:

附表 S1 前十个最高产的国家

Country	Total publications		Total citations	Average citations per paper	Single country publications		International collaboration publications		ICP ratio
	No.	%			No.	%	No.	%	
PEOPLES R CHINA	92	30.87	1581	17.18	77	44.25	15	13.39	0.16
USA	78	26.17	4861	62.32	51	29.31	27	24.11	0.35
CANADA	20	6.71	816	38.86	13	7.47	7	6.25	0.35
GERMANY	17	5.70	395	23.24	0	0.00	17	15.18	1.00
RUSSIA	16	5.37	151	9.44	11	6.32	5	4.46	0.31
AUSTRALIA	15	5.03	851	56.73	4	2.30	11	9.82	0.73
INDIA	15	5.03	318	21. 2	10	5.75	5	4.46	0.33
ENGLAND	13	4.36	430	33.8	1	0.57	12	10.71	0.92
NETHERLANDS	11	3.69	805	67.08	2	1.15	9	8.04	0.82
JAPAN	9	3.02	433	48.11	5	2.87	4	3.57	0.44

附表 S2 发文数量前五的作者

Rank	Author	Institution	Total publication		h-Index	Number of citations	Average citation per paper	Initial year
			No.	%				
1	Elliott JA	UK Centre for Ecology & Hydrology	5	1.68	5	299	59.8	2008
2	Hamilton DP	Griffith University	4	1.34	4	616	154	2003
3	Li J	Guizhou University	4	1.34	1	18	4.5	2020
4	Sorokin DY	Delft University of Technology	4	1.34	4	108	27	2008
5	Zhang J	Shandong Normal University	4	1.34	3	43	10.75	2016

附表 S3 出版物中出现频率最高的前 10 个关键词

Rank	Keywords	Publications	Percentage
1	cyanobacteria	45	15.10%
2	nitrogen fixation	35	11.74%
3	eutrophication	15	5.03%
4	phosphorus	13	4.36%
5	phytoplankton	13	4.36%
6	microbial community	11	3.69%
7	nitrogen	10	3.36%
8	metagenomics	9	3.02%
9	*nifH* gene	8	2.68%
10	bacteria	8	2.68%

附表 S4 前五个聚类的相关信息

ClusterID	Node	Silhouette	Year	Keywords (TF × IDF Weighted Algorithm)
0	87	0.773	2009	phosphorus limitation (10.31, 0.005); fresh water (10.31, 0.005); nutrient limitation (9.63, 0.005); growth (9.15, 0.005); eutrophication (7.48, 0.01)
1	80	0.774	2015	biological nitrogen fixation (10.59, 0.005); extreme environments (10.59, 0.005); acid mine drainage (10.59, 0.005)； metagenomics (10.05, 0.005); community (7.05, 0.01)
2	54	0.772	2012	compositional variability (4.47, 0.05); mid-holocene (4.47, 0.05); long-term phytoplankton (4.47, 0.05); kumaun lakes (4.47, 0.05); inter -annual trends (4.47, 0.05)
3	51	0.845	2008	nitrogen fixation (12.77, 0.001);methane production (8.05, 0.005); ammonium (4.52, 0.05); ecosystems (4.52, 0.05)
4	46	0.762	2014	aquatic plants (10.46, 0.005); functional genes (6.79, 0.01); bacteria (6.76, 0.01); phytoremediation (5.22, 0.05); organic residues degradation (5.22, 0.05)

1

附表 S5 25 篇文献中固氮作用与氮磷水平相关指标及其数值清单

序号	参考文献	地点（经纬度）	固氮指标	数值（单位）	氮水平指标	数值（单位）	磷水平指标	数值（单位）
1	Comparative adaptations of Aphanizomenon and Anabaena for nitrogen fixation under weak irradiance，2012	Pelican Pond (40.167,-104.736)	异形胞密度	4.4-8.3 (10^6 heterocysts L^{-1})	Nitrate-N	0-12 (μgL^{-1})	SRP	109-169 (μgL^{-1})
					Ammonium-N	4-260 (μgL^{-1})	TDP	172-236 (μgL^{-1})
							N:P	3.7-16.3
		Banner Lake (40.173,-104.984)	异形胞密度	0.7-3.1 (10^6 heterocysts L^{-1})	Nitrate-N	0 (μgL^{-1})	SRP	9-11 (μgL^{-1})
					Ammonium-N	14 (μgL^{-1})	TDP	46-49 (μgL^{-1})
							N:P	10.9-11.8
		Jackson Lake (39.652,-105.144)	异形胞密度	2.7 (10^6 heterocysts L^{-1})	Nitrate-N	0 (μgL^{-1})	SRP	5 (μgL^{-1})
					Ammonium-N	31 (μgL^{-1})	TDP	64 (μgL^{-1})
							N:P	28.5
		Bear Creek Reservoir (40.066,-104.553)	异形胞密度	6.5 (10^6 heterocysts L^{-1})	Nitrate-N	25 (μgL^{-1})	SRP	47 (μgL^{-1})
					Ammonium-N	51 (μgL^{-1})	TDP	61 (μgL^{-1})
							N:P	6.9
		Seeley Reservoir (40.392,-104.074)	异形胞密度	5.8 (10^6 heterocysts L^{-1})	Nitrate-N	0 (μgL^{-1})	SRP	2 (μgL^{-1})
					Ammonium-N	19 (μgL^{-1})	TDP	35 (μgL^{-1})
							N:P	8.3
2	Effects of upstream lakes and nutrient limitation on periphytic biomass and nitrogen fixation in oligotrophic, subalpine streams，2007	Bull Trout (44.10,-114.56)	固氮量	0-62（$\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$)	Nitrate-N	1.5-12.7(μgL^{-1})	TP	10-12(μgL^{-1})
					TN	33-154(μgL^{-1})	N:P	3.4-14.3
		Stanley (44.10,-114.56)	固氮量	1-30（$\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$)	Nitrate-N	2.4-27.6(μgL^{-1})	TP	6-8(μgL^{-1})
					TN	40-280(μgL^{-1})	N:P	6.4-36.1
		Yellow Belly (44.10,-114.56)	固氮量	4-48（$\mu g\ N\ m^{-2}\ h^{-1}$)	Nitrate-N	13.4-167.1(μgL^{-1})	TP	6-20(μgL^{-1})
					TN	64-206(μgL^{-1})	N:P	7.7-18.1

3	Contribution of nitrogen fixation to the external nitrogen load of a water quality control reservoir (Kis-Balaton Water Protection System, Hungary), 2013	Western part of upper reservoir (46.75,17.5)	Nitrogen fixation rate1	0.072-40.050 (mg N m^{-2} day^{-1})	NH4-N	7.4-143.5(μgL^{-1})	TDP	50.5-120.7(μgL^{-1})
			Nitrogen fixation rate	0.545-7.327（μg L^{-1} h^{-1}）	NO3-N	6.1-156.4(μgL^{-1})	TP	206.0-346.4(μgL^{-1})
							SRP	28.6-86.7(μgL^{-1})
							N:P	2.57-7.48
		Eastern part of upper reservoir (46.75,17.5)	Nitrogen fixation rate1	0.387-364.700 (mg N m^{-2} day^{-1})	NH4-N	4.5-362.8(μgL^{-1})	TDP	29.3-128.6(μgL^{-1})
			Nitrogen fixation rate	0.064-50.990 （μg L^{-1} h^{-1}）	NO3-N	4.1-24.2(μgL^{-1})	TP	181.4-310.0(μgL^{-1})
							SRP	5.2-12.4(μgL^{-1})
							N:P	8.24-12.99
		Cassette (46.75,17.5)	Nitrogen fixation rate1	0.040-74.500 (mg N m^{-2} day^{-1})	NH4-N	14.9-445.5(μgL^{-1})	TDP	89.7-316.9(μgL^{-1})
			Nitrogen fixation rate	0.010-14.862 （μg L^{-1} h^{-1}）	NO3-N	3.9-112.6(μgL^{-1})	TP	308.3-456.6(μgL^{-1})
							SRP	41.0-289.5(μgL^{-1})
							N:P	4.07-7.52
		Lower reservoir (46.75,17.5)	Nitrogen fixation rate1	0.334-213.770 (mg N m^{-2} day^{-1})	NH4-N	6.6-392.6(μgL^{-1})	TDP	34.7-52.2(μgL^{-1})
			Nitrogen fixation rate	0.257-28.330 （μg L^{-1} h^{-1}）	NO3-N	5.7-102.5(μgL^{-1})	TP	169.6-336.9(μgL^{-1})
							SRP	34.7-52.2(μgL^{-1})
							N:P	4.73-11.64
4	Potential trace metal co-limitation controls on N_2 fixation and NO_3^- uptake in	Lake Tahoe (39.03, -122.48)	Nitrogen fixation rate	0.1 ± 0.07（nmol N L^{-1} h^{-1}）			TP	9.2-48(μgL^{-1})
		Walker lake (39.05, -120.03)	Nitrogen fixation rate	1.7 ± 1.1（nmol N L^{-1} h^{-1}）			TP	250-5600(μgL^{-1})

	lakes with varying trophic status，2013	Clear lake (38.41, -118.44)	Nitrogen fixation rate	44.7 ± 1.8（nmol N L^{-1} h^{-1}）			TP	300-910(μgL^{-1})
5	Co-limitation by N and P Characterizes Phytoplankton Communities Across Nutrient Availability and Land Use，2020	Como (44.979, -93.146)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	10.0(10.5) (mg N fixed/L hr)	TN	0.05(0.09) (μgL^{-1})	TP	153（39.5）(μgL^{-1})
					DIN	1.30(0.30) (μgL^{-1})	SRP	67.5（18.5）(μgL^{-1})
							N:P	19.9（8.35）
		McCarrons (44.998, -93.113)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	10.1(10.55) (mg N fixed/L hr)	TN	0.01(0.02) (μgL^{-1})	TP	19.7（0.5）(μgL^{-1})
					DIN	0.52(0.21) (μgL^{-1})	SRP	5.96（1.12）(μgL^{-1})
							N:P	59.2（25.6）
		Ryan (45.041, -93.322)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	12.6(5.67) (mg N fixed/L hr)	TN	0.01(0.01) (μgL^{-1})	TP	35.5（17.0）(μgL^{-1})
					DIN	0.70(0.25) (μgL^{-1})	SRP	10.4（8.13）(μgL^{-1})
							N:P	46.2（15.3）
		Crosby (44.905, -93.150)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	2.50(2.43) (mg N fixed/L hr)	TN	0.02(0.03) (μgL^{-1})	TP	103（43.8）(μgL^{-1})
					DIN	0.53(0.48) (μgL^{-1})	SRP	37.2（11.8）(μgL^{-1})
							N:P	9.26（8.35）
		Square (45.155, -92.801)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	1.66(2.00) (mg N fixed/L hr)	TN	0.01(0.01) (μgL^{-1})	TP	13.3（2.43）(μgL^{-1})
					DIN	0.36(0.08) (μgL^{-1})	SRP	2.85（1）(μgL^{-1})
							N:P	59.5（3.41）
		Peltier (45.176, -93.059)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	2.60(3.60) (mg N fixed/L hr)	TN	134(47.6) (μgL^{-1})	TP	159（14.9）(μgL^{-1})
					DIN	1.63(0.43) (μgL^{-1})	SRP	57.9（37.9）(μgL^{-1})
							N:P	22.6（5.54）

		Colby (44.906, -92.910)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	4.77(8.27) (mg N fixed/L hr)	TN	77.0(106) (μgL^{-1})	TP	155（43.7）(μgL^{-1})
					DIN	1.46(0.70) (μgL^{-1})	SRP	18.2（8.25）(μgL^{-1})
							N:P	24（17.9）
		West Jefferson (44.275, -93.786)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	7.89(7.72) (mg N fixed/L hr)	TN	132(152) (μgL^{-1})	TP	58.1（18.0）(μgL^{-1})
					DIN	2.62(1.33) (μgL^{-1})	SRP	7.92（0.11）(μgL^{-1})
							N:P	120（104）
		German (44.274, -93.725)	N2-flux (as a proxy of N2 fixation)	3.20(3.55) (mg N fixed/L hr)	TN	52.3(65.2) (μgL^{-1})	TP	73.1（8.03）(μgL^{-1})
					DIN	2.49(1.79) (μgL^{-1})	SRP	7.32（0.04）(μgL^{-1})
							N:P	72.6（45.8）
6	N_2 fixation in urbanization area rivers: spatial-temporal variations and influencing factors，2020	QP (31,121)	Nitrogen fixation rate	37.63-78.68（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	0.70~1.25(mgL^{-1})	TP	0.04~0.12(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.32~1.60(mgL^{-1})	DP	0.01~0.07(mgL^{-1})
		SJ (31,121)	Nitrogen fixation rate	53.95-87.11（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	1.52~2.54(mgL^{-1})	TP	0.10~0.41(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.48~1.91(mgL^{-1})	DP	0.05~0.29(mgL^{-1})
		JD (31,121)	Nitrogen fixation rate	73.95-82.89（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	1.09~5.56(mgL^{-1})	TP	0.04~0.28(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.26~1.61(mgL^{-1})	DP	0.03~0.17(mgL^{-1})
		PT (31,121)	Nitrogen fixation rate	76.58-109.47（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	0.51~3.79(mgL^{-1})	TP	0.12~0.40(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.15~3.41(mgL^{-1})	DP	0.05~0.34(mgL^{-1})
		JS (31,121)	Nitrogen fixation rate	64.21-100.79（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	0.63~1.45(mgL^{-1})	TP	0.07~0.15(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.37~2.47(mgL^{-1})	DP	0.03~0.11(mgL^{-1})
		PD (31,121)	Nitrogen fixation rate	55.53-104.21（$ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）	NH4+-N	0.47~1.80(mgL^{-1})	TP	0.05~0.18(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.20~3.26(mgL^{-1})	DP	0.04~0.05(mgL^{-1})

		FX (31,121)	Nitrogen fixation rate	66.58-94.74 （ngN·L^{-1}·h^{-1}）	NH4+-N	0.82~1.68(mgL^{-1})	TP	0.06~0.43(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.36~2.73(mgL^{-1})	DP	0.03~0.31(mgL^{-1})
		CM (31,121)	Nitrogen fixation rate	33.95-65.53 （ngN·L^{-1}·h^{-1}）	NH4+-N	0.38~1.53(mgL^{-1})	TP	0.04~0.10(mgL^{-1})
					NO3−-N	0.21~1.63(mgL^{-1})	DP	0.01~0.04(mgL^{-1})
7	Environmental factors and thresholds for nitrogen fixation by phytoplankton in tropical reservoirs，2021	six study reservoirs in São Paulo State (−22.361,−47.912)	Nitrogen fixation rate	<1.3 × 10−3-515 × 10−3(μg-N L^{-1} h^{-1})	TN	0.4 ± 0.2~5.1 ± 2.4(μg-N L^{-1})	TP	12.0 ± 4.7~302.4 ± 147.6(μg-P L^{-1})
					NH4+	< LoD~2,126.9 ± 3,210.4(μg-N L^{-1})	SRP	< LoD~73.5 ± 25.8(μg-P L^{-1})
					NO3−	283.9 ± 66.7~3,449.4 ± 390.5(μg-N L^{-1})		
8	Changes of phytoplankton and water environment in a highly urbanized subtropical lake during the past ten years，2023	Hongze Lake (33.35,118.6)	104cells/L(proportion of cyanobacteria)	0.32 (0.3 %)-104.31 (23.3 %)	TN	0.85-2.97(mgL^{-1})	TP	0.03-0.13(mgL^{-1})
					NO3−-N	0-2.5(mgL^{-1})	N:P	6.23-73.78
9	Spatial and temporal variation in nitrogen fixation and its importance to phytoplankton in phosphorus-rich lakes，2019	Qu'Appelle River drainage basin (51.23,-104.61)	Ratio of mean summer N2-fixation to phytoplankton nitrogen demand	0.002-3.2 (mg N m^{-3} hr^{-1})	TDN	431.4 ± 152.1-1561.2 ± 495.8(μgL^{-1})	SRP	14.9 ± 23.7-284.8 ± 172.8(μgL^{-1})
					DIN	122.7 ± 168.5-780.7 ± 434.9(μgL^{-1})	TDP	15.6 ± 30.3-366.9 ± 278.1(μgL^{-1})
							N:P	5.2-31.4(μgL^{-1})
10	Pelagic cyanobacterial nitrogen fixation in lakes and ponds of	High latitude temperate	Nitrogen fixation rate	0.00–2.51(μg N/L/h)	TN	0.025–2.0(mgL^{-1})	TP	0.003–0.37(mgL^{-1})

	different latitudinal zones，2022	Low latitude temperate	Nitrogen fixation rate	0.00–184.80(μg N/L/h)	TN	0.001–1.74(mgL^{-1})	TP	0.0003–0.45(mgL^{-1})
		Tropical	Nitrogen fixation rate	0.00–4.90(μg N/L/h)	TN	0.066–2.5(mgL^{-1})	TP	0.0014–0.2(mgL^{-1})
11	Analysis of environmental drivers influencing interspecific variations and associations among bloom-forming cyanobacteria in large, shallow eutrophic lakes，2019	Taihu (31.225，120.233)	N2-fixing Cyano%	6.9-25.6(%)	TN	2.37 ± 0.27-4.65 ± 0.40(mgL^{-1})	TP	0.11 ± 0.00-0.29 ± 0.09(mgL^{-1})
					DIN	0.86 ± 0.08-1.66 ± 0.17(mgL^{-1})	DIP	0.03 ± 0.00-0.05 ± 0.00(mgL^{-1})
		Chaohu (31.567，117.558)	N2-fixing Cyano%	20.4-75.8(%)	TN	2.22 ± 0.21-2.78 ± 0.16(mgL^{-1})	TP	0.10 ± 0.01-0.22 ± 0.02(mgL^{-1})
					DIN	0.86 ± 0.08-1.66 ± 0.17(mgL^{-1})	DIP	0.02 ± 0.00-0.04 ± 0.01(mgL^{-1})
		Dainchi (24.975，102.750)	N2-fixing Cyano%	11.6-32.1(%)	TN	2.25 ± 0.10-3.43 ± 0.79(mgL^{-1})	TP	0.18 ± 0.00-0.31 ± 0.07(mgL^{-1})
					DIN	0.86 ± 0.08-1.66 ± 0.17(mgL^{-1})	DIP	0.02 ± 0.01-0.05 ± 0.03(mgL^{-1})
12	Heterotrophic Nitrogen Fixation at the Hyper-Eutrophic Qishon River and Estuary System，2020	Qishon River estuary (32.8123，35.0335)	Nitrogen fixation rate	0.26±0.07-0.84±0.01 (nmol N L^{-1} d^{-1})	TN	7.8-21.0(mgL^{-1})	TP	0.3-0.4(mgL^{-1})
		Stream (32.7263，35.0981)	Nitrogen fixation rate	3.2±3.4-4.4±5.4(nmol N L^{-1} d^{-1})	TN	3.7-5.8(mgL^{-1})	TP	0.2-0.7(mgL^{-1})
13	Assessment of nitrogen fixation rates in the Laurentian Great Lakes，2021	Superior (47.25，-88.25)	Mean whole lake Nfix rates	0.015 ± 0.020nmol (N_2/L/hr^{-1})				
		Huron (45.50，-83.00)	Mean whole lake Nfix rates	0.043 ± 0.079(N_2/L/hr^{-1})				

		Michigan (44.12，-86.00)	Mean whole lake Nfix rates	0.01 ± 0.009(N_2/L/hr^{-1})				
		Erie (42.17，-80.75)	Mean whole lake Nfix rates	0.099 ± 0.126(N_2/L/hr^{-1})				
		Ontario (44.00，-78.50)	Mean whole lake Nfix rates	0.039 ± 0.053(N_2/L/hr^{-1})				
14	Cyanobacterial blooms in Lake Atitlan, Guatemala，2011	Lake Atitlan (14.713，-91.204)	nitrogenase activity	0.17-2.2(nmol C2H4 μg Ch a^{-1} h^{-1})	TN	145.0-468.9 (μg-N L^{-1})	TP	10.0-95.7(μg-P L^{-1})
					NH4–N	5.9-52.8(μg-N L^{-1})	SRP	3.0-21.2(μg-P L^{-1})
					NO3–N	1.4-46.3(μg-N L^{-1})		
15	N:P ratios, light limitation, and cyanobacterial dominance in a subtropical lake impacted by non-point source nutrient pollution，2003	Lake Okeechobee (27.000，-80.833)	Percent of yearly averaged cyanobacteria biovolumes due to N2-fixing taxa	16.16-75.00(%)	TN	1436.93-2500(μg-N L^{-1})	TP	46.51-145.12(μg-P L^{-1})
							SRP	5.48-42.81(μg-P L^{-1})
							N:P	12.14-34.52(μg-P L^{-1})
16	Critical N:P ratio for cyanobacteria and N_2-fixing species in the large shallow temperate lakes Peipsi and Võrtsjärv, North-East Europe，2008	Peipsi s.s (58.5,27.5)	Nfix% in biomass	10.6±19(%)	TN	0.73±0.64(g m^{-3})	TP	43±21(mg m^{-3})
							N:P	20±13
		Võrtsjärv (58.3,26)	Nfix% in biomass	3.2±6.8(%)	TN	1.62±1.4(g m^{-3})	TP	53±46(mg m^{-3})
							N:P	45±53
17	Low dissolved inorganic nitrogen and increased heterocyte frequency: precursors to Anabaena planktonica blooms in a	Lower Karori Reservoir 0m (-41.2924, 174.7517)	number of heterocytes per A. planktonica cell	0-92946 （cells/ml）	Nitrate-N	0.02-0.23(mg/L)	N:P	9.83-29.50
					Ammonium-N	0.025-0.29(mg/L)		

	temperate, eutrophic reservoir，2010	Lower Karori Reservoir 10m or 15m (-41.2924, 174.7517)	number of heterocytes per A. planktonica cell	0-19036（cells/ml）	Nitrate-N	0-0.22(mg/L)	N:P	3.39-17.18
					Ammonium-N	0.02-0.65(mg/L)		
18	Implications of water column ammonium uptake and regeneration for the nitrogen budget in temperate, eutrophic Missisquoi Bay, Lake Champlain (Canada/USA)，2013	PRM (45.0, -73.2)	Water column net N fixation rates	−0.758-0.958μ(mol N l^{-1} h^{-1})	NO^{-3} nitrate	1.01-334(μmol l^{-1})	SRP	0.19-0.98(μmol l^{-1})
					NO^{-2} nitrite	0.13-4.76(μmol l^{-1})		
					NH^{+4} ammonium	1.18-11.3(μmol l^{-1})		
		MB (45.0, -73.2)	Water column net N fixation rates	0.023-0.810(mol N l^{-1} h^{-1})	NO^{-3} nitrate	<0.05-37.0(μmol l^{-1})	SRP	0.14-0.70(μmol l^{-1})
					NO^{-2} nitrite	<0.05-1.62(μmol l^{-1})		
					NH^{+4} ammonium	0.18-15.9(μmol l^{-1})		
19	Land use patterns, ecoregion and phytoplankton relationships in productive Ohio reservoirs，2012	Eastern Corn Belt Plains (40.5, -83.0)	the biomass of all Nfix cyanobacteria	6.0E+5 ±6.0E+5 (μm^3/mL)	TN	813-5253(μg/L)	TP	31 - 632(μg/L)
			Heterocysts/mL	1 ±0.9(ml)			N:P	12 - 85
		Erie Drift Plain (41.5, -82.5)	the biomass of all Nfix cyanobacteria	3.1E+6 ±6.7E+5 (μm^3/mL)	TN	840-1850(μg/L)	TP	29 - 77(μg/L)
			Heterocysts/mL	1733 ±438(ml)			N:P	11-64
		Western Allegheny Plateau (39.0, -82.0)	the biomass of all Nfix cyanobacteria	1.6E+6 ±8.3E+5 (μm^3/mL)	TN	150-1810(μg/L)	TP	5-150(μg/L)
			Heterocysts/mL	68 ±36(ml)			N:P	24 - 229
20	River–reservoir transition zones are nitrogen fixation hot spots regardless of ecosystem trophic state，2009	Canyon (31.05, -97.75)	固氮量	0-0.060(μg N/L/h)	TN	357 ± 270(μg/L)	TP	16.8 ± 11.1(μg/L)
		Stillhouse Hollow (29.85, -98.20)	固氮量	0-0.023(μg N/L/h)	TN	346 ± 107(μg/L)	TP	19.7 ± 17.6(μg/L)
		Waco (31.55, -97.15)	固氮量	0.028-0.36(μg N/L/h)	TN	1080 ± 77.8(μg/L)	TP	257 ± 88.4(μg/L)
21		White Partridge	Aphanizomenon spp. biomass	0.16 ± 0.14(μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	17.7 ± 12.2(μg/L)	TP	19.3 ± 1.4 (μg/L)

	Cyanobacteria and microcystin-LR in a complex lake system representing a range in trophic status: Lake of the Woods, Ontario, Canada，2009	(49.15-49.7,94.83-94.9)	Anabaena spp.biomass	1.93 ± 1.06(μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	2.5 ± 1.3 (μg/L)	TDP	6.9 ± 0.7 (μg/L)
		Clearwater East (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.05 ± 0.03(μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	11.3 ± 6.0(μg/L)	TP	15.6 ± 1.3 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	2.50 ± 2.04(μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	4.3 ± 1.5 (μg/L)	TDP	6.2 ± 0.7 (μg/L)
		Deception Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.02 ± 0.01 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	10.9 ± 3.5(μg/L)	TP	13.4 ± 0.4 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	1.22 ± 1.01 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	3.2 ± 1.4 (μg/L)	TDP	5.9 ± 0.3 (μg/L)
		Clearwater West (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	<0.01 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	8.3 ± 2.3(μg/L)	TP	14.8 ± 0.8 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.29 ± 0.13 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	3.1 ± 1.8 (μg/L)	TDP	6.2 ± 0.4 (μg/L)
		Echo Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.04 ± 0.02 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	6.2 ± 0.3(μg/L)	TP	14.6 ± 0.5 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.24 ± 0.10 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	1.8 ± 0.7 (μg/L)	TDP	6.7 ± 0.6 (μg/L)
		Cul de Sac (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.08 ± 0.07 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	8.0 ± 2.4(μg/L)	TP	14.0 ± 1.4 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.41 ± 0.26 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	2.1 ± 0.4 (μg/L)	TDP	6.1 ± 0.4 (μg/L)
		Highrock Island (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.07 ± 0.04 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	8.9 ± 3.8(μg/L)	TP	12.5 ± 2.0 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.04 ± 0.03 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	2.6 ± 0.2 (μg/L)	TDP	5.0 ± 0.7 (μg/L)
		Index Island (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.05 ± 0.05 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	7.3 ± 2.1 (μg/L)	TP	13.0 ± 1.0 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.06 ± 0.02 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	2.6 ± 0.7 (μg/L)	TDP	5.0 ± 0.5 (μg/L)
		Yellow Girl Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	2.30 ± 1.76 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	12.3 ± 3.0(μg/L)	TP	19.3 ± 2.7 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.30 ± 0.13 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Nitrate	6.2 ± 4.5 (μg/L)	TDP	6.9 ± 0.6 (μg/L)
		Turtle Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.08 ± 0.05 (μg $L^{-1}\times10^{-3}$)	Ammonium	11.2 ± 2.2(μg/L)	TP	16.6 ± 1.4 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.54 ± 0.24	Nitrate	1.9 ± 0.5	TDP	6.1 ± 0.6

				(µg L^{-1}×10^{-3})		(µg/L)		(µg/L)
		Hay Island (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	11.4 ± 9.02 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	47.8 ± 24.5(µg/L)	TP	67.4 ± 20.4(µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.58 ± 0.18 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	32.9 ± 30.7 (µg/L)	TDP	15.5 ± 6.6 (µg/L)
		Buff Island (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	9.48 ± 4.80 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	50.5 ± 22.5(µg/L)	TP	68.4 ± 17.5
			Anabaena spp.biomass	0.41 ± 0.20 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	16.8 ± 15.5 (µg/L)	TDP	13.7 ± 3.8 (µg/L)
		White Partridge (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.17 ± 0.09 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	13.3 ± 1.5(µg/L)	TP	25.2 ± 5.4 (µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.29 ± 0.11 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	0.9 ± 0.2 (µg/L)	TDP	12.7 ± 3.5 (µg/L)
		Clearwater East (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.31 ± 0.23 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	8.6 ± 1.7(µg/L)	TP	15.0 ± 1.0 (µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.39 ± 0.22 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	1.4 ± 0.7 (µg/L)	TDP	6.9 ± 0.6 (µg/L)
		Deception Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.06 ± 0.02 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	11.5 ± 4.5(µg/L)	TP	14.7 ± 1.6 (µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.17 ± 0.08 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	2.4 ± 1.1 (µg/L)	TDP	7.2 ± 0.3 (µg/L)
		Clearwater West (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.07 ± 0.05 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	11.7 ± 4.9(µg/L)	TP	13.9 ± 0.8(µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.16 ± 0.07 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	2.2 ± 1.5 (µg/L)	TDP	6.8 ± 0.4 (µg/L)
		Echo Bay (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.04 ± 0.01 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	10.0 ± 2.2(µg/L)	TP	17.3 ± 1.9 (µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.32 ± 0.17 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	0.4 ± 0.1 (µg/L)	TDP	6.9 ± 0.9 (µg/L)
		Cul de Sac (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	0.11 ± 0.09 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	9.8 ± 2.3(µg/L)	TP	13.1 ± 0.6 (µg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.14 ± 0.04 (µg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	2.4 ± 1.1 (µg/L)	TDP	8.7 ± 2.1 (µg/L)
		Horseshoe Island	Aphanizomenon spp. biomass	6.32 ± 4.12 (µg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	37.5 ± 6.9(µg/L)	TP	52.1 ± 17.0(µg/L)

		(49.15-49.7,94.83-94.9)	Anabaena spp.biomass	0.11 ± 0.06 (μg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	36.5 ± 26.1 (μg/L)	TDP	13.9 ± 1.5 (μg/L)
		Mica Point (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	5.12 ± 4.37 (μg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	18.5 ± 8.2 (μg/L)	TP	38.2 ± 5.0 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.27 ± 0.20 (μg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	23.1 ± 21.1 (μg/L)	TDP	12.6 ± 2.7 (μg/L)
		Monkey Rocks (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	3.61 ± 1.46 (μg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	18.0 ± 4.7 (μg/L)	TP	43.4 ± 7.0 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.24 ± 0.24 (μg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	13.6 ± 9.8 (μg/L)	TDP	12.6 ± 1.8 (μg/L)
		Basil Point (49.15-49.7,94.83-94.9)	Aphanizomenon spp. biomass	1.56 ± 0.75 (μg L^{-1}×10^{-3})	Ammonium	20.4 ± 8.0 (μg/L)	TP	39.6 ± 2.0 (μg/L)
			Anabaena spp.biomass	0.30 ± 0.20 (μg L^{-1}×10^{-3})	Nitrate	36.5 ± 30.3 (μg/L)	TDP	14.9 ± 1.9 (μg/L)
22	Spatial and seasonal variation in N_2-fixing cyanobacteria in Poyang Lake from 2012 to 2016: roles of nutrient ratios and hydrology，2019	North (24.483 - 30.067, 113.567 - 118.467)	Nfix% in biomass	11.63-23.49(%)	TN	1.01–3.91(mg / L)	TP	0.02–1.29 (mg / L)
			the biomass of all Nfix cyanobacteria	0.15-0.29(mg / L)	NO3–N	0.21–1.46(mg / L)	N:P	
					NH4–N	0.02–0.54(mg / L)		
		South (24.483 - 30.067, 113.567 - 118.467)	Nfix% in biomass	6.05-20.47(%)	TN	0.69–3.59(mg / L)	TP	0.03–1.69(mg / L)
			the biomass of all Nfix cyanobacteria	0-1.5(mg / L)	NO3–N	0.03–1.63(mg / L)	N:P	
					NH4–N	0.01–0.85(mg / L)		
23	太湖流域上游水源性水库水体脱氮潜力时空变化特征及其管理意义——以天目湖沙河水库为例，2023	天目湖沙河水库 (31.3, 119.417)	束丝藻生物量	0．00±0．01-8．37±2．07(mg / L)	TN	0．70±0．03-1．57±0．19(mg / L)	TP	0．018±0．005 - 0．051±0．016(mg / L)
24	太湖长孢藻属（Dolichospermum）生物量长期动态变化及驱动因子，2021	梅梁湾 (30.928 - 31.549, 119.876 - 120.603)	长孢藻生物量	0-0.47(mg / L)	TN	2.59-6.73(mg / L)	TP	0.05- 0.14(mg / L)
		湖心区 (30.928 - 31.549, 119.876 - 120.603)	长孢藻生物量	0-0.37(mg / L)		2.53-5.21(mg / L)		0.07-0.15(mg / L)
		竺山湖 (30.928 - 31.549, 119.876 - 120.603)	长孢藻生物量	0-1.06(mg / L)		3.91-8.81(mg / L)		0.14-0.32(mg / L)
		南部湖区	长孢藻生物量	0-0.33(mg / L)		2.15-4.42(mg / L)		0.04-0.11(mg / L)

		(30.928 - 31.549, 119.876 - 120.603)						
25	太湖春季浮游植物群落对不同形态氮的吸收，2011	太湖 (30.928 - 31.549, 119.876 - 120.603)	鱼腥藻相对丰度	0.73 -13.79(%)	TN	1.20 -4.28(mg / L)	TP	0.063-0.114(mg / L)
					NO 3 -N	0.351-3.053(mg / L)	N:P	16.5-53.82
					NH 4 -N	0.043-0.095(mg / L)		

2

3

4

附表 S6 分段回归模型拟合结果（n = 81）

参数	值	标准误差	T值	P值
A	10.614	4.727	2.246	0.028*
B	-22.662	9.629	-2.354	0.021*
C	10.250	4.766	2.151	0.035*
B_2	6.018	1.184	5.084	<0.001***
X_1	1.397	50.224	0.028	0.978
A_2	-9.449	1.854	-5.097	<0.001***
R^2	0.870			
调整R^2	0.864			
残差平方和 (RSS)	99.753			
自由度	76			

A、B、C 为左侧抛物线模型（$y = Ax^2 + Bx + C$）的二次项、一次项及常数项系数，B_2为右侧线性模型（$y = B_2x + A_2$）的斜率，X_1为分段阈值（TP 浓度临界值），A_2为右侧截距（由连续性约束计算）。

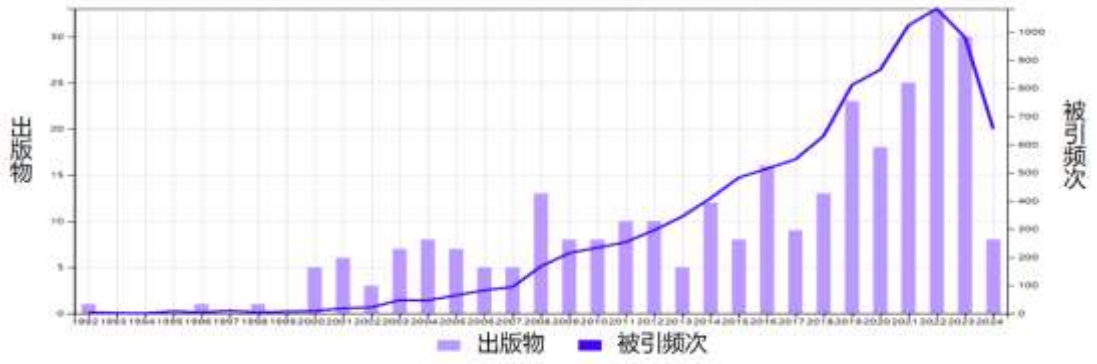
附表 S7 发文数量前五的研究机构

Rank	Institute	Country	Total publications	h-Index	Citations	Average citations per paper	Centrality	Half-life	Initial year
			No.	%					
1	Chinese Academy of Sciences	China	43	14.43	15	1045	24.3	0.15	19.5	2001
2	University of the Chinese Academy of Sciences	China	19	6.38	7	331	17.42	0.06	2.5	2019
3	Russian Academy of Sciences	Russia	14	4.70	6	149	10.64	0.01	9.5	2008
4	Nanjing Institute of Geography and Limnology	China	12	4.03	7	182	15.17	0.02	13.5	2006
5	University of California System	USA	10	3.36	9	499	49.9	0.01	3.5	2000

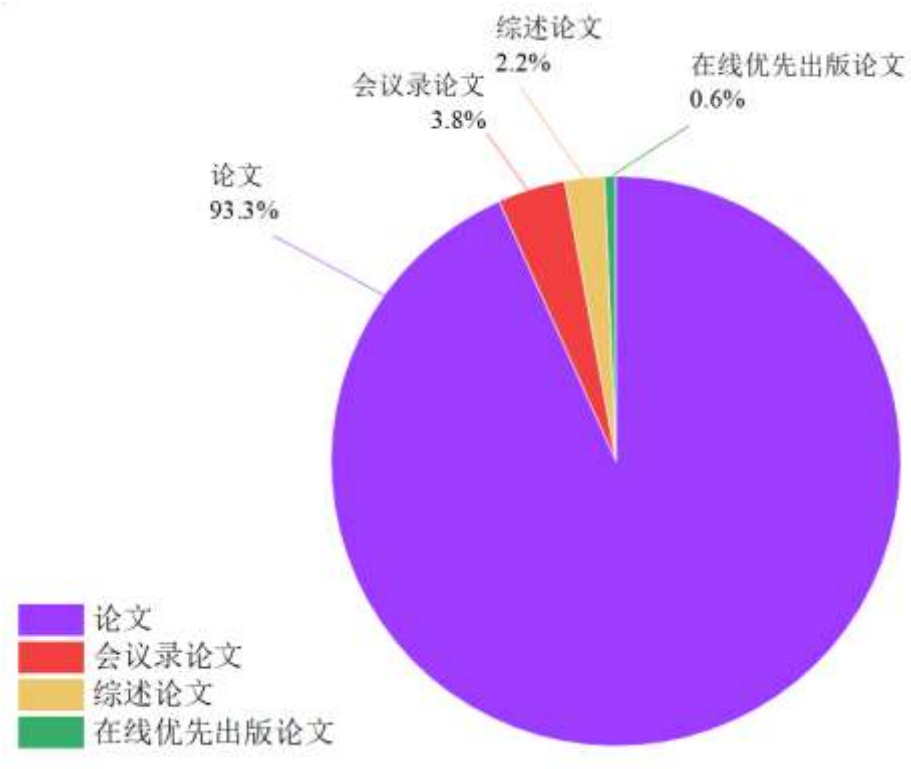
附表 S8 被引次数前十的文章

Rank	Title	Authors	Source	Affiliations	Year	Citations	Documents Types
1	Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate	Carey, CC	WATER RESEARCH	Cornell University	2012	553	Article
2	Cyanobacterial dominance in lakes	Dokulil, MT	HYDROBIOLOGIA	Austrian Academy of Sciences	2000	507	Article
3	Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria	Elliott, JA	WATER RESEARCH	UK Centre for Ecology & Hydrology	2012	205	Review Article
4	The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change	Schindler, DW;	JOURNAL OF GREAT LAKES RESEARCH	University of Alberta	2012	177	Review Article
5	Nutrient dynamics and the eutrophication of shallow lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (PR China), and Okeechobee (USA)	Havens, KE	ENVIRONMENTAL POLLUTION	South Florida Water Management District	2001	172	Article
6	BIOLOGICAL N2 FIXATION IN WETLAND RICE FIELDS - ESTIMATION AND CONTRIBUTION TO NITROGEN-BALANCE	ROGER, PA	PLANT AND SOIL	Institut de Recherche pour le Developpement	1992	150	Article
7	The proliferation of the toxic cyanobacterium Planktothrix rubescens following	Jacquet, S	HARMFUL ALGAE	Universite Savoie Mont Blanc	2005	144	Article

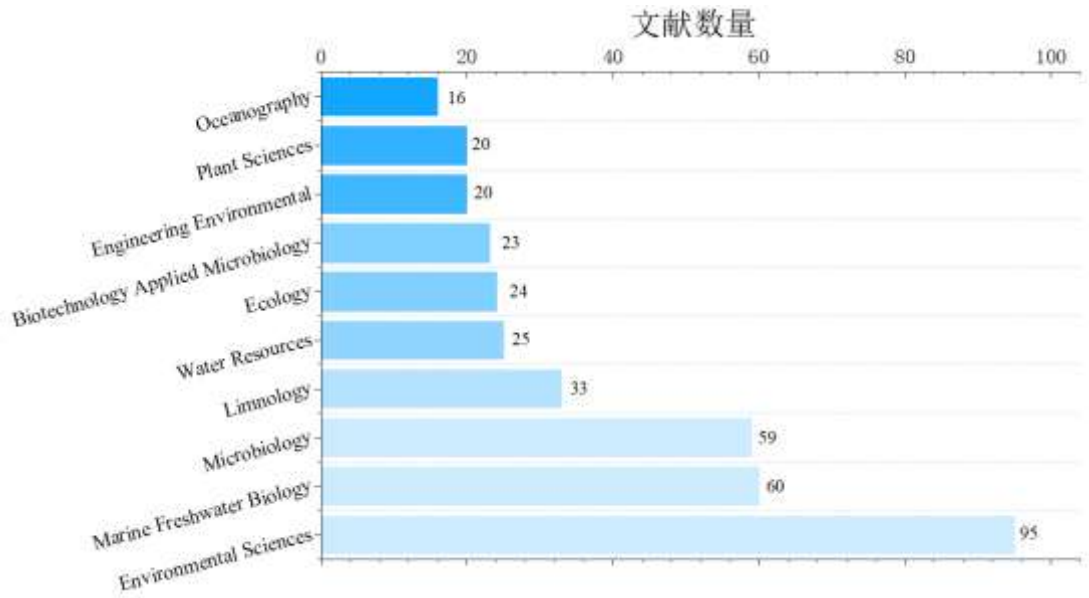
	restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget)						
8	Linking soil process and microbial ecology in freshwater wetland ecosystems	Gutknecht, JLM	PLANT AND SOIL	University of Wisconsin System	2006	140	Review Article
9	Changes to the phytoplankton assemblage of Lake Kinneret after decades of a predictable, repetitive pattern	Zohary, T	FRESHWATER BIOLOGY	Israel Oceanographic & Limnological Research Institute	2004	133	Article
10	Mitigation of lake eutrophication: Loosen nitrogen control and focus on phosphorus abatement	Wang, HJ	PROGRESS IN NATURAL SCIENCE	Chinese Academy of Sciences	2009	119	Article



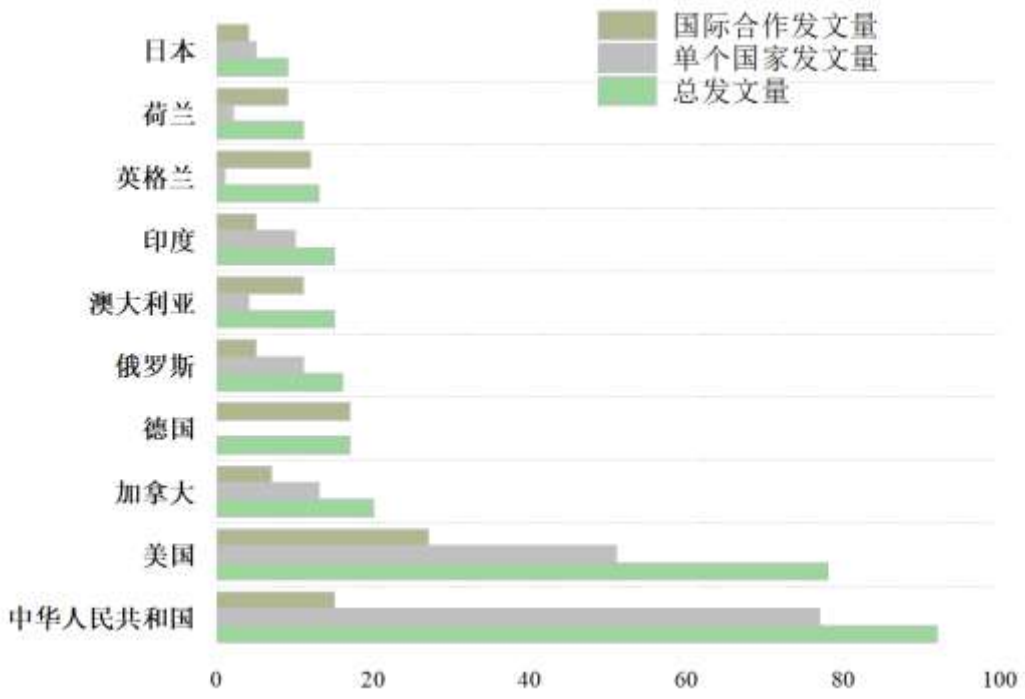
附图 S1 1992-2024 年期间的出版物数量（柱子）和被引频次（折线）



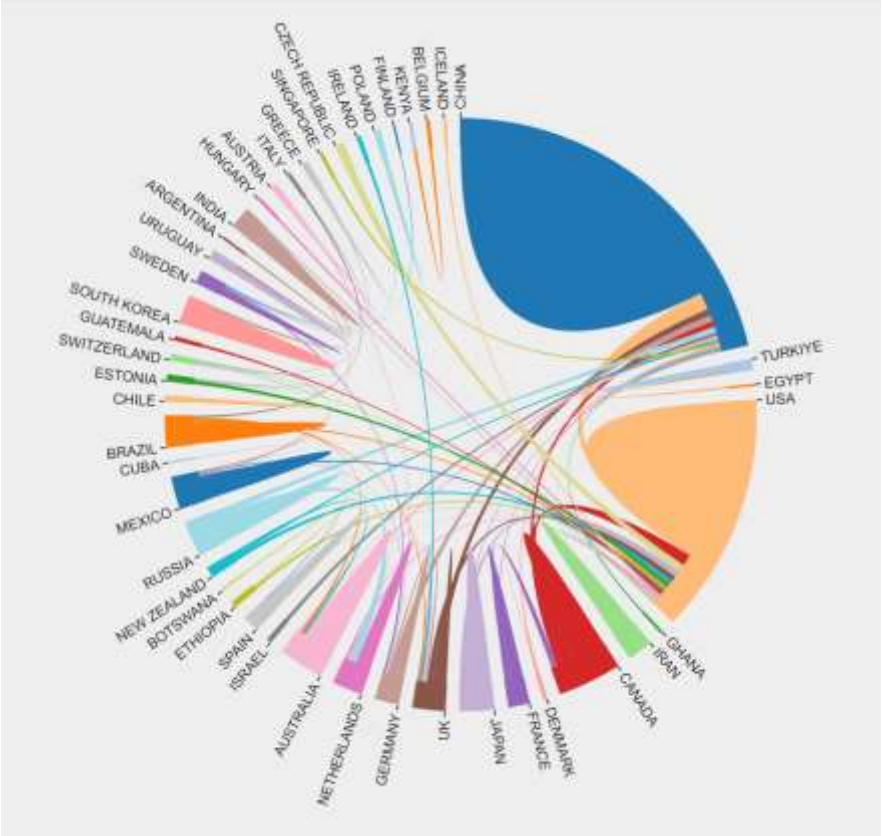
附图 S2 发表文献的类型



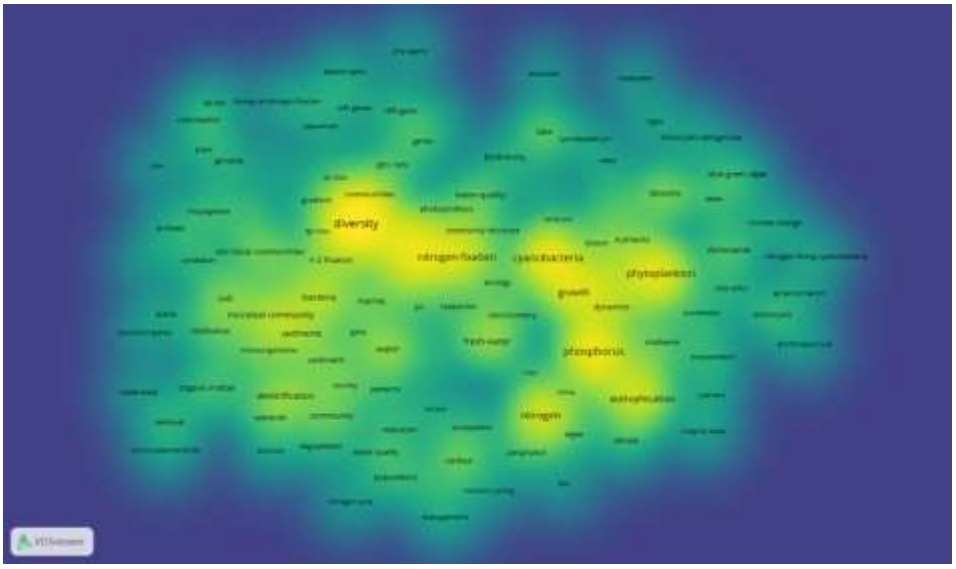
附图 S3 发表出版物的前十大 Web of Science 类别



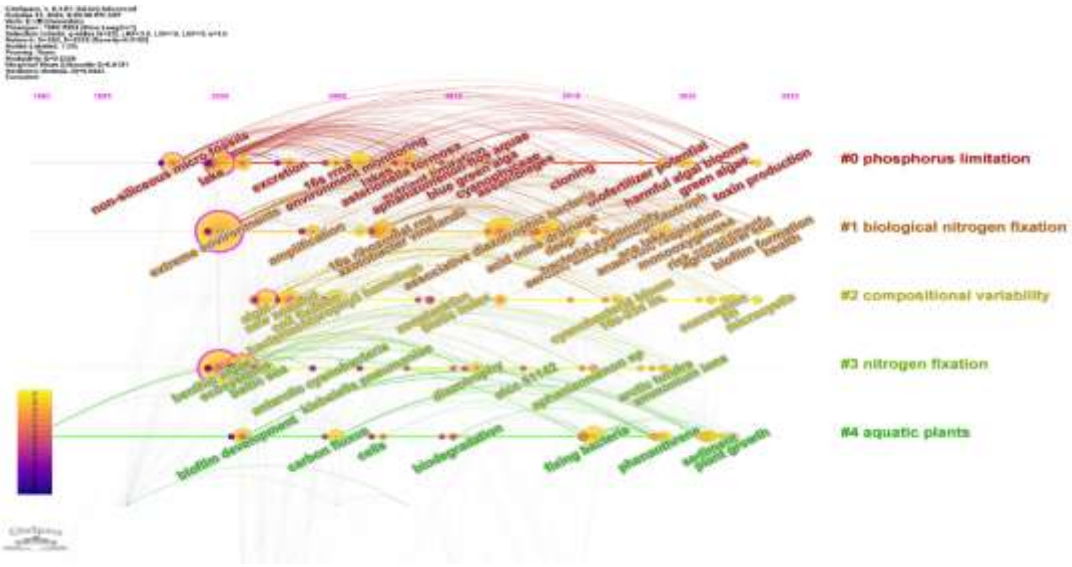
附图 S4 1992 – 2024 年期间出版物数量排名前 10 位的国家



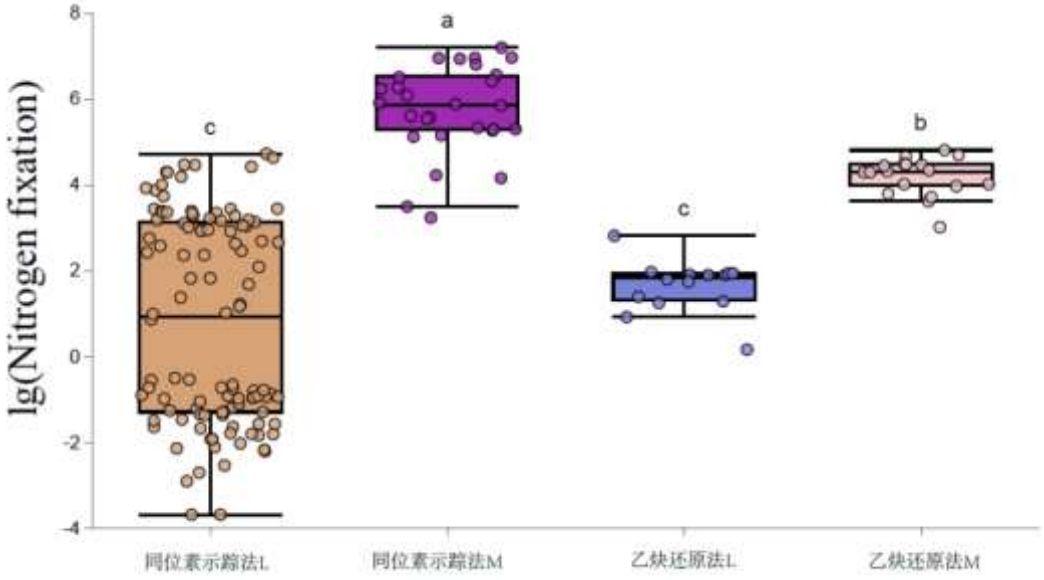
附图 S5 国家间合作网络关系图



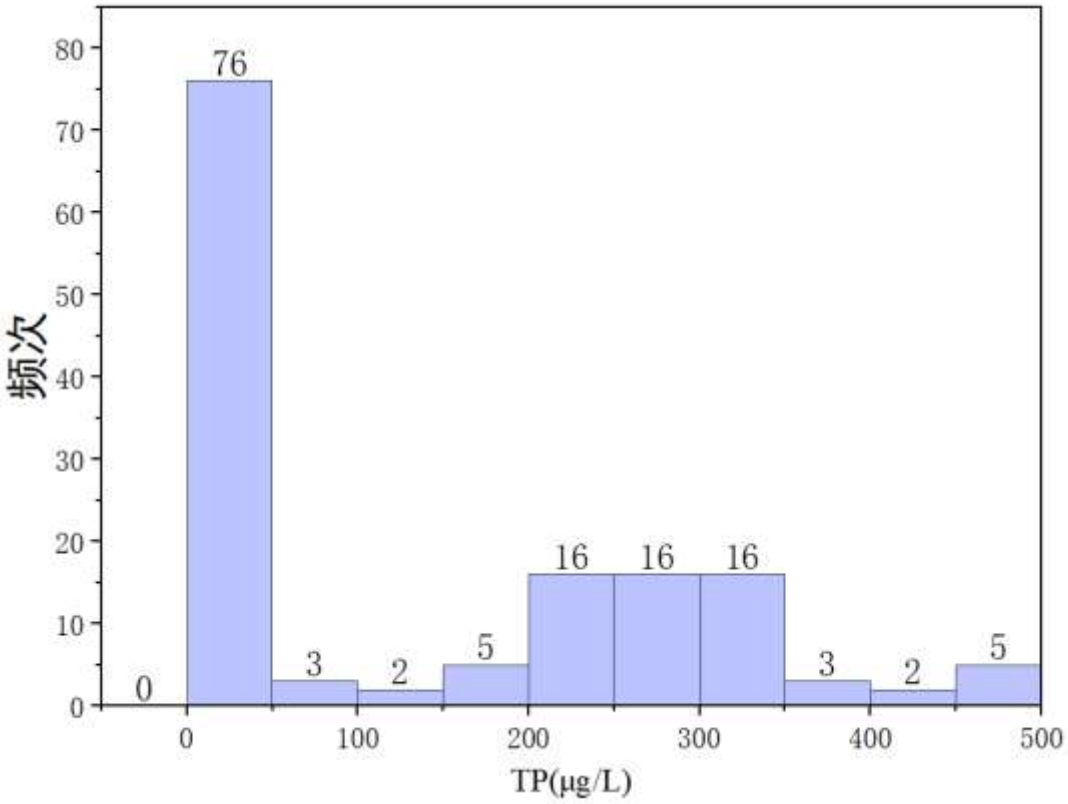
附图 S6 关键词共现网络的叠加可视化



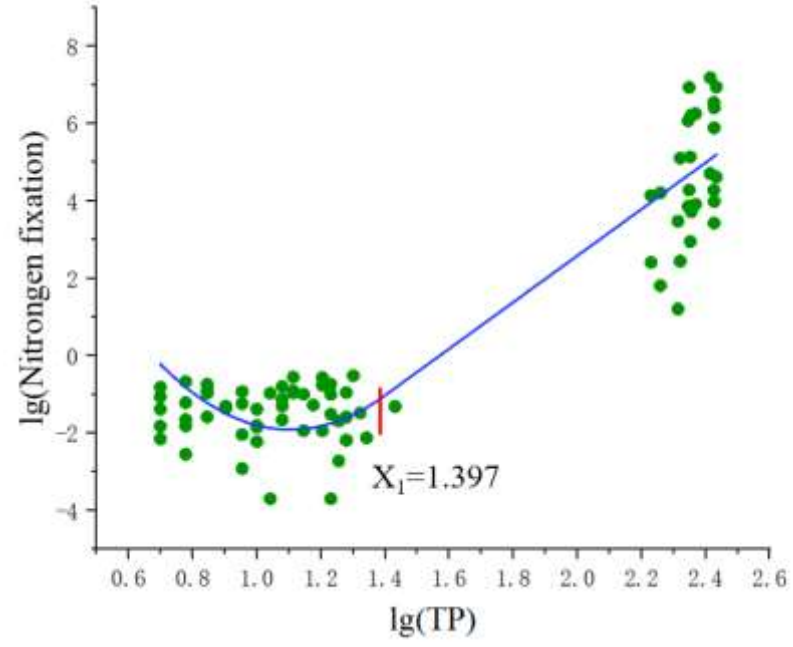
附图 S7 前五个聚类的关键词时间线图



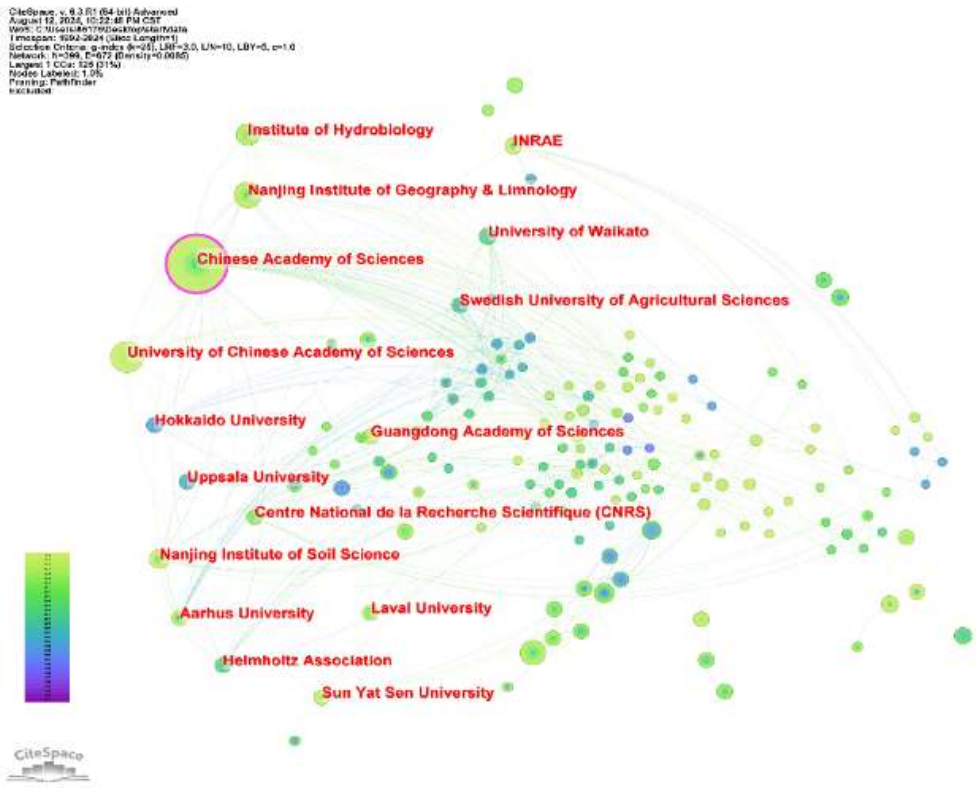
附图 S8 不同单位下营养盐与固氮速率的基本关系（同位素示踪法和乙炔还原法代表两种常测量固氮速率的方法，L 代表单位为 $ngN \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$，M 代表单位为 $ngN \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$）



附图 S9 文献整合分析的总磷数据频率直方图



附图 S10 总磷对固氮速率（ng $N \cdot L^{-1} \cdot h^{-1}$）非线性影响的分段回归模型



附图 S11 机构合作网络分析

（1）发表物研究类别分析

“Environmental Sciences”类别的研究论文可能更倾向于探讨固氮微生物如何响应和影响环境变化，这包括研究固氮微生物对水质、生物多样性和生态系统健康的影响。“Marine Freshwater Biology”类别以 60 篇文献排在第二位，淡水湖泊作为水生生物的栖息地，其固氮微生物直接影响着水生生态系统的功能和生物多样性，该研究类别专注于水生生物及其环境之间的关系。虽然在文献检索筛选环节已经将研究领域限定在淡水系统里，但 WOS 数据库仍会将研究淡水系统的文献也归于“Marine Freshwater Biology”类别，此外，部分文献可能属于综述文章或跨生态系统研究，其内容同时涉及海洋与淡水生态系统，这一现象可能反映出研究者常将淡水与海洋系统的固氮作用视为同等重要的研究对象，在探讨海洋固氮作用时频繁引用淡水系统的相关成果。“Microbiology”领域类别以 59 篇文献紧随其后，这可能反映了研究者对固氮微生物物种组成、生理机制，、生态功能以及它们在氮循环中作用的深入探索。

（2）机构合作网络分析

出版物数量最多的前 5 个机构中(附表 S7)，中国科学院是最多产的研究机构，共发表了 43 篇文章；美国加州大学系统（49.9）在每篇论文的被引次数中是处于领先的机

构。文献的半衰期是指某一学科领域内，当前被引用的文献中，一半的引用来自最近多少年内发表的文献，是用来衡量学术文献“老化速度”或“持续影响力”的重要指标，可以反映某一领域文献价值的衰减规律[1]，中国科学院的半衰期最长，反映了该机构出版的文献的学术影响力巨大。各研究机构之间的合作关系（附图 S11）显示：中国科学院、中国科学院大学等大多数顶级研究所都与他人进行密切合作；几个研究所的节点大小揭示了关于该领域的活跃研究。2000 年以来，以中国科学院、中国科学院大学等为研究核心的多个机构合作小组逐渐出现。近年来，国际组织合作的广度和深度不断扩大，中国科学院（24.3）和中国科学院大学（17.42）作为中心性排名前二的机构，在机构合作研究中发挥了关键作用。

（3）被引次数前十的文献分析

重要的出版物通常会引起极大的关注和兴趣，这可以通过被引频次来显示，被大量引用的文章能够提供一些关于该研究领域的有用信息[2]。前十大高被引论文（附表 S8）显示，其中 2 篇与淡水湿地微生物的生物固氮过程相关，剩余 8 篇与淡水湖泊中以蓝藻为主的浮游植物动态变化有关。Carey 等总结了蓝藻的生理特征，如固氮作用、浮力等对气候变化的响应（发表于《Water Research》，被引 553 次）[3]，Dokulil 等利用温带和亚热带地区的各种浅混合和深分层湖泊的原始和文献数据，分析和讨论了不同蓝藻物种优势的潜在机制的研究（发表于《Hydrobiologia》，被引 507 次）[4]；Elliott 等关注了气候变化对以蓝藻为主的浮游植物生物量和群落组成的变化影响（发表于《Water Research》，被引 205 次）[5]；Schindler 等人的研究关注了温尼伯湖由于磷负荷的快速增加而使异形胞蓝藻水华规模扩大，提出湖泊的恢复需要减少农业和主要城市的磷来源（发表于《Journal of Great Lakes Research》，被引 177 次）[6]；Havens 等研究比较了受到点源和非点源污染以及其他人类活动严重影响的三个湖泊的营养动态，探究了包括固氮作用在内的多种重要过程对湖泊营养动态的影响（发表于《Environmental Pollution》，被引 172 次）[7]。

参考文献：

[1] Chen WS., Ding HH., J. R. Li, *et al.* Alpine treelines as ecological indicators of global climate change: Who has studied? What has been studied? *Ecol. Inform.*, 2022, **70**(11. DOI:10.1016/j.ecoinf.2022.101691.

[2] Y. S. Ho. Top-cited Articles in Chemical Engineering in Science Citation Index Expanded: A Bibliometric Analysis. Chin. J. Chem. Eng., 2012, 20(3):478-488. DOI:10.1016/s1004-9541(11)60209-7.

[3] C. C. Carey, B. W. Ibelings, E. P. Hoffmann, et al. Eco-physiological adaptations that favour freshwater cyanobacteria in a changing climate. Water Res., 2012, 46(5):1394-1407. DOI:10.1016/j.watres.2011.12.016.

[4] M. T. Dokulil and K. Teubner. Cyanobacterial dominance in lakes. Hydrobiologia, 2000, 438(1-3):1-12. DOI:10.1023/a:1004155810302.

[5] J. A. Elliott. Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. Water Res., 2012, 46(5):1364-1371. DOI:10.1016/j.watres.2011.12.018.

[6] D. W. Schindler, R. E. Hecky and G. K. McCullough. The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. J. Gt. Lakes Res., 2012, 38(6-13. DOI: 10.1016/j.jglr.2012.04.003.

[7] N. J. van Eck and L. Waltman. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. Scientometrics, 2010, 84(2):523-538. DOI: 10.1007/s11192-009-0146-3.