# 基于营养盐限制调控的藻华控制及生态修复技术

黄雨薇[1]，叶圣滢[1]，MUHAMMAD Yar[1]，王佳慧[1]，王丽静[1]，潘 纲[2,3]
1. 中国科学院大学资源与环境学院，北京 101408；
2. School of Humanities,York St John University,Lord Mayor's Walk,York,North Yorkshire,YO31 7EX,United Kingdom;
3. 广东海洋大学化学与环境科学学院，广东 湛江 524088

**摘 要：**人为氮和磷营养盐的输入导致很多大型湖库发生不同程度的富营养化，严重威胁了饮用水安全和水生态系统的可持续性。判定浮游藻类生长繁殖的限制性营养盐并对其进行调控，能够有效地控制藻华暴发，从而恢复健康的生态系统。2021年10月，本研究在太湖梅梁湾实验塘实施了改性当地土壤（Modified Local Soil，MLS）生态修复技术，通过4组不同季节的营养盐原位添加实验结合长期监测，考察MLS技术实施后浮游植物生长营养盐限制的变化和生态系统恢复情况。与3#对照塘相比，4#处理塘因MLS技术的实施，总氮（TN）、总磷（TP）、溶解性无机氮（DIN）和溶解态活性磷（SRP）等营养盐被去除，至使浮游植物生长由不受氮和磷限制转变为磷限制，且磷限制阈值为0.2mg·$L^{-1}$；6个月后（2022年3月），4#处理塘依然保持磷限制，由于春季SRP浓度有所提升，磷限制阈值降为0.1mg·$L^{-1}$，虽然3#对照塘也表现为磷限制，但在相同磷（0.1mg·$L^{-1}$）供应下所达到的最大*Chl-a*浓度为处理塘的1.8倍；进入夏季后（2022年6月），4#处理塘和3#对照塘均由磷限制转变为氮限制，磷为第二限制性营养盐，由于4#处理塘浮游植物种类增加，喜高氮和磷的绿藻和硅藻占比达44%，因此，4#处理塘氮限制阈值（1.0mg·$L^{-1}$）高于以蓝藻为主的3#对照塘（0.5mg·$L^{-1}$）；冬季期间，尽管两塘均展现出氮和磷共同限制，但4#处理塘内依然保持绿藻、硅藻和隐藻等多种藻类并存状态，单一藻类暴发的可能性不大，而3#对照塘内以微囊藻为主的蓝藻

**通讯作者：**王丽静，副教授，硕士生导师，研究领域为水污染治理与水生态修复。
E-mail：wanglijing@ucas.ac.cn

©The Author(s) 2025. This is an open access article under the CC-BY 4.0 License (https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)

大量存在，增加了春季蓝藻暴发风险。本研究表明，MLS技术可在短期内快速去除水体中的藻华，降低氮、磷营养盐浓度，将浮游植物生长由不受氮和磷限制转变为单一磷限制。从长期效应来看，由于MLS处理后的水体中沉水植物大量恢复，其与藻类生长竞争吸收营养盐，还能通过化感作用抑制藻类生长，使水体中的浮游植物由蓝藻为优势种群转变为多种浮游植物共存的状态；同时，营养盐浓度降低和浮游植物群落结构改变，使得氮和磷均成为限制性营养盐，进而抑制了蓝藻水华暴发；最终，以藻类为优势地位的藻华水体逆转为以沉水植被为主的健康水体，提升了氮磷营养盐的环境容量。本研究为藻华快速去除、生态系统恢复以及营养盐管理策略制定，提供了有效的技术手段，同时也为突发性外源氮、磷营养盐输入引发的藻华暴发等水生态系统环境损害，提供了快速可行的判定技术方法。

**关键词：**改性当地土壤；营养盐限制；浮游植物；沉水植被；太湖

**DOI**：10.3724/j.issn.2097-4221.2025.03.004

**CSTR**：32284.14.issn.2097-4221.2025.03.004

## 引言

近年来，由于人为活动产生的含氮（Nitrogen，N）和磷（Phosphorus，P）营养盐废水大量排放至湖库中，导致了有害藻华在世界范围内频繁暴发，严重威胁了饮用水安全、水生动植物的生存以及水生态系统的生态和经济可持续性[1-4]。N和P作为浮游植物生长的主要营养物质而备受关注，二者在水体中的浓度和形态直接影响藻类的生物量和种群结构等[5]。富营养化管理究竟是控N还是控P，一直是水环境研究者争议的热点，同时也是水环境管理者所面临的关键问题，因为它关系到管理策略的制定和资金的投向[6,7]。因此，明确富营养化水体中浮游植物生长的营养盐限制并对其进行调控，将以藻华为主的富营养化水体转化为以水生植被为优势初级生产力的健康水体，是水生态系统修复的关键。

磷通常被认为是淡水生态系统中浮游植物生长和繁殖的主要限制性营养盐，Schindler等在加拿大安大略湖227号开展了为期37年的全湖营养盐添加实验，结果表明减少P的输入能够控制富营养化，而单独减少N却刺激了固氮蓝藻的增加[8]。基于蓝藻能够通过固氮作用来弥补N缺失这种观点[8-10]，控制P输入自本世纪60年代开始广泛实施，富营养化率和藻华暴发在一定程度上随之减缓[11]。然而，由于P输入的限制，导致了水体中N和P营养盐的比例发生变化，过多N的输入同样引发了富营养化以及非固氮有害藻华的暴发[12-14]。因此，控制富营养化也需要减少N的输入。很多情况

下，浮游植物生长并非受某种单一的营养盐限制，而是受N和P共同限制[15,16]，有的存在季节转换模式[17-19]，或在同一系统不同位点的限制性营养盐存在差异。因此，更多的研究者包括美国环境署倡导双重的营养盐管理策略，即通过同时减少N和P的输入来控制湖泊富营养化[20]。

然而，通过控制外源N和P污染物的输入进行富营养化湖泊修复与一个非常漫长的过程，需要十几年甚至更长的时间[21-23]。如日本琵琶湖、中国太湖、滇池等，近年来虽在外源污染防控方面开展了大量工作，但因内源N和P污染的存在，仍有局部藻华暴发现象[24,25]。因此，仅通过控制外源输入可能无法在短期内完成水质改善和水生态系统恢复。此外，欧洲环保委员会以及我国生态环境保护部门均鼓励发展新型环境技术，以加速水环境修复。近年来，“地质工程”的出现顺应了这一发展需求，其概念为通过天然或改性材料调控湖泊的生物地球化学循环，从而改善水生态结构和功能，其特点是在短时间内（几天或数月）高效降低水体中营养盐浓度，减少浮游植物生物量[26]。“地质工程”材料主要包括一些天然粘土矿物、金属或有机大分子改性矿物或土壤、合成材料以及采矿业的副产品等。近半个世纪以来，铝盐化合物已在全球多个湖泊中应用，以减少湖泊的P负荷[27,28]。然而，这些金属化合物材料在大面积应用上还存在一些争议。基于此，潘纲等提出改性当地土壤（Modified Local Soil，MLS）技术，其基本原理是：采用湖泊周边安全无污染的土壤或者商品沙子，通过天然可降解的有机大分子（壳聚糖、辣木籽、黄原胶、淀粉等）对沙土颗粒物表面进行改性，使其带有正电荷并具有架桥网捕作用，既能絮凝水体中的颗粒态污染物（如藻类或有机胶体颗粒等），又能吸附溶解态营养盐，达到快速清除藻华、提高水体透明度、降低水体中氮磷含量等改善水质的目的[29-31]；利用土壤颗粒孔隙及微表面负载微纳米氧气泡，快速修复底泥厌氧环境和抑制内源营养盐的释放[32,33]；水质和底质的有效改善，为水生植物的恢复提供了良好的生境条件，进而将水质改善和底泥修复等短中期效果，转化为沉水植被恢复的长期效果[34,35]；沉水植被的恢复能够吸收利用转移至湖泊底层和水体中的氮磷营养盐，从而实现底泥中藻-草群落转换并抑制藻华复苏[36]，实现生态系统的良性循环[33,37,38]。然而，任何一项技术均不能将水体中的藻类彻底清除，有效的营养盐调控技术还须结合合理的营养盐管理策略，否则当外源营养盐输入超过一定的浓度阈值，成功恢复的水生态系统将会在短时间内转化为藻类为主导的状态。因此，监测MLS技术实施后浮游植物生长的营养盐限制的变化，对于控制藻类暴发和维持生态系统平衡十分必要。

本研究采用MLS技术，在太湖梅梁湾地区开展了“全塘试验”，监测了技术实施

后氮磷营养盐浓度、浮游植物生物量以及种群结构的变化；同时开展原位营养盐添加生物测试实验，监测了技术实施后不同季节浮游植物生长的营养盐限制变化，揭示了MLS技术对藻华短期和长效控制效果，以及营养盐调控的管理方向，以期为藻华控制和生态系统恢复提供可行的技术支撑，同时为外源氮磷污染物的输入可能造成的水生态系统环境损害鉴定，提供一种可行的判定方法。

## 1 材料与方法

### 1.1 改性当地土壤生态修复技术现场实施

#### 1.1.1 研究区域

该现场实验研究区域位于太湖北部梅梁湾地区（31°26′01″N，120°07′33″E）。受太湖东南风、东风的影响，该地区常有蓝藻“水华”暴发，富营养化程度较为严重[20]。2020年，研究组在此区域已有的5个试验塘（图1）构建实验体系，每个试验塘上部均有一根PVC管（Φ：20cm），与太湖连通以保障水位与太湖一致、水质条件统一。

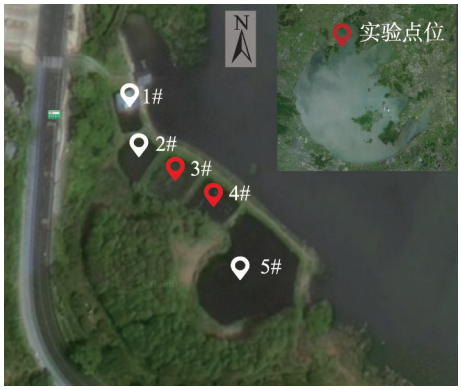



**图1** 太湖梅梁湾实验位点

#### 1.1.2 现场实验

试验塘稳定1年后，于2021年10月在4#塘（面积约300m$^2$，水深约1.5m）内采用壳聚糖改性当地土壤絮凝去除蓝藻水华，未经任何处理的3#塘（面积约300m$^2$，水深约1.5m）作为对照。

### 1.2 原位营养盐添加实验

本研究于2021年10月、2022年3月、6月和12月采用营养盐加富生物测试法进行原位培养实验，同时结合3#对照塘和4#处理塘内原位氮（TN、硝态氮$NO_3^-$-N、铵态氮$NH_4^+$-N）和磷（TP、SRP）营养盐浓度的变化，探究分析MLS技术实施后浮游植物生长的营养盐限制在短期及长期内的变化。原位营养盐添加培养实验设计如下：首先，

现场分别采集3#对照塘和4#处理塘表层水样，用80目筛过滤以去除大型浮游动物，分装到盐酸浸泡洗净的1L无色透明的聚乙烯瓶中；添加N和P营养盐后，将培养瓶系在绳子上，漂浮于2个塘的表层水体中，进行现场培养，其光照、水温以及风浪扰动等与自然条件保持一致。实验共设5种处理：（1）对照（不添加任何营养盐）；（2）单独添加氮（+N），浓度分别为0、0.05、0.1、0.5、1.0、1.5、2.0mg·$L^{-1}$；（3）共同添加氮和磷（N+P），N浓度分别为0、0.05、0.1、0.5、1.0、1.5、2.0mg·$L^{-1}$，P浓度均为0.5mg·$L^{-1}$；（4）单独添加磷（+P），浓度分别为0.01、0.02、0.05、0.1、0.2、0.5、1.0、1.5、2.0mg·$L^{-1}$；（5）共同添加磷和氮（P+N），P浓度分别为0.01、0.02、0.05、0.1、0.2、0.5、1.0、1.5、2.0mg·$L^{-1}$，N浓度均为2.0mg·$L^{-1}$。其中，N以$KNO_3$形式添加，P以$K_2HPO_4·3H_2O$形式添加。上述每个处理设置3个平行样，且每个处理均添加3.4mmol·$L^{-1}$的$NaHCO_3$以保证充足的碳源供给，避免出现碳抑制。为减少“瓶壁效应”，本研究培养时间为4或6天，每隔2天进行取样测定叶叶绿素-a（*Chl-a*）。

### 1.3　物理、化学和生物指标的测定

实验开展期间无突发性污染和极端天气事件发生，参照《水质 湖泊和水库采样技术指导》（GB/T 14581-1993），本研究物理、化学和生物指标的监测为月度监测，具体如下：采用多参数水质分析仪（YSI，MPS556）现场测定3#对照塘和4#处理塘的水温（WT）、pH、氧化还原电位（ORP）、电导率（EC）、溶解氧（DO）等指标；水体透明度用赛氏透明盘原位测定；采用1L采水器分别采集两塘内的表层水样1L，采集3份平行样品，用以测定水样中TN、TP、$NO_3^-$-N、$NH_4^+$-N、SRP和*Chl-a*浓度。上述氮和磷营养盐测定参考《水和废水监测分析方法（第四版）》；*Chl-a*样品用0.45μm的醋酸纤维膜进行过滤，将滤膜及其上附着的藻细胞充分溶解于10mL 90%丙酮溶液中，于4℃冰箱中避光萃取24h，随后在5000rpm下离心10min，取上清液用分光光度法测定。水样采集后立即运回野外实验室，并在36h内完成测定。

### 1.4　数据处理

不同添加处理间差异采用SPSS 27.0软件进行统计分析，采用最小显著差异法（LSD）和S-N-K（Student Newman Keuls）法检验进行显著性分析。

## 2　结果

### 2.1　处理和对照水体的物理、化学和生物指标

MLS技术实施24h后，4#处理塘内的TN、TP、$NO_3^-$-N、$NH_4^+$-N、SRP的去除率分别为71%、54%、68%、40%、60%，*Chl-a*浓度降低73%，水体透明度由32cm提升至

60cm。上述结果表明，MLS技术在除藻的同时能够快速地降低水体中营养盐浓度，这一过程为MLS技术实施后浮游植物生长营养盐限制的改变提供了前提条件。

## 2.2 处理和对照水体中营养盐浓度变化

MLS技术实施后，4#处理内TP浓度由0.41降至0.19mg·L$^{-1}$，SRP浓度由0.03降至0.012mg·L$^{-1}$，且处理后的TP和SRP浓度始终维持较低水平；TN浓度由5.32降至1.56mg·L$^{-1}$。$NO_3^-$-N和$NH_4^+$-N作为溶解态无机氮（Dissolve Inorganic Nitrogen，DIN）的主要形式，经MLS处理后浓度分别由3.66、0.37mg·L$^{-1}$降至1.15和0.22mg·L$^{-1}$。在为期1年的监测期内，3#对照塘内TP、TN、SRP、$NO_3^-$-N和$NH_4^+$-N浓度均高于4#处理塘（图2）。

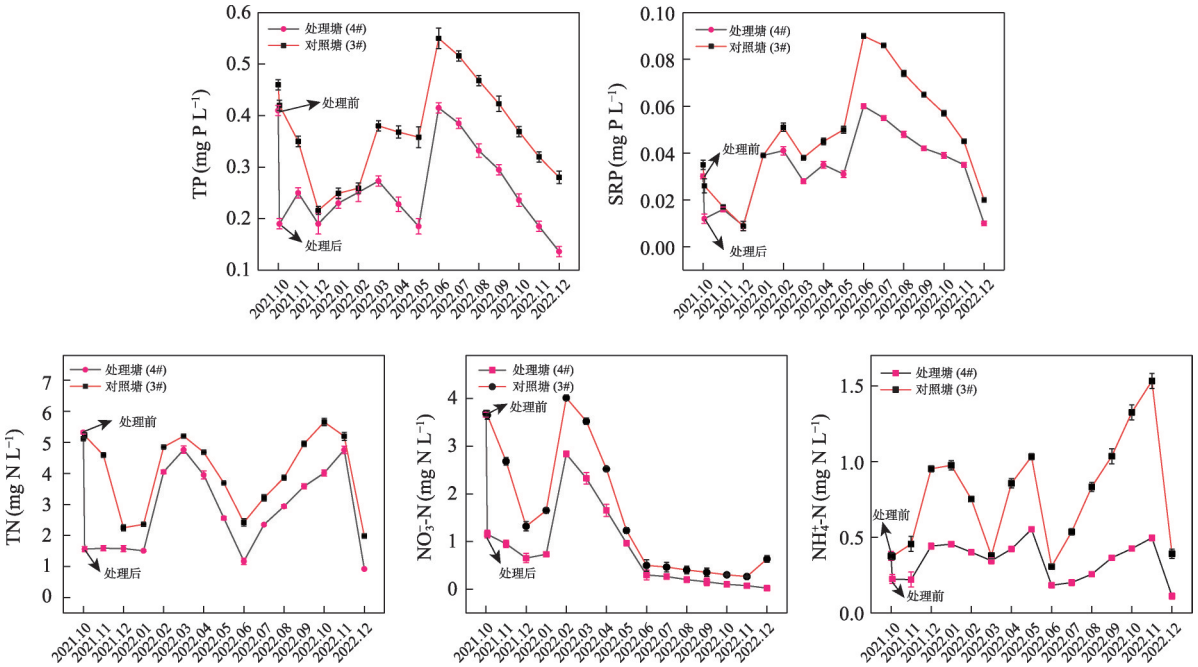



**图2** 4#处理塘和3#对照塘TP、SRP、TN、$NO_3^-$-N、$NH_4^+$-N浓度变化

## 2.3 处理和对照水体的浮游植物生物量和群落组成

经MLS技术处理后，4#处理塘*Chl-a*浓度由45.53降至12.10μg·L$^{-1}$，并在处理后的监测期内保持低于20μg·L$^{-1}$（图3a），且低于我国学者认定的藻华浓度阈值（*Chl-a*，30μg·L$^{-1}$）[39]。

通过监测4#处理塘和3#对照塘的浮游植物群落组成发现：MLS技术实施1天后，虽然浮游植物总生物量下降，但蓝藻仍是优势藻类，在群落组成中占比75%；春季（2022年3月），两塘的浮游植物种类均明显增加，以栅藻和小球藻为主的绿藻成为4#处理塘的优势藻类，约占55%，蓝藻和硅藻各约占18%，而硅藻和隐藻成为3#对照塘

的优势藻类，分别占总浮游植物的42%和33%；夏季藻华期（2022年6月），4#处理塘的浮游植物种类仍维持多样化，蓝藻、绿藻和硅藻分别占33%、23%和21%，但3#对照塘则以微囊藻为优势种群的蓝藻重新成为优势类群；冬季（2022年12月）4#处理塘的浮游植物种类依然呈多样化，主要藻类如绿藻，硅藻和隐藻分别占比17%、38%和19%，而3#对照塘内种类较单一，蓝藻、绿藻和硅藻分别占47%、13%和40%（图3b）。

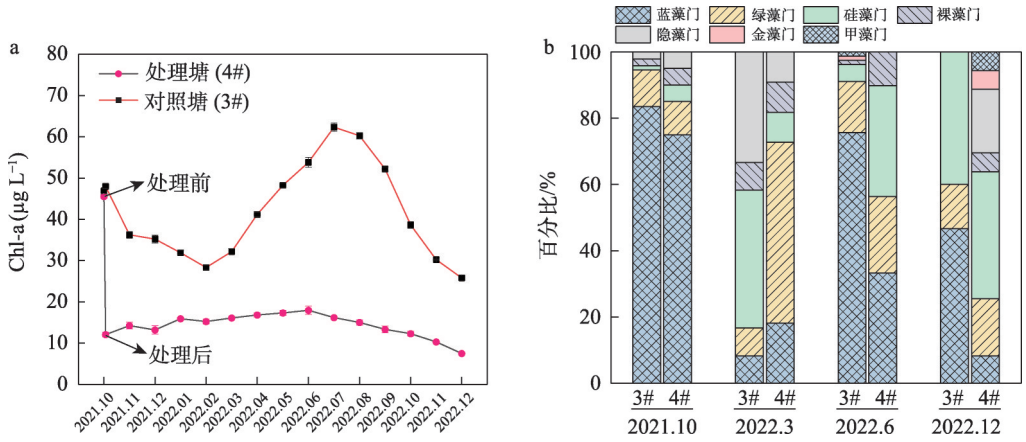



**图3**　4#处理塘和3#对照塘中*Chl-a*浓度以及浮游植物的种类及所占比例

## 2.4　浮游植物对营养盐添加的响应

分别在MLS技术实施后1天（2021年10月，秋季）、5个月（2022年3月，春季）、8个月（2022年6月，夏季）和14个月（2022年12月，冬季），对4#处理塘和3#对照塘进行原位营养盐添加实验，其初始物理、化学和生物指标如表1所示。

### 2.4.1　浮游植物对单独添加氮和共同添加氮和磷的响应

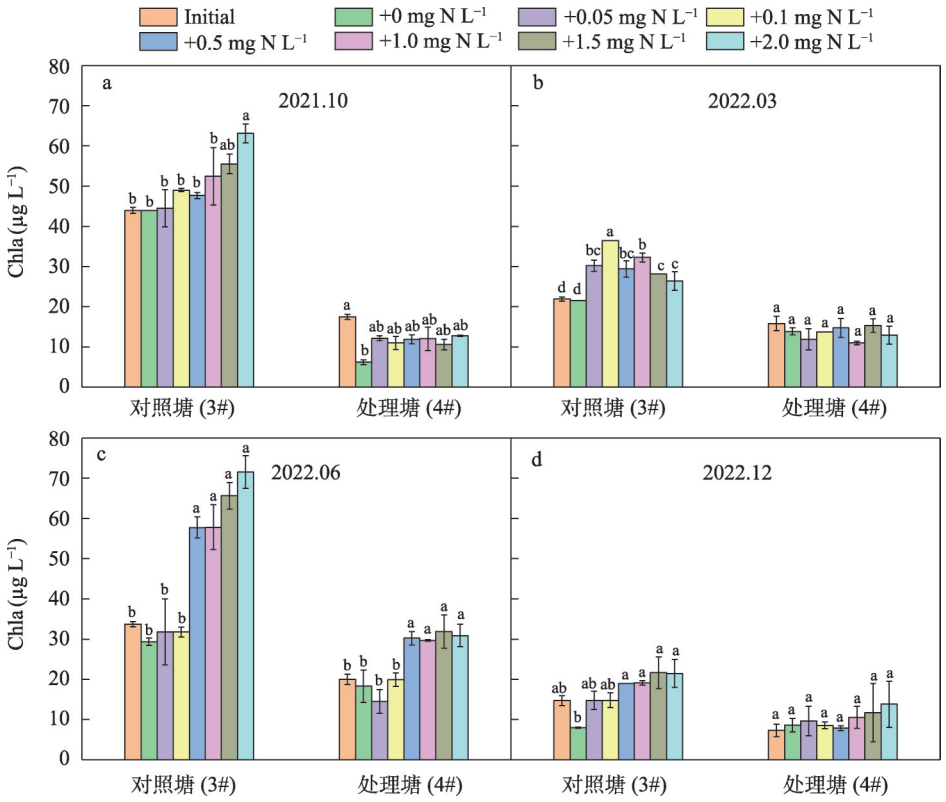
浮游植物生物量（*Chl-a*）对单独添加N与共同添加N和P（固定P的添加浓度为0.5mg·$L^{-1}$）的响应如图4和图5所示。

MLS技术实施1天后（2021年10月），单独添加N对4#处理塘内残留藻类的生长无刺激作用；共同添加N和P（固定P浓度为0.5mg·$L^{-1}$）促进作用明显，但各添加处理间无显著性差异，*Chl-a*平均浓度为51.55μg·$L^{-1}$。然而，3#对照塘的原位营养盐添加实验中，单独添加N≥0.1mg·$L^{-1}$时，*Chl-a*浓度开始增加，添加N为2.0mg·$L^{-1}$时达到最大，为63.11μg·$L^{-1}$（$p$<0.05）；N+P同时添加时，*Chl-a*浓度随添加N的增加而增加，当添加N≥0.5mg·$L^{-1}$时，*Chl-a*浓度达到最大，为140.52μg·$L^{-1}$（$p$<0.05）（图4a和图5a）。

2022年3月，单独添加N对4#处理塘内藻类生长仍无促进作用（$p$>0.05）；共同添加N和P，*Chl-a*浓度显著增加，但各添加处理间仍无显著性差异，平均浓度为38.94μg·$L^{-1}$。

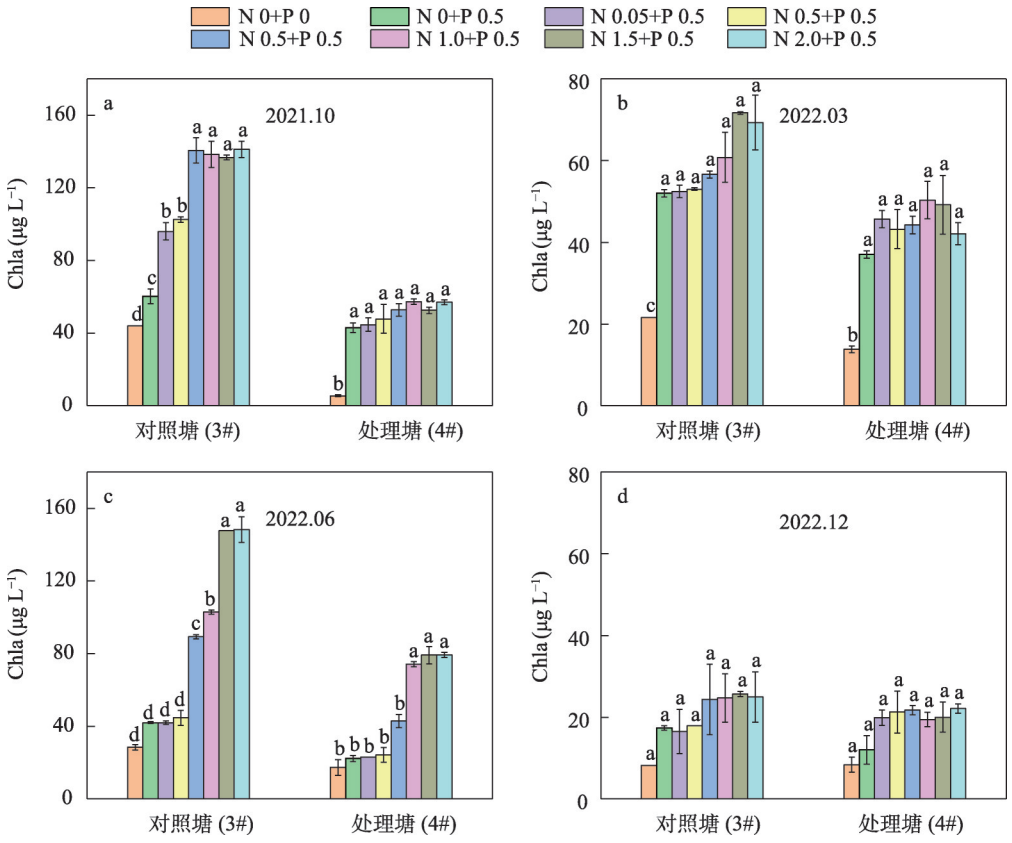
**表1** 4#处理塘和3#对照塘原位营养盐添加实验的初始水样的物理、化学和生物指标

| | | 4#处理塘 | | | | 3#对照塘 | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | 2021.10 | 2022.03 | 2022.06 | 2022.12 | 2021.10 | 2022.03 | 2022.06 | 2022.12 |
| 水质参数 | 水温 (℃) | 21.85 | 12.74 | 24.82 | 13.69 | 22.9 | 12.74 | 24.88 | 13.74 |
| | pH | 7.88 | 6.63 | 7.51 | 7.99 | 7.56 | 7.0 | 7.69 | 7.97 |
| | ORP | 228 | 185 | 173 | 123 | 116 | 171 | 39 | 132 |
| | 电导率($\mu S \cdot cm^{-1}$) | 268 | 180 | 189 | 160 | 224 | 173 | 201 | 172 |
| | 溶解氧($mg \cdot L^{-1}$) | 8.90 | 9.50 | 14.46 | 8.42 | 8.80 | 11.00 | 8.40 | 8.21 |
| | 透明度(cm) | 60 | 90 | 103 | 113 | 34 | 60 | 68 | 83 |
| 营养盐 | TN ($mg \cdot L^{-1}$) | 1.60 | 4.76 | 1.17 | 0.92 | 5.12 | 5.20 | 2.42 | 1.98 |
| | $NH_4^+$–N ($mg \cdot L^{-1}$) | 0.22 | 0.34 | 0.18 | 0.12 | 0.38 | 0.36 | 0.31 | 0.39 |
| | $NO_3^-$–N ($mg \cdot L^{-1}$) | 1.15 | 2.59 | 0.29 | 0.02 | 3.70 | 3.87 | 0.50 | 0.63 |
| | TP ($mg \cdot L^{-1}$) | 0. 19 | 0.27 | 0.42 | 0.14 | 0.46 | 0.38 | 0.55 | 0.28 |
| | SRP ($mg \cdot L^{-1}$) | 0.01 | 0.03 | 0.06 | 0.01 | 0.02 | 0.04 | 0.09 | 0.02 |
| 浮游植物生物量 | *Chl–a* ($\mu g\ L^{-1}$) | 12.10 | 16.10 | 17.97 | 7.52 | 46.91 | 22.21 | 53.82 | 15.81 |




（实验时间：2021年10月、2022年3月、6月和12月；误差线表示三个平行处理的标准偏差，字母代表$p < 0.05$水平上有显著差异，其中a>b>c>d）

**图4** 4#处理塘和3#对照塘中浮游植物生物量对单独添加N的响应




（实验时间：2021 年 10 月、2022 年 3 月、6 月和 12 月；误差线表示三个平行处理的标准偏差，字母代表 $p$<0.05 水平上有显著差异，其中 a>b>c>d）

**图 5**　4#处理塘和 3#对照塘中浮游植物生物量对共同添加 N 和 P（P 浓度均为 0.5mg·L$^{-1}$）的响应

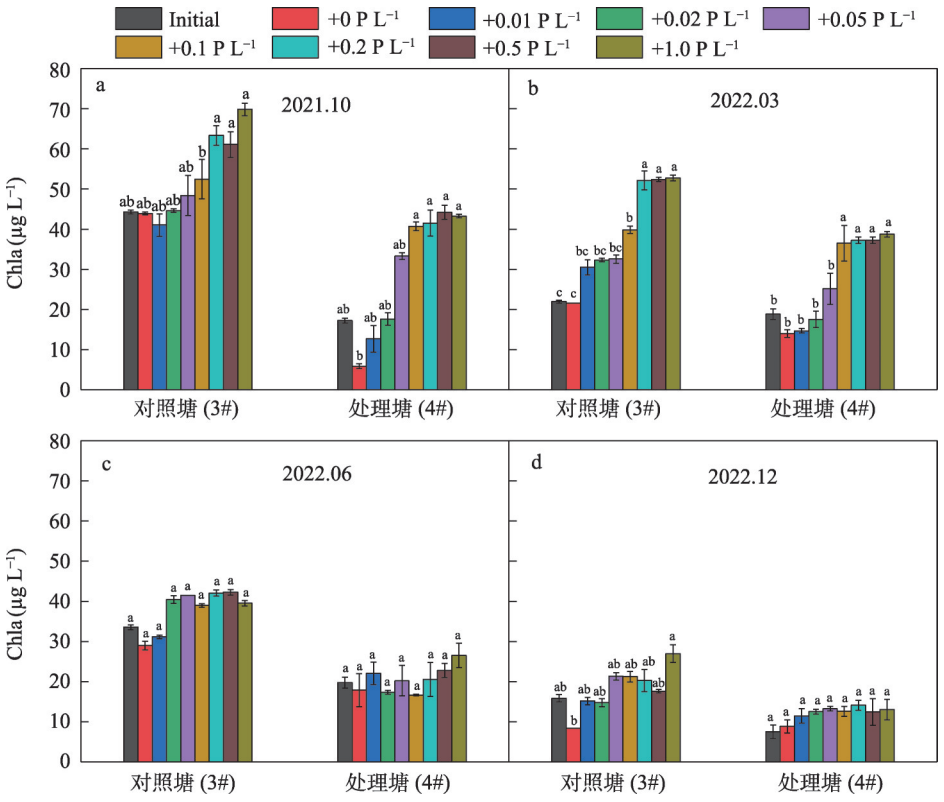
3#对照塘内 *Chl-a* 浓度在单独添加 N≥0.1mg·L$^{-1}$ 达到最大，为 32.59μg·L$^{-1}$；共同添加 N 和 P 时，各添加处理间无显著性差异，*Chl-a* 浓度最大值为 71.68μg·L$^{-1}$（图 4b 和图 5b）。

2022 年 6 月，N 的添加均明显刺激了两塘内浮游植物的生长。4#处理塘单独添加 N≥0.5mg·L$^{-1}$ 时 *Chl-a* 浓度显著增加，最大值为 30.2μg·L$^{-1}$；N 和 P 共同添加且 N≥1.0mg·L$^{-1}$ 时 *Chl-a* 浓度显著增加，且 1.0~2.0mg·L$^{-1}$ 添加无显著差异，最大值为 79.26μg·L$^{-1}$；3#对照塘单独添加 N≥0.5mg·L$^{-1}$ 时 *Chl-a* 浓度显著增加，*Chl-a* 浓度最大值为 71.54μg·L$^{-1}$，为 4#处理塘的 2.4 倍（图 4c）；N 和 P 共同添加且 N≥0.5mg·L$^{-1}$ 时 *Chl-a* 显著增加，当 N 添加 1.5~2.0mg·L$^{-1}$ 时无显著差异，*Chl-a* 最大浓度 148.29μg·L$^{-1}$（图 5c）。

2022 年 12 月，单独添加 N 对两塘藻类生长均无显著的促进作用（图 4d）；然而在 N 和 P 共同添加且 P 充足（P=0.5mg·L$^{-1}$）时两塘 *Chl-a* 浓度均显著增加，最大值分别为 22.15 和 25.72μg·L$^{-1}$（图 5d）。

### 2.4.2 浮游植物对单独添加磷和共同添加磷和氮的响应

浮游植物生物量（*Chl-a*）对单独添加P和共同添加P和N（固定N的添加浓度为2.0mg·L$^{-1}$）的响应如图6和图7所示。

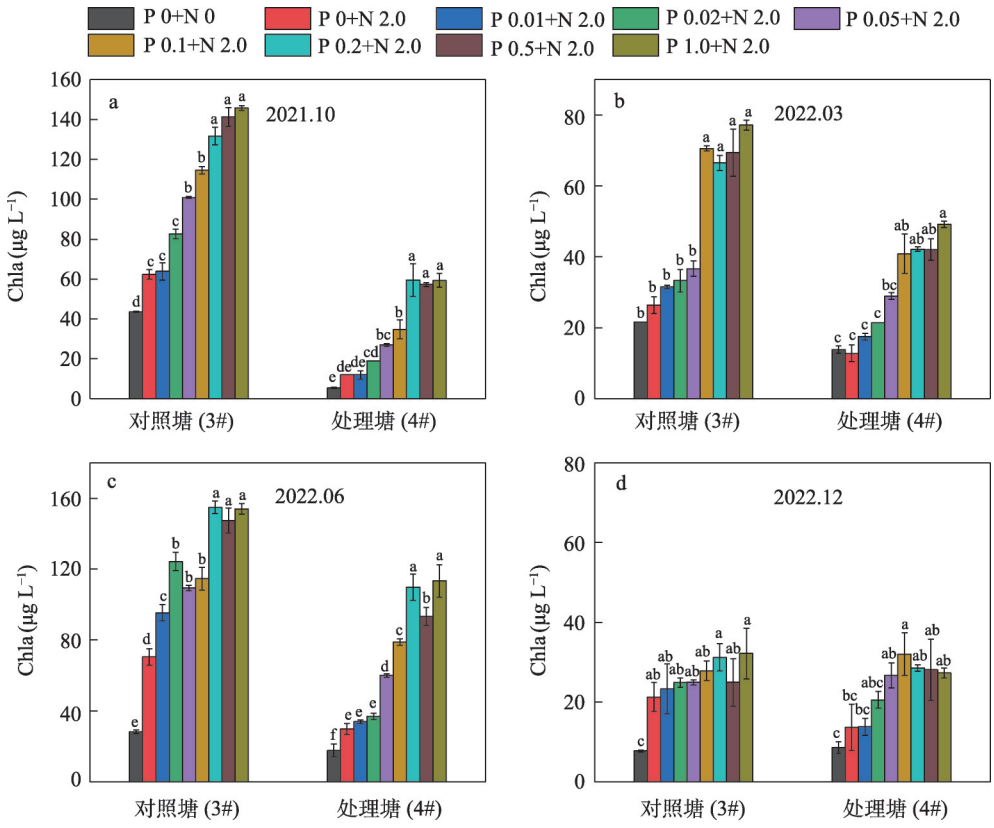



（实验时间：2021年10月、2022年3月、6月和12月；误差线表示三个平行处理的标准偏差，字母代表$p$<0.05水平上有显著差异，其中a>b>c>d）

**图6** 4#处理塘和3#对照塘浮游植物生物量对单独添加P的响应

MLS技术处理完1天后（2021年10月），4#处理塘单独添加P≥0.1mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度显著增加，且在P添加0.1~1.0mg·L$^{-1}$无显著性差异，最大值为44.17μg·L$^{-1}$（图6a）；共同添加P和N且添加P为0.2mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度达到最大，为59.32μg·L$^{-1}$（图7a），此时*Chl-a*浓度相比P单独添加有少量提升，说明N的充足供给对4#处理塘的浮游植物生长具有微弱的刺激作用。3#对照塘单独添加P≥0.01mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度显著增加，最大值为69.79μg·L$^{-1}$（图6a）；同时添加P和N且当0.01mg·L$^{-1}$≤P≤0.2mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度显著增加，P≥0.2mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度不再显著增加，最大值为145.69μg·L$^{-1}$（图7a），进一步说明了3#对照塘内的浮游植物生长不受N和P限制，添加N或P均能刺激其生长繁殖。

2022年3月，4#处理塘单独添加P≥0.1mg·L$^{-1}$时*Chl-a*浓度显著增加，最大值为38.72μg·L$^{-1}$；同时添加N和P出现与单独添加P几乎一致的趋势，*Chl-a*浓度最大值为




（实验时间：2021 年 10 月、2022 年 3 月、6 月和 12 月；误差线表示三个平行处理的标准偏差，字母代表 $p<0.05$ 水平上有显著差异，其中 a>b>c>d）

**图 7**　4#处理塘和 3#对照塘浮游植物生物量对共同添加 P 和 N（N 浓度均为 2.0mg·L$^{-1}$）的响应

49.16μg·L$^{-1}$，说明 4#处理塘的浮游植物生长受 P 限制。而单独添加 P≥0.01mg·L$^{-1}$ 即促进 3#对照塘的浮游植物生长；同时添加 P 和 N 且添加 P≥0.1mg·L$^{-1}$ 时 *Chl-a* 浓度显著增加，最大值为 77.14μg·L$^{-1}$，说明充足的 N 供给进一步促进了 3#对照塘的浮游植物的生长。

2022 年 6 月，单独添加 P 对 4#塘的浮游植物生长几乎无任何刺激作用，但对 3#对照塘的浮游植物有微弱的刺激效果（图 6c）。然而，在保证充足的 N 供给同时添加 P≥0.2mg·L$^{-1}$ 时，两塘内 *Chl-a* 浓度不再显著提升（图 7c），说明夏季两塘的浮游植物生长受 N 和 P 共同限制，但 N 为首要的限制性营养盐，而 P 是潜在的第二限制性营养盐。尽管受相同的营养盐限制，但在相同的营养盐浓度添加下，4#处理塘的浮游植物生物量响应仍然低于 3#对照塘（图 6c 和 7c）。

2022 年 12 月，单独添加 P 对两塘的浮游植物几乎无刺激作用（图 6d）；同时添加 P 和 N 均提升了 *Chl-a* 浓度，其最大值分别为 32.05 和 32.16μg·L$^{-1}$（图 7d）。结合 2022 年 12 月原位添加 N 和 N+P 实验结果，说明冬季两塘内的浮游植物生长受 P 和 N 共同限制。




a. 4#处理塘处理前（2021年10月）水体以藻华为主，透明度为30cm；b. 4#处理塘MLS技术处理8个月后（2022年6月）沉水植被恢复，水体透明度为103cm；c. 3#对照塘实验开始阶段（2021年10月）水体以藻华为主，透明度为34cm；d. 3#对照塘实验开始8个月后（2022年6月）水体以藻华为主，透明度为38cm

**图8** MLS技术对池塘水体透明度及沉水植被恢复的影响（与对照塘对比）

**表2** 4#处理塘和3#对照塘内沉水植被覆盖率和生物量

| | 时间 | 主要种群 | 覆盖率 | 平均湿重($g\cdot m^{-2}$) |
|---|---|---|---|---|
| 4#处理塘 | 2021.10 | -- | -- | -- |
| | 2022.03 | 轮叶黑藻、金鱼藻、菹草 | 45% | 956 ± 115 |
| | 2022.06 | 轮叶黑藻、穗花狐尾藻、马来眼子菜 | 70% | 1678 ± 332 |
| | 2022.12 | 伊乐藻 | 65% | 1256 ± 234 |
| 3#对照塘 | 2021.10 | -- | -- | -- |
| | 2022.03 | 菹草 | 12% | 268 ± 86 |
| | 2022.06 | 马来眼子菜 | 10% | 210 ± 37 |
| | 2022.12 | 伊乐藻 | 16% | 467 ± 153 |

## 2.5 沉水植被恢复

MLS技术实施前，3#对照塘和4#处理塘仅有零星沉水植被分布，水体透明度低（图8a和图8c）；第二年春季（2022年3月），4#处理塘沉水植被大量恢复，以轮叶黑藻、金鱼藻、菹草等为主，其覆盖率达45%左右，平均湿重为956±115$g\cdot m^{-2}$；夏季（2022年6月），沉水植被群落演替为轮叶黑藻、穗花狐尾藻和马来眼子菜等（图8b），覆盖率增加至70%，由于大量恢复的沉水植被光合作用放氧，导致4#处理塘内DO浓度过饱和，达到14.46$mg\cdot L^{-1}$（表1），与已有相关研究呈现相同的现象[40]；冬季覆盖率略降低，其优势种群转为伊乐藻，平均湿重达1256±234$g\cdot m^{-2}$。3#处理塘，春季沉水植被也有部分恢复，主要以菹草为主，平均湿重为268±86$g\cdot m^{-2}$；夏季，由于菹草衰亡减

少（图8d），沉水植被种类和平均湿重并无显著增加；冬季，也出现少量伊乐藻，但其覆盖率仅为16%，平均湿重为467±153g·m$^{-2}$（详见表2）。

## 3　讨论

通过不同季节的原位营养盐添加实验结果可知，MLS技术实施后（2021年10月），浮游植物生长转变为单一P限制，而且这种单一P限制状态持续至2022年3月；进入夏季（2022年6月）后，浮游植物生长由P限制转变为N限制，继而在冬季转变为N和P限制。其主要原因与营养盐浓度变化、浮游植物群落结构、沉水植被恢复以及生态系统重建等有关。

### 3.1　营养盐浓度变化对浮游植物生长营养盐限制的影响

MLS技术实施后，由于改性土壤的絮凝作用，4#处理塘内原位TN和TP浓度随藻类和悬浮颗粒物的大量去除明显降低。同时，原位SRP和$NH_4^+$-N因改性土壤的吸附作用[41]，浓度分别降至0.012mg·L$^{-1}$和0.22mg·L$^{-1}$，并在短期1个月内保持此浓度水平。此外，$NO_3^-$-N是TN去除的主要贡献者，去除率为69%，其原因可能为沉降藻类的分解为反硝化细菌提供了丰富的生物可利用性碳源，加强了反硝化活动，从而增加了水体中$NO_3^-$-N的去除[34]。此阶段，水体中SRP浓度低于浮游植物生长的上限阈值（0.02mg·L$^{-1}$）[42]，而DIN浓度高于浮游植物生长所需N浓度，因此MLS技术处理后，P成为浮游植物生长的限制性营养盐（图4a）。然而，3#对照塘内原位营养盐浓度均高出太湖蓝藻所需的DIN（0.8mg·L$^{-1}$）和SRP（0.02mg·L$^{-1}$）上限阈值[43]，因此浮游植物已不受氮或磷限制，由于其生物量较高，N和P添加均能刺激其生长并远超出藻华水平。

春季（2022年3月），由于温度上升微生物活动频繁，3#对照塘和4#处理塘水体中DIN浓度升高，分别达到4.23和2.93mg·L$^{-1}$（表1和图2），浮游植物生长不受氮限制。尽管4#处理塘和3#对照塘水体中SRP浓度有所反弹，分别达到0.03和0.04mg·L$^{-1}$（表1和图2），但营养盐添加实验显示两塘内浮游植物生长仍表现为磷限制，其上限阈值均为0.1mg·L$^{-1}$，但在此阈值下3#对照塘内*Chl-a*浓度约为4#处理塘的2倍，其主要原因可能与浮游植物群落结构有关。

进入夏季后（2022年6月），浮游植物生长营养盐限制由P限制转变为N限制，与已有研究报道太湖浮游植物生长的营养盐限制特征相一致[44,45]。由于降雨稀释、浮游植物和水生植物吸收利用以及强烈的反硝化作用[46,47]等综合因素，水体中DIN浓度显著降低。同时，由于夏季水温升高增加了底泥孔隙水磷浓度和底泥磷通量，较高的温

度致使底泥微生物活动频繁，从而降低沉积物对P的固定，导致P向水体释放[48,49]。从监测结果中也可以看出，4#处理塘和3#对照塘水体中SRP浓度分别为0.06和0.09mg·L$^{-1}$（表1和图2），均高于其他季节水体中SRP浓度，因此P不再是两塘内浮游植物生长首要的限制性营养盐。尽管4#处理塘表现出与3#对照塘相同的N限制，但4#处理塘N限制阈值（1.0mg·L$^{-1}$）高于3#对照塘（0.5mg·L$^{-1}$），且在相同浓度的营养盐添加处理下4#处理塘*Chl-a*浓度明显低于3#对照塘，说明其浮游植物生长除受营养盐浓度影响外，还受浮游植物种类等因素影响。

冬季（2022年12月），水温降低导致生物地球化学循环速率降低，且降雨量和入湖水量等均为最低，因此4#处理塘和3#对照塘水体中N和P浓度均达到最低（图2），浮游植物生长受N和P共同限制，其N阈值均为2.0mg·L$^{-1}$，而4#处理塘内SRP浓度（0.001mg·L$^{-1}$）低于3#处理塘（0.005mg·L$^{-1}$），加之4#处理塘内浮游植物生物量低于3#对照塘，因此4#处理塘内的P上限阈值（0.05mg·L$^{-1}$）高于3#对照塘（0.01mg·L$^{-1}$）。此外，因3#对照塘和4#处理塘均与太湖梅梁湾湖区相连通，两塘水体中营养盐浓度变化在一定程度上也会受到太湖水质的影响，但其变化规律与梅梁湾湖区一致[50]。尽管受相同外源影响，4#处理塘因MLS技术的实施，其营养盐浓度显著低于3#对照塘，加之藻类群落结构的改变和沉水植被恢复等，导致浮游植物生长的营养盐限制发生转变，且相应阈值提升。

### 3.2 浮游植物群落结构对浮游植物生长营养盐限制的影响

实验开始阶段为夏秋季节（2021年10月），水温在20~25℃范围内浮动，适合蓝藻生存，加之光照和水文等气象特征的影响，3#对照塘和4#处理塘在实验开始前，其水中优势藻类均为以微囊藻为主的蓝藻。4#处理塘在MLS技术实施1天后，尽管大量藻类沉降去除，但水体中残留藻类仍以微囊藻为优势种的蓝藻为主，其营养盐限制主要受水体中溶解态营养盐浓度影响（详见2.1部分）。

2022年3月，4#处理塘和3#对照塘浮游植物生长均表现出P限制，但在相同P添加浓度下，3#对照塘*Chl-a*浓度明显高于4#处理塘，这一差别可能与水体中的浮游植物种类发生变化有关。已有研究发现，太湖冬春季节水温较低（<15℃），藻类以耐低温的硅藻、隐藻和绿藻为主[20]。本研究的监测显示，绿藻（*Chlorophyta*）是4#处理塘内是主要优势种群，而硅藻（*Bacillariophyta*）和隐藻（*Cryptophyta*）是3#对照塘内的优势藻类。相比绿藻，硅藻更能够耐受低温和低营养盐环境，当水温在7~14℃时，在较低浓度营养盐的情况下也能继续生长，而绿藻所占比例明显下降[51]。同时，隐藻属于兼性营养生物，能够在低光照下充分利用外界有机物质补偿能源进行生长[47]，并且在太

湖其生长过程中表现出一定程度的N限制[52]，因此，单独添加N对3#对照塘的浮游植物生长有微弱的刺激作用。而以栅藻为主的绿藻喜高N和P环境[53]，由于4#处理塘中较低的SRP浓度，单独添加N对4#处理塘内*Chl-a*浓度无明显促进作用，而单独添加P与共同添加N和P均能增加浮游植物生物量，进一步说明此阶段4#处理塘内浮游植物的生长主要受P限制。

夏季藻华时期（2022年6月），尽管该季节水温（30℃左右）适合蓝藻生长，但4#处理塘藻类生物量（*Chl-a*浓度）约为3#对照塘的1/3。4#处理塘出现蓝藻、绿藻和硅藻占比较为均衡的状态（图3b），其可能的原因为蓝藻对沉水植被分泌的化感物质较为敏感。另外，硅藻和绿藻均为喜高N和P种群，因此4#处理塘内*Chl-a*浓度在N和P共同添加时高于单独N添加（图4c和图5c），其营养盐限制表现为N和P共同限制，但N为首要的限制性营养盐；3#对照塘内再次回到以蓝藻为优势种群的藻华状态，大量非固氮藻华—微囊藻在较低的DIN浓度下表现出N限制。此外，由于4#处理塘内浮游植物种类较多，不同藻类分泌的化感物质能够抑制彼此生长[54]，相同营养盐浓度添加下，*Chl-a*最高浓度仍低于3#对照塘，也进一步说明了4#处理塘内N限制阈值高于3#对照塘的原因。

冬季（2022年12月），尽管两塘内浮游植物生长均表现出 N 和 P 共同限制，单独添加N或单独添加P（图4d和图5d），浮游植物生物量均无显著增加，只有在充足的N和P供应下，浮游植物生物量略增加但不显著，其原因可能为温度是冬季浮游植物生长的主要影响因素。由于水质改善、沉水植被的恢复4#处理塘内浮游植物多样性依然保持较高水平，群落结构演替为耐低温的硅藻、隐藻、绿藻等，单一某种藻类暴发的可能性较小；而3#对照塘中蓝藻仍占据 47% 的比例，其可能的原因为嗜热性蓝藻向嗜冷性蓝藻转变[55]，增大了春季蓝藻水华暴发的风险。

### 3.3　沉水植被对藻类生长的抑制效应

经MLS技术处理后的6个月后（2022年3月），由于水体透明度提升、营养盐和藻类浓度下降、春季温度回升，4#处理塘内沉水植被大量恢复，主要以轮叶黑藻、金鱼藻和菹草为主；夏季（2022年6月），沉水植被群落演替为耐高温环境的轮叶黑藻、穗花狐尾藻和马来眼子菜，其原因为金鱼藻和菹草的适宜生长温度范围为10~20℃，随温度升高、光强增强而逐渐衰退；冬季（2022年12月），耐寒性较强的伊乐藻（5℃以上即可生长）演变为主要沉水植被。其中，金鱼藻、菹草和狐尾藻可通过分泌化感物质，对微囊藻和混合藻类群落的生长繁殖具有较强的抑制作用[56]。此外，金鱼藻具有较高的N和P耐污能力，可有效吸收较高浓度的$NH_4^+$-N和SRP，轮叶黑藻次之；菹草具有

较好的磷吸收能力，狐尾藻对$NH_4^+$-N吸收效果较好，伊乐藻能够吸收较低浓度的$NH_4^+$-N和SRP[57,58]。这些沉水植被与藻类竞争水体中营养盐，抑制藻类生长的同时降低水体中的营养盐浓度，因此，4#处理塘能够保持较低的*Chl-a*和氮磷营养盐浓度，且浮游植物生长表现出N和P共同限制。

## 4 结论

（1）MLS技术在短期内快速去除水体中藻华、提升透明度并降低氮和磷营养盐浓度；在水质有效改善的基础上，沉水植被大量恢复，抑制藻类生长，使Chl-a浓度显著降低并长期保持低于藻华浓度水平（30μg·$L^{-1}$）。同时，藻类多样性增加，以蓝藻为优势种群的状态转变为硅藻、绿藻和隐藻等多种藻类共存的状态，尤其是夏季藻华时期，降低了蓝藻水华暴发的风险；从长期效应看，MLS技术将以蓝藻为主的藻华水体转变为以沉水植被为优势种群的健康水体，使生态系统保持稳定且良性循环。

（2）基于上述效应，与3#对照塘相比，经MLS技术处理的4#处理塘，浮游植物生长由不受氮和磷营养盐限制转变为磷限制，且磷的限制阈值为0.2mg·$L^{-1}$；春季，尽管SRP浓度有所反弹，但浮游植物生长仍为磷限制，其限制阈值降为0.1mg·$L^{-1}$；夏季，浮游植物生长转变为氮和磷共同限制，但氮为首要的限制性营养盐。由于4#处理塘内沉水植被恢复和藻类群落结构发生变化，其氮限制阈值（1.0mg·$L^{-1}$）高于3#对照塘内（0.5mg·$L^{-1}$）；冬季，受温度降低、生物地球化学循环速率减缓等因素影响，4#处理塘和3#对照塘中氮和磷营养盐浓度基本降至全年最低，因此氮和磷均成为冬季浮游植物生长的限制性营养盐。综上，MLS技术可将不受氮和磷营养盐限制的藻华水体，转变为单一营养盐限制或氮和磷共同限制的健康水体——即通过控制单一营养盐（氮或磷）即可控制水体富营养化与藻华暴发，改变了以往既要控氮又要控磷的局面。同时，经MLS技术处理后，由于浮游植物群落结构的改变，浮游植物生长的氮和磷营养盐阈值提高，增加了水体中氮和磷的环境容量。

（3）上述结果是基于太湖梅梁湾实验塘的原位试验，而营养盐限制特征和相应阈值在不同湖库、不同区域可能存在差异，未来可在更大空间尺度、更长时间序列上验证MLS技术的营养盐调控与生态恢复效果。综上，本研究为湖库富营养化—营养盐管理及其管理范围提供了技术方法和方向，同时，为突发性氮和磷污染输入可能引发的藻华暴发等水生态环境损害，提供一种快速可行的判定方法，为藻华去除、水生态修复提供一种绿色、生态安全的技术手段。

## 参考文献


1 LIN S S, SHEN S L, ZHOU A, et al. Assessment andmanagement of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China [J]. Science of the Total Environment, 2021, 751, 141618.

2 HUISMAN J, CODD G A, PAERL H W, et al. Cyanobacterial blooms [J]. Nature Reviews Microbiology, 2018, 16(8): 471-483.

3 HOU X J, FENG L, DAI Y H, et al. Global mapping reveals increase in lacustrine algal blooms over the past decade [J]. Nature Geoscience, 2022, 15(2): 130-134.

4 HEINO J, ALAHUHTA J, BINI L M, et al. Lakes in the era of global change: moving beyond single-lake thinking in maintaining biodiversity and ecosystem services [J]. Biological Reviews, 2021, 96 (1): 89-106.

5 YAN P, GUO J S, ZHANG P, et al. The role of morphological changes in algae adaptation to nutrient stress at the single-cell level [J]. Science of the Total Environment, 2021, 754, 142076.

6 MA J R, QIN B Q, WU P, et al. Controlling cyanobacterial blooms by managing nutrient ratio and limitation in a large hyper-eutrophic lake: Lake Taihu, China [J]. Journal of Environmental Sciences, 2015, 27: 80-86.

7 PAERL H W, SCOTT J T, MCCARTHY M J, et al. It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(20): 10805-10813.

8 SCHINDLER D W, HECKY R E, FINDLAY D L, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2008, 105(32): 11254-11258.

9 LI H Y, MILLER T, LU J R, et al. Nitrogen fixation contribution to nitrogen cycling during cyanobacterial blooms in Utah Lake [J]. Chemosphere, 2022, 302, 134784.

10 CHEN M Y, TENG W K, ZHAO L, et al. Phylogenomics Uncovers Evolutionary Trajectory of Nitrogen Fixation in Cyanobacteria [J]. Molecular Biology and Evolution, 2022, 39(9): msac171.

11 SCHINDLER D W, CARPENTER S R, CHAPRA S C, et al. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success [J]. Environmental Science & Technology, 2016, 50(17): 8923-8929.

12 XU M N, WU Y H, ZHANG X, et al. Diel change in inorganic nitrogenous nutrient dynamics and associated oxygen stoichiometry along the Pearl River Estuary [J]. Water Research, 2022, 222, 118954.

13 CHENG Y X, JIAO L X, CHENG Q L, et al. The evolution of a typical plateau lake from macrophyte to algae leads to the imbalance of nutrient retention [J]. Water Research, 2023, 236, 119937.

14 ZHANG Y, CHANG F Q, ZHANG X N, et al. Release of Endogenous Nutrients Drives the

Transformation of Nitrogen and Phosphorous in the Shallow Plateau of Lake Jian in Southwestern China [J]. Water, 2022, 14(17), 2064.

15 DOMINGUES R B, NOGUEIRA P, BARBOSA A B. Co-Limitation of Phytoplankton by N and P in a Shallow Coastal Lagoon (Ria Formosa): Implications for Eutrophication Evaluation [J]. Estuaries and Coasts, 2023, 46(6): 1557-1572.

16 JIANG M Q, NAKANO S I. The crucial influence of trophic status on the relative requirement of nitrogen to phosphorus for phytoplankton growth [J]. Water Research, 2022, 222, 118868.

17 ZHOU Z J, LIU Y Q, WANG S Y, et al. Interactions between Phosphorus Enrichment and Nitrification Accelerate Relative Nitrogen Deficiency during Cyanobacterial Blooms in a Large Shallow Eutrophic Lake [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(7), 2992-3001.

18 TONG Y D, XU X W, QI M, et al. Lake warming intensifies the seasonal pattern of internal nutrient cycling in the eutrophic lake and potential impacts on algal blooms [J]. Water Research, 2021, 188, 116570.

19 ZHENG L W, ZHAI W D. Nutrient dynamics in the Bohai and North Yellow seas from seasonal to decadal scales: Unveiling Bohai Sea eutrophication mitigation in the 2010s [J]. Science of the Total Environment, 2023, 905, 167417.

20 GUO C X, ZHU G W, QIN B Q, et al. Climate exerts a greater modulating effect on the phytoplankton community after 2007 in eutrophic Lake Taihu, China: Evidence from 25 years of recordings [J]. Ecological Indicators, 2019, 105: 82-91.

21 HARTIG J H, KRANTZBERG G, MUNAWAR M, et al. Achievements and lessons learned from the 32-year old Canada-US effort to restore Impaired Beneficial Uses in Great Lakes Areas of Concern [J]. Aquatic Ecosystem Health & Management, 2018, 21(4): 506-520.

22 HUANG Y, MA R W, SHI H B, et al. Centennial Lake Environmental Evolution Reflected by Diatoms in Yilong Lake, Yunnan Province, China [J]. Applied Sciences-Basel, 2023, 13(9), 5288.

23 ZHU G, XU H, ZHU M, et al. Changing characteristics and driving factors of trophic state of lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River in the past 30 years [J]. Hupo Kexue, 2019, 31(6): 1510-1524.

24 曹晶, 田泽斌, 储昭升, 等. 太湖蓝藻水华暴发的氮磷控制阈值分析 [J]. 湖泊科学, 2022, 34(4): 1075-1089.

25 LI H, ZHANG H, DUAN L, et al. Spatiotemporal variations in water quality parameters and assessment of the current status and challenges of eutrophication in Lake Dian [J]. Ecological Indicators, 2025, 177: 113821.

26 MACKAY E B, MABERLY S C, PAN G, et al. Geoengineering in lakes: welcome attraction or fatal distraction? [J]. Inland Waters, 2014, 4(4): 349-356.

27 HUSER B J, FUTTER M, LEE J T, et al. In-lake measures for phosphorus control: The most feasible

and cost-effective solution for long-term management of water quality in urban lakes [J]. Water Research, 2016, 97: 142-152.

28 LU S Y, JIN X C, LIANG L L, et al. Influence of inactivation agents on phosphorus release from sediment [J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 68(4): 1143-1151.

29 LI L, PAN G. A universal method for flocculating harmful algal blooms in marine and fresh waters using modified sand [J]. Environmental science & technology, 2013, 47(9): 4555-4562.

30 SHI W, TAN W, WANG L, et al. Removal of Microcystis aeruginosa using cationic starch modified soils [J]. Water research, 2016, 97: 19-25.

31 CHEN J, PAN G. Harmful algal blooms mitigation using clay/soil/sand modified with xanthan and calcium hydroxide [J]. Journal of applied phycology, 2012, 24(5): 1183-1189.

32 ZHANG H, LYU T, LIU L, et al. Exploring a multifunctional geoengineering material for eutrophication remediation: Simultaneously control internal nutrient load and tackle hypoxia [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 406: 127206.

33 PAN G, DAI L C, LI L, et al. Reducing the Recruitment of Sedimented Algae and Nutrient Release into the Overlying Water Using Modified Soil/Sand Flocculation-Capping in Eutrophic Lakes [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(9): 5077-5084.

34 ZHANG H, SHANG Y, LYU T, et al. Switching harmful algal blooms to submerged macrophytes in shallow waters using geo-engineering methods: evidence from a $^{15}N$ tracing study [J]. Environ Sci Technol, 2018, 52(20): 11778-11785.

35 PAN G, YANG B, WANG D, et al. In-lake algal bloom removal and submerged vegetation restoration using modified local soils [J]. Ecological Engineering, 2011, 37(2): 302-308.

36 PAN G, MIAO X, BI L, et al. Modified local soil (MLS) technology for harmful algal bloom control, sediment remediation, and ecological restoration [J]. Water, 2019, 11(6): 1123.

37 LI H, PAN G. Simultaneous Removal of Harmful Algal Blooms and Microcystins Using Microorganism- and Chitosan-Modified Local Soil [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(10): 6249-6256.

38 BI L, PAN G. From harmful Microcystis blooms to multi-functional core-double-shell microsphere bio-hydrochar materials [J]. Scientific Reports, 2017, 7, 15477.

39 秦伯强. 富营养化湖泊治理的理论与实践 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2011.

40 李华歆, 殷春雨, 杨国梁, 等. 不同功能型沉水植物对溶解氧影响及环境效应 [J]. 水生生物学报, 2024, 48(02): 232-241.

41 JUNG C, HEO J, HAN J, et al. Hexavalent chromium removal by various adsorbents: powdered activated carbon, chitosan, and single/multi-walled carbon nanotubes [J]. Separation and purification technology, 2013, 106: 63-71.

42 WANG L, PAN G, SHI W, et al. Manipulating nutrient limitation using modified local soils: A case

study at Lake Taihu (China) [J]. Water Research, 2016, 101: 25-35.

43 XU H, PAERL H W, QIN B, et al. Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China [J]. Limnol Oceanogr, 2010, 55(1): 420-432.

44 YIN H B, YIN P, YANG Z. Seasonal sediment phosphorus release across sediment-water interface and its potential role in supporting algal blooms in a large shallow eutrophic Lake (Lake Taihu, China) [J]. Science of the Total Environment, 2023, 896, 165252.

45 XU H, PAERL H W, QIN B, et al. Determining Critical Nutrient Thresholds Needed to Control Harmful Cyanobacterial Blooms in Eutrophic Lake Taihu, China [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 1051-1059.

46 SHI W Q, ZHU L, VAN DAM B, et al. Wind induced algal migration manipulates sediment denitrification N-loss patterns in shallow Taihu Lake, China [J]. Water Research, 2022, 209, 117887.

47 ZHAO L S, WANG P, LI K, et al. Structural basis and evolution of the photosystem I-light-harvesting supercomplex of cryptophyte algae [J]. Plant Cell, 2023, 35(7): 2449-2463.

48 YUAN H Z, WANG H X, ZHOU Y W, et al. Water-level fluctuations regulate the availability and diffusion kinetics process of phosphorus at lake water-sediment interface [J]. Water Research, 2021, 200, 117258.

49 CAI Y W, WANG H X, ZHANG T X, et al. Seasonal variation regulate the endogenous phosphorus release in sediments of Shijiuhu Lake via water-level fluctuation [J]. Environmental Research, 2023, 238, 117247.

50 任俊宏. 太湖藻型和草型湖区2-MIB时空分布特征及驱动因子研究 [D]. 无锡: 江南大学, 2024.

51 LIU X, LI Y, SHEN R J, et al. Reducing nutrient increases diatom biomass in a subtropical eutrophic lake, China-Do the ammonium concentration and nitrate to ammonium ratio play a role? [J]. Water Research, 2022, 218, 118493.

52 PAERL H W, XU H, HALL N S, et al. Nutrient limitation dynamics examined on a multi-annual scale in Lake Taihu, China: implications for controlling eutrophication and harmful algal blooms [J]. Journal of Freshwater Ecology, 2015, 30(1): 5-24.

53 PAN J-Y, YANY Y, HAN B-P. Responses of Phytoplankton Communities to N/P Ratio Changes in Phosphorus-limited Subtropical Reservoir in Southern China [J]. Journal of Tropical and Subtropical Botany, 2021, 29(1): 20-30.

54 ZHU X Q, DAO G H, TAO Y, et al. A review on control of harmful algal blooms by plant-derived allelochemicals [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 401, 123403.

55 ZHANG Y, WU H, WU X, et al. Revisiting Cyanobacteria-Temperature Dynamics: Intraspecific Competition and Trait Diversity as Keys to Predicting Harmful Algal Blooms under Climate Change [J]. Environ Sci Technol, 2025: 17811-17821.

56 LIU X, SUN T, YANG W, et al. Meta-analysis to identify inhibition mechanisms for the effects of

submerged plants on algae [J]. Journal of Environmental Management, 2024, 355: 120480.

57　陈清锦. 沉水植物对污染水体的水质改善效应研究 [D]. 南京: 河海大学 2005.

58　郭雅倩, 薛建辉, 吴永波, 等. 沉水植物对富营养化水体的净化作用及修复技术研究进展 [J]. 植物资源与环境学报, 2020, 29(3): 58-68.

# Nutrient Limitation-Based Techniques for Algal Bloom Control and Ecological Restoration

HUANG Yuwei[1], YE Shengying[1], MUHAMMAD Yar[1], WANG Jiahui[1], WANG Lijing[1], PAN Gang[2, 3]

1. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 101408, China;
2. School of Humanities, York St John University, Lord Mayor's Walk, York, North Yorkshire, YO31 7EX, United Kingdom;
3. School of Chemical and Environmental Sciences, Guangdong Ocean University, Zhanjiang, Guangdong 524088, China

**Abstract:** Excessive anthropogenic inputs of nitrogen (N) and phosphorus (P) led to varying degrees of eutrophication in many large lakes and reservoirs, seriously threatening drinking water safety and the sustainability of aquatic ecosystems. Identification and regulation of limiting nutrients for phytoplankton growth were considered effective strategies to control algal blooms and restore ecosystem health. In October 2021, Modified local soil (MLS) technique was implemented in experimental ponds in Meiliang Bay, Lake Taihu. Four sets of seasonal in situ nutrient addition experiments combined with long-term monitoring were conducted to evaluate changes in phytoplankton nutrient limitation and ecosystem recovery after MLS application. Compared with the control (No.3), after MLS treatment, the removal of nutrients including total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), dissolved inorganic nitrogen (DIN), and soluble reactive phosphorus (SRP) caused the growth of phytoplankton to shift from being non-limited by N and P to being P-limited, with a P limitation threshold of 0.2 mg·$L^{-1}$. After six months (spring, Mar. 2022), the treated pond (No.4) still exhibited P limitation, but the threshold declined to 0.1 mg·$L^{-1}$ because of elevated SRP. Although the control pond (No.4) also showed P limitation, its maximum *Chl-a* concentration under the same P supply

(0.1 mg·L$^{-1}$) was 1.8 times higher than that in the treated pond. In summer (Jun. 2022), both ponds shifted from P limitation to N limitation, with P acting as a secondary limiting nutrient. In the treatment pond (No.4), phytoplankton diversity increased, and green algae and diatoms (44% of the community) replaced cyanobacteria dominance, leading to a higher N limitation threshold (1.0 mg·L$^{-1}$) compared with the control pond (0.5 mg·L$^{-1}$). In winter, although both ponds exhibited N and P co-limitation, the treatment pond (No. 4) maintained a mixed community of green algae, diatoms, and cryptophytes, reducing the likelihood of single-species blooms. By contrast, the control pond remained dominated by Microcystis, creating a higher risk of cyanobacterial blooms in the following spring. Overall, MLS rapidly removed algal blooms and reduced N and P concentrations in the short term, shifting phytoplankton growth from non-limitation to P limitation. In the long term, submerged macrophytes restored substantially in the treatment pond, competing with algae for nutrients and suppressing algal growth through allelopathy. Consequently, the auqatic ecosystem shifted from cyanobacteria dominance to coexistence of diverse phytoplankton, nutrient concentrations declined, and both N and P became limiting nutrients. This transition suppressed cyanobacterial blooms and transformed an algal-dominated system into a macrophyte-dominated healthy ecosystem, thereby enhancing the environmental carrying capacity for N and P. This study provided an effective approach for rapid algal bloom removal, ecosystem restoration, and the development of nutrient management strategies. In addition, a rapid and feasible method was provided for assessing potential algal bloom outbreaks and associated environmental damage to aquatic ecosystems resulting from sudden external inputs of nitrogen and phosphorus.

**Keywords:** modified local soil; nutrient limitation; phytoplankton community structure; submerged macrophytes; Lake Taihu