海洋学报 Haiyang Xuebao
ISSN 0253-4193
CN 11-2055/P

海南省三亚市红树林湿地海洋线虫群落特征及其影响因子

杨幼晨，张德梅，慕芳红，华尔

Characteristics and their influencing factors of marine nematode communities in mangrove wetlands of Sanya City, Hainan Province

Yang Youchen, Zhang Demei, Mu Fanghong, Hua Er

在线阅读 View online: https://doi.org/10.12284/hyxb2024118

杨幼晨, 张德梅, 慕芳红, 等. 海南省三亚市红树林湿地海洋线虫群落特征及其影响因子[J]. 海洋学报, 2024, 46(11): 91–105, doi:10.12284/hyxb2024118

Yang Youchen, Zhang Demei, Mu Fanghong, et al. Characteristics and their influencing factors of marine nematode communities in mangrove wetlands of Sanya City, Hainan Province[J]. Haiyang Xuebao, 2024, 46(11): 91–105, doi:10.12284/hyxb2024118

海南省三亚市红树林湿地海洋线虫群落特征及其影响因子

杨幼晨[1], 张德梅[1,2], 慕芳红[1], 华尔[1*]

(1. 中国海洋大学 海洋生命学院, 山东 青岛 266003; 2. 中共烟台市委组织部, 山东 烟台 264003)

摘要: 本研究于 2020 年 11 月在海南亚龙湾青梅港红树林自然保护区和三亚河红树林自然保护区采集沉积物样品, 开展了海洋线虫的群落特征及影响因子研究。研究结果显示, 青梅港红树林海洋线虫平均丰度为 (80.4 ± 40.3) ind./cm², 三亚河红树林的为 (96.7 ± 55.6) ind./cm², 两处红树林湿地海洋线虫平均丰度为 (88.5 ± 47.1) ind./cm², 海洋线虫丰度在两红树林湿地间存在显著差异。共鉴定海洋线虫 77 种, 隶属于 56 属, 21 科 7 目。青梅港红树林的优势属为新色矛线虫属(*Neochromadora*)、微口线虫属(*Terschellingia*)、拟单宫线虫属(*Paramonohystera*)、吞咽线虫属(*Daptonema*)、链环线虫属(*Desmodora*), 以刮食性线虫为优势摄食类型; 三亚河红树林的优势属为微口线虫属(*Terschellingia*)、萨巴线虫属(*Sabatieria*)、游咽线虫属(*Eleutherolaimus*)、拟齿线虫属(*Parodontophora*)和折咽线虫属(*Ptycholaimellus*), 以选择性沉积食性线虫为主; 两红树林湿地共同的优势属为微口线虫属。海洋线虫群落结构在两红树林均具空间差异, 海洋线虫群落在两红树林之间分化, 但差异并不显著。沉积物有机质含量和脱镁叶绿酸含量是影响三亚河红树林海洋线虫丰度和群落结构的重要因素; 红树植被类型的差异可能在一定程度上对青梅港红树林海洋线虫的丰度及群落结构产生影响; 沉积物粒度特征、海水 pH 值和盐度等的差异可解释两处红树林选定站点海洋线虫群落的分化。此外, 青梅港红树林存在污水工程、港口建设和旅游业的发展, 三亚河红树林存在人为砍伐、筑堤、盐田开辟、养虾池废水排放, 两地存在的不同污染也可能是导致红树林海洋线虫群落分化的原因。

关键词: 红树林; 海洋线虫; 种类组成; 摄食结构; 三亚

中图分类号: Q178.53 **文献标志码:** A **文章编号:** 0253−4193(2024)11−0091−15

1 引言

红树林是热带与亚热带海滩潮间带的木本植物群落, 是众多水生和陆生动物的栖息地, 作为河口海岸带生态系统重要的初级生产者, 为经济鱼类、软体动物和甲壳动物提供了食物来源[1]。作为一种处于陆地生态系统与海洋生态系统过渡带的湿地生态系统, 红树林在维持海湾河口生态系统的稳定和生态平衡中起着重要的作用[2]。红树林是最具生产力的水生生态系统之一, 为生态系统功能和人类需求提供了丰富多样的生物资源[3]。此外, 红树林在防风消浪、促淤保滩、固岸护堤、净化海水和空气等方面具有重要作用[4]。

小型底栖动物(meiofauna)是指分选时能通过 0.5 mm 孔径网筛, 但被 0.042 mm(或 0.031 mm)孔径

收稿日期: 2024−02−24; **修订日期:** 2024−10−29。

基金项目: 国家自然科学基金(41976100)。

作者简介: 杨幼晨(2000—), 女, 河南省南阳市人, 研究方向为底栖生态学。E-mail: 21220613002@stu.ouc.edu.cn

*** 通信作者:** 华尔, 副教授, 主要从事底栖生态学研究。E-mail: huaer@ouc.edu.cn

的网筛截留的后生动物。小型底栖动物是许多经济鱼、虾和贝类幼体阶段的优质饵料，也是沉积物中有机碎屑的摄食者和分解者，是底栖细菌、微藻的主要消耗者，在底栖生态系统的物质循环和能量流动中起重要作用[5]。自由生活海洋线虫（以下简称“海洋线虫”）是小型底栖动物的最优势类群，世代周期短，对环境变化较为敏感，近 40 a 来已被成功用作生物、环境或物理扰动的指标，成为海洋环境质量评估中重要的指示生物[6]，其多样性指数和群落分布格局的变化可以作为环境监测的工具[7]。

我国红树林主要分布于东南沿海的海湾和河口，其自然分布界于海南的榆林港（18°09′N）至福建的福鼎（27°20′N），人工引种最北边是浙江乐清县[8]。关于红树林生态系统中小型底栖动物的研究集中在广西、广东、福建、海南等地。国内学者相继开展红树林生境小型底栖动物生物学及生态学研究，研究内容涵盖了不同地区红树林小型底栖动物和海洋线虫的丰度、生物量、类群组成及其对环境因子的响应等方面，研究地涉及福建的厦门湾、同安湾、鳄鱼屿、泉州洛阳江口、漳江口、九龙江口红树林[9−17]，广西的北海、防城港红树林[15, 18−19]，广东的深圳福田、湛江高桥、湛江特呈岛红树林[20−23]及台湾红树林[24]等。以上研究发现，红树林生境小型底栖动物及海洋线虫的丰度和群落结构具有空间差异和季节变化，其群落结构差异与不同植被类型、树龄、不同的红树植物形成的沉积物特征及有机质含量等有关[10−11, 21, 25]。

海南省属热带季风气候，全年暖热，雨量充沛，干湿季节明显，气候资源多样，红树林总面积达 5 724 hm^2，集中分布于海口、文昌和儋州，在澄迈、临高、东方、三亚、陵水等沿海县市呈零星分布[26]。三亚市地处海南省南端，年平均气温为 25.5℃，年平均降水量为 1 279 mm[27]，沿海有天然红树林分布。三亚亚龙湾青梅港红树林自然保护区和三亚河红树林自然保护区植物种类丰富，植株高大，终年常绿，是典型的热带红树林[28−29]。迄今为止，对海南省红树林小型底栖动物（包括海洋线虫）群落结构和功能的认识非常有限，仅有刘均玲[30−31]、袁超[32]、何永姑[33]、邹明明[25]、王娟[34]等在新英港红树林和东寨港红树林开展的研究，关于三亚市天然分布的红树林海洋线虫及其环境因子的研究暂无相关报道。本研究利用 2020 年 11 月于三亚亚龙湾青梅港红树林自然保护区和三亚河红树林自然保护区内采集的样品，探究三亚不同红树林保护区海洋线虫的群落结构及其与环境因子的关系，以期为三亚红树林湿地的生态系统健康评价提供数据参考，为三亚沿海近岸的生物资源开发利用和保护提供科学依据。

2 材料与方法

2.1 研究区域概况

三亚亚龙湾青梅港红树林自然保护区（以下简称“青梅港红树林”）属热带海洋性季风气候，年平均日照为 2 523.5 h，年平均降水量为 1 280.6 mm，年平均气温为 25.5℃；保护区内土壤类型主要为盐渍砂质土壤，其余为河口冲积淤泥；该保护区中有 26 种红树植物[35−36]。三亚河红树林自然保护区（以下简称“三亚河红树林”）属热带海洋性季风气候，年平均日照 2 534 h，年平均降水量 1 347.5 mm 左右（雨季为每年的 6−10 月），年平均气温 25.7℃；保护区内土壤类型主要为盐渍沙质壤土或沼泽盐渍土，高潮时保护区内土壤几乎被全部淹没，低潮时露出滩涂宽约 5～20 m；保护区内的红树植物沿着三亚河河岸呈带状分布，已报道有 22 种红树植物[36−37]。

2.2 站位设置与野外采样

2020 年 11 月在三亚亚龙湾青梅港红树林自然保护区（18°13′20″ N, 109°37′00″ E）和三亚河沿岸（18°14′23″ N, 109°30′31″ E）进行采样（图 1）。在三亚亚龙湾青梅港红树林自然保护区设置 3 个断面，每一个断面选择林下和光滩 2 个采样站点，共计 6 个采样站点，记为站点 Q1、Q2、Q3、Q4、Q5 和 Q6，其中，Q1、Q3、Q5 站点为光滩，Q2 和 Q4 站点的红树树种为正红树（*Rhizophora apiculata*）和榄李（*Lumnitzera racemosa*），Q6 站点的树种为拉关木（*Laguncularia racemosa*）。在三亚河沿岸选取了两个研究区域共 6 个采样点进行样品采集，记为站点 S1、S2、S3、S4、S5 和 S6。区域 1（S1、S2、S3）的主要红树树种为榄李、正红树、无瓣海桑（*Sonneratia apetala*），区域 2（S4、S5、S6）主要为正红树、红海榄（*Rhizophora stylosa*）、白骨壤（*Avicennia marina*）和杯萼海桑（*Sonneratia alba*）。

在每个站点选取未受扰动的沉积物表面进行样品的采集，用内径为 2.9 cm 的取样管（注射器改造）取 4 个样品用于小型底栖动物和海洋线虫的分析，样品取出后现场分层并单独装进样品袋中，分层为 0～2 cm，2～5 cm 和 5～10 cm。另取两个沉积物芯样进行环境因子的测定。所有样品放入−20℃ 的冷冻冰箱保存和运输。在采样区域使用水质分析仪（In-Situ, smarTROLL MP）原位测定表层海水的温度、盐度、溶解氧、pH 等。

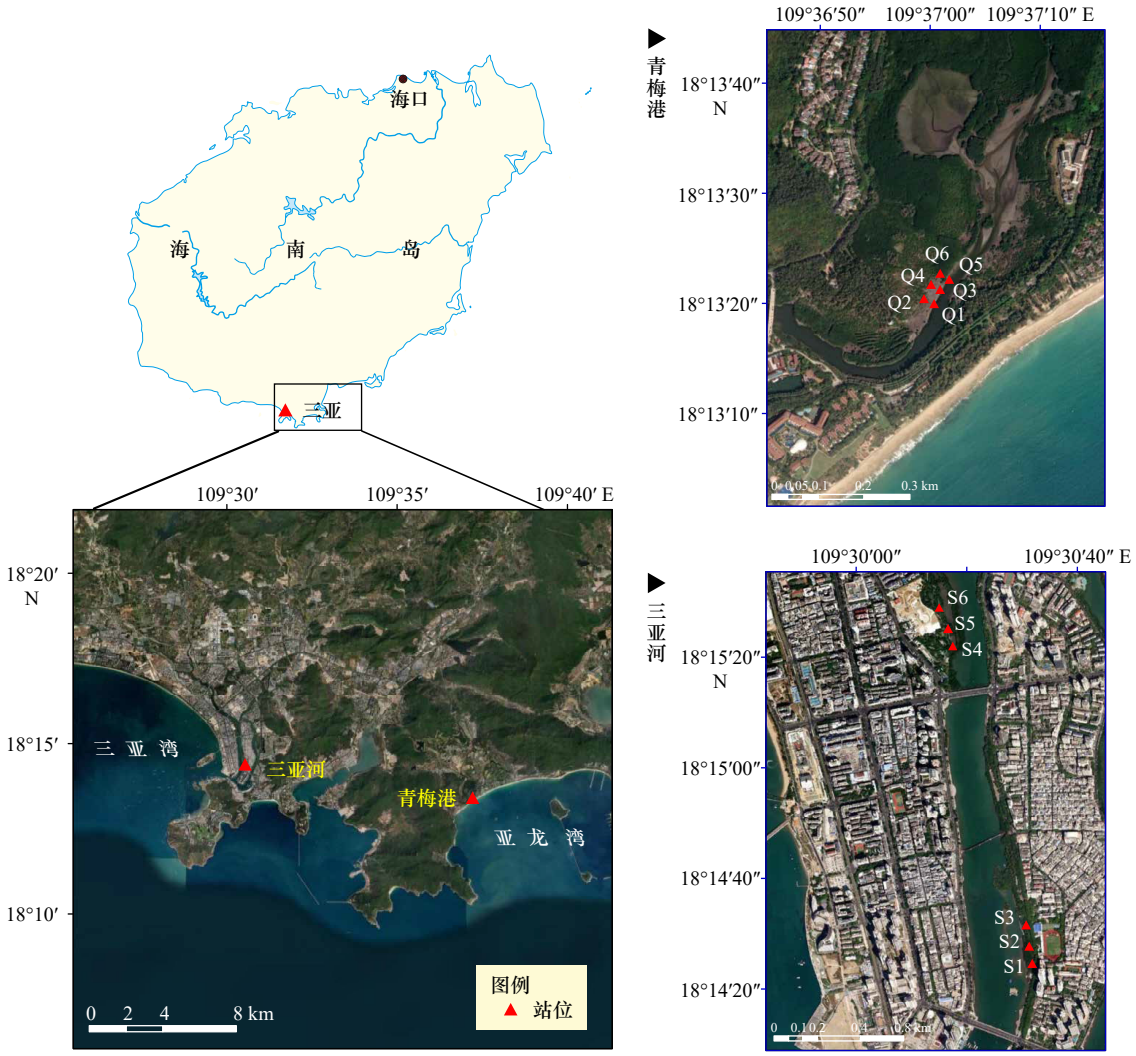

图 1　研究区域采样站点

Fig. 1　Sampling sites of the study area

2.3　样品处理

将冷冻样品置于室温下化冻，将其倒在 500 μm 和 31 μm 孔径两层网筛上，用自来水冲洗，待冲洗流出的液体澄清后，将 31 μm 孔径网筛上的沉积物样品用 Ludox-TM 溶液（比重为 1.15 g/cm^3）冲洗至 100 mL 离心管中，离心机转速 1 800 r/min 下离心 10 min，收集上清液，样品重复离心 3 次。将 3 次离心后的上清液再次通过 31 μm 孔径网筛，利用洗瓶将上清液冲入样品瓶中，加 3～5 mL 的虎红荧光染色剂，混合均匀后静置 24 h。染色后的样品用水洗瓶冲洗到培养皿中进行分选计数。按照不同的小型底栖动物类群分类、计数、保存。从分选获得的海洋线虫样品中，随机选取 200 条海洋线虫进行虫体透明后制成永久封片。利用 Olympus BX-51 型微分干涉显微镜观察海洋线虫，将其鉴定至种的水平（在属名后添加 sp.1、sp.2 等区分同一属的不同种）。

根据海洋线虫的口腔类型和取食方式，可将其划分为 4 种摄食类型：1A 型，选择性沉积食性者（selective deposit feeders），不具口腔或口腔很小，以有机颗粒碎屑为食；1B 型，非选择性沉积食性者（non-selective deposit feeders），杯状口腔，无齿，主要以腐烂的有机质碎屑为食；2A 型，刮食者或硅藻摄食者（epigrowth feeders），口腔带小齿，主要以底栖硅藻为食；2B 型，捕食者或杂食者（omnivores/predators），口腔发达，具大颚，主要以底栖硅藻或其他小型海洋线虫、多毛类幼体为食[38]。

沉积物粒度分析采用 Master Sizer 3000 型激光粒度仪进行测定，计算沉积物黏土、粉砂和砂的含量，并计算中值粒径（Medium diameter, Md, 单位为 μm）和分选系数（sorting coefficient, σ_i）。沉积物粒度参数的计算、叶绿素 *a*（Chl-*a*）和脱镁叶绿酸 *a*（Pheo-*a*）含量、沉积物有机质含量（organic matter, OM）的测定按

照《海洋调查规范》执行[39−40]。沉积物中水解单宁的测定采用福林酚−比色法[41]。

2.4 数据处理

利用 Arcgis 10.2 绘制采样区域和站点图。运用 Excel 2021 软件计算海洋线虫的丰度及种、属的优势度。丰度为单位面积内海洋线虫个体数，本研究以每 1 cm^2 内个体数表示（ind./cm^2）。优势度为研究站点某个线虫属（种）个体数占总个体数的百分比；优势度≥5% 的属（种）定义为优势属（种）[13]。

应用 SPSS 27 软件对生物数据及各环境因子进行 Pearson 相关性分析。采用单变量方差分析和 LSD 分析检验海洋线虫丰度空间分布的差异性，对于不满足方差齐性的数据采用非参数方法（Kruskal-Wallis）检验其差异性[42]。应用 R 4.3.2 软件对环境因子进行主成分分析（PCA）。应用 PRIMER 6.0 软件及 PERMANOVA 附加包进行多元统计分析，包括：对环境因子、海洋线虫群落物种组成、摄食类型组成等进行相似性检验（ANOSIM）；对海洋线虫群落物种组成进行非度量多维度分析（MDS），在进行 MDS 分析之前，对海洋线虫的丰度数据进行了二次方根转换。基于距离最佳线性模型（DistLM）分析环境因子与海洋线虫群落结构的相关性。DistLM 模型的构建基于欧氏距离矩阵（由环境变量指数导出）和 Bray-Curtis 相似性系数（由海洋线虫丰度导出），采用前进（Forward）选择程序，以校正后的 R^2 评估模型拟合的优度。在以上分析中，涉及三亚市两处红树林海洋线虫丰度及群落结构的差异和环境因子相关分析时，分别选取青梅港红树林和三亚河红树林红树树种成分基本相同的林下站点 Q2、Q4、Q6 站点（主要树种为正红树、榄李和拉关木）和 S1、S2、S3 站点（主要树种为正红树、榄李和无瓣海桑）为代表。

3 结果与分析

3.1 环境因子特征

青梅港红树林和三亚河红树林各站点的环境因子如表 1 所示。青梅港红树林海水 pH 值最大值出现在断面 2（Q3 和 Q4 站点），为 7.91，最小值出现在断面 3（Q5 和 Q6 站点），为 7.68；溶解氧含量在青梅港红树林的变化范围为 5.27～5.69 mg/L，各个站点差异不大；海水温度最大值为 30.04℃，出现在断面 3，最小值为 28.38℃，出现在断面 1（Q1 和 Q2 站点）；盐度变化范围为 3.13～3.88。三亚河红树林海水 pH 值变化范围为 8.12～8.21；溶解氧和温度变化不大，分别为 5.64～6.14 mg/L 和 26.81～26.91℃；盐度区域 2 小于区域 1，

表 1 研究站点环境因子

Table 1 Environmental factors of study sites

研究区域	采样点	pH	DO/(mg·L^{-1})	T/℃	S	σ_i	Md/μm	OM/%	Chl-a/(μg·g^{-1})	Pheo-a/(μg·g^{-1})	TY/%	Tannin/(mg·g^{-1})
青梅港	Q1	7.87	5.37	28.38	3.13	1.30	332.48	2.03	0.29	0.69	1.44	20.41
	Q2					1.32	358.79	0.80	0.99	1.30	0.66	33.70
	Q3	7.91	5.69	28.80	3.88	1.32	426.92	8.38	0.17	0.43	1.63	20.22
	Q4					1.36	360.33	1.64	0.32	0.99	2.01	19.70
	Q5	7.68	5.27	30.04	3.72	2.93	41.49	7.13	0.41	1.75	57.33	21.70
	Q6					1.36	392.35	1.33	0.43	1.45	2.00	20.09
	平均	7.82	5.44	29.07	3.58	1.60	318.73	3.55	0.43	1.10	10.84	22.64
三亚河	S1	8.21	6.14	26.91	14.12	2.34	119.96	5.86	0.50	1.73	27.08	41.45
	S2					1.12	153.43	3.99	0.79	1.50	23.48	27.70
	S3					1.61	115.76	3.18	0.25	0.76	19.87	20.74
	S4					2.42	118.27	2.73	0.63	1.98	27.54	23.96
	S5	8.12	5.64	26.81	13.05	2.83	100.71	9.52	0.52	2.75	33.42	24.22
	S6					3.08	64.70	9.05	0.86	3.77	49.30	19.06
	平均	8.17	5.89	26.86	13.59	2.23	112.14	5.72	0.59	2.08	30.11	26.19

注：pH：酸碱度；DO：溶解氧含量；T：温度；S：盐度；σ_i：分选系数；Md：中值粒径；OM：有机质含量；Chl-a：叶绿素含量；Pheo-a：脱镁叶绿酸含量；TY：粉砂黏土含量；Tannin：单宁含量。

分别为 13.05 和 14.12。现 pH 值和盐度在青梅港红树林和三亚河红树林的差别较大。

青梅港红树林中值粒径最小值出现在 Q5 站点，为 41.49 μm，最大值出现在 Q3 站点，为 426.92 μm；有机质含量变化范围为 0.80%～8.38%，各研究站点间差异较大；叶绿素 *a* 和脱镁叶绿酸含量最高值分别出现在 Q2（0.99 μg/g）和 Q5（1.75 μg/g）站点，最低值均出现在 Q3 站点，分别为 0.17 μg/g 和 0.43 μg/g；单宁含量变化范围为 19.70～33.70 mg/g。

三亚河红树林中值粒径范围是 64.70～153.43 μm，从 S4 站点到 S6 站点，中值粒径逐渐降低，粉砂黏土含量增高；有机质变化范围为 2.73%～9.52%，叶绿素 *a* 和脱镁叶绿酸含量最高值均出现在 S6 站点，分别为 0.86 μg/g 和 3.77 μg/g，最低值均出现在 S3 站点，分别为 0.25 μg/g 和 0.76 μg/g；单宁含量变化范围为 19.06～41.45 mg/g。

除中值粒径和海水温度外，三亚河红树林研究站点各个环境因子的平均值均高于青梅港红树林。青梅港红树林和三亚河红树林研究站点环境因子的主成分分析（PCA）结果如图 2 所示。第一主成分轴（PC1）与第二主成分轴（PC2）累计可解释环境变异度的 78.1%。对 PC1 贡献较大的主要是粉砂黏土含量（0.946）、分选系数（0.936）、中值粒径（−0.884）、脱镁叶绿酸（0.880）和有机质含量（0.710），对 PC2 贡献较大的是叶绿素 *a*（0.800）和单宁（0.780）。两处红树林湿地的沉积物环境因子沿第一主成分轴（PC1）轴分化，主要体现为沉积物粒度特征、脱镁叶绿酸含量以及有机质含量的差异。同时，由图 2 可以看出，两个红树林湿地选定的 6 个站点环境因子也沿 PC1 轴分化，中值粒径和粉砂黏土含量可有效地将两处红树林生境进行区分。

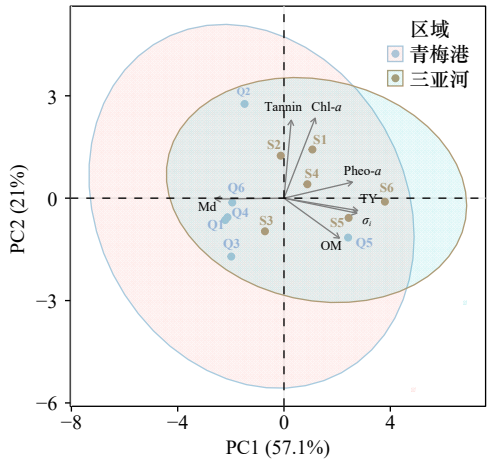

图 2　研究站点环境因子主成分分析（PCA）

Fig. 2　Principal component analysis (PCA) result of environmental factors in the study sites

3.2　海洋线虫丰度

本研究共鉴定出小型底栖动物类群 13 个。青梅港红树林共鉴定出小型底栖动物类群 13 个，海洋线虫为最优势类群，占小型底栖动物总丰度的 84.8%，其次为桡足类，占总丰度的 11.8%，轮虫类占小型底栖动物总丰度的 1.4%，其他类群占 2.0%。三亚河红树林共鉴定出小型底栖动物类群 8 个，其中海洋线虫丰度最高，占小型底栖动物总丰度的 94.3%，其次为桡足类和轮虫，分别占小型底栖动物总丰度的 2.9% 和 1.7%，其他类群仅占总丰度的 1.1%。

两处红树林湿地海洋线虫平均丰度为 (88.5 ± 47.1) ind./cm²。各个站点的海洋线虫丰度如表 2 所示。青梅港红树林 6 个研究站点的海洋线虫平均丰度为 (80.4 ± 40.3) ind./cm²，最高值出现在 Q4 站点，丰度为 (134.5 ± 65.4) ind./cm²；最低值出现在站点 Q5，丰度为 (42.9 ± 23.8) ind./cm²。对青梅港红树林的 6 个站点进行 Kruskal-Wallis 检验，结果显示不同站点间海洋线虫丰度存在显著差异（$p < 0.05$），但是在林下和光滩站点之间无显著差异（$p > 0.05$）。三亚河红树林 6 个研究站点的海洋线虫平均丰度为 (96.7 ± 55.6) ind./cm²，丰度最大站点为 S1，丰度为 (144.4 ± 39.3) ind./cm²；站点 S5 的平均丰度最低，丰度为 (23.0 ± 23.3) ind./cm²。One-way ANOVA 分析结果表明，三亚河红树林海洋线虫丰度在不同站点间存在极显著差异（$F = 12.720$, $p < 0.01$）。多重比较（LSD）表明，S5 和 S6 站点海洋线虫丰度显著低于其他站点。进一步，对两个红树林湿地所选的 6 个代表站点海洋线虫丰度进行 One-way ANOVA 分析，结果显示，海洋

表 2　两个红树林湿地的海洋线虫丰度

Table 2　Abundance of marine nematodes in the two mangrove wetlands

研究站点	丰度/(ind.·cm^{-2})	研究站点	丰度/(ind.·cm^{-2})
Q1	61.0 ± 23.2	S1	144.4 ± 39.3
Q2	125.5 ± 88.1	S2	122.4 ± 92.3
Q3	74.8 ± 52.2	S3	139.4 ± 73.5
Q4	134.5 ± 65.4	S4	122.1 ± 72.3
Q5	42.9 ± 23.8	S5	23.0 ± 23.3
Q6	43.6 ± 43.3	S6	28.7 ± 23.9
平均	80.4 ± 40.3	平均	96.7 ± 55.6

线虫丰度在青梅港红树林和三亚河红树林之间差异极显著($F = 18.203$, $p < 0.01$)。

两个红树林湿地海洋线虫的垂直结构分布显示(图 3),分布于表层(0～2 cm)、次表层(2～5 cm)和底层(5～10 cm)的海洋线虫平均百分比分别为71.4%、22.4%、6.2%,海洋线虫主要分布在表层和次表层。对不同垂直结构的海洋线虫丰度进行单因素方差分析,结果表明不同深度的海洋线虫丰度具有极显著差异($F = 29.756$, $p < 0.01$),多重比较(LSD)分析显示,海洋线虫的垂直分布在 0～2 cm, 2～5 cm 和 5～10 cm 之间均存在极显著差异($p < 0.01$)。

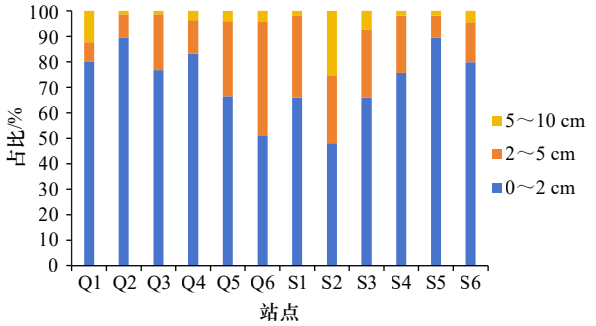

图 3 两个红树林湿地海洋线虫的垂直分布

Fig. 3 Vertical distribution of marine nematodes in the two mangrove wetlands

3.3 海洋线虫群落组成

本研究共鉴定海洋线虫 77 种,隶属于 56 属,21 科。两地共同的优势属(优势度≥5%)为微口线虫属(*Terschellingia*),其优势度在青梅港红树林和三亚河红树林分别为 19.93% 和 44.71%(表 3)。

在青梅港红树林,共鉴定出海洋线虫 55 种,隶属于 41 属,19 科。优势属(优势度≥5%)为新色矛线虫属(*Neochromadora*, 22.44%)、微口线虫属(*Terschellingia*, 19.93%)、拟单宫线虫属(*Paramonohystera*, 8.85%)、吞咽线虫属(*Daptonema*, 8.72%)、链环线虫属(*Desmodora*, 8.52%)(表 3)。各个站点的优势属如表 3 所示。优势种(优势度≥5%)为 *Neochromadora* sp.1(22.03%)、*T. longicaudata*(14.18%)、*Paramonohystera* sp.(8.87%)、*Desmodora* sp.1(7.63%)、*Terschellingia* sp.2(5.78%)、*Daptonema* sp.1(5.05%)(表 4)。

在三亚河红树林,共鉴定出海洋线虫 52 种,隶属 37 属,17 科。优势属(优势度≥5%)为微口线虫属(*Terschellingia*, 44.71%)、萨巴线虫属(*Sabatieria*, 11.41%)、游咽线虫属(*Eleutherolaimus*, 7.05%)、拟齿线虫属(*Parodontophora*, 6.33%)和折咽线虫属(*Ptycholaimellus*, 5.45%)(表 3)。各个站点的优势属如表 3 所示。优势种(优势度≥5%)依次为 *T.longicaudata*(40.09%)、*Sabatieria* sp.1(11.37%)、*Eleutherolaimus* sp.1(7.05%)和 *Parodontophora* sp.(6.33%)(表 4)。

海洋线虫种类组成的 nMDS 标序结果显示,两红树林湿地海洋线虫种类组成存在空间差异(图 4)。就青梅港红树林而言,站点分布分散,海洋线虫群落结构空间差异明显,但是在林下(Q2、Q4、Q6 站点)和光滩(Q1、Q3、Q5 站点)之间无显著差异(ANOSIM 分析结果显示, $R = -0.481$, $p = 1.00$)。三亚河红树林中,S1～S4 站点集中分布,其海洋线虫群落与 S5 和 S6 站点存在差异。但是,在区域 1(S1、S2、S3)和区域 2(S4、S5、S6)间无显著的差异(ANOSIM 分析, $R = 0.407$, $p = 0.20$)。进一步对两个红树林湿地选定的 6 个代表站点进行比较,可以看出 S1～S3 站点分布集中,而 Q2、Q4、Q6 站点分布较为分散。ANOSIM 分析结果显示,两个红树林湿地海洋线虫群落结构的差异不显著($R = 0.37$, $p = 0.20$)。

3.4 海洋线虫群落营养结构

对两地海洋线虫群落摄食类型进行分析(图 5),发现青梅港红树林和三亚河红树林摄食类型均以 1A 和 2A 型比例最高,在青梅港红树林分别占总丰度的 26.5% 和 47.7%,在三亚河分别占总丰度的 47.9% 和 26.9%。青梅港红树林的 6 个站点中,Q1、Q2、Q4 和 Q5 的海洋线虫优势摄食类型为 2A 型,而 Q3 和 Q6 站点的海洋线虫优势摄食类型为 1A 型。在三亚河红树林的 6 个站点中,S1、S2、S3 和 S6 主要以 1A 和 2A 型为主,S4 和 S5 站点则以 1A 型为主,1B 型次之。对两处红树林湿地的代表站点进行 ANOSIM 分析,结果表明两红树林湿地海洋线虫摄食类型组成的差异不显著($R = 0.074$, $p = 0.400$)。

3.5 海洋线虫与环境因子的相关性分析

Pearson 相关性分析结果表明(表 5),青梅港红树林海洋线虫丰度与各环境因子间没有表现显著相关性,而三亚河红树林海洋线虫丰度与有机质含量、脱镁叶绿酸含量呈显著负相关性($p < 0.05$)。对两个红树林湿地代表站点海洋线虫丰度与环境因子的 Pearson 相关性分析结果显示,海洋线虫丰度与各环境因子之间相关性均不显著。

DistLM 分析结果显示,受测环境因子可不同程度地解释海洋线虫群落种类组成的空间变化(表 6)。有机质含量、中值粒径和粉砂黏土含量可解释青梅港红树林海洋线虫群落结构的空间变化,累计贡献率为 67.7%。在三亚河红树林,脱镁叶绿酸含量、有机质含量、粉砂黏土含量和分选系数与海洋线虫群落

表 3　两个红树林湿地的海洋线虫优势属（优势度≥5%）

Table 3　Dominant genera of marine nematodes in the two mangrove wetlands (dominance ≥5%)

	属名	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	总
青梅港	*Basiria*				22.42%	6.90%		
	Daptonema		5.76%	20.33%			28.93%	8.72%
	Desmodora	5.02%	30.30%					8.52%
	Haliplectus				9.09%			
	Linhomoeus					22.55%		
	Neochromadora	43.89%	30.67%		23.94%	15.95%		22.44%
	Paracanthonchus				26.36%			
	Paracyatholaimus	10.48%	5.76%					
	Paramonohystera	22.27%	13.57%					8.85%
	Sabatieria						7.55%	
	Terschellingia			71.74%		18.71%	52.20%	19.93%
	Trissonchulus					5.21%		
	Viscosia	6.55%						

	属名	S1	S2	S3	S4	S5	S6	总
三亚河	*Chromadorella*						5.49%	
	Daptonema	7.40%		5.05%		6.25%	10.99%	
	Eleutherolaimus	6.40%	13.01%	8.87%				7.05%
	Haliplectus					6.25%		
	Metadesmolaimus		8.40%			5.00%		
	Oxystomina					6.25%	7.69%	
	Parodontophora	6.08%	8.94%	7.15%				6.33%
	Ptycholaimellus	10.69%		7.31%				5.45%
	Sabatieria	10.23%	13.82%	11.57%	14.33%			11.41%
	Southerniella					15.00%		
	Terschellingia	42.00%	33.06%	38.67%	72.21%	50.00%	13.19%	44.71%
	Theristus					7.50%		
	Trissonchulus						26.37%	

种类组成相关, 累计贡献率为 93.1%。其中, 脱镁叶绿酸含量与海洋线虫群落结构显著相关($F=3.173\ 3$, $p<0.05$)。对选定的 6 个代表站点海洋线虫群落种类组成与环境因子的 DistLM 分析结果显示, 粉砂黏土含量与海洋线虫群落结构相关, 是引起青梅港红树林和三亚河红树林海洋线虫群落结构差异的主要原因。

4　讨论

环境异质性往往是引起海洋线虫丰度及群落结构差异的重要因素。本研究结果显示, 粉砂黏土含量、中值粒径、有机质含量和脱镁叶绿素酸含量是引起三亚市两处红树林湿地海洋线虫丰度及群落结构空间变化的主要环境因素。

4.1　影响三亚河红树林海洋线虫的主要因素

有机质对海洋线虫群落至关重要, 对海洋线虫个体具有直接(即提供食物)和间接(例如改变氧气条件)的影响[43]。本研究中, 三亚河红树林沉积物有机质含量与海洋线虫的丰度显著相关, 是影响海洋线虫丰度的重要环境因素之一。红树植物凋落物较多, 其分解往往使红树林沉积物有机质含量增加, 可为海洋

表 4 两个红树林湿地的海洋线虫优势种（优势度≥5%）

Table 4 Dominant species of marine nematodes in the two mangrove wetlands (dominance ≥5%)

	种名	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	总
青梅港	*Basiria* sp.				22.42%	6.90%		
	Daptonema sp.1		5.02%	7.54%			13.21%	5.05%
	Daptonema sp.2			6.01%			10.69%	
	Daptonema sp.5			6.54%				
	Desmodora sp.1		28.07%					7.63%
	Haliplectus sp.1				9.09%			
	Linhomoeus sp.					22.55%		
	Neochromadora sp.1	43.89%	28.81%		23.94%	15.95%		22.03%
	Paracanthonchus sp.				26.36%			
	Paracyatholaimus sp.1	6.99%						
	Paramonohystera sp.	22.27%	13.57%					8.87%
	Sabatieria sp.1						7.55%	
	T. longicaudata			45.84%		22.55%	42.77%	14.18%
	Terschellingia sp.2			25.90%			9.43%	5.78%
	Viscosia sp.1	6.55%						

	种名	S1	S2	S3	S4	S5	S6	总
三亚河	*Chromadorella* sp.						5.49%	
	Daptonema sp.1	5.25%					5.49%	
	Eleutherolaimus sp.1	6.40%	25.20%	8.87%				7.05%
	Haliplectus sp.2					5.00%		
	Metadesmolaimus sp.		8.40%			5.00%		
	Oxystomina sp.					6.25%	7.69%	
	Parodontophora sp.	6.08%	8.94%	7.15%				6.33%
	Ptycholaimellus sp.2	7.34%		5.21%				
	Sabatieria sp.1	10.23%	25.20%	11.57%	69.11%			11.37%
	Southerniella sp.					15.00%		
	T. longicaudata	38.36%	25.20%	33.46%	69.11%	46.25%	12.09%	40.09%
	Terschellingia sp.2		7.05%					
	Theristus sp.1					7.50%		
	Trissonchulus sp.1						6.59%	
	Trissonchulus sp.2						19.78%	

线虫提供足量的食物。但值得注意的是，三亚河红树林海洋线虫丰度与有机质含量呈显著负相关，表现为有机质含量最高的站点（例如 S5、S6 站点 OM > 9%）海洋线虫丰度极低（<30 ind./cm^2），表明有机质含量对海洋线虫的影响并非源自直接影响——食物的可获性。高有机质含量会导致红树林中的微生物活动旺盛，消耗大量的氧气，从而形成缺氧或无氧环境[43]。这可能是引起海洋线虫丰度减少的主要原因。同时，三亚河红树林位于三亚市区内，人为砍伐、筑堤、盐田开辟、养虾池废水排放等活动的进行导致某些滩涂已经处于中度及以上污染状态[44]，尤其是 S4～S6 站位附近红树林区域建造了大量的鱼虾养殖塘。三

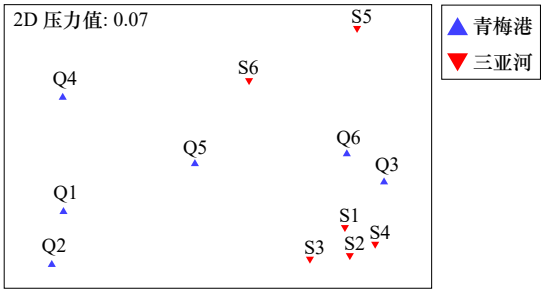

图 4　两个红树林湿地海洋线虫群落的非度量多维度分析

Fig. 4　Metric multidimensional scaling plot of marine nematode communities in the two mangrove wetlands

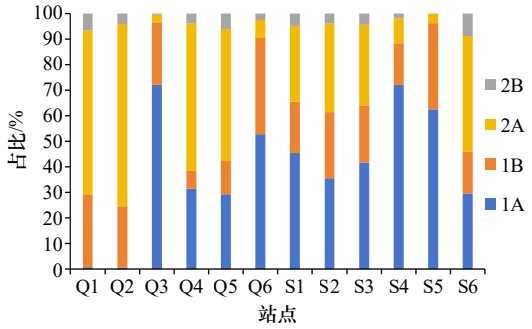

图 5　两个红树林湿地海洋线虫的摄食类型组成

Fig. 5　Proportion of feeding types of marine nematodes in the two mangrove wetlands

亚河红树林的优势属，如 *Terschellingia*、*Sabatieria*、*Parodontophora*，对沉积物有机质污染具耐受性[7, 45]，具有污染指示作用。其中，*Terschellingia* 和 *Sabatieria* 被公认为对缺氧及无氧条件有显著耐受性[46]。而这两个属的优势度在三亚河红树林采样站点普遍较高(优势度>10%)，与该生境有机质含量普遍较高的结果相一致，表明该区域存在污染及低氧胁迫。

沉积物中叶绿素 *a* 和脱镁叶绿素酸含量是影响小型底栖动物分布的重要影响因子[47]，它们代表着沉积物中的藻类含量[34]，往往作为重要的食物来源影响着小型底栖动物的分布和群落结构。本研究中，沉积物脱镁叶绿素酸含量与三亚河红树林海洋线虫的丰度显著负相关，并与海洋线虫群落结构显著相关，是影响该处海洋线虫丰度及群落结构的一个重要环境因素。与有机质含量的影响方式相似，脱镁叶绿素酸含量对红树林海洋线虫的影响也可能为间接影响。过量的藻类沉降于表层沉积物，在其降解过程中导致了氧气的快速消耗，从而造成了低氧环境，导致海洋线虫丰度较低[48]。同时，脱镁叶绿酸是藻类细胞破碎死亡时叶绿素降解的中间产物，其含量是水质污染的

表 5　海洋线虫丰度与环境因子的相关性分析结果

Table 5　Results of correlation analysis between abundance of marine nematodes and environmental factors

站点	σ_i	Md	OM	Chl-*a*	Pheo-*a*	TY	Tannin
青梅港	−0.511	0.449	−0.366	0.371	−0.347	−0.52	0.466
三亚河	−0.727	0.729	−0.912*	−0.352	−0.851*	−0.795	0.452
两个红树林湿地的代表站点	0.294	−0.565	0.434	0.097	−0.233	0.46	0.408

注: *表示在0.05水平(双侧)上显著相关。σ_i: 分选系数; Md: 中值粒径; OM: 有机质含量; Chl-*a*: 叶绿素含量; Pheo-*a*: 脱镁叶绿酸含量; TY: 粉砂黏土含量; Tannin: 单宁含量。

表 6　海洋线虫群落结构 DistLM 检验结果

Table 6　Results of the DIstLM sequential test for marine nematode community structure

	环境变量	校准R^2	均方	*F*	*p*	Prop	Cumul
青梅港	OM	−0.015 004	2 318.4	0.926 09	0.443	0.188	0.188
	Md	0.013 858	2 717	1.117 1	0.343	0.220 32	0.408 31
	TY	0.192 55	3 313.7	1.663 9	0.277	0.268 71	0.677 02
三亚河	**Pheo-*a***	**0.302 97**	**4 152.6**	**3.173 3**	**0.011***	**0.442 37**	**0.442 37**
	OM	0.457 97	2 181.6	2.143 8	0.116	0.232 41	0.674 78
	TY	0.614 1	1 603.9	2.213 7	0.180	0.170 86	0.845 64
	σ_i	0.657 06	805.18	1.250 6	0.445	0.085 774	0.931 41
青梅港和三亚河代表站点	TY	0.243 32	4 773.3	2.607 8	0.053	0.394 66	0.394 66

注: Prop: 解释差异的比例; *F*: 统计量; Cumul: 累计比例。统计上显著的相关性用粗体表示。*表示$p < 0.05$。

指标之一。三亚河红树林沉积物中脱镁叶绿酸含量普遍较高，与有机质含量的分布相一致，指示该区域的污染状态。因此，脱镁叶绿酸含量所指示的污染状态可能是引起三亚河红树林海洋线虫丰度及群落结构空间差异的另一重要原因。

4.2 影响青梅港红树林海洋线虫的主要因素

本研究结果显示，青梅港红树林海洋线虫丰度和群落结构均存在空间差异。但是，本研究结果未能证明海洋线虫丰度及群落结构与受测环境因子之间的密切相关性。这说明，除了受测环境因子之外的其他因素对青梅港红树林海洋线虫产生重要影响，是导致其丰度及群落结构空间差异的主要原因。例如，红树植被类型的差异可能是重要影响因素之一。已有研究显示，红树林植被类型可对其林下沉积物中的生物产生影响。红树林沉积物随空间和时间具有高度可变性，这是由于相互作用的物理和生物因素驱动的复杂沉积过程（如该地区的地质和地貌特征、气候条件和红树植被的性质）导致了沉积环境的空间异质性[49−50]。植被类型可以通过对细沉积物颗粒的捕获效应影响沉积过程[51]，通过根系在沉积物中产生异质性结构[52]，它还影响沉积物中的食物类型[53]，从而影响海洋线虫的丰度和群落结构。有研究表明，红树群落郁闭度越高，其底栖生物的密度就会越低[54]。已有研究发现，不同的红树林植被类型中小型底栖动物的密度、类群组成及海洋线虫的群落结构、摄食类型间存在差异。郭玉清[55]在对厦门凤林白骨壤林、秋茄林和光滩沉积物中的海洋线虫进行研究时发现，不同红树林植被形成的沉积物中海洋线虫的优势种及优势摄食类型均不相同。曾佳丽等[11]对福建洛阳江口红树林中海洋线虫的研究发现，桐花生境中刮食者所占比例最高，而秋茄生境中非选择性沉积食性者是最优势摄食类群。在 Ghosh 和 Mandal[56] 的研究中，不同植被的红树林小型底栖动物的密度及组成存在差异，其中海桑沉积物中的小型底栖动物密度最高，而木榄沉积物中小型底栖动物密度最低。本研究中青梅港红树林 Q2 和 Q4 站点的红树树种为正红树和榄李，而 Q6 站点的红树树种为拉关木，前者较于后者矮小稀疏，后者植物粗状高大，林下十分阴蔽，缺少阳光的照射，这可能会引起海洋线虫丰度及群落结构的空间差异。

4.3 引起三亚市两处红树林海洋线虫群落差异的主要原因

青梅港红树林和三亚河红树林海洋线虫丰度、群落结构及环境因子的相关分析结果表明，沉积物粒度特征可能是引起两处红树林之间海洋线虫群落差异的主要原因。一方面，沉积物粒径与溶解氧、有机质含量等其他因素密切相关，间接影响海洋线虫的群落结构。沉积物的粉砂黏土含量越高，沉积物颗粒越细，越有利于有机质的富集[57]。另一方面，沉积物粒度可以通过增加生境异质性，影响海洋线虫的形态，从而直接影响海洋线虫的群落结构。在颗粒较细的沉积物当中，体型小、刚毛短的海洋线虫数量更多[58]。与青梅港红树林相比，三亚河红树林沉积物粉砂黏土含量较高，中值粒径较小，沉积物颗粒较细。这可以解释两处红树林湿地海洋线虫群落优势种、属及群落结构的差异。虽然 *Terschellingia* 为两处红树林的共优属，*T. longicaudata* 为共优种，但是在三亚河红树林选定站点该属、种的优势度均远高于青梅港红树林。*T. longicaudata* 具有细长的体型和丝状的尾巴，具有灵活的移动能力，能够适应低氧的淤泥环境。因此，该种在沉积物颗粒较细的三亚河红树林沉积物中大量出现。同时，*Terschellingia* 是 1A 型海洋线虫，口腔很小，只能摄入细菌及细菌大小的食物颗粒。粉砂含量高的沉积物中，一般有较高比例的沉积食性者（1A 和 1B）[59]，与本研究的结果一致。三亚河红树林粉砂黏土含量高、有机质含量高，分解有机碎屑的细菌丰度高、生产力高，足以满足 1A 型海洋线虫的需要，因此，该处红树林海洋线虫的摄食类型以 1A 型为主。与之相比，青梅港红树林沉积物颗粒较粗，颗粒间孔隙较大，利于体型短粗的海洋线虫生存，如青梅港的最优势属 *Neochromadora*，在 Q2 站点和 Q4 站点的优势度>20%。而这些海洋线虫往往多生活于表层沉积物，以刮食底栖硅藻为主，是 2A 型海洋线虫。

海水 pH 值和海水盐度也可能是引起两个红树林湿地海洋线虫丰度及群落结构差异的原因之一。本研究中，青梅港红树林的海水盐度低于三亚河红树林，其海洋线虫丰度也低于三亚河红树林。盐度是影响海洋线虫群落结构的重要环境因子[16]。袁俏君等[60]在研究中发现，珠江口水域低盐地区的小型底栖动物丰度较低；华尔等[21]的研究发现，盐度与海洋线虫群落结构具有显著的相关关系，且与其丰度呈负相关；Montagna 和 Kalke[61] 的研究也发现，小型底栖动物缺乏对低盐的耐受性。上述研究的结果都与本研究的结果相似，说明盐度也许是引起两处红树林间海洋线虫丰度及群落结构差异的影响因素之一。同时，海水 pH 值在两个研究区域存在差异，其对海洋线虫的影响也值得关注。Ingels 等[62] 的研究发现，二氧化碳分压升高（pH 值降低）时，沉积物中大多数小型底栖动物类群的密度略有下降。本研究中，三亚河红树林

的 pH 值和海洋线虫丰度均高于青梅港红树林, 与 Ingels 等人的研究结果相符。

此外, 两处红树林遭受着不同程度人类活动及人为破坏的影响, 可能是两地红树林海洋线虫丰度及群落组成差异产生的另一原因。两处红树林分别处于城市中心区和旅游开发区, 受外界干扰大。三亚河红树林位于三亚市区内, 在人为影响下红树林有林面积较小, 呈间断状分布; 青梅港红树林随着国际旅游度假区建设的深入遭到了破坏, 受港口和游艇码头的阻隔, 目前海水已很难进入红树林生长区域, 破坏了红树林最佳生长环境, 再加上污水工程使该地区红树林生长呈颓废之势[44]。海洋线虫的某些指标, 如某些敏感/耐受属的优势度、营养多样性指数(ITD)、生活策略特征(c-p 值和成熟度指数 MI)以及多样性指数, 可用于评估环境质量状况[7,45]。当 *Terschellingia*、*Sabatieria* 等耐受属优势度大于 10% 时, 表明其环境质量状况差[7,45]。根据本研究结果, *Terschellingia* 的优势度在两处红树林均大于 10%, 表明两处红树林环境质量状况均为差等级。同时, 与青梅港红树林相比, 三亚河红树林海洋线虫群落 *Terschellingia* 属和 *Sabatieria* 属的优势度更高, 说明其环境质量状况更加令人担忧。与本研究结果相似, 根据红树林健康指数评价指标体系, 三亚河和青梅港的红树林群落分别处于Ⅲ级−亚健康和Ⅱ级−中等健康状态[63]。不可否认, 在利用海洋线虫生物指标进行评价时, 不同指数的评价等级差别较大, 单一使用某一种指标来进行评判可能带来偏差。未来, 也可进一步开展基于海洋线虫指标对三亚红树林环境质量评价的准确性和有效性研究, 解析海洋线虫群落对人类活动及人为破坏的响应。

5　结论

(1)本研究共鉴定海洋线虫 77 种, 隶属于 56 属, 21 科。其中青梅港红树林的优势属为 *Neochromadora*、*Terschellingia*、*Paramonohystera*、*Daptonema*、*Desmodora*。三亚河红树林的优势属为 *Terschellingia*、*Sabatieria*、*Eleutherolaimus*、*Parodontophora* 和 *Ptycholaimellus*。两地共同的优势属为 *Terschellingia*。

(2)海洋线虫丰度和群落结构在两处红树林具空间差异。沉积物有机质含量和脱镁叶绿酸含量是影响三亚河红树林湿地海洋线虫丰度和群落结构的重要因素; 红树植被类型的差异可能在一定程度上对青梅港红树林海洋线虫的丰度及群落结构产生影响。

(3)海洋线虫丰度在青梅港和三亚河红树林选定站位之间差异极显著, 但群落结构和摄食类型的差异不显著。沉积物粒度特征、海水 pH 值、海水盐度等的差异可解释两处红树林湿地间海洋线虫群落的分化。此外, 两处研究地存在的污染及人类扰动的差异也可能是影响两处红树林湿地海洋线虫群落分化的因素。

参考文献:

[1] 卢昌义, 林鹏, 叶勇, 等. 全球气候变化对红树林生态系统的影响与研究对策 [J]. 地球科学进展, 1995, 10(4): 341−347.
Lu Changyi, Lin Peng, Ye Yong, et al. Review on impact of global climate change on mangrove ecosystems and research countermeasure[J]. Advance in Earth Sciences, 1995, 10(4): 341−347.

[2] 林鹏. 中国红树林研究进展 [J]. 厦门大学学报 (自然科学版), 2001, 40(2): 592−603.
Lin Peng. A review on the mangrove research in China[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2001, 40(2): 592−603.

[3] Pinto T K, Austen M C V, Warwick R M, et al. Nematode diversity in different microhabitats in a mangrove region[J]. Marine Ecology, 2013, 34(3): 257−268.

[4] 陈映霞. 红树林的环境生态效应 [J]. 海洋环境科学, 1995, 14(4): 51−56.
Chen Yinxia. Ecologycal effects of the mangrove on the environment[J]. Marine Environmental Science, 1995, 14(4): 51−56.

[5] 张志南, 周红. 国际小型底栖生物研究的某些进展 [J]. 中国海洋大学学报, 2004, 34(5): 799−806.
Zhang Zhinan, Zhou Hong. Some progress on the study of meiofauna[J]. Periodical of Ocean University of China, 2004, 34(5): 799−806.

[6] Ridall A, Ingels J. Suitability of free-living marine nematodes as bioindicators: status and future considerations[J]. Frontiers in Marine Science, 2021, 8: 685327.

[7] Moreno M, Semprucci F, Vezzulli L, et al. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems[J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2): 328−336.

[8] 林鹏, 傅勤. 中国红树林环境生态及经济利用 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1995.
Lin Peng, Fu Qin. Environmental Ecology and Economic Utilization of Mangroves in China[M]. Beijing: Higher Education Press, 1995.

[9] 李永翔. 厦门湾不同生境小型底栖动物群落和自由生活海洋线虫分类学研究 [D]. 厦门: 集美大学, 2016.
Li Yongxiang. Research of meiofauna community and free-living marine nematodes taxonomy from different habitats in Xiamen Bay[D]. Xiamen: Jimei University, 2016.

[10] 陈昕韡, 李想, 曾佳丽, 等. 厦门同安湾下潭尾人工红树林湿地小型底栖动物群落结构 [J]. 厦门大学学报 (自然科学版), 2017, 56(3): 351−358.

Chen Xinwei, Li Xiang, Zeng Jiali, et al. Meiofauna communities in artificial mangrove wetland in Xiatanwei of Tong'an Bay, Xiamen[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2017, 56(3): 351−358.

[11] 曾佳丽, 卓异, 林家逸, 等. 泉州湾洛阳河口红树林湿地自由生活海洋线虫食性研究 [J]. 厦门大学学报 (自然科学版), 2016, 55(4): 515−521.
Zeng Jiali, Zhuo Yi, Lin Jiayi, et al. Feeding habits of free-living marine nematodes in mangrove wetlands in Luoyang Estuary, Quanzhou Bay[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2016, 55(4): 515−521.

[12] Hu Mingcheng, Guo Yuqing, Shih Y, et al. Comparison of the meiofauna and marine nematode communities before and after removal of *Spartina alterniflora* in the mangrove wetland of Quanzhou Bay, Fujian Province[J]. Water, 2023, 15(21): 3829.

[13] 杨培培, 常瑜, 郭玉清, 等. 福建省红树林湿地海洋线虫的优势属及摄食类型 [J]. 海洋学报, 2019, 41(12): 90−102.
Yang Peipei, Chang Yu, Guo Yuqing, et al. Dominant genera of marine nematodes and their feeding types in several mangrove wetlands of Fujian Province[J]. Haiyang Xuebao, 2019, 41(12): 90−102.

[14] 刘梦迪. 福建省红树林湿地常见海洋线虫的分类研究 [D]. 厦门: 集美大学, 2018.
Liu Mengdi. Research of taxonomy of common free-living marine nematodes in mangrove wetland of Fujian Province[D]. Xiamen: Jimei University, 2018.

[15] 傅素晶. 中国东南沿海潮间带小型底栖动物群落生态研究和线虫新种新记录种记述 [D]. 厦门: 厦门大学, 2021.
Fu Sujing. Ecology of meiofaunal assemblages in the intertidal zone along the southeastern coasts of China and notes of new species and new record species of marine nematodes[D]. Xiamen: Xiamen University, 2021.

[16] 傅素晶, 饶义勇, 林和山, 等. 九龙江口潮下带春季小型底栖动物分布及优势类群海洋线虫的群落结构分析 [J]. 厦门大学学报 (自然科学版), 2023, 62(1): 127−136.
Fu Sujing, Rao Yiyong, Lin Heshan, et al. Meiofaunal distribution and assemblages of the dominant group marine nematode in subtidal zone of the Jiulong River estuary in spring[J]. Journal of Xiamen University (Natural Science), 2023, 62(1): 127−136.

[17] 肖月平, 郭玉清, 施宜佳. 金门岛红树林湿地海洋线虫群落结构的初步探究 [J]. 应用海洋学学报, 2023, 42(3): 402−408.
Xiao Yueping, Guo Yuqing, Shi Yijia. Community structures of marine nematodes in Jinmen mangrove wetland[J]. Journal of Applied Oceanography, 2023, 42(3): 402−408.

[18] 王玥, 庞小鹏, 郭玉清. 广西北海金海湾红树林湿地海洋线虫群落研究初探 [J]. 海洋与湖沼, 2020, 51(3): 583−590.
Wang Yue, Pang Xiaopeng, Guo Yuqing. Study on marine nematodes community in Jinhai Bay Mangrove wetland, Beihai, Guangxi[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2020, 51(3): 583−590.

[19] 邹明明, 朱慧兰, 郭玉清. 广西防城港东湾红树林湿地春季小型底栖动物丰度与生物量 [J]. 生态学杂志, 2020, 39(6): 1823−1829.
Zou Mingming, Zhu Huilan, Guo Yuqing. Abundance and biomass of meiofauna in spring in Dongwan mangrove wetland of Fangchenggang, Guangxi[J]. Chinese Journal of Ecology, 2020, 39(6): 1823−1829.

[20] Song Yuanliu, Yan Cunjun, Gao Chunzi, et al. Seasonal distribution of meiofaunal assemblages in the mangrove tidal flat of Futian, Shenzhen, China[J]. Journal of Ocean University of China, 2022, 21(4): 955−964.

[21] 华尔, 崔春燕, 徐华林, 等. 深圳福田红树林保护区自由生活海洋线虫群落特征研究 [J]. 中国海洋大学学报, 2020, 50(9): 46−63.
Hua Er, Cui Chunyan, Xu Hualin, et al. Study on the community characteristics of marine nematodes in Futian mangrove reserve, Shenzhen[J]. Periodical of Ocean University of China, 2020, 50(9): 46−63.

[22] 潘超, 吴成业, 郭玉清, 等. 湛江特呈岛红树林湿地冬季小型底栖动物和海洋线虫群落的初步研究 [J]. 渔业研究, 2020, 42(2): 97−104.
Pan Chao, Wu Chengye, Guo Yuqing, et al. Preliminary study on meiofauna and marine nematode community in the mangrove wetland of Techeng Island, Zhanjiang in winter[J]. Journal of Fisheries Research, 2020, 42(2): 97−104.

[23] 潘超, 郭玉清, 陈芳. 高桥红树林湿地冬季海洋线虫群落结构 [J]. 集美大学学报 (自然科学版), 2022, 27(1): 17−23.
Pan Chao, Guo Yuqing, Chen Fang. Community structure of marine nematodes in winter in Gaoqiao mangrove wetland[J]. Journal of Jimei University (Natural Science), 2022, 27(1): 17−23.

[24] 肖月平. 台湾省红树林湿地海洋线虫的群落结构与分类研究 [D]. 厦门: 集美大学, 2023.
Xiao Yueping. Study on community structure and classification of marine nematodes in mangrove wetlands in Taiwan Province[D]. Xiamen: Jimei University, 2023.

[25] 邹明明, 郭玉清, 甘加成. 秋季海南省新英港红树林湿地的海洋线虫群落结构研究 [J]. 中国海洋大学学报, 2022, 52(5): 44−54.
Zou Mingming, Guo Yuqing, Gan Jiacheng. Studies on the community structure of Xinying Port (Hainan Province) mangrove wetland marine nematodes in autumn[J]. Periodical of Ocean University of China, 2022, 52(5): 44−54.

[26] 宿少锋, 林之盼, 王小燕, 等. 海南红树林湿地生态系统退化程度评价指标体系构建研究 [J]. 林业资源管理, 2022(6): 54−60.
Su Shaofeng, Lin Zhipan, Wang Xiaoyan, et al. Research on the construction of the evaluation index system for the degradation degree of mangrove wetland ecosystem in Hainan[J]. Forest Resources Management, 2022(6): 54−60.

[27] 黄良民, 张偲, 王汉奎, 等. 三亚湾生态环境与生物资源 [M]. 北京: 科学出版社, 2007.
Huang Liangmin, Zhang Si, Wang Hankui, et al. Ecological Environment and Bio-Resources for Sanya Bay, Hainan Island, China[M]. Beijing: Science Press, 2007.

[28] 姚轶锋, 廖文波, 宋晓彦, 等. 海南三亚铁炉港红树林资源现状与保护 [J]. 海洋通报, 2010, 29(2): 150−155.

Yao Yifeng, Liao Wenbo, Song Xiaoyan, et al. Current status and conservation of mangrove resources in Tielu Harbor, Sanya, Hainan[J]. Marine Science Bulletin, 2010, 29(2): 150−155.

[29] 符国瑗, 黎军. 海南三亚市红树林植被调查初报 [J]. 海南大学学报(自然科学版), 2000, 18(3): 287−292.
Fu Guoai, Li Jun. Preliminary report of investigation regarding mangrove of Shanya City, Hainan[J]. Journal of Hainan University Natural Science, 2000, 18(3): 287−292.

[30] 刘均玲, 黄勃, 梁志伟. 东寨港红树林小型底栖动物的密度和生物量研究 [J]. 海洋学报, 2013, 35(2): 187−192.
Liu Junling, Huang Bo, Liang Zhiwei. Study on abundance and biomass of benthic meiofauna in mangrove of Dongzhai Bay[J]. Haiyang Xuebao, 2013, 35(2): 187−192.

[31] 刘均玲, 袁超, 何永姑, 等. 东寨港红树林小型底栖动物丰度与 Chla、有机质的相关性 [J]. 生态学报, 2019, 39(1): 185−191.
Liu Junling, Yuan Chao, He Yonggu, et al. Correlation of meiofauna abundance with chlorophyll a and organic matter of Dongzhai Harbor Mangrove[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(1): 185−191.

[32] 袁超. 海南东寨港红树林小型底栖动物分布与主要环境因子的相关性研究 [D]. 海口: 海南大学, 2017.
Yuan Chao. Distribution of meiofauna and its correlation with main environmental factors in Dongzhai port Mangrove of Hainan province[D]. Haikou: Hainan University, 2017.

[33] 何永姑, 刘均玲, 袁超, 等. 不同季节东寨港红树林沉积物小型底栖动物的分布特征 [J]. 海洋科学进展, 2019, 37(4): 681−688.
He Yonggu, Liu Junling, Yuan Chao, et al. Characteristics of meiofauna distribution in sediments of Dongzhai Bay Mangrove in different seasons[J]. Advances in Marine Science, 2019, 37(4): 681−688.

[34] 王娟, 宋迎春, 张烨, 等. 东寨港红树林凋落叶附生小型底栖动物的群落特征及影响因素 [J]. 海洋科学, 2023, 47(9): 28−39.
Wang Juan, Song Yingchun, Zhang Ye, et al. Community characteristics and factors affecting meiofauna on mangrove leaf litter from Dongzhai Harbor[J]. Marine Sciences, 2023, 47(9): 28−39.

[35] 钟才荣, 林贵生, 陈元海, 等. 三亚清梅港红树林群落特征调查 [J]. 热带林业, 2009, 37(3): 45-47.
Zhong Cairong, Lin Guisheng, Chen Yuanhai, et al. Investigation on mangrove community characteristics in Qingmei Harbor, Sanya[J]. Tropical Forestry, 2009, 37(3): 45−47.

[36] 王丽荣, 李贞, 蒲杨婕, 等. 近 50 年海南岛红树林群落的变化及其与环境关系分析——以东寨港、三亚河和青梅港红树林自然保护区为例 [J]. 热带地理, 2010, 30(2): 114−120.
Wang Lirong, Li Zhen, Pu Yangjie, et al. Analysis on the relationship between mangrove and environment change in Hainan Island in the past 50 years: a case study of Dongzhai Harbor, Sanya River and Qingmei Harbor Mangrove nature protection area[J]. Tropical Geography, 2010, 30(2): 114−120.

[37] 王冰鑫. 三亚河红树林生态系统群落结构调查及碳储量研究 [D]. 三亚: 海南热带海洋学院, 2022.
Wang Bingxin. Investigation on community structure and carbon storage of mangrove ecosystem in Sanya River[D]. Sanya: Hainan Tropical Ocean University, 2022.

[38] Wieser W. Die Beziehung zwischen Mundhöhlengestalt, Ernährungsweise und Vorkommen bei freilebenden marinen Nematoden[J]. Arkiv fö r Zoologi, 1953, 4(26): 439−484.

[39] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋监测规范: 第 5 部分 沉积物分析: GB 17378.5−2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. The specification for marine monitoring—Part 5: sediment analysis GB 17378.5−2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2008.

[40] 中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会. 海洋调查规范: 第 6 部分 海洋生物调查: GB/T 12763.6—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.
General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Standardization Administration of the People's Republic of China. The specifications for oceanographic survey —Part 6: marine biological survey GB/T 12763.6−2007[S]. Beijing: Standards Press of China, 2008.

[41] Allen S E, Grimshaw H M, Parkinson J A, et al. Chemical Analysis of Ecological Materials[M]. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1974.

[42] 周红, Uddin S M D, 黄梦娇, 等. 南海北部陆架和陆坡区小型底栖动物群落的比较研究 [J]. 海洋与湖沼, 2020, 51(3): 555−563.
Zhou Hong, Uddin S M D, Huang Mengjiao, et al. Comparison in meiofaunal communities between shelf and slope of the northern South China Sea[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2020, 51(3): 555−563.

[43] Soetaert K, Franco M, Lampadariou N, et al. Factors affecting nematode biomass, length and width from the shelf to the deep sea[J]. Marine Ecology Progress Series, 2009, 392: 123−132.

[44] 安嘉然, 臧金娇, 刘金福. 三亚地区红树林湿地及其栖息地的发展变化现状与对策 [J]. 武夷科学, 2013, 29(1): 30−37.
An Jiaran, Zang Jinjiao, Liu Jinfu. The development status and countermeasures of mangrove wetland in Sanya area[J]. Wuyi Science Journal, 2013, 29(1): 30−37.

[45] Hua Er, Zhu Yanmei, Huang Deming, et al. Are free-living nematodes effective environmental quality indicators? Insights from Bohai Bay, China[J]. Ecological Indicators, 2021, 127: 107756.

[46] Moens T, Braeckman U, Derycke S, et al. Ecology of free-living marine nematodes[J]. Handbook of Zoology: Gastrotricha, Cycloneuralia and Gnathifera, 2013, 2: 109−152.

[47] 吴昌文, 李志国, 夏武强. 小型底栖动物 (Meiofauna) 研究概况 [J]. 现代渔业信息, 2008, 23(3): 9−12.
Wu Changwen, Li Zhiguo, Xia Wuqiang. Research outling on Meiofauna[J]. Modern Fisheries Information, 2008, 23(3): 9−12.

[48] 刘清河, 马林, 李新正. 东海北部小型底栖动物群落对径流及黑潮暖流入侵的响应 [J]. 海洋学报, 2020, 42(2): 52−64.
Liu Qinghe, Ma Lin, Li Xinzheng. The communities of meiofauna in the northern East China Sea and their responses to runoff and the intrusion of Kuroshio Current[J]. Haiyang Xuebao, 2020, 42(2): 52−64.

[49] Middelburg J J, Nieuwenhuize J, Slim F J, et al. Sediment biogeochemistry in an East African mangrove forest (Gazi Bay, Kenya)[J]. Biogeochemistry, 1996, 34(3): 133−155.

[50] Marchand C, Baltzer F, Lallier-Vergès E, et al. Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana)[J]. Marine Geology, 2004, 208(2/4): 361−381.

[51] 王爱军, 高抒, 贾建军. 互花米草对江苏潮滩沉积和地貌演化的影响 [J]. 海洋学报, 2006, 28(1): 92−99.
Wang Aijun, Gao Shu, Jia Jianjun. Impact of *Spartina alterniflora* on sedimentary and morphological evolution of tidal salt marshes of Jiangsu, China[J]. Haiyang Xuebao, 2006, 28(1): 92−99.

[52] 袁兴中, 陆健健. 潮滩微地貌元素——“生物结构”与小型底栖动物的空间分布 [J]. 生态学杂志, 2003, 22(6): 124−126.
Yuan Xingzhong, Lu Jianjian. Micro-topographical element—“Biogenic Structure” and spatial distribution of meiofauna on the tidal flat[J]. Chinese Journal of Ecology, 2003, 22(6): 124−126.

[53] Chinnadurai G, Fernando O J. Meiofauna of mangroves of the southeast coast of India with special reference to the free-living marine nematode assemblage[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2007, 72(1/2): 329−336.

[54] Coull B C. Role of meiofauna in estuarine soft-bottom habitats[J]. Australian Journal of Ecology, 1999, 24(4): 327−343.

[55] 郭玉清. 厦门凤林红树林湿地自由生活海洋线虫群落的研究 [J]. 海洋学报, 2008, 30(4): 147−153.
Guo Yuqing. The study on the community of free-living marine nematodes in Fenglin mangrove wetlands, Xiamen, China[J]. Haiyang Xuebao, 2008, 30(4): 147−153.

[56] Ghosh M, Mandal S. Does vertical distribution of meiobenthic community structure differ among various mangrove habitats of Sundarban Estuarine System?[J]. Regional Studies in Marine Science, 2019, 31: 100778.

[57] 何蕾, 华尔, 刘晓收, 等. 夏、秋季渤海小型底栖动物类群组成及分布特征 [J]. 生态学报, 2019, 39(8): 2794−2805.
He Lei, Hua Er, Liu Xiaoshou, et al. Meiofauna assemblage composition and distribution in the Bohai Sea during summer and autumn[J]. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(8): 2794−2805.

[58] Warwick R M. Nematode associations in the Exe estuary[J]. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1971, 51(2): 439−454.

[59] Heip C H R, Vincx M, Vranken G. The ecology of marine nematodes[J]. Oceanography and Marine Biology, 1985, 23: 399−489.

[60] 袁俏君, 苗素英, 李恒翔, 等. 珠江口水域夏季小型底栖生物群落结构 [J]. 生态学报, 2012, 32(19): 5962−5971.
Yuan Qiaojun, Miao Suying, Li Hengxiang, et al. Analysis of the meiobenthic community in the Pearl River Estuary in summer[J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(19): 5962−5971.

[61] Montagna P A, Kalke R D. The effect of freshwater inflow on meiofaunal and macrofaunal populations in the Guadalupe and Nueces Estuaries, Texas[J]. Estuaries, 1992, 15(3): 307−326.

[62] Ingels J, dos Santos G, Hicks N, et al. Short-term CO_2 exposure and temperature rise effects on metazoan meiofauna and free-living nematodes in sandy and muddy sediments: results from a flume experiment[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2018, 502: 211−226.

[63] 王丽荣, 李贞, 蒲杨婕, 等. 海南东寨港、三亚河和青梅港红树林群落健康评价 [J]. 热带海洋学报, 2011, 30(2): 81−86.
Wang Lirong, Li Zhen, Pu Yangjie, et al. Health evaluation of mangrove community in Dongzhaigang, Sanyahe, and Qingmeigang Mangrove Nature Reserves of Hainan Province[J]. Journal of Tropical Oceanography, 2011, 30(2): 81−86.

Characteristics and their influencing factors of marine nematode communities in mangrove wetlands of Sanya City, Hainan Province

Yang Youchen[1]，Zhang Demei[1, 2]，Mu Fanghong[1]，Hua Er[1]

(1. *College of Marine Life Sciences*, *Ocean University of China*, *Qingdao* 266003, *China*; 2. *Organization Department of the Communist Party of China Yantai Municipal Committee*, *Yantai* 264003, *China*)

Abstract: In November 2020, sediment samples were collected from the Yalong Bay Qingmei Port mangrove nature reserve and the Sanya River mangrove nature reserve in Hainan Province. The present study focused on the community characteristics of marine nematodes and their influencing factors in these two mangroves. The results of the present study showed that the average abundance of marine nematodes was (80.4 ± 40.3) ind./cm^2 in the Qingmei Port mangrove, while it was (96.7 ± 55.6) ind./cm^2 in the Sanya River mangrove. In this study, the average abundance of marine nematodes in the two study mangrove wetlands was (88.5 ± 47.1) ind./cm^2. There were significant differences in the abundance of marine nematodes between the two mangrove wetlands. A total of 77 species of marine nematodes were identified, belonging to 56 genera, 21 families and 7 orders. The dominant genera in the Qingmei Port mangrove were *Neochromadora*, *Terschellingia*, *Paramonohystera*, *Daptonema* and *Desmodora*, and epigrowth feeders were the dominant feeding type. The dominant genera in the Sanya River mangrove were *Terschellingia*, *Sabatieria*, *Eleutherolaimus*, *Parodontophora* and *Ptycholaimellus*, and the selective deposit feeders dominated. *Terschellingia* dominated in both mangroves. There were spatial differences in the community structure of marine nematodes in study mangroves. Although the marine nematode communities differentiated between the two mangroves, the difference was not significant. Organic matter content and phaeophorbide content in sediments were important factors affecting the abundance and community structure of marine nematodes in Sanya River mangrove. The differences in mangrove vegetation types may affect the abundance and community structure of marine nematodes in Qingmei Port mangrove to some extent. The differences of sediment granularity characteristics, seawater pH and salinity could explain the differentiation of marine nematode communities at selected sites of the two mangrove. In addition, there are sewage project, port construction and tourism development in Qingmei Port mangrove. And there are felling, dike construction, salt pan development and wastewater discharge from shrimp ponds in Sanya River mangrove. The different pollution status in these two mangroves may also be the reason for the differences in the abundance and community structure of marine nematodes in this study.

Key words: mangrove; marine nematode; species composition; feeding structure; Sanya