主持人：葛成军　**Open Access**

管道铺设与离岸距离对滨海湿地沉积物及生态化学计量特征的耦合影响

雷　鹏[1,2#]，黄婉欣[1,2]，刘子涵[1,2]，刘永富[1,2]，符云帆[1,2]，毛　伟[1,2*]

（1. 海南大学 生态学院，海南 海口 570228 中国；2. 琼海市海大碳中和产业技术创新研究院，海南 琼海 571434 中国）

摘　要：随着水产养殖业的集约化扩张与近海渔业资源的开发，沿海地区渔业经济呈现高速增长态势，这一发展直接催生了大规模取排水管道系统的建设需求。作为滨海湿地物质循环的核心载体，沉积物中碳（C）、氮（N）、磷（P）的赋存形态与生态化学计量特征是衡量有机质来源与降解状态的关键指标。管道铺设可能通过改变水动力条件、沉积过程及微生物有机质的降解过程，从而进一步改变沉积物的 C、N、P 及生态化学计量特征。本研究以海南省文昌市管道铺设区（A 区）和自然潮滩区（B 区）为研究对象，分析管道铺设对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响。结果表明，A 区总氮（TN）、总有机碳（TOC）、碳磷比（C∶P）和氮磷比（N∶P）较 B 区显著增加（+53.3%、+38.0%、+52.4%、+50.0%），而总碳（TC）和碳氮比（C∶N）降低（−8.7%、−21.8%）。此外，沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征也随离岸距离的增加改变了水平分布格局，即沉积物的 TC、TOC、C∶N 和 C∶P 均表现为随离岸距离增加而减少，而 TN 和 TP 则呈相反趋势。在管道铺设与离岸距离的交互作用下，A 区的 TC、TOC、C∶N 和 C∶P 变化幅度大于 B 区，且近岸差异大于远岸。本研究结果表明，管道铺设和离岸距离是影响沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的重要因素，而离岸距离和管道铺设的交互作用削弱了对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响。

关键词：沉积物；管道铺设；滨海湿地；离岸距离；C、N、P 分布；生态化学计量特征

中图分类号：Q945.79　**文献标志码：**A　**文章编号：**1674 − 7054(2026)06 − 1096 − 12

雷鹏, 黄婉欣, 刘子涵, 等. 管道铺设与离岸距离对滨海湿地沉积物及生态化学计量特征的耦合影响[J]. 热带生物学报 (中英文), 2026, 17(6): 1096−1107.　DOI: 10.15886/j.cnki.rdswxb.20250036

CSTR: 32425.14.j.cnki.rdswxb.20250036

滨海湿地作为陆地和海洋生态系统之间的动态过渡区，为复杂的生物群落提供了丰富且多样的栖息地环境[1]，并在海岸防御、生物多样性支持等方面具有关键作用[2]。然而随着以基础设施建设、滩涂围垦、水产养殖等为代表的人类社会经济活动干扰的快速增强，滨海湿地生态系统正在面临退化甚至消失的风险[3]。湿地是陆地生态系统有机质和营养物质的巨大储存库，也是多种物质体系的交汇场所，承担着碳（C）、氮（N）、磷（P）的源、汇或转化器的功能[4]。C、N、P 是生态系统中关键元素，通过参与能量流动、物质循环，共同维持生态系统的结构和功能[5]。生态化学计量特征可以揭示沉积物中 C、N、P 的平衡状态；有效阐明生态系统中营养物质的供需关系，还对解释养分限制和有机质分解速率有良好的指示作用[6]。碳氮比（C∶N）通常与有机质的分解速率相关，碳磷比（C∶P）是沉积物 P 元素矿化能力的反映，氮磷比（N∶P）则可以反映沉积物的营养物质供应状况，从而为生态系统中的 N 和 P 限制提供见解[6]。然而，人为干扰导致的滨海湿地的转化和退化，会显著影响沉积物 C、N、P 的动态。滨海湿地转化成农业或水产养殖区可能会通过挖沟、疏浚、筑堤、围堰等活动扰动区域水动力条件，引起沉积物的再悬浮和迁移，改变微生物群落结构，进而影响沉积物中 C、N、P 动态[7]。也有研究表明，滩涂转化可通过沉积物的粒径和矿物组成变化显著影响

CC BY 4.0
收稿日期：2025−02−22　**修回日期：**2025−03−21

基金项目：海南省重点研发揭榜挂帅项目（ZDYF2023SHFZ172）；国家自然科学基金面上基金项目（42276235）
#第一作者：雷鹏（1999—），男，海南大学生态学院 2022 级硕士研究生。E-mail: 18635592716@163.com

***通信作者：**毛伟（1983—），男，博士，教授。研究方向：生态系统生态学。E-mail: maowei@hainanu.edu.cn

C、N、P 含量及生态化学计量特征[8]。这可以为滨海湿地建设和管理提供科学的数据支持，帮助制定合理的湿地保护和管理策略。了解滨海湿地建设对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响十分必要。

人类对水产资源需求的逐渐增加，促使沿海渔业成为越来越重要的产业。据《2023 年全国渔业经济统计公报》[9] 统计，截至 2023 年，中国海水养殖产量超 2 300 万 t，海水养殖面积超 220 万 hm^2。在近岸养殖中，主要的养殖方式是池塘和滩涂养殖，直接催生了大规模取排水管道系统的建设。然而，管道的安装和埋置一方面会对海床造成物理干扰，进而破坏沉积层并导致沉积物再悬浮[10]；另一方面，管道的存在能够影响自然水动力过程，改变泥沙输送和养分通量模式及沉积物理化性质[11]。同时，在管道铺设的海床中，沉积物颗粒、C 和 N 的再分配也受离岸距离的影响[12]。这是由于潮汐水动力和沉积条件随着离岸距离的变化而改变，进而影响沉积物的运输距离和时间[13]。运输距离和介质的改变又进一步影响沉积物的化学性质和空间分布[14]。长距离运输和复杂的地形可能导致更高的 C 或 N 矿化率，运输过程中的选择性更明显，从而减少 C 和 N 的垂直变化[15]。短途运输意味着快速埋藏或运输时间减少，导致矿化作用降低，以及 C、N 在垂直方向上的变化增大[16]。此外，人类养殖活动可能通过管道的取排水增加沉积物中 N、P 及可降解有机质的含量，促进特定微生物的快速繁殖，加速 C、N 的矿化过程[17]。反之，管道铺设对水流的阻隔，改变沉积物的堆积和侵蚀模式，可能会降低沉积物的通气条件，影响沉积物的氧化还原条件，缺氧环境则会促进厌氧微生物过程，影响 C、N 转化路径及产物[18]。因此，了解沿海管道铺设对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征空间分布的影响，对于科学规划和管理沿海水产养殖管道系统，减少其对海洋生态环境的潜在负面影响具有重要意义。

目前有关滨海湿地建设沉积物的研究主要集中在滩涂改造、围塘养殖等不同土地利用类型对沉积物与水体交换、微生物群落结构、C、N、P 养分动态的影响。管道铺设对生态系统沉积物的影响大多集中在石油、天然气管道建设对生态系统土壤质量影响的研究。Jong 等[19] 探究了加拿大萨斯喀彻温省东南区管道安装后对管道周围土壤理化性质的影响和管道运行对土壤生产力的影响。Abernethy 等[20] 连续 4 年监测了路易斯安那州东南部安装输油管道并进行土壤回填后，运河中间的沼泽植被和生态情况。许申来等[21] 在西气东输冀宁联络管道沿线上测定了 19 个具有代表性的样点的土壤养分，分析了管道通过不同生态区域作业带与非作业带的农田土壤养分含量影响，计算了土壤养分的不同深度土壤的干扰强度。然而，关于养殖尾水管道铺设如何影响滨海湿地沉积物 C、N、P 含量及其生态化学计量特征的研究仍较匮乏。为此，本研究通过对比管道铺设区（A 区）与自然潮滩区（B 区），聚焦以下科学问题：1）管道铺设是否改变沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征？2）在管道铺设背景下，离岸距离如何影响上述指标的空间分布格局？研究结果可为滨海湿地养殖尾水管道铺设的选址优化及后续生态修复提供科学依据。

1　材料与方法

1.1　研究区概况　本研究区位于海南省文昌市东南部近海区域（19°24′ N, 110°45′ E），该地区属于热带海洋性季风气候，有明显的干季和雨季之分，光照充足、平均气温为 22 ℃，年平均光照时间为 2 200，年平均降水量为 1 639 mm，约 70% 以上的降水集中在 5—10 月，达 1 500 mm[22]。该区属于半封闭海湾，水域相对开阔，受混合潮汐影响，与外海的水交换能力较强[23]。

作为海南省重要的水产养殖区，文昌市周围环绕着最具影响力的东风螺和虾苗育种基地，如会文镇。经过数十年的发展，海洋水产养殖业已逐渐形成规模，主要养殖石斑鱼（*Epinephelus*）、东风螺（*Babylonia areolata*）、南美白对虾（*Penaeus vannamei Boone*），主要以工厂化和池塘养殖为主，水产养殖户数量达数千户，养殖水面面积达数千公顷[24]。其中，边海村沿岸有大量取排水管道，养殖所需的海水通过开沟引水至沿岸，通过管道抽到养殖塘中。管道一部分直接铺设在海底表面，部分通过挖沟埋置在沟底，其地形沟壑纵横。边海村西南部南兴村，没有管道的铺设，地形平坦，为自然潮滩。通过对比分析近 20 年的遥感影像，发现挖沟、埋管活动在 2012—2013 年较为频繁，随

后减少，经过长时间的稳定，挖沟翻动导致的影响逐渐减小，对表层沉积物的扰动影响逐渐趋于稳定（图 1）。基于此，本研究聚焦于探讨在挖沟、埋管活动后期，当沉积物状态恢复至相对稳定状态时，管道遗留效应对沉积物中 C、N、P 含量及其生态化学计量特征的长远影响。



图 1　2012 年（左）、2013 年（中）和 2024 年（右）研究区遥感影像

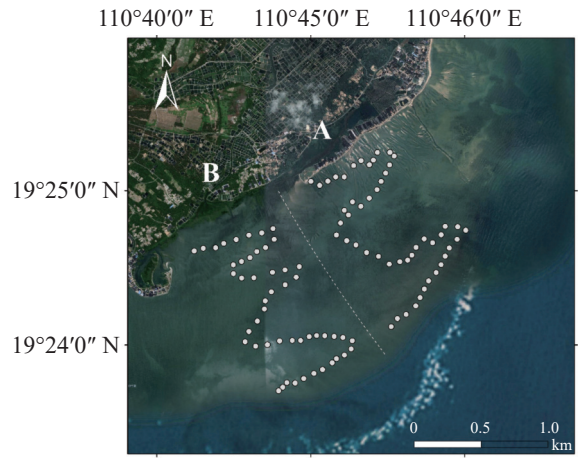
Fig. 1　Remote sensing imagery of the study area - 2012 (Left), 2013 (Middle), and 2024 (Right)

1.2　样品采集和实验室分析　为探究管道铺设是否改变沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征。参考相关滨海湿地沉积物碳氮磷及生态化学计量特征的研究[20]，将沉积物分为 0 ~ 10、10 ~ 20 cm。表层沉积物易受潮汐冲刷、生物扰动（如蟹类、贝类活动）等短期因素干扰，0 ~ 10 cm 可以直接反映沉积物养分的近期动态，10 ~ 20 cm 可能揭示管道铺设对沉积物孔隙度，压实度等物理结构的长期影响。此外，考虑到现实的采样及分析成本，仅将研究区每个采样点的样本分为 0 ~ 10 和 10 ~ 20 cm 两层。

湿地具有高度空间异质性，不同点位可能差异显著，由于人为管道铺设和自然潮汐等活动，可能存在人为或自然形成的周期性分布特征。直线采样可能遗漏某些规律性分布的生态要素，而“S”型采样通过迂回覆盖，跨越多个梯度，更全面地反映研究区的连续变化，更均匀地捕捉不同区域的变异。“S”型采样通过增加采样点的空间分布多样性，减少因局部集中导致的偏差。此外，由于样地受潮汐影响，在退大潮时间范围内在样地进行采样，对采样时间要求较为严苛。为保证采样时间间隔较短，选择“S”型采样，“S”型路线在保证代表性的同时减少了长距离移动的时间成本，适用于本研究的湿地调查。

因此，在低潮时（水深 20 ~ 50 cm）分别对边海村沿岸的管道铺设区（A 区）和南新村自然潮滩区（B 区）用“S”型取样法进行采样（图 2）。这两个区域的总面积约为 6 km^2，每个区域共设置 50 个取样点，取样点间距约为 100 m，从近岸逐渐延伸至离岸约 2 km 的位置。在每个采样点，使用直径为 25 mm 的 PVC 柱状采样管，通过 3 点取样法采集 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 深度的沉积物样品。最终共采集到 200 个沉积物样品。

将采集好的土样带回实验室，剔除其中植物碎屑、贝壳等杂质后，自然风干，研磨过 150 μm 筛后封装保存，再进行沉积物总碳（TC）、总氮（TN）、总磷（TP）和总有机碳（TOC）含量的测定。其中，TC、TN 质量浓度的测定使用元素分析仪（Elemental ECS4010，德国），用燃烧法测定[25]；TP 在用 $HClO_4$-H_2SO_4 消化后，使用流动注射分析仪（Proxima1022/1/1，法国）测定；TC、TN、TP 等指标检测限为 1 ~ 5 μg，准确度为 0.2%（基准物），精确度为 0.1%（基准物），在重复条件下，两侧独立测定结果的相对偏差小于 5%。TOC 按照重铬酸钾外加热法进行测定[26−27]。每 20 个样品测定 2 个平行双样，两个测定结果的相对偏差≤10.0%。



A.管道铺设区；B.自然潮滩区。

A. the pipeline laying zone; B. the natural tidal flat zone.

图 2　采样点示意图

Fig. 2　Schematic diagram of sampling points

1.3　统计分析　使用 SPSS v21(IBM, 美国)软件进行数据统计分析, 在检验数据正态性和方差齐性后, 若符合正态分布及方差齐性, 则使用独立样本 *t* 检验, 反之则使用非参数检验(Mann-Whitney 检验)来评估管道铺设下沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征 C∶N(TOC 与 TN 的比值), C∶P(TOC 与 TP 的比值), N∶P(TN 与 TP 的比值)之间的差异。通过线性回归分析离岸距离与沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的关系。使用 R v4.1.3, 运用非参数多因素方差分析(Robust ANOVA)[28−29]的方法探究管道铺设、沉积物深度、离岸距离之间的交互作用对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响。采用 Spearman 相关性分析, 探究沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征之间的相关性。采用 GraphPad prism v8.0(GraphPad, 美国)进行绘图。使用 ArcGIS v10.8(Esri, 美国)软件中的地理统计分析扩展工具进行普通克里金插值, 可视化沉积物养分含量及生态化学计量特征, 对数据进行对数或者 Box-Cox 变换, 稳定数据方差, 选择稳定的半变异函数模型, 提高插值结果的精度和可靠性, 考虑空间自相关性, 减少忽略空间结构而导致的估计误差。计算变异系数(*CV*)以评估不同区域沉积物 C、N、P 含量及化学计量的变异性。

2　结果与分析

2.1　管道铺设对沉积物 C、N、P 含量及空间分布特征的影响　在 A 区和 B 区, 沉积物 TC、TN、TP 和 TOC 含量均呈现出空间变异性。在 0 ~ 10 cm 的沉积物中, TC、TN 和 TOC 的 *CV* 范围为 10% ~ 30%, 表明数据的离散程度适中, 呈现出中等变异性。而 TN 的 *CV* 范围超过 30%, 显示出数据的离散程度较大, 属于高度变异。此外, 在 10 ~ 20 cm 的沉积物中, TP 的 *CV* 与 0 ~ 10 cm 沉积物相比表现出高度变异(>30%), 而 TC、TN、TOC 的变异情况与 0 ~ 10 cm 沉积物一致(表 1, 图 3)。

管道铺设对不同深度沉积物的 TC, TN, TOC 均具有显著影响(P<0.05)。在 0 ~ 10 cm 沉积物中, TN 与 TOC 表现出相似的空间模式, A 区的 TN、TOC 比 B 区分别高 53.33%、38.04%。TC 表现出相反的趋势, A 区显著低于 B 区 8.67%(图 3−a, b, d)。10 ~ 20 cm 沉积物 TC, TN, TOC 在空间分布趋势与 0 ~ 10 cm 沉积物一致。

表 1　管道铺设对不同深度沉积物 C、N、P 含量变异系数的影响

Tab. 1　The impact of pipeline laying on the coefficient of variation (*CV*) of C, N, and P contents in sediments at different depths

沉积物C、N、P含量变异系数 Variation of C, N, and P contents in sediments	0 ~ 10 cm		10 ~ 20 cm	
	A-*CV*/%	B-*CV*/%	A-*CV*/%	B-*CV*/%
TC	18.6	19.0	14.8	18.5
TN	45.7	46.8	43.1	49.0
TP	18.7	20.5	31.9	36.9
TOC	29.0	17.8	25.1	23.0

注: A-*CV*, 管道铺设区的变异系数; B-*CV*, 自然潮滩区的变异系数; 下同。

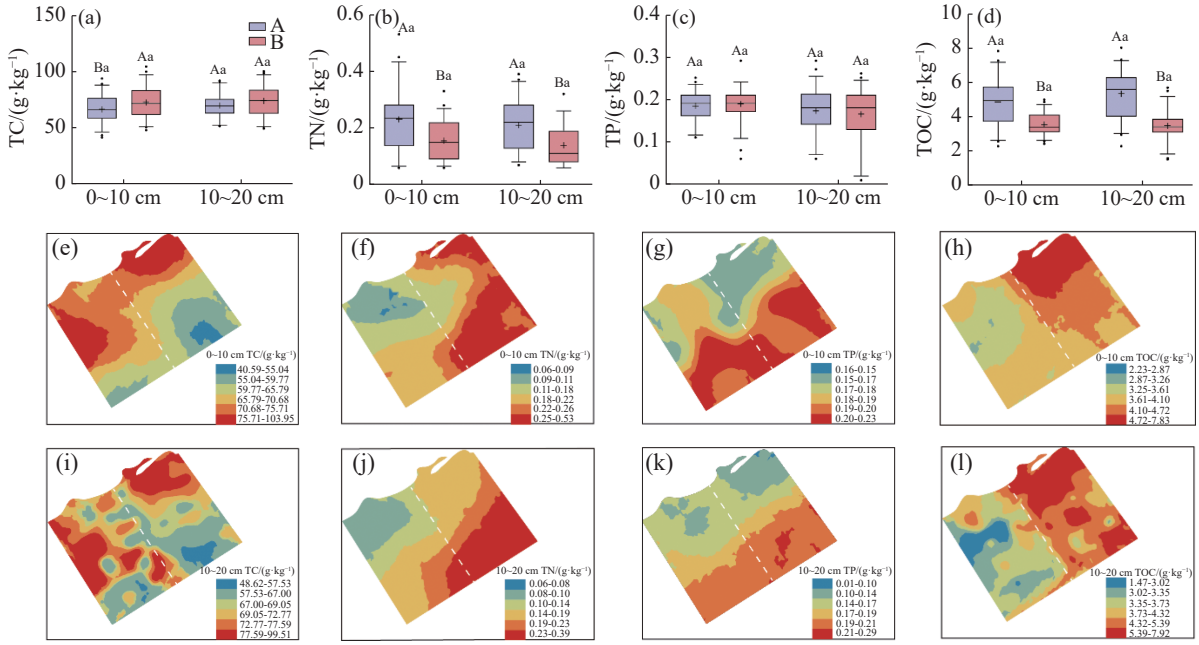
Note: A-*CV*, the coefficient of variation in the pipeline laying zone; B-*CV*, the coefficient of variation in the natural tidal flat zone; similarly hereinafter.

与 B 区相比, A 区的 TN 和 TOC 分别高出 49.98% 和 54.25%, 而 A 区的 TC 则显著低于 B 区 6.17%(图 3−a, b, d)。然而, 管道铺设对不同深度沉积物的 TP 并没有显著影响(P>0.05)(图 3−c)。

2.2　管道铺设对沉积物生态化学计量及空间分布特征的影响　在 A 区和 B 区, 不同深度沉积物的 C∶N、C∶P 和 N∶P 均表现出空间变异性。具体而言, 不同深度沉积物的 C∶N 和 N∶P 的 CV 均超过 30%, 表明数据具有较高的离散程度, 属于高度变异。对于 C∶P, A 区不同深度沉积物的 CV 同样超过 30%, 显示出高度变异特征, 而 B 区不同深度沉积物的 CV 为 10% ~ 30%, 表现出中等程度的变异(表 2, 图 4)。

管道铺设对不同深度沉积物的 C∶N、C∶P 和 N∶P 均具有显著影响 (P<0.05)。在 0 ~ 10 cm 沉积物中, A 区的 C∶P、N∶P 分别比 B 区高出 52.29%、50.00%, 而 C∶N 表现出相反的趋势, A 区显著低于 B 区 21.72%。在 10 ~ 20 cm 沉积物中, A 区的 C∶P 和 N∶P 与 0 ~ 10 cm 沉积物中的趋势一致, A 区比 B 区分别高出 63.08% 和 45.24%。而 C∶N 则与 0 ~ 10 cm 沉积物的趋势相反, A 区显著高于 B 区 9.16%(图 4-a—c)。

2.3　管道铺设后离岸距离与沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征的关系　A 区和 B 区的沉积物 C、N、P 含量及其生态化学计量特征的水平分布格局随离岸距离的变化而存在差异。在近岸区域, A 区与 B 区的 TN、TOC、C∶N、C∶P 和



(a ~ d) 分别是不同深度沉积物 TC、TN、TP、TOC 的箱型图；(e ~ h) 和 (i ~ l) 分别是0 ~ 10和10 ~ 20 cm沉积物 TC、TN、TP 和 TOC 的空间分布。

(a–d) are the box plots of TC, TN, TP, and TOC in sediments at different depths, respectively; (e–h) and (i–l) are the spatial distributions of TC, TN, TP, and TOC in sediments at 0–10 and 10–20 cm, respectively.

图 3　管道铺设对不同深度沉积物 C、N、P 含量及空间分布特征的影响

Fig. 3　The impact of pipeline laying on the contents of C, N, and P in sediments at different depths and the spatial distribution characteristics

注：不同大写字母表示同一深度不同区域间存在显著性差异（P<0.05），不同小写字母代表同一区域不同深度沉积物间存在显著性差异（P<0.05）；“+”代表平均值；下同。

Note: Different uppercase letters indicate significant differences between different areas at the same depth (P < 0.05), while different lowercase letters represent significant differences between sediments at different depths in the same area (P < 0.05); The “+” represents the mean value; similarly hereinafter.

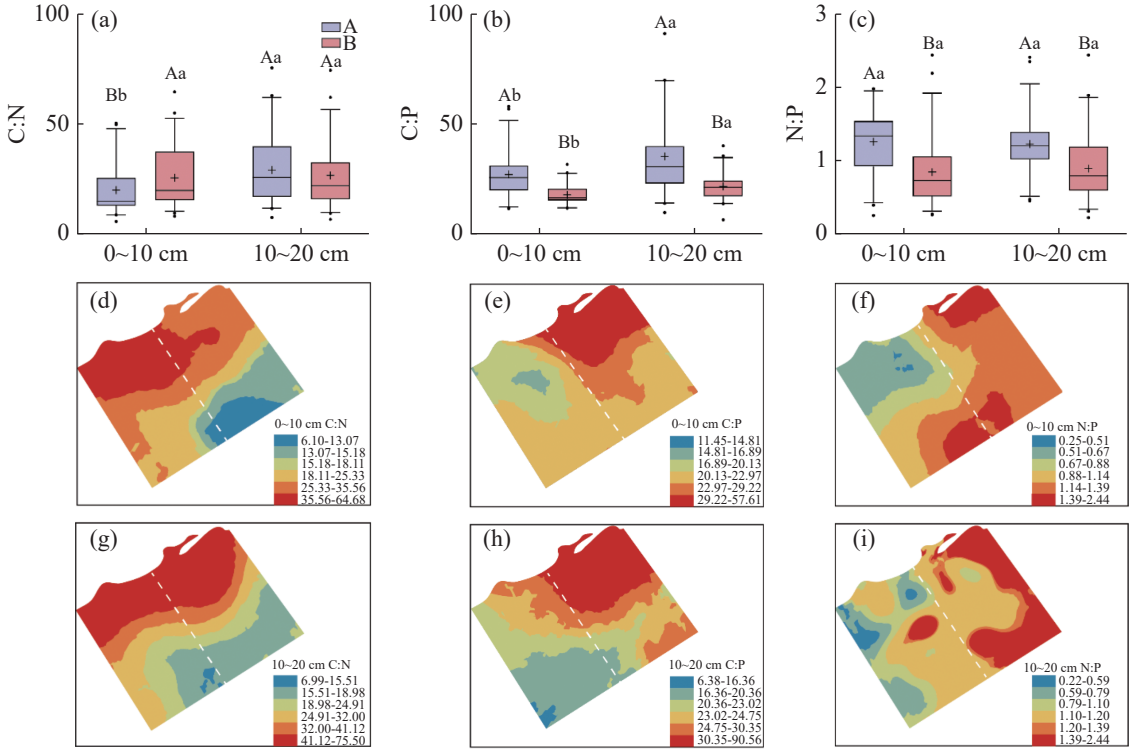
表 2　管道铺设对不同深度沉积物生态化学计量特征变异系数（*CV*）的影响

Tab. 2　The impact of pipeline laying on the variation coefficient (*CV*) of ecological stoichiometric characteristics of sediments at different depths

沉积物生态化学计量特征变异系数 The variation coefficient of ecological stoichiometric characteristics of sediments	0 ~ 10 cm		10 ~ 20 cm	
	A-*CV*/%	B-*CV*/%	A-*CV*/%	B-*CV*/%
C：N	52.1	51.6	50.9	53.1
C：P	39.1	24.0	50.3	28.6
N：P	34.8	55.4	33.0	49.5

N：P 均大于远岸区域(图 5, 6)。A 区 TC 和 TOC 在两个深度沉积物中均随离岸距离增加而显著降低；而在 B 区，仅 0 ~ 10 cm 沉积物中的 TC 表现出显著降低的趋势（P<0.05）。此外，A 区 0 ~ 10 cm 和 10 ~ 20 cm 沉积物中 TC 和 TOC 的斜率绝对值均大于 B 区，表示 A 区具有更大的变化幅度（图 5-a, d, e, h）。然而，对于 TN、TP 来说，只有 0 ~ 10 cm 沉积物中 A 区的 TN、B 区的 TP 变化趋势不显著，其他区域和沉积物层的则表现出相反的水平分布模式，即随着离岸距离的增加而增加。在 0 ~ 10 cm 沉积物中，A 区 TN 的变化幅度小于 B 区，而不同深度沉积物中的 TP 和 10 ~ 20 cm 沉积物中的 TN 的变化幅度则相反（图 5-b, c, f, g）。

在生态化学计量特征方面，A 区不同深度沉积物中的 C：N 和 C：P 均随离岸距离增加而显著降低（P<0.05），而 B 区不同深度沉积物中的 C：N 以及 10 ~ 20 cm 沉积物中的 C：P 也表现出相似趋势。在 0 ~ 10 cm 沉积物中，A 区 C：N 的变化幅度小于 B 区（A=9.27, B=12.80），而不同深度沉积物中的 C：P 以及 10 ~ 20 cm 沉积物中的



(a ~ c)分别是不同深度沉积物 C∶N、C∶P、N∶P 的箱型图; (d ~ f)和(g ~ i)分别是 0 ~ 10、10 ~ 20 cm 沉积物 C∶N、C∶P、N∶P 的空间分布。

(a–c) are box plots of the C∶N, C∶P, and N∶P ratios of sediments at different depths, respectively. (d–f) and (g–i), show the spatial distribution of C∶N, C∶P, and N∶P ratios in sediments at depths of 0 ~ 10 and 10 ~ 20 cm, respectively.

图 4　管道铺设对沉积物生态化学计量及空间分布特征的影响

Fig. 4　The impact of pipeline laying on the ecological stoichiometric characteristics and spatial distribution of sediments

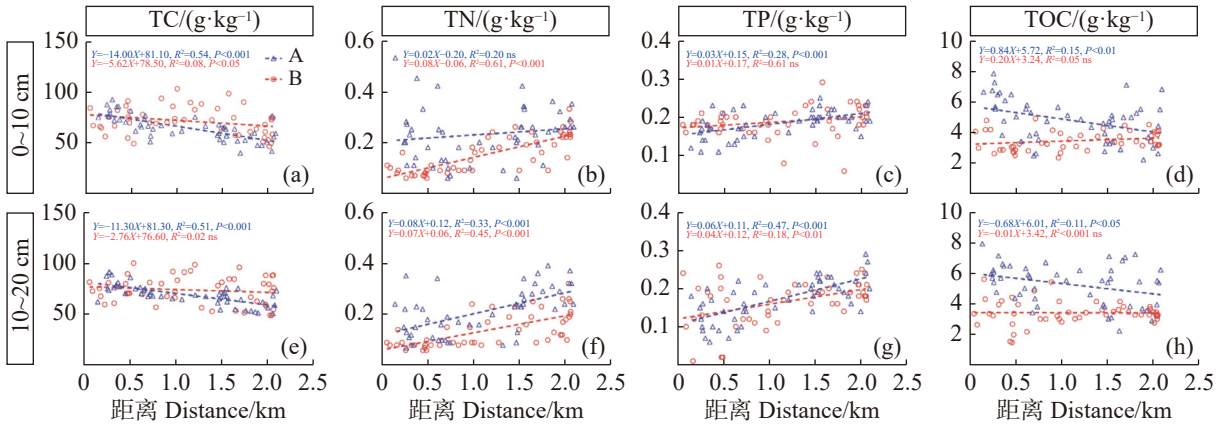


图 5　管道铺设下离岸距离与沉积物 C、N、P 含量的关系

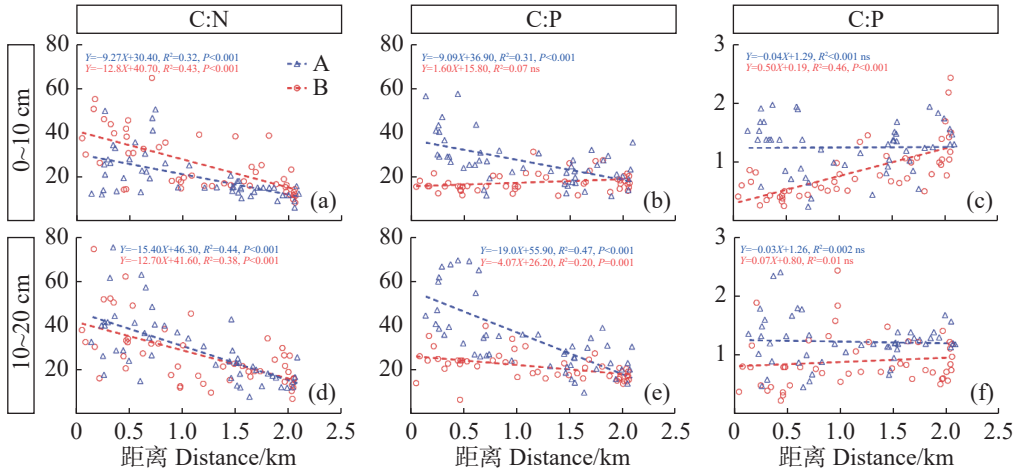
Fig. 5　The relationship between offshore distance of pipeline laying and the contents of C, N, and P in sediments

注: P<0.05 表示线性回归拟合有显著性, 下同。

Note: P < 0.05 indicates that the linear regression fit is statistically significant, similarly hereinafter.

C∶N 变化幅度则相反(图 6-a, b, d, e)。相比之下, 只有 B 区 0 ~ 10 cm 沉积物中的 N∶P 随离岸距离增加而显著增加(图 6-c)。

2.4　管道铺设下垂直和水平方向上沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征的相关性分析　离岸距离对所有指标均表现出显著影响(P<0.05)。管道铺设显著影响 TC、TN、TOC、C∶P 和 N∶P (P<0.05), 但对 TP、C∶N 无显著效应(P>0.05)。沉积物深度则主要显著影响 TP、C∶N 和 C∶P (P<0.05)。交互效应分析表明, 管道铺设与沉积物深度的交互作用仅对 C∶N 表现出显著影响, 而管道铺设与离岸距离的交互作用显著影响 TC、C∶P 与 N∶P, 沉积物深度与离岸距离的交互作用则对 TP 和 C∶P 具有显著影响(P<0.05)。此外, 3 因素(管道铺设、沉积物深度、离岸距离)的三重交互作用仅在 TN 上达显著水平(P<0.05)。



(a ~ c) 分别是 0 ~ 10 cm 深度沉积物 C：N、C：P 和 N：P 随离岸距离的变化；(d ~ f) 分别是 10 ~ 20 cm 深度沉积物对应指标随离岸距离的变化。

(a–c) show changes in sediment C：N, C：P and N：P ratios with offshore distance at 0–10 cm depth, respectively; (d–f) show changes in the corresponding sediment ratios with offshore distance at 10–20 cm depth.

图 6　管道铺设下离岸距离与沉积物生态化学计量特征的关系

Fig. 6　The relationship between offshore distance of pipeline laying and the ecological stoichiometric characteristics of sediments

注：蓝色空心三角形和红色空心圆分别代表区域 A 和区域 B，蓝色和红色虚线分别表示相应区域的线性回归拟合结果。图中列出了回归方程、决定系数(R^2)及显著性检验结果；ns 表示回归关系不显著(P>0.05)。

Note: Blue open triangles and red open circles represent regions A and B, respectively, while blue and red dashed lines indicate the linear regression fits for the corresponding regions. Regression equations, coefficients of determination (R^2), and significance test results are provided in each panel; ns indicates a nonsignificant regression relationship ($P > 0.05$).

总体而言，离岸距离对各指标的作用最为全面，管道铺设与沉积物深度及其交互作用仅对部分指标呈选择性的显著影响(表 3)。

如图 7 所示，除了 TC 和 TOC、N：P；TN 和 C：P；TOC 和 TP、C：N；TP 和 N：P 没有显著相关之外，其余 C、N、P 及生态化学计量特征均两两相关，其中，TC 与 TP、C：N 的相关性最强，分别呈显著负相关和正相关。TN 与 N：P 的相关性最强，呈显著正相关；TOC 与 C：P 的相关性最强，呈显著正相关；TP 和 C：N 的相关性最强，呈显著负相关；C：N 与 TN 的相关性最强，呈显著负相关。

3　讨　论

3.1　管道铺设对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响　沉积物中的 C、N、P 含量及其分布特征可以揭示生态系统的物质循环和能量流动

表 3　沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征的非参数检验(P值)

Tab. 3　Non-parametric analysis tests (P-value) of C, N and P contents and ecological stoichiometric characteristics in sediments

变异来源 Source of variation	TC	TN	TOC	TP	C：N	C：P	N：P
管道铺设 Pipeline installation	0.013*	0.000***	0.000***	0.730	0.410	0.000***	0.000***
沉积物深度 Sediment depth	0.220	0.072	0.190	0.003**	0.003**	0.000***	0.740
离岸距离 Offshore distance	0.001**	0.001**	0.043	0.001**	0.001**	0.001**	0.004**
管道铺设×沉积物深度 Pipeline installation×Sediment depth	0.871	0.788	0.184	0.167	0.037*	0.185	0.487
管道铺设×离岸距离 Pipeline installation×Offshore distance	0.042*	0.330	0.002	0.222	0.954	0.001**	0.011*
沉积物深度×离岸距离 Sediment depth×Offshore distance	0.281	0.590	0.741	0.009**	0.219	0.001**	0.054
管道铺设×离岸距离×沉积物深度 Pipeline installation×Offshore distance×Sediment depth	0.946	0.046*	0.438	0.567	0.231	0.738	0.121

注：*、**、***分别表示在0.05、0.01、0.001水平上具有显著性；下同

Note: *, **, and *** indicate significance at the levels of 0.05, 0.01, and 0.001, respectively; similarly hereinafter.

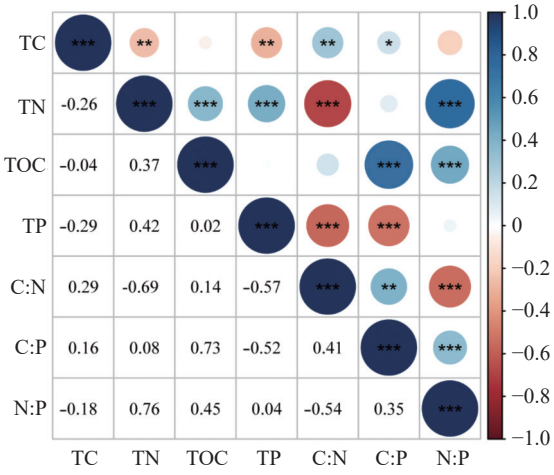


图 7　管道铺设下垂直和水平方向上沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征的 Spearman 相关性分析

Fig. 7　Spearman correlation of sediment C, N, P contents and stoichiometric characteristics in vertical and horizontal directions under pipeline laying

情况, 有助于理解生态系统的整体功能[30]。本研究发现, 研究区的沉积 C、N、P 及生态化学计量特征呈现出中高程度的变异性, 具体表现为 A 区 TN 和 TOC 显著高于 B 区, TC 则相反。TN 和 TOC 的差异可能归因于管道铺设对有机碎屑的截流作用[31], 能有效拦截泥沙与有机颗粒并增加泥沙密度, 从而促进沉积物有机质和 N 源的积累, 这与拦砂坝的作用类似[32]。B 区沉积物因水流扰动减少, 氧气渗透受限, 形成厌氧微环境。厌氧条件抑制好氧微生物的分解作用, 导致沉积物 TOC、TN 的积累。其次, 管道为底栖生物、微生物等的生长提供潜在附着基质, 这些生物在生长、死亡后进一步为沉积物提供额外的有机质和 N 源[33]。沉积物 TC 是 TOC 和总无机碳(TIC)的和, A 区相对于 B 区 TOC 高而 TC 低, 则说明 A 区的 TIC 相对较少, 这可能是因为在厌氧环境下, 微生物驱动的酸化作用, 降低沉积物 pH, 促进碳酸盐溶解成为可溶性钙离子和碳酸氢根, 导致 TIC 随孔隙水的迁移消失[34]。还有可能是硫酸盐还原菌活动增强, 在厌氧条件下将硫酸盐还原为硫化氢, 进一步与碳酸盐反应生成可溶性硫化物, 加速 TIC 的化学风化[35−36]。

C∶N 的变化不仅能体现沉积物有机质的矿化程度, 还可用于预估沉积物有机质及植物残体的分解速度, 其值越低对应较高的分解速率[37−38]。在 0 ~ 10 cm 沉积物中, A 区的 C∶N 小于 B 区, 而在 10 ~ 20 cm 沉积物中则相反, 研究结果表明管道铺设和沉积物深度的交互作用对 C∶N 有影响, 这可能是因为在 0 ~ 10 cm 沉积物中, A 区可能有管道维护等人为扰动或局部水流, 形成微氧环境, 促进好氧微生物活动, 加速有机质分解, 加之短暂的好氧条件抑制微生物的反硝化作用, 减少 N 的流失, 提高 TN 留存效率, 导致 C∶N 低于 B 区; 而在 10 ~ 20 cm 沉积物中, A 区可能因管道扰动导致沉积物压实, 氧气渗透深度减少, 形成强还原环境。而厌氧分解效率低, 导致木质素、脂类等高 C∶N 有机碳积累。在 B 区由于潮汐作用或生物扰动(如蟹类活动), 氧气渗透较深, 好氧微生物持续分解有机物, TOC 损失更多, C∶N 相对较低。其次, N 的垂向迁移限制也可能是导致 C∶N 差异的因素, A 区深层铵态氮(NH_4^+)可能由于黏土矿物吸附, 难以向上迁移至表层, 深层 TN 相对减少, C∶N 升高[39]。此外, B 区深层 Fe^{3+}氧化层可能更稳定, 通过“P 陷阱”固定 PO_4^{3-}, 而管道区厌氧条件下 Fe^{3+}还原为 Fe^{2+}, 释放 P 并可能促进微生物对 N 的竞争性利用, 间接提高 C∶N[40, 41]。沉积物 C∶P 是 P 元素矿化能力的反映, 其值越小, P 在沉积物中的利用率越高[42]。本研究发现 A 区不同深度中沉积物 C∶P 均大于 B 区, 可能是因为 A 区具有较高的 C∶P, 微生物分解沉积物有机质受 P 的限制较大, P 的生物有效性较低。沉积物 N∶P 可以反映沉积物的营养供应状况, 为生态系统中的 N 和 P 限制提供见解[43], 研究区沉积物 N∶P 均小于 16, 表明该区域主要受到 N 限制[6]。本研究发现 A 区不同深度沉积物 N∶P 比 B 区高, 管道铺设缓解了沉积物的 N 限制, 使得比值上升, 这可能是因为管道更易富集 N 源, 而 P 常受铁氧化物、钙质矿物等多种组分的固定影响, 管道的存在对 P 的积累作用有限[44−45]。

3.2　管道铺设和离岸距离对沉积物 C、N、P 及化学计量特征的影响　本研究发现, 在垂直方向上, 只有 C∶N 受沉积物深度和管道交互作用影响, 其余指标垂向分布变化不大。在水平方向上, 管道铺设和离岸距离的交互作用只对沉积物 TC、TOC 和 C∶P 有显著影响, 但 TC、TN、TP、C∶N、C∶P 和 N∶P 均受离岸距离的显著影响(P<0.05)。随着离岸距离的增加, A 区沉积物的 TC、TOC、C∶P、C∶N 的下降趋势大于 B 区。相关性分析表明, TC 与 TP、C∶N 呈显著负相关和

正相关；TOC 与 C∶P 呈显著正相关；C∶N 与 TN 呈显著负相关。

TC 与 TP 呈负相关可能是管道铺设扰动沉积物导致再悬浮增加，再悬浮的颗粒有机质暴露于高氧水体中加速氧化分解，从而降低 TC[32]。与此同时，沉积物中的铁、铝、钙等金属离子与水体中的 PO_4^{3-}结合，形成不溶性的磷酸盐沉淀，增加 TP[46]。此外，TC 与 C∶N 也存在负相关关系，这可能是随着离岸距离的增加，水动力的改变，沉积物孔隙水交换改善，氧气渗透深度增加，好氧微生物活性升高，微生物分解有机质速率增加，导致 TOC 和 C∶N 下降[47]。TOC 与 C∶P 的呈显著正相关，而 TN 与 C∶N 呈显著负相关，这是由于有机质在近岸区域的沉积速率相对较快，随着离岸距离的增加，沉积速率减慢，TOC 下降[48]；而 TN、TP 随着离岸距离的增加而增加可能是离岸区更接近外源性养殖尾水管口，人为营养盐的输入导致 TN、TP 负荷增加。此外，随着离岸距离的增加，氧化条件增强，抑制反硝化细菌活性，减少 N 以气态形式（N_2、N_2O）的损失，导致 TN 净积累[49]。其次，好氧条件促进氨氧化细菌和亚硝酸盐氧化细菌的活性，将 NH_4^+转化为 NO_3^-，后者易被吸附或参与同化作用，增加 TN 留存[50]。近岸区厌氧环境下，Fe^{3+}还原为 Fe^{2+}，导致结合态 P 释放至孔隙水；而随着氧化条件恢复 Fe^{3+}，重新固定 P，但外源输入可能掩盖这一效应[51]。受干湿沉降的影响，随着离岸距离的增加，大气沉降的影响更加显著，从而导致 TN、TP 的增加，进而使得 C∶P 和 C∶N 下降[52]。TN 与 N∶P 之间呈显著正相关，可能是 TN 受大气沉降的影响比 TP 更大，导致 N∶P 的增加，使近岸沉积物的 N 限制强于远岸[53]。此外，随着离岸距离增加，沉积物中 TOC 减少，导致颗粒态 P 的吸附能力下降[54]，更多的 P 以溶解态存在，从而沉积物的 TP 升高，同时 TOC 减少导致 C∶N 降低，表现出 TP 和 C∶N 的负相关。

管道铺设虽能够富集沉积物中的 TOC 和 N，但由于缺乏生产者（如盐沼植物、大型藻类）对养分的固定，这些 C、N 难以长期稳定贮存。TOC 作为碳汇是有益的，但在潮汐冲刷或微生物活动驱动下，大量不稳定的 C、N 可能向水体释放，引起藻类过度生长和富营养化，消耗水体溶解氧、导致生物缺氧、水质恶化；向大气释放，加剧温室效应等连锁生态风险[55]。但值得注意的是，随着离岸距离增加，A 区与 B 区的 C、N、P 差异逐渐缩小，这与其水动力交换增强、管道截流作用减弱密切相关。因此在管道铺设选址上，需要优先远离敏感生境，采用深层埋置式安装，规避高生产力区，减少对 C、N 固定功能的干扰。此外，选择水动力较强的远岸区域铺设管道，利用自然交换能力削弱养分富集风险。结合人工湿地修复技术。如在管道铺设区周边移植耐污型盐沼植物或人工海草床，通过根系固 C 和吸收溶解 N、P 提升养分稳定性。因此，沉积物 C、N 含量在时间尺度上变化的进一步评估及其稳定性的评估至关重要。

4 结 论

为了理解人为干扰湿地退化的原因，本研究考察了管道铺设对沉积物 C、N、P 及其生态化学计量特征的影响。结果表明：1）管道铺设对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征有显著影响。具体而言，A 区 TOC、TN、C∶P 和 N∶P 显著高于 B 区，而 TC 和 C∶N 却相反，对 TP 无显著影响。2）离岸距离是影响沉积物 C、N、P 含量及生态化学计量特征的关键因素。沉积物 TC、TN、TP、C∶N、C∶P 和 N∶P 均受离岸距离的显著影响，其中 TC、TOC、C∶N 和 C∶P 随离岸距离增加而减少，TN 和 TP 则随离岸距离增加而增多。3）在管道铺设与离岸距离交互作用的影响下，A 区沉积物的 TC、TOC、C∶N 和 C∶P 的水平变化幅度比 B 区更大。总体上，在近岸差异大于远岸，表明随着离岸距离的增加会削弱管道对沉积物 C、N、P 及生态化学计量特征的影响。后续可从时间尺度评估沉积物 C、N、P 稳定性的变化，定量评估离岸距离和潮汐水动力对沉积物的影响，为近海管道的选址、铺设方式及后续生态恢复措施提供科学依据，兼顾经济效益与环境保护，如可避开生态敏感区集中开挖沟渠，延伸至水动力交换较强的区域，将管道埋置在沟中，集中管理等，为科学规划近海工程及保护海洋生态环境奠定坚实基础。

参考文献：

[1] Wang X X, Xiao X M, Xu X, et al. Rebound in China's coastal wetlands following conservation and restoration[J]. Nature Sustainability, 2021, 4(12): 1076−1083. https://doi.org/10.1038/s41893-021-00793-5

[2] Osland M J, Chivoiu B, Enwright N M, et al. Migration and transformation of coastal wetlands in response to rising seas[J]. Science Advances, 2022, 8(26): eabo5174. https://doi.org/10.1126/sciadv.abo5174
[3] Cui L L, Li G S, Zhao M, et al. Quantifying the cumulative effects of large-scale reclamation on coastal wetland degradation[J]. Land, 2024, 13(9): 1404. https://doi.org/10.3390/land13091404
[4] Zhao H X, Zhang S B, Yang W, et al. Coupling and decoupling of soil carbon and nutrients cycles at different salinity levels in a mangrove wetland: insights from CUE and enzymatic stoichiometry[J]. Science of the Total Environment, 2024, 922: 171039. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171039
[5] Achat D L, Augusto L, Gallet-budynek A, et al. Future challenges in coupled C–N–P cycle models for terrestrial ecosystems under global change: a review[J]. Biogeochemistry, 2016, 131(1): 173−202. https://doi.org/10.1007/s10533-016-0274-9
[6] 王绍强, 于贵瑞. 生态系统碳氮磷元素的生态化学计量学特征[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3937−3947. https://doi.org/10.3321/j.issn:1000-0933.2008.08.054
[7] Yu J B, Zhan C, Li Y Z, et al. Distribution of carbon, nitrogen and phosphorus in coastal wetland soil related land use in the Modern Yellow River Delta[J]. Scientific Reports, 2016, 6: 37940. https://doi.org/10.1038/srep37940
[8] 严维兵, 饶文波, 栗天宁, 等. 江苏沿海沉积物有机磷含量、总有机碳、总氮与同位素特征及有机质来源解析[J]. 地球科学与环境学报, 2024, 46(1): 67−80. https://doi.org/10.19814/j.jese.2023.06026
[9] 农业农村部渔业渔政管理局. 2023 年全国渔业经济统计公报发布[J]. 水产科技情报, 2024, 51(4): 269.
[10] Liu X Q, Lan C Y, Zhu L H, et al. Sediment resuspension as a driving force for organic carbon transference and rebalance in marginal seas[J]. Water Research, 2024, 257: 121672. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121672
[11] Li Z W, Wang X F, Xiong J Y, et al. Flow structure, bed morphology and contaminated sediment transport at the confluences of pipe and channel[J]. Environmental Fluid Mechanics, 2024, 24(3): 367−385. https://doi.org/10.1007/S10652-024-09989-7
[12] Boix-fayos C, Nadeu E, Quiñonero J M, et al. Sediment flow paths and associated organic carbon dynamics across a Mediterranean catchment[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 2015, 19(3): 1209−1223. https://doi.org/10.5194/hess-19-1209-2015
[13] 谢海清. 基于 FVCOM 的中国近海潮流及潮汐能数值模拟研究[D]. 长沙: 长沙理工大学, 2018.
[14] Kuhn N J, Hoffmann T, Schwanghart W, et al. Agricultural soil erosion and global carbon cycle: controversy over?[J]. Earth Surface Processes and Landforms, 2009, 34(7): 1033−1038. https://doi.org/10.1002/esp.1796
[15] Smith J C, Galy A, Hovius N, et al. Runoff-driven export of particulate organic carbon from soil in temperate forested uplands[J]. Earth and Planetary Science Letters, 2013, 365: 198−208. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2013.01.027
[16] Kirkels F M S A, Cammeraat L H, Kuhn N J. The fate of soil organic carbon upon erosion, transport and deposition in agricultural landscapes-a review of different concepts[J]. Geomorphology, 2014, 226: 94−105. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.07.023
[17] Knorr S, Weisener C G, Phillips L A. Agricultural land management alters the biogeochemical cycling capacity of aquatic and sediment environments[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2023, 357: 108661. https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108661
[18] Kemp D B, Sadler P M, Vanacker V. The human impact on North American erosion, sediment transfer, and storage in a geologic context[J]. Nature Communications, 2020, 11(1): 6012. https://doi.org/10.1038/s41467-020-19744-3
[19] De jong E, Button R G. Effects of pipeline installation on soil properties and productivity[J]. Canadian Journal of Soil Science, 1973, 53(1): 37−47. https://doi.org/10.4141/cjss73-005
[20] Abernethy R K, Gosselink J G. Environmental conditions of a backfilled pipeline canal four years after construction[J]. Wetlands, 1988, 8(2): 109−121. https://doi.org/10.1007/BF03160596
[21] 许申来, 陈利顶, 陈忱, 等. 管道工程建设对沿线地区农业土壤养分的影响: 以西气东输冀宁联络线为例[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(2): 627−635. https://doi.org/10.3321/j.issn:1672-2043.2008.02.042
[22] 徐步欣, 张剑, 郎尚昆, 等. 海南文昌沿岸海草床的现状及其退化因素分析[J]. 应用海洋学学报, 2022, 41(4): 614−624. https://doi.org/10.3969/J.ISSN.2095-4972.2022.04.007
[23] 肖玉林, 施凯, 许强. 海南岛热带典型天然牡蛎礁生态系统营养结构与功能评价[J]. 生态学报, 2025, 45(4): 1697−1710. https://doi.org/10.20103/j.stxb.202405081029
[24] Qin Y Q, Ren X Y, Zhang Y K, et al. Distribution characteristics of antibiotic resistance genes and microbial diversity in the inshore aquaculture area of Wenchang, Hainan, China[J]. Science of the Total Environment, 2024, 914: 169695. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169695
[25] Ma Z W, Wu Y A, Zhao S Q, et al. The role of tidal creeks in shaping carbon and nitrogen patterns in a Chinese salt marsh[J]. Frontiers in Marine Science, 2024, 11: 1361474. https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1361474
[26] Anderson T H, Domsch K H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 1989, 21(4): 471−479. https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90117-X
[27] Hu M J, Wang J T, Sardans J, et al. Coastal conversion alters topsoil carbon, nitrogen and phosphorus stocks and stoichiometric balances in subtropical coastal wetlands[J]. Science of the Total Environment, 2024, 944: 174011. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174011
[28] Mair P, Wilcox R. Robust statistical methods in R using the WRS2 package[J]. Behavior Research Methods, 2020, 52(2): 464−488. https://doi.org/10.3758/s13428-019-01246-w
[29] De haan J R, Bauerschmidt S, Van schaik R C, et al. Robust ANOVA for microarray data[J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 2009, 98(1): 38−44. https://doi.org/10.1016/j.chemolab.2009.04.011
[30] Lu S S, Zhou N Q, Cai Y, et al. Ecological stoichiometry of carbon, nitrogen and phosphorus in deep sediments within the critical zone of south Dongting Lake wetland, China[J]. Journal of Soil Science and

Plant Nutrition, 2024, 24(4): 6389−6403. https://doi.org/10.1007/s42729-024-01976-7
[31] Franzen M O, Silva P, Siegle E, et al. Influence of long jetties on estuarine and coastal hydrodynamics in a microtidal estuary[J]. Regional Studies in Marine Science, 2023, 59: 102809. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102809
[32] Luo W G, Lu J, Zhu S L, et al. Investigation of the impact of hydrodynamic conditions on sediment resuspension in shallow lakes[J]. International Journal of Digital Earth, 2022, 15(1): 1676−1691. https://doi.org/10.1080/17538947.2022.2131007
[33] Huang S Y, Li Q, Qiu X H, et al. Benthic foraminiferal assemblages in the coastal zone of the Yellow River Delta: environmental significance and characteristics of microbial diversity[J]. Continental Shelf Research, 2024, 275: 105183. https://doi.org/10.1016/j.csr.2024.105183
[34] 连宾, 陈烨, 朱立军, 等. 微生物对碳酸盐岩的风化作用[J]. 地学前缘, 2008, 15(6): 90−99. https://doi.org/10.3321/j.issn:1005-2321.2008.06.012
[35] 陈柯江, 黄友达, 董美君, 等. 电缆细菌: 水生态系统中的“生物电缆”驱动元素循环与生态修复[J]. 微生物学报, 2024, 64(12): 4578−4592. https://doi.org/10.13343/j.cnki.wsxb.20240478
[36] 韦世金, 孟倪, 韦钦胜, 等. 沉积物活性铁锰特征对比研究及其对有机碳矿化的意义: 以长江口、黄海中部陆架泥质区和黄河口为例[J]. 海洋科学进展, 2024, 42(4): 643−662. https://doi.org/10.12362/j.issn.1671-6647.20230823002
[37] 杨霞, 陈丽华, 郑学良. 不同林龄油松人工林土壤碳、氮和磷生态化学计量特征[J]. 中国水土保持科学, 2021, 19(2): 108−116. https://doi.org/10.16843/j.sswc.2021.02.014
[38] Xie Z X, Li H N, Yuan Y, et al. The spatial patterns and driving mechanisms of blue carbon ‘loss’ and ‘gain’ in a typical mangrove ecosystem: a case study of Beihai, Guangxi Province of China[J]. Science of the Total Environment, 2023, 905: 167241. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167241
[39] Alshameri A, He H P, Zhu J X, et al. Adsorption of ammonium by different natural clay minerals: Characterization, kinetics and adsorption isotherms[J]. Applied Clay Science, 2018, 159: 83−93. https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.11.007
[40] Slomp C P, Mort H P, Jilbert T, et al. Coupled dynamics of iron and phosphorus in sediments of an oligotrophic coastal basin and the impact of anaerobic oxidation of methane[J]. PLoS One, 2013, 8(4): e62386. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062386
[41] Li X Y, Cheng X Y, Cheng K K, et al. The influence of tide-brought nutrients on microbial carbon metabolic profiles of mangrove sediments[J]. Science of the Total Environment, 2024, 906: 167732. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167732
[42] Cleveland C C, Liptzin D. C: N: P stoichiometry in soil: is there a “redfield ratio” for the microbial biomass?[J]. Biogeochemistry, 2007, 85(3): 235−252. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9132-0
[43] 陆帅帅, 周念清, 蔡奕, 等. 湖泊湿地潜流带沉积物碳氮磷生态化学计量特征[J]. 地球科学, 2025, 50(4): 1651−1662. https://doi.org/10.3799/dqkx.2024.069
[44] Mei K, Liu J C, Xue L Y, et al. Stimulation of oxalate root exudate in arsenic speciation and fluctuation with phosphate and iron in anoxic mangrove sediment[J]. Marine Pollution Bulletin, 2023, 189: 114823. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114823
[45] Jan J, Borovec J, Kopáček J, et al. Assessment of phosphorus associated with Fe and Al (hydr)oxides in sediments and soils[J]. Journal of Soils and Sediments, 2015, 15(7): 1620−1629. https://doi.org/10.1007/s11368-015-1119-1
[46] 朱伟, 侯豪, 刘环, 等. 太湖底泥磷释放量及释放规律的研究综述[J]. 湖泊科学, 2025, 37(1): 14−35. https://doi.org/10.18307/2025.0102
[47] Yang M L, Liu N, Wang B L, et al. Stepwise degradation of organic matters driven by microbial interactions in China´s coastal wetlands: evidence from carbon isotope analysis[J]. Water Research, 2024, 250: 121062. https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.121062
[48] Zhang W Y, Wang Y F, Fang F T, et al. Characterization of sediment organic matter in the outer Yangtze River Estuary using stable isotopes, optical techniques, and FT-ICR-MS: implications for the carbon burial mechanism[J]. Water Research, 2024, 267: 122512. https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122512
[49] Lie E W, Welander T. Influence of dissolved oxygen and oxidation–reduction potential on the denitrification rate of activated sludge[J]. Water Science and Technology, 1994, 30(6): 91−100. https://doi.org/10.2166/wst.1994.0256
[50] 严登华, 王刚, 金鑫, 等. 滦河流域不同土地利用类型土壤微生物量 C、TN、TP 垂直分异规律及其影响因子研究[J]. 生态环境学报, 2010, 19(8): 1844−1849. https://doi.org/10.3969/j.issn.1674-5906.2010.08.013
[51] 董潇, 王晓, 宋新桓, 等. 云龙湖沉积物碱性磷酸酶活力特征及其对氮、磷元素的作用[J]. 湿地科学, 2009, 7(4):368−372.https://doi.org/10.13248/j.cnki.wetlandsci.2009.04.008
[52] 张孟桑, 陈志辉, 徐敏, 等. 不同污染天气下大气颗粒物及化学成分干沉降通量的粒径演变特征[J]. 生态环境学报, 2024, 33(12): 1882−1890. https://doi.org/10.16258/j.cnki.1674-5906.2024.12.006
[53] Zhu J X, Wang Q F, He N P, et al. Imbalanced atmospheric nitrogen and phosphorus depositions in China: implications for nutrient limitation[J]. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 2016, 121(6): 1605−1616. https://doi.org/10.1002/2016JG003393
[54] 王爱萍, 杨守业, 周琪. 长江口崇明东滩湿地沉积物对磷的吸附特征[J]. 生态学杂志, 2006, 25(8): 926−930. https://doi.org/10.3321/j.issn:1000-4890.2006.08.011
[55] 梁乐文, 侯佳林, 隋维康, 等. 海洋沉积物微生物介导有机碳转化研究进展[J]. 微生物学报, 2023, 63(5): 1771−1786. https://doi.org/10.13343/j.cnki.wsxb.20230305

Coupling effects of pipeline installation and offshore distance on sediment properties and ecological stoichiometry in coastal wetlands

Lei Peng[1,2#], Huang Wanxin[1,2], Liu Zihan[1,2], Liu Yongfu[1,2], Fu Yunfan[1,2], Mao Wei[1,2*]

（1. School of Ecology, Hainan University, Haikou, Hainan 570228, China; 2. Hainan University Qionghai Research Institute for Carbon Neutral Industry and Technology Innovation, Qionghai, Hainan 571434, China）

Abstract: With the intensification of aquaculture and the over-exploitation of offshore fishery resources, the fishery economy in coastal areas has shown a rapid growth trend. This development has directly led to the demand for large-scale construction of water intake and drainage pipeline systems. As the core carrier of material cycling in coastal wetlands, the speciation and ecological stoichiometric characteristics of carbon (C), nitrogen (N), and phosphorus (P) in sediments are key indicators for assessing the sources and degradation status of organic matters. The construction of pipelines may further alter the C, N and P speciation and ecological stoichiometric characteristics of sediments by changing hydrodynamic conditions, sedimentation processes, and microbial organic matter degradation processes. The pipeline-laid area (Area A) and the natural tidal flat area (Area B) in Wenchang City, Hainan Province were selected to analyze the impact of pipeline laying on the C, N and P contents and ecological stoichiometric characteristics of sediments. The results showed that the total nitrogen (TN) and total organic carbon (TOC) contents, carbon-to-phosphorus ratio (C∶P), and nitrogen-to-phosphorus ratio (N∶P) were significantly higher in Area A than in Area B (+53.3%, +38.0%, +52.4%, +50.0%), while the total carbon (TC) content and carbon-to-nitrogen ratio (C∶N) were lower (−8.7%, −21.8%). In addition, the contents of C, N, and P in sediments and their ecological stoichiometric characteristics also changed the horizontal distribution pattern with increasing distance from the shore. Specifically, TC and TOC contents, C∶N, and C∶P in sediments decreased with increasing distance from the shore, while TN and TP contents showed the opposite trend. Under the interaction of pipeline laying and distance from the shore, the changes in TC and TOC contents, C∶N, and C∶P were greater in Area A than in Area B, and the differences were more significant near the shore than far from the shore. All these results indicate that pipeline laying and distance from the shore are important factors affecting the C, N and P contents and ecological stoichiometric characteristics of sediments, and the interaction between distance from the shore and pipeline laying weakens the impact on the C, N and P contents and ecological stoichiometric characteristics of sediments.

Keywords: sediment; pipeline laying; coastal wetland; offshore distance; C, N and P distribution; ecological stoichiometric characteristics

(责任编辑:钟云芳)