

王志超,马 钰,杨丽文,等. PE 和 PLA 微塑料对水体氮代谢相关功能微生物的影响 [J]. 中国环境科学, 2025,45(1):278-291.

Wang Z C, Ma Y, Yang L W, et al. The effects of PE and PLA microplastics on nitrogen metabolism related functional microorganisms in water [J]. China Environment Science, 2025,45(1):278-291.

## PE 和 PLA 微塑料对水体氮代谢相关功能微生物的影响

王志超<sup>1</sup>,马 钰<sup>1</sup>,杨丽文<sup>2</sup>,殷震育<sup>1</sup>,白 龙<sup>1</sup>,李卫平<sup>1\*</sup> (1.内蒙古科技大学能源与环境学院,黄河流域内蒙古段生态保护与综合利用自治区协同创新中心,内蒙古 包头 014010; 2.包头市湿地保护中心,内蒙古 包头 014010)

**摘要:** 为探究 MPs 赋存对水体氮代谢功能的影响机理,从微生物角度开展室内模拟实验,探究不同浓度(0,1,5,10mg/L)和不同类型(不可生物降解微塑料聚乙烯 PE-MPs、可生物降解微塑料聚乳酸 PLA-MPs)MPs 颗粒对水体氮浓度(TN、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N 和 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)、氮代谢相关功能微生物群落结构和氮代谢功能基因等的影响.研究发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 可能会导致水体氮积累,与 CK 相比在 PE 的影响下水中 TN 浓度增加了 53.77%~94.76%,在 PLA 的影响下水中 TN 浓度增加了 24.04%~48.74%,且不同浓度和类型的 MPs 对不同形态氮存在差异性影响;通过分析水体氮代谢相关功能微生物发现,PE-MPs 与固氮菌蓝细菌门之间的负相关作用更大,PLA-MPs 与无机氮功能菌浮霉菌门的正相关性更大.分析水体中氮代谢功能菌属发现,PE-MPs 与水体中硝化和反硝化功能菌群之间的作用影响更大,PLA-MPs 与栖菌菌属呈显著正相关( $P<0.05$ ),说明 PLA-MPs 会通过促进栖菌菌属的生长而影响氮代谢硝化过程.筛选水体微生物的功能基因发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 对水体固氮功能基因、异化硝酸盐还原和反硝化功能基因的影响更大,说明 MPs 在水体中可能会通过影响氮代谢功能基因的合成而影响水体氮代谢过程,在相同粒径不同浓度和类型 MPs 赋存对水体氮代谢功能的影响存在差异性.

**关键词:** 微塑料; 水体; 氮代谢; 微生物; 功能基因

中图分类号: X172 文献标识码: A 文章编号: 1000-6293(2025)01-0278-14

**The effects of PE and PLA microplastics on nitrogen metabolism related functional microorganisms in water.** WANG Zhi-chao<sup>1</sup>, MA Yu<sup>1</sup>, YANG Li-wen<sup>2</sup>, YIN Zhen-yu<sup>1</sup>, BAI Long<sup>1</sup>, LI Wei-ping<sup>1\*</sup> (1. Autonomous Region Level Ecological Protection and Comprehensive Utilization Cooperative Innovation Center for the Inner Mongolia Section of the Yellow River Basin, School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China; 2. Baotou Wetland Protection Center, Baotou 014010, China). *China Environment Science*, 2025,45(1): 278~291

**Abstract:** To have explored the mechanism of the impact of MPs on the nitrogen metabolism function of water bodies, the study had conducted indoor simulation experiments from the perspective of microorganisms. Specifically, it had experimentally tested the impact of traditional polyethylene (PE) microplastics and biodegradable polylactic acid (PLA) microplastics at various concentrations (0, 1, 5, and 10mg/L) on total nitrogen (TN), ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N), nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N), and nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N) levels. Furthermore, it had analyzed the effects on nitrogen-metabolizing microbial communities and their functional genes. The results had shown that both PE and PLA microplastics had contribute to nitrogen accumulation in water. PE microplastics increased TN concentrations by 53.77% to 94.76%, while PLA microplastics had caused an increase of 24.04% to 48.74% compared to the control. The impact on different nitrogen forms had varied according to the type and concentration of microplastics. Notably, PE microplastics had been negatively correlated with nitrogen-fixing bacteria, such as Cyanobacteria, whereas PLA microplastics had exhibited a positive correlation with bacteria involved in inorganic nitrogen processes, such as Actinobacteria. It had further shown that both PE and PLA microplastics had significantly affected genes responsible for nitrogen fixation, nitrate reduction, and denitrification. This research had highlightsed the complex effects of microplastics on nitrogen cycling in aquatic systems, with the same particle size but different types and concentrations of MPs leading to varied outcomes on microbial community structure and nitrogen metabolism functions.

**Key words:** microplastics (MPs); water bodies; nitrogen metabolism; microorganisms; functional genes

微塑料(MPs)作为新型污染物其在水体中的污染效应越来越受到国内外学者的关注.已有研究表明 MPs 在湖泊会改变水体浮游动物等群落结构<sup>[2]</sup>,在水产养殖水体中发现 MPs 会造成水体中微生物生态失调,且功能发生改变<sup>[3]</sup>.水体环境中 MPs 会富

收稿日期: 2024-06-19

基金项目: 内蒙古自治区科技计划项目(2023KJHZ0026);内蒙古自治区直属高校基本科研业务费项目(2023YXXS025,2022038,2023CXPT005);黄河流域生态保护和高质量发展联合研究项目(2022-YRUC-01-050205-03)

\* 责任作者, 教授, sjlwp@163.com

集微生物形成“塑料圈”<sup>[4]</sup>,当其赋存于水体,在第 24 和 72h 表面就可以观察到微生物群落的存在,且可快速形成生物膜<sup>[5]</sup>,随着 MPs 在湖泊环境中的迁移还会加速物种间交流<sup>[6]</sup>.而氮转化是湖泊淡水环境中重要的物质转化,水体中氮可以通过氨化、硝化、反硝化等方式释放,并且总氮和氨氮含量在一定程度上可以反映湖泊的营养化程度并且会影响微生物群落组成<sup>[7]</sup>.随着对 MPs 环境影响的深入研究,发现聚氨酯泡沫(PUF-MPs)和聚乳酸(PLA-MPs)会促进盐沼沉积物中硝化和反硝化过程,而聚氯乙烯(PVC-MPs)则会抑制这两个过程<sup>[9]</sup>.在土壤环境中发现 MPs 会显著影响土壤中氨氮、硝态氮等浓度,并且影响土壤中氮循环功能基因的丰度增加,进而对土壤生态结构造成影响<sup>[10]</sup>.MPs 暴露还会影响土壤硝化和反硝化过程<sup>[11]</sup>,对氮代谢不同途径产生不同且复杂的影响。

在水体环境中氮代谢主要依靠功能微生物进行,MPs 作为外源污染物<sup>[12]</sup>,赋存于水体中会影响水体微生物的群落结构<sup>[13]</sup>.尽管前人在 MPs 对环境中氮代谢的影响进行了大量研究,但是针对淡水水体中不可生物降解 MPs 与可生物降解 MPs 对氮代谢功能的研究还不够深入.故本文主要针对可生物降解 PLA-MPs 和不可生物降解 PE-MPs 进行研究分析,目的是阐明 MPs 污染对水体氮含量、氮代谢过程中功能微生物群落和功能基因的影响,为 MPs 在环境中暴露对氮代谢影响提供理论依据,以更全面了解 MPs 对淡水湖泊的影响和生态风险。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

实验选择不可生物降解的聚乙烯(PE)和可生物降解的聚乳酸(PLA)(如图 1),均购自上海冠部机电科技有限公司,形状为无规则球状结构,粒径为 150 $\mu\text{m}$ ,供试材料的傅里叶光谱图如图 2 所示,符合 PE 和 PLA 的光谱特性.实验前将 MPs 颗粒进行消毒处理,以减少微生物污染.水样取自乌梁素海(2023 年 4 月)表层 0~0.2m 水,主要理化性质如表 1,水样带回室内经 500 目孔径不锈钢筛子过滤后进行 MPs 的投加。

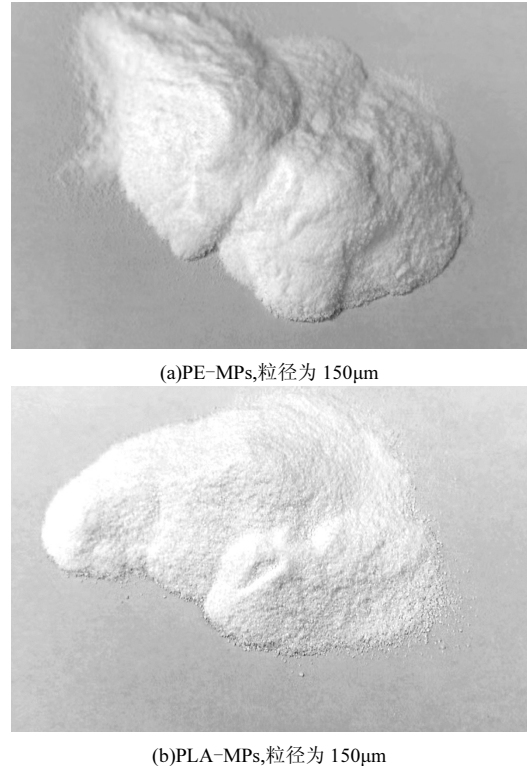


图 1 实验中使用的 MPs 颗粒样品

Fig.1 Microplastic particle samples used in the experiment

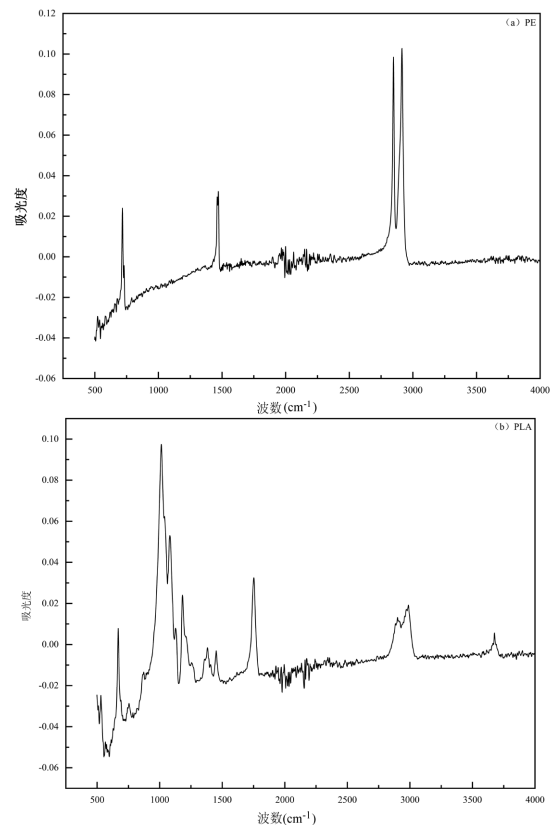


图 2 实验中使用的 MPs 颗粒样品的傅里叶光谱图

Fig.2 Fourier spectrogram of microplastic particle samples used in the experiment

表 1 水样基本理化性质

Table 1 Basic physicochemical properties of water samples

理化指标	pH 值	COD	总氮 (mg/L)	氨氮 (mg/L)	硝态氮 (mg/L)	亚硝态氮 (mg/L)	总磷 (mg/L)
	8.89	53.77	2.03	0.54	0.69	0.02	0.09

## 1.2 水样培育试验

取乌梁素海水样过滤掉其它杂质.刘淑丽等<sup>[14]</sup>指出饮用水和淡水中 MPs 的质量浓度范围在  $1 \times 10^{-2} \sim 10^8$  个/L、 $2 \mu\text{g/L} \sim 40 \text{mg/L}$  可引发各种毒性效应,在张明等<sup>[15]</sup>的研究中提到实验中 MPs 浓度在  $5 \text{mg/L}$  时与淡水环境中 MPs 接近,Guo<sup>[16]</sup>在研究 MPs 对水体微生物的影响中发现, $10 \text{mg/L}$  的 MPs 会引起水体中微生物生态失衡,因此设置等梯度的 MPs 投加量,分析不同浓度 MPs 赋存下对氮代谢功能的影响,具体如下:CK(不添加)、PE\_1( $1 \text{mg/L}$ )、PE\_2( $5 \text{mg/L}$ )、PE\_3( $10 \text{mg/L}$ )、PLA\_1( $1 \text{mg/L}$ )、PLA\_5( $5 \text{mg/L}$ )、PLA\_10( $10 \text{mg/L}$ ).将 MPs 与原水样充分混合,暴露时间为 14d,在暴露的过程中每天定时用玻璃棒搅拌,且保持水体中 DO 在  $7.00 \sim 8.00$ ,水体的温度维持在  $15^\circ\text{C} \sim 20^\circ\text{C}$ .

## 1.3 水样理化性质检测

查阅相关规范,本实验中水体理化性质指标检测方法如下:总氮(TN) 碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636-2012);氨氮( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) 纳氏试剂光度法(HJ 535-2009);硝态氮( $\text{NO}_3^-\text{-N}$ ) 紫外分光光度法(HJ/T 346-2007);亚硝态氮( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) N-(1-萘基)-乙二胺二盐酸盐光度法(GB 7493-87).

## 1.4 微生物 DNA 提取及测序分析

取  $500 \text{mL}$  水样用  $0.2 \mu\text{m}$  的滤膜进行抽滤,后将滤膜  $-80^\circ\text{C}$  保存并进行 DNA 提取,使用 NanoDrop2000 检测样品 DNA 的纯度和浓度,使用琼脂糖凝胶电泳检测样品 DNA 的完整性.测序引物区域为 515F\_907R,引物序列为“GTGCCAGCM-GCCGCGG”和“CCGTCAATTCMTTTRAGTTT”,扩增出 16S rRNA 基因的 V3~V4 区.使用 TruSeqTM DNA Sample Prep Kit 文库试剂盒生成测序文库,将 Illumina 测序得到的序列进行质控和过滤,然后进行样本物种分类学分析,对测序进行深度检测获取有效数据.对 16S rRNA 扩增子结果进行 PICRUSt2 功能预测,结合 KEGG 数据库得出样本中 KO、Pathway、EC 等信息.

## 1.5 数据分析

本实验数据采用 Microsoft Excel 对数据进行初步整理和分析;利用 TBtools 绘制氮代谢过程微生物群落分布热图;利用 SPSS 对数据进行相关性分析,通过最小显著差异(LSD)进行数据差异性分析( $P < 0.05$ );利用 Origin 绘制功能基因丰度图,并绘制 MPs 浓度与功能微生物群落组成和功能基因之间的相关性热图.

## 2 结果与分析

### 2.1 微塑料对水体氮浓度的影响

MPs 赋存对水体中氮素浓度存在差异性影响,在 PE\_1、PE\_5、PE\_10 影响下与 CK 相比水体中的 TN 浓度分别增加了 53.77%、72.79%、94.76%;PLA\_1、PLA\_5、PLA\_10 影响下 TN 增加了 48.74%、33.42%、24.04%(如图 3(a)),说明 MPs 可能会通过抑制水体氮转化而引起氮富集,对比发现 PE-MPs 对 TN 的作用影响更强.分析  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度变化发现不同 MPs 对  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  的转化产生不同的影响.与 CK 相比,在 PE\_1 影响下  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度增加了 42.49%,但在 PE\_5 和 PE\_10 影响下  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度分别降低了 26.39%、45.06%,说明随着 PE-MPs 浓度升高可能会促进水体氨化作用使氨氮转化为亚硝酸盐和硝态氮从而导致水体中氨氮浓度降低.与 CK 相比,PLA\_1、PLA\_5、PLA\_10 影响下  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度分别增加了 37.12%、38.41%、39.16%(如图 3(b)),说明 PLA-MPs 会通过抑制水体氨氧化过程而导致水体中  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  浓度升高,进一步验证了水体中不同类型 MPs 对氨氧化存在不同的影响.水体中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度变化发现随着 PE-MPs 和 PLA-MPs 浓度升高水体中  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度升高,与 CK 相比,在 PE\_1、PE\_5、PE\_10 水体  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度分别增加了 7.15%、21.99%、82.19%,在 PLA\_1、PLA\_5、PLA\_10 影响下  $\text{NO}_2^-\text{-N}$  浓度分别增加了 15.38%、30.59%、49.98%(如图 3(c)),说明 PE 和 PLA 会通过影响水体短程硝化而促进水体氨氧化生成  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ .检测水体中  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度变化发现在 PE\_1、PE\_5、PE\_10、PLA\_5、PLA\_10 影响下  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  分别增加了 5.00%、9.69%、8.75%、8.75%、34.06%,但在 PLA\_1 影响下导致  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  浓度降低了 6.25%(如图 3(d)).

Seeley 等<sup>[9]</sup>发现 PE 和 PET 赋存于沉积物 16d

后,上覆水中  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度较高,PVC 处理组中  $\text{NO}_3^-$ -N 和  $\text{NO}_2^-$ -N 浓度较低, $\text{NH}_4^+$ -N 浓度较高,说明相同粒径不同类型和浓度的 MPs 对水体氮代

谢存在不同的影响效果,水体中氮素转化是一个复杂的过程,故将从氮代谢功能微生物角度分析 MPs 对水体氮代谢的影响.

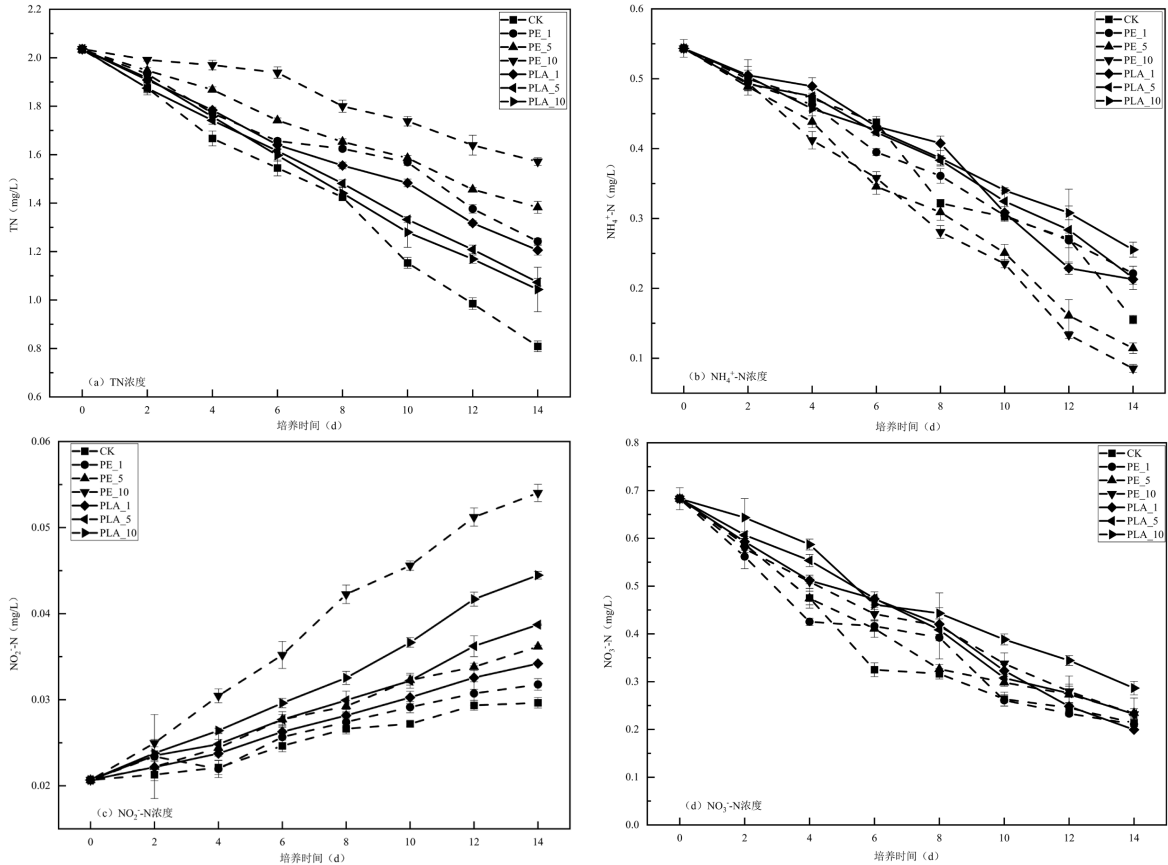


图3 MPs 赋存下水体氮浓度变化

Fig.3 Changes in nitrogen concentration in water bodies containing MPs

### 2.2 微塑料对水体氮代谢功能微生物门水平的影响

分析水体中门水平氮代谢相关的功能微生物,将相对丰度前 5 的菌门作为优势菌门:变形菌门(Proteobacteria)、拟杆菌门(Bacteroidota)、放线菌门(Actinobacteriota)、蓝细菌门(Cyanobacteria)和浮游菌门(Planctomycetota)(如图 4).分析微生物在氮代谢过程中的功能,探究 MPs 暴露对水体氮代谢的潜在危害.

水体中变形菌门主要参与反硝化过程,与 CK 相比在 PE\_1、PE\_10 和 PLA\_1、PLA\_10 影响下变形菌门相对丰度分别增加了 20.46%、33.08%和 8.33%、16.03%,但在 PE\_5 和 PLA\_5 影响下变形菌门相对丰度分别降低了 7.12%和 8.67%.实验发现在 1 和 10mg/L 与 5mg/L MPs 对变形菌门的作用效果

相反,出现这样的原因可能是 MPs 在 5mg/L 的浓度范围下会对水体中变形菌门所需要的营养条件等产生差异性影响.对比发现 PE\_10 和 PLA\_10 对变形菌门的促进作用最强(如图 5(a)),说明在相同粒径下 MPs 浓度越高会通过促进水体变形菌门的生长而影响反硝化过程.实验发现 PE-MPs 会导致水体中硝化功能菌拟杆菌门丰度降低,与 CK 相比 PE\_1、PE\_5、PE\_10 分别降低了 27.41%、3.01%、28.56%,说明 PE-MPs 在水体中很难为拟杆菌门提供有利的生长环境,对其产生毒害效果.在 PLA-MPs 影响下 PLA\_1 对拟杆菌门的作用并不明显,但是 PLA\_5 会促进拟杆菌门生长,PLA\_10 抑制该菌生长(如图 5(b)),出现这样的原因可能是随着 PLA-MPs 浓度的增加水体中降解 PLA 微生物丰度增加,当水体中微生物增加到一定范围而抢夺营养物质导致拟杆菌

门降低.实验发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 对硝酸盐还原菌放线菌门存在相反的影响效果(如图 5(c)),与 CK 相比 PE\_1 和 PE\_5 影响下该菌门增加了 5.09%、10.44%,但在 PE\_10 影响下该菌降低了 5.24%,说明 PE-MPs 赋存于环境中对放线菌门是低浓度促进高浓度抑制,当其积累到一定浓度时产生的毒性会危害该菌生长.在 PLA\_1 下放线菌门降低了 8.46%,PLA\_5、PLA\_10 影响下该菌增加了 2.16%、5.17%,PLA-MPs 作为可生物降解低浓度时会对放线菌门产生毒性作用,但随着其浓度的升高会为放线菌门提供碳源等物质,而促进该菌生长.实验中发现 PE-MPs 会抑制固氮菌蓝细菌门生长,与 CK 相比在 PE\_1、PE\_5、PE\_10 影响下该菌分别降低了 0.59%、1.35%、1.05%,水环境中蓝细菌门容易附着于 PE-MPs 表面,这样就会导致水体中蓝细菌丰度降低而影响水体固氮过程.但是相同粒径不同浓度 PLA-MPs 对蓝细菌门产生差异性影响,PLA\_1 促进蓝细菌门生长,增加了 1.25%,PLA\_5 和 PLA\_10 抑制蓝细菌门生长,导致该菌门相对丰度降低 2.16%和 5.17%(如图 5(d)).实验发现 PE-MPs 会导致浮霉菌门丰度

升高,与 CK 相比浮霉菌门分别增加了 2.04%、1.06%、0.85%,说明 PE-MPs 会促进该菌生长但随着 PE-MPs 浓度的升高对浮霉菌门的影响减弱,在 PLA\_5 和 PLA\_10 影响下该菌丰度增加,分别增加了 0.04%和 0.74%,但在 PLA\_1 影响下导致该菌降低了 0.13%(如图 5(e)).

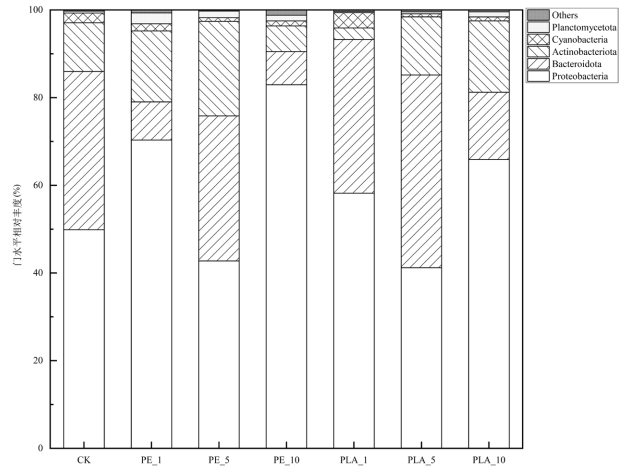
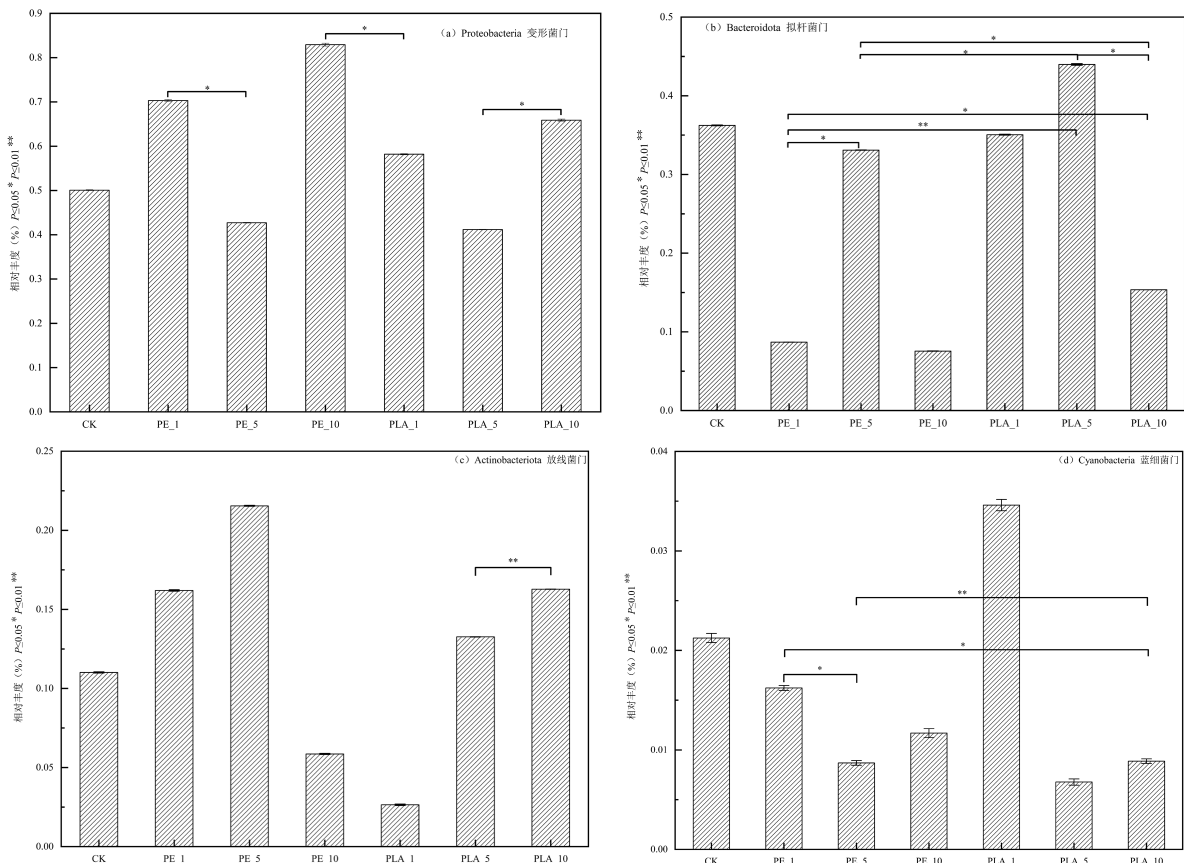


图 4 水体微生物优势菌门的堆积图  
Fig.4 Stacking diagram of dominant microbial phyla in water bodies



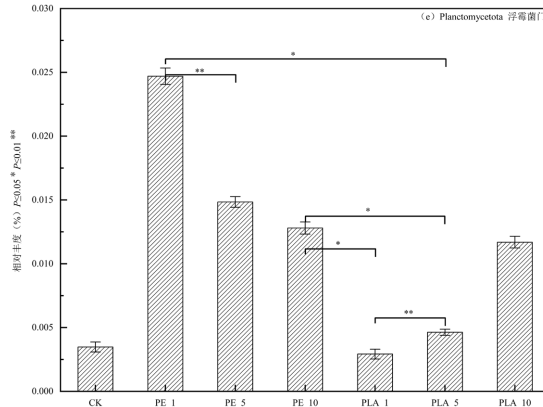
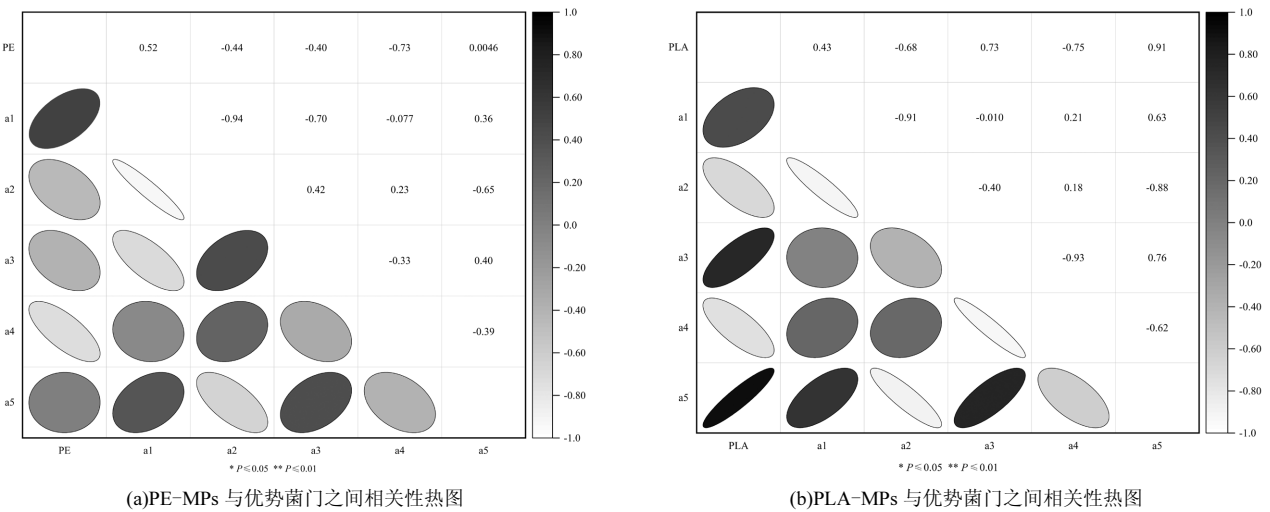


图 5 不同处理下水体功能微生物优势门相对丰度的变化

Fig.5 Changes in relative abundance of functional microbial phyla in water bodies under different treatments



(a)PE-MPs 与优势菌门之间相关性热图

(b)PLA-MPs 与优势菌门之间相关性热图

图 6 MPs 与氮代谢功能微生物优势菌门相关性热图

Fig.6 Heat map of the correlation between MPs and dominant microbial phyla with nitrogen metabolism function

a1:变形菌门(Proteobacteria);a2:拟杆菌门(Bacteroidota);a3:放线菌门(Actinobacteriota);a4:蓝细菌门(Cyanobacteria);a5:浮游菌门(Planctomycetota)

分析相同粒径不同浓度的 PE-MPs 与优势门之间的相关性:PE-MPs 与变形菌门呈正相关,与拟杆菌门、放线菌门和蓝细菌门呈负相关(如图 6(a)).对比发现 PE-MPs 与蓝细菌门之间的相关性更大( $r=-0.73$ ),说明 PE-MPs 对蓝细菌门的作用效果更明显,水体中 PE-MPs 赋存可能会通过抑制蓝细菌门的生长而破坏水体固氮功能,目前针对 MPs 与蓝细菌门的研究发现高浓度的 PE 会抑制蓝细菌的生长,但是 PET 会促进其生长<sup>[18-19]</sup>,说明不同类型的 MPs 对蓝细菌门的生长存在差异性影响.分析 PLA-MPs 与优势门之间的相关性:PLA-MPs 与变形菌门、放线菌门和浮霉菌门呈正相关,与拟杆菌门和蓝细菌门呈负相关(如图 6(b)).对比发现 PLA-MPs 与浮霉菌门之间的相关性更大( $r=0.91$ ),说明 PLA-MPs 对浮霉菌门的促进作用更强,猜测水体中 PLA-MPs 赋

存会通过促进浮霉菌门的生长而促进水体无机氮转化.对比发现 PE-MPs( $r=-0.40$ )和 PLA-MPs( $r=0.73$ )与放线菌门的相关性相反,说明 PE-MPs 和 PLA-MPs 对放线菌门的作用效果不同,根据相关系数发现 PLA-MPs 对放线菌门的作用效果更强,前期有实验证明土壤环境中 PLA 会促进放线菌门生长,PE 会抑制其生长<sup>[20]</sup>,结合本实验研究结果表明环境中关注 MPs 污染时还需要注意 MPs 类型对环境的影响.

### 2.3 微塑料对水体氮代谢功能微生物属水平的影响

MPs 赋存下水体功能微生物属水平的变化如图 7 所示,筛选出与氮代谢相关的相对丰度前 10 的属作为优势属:多核杆菌属(*Polynucleobacter*)、黄杆菌属(*Flavobacterium*)、栖湖菌属(*Limnohabitans*)、鱼孢菌科未定名属(*norank\_f\_Sporichthyaceae*)、嗜

冷菌属 (*Algoriphagus*)、红细菌科未分类属 (*unclassified\_f\_\_Rhodobacteraceae*)、海生杆菌属

(*Marivita*)、甲基娇养杆菌属 (*Methylotenera*)、弗兰克菌属 (*hgcl\_clade*)、噬氢菌属 (*Hydrogenophaga*)。

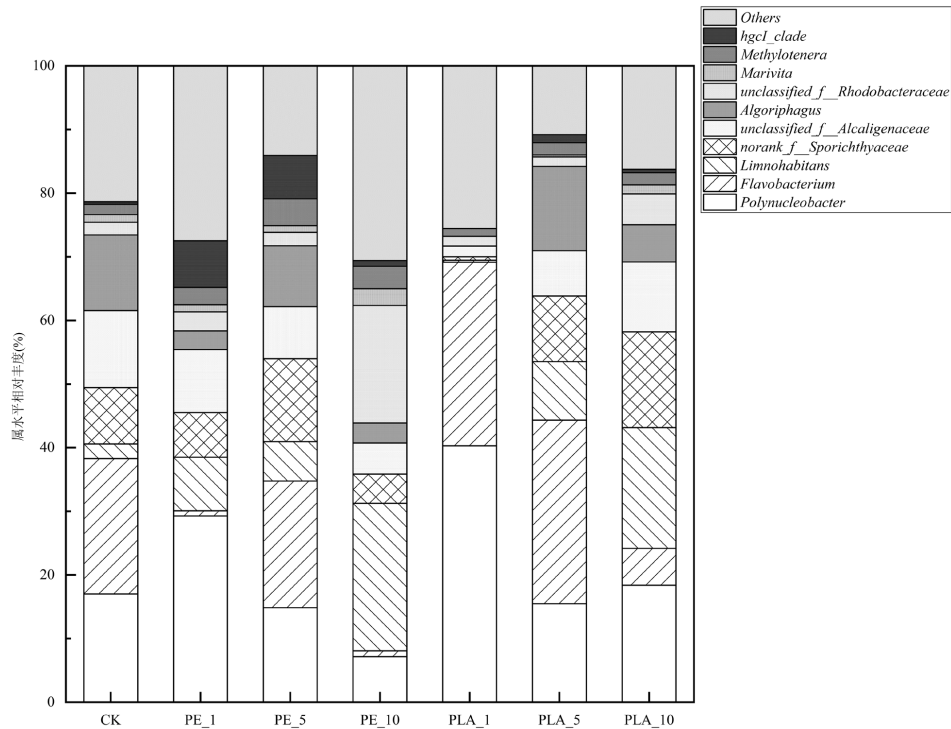


图7 水体微生物优势菌属的堆积图

Fig.7 Stacking diagram of dominant microbial genera in water bodies

优势菌中具有固氮功能的菌为:抱鱼菌科 f 型未知属 (*norank\_f\_\_Sporichthyaceae*). 研究发现相同粒径不同浓度的 PE-MPs 对该菌产生不同的影响效果, 与 CK 相比 PE\_1 和 PE\_10 会导致该菌分别降低 2.26% 和 5.25%, 但 PE\_5 会导致该菌增长了 4.12%, 出现这种情况的原因可能是: 当水体中出现 PE-MPs 时会使抱鱼菌科 f 型未知属出现应激反应而造成该菌死亡, 当 PE 投加到一定浓度时会为该菌属提供营养物质等创造有利的生长环境, 但是随着 PE 浓度升高产生的生理毒性越大而又抑制该菌生长. 在 PLA-MPs 影响下发现 PLA\_1 会抑制抱鱼菌科 f 型未知属生长, 但是随着 PLA 浓度升高该菌属丰度增加, 且 PLA\_10 对该菌属的促进效果最强, 与 CK 相比增长了 6.84% (如图 8(a)), 出现这种情况的原因可能是: 低浓度下抱鱼菌科 f 型未知属对 PLA 产生应激反应而死亡, 但是 PLA-MPs 作为可生物降解塑料, 高浓度 PLA 在水体中会分解为微生物提供原料而有利于其生长.

优势菌中具有硝化功能的菌为: 栖湖菌属

(*Limnohabitans*)、嗜冷菌属 (*Algoriphagus*)、海生杆菌属 (*Marivita*). 对比发现在 PE\_10 和 PLA\_10 影响下对栖湖菌属的促进效果更明显, 与 CK 相比该菌属分别增加了 9.97%、8.17% (如图 8(b)), 说明高浓度 PE 和 PLA 会通过促进栖湖菌属的生长而促进水体氨氧化过程. 目前有相关研究指出水环境中 MPs 可为栖湖菌属提供栖息环境<sup>[21]</sup>, 猜测菌属可随着 MPs 的迁移而影响水体硝化过程. 对比发现 PE-MPs 对栖湖菌属的作用效果更强, 说明 PE-MPs 作为难降解塑料碎片暴露于水体中可为栖湖菌属提供稳定的栖息场所而加快菌属繁殖. 实验中发现高浓度的 PE-MPs 和 PLA-MPs 会抑制嗜冷菌属的生长, 与 CK 相比 PE\_10 和 PLA\_10 影响下该菌分别降低了 10.23%、6.70% (如图 8(c)), 说明高浓度的 PE 和 PLA 会通过抑制嗜冷菌属的生长而破坏水体硝化过程. 实验发现 MPs 对海生杆菌属会产生不同的影响效果具体为低浓度抑制高浓度促进其生长, 且石油基塑料 PE-MPs 对海生杆菌属的刺激更强<sup>[22]</sup> (如图 8(d)).

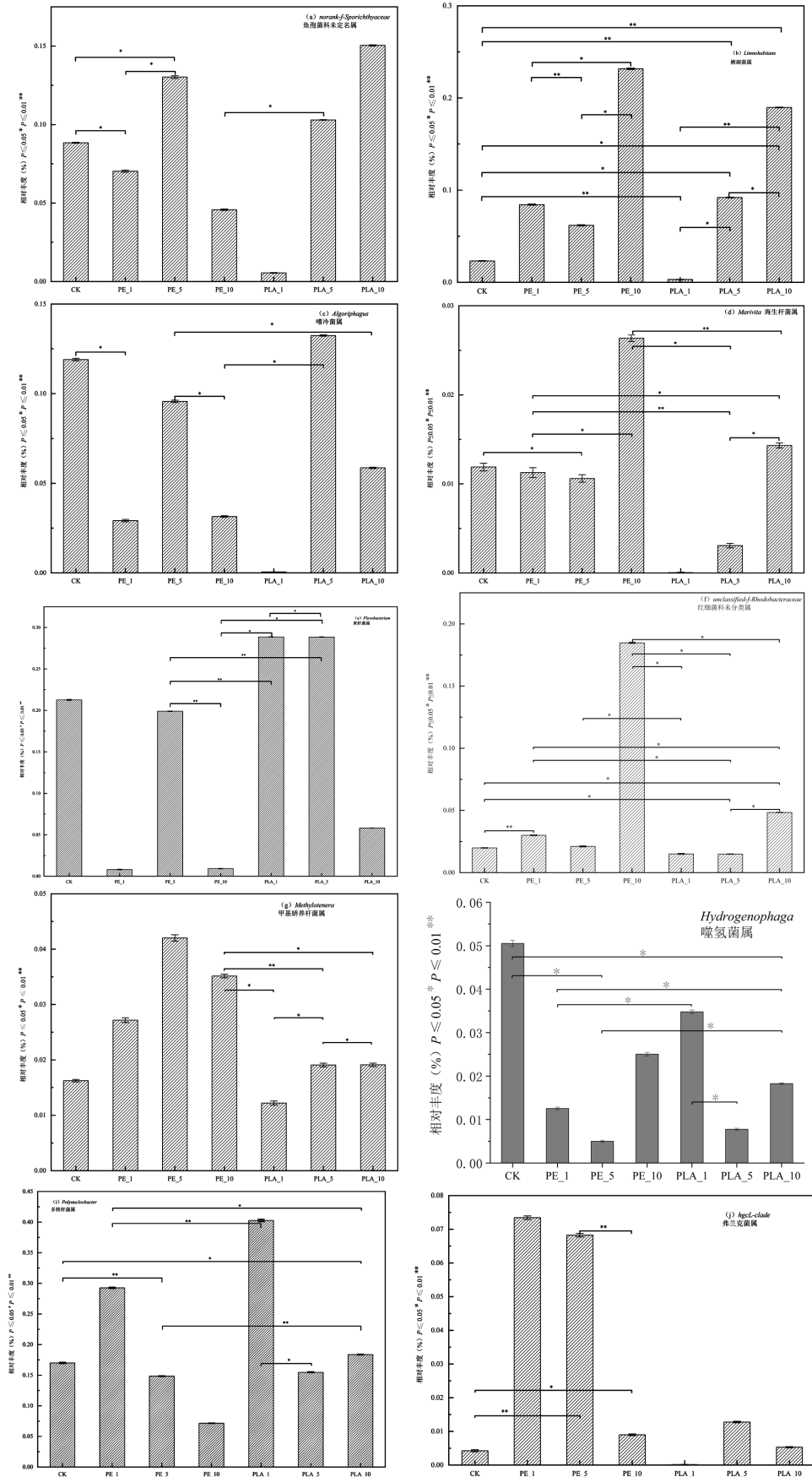


图 8 不同处理下水体功能微生物优势属相对丰度的变化

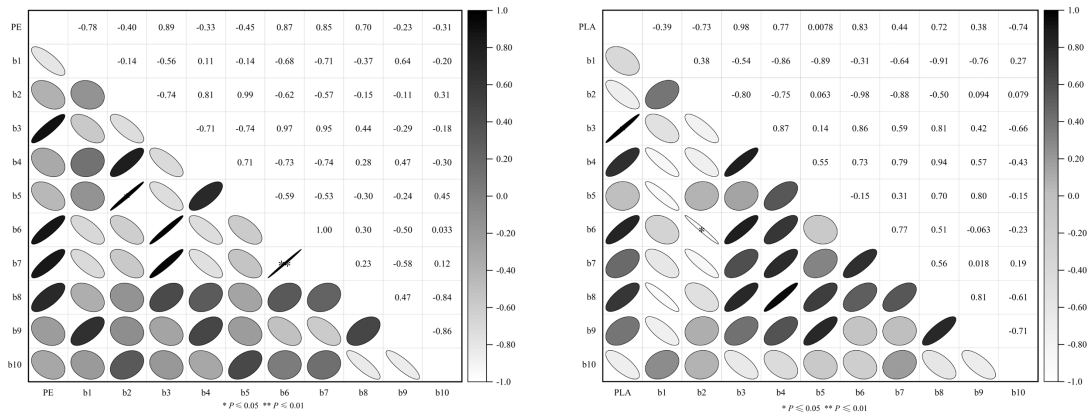
Fig.8 Changes in the abundance of dominant genera of functional microorganisms in water bodies under different treatments

优势菌中具有反硝化功能的菌为:黄杆菌属(*Flavobacterium*)、红细菌科未分类属(*g\_unclassified\_f\_Rhodobacteraceae*)、甲基娇养杆菌属(*Methylobacterium*)、噬氢菌属(*Hydrogenophaga*)。实验发现 PE-MPs 会引起水体中黄杆菌属丰度降低,而不同浓度 PLA-MPs 对黄杆菌属影响不同,PLA\_1 和 PLA\_5 影响下水体中黄杆菌属丰度升高,在 PLA\_10 的影响下该菌丰度降低,说明低浓度的 PLA-MPs 为反硝化菌属提供碳源<sup>[23]</sup>而促进黄杆菌属的生长,随着 PLA-MPs 浓度升高对黄杆菌属的毒害作用增强而抑制其生长(如图 8(e))。实验发现高浓度的 MPs 对红细菌科未分类属的影响最大,与 CK 相比 PE\_10 影响下该菌增加了 17.17%,PLA\_10 影响下红细菌科未分类属增加了 3.17%(如图 8(f)),说明高浓度 PE 和 PLA 会通过影响红细菌科未分类属而影响水体异养硝化和好氧反硝化。实验发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 会导致水体中甲基娇养杆菌属丰度增加,对比发现 PE-MPs 对甲基娇养杆菌属的促进效果更明显,有相关研究表明 PE-MPs 会显著提高土壤中甲基娇养杆菌属的相对丰度<sup>[24]</sup>,说明环境中 PE-MPs 相较于 PLA-MPs 更能为甲基娇养杆菌属提供合适的栖息环境有利于其生长(如图 8(g))。实验发现相同粒径下 PE-MPs 和 PLA-MPs 会引起水体中噬氢菌属丰度降低,说明 MPs 会通过抑制噬氢菌属而降低水体反硝化功能(如图 8(h))。

多核杆菌属(*Polynucleobacter*)在脱氮过程中发挥重要的功能<sup>[25]</sup>,弗兰克菌属(*hgcl\_clade*)通过参与碳氮循环而去除氮素营养盐<sup>[26]</sup>。实验发现不同赋存特征的 MPs 对多核杆菌属的影响存在差异性,与 CK 相比,PE\_1 影响下多核杆菌属增加了 13.13%,但在 PE\_5 和 PE\_10 影响下该菌分别降低了 3.16%、11.82%,说明低浓度的 PE-MPs 会促进多核杆菌属的生长,随着 PE 浓度的升高会抑制脱氮过程而导致氮积累。在 PLA-MPs 影响下发现 PLA\_1 中多核杆菌属丰度增加最大,增加了 21.63%(如图 8(i)),说明低浓度的 PLA-MPs 会通过脱氮过程而有利于水体氮代谢。实验发现 PE-MPs 会引起弗兰克菌属增加,在 PE\_1、PE\_5、PE\_10 影响下该菌属分别增加了 7.67%、6.95%、0.46%,说明 PE-MPs 会促进弗兰克菌属的生长。与 CK 相比,PLA\_1 赋存下弗兰克菌属降低了 0.48%,PLA\_5 和 PLA\_10 赋存下该菌属增加

了 0.89%、0.12%,对比发现 PE-MPs 对弗兰克菌属的作用效果更强,并且有相关研究表明 PE 材质的供水管会促进弗兰克菌属生长和富集<sup>[27]</sup>,说明水体中相同粒径的 PE-MPs 会通过促进弗兰克菌属生长而影响氮素转化(如图 8(j))。

分析 PE-MPs 与优势菌属之间的相关性(如图 9(a)):PE-MPs 与栖湖菌属、红细菌科未分类属、海生杆菌属和甲基娇养杆菌属呈正相关,与多核杆菌属、黄杆菌属、鱼孢菌科未定名属、嗜冷菌属、弗兰克菌属和噬氢菌属呈负相关。对比发现 PE-MPs 与栖湖菌属( $r=0.89$ )、红细菌科未分类属( $r=0.87$ )、海生杆菌属( $r=0.85$ )之间的相关性更大,说明水体中 PE-MPs 对栖湖菌属、红细菌科未分类属和海生杆菌属的促进效果更强,说明 PE-MPs 对硝化和反硝化过程的影响更大。分析 PLA-MPs 与优势菌属之间的相关性(如图 9(b)):PLA-MPs 与栖湖菌属、鱼孢菌科未定名属、红细菌科未分类属、海生杆菌属、甲基娇养杆菌属和弗兰克菌属呈正相关,与多核杆菌属、黄杆菌属、嗜冷菌属和噬氢菌属呈负相关。对比发现 PLA-MPs 与栖湖菌属呈显著正相关( $P<0.05$ ),与红细菌科未分类属( $r=0.83$ )的相关性更大,说明 PLA-MPs 对栖湖菌属和红细菌科未分类属的促进效果更强,会通过促进菌属的生长而促进水体硝化和反硝化过程。研究发现水体中 PE-MPs 和 PLA-MPs 均对栖湖菌属的生长有促进作用,相关系数分别为 0.89 和 0.98,对比发现 PLA-MPs 对栖湖菌属的影响更强。张岭等<sup>[28]</sup>发现当 MPs 暴露于水体中会导致栖湖菌属成为优势菌属,但在 MPs 表面栖湖菌属的生长并不显著,进一步说明 MPs 会直接导致水体栖湖菌属生长而影响水体硝化过程。研究发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 对鱼孢菌科未定名属( $r=-0.33$ ;  $r=0.77$ )和弗兰克菌属( $r=-0.23$ ;  $r=0.38$ )的相关性相反,说明 PE-MPs 和 PLA-MPs 对这两种优势菌的影响效果相反。PE-MPs 是由乙烯单体聚合,而 PLA-MPs 由乳酸单体聚合,由于合成单体不同而导致性质不同,当其赋存于水体时,PE-MPs 密度大沉于水底,PLA-MPs 密度小漂浮在水面上,这就导致 MPs 表面接触氧气不同也会影响水体微生物的交流和繁殖,因此在研究 MPs 对水环境的影响时,更要注重 MPs 类型之间的差异性。



(a)PE-MPs 与优势菌属相关性热图

(b)PLA-MPs 与优势菌属相关性热图

图 9 MPs 与氮代谢功能微生物优势菌属相关性热图

Fig.9 Heat map of the correlation between MPs and dominant microbial genera with nitrogen metabolism function

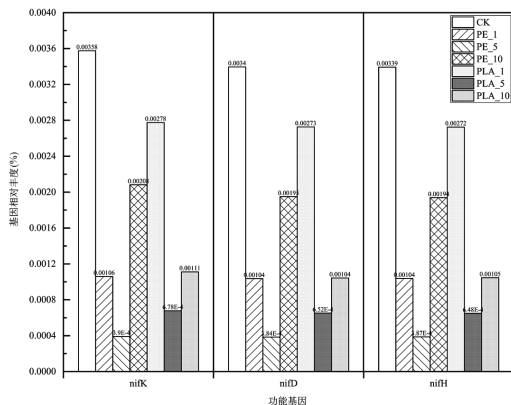
b1:多核杆菌属(*Polynucleobacter*);b2:黄杆菌属(*Flavobacterium*);b3:栖湖菌属(*Limnohabitans*);b4:鱼孢菌科未定名属(*norank\_f\_Sporichthyaceae*);b5:嗜冷菌属(*Algoriphagus*);b6:红细菌科未分类属(*unclassified\_f\_Rhodobacteraceae*);b7:海生杆菌属(*Marivita*);b8:甲基娇养杆菌属(*Methylothera*);b9:弗兰克菌属(*hgcl\_clade*);b10:噬氢菌属(*Hydrogenophaga*)

### 2.4 微塑料赋存对水体氮代谢功能基因的影响

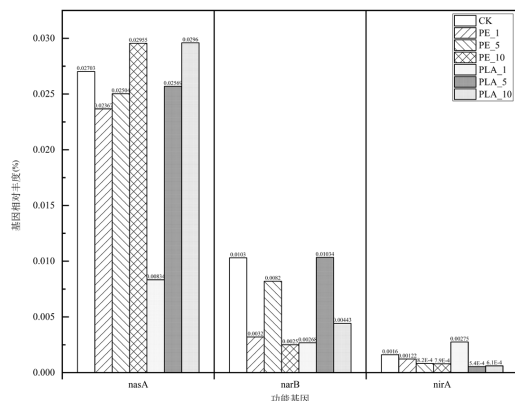
通过对微生物数据进行分析,借助 PICRUST2 功能预测和 KEGG 数据库,筛选出与氮代谢相关的功能基因.实验中检测出参与固氮过程的主要功能基因 *nifK*、*nifD*、*nifH*(如图 10(a));参与同化硝酸盐还原过程的主要功能基因 *nasA*、*narB*、*nirA*、*nasB*(如图 10(b));实验中检测出参与异化硝酸盐还原过程的主要功能基因 *nirB*、*nirD*、*nrfA*、*nrfH*、*narG*、*narH*、*narI*、*napA*、*napB*(如图 10(c));实验中检测出参与反硝化过程的主要功能基因 *norB*、*nosZ*、*norC*、*nirK*、*narG*、*narH*、*narI*、*nirS*、*napA*、*napB*(如图 10(d));实验中检测出参与完全硝化过程的主要功能基因 *nxrA* 和 *nxrB*(如图 10(e)).

分析 PE-MPs 与氮代谢功能基因之间的相关性(如图 11(a)),发现 PE-MPs 与 *nasA*、*nirB*、*nirD*、*napA*、*napB* 呈正相关,与 *narB*、*nirA*、*nrfA*、*nrfH*、*narG*、

*narH*、*narI*、*nosZ*、*nirK*、*narG*、*narH*、*narI*、*nxrA*、*nxrB* 呈负相关,对 *nifK*、*nifD*、*nifH*、*nasB*、*norB*、*norC*、*nirS* 的相关性并不明显.对比发现 PE-MPs 与 *napA*( $r=0.87$ )、*napB*( $r=0.88$ )的正相关性更强,与 *nirK* 的负相关性更强( $r=-0.92$ ).*napA*、*napB* 参与异化硝酸盐还原和反硝化过程中硝态氮向亚硝态氮转化的过程,PE-MPs 对 *napA*、*napB* 有较强的相关性,说明在异化硝酸盐还原过程中 PE-MPs 会容易通过促进 *napA* 和 *napB* 的合成而影响硝态氮的转化;在反硝化过程中 *nirK* 参与亚硝态氮向 NO 转化,PE-MPs 与其负相关程度更高,说明反硝化功能基因中 *nirK* 对 PE-MPs 的影响更敏感,在反硝化过程中 PE-MPs 可能会通过抑制 *nirK* 的合成破坏反硝化过程中亚硝态氮的还原,并且在相金汛<sup>[29]</sup>研究中也证明了 PE-MPs 会通过抑制反硝化功能基因而抑制反硝化过程.



(a)固氮功能基因相对丰度



(b)同化硝酸盐还原过程功能基因相对丰度

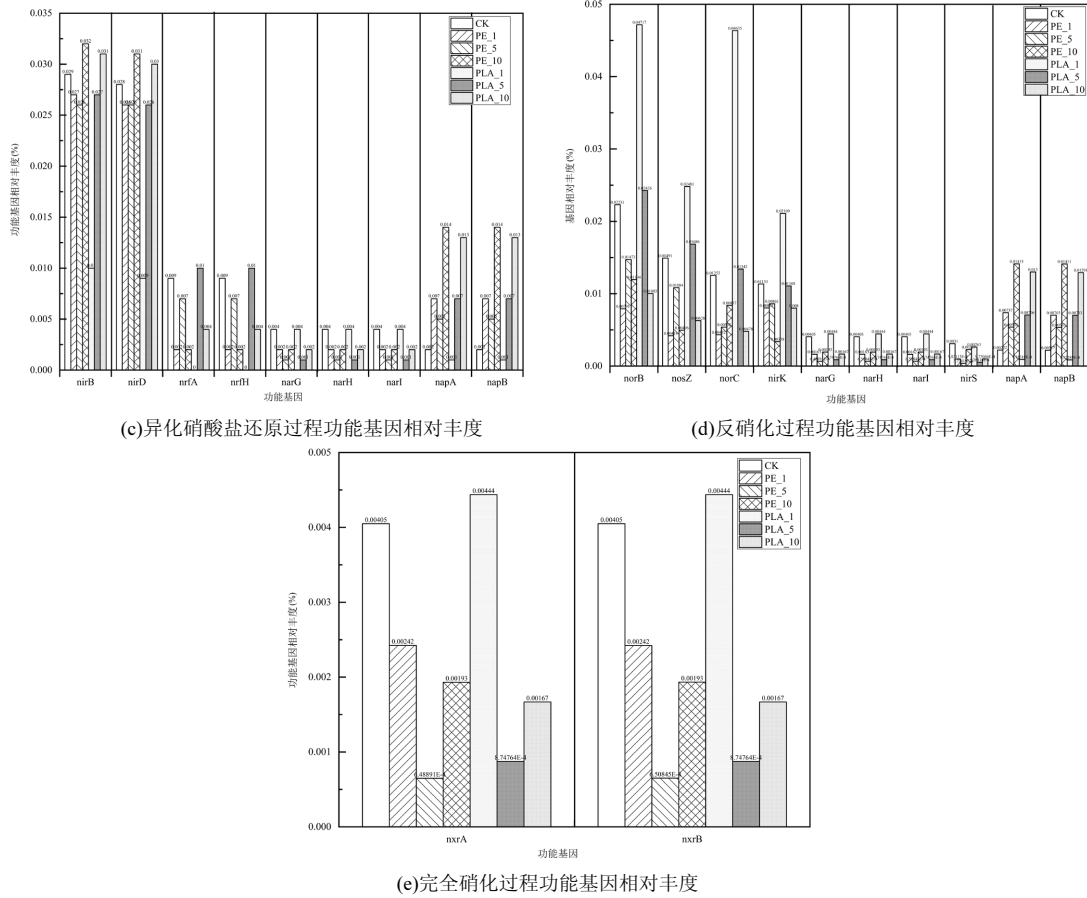
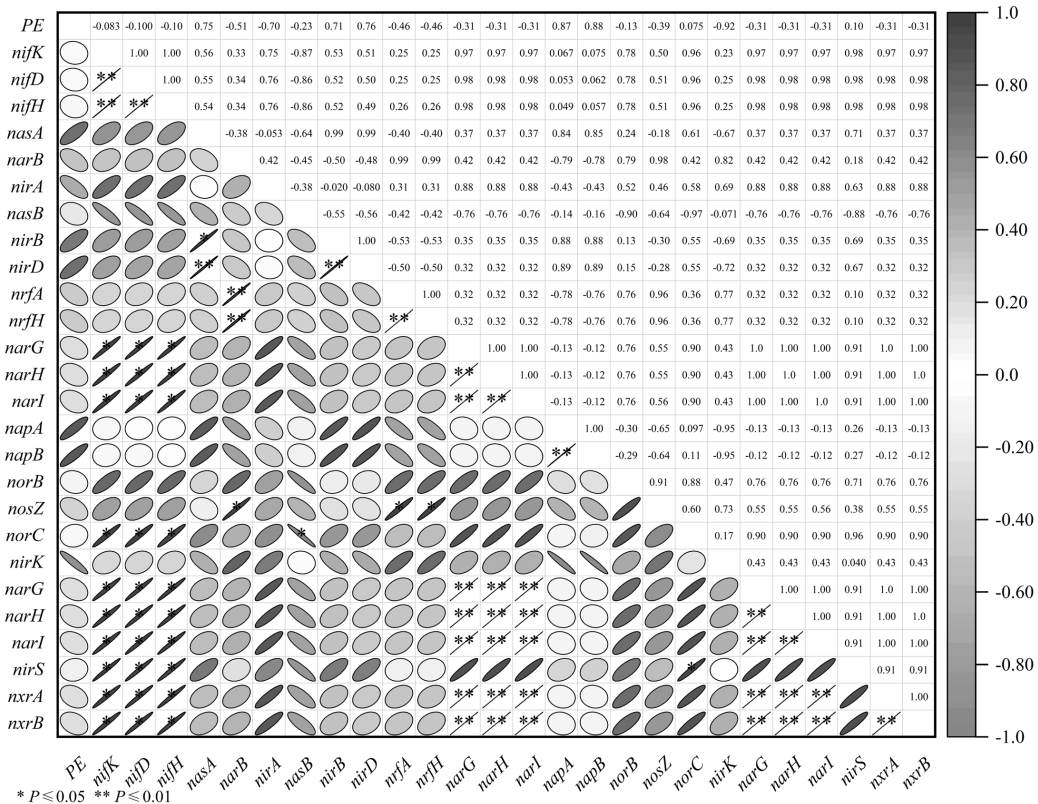
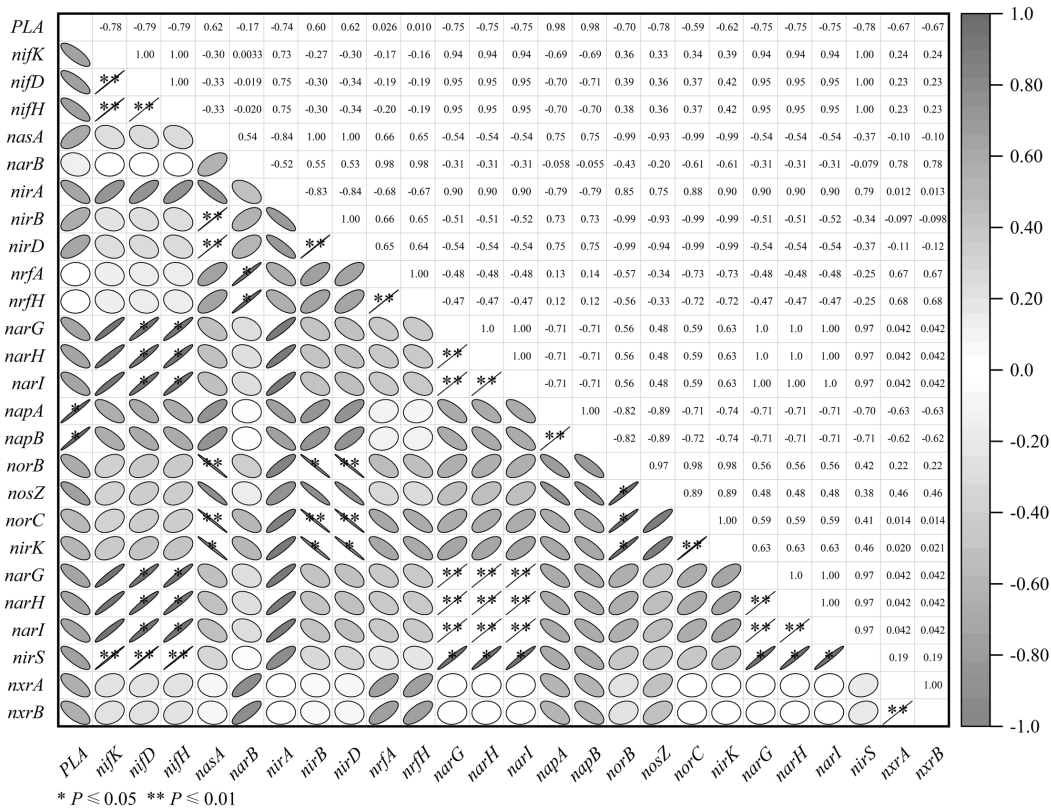


图 10 不同处理情况下水体功能基因相对丰度

Fig.10 Relative abundance of functional genes in water bodies under different treatment conditions



(a) PE-MPs 与氮代谢功能基因相关性热图



(b) PLA-MPs 与氮代谢功能基因相关性热图

图 11 MPs 与氮代谢功能基因相关性热图

Fig.11 Heat map of the correlation between MPs and nitrogen metabolism functional genes

分析 PLA-MPs 与氮代谢功能基因之间的相关性(如图 11(b)),发现 PLA-MPs 与 *napA*、*napB*、*nasA*、*nirB*、*nirD* 呈正相关,与 *nifK*、*nifD*、*nifH*、*nirA*、*narG*、*narH*、*narI*、*norB*、*nosZ*、*norC*、*nirK*、*narG*、*narH*、*narI*、*nirS*、*nrxA*、*nrxB* 呈负相关,对 *narB*、*nrfA*、*nrfH* 相关性并不明显.对比发现 PLA-MPs 与 *napA* 和 *napB* 呈显著正相关( $P < 0.05$ ),说明 PLA-MPs 赋存于水体中容易促进异化硝酸盐还原和反硝化功能基因 *napA* 和 *napB* 的合成,而影响硝态氮还原. PLA-MPs 与 *nifK*( $r = -0.78$ )、*nifD*( $r = -0.79$ )、*nifH*( $r = -0.79$ )、*nosZ*( $r = -0.78$ ) 的负相关性更高,在氮代谢过程中 *nifK*、*nifD* 和 *nifH* 参与固氮过程将  $N_2$  还原成氨,PLA-MPs 与其负相关性更高说明 PLA-MPs 对固氮功能基因 *nifK*、*nifD* 和 *nifH* 的抑制作用更强,会通过抑制功能基因的合成而破坏固氮过程,阻碍水体中无机氮来源而导致水体氮代谢紊乱.*nosZ* 参与反硝化过程将  $N_2O$  还原成  $N_2$ <sup>[30]</sup>, PLA-MPs 与 *nosZ* 的负相关性更高说明 PLA-MPs 可能对该功能基因的作用更强,会通过抑制该基因的合成而破坏

反硝化过程.

比较相同粒径下 PE-MPs 和 PLA-MPs 对氮代谢功能基因的影响,发现 PLA-MPs 与氮代谢功能基因之间的相关性更大,说明水体环境中 PLA-MPs 对氮代谢功能基因的环境效应更强.并且对比发现 PE-MPs 和 PLA-MPs 对大部分功能基因呈负相关,说明 MPs 暴露于水体后可能会通过抑制氮代谢功能基因的形成而影响微生物正常的功能代谢,破坏水体氮代谢过程.

### 3 结论

3.1 MPs 的类型和浓度对水体氮转化均存在影响,对 TN 的影响更明显.在 PE-MPs 的影响下水体中 TN 的浓度增加了 53.77%~94.79%,在 PLA 的影响下水体中 TN 的浓度增加了 24.04~48.74%.

3.2 从氮代谢功能微生物群落分析:优势门水平 PE-MPs 对蓝细菌门( $r = -0.73$ )的抑制作用更强,PLA-MPs 对浮霉菌门( $r = 0.91$ )的促进作用更强,且 PE-MPs( $r = -0.40$ )和 PLA-MPs( $r = 0.73$ )对放线菌门

作用相反,说明不同 MPs 类型对水体氮代谢功能菌门的影响存在差异性.优势属水平 PE-MPs 对栖湖菌属( $r=0.89$ )、红细菌科未分类属( $r=0.87$ )、海生杆菌属( $r=0.85$ )的促进效果更强,说明 PE-MPs 对硝化和反硝化过程的影响更大;PLA-MPs 对栖湖菌属( $r=0.98$ )和红细菌科未分类属( $r=0.83$ )的促进效果更强,说明 PLA-MPs 通过对栖湖菌属和红细菌科未分类属的影响而促进水体硝化和反硝化过程.

3.3 PE-MPs 可能容易通过促进 *napA*( $r=0.87$ )和 *napB*( $r=0.88$ )合成而促进水体固氮和硝态氮转化,抑制 *nirK*( $r=-0.92$ )的合成而影响反硝化过程亚硝态氮还原.PLA-MPs 可能会通过促进 *napA*( $r=0.98$ )和 *napB*( $r=0.98$ )功能基因的合成而影响水体异化硝酸盐还原和反硝化过程中硝态氮转化,会通过抑制 *nifK*( $r=-0.78$ )、*nifD*( $r=-0.79$ )和 *nifH*( $r=-0.79$ )功能基因的合成而影响水体固氮过程.

#### 参考文献:

- [1] 张丽,潘子亮,郑毅.水环境中新污染物去除技术的研究进展[J]. 中国资源综合利用, 2024,42(2):115-117.  
Zhang L, Pan Z L, Zheng Y. Research Progress on Removal Technology of New Pollutants in Water Environment [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2024,42(2):115-117
- [2] Hitchcock, James N. Microplastics can alter phytoplankton community composition [J]. Science of The Total Environment, 2022,819,
- [3] Ye G, Zhang X, Z, Yan C. et al. Polystyrene microplastics induce microbial dysbiosis and dysfunction in surrounding seawater [J]. Environment International. 2021,156:106724.
- [4] Zettler E R, Mincer T J, Amaral-Zettler L A. Life in the "plastisphere": microbial communities on plastic marine debris [J]. Environmental Science & Technology, 2013,47(13):7137-7146
- [5] Rummel C D, Lechtenfeld O J, René K, et al. Conditioning film and early biofilm succession on plastic surfaces [J]. Environmental Science & Technology, 2021,55:11006-11018.
- [6] 石凤,周玉婷,李佳霖,等.海洋聚球藻对不同硝酸盐浓度的响应特征[J]. 海洋科学, 2023,47(11):110-120.  
Shi F, Zhou Y T, Li J L, et al. Response characteristics of marine *Synechococcus* under different nitrate concentrations [J]. Marine Sciences, 2023,47(11):110-120.
- [7] 张迪涛,张鹏,王司阳,等.基于微生物完整性指数的水生态系统健康评价——以武汉市东西湖区湖泊群为例[J]. 中国环境科学, 2023,43(6):3055-3067.  
Zhang D T, Zhang P, Wang S Y, et al. Health assessment of aquatic ecosystem based on microbial integrity index——A case study on lakes in Dongxihu District of Wuhan [J]. China Environmental Science, 2023,43(6):3055-3067.
- [8] 杨斌彬,王晓静,陈方舟,等.污染物排放对红树林碳汇影响的研究进展及展望——以福田红树林为例[J]. 广东化工, 2024,51(7):123-126.  
Yang B B, Wang X J, Chen F Z, et al. Research Progress and Prospects on the Effects of Pollutant Discharge on the Mangrove Carbon Sink: A Case Study of Futian Mangrove Forest [J]. Guangdong Chemical Industry, 2024,51(7):123-126.
- [9] Seeley M E, Song B, Passie R, et al. Microplastics affect sedimentary microbial communities and nitrogen cycling [J]. Nature communications, 2020,11(1):2372.
- [10] Zhou, Z D, Hua J F, Xue J H, et al. Polyethylene microplastic and soil nitrogen dynamics: Unraveling the links between functional genes, microbial communities, and transformation processes [J]. Journal of hazardous materials, 2023,458:131857.
- [11] Yu Y, Li X, Feng Z, et al. Polyethylene microplastics alter the microbial functional gene abundances and increase nitrous oxide emissions from paddy soils [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,432,128721.
- [12] 王嘉昊.微塑料对蚯蚓氧化应激反应及体内微生物群落碳源利用强度的影响[D]. 哈尔滨:东北农业大学, 2022.  
Wang J H. Effect of microplastics on the oxidative stress response and the intensity of carbon use by the microbial community in earthworms [D]. Harbin: Dissertation for the Master Degree, 2022.
- [13] 文开,柳金涛,王欢,等.微塑料污染对海水微生物群落特征的影响[J]. 环境科学与技术, 2022,45(5):60-69.  
Wen K, Liu J T, Wang H, et al. Effects of microplastics pollution on seawater microbial flora [J]. Environmental Science & Technology, 2022,45(5):60-69.
- [14] 刘淑丽,胡启武,杨慧林,等.鄱阳湖南矶山湿地微塑料表面微生物分布特征[J]. 环境科学学报, 2022,42(6):206-214.  
Liu S L, Hu Q W, Yang H L, et al. Distribution characteristics of microorganisms on microplastic surface in Nanjishan wetland of Poyang Lake [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42(6):206-214.
- [15] 张明,金熠杰,张驰,等.微塑料暴露对铜锈环棱螺抗氧化酶活性及肠道微生物组成的影响[J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2024,23(6):565-571.  
Zhang M, Jin Y J, Zhang C, et al. Impact of microplastic exposure on the antioxidant enzyme activity and intestinal microbiota composition of *Bellamya aeruginosa* [J]. Journal of HangZhou Normal University (Nature Science Edition), 2024,23(6):565-571.
- [16] Ye G Z, Zhang X, Yan Changzhou, et al. Polystyrene Microplastics Induce Microbial Dysbiosis and Dysfunction in Surrounding Seawater [J]. Environment international, 2021,156:106724.
- [17] Ren X W, Tang J C, Liu X M, et al. Effects of Microplastics on Greenhouse Gas Emissions and the Microbial Community in Fertilized Soil [J]. Environmental Pollution, 2020,256:113347.
- [18] Wan Q, Li J, Chen Y. Comparative growth and cellular responses of toxigenic *Microcystis* exposed to different types of microplastics at various doses [J]. Environment Pollution, 2021,290:117950.
- [19] Lu Y F, Huang R H, Wang J L, et al. Effects of polyester microfibers on the growth and toxicity production of bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* [J]. Water, 2022,14:2422.
- [20] 弓亚方.覆膜农田土壤的微塑料分布特征及其复合 ZnO NPs 对绿豆生长的影响[D]. 西安:西北农林科技大学, 2023.  
Gong Y F. Distribution characteristics of microplastics in mulched farmland soils and the effect of composite ZnO NPs on mung beans growth [D]. Xian: Northwest A&F University, 2023.

- [21] 吕岳骏,李亚芸,王舒淇,等.山西黄河上游枯水期微塑料分布及附着微生物研究 [J]. 中北大学学报(自然科学版), 2023,44(1):65-71.  
Lv Y J, Li Y Y, Wang S Q, et al. Research on microplastics distribution and attached microorganism in the upstream of the yellow river in shanxi during dry season [J]. Journal of North University of China (Natural Science Edition), 2023,44(1):65-71.
- [22] Chen Q, Bao B, Li Y, et al. Effects of marine oil pollution on microbial diversity in coastal waters and stimulating indigenous microorganism bioremediation with nutrients [J]. Regional Studies in Marine Science, 2020,39:101395.
- [23] 张雨薇,阿 蓉,黎佳茜,等.不同分子量聚乳酸的异养反硝化脱氮性能及脱氮反应机制 [J]. 环境工程学报, 2023,17(5):1599-1611.  
Zhang Y W, A R, LI J X, et al. Heterotrophic denitrification and denitrification mechanism of polylactic acid with different molecular weight [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023,17(5):1599-1611.
- [24] 张 浩,孙 洁,杨慧颖,等.高密度聚乙烯微塑料胁迫对棉花生长、枯萎病发生和根际细菌群落的影响 [J]. 环境科学, 2023,44(5):2955-2964.  
Zhang H, Sun J, Yang H Y, et al. Effects of microplastic high-density polyethylene on cotton growth, occurrence of fusarium wilt, and rhizosphere soil bacterial community [J]. Environmental Science, 2023, 44(5):2955-2964.
- [25] 康 云.水源水库氮素污染物演变特征及强化好氧脱氮实验研究 [D]. 西安:西安建筑科技大学, 2023.  
Kang Y. Research on evolution characteristics of nitrogen pollutants in water source reservoirs and experimental of enhanced aerobic denitrification [D]. Xian: Xian University of Architecture and Technology, 2023.
- [26] 陈妍汐,查泽宇,毛鑫羽,等.底泥-苦草系统对景观水体氮磷的去除效果及其中微生物群落的结构变化 [J]. 环境工程学报, 2023,17(7): 2391-2401.  
Chen Y X, Cha Z Y, Mao X Y, et al. Nitrogen and phosphorus removal effect of sediment-Vallisneria natans system on landscape water and changes of microbial community structure [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023,17(7):2391-2401.
- [27] 陈 慧,马 徐,王海波,等.供水PE和PPR塑料管内表面生物膜群落组成及其代谢特征 [J]. 环境科学学报, 2023,43(12):287-295.  
Chen H, Ma X, Wang H B, et al. Biofilm bacterial community composition and metabolic characteristics on the inner surface of PE and PPR plastic pipes [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2023,43(12):287-295.
- [28] 张 岭.疫情背景下不同塑料废弃物塑料载体效应研究 [D]. 济南:山东师范大学, 2024.  
Zhang L. Study of the plastsphere on carrier effect of different plastic wastes in the context of COVID-19 [D]. Jinan: Shandong Normal University, 2024.
- [29] 相金汛.微塑料对海洋沉积物氮循环和抗生素抗性基因传播的影响 [D]. 辽宁:辽宁师范大学, 2023.  
Xiang J X. Effects of microplastics on nitrogen cycle and antibiotic resistance genes dissemination in marine sedime [D]. Liaoning: Liaoning Normal University, 2023.
- [30] 常焕焕,杨昕怡,于 雪,等.基于宏基因组学的亚硝酸盐氧化菌属的新陈代谢功能分析 [J]. 环境工程学报, 2022,16(4):1391-1399.  
Chang H H, Yang X Y, Yu X, et al. Metabolic function analysis of nitrite oxidizing bacteria based on metagenomics [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022,16(4):1391-1399.

**作者简介:** 王志超(1988-),男,山东德州人,副教授,博士,主要研究方向为微塑料的环境效应.发表论文 30 余.wzc5658@126.com.