

梁鸿博,姜如易,刘子扬,等.海南岛南渡江鱼胃肠道中微塑料特征 [J]. 中国环境科学, 2025,45(4):2220-2229.

Liang H B, Jiang R Y, Liu Z Y, et al. Abundance and characteristics of microplastics in fish gastrointestinal tract of Nandu River on Hainan Island [J]. China Environmental Science, 2025,45(4):2220-2229.

## 海南岛南渡江鱼胃肠道中微塑料特征

梁鸿博<sup>1,2</sup>,姜如易<sup>1,2</sup>,刘子扬<sup>1,2</sup>,许康<sup>1,2</sup>,王赛<sup>2</sup>,王团团<sup>3\*</sup> (1.海南大学海洋科学与工程学院,海南 海口 570228; 2.海南大学南海海洋资源利用国家重点实验室,海南 海口 570228; 3.海南大学生态学院,海南 海口 570228)

**摘要:** 在海南岛南渡江上、中、下游共 11 个位点采集具有不同摄食习性的淡水鱼类 35 种 222 条并进行胃肠道中 MPs 分析.结果显示,在 94.5% 的鱼胃肠道有检测出了 MPs,平均丰度为(4.85±3.51)个/条.南渡江鱼胃肠道中 MPs 以<1.0mm(73.3%)的透明(38.9%)纤维(60.6%)为主,MPs 主要由聚丙烯(53.3%)和聚乙烯(34.2%)组成.浮游植物食性鱼胃肠道中 MPs 丰度(7.00 个/条)最高,水生昆虫食性鱼胃肠道中 MPs 丰度最低(2.57 个/条).从南渡江上游至下游,鱼胃肠道中<1.0mm 的蓝色纤维 MPs 占比不断增加,>1.0mm 的黄色/红色碎片/薄膜 MPs 的占比不断降低,这可能与南渡江下游水产养殖活动、农膜的使用量、城市生活污水和工业废水的排放量增大有关.

**关键词:** 微塑料(MPs); 海南岛; 南渡江; 鱼胃肠道; 食性

中图分类号: X522 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2025)04-2220-10

**Abundance and characteristics of microplastics in fish gastrointestinal tract of Nandu River on Hainan Island.** LIANG Hong-bo<sup>1,2</sup>, JIANG Ru-yi<sup>1,2</sup>, LIU Zi-yang<sup>1,2</sup>, XU Kang<sup>1,2</sup>, WANG Sai<sup>2</sup>, WANG Tuan-tuan<sup>3\*</sup> (1.College of Marine Sciences and Engineering, Hainan University, Haikou 570228, China; 2.State Key Laboratory of Marine Resource Utilization in South China Sea, Hainan University, Haikou 570228, China; 3.College of Ecology, Hainan University, Haikou 570228, China). *China Environmental Science*, 2025,45(4): 2220~2229

**Abstract:** Microplastics (MPs) pollution has become a hot research topic in the environmental field, while few studies have reported the MPs pollution in the gastrointestinal tract of river fish in Hainan Island. In the present study, 222 freshwater fish specimens belonging to 35 species with different feeding habits were collected from 11 sampling sites located in the upper, middle, and lower reaches of the Nandu River. The pollution characteristics of MPs in the gastrointestinal tract of fish samples were analyzed. The results showed that MPs were detected in 94.5% of the fish gastrointestinal tracts, with an average abundance of (4.85±3.51)MPs per fish. The MPs in fish gastrointestinal tract were dominated by <1.0mm (73.3%) transparent (38.9%) fibers (60.6%), and were mainly composed of polypropylene (53.3%) and polyethylene (34.2%). The highest abundance of MPs was recorded in the gastrointestinal tract of filter-feeding planktivorous fish (7.00 per fish) and the lowest abundance was recorded in the gastrointestinal tract of insectivorous fish (2.57 per fish). From the upper to the lower reaches, the percentage of blue fragment MPs with size <1.0mm in the fish gastrointestinal tract was increasing, while the percentage of yellow/red fiber/film MPs with size >1.0mm was decreasing. This could be attributed to the increase of aquacultural activities, the usage of agricultural films, and a large amount of sewage and industrial wastewater in the lower reaches.

**Key words:** microplastics (MPs); Hainan Island; Nandu River; fish gastrointestinal tract; feeding habits

微塑料(MPs)是指直径小于 5mm 的微小塑料<sup>[1]</sup>,可能在环境中持续存在数十年甚至数百年<sup>[2-4]</sup>.据估计,每年约有 245t MPs 进入全球水域<sup>[5]</sup>,导致 MPs 广泛分布于各类水环境中.鱼类是水生生态系统的重要组成部分,具有较高的食用价值和经济价值.由于 MPs 体积微小且外形与食物相似,因此容易被鱼类有意或无意摄入<sup>[6]</sup>.已有研究表明,MPs 会影响水生生物的身体和行为特征以及生理功能,包括游泳速度的降低、肠道阻塞、消化不良、器官破坏、免疫

系统减弱等,甚至导致器官衰竭和死亡<sup>[7-9]</sup>,还会将 MPs 富集的某些有毒物质引入水生生物食物网<sup>[10]</sup>.

收稿日期: 2024-08-30

基金项目: 国家自然科学基金(42367054);国家重点研发计划(2022YFD2401301);海南省重点研发计划(ZDYF2022SHFZ034,ZDYF2022SHFZ032);海南省自然科学基金(421QN195,421QN196);海南省环境保护专项资金项目;海南大学协同创新中心项目(XTCX2022HYC11);海南大学南海海洋资源利用国家重点实验室开放项目(MRUKF2023005);海南大学科研启动基金(KYQD(ZR)-21033)

\* 责任作者, 讲师, ttwang@hainanu.edu.cn

因此,评估鱼胃肠道中 MPs 的污染情况及其潜在风险至关重要。

目前关于河流生态系统中鱼胃肠道中 MPs 污染现状的研究主要集在黄河、珠江、北江等流域<sup>[11-14]</sup>,关于海南岛重点河流鱼胃肠道中 MPs 污染的研究较少。南渡江是海南岛最大河流,发源于海南省白沙黎族自治县南峰山,流经白沙县、琼中县、儋州市、澄迈县、屯昌县、定安县和海口市,最后于海口市三联社区汇入琼州海峡,全长 333.8km,总落差 703m。随着海南自贸港的建设,海南岛重点河流及滨海环境的生态环境问题日益突出。已有研究在海南岛重点河流及滨海生态系统的地表水/海水和沉积物中检出不同程度的重金属<sup>[15]</sup>、MPs<sup>[16]</sup>、抗生素<sup>[17]</sup>和农药<sup>[18]</sup>污染。虽然已有研究报道南渡江地表水和鱼胃肠道内 MPs 的污染现状<sup>[19]</sup>,然而,关于鱼食性及空间分布对鱼胃肠道内 MPs 丰度及特征的影响还未有报道。本研究旨在弄清海南岛南渡江鱼胃肠中 MPs 的污染现状,明确不同食性鱼类摄入 MPs 的差异,探讨不同位点对鱼胃肠道 MPs 的丰度和特征的影响。本研究的主要创新点在于探索鱼食性对鱼胃肠道 MPs 丰度的影响。研究结果将为海南岛南渡江鱼胃肠道中 MPs 的污染现状及渔业资源的保护提供重要的数据支持和理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 样本采集

在南渡江的上、中、下游共选取了包括城镇居民区、自然流域区在内的 11 个采样点(图 1),于 2021 年 7~9 月用拖网(6m 宽,4cm 网眼)在采样点进行鱼类样本采集,采集的所有鱼类样品立刻运回实验室并进行冷冻储藏。由于 N3 和 N9 两位点(已用灰色标出)采集到的鱼类样本较少,胃肠道样品不够用于 MPs 分析,因此本研究不包括 N3 和 N9 两个位点鱼胃肠道中

MPs 丰度和特征数据。每种鱼的信息见表 1。

### 1.2 样品处理

将鱼类样品从冰箱中取出,用蒸馏水冲洗干净鱼的表面,用手术刀和镊子仔细地取出胃肠道并称重。用剪刀将每条鱼的胃肠剪碎后,分别放入 1000mL 的干净烧杯中<sup>[20]</sup>。根据全部胃肠道的重量(湿重),按 KOH(干重):胃肠质量(湿重)=3:1 的比例将 10%的 KOH 溶液加入到烧杯中使其能覆盖住胃肠样品,用铝箔覆盖在烧杯上,放入恒温水浴锅(LC-WB-6 力辰科技)中 60℃ 消解 24h,消解过程中每隔 6h 晃动烧杯,以便加速消解<sup>[21]</sup>。消解完全后,加入一定量盐酸溶液(15%)中和 KOH 使消解液呈中性。对于上清液,采用 0.45μm 的玻璃纤维滤纸(G/GF, 47mm Ø, Whatman)过滤,玻璃纤维滤膜放入培养皿中待测;对于消解液中泥沙等不溶物,添加饱和氯化锌溶液进行浮选,浮选得到的上清液再采用 0.45μm 的玻璃纤维滤纸过滤,玻璃纤维滤膜放入培养皿中待测。

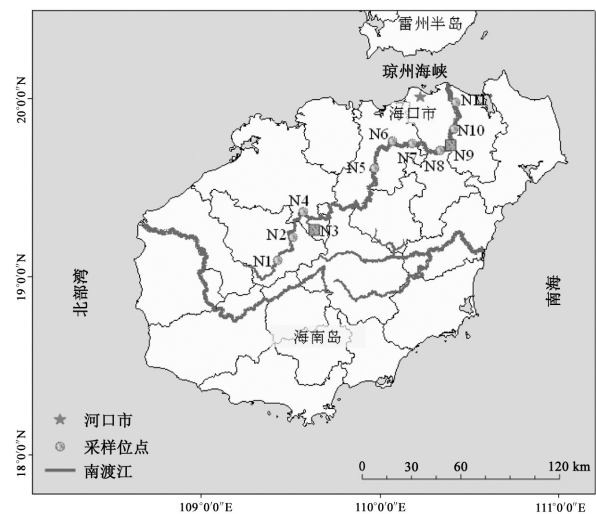


图 1 南渡江采样位点示意

Fig.1 Map showing sampling locations in the Nandu River

审图号:GS(2023)2762

表 1 本研究中每种鱼的信息

Table 1 Information of each fish species in this study

鱼类种类	拉丁文名称	鱼类食性	尾数(条)	体长(cm)	体重(g,湿重)	出现位点
花身富丽鱼	<i>Parachromis managuensis</i>	甲壳类食性	9	126±37	61.5±36.7	N1,N5,N10
攀鲈	<i>Anabas testudineus</i>	甲壳类食性	3	79±17	18.7±10.9	N1
间鳢	<i>Hemibarbus medius</i>	甲壳类食性	12	115±20	27.8±16.3	N1,N2,N5,N6
七丝鲚	<i>Coiliagraysi</i>	甲壳类食性	3	69±15	9.8±6.9	N2
南方白甲鱼	<i>Onychostoma gerlachi</i>	着生藻类食性	12	126±34	33.1±11.8	N1,N5,N6,N10
鲮	<i>Cyprinidae</i>	碎屑食性	9	148±29	67.1±37.3	N1,N7,N11
点纹银鮡	<i>Squalidus wolterstorffi</i>	着生藻类食性	3	59±5	7.1±0.9	N1
马口鱼	<i>Opsariichthys bidens</i>	水生昆虫食性	18	115±26	23.5±13.6	N1,N2,N4,N5,N6,N8

续表 1

鱼类种类	拉丁文名称	鱼类食性	尾数(条)	体长(cm)	体重(g,湿重)	出现位点
尼罗罗非鱼	<i>Oreochromis niloticus</i>	碎屑食性	15	101±29	41.5±28.8	N2,N5,N6,N7,N11
鳊	<i>Hemiculter leucisculus</i>	碎屑食性	9	134±42.6	20.5±7.9	N4,N5,N6
海南鲃	<i>Culter recurviceps</i>	中上层肉食性	15	130±40	26.5±12.4	N1,N4,N6,N8,N11
海南长臀鲃	<i>Cranoglanis multiradiatus</i>	甲壳类食性	3	161±42.5	55.6±27.2	N8
大刺鲃	<i>Mastacembelus armatus</i>	甲壳类食性	9	71±11	10.9±4.8	N1,N2,N11
云斑尖塘鳢	<i>Oxyeleotris marmorata</i>	底层肉食性	15	131±43	71.9±51.5	N1,N5,N8,N10,N11
大鳍鲃	<i>Acheilognathus macropterus</i>	着生藻类食性	6	83±15	13.0±5.4	N10,N11
黄尾鲃	<i>Xenocypris davidi</i>	着生藻类食性	6	169±4	79.3±14.9	N5,N11
鲮	<i>Aristichthys nobilis</i>	浮游动物食性	3	59±7	6.7±2.5	N10
棕胡子鲇	<i>Clarias fuscus</i>	甲壳类食性	6	172±73	38.5±20.4	N6,N8
须鲫	<i>Setipinna taty</i>	碎屑食性	12	124±34	57.5±38.1	N4,N6,N11
蒙古鲃	<i>Culter mongolicus</i>	中上层肉食性	3	88±36	10.3±8.1	N8
鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	浮游植物食性	3	109±20	19.3±1.1	N6
棱鲃	<i>Liza carinata</i>	浮游动物食性	3	67±4	6.9±0.8	N7
大鳞鲃	<i>Liza macrolepis</i>	浮游动物食性	3	80±3	10.8±0.9	N7
汉氏棱鲃	<i>Thryssa hamiltonii</i>	浮游动物食性	3	111±8	31.3±15.7	N7
六带鲈	<i>Caranx sexfasciatus</i>	中上层肉食性	3	75±23	18.6±10.1	N7
脂眼鲈	<i>Etrumeus teres</i>	浮游动物食性	3	103±4	21.1±5.4	N7
中华海鲇	<i>Arius sinensis</i>	甲壳类食性	6	120±111	35.9±18.8	N4,N7
斑鲈	<i>Konosirus punctatus</i>	浮游植物食性	3	100±19	22.8±10.1	N7
海南似鲃	<i>Toxabramis houdemeri</i>	碎屑食性	3	135±8	57.3±34.5	N10
鲫	<i>Carassius auratus</i>	碎屑食性	6	142±4	106.7±6.3	N5,N8
斑鳢	<i>Channa maculata</i>	底层肉食性	3	178±24	106.7±34.9	N10
泥鳅	<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	水生昆虫食性	3	168±13	31.3±3.0	N8
越南鲃	<i>Acheilognathus tonkinensis</i>	着生藻类食性	3	100±19	22.7±10.1	N4
海南黑鳍鲈	<i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i>	水生昆虫食性	3	106±10	43.7±5.7	N11
纹唇	<i>Osteochilus salsburyi</i>	碎屑食性	3	59±7	6.7±2.5	N6

### 1.3 MPs 镜检和材质鉴定

借助体式显微镜对玻璃纤维滤膜上的 MPs 样品进行镜检,并记录检出 MPs 的尺寸、颜色、形状。采用体式显微镜计数 MPs 时需满足以下标准:(1)看不到细胞或有机结构,(2)纤维整段厚度相同,末端不应变细,(3)彩色的 MPs 颜色分布均匀,(4)纤维没有被分割,或显示为扭曲的扁平丝带,(5)MPs 没有光泽<sup>[22-23]</sup>。使用傅立叶变换红外光谱仪鉴定 MPs 成分,应用 OMNIC 软件分析光谱,并与 Knowitall 数据库进行比对,匹配度大于 75% 的聚合物即被认定为 MPs 材质。

### 1.4 质量控制

在样品采集、提取和鉴定过程中,操作人员穿戴丁腈手套和纯棉实验服,佩戴纯棉口罩以避免人为 MPs 污染。在显微镜观察和傅立叶变换红外光谱仪测定前,对体式显微镜和光谱仪的样品支架进行仔细清洗和检查,同时作空白对照以排除实验室潜在污染。在各空白对照中均没有检测到 MPs,说明实验过程没有受到 MPs 污染。实验中同时设置对照组,结

果显示本研究对鱼胃肠 MPs 的预处理、观察和鉴定方法均有效。

### 1.5 数据分析

应用 ArcMap 10.8 软件绘制位点图,采用 Excel 2021 对实验数据进行处理,采用 Origin 2.0 绘制鱼胃肠道中不同尺寸、颜色、形态 MPs 的丰度图和百分比图等,采用 SPSS 软件统计不同位点鱼胃肠道中 MPs 丰度差异的显著性。

## 2 结果与讨论

### 2.1 鱼胃肠道中 MPs 丰度及特征

本研究在共计 11 个位点中采集到 35 种 222 条鱼,在 94.5% 的鱼胃肠道中共检出 1077 个 MPs,鱼胃肠 MPs 的平均丰度为(4.85±3.51)个/条。大量研究表明,在鱼胃肠道中经常可以检测到 MPs,南渡江鱼胃肠道中 MPs 丰度低于北江(5.6 个/条)<sup>[24]</sup>、珠江(7.0 个/条)<sup>[24]</sup>、伊朗卡拉苏河(8.2 个/条)<sup>[25]</sup>鱼胃肠道中 MPs 丰度,高于葡萄牙蒙德古河(1.67 个/条)<sup>[26]</sup>、英吉利海峡(1.90 个/条)<sup>[27]</sup>、泰国乌博拉塔纳水库(2.9 个/

条)鱼胃肠道中 MPs 丰度<sup>[28]</sup>.这表明,南渡江鱼胃肠道中 MPs 丰度处于中等水平.Chen 等<sup>[19]</sup>研究了南渡江水体和鱼胃肠道中 MPs 的污染特征,发现鱼胃肠道中 MPs 的检出率为 90.5%,丰度为(3.20±2.60)个/条,略低于本研究中鱼胃肠道中 MPs 的检出率(94.5%)和丰度(4.85±3.51 个/条),这说明南渡江鱼胃肠道中 MPs 污染现状不容忽视.

不同物种的鱼胃肠道中 MPs 丰度差异较大,MPs 丰度较高的物种有黄尾鲷(11.50±8.25)个/条、海南鲷(8.44±1.17)个/条和蒙古鲷(7.83±0.71)个/条;MPs 丰度较低的个体有鰕(1.56±0.19)个/条、大鳍鱠(1.67±1.41)个/条和间鱠(2.44±1.39)个/条.按重量计算,胃肠道中 MPs 丰度较高的个体有黄尾鲷(0.55±0.63)个/g、大刺鲷(0.43±0.477)个/g 和鲮(0.27±0.35)个/g,丰度较低的个体有鰕(0.010±0.006)个/g、间鱠(0.021±0.016)个/g 和花身富丽鱼(0.029±0.024)个/g.这种差异是因为鱼的大小和体重会影响胃肠道中 MPs 的丰度<sup>[11]</sup>.

南渡江鱼类胃肠道中检出 MPs 尺寸包括 <0.5mm、0.5~1.0mm、1.0~2.0mm、2.0~3.0mm、

3.0~4.0mm、4.0~5.0mm,不同尺寸 MPs 占比分别为 52.3%、21.0%、14.3%、6.8%、3.4%、2.2%(图 2),在所有观察到的 MPs 中最小尺寸为 57 μm.观察到的 MPs 包括 5 种不同的颜色,透明、蓝色、黑色、黄色和红色,占比分别是 38.9%、22.5%、18.9%、11.6%、8.1%(图 2).MPs 的形状包括纤维、碎片和薄膜,占比分别是 60.6%、25.3%、14.1%(图 2).上述结果表明,鱼类胃肠道中 MPs 以<1.0mm(73.3%)的透明(38.9%)纤维(60.6%)为主.这与珠江<sup>[24]</sup>、北江<sup>[24]</sup>的研究结果一致,与葡萄牙蒙德古河口<sup>[26]</sup>、泰国乌博拉塔纳水库<sup>[28]</sup>、伊朗卡拉苏河<sup>[25]</sup>和 Chen 等<sup>[19]</sup>对南渡江的研究结果不同.葡萄牙蒙德古河口鱼胃肠道内 MPs 以 4~5mm(30.0%)蓝色(47.0%)纤维(96.0%)为主,泰国乌博拉塔纳水库鱼胃肠道内 MPs 以<0.5mm(66.4%)蓝色(51.0%)纤维(98.2%)为主,伊朗卡拉苏河鱼胃肠道中 MPs 以<0.025mm(60%)纤维(63%)为主,这种差异主要与研究区域 MPs 的污染来源有关.Chen 等的研究中,南渡江鱼胃肠道中 MPs 以>0.5mm(64.5%)的纤维(80%)为主,与本研究结果略有不同.

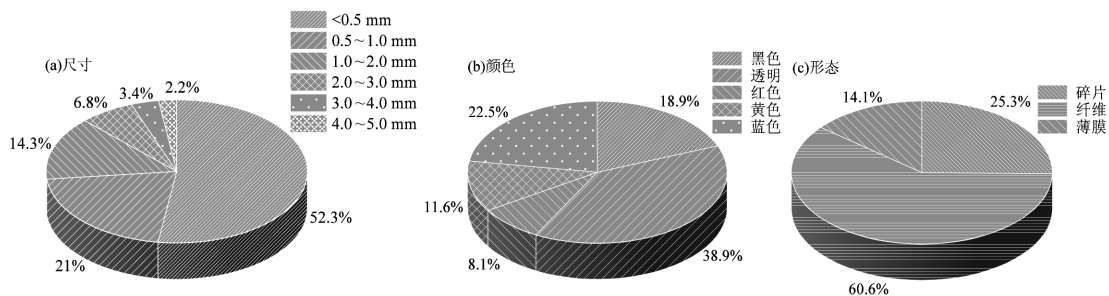


图2 南渡江鱼胃肠道中 MPs 尺寸、颜色和形态占比

Fig.2 Distribution percentage (%) of microplastics with different colors, sizes, and shapes in the gastrointestinal tracts of fish from Nandu River

在鱼胃肠道检出的 1077 个 MPs 中,本文根据不同形态占比选取了 120 个 MPs 进行傅立叶变换红外光谱分析,其中包括纤维 72 个(60.0%),碎片 30 个(25.0%),薄膜 18 个(15%).傅立叶变换红外光谱结果显示,鱼胃肠道中观察到的 MPs 成分有聚丙烯(PP)、聚乙烯(PE)、聚酰胺(PA)、聚氯乙烯(PVC)和人造纤维丝,占比分别为 53.3%、34.2%、4.2%、3.3%和 6.7%,表明鱼胃肠道中 MPs 主要由 PP(53.3%)和 PE(34.2%)组成.这与英国莱茵河的研究结果类似<sup>[29]</sup>,与 Chen 等对南渡江的研究结果不同.Chen 等对南渡江的研

究发现,鱼胃肠道中 MPs 以 PET(36%)和人造纤维丝(21%)为主.这种差异可能与两次研究设置的采集点位、采集的鱼类物种不同有关,也侧面反应了南渡江 MPs 污染来源的复杂性.此外,本文还发现 MPs 的材质与形状有关,84.3%的纤维 MPs 为 PP,72.9%的碎片和薄膜 MPs 为 PE.

## 2.2 不同食性鱼胃肠道中 MPs 丰度和组成

本课题组对鱼胃肠内含物进行解剖和分析,根据食物组成结果,将鱼类食性划分为中上层肉食性鱼类、底层肉食性鱼类、甲壳食性鱼类、水生昆虫

食性鱼类、浮游植物食性鱼类、浮游动物食性鱼类、着生藻食性鱼类和碎屑食性鱼类<sup>[31]</sup>。不同食性鱼胃肠道中 MPs 丰度不同,从大到小依次为:浮游植物食性(7.00 个/条) > 中上层肉食性鱼类(5.92 个/条) ≈ 碎屑食性(5.23 个/条) ≈ 底层肉食性鱼类(5.13 个/条) ≈ 着生藻类食性(5.13 个/条) > 甲壳类食性(4.56 个/条)

≈ 浮游动物食性(4.27 个/条) > 水生昆虫食性(2.57 个/条)(图 3 和图 4)。这表明,浮游植物食性鱼胃肠道中 MPs 丰度最高,肉食性鱼类(包括中上层肉食性鱼类和底层肉食性鱼类)、碎屑食性鱼类、着生藻类食性次之,甲壳类食性、浮游动物食性较少,水生昆虫食性鱼胃肠道中 MPs 丰度最低。

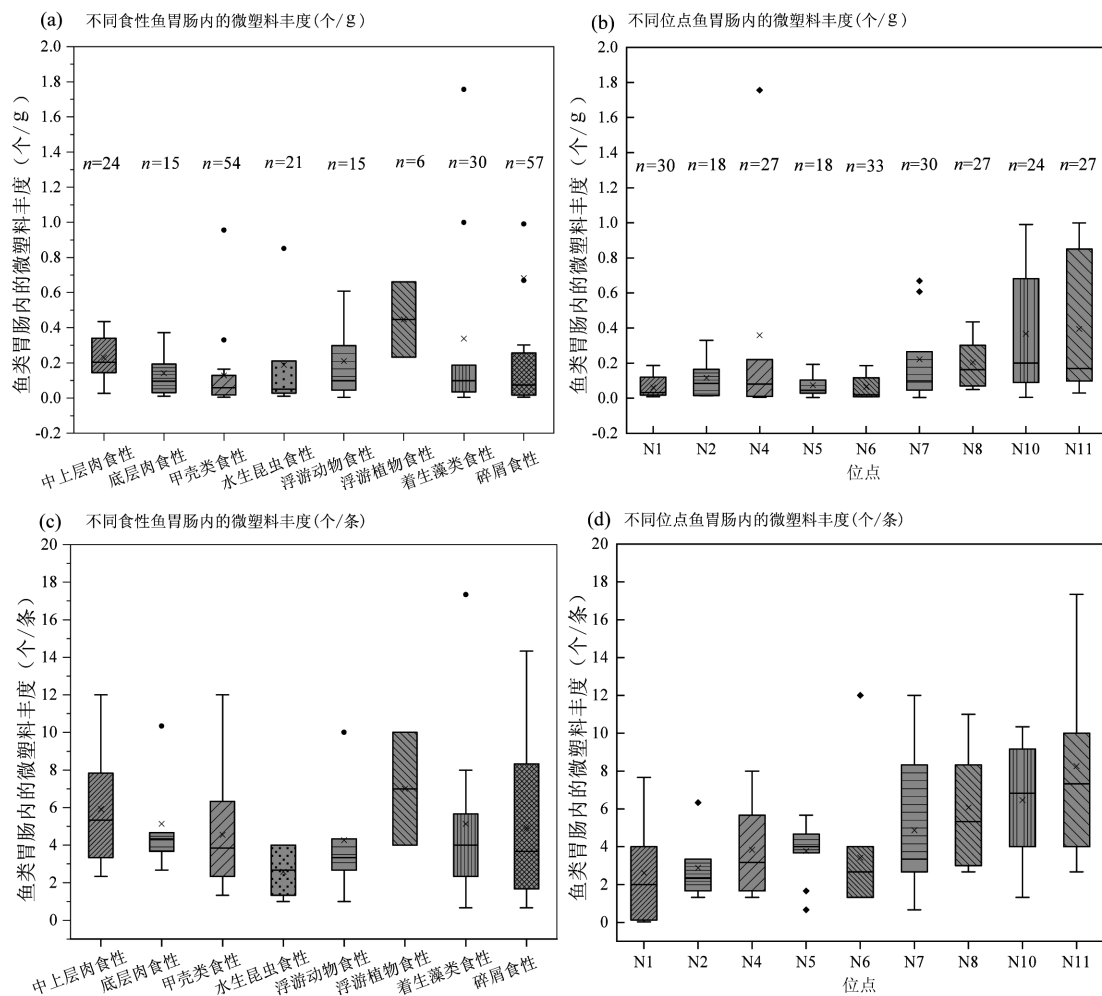


图 3 不同食性和不同位点鱼胃肠道 MPs 丰度

Fig.3 The abundance of MPs in the gastrointestinal tracts of fish with different feeding habits (a, c) and sampling sites (b, d)

鱼类摄入 MPs 的丰度与鱼类食性的关系目前存在两种不同看法。有研究认为,鱼类主要通过呼吸过滤和捕食过程被动摄入 MPs,许多鱼类在发育过程中会改变食性,且鱼胃肠道能有效排出 MPs,MPs 只能在鱼胃肠道内短暂存在,因此鱼类摄入 MPs 的丰度和食性没有关系<sup>[8,32]</sup>。然而,也有部分研究认为,摄食类型能影响鱼胃肠道中 MPs 的丰度,但不同研究所得出的结论并不相同。例如,在渤海湾捕获的商业鱼类中,碎屑食性鱼类、肉食性鱼类和底栖动物食

性鱼类胃肠道中 MPs 丰度显著高于浮游食性和杂食性鱼类胃肠道中 MPs 丰度<sup>[11]</sup>。也有学者对巴西两个热带河口鱼胃肠道中 MPs 进行研究,发现鱼胃肠道中 MPs 丰度与鱼类食性(藻类食性、浮游动物食性、底栖动物食性和杂食性)之间没有关系<sup>[33]</sup>。本研究中,浮游植物食性鱼胃肠道中 MPs 丰度最高,肉食性、碎屑食性、着生藻类食性、甲壳类食性、浮游动物食性鱼类也较高,与已报道研究结果均不同<sup>[11,33]</sup>。这是因为鱼类摄入 MPs 的过程比较复杂,除了食性因

素外,鱼胃肠道内 MPs 的丰度还与觅食区或栖息地 MPs 污染现状<sup>[34]</sup>、食物本身 MPs 的丰度<sup>[35]</sup>、鱼的

捕食频率、生理结构(体型、胃肠道结构)、摄食方式<sup>[33]</sup>等有关。

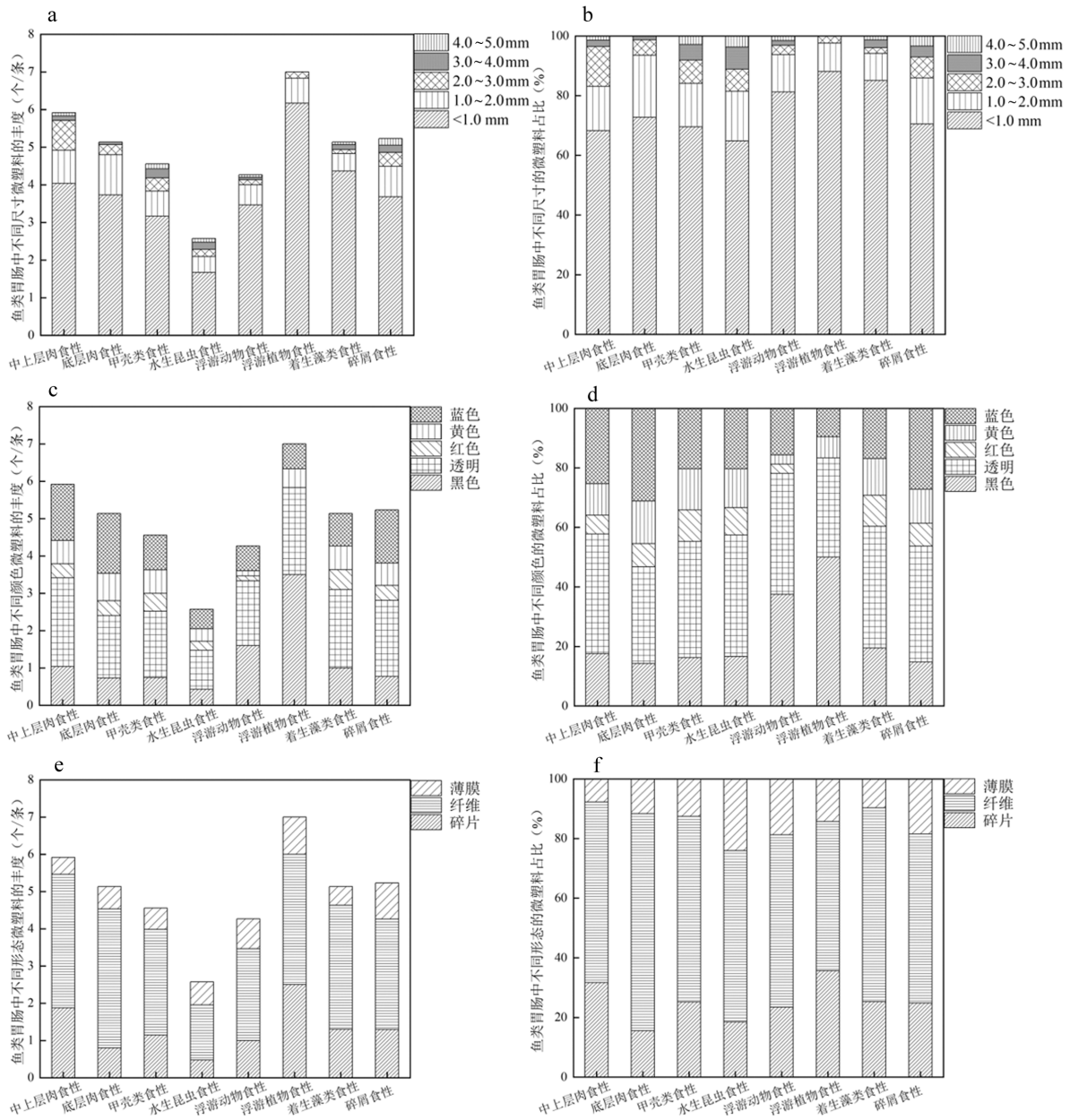


图4 不同食性鱼胃肠道中不同尺寸、颜色和形态 MPs 的丰度及占比

Fig.4 The abundance (individuals/fish) and proportion (%) of MPs with different size, color, and shapes in the gastrointestinal tracts of fish with different feeding habits

浮游植物食性鱼类和浮游动物食性鱼类均为滤食性鱼类,主要通过鳃耙过滤水中微小的浮游生物、细菌、有机碎屑等.由于 MPs 密度小,会悬浮在水中,易于被滤食性鱼类摄入,导致在浮游植物食性和浮游动物食性鱼类胃肠道中检出较高丰度的 MPs(4.27~7.00 个/条).相比于浮游动物食性鱼类(4.27 个/条),浮游植物食性鱼类更易于摄入在水环

境能保持相对静止稳定的 MPs,进而表现出更高的 MPs 丰度(7.00 个/条).相比与大尺寸浅色 MPs,滤食性鱼类更易于过滤与浮游植物和浮游动物尺寸接近的深色小尺寸 MPs,所以浮游植物食性和浮游动物食性鱼类胃肠道中检出的<1mm(81.3%~88.1%)的黑色 MPs(37.5%~50.0%)占比远大于其他食性(64.8%~72.7%和 14.3%~19.5%)鱼类(着生藻类食性

鱼类除外).其次,MPs 具有较强的疏水性<sup>[36]</sup>,还带有一定的负电荷,容易与水中的有机碎屑相互聚集,从而被一些碎屑食性鱼类误食,导致碎屑食性鱼胃肠道中也检出较高丰度的 MPs(5.23 个/条).此外,有研究发现 MPs 可以沿着食物链传递,并具有生物蓄积效应,导致营养水平较高的肉食性鱼胃肠道中积累更多的 MPs<sup>[37]</sup>.团队其他成员测定了鱼肌肉的稳定性碳、氮同位素值并计算获得鱼类的营养级水平<sup>[31]</sup>.然而,相关性分析结果显示(图 5),不同鱼胃肠道中 MPs 的丰度与物种的营养级水平之间没有显著相关性,这与渤海的研究结果一致<sup>[11]</sup>.这再次说明鱼类摄入 MPs 的机制比较复杂,营养级水平可能不是唯一影响因素.

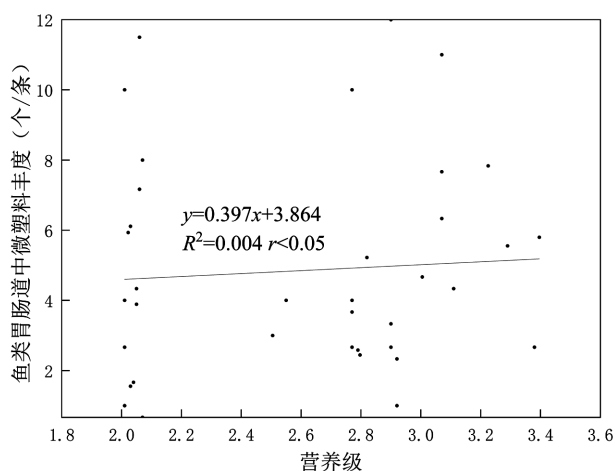


图5 鱼胃肠道中 MPs 丰度与其营养级水平的相关性分析  
Fig.5 The correlation analysis between the the abundance of MPs in fish gastrointestinal tracts (individuals/fish) and the trophic level of fish

### 2.3 不同位点鱼胃肠道中 MPs 的丰度和组成

南渡江上游(N1~N4)、中游(N5~N7)、下游(N8~N11)鱼胃肠道中 MPs 丰度分别为 $(3.4 \pm 3.0)$ 个/条、 $(4.0 \pm 3.0)$ 个/条和 $(7.0 \pm 3.9)$ 个/条;当以个/g 为单位表示时,南渡江上游、中游、下游鱼胃肠道中 MPs 丰度分别为 $(0.25 \pm 0.44)$ 个/g、 $(0.13 \pm 0.19)$ 个/g 和 $(0.32 \pm 0.34)$ 个/g(图 3 和图 6),呈现出从上/中游到下游鱼胃肠道中 MPs 丰度不断增加的趋势,这与英国泰晤士河的研究结果相似<sup>[29]</sup>.这是因为南渡江的上/中游地区森林覆盖率高,工业和旅游业少,经济不发达,MPs 污染水平较低;下游工业和旅游业多,经济较为发达,人口密集,城市化程度高,MPs 的输入量不断

增加,进而导致鱼胃肠道中 MPs 丰度增加<sup>[19]</sup>.有研究报道,每年约有 3353 万 t 工业、农业和家庭废水排入南渡江下游<sup>[15]</sup>,导致水体中 MPs 污染水平较高,因此鱼胃肠道中 MPs 丰度也较高.

从南渡江上/中游(N1~N7)至下游(N8~N11),鱼胃肠道中 $<1.0\text{mm}$  的 MPs 占比从 68.7%增加至 77.8%,蓝色 MPs 的占比从 19.8%增加为 30.3%,纤维 MPs 占比从 61.0%增加为 68.1%;与此相反,鱼胃肠道中 $>1.0\text{mm}$  的 MPs 的占比从 31.3%降低为 22.2%,黄色和红色 MPs 占比从 23.8%降低为 13.1%,碎片和薄膜 MPs 的占比从 40.9%降低为 33.8%(图 6).以上结果表明,鱼胃肠道中 MPs 的污染特征呈现空间变化,从南渡江上/中游至下游,鱼胃肠道中 $<1.0\text{mm}$  的蓝色纤维 MPs 占比不断增加, $>1.0\text{mm}$  的黄色/红色碎片/薄膜 MPs 的占比不断降低,这反应了南渡江上/中游和下游 MPs 污染来源的差异.这种差异与南渡江下游水产养殖活动增多、农膜/农用塑料容器的使用量<sup>[41]</sup>以及城市生活污水和工业废水的排放量<sup>[39-40]</sup>的增加有关.水产养殖活动中常用的栅栏、船只、浮标、网笼、不渗透膜、喂料器、氧合器和包装材料等是环境中 MPs 的主要来源之一<sup>[38]</sup>.南渡江下游水流流速快,水动力条件强,易于 MPs 的碎裂和降解,导致下游水环境中小尺寸( $< 1.0\text{mm}$ )MPs 占比增多,鱼胃肠道中小尺寸 MPs 占比增加<sup>[42]</sup>.研究结果显示,海洋鱼类更容易将食物与蓝色 MPs 混淆,导致胃肠道中检出 MPs 以蓝色为主<sup>[43]</sup>.本研究中,从南渡江上/中游到南渡江下游,鱼胃肠道中蓝色 MPs 的占比增加 10.5%,一方面可能与下游易于误食蓝色 MPs 的鱼类增多有关,另一方面可能与下游的渔业活动较为频繁有关,钓鱼用蓝色绳索是蓝色 MPs 的主要来源<sup>[43]</sup>.

本研究共采集到 35 种鱼类,只有 6 种鱼(间鳢、南方白甲鱼、马口鱼、尼罗罗非鱼、海南鲃、云斑尖塘鳢)在 $\geq 4$  个位点出现,本文分析了这 6 种鱼胃肠道中 MPs 随位点的变化趋势(图 7).结果显示,从南渡江上游到南渡江下游,只有南方白甲鱼胃肠道中 MPs 呈现不断增加的趋势(图 7).南方白甲鱼为着生藻类食性,主要摄食着生藻,从南渡江上游到下游,其胃肠道中 MPs 的丰度不断增加,表明着生藻中富集的 MPs 在不断增加.先前研究报道,从南渡江上游到下游,水体中 MPs 的丰度在不断增加<sup>[19]</sup>.这表明,着生藻类能较好的指示水环境中 MPs 的污染现状.有研究也发现,

水环境中的固着生物膜和着生藻能有效地指示水环境中全氟化合物(PFASs)的污染现状<sup>[44]</sup>。

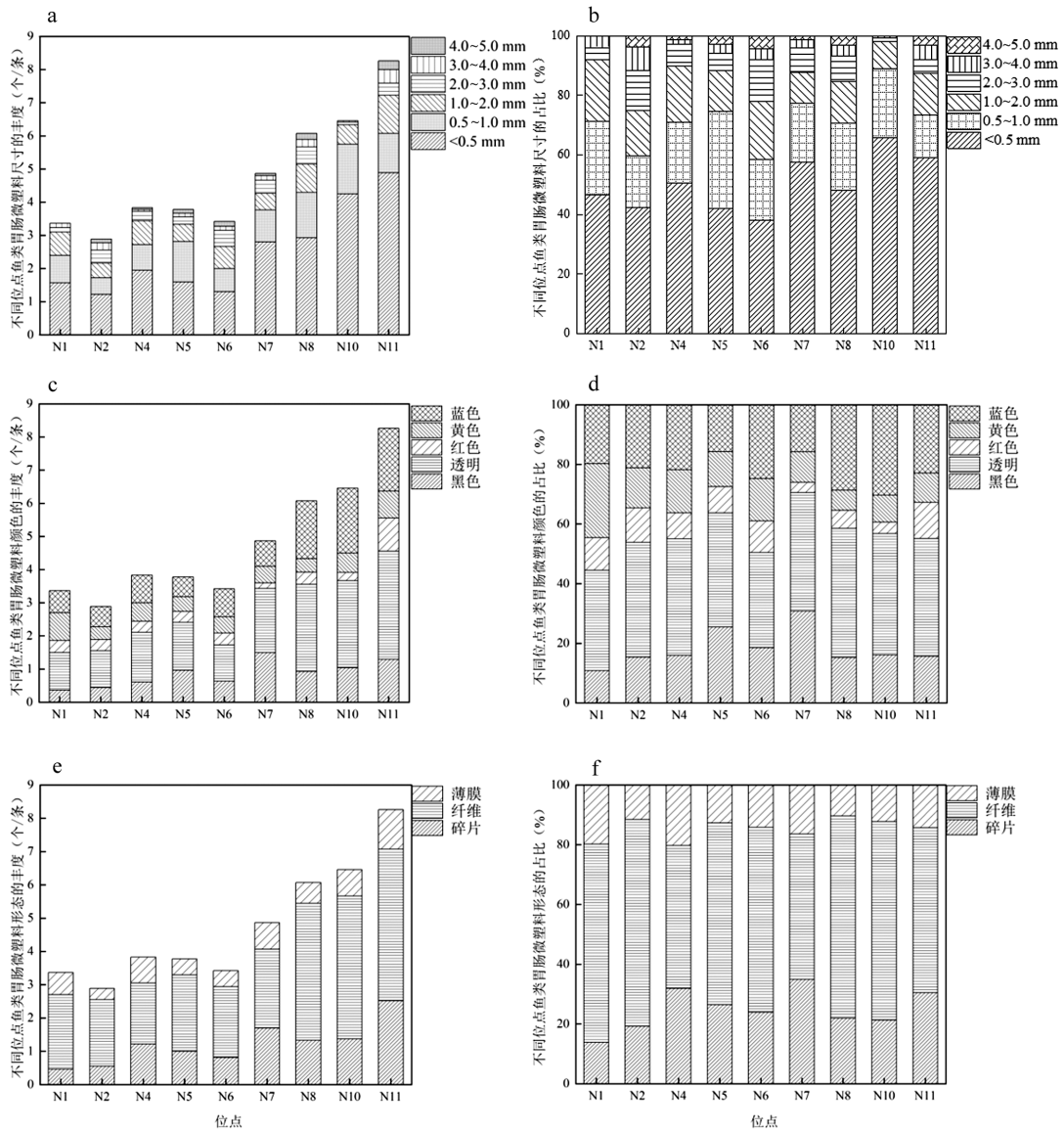
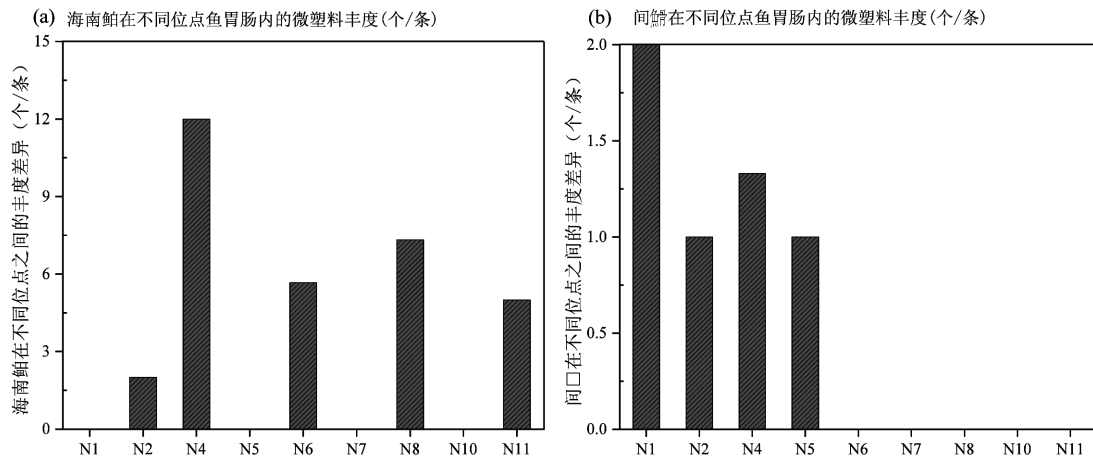


图 6 不同位点鱼胃肠道中不同尺寸、颜色和形态 MPs 的丰度和占比

Fig.6 The abundance (individuals/fish) and proportion (%) of MPs with different sizes, colors, and shapes in the gastrointestinal tracts of fish in different sampling sites



(a) 海南鲷在不同位点鱼胃肠内的微塑料丰度(个/条)

(b) 间鳍在不同位点鱼胃肠内的微塑料丰度(个/条)

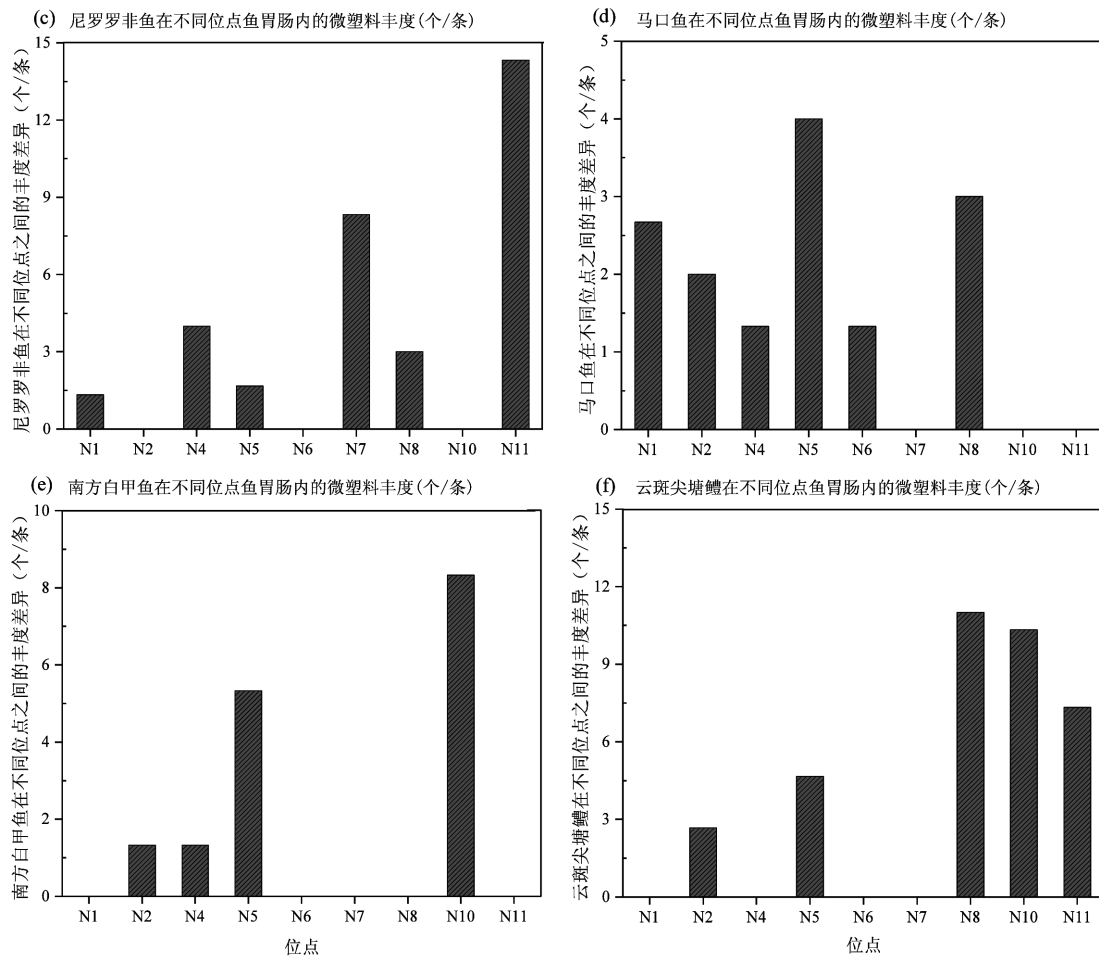


图7 不同位点同种鱼胃肠道中 MPs 的丰度

Fig.7 The abundance (individuals/fish) of MPs in the gastrointestinal tracts of fish at different sampling sites

### 3 结论

3.1 与其他研究地区相比,鱼胃肠道中 MPs 丰度处于中等水平.鱼胃肠道中 MPs 主要以<1.0mm 的透明纤维为主.

3.2 浮游植物食性鱼胃肠道中 MPs 丰度最高,肉食性、碎屑食性、着生藻类食性鱼类次之,甲壳类食性、浮游动物食性鱼类较少,水生昆虫食性鱼类胃肠道中 MPs 丰度最低.

3.3 鱼胃肠道中 MPs 的丰度与摄食类型、觅食区或栖息地 MPs 污染现状、食物本身 MPs 的丰度、鱼的捕食频率、生理结构(体型、胃肠道结构)、摄食方式等有关.

3.4 从南渡江上游至下游,鱼胃肠道中 MPs 丰度不断增加,<1.0mm 的蓝色纤维 MPs 占比不断增加,这与河流下游近岸陆源输送 MPs 增多且下游水动力条件较强有关.

### 参考文献:

- [1] María B A, Andrés H A, Ana C R, et al. Continental microplastics: Presence, features, and environmental transport pathways [J]. *Science of the Total Environment*, 2021,799:149447.
- [2] Barnes D K, Galgani F, Thompson R C, et al. Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments [J]. *Philosophical transactions - Royal Society. Biological sciences*, 2009, 364(1526):1985-1998.
- [3] Béné C, Barange M, Subasinghe R, et al. Feeding 9billion by 2050 - Putting fish back on the menu [J]. *Food Security*, 2015,7(2):261-74.
- [4] Cormier B, Cachot J, Blanc M, et al. Environmental microplastics disrupt swimming activity in acute exposure in *Danio rerio* larvae and reduce growth and reproduction success in chronic exposure in *D. rerio* and *Oryzias melastigma* [J]. *Environmental Pollution*, 2022,308: 119721.
- [5] Auta H S, Emenike C U, Fauziah S H. Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions [J]. *Environment international*, 2017, 102:165-176.
- [6] Nguyen M K, Rakib R J, LIN C, et al. A comprehensive review on ecological effects of microplastic pollution: An interaction with pollutants in the ecosystems and future perspectives [J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2023,168,117294.
- [7] Jackson G D, Buxton N G, George M J A J M E P S. Diet of the southern opah *Lampris immaculatus* on the Patagonian Shelf; the significance of the squid *Moroteuthis ingens* and anthropogenic plastic

- [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2000,206:261-271.
- [8] Cannon S M E, Lavers J L, Figueiredo B. Plastic ingestion by fish in the Southern Hemisphere: A baseline study and review of methods [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016,107(1):286-291.
- [9] Nadal M A, Alomar C, Deudero S. High levels of microplastic ingestion by the semipelagic fish bogue *Boops boops* (L.) around the Balearic Islands [J]. *Environmental Pollution*, 2016,214:517-523.
- [10] Wright S L, Kelly F J. Plastic and Human Health: A Micro Issue? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017,51(12):6634-6647.
- [11] Wang Q, Zhu X, Hou C, et al. Microplastic uptake in commercial fishes from the Bohai Sea, China [J]. *Chemosphere*, 2021,263:127962.
- [12] Zhu L, Wang H, Chen B, et al. Microplastic ingestion in deep-sea fish from the South China Sea [J]. *Science of The Total Environment*, 2019, 677:493-501.
- [13] Zhang C, Zhou H, Cui Y, et al. Microplastics in offshore sediment in the Yellow Sea and East China Sea, China [J]. *Environmental Pollution*, 2019,244:827-833.
- [14] Han M, Niu X, Tang M, et al. Distribution of microplastics in surface water of the lower Yellow River near estuary [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,707:135601.
- [15] Sun Y, Yang J, Gong J, et al. Contamination and source of metals in surface sediments from the Nandu River of Hainan Island, China [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022,182:114037.
- [16] Wang T-T, Tang W-Q, Wu D-H, et al. Abundance and characteristics of microplastics in the Wanquan River estuary, Hainan Island [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2023,189:114810.
- [17] Wang T-T, Shao S, Fan S-D, et al. Occurrence, distribution, and risk assessment of antibiotics in a typical aquaculture area around the Dongzhai Harbor mangrove forest on Hainan Island. [J]. *Science of the Total Environment*, 2024,920:170558.
- [18] Tan H, Li Q, Zhang H, et al. Pesticide residues in agricultural topsoil from the Hainan tropical riverside basin: Determination, distribution, and relationships with planting patterns and surface water [J]. *Science of the Total Environment*, 2020,722:137856.
- [19] Chen Y, Shen Z, Li G, et al. Factors affecting microplastic accumulation by wild fish: A case study in the Nandu River, South China [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,847:157486.
- [20] Lusher A L, Mchugh M, Thompson R C. Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013,67(1/2):94-99.
- [21] Dehaut A, Cassone A-L, FRÈRE L, et al. Microplastics in seafood: Benchmark protocol for their extraction and characterization [J]. *Environmental Pollution*, 2016,215:223-33.
- [22] Horton A A, Svendsen C, Williams R J, et al. Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK - Abundance, sources and methods for effective quantification [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017,114(1):218-226.
- [23] Mohamed Nor N H, Obbard J P. Microplastics in Singapore's coastal mangrove ecosystems [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014,79(1/2): 278-283.
- [24] Wang W, Ge J, Yu X. Bioavailability and toxicity of microplastics to fish species: A review [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020,189:109913.
- [25] Makhdoumi P, Hossini H, Nazmara Z, et al. Occurrence and exposure analysis of microplastic in the gut and muscle tissue of riverine fish in Kermanshah province of Iran [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 173(Pt A):112915.
- [26] Bessa F, Barria P, Neto J M, et al. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018,128:575-584.
- [27] Steer M, Cole M, Thompson R C, et al. Microplastic ingestion in fish larvae in the western English Channel [J]. *Environmental Pollution*, 2017,226:250-259.
- [28] Lin X, Gowen A A., Pu H, et al. Microplastic contamination in fish: Critical review and assessment of data quality [J]. *Food Control*, 2023, 153,109939.
- [29] Horton A A, Jürgens M D, Lahive E, et al. The influence of exposure and physiology on microplastic ingestion by the freshwater fish *Rutilus rutilus* (roach) in the River Thames, UK [J]. *Environmental Pollution*, 2018,236:188-194.
- [30] Mistri M, Sfriso A A, Casoni E, et al. Microplastic accumulation in commercial fish from the Adriatic Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2022,174:113279.
- [31] 王晓迪. 热带亚热带大型河流与珊瑚礁食物网结构与能流研究 [D]. 海口:海南大学, 2024.  
Wang X D. Research on the food web structure and energy flow of large rivers and coral reefs in tropical and subtropical regions [D]. Haikou: Hainan University, 2024.
- [32] Carson H S. The incidence of plastic ingestion by fishes: From the prey's perspective [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013,74:170-174.
- [33] Vendel A L, Bessa F, Alves V E N, et al. Widespread microplastic ingestion by fish assemblages in tropical estuaries subjected to anthropogenic pressures [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017,117(1): 448-455.
- [34] Oryn C, Gallardo C, Lenz M, et al. Capture, swallowing, and egestion of microplastics by a planktivorous juvenile fish [J]. *Environmental Pollution*, 2018,240:566-573.
- [35] Peters C A, Bratton S P. Urbanization is a major influence on microplastic ingestion by sunfish in the Brazos River Basin, Central Texas, USA [J]. *Environmental Pollution*, 2016,210:380-387.
- [36] Prajapati A, Narayan Vaidya A, Kumar A R. Microplastic properties and their interaction with hydrophobic organic contaminants: a review [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022,29(33): 49490-49512.
- [37] Zhang F, Wang X, Xu J, et al. Food-web transfer of microplastics between wild caught fish and crustaceans in East China Sea [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2019,146:173-182.
- [38] Xiong X, Xie S, Feng K, et al. Occurrence of microplastics in a pond-river-lake connection water system: How does the aquaculture process affect microplastics in natural water bodies [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2022,352:131632.
- [39] Zhang K, Gong W, Lv J, et al. Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam [J]. *Environmental Pollution*, 2015,204: 117-123.
- [40] Di M, Wang J. Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China [J]. *Science of the Total Environment*, 2018,616-617:1620-1627.
- [41] Zhang Y, Peng Y, Xu S, et al. Distribution characteristics of microplastics in urban rivers in Chengdu city: The influence of land-use type and population and related suggestions [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,846:157411.
- [42] He X, Qian Y, Li Z, et al. Identification of factors influencing the microplastic distribution in agricultural soil on Hainan Island [J]. *Science of the Total Environment*, 2023,874:162426.
- [43] Zazouli M, Nejati H, et al. Occurrence of microplastics (MPs) in the gastrointestinal tract of fishes: A global systematic review and meta-analysis and meta-regression [J]. *Science of the Total Environment*, 2022,815,152743.
- [44] Zhang Y, Qv Z, et al. Natural biofilm as a potential integrative sample for evaluating the contamination and impacts of PFAS on aquatic ecosystems [J]. *Water Research*, 2022,215,118233.

**作者简介:** 梁鸿博(2003-),男,山东菏泽人,海南大学本科生,主要从事有关微塑料的研究.2860697397@qq.com.