

## 长江河口鱼类幼体微塑料污染

葛红颖<sup>1</sup>, 唐文乔<sup>1,2</sup>

(1. 上海海洋大学 海洋动物系统分类与进化上海高校重点实验室, 上海 201306; 2. 上海海洋大学 水产种质资源发掘与利用教育部重点实验室, 上海 201306)

**摘要:** 为探明长江河口鱼类幼体微塑料(Microplastic, MPs)污染情况, 采集10种共508尾长江口幼鱼, 对其消化道内容物、消化道壁及鳃组织进行消解和提取微塑料并观察统计, 结合幼鱼食性差异(滤食性、肉食性、杂食性)及禁渔前后时间节点, 采用单因素置换多元方差分析数据。结果显示, 99%的幼鱼个体都有微塑料检出, 平均丰度为(10.13±7.23)个/尾, 组织间分布呈消化道内容物[(4.10±4.09)个/尾]>鳃组织[(3.12±2.40)个/尾]>消化道壁[(2.89±2.61)个/尾]。纤维状(65.7%)、透明色(56.4%)及<0.5 mm粒径(58.3%)的微塑料占比最高。滤食性幼鱼微塑料丰度显著高于其他食性个体( $P<0.05$ )。长江禁渔后, 刀鲚(*Coilia nasus*)幼鱼微塑料总丰度极显著降低至(5.20±2.53)个/尾( $P<0.01$ ), <0.5 mm透明纤维状微塑料占比下降, <1 mm粒径仍占大多数(76%)。研究表明, 长江口幼鱼普遍存在微塑料污染, 滤食性鱼类更易富集微塑料。长江禁渔政策显著降低了刀鲚幼鱼体内的微塑料污染, 揭示长江口水体环境和鱼类幼体中的微塑料污染程度呈下降趋势。本研究可为长江口流域微塑料污染状况研究提供数据资料支持。

**关键词:** 幼鱼; 微塑料; 长江禁渔; 生物积累; 长江口

**中图分类号:** S 931.1; X 52

**文献标志码:** A

近年来, 微塑料作为一种普遍存在的环境污染物, 因对鱼类和水体环境的健康存在潜在危害而受到越来越多的关注<sup>[1-9]</sup>。由于塑料制品和塑料相关衍生物的大规模工业制造和使用, 环境中滞留了大量塑料垃圾, 而这些塑料垃圾通过机械磨损、紫外线辐射、化学腐蚀和生物降解等作用分解成微小的塑料碎片, 其中, 粒径<5 mm的塑料碎片即被称为微塑料<sup>[10]</sup>。有关数据显示, 全球塑料产量年均增速为9%, 并且随着人口不断增加, 塑料总量预计在2050年会额外增加330亿t<sup>[11]</sup>。微塑料具有质量轻、化学性质稳定、难以降解等特点, 进入水体环境后, 可通过风力、河流与洋流等物理外力作用发生迁移, 在特定条件下, 微塑料可能在水生生物中存留并沿食物链传递, 导致生物放大效应, 其主要体现在3个方面: 随营养级升高, 生物体内微塑料的富集数量增加、粒径尺寸增大, 以及其吸附污染物的毒性效应增

强<sup>[1-2]</sup>。鱼类摄食微塑料后会产生潜在的危害, 如生长抑制、生殖能力下降和氧化应激等<sup>[3-6]</sup>。此外, 微塑料污染不仅会削弱环境的承载力, 还会对生物产生一定程度的损伤效应和其他风险<sup>[7-9]</sup>。

长江口作为中国最大的河口, 年均径流量达 $9.28\times10^{11}$  m<sup>3</sup>, 占输入东海的总径流量的84.4%。其独特的四汊入海结构(北支、北港、南槽、北槽)形成了复杂的河口环流系统, 在潮汐作用下产生特殊的水动力环境使得微塑料等污染物易于在河口区滞留和富集。长江口支撑着长江洄游鱼类的关键育幼场, 也是微塑料从河流向海洋输送的关键节点。长江口的鱼类, 尤其是生长发育关键期的幼鱼, 因其生态位和生物学特性, 往往成为微塑料暴露和积累的高风险群体。目前, 国内外已有关于长江河口成鱼以及其他水域幼鱼的微塑料污染研究<sup>[12-17]</sup>, 但针对长江河口幼鱼的微塑料污染研究仍较为缺乏。此外, 长江大保护战略实施禁

收稿日期: 2025-02-25 修回日期: 2025-06-01

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFD0900802)

作者简介: 葛红颖(1998—), 女, 硕士研究生, 研究方向为微塑料污染。E-mail: hyGe3218@outlook.com

通信作者: 唐文乔, E-mail: wqtang@shou.edu.cn

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydx.com>

渔后,长江口流域幼鱼微塑料污染的具体变化及其对微塑料污染风险控制的实际成效尚不清晰。本研究以长江口南槽采集的幼鱼为研究对象,测定并总结了其消化道内容物、消化道壁和鳃组织中的微塑料丰度、差异及特征,以及不同物理特征的微塑料在不同食性幼鱼中的分布;以长江土著洄游性鱼类刀鲚(*Coilia nasus*)幼体为典型指示代表,其广盐性生活史(淡水-河口咸淡水)可整合长江水域不同生境的污染特征,进一步评估了长江大保护战略实施禁渔前后刀鲚幼鱼及其水域环境中微塑料污染水平的变化,以期填补长江口流域鱼类幼体微塑料污染状况研究空白。

1 材料与方法

1.1 鱼类样本采集

2017—2019年间的每年1—4月,采用长江

口最常用的鳗苗单桩框架定置张网进行鱼类样本采集。张网为长方形的漏斗状,网口宽4 m、高1.2 m,网衣长16 m,自网口至尾部逐渐缩小。网衣前段和中间各设置1片过滤网,用于过滤大型非生物物质。底部的囊网网目2 mm,内置鳗苗收纳器。鳗苗在收纳器中收集,其他鱼类则在囊网内取得。布网范围为30°48′00″~30°53′00″ N和122°03′10″~122°03′40″ E(图1)。从中选取10种幼鱼(表2);2023年同期同地点同方法对刀鲚(*Coilia nasus*)幼鱼进行二次采集,为区分长江禁渔政策实施前后的样本,将2次采集的刀鲚幼鱼分别标记为刀鲚F(长江禁渔前)和刀鲚L(长江禁渔后)。采集的幼鱼样本保存在10%甲醛溶液中固定,并运回至实验室待用。本研究实验全过程已通过上海海洋大学实验动物伦理委员会审查(批准号:SHOU-DW—2016-010)。

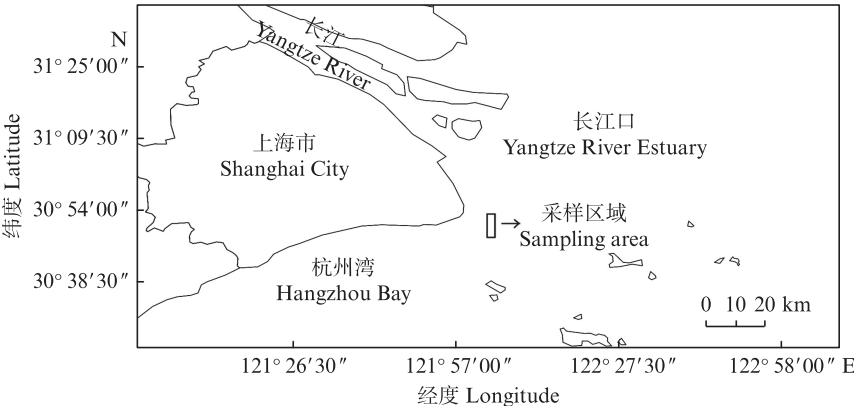


图1 长江河口鱼类幼体采样点  
Fig. 1 Sampling sites of juvenile fish in the Yangtze River Estuary

1.2 组织样品准备

将保存于10%甲醛溶液中的样品取出,置于清水中浸泡1 min。随后,使用游标卡尺和电子天平分别测量幼鱼的体长与湿质量(表1和表2)。接着,利用解剖刀、解剖剪和镊子,完整取出

鳃和消化道。用蒸馏水反复冲洗消化道内腔5次以上,直至内容物完全冲出。最后,将消化道内容物、消化道壁和鳃这3个部分分别置于带有编号的500 mL锥形瓶中,并依次标记为GC、GW和Gill,瓶盖用锡箔纸包裹。

表1 二次采集刀鲚样本的基本信息  
Tab. 1 Basic information on the secondary collection of *Coilia nasus* samples

幼鱼种类 Juvenile fish species	数量 Number/尾	体长 Body length/cm	湿质量 Wet mass/g
刀鲚F <i>Coilia nasus</i> F	100	9.16±1.10	3.21±1.09
刀鲚L <i>Coilia nasus</i> L	100	8.71±1.02	2.90±0.90

表 2 长江口 10 种幼鱼样本的基本信息  
Tab. 2 Basic information on 10 juvenile fish samples from Yangtze River Estuary

幼鱼种类 Juvenile fish species	数量 Number/尾	体长 Body length/cm	湿质量 Wet mass/g	食性 Feeding habits	栖息水层 Habitat water layer
斑鲦 <i>Konosirus punctatus</i>	81	10.74±1.00	19.14±4.98	滤食性	中上层
间下鱊 <i>Hyporhamphus intermedius</i>	42	10.16±1.10	3.81±1.09	滤食性	中上层
刀鲚 <i>Coilia nasus</i>	100	9.16±1.10	3.21±1.09	肉食性	上层
鳊鱼 <i>Tridentiger baratus</i>	84	6.36±0.78	6.71±2.91	肉食性	底层
矛尾虾虎鱼 <i>Chaeturichthys stigmatias</i>	66	9.48±1.54	9.09±2.86	肉食性	底层
窄体舌鳎 <i>Cynoglossus gracilis</i>	27	9.38±0.94	7.30±1.83	肉食性	底层
鳊 <i>Mugil cephalus</i>	21	8.70±1.77	9.90±4.59	肉食性	中下层
方氏锦鲤 <i>Pholis fangi</i>	18	8.97±0.50	1.63±0.33	肉食性	底层
拉式狼牙虾虎鱼 <i>Odontamblyopus lacepedii</i>	66	9.05±2.30	4.66±2.51	杂食性	底层
孔虾虎鱼 <i>Trypauchen vagina</i>	3	9.20±1.15	7.10±0.64	杂食性	底层

### 1.3 组织消解和微塑料提取

参照 AVIO 等<sup>[18]</sup>的方法,采用 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>溶液消解鱼样品中的有机成分。根据样品质量与过氧化氢体积 1:40 的比例,向锥形瓶中加入 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>溶液,置于烘箱中 80 °C 处理 24~48 h,观察样品消解情况。若鱼骨等组织消解不完全,则进行过滤并实施二次消解处理。

采用饱和 NaCl 溶液进行密度浮选分离微塑料。按样品溶液体积与 NaCl 溶液体积 1:4 的比例,加入饱和 NaCl 溶液,室温静置 24 h。随后,将上层液体转移至烧杯中,使用装有孔径 0.45 μm 尼龙滤膜的隔膜真空泵(型号:GM-0.33A)进行抽滤。用少量去离子水冲洗烧杯内壁,液体经滤膜抽滤。最后,将收集有微塑料的滤膜置于标记好的培养皿中,待后续观察分析。

### 1.4 微塑料观察和计数

将滤膜置于体视显微镜(SMZ1270, Nikon)下观察,并使用配套的索尼拍照系统(DS-2000P)拍照,记录微塑料的颜色、形状及粒径大小。微塑料粒径通过系统自带的测量工具进行测量并记录。根据 CHEUNG 等<sup>[19]</sup>描述的微塑料形状分类标准,将微塑料形状分为 4 类:纤维、碎片、薄膜和颗粒状。微塑料的粒径根据 MASURA 等<sup>[20]</sup>描

述的标准进行分类,分为 0~0.5 mm、0.5~1 mm、1~2 mm 和 2~5 mm。

### 1.5 数据分析

使用 IBM SPSS Statistics 26 软件对数据进行描述性统计分析,数据以平均值±标准差(Mean±SD)表示。采用单因素置换(9 999 次置换)多元方差分析不同食性幼鱼及其组织间微塑料丰度的差异,以及不同物理特征的微塑料在不同食性幼鱼中的分布差异,显著性水平设为  $P < 0.05$ 。置换多元方差分析通过 PRIMER v6 软件包的附加模块完成<sup>[21-22]</sup>。最终使用 Origin 2021 绘制结果图。

### 1.6 实验质量控制

为减少潜在污染,实验过程中穿着棉质实验服,所有容器在使用前用纯水冲洗 3 次以上,确保无微塑料残留。所有样品在分析前均用锡箔纸覆盖,以防止环境中微塑料的沉降。提取出的微塑料样品暂存于 4 °C 低温冰箱中。实验操作前反复清洁工作台,并在层流罩下进行实验。实验过程中,在实验室环境中放置 3 组装有孔径 0.45 μm 湿润尼龙滤膜的空白培养皿,检测结果显示滤膜上无微塑料,证明实验环境无微塑料污染<sup>[23]</sup>。

## 2 结果

### 2.1 幼鱼样本中微塑料的分布和丰度

在 2017—2019 年间采集的 10 种共 508 尾长江口幼鱼样本中,微塑料检出率达 99%,仅有 3 尾窄体舌鳎未检出微塑料。结果显示,幼鱼样本的微塑料丰度为 0~47 个/尾,平均丰度为 (10.13±7.23) 个/尾。其中,方氏锦鲷幼鱼体内微塑料丰度最低,为 (5.33±3.14) 个/尾;斑鰶幼鱼体内的微

塑料丰度最高,达 (19.33±11.16) 个/尾。在幼鱼样本的具体组织中,消化道内容物、消化道壁和鳃组织中微塑料的平均丰度分别为 (1.57±1.62)~(8.74±6.85) 个/尾、(1.00±1.33)~(5.70±4.45) 个/尾和 (1.67±1.21)~(4.89±2.76) 个/尾;3 个组织中微塑料的平均丰度呈消化道内容物>鳃组织>消化道壁,分别为 (4.10±4.09) 个/尾、(3.12±2.40) 个/尾和 (2.89±2.61) 个/尾(表 3)。

表 3 10 种样本幼鱼消化道内容物、消化道壁和鳃部的微塑料丰度  
Tab. 3 Abundance of MPs in the GC, GW and gill of 10 juvenile fish samples

幼鱼种类 Juvenile fish species	消化道内容物 Gastrointestinal contents	消化道壁 Gastrointestinal walls	鳃 Gill	总丰度 Total abundance
斑鰶 <i>Konosirus punctatus</i>	8.74±6.85	5.70±4.45	4.89±2.76	19.33±11.16
间下鱈 <i>Hyporhamphus intermedius</i>	2.86±1.51	2.29±1.49	2.93±1.98	8.07±2.76
刀鲚 <i>Coilia nasus</i>	4.75±3.51	2.95±1.67	2.85±1.63	10.55±3.49
鳊鱼 <i>Tridentiger baratus</i>	3.79±2.20	2.82±1.63	3.29±2.42	9.89±4.73
矛尾虾虎鱼 <i>Chaeturichthys stigmatias</i>	2.59±1.82	2.05±1.13	2.09±1.57	6.73±2.90
窄体舌鳎 <i>Cynoglossus gracilis</i>	2.56±1.74	2.00±1.41	1.78±0.83	6.33±3.20
鳊 <i>Mugil cephalus</i>	1.57±1.62	2.29±0.95	4.29±1.38	8.14±1.86
方氏锦鲷 <i>Pholis fangi</i>	2.00±2.00	1.67±1.86	1.67±1.21	5.33±3.14
拉式狼牙虾虎鱼 <i>Odontamblyopus lacepedii</i>	2.55±1.87	1.86±1.42	2.59±3.19	7.00±4.81
孔虾虎鱼 <i>Trypauchen vagina</i>	4.00±1.56	1.00±1.33	4.00±1.28	9.00±2.75
平均 Average	4.10±4.09	2.89±2.61	3.12±2.40	10.13±7.23

### 2.2 幼鱼样本中的微塑料特征

在所有幼鱼样品中,共观察到 9 种微塑料颜色,包括透明、黄色、棕色、黑色、红色、绿色、蓝色、灰色和紫色。其中,透明和黄色微塑料在幼鱼体内的出现频率较高,分别为 3 012 个和 795 个,占总数的 56.4% 和 14.9%(图 2a)。

微塑料形态共分为 4 种类型,包括纤维、碎块、薄膜和颗粒状(图 3)。纤维状微塑料占比最高,共 3 509 个,占总数的 65.7%;其次是碎块、薄膜和颗粒状,占比分别为 28.8%、5.2% 和 0.3%(图 2b)。

在微塑料的粒径分布方面,最常见的微塑料尺寸为小于 0.5 mm,占总数的 58.3%(图 2c)。

### 2.3 不同食性及其组织间微塑料丰度差异

对不同食性幼鱼的分析结果显示,滤食性幼鱼的微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼,分别约为后者的 1.8 倍和 2.2 倍 ( $P<0.05$ ),而肉食性幼鱼与杂食性幼鱼之间的微塑料丰度无显著差异(图 4)。

此外,幼鱼 3 个组织部位间的微塑料丰度存在显著差异:肉食性幼鱼消化道内容物中的微塑料丰度极显著高于其消化道壁,约为 1.3 倍 ( $P<0.01$ );滤食性幼鱼消化道内容物中的微塑料丰度显著高于其消化道壁和鳃组织,分别约为 1.5 倍和 1.6 倍 ( $P<0.05$ ),见图 5。



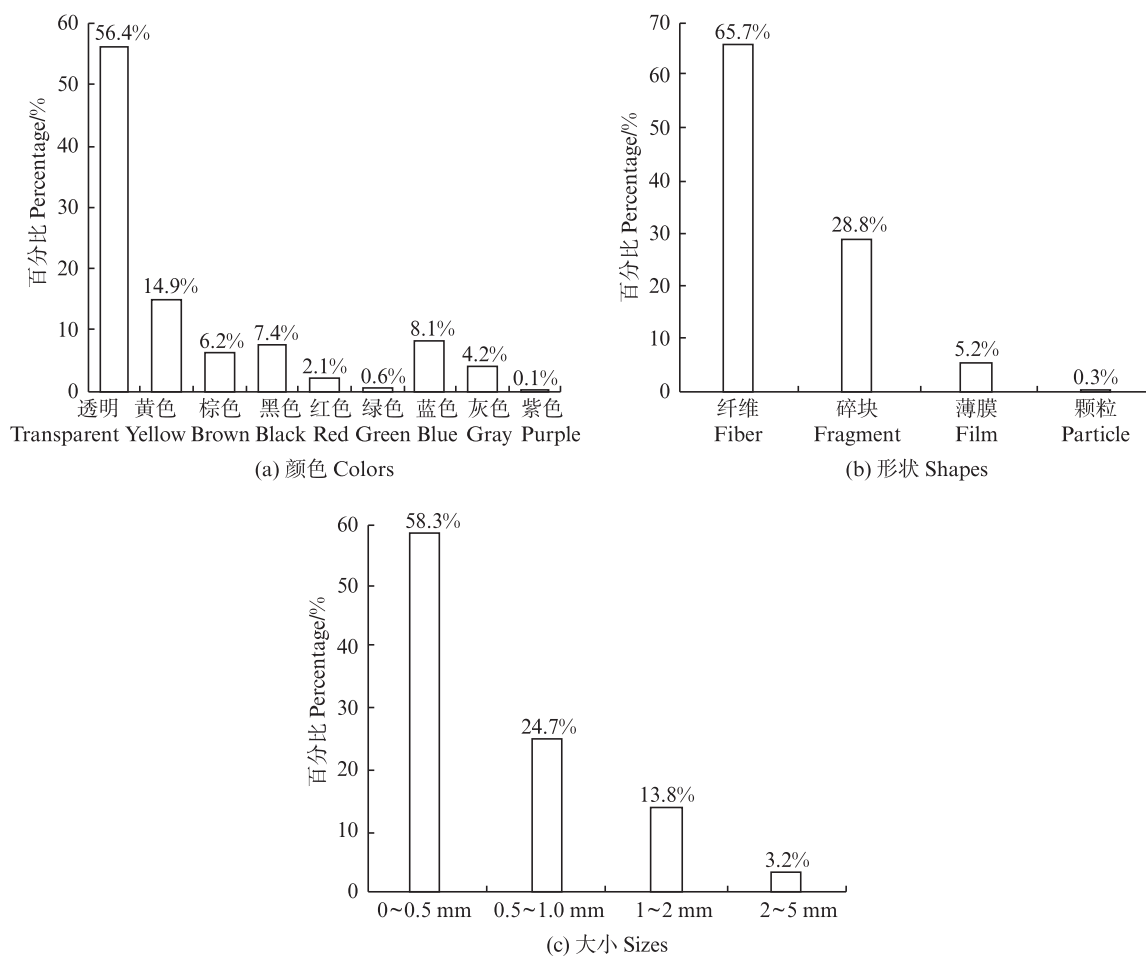
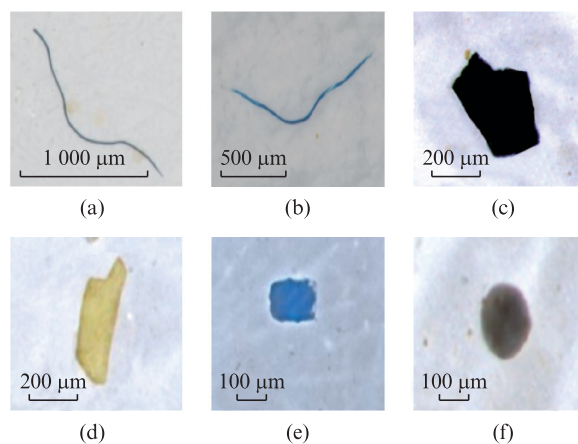


图2 长江口幼鱼样本中微塑料颜色、形状、大小分布比例

Fig. 2 Proportions of varied colors, shapes, sizes of MPs in juvenile fish samples of Yangtze River Estuary

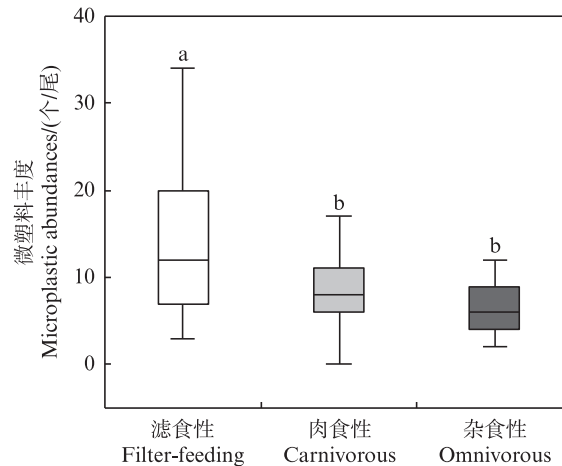


a, b. 纤维状; c, d. 碎片状; e. 薄膜状; f. 颗粒状。

a, b. Fiber; c, d. Fragment; e. Film; f. Particle.

图3 长江河口鱼类幼体内微塑料图片

Fig. 3 Pictures of microplastics found in juvenile fish in the Yangtze River Estuary

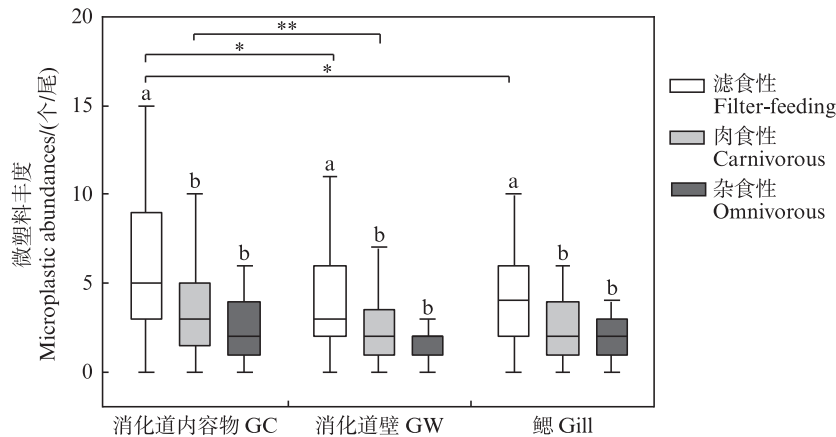


单因素置换多元方差分析检验显示,两组中不含有相同字母表示两组间具有显著性差异( $P<0.05$ )。

The absence of the same letter indicates significant difference between the two groups by the one-way PERMANOVA test ( $P<0.05$ ).

图4 3种食性之间总体微塑料丰度的单因素置换多元方差分析结果

Fig. 4 One-way PERMANOVA results of the overall MPs abundance of three feeding habits



单因素置换多元方差分析检验显示,两组中不含有相同字母表示两组间具有显著性差异( $P<0.05$ );\* $P<0.05$ ;\*\* $P<0.01$ 。

The absence of the same letter indicates significant difference between the two groups by the one-way PERMANOVA test ( $P<0.05$ ); \* $P<0.05$ ; \*\* $P<0.01$ .

图5 3种食性幼鱼在特定组织(GC、GW、Gill)中微塑料丰度的单因素置换多元方差分析结果

Fig. 5 One-way PERMANOVA results of MPs abundance in specific tissues (GC, GW, Gill) among three feeding habits of juvenile fish

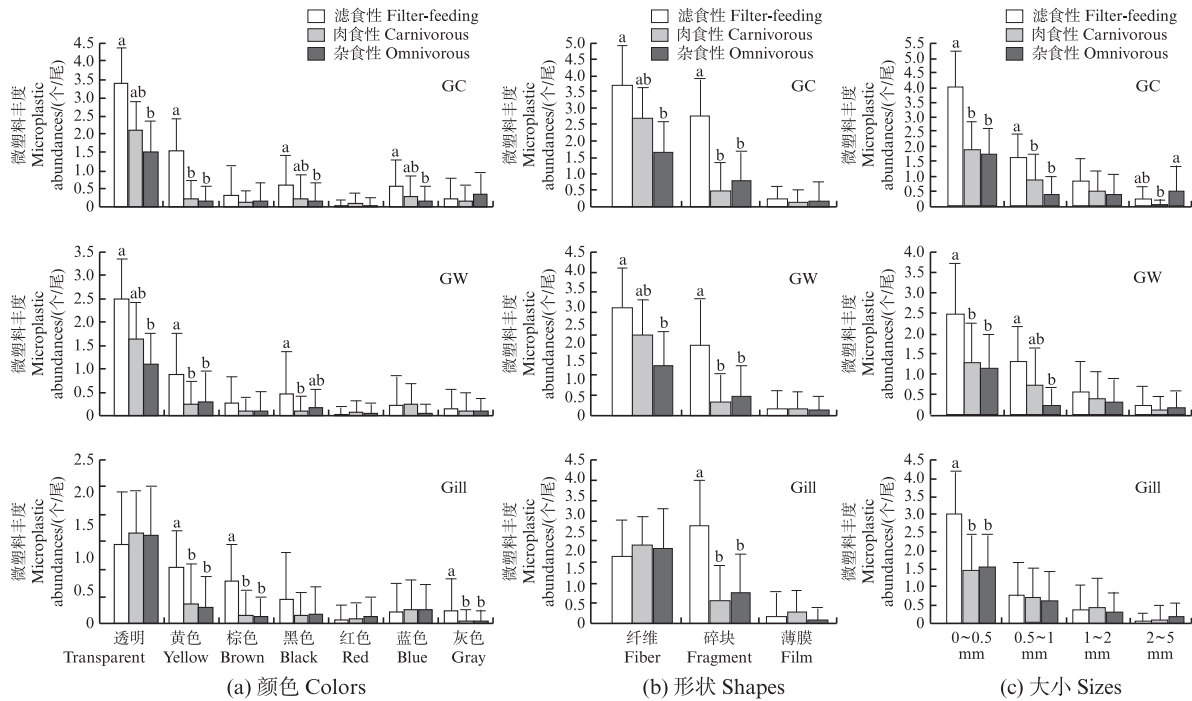
## 2.4 不同物理特征的微塑料在不同食性幼鱼中的分布

不同物理特征的微塑料在不同食性幼鱼中的分布存在显著差异。检测分析表明,透明、黄色、黑色和蓝色微塑料在滤食性幼鱼的消化道内容物中的丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ )。此外,透明、黄色和黑色微塑料在滤食性幼鱼的消化道壁中的丰度也显著较高( $P<0.05$ )。在鳃组织中,滤食性幼鱼的黄色、棕色和灰色微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ ),见图6a。

在微塑料形状方面,研究发现滤食性幼鱼的

消化道内容物和消化道壁中纤维状和碎块状微塑料的丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ )。此外,滤食性幼鱼鳃组织中的碎块状微塑料丰度也显著较高( $P<0.05$ ),见图6b。

在微塑料粒径方面,滤食性幼鱼的消化道内容物和消化道壁中粒径 $<1$  mm的微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ );而杂食性幼鱼的消化道内容物中粒径较大(2~5 mm)的微塑料丰度显著较高( $P<0.05$ )。相比之下,滤食性幼鱼鳃组织中粒径较小(0~0.5 mm)的微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ ),见图6c。



单因素置换多元方差分析检验显示,两组中不含有相同字母表示两组间具有显著性差异( $P < 0.05$ )。

The absence of the same letter indicates significant difference between the two groups by the one-way PERMANOVA test ( $P < 0.05$ ).

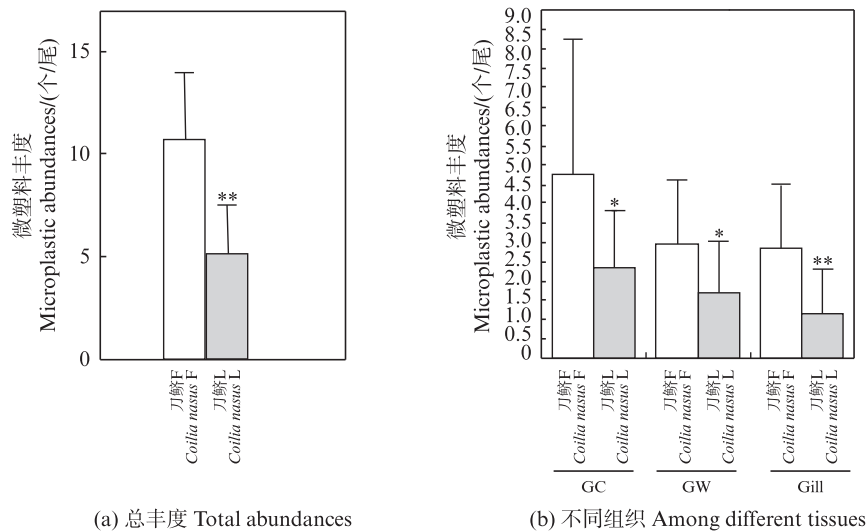
图6 不同颜色、形状和大小的微塑料在不同食性幼鱼的GC、GW、Gill中的分布

Fig. 6 Distribution of MPs of varied colors, shapes and sizes in juvenile fish GC, GW and Gill with different feeding habits

## 2.5 长江禁渔前后刀鲚幼体微塑料污染变化

对2023年与2017—2019年间采集的各100尾刀鲚样本的分析显示,刀鲚L群体的微塑料丰度为3~14个/尾,平均为( $5.20 \pm 2.53$ )个/尾;刀鲚F

群体的微塑料丰度为5~17个/尾,平均为( $10.55 \pm 3.49$ )个/尾。刀鲚L群体微塑料丰度极显著低于刀鲚F群体( $P < 0.01$ ),见图7a。



单因素置换多元方差分析检验显示,  $*P < 0.05$ ;  $**P < 0.01$ 。

The one-way PERMANOVA test indicates  $*P < 0.05$ ;  $**P < 0.01$ .

图7 刀鲚F和刀鲚L中微塑料丰度比较

Fig. 7 Comparison of MPs abundance between *Coilia nasus* F and *Coilia nasus* L

从组织分布来看,微塑料平均丰度呈消化道内容物>消化道壁>鳃组织,刀鲚L群体消化道内容物、消化道壁和鳃组织中的微塑料平均丰度分别为 $(2.36\pm 1.46)$ 、 $(1.70\pm 1.34)$ 和 $(1.15\pm 1.14)$ 个/尾;刀鲚F群体相应的微塑料平均丰度

分别为 $(4.75\pm 3.51)$ 、 $(2.95\pm 1.67)$ 和 $(2.85\pm 1.63)$ 个/尾(表4)。结果表明,刀鲚L群体消化道内容物和消化道壁中的微塑料丰度显著降低( $P<0.05$ ),鳃组织中的微塑料丰度极显著降低( $P<0.01$ ),见图7b。

表4 二次采集刀鲚样本的微塑料丰度  
Tab. 4 MPs abundance of the secondary collection of *Coilia nasus* samples

幼鱼种类 Juvenile fish species	消化道内容物 Gastrointestinal contents	消化道壁 Gastrointestinal walls	鳃 Gill	总丰度 Total abundance
刀鲚F <i>Coilia nasus</i> F	4.75±3.51	2.95±1.67	2.85±1.63	10.55±3.49
刀鲚L <i>Coilia nasus</i> L	2.36±1.46	1.70±1.34	1.15±1.14	5.20±2.53

图8展示了刀鲚L和刀鲚F群体微塑料物理特征的比较数据。从颜色分布来看(图8a),刀鲚L群体中占比最高的微塑料颜色为透明色(29%)。在消化道内容物、消化道壁和鳃组织中,透明色微塑料分别占35%、21%和28%,较刀鲚F群体对应部位的占比均有所下降,总体降低了37%。黄色微塑料在刀鲚L群体的消化道内容物和消化道壁中分别占16%和21%,而在鳃部中未检出,其总占比上升约10%。黑色微塑料在刀鲚L群体的3个组织中分别占24%、18%和22%,总占比上升18%。值得注意的是,刀鲚F群体的消化道壁中未检出黑色微塑料。红色和灰色微塑料在刀鲚L和刀鲚F群体中的比例基本保持不变(变化幅度在1%以内)。

从形状特征来看(图8b),纤维状微塑料在刀鲚L群体中占有所有类型的71%,较刀鲚F群体下降17%;而刀鲚L群体中碎块状和薄膜状微塑料分别占19%和10%,较刀鲚F群体分别上升11%和6%。刀鲚F和刀鲚L群体的鳃部中不同形状微塑料的比例基本一致(差异在3%以内)。从粒径大小特征来看(图8c),粒径小于1 mm的微塑料仍占主导地位,占比为76%。刀鲚L群体中粒径小于0.5 mm的微塑料污染占比下降11%。总体而言,刀鲚群体内不同粒径微塑料的比例分布未呈现显著变化(变化幅度在11%以内)。

### 3 讨论

#### 3.1 长江口鱼类幼体微塑料的污染水平

本研究显示,长江口幼鱼样本的微塑料平均丰度为 $(10.13\pm 7.23)$ 个/尾。与长江口流域成鱼体内微塑料丰度相比,本研究结果高于长江下游靖江段沿岸优势鱼类 $[(3.63\pm 2.12)$ 个/尾]<sup>[12]</sup>、苏州

河下游鱼类 $[(1.92\pm 2.69)$ 个/尾]<sup>[13]</sup>、上海黄浦江人工骨干河流鱼类 $[(2.69\pm 2.74)$ 个/尾]<sup>[14]</sup>以及中国沿海和淡水鱼类 $[(1.1\sim 7.2)$ 个/尾]<sup>[15]</sup>的微塑料丰度;与太湖流域太湖的成鱼鱼类 $[(10.7)$ 个/尾]的微塑料丰度相近<sup>[24]</sup>。与其他地区的幼鱼体内微塑料丰度相比,本研究结果高于圣安东尼奥湾幼鱼(6个/尾)<sup>[16]</sup>和南非夸那省河口 $[(0.79\pm 1.00)$ 个/尾]<sup>[17]</sup>。总体来看,长江河口幼鱼体内的微塑料丰度值较高,这可能与长江口高污染水域环境以及本研究选取幼鱼阶段的多部位组织监测有关,从而导致微塑料丰度总值偏高。此外,由于微塑料密度比水小,常浮于水体中,而幼鱼在生命周期阶段多活动于上层水域,以捕食桡足类等浮游性生物为食,且其消化系统尚不完善,这些生态位倾向和生物学特性使其成为微塑料暴露和累积的高风险群体。

滤食性幼鱼微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ ),这主要与其摄食策略<sup>[25]</sup>、生活环境<sup>[25]</sup>、鳃的特殊结构<sup>[26]</sup>以及视觉定位<sup>[27]</sup>有关,例如,滤食性鱼类由于其非选择性摄食策略,可能偶然摄入水体环境中的微塑料,从而导致其体内微塑料丰度显著提高<sup>[25]</sup>。

不同食性幼鱼中分布的微塑料物理特征存在显著差异。粒径<1 mm的透明、黄色、黑色纤维和碎块状微塑料在滤食性幼鱼的消化道内容物和消化道壁中的丰度显著高于肉食性和杂食性幼鱼( $P<0.05$ );粒径<0.5 mm的黄色、棕色、灰色碎块状微塑料在滤食性幼鱼的鳃组织中的丰度显著高于其他食性幼鱼( $P<0.05$ )。主要原因如下:在同一生境中,不同鱼类体内微塑料的主要颜色和形态特征可能因其摄食策略不同而有所差异<sup>[28]</sup>,滤食性幼鱼通过过滤水体中的颗粒物



获取食物<sup>[25]</sup>,更容易非选择性地摄入其栖息水体环境中富集的特征微塑料,而长江口水域中微塑料的主要颜色包括透明色、黄色、蓝色、黑色等<sup>[29-30]</sup>;同时,这些颜色特征微塑料在自然环境中的视觉隐蔽性较低,可能使依靠视觉猎食的肉食性和杂食性幼鱼触发视觉警戒并产生摄食规避行为,从而减少对其的摄入<sup>[27]</sup>。纤维和碎块状微塑料更容易被滤食性幼鱼过滤和摄入<sup>[31]</sup>,而肉食性和杂食性幼鱼可能更倾向于选择性摄食具有特定形状或大小的天然猎物。本研究结果显

示,粒径<0.5 mm的微塑料占大多数(58.3%),这可能是由于小尺寸微塑料在鱼的胃肠道中保留的时间更长,且更容易转移到组织和器官中<sup>[32]</sup>。此外,幼鱼身体尺寸较小,更易摄入与自然捕食对象外部大小特征相似的小尺寸微塑料(<1 mm)<sup>[27,33]</sup>。而在杂食性幼鱼中,较大尺寸(2~5 mm)的微塑料丰度较高。可能是由于其倾向于选择性摄食较大的颗粒以获取更多的能量,从而减少了对较小尺寸微塑料的摄入<sup>[34]</sup>。

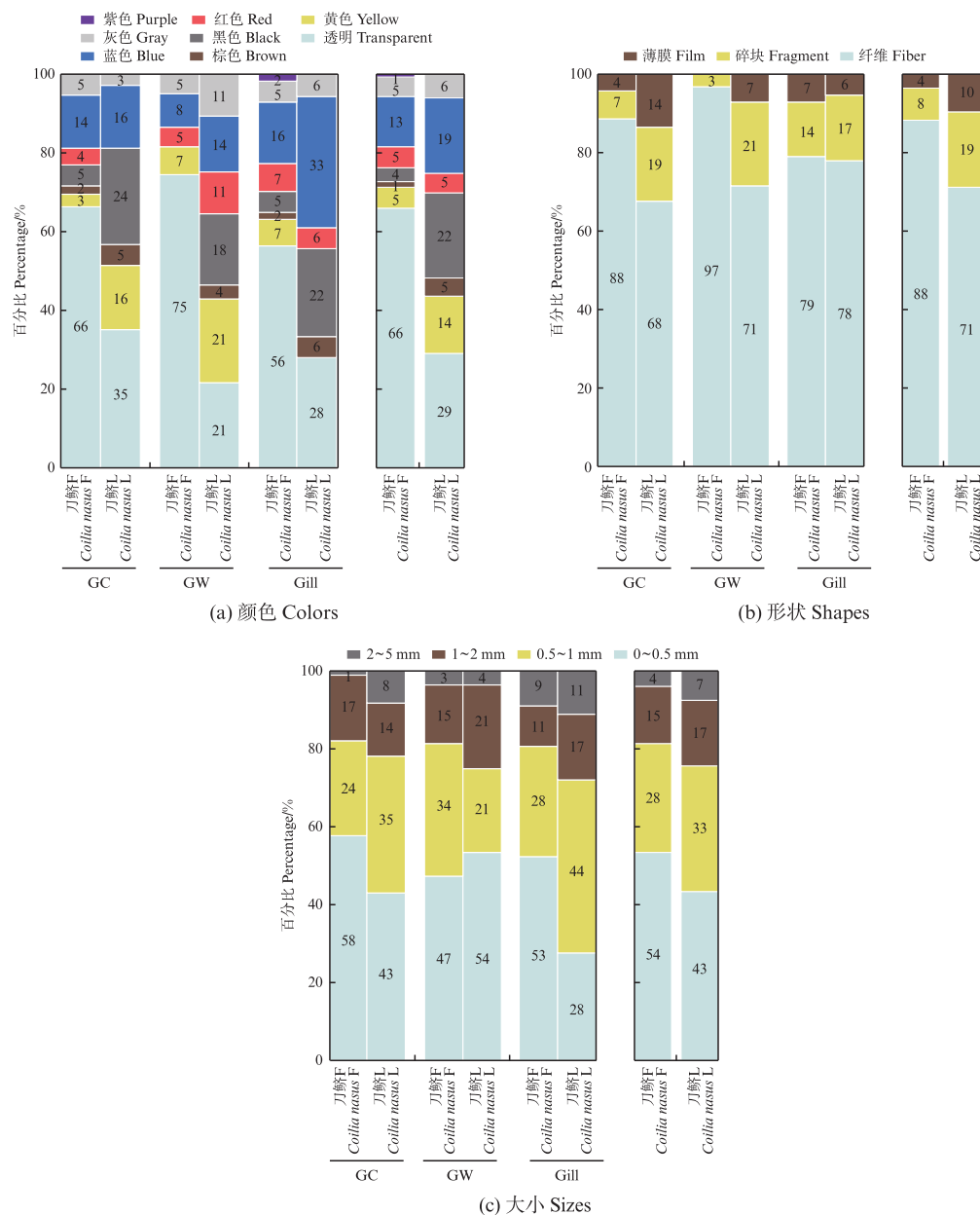


图8 长江禁渔前后刀鲚幼鱼样本中微塑料颜色、形状、大小特征比例对比

Fig. 8 Comparison of the proportion of MPs characteristics in terms of varied colors, shapes and sizes between *Coilia nasus* F and *Coilia nasus* L

此外,在幼鱼解剖过程中发现,一些肉食性鱼类(如虾虎鱼等)的消化道内容物中常存在整块肉骨食物,表明微塑料除了通过直接摄入或误食进入鱼体外,还可能通过食物链传递间接摄入。由于幼鱼消化系统尚不完善,消化道壁对肉骨等大块食物的吸收受到阻遏,食物内部的微塑料因此滞留在消化道内容物中,这可能是肉食性幼鱼消化道内容物中的微塑料丰度极显著高于其消化道壁的原因之一( $P<0.01$ )。

总的来说,微塑料的颜色<sup>[35]</sup>、形状<sup>[36]</sup>和粒径大小<sup>[37]</sup>等特征均会影响其在不同食性幼鱼组织中的分布。不同组织中微塑料富集机制可能存在差异性,鳃组织可能反映短期暴露,消化道则可能反映长期摄入。然而,关于分布差异背后的幼鱼的行为机制及体内循环路径仍需进一步研究。

### 3.2 长江口鱼类幼体微塑料污染的可能来源

长江口幼鱼体内分布的微塑料颜色类型丰富,其中透明色(56.4%)、黄色(14.9%)、蓝色(8.1%)和黑色(7.4%)微塑料占主导。其来源可能包括长江流域周边城市和工业活动释放的大量的透明色和蓝色塑料废弃物,以及渔网和绳索中广泛使用的蓝色塑料<sup>[38]</sup>,而大量的黑色微塑料可能来源于轮胎、磨料和塑料袋<sup>[39]</sup>。DELA-TORRE等<sup>[40]</sup>研究指出,蓝色和黑色是鱼类摄入微塑料中的主要颜色。此外,幼鱼中微塑料的颜色除了与塑料类型有关,还可能受相关化学物质在水中的吸附影响<sup>[41]</sup>。纤维状微塑料在幼鱼体内占主导,其次是碎块状,这与全球大部分鱼体内微塑料形态结果一致。纤维状微塑料可能来源于合成服装和渔网纤维。纺织品纤维在水环境中普遍存在,加上日常生活中合成纤维的广泛使用和洗衣过程中的释放,可能导致水体环境中纤维状微塑料增多。例如,日常生活中使用洗衣机清洗衣物时,一次性可排放含有超过1 900个微塑料纤维的洗涤废水<sup>[42]</sup>。而碎块状微塑料则来源于较大的塑料制品分解产生的碎片<sup>[2]</sup>。

一般而言,长江流域城市河流的微塑料污染主要源于人类活动密集区的输入,其典型污染源<sup>[43-45]</sup>包括:(1)城市地表径流排放,人口密集区通过洗涤废水、垃圾渗滤液等途径输入;(2)废水处理厂(WWTPs)排放。据统计,每年有115万~241万t的塑料废弃物会通过河流进入海洋<sup>[46]</sup>。

### 3.3 长江禁渔后刀鲚幼鱼微塑料污染变化

长江大保护政策实施禁渔后,刀鲚幼鱼体内占主导的粒径 $<0.5$  mm的透明纤维状微塑料比例下降,而黑色和黄色微塑料的比例有所上升,透明色和蓝色微塑料仍是刀鲚幼鱼体内微塑料的主要颜色类型,刀鲚幼鱼体内与长江河口流域地表水及沉积物中的微塑料主要颜色类型组成(主导颜色均为透明色和蓝色等)呈现耦合特征<sup>[29-30]</sup>。研究表明<sup>[28,47-48]</sup>,表层水和沉积物中的主导形状与鱼类中的主导形状一致。因此,长江禁渔后幼鱼体内微塑料形状为纤维、碎块和薄膜的最直接原因可能是受生活环境的影响。纤维状微塑料比例有所下降,但仍是最丰富类型,这可能与其对鱼体更强的吸附性有关<sup>[49]</sup>,使其更容易在鱼体内富集。长江禁渔后微塑料不同粒径大小比例基本未发生变化,这可能是由于长江大保护政策实施后,水体生态系统环境得以修复和恢复,进一步降低了微塑料在水环境中的富集程度,从而有助于保持鱼体内微塑料粒径大小比例的稳定。

本研究发现,长江禁渔后刀鲚幼鱼鳃组织及体内总的微塑料污染程度均极显著下降( $P<0.01$ ),主要原因可能包括以下几点:长江大保护政策实施后,长江流域城市污水处理率提高(表5);点污染(如排放口)和面污染[如农业、轮胎磨损、农村垃圾集中收集与处理(塑料袋)]的减少;长江禁渔后废弃网具减少;水体中鱼类资源密度提高,分摊的微塑料污染降低;以及人们环保意识提高,生活垃圾和农业地膜的释放和使用减少。这一发现为长江禁渔政策的生态效益评估提供了微塑料污染视角的佐证。此外,本研究的这一发现也指示了长江口水体环境微塑料污染水平的下降。一方面,这主要是由于刀鲚幼鱼是长江土著洄游性鱼类,其生活史覆盖淡水至河口咸淡水区域,能够整合长江水域不同生境的污染暴露特征,另外,从污染源同源性、时空动态相关性等多方面均已有研究证实其体内微塑料的污染水平与长江水域环境中微塑料污染水平存在显著相关性<sup>[12-13]</sup>,因此其体内微塑料污染水平可对水域环境污染产生指示作用。另一方面,鱼类的鳃部在进行气体交换和颗粒交换过程中,水中微塑料颗粒会与水混合并被鱼鳃腔捕获,随后通过鱼类的过滤过程黏附在鳃丝上<sup>[50]</sup>,微塑料颗粒附着在鱼鳃中的这一非选择性、随机和短暂的过程被具象化说明,鱼体鳃

部微塑料丰度的下降反映了水体环境中的微塑料丰度下降,而非不同鱼类之间内在的差异<sup>[51]</sup>。已有研究<sup>[38,52-53]</sup>表明,水体微塑料丰度与鱼鳃中微塑

料丰度之间存在正相关关系。因此,长江河口刀鲚幼鱼鳃部的微塑料丰度变化可作为评估长江口水环境中微塑料污染情况的参考数据。

表 5 2016—2023 年长江流域城市污水处理率  
Tab. 5 Urban wastewater treatment rate in Yangtze Basin from 2016 to 2023

地区名称 Name of regions	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
上海 Shanghai	94.29	94.50	95.18	96.27	96.68	96.89	98.04	98.38
江苏 Jiangsu	94.59	95.28	95.61	96.14	96.82	96.97	97.42	97.60
浙江 Zhejiang	93.89	94.97	95.75	96.95	97.69	97.92	98.14	98.45
安徽 Anhui	97.36	97.30	97.72	97.06	97.43	97.14	98.07	97.68
江西 Jiangxi	89.69	95.44	95.77	95.39	97.48	98.10	97.61	99.18
湖北 Hubei	95.04	94.62	95.39	100.26	96.97	97.75	97.57	98.99
湖南 Hunan	94.34	95.53	96.01	97.09	97.79	98.63	98.17	98.77
重庆 Chongqing	96.75	95.48	95.23	97.19	98.17	98.88	98.36	99.51
四川 Sichuan	89.66	91.49	93.58	95.29	96.86	96.41	96.23	96.73
贵州 Guizhou	94.59	94.78	97.08	96.84	97.44	98.47	98.89	99.03
云南 Yunnan	92.30	94.07	95.92	95.73	97.63	98.13	99.02	99.49

注:污水处理率数据引自中华人民共和国住房和城乡建设部(城乡建设统计年鉴)网站:https://www.mohurd.gov.cn。

Notes: The wastewater treatment rate data is quoted from the website of the Ministry of Housing and Urban-Rural Development of the People's Republic of China (Statistical Yearbook of Urban-Rural Construction): https://www.mohurd.gov.cn.

#### 4 结论与展望

本研究通过分析长江口 508 尾幼鱼消化道内容物、消化道壁及鳃组织的微塑料污染特征,结合禁渔政策实施前后的对比,揭示长江口幼鱼微塑料暴露的普遍性与动态变化规律。结果表明,99% 的幼鱼个体存在微塑料污染,总平均丰度为 $(10.13 \pm 7.23)$  个/尾,其中透明、黄色、蓝色和黑色的纤维状和碎块状微塑料占比最高,印证了长江口幼鱼微塑料污染的广泛性。从组织分布来看,微塑料丰度依次为消化道内容物 $[(4.10 \pm 4.09)$  个/尾] $>$ 鳃组织 $[(3.12 \pm 2.40)$  个/尾] $>$ 消化道壁 $[(2.89 \pm 2.61)$  个/尾]。滤食性幼鱼微塑料丰度显著高于肉食性和杂食性个体( $P < 0.05$ )。禁渔政策实施后,刀鲚幼鱼微塑料总丰度由禁渔前的 $(10.55 \pm 3.49)$  个/尾极显著下降至 $(5.20 \pm 2.53)$  个/尾( $P < 0.01$ ),表明长江大保护政策对缓解水生生物微塑料污染风险具有实际成效。

基于本研究的局限性,提出以下几点对未来相关研究的建议与展望:建议将刀鲚幼鱼作为指示物种纳入长江口微塑料污染长期监测体系;结合监测微塑料与重金属复合污染物污染状况,以全面评估生态风险;需深入探究微塑料对生物体的毒性作用机制;此外,关注纳米级微塑料的研究,填补小粒径微塑料的生态风险研究空白。

作者声明本文无利益冲突。

#### 参考文献:

- [1] FRIAS J P G L, GAGO J, OTERO V, et al. Microplastics in coastal sediments from Southern Portuguese shelf waters [J]. Marine Environmental Research, 2016, 114: 24-30.
- [2] 杨志刚,张晨晨,江青青,等. 不同粒径微塑料对中华绒螯蟹幼蟹组织结构及肝胰腺抗氧化能力的影响[J]. 上海海洋大学学报,2024,33(3):572-580.  
YANG Z G, ZHANG C C, JIANG Q Q, et al. Toxic effects of different particle size polystyrene microbeads on juvenile *Eriocheir sinensis* [J]. Journal of Shanghai Ocean University, 2024, 33(3): 572-580.
- [3] COLE M, LINDEQUE P, FILEMAN E, et al. Microplastic ingestion by zooplankton [J]. Environmental Science & Technology, 2013, 47(12): 6646-6655.
- [4] YIN L Y, CHEN B J, XIA B, et al. Polystyrene microplastics alter the behavior, energy reserve and nutritional composition of marine jacobever (*Sebastes schlegelii*) [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 360: 97-105.
- [5] ZHU M, CHERNICK M, RITTSCHOF D, et al. Chronic dietary exposure to polystyrene microplastics in maturing Japanese medaka (*Oryzias latipes*) [J]. Aquatic Toxicology, 2020, 220: 105396.
- [6] KARAMI A, GROMAN D B, WILSON S P, et al. Biomarker responses in zebrafish (*Danio rerio*) larvae exposed to pristine low-density polyethylene fragments

- [J]. Environmental Pollution, 2017, 223: 466-475.
- [7] HIRAI H, TAKADA H, OGATA Y, et al. Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches [J]. Marine Pollution Bulletin, 2011, 62(8): 1683-1692.
- [8] GOLA D, TYAGI P K, ARYA A, et al. The impact of microplastics on marine environment: a review [J]. Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, 2021, 16: 100552.
- [9] LI C R, BUSQUETS R, CAMPOS L C. Assessment of microplastics in freshwater systems: a review [J]. Science of the Total Environment, 2020, 707: 135578.
- [10] JAMBECK J R, GEYER R, WILCOX C, et al. Plastic waste inputs from land into the ocean [J]. Science, 2015, 347(6223): 768-771.
- [11] ROCHMAN C M, BROWNE M A, HALPERN B S, et al. Classify plastic waste as hazardous [J]. Nature, 2013, 494(7436): 169-171.
- [12] 唐振, 唐文乔, 张亚, 等. 长江下游靖江段沿岸优势鱼类体内微塑料污染研究 [J]. 淡水渔业, 2024, 54(4): 57-65.
- TANG Z, TANG W Q, ZHANG Y, et al. Investigation on microplastic pollution in dominant fish along the lower reaches in the Jingjiang section of the Yangtze River [J]. Freshwater Fisheries, 2024, 54(4): 57-65.
- [13] 刘思琪, 唐文乔. 上海主要河流鱼类体内的微塑料污染研究 [J]. 长江流域资源与环境, 2022, 31(6): 1324-1333.
- LIU S Q, TANG W Q. Investigation on microplastic pollution of the fish in main rivers of Shanghai [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2022, 31(6): 1324-1333.
- [14] 傅淙淙, 唐文乔, 郭弘艺. 上海黄浦江人工骨干河流鱼类体内微塑料污染研究 [J]. 水生生物学报, 2023, 47(11): 1752-1761.
- FU C C, TANG W Q, GUO H Y. Microplastic pollution in fish from artificial backbone rivers of the Huangpu River in Shanghai [J]. ActaHydrobiologicaSinica, 2023, 47(11): 1752-1761.
- [15] JABEEN K, SU L, LI J N, et al. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China [J]. Environmental Pollution, 2017, 221: 141-149.
- [16] MENDOZA S M, FERNANDEZ V H, BARRIOS M, et al. Microplastics in gut content of juveniles of the patagonic silverside fish *Odontesthes* sp. [J]. Marine Pollution Bulletin, 2022, 182: 113876.
- [17] NAIDOO T, SERSHEN, THOMPSON R C, et al. Quantification and characterisation of microplastics ingested by selected juvenile fish species associated with mangroves in KwaZulu-Natal, South Africa [J]. Environmental Pollution, 2020, 257: 113635.
- [18] AVIO C G, GORBI S, REGOLI F. Experimental development of a new protocol for extraction and characterization of microplastics in fish tissues: first observations in commercial species from Adriatic Sea [J]. Marine Environmental Research, 2015, 111: 18-26.
- [19] CHEUNG P K, CHEUNG L T O, FOK L. Seasonal variation in the abundance of marine plastic debris in the estuary of a subtropical macro-scale drainage basin in South China [J]. Science of the Total Environment, 2016, 562: 658-665.
- [20] MASURA J, BAKER J E, FOSTER G D, et al. Laboratory methods for the analysis of microplastics in the marine environment: recommendations for quantifying synthetic particles in waters and sediments [C]//NOAA Technical Memorandum NOS-OR&R-48. Silver Spring: NOAA Marine Debris Division, 2015.
- [21] ANDERSON M J, GORLEY R N, CLARKE K R, et al. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods [J]. PRIMER-E, Plymouth, 2008.
- [22] CLARKE K R, GORLEY R N. PRIMER: getting started with v6 [J]. PRIMER-E Ltd; Plymouth, 2005, 931: 932.
- [23] LAM T W L, FOK L, LIN L, et al. Spatial variation of floatable plastic debris and microplastics in the Pearl River Estuary, South China [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 158: 111383.
- [24] XU X, ZHANG L, XUE Y G, et al. Microplastic pollution characteristic in surface water and freshwater fish of Gehu Lake, China [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2021, 28(47): 67203-67213.
- [25] SU L, CAI H W, KOLANDHASAMY P, et al. Using the Asian clam as an indicator of microplastic pollution in freshwater ecosystems [J]. Environmental Pollution, 2018, 234: 347-355.
- [26] COLLARD F, GILBERT B, COMPÈRE P, et al. Microplastics in livers of European anchovies (*Engraulis encrasicolus*, L.) [J]. Environmental Pollution, 2017, 229: 1000-1005.
- [27] ORY N C, SOBRAL P, FERREIRA J L, et al. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre [J]. Science of the Total Environment, 2017, 586: 430-437.
- [28] AGHAROKH A, S. TALESHEI M S, BIBAK M, et al. Assessing the relationship between the abundance of microplastics in sediments, surface waters, and fish in the Iran southern shores [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2022, 29(13): 18546-18558.
- [29] ZHAO S Y, ZHU L X, WANG T, et al. Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary



- System, China; first observations on occurrence, distribution[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 86(1/2): 562-568.
- [30] JI X, YAN S S, HE Y L, et al. Distribution characteristics of microplastics in surface seawater off the Yangtze River estuary section and analysis of ecological risk assessment[J]. *Toxics*, 2023, 11(11): 889.
- [31] XIONG X, WU C X, ELSER J J, et al. Occurrence and fate of microplastic debris in middle and lower reaches of the Yangtze River – from inland to the sea[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 659: 66-73.
- [32] ROCH S, ROS A F H, FRIEDRICH C, et al. Microplastic evacuation in fish is particle size-dependent[J]. *Freshwater Biology*, 2021, 66(5): 926-935.
- [33] FINNEY J L, ROBERTSON G N, MCGEE C A S, et al. Structure and autonomic innervation of the swim bladder in the zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *The Journal of Comparative Neurology*, 2006, 495(5): 587-606.
- [34] ZHANG S P, SUN Y C, LIU B B, et al. Full size microplastics in crab and fish collected from the mangrove wetland of Beibu Gulf: evidences from Raman Tweezers (1-20  $\mu\text{m}$ ) and spectroscopy (20-5 000  $\mu\text{m}$ ) [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 759: 143504.
- [35] ORY N 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.
- [36] QIAO R X, DENG Y F, ZHANG S H, et al. Accumulation of different shapes of microplastics initiates intestinal injury and gut microbiota dysbiosis in the gut of zebrafish[J]. *Chemosphere*, 2019, 236: 124334.
- [37] HOANG T C, FELIX-KIM M. Microplastic consumption and excretion by fathead minnows (*Pimephales promelas*): influence of particles size and body shape of fish[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 704: 135433.
- [38] LUSHER A L, TIRELLI V, O'CONNOR I, et al. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples[J]. *Scientific Reports*, 2015, 5: 14947.
- [39] ANDRADY A L. Microplastics in the marine environment [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(8): 1596-1605.
- [40] DELATORRE G E, MENDOZA-CASTILLA L Y L, PILAR R. Microplastic contamination in market bivalve *Argopecten purpuratus* from Lima, Peru [J]. *Manglar*, 2019, 16(2): 85-89.
- [41] PARTON K J, GODLEY B J, SANTILLO D, et al. Investigating the presence of microplastics in demersal sharks of the North-East Atlantic[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10(1): 12204.
- [42] BROWNE M A, CRUMP P, NIVEN S J, et al. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, 45(21): 9175-9179.
- [43] DAI L Y, WANG Z Y, GUO T T, et al. Pollution characteristics and source analysis of microplastics in the Qiantang River in southeastern China[J]. *Chemosphere*, 2022, 293: 133576.
- [44] HUANG J, WANG L M, LIU J M, et al. Abundance, characteristics, and removal of microplastics in different wastewater treatment plants in a Yangtze River Delta city of China [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2023, 54: 103987.
- [45] ZBYSZEWSKI M, CORCORAN P L, HOCKIN A. Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America [J]. *Journal of Great Lakes Research*, 2014, 40(2): 288-299.
- [46] LEBRETON L C M, VAN DER ZWET J, DAMSTEEG J W, et al. River plastic emissions to the world's oceans [J]. *Nature Communications*, 2017, 8: 15611.
- [47] MERGA L B, REDONDO-HASSELERHARM P E, VAN DEN BRINK P J, et al. Distribution of microplastic and small macroplastic particles across four fish species and sediment in an African lake[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 741: 140527.
- [48] SAYED A E D H, HAMED M, BADREY A E A, et al. Microplastic distribution, abundance, and composition in the sediments, water, and fishes of the Red and Mediterranean seas, Egypt [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2021, 173: 112966.
- [49] KOOI M, REISSER J, SLAT B, et al. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 33882.
- [50] HENRIKSSON P, MANDIC M, RICHARDS J G. The osmorepiratory compromise in sculpins: impaired gas exchange is associated with freshwater tolerance [J]. *Physiological and Biochemical Zoology*, 2008, 81(3): 310-319.
- [51] WATTS A J R, LEWIS C, GOODHEAD R M, et al. Uptake and retention of microplastics by the shore crab *Carcinus maenas* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(15): 8823-8830.
- [52] DING J F, JIANG F H, LI J X, et al. Microplastics in the coral reef systems from Xisha Islands of South China Sea[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(14): 8036-8046.
- [53] PEGADOT D S E S, SCHMID K, WINEMILLER K O, et al. First evidence of microplastic ingestion by fishes from the Amazon River estuary [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2018, 133: 814-821.

## Microplastic pollution of juvenile fish in the Yangtze River Estuary

GE Hongying<sup>1</sup>, TANG Wenqiao<sup>1,2</sup>

(1.Shanghai Universities Key Laboratory of Marine Animal Taxonomy and Evolution, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2.Key Laboratory of Exploration and Utilization of Aquatic Genetic Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** In order to investigate the pollution situation of microplastic (MPS) in juvenile fish of the Yangtze River Estuary, a total of 508 juvenile fishes of 10 species from the Yangtze River Estuary were collected, and microplastics were ablated and extracted from their gastrointestinal contents, gastrointestinal walls and gill tissues, and then observed and counted, combined with the differences in feeding habits (filter-feeding, carnivorous and omnivorous) of the juvenile fishes and the time nodes before and after the fishing ban, analyzed by the one-way PERMANVOA test analysis of variance. The results showed that microplastics were detected in 99% of the juvenile fish, with an average abundance of  $(10.13 \pm 7.23)$  items/individual. The distribution of microplastics among tissues was as follows: gastrointestinal contents  $[(4.10 \pm 4.09) \text{ items/individual}] > \text{gill tissues} [(3.12 \pm 2.40) \text{ items/individual}] > \text{gastrointestinal walls} [(2.89 \pm 2.61) \text{ items/individual}]$ . Fiber (65.7%), transparent (56.4%) and  $<0.5 \text{ mm}$  (58.3%) microplastics accounted for the highest proportion. The microplastic abundance of filter-feeding juvenile fish was significantly higher than that of other feeding individuals ( $P < 0.05$ ). After the fishing ban in the Yangtze River, the total abundance of microplastics in *Coilia nasus* juvenile fish was significantly reduced to  $(5.20 \pm 2.53)$  items/individual ( $P < 0.01$ ), the proportion of  $<0.5 \text{ mm}$  transparent fiber microplastics decreased, while the  $<1 \text{ mm}$  size still accounted for most of the microplastics (76%). The study showed that microplastics pollution was common in juvenile fish in the Yangtze River estuary, and filter-feeding fish were more likely to be enriched with micro plastics. The Yangtze River fishing ban policy significantly reduced the microplastic pollution of *Coilia nasus* juvenile fish, which revealed that the decreasing trend of microplastic pollution in the water environment of the Yangtze River Estuary and in the juvenile fish. This study can provide data support for the research of microplastics pollution in the Yangtze River Estuary basin.

**Key words:** juvenile fish; microplastic; Yangtze River fishing ban; bioaccumulation; Yangtze River Estuary