



目录可在ScienceDirect上获得

总环境科学

期刊主页: www.elsevier.com/locate/scitotenv



# 服装和家居纺织品的微粒：将微塑料纳入环境可持续性评估的前景

贝弗利·亨利·A, Deli, Kirsi Laitala B, Ingun Grimstad Klepp<sup>b</sup>

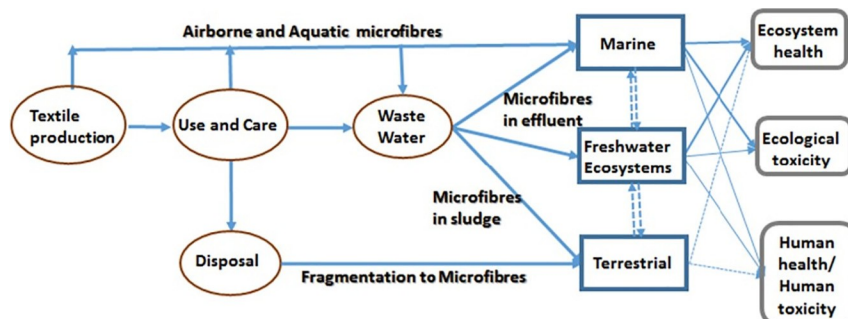
昆士兰理工大学科学和工程系, GQUT, 乔治街2号, 布里斯班, 昆士兰4000, 澳大利亚

<sup>b</sup>挪威消费研究(SIFO), 奥斯陆都市大学, 邮政信箱4 St. Olavs Plaza, 0130, 挪威奥斯陆



H, H, S

## GRAPHICAL ABSTRACT



## 一种新的、新的。

### 文章历史:

2018年8月15日收到

2018年10月9日收到经修订的表格

2018年10月11日接受

2018年10月12日在线编辑: Jay

Gan

关键词: 塑料污

染合成纤维

海洋生态系统影响

评估污水污泥洗衣

## ABSTRACT

纺织品在生产、使用和报废处置过程中向环境释放纤维。目前, 大约三分之二的纺织品是合成的, 主要是石油基有机聚合物, 如聚酯、聚酰胺和丙烯酸。在全球所有区域的生态系统中都发现了塑料微粒 (B5 mm) 和纳米微粒 (b100 nm), 据估计, 它们占海洋环境中初级微塑料的35%, 占沿海海岸线上微型塑料的主要比例, 并将在用废水处理厂污泥处理过的土壤中持续数十年。在本文中, 我们对影响微生物从织物中释放的因素, 以及对生态系统和潜在人类健康影响的风险进行了批判性的综述。这项审查被用作探索在量化服装和家居纺织品的环境性能而开发的工具中纳入微型塑料污染度量的可能性的基础。我们认为, 释放的微小颗粒的质量或数量的简单衡量标准, 结合其在环境中的持久性数据, 可以在可持续性评估工具中提供一个有用的中期指标, 以支持微塑料污染的监测和缓解战略。确定的优先研究领域包括:

- (1) 纺织微粒和纳米微粒的标准化分析方法;
- (2) 使用环境现实浓度的生态毒理学研究;
- (3) 跟踪复杂食物网中微粒塑料命运的研究; 以及
- (4) 服装和家纺可持续性评估工具中微观影响的重新确定指标。

©2018作者。作者: Elsevier B.V. 这是CC By-NC-ND许可证下的一篇开放访问文章 (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>)。

## 导言

合成有机聚合物的大规模生产, 从20世纪50年代初的170万吨适度的年产量增长到近4亿吨

对应作者。

电子邮件地址: beverley.Henry@qut.edu.au(B. Henry),

kirsi.laitala@oslomet.no(K.Laitala), ingun.gklepp@oslomet.no(I.G. 克萊普)。

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>

0048-9697/©2018作者。作者: Elsevier B.V. 这是CC By-NC-ND许可证(<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>)下的一篇开放访问文章。

2015年(Geyer等人, 2017年)使用来自PlasticsEurope(2008年)、PlasticsEurope, 2016年)、Mills(2011年)和纤维年(2017年)的数据进行估计。塑料作为一种廉价、耐用和通用的材料,可以模塑、挤出、铸造成形状或金属并被拉成金属,已经成为许多国内和工业应用的主导。然而,推动消费增长的相同性质也支撑了环境问题。据估计,1950年至2015年期间生产的83亿吨未加工塑料在全球产生了约63亿吨塑料废物,其中79%留在地球上,要么留在陆地上,要么留在陆地、淡水和海洋环境中(Geyer等人, 2017年)。目前的生产和废物管理趋势的延续预计到2050年将在陆地或整个自然环境中造成约120亿吨塑料废物(Geyer等人, 2017年)。

塑料的重要用途是制作我们所穿的衣服以及增强我们家美丽和功能性的纺织品。2016年,生产了6500万吨纺织品塑料(纤维年, 2017年)。植物或动物来源的天然纤维,分别以棉花和羊毛为主,保留了总含量的份额,但合成纤维的生产引领了世界各地纺织品的增长(纤维年, 2017年)。近几十年来,“快速时尚”行业的快速营业额一直是生产和废物增长的主导因素(Cobbing and Vicaire, 2016)。

陆地上以及海岸线、沿海水道和海洋中可见的垃圾日益增加的塑料废物已成为一个关键的全球关切问题,特别是对海洋环境健康而言(Jambeck等人, 2015年)。然而,认识到可见塑料碎片只占进入海洋的塑料总量的一小部分,约6%,现在正在重新定义塑料污染问题(Eomitia, 2016);一个包括塑料颗粒和直径为B5 mm的塑料碎片的问题,通常被称为微型塑料(GESAMP, 2015)。b100 nm微塑料可被区分为“纳米塑料”,一些研究表明,这种尺寸类别可能是水生环境中最高危险的塑料污染形式(Koelmans等人, 2015)。据估计,每年仅在海洋环境中就会有多达19万吨合成纺织品生产和正常使用,特别是家用衣物干制品(Eomomia, 2016年),而且随着消费量的继续增长,这种产量似乎还会进一步上升。

在过去十年中,将研究范围扩大到沿海和海洋生境之外,包括淡水湖泊和河流的取样(McCormick等人, 2014年;Horton等人, 2017年)、陆地系统(Jambeck等人, 2015年;Nizzetto等人, 2016年;Machado等人, 2018年)和大气沉降物(Dris等人, 2016年;Dris等人, 2017年;虽然对生态系统和人类健康构成的威胁的了解仍然有限(Carbery等人, 2018年;Waring等人, 2018年;Yu等人, 2018年),但关于潜在影响的报告正在增加。

在本文中,我们回顾了目前对服装和家居纺织品中微粒排放及其在环境中的影响的理解。我们注意到,术语“微纤维”也被用来指合成纤维的织物,而不是一旦尼尔或分纤维,例如纤维聚酯或聚酰胺,但在本综述中,微纤维用于B5mm纤维的更当代上下文中。在没有限定词的情况下,我们将该术语应用于来自合成织物的塑料微粒,其中“天然微粒”和“人造微粒”分别指来自天然植物或动物来源的纺织品(例如棉花和羊毛)的微粒,以及衍生的纤维素来源(例如粘度/人造丝1)。“纺织品”一词一般用于服装、家居

纺织品和其他纺织产品(如土工布、汽车布饰),但我们的重点是服装和家居纺织品。后者很重要,因为它们的全球市场份额,对微型塑料污染的贡献,以及服装和家纺行业 and 消费者对可持续性报告的强烈兴趣(Islam and Khan, 2014, Laitala等人, 2018)。

本文的目的是评估是否可能在用于测量服装和家居纺织品的环境性能的工具中纳入一个可靠的微塑料污染指标。我们首先回顾了用于识别和定量全球生态系统中微塑料颗粒和微粒的方法,并总结了当前微塑料污染的证据。然后,我们将重点放在纺织品中特定到微观的问题,包括关于它们在水生和陆地生境以及空气中释放和存在的现有证据,以及它们对生态和人类健康的影响。本文通过探索一个临时指标,允许将微塑料污染作为影响类别纳入服装和家纺产品可持续性评估,并确定优先研究领域,以支持环境管理工具中对微塑料的更全面核算。

## 2. 环境中的微纤维体类群集体

微纤维作为主要来源进入环境——在纺织品生产和使用过程中释放的尺寸为5mm的纤维b——以及涉及大件物品碎裂的次要来源。通过化学和物理力,如光降解和磨损,碎裂将塑料聚合物材料减少为越来越小的颗粒,这些颗粒持续存在,但难以检测和分析(Bouwmeester等人, 2015)。塑料一般对生物降解具有抗性(Szostak-Kotowa, 2004年)。新兴的研究现在开始工程具有增强降解塑料聚合物能力的酶,如聚对苯二甲酸乙二醇酯(PET),一种聚酯形式(Austin等人, 2018)。然而,目前缺乏商业规模的解决方案意味着塑料继续在生态系统中积累,在那里它们停留了几十年到数千年(Peng等人, 2017)。相比之下,天然有机多聚体在微生物存在下是可堆肥和生物降解的(Pekhtasheva等人, 2011年),在温暖潮湿的条件下,几天内就可以看到生物退化的证据(Arshad等人, 2014年)。需要进行更多的研究,以了解在各种环境条件下,包括在海洋生境中,微生物的生物降解率。

### 2.1. 微塑料的定量和鉴定方法

在复杂环境介质中微塑料的取样、提取和识别的分析方法方面取得了进展,但没有商定的标准化取样或分析协议供国际使用(Lambert and Wagner, 2016; Hermesen等人, 2018; Yu等人, 2018)。使用的方法包括光学显微镜(Gorokhova, 2015)、扫描电子显微镜(Fries等人, 2013)、傅立叶变换红外(FTIR)光谱(Comnea-Stancu等人, 2017)和拉曼光谱(Lenz等人, 2015)。参考标准通常来自人工高实验室文库,而不是来自相关环境的样本,如海洋、土壤或海洋浮体沉积物。在生物样本中检测与环境相关水平的微塑料的改进方法正在提供对其在一系列生境和器官中的流行率的更好的估计(Hong等人, 2017年)。最近,为海洋和淡水生态系统开发的取样和分析技术被应用于陆地和空气样本。例如,对土壤中微塑料的检测已采用海洋沉积物技术,但土壤样品的准确性以及区分不同来源(塑料覆盖物、堆肥、废水灌溉和污水污泥)微塑料和微塑料的能力尚未得到充分测试(BiÅsing和

<sup>1</sup>在欧洲,由再生纤维素生产的纤维和织物被称为“粘胶”,而在英国,它们被称为“人造丝”(Comnea-Stancu等人, 2017)。为了保持一致性,我们在本文中使用术语“粘胶”。其他衍生的Cel-Lulosic Fibre包括Modal和Lyocell。

Amelung, 2018年)。在所有分析中,小微塑料,特别是空气中微粒的采样后污染问题现在得到了广泛的认识(Lachenmeier等人, 2015; Woodall等人, 2015; Hermesen等人, 2018),对一些早期结果提出了质疑。例如,在啤酒(Liebezeit和Liebezeit, 2014年)和蜂蜜(Liebezeit和Liebezeit, 2013年)中识别微塑料的研究似乎是不正确的(Lachenmeier等人, 2015年)。

微塑料表征分析技术的进展表明,微小( $100\mu\text{m}$ )和纳米( $100\text{nm}$ )大小类别的塑料纤维普遍存在(Mintenig等人, 2017年),但需要更可靠的数据来了解不同类型的微小纤维的数量、来源、转移和持久性。关于化学性质(例如,塑料添加剂、染料、阻燃剂)和越来越多的合成和混合纤维类型如何影响微纤维的特征,几乎没有可靠的信息。Comnea-Stancu等人(2017年)系统地审查了使用傅里叶变换红外光谱方法区分人造纤维素,如粘胶和天然纤维素(如棉花、大麻)的可行性,以评估纤维素是深海微塑料的主要部分的说法(Woodall等人, 2014年)。关于如何毫不含糊地区分鱼的类型的建议(Woodall等人, 2015年; Comnea-Stancu等人, 2017年),以及关于避免污染和实现准确特征的建议(Hermesen等人, 2018年)强调了对微鱼的采样、分析和识别进行协调的协议的必要性。在采用标准之前,在解释研究结果时必须考虑到错误特征或不准确的量化风险,以了解潜在的环境和人类健康影响。

## 2.2. 沿海和水生系统中的微鱼

在全球各地海岸线的沉积物样本中发现了微小颗粒(Browne等人, 2011年)。主要合成纤维的比例代表为聚酯56%,丙烯酸23%,聚丙烯7%,聚乙烯6%和聚酰胺3%。这些前部分与废水处理厂(WWTP)排放物中的部分大致相反,并与取样时在纺织品中产生的相对量(Oerlikon, 2009)–79%聚酯,9%聚酰胺,7%聚丙烯,5%丙烯酸。结合观察到的丰度与人类人口密度之间的关系(Browne等人, 2011年),这些数据得出结论,纺织品洗涤产生的影响是滨线生境中微小脂肪的主要来源。海岸线样本与年产量之间的简单比例关系的可能促成因素可能包括:材料和产品特性、环境影响,如退化或碎裂率,以及方法限制。例如,在时间点沉积物样品中丙烯酸微纤维的更高表现(Browne等人, 2011)可能与通常具有较低韧性和比聚酰胺和聚酯更容易断裂的丙烯酸纤维有关(Gupta和Afshari, 2018),因为它们的尺寸不太有利于在洗衣机或废水处理厂中捕获或不利于采样和FTIR表征技术。最近的一些观点质疑了微文件识别的有效性,特别是在第2.1节中讨论的纳米文件大小类别中(Comnea-Stancu等人, 2017; Yu等人, 2018)。

虽然Browne等人(2011年)和后来的Murphy等人(2016年)发现,微型塑料丰度的差异与区域人口密度和污水处理相关,但其他研究(例如Mahon等人, 2016年)没有发现可比的关系。这可能反映了废水处理厂捕获效率的变化(Mahon等人, 2016)。在不同的国家中,估计FLLUENT中去除微小脂肪的效率在95%到99%之间(Peng等人, 2017年)。尽管捕获率很高,但由于排放量大,因此,大量放电仍然是微塑料的重要来源(Setälä et al., 2016)。例如,排入芬兰湾的废水每升含有 $4.9 \pm 1.4$ 微油,浓度为25

比接收的海水高倍(Talvitie等人, 2015年)。Simi-Larly, 波罗的海样本分析(Setälä et al., 2016)暗示FIBRES是最丰富的微垃圾形式,其绝对结果取决于使用FILTE的方式,例如 $100\mu\text{m}$ 对 $300\mu\text{m}$ 。假设捕获率为98.4%(基于Murphy等人, 2016年),Hartline等人(2016年)从聚翼夹克的释放速率外推,估计对于100000的指示性城市人口,每天大约有1.02公斤的微排在废水处理厂的排放中。重要的是,并非所有废水都经过处理工厂,而且缺乏数据来量化洗衣直接向环境释放的微细物质,特别是在发展中国家。

在全球范围内, Boucher和Friot(2017)估计,在世界海洋中所有初级微型塑料中, 35%来自合成纺织品的洗衣。一些估计值较低,但EOMIA(2016)报告的2014年20%的数值意味着每年19万吨纺织微粒进入海洋环境。

## 2.3. 陆生生境中的微虫

大多数关于服装和纺织微生物的研究都侧重于在洗涤和转移到沿海和水生生境期间脱脂。来自废水处理厂的污泥是一种有价值的养分来源,经常应用于农业土壤,作为化学肥料的补充。虽然大多数地区都对城市来源污泥中有害物质的监测进行了规范,但目前在农业应用中还没有将微型塑料纳入此类控制之下,因此常规测量较少。Nizzetto等人(2016年)保守地认为,大约50%的污水污泥被应用于欧洲和北美的农业用地。仅在欧洲的农业土壤中,这就意味着每百万居民每年直接或作为添加的生物固体释放125至850吨微型塑料。土壤中的微型塑料也可能来自农业FILMS和其他材料的碎裂(张和刘, 2018)。

塑料覆盖在农业中被广泛应用,以获得更高的产量经济和财政效益,仅在2016年,估计仅欧洲就有4270平方米的塑料覆盖覆盖农业用地(Bläsing和Amelung, 2018年)。全球范围内,塑料覆盖物对土壤中微型塑料的贡献尚不清楚。然而,来自中国西南部的100%的农业栽培土壤样本中,塑料颗粒大多在1–0.05毫米范围内,那里的塑料覆盖使用量很高(Espi, 2006)。平均而言,92%是微型脂肪(张和刘, 2018)。微生物的来源可能包括使用直接洗衣服的水进行灌溉,以及在蔬菜种植中使用绳子或麻绳(张和刘, 2018)。

在美国,对施用了废水处理污泥的现场土壤样本的分析表明,纺织品纤维的浓度高于未处理的土壤,而且即使在施用15年后,它们仍保留了施用污泥产品中纤维的特征(Zubris和Richards, 2005年)。在混合层下方的深度和层位处存在合成纤维,这表明它们有可能在土壤中迁移。研究的载体很少,但Rillig等人(2017年)证明,蚯蚓有能力将微型塑料从土壤表面显著移动到更深的层次。通过浇铸、挖洞、隔离或附着于蠕虫外表面的转运,可能会增加其他土壤生物群和深层有机物的暴露,并可能增加地下水的暴露。关于化学添加剂塑料释放到土壤中可能产生的有害影响的研究很少。然而,据估计,在中国,塑料覆盖土壤中邻苯二甲酸盐的浓度可能比非覆盖土壤高74%至208%(Kong等人, 2012年)。

除了污泥应用和农业塑料使用外, Poten–陆地生境中微型塑料的TiAl来源包括受污染的



堆肥应用、灌溉废水的使用以及在陆地上丢弃的衣物的碎片化。准确的统计数据并不是在全球范围内堆积起来的,但估计丢弃的衣服数量约为数百万吨(Cobbing and Vicaire, 2016)。在废物处理场,合成纺织品可能会在长时间内缓慢降解,产生较小的颗粒,并最终产生微颗粒和纳米颗粒,这些颗粒和纳米颗粒能够在空气中传播或通过沥滤液输送到水生系统,可能会在陆地上沉积微颗粒(Barnes等人, 2009年)。

## 2.4 大气中微粒的迁移

在室内和室外空气样本中都检测到了微型塑料。在开放环境中,来自陆地的风吹碎片可能是夹带微塑料的来源,包括来自废弃纺织品的微塑料(Barnes等人, 2009年),由于塑料的密度大于空气的密度(例如,在海平面和15°C,聚酯的密度约为1.39克cm<sup>-3</sup>),空气中微塑料的沉积是常见的。

测量结果表明,室内空气中的微脂肪浓度高于室外空气中的微脂肪浓度(Dris等人, 2017年)。在巴黎采集的室内和室外样本显示,10到60个米<sup>-3</sup>和0.3到

1.5分别以合成纺织品和天然纺织品为主要来源(Dris等人, 2017年)。类似地,Sundt等人(2014)在挪威家庭的室内表面沉降的灰尘中识别出空气中的纺织微粒,并且对地理上相关研究的回顾表明,沉积在家庭表面上的纺织微粒的质量与在洗衣房中排放的数量级相同。相比之下,每年在洗衣房的人均消耗量为0.12公斤,每年在表面消耗量为0.08公斤。虽然Sundt等人(2014年)没有量化天然和合成燃料的相对贡献,但Dris等人(2017年)报告称,在巴黎公寓中每毫克沉降在家庭表面的灰尘中估计的190至670个碎片中,67%是非合成材料,主要是纤维素,其余33%是石化来源。使用术语“纤维素”,他们没有区分天然的和人造的。主要的合成纤维是聚丙烯,它通常用于地毯和其他家具。

饮用水中微塑料的存在已经成为消费者对人类健康的担忧(Kosuth等人, 2017年)。在来自五大洲的159个自来水样本中,83%含有塑料颗粒,而259个瓶装水样本中,93%的微塑料检测呈阳性(Kosuth等人, 2017年; Mason等人, 2018年)。瓶装水中的微塑料主要是瓶子或盖子中的颗粒和匹配材料,而自来水中的99.7%的微塑料是微粒。空气中微生物的沉降物是取样后污染的潜在来源(Woodall等人, 2015)。在已发表的研究中,可能的贡献可能难以评估,但通过随后的法医分析,在一些报告数据(例如啤酒)中,采样后污染被认为是可能的因素(Lachenmeier等人, 2015年, Woodall等人, 2015年, Rist等人, 2018年)。基于实验室对照样本中显示羊毛和纤维素纤维的分析, Halstead等人(2018年)得出结论,在悉尼港捕获的澳大利亚FISH物种的肠道样本中存在类似的纤维可能归因于样品处理期间的污染,而不是在喂养期间摄取。需要使用先进的分析方法进行更详细的法医学研究,如ATR-FTIR,以确定这一假设。

## 2.5 影响纺织微细纤维释放、积累和检测的因素

实验洗涤已被用于收集关于不同类型服装释放的微粒数量或质量的数据和纤维含量(Hartline等人, 2016; Napper和Thompson, 2016)。将实验测试结果与现实生活中广泛的家庭或商业洗衣实践联系起来是不明确的,并且在实施过程中存在差异

测试和测量技术和方案使得不同实验的综合结果极其复杂(Laitala等人, 2017; Laitala等人, 2018)。然而,这些测试确实揭示了一些文件脱落的终止:

- 由于磨料作用更强,顶载(垂直轴)或工业洗衣机中的纤维损失比前载机大(Hartline等人, 2016年, De Falco等人, 2018年)。
- 纤维尺寸取决于纤维的类型和织物特性(例如,织物的紧密性)。洗涤过程中脱落的纤维从 Pollees-ter、聚酯/棉混纺和丙烯酸类材料的直径为11.9至17.7 μm,长度为5.0至7.8 mm (Napper and Thompson, 2016)。
- 在滚转干燥过程中释放的脂肪可能比在洗涤过程中释放的脂肪更高(高达3.5倍)(Pirc等人, 2016)。这种做法很可能是因为在室内空气中微纤维浓度较高(Dris等人, 2017年),但消费者行为将决定剩余收集的绒毛的命运。

Hernandez等人(2017)确定了量化微污染实验所需的主要改进如下:

- 使用标准化的材料和设备,而不是商业上可获得的纺织品和家用洗衣机;
- 评估在统计相关样本大小中释放的鱼体大小;
- 将精确测量技术应用于大体积的盘状流体,以提高计算微流体质量释放的精度;以及
- 微纤维释放机理研究

标准化测试表明,无论洗涤剂成分或剂量如何,洗涤剂的使用都是机器洗涤过程中从聚酯织物释放出的脂肪质量的主要决定因素(Hernandez等人, 2017)。在本研究中,织物结构和洗涤周期没有显示出对脱落的显著影响,但需要更广泛的测试来评估这些结构是否更普遍地适用于其他织物结构和洗涤周期。

对生态系统进行抽样和监测,以调查影响微生物损失的更广泛因素,但没有提供明确的证据来说明变化的原因或观察到的空间和时间变化。导致结果差异的因素可能包括:

- 关于不同地点废水处理厂捕获有效性的可变假设;
- 生境取样有限,大多数报告审查海洋生态系统,淡水河流和湖泊、陆地生境和大气的结果较少;
- 将结果外推到不能代表微型塑料来源和影响的新地点或生态系统;
- 在水生环境中,特别是在海洋内,包括海洋浮体和沉积物中的未知迁移和散布特征;以及
- 缺乏标准化的环境采样和分析协议,包括用于检测纳米颗粒和纤维。虽然样品中微脂肪或微塑料的浓度的单独测量误差可能很小,但它们可以在耳外合成到较大的区域和高度积累的部位。

## 3. 环境微生物

尽管科学文献迅速增长,但公众对微塑料污染风险的关注增加超过了潜在影响的程度和严重程度的科学稳健信息的增长速度。Do Sul和Costa(2014)估计

N60%的同行评议过的关于微型塑料污染的论文是在过去的5年里发表的。接触微塑料的情况最近有所增加(主要是在过去50至70年),再加上在磁度和生物接触参数方面存在大量变量,这给理解和核实长期影响带来了巨大的技术障碍。

### 3.1. 不同环境下的暴露

塑料继续在环境中积累(Geyer等人, 2017年)。在延长的时间内,变化率和有限的监测对织物微纤维的延长进行了现实的剂量-反应研究。然而,即使在偏远地区,广泛接触的证据也在增加。在N2000米深处取样显示,至少有三个主要深海浮体栖息地,它们具有不同的摄入机制,正在摄取聚丙烯、粘胶、聚酯和丙烯酸材料的微粒(Taylor等人, 2016)。

正如第2节所述,暴露于微生物并不局限于海洋环境。图1说明了微脂肪的释放可以发生在纺织供应链的多个地点,并且可以发生在生境之间,包括通过空气中微脂肪的沉降和营养转移。对生态系统的影响和对人类健康的影响已显示出可能通过海洋、淡水和陆地环境中的一系列途径。了解这些途径与制定可持续性评估工具相关,该评估工具将有效监测和管理服装和家居纺织品的微污染风险。

微塑料对生态和人类健康影响的机制通常知之甚少,但可能是多方面的。有证据表明,物理、化学和生物机制是单独或联合作用的。例如,在一项关于欧亚鲑鱼幼体暴露于聚苯乙烯微塑料的实验研究中,Lönstedt和Eklöv(2016)得出结论,化学和物理机制结合在观察到的抑制孵化、降低生长速率和改变摄食的影响中起作用

偏好。此外,还观察到鲑鱼对嗅觉威胁信号的反应变化,这可能转化为野外捕食者攻击的死亡率增加。在认识到机制及其相互作用的复杂性的同时,最初单独考虑可能产生的影响可能是有益的。

### 3.2. 物理影响

对有机体的主要物理影响是通过摄入微塑料产生的。在包括海洋巨型动物(Germanov等人, 2018年)在内的各种大型饲养动物(Wright等人, 2013b)和从浮游动物(Desforbes等人, 2015年; Jemec等人, 2016年; 澳大利亚联邦, 2016年)到脊椎动物(Wright等人, 2013b; Mathalon和Hill, 2014年; Vandermeersch等人, 2015年)的一系列其他摄入的微塑料跨越营养水平的转移影响水生生物种,如鲑鱼和其他被视为人类食物的鱼,以及鸟类,如Shearwaters(Wright等人, 2013b; Carbery等人, 2018; Nelms等人, 2018)。一般来说,据报道,摄入微塑料代替饲料会导致假饱腹症和胃肠道阻塞(Wright等人, 2013a, 2013b; Desforbes等人, 2015)。例如,暴露于环境相关浓度的微塑料导致能量储备的减少高达50%,摄入的物质的肠道停留时间增加,以及多毛类蠕虫Arenicola Marina的侵入(Wright等人, 2013a)。

规则形状的微塑性颗粒可能容易被消化(Nelms等人, 2018年; Waring等人, 2018年),但较小的纳米塑料似乎更容易被吸收、保留和积累在水生生物种和其他生物的重要器官和其他组织中(Mattsson等人, 2017年; Bhargava等人, 2018年; Waring等人, 2018年)。纳米塑料可能会影响中枢神经系统和生殖能力,从而导致胎儿疾病(Mattsson等人, 2017年),潜在地影响整个生态系统功能(Waring等人, 2018年)。Foley等人(2018年)对一系列海洋和淡水分类群的微塑性效应进行了系统的荟萃分析,并发现暴露对海洋和淡水分类群的影响

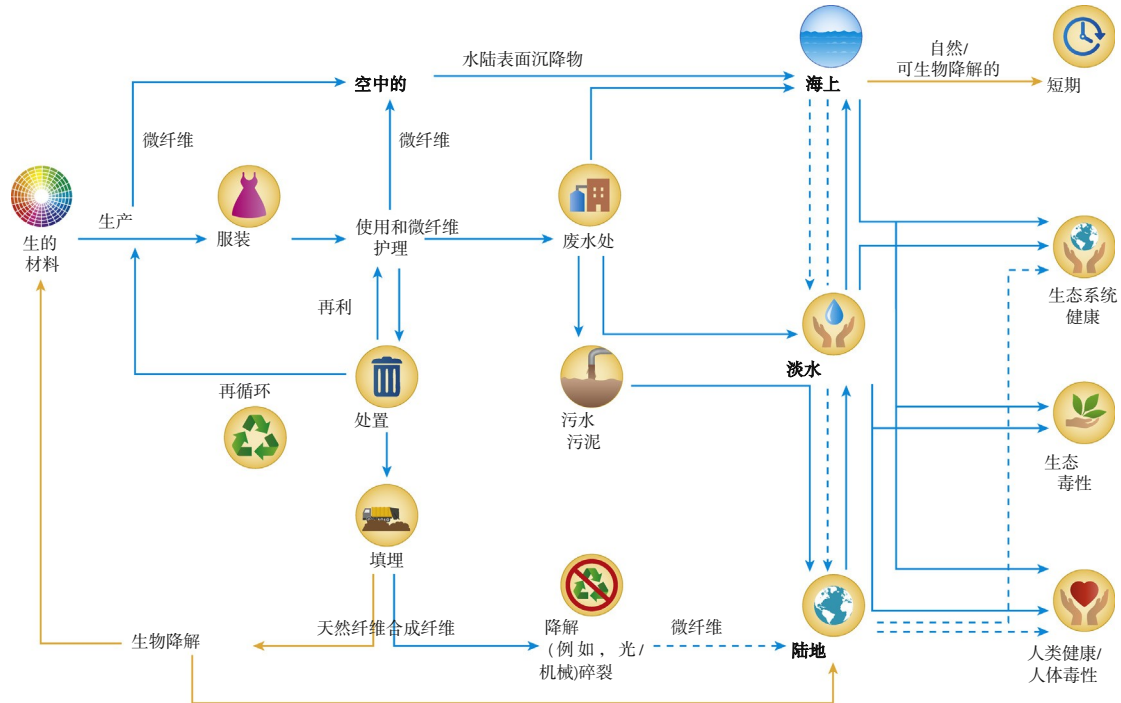


图1. 纺织供应链中微生物潜在释放和转移的地点, 以及指示性环境影响。蓝色箭头表示微纤维的路径(断箭头表示间接或次要路径); 黄色箭头表示天然可生物降解微纤维的路径偏离主要合成纤维的路径。(废水处理厂=废水处理厂)。(请注意, 并非所有可能的转移都显示为保持主要途径的清晰度。)

跨分类群变化,具有大量中性结果。最一致的影响是,当存在微型塑料时,自然猎物的消耗减少,在某些情况下,对生长、繁殖甚至存活产生负面影响。然而,其他研究发现,微塑性颗粒的排放在一些物种中更容易发生,由于敏感物种中确定的生长效应,需要更多的研究来了解生物多样性变化的潜力(Redondo-HasselerHarm等人,2018年)。Foley等人(2018年)的重新审视发现,观察到的对低营养水平生物的影响更强。这些物种在食物链中至关重要。Foley等人的结论是,公众对水生生态系统中的塑料污染问题的认识有充分的基础,因此有必要投入研究。

需要更好地了解由于微塑料的形状,特别是鱼形微塑料的缠绕是否会加剧负面影响(Wright等人,2013a; Jemec等人,2016)。在海洋和淡水系统中,合成鱼似乎比其他形式的微塑料更有可能进入食物链,因为它们的大小和形状使它们易于被水生生物食用,并且更容易缠绕和肠道滞留。Jemec等人(2016年)发现,虽然大水蚤的大部分在周围暴露于聚对苯二甲酸乙二醇酯纺织纤维中的摄取的脂肪约为300  $\mu\text{m}$ ,但肠道内存在一些约1400  $\mu\text{m}$ 的非常大的扭曲微脂肪。对陆地环境的影响知之甚少,但例如通过施用污水污泥等方式引入农业土壤的微型塑料可能与土壤动物和土壤特性相互作用,改变土壤微生物活动,并可能影响植物生长。其他可能的影响,如改变的土壤容重和碳含量,人们对此知之甚少(Rillig, 2018)。

### 3.3. 化学影响

可能导致环境中微生物化学影响的机制包括:抗氧化剂、染料或阻燃剂等塑料添加剂的浸出(Machado等人,2018年),以及持久性有机污染物(POPs)和从水生环境中吸收的金属等化合物的转移(Rochman等人,2014a)。具有高表面体积比的微生物能够在溶液中吸附广泛的污染物(Besseling等人,2013年)增加了毒性化合物生物利用度提高的风险。化学污染对有机体的影响取决于疏水性污染物的数量和性质、生物累积的程度、化学释放以及在摄取物种时对健康的潜在影响的开始。

在实验暴露中使用可变浓度和高浓度可能导致已发表文献中的结果不一致,但有证据表明,在与环境相关的浓度下会产生影响。Rochman等人(2014b)证明,成人在海水中与环境相关的物质摄入塑料碎片能够改变内分泌系统功能。在实验暴露于聚乙烯微塑料(B1mm)和相关化学品下,在雄性和雌性日本青花(*Oryzias latipes*)以及暴露于海水中的未经处理的聚乙烯或聚乙烯中观察到基因表达的改变。然而,Koelmans等人(2016年)对已发表的研究和经验证据进行的批判性审查得出结论,由于摄入污染的微塑料,确实接触疏水性有机化学品的增加不太可能显著增加海洋生物的总体接触和危害风险,突显出目前影响方面的不确定性。

在陆地生态系统中,接触化学品对土壤生物群的风险作为添加剂或通过吸附与微塑料结合可能取决于浓度-传输和尺寸选择机制。在实验中,在接受污水污泥应用的农业土壤中,以代表那些水平的微塑料暴露,

蚯蚓的存活和结实受到负面影响(Huerta Lwanga等人,2016)。需要重新研究,以评估接触更广泛的土壤生物群和污泥中携带或应用于农业的化合物对粮食生产的潜在化学影响。

### 3.4. 生物影响

微塑料为生物提供了新的栖息地和微生物定居的新场所。通过废水处理厂的微生物和其他微塑性颗粒可能富含病原体(Kirstein等人,2016年),随后将微生物分散在淡水系统中,或通过污泥添加剂分散在土壤中。对海洋环境中微塑料上的生物序列进行测序显示,存在着致病性强的微生物,如弧菌。(Kirstein等人,2016年),暗示它们可能是这些病原体传播的载体(Reisser等人,2014; Oberbeckmann等人,2015)。

来自澳大利亚沿海和海洋遗址的小弯曲塑料表面的生物特征(中位长度3.2毫米)记录了一系列生物多样性的塑料殖民者(Reisser等人,2014)。硅藻是最多样化的群体(14属),但该研究假定地鉴定了细菌、蓝藻和真菌。对亚洲-太平洋地区159个珊瑚礁的124000个珊瑚的疾病风险的评估(Lamb等人,2018年)表明,当珊瑚与塑料接触时,患病可能性增加了4%至89%。然而,目前有确凿的证据可以确定微型塑料是否在渔业和珊瑚礁等具有生态和经济价值的海洋生态系统中更普遍地构成更大的疾病风险。还需要研究来确定微生物的定植是否加速分解,以及DOC-不同鱼类类型的生物恶化速率,因为根据澳大利亚海洋样品中的各种塑料表面微结构,Reisser等人(2014)推断,定植生物群可能在海面的塑料降解中发挥作用。总之,关于纺织微生物作为海洋微生境和作为生物相关疾病风险媒介的作用仍然存在问题,需要对影响的规模、生态影响和对人类健康的潜在影响进行更多的研究。

### 3.5. 对人类健康的影响

关于接触微塑料对或有害动物的潜在影响的研究,主要是在水生环境中短期内局部接触。人类影响更可能是来自漫散性试验来源的累积暴露的函数(见图1)。已报告了多种人类食品和饮料中的微塑料,包括海鲜(Rochman等人,2015年)、饮用水(Kosuth等人,2017年; Mason等人,2018年)、啤酒(Liebezeit和Liebezeit,2014年)、盐和糖(Rist等人,2018年)以及空气(Dris等人,2017年),引起了人们对摄入和吸入对人类对食品和饮料样品污染风险的认识(Rist等人,2018年)和分析技术的不确定性使人们对一些早期对食品中微塑料摄入的评估产生了怀疑(Catarino等人,2018年)。然而,毫无疑问,一定程度的慢性接触现在是人类生活不可分割的一部分(Wright and Kelly, 2017)。然而,Waring等人(2018年)最近对现有证据的审查得出结论,在目前的暴露水平和通过胃肠道和/或肺吸收和转运微脂肪和纳米脂肪的速率下,食物链的微塑料污染不太可能引起严重毒性。然而,Waring等人指出,人类组织中累积的高水平污染和健康状况的影响,例如肠道漏水、可渗透的血脑屏障或长期摄入受污染的食物,需要进一步研究。



对人类的研究是不明确的,这是因为实验研究在伦理上是有争议的。此外,如果不是不可能的话,也是难以找到一个没有接触过微脂肪的对照组,并且在基于人口的大规模研究中区分单个元素的影响是复杂和昂贵的。然而,观察性研究正在开始检查接触微塑料对人类健康潜在影响的证据。与其他生物一样,影响可能会反映物理、化学和生物(例如病原体的转移)机制的组合。主要的知识差距包括描述暴露的长期风险和了解摄入和吸入纳米塑料的信息(Gasperi等人, 2018年; Waring等人, 2018年)。人类长期暴露于来自纺织品的微粒和纳米微粒可能导致一定程度的生物蓄积(Revel等人, 2018年; Waring等人, 2018年)。至于其他生物,这些生物可能会使人类接触到与毒性、致癌性和致突变性相关的未反应单体、添加剂、染料或诸如多溴二苯醚(PBDE)的化学品(Gasperi等人, 2018年)。尽管大多数摄入的微脂肪可能无害地从身体外传播(Rist et al., 2018)。空气中的纺织纤维通常太大而不能倒装,较小的纤维如果吸入,可能很容易清除(Dris等人, 2017年)。然而,在人体肺组织中观察到纤维素和塑料微粒(Pauly et al., 1998)表明一些较小的微粒可能进入呼吸道和肺(Gasperi et al., 2018)。体外试验(Gasperi等人, 2018年)发现了塑料纤维在生理流体中的耐久性和生物相容性的证据,聚丙烯、聚乙烯和聚碳酸酯纤维在180天后几乎没有溶解或合成细胞外肺流体的表面积和特征变化(Gasperi等人, 2018)。慢性吸入可能的毒性影响的性质和机制尚不确定,需要谨慎解释对纺织微和纳米纤维影响的重新解释,这些影响是从无机或矿物吸入经验中推断出来的。总之,有限的研究和观察证据表明,目前人类接触合成纺织品中微量脂肪的水平不太可能引起严重的毒性。然而,长期慢性摄入和吸入纳米纤维的潜在影响尚不清楚。知识和公众关注方面的差距使这些研究问题成为最优先的问题,并表明有理由尽可能限制接触持久性塑料微粒和纳米微粒,特别是对弱势群体而言。可靠和一致的分析标准是监测暴露的优先事项。

#### 4. 天然和纯天然纺织薄膜

与会者讨论了微生物对环境的潜在影响,因为它们与水生和陆地生境中接触的物理、化学和生物方面有关。暴露是微脂肪流行的函数,微脂肪的积累取决于它们在环境中的持久性水平。很少有研究描述了非塑性脂肪的流行和影响,其中大多数研究在微垃圾中检测到了人造纤维素(Halstead等人, 2018; Setälä et al., 2016; Remy et al., 2015; Dris et al., 2017)。然而,需要更全面的测量来确定天然产物的明显差异是否与针对塑料聚合物的分析技术的使用有关,还是与样品中不存在的天然微量产物有关。总之,关于在一系列环境系统中存在和持续存在的天然和人造纤维素纤维和混合物的数据有限。如第2.1节所述,由于取样后污染的风险,在解释量化微纤维类型存在的结果时需要小心。然而,采取严格步骤避免污染的研究提供了更可靠的指示结果。在为避免取样后污染而处理的海洋样本中,Remy等人(2015年)发现27.6%的大型动物摄入了粘胶鱼,Woodall等人(2014年)使用Woodall等人(2015年)中描述的严格法医方法,

据报道,粘胶在大西洋浮体深海沉积物中占总微脂肪的56.9%,是聚酯的两倍多,聚酯是主要塑料的两倍多。粘胶被用于香烟和个人卫生产品以及服装,并通过一系列路径,包括污水和垃圾,被引入海洋生境。粘胶微粒在FISH(57.8%的检测颗粒被摄入)(Lusher等人, 2013年)和冰芯(54%)中被检测到,其比例与Woodall等人(2014年)报告的比例相似。这些研究采取了避免污染的步骤。

关于羊毛和棉花等自然动植物粪便在环境中的命运的有限证据来自研究,这些研究表明土壤在数周至数月内发生生物降解(Arshad等人, 2014年; Li等人, 2010年; McNeil等人, 2007年; Szostak-Kotowa, 2004年)。来自新西兰的实验室和现场实验得出结论,羊毛在海洋环境中也是可生物降解的(Brown, 1994年),在交替单胞菌属和海洋螺菌属的羊毛降解细菌的作用下。对美国与纺织品有关的海洋废弃物的观察(海洋保护协会, 2013年)表明,一件棉质T恤在2-5个月内消失,一只羊毛袜子在1-5年内消失,而塑料纤维需要几十年(聚酰胺纤维30-40年)到数百年(一次性尿布450年)。即使被摄入,也有证据表明,与合成物不同,纺织品中的天然脂肪在有机体中分解。Zhao等人(2016)提供了初步数据,表明天然鱼占陆生鸟类消化道总微生物垃圾的37.4%,但从食管到胃到肠的比例表明它们可能被消化。迫切需要提供更可靠的数据,说明在各种气候、环境和生物条件下不同类型的纺织纤维的生物降解速率。

有人提出,最大限度地利用由可生物降解和可再生的天然纤维制成的纺织品,作为降低纺织品微纤维风险的战略(例如Henry等人, 2018年)。需要进行研究,对由此产生的有害影响的减少进行定量分析。需要关于不同来源和结构的废物的命运和持久性的科学可靠数据,以支持关于尽量减少环境威胁的建议。例如,持久性将影响海洋、淡水和陆地生境中生物的长期接触和累积反应。尽管存在一些不确定性,但目前证据的分量表明,与更持久的人造纤维或塑料合成纤维相比,天然纤维的物理影响不太可能引起关注。然而,Zhao等人(2016)推测,如果这些微生物一旦被摄入迅速代谢,自然脂肪相对快速的生物降解可能会增加化学添加剂,例如染料的生物利用度。他们敦促进行更多的研究,以评估这种潜在的不良影响风险。

#### 5. 纺织品可持续性评价中的微观因素

产品可持续性评估的目标是提供一个衡量标准,以管理和报告该项目对环境的影响。这些工具理想地包括所有重要环境影响的可量化指标,以避免因减少对一个类别的影响但间接增加被排除类别的损害的决定或选择而产生的不正当结果。随着微塑料对环境的潜在威胁最近的认识,人们越来越有兴趣将微塑料污染作为评估服装和纺织品的可持续发展工具的一个新的影响类别(Laitala等人, 2018年)。然而,支持制定指标的科学和必要数据仍在不断发展,我们的文献检索显示,没有任何出版物描述包括纺织品微污染可量化指标的工具。我们研究了这一已知的优势差距,并探讨了纳入一个临时指标的可能性,该指标将有效地指导可持续性决策和监测降低风险的进展,同时允许将其重新定义为科学性指标。

表1  
洗涤过程中衣服脱落微细的初步指示因素，显示与织物类型、洗涤处理和服装老化的相关性(Henry等人，2018)。

研究和治疗	乘数因子（持久/塑性裂口数）	乘数因子（持续/塑性裂口质量）	质量损失百分比洗涤
纳珀和汤普森(2016)			
参考文献：前装垫圈中的聚酯服装（每6kg纤维或质量密度#	1 (496,030)	1 ( 1.04 mg )	0.02%
洗涤			
亚克力服装	1.5	0.92	0.02%
涤棉（65%：35%）服装	0.3	0.39	0.01%
Hartline等人(2016)			
参考文献：顶部装填垫圈中的新聚酯护套（质量块/护套/洗涤）		1(1.8g)	0.37%
前装洗衣机的新服装		0.15	0.03%
上装洗衣机中的老衣服		1.09	0.34%
前装洗衣机中的老衣服		0.2	0.08%
天然鱼（）羊毛,棉*	0	0	0%
纤维素聚合物（如粘胶）*	无数据	无数据	无数据

\*根据关于天然和人造的生物降解性的假设和证据，包括关于天然和人造的持久性的数据。Napper和Thompson(2016)的研究重点是合成纤维。

开发方法和数据，以便能够更准确地量化影响。

5.1. 服装微细脱落的定量研究

对家用洗衣机的影响的分析提供了明确的证据，表明所有常见的家用纺织品都会脱落，合成织物会导致微塑料污染。然而，缺乏一致的测试方案导致结果和报告方式的巨大差异(Jönsson等人，2018年)。正如两个示例数据集所示，它还阻碍了不同研究的比较和代表性结果的发展(表1)。对于可以反映文件类型和清洗条件的微量脱落的定量指示器，需要Consistent协议（见第2.5节）。

Henry等人（2018年）讨论了将微污染纳入纺织品生命周期评估(LCA)项研究的问题，并指出

未来重新确定一项关于未经证实的做法对影响的影响的指标的前景(图2)。

5.2. 有意义的指标的前景？

虽然关于微型塑料的流行率、归宿以及环境和人类健康影响的研究正在不断发展，但知识差距仍然很大。将初步指标纳入管理系统，如生命周期评估，将有助于实现工业可持续性目标和报告。生命周期评估是用于量化和比较服装和纺织品对环境的影响的最常见和最有力的工具(例如，Islam and Khan,2014)。由于微型塑料在全球被认为是一种环境威胁，使用生命周期评估或同等工具从服装和纺织品可持续能力评估中省略微型塑料意味着评分将具有低可信度，无法满足行业需求和社区评价。另一方面，在现有的生命周期评估中点框架内确定微观影响的有意义指标是

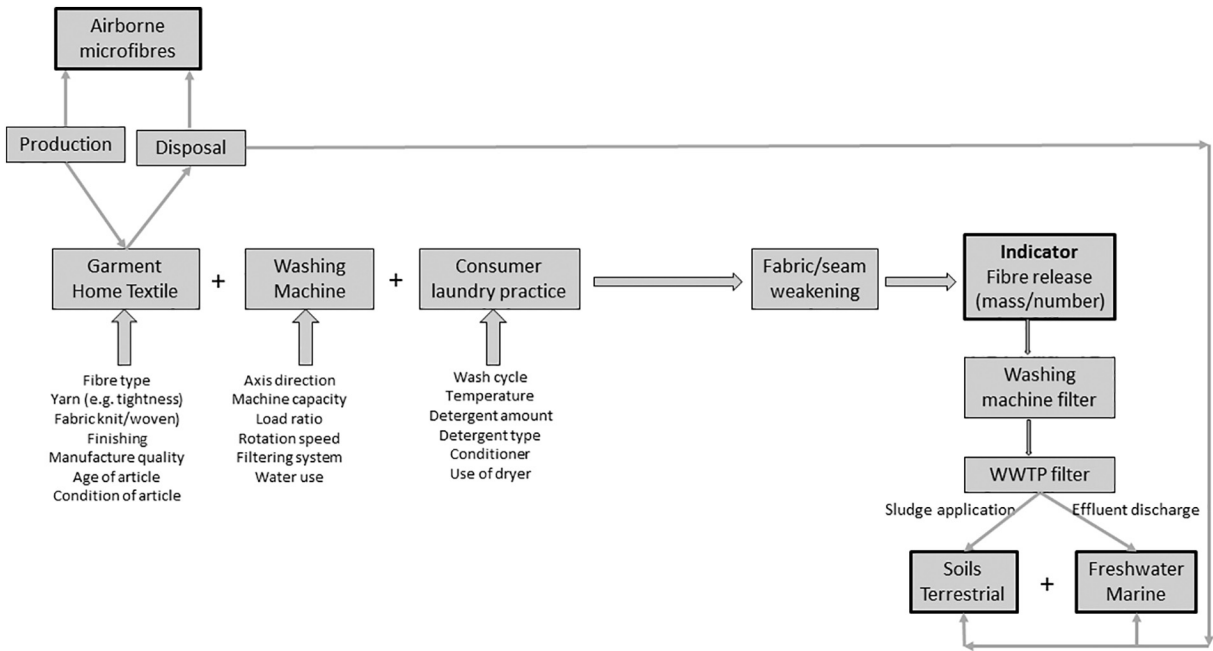


图2. 影响纺织品中微粒释放和排放的阶段和因素。改编自Cesa等人(2017年)和Henry等人(2018年)。



表2研究和信息要求摘要，以解决纺织微纤维损失知识的关键差距。

知识差距信息或研究需求	
术语– 明确关键术语，以帮助数据共享和通信，包括对数据共享和通信的共识定义	
– 微文件和纳米文件	
– “一次”和“二次”微型塑料	
– “合成”，“人造”，“天然”	
– 研究结果的比较需要一些单位，例如每件衣服或每公斤衣服[在洗涤中]的质量与每件衣服/公斤衣服的密度；每体积水/土壤或每表面积的kg/数量	
– 商定并不断更新的微细颗粒和纳米颗粒的取样、分析、表征协议	
– 用于表示检测中的可信度的协议（定义尺寸限制、仪器/技术不确定性）	
– 洗涤周期中纤维损失的实验测试规程	
– 生产、使用、处置过程中对大气的相对损失	
– 大气沉降物相对暴露量与向水生系统（淡水、海洋、沿海）废水处理厂排放的相对暴露量	
– 向不通过废水处理厂的水生系统排放	
– 污泥对土壤(天然或农业)的相对丰度	
– 陆地上纺织品碎裂对大气、水传或土壤微生物存量的贡献	
– 大气沉积速率	
– 从河流系统或陆地向沿海或海洋生境的转移	
– 从海面转移到更深的水域或海洋浮体	
– 海洋和陆地生态系统中的营养转移	
– 纳米纤维降解和碎裂率	
– 按类别分列的所有环境（海洋、淡水、土壤）的生物降解率	
– 在所有营养水平上生物体内摄入的微生物的发生和数量	
– 人类在食品和饮料中摄取纺织微粒的比率与从包括包装在内的一般来源接触微塑料的比率	
– 人体对纺织纤维的吸入率和微和纳米纤维的潜在健康影响	
– 人体系统中微脂肪的存在和生理定位	
– 器官和人类微脂肪的摄食率	
– 按鱼型分列的摄食微脂肪对器官生长、健康、繁殖和存活的影响	
– 纺织微细纤维中有害添加剂的浸出率	
– 疏水性化合物和金属的微吸附速率	
– 通过溶解或漂浮来源的微生物摄入有害化学品的情况增加	
– 吸附化学品对生物生长、健康、繁殖和生存影响的证据	
– 水生系统中微鱼表面生物定居的程度	
– 有害微生物的微型漂流到新栖息地的证据	
– 吸附化学品对生物生长、健康、繁殖和生存影响的证据	

– 微生物的生物影响

表2（续）

知识差距信息或研究需求	
缓解战略——分享信息和技术	
	在服装和纺织品供应链中尽量减少微污染的最佳实践
– 监测流行程度和影响的协议，以记录管理微观损失的实践和倡议的有效性	

由于缺乏对方法的共识和对影响的理解不充分，具有挑战性。

目前尚不清楚微生物(和纳米生物)的哪些特性更密切地决定生态和人类健康的影响。诸如质量、数量、尺寸、表面性质和微细纤维的渗透率等性质可以适当地包括在一个更可靠的指标中。然而，暴露将产生强烈的影响，持久和持久的合成纤维的积累是暴露可能与环境损害风险较高相关的一个终止因素。持久性也是将合成物与可生物降解的天然产物区分开来的一个因素，使其成为环境影响评估指标的可行的临时改性剂。今后要改进对合成、人造纤维素和天然材料产生的纺织微纤维的影响进行更全面和因果的评估，就需要研究通过物理、化学和生物机制对环境 and 人类健康的潜在危害。

还需要研究影响织物微细纤维损失的因素。欠发达国家。大量新的和用过的纺织品被转移到这些地区，在这些地区，洗衣更经常通过洗手和废水不处理(Laitala等人，2018年)。为监测和管理服装和家纺价值链中的微污染而制定更好和更具包容性的指标和指标的EF-Forts可以继续教育和实施基于临时统计符的最大限度地降低风险的做法，例如释放的微污染的质量或数量。

总之，一个简单的微观脱落指标提供了一个临时指标，与图1所示的潜在影响区域的范围有一定的相关性。虽然承认存在局限性，但标准化的分析方法和更广泛的数据收集将大大提高对全球生态系统影响的理解。例如，未来可以结合一个简单的基于质量或数量的持久微观脱落指标，例如洗衣机的有效性和废水处理厂捕获的有效性以及不同类型的化学添加剂和表面特性数据，以量化暴露并估计物理和化学威胁。来自影响掉落率的因素研究的数据(图2)可以用于调整指标，以响应实践变化，以奖励产品“可持续性评分”中的缓解选择。

## 6. 知识差距和结论

### 6.1. 知识差距概述

表2总结了为弥补信息和科学知识差距以更好地了解微污染威胁的规模和性质而提出的研究建议。

#### 6.1.1. 暴露间隙

关于塑料微粒的普遍流行、归宿和影响的研究，特别是关于塑料微粒的研究，是一个新的科学领域。因此，在已发表的研究中，关于接触和影响的方法和可变结果的不一致(例如，见Foley等人，2018年)并不是出乎意料的。高度优先的应该是系统试验，以开发标准化的分析

可靠地区分微生物与合成、人造纤维素和天然织物的方法(例如, 具有适当库的FTIR)。另一个关键的知识差距是不同微生物(包括混合物)在一系列气候和环境条件下的生物降解率以及摄入后可能的分解率。

### 6.1.2. 影响的差距

许多实验室生态毒理学研究使用了高浓度的微塑料, 这些应该仅解释为“概念证明”试验(Huvet等人, 2016)。试图了解微生物的环境毒性威胁和对生物的影响的研究应确保接触试验使用实际浓度, 并考虑微生物遇到或摄取微生物的统计概率(Lenz等人, 2016年)。另一个高度优先事项是通过使用环境相关浓度的复杂海洋食物网了解微生物和混合污染物的归宿。这种知识将通过营养转移估算生物蓄积量提供信息, 并有助于了解生物群中的化学接触(Hong等人, 2017年)。尽管有相当多的猜测, 但关于含有微塑料的海洋生物的消费对人类健康造成的任何不利影响的有力证据有限, 难以评估, 而且仍然存在争议。

### 6.1.3. 人类健康影响的差距

解决当前暴露于微生物对人类健康风险的证据的优先事项包括研究纳米生物的潜在生理影响, 以及研究长期暴露是否会导致长期内有害的微塑料累积水平(Waring等人, 2018年)。本研究要求标准化的采样和分析方法, 以将采样后污染的风险降至最低。

## 6.2. 结论

与微型塑料相关的生态和人类健康问题存在着定义不佳但潜在的巨大和日益增长的风险。在本文开头, 我们询问是否有可能在用于评估服装和家居纺织品环境性能的工具中纳入一个可信的微型塑料污染指标。这个问题的答案是限定的是。可持续性评估工具的初步中点指标可以基于纺织微纤维损失的质量或数量, 最初侧重于消费者护理期间不易生物降解的微纤维的脱落。这种类型的指标虽然不确定, 但可能会影响纺织品的排名, 并因此影响正在进行的微塑料污染的决策。建议加快对开发更稳健指标所需的研究的投资。对迅速扩大的关于微塑料污染和微塑料对环境的损失的科学文献进行定期严格审查, 将有助于在管理纺织品供应链微污染构成的威胁方面取得进展。还建议将实验和观测结果综合到数据库中, 以进一步制定和修订可持续性评估的综合指标。这将提供更多的缓解选择, 例如增加服装中可生物降解的天然纤维的比例的策略可能在多大程度上有助于解决微型塑料污染。采取更具战略性的观点, 解决关于我们如何以更具环境可持续性的方式生产、使用和处置服装和其他纺织品的基本问题, 可能会在长期内更有效地减少暴露于微小脂肪的风险。

## 事实证明, 事实证明

我们感谢三位匿名评论者, 他们提供了许多建设性的意见, 帮助改进了这份手稿。我们了解Agri Escondo Pty Ltd.对BKH的支持, 以及澳大利亚羊毛创新有限公司对KL和IGK的资助。

## 参考文献

- Arshad, K., Skrifvars, M., Vivod, V., Valh, J., Voncina, B., 2014. 天然纺织材料在土壤中的生物降解 Tekstie 57(2), 118–132。 <https://doi.org/10.14502/Tekstie2014.57.118>–132.
- 奥斯汀, 惠普, 艾伦, 医学博士, 多诺霍, B.S., 罗雷尔, N.A., 卡恩斯, F.L., 西尔维拉, R.L., 波拉德, B.C., 多米尼克, G., 杜马, R., El Omari, K., Mykhaylyk, V., 2018年。一种塑料降解芳族聚酯酶的表征与工程化《国家科学院院刊》, 第201718804 <https://doi.org/10.1073/pnas.1718804115>.页
- 巴恩斯, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlas, M., 2009年。全球环境中塑料碎片的堆积和破碎。非洛。跨性。R.Soc. B 364(1526), 1985–1998年。 <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>.
- 贝斯林, E., Wegner, A., Foekema, E.M., Van den Heuvel-Greve, M.J., Koelmans, A.A., 2013年。微塑性对Arenicola Marina(沙棘虫)粘稠度和多氯联苯生物蓄积的影响。环境。Sci. 技术人员。47, 593–600. <https://doi.org/10.1021/es302763x>.
- Bhargava, S., Chen Lee, S., Min Ying, L.S., Neo, M.L., Lay-Ming Teo, S., Valiaveetil, S., 2018年。纳米塑料在海洋幼虫中的命运: 一个使用藤壶的案例研究 ACS 维持。化学。工程。6 (5), 6932–6940. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b00766>.
- Blasing, M., Amelung, W., 2018年。土壤中的塑料: 分析方法和可能的来源。Sci. 总环境。612, 422–435. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.086>.
- 鲍彻, J., 弗里奥特, D., 2017年。海洋中的初级微塑料: 来源的全球评估。国际自然保护联盟, Gland, 瑞士(43页)。
- Bouwmeester, H., Hollman, P.C., 彼得斯, R.J., 2015年。人类食品生产链中环境释放的微塑料和纳米塑料对健康的潜在影响: 来自纳米毒理学的经验环境。Sci. 技术人员。49 (15), 8932–8947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01090>.
- 布朗, R.M., 1994年。羊毛在海洋环境中的微生物降解微生物学硕士学位论文。新西兰坎特伯雷大学。
- 布朗, M.A., 克伦普, P., 尼文, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011。WOLDWALD海岸线上的微塑性累积: 源和汇。Envi-罗恩。Sci. 技术人员。45, 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s.doi:10.1021/es201811s>.
- 卡贝里, M., 奥康纳, W., Palanisami, T., 2018年。微型塑料和混合污染物在海洋食物链中的营养转移及其对人类健康的影响 En-Viron. 国际 115, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>.
- 卡塔里诺, A.L., Macchia, V., Sanderson, W.G., 汤普森, R.C., 亨利, T.B., 2018年。野生贻贝中(MP)微塑料含量较低, 这表明人类摄入的MP与在用餐期间通过家庭食物沉降物接触相比是微不足道的。环境。污染。237, 675–684. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.069>.
- Cesa, F.S., Turra, A., Baruaque-Ramos, J., 2017年。海洋环境中作为微塑料的合成纤维: 从纺织品角度回顾, 重点是家用洗涤剂。Sci. 总环境。598, 1116–1129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>.
- Cobbing, M., Vicaire, Y., 2016。快速时尚暂停。绿色和平组织出版, 德国汉堡, [www.Greenpeace.org/international/en/campaigns/detox/fashion](http://www.Greenpeace.org/international/en/campaigns/detox/fashion)(2016年12月查阅)。
- 澳大利亚联邦, 2016年。参议院环境和通信参考委员会: 有毒潮汐: 澳大利亚海洋塑料污染的威胁。澳大利亚联邦出版, 堪培拉, 2016年4月(注: 第3.66条)。
- Comnea-Stancu, I.R., Wieland, K., Ramer, G., Schwaighofer, A., Lendl, B., 2017年。论人造丝/粘胶作为海洋环境中微塑料的主要成分的鉴别: 用傅立叶变换红外光谱区分天然和人造纤维。三.光谱。71 (5), 939–950. <https://doi.org/10.1177/0003702816660725>.
- De Falco, F., Gullo, M.P., GENTILE, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, 沙棘虫, Brouta-Agné sa, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., 2018年。合成织物洗涤过程中微塑料再水解的评价环境。污染。236, 916–925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>.
- Desforges, Jean-Pierre W., Galbraith, Moira, Ross, Peter S., 2015年。太平洋东北部浮游动物摄入微型塑料拱门。环境。康塔姆。毒性。69, 320–330. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0172-5>.
- Do Sul, J.A.I., 科斯塔, M.F., 2014年。微塑料污染的现状和未来环境。污染。185, 352–364. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.036>.
- Dris, R., Gasperi, J., Saad, M., Mirande, C., Tassin, B., 2016。大气沉降物中的合成纤维: 环境中微塑料的来源? 马丁·污染。公牛。104 (1–2), 290–293. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.006>.
- Dris, R., Gasperi, J., Mirande, C., Mandin, C., Guerouache, M., Langlois, V., Tassin, B., 2017。室内和室外环境中包括微型塑料在内的纺织材料的首次概述。环境。污染。221, 453–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.
- Espi, E., 2006年。农业用塑料纤维 J.Plant. 胶片 (2), 85–102 <https://doi.org/10.1177/8756087906064220>.
- eomia, 2016年。海洋环境中的塑料。2016年6月, 英国布里斯托尔, Eomitia Research&Consulting Ltd. [www.eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-in-the-marine-environment/](http://www.eunomia.co.uk/reports-tools/plastics-in-the-marine-environment/), 访问日期: 2018年1月。
- 福利, C.J., Feiner, Z.S., Malinich, T.D., Hök, T.O., 2018年。微塑料对鱼类和水生无脊椎动物影响的荟萃分析 Sci. 总环境。631, 550–559. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046>.
- Fries, E., Dekiff, J.H., Willmeyer, J., Nuelle, M.T., Ebert, M., Remy, D., 2013年。用热解-GC/MS识别海洋微塑料颗粒中的聚合物类型和添加剂

- 扫描电子显微镜。环境。Sci.总：过程影响15(10)，1949–1956。  
https://doi.org/10.1039/c3em00214d.
- Gasperi, J., Wright, S.L., Dris, R., Collard, F., Mandin, C., Guerouache, M., Langlois, V., Kelly, F.J., Tassin, B., 2018年。空气中的微型塑料：我们正在吸入它吗？环境科学与健康的最新观点1，1–5。  
https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.002.
- Germanov, E.S., Marshall, A.D., Bejder, 沙棘虫, Fossi, M.C., Lonergan, N.R., 2018年。微型塑料：对于喂鱼的巨型动物来说，这是一个不小的问题。趋势Ecol. Evol.   
https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.01.005.
- GESAMP, 2015年。载于：P.J.克肖（编辑），《微型塑料在墨西哥环境中的来源、归宿和影响：全球评估》。（海事组织/粮农组织/教科文组织–海委会/工发组织/世界气象组织/原子能机构/联合国/环境署/开发署海洋环境保护的科学方面联合专家组）  
https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3803.7925代表。科学专家组第90号，96页。
- Geyer, R., J.R., Law, K.L., 2017年。所有塑料的生产、使用和命运。  
Sci. 咨询意见3(7),e1700782。https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782.
- E.戈罗霍娃, 2015年。浮游生物样品中微粒的筛选：如何将海洋垃圾评估纳入现有监测方案？马丁·污染。公牛。99 (1–2), 271–275.  
https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.056.
- 古普塔, S.B., Afshari, M., 2018年。聚丙烯纤维载于：A.R.本塞尔（编），《纺织和工业纤维性能手册》，第2版。2018. Woodhead Publishing, Ox–Ford, 英国，第545–588 ISBN: (978–0–08–101272–7)。
- 哈尔斯特德, J.E., 史密斯, J.A., 卡特, E.A., Lay, P.A., 约翰斯顿, E.L., 2018年。城市化河口FISH摄入的微型塑料和天然脂肪的评估工具。环境。污染。234, 552–561.  
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.085.
- 哈特林, N., 布鲁斯, N., 卡尔巴, S., 拉夫, E., 声纳, S., 霍尔登, P., 2016。从新衣服或旧衣服的传统机器洗涤中重新覆盖的微粒。环境。Sci. 技术人员。50 (21), 11532–11538.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.6b03045.DOI: 10.1021/acs.est.6b03045.
- 亨利, B., 莱塔拉, K., 克莱普, I.G., 2018年。纺织品微塑料污染：文献回顾项目报告第1–2018号。2018.挪威消费研究–SIFO, 奥斯陆, 2002年  
P. 49. <http://www.hioa.no/enng/content/download/144803/4071096/file/OR1%20-%20Microplastic%20pollution%20from%20textiles%20-%20A%20literature%20review.pdf>.Hermesen, E., Mintenig, S., Besseling, E., Koelmans, A.A., 2018年。生物群样品中微塑料分析的质量标准批判性回顾。环境。Sci. 技术人员。52, 10230–10240.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611.
- Hernandez, E., Nowack, B., Mitran, D.M., 2017年。聚酯纺织品作为家庭微塑料的来源：一项了解洗涤过程中微纤维释放的机械研究环境。Sci. 技术人员。51 (12), 7036–7046.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01750.
- 洪, S.H., Shim, W.J., 洪, 沙棘虫, 2017年。与微塑料相关的化学品分析方法：综述肛门。方法9(9), 1361–1368。  
https://doi.org/10.1039/c6ay02971j.
- 霍顿, A.A., 沃尔顿, A., Spurgeon, D.J., Lahive, E., Svendsen, C., 2017年。淡水和陆地环境中的微型塑料：评估当前的理解，以确定知识差距和未来的研究优先事项。Sci. 总环境。586, 127–141.  
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.190.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., Van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A., Geissen, V., 2016。陆地生态系统中的微塑料——TEM：对地龙（Oligochaeta, 地龙科）的影响环境。Sci. 技术人员。50, 2685–2691.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05478.
- Huvet, A., Paul–Pont, I., Fabioux, C., Lambert, C., Suquet, M., Thomas, Y., Robbens, J., Soudant, P., Sussarellu, R., 2016。对Lenz等人的答复：量化最小的微型塑料是对其环境影响的全面看法的挑战。过程纳特尔。Acad. Sci. 113(29), E4123–E4124.
- 伊斯兰教, M.M., Khan, M.R., 2014年。服装生产环境可持续性评价——以针织T恤为例2014年纺织品杂志。  
https://doi.org/10.1155/2014/643080.
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015。塑料废物从陆地进入海洋。科学347(6223), 768–771。  
https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386.010.
- Jemec, A., Horvat, P., Kunej, U., Bele, M., Kržan, A., 2016年。微塑料的吸收及其作用  
淡水甲壳动物大型水蚤上的纺织纤维。环境。污染。219, 201–209.  
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.037.
- Jönsson, C., Arturin, O.L., Hanning, A.C., Landin, R., Holmström, E., Roos, S., 2018年。纺织品上的微塑料脱落–测定家用洗涤过程中代表释放的棚料的分析方法的开发维持。为了。10(7), 1–17(RePEc:gam:jstua:v:10:y:2018:i:7:p:2457–d:157886)。
- 柯斯坦, I.V., Kirmizi, S., Wichels, A., Garin–Fernandez, A., Erler, R., Löder, M., Gerdts, G., 2016。危险的搭便车者？潜在致病弧菌的证据在微粒上。Mar. Environ. 第120、1–8号决议  
https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.07.004.
- 科尔曼斯, A.A., Besseling, E., Shim, W.J., 2015。水生环境中的纳米塑料。批判性回顾。海洋人为垃圾。斯普林格, 查姆, 第325至340页。
- 科尔曼斯, A.A., Bakir, A., Burton, G.A., Jansen, C.R., 2016。微塑料作为水生环境中化学品的载体：对经验研究的批判性回顾和模型支持的再干预环境。Sci. 技术人员。50 (7), 3315–3326.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.5b06069.
- 孔, S., 纪, Y., 刘, 沙棘虫, 陈, 沙棘虫, 赵, X., 王, J., 白, Z., 孙, 2012。我国郊区农业土壤和荒地土壤中邻苯二甲酸酯的多样性随城市化的发展而出现。环境。污染。161–168  
https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017.Kosuth, M., Wattenberg, E.V., Mason, S.A., Tyree, C., Morrison, D., 2017年。合成聚合物污染全球饮用水。  
https://orbmedia.org/stories/invisibles\_final\_报告(2018年5月20日查阅)。
- Lachenmeier, D.W., Kocareva, J., Noack, D., Kuballa, T., 2015年。德国啤酒中微塑料的识别——实验室污染的人工制品？Dtsch. 莱本米特。伦奇。111 (10), 437–440.
- Laitala, K., Klepp, I.G., Henry, B., 2017年。羊毛服装在使用阶段：改进生命周期评估的文献综述载于：Bakker, C., Mugge, R. (编辑)，《产品寿命和环境–盘子2017》，Delft, 2017年11月9日。德尔夫特理工大学和IOS出版社，德尔夫特，第202至207页。  
http://ebooks.iospress.nl/volumearticle/47870.
- 莱塔拉, K., 克莱普, I.G., 亨利, B., 2018年。使用物质吗？基于FIBER类型的服装环境信息比较维持。为了。10 (7), 1–25.
- Lamb, J.B., Willis, B.L., Fiorenza, E.A., Couch, C.S., Howard, R., Rader, D.N., True, J.D., J.Ahmad, A., Jompa, J., Harvell, C.D., 2018。与珊瑚礁疾病有关的塑料废物。科学359(6374), 460–462。  
https://doi.org/10.1126/science.aar3320.兰伯特, S., 瓦格纳, M., 2016。聚苯乙烯降解过程中纳米塑料的表征。化学圈145,265–268。  
https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.078.
- 伦茨, R., 恩德斯, K., Stedmon, C.A., 麦肯齐, D.M., 尼尔森, T.G., 2015。用拉曼光谱对海洋微塑料视觉识别的关键评估，以改进分析。马丁·污染。公牛。100 (1), 82–91.  
https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.026.
- 伦茨, R., 恩德斯, K., 尼尔森, T.G., 2016。微型塑料暴露研究应符合环境现实。过程纳特尔。Acad. Sci. 113(29), E4121–E4122。  
https://doi.org/10.1073/pnas.1606615113.
- 李, 沙棘虫, 弗雷, M., 布朗宁, K.J., 2010。棉、涤纶织物的生物降解性研究  
工程织物与纤维杂志(JEFF)5, 42–53。
- Liebezeit, G., Liebezeit, E., 2013年。蜂蜜和糖中的非花粉颗粒。食物添加剂。合同, A部分30(12), 2136–2140。  
https://doi.org/10.1080/19440049.2013.843025.
- Liebezeit, G., Liebezeit, E., 2014年。在德国啤酒中作为污染物的合成颗粒。食物添加剂。Contam., Part A 31(9), 1574–1578。  
https://doi.org/10.1080/19440049.2014.945099.
- Lönstedt, O.M., Eklöv, P., 2016。影响幼虫鱼生态的微型塑料的环境相关浓度科学352(6290), 1213–1216。  
https://doi.org/10.1126/science.aad8828.
- Lusher, A.L., M.M., Thompson, R.C., 2013年。在英吉利海峡的中上层和底栖鱼的胃肠道中出现微塑料。马丁·污染。公牛。67 (1–2), 94–99.  
https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028.
- Machado, A.D.S., Kloas, W., Zarventi, C., Hempel, S., Rillig, M.C., 2018年。微型塑料是对陆地生态系统的新威胁。三张。生物学。24, 1405–1416.  
https://doi.org/10.1111/gcb.14020.
- Mahon, A.Mahon, O ‘Connell, B., Healy, M.G., O ‘Connor, I., Ofier, R., Nash, R., Morrison, 沙棘虫, 2016年。污水污泥中微塑料的处理效果环境。Sci. 技术人员。51 (2), 810–818.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048.
- 梅森, S.A., 韦尔奇, V., Neratko, J., 2018年。瓶装水中合成聚合物污染。可从纽约弗雷多尼亚大学地质和环境科学系获得，  
https://orbmedia.org/sites/default/files/FinalBottledWaterReport.pdf，访问日期为2018年3月23日。
- Mathalon, A., Hill, P., 2014。新斯科舍省哈利法克斯港周围潮间带生态系统中的微塑料纤维。马丁·污染。公牛。81 (1), 69–79.  
https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.02.018.
- 马特松, K., 约翰逊, E.V., 马尔门达尔, A., Linse, S., Hansson, L.A., Cedervall, T., 2017。塑料纳米颗粒通过食物链引起肝脏损伤和行为障碍。Sci. 众议员7(1), 11452。  
https://doi.org/10.1038/s41598–017–10813–0.
- 麦考密克, A., Hoellein, T.J., Mason, S.A., Schlupe, J., Kelly, J.J., 2014年。微塑料是城市河流中丰富而独特的微生物栖息地。环境。Sci. 技术人员。48, 11863–11871.  
https://doi.org/10.1021/es503610r.
- McNeil, S.J., 桑德兰, M.R., Zaitseva, L.I., 2007年。闭环羊毛地毯回收。研究。三。Recycl.51 (1), 220–224.  
https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.09.006.
- 米尔斯, J., 2011。涤纶和棉：不平等的竞争对手。Tecnon OrbiChem在法国Cotonnière协会(AFCOT)上的演讲，法国多维尔，2011年10月6日  
http://www.coton-acp.org/modules/docpool/files/atelierspolyester–coton.pdf(查阅27 2018年9月)。
- 明特尼格, S.M., Int–Veen, I., Loder, M.G.J., Primpke, S., Gerdts, G., 2017。利用基于焦平面阵列的傅里叶变换红外成像识别废水处理厂各部分中的微塑料水资源108, 365–372。  
https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015.
- F.墨菲, Ewins, C., Carboneir, F., Quinn, B., 2016。废水处理工程(WwTW)是水生环境中微塑料的来源。环境。Sci. 技术人员。50, 5800–5808.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.5b05416.
- Napper, 即Thompson, R.C., 2016。家用洗衣机中合成微塑料纤维的释放：织物类型和洗涤条件的影响马丁·污染。公牛。112 (1), 39–45.  
https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025.
- Nelms, S.E., Galloway, T.S., Godley, B.J., Jarvis, D.S., Lindeque, P.K., 2018年。海洋顶级捕食者微塑料营养转移的研究环境。污染。238, 999–1007.Nizzetto, 沙棘虫, Futter, M., Langaas, S., 2016。农业土壤是城市微型塑料的垃圾场吗？环境。Sci. 技术人员。50, 10777–10779.  
https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04140.
- Obbard, R.W., Sadri, S., Wong, Y.Q., Khitun, A.A., 贝克, I., 汤普森, R.C., 2014年。全球变暖释放了冻结在北极海冰中的微型塑料遗产。地球的未来2(6), 315–320。  
https://doi.org/10.1002/2014EF000240.
- 奥伯贝坎曼, S., Löder, M.G., Labrenz, M., 2015。海洋微塑料相关生物材料综述环境。化学。12 (5), 551–562.  
https://doi.org/10.1071/EN15069.
- 海洋保护协会, NOAA, 2013年。谈论垃圾和采取行动。出版海洋保护协会和国家海洋和大气管理局海洋废弃物计划的谈话垃圾和采取行动教育计划。[2018年1月访问]。  
https://marine.debris.noaa.gov/sites/default/files/publications–files/talking–trash–educational.pdf.



- Oerlikon, 2009年。2008/2009纤维年：世界纺织和非织造布行业调查。瑞士Oerlikon [https://www.Oerlikon.com/ecomaXL/get\\_blob.php?name=Layout\\_Fibre\\_Year\\_08\\_09\\_29\\_0509\\_\\_s\\_screen.pdf](https://www.Oerlikon.com/ecomaXL/get_blob.php?name=Layout_Fibre_Year_08_09_29_0509__s_screen.pdf), 访问日期：2018年9月25日。
- Pauly,J.L.,Stegmeier,S.J.,Allaart,H.A.,Cheney,R.T.,张,P.J.,Mayer,A.G.,Streck,R.J.,1998年。在人肺组织中发现的吸入性纤维素和塑料纤维。癌症流行病学生物公园。Priv。7, 419- 428.[https://doi.org/10.1136/tc.11.suppl\\_1.i51](https://doi.org/10.1136/tc.11.suppl_1.i51).
- Pekhtasheva, E.L., Neverov, A.N., Kubica, S., Zaikov, G.E., 2011。一些天然聚合物的生物降解和生物降解聚合物研究杂志5, 77。
- 彭, J, 王, J, 蔡, 沙棘虫, 2017。当前对环境中微型塑料的理解：发生、归宿、风险和我们应该做什么。三.环境。评估。马纳格。13 (3), 476- 482.<https://doi.org/10.1002/ieam.1912>.
- Pirc, U, Vidmar, M, Mozer, A, Krzan, A, 2016。家庭洗衣期间微型塑料纤维的排放。环境。Sci. 污染。第23、22206- 22211号决议。<https://doi.org/10.1007/s11356-016-7703-0>.
- 塑料欧洲, 2008年。关于塑料的令人信服的事实：塑料生产分析。2006年欧洲需求和复苏 [https://www.plasticseurope.org/application/files/2815/1689/9283/2006compelling\\_fact\\_PubJan2008.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/2815/1689/9283/2006compelling_fact_PubJan2008.pdf), 查阅日期：2018年9月27日。
- 塑料欧洲, 2016。塑料-2016年的事实：欧洲塑料生产、需求和废物数据分析。<https://www.plasticseurope.org/application/files/4315/1310/4805/plastic-the-fact-2016.pdf>, 查阅日期：2018年9月26日。
- Redondo-HasselerHarm, P.E., Falahudin, D., Peeters, E.T., Koelmans, A.A., 2018年。淡水底栖大型无脊椎动物的微塑性效应阈值。环境。Sci. 技术人员。52 (4), 2278- 2286.<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05367>.
- Reisser, J., Shaw, J., Hallegraeff, G., Proietti, M., Barnes, D.K., Thums, M., Wilcox, C., Hardesty, B.D., Pattiaratchi, C., 2014。毫米大小的海洋塑料：微生物和无脊椎动物新的海洋生境。公共科学图书馆 One 9(6), e100289。<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0100289>.
- 雷米, F, Collard, F, Gilbert, B, Comp è re, P, Eppe, G, Lepoint, G, 2015。当微型塑料不是塑料时：生活在海草大型植物碎屑中的大型动物摄入人造纤维素纤维。环境。Sci. 技术人员。49 (18), 11158- 11166.<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02005>.
- Revel, M, Châtel, A., Mouneyrac, C., 2018年。微型(纳米)塑料:对人类健康的威胁?《环境科学与健康最新意见》1, 17-23。<https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>.
- Rillig, M.C., 2018年。伪装成土壤碳储存的微型塑料。环境。Sci. 技术人员。<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02338>.
- Rillig, M.C., Ziersch, 沙棘虫, Hempel, S., 2017。蚯蚓在土壤中的微塑性运输Sci。  
众议员7(1), 1362。
- 里斯特, S, Almroth, B.C., 哈特曼, N.B., 卡尔松, T.M., 2018年。关于微塑料人类健康方面的早期沟通的关键观点。Sci。完全嫉妒。626, 720- 726.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.092>.
- 罗奇曼, C.M., Hentschel, B.T., Teh, S.J., 2014a。金属的长期吸附在塑料类型中是相似的：对水生环境中的塑料碎片的影响。公共科学图书馆 One 9(1), e85433。<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0085433>.
- 罗克曼, C.M., 黑户, T, 弗洛雷斯, I, Teh, S.J., 2014b。成人体内内分泌中断的早期预警信号，是由于摄入有或没有海洋环境中吸附的化学污染物的聚乙烯而引起的。Sci。总环境。493, 656- 661.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.051>.
- 罗克曼, C.M., Tahir, A., Williams, S.L., Baxa, D.V., Lam, R., Miller, J.T., Teh, F.C., Werorilangi, S., Teh, S.J., 2015。海产品中的人为废弃物：出售供人类食用的Fish和双壳类纺织品中的塑料废弃物和废弃物。Sci。众议员5, 14340。<https://doi.org/10.1038/srep14340>.
- Setälä,O., Magnusson, K, Lehtiniemi, M, Nor é n, F., 2016。波罗的海地表水微垃圾的分布和丰度：两种取样方法的比较马丁·污染。公牛。110 (1), 177- 183.<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.065>.Sundt, P., Schulze, P.E., Syversen, F., 2014年。海洋环境微塑性污染的来源。挪威环境署的Mepex报告 [www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf](http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M321/M321.pdf), 访问日期：2018年3月。
- Szostak-Kotowa, J., 2004年。纺织品的生物劣化。国际生物洗涤剂。生物学院。53 (3), 165- 170.[https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(03\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(03)00090-8).
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkönen, J.P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R., 2015。废水处理厂是否作为微塑料的潜在点源？在波罗的海芬兰湾沿海地区的初步研究。水科学。技术人员。72 (9), 1495- 1504.<https://doi.org/10.2166/wst.2015.360>.
- 泰勒, M.L., Gwinnett, C., 罗宾逊, L.F., Woodall, L.C., 2016。深海生物的塑料微生物摄取。Sci。众议员6, 33997。<https://doi.org/10.1038/srep33997>.
- 纤维年, 2017年。2017年纤维年：2016年世界纤维市场。[https://www.non-wovens-industry.com/contents/view\\_online-exclusives/2017-05-23/the-fiber-year-reports-on-2016-world-fiber-market](https://www.non-wovens-industry.com/contents/view_online-exclusives/2017-05-23/the-fiber-year-reports-on-2016-world-fiber-market), 访问日期：2018年5月。
- 范德米尔施, G, Van Cauwenberghe, 沙棘虫, Janssen, C.R., Marques, A, Granby, K, Fait, G, Kotterman, M.J., Diog è ne, J, Bekaert, K, Robbins, J, Devriese, 沙棘虫, 2015。水生生物微塑性定量研究的关键观点环境。第143号决议, 46-55号决议。<https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.07.016>.
- Waring, R.H., Harris, R.M., Mitchell, S.C., 2018年。食物链的塑料污染:对人类健康的威胁? Maturitas 115, 64- 68。<https://doi.org/10.1016/j.maturitas.2018.06.010>.
- Woodall, L.C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G.L., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A.D., Narayanaswamy, B.E., Thompson, R.C., 2014。深海是微型塑料碎片的主要水槽。皇家学会开放科学1(4), 140317。<https://doi.org/10.1098/rsos.140317>.
- Woodall, L.C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R.C., Robinson, L.F., Paterson, G.L., 2015。采用法医学方法，尽量减少环境污染，并查明海洋沉积物中的微生物。马丁·污染。公牛。95 (1), 40- 46.
- 赖特, S.L., 凯利, F.J., 2017年。塑料和人类健康:一个微观问题? 环境。Sci。技术人员。51 (12), 6634- 6647.<https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00423>.
- 赖特, S.L., 罗, D., 汤普森, R.C., 加洛韦, T.S., 2013a。微塑性摄入降低海洋蠕虫的能量储备。三.生物学。23, 1031- 1033.<https://doi.org/10.1016/j.cub.2013.10.068>.
- 莱特, S.L., 汤普森, R.C., 加洛韦, T.S., 2013b。微塑料对海洋生物的物理影响：综述环境。污染。178, 483- 492.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.02.031>.
- 于, Y, 周, D, 李, Z, 朱, C, 2018年。水生环境中微塑料污染的进展与挑战：综述水-空气-土壤污染。229, 140。<https://doi.org/10.1007/s11270-018-3788-z>.
- 张, G.S., 刘, Y.F., 2018年。中国西南地区土壤骨料组分中微塑料的分布Sci。总环境。642, 12- 20.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>.
- 赵, S, 朱, 沙棘虫, 李, D, 2016。中国上海陆生鸟类的微人为凋落物：不仅是塑料的，也是天然的。Sci。总环境。550, 1110- 1115.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.112>.
- Zubris, K.A.V., Richards, B.K., 2005年。作为污泥土地利用指标的合成纤维环境。污染。138 (2), 201- 211.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.013>.