郭 妍,刘夏雨,王 艳,等.全球家庭纺织品洗涤源纤维微塑料释放及迁移通量模型评估 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):409-415.
Guo Y, Liu X Y, Wang Y, et al. Model-based evaluation of global release and transport flux of fiber microplastics from household textile laundry source [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):409-415.

全球家庭纺织品洗涤源纤维微塑料释放及迁移通量模型评估

郭 妍[1],刘夏雨[1],王 艳[2],王皓繁[1],凡玉娟[1],刘桓嘉[1],程 轲[1*] (1.河南师范大学环境学院,黄淮水环境污染与防治教育部重点实验室,河南省环境污染控制重点实验室,河南 新乡 453007；2.河南医药大学公共卫生学院,河南 新乡 453003)

摘要: 为量化评估家庭洗涤过程中纤维微塑料的排放情况及其空间分布特征,研究基于全球纺织品消费数据,结合洗涤过程微塑料释放因子,通过构建释放及迁移通量模型,评估了不同国家和地区的洗涤行为与污水处理水平差异对纤维微塑料释放特征的影响.模型结果显示,2022 年全球范围内纤维微塑料排放总量约为 229.88 万 t,其中印度、中国和美国为排放量最高的三个国家,排放量分别为 62.45 万 t、47.14 万 t 和 33.28 万 t.经污水处理厂处理后,不同地区的微塑料去除效率差异明显,北美洲污水系统对微塑料的去除率最高,达 78%,相比之下,亚洲和非洲地区去除水平低于全球平均水平.最终,未被截留的纤维微塑料通过河流进入海洋,其中恒河(1.65 万 t)、长江(1.24 万 t)和印度河(0.51 万 t)为排入海洋纤维微塑料量最多的三条河流.

关键词: 纤维微塑料；通量估算；海洋；迁移路径
中图分类号: X52 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2026)01-0409-07

Model-based evaluation of global release and transport flux of fiber microplastics from household textile laundry source.

GUO Yan[1], LIU Xia-yu[1], WANG Yan[2], WANG Hao-fan[1], FAN Yu-juan[1], LIU Huan-jia[1], CHENG Ke[1*] (1.Key Laboratory of Yellow River and Huai River Water Environment and Pollution Control, Ministry of Education, Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, School of Environment, Henan Normal University, Xinxiang 453007, China；2.School of Public Health, Henan Medical University, Xinxiang 453003, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：409~415

Abstract: To quantitatively assess fiber microplastic emissions and their spatial distribution resulting from household laundering, a release and transport flux model was developed. This model, which integrates global textile consumption data with microplastic emission factors from laundering, was used to evaluate how variations in washing behaviors and wastewater treatment capacities across different countries and regions influence fiber microplastic release patterns. The simulation results indicated that the global emission of fiber microplastics from household washing reached approximately 2298.8kt in 2022. India, China, and the United States were identified as the top three contributors, with estimated emissions of 624.5kt, 471.4kt, and 332.8kt, respectively. Following wastewater treatment, significant regional differences in microplastic removal efficiency were observed. North America exhibited the highest removal rate at 78%, while removal efficiencies in Asia and Africa below the global average. Ultimately, fiber microplastics not retained during wastewater treatment entered the marine environment via river systems. The Ganges River (16.5kt), the Yangtze River (12.4kt), and the Indus River (5.1kt) were identified as the rivers with the highest annual fluxes of fiber microplastics into the ocean.

Key words: fiber microplastics；flux estimation；ocean；migration pathway

近年来,海洋微塑料污染已成为全球性环境问题,其广泛分布于海洋表层水体、深海沉积物及生物体内,对生态系统和人类健康构成深远威胁[1-6].微塑料通常被定义为直径小于 5mm 的塑料颗粒[7],可分为初生微塑料和次生微塑料[8],初生微塑料主要来自于日用化妆品[9]、汽车轮胎的磨损[10]和以及家庭洗涤纺织品时释放出的纤维状微塑料[11];次生微塑料指较大的塑料制品在环境中经紫外线照射、机械磨损或微生物降解等物理、化学和生物过程逐步破碎后形成的微小塑料颗粒[12].太平洋深海沉积物样本分析显示,纤维形态占比高达 94.8%[13],从太平洋到北极的水域中纤维微塑料占比 83.8%[14],北冰洋表层水域中纤维微塑料占比达 71%~96%[15],且在鱼类和贝类摄入的微塑料中纤维微塑料占比高达 60%~70%[16-18].纤维微塑料主要来源包括合成纺织品洗涤和废弃渔具降解,大气沉降也是重要输入途

收稿日期: 2025-06-12
基金项目: 国家自然科学基金资助项目(22376054,21507024 和 21407122);河南省科技攻关资助项目(232102320120)
* 责任作者, 教授, chengke@htu.edu.cn

径[19-21].

微塑料的入海路径具有多样性,其中河流输送、大气沉降和沿海地区直接排放为主要途径[22-24].其中,纺织物通过家庭洗涤途径产生的纤维微塑料通过市政污水排放系统进入河流网络,最终经由河流输运进入海洋环境[25-27].研究表明,河流系统承担着全球陆源微塑料向海洋输送总量的 24%~50%[28].

当前已发表的微塑料入海通量的量化研究可分为实地检测法和数值模型法两类.其中,实地监测法通过采集环境介质中的微塑料样本,结合浓度数据推算局部区域的环境通量.然而,该方法仅能提供静态浓度分布,难以追踪污染物的迁移路径或溯源排放来源.数值模拟方法通过构建多介质环境传输数学模型,能够实现从污染源释放、环境迁移到最终归趋的全过程动态模拟.从河流进入海洋的塑料输入的全球模型,结合废物管理实践、人口密度和水文数据估计全球主要河流入纤维微塑料入海通量[28].现有关于在家庭洗涤过程中产生的纤维微塑料的量化多以机洗排放因子为基础,忽略了常见的手洗洗涤方式[29-30],因此存在较大的不确定性.本文构建了一个新的模型,量化家庭洗涤过程产生的纤维微塑料在不同迁移过程中的排放量,并区分机洗与手洗方式.

1 数据与方法

1.1 数据来源

本研究构建了涵盖全球家庭纺织品洗涤过程纤维微塑料的产生、迁移和入海全过程的释放及迁移通量评估模型.数据来源于多个世界组织数据库及文献资料,研究对象覆盖全球 197 个国家.其中,基础人口数据采用世界银行官方统计数据库的年度报告;合成纤维纺织品人均年消费量指标来源于联合国粮食及农业组织(FAO)和国际棉花咨询委员会(ICAC)联合发布的 A Summary of the World Apparel Fiber Consumption Survey;污水处理设施人口覆盖率数据来源于联合国可持续发展集团(UNSDG)的 SDG Indicators database;各国的微塑料处理效率依据世界银行《世界发展指标》建立的分类标准进行分级,该标准综合考虑了处理技术水平和环境政策执行力等参数;在排放因子测算方面,纺织品机洗与手洗的纤维微塑料排放参数来源于 Wang 等[31]的研究,其中机洗排放因子取值为 222.84mg/kg,手洗排放因子为 37.84mg/kg;洗涤频率数据则通过系统收集纺织消费行为研究文献[32-34],对全球不同气候带国家的年均机洗频率和手洗频率估算;流域面积数据来源于各国统计局发布的统计年鉴、印度中央水务委员会(CWC)发布的 River Basin Atlas of India、美国环境保护署(EPA)发布的 Waters of the United States 等官方文件.

1.2 家庭洗涤过程中纤维微塑料产生量

根据单位时间内纺织品洗涤的人为活动量,通过整合多维度基础数据集:人口数据、居民洗衣频率、纺织品人均消费量以及洗涤过程中的排放因子,量化全球 197 个国家在居民家庭洗涤过程中纤维微塑料的产生量,计算公式如下:

$$E_{\mathrm{ld}} = P \times C_{\mathrm{st}} \times \left(\mathrm{EF}_{\mathrm{machine}} \times F_{\mathrm{machine}} + \mathrm{EF}_{\mathrm{hand}} \times F_{\mathrm{hand}}\right) \quad (1)$$

式中:$E_{1\mathrm{d}}$ 为洗涤过程中纤维微塑料产生量,mg;P 为国家总人口量,人;C_{st} 为人均年纺织品消费量,kg/(人·年); $\mathrm{EF}_{\mathrm{machine}}$、$\mathrm{EF}_{\mathrm{hand}}$ 分别表示机洗、手洗方式的排放因子,mg/kg; F_{machine}、F_{hand} 分别表示人均机洗、手洗频率,次/(人·年).

1.3 经污水处理后或直接排入环境的纤维微塑料释放量

纺织品家庭洗涤产生的含纤维微塑料的废水经市政管网汇入生活污水系统后,其排入环境的量主要取决于污水处理设施的类型与处理等级.现有研究数据表明,配备二级生物处理与絮凝沉降单元的污水处理厂可截留 95%以上的纤维微塑料[35-36],而仅采用初级处理(格栅过滤、沉砂池等机械处理)的设施去除效率则较低[37],未被去除的微塑料最终通过出水排放进入受纳水体.本研究综合世界银行《世界发展指标》建立的国家分类标准(将全球国家按照发展指数分为四级)和 Wijnen 等[38]提出的流域分级体系(根据污水处理能力把不同区域污水处理厂对微塑料的去除率分为四级:95%、75%、50%、0%),把不同国家污水处理系统对微塑料的去除率分为四类:Ⅰ类(95%)、Ⅱ类(75%)、Ⅲ类(50%)、Ⅳ类(0%),并基于该分类计算进入环境的纤维微塑料释放量,计算公式如下:

$$E_{\mathrm{env}} = E_{\mathrm{ld}} \times P_{\mathrm{connected}} \times \left(1 - R_{\mathrm{treated}}\right) + \left(1 - P_{\mathrm{connected}}\right) \quad (2)$$

式中:E_{env} 为排入环境的纤维微塑料释放量,mg; $P_{\mathrm{connected}}$ 为连接污水处理系统的人口比例; R_{treated} 为

污水处理系统对纤维微塑料的去除率.

1.4　纤维微塑料入海通量

微塑料进入河流系统后,一部分在迁移过程中因物理过程而滞留于河道内,这种滞留机制主要源于微塑料颗粒的沉降行为,其沉降速率由颗粒密度、形态特征等物理属性共同决定.模型中将小型流域的纤维微塑料滞留比例设定为 0.75,大型流域则设为 0.90,以更准确地模拟不同河流系统中微塑料的迁移过程[39],基于该参数计算经河流汇入海洋的纤维微塑料排放量,计算公式如下:

$$E_i = \frac{A_i}{\sum_{j=1}^{i} A_j} \times E_{\text{env}} \times \left(1 - R_{\text{ret}}\right) \tag{3}$$

式中:E_i 为河流纤维微塑料的入海量,mg;A 为河流流域面积,km^2;R_{ret} 为微塑料在河流中的滞留比例.

2　结果与讨论

2.1　家庭洗涤导致的纤维微塑料排放情况

使用 ArcGIS 软件对模型计算结果进行可视化表达(图 1),全球家庭洗涤过程中产生的合成纤维微塑料排放总量约为 229.88 万 t,且排放量在不同地区的分布呈现显著差异.印度(62.45 万 t)、中国(47.14 万 t)和美国(33.28 万 t)构成全球三大主要排放源,其合计贡献量占全球总量的 62%.人口规模与消费水平是影响排放的关键因素,印度和中国作为人口超十亿的典型发展中国家,其高排放特征与庞大的人口基数直接相关,同时湿热气候特征导致居民纺织品年均洗涤频次较高,进一步加剧了纤维微塑料排放强度.相比于中国和印度,美国人口规模仅为中印两国的 23.6%和 23.5%,但其人均合成纤维年消费量达到中国和印度的 3.1 倍,高人均消费水平与现代化生活方式导致其纤维微塑料排放量显著高于全球平均水平.

由家庭洗涤产生的纤维微塑料中,机洗方式共排放 219.87 万 t,手洗方式共排放 10.02 万 t,分别占比 96%和 4%,这种显著的排放强度差异源于两类洗涤方式的纤维脱落机制差异,机械洗涤过程中高速水流剪切与织物摩擦强度导致单位质量纺织品微塑料排放因子较高.

在全球范围内,各国家庭洗涤过程中人均纤维微塑料产生量差异显著.其中,加拿大人均产生量最高,达到 1257.79g;而卢旺达等非洲国家的人均产生量则最低,仅约为 9.23g.从区域层面来看,北美洲和亚洲的人均纤维微塑料产生量普遍较高,而非洲地区最低.这一差异主要归因于人均合成纤维消费量和洗涤方式的不同.同时,非洲地区以手洗为主要洗涤方式,进一步降低了其人均纤维微塑料输入水平.

2.2　环境中纤维微塑料释放量及污水处理厂对纤维微塑料的处理情况

全球经污水处理厂处理后进入河流的纤维微塑料总量为 128.96 万 t,机洗方式和手洗方式下纤维微塑料排放进入环境的量分别为 122.12 万 t 和 6.84 万 t.其中排放量最高的 3 个国家分别是印度、中国和墨西哥,分别为 55.98 万 t、25.32 万 t 和 6.59 万 t,合计贡献全球污水处理系统排放总量的 65%.印度、中国和美国对纤维微塑料排放量的贡献分别占全球总量的 27%、21%和 14%.洗涤废水中的纤维微塑料经过污水处理系统后,三国的实际排放占比发生显著变化:印度上升至 43%,中国保持在 20%左右,而美国则大幅下降至 2%.这种显著变化揭示了污水处理技术差异对微塑料排放的影响.美国拥有相对完善的污水处理基础设施,其对微塑料的去除效率显著高于全球平均水平,从而显著降低了最终排入环境的微塑料数量[40-41].相比之下,印度污水处理系统覆盖率和处理效率较低,导致大量微塑料未经有效拦截便排放到环境中,因而在全球排放中的占比上升[42-43].

全球范围内,纤维微塑料年排放量在各大洲分布不均,其中亚洲贡献最大,占全球总排放量的 80.33%,其次为北美洲,占比为 8.66%.欧洲和南美洲的占比分别为 5.87%和 3.48%,而大洋洲和非洲则处于最低水平,分别仅占 0.91%和 0.76%.各大洲机洗方式和手洗方式的纤维微塑料产生量和环境排放量占比如图 2 所示,家庭洗涤活动导致的纤维微塑料排放主要来自于机洗方式.整体来看,全球人均纤维微塑料排放量为 170.5g,但仅有少数国家超过这一平均值,主要包括印度、美国、中国和越南等.进一步计算显示,各大洲的人均纤维微塑料排放量存在显著差异,大洋洲、亚洲、北美洲、南美洲、欧洲和非洲的人均排放量、经污水处理后各大洲的人均排放量以及各大洲污水系统对纤维微塑料的去除效率见表 1.

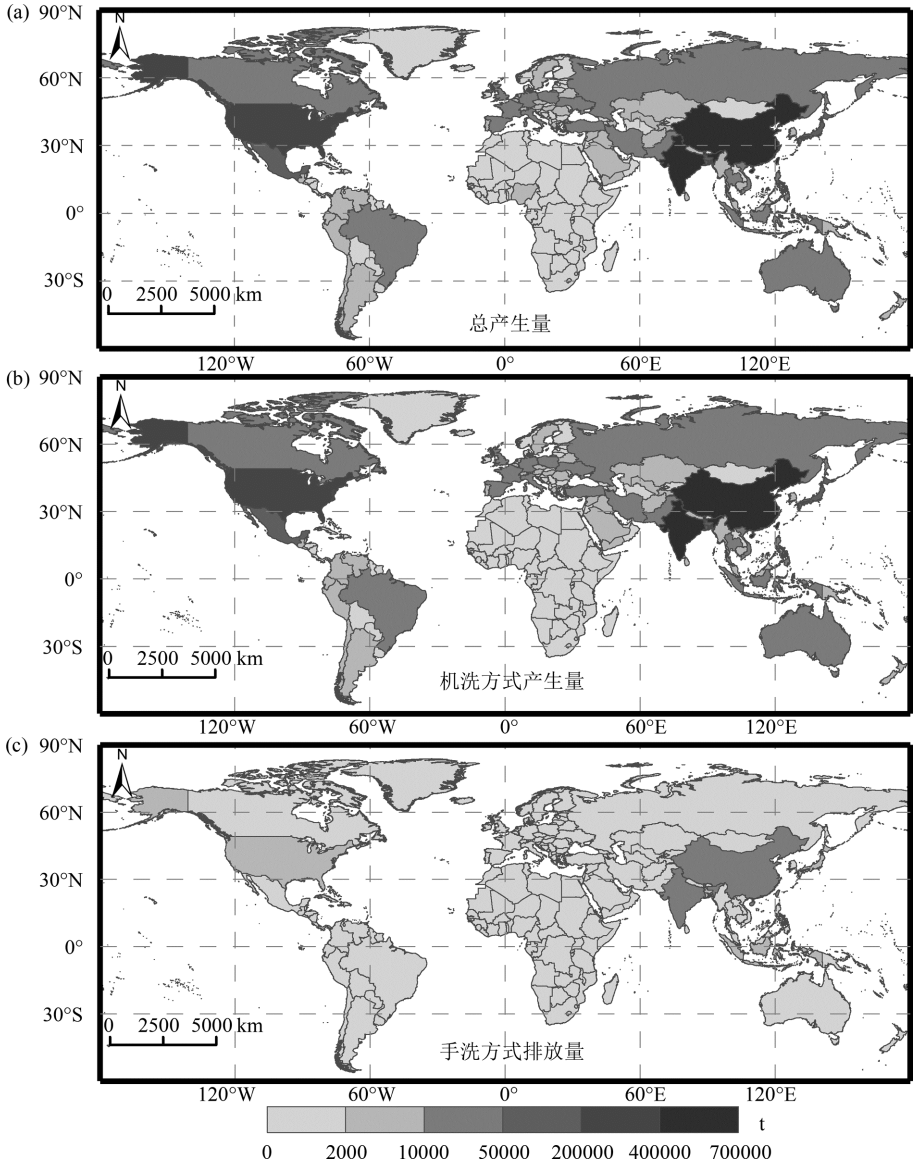


图 1 全球家庭洗涤环节产生的纤维微塑料分布情况

Fig.1 Global distribution patterns of fiber microplastics generated from household washing activities

审图号:GS(2020)4403 号

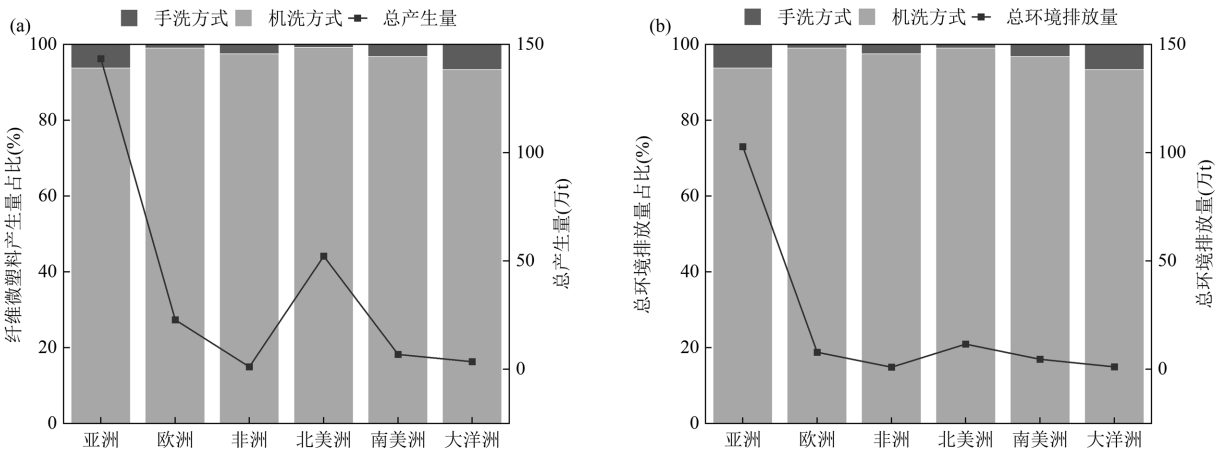


图 2 不同洗涤方式下纤维微塑料产生量及环境排放量占比

Fig.2 Proportions of fiber microplastic generation and environmental release associated with different washing methods

表 1　纤维微塑料人均排放量及污水系统去除效率

Table 1　Per-capita emissions of fiber microplastics and removal efficiencies of wastewater treatment systems

大洲	洗涤过程人均排放量(g)	污水处理后人均排放量(g)	污水系统去除效率(%)
亚洲	309.34	233.30	25
欧洲	300.88	103.68	66
非洲	9.24	7.76	16
北美洲	886.39	197.40	78
南美洲	156.85	107.00	32
大洋洲	784.22	274.01	65

2.3　主要河流纤维微塑料入海通量

表 2　部分河流的纤维微塑料入海通量

Table 2　Partial estimates of riverine fiber microplastic discharge into the ocean

河流	流域面积(km^2)	河口经纬度(E, N)	入海通量(万 t)
恒河	861404	(91.29, 23.29)	1.6472
长江	1782715	(121.93, 31.30)	1.2384
印度河	321289	(67.43, 23.99)	0.5077
黄河	752773	(119.16, 37.77)	0.5013
松花江	561222	(132.31, 48.05)	0.3738
克里希纳河	258948	(80.93, 15.72)	0.2152
高韦里河	78063	(79.86, 11.14)	0.2080
密西西比河	2949000	(−89.41, 28.93)	0.1897
戈达瓦里河	312812	(82.35, 16.73)	0.1819
淮河	268957	(119.28, 32.95)	0.1791
海河	265511	(117.42, 38.52)	0.1768
湄公河	771941	(106.75, 10.19)	0.1639
达莫德尔河	25820	(88.09, 21.90)	0.1572
辽河	221097	(121.35, 40.52)	0.1472
珠江	442527	(113.68, 22.72)	0.1179
婆罗门河	39033	(86.76, 20.50)	0.0865
默哈讷迪河	141589	(86.72, 20.30)	0.0828
伊洛瓦底江	375476	(95.07, 15.80)	0.0759
本内尔河	54705	(80.19, 14.58)	0.0755
帕拉纳河	2588032	(−58.46, −34.32)	0.0720

模型结果表明,部分河流的纤维微塑料年入海通量如表 2 所示,全球纤维微塑料年入海量较高的河流包括:恒河(1.65 万 t)汇入孟加拉湾、长江(1.24 万 t)汇入东海、印度河(0.51 万 t)汇入南海、黄河(0.32 万 t)汇入黄海、克里希纳河(0.22 万 t)汇入孟加拉湾.全球河流的微塑料输出量差异较大,流域人口总量大,污水处理厂的微塑料去除效率低导致河流微塑料输出量较高.Schmidt 等[44]曾对全球主要河流的微塑料入海通量进行了估算,结果显示长江、印度河、黄河、海河和珠江的年入海通量分别为 8.54 万 t、1.24 万 t、0.97 万 t、0.74 万 t 和 0.46 万 t.与本研究所得纤维微塑料排放结果对比,以上河流的纤维微塑料年入海通量分别为 1.24 万 t、0.51 万 t、0.50 万 t、0.18 万 t 和 0.12 万 t.计算得出,这些流域中纤维微塑料在微塑料入海量中所占比例依次为 14.52%、41.13%、51.55%、24.32%和 26.09%.这些数据表明,家庭洗涤过程中产生的纤维微塑料已成为海洋微塑料污染的重要组成部分.

2.4　与其他研究对比和不确定性分析

已有多项研究对纺织品洗涤过程中释放并最终进入海洋的微塑料通量进行了评估.Sundt 等[45]基于挪威居民的机洗习惯数据,估算挪威年纤维微塑料排放量约为 0.06 万 t,在本研究中,估计挪威的年入海通量为 0.02 万 t.Sillanpaa 等采集了芬兰居民的相关洗涤数据,估计该国每年纤维微塑料排放量为 0.04 万 t[46],本研究则估算其年入海通量为 0.02 万 t.Wang[30]等的研究表明,中国每年有约 3.6 万 t 纤维微塑料进入海洋,而本研究得出的数值为 2.6 万 t.与上述研究相比,本研究结果普遍偏低,主要原因在于建模方法的差异.此前的估算多以机洗方式为唯一洗涤模式进行测算,忽略了手洗这一在许多国家依然广泛使用的洗涤方式.而手洗过程中的纤维微塑料释放量远低于机洗,通过将机洗方式与手洗方式进行区分,本研究更全面地反映了实际排放情况.

研究选用蒙特卡洛模型法[47-48],利用 Crystal ball 软件对纤维微塑料排放通量不确定性进行分析,假设排放活动水平的数据遵循正态分布[49-51],变异系数(CV)范围为 5%~20%(表 3),排放因子的数据遵循三角形分布[52-53],其中机洗排放因子最小值、最大值和最可能值分别为 147.69mg/kg、289.41mg/kg 和 222.84mg/kg;手洗排放因子最小值、最大值和最可能值分别为 31.87mg/kg、42.35mg/kg 和 37.84mg/kg[31].概率分布的参数主要利用相关研究的数据进行统计拟合[54],设置抽样次数为 10000 次,在 95%置信区间条件下,纤维微塑料总产生量、机洗方式产生量和手洗方式产生量的不确定性区间分别为(−53.33%~70.50%)、(−54.15%~72.47%)和(−50.90%~65.93%),纤维微塑料总释放量、机洗方式释放量和手洗方式释放量的不确定性区间分别为(−24.60%~26.55%)、(−24.85%~26.25%)和(−24.67%~26.82%),入海通量的不确定性区间为(−30.77%~37.67%).

表 3 不确定性参数设置

Table 3 Uncertainty parameter setting

参数	数据分布
人口	正态分布(CV=5%)
合成纺织品人均年消费量	正态分布(CV=20%)
机洗频率	正态分布(CV=20%)
手洗频率	正态分布(CV=20%)
机洗方式排放因子	三角分布
手洗方式排放因子	三角分布
污水处理厂人口连接率	正态分布(CV=10%)
污水处理厂处理效率	正态分布(CV=15%)
流域面积	正态分布(CV=10%)

2.5 研究方法的局限性

本研究采用的数值模型法存在一定的局限性,模型高度依赖统计数据和文献参数,然而,部分数据来源存在较大不确定性,且部分发展中国家关键数据缺失(如纺织品人均年消费量、机洗频率、手洗频率),主要依靠估算,未来研究应补充完善相关缺失数据.此外,本研究在计算中使用统一的排放因子,未能考虑不同纺织品材质、洗涤条件等因素导致的排放因子变化,未来需进一步细化研究,补充不同条件下纤维微塑料的排放因子.

3 结论

3.1 本研究估算全球洗衣过程中纤维微塑料的年产生量约为 229.88 万 t,其中,机洗方式产生 219.87 万 t,手洗方式产生 10.02 万 t,分别占比 96%和 4%,排放量前三名的国家为印度、中国和美国,合计年产生量占全球的 62%.

3.2 经污水处理厂处理后排放进入河流的纤维微塑料总量约为 128.96 万 t/年,北美洲、欧洲、大洋洲、南美洲、亚洲、非洲的污水系统对纤维微塑料的去除效率分别为 78%、66%、65%、32%、25%、16%.

3.3 最终汇入海洋的纤维微塑料总量最多的河流分别是恒河(1.65 万 t/年)汇入孟加拉湾、长江(1.24 万 t/年)汇入东海和印度河(51 万 t/年)汇入南海.

参考文献:

[1] Shivika S, Subhankar C. Microplastic pollution, a threat to marine ecosystem and human health: a short review [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2017,24(27):21530-21547.

[2] Xi Y, Bon Y M, Hung M W, et al. Environmental health impacts of microplastics exposure on structural organization levels in the human body [J]. Science of the Total Environment, 2022,825:154025.

[3] Zhu L, Kang Y, Ma M, et al. Tissue accumulation of microplastics and potential health risks in human [J]. Science of the Total Environment, 2024,915:170004.

[4] Homin K, Jiyoon K, Seonghyeon J, et al. Microplastics in water systems: A review of their impacts on the environment and their potential hazards [J]. Heliyon, 2023,9(3):e14359.

[5] 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(C):135601.

[6] 宋天文,陈 曲,段杉杉,等.中国近岸区域微塑料污染的研究进展[J]. 中国环境科学, 2024,44(3):1657-1670.
Song T W, Chen Q, Duan S S, et al. Research progress of microplastics pollution in Chinese coastal areas [J]. China Environmental Science. 2024,44(3):1657-1670.

[7] Thompson C R, Olsen Y, Mitchell P R, et al. Lost at sea: Where is all the plastic? [J]. Science, 2004,304(5672):838.

[8] Hartmann N B, Thorsten H, Thompson R C, et al. Are we speaking the same language? Recommendations for a definition and categorization framework for plastic debris [J]. Environmental Science & Technology, 2019,53(3):1039-1047.

[9] Karen D, Anja C. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects [J]. Environmental Sciences Europe, 2016,28(1):2.

[10] Belen M S, Raffaella S, Andrea C D, et al. PET particles raise microbiological concerns for human health while tyre wear microplastic particles potentially affect ecosystem services in waters [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,429:128397.

[11] Issac M N, Balasubramanian K. Effect of microplastics in water and aquatic systems [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2021,28(16):19544-19562.

[12] Shahriar M M, Mehnaz S. Acrylic fabrics as a source of microplastics from portable washer and dryer: Impact of washing and drying parameters [J]. Science of the Total Environment, 2022,834:155429.

[13] Deng H, Fu Y, Su L, et al. Unveiling the deep-sea microplastic Odyssey: Characteristics, distribution, and ecological implications in Pacific Ocean sediments [J]. Journal of Hazardous Materials, 2025,489:137537.

[14] Huang Y, Zhang W, Zhang S, et al. Systematical insights into distribution and characteristics of microplastics in near-surface waters from the East Asian Seas to the Arctic Central Basin [J]. Science of the Total Environment, 2021,814:151923.

[15] Kakade A, Mi J, Long R. Microplastics in the world oceans and strategies for their control [J]. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, 2024,262(1):20.

[16] Nie H, Wang J, Xu K, et al. Microplastic pollution in water and fish samples around Nanxun Reef in Nansha Islands, South China Sea [J]. Science of the Total Environment, 2019,696:134022.

[17] Sun X, Li Q, Shi Y, et al. Characteristics and retention of microplastics in the digestive tracts of fish from the Yellow Sea [J]. Environmental Pollution, 2019,249:878-885.

[18] Hu L, Melissa C, Hinton D E, et al. Microplastics in small waterbodies and tadpoles from Yangtze River Delta, China [J]. Environmental Science & Technology, 2018,52(15):8885-8893.

[19] Falco D F, Gullo P M, Gentile G, et al. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics [J]. Environmental Pollution, 2018,236:916-925.

[20] Steve A, Deonie A, Kerry M, et al. Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics [J]. PloS One, 2020,15(5):e0232746.

[21] Mohan V A, Kuttykattil A, Toshiaki I, et al. Assessment of microplastic contamination in commercially available fishes [J]. Marine Environmental Research, 2024,196:106412.

[22] Ding J, Sun C, He C, et al. Atmospheric microplastics in the Northwestern Pacific Ocean: Distribution, source, and deposition [J]. Science of the Total Environment, 2022,829:154337.

[23] Coyle R, Hardiman G, Witte U, et al. Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems [J]. Case Studies in Chemical and Environmental Engineering, 2020,2:100010

[24] Auta H, Emenike C, Fauziah S. 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.

[25] Li Y, Lu Q, Xing Y, et al. Review of research on migration, distribution, biological effects, and analytical methods of microfibers in the environment [J]. Science of the Total Environment, 2022,855:158922.

[26] Ziajahromi S, Neale A P, Rintoul L, et al. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater−based microplastics [J]. Water Research, 2017,112:93−99.

[27] Fionn M, Ciaran E, Frederic C, et al. Wastewater treatment works (WwTW) as a source of microplastics in the aquatic environment [J]. Environmental Science & Technology, 2016,50(11):5800−5808.

[28] Lebreton L C M, Joost Z D V, Jan−Willem D, et al. River plastic emissions to the world's oceans [J]. Nature Communications, 2017, 8(1):15611.

[29] Boucher J, Friot D. Primary microplastics in the oceans: a global evaluation of sources [M]. Gland, Switzerland: IUCN, 2017.21−22.

[30] 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.

[31] Wang C, Chen W, Zhao H, et al. Microplastic fiber release by laundry: A comparative study of hand−washing and machine−washing [J]. ACS ES&T Water. 2023,3(1):147−155.

[32] Christiane P, Rainer S. Electricity and water consumption for laundry washing by washing machine worldwide [J]. Energy Efficiency, 2010,3(4):365−382.

[33] Laitala K, Klepp I G, Henry B. Use Phase of Apparel: A Literature Review for Life Cycle Assessment with Focus on Wool [M]. SIFO: Oslo, Norway, 2017:20−36.

[34] Yuan Z, Zhang Y, Liu X. Life cycle assessment of horizontal−axis washing machines in China [J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 2016,21(1):15−28.

[35] Sara H, Mohamed B, Rida M A, et al. Occurrence, characteristics, and removal of microplastics in wastewater treatment plants located on the Moroccan Atlantic: The case of Agadir metropolis [J]. Science of the Total Environment, 2023,862:160815.

[36] Ben−David A E, Habibi M, Haddad E, et al. Microplastic distributions in a domestic wastewater treatment plant: Removal efficiency, seasonal variation and influence of sampling technique [J]. Science of the Total Environment, 2021,752:141880.

[37] Ma M, Huo M, Coulon F, et al. Understanding microplastic presence in different wastewater treatment processes: Removal efficiency and source identification [J]. Science of the Total Environment, 2024, 929:172680.

[38] Wijnen V J, Ragas M A, Kroeze C. Modelling global river export of microplastics to the marine environment: Sources and future trends [J]. Science of the Total Environment, 2019,673:392−401.

[39] Siegfried M, Koelmans A A, Besseling E, et al. Export of microplastics from land to sea. A modelling approach [J]. Water Research, 2017, 127:249−257.

[40] Liu W, Zhang J, Liu H, et al. A review of the removal of microplastics in global wastewater treatment plants: Characteristics and mechanisms [J]. Environment International, 2021,146:106277.

[41] Bodzek M, Pohl A, Dulewska R C. Microplastics in wastewater treatment plants: characteristics, occurrence and removal technologies [J]. Water, 2024,16(24):3574.

[42] Sun J, Dai X, Wang Q, et al. Microplastics in wastewater treatment plants: Detection, occurrence and removal [J]. Water Research, 2019, 152:21−37.

[43] Ishmail S, Suffian M Y, Binti H H. Microplastics in wastewater treatment plants: A review of the occurrence, removal, impact on ecosystem, and abatement measures [J]. Journal of Water Process Engineering, 2023,54:104039.

[44] Schmidt C, Tobias K, Stephan W. Export of plastic debris by rivers into the sea [J]. Environmental Science & Technology, 2017,51(21): 12246−12253.

[45] Sundt P, Schulze P E, Syversen F. Sources of microplastic−pollution to the marine environment [J]. Mepex for the Norwegian Environment Agency, 2014,86:20−26.

[46] Sillanpää M, Sainio P. Release of polyester and cotton fibers from textiles in machine washings [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017,24:19313−19321.

[47] Li M, Liu H, Geng G, et al. Anthropogenic emission inventories in China: a review [J]. National Science Review, 2017,4(6):834−866.

[48] Bai X, Tian H, Zhu C, et al. Present knowledge and future perspectives of atmospheric emission inventories of toxic trace elements: A critical review [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(4):1551−1567.

[49] Zhao Y, Nielsen P C, Lei Y, et al. Quantifying the uncertainties of a bottom−up emission inventory of anthropogenic atmospheric pollutants in China [J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2011, 11(222):2295−2308.

[50] Zhao Y, Nielsen P C, McElroy B M, et al. CO emissions in China: Uncertainties and implications of improved energy efficiency and emission control [J]. Atmospheric Environment, 2012,49:103−113.

[51] Zhu L, Dabo G, Wei W, et al. Reduced carbon emission estimates from fossil fuel combustion and cement production in China [J]. Nature, 2015,524(7565):335−338.

[52] Bond T C, Streets D G, Yarber K F, et al. A technology−based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion [J]. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 2004,109(14):203−207.

[53] Li B, Zhou S, Wang T, et al. An improved gridded polycyclic aromatic hydrocarbon emission inventory for the lower reaches of the Yangtze River Delta region from 2001 to 2015 using satellite data [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018,360:329−339.

[54] Wu J, Kong S, Zeng X, et al. First high−resolution emission inventory of levoglucosan for biomass burning and non−biomass burning sources in China [J]. Environmental Science & Technology, 2021, 55(3):1497−1507.

作者简介：郭　妍(2000−),女,河南周口人,硕士研究生,主要研究方向为新污染物释放及迁移机制.15565856055@163.com.