

DOI:10.3969/j.issn.1003-5060.2026.02.001

# 小微河流周丛生物膜氮磷滞留特征及影响因素

李如忠, 方可健, 张荣兴

(合肥工业大学 资源与环境工程学院, 安徽 合肥 230009)

**摘要:**为揭示小微河流周丛生物膜氮磷滞留特征,文章采用原位培养观测实验,开展环境背景质量浓度、2倍背景质量浓度和4倍背景质量浓度情形下周丛生物膜的氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )、硝态氮( $\text{NO}_3^--\text{N}$ )和磷酸盐( $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ )吸收效应研究,分析周丛生物膜氮磷吸收速率与环境影响因素的相关关系。研究结果证明了小微河流周丛生物膜氮磷滞留的有效性,定量刻画了周丛生物膜氮磷吸收速率及其对氮磷富集水平的响应效应。相关性分析表明,周丛生物膜氮磷吸收速率与温度、pH值、电导率和水面光照强度存在显著相关关系,随着营养盐富集水平的提高,相关性总体呈现下降趋势。

**关键词:**周丛生物膜;氮磷滞留;氮磷吸收速率;小微河流;调控

中图分类号:X522

文献标志码:A

文章编号:1003-5060(2026)02-0145-07

## Retention characteristics and influencing factors of nitrogen and phosphorus in biofilms around small and micro rivers

LI Ruzhong, FANG Kejian, ZHANG Rongxing

(School of Resources and Environmental Engineering, Hefei University of Technology, Hefei 230009, China)

**Abstract:** To reveal the nitrogen and phosphorus retention characteristics of biofilms in small and micro rivers, *in situ* cultivation observation experiments were conducted to study the absorption effects of ammonia nitrogen( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ ), nitrate nitrogen( $\text{NO}_3^--\text{N}$ ), and phosphate( $\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$ ) in biofilms under environmental background concentration, double background concentration, and quadruple background concentration. The correlation between the nitrogen and phosphorus absorption rate of biofilms in small and micro rivers and environmental impact factors was analyzed. The research results proved the effectiveness of biofilm nitrogen and phosphorus retention in small and micro rivers, quantitatively characterized the nitrogen and phosphorus absorption rate of biofilms in small and micro rivers and its response to nitrogen and phosphorus enrichment level. Correlation analysis showed that the nitrogen and phosphorus absorption rate of biofilms in small and micro rivers was significantly correlated with temperature, pH value, electrical conductivity, and solar reflectance index(SRI). However, with the increase of nutrient enrichment level, the correlation generally showed a downward trend.

**Key words:** periphyton biofilms; nitrogen and phosphorus retention; nitrogen and phosphorus absorption rate; small and micro rivers; regulation

## 0 引言

小微河流(源头溪流、排水沟渠等)是面源污染物汇集、转化和传输的重要场所和通道<sup>[1]</sup>,对

源氮磷污染控制和治理发挥着重要作用。随着农业面源污染控制和治理工作的不断推进,小微河流氮磷滞留的环境生态功能引发人们关注,特别是氮磷滞留潜力等方面<sup>[2]</sup>,有关小微河流氮磷滞

收稿日期:2025-01-07;修回日期:2025-03-14

基金项目:安徽省自然科学基金资助项目(2308085ME190)

作者简介:李如忠(1970—),男,安徽蚌埠人,博士,合肥工业大学教授,博士生导师,通信作者,E-mail:lrz1970@163.com.

留潜力的调控技术已成为新兴的研究方向<sup>[3]</sup>。近年来,不断有学者开展生态沟渠氮磷负荷削减效果的研究<sup>[4-5]</sup>,推动了小微河流氮磷滞留研究的不断发展。总的来看,现有研究大多都是通过营造有利于氮磷滞留的物理条件实现溪流沟渠氮磷负荷削减,对于河流系统内在生物因素(特别是微生物群落)的生态服务功能重视不够。

周丛生物膜(也称自然生物膜)是微生物及与其交织的非生物物质的聚合物<sup>[6]</sup>,广泛分布于浅水生态系统中石块、挺水植株及沉积物表面等。作为一个微生态系统,周丛生物具有结构特殊、组分多样等特点,在生态系统也表现出较强的生物代谢活性和化学反应活性<sup>[7]</sup>,驱动着小微河流生态系统的新陈代谢、营养循环和生物降解。目前,周丛生物膜技术已在小流水污染的原位治理中得到应用<sup>[8-9]</sup>,但在小微河流氮磷滞留潜力调控方面研究较少,这不仅制约了对周丛生物氮磷滞留能力和影响因素的精准认知,也影响了对小微河流氮磷滞留潜力的科学评估。

因此,从强化氮磷负荷过程阻控作用角度来看,有必要推动小微河流周丛生物驱动的氮磷滞留效应研究。鉴于此,本研究采用野外原位培养观测实验和营养盐添加方式,探究不同环境背景质量浓度下周丛生物膜氮磷滞留潜力及其变化特征,并识别主要环境影响因素,以期为小微河流氮磷营养盐滞留潜力调控和过程阻控技术研发提供参考。

## 1 研究区概况

实验场地如图 1 所示。



图 1 实验场地示意图

南淝河是巢湖流域主要入湖河流之一,自西北向东南贯穿整个合肥城区,最后注入巢湖西半湖。本研究的小微河流为南淝河众多源头溪流之一,位于合肥新站区学林公园中心湖下方,河道较为平直、规整度较高;水流流速 0.43~0.69 m/s,水深 0.34~0.65 m,水面宽 2.3~3.4 m;溪流底部成丛分布沉水植物黑藻,滨岸芦苇、香蒲、梭鱼

草等挺水植物生长茂盛。由于水流冲刷的影响,溪流底部河床较为板结,沉积物较少,但在滨岸附近残留较多的石块、砾石等,且河床、植株和石块表面的周丛生物膜附着明显。

## 2 材料与方法

### 2.1 实验方案设计

本实验所用培养箱为透光性良好的无盖塑料箱,其尺寸(长×宽×高)为 23 cm×14 cm×16 cm,容积约 5.2 L。为揭示不同营养富集水平下周丛生物膜氮磷滞留潜力,采用向培养箱中投加营养盐  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  和  $\text{KNO}_3$  的方式,营造 2、4 倍环境背景质量浓度的氮磷富集水平。

实验设置对照组( $C_0$ )和处理组( $C_1$ 、 $C_2$ ),其中: $C_0$  为仅注入实验场地河水(环境背景质量浓度)并放置附着周丛生物体; $C_1$  和  $C_2$  不仅注入实验场地河水和放置附着周丛生物体,还分别对应 2、4 倍氮磷环境背景质量浓度。 $C_0$ 、 $C_1$  和  $C_2$  均设置 2 个仅注入河水的空白水箱和 3 个生物膜箱,共计 15 个培养箱。

实验具体过程为:首先将塑料箱固定在溪流中,准确量取 4.0 L 河水,并缓慢注入箱内(避免曝气);然后,向  $C_1$  和  $C_2$  组中耦合投加  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  和  $\text{KNO}_3$  营养盐提升液,并将采自溪流的附着周丛生物膜的石块轻轻放入生物膜箱中,如图 2 所示;随后在上午 9 时开始静态培养实验。为了增强可比性,附着周丛生物膜的石块采自同一生境条件,且石块大小相当。按照一定的时间梯度(0、0.5、1.5、3.0、6.0、7.0、7.5 h)测量箱内上覆水的水温  $T$ 、电导率  $\sigma$ 、pH 值、溶解氧质量浓度  $\rho(\text{DO})$  和水面光照强度  $I_{\text{SRI}}$ 。同时,采集 100 mL 上覆水用于实验室测定  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、可溶性活性磷(soluble reactive phosphorus, SRP)、 $\text{NO}_3^- - \text{N}$  质量浓度。水样采集前,使用玻璃棒以 10 cm/s 速率充分搅动上覆水,促使箱内水质均匀。采集的水样装入 100 mL 聚乙烯瓶,运送至实验室,放入 4 °C 低温保存,并于 24 h 内完成分析测试。



图 2 实验培养装置示意图

在野外培养实验前一天,采集实验河段水样,分析相应的  $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、SRP、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  环境背景质量浓度,以便估算提升 2、4 倍环境背景质量浓度需要的氮磷营养盐量。现场测量并记录相应位置的  $T$ 、 $\sigma$ 、pH 值、 $\rho(\text{DO})$  以及浊度  $T_{\text{Turb}}$ 、流速  $v$ ,同时采集 5.0 L 左右河水,于实验室测定水体叶绿素 a 质量浓度  $\rho(\text{Chl-a})$ 、悬浮物(suspended solids,SS)质量浓度及总氮(total nitrogen, TN)、总磷(total phosphorus, TP)、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、SRP、 $\text{NO}_3^--\text{N}$  的环境背景质量浓度,相关数值见表 1 所列。

表 1 溪流水文水质状况

指标	最大值	最小值	平均值	变异系数/%
$Q/(\text{m}^3/\text{s})$	0.566	0.281	0.387	26
pH	7.92	7.53	7.67	1
$T_{\text{Turb}}/\text{NTU}$	9.6	6.9	8.2	13
$\sigma/(\text{mS}/\text{cm})$	1.51	1.18	1.33	10
$\rho(\text{DO})/(\text{mg}/\text{L})$	9.1	6.9	8.0	11
$\rho(\text{Chl-a})/(\mu\text{g}/\text{L})$	7.71	4.26	6.31	21
$\rho(\text{SS})/(\text{mg}/\text{L})$	5.56	1.82	3.34	43
$\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})/(\text{mg}/\text{L})$	0.88	0.35	0.71	31
$\rho(\text{NO}_3^--\text{N})/(\text{mg}/\text{L})$	4.5	3.1	4.0	14
$\rho(\text{SRP})/(\text{mg}/\text{L})$	0.045	0.027	0.034	20
$\rho(\text{TN})/(\text{mg}/\text{L})$	6.7	4.3	5.7	19
$\rho(\text{TP})/(\text{mg}/\text{L})$	0.07	0.051	0.058	11

## 2.2 生物膜性状指标测试

现场培养实验结束后,将培养箱中附生生物膜的石块放入塑封袋,并加入适量河水,密封保存。在实验室,将石块表面附生生物膜刷洗下来制成匀浆悬液,取适量体积的悬液,使用  $0.45 \mu\text{m}$  纤维素脂微孔滤膜抽滤。每个石块的抽滤水样分为 2 组,每组设置 3 个平行,其中:一组抽滤样本加入 95%乙醇进行研磨提取,采用分光光度法测量  $\rho(\text{Chl-a})$ ;另一组抽滤样本先放入烘箱中  $60^\circ\text{C}$  干燥 48 h,根据干燥前、后质量差计算干质量  $G_{\text{DM}}$ ,然后再放入马弗炉中  $550^\circ\text{C}$  焚烧 2 h,根据焚烧前、后的质量差计算无灰干质量  $G_{\text{AFDM}}$ 。为准确测量附生生物膜面积,采用铝箔覆盖石块表面,根据铝箔的质量与面积关系来计算石块的面积<sup>[10]</sup>。

自养指数  $M_{\text{AI}}$  采用周丛生物膜的  $G_{\text{AFDM}}$  与  $\rho(\text{Chl-a})$  之比进行计算,据此评估生物群落中自养型生物与异养型生物的相对占比。通常认为,当  $M_{\text{AI}} > 200$  表明异养群落占据总生物群落的主导地位<sup>[11]</sup>。

作为评估藻类生物量对生物膜的贡献情况,

生物质质量比  $M_{\text{AB}}$  由周丛生物膜的  $\rho(\text{Chl-a})$  与  $G_{\text{DM}}$  之比进行估算。由周丛生物膜的  $G_{\text{AFDM}}$  与  $G_{\text{DM}}$  之比得到周丛生物膜有机质质量分数  $M_{\text{OMC}}$ ,据此反映周丛生物膜的生物活性。

## 2.3 周丛生物膜氮磷吸收速率估算

采用营养盐吸收速率  $U_x$  (即单位附着表面单位周丛生物膜在单位时间内吸收的营养盐质量,其中  $x$  代表氮或磷)来表征小微河流周丛生物膜营养盐吸收速率<sup>[12]</sup>,计算公式为:

$$U_x = \frac{\Delta m_x}{\Delta t G_{\text{DM}} A} \quad (1)$$

其中: $\Delta m_x$  为周丛生物膜对上覆水中营养盐  $x$  的吸收量; $\Delta t$  为时间变化量; $G_{\text{DM}}$  为周丛生物膜的干质量; $A$  为附着表面积。

$$\Delta m_x = \Delta m_x' - \Delta m_x'' \quad (2)$$

其中, $\Delta m_x'$ 、 $\Delta m_x''$  分别为生物膜箱和纯水箱  $t$  时刻营养盐  $x$  变化量,具体公式如下:

$$\Delta m_x' = m_x' - m_{x0}' \quad (3)$$

$$\Delta m_x'' = m_x'' - m_{x0}'' \quad (4)$$

其中: $m_x'$ 、 $m_x''$  分别为培养实验开始 0 时刻和  $t$  时刻的生物膜箱营养盐  $x$  质量; $m_{x0}'$ 、 $m_{x0}''$  分别为培养实验开始时 0 时刻和  $t$  时刻的背景水箱营养盐  $x$  质量。

上覆水中营养盐  $x$  质量计算公式为:

$$m_{xt} = \rho_{xt} V_t \quad (5)$$

其中: $m_{xt}$  为  $t$  时刻上覆水中营养盐  $x$  质量; $\rho_{xt}$  为  $t$  时刻上覆水中营养盐  $x$  质量浓度; $V_t$  为  $t$  时刻上覆水体积。

考虑到不同石块附着周丛生物量的差异性,进一步采用周丛生物膜干质量对周丛生物膜营养盐吸收量  $\Delta m_x$  进行修正,即

$$\Delta M_x = \frac{\Delta m_x}{G_{\text{DM}}} \quad (6)$$

其中, $\Delta M_x$  为修正后周丛生物膜对上覆水中营养盐  $x$  的吸收量。

## 2.4 数据处理

本文采用最小显著性差异法(least significant difference, LSD)分析周丛生物膜基本理化性质、营养盐吸收速率的差异性。利用 R 语言和 Mantel test 软件,对氮磷营养盐吸收速率与环境影响因素的相关性进行分析,并绘制关系热图。

## 3 结果与分析

### 3.1 周丛生物膜基本性质

周丛生物膜基本性状指标均值及标准差具体

情况,见表 2 所列。由表 2 可知:2024 年 6、7 月份(夏季)的周丛生物膜  $G_{DM}$ 、 $G_{Chl-a}$  和  $M_{AB}$  明显高于其他各月份,但相应的  $M_{AI}$  和  $M_{OMC}$  则较低; $G_{DM}$ 、 $M_{AB}$  和  $G_{Chl-a}$  的最高值均出现在 6 月份,而  $M_{AI}$  和  $M_{OMC}$  最小值也出现在该月份。

显然,气温相对较低的 2023 年 12 月(冬季)和 2024 年 3 月(春季),相应的周丛生物膜  $G_{DM}$ 、 $G_{Chl-a}$  也明显低于其他月份;2023 年 11 月(秋季)与 2024 年 5 月(春季)的各项基本性状指标值十分接近。

2024 年 6 月和 7 月  $G_{DM}$ 、 $M_{AB}$  与其他各月份呈显著性差异( $P < 0.05$ );除了 2023 年 12 月(冬

季)与 2024 年 3 月(春季)的  $G_{AFDM}$  存在显著差异性外( $P < 0.05$ ),其他各月份之间均无显著性差异;2023 年 12 月与 2024 年 3 月的  $G_{Chl-a}$  显著低于其他月份( $P < 0.05$ )。2024 年 6、7 月的  $M_{AI}$  和  $M_{OMC}$  值显著低于其他各月份( $P < 0.05$ ),尤其是 6 月与其他各月份存在极显著差异性( $P < 0.01$ )。

另外,各季节周丛生物膜的  $M_{AI}$  值均小于 200,但彼此之间存在明显的差异性,特别是在 2024 年 6 月的  $M_{AI}$  值不足 100,而 2023 年 12 月冬季的则接近该阈值,这说明实验期间周丛生物膜虽然以自养生物群落占主导,但在冬季时这种优势明显弱化。

表 2 周丛生物膜基本性状指标情况

指标	2023 年 11 月		2023 年 12 月		2024 年 3 月		2024 年 5 月		2024 年 6 月		2024 年 7 月	
	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差	均值	标准差
$G_{DM}/(g/m^2)$	125.5	44.0	118.4	33.0	110.4	32.0	133.1	42.0	163.5	56.0	160.1	59.0
$G_{AFDM}/(g/m^2)$	26.5	2.2	29.7	118.4	22.9	12.0	27.5	10.3	25.8	8.2	27.3	8.1
$G_{Chl-a}/(mg/m^2)$	200	64	151	57	152	65	206	34	280	32	256	30
$M_{AI}/(g/g)$	134	34	197	15	151	34	143	39	92	35	114	25
$M_{AB}/(mg/g)$	1.59	0.34	1.27	0.26	1.38	0.06	1.55	0.33	1.71	0.34	1.62	0.37
$M_{OMC}/\%$	21.2	4.0	25.1	4.3	20.8	3.8	20.6	3.1	15.7	3.9	17.0	2.9

### 3.2 周丛生物膜氮磷吸收速率及其变化特征

根据各时段培养箱中水体营养盐质量浓度和体积变化情况( $n=108$ ),计算相应的周丛生物膜  $NH_4^+-N$ 、SRP 和  $NO_3^- -N$  吸收量(扣除了空白水箱数据),根据式(1)~(8)计算  $NH_4^+-N$ 、SRP 和  $NO_3^- -N$  的吸收速率,分别表示为  $U_{AN}$ 、 $U_{SRP}$  和  $U_{NN}$ ,统计结果如图 3 所示。图 3 中,日期 A~F 分别表示 2023 年 11 月、2023 年 12 月、2024 年 3 月、2024 年 5 月、2024 年 6 月、2024 年 7 月。

从图 3a 可以看出, $C_0$ 、 $C_1$  和  $C_2$  的  $U_{AN}$  中值变化范围分别为  $0.221 \sim 1.447 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $-1.072 \sim 0.771 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $-0.219 \sim 0.950 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 。4 个季节中  $C_0$  的  $U_{AN}$  中值均高于  $C_1$  和  $C_2$  的,而  $C_2$  的  $U_{AN}$  中值也在大多数情况下高于  $C_1$  的。从数据的离散程度看, $C_0$  和  $C_1$  的  $U_{AN}$  变幅较大,而  $C_2$  相对较小,尤其是气温相对较高的春、夏季表现更为明显,但彼此间并未表现出显著差异性( $P > 0.05$ )。另外,3 种环境背景质量浓度下  $U_{AN}$  均出现负值情形,意味着周丛生物膜对  $NH_4^+-N$  的吸收过程也伴随着  $NH_4^+-N$  的释放过程,即处于动态吸附/吸收、释放的交互作用过程,但总体结果表现为吸收效应更强。

从图 3b 可以看出, $C_0$ 、 $C_1$  和  $C_2$  的  $U_{SRP}$  中值变化范围分别为  $-0.017 \sim 0.124 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $-0.028 \sim 0.143 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $0.013 \sim 0.098 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 。大多数情形下  $C_1$ 、 $C_2$  的  $U_{SRP}$  中值稍高于  $C_0$ ,只是在夏季  $C_0$  的  $U_{SRP}$  中值略高于  $C_2$ ,且与  $NH_4^+-N$  相比,SRP 吸收速率变幅相对收窄。同样,在实验过程中也出现了局部时段的周丛生物膜 SRP 释放速率超过吸收速率的现象,总体结果也表现出吸收量高于释放量。LSD 检验结果表明,仅 2023 年 12 月  $C_2$  的  $U_{SRP}$  与  $C_0$  和  $C_1$  存在显著差异性( $P > 0.05$ )。

从图 3c 可以看出, $C_0$ 、 $C_1$  和  $C_2$  的  $U_{NN}$  中值变化范围分别为  $-0.284 \sim 2.561 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $-0.362 \sim 0.939 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 、 $0.398 \sim 3.869 \text{ mg}/(g \cdot m^2 \cdot h)$ 。整个实验期间  $C_0$ 、 $C_1$  和  $C_2$  的  $U_{NN}$  值变化幅度较大,且  $C_0$  的  $U_{NN}$  中值总体上稍高于  $C_1$  和  $C_2$  的,表明  $NO_3^- -N$  质量浓度提升不一定带来吸收速率的增加。另外,相较于  $NH_4^+-N$  和 SRP,周丛生物膜对  $NO_3^- -N$  的吸收和释放更为强烈。

总的来看,虽然提高 SRP、 $NO_3^- -N$  环境背景质量浓度可以在一定程度上影响周丛生物膜的  $U_{AN}$ 、 $U_{SRP}$  和  $U_{NN}$  变化,但是总体作用效果并不显著。

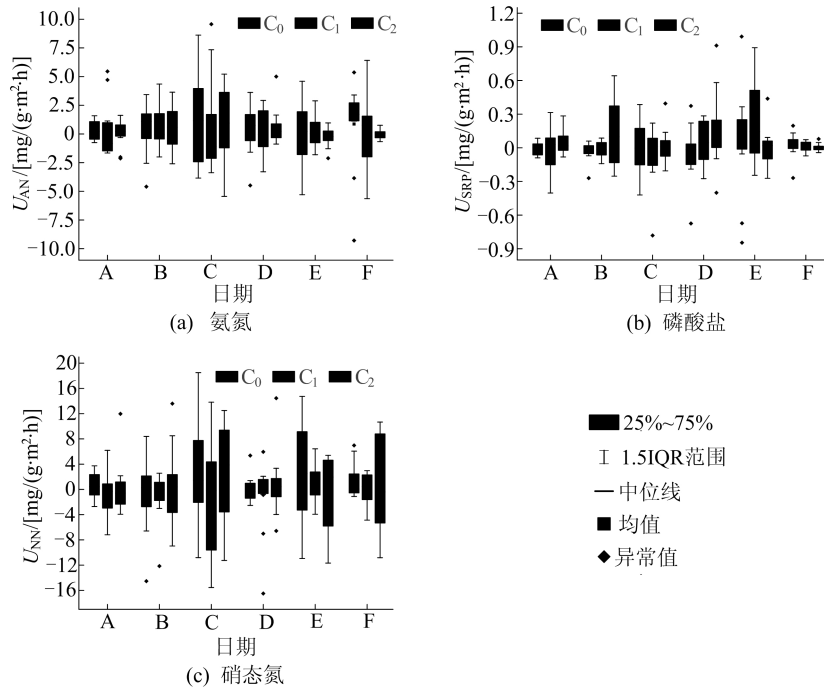


图 3 不同调控情形下氮磷吸收速率变化

### 3.3 周丛生物膜氮磷吸收影响因素分析

水体理化指标、周丛生物膜基本性状指标与各时间段  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SRP 和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  吸收速率的相

关性热图( $n=324$ ),结果如图 4 所示。图 4 中的水体理化性质指标取值均为各时段始末测量值的平均值。

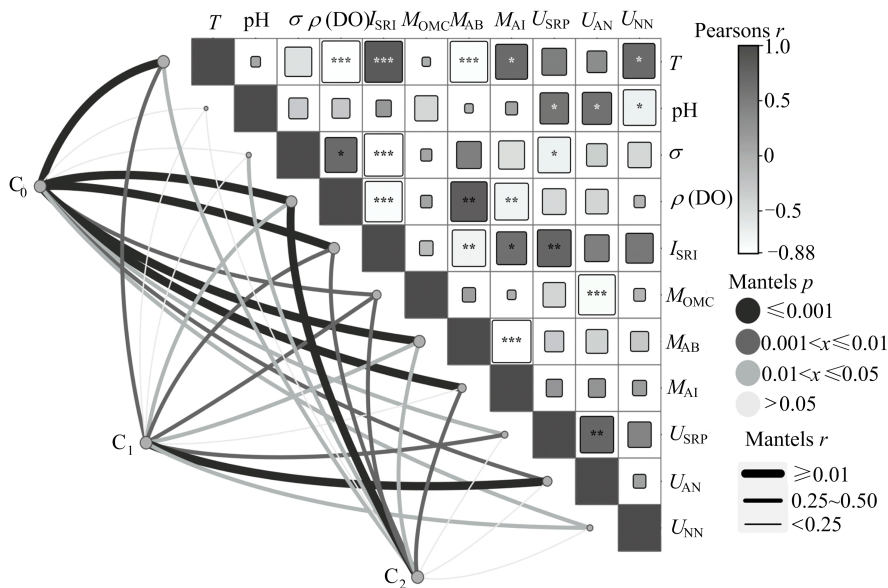


图 4 氮磷吸收速率与环境影响因素的相关性

从图 4 可以看出, pH 值与  $U_{\text{SRP}}$ 、 $U_{\text{AN}}$  表现出显著的正相关性( $P < 0.01$ ), 而与  $U_{\text{NN}}$  表现出显著的负相关关系( $P < 0.01$ ), 表明 pH 值对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、SRP 和  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  吸收速率有着重要影响。由于  $T$  与  $U_{\text{NN}}$  具有显著的正相关性( $P < 0.01$ ),  $\sigma$  与  $U_{\text{SRP}}$  具有显著的负相关性( $P < 0.01$ ), 表明  $T$ 、

$\sigma$  也影响着周丛生物的氮磷吸收速率。对于周丛生物膜基本性状指标, 仅有  $M_{\text{OMC}}$  与  $U_{\text{AN}}$  存在极显著的负相关关系( $P < 0.001$ ),  $M_{\text{AI}}$  和  $M_{\text{AB}}$  则与氮磷吸收速率不存在显著的相关性, 但  $M_{\text{AI}}$  与  $M_{\text{AB}}$  之间表现出了极显著的负相关关系( $P < 0.001$ )。这里,  $U_{\text{AN}}$  与  $U_{\text{SRP}}$  存在极显著正相关性

( $P < 0.001$ ),  $U_{NN}$  与  $U_{SRP}$  也表现出了正相关关系, 但并未达到显著性水平。

与  $C_0$  相比,  $C_1$  强化了环境因素与  $U_{AN}$  的相关关系, 也增强了对  $U_{SRP}$  的影响。相比而言,  $C_2$  则明显弱化了环境因素与营养盐吸收速率之间的相关关系。

#### 4 讨 论

作为微生物聚集体, 周丛生物膜具有功能冗余性高、稳定性强等特点, 微生物细胞聚集体之间存在的大量空隙和通道还可以为矿物质的吸附、络合和共沉降提供充分条件<sup>[13]</sup>。因此, 周丛生物膜对氮磷营养盐的滞留不仅有周丛藻类的生物吸收贡献及细菌、真菌的分解转化作用, 周丛生物膜聚合体的物理吸附作用可能也扮演了重要角色。在野外培养观测实验中, 培养箱中周丛生物膜的  $NH_4^+$ -N 吸收量与  $NO_3^-$ -N 吸收量呈现相反的变化趋势, 可能与周丛生物膜中硝化细菌的硝化作用将  $NH_4^+$ -N 转化成  $NO_3^-$ -N 有很大关系<sup>[14]</sup>。考虑到水体温度影响微生物酶活性, 改变了硝化细菌的硝化能力和周丛藻类的新陈代谢潜力<sup>[15]</sup>, 而且水体溶解氧质量浓度较高, 不具备反硝化条件, 由此推测培养箱中  $NO_3^-$ -N 滞留效应不仅受  $NH_4^+$ -N 硝化作用的控制, 也受微生物吸收和新陈代谢的影响, 受制于 2 种作用机制的共同影响, 使得培养观测过程中  $NO_3^-$ -N 表现出局部时段吸收或释放占优的现象。

实质上, 周丛生物膜是一个完整的微生态系统, 群落结构中除了周丛藻类、细菌、真菌等微生物以及原生动物(如草履虫和鞭毛虫)、后生动物(如轮虫和线虫)等生物组分, 还包括胞外聚合物、碎屑和矿物质等非生物组分<sup>[16]</sup>。作为易于被水生植物直接吸收利用且泥沙颗粒吸附的营养盐, 氨氮和磷酸盐同样易于被周丛藻类等直接吸收利用, 也容易被周丛生物膜的胞外聚合物等所吸附, 使得  $NH_4^+$ -N 和 SRP 滞留机制体现在生物吸收和物理吸附的综合作用。周丛藻类的吸收利用和物理吸附作用降低了培养箱中  $NH_4^+$ -N 和 SRP 质量浓度, 而周丛生物群落中原生动物、后生动物等的扰动作用又可能造成所吸附的氨氮和磷酸盐释放, 由于扰动释放相对于生物吸收作用更为迅速, 因而可能出现在局部时段释放效应更为显著的现象。此外, 由于硝化细菌可以通过硝化作用加速氨氮去除, 使得  $NH_4^+$ -N 滞留效应变幅相对更大。

本研究发现, 提升环境背景的 SRP、 $NO_3^-$ -N

质量浓度并未对  $U_{AN}$ 、 $U_{SRP}$  和  $U_{NN}$  带来显著性影响, 从相关性热图来看, 提升营养盐环境背景质量浓度总体上甚至弱化了环境因素与营养盐吸收速率间的相关关系。文献<sup>[17]</sup>发现, 环境中氮磷质量浓度过高时会出现微生物死亡的现象, 因而高质量浓度氮磷环境对微生物的正常生长有抑制作用。周丛生物膜聚集的细菌对环境中氮磷营养盐的转化作用受到营养盐质量浓度与菌株种类、数量的共同影响, 当提升 2 倍营养盐质量浓度时, 营养盐质量浓度与  $U_{AN}$  的相关性系数增大, 而在 4 倍质量浓度情况下营养盐质量浓度与周丛生物膜吸收速率的相关关系发生了急剧变化, 可能是菌株种类、数量与质量浓度大小不再匹配使得转化速度受到了影响。在溪流中添加实验表明, 周丛生物膜对过量的磷素仍有吸收作用, 但吸收量存在一个与环境因素相关的上限<sup>[18]</sup>。另外, 本研究实际是对周丛生物膜营养盐滞留效应的短期行为的研究, 实验过程中面对冲击负荷周丛生物膜对于氮磷营养盐可能存在过量吸收, 即短期内的吸收量远超自身所需情况。

#### 5 结 论

1) 本研究定量分析了小微水体周丛生物膜的氮磷营养盐吸收速率, 证明了采用以周丛生物膜为主导的面源污染过程阻控技术具有一定的现实意义。

2) 相较于背景营养盐质量浓度, 面对 2 倍硝态氮和磷酸盐的负荷冲击时周丛生物膜对氮磷营养盐的吸收速率有显著提高; 但当面对 4 倍负荷冲击时, 二者间没有显著的相关关系。

3) 影响周丛生物膜氮磷营养盐吸收速率的关键环境因素为  $T$ 、pH 值、 $\sigma$  和水面光照强度, 其中:  $T$  与  $U_{NN}$  为显著正相关; pH 值与  $U_{SRP}$  和  $U_{AN}$  呈显著正相关, 与  $U_{NN}$  呈显著负相关;  $\sigma$ 、水面光照强度分别与  $U_{SRP}$  呈显著负相关、显著正相关。

#### [参 考 文 献]

- [1] DRUMMOND J D, BERNAL S, SCHILLER V D, et al. Linking in-stream nutrient uptake to hydrologic retention in two headwater streams [J]. *Freshwater Science*, 2016, 35(4): 1176-1188.
- [2] BALCERZAK A, SMILEY P, KALCIC M, et al. Evaluating the effects of riparian vegetation on nitrogen and phosphorus retention in agricultural landscapes [J]. *Ecological Indicators*, 2023, 145: 109-118.

(下转第 259 页)

的应用,无论是在地球物理学、海洋科学、测绘科学还是其他领域,都可以借助高斯数值积分和 CUDA 并行计算来解决这样的问题。这 2 种方法为相关领域的研究和应用提供了有力的支持和指导。

### [参 考 文 献]

- [1] 秦朋波,黄大年. 重力和重力梯度数据联合聚焦反演方法[J]. 地球物理学报,2016,59(6):2203-2224.
- [2] 孙岚,李厚朴,边少锋,等. 基于重力梯度的潜艇探测方法研究[J]. 海洋测绘,2010,30(2):24-27,45.
- [3] 唐仁敏,张健. 利用重力梯度反演南海西南海盆深部构造[J]. 地质力学学报,2006,12(1):49-54.
- [4] 钱东,刘黎明,李艳,等. 导航用重力梯度基准图构建方法的比较研究[J]. 测绘学报,2011,40(6):736-744.
- [5] 谭勘立,王庆宾,冯进凯,等. 异构并行算法快速构建全球扰动重力梯度全量图[J]. 吉林大学学报(地球科学版),2022,52(1):238-246.
- [6] 黄佳喜,张胜军,李厚朴. 基于 Stokes 公式的扰动重力梯度张量无奇异计算模型[J]. 海洋测绘,2020,40(1):19-23.
- [7] 鲍李峰,陆洋西. 太平洋海域卫星测高重力垂直梯度分布[J]. 武汉大学学报(信息科学版),2005,30(9):817-820.
- [8] 于锦海,万晓云. 引力梯度归算的模拟计算[J]. 地球物理学报,2011,54(5):1182-1186.
- [9] 曲政豪,李姗姗,马越原,等. 利用 EGM2008 模型快速构建扰动重力梯度基准图[J]. 海洋测绘,2017,37(1):17-21.
- [10] 吴星,张传定,叶修松,等. 卫星重力梯度数据的模拟研究[J]. 测绘科学技术学报,2008,25(6):391-395.
- [11] ZHU L. Gradient modeling with gravity and DEM[D]. Columbus: The Ohio State University,2007.
- [12] 许贤泽,郑成林,姚彤彤,等. 基于高斯积分的音圈电机受力解算方法[J]. 华中科技大学学报(自然科学版),2015,43(11):58-62,103.
- [13] 黄涛涛,翟国君,管铮. 高斯积分在地球重力场数值计算中的应用[J]. 武汉测绘科技大学学报,1993,18(3):22-29.
- [14] 傅克祥,高斯. 积分离散法及其在电磁问题中的应用[J]. 扬州师院学报(自然科学版),1992,12(2):41-49.
- [15] YU D, HWANG C. Calibrating error variance and scaling global covariance function of geoid gradients for optimal determinations of gravity anomaly and gravity gradient from altimetry[J]. Journal of Geodesy,2022,96(9):61.
- [16] SANDWELL D T, MULLER R D, SMITH W H F, et al. New global marine gravity model from CryoSat-2 and Jason-1 reveals buried tectonic structure[J]. Science,2014,346(6205):65-67.

(责任编辑 吴 亮)

### (上接第 150 页)

- [3] JIN G Q, CHEN Y L, TANG H W, et al. Interplay of hyporheic exchange and fine particle deposition in a riverbed[J]. Advances in Water Resources,2019,128:145-157.
- [4] 李如忠,何芮,徐圣伟,等. 基于原位调控的排水沟渠深潭氮磷滞留实证研究[J]. 环境科学学报,2023,43(5):100-107.
- [5] JENNIFER S, TUNG W, MILA C, et al. Performance of vegetated swales for nitrogen and phosphorus removal in urban stormwater management[J]. Water,2021,13(10):14-21.
- [6] 吴国平,高孟宁,唐骏,等. 自然生物膜对面源污水中氮磷去除的研究进展[J]. 生态与农村环境学报,2019,35(7):817-825.
- [7] SUN P, GAO M, SUN R, et al. Periphytic biofilms accumulate manganese, intercepting its emigration from paddy soil[J]. Journal of Hazardous Materials,2021,411(10):125-172.
- [8] LU H, WAN J, LI J, et al. Periphytic biofilm: a buffer for phosphorus precipitation and release between sediments and water[J]. Chemosphere,2016,144:2058-2064.
- [9] LU H, FENG Y, WU Y, et al. Phototrophic periphyton techniques combine phosphorous removal and recovery for sustainable salt-soil zone[J]. Science of the Total Environment,2016,568:838-844.
- [10] LI H, ZHANG J, LI J, et al. Land use composition, configuration and nutrient; key drivers of benthic metabolism in streams[J]. Catena,2024,237:197-205.
- [11] GARCIXAV J, GATES P, GIMENEZ L, et al. High nutrient retention in chronically nutrient-rich lowland streams[J]. Freshwater Science,2017,36(1):26-40.
- [12] PEARCE N J T, PARSONS C T, POMFRET S M, et al. Periphyton phosphorus uptake in response to dynamic concentrations in streams: assimilation and changes to intracellular speciation[J]. Environment Science & Technology,2023,45(18):522-533.
- [13] 陆文苑,孙朋飞,徐滢滢,等. 中国主要稻区周丛生物群落组成结构及其磷捕获能力[J]. 土壤学报,2023,60(6):1749-1763.
- [14] 孙沉沉,马兰,吴永红,等. 吡啶乙酸对周丛生物去除水体中氮磷的影响及机理[J]. 中国农业科技导报,2022,24(3):204-209.
- [15] 罗华溢,金泽凡,唐次来,等. 稻田水系统单元的功能及其协同作用促进农业面源污染减排[J]. 水生态学杂志,2024,23(2):13-19.
- [16] CHEN Z, WU Y H, ZHUANG S, et al. Periphytic biofilms-mediated microbial interactions and their impact on the nitrogen cycle in rice paddies[J]. Eco-Environment & Health,2022,12(2):14-17.
- [17] 王金花,吴永红,冯彦房,等. 高浓度氮磷对自然生物膜群落功能和结构的影响[J]. 生态环境学报,2013,22(7):1236-1244.
- [18] SOLOVCHENKO A E, ISMAGULOVA T T, LUKY-ANOV A A, et al. Luxury phosphorus uptake in microalgae[J]. Journal of Applied Phycology,2019,31(5):26-34.

(责任编辑 吴 亮)