

春季乌梁素海水体微塑料分布特征及影响因素

王志超, 杨建林, 杨帆, 李卫平, 杨文焕

引用本文:

王志超, 杨建林, 杨帆, 等. 春季乌梁素海水体微塑料分布特征及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(10): 2189–2197.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0454>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

不同土壤环境因素对微塑料吸附四环素的影响

杨杰, 仓龙, 邱炜, 杨江俐, 周东美

农业环境科学学报. 2019, 38(11): 2503–2510 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0490>

沈阳周边农田土壤中微塑料组成与分布

时馨竹, 孙丽娜, 李珍, 吕良禾

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1498–1508 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1502>

水土环境中微塑料对磷的吸附行为

李旺, 祖波, 冉典容, 黄银权, 李嘉雯

农业环境科学学报. 2021, 40(8): 1758–1764 <https://doi.org/10.11654/jaes.2021-0284>

我国西北覆膜农田土壤微塑料数量及分布特征

程万莉, 樊廷录, 王淑英, 李尚中, 张建军, 赵刚, 王磊, 党翼

农业环境科学学报. 2020, 39(11): 2561–2568 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0505>

微塑料和镉及其复合对水稻种子萌发的影响

王泽正, 杨亮, 李婕, 付东东, 胡维薇, 范正权, 彭丽成

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 44–53 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0560>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王志超, 杨建林, 杨帆, 等. 春季乌梁素海水体微塑料分布特征及影响因素[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(10): 2189–2197.

WANG Z C, YANG J L, YANG F, et al. Spatial distribution characteristics and influencing factors of microplastics in Lake Ulansuhai during the spring[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(10): 2189–2197.



开放科学 OSID

春季乌梁素海水体微塑料分布特征及影响因素

王志超, 杨建林, 杨帆, 李卫平*, 杨文焕

(内蒙古科技大学能源与环境学院, 包头 014010)

摘要:为探究春季乌梁素海水体中微塑料的空间分布特征及其影响因素,通过分层取样、显微镜观察、傅里叶红外光谱测定等方法,对春季乌梁素海水体中微塑料的丰度、颜色、形状和种类进行鉴定,并结合当地环境分析不同季节微塑料分布差异的影响因素。结果表明:春季乌梁素海表层水体微塑料丰度为 $4.8\sim 19.0$ 个 $\cdot L^{-1}$,中层水体微塑料丰度为 $4.6\sim 16.3$ 个 $\cdot L^{-1}$,表层微塑料的平均丰度约为中层的1.4倍。表层水中微塑料的形状以纤维(46.6%)为主,中层则以碎片(53.2%)为主,微塑料主要类型为聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)和聚对苯二甲酸丁二醇酯(PET),其中表层水中PE和PS普遍高于中层水,而PET在中层水中丰度较高。乌梁素海水体中微塑料在湖水结冰前和冰盖融化后丰度差异较大且呈现相反的分布模式。研究表明,微塑料在水中垂直分布所受到的影响因素复杂,微塑料的密度是影响其沉降的主要原因,但微塑料的形状、大小和生物作用等会使其密度发生改变,进而影响其沉降。

关键词:微塑料;乌梁素海;分布规律;影响因素

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2021)10-2189-09 doi:10.11654/jaes.2021-0454

Spatial distribution characteristics and influencing factors of microplastics in Lake Ulansuhai during the spring

WANG Zhichao, YANG Jianlin, YANG Fan, LI Weiping*, YANG Wenhuan

(School of Energy and Environment, Inner Mongolia University of Science and Technology, Baotou 014010, China)

Abstract: This study identified the abundance, color, shape, and species of microplastics in different horizontal and vertical directions during the spring by stratified sampling, microscopic observations, Fourier-transform infrared spectroscopy, and the analysis of influencing factors of the microplastics distribution discrepancy in different seasons combined with the local environment, in order to explore the spatial distribution characteristics and influencing factors of microplastics in Lake Ulansuhai during spring. The results showed different microplastics abundances in Lake Ulansuhai before and after the ice-sealing period, representing an opposite distribution pattern. The abundance of microplastics was $4.8\sim 19.0$ $n\cdot L^{-1}$ and $4.6\sim 16.3$ $n\cdot L^{-1}$ in the surface and the middle water layer of Lake Ulansuhai during spring. The average abundance of microplastics in the surface layer was approximately 1.4 times higher than that in the middle layer. The microplastics in the surface water were mainly fiber-shaped (46.6%), while in the middle layer mainly debris-shaped (53.2%). The main microplastic components were polyethylene (PE), polystyrene (PS), and polybutylene terephthalate (PET), with generally higher PE and PS content in the surface water than in the middle water layer, while the PET was more lavish in the middle water layer. The vertical

收稿日期:2021-04-16 录用日期:2021-05-27

作者简介:王志超(1988—),男,山东德州人,博士,讲师。从事环境污染控制与生态修复研究。E-mail:wzc5658@126.com

*通信作者:李卫平 E-mail:sjlwp@163.com

基金项目:国家自然科学基金项目(42007119);内蒙古自治区自然科学基金项目(2019BS05004, 2020MS02017);内蒙古科技大学创新基金项目(2019QDL-B42)

Project supported: The National Natural Science Foundation of China (42007119); The Natural Science Foundation of Inner Mongolia Autonomous Region, China (2019BS05004, 2020MS02017); Innovation Fund Project of Inner Mongolia University of Science and Technology (2019QDL-B42)

distribution of microplastics in the water was affected by complex factors and the density of the microplastics was the main reason that affected the settlement rate. The shape and size of the microplastics, just as well as their biological effect would also change their density, thereby affecting their sedimentation.

Keywords: microplastics; Lake Ulansuhai; regularities of distribution; influencing factor

塑料产品因质量轻、成本低和经久耐用等特点已在世界范围内得到广泛应用^[1],据统计,全球每年塑料产量超过 3×10^8 t,并呈现稳步增长的趋势^[2]。然而,使用后的塑料在进入水土环境后会在风化、紫外线照射和生物降解等共同作用下破碎化为更小的颗粒或碎片,其中尺寸 <5 mm的塑料碎片被定义为“微塑料”^[3-4]。通常微塑料可以根据来源分为初级微塑料和次级微塑料^[5],初级微塑料主要指通过河流和污水处理厂排放到水环境中的工业产品,如化妆品和牙膏中的塑料颗粒,次级微塑料主要由较大的废弃塑料在紫外线辐射、风力、水流剪切力等作用下分解而成^[6]。目前,微塑料污染已越来越受到国内外学者的重视,并已演变成为全球性环境问题^[7-10];特别是由于密度轻和体积小等原因,微塑料在进入水体后很容易被生物误食并引起生物肠道磨损和堵塞等问题。已有研究显示,水体中的浮游动物、无脊椎动物、鱼类和海鸟、哺乳动物体内均发现了微塑料的存在^[11-14]。此外,微塑料生产过程中加入的各种添加剂可能会进一步危害野生动物,导致更严重的伤害,甚至通过食物链传递,最终对人类健康构成威胁^[15]。

近年来,我国微塑料污染问题受到日益关注,目前已经在鄱阳湖^[16]、西藏湖泊^[17]、洞庭湖^[4]、洪湖^[4]、珠江^[7]、太湖^[18]、渭河^[8]等多地发现不同程度的微塑料污染。然而,我国对微塑料的研究大多集中在东南地区,而对西北地区的研究较少。乌梁素海位于中国西北部,是世界上同纬度最大的湿地,同时也是当地重要的野生动物栖息地和旅游收入的来源^[19]。然而,周边地区经济的持续发展,带来了农用塑料薄膜废弃物问题,乌梁素海水体中的微塑料污染也日趋严重^[20]。WANG等^[20]于2018年10月对乌梁素海表层水中微塑料研究的结果表明,乌梁素海微塑料丰度范围为 $(1.76\pm 0.71)\sim(10.12\pm 4.09)$ 个 $\cdot\text{L}^{-1}$,相较于国内其他地区属于中等水平,其微塑料以有色颗粒为主,纤维为湖中微塑料的主要类型,此外,80%以上的微塑料尺寸 <2 mm。MAO等^[21]于2019年5月对乌梁素海表层水中微塑料污染问题进行了调查研究,其结果也表明,微塑料丰度范围为 $3.12\sim 11.25$ 个 $\cdot\text{L}^{-1}$, <2 mm的微塑料占微塑料总量的98.2%,纤维为微塑料的主要类

型。水体中微塑料的分布与季节交替有着密切关系,如在Goyana河口,中层水中的微塑料丰度在雨季高于表层水^[22]。吕雅宁^[23]的研究结果表明,枯水期赣江水体中的微塑料丰度明显高于丰水期,说明降水对微塑料丰度有一定的稀释作用。乌梁素海在河套灌区灌排系统中有着承上启下的作用,灌区内90%以上的农田退水经乌梁素海进入黄河^[24],受农田退水影响,每年10月乌梁素海水量急剧增加,而11月乌梁素海进入冰封期,湖泊开始结冰,直到翌年3—4月融化,水体中的污染物分布特征也因而产生变化。然而,WANG等^[20]和MAO等^[21]仅对乌梁素海表层水和单一季节的微塑料分布特征进行了研究,而忽略了不同水层中微塑料的分布差异和季节变化,特别是冰封期对湖泊水体中微塑料分布特征产生的影响,因此本文针对前期研究的不足,对乌梁素海不同季节、不同方向微塑料分布差异进行对比分析,研究春季乌梁素海水体中微塑料空间分布特征及其影响因素,进而提供更加全面的数据和理论支撑,也可为今后乌梁素海微塑料污染的综合治理奠定重要的理论基础。

1 材料与方法

1.1 研究区域及取样点分布

乌梁素海($40^{\circ}36'\sim 41^{\circ}03'N$, $108^{\circ}43'\sim 108^{\circ}57'E$)是中国八大淡水湖之一,是中国西北河套灌区排灌系统不可或缺的组成部分,同时也是世界上沙漠和半沙漠地区为数不多的湿地湖泊之一^[25]。乌梁素海主要接收来自总排干、第八和第九排水渠道的农田灌溉退水以及生活污水和工业废水^[26]。综合考虑取样安全性及乌梁素海水动力特征、水生植物、入出湖口等分布特点,本研究于2019年4月(春季)对乌梁素海上游(Y1、Y2、Y3、Y4)、中游(Y5、Y6、Y7、Y8、Y9)和下游(Y10、Y11、Y12)的12个采样点进行水样采集工作,采样点的位置由GPS确定(图1)。考虑到乌梁素海的平均水深为1.8 m,采集位置靠近底层可能导致样品中含有沉积物从而影响研究结果,故在每个采样点采集表层水样品(0~0.2 m)和中层水样品(0.8~1.0 m)。使用充电式自吸泵分别于每个采样点抽取20 L

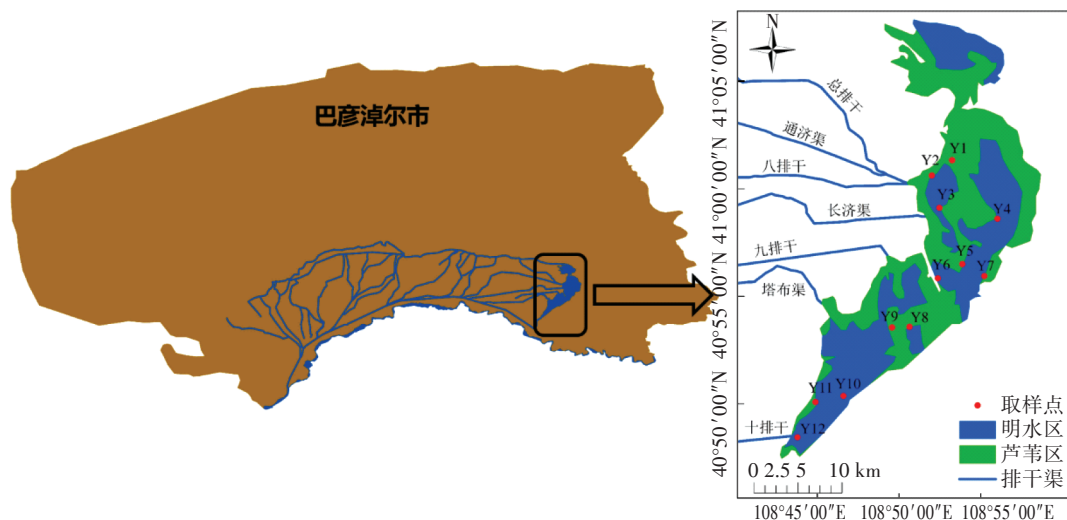


图1 乌梁素海取样点分布

Figure 1 Distribution of sampling points in Lake Ulansuhai

表层和中层水样,每次取样完成后使用超纯水清洗水泵。在每个取样点以同样的方式采集3份水样。试验分析前,样品保存在4℃的环境中。

1.2 样品制备与分析

为便于微塑料的分离鉴定,在进一步分析之前需要对采集的样品进行浓缩和消解处理。首先使用孔径为0.45 μm的不锈钢筛过滤样品,过滤完成后使用超纯水冲洗不锈钢筛,收集筛上物质于玻璃烧杯中,然后向烧杯中加入100 mL 30%的H₂O₂溶液,使用锡箔纸封口后,在室温下消解24 h,以消解样品中的有机物质。样品经消解后使用玻璃砂芯过滤器(天津津腾T-50)抽滤,滤膜采用孔径为0.45 μm的玻璃纤维素滤膜。抽滤完成后,将滤膜放置在45℃真空干燥箱中干燥。使用蔡司显微镜(Axio Scope A1,德国)观察干燥滤膜并计数。滤膜上所有可疑的微塑料颗粒都被挑出,然后放置在干净的滤膜上并做好标记。激光共聚焦显微镜(Olympus, OLS4000)用于测定微塑料更具体的形态特征,如颜色和大小等,并在记录放大率和测量颗粒尺寸的过程中收集典型微塑料的图像。傅里叶变换红外光谱(FTIR)用于分析微塑料样品的官能团,确认其成分组成。利用傅里叶变换红外光谱的衰减全反射模式对所有可疑的微塑料颗粒进行成分识别,从而保证结果的准确性。

1.3 质量保证和控制

为保证试验结果的准确性,试验及取样过程中穿戴棉质衣物和一次性丁腈手套,研究中的试验用水均使用孔径为0.45 μm的玻璃纤维素滤膜过滤3次。试验

过程中避免使用塑料仪器,所有的玻璃容器须经过450℃热处理后才可以使使用。保持室内环境及试验台清洁,以减少空气中的纤维对试验结果所造成的影响。共设置3组空白对照,空白样品为20 L经与试验水样相同处理后的超纯水,检测发现空白样品中微塑料数量极少,表明试验过程中质量保证与控制效果较好,外界环境对试验结果的影响极小。

1.4 数据处理与分析

采用Excel 2019进行数据处理, Arcgis、Origin 2017软件进行分析与制图。

2 结果与分析

2.1 春季乌梁素海水体微塑料的空间分布特征

通过立体显微镜初步检测并使用傅里叶红外光谱仪对不确定的颗粒进行确认,结果表明,在乌梁素海12个取样点的水样中共检测到微塑料颗粒4 715个,其中表层2 722个,中层1 993个,各取样点的微塑料丰度分布如图2所示。在通过傅里叶红外光谱仪对疑似微塑料颗粒的鉴定过程中,所检测的258个疑似颗粒最终有201个被确定为微塑料,鉴定成功率为77.9%。总体上,乌梁素海水体中微塑料丰度范围为(4.7±1.5)~(16.8±4.0)个·L⁻¹,平均丰度为(9.8±1.2)个·L⁻¹。水平分布表明,微塑料丰度呈现从上游到下游逐渐增加的趋势,同一区域越靠近排干渠入口,微塑料丰度越高。如在乌梁素海上游的4个采样点中,位于主排干入口附近的Y2(9.0±1.6个·L⁻¹)和Y3(11.6±2.2个·L⁻¹)点,微塑料丰度均高于距离较远的

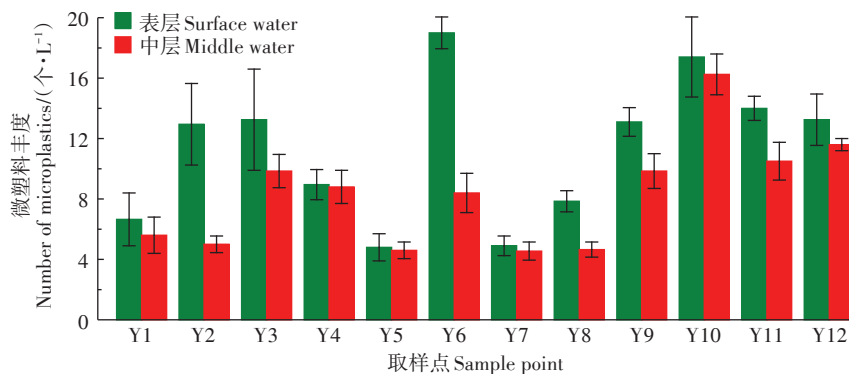


图2 乌梁素海不同水层微塑料丰度分布

Figure 2 Distribution of microplastics in different water layers of Lake Ulansuhai

Y1 (6.1 ± 1.5 个·L⁻¹)和Y4 (8.9 ± 1.1 个·L⁻¹)点;在乌梁素海中游,由于附近有小型水流汇入,Y6点 (13.7 ± 0.6 个·L⁻¹)的微塑料丰度远高于其他采样点。通过对比湖水结冰前和湖冰盖融化后微塑料的分布特征发现,两个时期微塑料的丰度分布呈现出两种截然不同的分布趋势,湖水结冰前微塑料丰度明显低于湖冰盖融化后。此外,通过对每个采样点不同深度水层中微塑料的丰度值进行分析发现,表层水体中的微塑料丰度普遍高于中层。表层微塑料丰度范围为4.8~19.0 个·L⁻¹,平均丰度 11.3 ± 1.5 个·L⁻¹,中层微塑料丰度范围为4.6~16.3 个·L⁻¹,平均丰度 8.3 ± 0.9 个·L⁻¹。在乌梁素海上游、中游和下游,表层水体中的微塑料

平均丰度分别比中层水体高30.0%、35.5%和14.1%,表层水中微塑料的丰度为中层水的1.0~2.6倍,其中Y2点在所有采样点中最为明显。不同深度水层微塑料最大丰度出现在Y6点的表层,平均丰度为 19.0 ± 1.5 个·L⁻¹,微塑料最小丰度值出现在Y5点的中层,平均丰度为 4.6 ± 0.6 个·L⁻¹。

2.2 春季乌梁素海微塑料的形态特征

乌梁素海中微塑料的形貌特征丰富多样(图3)。湖水中微塑料的类型主要包括纤维类、碎片类和薄膜类,3种类型的微塑料数量比例为41%、42%和17%。其中碎片类微塑料占比最大,在表层和中层分别达到46.6%和53.4%,其次是纤维类微塑料,分别占比

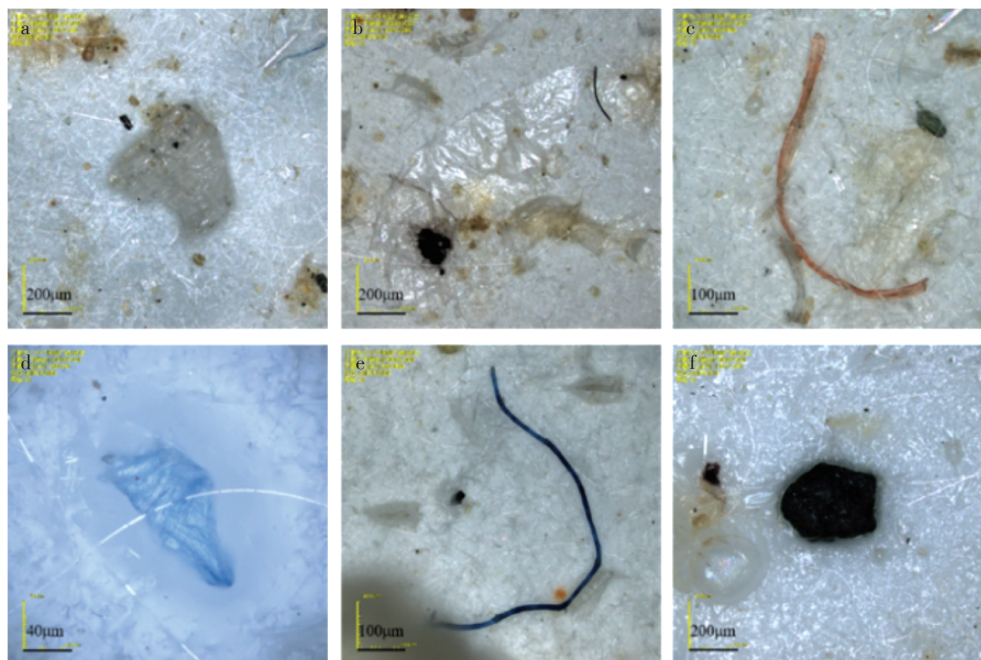


图3 乌梁素海典型微塑料形貌图

Figure 3 Typical microplastics pictures of Lake Ulansuhai

66.4%和33.7%,而薄膜类微塑料占比则较小(图4a)。不同水层中微塑料的颜色分布没有显著差异,微塑料的颜色主要为透明、黑色、红色、蓝色和绿色,其中表层占比分别为51.4%、32.4%、8.7%、7.3%和0.2%,中层为58.4%、30.6%、5.6%、5.2%和0.2%(图4b)。图4c为湖泊中微塑料的尺寸分布特征,其尺寸分为6类:0.045~0.5、0.5~1、1~2、2~3、3~4 mm和4~5 mm。乌梁素海中微塑料的大部分颗粒尺寸小于3 mm(91.6%),其中尺寸为0.045~0.5 mm的微塑料比例最高(35.3%),而粒径为4~5 mm的微塑料比例最低(2.4%),并且随着微塑料颗粒尺寸的增加而显示出显著的下降趋势($P<0.05$)。微塑料在不同水层中的

粒径分布也有所不同,表层水体中微塑料各粒径(尺寸由小到大)占比分别为32.5%、29.8%、20.7%、11.2%、3.4%和2.4%,中层分别占比为27.5%、20.2%、21.3%、15.8%、8.6%和6.6%,这主要与微塑料的沉降和迁移运动有关。使用傅里叶变换红外光谱仪测定微塑料的成分组成,结果表明在乌梁素海中共发现3种类型的合成聚合物(图5):聚乙烯(PE)、聚苯乙烯(PS)和聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET),其中PE(58%)占主导地位,其次是PS(27%)和PET(15%)(图4d)。垂直分布结果表明,表层水中PE、PS和PET的占比分别为60.1%、31.3%和8.6%,中层占比则分别为55.6%、30.7%和13.7%。

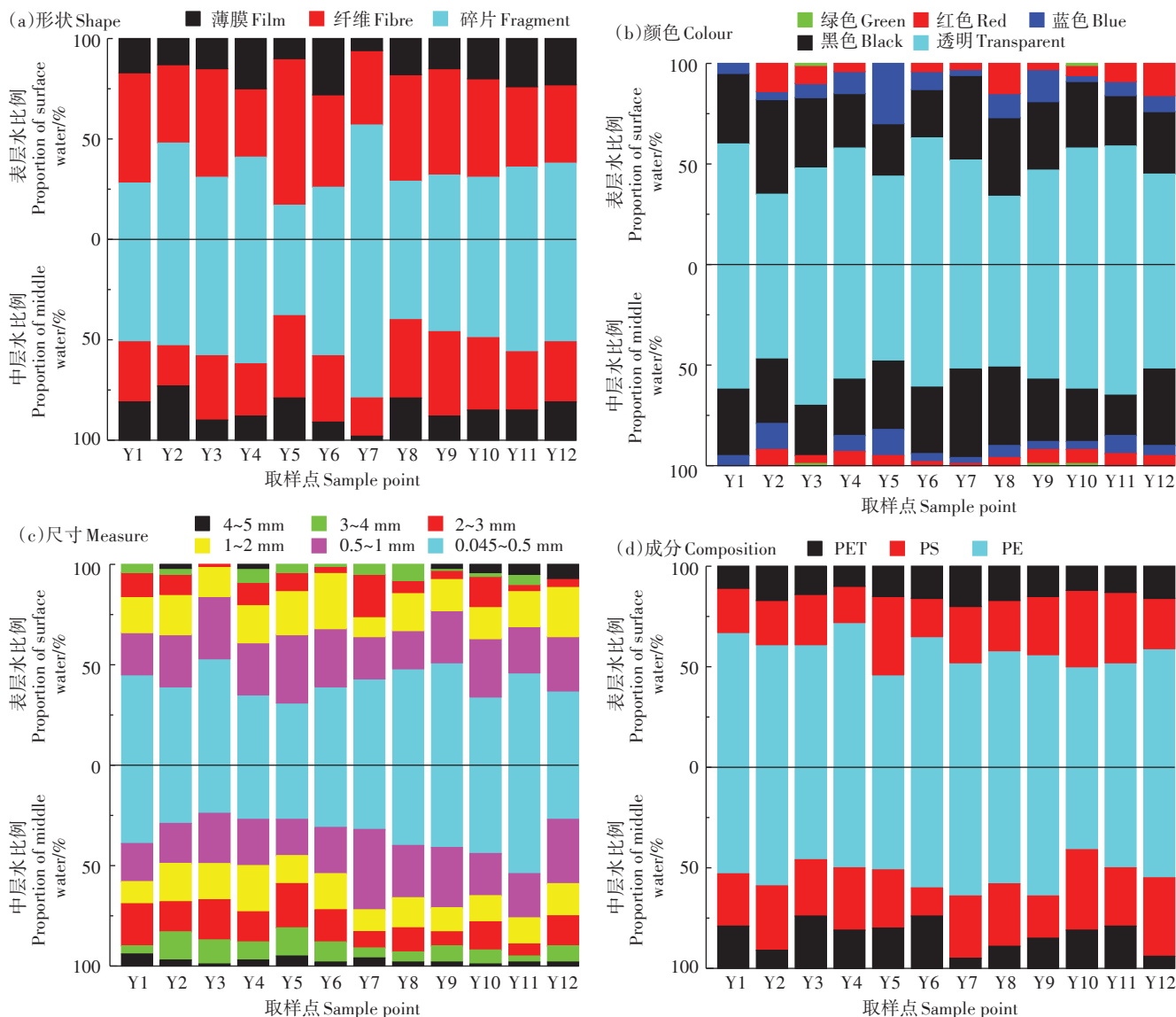


图4 乌梁素海不同微塑料百分比

Figure 4 Percentage of different microplastics in Lake Ulansuhai

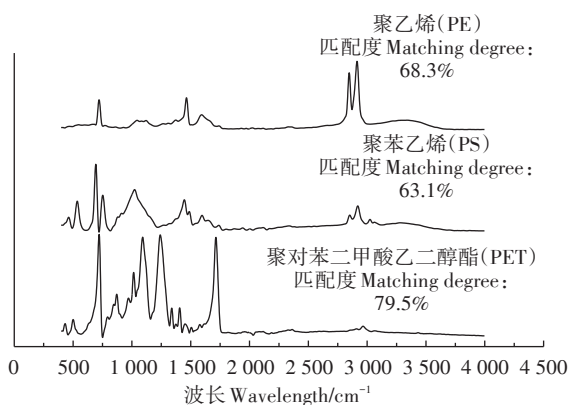


图5 微塑料样品 FTIR 图

Figure 5 FTIR diagram of microplastic sample

3 讨论

3.1 春季乌梁素海水体微塑料水平分布影响因素

乌梁素海水体中微塑料平均丰度 9.8 ± 1.2 个 $\cdot L^{-1}$ 。相较于其他浅水湖泊,乌梁素海水体中微塑料丰度处于中等水平,如太湖水体中微塑料平均丰度为 $3.4 \sim 25.8$ 个 $\cdot L^{-1}$,微塑料类型为玻璃纤维纸(Cellophane)、PE、PET、聚丙烯(PP)等,其中Cellophane为最常见的类型^[18];洞庭湖表层水体中微塑料平均丰度为 $0.9 \sim 2.8$ 个 $\cdot L^{-1}$,微塑料类型为PE、PP、PS、聚氯乙烯(PVC),其中PE和PP为最常见的类型^[4]。而相较于深水湖泊,乌梁素海水体中微塑料丰度处于较高水平,如北美五大湖流域^[27],微塑料平均丰度为 4.3×10^4 个 $\cdot km^{-2}$;洪湖表层水中微塑料平均丰度为 $1.2 \sim 4.6$ 个 $\cdot L^{-1}$ ^[4]。因此,相对于微塑料成分类型较多的其他淡水湖泊,乌梁素海中微塑料的来源可能较少。乌梁素海中微塑料主要以纤维和碎片为主,其中小于2 mm的微塑料丰度最高,与MAO等^[22]和WANG等^[21]对乌梁素海微塑料赋存特征的研究结果相似。微塑料成分分析结果表明,微塑料的聚合物组成主要包括PE、PS和PET 3种,与WANG等^[20]对该区域微塑料主要成分的研究结果一致,但与MAO等^[21]的研究结果有较大差异,在MAO等的研究中,微塑料的主要成分为PS、PP、PE和PVC,其中PS和PE占比最高。其原因主要有两个方面:一是取样时间不同,本研究取样时间为冰盖完全融化初期,此时湖泊水力条件较差,水流较弱,PVC和PET等密度较大的微塑料在冰封期内已逐渐沉降于湖底,导致其在表层水中含量极少。二是取样密度不同,MAO等将乌梁素海分为4个区域,共采集了27个样点的样品(包括小海子),而本研

究中则以乌梁素海主海为研究对象,共采集了12个样点的样品。虽然MAO等^[21]的采样密度已经足够高,但在其结果中也会缺少PET这一重要成分,说明乌梁素海不同时期湖中的微塑料差异较大,因此今后可通过频率更高的长期监测,得到更加全面的微塑料污染数据。

内陆淡水湖泊是微塑料的重要赋存介质^[27],乌梁素海水体主要由当地灌溉回流、农业径流、渔业、生活污水和工业废水组成^[28]。在湖泊不同采样点和水层采集的微塑料样品呈现出类型复杂、来源多样的特点。排水渠入口附近的微塑料平均丰度明显高于其他区域,且离入口越远,微塑料的平均丰度越低。具体而言,在主排干入湖口附近Y2点(9.0 ± 1.6 个 $\cdot L^{-1}$)和Y3点(11.6 ± 2.2 个 $\cdot L^{-1}$)的微塑料丰度高于距离主排干入湖口较远的Y1点(6.1 ± 1.5 个 $\cdot L^{-1}$)和Y4点(8.9 ± 1.1 个 $\cdot L^{-1}$)。研究表明,河流输入在自然环境的微塑料污染中起着重要作用^[29-31]。河套灌区每年10月开始秋浇灌水,大量黄河水被引入灌区进行农田浇灌,然后经乌梁素海退入黄河^[32],而11月开始进入冰封期,直到翌年3—4月结束。已有研究表明,河套灌区排干内的生活污水、工业废水及农田退水是乌梁素海微塑料的主要来源,乌梁素海微塑料的分布从上游到下游呈下降趋势^[20,32]。然而,湖水的冻融过程可能会导致湖泊中微塑料分布模式发生短期内的变化。由于水体结冰过程对微塑料的结合与释放作用,导致乌梁素海上游入湖的微塑料急剧减少,并且冰盖阻隔了外界环境对湖中水环境的影响^[33]。在此基础上,乌梁素海冰封时间较长,湖泊上游的微塑料随着水流逐渐向下游迁移,最终导致湖泊下游聚集大量微塑料,使得湖泊中微塑料的丰度分布表现为从上游到下游逐渐上升的分布特征。但这种情况并不会持续很长时间,随着冰封期结束,冰盖融化,冰盖中结合的微塑料重新释放进入水体并经湖泊上游各排干渠汇入乌梁素海^[32]。湖泊上游微塑料丰度逐渐增加,其分布逐渐变为从上游到下游逐渐下降的特征。此外,WANG等^[20]的研究结果表明,秋季乌梁素海表层水中微塑料丰度范围为 $(1.8 \pm 0.7) \sim (10.1 \pm 4.1)$ 个 $\cdot L^{-1}$,与其相比,本研究发现的微塑料平均丰度约49.2%,其原因主要为冰盖对微塑料的结合与释放作用。研究表明,北极海冰中微塑料的丰度约是水体中的1000倍^[34-35];而在南极东部海冰中微塑料的丰度与南极水体的微塑料丰度相差近百万倍^[36-37]。有关乌梁素海冰盖中微塑料赋存特征的研究表明,乌梁素海冰盖中微塑料

的平均丰度约为表层水体中微塑料丰度的10~100倍,冰盖是乌梁素海冰封期微塑料的重要临时储存场所^[33]。因此,水体中的微塑料会在水体的结冰过程中被结合进冰体从而储存起来,并且其丰度远高于水体^[32]。当冰盖融化,冰盖中的微塑料释放进入水体,从而导致春季乌梁素海水体中微塑料丰度远高于秋季。总排干是乌梁素海微塑料的主要来源,河套灌区使用的大量残膜也起着重要作用,且频繁的渔业活动和污水排放也增加了乌梁素海的微塑料污染。因此,通过加强河流管理和减少农用塑料薄膜的使用,可以从源头上减少微塑料污染。

3.2 春季乌梁素海水体微塑料垂直分布影响因素

通过分析微塑料在不同水层中的丰度分布,表明微塑料颗粒存在于整个水柱中,且在表层水中丰度较高,为中层水中微塑料丰度的1.4倍。表层水中纤维、PE、PS和粒径<1 mm的微塑料普遍高于中层水,这与EO等^[9]对韩国洛东江的研究结果类似,在EO等的研究中,洛东江下游表层水中的微塑料平均丰度约为中层水的3倍,且纤维是洛东江中微塑料的主要类型。在不受外界因素影响的情况下,密度较小的微塑料颗粒会漂浮在水体表面,而密度大的微塑料颗粒会沉到水体底部^[38]。目前研究人员普遍支持的一种观点为微塑料与水体之间的密度差异是造成其不同分布的主导因素,即高密度的微塑料,如PET(密度为 $1.38\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$),在其到达水流更加缓慢、湖面环境更加平静的水域时,通常会穿过水柱而沉降到底层沉积物中。但影响其垂直分布的因素却并不仅限于此,塑料制造过程中添加的功能性添加剂和水生环境中微塑料上生物膜的形成都会改变颗粒的有效密度,这些密度的改变均会导致具有高或低密度聚合物的微塑料出现在其他水层中^[39-40]。在一些关于沉积物中微塑料污染的研究中,研究人员发现在沉积物中存在高比例的低密度聚合物^[10]。在WANG等^[20]的研究中,乌梁素海沉积物中PE类塑料的含量比例为39.2%。自然状态下湖泊中微塑料的沉降过程复杂,通常湖泊底部沉积物中微塑料的丰度高于表层水,而中层水中微塑料的丰度最低^[41]。此外,微塑料的形状^[42-43]、颗粒大小^[42,44]、生物作用^[45]、水流和天气^[43,46]等因素也会影响微塑料的沉降,如微塑料颗粒在自身沉降过程中,会因表面积较大而受到较大的流体压力和摩擦阻力,也会因体积小、稳定性差而发生旋转、振荡或翻滚,最终导致微塑料沉降速率降低^[38]。研究表明,聚集体和生物污垢的相互作用可能导致微塑料的密度增加和浮力降低,

从而促进其沉降^[47-49];由于薄膜状微塑料拥有更大的比表面积,生物附着量比纤维状微塑料更多,使得薄膜状微塑料下沉得更快^[40];粒径为 $5\text{ }\mu\text{m}$ 的微塑料沉降概率最低^[50];强风会加剧水的垂直交换,并使沉积在水底的微塑料重新悬浮^[22]。

已有多项研究表明,微塑料能够在大气、水体和陆地环境之间进行迁移,大气环境中的微塑料可能会通过雨水或者沉降等方式进入水体,且纤维是大气中微塑料的主要类型^[51]。纤维有多种来源,包括纺织品(例如衣服、袋子、地毯、毛巾、背包、网等)的洗涤过程、香烟过滤嘴分解或者是汽车轮胎摩擦产生。这些纤维可以通过大气直接沉降到湖泊表层,但其对湖泊中纤维的贡献值还有待确认。尽管目前已经对微塑料在水生环境中的行为和危害有了一定的了解,但在微塑料的风险评估方面还有许多空白。而关于微塑料的赋存状态和运动规律,还需要对其来源、大气沉降、流入和流出受纳水体的质量、运移特性以及流体动力学模型有更加透彻的研究。此外,微塑料取样、检测方法的标准化及其污染标准的确立对日后微塑料的研究同样至关重要。

4 结论

(1)在水平方向上,春季乌梁素海微塑料的平均丰度为 $9.8\pm 1.2\text{ 个}\cdot\text{L}^{-1}$,呈现从上游向下游增加的趋势。在垂直方向上,表层水中微塑料($11.3\pm 1.5\text{ 个}\cdot\text{L}^{-1}$)的丰度高于中层水($8.3\pm 0.9\text{ 个}\cdot\text{L}^{-1}$),表层为中层的1.4倍。

(2)冰封期湖水冻融过程是影响湖水结冰前与冰盖融化后微塑料丰度与分布的主要因素。

(3)微塑料的密度是影响其沉降的主要原因,但是生物污垢、生物膜的形成及添加剂等也会通过改变微塑料的有效密度,进而影响微塑料的沉降。

参考文献:

- [1] RIOS L M, MOORE C, JONES P R. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2007, 54(8):1230-1237.
- [2] UN Environment Programme. UNEP Year Book emerging issues update: 2014[M]. The Republic of Kenya: UN Environment Programme, 2014.
- [3] 王彤, 胡献刚, 周启星, 等. 环境中微塑料的迁移分布、生物效应及分析方法的研究进展[J]. 科学通报, 2018, 63(4):385-395. WANG T, HU X G, ZHOU Q X, et al. The research progress in migration, distribution, biological effects and analytical methods of microplastics[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2018, 63(4):385-395.

- [4] WANG W F, YUAN W K, CHEN Y L, et al. Microplastics in surface waters of Dongting Lake and Hong Lake, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 633:539–545.
- [5] WANG T, LI B, ZOU X, et al. Emission of primary microplastics in mainland China; Invisible but not negligible[J]. *Water Research*, 2019, 162:214–224.
- [6] BAKIR A, ROWLAND S J, THOMPSON R C. Enhanced desorption of persistent organic pollutants from microplastics under simulated physiological conditions[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 185:16–23.
- [7] FAN Y J, ZHENG K, ZHU Z W, et al. Distribution, sedimentary record, and persistence of microplastics in the Pearl River catchment, China[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 251(8):862–870.
- [8] DING L, MAO R F, GUO X T, et al. Microplastics in surface waters and sediments of the Wei River, in the northwest of China[J]. *The Science of the Total Environment*, 2019, 667(6):427–434.
- [9] PAN Z, GUO H G, CHEN H Z, et al. Microplastics in the northwestern Pacific: Abundance, distribution, and characteristics[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 650:1913–1922.
- [10] EO S, HONG S H, SONG Y K, et al. Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, south Korea[J]. *Water Research*, 2019, 160:228–237.
- [11] 谢沅汕, 张清科, 张漓杉, 等. 污水处理厂对漓江桂林市河段淡水生物中微塑料累积的影响[J]. *环境科学*, 2020, 41(11):4999–5007. XIE Y S, ZHANG Q K, ZHANG L S, et al. Impact of sewage treatment plant on the accumulation of microplastics in freshwater organisms in the Lijiang River of Guilin urban section[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(11):4999–5007.
- [12] 赵昕, 陈浩, 贾其隆, 等. 城市河道表层水及沉积物中微塑料的污染现状与污染行为[J]. *环境科学*, 2020, 41(8):3612–3620. ZHAO X, CHEN H, JIA Q L, et al. Pollution status and pollution behavior of microplastic in surface water and sediment of urban Rivers[J]. *Environmental Science*, 41(8):3612–3620.
- [13] 田媛, 涂晨, 周倩, 等. 环渤海海岸大气微塑料污染时空分布特征与表面形貌[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(4):1401–1409. TIAN Y, TU C, ZHOU Q, et al. The temporal and spatial distribution and surface morphology of atmospheric microplastics around the Bohai Sea[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, 40(4):1401–1409.
- [14] HOFFMANN L, EGGERS S L, ALLHUSEN E, et al. Interactions between the ice algae *Fragillariopsis cylindrus* and microplastics in sea ice[J]. *Environment International*, 2020, 139:105697.
- [15] LEITE A S, SNOTOS L L, COSTA Y, et al. Influence of proximity to an urban center in the pattern of contamination by marine debris[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 81(1):242–247.
- [16] YUAN W, NIE H, XU K, et al. Microplastic abundance, distribution and composition in water, sediments, and wild fish from Poyang Lake, China[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2018, 170:180–187.
- [17] ZHANG K, SU J, XIONG X, et al. Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 219:450–455.
- [18] SU L, XUE Y, LI L, et al. Microplastics in Taihu Lake, China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 216:711–719.
- [19] QUAN D, SHI X H, ZHAO S N, et al. Eutrophication of Lake Ulansuhai in 2006–2017 and its main impact factors[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019, 31(5):1259–1267.
- [20] WANG Z C, QIN Y M, LI W P, et al. Microplastic contamination in freshwater: First observation in Lake Ulansuhai, Yellow River basin, China[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2019, 17:1821–1830.
- [21] MAO R, HU Y, ZHANG S, et al. Microplastics in the surface water of Wuliangsuhai Lake, northern China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 723:137820.
- [22] LATTIN G L, MOORE C J, ZELLERS A F, et al. A comparison of neustonic plastic and zooplankton at different depths near the southern California shore[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2004, 49(4):291–294.
- [23] 吕雅宁. 赣江水和沉积物体系中微塑料的污染研究[D]. 曲阜:曲阜师范大学, 2020. LÜ Y N. Study of microplastics pollution in Ganga water and sediment system[D]. Qufu: Qufu Normal University, 2020.
- [24] 毛旭锋, 崔丽娟, 李胜男, 等. 乌梁素海水体营养盐削减的空间变化规律研究[J]. *干旱区资源与环境*, 2012, 26(11):116–121. MAO X F, CUI L J, LI S N, et al. Spatial changes of nutrient reduction in the Wuliangsuhai Lake[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2012, 26(11):116–121.
- [25] 杜雨春子, 青松, 曹萌萌, 等. 乌梁素海沉水植物群落光谱特征及冠层水深影响分析[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(4):1100–1115. DU Y C Z, QING S, CAO M M, et al. Spectral features of submerged aquatic vegetation and water depths impact in Lake Ulansuhai[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(4):1100–1115.
- [26] 杨芳, 李畅游, 史小红, 等. 乌梁素海冰封期湖泊冰盖组构特征对污染物分布的影响[J]. *湖泊科学*, 2016, 28(2):455–462. YANG F, LI C Y, SHI X H, et al. Impact of seasonal ice structure characteristics on ice cover impurity distributions in Lake Ulansuhai[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2016, 28(2):455–462.
- [27] 毛羽丰. 微塑料对蛋白核小球藻的毒理学效应及其聚集动力学研究[D]. 重庆:重庆大学, 2019. MAO Y F. Aggregation kinetics of microplastics and its toxicity to *Chlorella pyrenoidosa*[D]. Chongqing: Chongqing University, 2019.
- [28] LIU Z, JIN Z, LI Y, et al. Sediment phosphorus fractions and profile distribution at different vegetation growth zones in a macrophyte dominated shallow Wuliangsuhai Lake, China[J]. *Environmental Geology*, 2007, 52(5):997–1005.
- [29] KANG J H, KWON O Y, LEE K W, et al. Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2015, 96(1/2):304–312.
- [30] WRIGHT S L, THOMPSON R C, GALLOWAY T S. The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 178:483–492.
- [31] ZHENG Y, LI J, CAO W, et al. Distribution characteristics of microplastics in the seawater and sediment: A case study in Jiaozhou Bay, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 674:27–35.
- [32] 王志超, 杨帆, 杨文焕, 等. 内蒙古河套灌区排水干沟微塑料赋存特征及质量估算[J]. *环境科学*, 2020, 41(10):4590–4598. WANG

- Z C, YANG F, YANG W H, et al. Occurrence characteristics and quality estimation of microplastics in drainage ditches in Hetao Irrigation district of Inner Mongolia[J]. *Environmental Science*, 2020, 41(10):4590–4598.
- [33] 王志超, 杨建林, 杨帆, 等. 乌梁素海冰盖中微塑料的分布特征及其与盐度、叶绿素a的响应关系[J]. 环境科学, 2021, 42(2):673–680. WANG Z C, YANG J L, YANG F, et al. Distribution characteristics of microplastics in ice sheet and its response to salinity and chlorophyll a in Lake Ulansuhai[J]. *Environmental Science*, 2021, 42(2):673–680.
- [34] OBBARD R W, SADRI S, WONG Y Q, et al. Global warming releases microplastic legacy frozen in Arctic Sea ice[J]. *Earth's Future*, 2014, 2(6):315–320.
- [35] KANHAI L D K, GARDFELDT K, KRUMPEN T, et al. Microplastics in sea ice and seawater beneath ice floes from the Arctic Ocean[J]. *Scientific Reports*, 2020, 10:5004.
- [36] KELLY A, LANNUZEL D, RODEMANN T, et al. Microplastic contamination in east Antarctic sea ice[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 154:111130.
- [37] ISOBE A, UCHIYAMA-MATSUMOTO K, UCHIDA K, et al. Microplastics in the Southern Ocean[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 114(1):623–626.
- [38] NIZZETTO L, BUSSI G, FUTTER M N, et al. A theoretical assessment of microplastic transport in river catchments and their retention by soils and river sediments[J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2016, 18(8):1050–1059.
- [39] LAGARDE F, OLIVIER O, ZANELLA M, et al. Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 215(8):331–339.
- [40] MCCORMICK A, HOELLEIN T J, MASON S A, et al. Microplastic is an abundant and distinct microbial habitat in an Urban River[J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(20):11863.
- [41] HIDALGO-RUZ V, GUTOW L, THOMPSON R C, et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(6):3060–3075.
- [42] KHATMULLINA L, ISACHENKO I. Settling velocity of microplastic particles of regular shapes[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2017, 114(2):871–880.
- [43] CHUBARENKO I, BAGAEV A, ZOBKOV M, et al. On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2016, 108(1/2):105–112.
- [44] ISOBE A, KUBO K, TAMURA Y, et al. Selective transport of microplastics and mesoplastics by drifting in coastal waters[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2014, 89(1/2):324–330.
- [45] OBERBECKMANN S, LOEDER M G J, LABRENZ M. Marine microplastic-associated biofilms: A review[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 12(5):551–562.
- [46] KUKULKA T, PROSKUROWSKI G, MORÉ-FERGUSON S, et al. The effect of wind mixing on the vertical distribution of buoyant plastic debris[J]. *Geophysical Research Letters*, 2012, 39:1–6.
- [47] LONG M, MORICEAU B, GALLINARI M, et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates[J]. *Marine Chemistry*, 2015, 175:39–46.
- [48] RUMMEL C D, JAHNKE A, GOROKHOVA E, et al. Impacts of biofilm formation on the fate and potential effects of microplastic in the aquatic environment[J]. *Environmental Science & Technology Letters*, 2017, 4(7):258–267.
- [49] PORTER A, LYONS B P, GALLOWAY T S, et al. Role of marine snows in microplastic fate and bioavailability[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(12):7111–7119.
- [50] BESSELING E, QUIK J T K, SUN M, et al. Fate of nano- and microplastic in freshwater systems: A modeling study[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220:540–548.
- [51] 刘沙沙, 付建平, 郭楚玲, 等. 微塑料的环境行为及其生态毒性研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5):957–969. LIU S S, FU J P, GUO C L, et al. Research progress on environmental behavior and ecological toxicity of microplastics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(5):957–969.