



海洋污染物指南

人类健康和海洋生物面临的毒害威胁

编写：

玛丽安·罗伊德-史密斯 博士 (Mariann Lloyd-Smith, PhD)

乔安娜·依米格 (Joanna Immig B.App.Sc)

翻译：周勇

校对：无毒先锋

2019年2月



深圳零废弃
Shenzhen Zero Waste



海洋污染物指南

人类健康和海洋生物面临的毒害威胁

2019年2月

鸣谢

感谢所有提出意见和编辑的伙伴。感谢约翰·威肯斯（John Wickens）为本指南提供了诸多照片。



IPEN 汇集了100多个国家的非政府组织，旨在减少乃至消除有毒化学物质对人体和环境的危害。

www.ipen.org



The National Toxics Network (NTN) 是一个基于社区的网络，致力于确保所有人都拥有无毒的未来。NTN成立于1993年，现已发展成为一个区域网络，为澳大利亚、新西兰和亚太地区的社区和环境组织发声。

ntn.org.au

IPEN 非常感谢以下方面提供的财务支持：

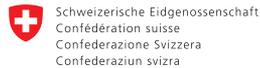
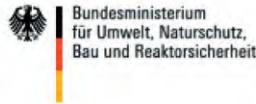
- 德国政府；
- 瑞典政府；
- 瑞士政府；
- 和其他使得此文本得以制作出来的捐助者。

本指南表达的观点和解释不一定反映任何提供财政支持的机构的官方意见。IPEN对内容负有全部责任。

本指南是IPEN无毒可持续发展目标运动的一个教育工具。

无毒先锋 是深圳市零废弃环保公益事业发展中心一支关注“有毒化学物质污染对中国人群的健康影响”的团队，使命是合力抗击“隐形污染”，消除有毒化学物质对中国人群的健康影响。理想为“无毒中国”——中国再无有毒化学物质污染受害者。

中文版感谢北京市企业家环保基金会（阿拉善SEE）海洋保护专项提供资金支持。本文内容及意见仅代表发表机构观点，与阿拉善SEE基金会的立场或政策无关。



Swiss Confederation

Federal Office for the Environment FOEN



目录

执行概要	4	人类海洋食物的化学污染	60
第一章		鱼类体内的汞	60
海洋污染物介绍	9	原住民食物中的持久性有机污染物	61
全球海洋	9	人类食物链的微塑料污染	62
海洋污染	10	饮用水中的微塑料污染	64
海洋污染展望	11	第四章	
海洋污染源	12	应对海洋污染物的机遇和挑战	65
海洋环流和“垃圾带”	13	应对海洋污染物的政治意愿	66
微塑料污染	14	《保护海洋环境免受陆上活动污染	
水力压裂法和塑料	15	全球行动纲领》	66
气候变化和海洋污染物	15	联合国可持续发展目标	67
第二章		可持续发展目标14——水下生物	67
查明海洋污染物	19	海洋行动共同体	68
内分泌干扰物	20	强烈政治意愿——G7峰会和G20峰会	68
三丁基锡和性畸变	21	海洋污染国际文书	69
汞——无处不在的海洋污染物	21	《联合国气候变化框架公约》	70
汞污染严重的亚太地区	22	循环经济	70
全球有毒污染物：持久性有机污染物	22	国际化学品管理战略方针 (SAICM)	71
北极食物网的污染情况	24	化学品和废弃物公约	72
海洋环境中的持久性有机污染物	24	2001年《关于持久性有机污染物	
目前使用的杀虫剂是海洋污染物	34	的斯德哥尔摩公约》	72
杀虫剂和大堡礁	36	持久性有机污染物	73
废水和药物污染	37	1989年《控制危险废物越境转移及	
石油污染	38	其处置巴塞尔公约》（以下简称	
防晒化学品和珊瑚礁	38	“《巴塞尔公约》”）	74
多环芳烃 (PAHs)	40	2013年《关于汞的水俣公约》	76
疏浚和海洋污染物	40	自愿协定	76
采矿废弃物和海洋采矿	42	联合国环境大会	76
海洋塑料污染物	43	非政府组织	78
塑料类型和添加剂	43	IPEN 海洋污染物应对平台	80
海洋塑料中的内分泌干扰物	45	结论	81
国际颗粒观察	47	附录：	
塑料降解产物	48	化学物质中英文名称对照	83
有毒污染物的吸收或吸附	48	尾注	86
塑料树脂颗粒	48		
有毒物质的循环利用：海洋塑料			
所含污染物的源头	49		
第三章			
海洋污染物的影响	51		
生态影响	52		
海洋哨兵物种	55		
微塑料污染的影响	56		
双壳类动物和甲壳类动物	57		
鱼类	57		
海鸟和海洋哺乳动物	58		
污染物通过微塑料转移	58		



执行概要

对于海洋、海洋生物，以及那些依靠海洋来获取生存所需的食物并创造出海洋文化的人们而言，海洋污染物正在影响他们的健康。人类有意或无意释放的日渐增加的化学混合物，以及随波逐流的废弃物特别是塑料废弃物，正不断进入江河湖泊和海洋环境。

海洋污染物包括持久性有机污染物（persistent organic pollutants/POPs）、内分泌干扰物（endocrine disrupting chemicals/EDCs）、汞和重金属化合物、农药、药物、石油、塑料废弃物和相关化学品（如双酚A（BPA）和邻苯二甲酸酯（phthalate））、个人护理用品以及其它工农业排放物。我们对许多海洋污染物的种类、数量和范围只是刚刚有所了解。它们的危害和复杂的生态影响仍然未知。

对于许多海洋污染物，我们尚未获得人类健康数据或环境归宿信息，并且只是刚开始了解内分泌干扰物对鱼类和其它海洋生物的繁殖和行为的长期影响。

化学物质通过大气输送、流入江河湖泊的雨水或直接排入海洋这些方式进入海洋环境。据估计，80%的海洋化学污染源来自陆地。由于全球绝大多数陆地表面通过河流系统与海洋环境相连，因此河流的化学和塑料污染与海洋污染密不可分。

自20世纪50年代以来，海洋中的无氧“死区”面积已经翻了两番，这是气候变化、污染和水温升高的直接结果。死区目前的面积与欧盟相当。低氧沿海区域是营养物（氮和磷）、有机物和污水径流的直接结果，其面积是以前的十倍。沿海生态系统在很短的时间内由于人类活动而发生了巨变，生态影响巨大。

工业社会文化有一个根深蒂固的观念，那就是广阔海洋拥有无穷无尽的食物供应和无限的污染物吸收和“稀释”能力。它也成为了相关监管制度的基石，即允许将“安全”水平的各种污染物排放到环境中。但实际上，海洋环境暴露于有毒化学物质所组成的混合物中，这些化学物质以未知的方式相互作用。

以“安全”水平为基础的污染治理方式同样无法保护海洋，这是因为地球上的水量有限，只能稀释一定量的污染物，特别是当这些污染物是持久性且具有生物累积性的有毒物质的时候。

全世界每年约有多达200亿吨的废弃物最终进入海洋，并且通常没有经过任何初步处理。鉴于2050年的世界人口或将达到97亿，目前的资源消耗水平和废弃物及污染物产生速度显然无法持续。即使是回收活动也可能会在无意中导致污染物的再次循环。

化学品产量也在以每年大约4%的速度稳步增长。这些物质中约有5,000种的年产量超过100万吨。化石燃料产业也有意在未来大幅提高化学品和塑料产量。

过去几十年，人类对多氯联苯（PCBs）、滴滴涕（DDT）和三丁基锡（TBT）等某些持久性海洋污染物已有所了解，而最近这些年则越来越意识到：在究竟何为持久性有毒化学品以及我们应如何应对这些物质方面，包括全氟“永久化学品”在内的众多污染物挑战了大家公认的观点。

随着海洋塑料污染危机的程度和影响不断扩大，微塑料（直径小于5毫米的塑料碎片）污染物作为污染源本身的作用，以及作为其它化学海洋污染物浓缩载体的作用，变得越来越明显。

所有海洋环境，从海岸线到公海，从海面到海底、深海沉积物甚至北极海冰，目前均已发现了塑料污染。磷虾、鱼类、软体动物、海鸟、海龟和海洋哺乳动物等各种海洋生物体内也发现了微塑料。

最近对大太平洋垃圾带（Great Pacific Garbage Patch）的调查发现，与周围水域相比，塑料污染正呈指数增长，目前估计该垃圾带覆盖面积为160万平方公里。



气候变化的影响不断加剧，这使日渐严重海洋污染物问题的解决变得更加紧迫。气候变化已经改变了盐度水平，使海洋更加酸化和富营养化，改变了水氧含量，并影响了物种的适应性。

极地地区曾被认为是许多主要持久性生物累积性有毒物质（PBTs）的环境汇。

随着冰层的融化，极地地区正迅速成为世界海洋新的二次污染源。

气候变化正在影响有毒化学物质从材料和库存中释放的速度，并通过日渐增加的极端天气事件和其它因素（如分配）改变化学污染物在空气和水中的分布。气候变化也在影响化学降解、生物利用度和毒性，而水酸度的变化则在毁灭某些海洋生物，侵蚀它们的骨骼和外壳。

健康的海洋需要有健康的食物网，包括细菌、原生动物、浮游植物、微藻、海草、珊瑚、浮游动物、贝类、虾、鱿鱼和鱼类。今天，无论最大亦或最小的海洋生物均已显示出海洋污染物所导致的压力、破坏和损害迹象。

海洋哨兵物种，如加利福尼亚海狮、大西洋宽吻海豚、北极熊和濒临灭绝的西印度海牛，已经发出了海洋污染物负面影响的早期预警。

暴露于化学污染物的海洋生物在细胞、有机体、种群和群落等诸多层面受到影响。人类也因为接触那些被持久性有机污染物和持久性生物累积性有毒物质等化学物质，以及汞和微塑料污染的海产品而受到影响。

应对海洋污染需要对我们的生活和消费方式做深刻的改变。这是一个庞大而复杂的问题，无法通过往常的手段并依赖现有的管理实践和政策得到解决。目前的监管制度是分散的，并未涉及真正循环经济框架内的资源开采、产品设计、制造、利用和循环再利用。急需的变革需要政治意愿和领导力。

联合国可持续发展目标14——水下生物——设定了一个目标：到 2025 年，预防和大幅减少各类海洋污染，特别是陆上活动造成的污染，包括海洋废弃物污染和营养物质污染。

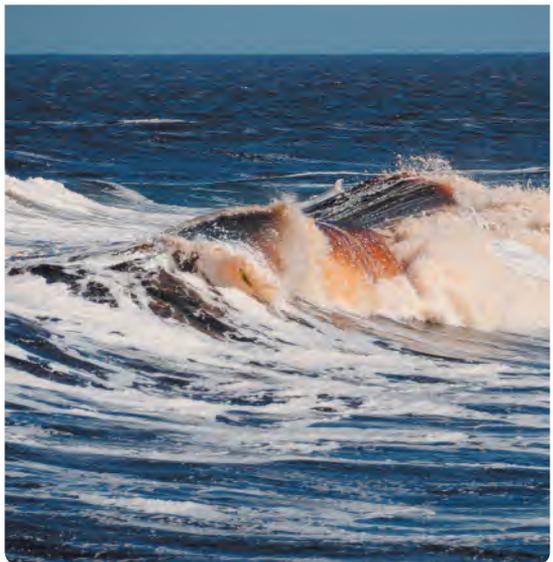
为此需要采取一些基于化学物质健全管理原则（亦即知情权、污染者付费、预防和替代）的多部门和多利益相关方途径。

政策应对还必须遵守社会公平、环境公平和代际公平原则。

必须采取的最低限度应对行动包括：采纳并全面实施当前的海洋、气候和化学物质应对国际公约及纲领；统一的全球水质标准；为治理提供信息的生物监测方案；扩大并实施生产者延伸责任方案；制定并实施零废弃政策；预防污染并避免产生新问题；修复和清理；社区提高认识、能力建设和赋能。

由于塑料和化学品生产基于化石燃料，因此所有国家均面临复杂而艰巨的挑战。当前石化生产的整个生命周期，从原材料的提取到消费和最终处置，对海洋环境构成了威胁。任何海洋污染解决方案都必须考虑这个问题。

我们都是大海的子民，受到海洋污染的负面影响。所有地表生物均依赖于海洋的健康状况。它产生我们吸入的大量氧气，储存我们产生的二氧化碳并调节我们的天气。虽然北极和太平洋岛屿民族等生存条件较差的偏远社区由于依赖海洋来维持生计、健康、文化和人权而承受了



远超正常比例的影响，但海洋的健康和有损其健康的污染物最终影响了我们所有人。



第一章

海洋污染物介绍

海洋污染物威胁着海洋的健康。人类有意或无意释放的日渐增加的化学混合物，以及随波逐流的废弃物特别是塑料废弃物，正不断进入江河湖泊和海洋环境。

海洋污染物包括持久性有机污染物、内分泌干扰物、汞化合物、农药、药物、石油、塑料废弃物和相关化学品（如双酚A和邻苯二甲酸酯）以及其它工农业排放物。我们对某些海洋污染物的种类和数量只是刚刚有所了解。

海洋污染正在对偏远的北极和太平洋岛屿社区产生远超正常比例的影响，这是因为此类社区高度依赖海洋食物以求生存。海洋污染还对当地环境、食品安全、人体健康、文化和人权构成了严重威胁。但海洋污染物最终影响了我们所有人。

全球海洋

英文单词“ocean”（海洋）源自希腊语的“ōkeanos”，大意是“环绕地球的巨大水流”。全球海洋占地球表面的71%，占地球总水量的97%，而其余3%则是大气中的水蒸气以及江河湖泊、冰川和冰盖中的水。由于大部分海洋污染源自陆地，因此对水文地质循环这一过程及其在向海洋输送污染物方面的作用予以考虑，就显得至关重要。

根据2010年发布的第一次海洋生物普查¹（这是一项持续了10年的研究）的结果，全球海洋约有100万个物种，其中大部分尚未得到命名和描述。这项基线研究不仅发现全球海洋物产丰富并且彼此相连，也发现了人类的影响（如气候变化和石油泄漏）对它们的改变超出了以前的认知。

我们都是海洋的子民，自然无法独立于这些影响之外。地表所有生命都依赖于海洋的健康，因为全球一半的氧气是由海洋生物产生的。全球海洋储存的二氧化碳数量是大气层的50倍，并将热量从赤道输送到极地，从而调节气候和天气模式。

海洋污染

联合国海洋污染科学问题联合专家组将海洋污染定义为：“人类直接或间接地将物质或能量引入海洋环境（包括河流入海口）而造成的有害影响，比如对生物资源的危害、对人类健康的危害、对包括捕鱼在内的海洋产业活动的妨碍、海水使用质量受损，以及便利条件的减少。”

很多人以为广阔海洋具有持续吸收和“稀释”污染物的能力，而我们今天面临的海洋污染危机如此普遍，影响如此深远，对这一观点构成了直接挑战。人们开始意识到，自工业革命以来，仿佛就在眨眼之间，海洋这个“遥远”之地对我们的工业和生活废弃物的处理吸收能力已经达到了极限。

海洋正以各种形式把污染物扔回我们的面前，比如受污染的鱼和其它海鲜、被塑料缠住的海洋生物、广泛的塑料污染，以及日渐扩大的海洋“死区”。

自20世纪50年代以来，海洋中的无氧“死区”面积已经翻了两番，这是气候变化、污染和水温升高的直接结果。死区目前的面积与欧盟相当。低氧沿海区域是营养物（氮和磷）、有机物和污水径流的直接结果，其面积是以前的十倍。沿海生态系统在很短的时间内由于人类活动而发生了巨变，生态影响巨大²。

来自陆地的持久性有机污染物和重金属等有毒化学物质经由大气的输送已经污染了包括海洋在内的全球各处。来自农业用地的农药和肥料径流、工业排放物、污水中的药物、垃圾填埋场渗滤液、采矿活动、化石燃料和废弃物焚烧、石油泄漏和路面径流污染了大小河流，后者最终将其毒性负荷转移到全球海洋。

除此之外，每天都有数量越来越庞大的塑料废弃物进入海洋。塑料或许需要数百年才能降解，而它们一旦进入海洋环境，就会被分解成越来越小的塑料碎片，这有助于从海水中吸附其它污染物。这些化学污染物集中在微塑料碎片的内部或表面，其浓



度比海水中的背景水平高几个数量级。

海洋污染展望

如果我们不去预测照此下去未来可能出现的问题，那么任何关于海洋污染物的思考都将是不全面的。

到2050年，世界人口预计将达到97亿³。随着人口的增长，人类消耗的资源 and 产生的废弃物不断增加，环境日渐恶化。严重环境压力的迹象已经很明

显，具有深远影响（如生物多样性丧失和温室气体排放量上升）的不可逆变化的风险正在增大。

世界上人口超过250万的特大城市多数位于沿海地区。全世界每年约有多达200亿吨的废弃物最终进入海洋，并且通常没有经过任何初步处理⁴。随着工业化和城市化的加强，塑料产量和使用量的增加，若不实施干预，则我们应该会面临海洋生态系统的更严重污染和恶化⁵。

在调整增长和发展方向，使之与自然更和谐互动方面，发达经济体和发展中经济体均面临巨大的两难困境。世界各地不平衡的发展阶段加剧了这一挑战。发达经济体的自然资源尤其是化石燃料的消耗速度不可持续，而发展中经济体这方面的速度也不断加快。

人们的关注点在于降低能源生产领域的化石燃料比例，而化石燃料产业仍有意在未来大幅提高化学品和塑料产量。

据估计，有10万种化学品可从市场上买到，并且这个数字正在迅速增大。这些物质中有近5,000种的年产量超过100万吨。虽然经合组织国家仍然是最大的化学品生产地，但印度、中国、巴西、南非和印度尼西亚的产量增速是其两倍多⁶。化学品产量正以每年大约4%的速度稳步增长⁷。

美国的页岩气热潮使塑料原料变得非常便宜，从而推动了投资并提高了产量。仅美国工业部门就计划到2023年底前投资1,640多亿美元，许多新的乙烷裂解装置被专门用于以裂解乙烷生产乙烯⁸。乙烯是聚乙烯（PE）、



聚氯乙烯（PVC）、聚对苯二甲酸乙二醇酯（PET）和聚苯乙烯（PS）的关键原料。另外，来自天然气的丙烷用于制备丙烯，最终用于制备聚丙烯（PP）。预计未来20年塑料产量将翻番，达到每年6亿吨。

在这种背景下，社会对海洋塑料污染的认识一直在增多，例如曾经的原始偏僻海滩如今遍布塑料污染物，此类图像强化了这种认识。媒体发布了大量诸如胃里充满塑料垃圾的死亡野生动物和被塑料缠绕的海洋生物之类的图像，以一手资料向我们展示了塑料污染造成的损害。

然而，在海洋化学污染物的影响及其与塑料污染的关系方面，人们的认识却少得多，部分原因在于化学污染物在很大程度上是肉眼“看不见”的，并且其健康和生态后果是复杂而漫长的。

海洋污染源

据估计，80%的海洋化学污染源自陆地⁹。由于全球的绝大多数地表通过河流系统与海洋环境相连，因此河流的化学污染与海洋污染密不可分。

商用化学品种类超过10万种，其中许多通过大气输送、流入江河湖泊的雨水或直接排入海洋这些方式进入海洋环境¹⁰。

制造业、废弃物焚烧、燃煤发电站和化石燃料生产等产业每年向大气排放大量有害物质¹¹。汽车、工厂和冶炼厂的燃料燃烧将碳氢化合物和金属引入环境。

这些污染物中的许多最终通过大气沉降进入海洋。当空气中的污染物（作为蒸汽或附着在尘埃颗粒上）被雨雪吸附，或在较冷的气候下落回地面，就会发生大气沉降。

工业设施、纸浆和造纸厂、污水排放口和采矿活动将有毒化学物质径流直接排放到水生环境中，而诸如溢油和燃料之类的有毒化学物质则从街道被冲刷进入下水道，然后流入水体。废弃物管理不足还导致有害化学物质被大量释放到空气、土地和水中。

石油污染可能导致海洋生态系统退化甚或毁灭，是由油轮灾难、城市径流、溢油以及来自船舶交通和港口作业的燃料排放造成的。与船只相关的排放量占海洋石油总量的24%，石油海洋污染总量的8%是由运输或生产过程溢油所致¹²。

河网帮助陆地沉积物、有机碳、氮、重金属、石油、农药、污水、塑料废弃物以及其它各种工业废物和污染物进入海洋。

同样，陆地环境贡献了海洋微塑料垃圾的64%-90%¹³。有关方面对英格兰西北部的河流集水区做了一项评估，通过城市、郊区和农村河流集水区的40个地点的河床沉积物发现了集水区的微塑料模式。在严重的洪水之后，重新取样发现：从河中冲走的微塑料可达70%¹⁴。

较大的河流从其集水区输出的塑料远远多于较小的河流，河流中的塑料浓度变化幅度超过7个数量级。河流中的塑料负荷和浓度取决于集水区的特征，例如城市土地利用情况和人口密度，两者都是塑料浓度指标¹⁵。

全球经由河流输入到海洋的塑料当中，拥有最高负荷的十大河流贡献了大约90%。按塑料浓度负荷排序，这十大河流包括长江、印度河、黄河、海河、尼罗河、梅克纳河、珠江、黑龙江、尼日尔河以及湄公河。

现在每处海洋栖息地都发现了塑料污染，这其中包括河流入海口，它们是多鱼类和海洋生物的繁殖地。这是对海洋生态系统的最严重威胁之一¹⁶。研究证实，从浮游动物到鲸目动物、海鸟和海洋爬行动物等海洋动物都由于摄入塑料或被其缠绕而受到塑料污染的影响¹⁷。塑料表面和内部的化学物质对海洋生物造成了进一步的风险，以塑料上生长的生物膜群落为例，它们可能包括致病物种、有毒物种和/或入侵物种¹⁸。

一项最令人震惊的预测是：除非全世界采取断然措施，否则到2050年，海洋中塑料垃圾的重量将超过鱼类¹⁹。究竟有多少塑料进入海洋仍不确定。但最近的估算显示，仅在2010年，冲入海洋的塑料就达到了400-1,200万吨。如果没有任何变化，预计到2025年这一数量将增加1个数量级²⁰。

所有海洋环境，从海岸线到公海，从海面到海底、深海沉积物甚至北极海冰，目前均已发现了塑料污染²¹。人们甚至在马里亚纳海沟的10,898米处发现了塑料²²。

海洋环流和“垃圾带”

海洋环流是大型循环洋流系统出现的地方，在其洋流中聚集的废弃物被称为“垃圾带”。海洋中有大量垃圾带，大小不一，成分各异。

最著名的是位于夏威夷和加利福尼亚之间的北太平洋环流中的“大太平洋垃圾带”。最近对该垃圾带的调查²³发现的证据表明：与周围水域相比，该区域的塑料污染呈指数增长。

目前估计大太平洋垃圾带的面积为160万平方公里。虽然各个垃圾带都包含可见的碎片，但是很多塑料实际上是水体上层中较小的微塑料和纳米塑料片，肉眼或卫星无法直接看到。

微塑料污染

世界上所有的海洋都受到微塑料的污染²⁴。目前估计海洋中的塑料数量为5万亿片，重量超过25万吨，其中大部分为微塑料²⁵。

随着海洋塑料污染危机的不断发展，微塑料（直径小于5毫米的塑料碎片²⁶）污染物作为污染源本身的作用，以及作为其它海洋化学污染物载体的作用，正在变得越来越明显。

微塑料可包括树脂颗粒、微珠、聚苯乙烯、塑料碎屑和烟头、细线，以及来自绳索、网和合成衣料的纤维。塑料纳米颗粒来自消费废弃物以及降解所形成的纳米塑料，对海洋生态系统构成了特定的挑战。

塑料会变成微塑料或纳米塑料，但它们都是塑料。它们的体积越来越小，使它们更容易被摄入，并且在某些情况下，穿过胃肠道在整个生物体内输送²⁷。

纳米塑料和微塑料的产生途径还包括工业磨蚀过程（例如空气爆破）、合成涂料和汽车轮胎²⁸。风和地表径流将这些颗粒输送到水生生态系统。另一个来源是合成纺织品，其在洗涤过程中将大量微塑料纤维释放到废水中²⁹。

一旦进入海洋环境，塑料聚合物就会因太阳紫外线辐射、化学降解和生物降解而被风化降解。这会使塑料弱化，使其随海洋运动变脆并断裂。

同样，被摄入的较大塑料碎片可以在海鸟和其它野生动物的肠道中分解成较小的碎片。以暴风鹱 (*Fulmarus glacialis*) 为例，据估计，这种海鸟每年重塑并重新分配约6吨微塑料³⁰。

降解过程有助于从海水中吸附有毒污染物，这是因为纳米塑料和微塑料碎片具有更大的表面积与体积比，由此导致的持久性有机污染物和持久性生物累积性有毒物质浓度比二者在海水中的浓度高几个数量级。

不同颜色的塑料和不同类型的聚合物以不同方式从环境中吸收持久性有机污染物。被海洋生物摄入的受污染塑料可提供另一条途径，使持久性化学污染物进入海洋食物网³¹。

为了了解并管理海洋污染物，人们必须考虑河流集水区所起的作用，它们不仅将微塑料输送到海洋环境中，还不断输送着有毒化学物质。

水力压裂法和塑料

水力压裂法和美国的页岩气热潮使塑料原料变得非常便宜，从而推动了投资并提高了产量。美国工业部门计划到2023年底前投资1,640多亿美元，以便利利用乙烷来生产乙烯³²。乙烷是一种裂解副产品，被用于制造聚乙烯、聚氯乙烯、聚对苯二甲酸乙二醇酯和聚苯乙烯（PS）等塑料。来自天然气的丙烷用于制备丙烯，最终用于制备聚丙烯。预计未来20年塑料产量将翻番，达到每年6亿吨。将天然气转化为石化产品来制造塑料，会释放出大量的二氧化碳和氮氧化物，加剧海洋酸化³³，而水力压裂法和塑料生产的排放物则会毒害人体健康和环境。



气候变化和海洋污染物

气候变化的影响不断加剧，这使日渐严重海洋污染物问题的解决变得更加紧迫。一些地区曾经被认为是许多主要持久性生物累积性有毒物质的环境汇，正迅速成为世界海洋新的二次污染源³⁴。

许多持久性有机污染物的半挥发性，意味着在气候更温和的纬度产生的这部分全球持久性有机污染物负担通过大气过程和海洋过程输送到极地地区。全球变暖正在改变极地气候，升高的温度正在重新调动来自冰、雪、水、土壤和沉积物等“极地汇”的历史污染物。这些污染物正在迅速成为大气中持久性有机污染物的二次来源，有关方面已从北极土壤和海洋重新释放六氯环己烷（HCH）的现象中观察到这一过程³⁵。

气候变化正在影响有毒化学物质从材料、库存和受污染场址释放的速度。较高的温度会改变持久性有毒物质在空气和土壤之间及其在空气、水和沉积物之间的分配速率，从而增加其在空气中的释放量。较高的温度还会增加风、风暴、洪水和极端天气事件，从而正在改变空气和水中的化学污染物分布。

在海洋中，气候变化改变了盐度水平，加剧了海洋酸化和富营养化，改变了水氧含量，并影响了物种的营养状况³⁶及其适应性。这些变化无论是单独或是共同作用，都能增强化学物质对野生生物的毒性作用，从而增大疾病风险并使物种更脆弱。

海洋酸化是最普遍的影响之一。由于化石燃料的使用和森林砍伐等活动，大气中的二氧化碳浓度上升，更多的气体被海洋吸收，从而逐渐提高海水的酸性。

这种日渐严重的酸化直接影响鱼类，腐蚀它们的鳃并降低其骨骼的钙含量³⁷。它也会影响它们的产卵能力³⁸，并且鱼苗无法抵抗酸性。另有研究表明，更多的酸性水会干扰鱼类的神经递质，从而影响其行为³⁹。酸化还会对其它一系列海洋生物产生不利影响，包括水螅型珊瑚虫（它们构成许多珊瑚礁的基础）、翼足目⁴⁰等小型软体动物，以及许多鱼类、鲸和鸟类赖以生存的磷虾⁴¹。

气候变化影响也在影响化学降解、生物可利用性和毒性⁴²。例如，升高的水温已被证明可以增大常用农药对水生物种的毒性⁴³。气候引起的水酸度变化也被证明会影响有毒物质在海洋生物体内的生物累积⁴⁴。

全球社会正在努力解决日益严重的海洋污染问题，同时也必须查明气候变化的原因及其对化学物质归宿和毒性的影响。





第二章

查明海洋污染物

海洋环境受到有毒化学混合物和每天进入江河湖海的废弃物的共同影响。虽然环境评估通常是针对个别污染物开展的，但实际上海洋生物会同时暴露于多种化学物质和其它压力因素，例如逐渐升高的海水温度、海水酸度和脱氧。

几十年来，人们已对某些持久性海洋污染物有所了解。例如，1974年有人发表了一篇描述南大西洋海龟卵受多氯联苯和滴滴涕污染情况的论文⁴⁵。近些年，我们意识到的污染物种类增加了许多，其中的一些化学物质挑战了我们对持久性有毒化学物质的定义以及我们对其影响的想法。

对于化学物质在生物体内生物累积的能力，我们曾经只是对其亲脂性或“脂肪爱好”有所了解。这种性质使其能够积聚在生物的脂肪组织中。然而，含氟化学品迅速成为最广泛的海洋污染物之一，使我们对持久性有了新的认识。它们不是在脂肪组织中积累，而是与血液和肝脏中的蛋白质结合。全氟化合物的末端分解产物凭借其强碳氟键而难以在环境中进一步分解，因此有时被称为“永久化学品”。

另外，通常不符合持久性标准的一些化学品，例如邻苯二甲酸酯，由于它们会被掺入塑料聚合物中，所以可能会长期存留在海洋环境中，并传输到地球的偏远地区。

对于许多新的海洋污染物，其生态毒性或对人类健康影响的信息即便有，也是很少。其中一些污染物甚至缺乏基本的化学信息。若存在可用的毒性信息，则人们通常会对化学品予以单独评估。这种单一污染物风险评估方法不可避免地导致人们低估海洋生态系统面临的危害和风险。

化学混合物（例如我们在海洋污染物中看到的那些）的毒理学影响可以产生叠加效应（即多种化学物质的毒性加在一起）或协同作用，后者意味着化学物质会增大彼此的毒性⁴⁶。一些持久性海洋污染物已被证明会加剧某些农药以及其它持久性有机污染物的不利影响⁴⁷。

甚至生物暴露于有毒物质的顺序也会影响它们的毒性⁴⁸。例如研究人员发现：在淡水甲壳类动物中，当两种有毒化学物质的暴露顺序被颠倒时，在剂量相同的情况下，毒性也会发生变化。

我们在对海洋和海洋生物所接触的复杂污染混合物的身份和影响的认知方面，存在严重的空白。

内分泌干扰物

海洋中的复杂化学混合物包括许多内分泌（激素）干扰化学物。由于这类化学物质能够模拟或干扰生物体内激素的合成、输送和自然更新，或是与之竞争，因此即便是低水平的非线性暴露也可导致内分泌系统的短暂乃至永久变化。

现在有证据表明：在全球物种损失以及两栖动物、哺乳动物、鸟类、爬行动物、淡水和海洋鱼类以及无脊椎动物的数量减少方面，与内分泌干扰物的接触发挥了重要作用⁴⁹。

内分泌干扰物会影响野生动物的繁殖、代谢、发育和免疫功能。这可导致对传染病的易感性升高（特别是在海洋哺乳动物当中）或激素敏感性癌症的发展⁵⁰。

内分泌干扰物通常具有非常规的剂量反应关系，名为“非单调剂量反应”（non-monotonic dose-response/NMDR）⁵¹。这意味着低剂量暴露的影响不能通过高剂量暴露来预测，并且对于某些情况下的特定反应，低剂量相比高剂量实际上可能产生更大的影响。表现出非单调剂量反应的化学物质包括塑料添加剂、洗涤剂 and 表面活性剂、多环芳烃、重金属、农药、阻燃剂、多氯联苯和二噁英（dioxins），以及类二噁英化学物质。

发育中的生物特别容易受到内分泌干扰物的影响。在关键而敏感的发育阶段，对自然过程的任何干扰都可能改变生理系统的结构和/或功能，这种改变有时是不可逆转的。这同样适用于海洋哺乳动物、鱼类和其它物种，人类也不例外。

人类的内分泌相关疾病包括：男性生殖影响；隐睾症、尿道下裂、睾丸癌以及女性青春期提前；白血病；脑癌和神经行为障碍；肥胖、2型糖尿病和心血管疾病⁵²。

目前在一些食鱼鸟类和海洋哺乳动物种群中，诸如多氯联苯、有机氯农药和甲基汞等内分泌干扰物所导致的身体负担达到了已知会对繁殖和免疫系

统产生影响的程度。在接触此类化学物质较多的动物当中发现了较高的繁殖问题发生率⁵³。

三丁基锡和性畸变

最广为人知的海洋环境内分泌干扰物故事是防污涂料中使用的三丁基锡对海洋软体动物的影响。含有三丁基锡的防污涂料被用于许多船只，它们经常停泊在靠近商业海贝养殖区的河流入海口和码头。

即使是浓度非常低的三丁基锡也会破坏许多软体动物的繁殖功能，一些雌性海洋蜗牛会出现名为“性畸变”的雄性性状。当浅表排泄管最终阻止卵子的释放时，雌性就会失去生育能力⁵⁴。1995年，一项对南澳大利亚海岸的海洋腹足类动物所做的调查显示，这些动物全都表现出“性畸变”⁵⁵。海洋软体动物的敏感性使其成为海洋生态系统中内分泌干扰的重要指标物种⁵⁶。

三丁基锡还能激活与脂肪发育相关的激素受体。在产前生活期间接触该种物质的小鼠变得更胖，这种特点可以传给后代⁵⁷。虽然大多数国家已经不再使用三丁基锡防污涂料，但仍在使用含锡塑料稳定剂，并且它们还被证明能引发鱼类的免疫紊乱并诱发腹足类动物的性畸变⁵⁸。二丁基锡是一种用于制造聚氯乙烯的化学品，可以改变小鼠的葡萄糖代谢并增加其脂肪储存量⁵⁹。

汞——无处不在的海洋污染物

汞是海洋环境中的一种无处不在的内分泌干扰污染物⁶⁰。每年有数千吨汞被排放或再次排放到大气中，其中相当大一部分进入海洋。

汞污染源包括燃煤发电的大气排放、汞电池氯碱工厂和氯乙烯单体生产、废弃物焚烧、牙科与手工和小规模采金（artisanal and small-scale gold mining/ASGM）等行业。在手工和小规模采金行业，汞被用于将黄金与未精炼的矿石分离，导致水体和社区的广泛污染。

有机汞杀菌剂已被广泛用于澳大利亚等国的甘蔗种植，污染土壤和邻近水体。含汞美白化妆品仍在亚非国家及网上出售。

发展中国家，特别是小岛屿发展中国家，对含汞废弃产品的管理不善，在产品被填埋后依然导致汞渗入土壤和水体。

联合国环境规划署（UNEP）与北极监测和评估计划（Arctic Monitoring and Assessment Program/AMAP）估计，2010年人类导致的全球空气汞排放总量约为2,063公吨。化石燃料燃烧和小规模采金业占比超过三分之二⁶¹。

在水生环境中，无机金属汞被细菌生物转化为剧毒的甲基汞。在毒性、持久性、生物累积性以及远距离迁移能力方面，甲基汞的特征与持久性有机污染物相似。它在水生生物中具有亲脂性和生物累积性，并在鲨鱼、金枪鱼和箭鱼等顶级捕食者中生物放大，达到高浓度。某些鱼类的甲基汞含量可达到周围水体的100万倍⁶²。

4 ppm的汞就可使鸟类中毒，而据报道，肉足鹳这种海鸟体内的汞含量有时竟达30,000 ppm⁶³，表明海洋食物链受到严重污染。

汞污染严重的亚太地区

亚洲及太平洋地区育龄妇女的汞监测由联合国环境规划署、生物多样性研究所（Biodiversity Research Institute/BRI）和IPEN联合开展⁶⁴。来自六个国家的64名妇女参加了这项研究，一共提供了234个样本供BRI实验室分析。这些国家包括库克群岛、基里巴斯、马绍尔群岛、尼泊尔、塔吉克斯坦和图瓦卢。与其它地区相比，太平洋小岛屿发展中国家的妇女体内汞含量非常高。大多数太平洋岛民的饮食都含有丰富的海鲜，他们吃的大型捕食性鱼类的肉中含有高浓度的甲基汞。在参与该研究的150名太平洋岛民中，96%超过了头发中1 ppm总汞的参考水平⁶⁵，而其它地方的参与者则为21.4%。

人类食用受污染的鱼类会导致体内汞的积聚，尤其是在髓鞘质（包裹并保护神经纤维的脂肪层）、大脑和脊髓中积聚。甲基汞的取样表明，在一些发展中国家，甚至在工业污染不常见的国家，人们通过富含鱼类的饮食摄入甲基汞。

人体内的高浓度甲基汞会伤害所有年龄段人群的大脑、心脏、肾脏、肺和免疫系统。胎儿和幼儿血液中的高浓度甲基汞会损害正在发育的神经系统并影响其发育，从而可能降低智商。依赖海产品获取蛋白质的社区长期承受着远超正常比例的更危险的有毒汞剂量。

全球有毒污染物：持久性有机污染物

持久性有机污染物是有毒的碳基化合物，污染了包括海洋和海洋生态系统在内的全球环境。它们长期存在于环境中，能够远距离迁移。持久性有机

污染物在人类和动物组织中生物累积，并能在食物链中生物放大，海洋食物链也不例外。

1962年，公众第一次意识到了持久性有机污染物的影响。生物学家雷切尔·卡森（Rachel Carson）于当年发表了《寂静的春天》。在这本如今全球闻名的书中，她着重指出：空中喷洒滴滴涕杀死蚊子的行为导致鸟类死亡。过了不到十年，公众开始意识到另一种持久性有机污染物二噁英及其对橙色剂的污染。橙色剂在越南战争中作为落叶剂的破坏性影响很快为服役人员、越南人民和全球社会所知。数十年后，二噁英的污染影响仍在继续⁶⁶。

数十年来，持久性有机污染物一直被广泛使用，已从农业、制造业、废弃物和消费品中大量释放到环境中。二噁英和呋喃等持久性有机污染物还是工业过程和焚烧的副产品。

《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》（以下简称“《斯德哥尔摩公约》”）中列出了有待最终淘汰的28种（或组）化学物质。目前，作为联合国技术小组的持久性有机污染物审查委员会正在对更多的化学物质实施评估以将其纳入该公约。但是，可能有500多种化学物质超过了现行所有4种持久性有机污染物标准（持久性、生物累积性、毒性和远距离迁移能力），也应被视为潜在的持久性有机污染物。其中大约10种是高产量化学物质⁶⁷。

大多数持久性有机污染物具有半挥发性，在被有意或无意释放后，通过水流、气流或空中颗粒物在地球上迁移，甚至能到达最偏远的地区。在气候较温和的纬度产生的持久性有机污染物被输送到极地地区，那里普遍的寒冷条件减弱了它们的挥发性⁶⁸。这导致它们沉积在寒冷气候的环境汇中，如雪、冰/海冰、土壤、沉积物、淡水和海洋。持久性有机污染物的这种长期环境迁移导致了全球海洋环境的污染。

在格陵兰岛东北部和南极洲东部的沿海地区，在春季海冰融化的早期阶段，有关方面对空气、雪、海冰和海水做了一系列持久性有机污染农药的测试。北极地区的海水、海冰和雪的污染物浓度通常高于南极。在目前的气候条件下，印度-太平洋区的南部海洋仍然是持久性有机污染物的环境汇⁶⁹。

持久性有机污染物在水生生物群中具有很高的生物累积潜力，特别是在南极物种中，与温带鱼类相比，这些化学物质的消除率往往更低⁷⁰。

北极食物网的污染情况

寒冷的北方环境和基于脂肪的北极食物网有利于持久性有机污染物的保留和累积。在一个名为“全球蒸馏”的过程中，盛行的洋流和风流将污染物带到北极，随后它们被那里寒冷的气候留住。人们认为迁徙动物通过排泄废物和分解过程将其身体负担卸载到北极生态系统中。流入北极水域的大江大河也有贡献。与其它地区相比，北极地区的持久性有机污染物储存能力似乎更强。因此，一旦持久性有机污染物进入北极，它们就很容易被纳入生物系统和北极食物网。北极社区和依赖传统食物的原住民（例如，绿色蔬菜、浆果、鱼类以及陆地和海洋哺乳动物在阿拉斯加原住民饮食中占比80%）通常承受着最大的化学污染负担。即使是我们体内的微量持久性有机污染物也会导致癌症、神经和学习障碍、激素（内分泌）中断，以及生殖系统和免疫系统的细微变化。儿童特别容易因接触这些持久性化学物质而受害。此类接触可能发生于子宫、母乳喂养，以及儿童的早期快速生长和发育期间。

改编自“Alaska Community Action on Toxics”

链接：https://www.akaction.org/tackling_toxics/world/global_transport_toxics_arctic/

持久性有机污染物对野生生物和海洋环境的影响可能有很大差异，但一般而言，持久性有机污染物可能会导致人类和海洋生物的严重健康问题，包括某些癌症、出生缺陷、免疫系统和生殖系统功能失调、对疾病的易感性更高，甚至智力下降。

海洋环境中的持久性有机污染物

海洋环境中发现了很多持久性有机污染物，例如：

多氯联苯是一大组高毒性并能干扰内分泌的工业化学品。从20世纪30年代投产到70年代停产，全球的多氯联苯总产量约为130万吨。大约65%被认为是在垃圾填埋场或仍在电气设备中，但其余35%可能会在沿海沉积物和公海中被发现⁷¹。

多氯联苯广泛用于变压器中，这些变压器在其寿命结束时通常会进入垃圾填埋场。它们被用作电缆和其它聚合物（如聚氯乙烯涂料）的阻燃剂。人们有时通过喷砂将这些涂料从水基础设施中除去。这导致大量受污染的细颗粒物最终进入河流和海洋⁷²。被多氯联苯污染的涂料的自然风化、翻新和挥发导致了港口沉积物中多氯联苯含量增加，如果浓度很高，则当地政府会建议不要食用某些海产品⁷³。

多氯联苯污染了更广阔的海洋环境，南极洲和北极地区也未能幸免。来自南极洲的某些鱼类中多氯联苯的浓度仍在上升⁷⁴，而中国沿海地区和河流

入海口的多氯联苯污染最严重⁷⁵。人们已经在许多海洋生物体内测出了75种多氯联苯，即使是在马里亚纳海沟的偏远深处也是如此。在海面下方近10公里的片脚类生物（形似虾的甲壳类动物）体内发现了高浓度的多氯联苯⁷⁶。

多氯联苯是剧毒物质，其不良作用包括体重减轻、免疫抑制、肝中毒、生殖和发育毒害以及内分泌干扰等。在水生物种中，多氯联苯会影响生长和繁殖。多氯联苯也是致癌物质⁷⁷。

多氯联苯是世界上毒害作用最严重的遗留物质之一。2001年，《斯德哥尔摩公约》禁止所有缔约方有意生产多氯联苯，但允许继续使用诸如变压器或电容器之类的含有多氯联苯的设备直至2025年。2028年之前，各国没有义务最终处置和销毁所有含多氯联苯的废弃物。遗憾的是，即使这些目标也不太可能实现。多氯联苯造成的污染持续了数十年，并可能再延续数十年。它引发了针对制造商孟山都公司的数十起诉讼案件，要求它支付清理和修复费用⁷⁸。

二氯二苯三氯乙烷（DDT，即“滴滴涕”）是一种有机氯杀虫剂，由于严重影响动物健康而被禁止在农业中使用。滴滴涕是一种内分泌干扰物。据估计，在20世纪40-70年代，全世界使用了150万吨滴滴涕，一些国家仍在用它来控制携带疟疾病毒的蚊子⁷⁹。滴滴涕对多种水生生物有毒害作用。当污染物向食物链上游移动时，海洋生物将滴滴涕及其降解产物滴滴伊（DDE）浓缩数百万倍，最终使鱼类或食鱼动物体内达到中毒水平。

虽然目前滴滴涕往往在南半球使用，但北半球的滴滴涕浓度正在上升。尽管一部分滴滴涕最终沉入深海，被埋入沉积物中，但研究表明大量的滴滴涕正在从全球海洋中释放出来。滴滴涕不断从海洋重新进入大气层，



从较温暖的南部水域更迅速地蒸发，然后再次在较冷的海中溶解，如此循环⁸⁰。

六氯环己烷被用作有机氯杀虫剂，比如林丹（lindane），它也是一种内分泌干扰物。六氯环己烷有两种异构体——乙型六氯环己烷和甲型六氯环己烷⁸¹。它们具有神经毒性（破坏性神经组织）和肝毒性（破坏肝细胞），并在实验动物中引起免疫抑制作用和癌症^{82、83}。

林丹较易挥发，每年有数百吨进入大气层⁸⁴，其中相当一部分已经沉积在海洋中。六氯环己烷异构体是北冰洋中最丰富的有机氯，导致海洋哺乳动物中六氯环己烷异构体残留量增加⁸⁵。

流经农药林丹使用区的河流是海洋环境的六氯环己烷重要来源。林丹比其它大多数有机氯化合物都更易溶于水，并且在水中非常稳定，在海水中的半衰期可长达200天。其主要去除方式包括沉积物的吸附和海洋生物群的吸收⁸⁶。

六氯环己烷异构体对水生生物有剧毒⁸⁷，0.5-2.5微克/升的水中浓度已被证明对鱼、虾和蟹具有致命性⁸⁸。在中国渤海沿岸10个城市的9种软体动物中发现了乙型六氯环己烷⁸⁹。

尽管林丹的亲脂性低于其它有机氯化合物，但它具有生物累积性，并且可能会通过食物链生物放大。1990-2001年，阿拉斯加社区的自给食物取样发现，鲸和海豹的总六氯环己烷浓度最高，而海象、白鲑和鲑鱼等其它海洋物种体内的浓度也很高⁹⁰。

六氯苯（HCB）是一种广泛使用的农业杀真菌剂和工业化学品，仍有大量库存。六氯苯既是致癌物又是内分泌干扰物⁹¹，在燃烧过程中会有少量释放到空气中。一旦释放，六氯苯对生物降解具有很强的抵抗力，并且在水中非常持久。六氯苯在水中和大气中的半衰期为2.7-6年⁹²。

在水中，相当一部分六氯苯被颗粒物和沉积物吸附，这可能会使其在海洋环境中更持久。在澳大利亚悉尼的一个排污口附近的沉积物中发现了高浓度的六氯苯⁹³。

在北极地区的空气、水和海洋生物中检测出了六氯苯，它通过二次中毒及其巨大的生物放大潜力对海鸟和哺乳动物构成威胁。

六氯丁二烯（HCBd）主要是干洗液四氯化碳和四氯乙烯制造工艺的副产品。六氯丁二烯是一种持久性生物累积性内分泌干扰物。它对水生生物有剧毒，并且已出现在海水和沉积物中。六氯丁二烯在水生物种中生物累



积，存在于北极海洋无脊椎动物、鱼类、海鸟和包括北极熊在内的哺乳动物体内⁹⁴。美国环保署将六氯丁二烯列为可能的人类致癌物⁹⁵。

五氯苯（PeCB）是一种工业化学品、阻燃剂、化学中间体和杀真菌剂。五氯苯也是在燃烧和工业流程中无意产生的，并且在一些溶剂和农药中被视为杂质。它是环境中的持久性内分泌干扰物，具有很强的生物累积性，并且在北太平洋、白令海峡和楚科奇海峡收集的水样出现了它的身影⁹⁶。

五氯苯对水生生物的毒性很大，可能对水生环境造成长期不良影响。在北极和南极地区的鱼类、企鹅、海豹、白鲸、北极熊、北极狐和其它捕食性哺乳动物等许多海洋物种中测出了五氯苯⁹⁷。当使用淡水和海洋片脚类生物进行评估时，五氯苯与芘（煤焦油中存在的芳烃）等其它有机化学物质表现出叠加毒性⁹⁸。

五氯苯酚（PCP）已被用作除草剂、杀虫剂、杀真菌剂、除藻剂、消毒剂、木材防腐剂，以及防污涂料中的成分。五氯苯酚可以分解或转化为五氯苯甲醚（PCA）。两者都具有肝毒性、致癌性、免疫毒性、神经毒性和生殖毒性，也都是内分泌干扰物。

五氯苯甲醚是半挥发性的，是偏远海洋对流层中最丰富的污染物之一。对流层是地球大气层的最低层，几乎所有天气状况都在这里发生。研究表明，海洋可能是空气中五氯苯甲醚的主要连续来源⁹⁹。五氯苯酚和五氯苯甲醚存在于世界各地的空气、水、土壤和生物群中，海洋环境和偏远地区也不例外。两者都对水生生物有很高的毒性。

五氯苯甲醚污染了加拿大北极地区的海洋物种，如北极熊、环斑海豹、北极红点鲑、内陆红点鲑、湖鳟和江鳕。据报告，格陵兰岛的水生无脊椎动物、鱼类、鸟类和哺乳动物体内也有残留物。北海、沿海水域以及德国、荷兰和英国的河流入海口已发现五氯苯酚¹⁰⁰。

六溴环十二烷（HBCDD或HBCD）是一种阻燃剂，主要用于发泡聚苯乙烯（EPS）和挤塑聚苯乙烯（XPS）泡沫绝缘材料，以及一些纺织品和电子设备。

六溴环十二烷在全球环境中广泛存在，并已在淡水和海洋生物群中被发现。六溴环十二烷在20世纪70年代初至80年代沉降在沉积物中，目前仍大量存在于亚洲和欧洲的海洋沉积物中¹⁰¹。

六溴环十二烷对水生生物具有很强的毒性¹⁰²，并且已出现在一些欧洲水域的鱼类体内¹⁰³。六溴环十二烷在北极环境中无处不在，污染了北极食物网，殃及白鲸等海洋哺乳动物、鱼类、北极熊和海鸟。在爱尔兰海的爱尔兰海岸和苏格兰海岸逗留的鼠海豚体内测出的六溴环十二烷浓度属于海洋哺乳动物此类物质浓度的最高水平¹⁰⁴。

在水产养殖场的牡蛎体内也发现了六溴环十二烷，这些养殖场曾使用含有六溴环十二烷的聚苯乙烯浮标¹⁰⁵。

若哺乳动物暴露于六溴环十二烷，则可能对神经内分泌系统产生严重影响¹⁰⁶，并且可能在后代的早期发育阶段对其产生影响。六溴环十二烷可能会影响生殖系统和发育。一些影响是跨代的，即影响亲代和后代¹⁰⁷。

六溴环十二烷已被列入《斯德哥尔摩公约》以便在全球范围淘汰，并且对于大多数缔约方而言，对建筑保温用途的五年特别豁免将在2019年到期。

多溴二苯醚（PBDE）被用作阻燃剂，并可与塑料等材料物理结合。溴化阻燃剂是神经毒素，也就是说，这种物质能改变神经系统的结构或功能。多溴二苯醚也表现出发育毒性

商用八溴二苯醚（OctaBDE）的主要成分是六溴二苯醚和七溴二苯醚¹⁰⁸。四溴二苯醚和五溴二苯醚组成了商用五溴二苯醚¹⁰⁹。

十溴二苯醚（DecaBDE）主要用作计算机和电视机塑料外壳的阻燃剂，因此成为了电子废弃物的主要有毒成分。电子废弃物和循环利用的受污染塑料都为环境持续提供了十溴二苯醚，特别是在废弃物阶段。十溴二苯醚在使用过程中的排放量也很大，使其成为全球环境中最普遍的阻燃化学品之一¹¹⁰。



多溴二苯醚在环境中具有很高的持久性。30年后，五溴二苯醚（PentaBDE）在海洋沉积物中仍然很明显¹¹¹。多溴二苯醚在水生和陆生物种中都会生物累积，并已出现在各种海洋哺乳动物、海鸟和鱼类体内，偏远北极地区也未能幸免¹¹²。顶级捕食者体内也发现了很高的十溴二苯醚浓度¹¹³。圣劳伦斯河口的白鲸脂肪浓度在不到三年的时间内增加了一倍¹¹⁴ 而在南极洲，对磷虾和浮游植物的测试表明多溴二苯醚浓度随着时间的推移而上升¹¹⁵。

在水生生物和哺乳动物体内，五溴二苯醚已显示出生殖毒性和神经发育毒性以及对甲状腺激素的影响¹¹⁶。八溴二苯醚（OctaBDE）对实验动物产生了神经毒性和对免疫系统的影响¹¹⁷，而十溴二苯醚已显示出生殖毒性、发育毒性和神经毒性作用。十溴二苯醚及其降解产物还可能成为内分泌干扰物¹¹⁸。

多溴二苯醚可以共同起作用，并在环境相关浓度下诱发人类和野生动物的发育神经毒性^{119, 120}。

一些多溴二苯醚虽然有很高的持久性，但可通过脱溴工艺分解。较高的溴二苯醚同源物可被转化为较低的、毒性可能更强的同源物。例如，人们发现十溴二苯醚会降解为五溴二苯醚和八溴二苯醚的组分¹²¹。

全氟/多氟烷基物质（PFAS）又名“全氟化合物”（PFC），是一大类工业和消费化学品，其中许多是内分泌干扰物和致癌物质，并对免疫系统有毒性。全氟/多氟烷基物质自20世纪50年代以来在家用和工业产品中被广泛

使用，原因是它们耐热耐油，防污防水。它们还被广泛用于灭火泡沫中，从而被直接释放到环境中。

全氟/多氟烷基物质污染导致许多制造商遭遇饮用水污染和人体健康影响诉讼。美国制造商3M公司与明尼苏达州检察总长洛瑞·斯万森 (Lori Swanson) 就该州饮用水全氟/多氟烷基物质污染8.5亿美元赔偿诉讼达成和解¹²²。杜邦公司和科慕制冷剂公司支付了6.71亿美元，以解决因其位于美国西弗吉尼亚州帕克斯堡的工厂泄漏全氟辛酸 (PFOA，又名“C-8”) 而导致的约3,550件人身伤害索赔¹²³。

2009年，全氟辛烷磺酸 (PFOS) 及其盐全氟辛烷磺酰氟被列入《斯德哥尔摩公约》。2018年，持久性有机污染物审查委员会正在对另外两种物质全氟辛酸和全氟己烷-1-磺酸 (PFHxS) 进行评估。

然而，全氟/多氟烷基物质有3,000¹²⁴ - 4,730种¹²⁵，其中多种已在海洋环境中测出。据估计，单一全氟/多氟烷基物质前体化合物可产生10-20种具有官能团的中间转化化合物，与初始化合物有很大不同¹²⁶。

全氟/多氟烷基物质在工业流程和消费品中广泛使用。全氟辛烷磺酸仍被用于电子零件、照片成像、液压油和灭火泡沫。它也是农药氟虫胺的意外降解产物¹²⁷。全氟辛酸及其相关化合物用于生产含氟聚合物，后者则用于生产不粘厨具和食品加工设备。全氟辛酸相关化合物还可用作纺织品、纸张和涂料的表面活性剂和防污处理剂。该物质可以由含氟聚合物塑料的不充分燃烧形成。全氟己烷-1-磺酸被用于多种消费品，如地毯、皮革、服装、纺织品、纸张、印刷油墨、密封剂和不粘炊具，还可用在消防泡沫中¹²⁸。

全氟辛烷磺酸、全氟辛酸和全氟己烷-1-磺酸均具有高度稳定性，并且由于其强大的碳-氟键而非常耐降解。它们在制造流程和产品使用过程中被释放出来。废弃物处置也会导致废水处理厂、排污口、垃圾填埋场和污染土壤排放这些物质。

在工业废料、地毯清洁液、防污地毯、房屋灰尘、微波炉爆米花袋、水、食品和铁氟龙中都发现了全氟辛酸残留物¹²⁹。

全氟辛烷磺酸在灭火泡沫中的使用导致地表水和地下水的广泛污染，特别是在机场和国防基地周围。它已出现于加拿大北极地区、瑞典、美国和荷兰的沿海、开阔海域以及生物群中。在中国各个城市的研究中，在所有水样中都检测到全氟辛烷磺酸，涉及地表水、海水、地下水、市政和工业废水以及自来水¹³⁰。



一旦释放，全氟/多氟烷基物质将通过空气、水和野生动物在全球迁移。它们或被直接释放到地表水中，或随着空气中的尘埃颗粒进入环境。然后，这些释放物通过大气沉降和海水挥发循环完成远距离迁移。

在来自北太平洋、北冰洋等海域的30个表面海水样本中，80%以上发现了全氟烷基羧酸（PFCA）¹³¹。作为另一种全氟/多氟烷基物质，全氟丁酸（PFBA）是样本中最常见的化合物，全氟辛酸则是第二丰富。中国东海表层海水中个别全氟/多氟烷基物质的浓度远高于其它采样海域。

作为全氟辛烷磺酸和全氟辛酸的替代品而引入的新型全氟化学物已被确定为潜在的全球地表水污染物。在中国、美国、英国、瑞典、德国、荷兰和韩国的地表水中发现了全氟烷基醚羧酸（PFCECA）和全氟烷基醚磺酸（PFESA），表明它们在全球地表水中无处不在。据估计，中国已向其五大河流系统排放超过12吨此类污染物¹³²。中国是全氟/多氟烷基物质的主要生产国。

在希腊沿海地区的海滩沉积物中测出了18种全氟/多氟烷基物质，其中全氟辛酸的浓度最高¹³³。全氟辛酸已出现于偏远地区的水、空气、沉积物和生物群中。全氟辛酸相关化合物一旦被释放，就会在环境或生物体内降解为全氟辛酸。全氟己烷-1-磺酸也在全球范围内分布，并已出现在南北极的空气、雪、海水、淡水湖泊和沉积物中，以及鱼类、海鸟、海洋和陆地哺乳动物体内。

尽管全氟/多氟烷基物质具有显著的生物累积性和生物放大性，但它们并不遵循其它持久性有机污染物的经典模式，即并不是被分配到脂肪组织，而是与血液和肝脏中的蛋白质结合¹³⁴。

在阿拉斯加和北极圈的野生动物体内发现了全氟辛烷磺酸¹³⁵，特别是在高等物种中，如北极熊¹³⁶和海豹等海洋哺乳动物¹³⁷。全氟烷基羧酸在北极野生动物体内也很普遍，积聚在它们的血液、肝脏和肾脏中，这些动物包括海豚和北极熊¹³⁸、鸟类¹³⁹、鱼类¹⁴⁰和其它海洋野生动物¹⁴¹例如比如海龟¹⁴²。另有证据表明，对于某些全氟烷基羧酸（C9和C10），高度脆弱的北极熊体内的浓度每5到8年就会增加一倍¹⁴³。

相关机构对长江和武汉汤逊湖的鱼做了全氟/多氟烷基物质分析。除传统的全氟/多氟烷基物质（例如全氟辛烷磺酸、全氟辛酸、全氟己烷-1-磺酸和全氟丁基磺酸（PFBS））外，在鱼肝中还检测出超过330种其它氟化化学物质¹⁴⁴。

全氟/多氟烷基物质对水生生物有毒性。斑马鱼 (*Danio rerio*) 在暴露于全氟辛烷磺酸后，若干代的存活率都会明显下降¹⁴⁵。鱼通过鳃排出一部分全氟辛酸，导致该污染物的摄入量和生物累积量减少，但它在海洋哺乳动物中会生物放大，并可影响海豚和海龟的免疫功能¹⁴⁶。淡水雄性罗非鱼、海洋贻贝和贝加尔海豹等水生生物已经表现出了全氟辛酸所诱发的雌激素效应、肝毒性、炎症和化学敏感性¹⁴⁷。

全氟辛酸还可加剧某些农药的不利影响¹⁴⁸，除草剂百草枯的毒性随全氟辛酸预暴露而加倍。在混合物中，全氟辛烷磺酸和全氟辛酸显示出复杂的交互作用，从叠加作用变到协同作用，然后再到拮抗作用，再变回到协同作用”¹⁴⁹。

全氟己烷-1-磺酸的生态毒性数据有限，但已观察到神经毒性、神经发育和内分泌影响¹⁵⁰。来自东格陵兰的150只北极熊的全氟/多氟烷基物质浓度（包括全氟己烷-1-磺酸）超过神经化学改变的阈值限值。

在人类当中，全氟辛烷磺酸与甲状腺疾病、免疫毒性和生育能力降低有关。全氟辛酸与肾癌和睾丸癌有关，并可导致甲状腺疾病、妊娠高血压和高胆固醇。有关方面已发现全氟己烷-1-磺酸在人体内的作用会影响神经系统、大脑发育、内分泌系统和甲状腺激素。

污染水生环境和海洋环境的其它全氟/多氟烷基物质的例子如下所示：

全氟壬酸（PFNA） 被用作表面活性剂，用于制备含氟聚合物聚偏二氟乙烯。全氟壬酸也是工业上和消费品中使用的前体化合物如氟代调聚醇

(FTOH)的分解产物。全氟壬酸对发育系统和免疫系统有毒性。它已出现于生物群中，其中包括海洋哺乳动物，例如偏远南北极地区的海豹、海豚和巨头鲸。美国特拉华湾海豚体内的高残留量归因于当地的工业排放¹⁵¹。

全氟丁烷磺酸盐被 (PFBS) 广泛用于户外消费品，如滑雪蜡、夹克、裤子和靴子。该物质对微生物降解具有很强的抵抗性，并污染饮用水、沉积物、河流和海洋生物群，例如座头鲸、海豚和江豚。全氟丁烷磺酸盐的毒理特征尚未得到很好的描述¹⁵²，但已被证明可以影响体外免疫反应，抑制人类胎盘细胞中的芳香酶¹⁵³，并改变斑马鱼的心率和行为¹⁵⁴。

全氟丁酸 (PFBA) 存在于滑雪蜡、皮革样品和户外消费品中，如夹克、裤子和靴子。该物质污染海洋、江河湖泊和海洋鱼类，甚至殃及北极地区。它也存在于污水处理厂的废水中¹⁵⁵。

短链氯化石蜡 (SCCP) 这组工业化学品的用途很广泛，比如在金属切削作业中用作润滑剂，在某些塑料、橡胶和地毯中作为阻燃剂，在油漆、粘合剂和密封剂中当作增塑剂。短链氯化石蜡可对肾、肝和甲状腺产生不良影响，即使在低浓度也对水生生物有毒性，破坏内分泌功能，并被怀疑会导致人类癌症。已经在诸如玩具和运动装备之类的儿童产品中发现了短链氯化石蜡¹⁵⁶。

一旦进入海洋环境，短链氯化石蜡就会持久存在，并可在沉积物中停留超过一年。它们以出现在偏远南北极地区的水、鱼、鸟类以及陆地和海洋哺乳动物中，表明存在广泛的污染。在白鲸和环斑海豹以及淡水生物群和各种鱼类中发现了高浓度的短链氯化石蜡。淡水和海洋无脊椎动物似乎对短链氯化石蜡特别敏感¹⁵⁷。

硫丹 (Endosulfan) 这种有机氯杀虫剂属于持久性有机污染物，具有遗传毒性、神经毒性和内分泌干扰性。硫丹已被用于包括咖啡、澳洲坚果、棉花、大米、高粱和大豆在内的各种作物，被用于控制采采蝇和牛的外寄生虫，并被用作木材防腐剂。硫丹以两种异构体形式存在： α -硫丹和 β -硫丹，两者对水生无脊椎动物和鱼类都具有高毒性。硫丹硫酸盐是一种分解产物，比硫丹异构体更具持久性和毒性¹⁵⁸。

硫丹持久存在于大气、沉积物 and 水中，并已在空气、雾、沉积物、淡水和海水、冰、雪和野生动物中测出，偏远北极地区也不例外。在40%的南极磷虾样本中也发现了 α -硫丹¹⁵⁹。在格陵兰的淡水鱼类、海鸟、虾和蟹等海洋生物以及环斑和竖琴海豹、小须鲸、白鲸和独角鲸等海洋哺乳动物体内测出了硫丹。自20世纪90年代以来，硫丹一直在北冰洋所有地区的地表水中净沉积。这种空气-水转移似乎是其进入北冰洋的主要通道。

目前使用的杀虫剂是海洋污染物

目前仍在使用的杀虫剂配方中的许多成分对海洋生物有潜在毒性，其中包括活性成分、配方化学品（如表面活性剂）、杂质和代谢物。杀虫剂通过污水和雨水系统、河流和溪流进入海洋环境，并在农业、林业、水产养殖、高尔夫球场、公园和花园、运动场、公用设施、路边植被维护和住宅区以直接径流、蒸汽和喷雾形式迁移。

不同类别的杀虫剂对水生生物有不同的影响。已知杀虫剂会导致死亡、癌症、肿瘤和病变、生殖抑制和障碍、免疫系统的抑制、内分泌系统的破坏以及细胞和DNA损伤。杀虫剂还会诱发行为变化，从而改变动物的生存能力，改变种群动态和/或导致生态系统失衡。在比较有机磷酸酯和拟除虫菊酯类杀虫剂对水生大型节肢动物（小龙虾和水虫）的毒性时发现，拟除虫菊酯类杀虫剂的毒性始终高于有机磷酸酯¹⁶⁰。

海洋环境中的其它压力因素，如温度、二氧化碳和氧气水平、pH/酸化、病原体和营养水平，都会影响杀虫剂暴露对海洋环境的影响。研究表明，长期接触某些化学物质（如硫丹、苯酚和毒死蜱）可降低物种对较高温度的耐受性¹⁶¹，这在受气候变化和全球变暖影响的当今世界引起了各方关注。

对来自农业溪流的甲壳类动物的研究显示，由于杀虫剂与温度胁迫之间的协同相互作用，这些动物对序列杀虫剂污染物的毒理敏感性增加。这些个体对杀虫剂暴露的敏感性是参考溪流中个体的2.7倍¹⁶²。

有关单位曾经开发**新烟碱类杀虫剂**以取代有机磷酸酯和氨基甲酸酯类杀虫剂。它们在结构上与尼古丁相似。在全球范围内，已经在各种水体中检测出新烟碱类杀虫剂，通常浓度较低，在若干微克/升范围内¹⁶³。渗入地表水是与全球广泛使用新烟碱类杀虫剂相关的主要问题之一，特别是在靠近水体的地方。

相关机构在加拿大安大略省实施了地表水调查，以评估15个地点的新烟碱类物质，其中包括农业区附近的9条溪流（流域面积 < 100平方公里），以及6条较大的溪流与河流（流域面积 > 100平方公里）¹⁶⁴。在三年（2012-2014年）研究期间，超过一半的地点中，超过90%的样本被测出最广泛使用的新烟碱类杀虫剂，即吡虫啉（imidacloprid）、噻虫嗪（thiamethoxam）和噻虫胺（clothianidin）。

水生昆虫特别容易受到新烟碱类杀虫剂的影响，并且在低于1微克/升的吡虫啉浓度下观察到慢性毒性。据报道，对于最敏感的水生物种，即使浓度



低于20微克/升也会产生急性毒性。吡虫啉以环境相关浓度干扰淡水片脚类甲壳动物 (*Gammarus pulex*) 的摄食。在比导致死亡的浓度低2个数量级的浓度下观察到这类杀虫剂对摄食率的影响¹⁶⁵。0.163微克/升吡虫啉浓度就可损害海洋糠虾 (*Americamysis bahia*) 的生长¹⁶⁶。

澳大利亚的某项研究调查了拟除虫菊酯和新烟碱类杀虫剂对澳大利亚东北部虾（对虾）水产养殖的影响¹⁶⁷。以前的研究表明甲壳类动物，包括具有重要商业价值的物种，对这些农药极为敏感。大多数养虾场都位于河流入海口附近，以获取咸水。上游的多种土地利用方式，如甘蔗种植、香蕉种植、肉牛养殖和城市化，都会影响水质。

该研究发现，虾对吡虫啉、联苯菊酯 (bifenthrin) 和氟虫腈 (fipronil) 的敏感性与其它甲壳类动物相当，并且它们对吡虫啉和联苯菊酯诱发的饲喂抑制敏感。对虾场进水中农药浓度的分析表明，在某些地方，所有这些杀虫剂的浓度都足够高，对虾的生长和存活造成负面影响。

有机磷酸酯和氨基甲酸酯被用于城市和农业环境。它们具有毒性并阻断乙酰胆碱酯酶 (AChE)，而这种酶对神经递质（它是身体的化学信使）的功能至关重要。氨基甲酸酯和有机磷杀虫剂的混合物具有相同的作用方式，因此它们的作用可以是叠加的或协同的。

毒死蜱 (chlorpyrifos) 是一种广泛使用的有机磷，作为一种内分泌干扰物¹⁶⁸，对水生生物和生态系统构成风险¹⁶⁹。主要暴露途径是从水中直接吸收，而膳食暴露于毒死蜱可能是由吸附在食物（如藻类、大型植物和无脊椎动物）上的残留物或摄入的沉积物颗粒引起的。

毒死蜱对甲壳类动物和海胆的毒性很大¹⁷⁰。几项研究报道了毒死蜱对节肢动物和鱼类行为的影响。对鱼类的亚致死效应的研究测出了嗅觉和行为的变化。大多数已报道的鱼对毒死蜱的行为反应与其对乙酰胆碱酯酶的抑制有关。

毒死蜱在水生生物体内生物累积，其残留物已在阿拉斯加州和加利福尼亚州的自由放养海獭的血液中测出¹⁷¹。

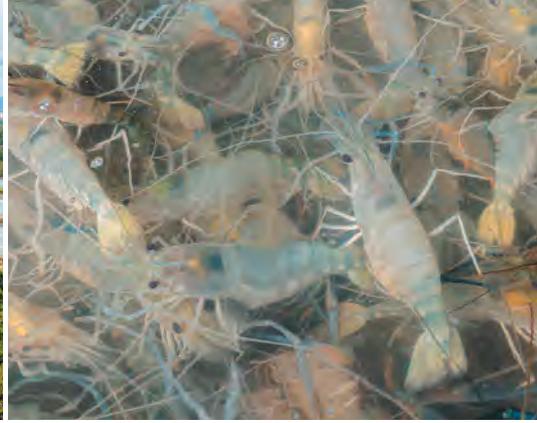
草甘膦 (Glyphosate) 是世界上使用最广泛的除草剂之一。草甘膦残留物存在于土壤、空气、地表水和地下水中¹⁷²，以及几个国家的海洋沉积物中^{173, 174}。关于海水中草甘膦持久性的研究¹⁷⁵发现，在低光照条件下（25摄氏度的半衰期为47天），它在海水具有中度持久性，在黑暗中具有高度持久性（25摄氏度的半衰期为267天）。氨基甲酸（AMPA）是草甘膦的主要微生物代谢产物，在所有条件下均被检测到。

草甘膦基除草剂已被证明具有内分泌干扰性^{176, 177}。草甘膦可改变微生物多样性和群落组成¹⁷⁸，并促进藻类繁殖^{179, 180}。据报道，商业草甘膦配方中的表面活性剂和润湿剂本身毒性更大，会增大草甘膦对非目标物种的生物利用度和毒性¹⁸¹。

杀虫剂和大堡礁

大堡礁代表了澳大利亚有最充分文字记录的农药污染海洋生态系统案例。流入大堡礁的农业径流包含通过河流到达海洋环境的养分、沉积物和杀虫剂，在大堡礁很多区域珊瑚覆盖面积减少方面，这类径流是重要的压力源¹⁸²。农业径流是大堡礁世界遗产保护区内其它河口生态系统和海洋生态系统（包括海草草甸和红树林系统）的重要压力源。

在洪水事件期间，在大堡礁的河流和小溪中测出的农药残留物包括除草剂敌草隆（diuron）、阿特拉津（atrazine）及其相关的降解产物，即去乙基阿特拉津和去异丙基阿特拉津、六嗪酮（hexazinone）、莠灭净（ametryn）、丁噻隆（tebuthiuron）、西玛津（simazine）、异丙甲草胺（metolachlor）、除草定（bromacil）、2,4-二氯苯氧乙酸（2,4-D）和二甲四氯（MCPA），以及杀虫剂吡虫啉、硫丹和马拉硫磷（malathion）。在出产甘蔗的地点，经常检测出最高浓度的敌草隆、阿特拉津、六嗪酮和莠灭净。敌草隆也出现在城市样本中，因为它被用于控制道路、花园小径和铁道上的一年生和多年生阔叶草¹⁸³。



研究还发现，通常在一年中的几周内发生的洪水羽流中，除草剂降解的可能性很小¹⁸⁴。排入大堡礁潟湖的河流中及其附近的沿海鱼类暴露于与大堡礁集水区甘蔗田使用的农药径流有关的雌激素化合物¹⁸⁵。

人们认为，在大堡礁世界遗产保护区的生态系统和生物所面临的风险当中，就有来自持久性除草剂的风险¹⁸⁶。

废水和药物污染

由于市政和工业废水处理不当，水质受到严重威胁。多溴二苯醚^{187、188} 和全氟/多氟烷基物质¹⁸⁹ 等多种污染物在废水处理厂中未被提取或销毁，已出现于污泥和污水中。

城市废水还会对水生环境和海洋环境排放药物污染物。废水处理系统不是为了去除药物残留物而设计的，其中许多化合物被排放到废水中，因此进入水生环境和海洋环境。

药物是以特定生物系统为目标的高活性化合物，即使在低浓度下也可能对各种生物的生理和行为产生不利影响。长期暴露于环境中复杂的药物混合物可能会加剧这些影响。

已在海水（包括海冰和近岸海水）和沉积物中检测出药物残留物^{190、191}。有关方面凭借超过71个国家的数据确定了环境中631种不同的药剂（或其代谢产物和转化产物），包括抗生素、非甾体类抗炎药（NSAID）、镇痛药、降脂药、雌激素和其它治疗组的药物¹⁹²。

在世界各地的河流系统中，最常见的61种药物化合物的中位浓度范围为6.2-163,673纳克/升¹⁹³。由于药物活性化合物被设计成在低浓度下具有活性，因此环境中的药物残留物即使在低水平下也可能对各种生物系统产生

防晒化学品和珊瑚礁

一些防晒乳液和个人护理产品含有二苯甲酮-3 (bP-3; 羟苯甲酮) 成分, 可防止紫外线的破坏作用。该物质是一种受到关注的海洋环境新污染物, 由游泳者扩散, 进入市政、住宅和船舶废水中。每年有6,000到14,000吨的防晒乳液进入珊瑚礁。虽然并非所有珊瑚礁都位于旅游区附近, 但全球大约10%的珊瑚礁面临着遭受防晒化学品损害的高风险¹⁹⁷。

珊瑚暴露于羟苯甲酮就会促进病毒感染¹⁹⁸, 导致珊瑚幼体畸形, 并可能损害他们的DNA。它也是一种骨骼内分泌干扰物。内分泌干扰效应使珊瑚幼体将自己包裹在自己的骨骼中, 导致死亡¹⁹⁹。即使高度稀释的羟苯甲酮也可被观察到有害影响。夏威夷已成为美国第一个通过立法禁用含有羟苯甲酮和桂皮酸盐的防晒剂的州, 因为它们对生态系统产生了重大的有害影响。

不利影响, 并对生态系统产生更广泛的负面影响。南极的蛤蜊受到当地两个研究站污水排放的影响¹⁹⁴。

一项研究发现, 某淡水湖中的黑头呆鱼长期暴露于至低浓度 (5-6纳克/升) 的合成雌激素17 α -乙炔雌二醇 (EE2, 用作避孕药) 中, 出现了生殖障碍。这导致该湖区鱼类种群完全崩溃¹⁹⁵。研究者们发现, 由于食物网遭破坏, EE2对黑头呆鱼群和湖中其它小型鱼类的直接影响对整个湖泊生态系统产生了相应的间接影响。这些小鱼损失导致较大捕食性鱼类 (如鳟鱼) 的食物供应减少, 导致这些鱼类的状况相应变差¹⁹⁶。

石油污染

石油污染是最显著的海洋污染形式之一。虽然油轮或石油钻井平台灾害经常最为明显, 但石油污染其实主要来自扩散源。石油通过城市和农场的雨水排放、工厂和其它工业设施的未经处理的废弃物以及未受管制的休闲游艇进入海洋。据估计, 每年约有7.06亿加仑 (约26.73亿升) 的废油进入海洋²⁰⁰, 其中超过一半来自陆地排水和废弃物处置。

石油废弃物也来自海上钻井作业, 例如油基钻井液和产出水处置、管道泄漏、井管故障和井喷。在第二次世界大战中沉没的一些船只仍然含有大量的石油。2003年, 美国政府从1944年在西太平洋沉没的一艘美国油轮的船体中抽取了1,000万升燃料²⁰¹。一些太平洋小国的岛屿附近有许多二战沉船, 无法解决这一石油污染源。石油也可能通过天然油藏的渗油进入环境。



严重的石油泄漏对海洋生物群和沿海渔业造成巨大危害。其直接影响可能是鱼类和野生动物的大规模死亡和污染，而长期的生态影响则可能包括海洋食物链的破坏和物种种群衰退。鱼类、海洋哺乳动物、海龟、两栖动物和海鸟均受到石油泄漏的影响。

对野生动物的危害包括诸如窒息、保暖能力减弱（例如海獭皮毛）等伤害，以及鸟类羽毛的防水能力受损。鸟类和海洋动物在尝试清洁自己或食用沾染石油的猎物时，很可能吞下石油并中毒。

接触和摄食的毒性作用可导致生殖系统受损和行为改变。鱼类和贝类可以消化石油，但这会导致繁殖和生长速度的变化甚至死亡²⁰²。具有重要商业价值的物种，如牡蛎、虾、鲱鳅、石斑鱼、箭鱼和金枪鱼，可能会遭遇种群衰退，被污染过于严重而不适合被捕获食用。

2010年的“深水地平线”石油泄漏导致500万桶石油和大约4.7万桶分散剂Corexit 9500和9527进入海洋环境²⁰³。分散剂是基于碳氢化合物溶剂、乙二醇单丁醚，外加非离子和阴离子表面活性剂²⁰⁴，对实验动物表现出毒性，影响其免疫、神经、心血管和肺系统²⁰⁵。“深水地平线”溢油事故导致水下羽流路径中的微型有孔虫（带壳的单细胞生物）相继死亡，但它们在接下来的几年中确实有所恢复²⁰⁶。还有证据表明鱼类出现异常皮肤病变²⁰⁷，一些鱼类的种群明显衰退。

多环芳烃 (PAHs)

原油由一万多种物质组成，主要是碳氢化合物。精确的成分根据原产地而有所不同，但通常含有重金属等污染物。

原油的一个重要成分是一组名为“多环芳烃”的物质。在海洋环境中，多环芳烃分为两类——燃烧源和石油源。燃烧源多环芳烃是由有机物质的不完全燃烧形成的，而石油源多环芳烃则存在于石油及其某些制品中。人们已经在挪威石油平台附近的贻贝中测出了多环芳烃²⁰⁸。大规模的石油泄漏、管道泄漏和油轮事故将多环芳烃直接释放到海洋环境中²⁰⁹。多环芳烃排放也与非常规天然气生产和不完全燃烧过程有关，例如发动机中的燃烧。加拿大阿尔伯塔省北部的焦油砂开采将多环芳烃释放到阿萨巴斯卡河²¹⁰。

多环芳烃不易溶于水，往往会积聚或附着在沉积物颗粒上。这是湖泊和河流沉积物的一个严重问题，因为许多鱼类在这些沉积物中产卵，其胚胎也在此发育。多环芳烃可被水和土壤中的各种细菌和微生物缓慢降解，但许多微生物受到多环芳烃毒性的影响。这意味着多环芳烃能长时间保留在环境中。1989年，“埃克森·瓦尔迪兹”号 (Exxon Valdez) 油轮在阿拉斯加海岸搁浅，向沿海生态系统释放了高达1.19亿升的原油。多环芳烃在沿海沉积物中持续存在了20多年²¹¹。

一些多环芳烃和/或其降解产物具有高毒性，可导致鱼类和其它动物的癌症、变异和先天缺陷²¹²。对于发育中的鱼胚胎，复杂多环芳烃混合物的急性暴露会导致心脏畸形和水肿。将鱼胚胎暴露于多环芳烃污染的沉积物中，会导致长期的运动改变和行为改变。在幼体早期阶段也观察到了运动改变²¹³。研究人员还表达了对爬行动物暴露于多环芳烃的担忧，理由是畸形和发育异常、肿瘤、生殖毒性、孵化成功率和存活率²¹⁴。

在“深水地平线”事故的第一次泄漏后约一个月，有关机构收集了受其影响的密西西比湾海岸产品样本。在所有四类海产品样本中检测到更高的总多环芳烃水平²¹⁵。

疏浚和海洋污染物

疏浚涉及沉积物的清除或转移，以改善港口的海上通道，修复受污染的沉积物或开展土地复垦活动。

疏浚不可避免地导致沉积物重新悬浮于水体中，增加浊度。当仔鱼将沉积物颗粒与食物混淆时，浑水就会直接影响鱼类，导致摄入的食物减少，仔



鱼存活率降低²¹⁶。被扰动的沉积物会闷死海草和贝类，并使遗留的污染物再次流动²¹⁷。

城市化或工业化区域附近港口的沉积物中可能含有大量的有机和无机污染物。疏浚废弃物可能受到持久性有机污染物、农药、石油烃、多环芳烃以及包括铜、铅、铬、镉、汞和砷在内的各种重金属的污染²¹⁸。

疏浚及其产生的浑浊将遗留的沉积污染物扩散到水体中。据报道，源自土地复垦和航道疏浚活动的悬浮物是新加坡最大的海洋污染问题²¹⁹。

2010年，澳大利亚最大规模的疏浚作业在大堡礁世界遗产保护区的格拉德斯通港开始。这个快速发展的工业化港口承载着多项产业。在它的水生环境和生物群中测出了包括铜、砷、镍、铬、铝、锰和锌在内的重金属，以及多环芳烃和三丁基锡²²⁰。

在2010-2013年的三年间，从格拉德斯通港移走了超过2,300万立方米的海床，导致大片港内海草遭到破坏。这次疏浚恰逢多种海洋有鳍鱼类和甲壳动物疾病事件。

在港口的水生物种中观察到疾病和死亡情况，涉及硬骨鱼类、软骨鱼类、甲壳类动物、软体动物、海龟、鲸目动物和海牛目动物（例如儒艮）²²¹。在一系列物种中发现溃疡性皮肤病和寄生病的患病率显著提高，而泥蟹则表现出高出以往许多的外壳病变患病率。在格拉德斯通海岸线发现的垂死和死亡的绿海龟中发现了很高的寄生病患病率²²²。2011年，格拉德斯通周围的海豚、儒艮和海龟的死亡率远高于长期平均值。

采矿废弃物和海洋采矿

采矿业是世界上最大的废弃物源头之一²²³。大多数工业规模的矿山都在陆地上处理其尾矿（硬岩采矿作业的副产品）²²⁴。然而，业界最近把注意力转向了其它尾矿处置方法，包括海底尾矿放置（submarine tailings placement/STP）和深海尾矿放置（deep-sea tailings placement/DSTP）。在海洋处置矿山废弃物的做法可能会对一系列生态系统产生重大的环境影响²²⁵。

尾矿的成分在很大程度上取决于开采矿石的组成和提取工艺。尾矿通常由淤泥颗粒、金属（包括锌、铜、砷、镉、汞和铅）、工艺化学品（例如浮选剂）和大量硫化物组成。矿石过滤工艺后留下的尾矿水甚至含有更高浓度的重金属²²⁶。

作为采矿业的主要问题之一，当含有硫化物的矿山废弃物暴露在大气和水中时，就会排放酸性水²²⁷，就像在矿山尾矿坝和储存区域中发生的那样。由此产生的金属污染水会破坏水生植物和动物的生长和繁殖。

矿山废弃物管理工作所涉及的困难和成本引起了业界对尾矿深海处置的兴趣。该工艺通常涉及通过排放口将已被精细研磨成岩浆的废弃物排放到1,000米以下的深度²²⁸。陆地矿山的深海尾矿放置作业是一种在深海发生的大规模工业活动，但其对海底生物群的影响规模和持续性尚不清楚²²⁹。但是，有研究表明，从尾矿中溶解的重金属可能会对深海环境产生长达60-70年的长期影响²³⁰。

在巴布亚新几内亚周围的采样地点，尾矿沉积对生活在水体基质中的底栖动物深海群落产生了严重影响，特别是在柔软的海底²³¹。这些沉积物居民（例如蛤蜊、管虫和穴居蟹）的丰度在采样深度范围（800-2,020米）内大幅减少²³²。

虽然对于许多陆地矿山来说，海底尾矿放置法仍然不实用，但该处置方法将成为深海采矿必不可少的一部分，由于陆地矿藏日渐减少，这种采矿方式正在引起人们的兴趣。海底存在大量矿藏，如“海底块状硫化物”（sea floor massive sulfides/SMS）。

对这种采矿形式潜在影响的建模研究表明，沉积排放物广泛而分散，沉积厚度在排放地点1公里范围内较大。一些颗粒物质可能会从这类地点延伸10公里，稳定速度低于自然速度。这可能会使生物窒息并将有毒金属和其它污染物释放到海洋中。在脱水深度排出的羽流也有可能产生毒性效应，这就类似于矿石或有害物质从采矿水面船只排出或因液压泄漏而溢出²³³。

虽然海底块状硫化物开采仍处于勘探阶段，但在西太平洋的开采活动离我们或许并不遥远²³⁴。

海洋塑料污染物

在海洋环境中发现的塑料相关化学毒性可能由以下原因导致：

- 来自以塑料为原料的制造活动的残余单体²³⁵，或塑料中使用的有毒添加剂，其可能从生物摄入的塑料中浸出，例如双酚A、邻苯二甲酸酯增塑剂和重金属；
- 塑料部分降解的中间产物的毒性，例如多环芳烃和聚苯乙烯中的苯乙烯。苯乙烯既是单体又是降解产物；
- 疏水化学物质，例如存在于海水中的持久性有机污染物，其被吸收或吸附，浓缩在微塑料碎片中。

挪威水研究所对从海洋环境中收集的塑料中测出的污染物做了全面核查²³⁶。这些污染物包括：

- 杀虫剂：滴滴涕和相关化合物、六氯环己烷、氯丹（Chlordanes）、环戊二烯类杀虫剂（Cyclodienes）、灭蚁灵（Mirex）和六氯苯
- 工业化学品和塑料添加剂：多氯联苯、多溴二苯醚、壬基酚（Nonylphenols）、辛基酚（Octylphenols）、双酚A和全氟/多氟烷基物质
- 副产物：多环芳烃和脂肪烃

塑料类型和添加剂

塑料通常是聚合物、残留单体和化学添加剂的复杂混合物。塑料分为几大类，包括聚乙烯、聚丙烯、聚苯乙烯、聚对苯二甲酸乙二醇酯和聚氯乙烯。诸如聚四氟乙烯（PTFE）和全氟烷氧基聚合物之类的含氟聚合物被用于许多不粘塑料和医疗产品中。

一旦在海洋中释放，塑料的环境归宿主要取决于聚合物密度。比海水密度更大的聚氯乙烯等聚合物可能会下沉，而密度较低的聚合物（如聚乙烯和聚丙烯）则会漂浮在水体中。塑料表面的生物污垢（生物定殖）等过程增加了颗粒的重量。

降解、碎裂和添加剂的浸出可能会改变物体的密度及其沿水体的分布²³⁷。

在制造工艺中，塑料添加剂被掺入聚合物中以改善其性能，例如通过添加阻燃剂来增强它们的耐热性，减少壬基酚的氧化损害，或通过添加三氯生

(triclosan) 来控制微生物降解。塑料的类型及其预期用途会影响所使用的塑料添加剂的类型。

- 增塑剂可提高柔韧性和耐久性，添加重量比为10-80%，例如邻苯二甲酸酯；
- 阻燃剂（10-20%）旨在降低火险，例如有机磷化合物、卤代酯，以及重溴化或氯化有机化合物，例如六溴环十二烷、多溴二苯醚/溴化阻燃剂、四溴双酚A（TBBPA）和三（2-氯乙基）磷酸酯；
- 稳定剂（0.1-10.09%），例如砷/有机锡化合物、三氯生、双酚A、镉和铅化合物，以及壬基酚化合物/辛基苯酚；
- 固化剂，例如甲醛；
- 着色剂，例如二氧化钛、镉/铬/铅化合物；
- 旨在提高硬度并降低成本的填料，例如碳酸钙、滑石和硫酸钡。

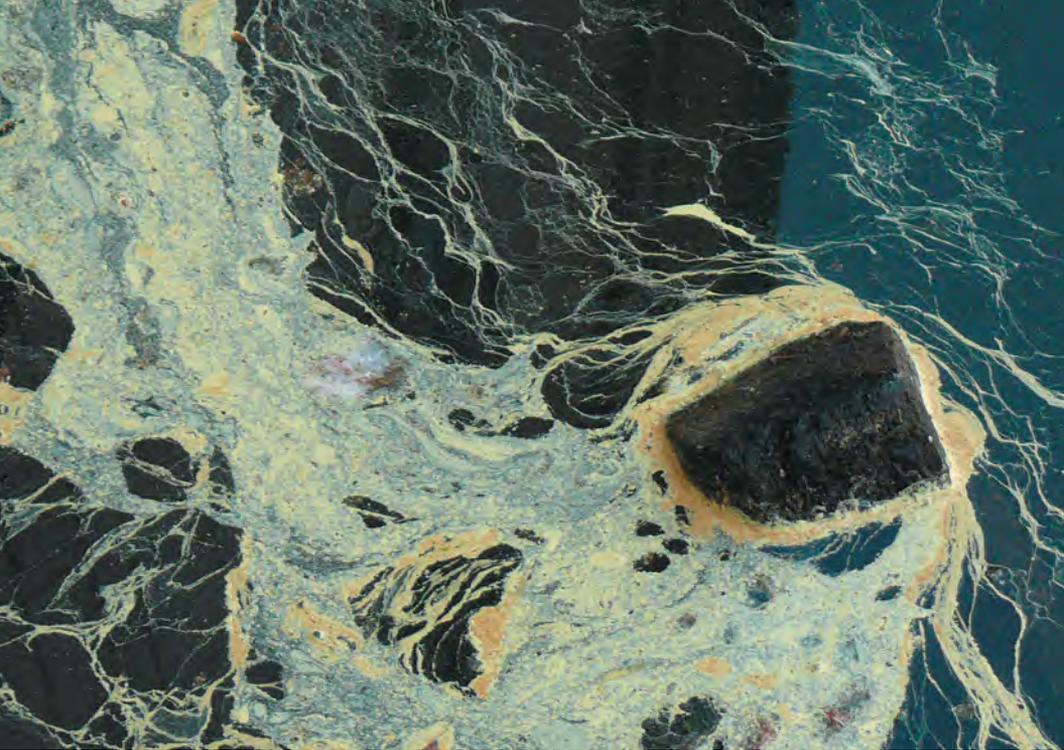
塑料添加剂已出现在海洋生态系统中，殃及那里的生物群。

邻苯二甲酸酯通常被用作增塑剂，存在于儿童玩具、个人护理产品和食品容器中。其中有些是已知的内分泌干扰物²³⁸。研究人员在海洋塑料颗粒中测出了邻苯二甲酸酯²³⁹。一项研究发现，超过一半的表面浮游生物样本含有带高浓度邻苯二甲酸酯（邻苯二甲酸二辛酯（DEHP）和单（2-乙基-己基）邻苯二甲酸酯（MEHP））的微塑料颗粒²⁴⁰。该研究警告说，在搁浅的长须鲸的脂肪中发现的单（2-乙基-己基）邻苯二甲酸酯浓度可能表明微塑料及其污染物是须鲸面临的新威胁。

双酚A是世界范围内生产的大批量化学品。作为聚碳酸酯塑料和环氧树脂的单体，它被用于食品容器和罐装食品的环氧基衬里。双酚A通过塑料废弃物、污水、河流和沿海水域进入海洋环境。

双酚A是一种已知的内分泌干扰物²⁴¹。四溴双酚A在某些塑料中用作阻燃剂，会降解为双酚A。在来自偏远海滩和公海的塑料碎片样本中检测出了相对高浓度的双酚A。从20多个国家（主要在东南亚和北美）的沙子和海水中发现了大量的双酚A（0.01-50 ppm）。聚碳酸酯和环氧树脂涂料和油漆曾被视为主要来源²⁴²。

多溴二苯醚在计算机和电视的塑料外壳中被用作阻燃化学品，因此成为电子废弃物的关键有毒成分。电子废弃物的燃烧是水生环境和海洋环境的重要多溴二苯醚来源。



在日本海岸采集的聚丙烯树脂颗粒中发现了**壬基酚**，后者被用作塑料的稳定剂，其浓度比沉积物高出2个数量级²⁴³。壬基酚也是由壬基酚聚氧乙烯醚（NPE）基表面活性剂环境降解形成的。

重金属被用作着色剂。在对海滩上的微塑料所做的研究中，在所有样本中都检测出了镉和铅，其中红色和黄色颗粒或碎片中的浓度较高。镉和铅的最大生物可给浓度超过了研究人员为当地海鸟的饮食估算的值，分别约为后者的50倍和4倍²⁴⁴。

海洋塑料中的内分泌干扰物

2011年，研究人员发现大多数塑料产品释放出雌激素化学物，称“不论树脂、产品或零售来源是何种类型，几乎所有商业塑料产品样本所浸出的化学物质都能够可靠地检测出内分泌活性，那些广告宣传为不含双酚A的产品也不例外。在某些情况下，无双酚A的产品所释放化学物质的内分泌活性比含双酚A的产品还更高²⁴⁵。”

常用的塑料添加剂，如邻苯二甲酸酯、双酚A、烷基酚（alkylphenols）和多溴二苯醚，均属于内分泌干扰物。邻苯二甲酸酯和双酚A都被证明



国际颗粒观察 (INTERNATIONAL PELLET WATCH)

国际颗粒观察是一个以志愿者为基础的全球监测项目，旨在监测海洋的污染状况。该项目于2005年推出，专门通过海滩的塑料树脂颗粒来监测持久性有机污染物。它提供的数据反映了从17个不同国家的30个海滩所收集颗粒的化学物质浓度。这些结果反映了这些国家特定持久性有机污染物过去和现在的使用情况。颗粒中的多氯联苯浓度在美国海岸最高，其次是西欧和日本，在亚洲热带地区、南非和澳大利亚较低。美国西海岸和越南的滴滴涕浓度很高。在南非的颗粒中检测出高浓度的六氯环己烷²⁶⁸。来自太平洋、大西洋、印度洋和加勒比海偏远岛屿的颗粒所含的多氯联苯、滴滴涕和六氯环己烷的浓度比工业化沿海地区的颗粒低1到3个数量级，但零星颗粒含高浓度持久性有机污染物²⁶⁹。

会影响软体动物、甲壳类动物和两栖动物的发育和繁殖，即使在非常低的环境浓度下也可能发生²⁴⁶。

一些具有内分泌干扰性的塑料添加剂，如多溴二苯醚，在塑料中的浓度可能非常高，约为1,000 - 500,000毫克/千克。这些物质已被广泛用作塑料和聚氨酯泡沫中的阻燃剂。六溴环十二烷仍被用于聚苯乙烯泡沫塑料 (EPS/XPS)²⁴⁷。四溴双酚A被用作环氧树脂、乙烯基酯树脂和聚碳酸酯树脂的阻燃剂，也具有内分泌活性²⁴⁸。

烷基酚聚乙氧基化物也是内分泌干扰物²⁴⁹。壬基酚可导致水生物种的雌性化或雄鱼的去雄性化。这降低了雄鱼的生育能力和幼鱼的生存率²⁵⁰。实验室研究证明了壬基酚可导致水生生物的繁殖能力受影响。上述影响包括：

- 大菱鲆的雄性和雌性激素水平变化；
- 降低青蟹和斑马鱼的配子生产和受精率；
- 降低虹鳟鱼胚胎的孵化率；
- 接触壬基酚的牡蛎的后代性别比例改变；
- 双性鳉鱼、鲟鱼和青蛙的发育，即后代具有两性特征²⁵¹。

壬基酚还可能诱发多种非繁殖效应，例如无法维持海鲷和大西洋鲑鱼的液体和电解质平衡，这可能会阻止它们从淡水迁移到海水中。暴露于壬基酚的蛤蜊和海胆分别表现出呼吸减少和畸形增加现象²⁵²。

塑料降解产物

塑料和树脂中未反应的单体以及降解产物均可能从聚合物中浸出到环境中，来自聚苯乙烯部分降解的化学中间体就是一例。

膨胀聚苯乙烯泡沫在海洋环境中普遍存在。它是美国加利福尼亚州橘县沿岸43个地点中数量第二多的海滩垃圾²⁵³。在沿海地区的海水和沙子中检测出苯乙烯单体和降解副产物，可能来自聚苯乙烯垃圾²⁵⁴。已有证据显示苯乙烯副产物来自聚苯乙烯产品，例如聚苯乙烯制造的方便面杯²⁵⁵。苯乙烯是一种动物致癌物质，可能是人类致癌物质和神经毒素。

发泡聚苯乙烯还可能含有属于持久性有机污染物类别的阻燃剂六溴环十二烷。在使用含有六溴环十二烷的聚苯乙烯泡沫塑料浮标的水产养殖场的牡蛎中发现六溴环十二烷浓度升高。在一些欧洲水域的鱼类体内发现了高浓度的六溴环十二烷²⁵⁶。

有毒污染物的吸收或吸附

海水中的生物降解过程会进一步促使塑料从海水中吸附或吸收有毒污染物。环境条件和暴露时间的综合影响可以改变塑料的特性。光老化（photo-weathering）可导致聚合物中的键断裂，形成裂缝并增大表面积和孔径，导致持久性有机污染物和其它持久性生物累积性有毒物质的更多污染。水生环境中的微塑料也易导致生物污染，生物材料可能会成为额外的吸附剂²⁵⁷。持久性有机污染物和其它海洋污染物可能会集中在微塑料碎片表面和内部，浓度比周围海水高几个数量级。

不同类型的聚合物似乎以不同方式从环境中吸引持久性有机污染物。例如，与聚对苯二甲酸乙二醇酯和聚氯乙烯碎片相比，低密度聚乙烯（LDPE）和聚乙烯塑料碎片更容易吸附污染物²⁵⁸。

在来自公海、偏远海滩和城市海滩的塑料碎片（<10毫米）中，多氯联苯、多环芳烃、滴滴涕和代谢物、多溴二苯醚、烷基酚和双酚A的浓度测量值为1至10,000纳克/克²⁵⁹。研究人员在城市海滩的塑料碎片中观察到了最高浓度的多氯联苯和多环芳烃，而在偏远海滩和公海的海洋塑料中也测出了很高的浓度。

塑料树脂颗粒

塑料树脂颗粒是塑料制造原料，它伴随其它塑料废弃物广泛出现于世界各地的海洋中²⁶⁰。这类颗粒所含的持久性有机污染物和其它污染物的浓度可

能取决于它们被冲上海滩之前在海洋或重污染地区停留了多长时间。树脂颗粒的颜色可能会影响污染物的浓度²⁶¹。根据对葡萄牙海滩上收集的颗粒所做的测试，黑色颗粒中浓度最高的污染物不是多环芳烃，而是持久性有机污染物（多氯联苯、滴滴涕）。

多氯联苯和滴滴伊易被聚丙烯树脂颗粒吸附，浓度随时间的推移而上升，最多时是周围海水的106倍。人们从日本四个海岸的聚丙烯树脂颗粒中收集了大量的多氯联苯、滴滴伊和壬基酚。多氯联苯（4-117纳克/克）、滴滴伊（0.16-3.1纳克/克）和壬基酚（0.13-16微克/克）的浓度因采样点而异。聚丙烯树脂颗粒中的壬基酚含量比东京湾沉积物中的壬基酚含量高2个数量级（0.1-0.6微克/克）²⁶²。

2007年，研究人员在北太平洋环流以及加利福尼亚州、夏威夷和墨西哥瓜达卢佩岛的选定地点收集了主要由聚丙烯和聚乙烯聚合物组成的颗粒。在所有塑料样本中都发现了多环芳烃和滴滴涕及其代谢物²⁶³。多氯联苯的总浓度范围为27-980纳克/克，滴滴涕为22至7,100纳克/克，多环芳烃为39-1,200纳克/克，脂肪烃为1.1-8,600微克/克。从英格兰西南海岸采集的颗粒含有金属，其中镉的浓度最大值为3,390微克/克，铅的最大值为5,330微克/克²⁶⁴。

有毒物质的循环利用：海洋塑料所含污染物的源头

含有持久性有机污染物的塑料产品的循环利用会污染新产品，尤其有损于真正的循环经济。如果受污染的产品成为废弃物并且管理不当，那么这也为持久性有机污染物进入海洋环境提供了另一条途径。IPEN对儿童产品的研究表明玩具含有有毒的再生塑料。IPEN的一项研究测试了包括欧洲国家在内的26个国家的魔方类玩具，发现90%的样本含有八溴二苯醚和十溴二苯醚²⁷⁰。近一半（43%）还含有六溴环十二烷。与再生塑料玩具相关的其它研究也发现了商业五溴二苯醚、八溴二苯醚和十溴二苯醚²⁷¹，并且电子废弃物还被回收用于制造房用具和保温杯²⁷²。IPEN的另一项研究²⁷³对来自10个国家的儿童产品的短链氯化石蜡含量做了测试，发现在45%的样本中，短链氯化石蜡浓度为8.4-19,808 ppm。

在希腊沿海地区的塑料颗粒和海滩沉积物中测出了18种全氟/多氟烷基物质。塑料颗粒中的浓度高于沉积物中的浓度，研究人员提出颗粒表面全氟/多氟烷基物质的来源是周围水的吸附²⁶⁵。

塑料颗粒的生产原料可能是原始塑料，或是可能含有持久性有机污染物和其它有毒物质的再生塑料²⁶⁶。在英格兰西南部海岸收集的颗粒中，超过10%发现了溴。高浓度（13,000微克/克）表明存在溴化阻燃剂，源自电热设备外壳塑料的循环利用²⁶⁷。



第三章

海洋污染物的影响

我们的内心深处一直以为广袤海洋拥有无限的污染物吸收和“稀释”能力。尽管有越来越多的证据表明化学物质暴露造成了广泛的生态危害，并且海洋公地中的持久性污染物浓度不断升高，但监管机构继续依赖过时的方法，它们以为稀释是污染解决方案。

环境监管机构继续允许所谓的“安全”浓度的化学物质被释放到空气、土壤和水中，并假设污染物在稀释时造成的危害极小甚至根本没有危害。尽管它们严重缺乏关于复杂生态相互作用和污染物累积影响的数据，但仍无视大局，做出以上决策。

在海洋污染方面，稀释方法存在根本缺陷，原因在于地球的水资源量有限，并且不断循环，向下流入海洋中，后者相当于一个超大“水坑”。另一个原因是在持久性污染物的全球传播和食物链生物累积方面，不存在所谓的“安全”浓度。

要想保持海洋的健康，需要有健康的食物网。工业化之前，鱼类靠近水生食物网的顶端，而细菌和原生动物则在底部支撑，两者之间是健康的浮游植物、微藻、海草、珊瑚、浮游动物、贝类、对虾和鱿鱼种群。而今天的

水生食物网看起来非常不同。鱼类与其它水生生物数量同时显著减少，导致细菌和相关疾病蔓延。微藻、浮游植物和海草构成了“海洋的肺”，贡献了全球氧气总量的三分之二，但它们全都因为过量沉积物、营养物质和杀虫剂导致的压力而日渐减少。

肥料以及人类和动物排泄物形式的营养污染导致海洋中出现无氧死区。它推动了淡水蓝绿藻的爆发，而在海洋生境中，藻类大量繁殖导致赤潮，海草被藻类窒息。疏浚会导致沉积物污染，这会使海草窒息并污染其它海洋环境，同时将遗留的污染物负荷转移到水体中。除草剂可导致红树林枯萎并影响珊瑚²⁷⁴。

海洋动物若暴露于有毒物质，则可能丧失恢复力并遭受免疫抑制作用。杀虫剂暴露会导致仔鱼发育异常以及其它生殖和发育功能障碍。许多化学污染物的亚致死暴露使鱼类更容易受到热应激的影响并改变它们的行为²⁷⁵。杀虫剂会使鱼类赖以生存的无脊椎动物大量灭绝。结果就是海洋生态系统日渐衰亡。

生态影响

海洋物种受到不断增加的海洋污染物的影响，而栖息地丧失和气候变化等其它压力因素又使它们的情况雪上加霜。短期暴露于高浓度污染物，即使浓度非常低，也会导致严重影响，例如大规模死亡，而有毒污染物则会对海洋生物的生理、繁殖和免疫功能产生不利影响，在内分泌干扰物或长期暴露的情况下尤其如此。这导致海洋物种疾病爆发规模和程度逐渐加大。

海洋生物若暴露于化学污染物，其反应可能发生在许多层面：²⁷⁶

- 生物化学和细胞层面，例如中毒、代谢受损、细胞损伤、解毒；
- 生物个体层面，例如生理变化、由于解毒和组织修复耗费能量而导致的生长减缓、行为改变、疾病易感性、生殖影响、幼体活力和免疫反应；
- 种群层面，例如年龄/体型结构、征召、死亡率、繁衍数量和其它种群统计特征；
- 群落层面，例如物种丰度和分布、对食物链的影响、生态系统适应。

鱼类和水生无脊椎动物暴露于持久性有机污染物，就会影响其繁殖、生长和发育，以及免疫系统和内分泌系统。持久性有机污染物与雄性鱼类的生殖功能受损有关，并可能损害母体的营养物质或激素转移²⁷⁸。



栖息在阿根廷农业区某个浅湖中的两种鱼类在鳃和肝脏中显示出病变，这些器官的疏丹含量很高。雄鱼还表现出可能暴露于内分泌干扰物的迹象，在雄鱼的血浆中发现了卵黄蛋白原（蛋黄的前体蛋白）²⁷⁹。

即使暴露浓度非常低，也依然可能发生由亲代暴露和母体多溴二苯醚转移导致的鱼胚胎和仔鱼的发育异常。在已有污染物暴露的亲代的子代中，可能出现孵化率下降、甲状腺激素水平改变和生长抑制²⁸⁰。

早在20世纪70年代就有研究表明，滴滴涕和多氯联苯在海豹体内的出现会降低个体繁殖的机会。海豹或者无法受孕，或者胎儿流产或被再吸收²⁸¹。雌性波罗的海环斑海豹若暴露于有机氯污染，子宫通道就会变窄或闭合，并且激素引发骨骼软化²⁸²。此外，到1987年，来自太平洋西北部的达尔海豚表明，随着多氯联苯和滴滴涕浓度的增加，雄性激素睾酮水平下降²⁸³。2003年，在斯瓦尔巴群岛的北极熊当中，体内多氯联苯浓度较高的个体，其睾丸激素水平也出现了类似的下降²⁸⁴。

鱼类和其它海洋生物的卵和早期发育阶段也极易受到有遗传毒性海洋污染物的毒性影响。遗传毒性物质可能会破坏细胞内的遗传信息，引发的变异可能导致癌症。滴滴涕、某些多氯联苯和六氯环己烷等基因毒性污染物可能会诱发DNA损伤，一些研究报告了鱼类暴露于持久性有机污染物的多代效应。那些暴露于重金属、三丁基锡以及合成和天然雌激素的鱼也表现出DNA甲基化的变化²⁸⁵，这可能会在基因调控和发育方面发挥重要作用。

污染物暴露可能会引发并催化癌症和癌前病症。据报告，比目鱼肝脏中瘤形成（类似于癌症的状况）是污染物暴露的直接证据，表明它们暴露于引发并促进癌症类疾病的致癌化学物质²⁸⁶。另据报告，全世界有15种海洋双壳类动物出现了瘤形成（肿瘤生长）病症，其中包括4种牡蛎、6种蛤蜊和5种贻贝²⁸⁷。

加拿大圣劳伦斯河口的海洋哺乳动物种群的肿瘤高发生率也与污染物浓度的升高有关²⁸⁸。据报道，全球城市沿海地区的海洋生物中出现了各种类似于癌症的状况，并且在许多情况下，污染物暴露与瘤形成的变化之间存在联系。

到20世纪90年代中期，持久性有机污染物还与免疫影响和染上复杂疾病的海豹日渐增多有关；肾上腺的主要病变伴有继发反应²⁸⁹。研究人员将这种疾病与污染物（特别是多氯联苯）引起的免疫抑制和激素失衡联系起来。

2005年，研究人员就持久性有机污染物对北极生物群的影响做了全面核查²⁹⁰，报告了一些持久性有机污染物的浓度与某些测量细胞变化或个体变化的若干生物标志物之间的关联。那些与感染抗性、繁殖和行为影响相关的生物标志物特别重要。

该项核查的结论是，对激素的影响与多氯联苯、二噁英类化合物、滴滴伊、六氯苯和六氯环己烷的浓度增大有关。对生殖和发育的负面影响与一系列物种体内的滴滴伊、多氯联苯和二噁英类化合物的浓度增大有关，这些物种包括阿拉斯加游隼、阿留申群岛的白头海雕、海鸥，以及斯瓦尔巴德群岛和哈德逊湾的北极熊。

研究人员报告说，正常免疫功能的测量值与北海狗和斯特勒海狮幼崽体内的多氯联苯浓度上升呈负相关²⁹¹。在北极熊体内，随着多氯联苯浓度的上升，抗体显著减少，而在北极鸥体内，线虫的密度与滴滴涕、灭蚁灵和多氯联苯的浓度呈正相关。在北极物种体内较高的多氯联苯浓度和细胞色素P450的活性增大之间，存在类似的相关性²⁹²。细胞色素P450酶主要存在于肝细胞中，对潜在有毒化合物的代谢至关重要。

环境背景浓度下的汞、多氯联苯和4,4'-DDE（二氯二苯基二氯乙烯）也被证明会影响红海龟的免疫功能和健康²⁹³。实地研究发现，红海龟血液中的汞与淋巴细胞数量和免疫反应呈负相关。这表明在野外观察到的浓度下，汞可能会对海龟的免疫功能产生负面影响²⁹⁴。自由放养的红海龟的相关观察结果也表明，目前长期暴露于滴滴伊、多氯联苯和氯丹会抑制其免疫力。体外实验进一步支持了这一点，表明有机碳（OC）暴露会改变红海龟的免疫力²⁹⁵。

研究人员分析了绿海龟 (*Chelonia mydas*) 卵的持久性有机污染物和重金属浓度。在接受分析的所有55枚卵中都发现了有机氯农药 (OCP)、多氯联苯、氯丹和六氯环己烷²⁹⁶。有机氯农药和多氯联苯是浓度最高的持久性有机污染物化合物，而砷是最常见的浓度最高的元素，在65%的卵样本中检测出了砷。砷的浓度表明胚胎死亡率较高，孵化成功率降低。

研究人员提出，在卵中观察到的大量持久性有机污染物在综合效应方面可能很重要，例如多种多氯联苯化合物对性逆转的影响。他们的结论是，报告所述卵的持久性有机污染物和重金属浓度对海龟保护造成了相当大的风险。

甚至澳大利亚特有的孵卵单孔目动物鸭嘴兽也已被发现遭受了广泛的持久性有机污染物污染²⁹⁷。尾部脂肪样本测出多氯联苯 (平均0.5毫克/千克)、滴滴涕 (0.6-0.8毫克/千克) 和六氯环己烷。这些污染物与多批卵的孵化失败，以及多氯联苯的免疫毒性导致鸭嘴兽更易发生感染的现象有牵连。

海洋哨兵物种

海洋动物作为哨兵物种，提供海洋污染物负面影响的早期预警。在水生环境和沿海环境中的海洋哺乳动物通常是长寿命的，它们摄入营养丰富的食物并储存脂肪，后者会沉积持久性有机污染物和持久性生物累积性有毒物质，这一点类似于人类。

美国国家海洋和大气管理局 (The U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration/NOAA) 确定了一系列哨兵物种，包括加利福尼亚海狮、大西洋宽吻海豚、南部海獭、弓头鲸、北极熊和濒临灭绝的西印度海牛²⁹⁸。

加利福尼亚海狮生活在人类社区附近。大约20%的性成熟搁浅海狮具有某种新发现泌尿生殖系统癌症的高发病率。癌症与新型疱疹病毒和暴露于多氯联苯和滴滴涕等持久性有机污染物有关，这些污染物会污染海狮及其觅食地。患癌动物的脂肪中有较高的多氯联苯和滴滴涕平均浓度 (基于湿重，分别高出85%和30%还



多)²⁹⁹。遗传性近亲繁殖海狮更容易患上癌症，这表明基因、毒素和病毒之间存在相互作用。

同样，海豚生活在人类居住的海洋环境、沿海环境和河口环境中。对海豚和海牛的研究表明了传染病和肿瘤疾病的出现或复发，反映了环境压力³⁰⁰。这可能与人类健康有直接或间接的关联。

北极熊和弓头鲸体内持久性有机污染物、持久性生物累积性有毒物质和重金属的生物放大作用也向我们揭示了北冰洋的健康状况，以及那些依赖它获取本地食物的人类社区所带来的威胁。人类和北极熊都以类似的猎物为食³⁰¹。

微塑料污染的影响

微塑料污染了包括河口在内的所有海洋生境，而河口是许多鱼类的繁殖栖息地³⁰²。水体和沉积物中存在的微塑料污染物为水生和海洋生物提供了直接的暴露途径。微塑料还可以通过海洋食物链内的转移来污染猎物和捕食者。对于摄食生态涉及消耗整个猎物的任何物种（包括人类），这代表了一种间接但可能很重要的微塑料摄入途径³⁰³。

研究人员已观察到海洋环境中微塑料的营养³⁰⁴ 转移，例如，浮游水蚤 (*Daphnia magna*) 吃掉绿藻 (*Scenedesmus spp.*)，而包括北梭鱼 (*Esox lucius*) 和大西洋鲑鱼 (*Salmo salar*) 在内的几种鱼又吃掉水蚤³⁰⁵。

有关机构研究了荧光纳米级聚苯乙烯塑料（纳米塑料）在含有藻类、水蚤和消费鱼的淡水生态系统中的营养转移，证实纳米塑料很容易通过水生食物链转移³⁰⁶。

暴露于纳米级聚苯乙烯塑料的水蚤表现出体型减小和严重的繁殖变化。新生水蚤的数量减少，体型更小，个体畸形率上升至68%³⁰⁷。

微塑料的直接消耗在许多悬浮摄食动物（例如牡蛎和贻贝）以及底栖摄食动物（例如海参、螃蟹和龙虾）当中很普遍。这些生物无法区分微塑料和食物。海洋环境中获得“二甲基硫化物特征”³⁰⁸ 的微塑料使情况进一步复杂化，它会发出吸引某些水生和海洋野生动物的气味³⁰⁹。浮游植物在海水中释放二甲基磺酸丙酸盐，后者分解成二甲基硫化物（DMS）并排放到空气中。海鸟和企鹅等捕食者借助该分子来定位觅食区域。

研究表明，塑料碎片可以穿透肠道并阻碍食物通过，这可能导致亚致死影响（例如生长减缓）甚至致命影响。然而，有人从生态毒性研究框架³¹⁰ 的

角度认为，无法证明这些死亡会导致可识别的生态影响，例如种群改变³¹¹。

实验室研究表明，水生生物暴露于微塑料已经与负面健康影响相关，例如免疫反应增加、食物消耗量减少、体重减轻和能量损耗、生长速度降低、生育能力下降以及对后代的影响³¹²。

双壳类动物和甲壳类动物

软体动物等双壳类动物是微塑料生态毒性和暴露研究中最常用的生物。不良反应包括免疫反应的改变、神经毒性作用和遗传毒性的发作。已经证明微塑料会影响太平洋长牡蛎的繁殖和随后的种群生长³¹³。贻贝的存活率也随着聚氯乙烯丰度的上升而下降，这很可能是由于长时间关闭外壳以应对颗粒物的存在³¹⁴。

微塑料对甲壳类动物的影响包括进食量减少，并且当连续几代长期暴露时，死亡率上升。青蟹可通过鳃吸入微塑料，从而减少食物消耗量，减缓生长，而挪威龙虾的长期暴露则恶化了它们的营养健康状况，减少了储存的能量³¹⁵。

研究人员对英吉利海峡地区和北海南部浅水栖息地的褐虾这种具有重要商业价值的甲壳动物做了研究，在63%的褐虾样本中发现了200-1,000微米的合成纤维。结果表明，直径大于20微米的微塑料无法转移到组织中³¹⁶。在波斯湾虎对虾的外骨骼和肌肉中发现了微塑料³¹⁷。

在实验室测试中，聚苯乙烯微塑料表现出对糠虾的短期毒性，在高浓度（1,000微克/升）导致30%的死亡率³¹⁸。微塑料的大小影响了它们的毒性。将小型水生甲壳类动物日本虎斑猛水蚤 (*Tigriopus japonicas*) 暴露于0.05和0.5微米大小的聚苯乙烯微珠，会显著延迟发育时间并降低存活率。稍大的聚苯乙烯微珠（6微米）不会显著导致生长迟缓³¹⁹。

鱼类

在英吉利海峡、北海、波罗的海、印度-太平洋区、地中海、亚得里亚海和东北大西洋，商业（底栖和浮游）鱼类的微塑料摄取明显³²⁰。一般而言，鱼类体内的微塑料数量很少。

在英吉利海峡的野生仔鱼的消化道中发现了微塑料。该区域的10种鱼类体内发现了微塑料纤维，其中聚酰胺占微纤维的35.6%，人造丝占57.8%³²¹。波斯湾的鱼在胃肠道、皮肤、肌肉、鳃和肝脏中都有微塑料³²²。

在斑马鱼的鳃、肝脏和消化道中也发现了微塑料，导致炎症、氧化应激和能量代谢混乱³²³。在平头灰鲯鱼中，少量小颗粒物（< 600微米/0.6毫米）从消化道移至肝组织³²⁴。

暴露于纳米级聚苯乙烯塑料会影响鱼类活动能力，这可通过移动距离和覆盖面积来衡量。研究人员还发现，纳米塑料会穿透胚胎壁并且存在于孵化幼体的卵黄囊中³²⁵。

海鸟和海洋哺乳动物

海鸟和海洋哺乳动物体内出现微塑料的现象已有很多文献记载，几乎所有得到研究的海鸟物种都有摄入微塑料的证据³²⁶。那些塑料摄入量高的物种表现出身体状况变差，污染物负荷增加³²⁷。北海的绝大部分（95%）北方暴风鹱（*Fulmarus glacialis*）的胃内有塑料，平均每只暴风鹱有35块，重0.31克。58%的鸟类超过了0.1克塑料的临界水平³²⁸。

微塑料也被海洋哺乳动物摄取，并且已经在海豹、喙鲸和须鲸的胃中被发现。在搁浅和被捕获的528只海洋哺乳动物的尸检中，发现45只（8.5%）的消化道中有海洋垃圾³²⁹。在亚得里亚海的渔业活动中发现的搁浅或死亡的54只红海龟（*Caretta caretta*）中，有35.2%的体内出现海洋垃圾（如软塑料、绳索、聚苯乙烯泡沫塑料和单丝线）³³⁰。

污染物通过微塑料转移

微塑料可能会促进海水化学污染物的蔓延。喂养实验表明，多氯联苯可以从受污染塑料转移到白额鹱雏鸟³³¹。

对野生海鸟的研究表明，它们的污染物负荷可能与摄入的塑料量呈正相关。^{332, 333}

研究人员在评估肉足鹱幼鸟体内塑料负荷和微量元素浓度之间的关系时，在其胸部羽毛中发现了浓度可测量的17种微量元素。铬和银的高浓度与摄入塑料的质量呈正相关。铬在禽类组织中生物累积，并且羽毛中超过2.8毫克/克的浓度被认为与不利的神经毒性作用有关。银纳米粒子在细胞和亚细胞水平的毒理作用已得到充分的文件证明³³⁴。

倘若贻贝（*Mytilus galloprovincialis*）暴露于多环芳烃污染的微塑料，则其血淋巴、鳃，特别是消化组织中会出现塑料，并伴有明显的芘（一种多环芳烃）积累。研究人员观察到不良细胞效应，包括免疫应答和神经毒性作用的改变³³⁵。在沙蠋³³⁶和来自南大西洋的蛇鼻鱼体内也发现了微塑料引起



的多氯联苯负荷增加现象；更高的塑料密度与明显更高浓度的多溴二苯醚有关³³⁷ 和来自南大西洋的蛇鼻鱼体内也发现了微塑料引起的多氯联苯负荷增加现象；更高的塑料密度与明显更高浓度的多溴二苯醚有关³³⁸。

在绿海龟体内³³⁹，多氯联苯浓度与摄入的塑料片数量呈正相关。然而，它们的身体状况指数（body condition index/BCI）对这一研究结果产生了混淆作用。BCI较高的绿海龟吃了更多的塑料，体内也有浓度更高的持久性有机

污染物。研究人员综合分析后表示，海龟体内积累的大部分持久性有机污染物仍然来自其猎物而非海洋垃圾³⁴⁰。

联合国粮农组织（FAO）³⁴¹ 也得出结论：根据目前的研究，来自天然猎物的持久性生物累积性有毒物质总量远远超过了来自摄入微塑料的此类物质数量。

纳米塑料吸附的海洋污染物数量的增加，可能会增大海洋塑料在总体化学物质暴露方面的重要性。多壁碳纳米管和富勒烯（例如碳球或“巴基球”）吸附或吸收的多氯联苯比有机沉积物质或微米聚乙烯高3-4个数量级³⁴²。纳米聚苯乙烯的吸附或吸收量比微米聚乙烯大1-2个数量级。有人认为这是由于纳米聚苯乙烯更高的芳香性（来自生物污损）和表面积/体积比。盐度也增大了纳米聚苯乙烯和微米聚乙烯这些聚合物的污染物吸附或吸收量³⁴³。

虽然已经证明了海洋污染物和海洋塑料碎片的影响，但生态影响的频率和性质尚未量化和充分了解。对于一些海洋哺乳动物和海鸟来说，有充分的信息表明海洋污染物暴露和微生物摄入的不利影响。尽管如此，人们对于日益严重的海洋污染物问题对水生和海洋生态系统的全面影响依然知之甚少。

人类海洋食物的化学污染

有毒化学物质、塑料污染和气候变化对海洋环境的综合影响，对海洋生态系统和依赖它们的社区造成了灾难性后果。对于偏远北极和太平洋岛屿社区以及亚太地区的原住民而言尤其如此，那里的社区严重依赖海洋环境来获取食物，发展文化并维持生计。

鱼类为全世界三分之二的人口提供（其中包括世界上大多数的穷人）至少40%的蛋白质³⁴⁴。然而，世界上许多商业和休闲渔场都受到持久性有机污染物和汞的污染。随着海洋食物物种越来越多地暴露于有毒化学物质，这不可避免地导致人类更多地暴露于这类物质。虽然年轻人和弱势群体面临的风险最大，但所有依赖海洋食物的人都会受到不利影响。

鱼类体内的汞

大气层、海洋和江河湖泊的汞污染已导致广泛的渔场污染。和有较多蛋白质备选来源的人相比，那些高度依赖海洋食物获取蛋白质的人所承受的汞污染在长期剂量和危险程度方面远超前者。

据预测，到2050年，北太平洋的汞浓度将翻一番³⁴⁵。这可能导致远洋鱼类（如太平洋蓝鳍金枪鱼、箭鱼和其它大型远洋鱼类）的汞含量显著上升。

这些鱼类是海洋食物网的顶级鱼类，是全球海洋渔业和人类消费的重要物种。2013年，来自南大西洋的箭鱼的平均汞含量最高，其次是来自北太平洋的太平洋蓝鳍金枪鱼³⁴⁶。

大量食用海鲜者的头发测试结果为鱼类食品在人类汞暴露中的作用提供了有力证据。库克群岛是一个高度依赖海产品的太平洋小国，它返回的头发样本的平均汞含量是美国环保署参考剂量的3.3倍。海鲜摄入量高的东京居民的平均汞含量是美国环保署参考剂量的2.7倍。总体而言，95%的日本头发样本和89%的库克群岛样本超过了美国环保署的汞参考剂量³⁴⁷。

瑞典国家食品管理局严肃对待相关风险，并向那些尝试怀孕、已经怀孕或处于哺乳期的妇女建议，每年吃梭子鱼或鲈鱼等瑞典鱼类的次数最好不要超过两三次，原因是它们可能被汞污染。

原住民食物中的持久性有机污染物

持久性有机污染物的主要暴露途径是受污染的食物。持久性有机污染物和其它持久性生物累积性有毒物质在全球范围内不同程度地污染海产品。这种暴露可能导致更大的不良健康影响风险，包括生殖、内分泌、发育、行为、神经和免疫健康影响。

饮食中含有大量鱼类、贝类或高脂肪野生食物的人面临持久性有机污染物暴露风险。这与依赖传统食物的许多原住民以及当地自给渔民和岛民的关系尤为紧密。例如，供人类食用的受污染的绿海龟卵含有持久性有机污染物和重金属，其浓度对人类健康构成相当大的风险³⁴⁸。

在以传统海洋食物为主的因纽特人体内，持久性有机污染物的浓度很高。持久性有机污染物的不利影响，如免疫系统的破坏和心血管疾病，在格陵兰因纽特人当中很明显。持久性有机污染物与炎症有关，可能会提高格陵兰人常见慢性病的发病率³⁴⁹。因纽特人体内的持久性有机污染物和较高的胆固醇水平之间也存在联系。相关研究支持了早期工作的结论：持久性有机污染物与某些类型的糖尿病之间存在类似联系³⁵⁰。

在一项对依赖传统海洋食物的阿拉斯加原住民社区的研究中，研究人员得出结论：血液中长链全氟/多氟烷基物质（全氟壬酸（PFNA）和全氟十一酸（PFUnDA））的浓度升高可能是由于传统食物含有污染物。在这些社区食用的哨兵鱼类中发现了全氟/多氟烷基物质和多溴二苯醚³⁵¹。

持久性有机污染物、汞和镉也污染了俄罗斯北极地区楚科奇海岸社区的本地食物，如海豹、鲸和鱼类。为了应对高浓度污染物以及这些物质转移到

人类体内这一可能性，研究人员呼吁对众多海洋鱼类和淡水鱼、一些野生肉类（水禽和海豹）、脂肪（鲸和海豹）、肝脏（大多数动物）和肾脏（驯鹿、海象和海豹）实施紧急消费限制³⁵²。

然而，受影响的不仅是依赖本地食品的社区。研究人员已经在蓝鳍金枪鱼、箭鱼和大西洋鲑鱼等商业鱼类的可食用组织中测出了六氯苯、滴滴伊和多氯联苯。他们表示：每周食用400克这些鱼，将超过既定的每周允许摄入量（tolerable weekly intake/TWI）³⁵³。重要的是，每周允许摄入量通常是针对普通成年男性计算的，并未考虑儿童等脆弱亚群。多溴二苯醚也污染了海产品³⁵⁴，而在中国，多溴二苯醚的膳食摄入源主要是鱼类（45%）和软体动物（45%）³⁵⁵。

一项对美国南卡罗来纳州非洲裔黑人后裔的研究表明，他们当地的高海鲜食物与其体内较高的持久性有机污染物和持久性生物累积性有毒物质浓度以及女性所受的不良雌激素影响有关。该研究显示，在非癌症子宫赘生物患者的体内，滴滴涕及其代谢物、六氯环己烷、荧蒽、芘、苯并（a）芘、多氯联苯和2,2',4,4',5-五溴二苯醚（BDE-99）水平较高，这一状况与内分泌作用有关³⁵⁶。

在澳大利亚，研究人员曾从悉尼港和帕拉马塔河的一些海鲜（鱼类、甲壳类和软体动物）中发现了二噁英浓度升高的现象。因此，当局一度禁止在悉尼港的所有商业捕鱼活动。虽然没有禁止休闲钓鱼，但有关机构建议人们限制在悉尼海港大桥以东捕获的海鲜的摄入量，并且不吃在悉尼海港大桥以西捕获的海鲜³⁵⁷。

全氟/多氟烷基物质的生产或某些消防泡沫的使用导致这类物质对地下水和地表水的污染，这也促使澳大利亚³⁵⁸ 和美国发布鱼类警告：相关社区的当地鱼受到全氟/多氟烷基物质的污染，食用它们会对人类健康构成风险。

持久性有机污染物、多氯联苯和汞是人类食物链中一些最严重的污染物，特别是对于海洋食物。虽然人们已经知道一些癌症和内分泌影响与高海鲜饮食有关，但对这种暴露的全部影响所知有限，包括毒性暴露对人类健康可能造成的表观遗传影响或代际影响³⁵⁹。

人类食物链的微塑料污染

现在的许多研究表明，供人类消费的海产品中存在微塑料^{360, 361, 362, 363}。以瑞典为例，在瑞典蓝贻贝、挪威龙虾、鲑鱼、黑线鳕和对虾中发现了微塑

料³⁶⁴。从上海鱼类市场采集的27种鱼类呈现不同程度的微塑性污染（每人1.1-7.2件）³⁶⁵。

在鱼类的胃肠道中主要观察到微塑料和其它海洋垃圾，但是，由于大多数鱼类在被人类食用之前已被去除了内脏，因此人类直接通过鱼类摄入的微塑料在多数情况下可能微不足道³⁶⁶。然而，富含牡蛎和其它双壳类的饮食在微塑料和人类食物之间或许提供了更直接的联系。双壳类和几种小鱼被完整食用，这可能导致微塑料暴露。

海产品中微塑料的存在不可避免地引起人们对自身健康的担忧。由于海洋塑料摄入导致胃肠道炎症，因此若摄入完整海鲜（例如沙丁鱼、贻贝和牡蛎），则可能对人类造成身体伤害。根据对暴露小鼠肝脏的分析，研究人员已经表达了对人体肝细胞中细胞毒性的担忧。生物化学生物标志物表明：微塑料暴露可能诱发氧化应激（体内自由基和抗氧化剂之间的不平衡）、能量和脂质代谢，以及神经毒性作用³⁶⁷。

微塑料输送的化学物质在被鱼类摄入后可能会转移到其体内，继而进入人体³⁶⁸。化学物质向营养水平较低生物的这种转移，增大了捕食者（包括人类）体内生物放大的可能性³⁶⁹。一些人认为：聚合物成分和添加剂迁移到食品和饮料这一可能性是人类暴露的重要途径³⁷⁰。然而，其他一些人认为：虽然塑料可能通过相关化学物质的毒性或颗粒物毒性对人类健康造成危害，但个别食品和饮料中的微塑料对此的贡献程度是值得商榷的³⁷¹。他们强调：与塑料材料在日常生活中巨大的使用量相比，食品和饮料中的微塑料可能只是人体接触塑料颗粒和相关化学物质的次要途径³⁷²。

世界卫生组织正在思考如下问题：人们一生食用含有塑料颗粒的食品和饮料是否会影响健康？³⁷³

纳米塑料和微塑料对人体健康的不利影响可能是由于塑料的内在毒性（例如身体损害）、化学成分（添加剂的浸出）及其吸附浓缩并释放环境污染物进入生物体内能力的综合作用。虽然微塑料作为人类污染源的作用仍在研究中，但随着海洋微塑料的发生率以惊人的速度上升，海产品污染相应加剧，这种暴露途径的重要性只会增加。



饮用水中的微塑料污染

世界各地测试的自来水样本中有83%存在微塑料污染。美国的污染率最高，为94%，而欧洲国家的污染率最低，但仍高达72%³⁷⁴。瓶装水也受微塑料污染³⁷⁵。研究人员对来自9个国家19个地方购买的11个不同品牌的27个瓶装水样本做了测试，发现93%的样本存在微塑料，而聚丙烯是最常见的塑料。在商业盐中也发现了微塑料³⁷⁶。



第四章

应对海洋污染物的机遇和挑战

人类要想有效应对海洋污染物，就必须在相关领域实施深刻变革。

对于人类和其它所有物种所依赖的生态系统，包括海洋废弃物和微塑料污染物在内的海洋污染物现已被全球公认为是普遍的共同威胁³⁷⁷。

不可持续的人口增长和日益严重的消费主义意味着越来越多的化学产品被持续生产和使用，最终导致废物流。一些废物流将进入海洋环境。

海洋污染物问题如此巨大，以至于无法再依赖现有的管理做法和政策。政府和行业未能实施有效的生命周期方法。许多化学品没有足够的毒理学数据或环境归宿信息。监管体系很分散，并且不涉及循环经济框架内的资源开采、产品设计、制造、使用、再利用和再循环。

各国政府仍然坚决排斥“无意义使用”（frivolous use）和浪费品的概念，却在为各产业的产品制造权利辩护，无论它们是如何浪费地球的有限资源。这些因素导致了我们在海洋中遇到的化学物质释放和塑料废弃物的毒性遗留问题。

塑料和化学品生产的化石燃料起源使所有国家面临复杂而艰巨的挑战。从原材料提取到消费和最终处置，当前基于石油化学的生产活动的整个生命周期，都对海洋环境构成威胁。任何旨在消除海洋污染的解决方案都需要承认这一点。虽然许多国家已经承诺遵守《巴黎气候协议》并减少用于能源生产的化石燃料消耗量，但相比之下，基于化石燃料的化学品和塑料生产正在继续快速增长³⁷⁸。

尽管相关部门出台了海洋污染物解决政策，但对真正变革的承诺至关重要。阻止进一步污染和补救现有影响的行动姗姗来迟，所需紧急行动的实施则需要领导、财政支持和社会各界的参与。问题很严重，解决方案需要政策以及我们大多数人的生活方式这两方面的深刻变革。

应对海洋污染物的政治意愿

过去五十年，人们对海洋污染物的意识不断提高，解决这一问题的政治意愿表达也日渐增加。相关机构已经拟定并启动了许多全球和区域纲领和文书，但它们在实现清洁和安全的海洋环境这一目标方面显然是不成功的。

《保护海洋环境免受陆上活动污染全球行动纲领》

1995年，国际社会对海洋污染的担忧促成了《保护海洋环境免受陆上活动污染全球行动纲领》（GPA）的制定³⁷⁹。超过108个政府公开承诺保护海洋环境免受陆上活动的影响。

作为全球政府间机制，GPA旨在解决陆地、淡水、沿海和海洋生态系统之间的连通性问题。它旨在为国家和地区当局提供实用指导，帮助预防、减少、控制并消除陆上活动造成的海洋退化。

该纲领侧重于污水、持久性有机污染物、放射性物质、重金属、油（碳氢化合物）、营养物、沉积物移动和垃圾的影响，以及栖息地的物理改变和破坏。营养物管理、海洋垃圾和废水被列为优先来源类别。

联合国环境规划署负责主持GPA协调单位并对各项纲领活动予以协调。每5年召开一次政府间审查会议，以审查各国通过各自国家行动计划实施GPA的进展情况。

GPA还建立了三个全球多利益攸关方伙伴关系，亦即营养管理全球伙伴关系、海洋垃圾全球伙伴关系和全球废水倡议。海洋垃圾全球伙伴关系³⁸⁰最终于2012年6月在联合国可持续发展大会（“里约+20”峰会）上成立³⁸¹。

它旨在汇集国际机构、政府、学术界、私营部门、民间社会和个人的力量，以解决海洋垃圾问题。

虽然GPA侧重于河流、河口和雨水沟渠输送的地表污染，但其自愿和非约束性框架限制了它的有效性。

联合国可持续发展目标

2015年10月，各国政府通过了《2030年可持续发展议程》及其17项可持续发展目标（SDG）。序言指出，有关各方决心“大胆采取迫切需要的变革步骤，让世界走上可持续且具有恢复力的道路”³⁸²。

《2030年可持续发展议程》重申了《关于环境与发展的里约宣言》的所有原则、关于“享有安全饮用水和环境卫生的人权”的承诺，以及“一个有充足、安全、价格低廉和营养丰富的粮食的世界”的承诺。

一份通过多利益攸关方进程编写的报告提出了全球监测指标，并附有补充国家指标的建议，这些建议以综合、明确而有效的方式共同追踪所有可持续发展目标和具体目标的实现进度³⁸³。

联合国可持续发展目标与海洋污染物和海洋塑料碎片有关，其中涉及化学品安全和有毒化学物质的行动在许多可持续发展目标中都有提及或暗示。

可持续发展目标14——水下生物

可持续发展目标14旨在“保护和可持续利用海洋和海洋资源以促进可持续发展”。为此，目标14.1要求：“到2025年，预防和大幅减少各类海洋污染，特别是陆上活动造成的污染，包括海洋废弃物污染和营养盐污染。”

为此需要采取基于化学物质健全管理原则（即知情权、污染者付费、预防和替代）的多部门和多利益攸关方途径。政策回应还必须遵守社会公平、环境公平和代际公平原则。

必须采取的最低限度应对行动包括：

- 当前的国际公约及纲领对化学物质和废弃物问题有所应对，同时制定新的塑料问题国际文书；
- 审核水质标准，建立全球统一海洋水质标准；
- 为上述治理提供信息的生物监测方案，涵盖各国沿海区域及全球海洋；

- 扩大并实施生产者责任延伸制方案；
- 零废弃政策；
- 预防污染并避免产生令人遗憾的新问题；
- 修复和清理；
- 捕鱼和海洋认证制度；
- 社区提高认识、能力建设和赋能。

为帮助实现可持续发展目标14，联合国环境规划署实行了《区域海方案》（Regional Seas Programme/RSP）³⁸⁴，为西非、加勒比海、地中海、西北太平洋、东亚各海、里海和东非以及世界其它几个地区制定了海洋和沿海环境保护方案。《区域海方案》一个值得注意的遗漏似乎是东南太平洋次区域，那里的许多太平洋小岛屿发展中国家依赖渔业作为国家收入的重要来源。

海洋行动共同体

2017年2月，联合国环境规划署启动了“清洁海洋运动”（#CleanSeas）³⁸⁵，目的是让政府、公众、民间社会和私营部门参与海洋塑料垃圾清除行动。该运动旨在通过限制不可回收和一次性塑料的生产和消费来化解海洋垃圾的根源，并为已经在海洋垃圾方面开展重要工作的许多地方组织提供一个平台。

2017年6月举行的联合国海洋会议汇聚了来自政府、联合国系统和其它政府间组织、非政府组织、学术界、科学界和私营部门的4,000多名与会者。会议通过了“我们的海洋，我们的未来：行动呼吁”宣言，并任命了联合国秘书长的海洋问题特使。

海洋行动共同体是利益攸关方自愿承诺帮助实现可持续发展目标14的登记处。已登记了1,400多项自愿承诺，其中540多项涉及减少海洋污染³⁸⁶。它们一般是着手应对海洋塑料污染，包括对某些塑料产品的禁令，以及再循环和沿海清理行动。还有与营养盐管理和某些污染源的控制有关的承诺。该海洋行动共同体通过进度报告、经验教训和最佳实践实例的交流来为其成员提供支持。

强烈政治意愿——G7峰会和G20峰会

近几年，G20峰会和G7峰会宣布的一些承诺表现出了明显的政治意愿，相关部门有意着手应对至少一部分海洋污染物。



2015年，G7（加拿大、法国、德国、意大利、日本、英国和美国）峰会通过了“G7抗击海洋垃圾行动计划”³⁸⁷。这些国家承诺通过支持制定实施国家或区域行动计划，来减少进入内陆和沿海水域并最终成为海洋垃圾的废弃物，并清除现有废弃物，从而预防、减少和消除海洋垃圾。G7支持使用现有的平台和工具，如GPA和《区域海洋公约和行动计划》。

2017年，G20峰会也通过了“海洋垃圾行动计划”³⁸⁸，该计划旨在促进废弃物预防、资源效率、可持续废弃物管理、有效的废水处理和雨水管理，以及强化意识和能力建设。G20行动计划与联合国环境规划署海洋垃圾全球伙伴关系相关联。

海洋污染国际文书

相关国际文书规定了海洋污染应对目标，其中包括：³⁸⁹

- 《国际防止船舶造成污染公约》(MARPOL)³⁹⁰，涉及船舶运营损耗或事故导致的污染和废弃物倾倒入海。
 - 公约的附录 V³⁹¹ 聚焦于在海洋和港口接收设施处置的塑料。
- 《联合国海洋法公约》(UNCLOS)³⁹²，其重点是防止船舶和陆地污染源的污染，以及国家之间的废弃物倾倒入海和污染转移。
- 《伦敦倾倒入海公约》³⁹³，其中涉及故意在海上处置陆地废弃物，每个成员负责监管本国船舶上的废弃物排放。

循环经济

“循环经济”概念基于可持续的资源投入系统、“闭环”生产、利用和再利用/再循环。废弃物的概念被摒弃，负面影响也被最小化。⁴⁰⁶ 这是通过适当的产品设计和成分选择实现的，使产品可被重复使用、翻新和回收，而不会生有毒物质排放或残留物。“变废为能” (waste to energy) 通常被视为循环经济的一个关键因素，使产品、材料和资源的价值在市场上尽可能长时间地保持，从而尽量减少浪费和资源消耗。然而，即使是为产生能量而焚烧材料，也不符合循环可持续系统的标准，原因是资源遭到破坏。而“变废为能”式焚烧则延续了原料提取、生产、使用和处置这一线性模式。

- 《巴塞罗那公约》³⁹⁴ 涉及地中海地区倾倒、径流和排放的陆地和海洋废弃物（包括塑料）。
- 《卡特赫纳公约》³⁹⁵ 涉及大加勒比地区的船舶污染、海上倾倒和陆地污染源。
- 《欧盟海洋战略框架指令》³⁹⁶ 根据垃圾发现地点或摄入者类别（例如海岸、水体、海洋动物摄入）和类型（例如微塑料）来处理欧盟海域的所有垃圾。
- 《东北大西洋海洋环境保护公约》(OSPAR)³⁹⁷ 涉及欧洲船舶排放、船舶丢失和丢弃的渔业材料、沿海或河流处置的陆地废弃物，以及休闲垃圾。
- 《赫尔辛基公约》³⁹⁸ 涉及所有来源的海洋污染，例如来自陆地的点源或分散输入。成员国必须立法以预防和减少海洋污染。

虽然诸如《赫尔辛基公约》之类的文书显著改善了次区域的海水质量，但到目前为止，这些文书在很大程度上未能解决各种陆源海洋污染问题³⁹⁹，估计这类污染物造成了海洋环境中的大部分化学物质污染和塑料污染。

《联合国气候变化框架公约》

气候变化会影响化学物质的释放及其毒性影响，并导致海洋发生危险的酸化。《联合国气候变化框架公约》旨在“将大气中的温室气体含量稳定在一定水平，防止人为活动对气候系统造成危险的干扰。”公约对包括发达国家、转型经济体和最不发达国家在内的各个国家的温室气体排放设定了相应的非约束性限制。

应对气候变化是海洋环境保护活动的关键，而有效且可持续的化学物质管理也很重要。

国际化学品管理战略方针 (SAICM)

2002年，世界可持续发展峰会确立了国际化学品管理战略方针 (SAICM)，这个多利益攸关方的多部门进程致力于实现“以尽量减少危害的方式生产并使用化学品”这一目标⁴⁰⁰。

SAICM在通过减少有毒物质来促进更安全的化学品政策方面发挥着关键作用。它呼吁消除并替代有毒物质，以避免并最终消除原材料提取、使用和最终处置等产品和包装生命周期各阶段的有害毒性影响。

SAICM确定了国家和地区层面至关重要的11个基本要素，以实现化学品和废弃物的妥善管理。这些要素对海洋污染应对行动至关重要：

- 化学品和废弃物生命周期法律框架
- 相关的执法和合规机制
- 实施与化学品与废弃物有关的多边环境协定，以及卫生、劳动和其它相关公约和自愿机制
- 利益攸关方之间的制度框架和协调机制
- 收集资料并建立制度，以便使用生命周期方法在所有利益攸关方之间透明共享相关数据和信息，包括全球统一化学品分类和标签制度的实施
- 行业参与和整个生命周期的既定责任，包括成本回收政策和制度，以及将化学品妥善管理纳入企业政策和实践
- 将化学品和废弃物的妥善管理纳入国家卫生、劳动、社会、环境和经济预算编制流程和发展计划
- 利用最佳实践来实施化学品风险评估并降低风险
- 加强化学品事故处理能力，包括在制度层面强化有毒物质研究中心
- 监测评估化学品对健康和环境的影响
- 开发推广无害环境的更安全替代品

IPEN编写了一份SAICM非政府组织指南⁴⁰¹，其中介绍了非政府组织和民间社会如何才能利用SAICM来保护人类健康和生态系统，使其免受有毒化学物质接触造成的危害。

化学品和废弃物公约

一系列国际和区域层面的化学和废弃物公约有助于限制化学物质的释放。为实现其宗旨和目标，所有国家都需要批准并充分履行其义务。

2001年《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》

《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》是2001年通过的一项具有法律约束力的全球性公约，其目标是保护人类健康和环境免受持久性有机污染物的影响⁴⁰²。该公约有182个缔约方。

要列入公约，化学物质必须由缔约方提名，符合持久性有机污染物的毒性、持久性、生物累积性和远距离迁移能力标准，并有证据表明需要采取全球行动。持久性有机污染物审查委员会负责评估新的持久性有机污染物，其中包括已知的海洋污染物。多溴二苯醚之类的某些物质与塑料和聚合物生产有关。一旦某种化学物质被列入公约，缔约方就必须停止该化学物质的生产、使用和贸易，除非适用豁免。

缔约方还需要制定实施相关战略，以查明现有的持久性有机污染物库存，并制定战略，以查明含有持久性有机污染物或受其污染的在用产品，以及含有持久性有机污染物的废弃物。含有持久性有机污染物的废弃物必须得到适当处置，以使其中的持久性有机污染物被破坏或不可逆转地转化，不再具有持久性有机污染物的特征。《斯德哥尔摩公约》第6条禁止回收或再利用废弃物所含的持久性有机污染物。

然而，当五溴二苯醚和八溴二苯醚这两种阻燃剂被列入时，缔约方同意豁免，允许在2030年之前回收含有这些物质的泡沫和塑料等材料。作为回应，持久性有机污染物审查委员会提出了这种有毒物质回收的建议⁴⁰³，比如尽可能迅速地消除回收流中的多溴二苯醚。他们承认，如果不这样做，将导致更广泛的人类和环境污染以及多溴二苯醚的扩散。含有持久性有机污染物的材料回收活动会污染最终产品，并使有害排放和暴露这一遗留问题延续下去。

鉴于微塑料和纳米塑料的持久性、毒性、生物累积性和远距离迁移能力，有人建议把这些物质视为《斯德哥尔摩公约》下的一类新的持久性有机污染物⁴⁰⁴。对被提名的新的持久性有机污染物的评估还应考虑到海洋塑料在持久性有机污染物扩散方面的作用，而海洋塑料减少措施则应被纳入《斯德哥尔摩公约》的国家实施计划⁴⁰⁵。

自订立以来，《斯德哥尔摩公约》成功帮助全世界消除了一些最恶劣的海洋污染物，但它有其局限性。例如，把某种物质列入公约需要一个缔约方

持久性有机污染物

附录A（消除）

缔约方必须采取措施以停止附录A所列化学品的生产和使用。使用或生产的具体豁免列于附录中，仅适用于为这些化学品而接受登记的缔约方。

- 艾氏剂*
- 氯丹*
- 十氯酮
- 十溴二苯醚（商业混合物）
- 狄氏剂*
- 异狄氏剂*
- 七氯*
- 六溴代二苯
- 六溴环十二烷
- 六溴二苯醚和七溴二苯醚
- 六氯苯*
- 六氯丁二烯
- α -六氯环己烷
- β -六氯环己烷
- 林丹
- 灭蚁灵*
- 五氯苯
- 五氯苯酚及其盐和酯
- 多氯联苯*
- 多氯化萘
- 短链氯化石蜡
- 技术用硫丹及其相关异构体
- 四溴二苯醚和五溴二苯醚
- 毒杀芬*

附录B（限制）

缔约方必须采取措施，根据附录B中列出的任何适用的可接受目的和/或具体豁免，限制附录所列化学品的生产和使用。

- 滴滴涕*
- 全氟辛酸磺酸及其盐，以及全氟辛酸磺酰氟

附录C（无意产生）

缔约方必须采取措施，减少附录C所列化学品的无意释放，目标是继续尽量减少，并在可行的情况下最终消除。

- 六氯苯*
- 六氯丁二烯
- 五氯苯
- 多氯联苯*
- 多氯二苯并对二噁英（PCDD）*
- 多氯二苯并呋喃（PCDF）*
- 多氯化萘

注：带有*的是最初列入的持久性有机污染物。

提名，而许多国家不太愿意承担这项任务。在某些情况下，被禁用的一种持久性有机污染物很快被另一种类似的物质取代，这被称为“令人遗憾的替代”。这种做法以及等待评估的持久性有机污染物的庞大数量，表明缔约方迫切需要引入组别评估，由此禁用或限用特定化学物质组别，比如高度持久性的全氟化学物质，它们是海洋环境中普遍存在的污染物。

相关行业承受的压力也在增大，并且在最近的《斯德哥尔摩公约》清单中纳入了一些豁免，允许继续使用一些最恶劣的持久性有机污染物。那些已经从生产循环中消除了潜在持久性有机污染物的行业经常不出席会议，任由“肮脏”行业游说以继续其污染活动。环境非政府组织、健康倡导团体和工人组织的更多参与或许有助于改善结果。

1989年《控制危险废物越境转移及其处置巴塞尔公约》（以下简称“《巴塞尔公约》”）

《巴塞尔公约》⁴⁰⁷ 旨在保护人类健康和环境免受废弃物的不利影响。它涵盖了根据其来源和/或组成及其特征而被定义为“危险废物”的废弃物，以及被定义为“其它废弃物”的两类废弃物，即家庭废弃物和焚烧炉灰烬。该公约有186个缔约方。

该公约负责制定持久性有机污染物和塑料废弃物的技术准则。该技术准则将危险废物焚烧作为一种合适的销毁技术，而《斯德哥尔摩公约》则声明该工艺会产生有害的副产品，如二噁英排放和受污染的灰烬。

2002年12月，《巴塞尔公约》通过了《塑料废弃物的识别和环境无害化管理（ESM）及其处置技术准则》⁴⁰⁸，其重点是塑料废弃物的管理和再循环。但是，为了有效地解决海洋塑料问题，需要对塑料废弃物准则予以修订，以便在塑料的整个生命周期内采取针对措施。这其中涉及塑料的毒添加剂、塑料的使用，以及塑料的海洋污染效应。

该公约关于预防和尽量减少危险废物和其它废弃物的技术准则强调塑料废弃物是一种主要的废物流。然而，在向那些缺乏环境无害化再循环、回收或最终处置措施的国家出口含有塑料的废弃物方面，公约没有涉及。

《巴塞尔公约》制定了一些关于海洋塑料问题的指导方针⁴⁰⁹，其中包括关于如何改善海陆界面的指导方针，以确保属于《国际防止船舶造成污染公约》范围内的废弃物一旦从船上卸下，就会得到环境无害化管理。有关部门鼓励《巴塞尔公约》和《斯德哥尔摩公约》的区域中心和协调中心研究塑料废弃物、海洋塑料垃圾和微塑料的影响以及相应的预防措施。



2017年，《巴塞尔公约》缔约方大会决定：作为其附属机构的开放工作组应考虑根据该公约提供的相关备选方案，以进一步处理海洋塑料垃圾和微塑料。

有关机构已提议对该公约予以修订，将废塑料所属类别改为“需要特别考虑的废弃物”类别。这意味着缔约方之间的塑料废弃物运输需要事先通知出口国、过境国和进口国主管部门以获得批准。

《巴塞尔公约》还建立了家庭废弃物伙伴关系，以促进家庭废弃物的环境可持续管理⁴¹⁰。该伙伴关系是一个与家庭废弃物环无害化境管理活动有关的信息共享、意识提升、外联和协调论坛。

《巴塞尔公约》可能有助于制定有效的战略和方法，以帮助预防并减少安歇被归类为“危险废弃物”的海洋塑料和其它海洋污染物⁴¹¹。这不仅需要修改《巴塞尔公约》指导文件，以扩大其有效处理海洋塑料的范围，还需要所有缔约方充分执行该公约，包括批准并实施“巴塞尔禁令”修订案，该修订案的相关条款禁止发达国家向发展中国家越境转移任何用于再利用、再循环或回收用途的危险废弃物。

2013年《关于汞的水俣公约》

《关于汞的水俣公约》（以下简称“《水俣公约》”）旨在保护人类健康和环境免受人为的汞及其化合物排放的伤害。该公约认为汞是一种全球关注的化学物质，原因是它能够在大气层中远距离迁移，一旦人为引入则将长久存在于环境中，在生态系统中生物累积，并对人类健康和环境产生显著负面影响⁴¹²。该公约有95个缔约方。

该公约要求逐步淘汰多类含汞产品，实施了汞贸易和供应限制措施，并建立了一个框架来减少或消除工业和采矿流程的汞排放。它要求针对手工和小规模采金业等主要汞来源制定实施国家管理计划。IPEN已经制定了汞公约指南，以协助那些积极参与汞淘汰活动的非政府组织⁴¹³。

自愿协定

相关机构已针对海洋垃圾问题开展了一些自愿活动，包括檀香山战略（Honolulu Strategy）⁴¹⁴，这个全面的全球合作框架旨在减弱全世界海洋垃圾的生态、人类健康和经济影响。它的制定得益于世界各地的科学家、从业人员、管理人员和私营部门的支持和协助，这其中，联合国环境规划署和美国国家海洋和大气管理局的海洋垃圾项目提供了技术和财政支持。

作为海洋垃圾项目规划和监测工具，檀香山战略为相关合作和最佳实践分享活动提供了参考框架。

该战略确定了三大目标：

- 减少陆源海洋废弃物的数量和影响；
- 减少源于海洋自身的海洋废弃物的数量和影响，其中包括固体废弃物、丢失货物、放弃/丢失或以其它方式丢弃的渔具（ALDFG）以及遗弃的船只；
- 减少海岸线、海底栖息地和远洋水域积累的海洋垃圾的数量和影响。

2012年1月，檀香山战略在第五届国际海洋垃圾会议得到了65国政府和欧盟委员会代表的背书。

联合国环境大会

联合国环境大会（UNEA）⁴¹⁵ 是全球最高级别的环境决策机构。它的宗旨是应对世界面临的重大环境挑战，并实施《2030年可持续发展议程》。



在第二届会议期间，UNEA通过了一项关于海洋塑料垃圾和微塑料的决议⁴¹⁶，并于2017年12月成立了一个关于海洋垃圾和微塑料的开放特设工作组，以评估该问题的备选战略，包括审议具有法律约束力的文书。他们的建议将在2019年的下届联合国环境大会上提出。

具有法律效力的文书若要得到有效实施，就需要：

- 解决塑料在整个生命周期中的可持续管理问题，包括塑料的设计、生产、使用、回收和处置；
- 逐步消除塑料中的内分泌干扰物和其它有毒成分，以促进其回收利用；
- 纳入强有力的监测、报告和执行机制；
- 协助建立有效的收集和回收国家制度；
- 制定并实施生产者责任延伸制方案；
- 禁止排放最常见或破坏性的塑料海洋垃圾，例如微珠和鱼卵大小的塑料颗粒；
- 支持可持续产品替代品的开发和过渡；
- 制定产品和材料替代品的标准，它们涉及并强调潜在海洋影响，例如，着眼于海洋健康，利用绿色化学、可再生原料和再生原料等来设计产品和材料；
- 规定必要步骤以实现商定目标并审查相关制度；
- 制定法规模板；

- 开展研究并提供资金以回收海洋塑料碎片；
- 确定受污染塑料/不可回收塑料的非焚烧处理和销毁方式，并提供相应支持；
- 涵盖多利益攸关方的多部门伙伴关系；
- 建立充分的筹资机制；
- 引入有效的监测反馈系统，以评估结果。

新文书需要与现有的多边协议保持一致，并且为实现其目标，还需要注重降低生产和消费水平，并确保相关产业从摇篮到摇篮的产品责任。它需要解决不必要的低价值使用，尽可能促进产品再利用，促进无毒再循环，而不是降级循环。该文书必须提高社区和行业的意识，并基于如下共识：“一切照旧”并非一种选择。

非政府组织

有众多国际非政府组织（NGO）和网络在努力减少有毒物质，开展废弃物管理，对抗化学污染和塑料污染，其中包括但不限于：

IPEN

<https://ipen.org/>

汇集了100多个国家的环境和公共卫生领域的主要公益团体，在国际社会以实际行动尽力减少乃至消除危险的有毒化学物质。IPEN的使命是让更多人享有无毒的未来，这体现在其《斯德哥尔摩宣言》、《迪拜宣言》和《水俣宣言》中。

摆脱塑缚（全球）

<https://www.breakfreefromplastic.org/>

摆脱塑缚（全球）（Break Free From Plastic/BFFP）的宗旨是运用综合手段实现全面改变，在塑料价值链的各个环节化解塑料污染，以预防为主，整治为辅，提供有效解决方案。

巴塞尔行动网络

<https://www.ban.org/>

巴塞尔行动网络（Basel Action Network/BAN）的使命是终止有毒化学品贸易，促成无毒的未来，为所有人清洁环境享受权而行动，从而为全球环境健康和环境公平做贡献。



国际环境法中心

<https://www.ciel.org/>

国际环境法中心（Center for International Environmental Law/CIEL）利用法律的力量来保护环境，促进人权，并确保公平和可持续的社会。它参与新国际公约谈判，帮助改变公共政策及私人做法，从而努力实现无毒的未来。

地球之友

<https://foe.org/issues/oceans/>

地球之友（Friends of the Earth/FOE）竭力为实现更健康的公平世界做贡献。它发起的海洋保护活动侧重于油轮和休闲船艇等各类船舶导致的空气、水和石油污染。

全球焚烧替代联盟

<http://www.no-burn.org/>

全球焚烧替代联盟（Global Alliance for Incinerator Alternatives/GAIA）是90多个国家的草根社团、NGO和个人的全球联盟，他们的终极愿景是实现一个没有焚烧的、公平和无毒的世界。

绿色和平

<https://www.greenpeace.org/international/>

绿色和平的目标是保护生物多样性，预防污染，预防地球海洋、陆地、空气和淡水被滥用，并终止一切核威胁，从而确保地球养育生命的能力。

IPEN 海洋污染物应对平台

为了应对日益严峻的海洋污染物威胁，IPEN建立了一个平台，其中包含了解决海洋污染物的当前和未来承诺。IPEN的研究⁴¹⁷ 证明了亚太地区汞污染的影响，并通过其在新持久性有机污染物方面开展的工作和《斯德哥尔摩公约》的持久性有机污染物审查委员会，凸显了海洋环境中发现了越来越多的多溴二苯醚和全氟/多氟烷基物质等持久性有机污染物这一事实。

IPEN参与了提名持久性有机污染物的评估过程，并且强调了各国在废弃物管理方面的失败，从而证明了废弃物焚烧会产生持久性有机污染物。IPEN开展活动以支持采用非焚烧销毁技术。IPEN的各个参与组织 (Participating Organization/PO) 致力于确保《斯德哥尔摩公约》和《水俣公约》的有效实施，为此分别参与国家实施计划 (NIP) 和国家行动计划 (NAP)。为了提高全球对内分泌干扰物的意识，IPEN与内分泌学会合作拟定了《内分泌干扰物介绍：公益组织和政策制定者指南》 (“Introduction to Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs): a Guide for Public Interest Organizations and Policy-Makers”) 。



结论

“……我们习惯于认为海洋是无限的，其实它是有限的。我们已将许多海洋居民推向濒临灭绝的边缘。我们用塑料和其它污染物堵塞了海洋水域，使毒素侵入鱼类和其它动物以及我们自己的身体。我们已经不可逆转地改变了它的生态学、生物学甚至化学机制。”⁴¹⁸

地球的海洋被人类侵蚀，目前全世界只有13.2%的海洋被列为海洋荒野⁴¹⁹。即使这些荒野区域也受到化学污染和塑料垃圾的影响。海洋污染物正在帮助破坏海洋生态系统和粮食供应，而气候变化对海洋环境和人类生命支持系统的影响是毁灭性的。

尽管有林林总总的国家和地区纲领以及全球文书，但由于人类仍旧依赖化石燃料，人口不断增加，消费主义盛行，因此海洋污染已经失控并不断恶化。

在利润和贪婪的驱动下，全球工业环境仍然主要是自我监管，很少考虑到全球环境的有限资源，也很少顾及后代的利益。

包括海洋塑料在内的许多海洋污染物即使能够降解，也将需要几个世纪才能完成降解。终端产品如全氟辛烷磺酸和全氟辛酸可能会一直和我们同

在。然而，越来越多的化学物质和一次性塑料产品被创造出来，并被有意或无意地释放到海洋环境中。

各国政府目前未能充分监管污染行业，未能保护其公民和子孙后代。全球纲领和文书虽然多种多样，但既没有得到充分实施，更没有实现其目标。与此同时，联合国环境规划署等组织越来越受到企业的影响，而科学与政策正日益脱钩。

虽然非政府组织、有责任心的个人和可持续产业的工作范围和影响都在逐渐增大，但更广大的社区却并不完全了解问题的严重程度，及其在个人和社区层面之外实现改变的能力。

前方的路有各种挑战，海洋保护和恢复所需改变一定是革命性的。但我们必须面对这一切，因为我们和其它无数物种一样，完全依赖健康的海洋生态系统来获取食物，调节气候，乃至获得生命本身。

附录：

化学物质中英文名称对照

中文（拼音顺序）	英文（简称）
阿特拉津	Atrazine
八溴二苯醚	OctaBDE
草甘膦	Glyphosate
除草定	Bromacil
滴滴涕/二氯二苯三氯乙烷	DDT
滴滴伊	DDE
低密度聚乙烯	LDPE
敌草隆	Diuron
丁噻隆	Tebuthiuron
毒死蜱	Chlorpyrifos
短链氯化石蜡	SCCP
多环芳烃	PAHs
多氯联苯	PCBs
多溴二苯醚	PBDE
二苯甲酮-3	BP-3
二噁英	Dioxins
二甲基硫化物	DMS
二甲四氯	MCPA
发泡聚苯乙烯	EPS
氟代调聚醇	FTOH
氟虫腈	Fipronil

中文（拼音顺序）	英文（简称）
环戊二烯类杀虫剂	Cyodienes
挤塑聚苯乙烯	XPS
聚苯乙烯	PS
聚丙烯	PP
聚对苯二甲酸乙二醇酯	PET
聚氯乙烯	PVC
聚四氟乙烯	PTFE
聚乙烯	PE
联苯菊酯	Bifenthrin
邻苯二甲酸酯	Phthalate
林丹	Lindane
硫丹	Endosulfan
六氯苯	HCB
六氯丁二烯	HCBD
六氯环己烷	HCH
六嗪酮	Hexazinone
六溴环十二烷	HBCD
氯丹	Chlordanes
马拉硫磷	Malathion
灭蚁灵	Mirex
吡虫啉	Imidacloprid
全氟/多氟烷基物质	PFAS
全氟丁基磺酸	PFBS
全氟丁酸	PFBA
全氟化合物	PFC
全氟己烷-1-磺酸	PFHxS

中文（拼音顺序）	英文（简称）
全氟壬酸	PFNA
全氟烷基醚磺酸	PFESA
全氟烷基醚羧酸	PFECA
全氟烷基羧酸	PFCA
全氟辛酸	PFOA
全氟辛烷磺酸	PFOS
壬基酚	Nonylphenols
壬基酚聚氧乙烯醚	NPE
噻虫胺	Clothianidin
噻虫嗪	Thiamethoxam
三丁基锡	TBT
十溴二苯醚	DecaBDE
双酚A	BPA
四溴双酚A	TBBPA
烷基酚	Alkylphenols
五氯苯	PeCB
五氯苯酚	PCP
五氯苯甲醚	PCA
西玛津	Simazine
辛基酚	Octylphenols
异丙甲草胺	Metolachlor
莠灭净	Ametryn
17 α -乙炔雌二醇	EE2
2,4-二氯苯氧乙酸	2,4-D

尾注

- 1 Census on Marine Life <http://www.coml.org/index.html>
- 2 Breitburg D, Levin LA, Oschlies A, Grégoire M, Chavez FP, Conley DJ, Garçon V, Gilbert D, Gutiérrez D, Isensee K, Jacinto GS, Limburg KE, Montes I, Naqvi SWA, Pitcher GC, Rabalais NN, Roman MR, Rose KA, Seibel BA, Telszewski M, Yasuhara M, Zhang J. (2018) Declining oxygen in the global ocean and coastal waters, *Science*, Vol. 359, Issue 6371, DOI: 10.1126/science.aam7240
- 3 <http://www.un.org/en/development/desa/news/population/2015-report.html>
- 4 P.K. Krishnakumar, P.K. Asokan, Environmental impacts of marine pollution- effects, challenges and approaches. January 2017 In book: Mathrubhumi Year Book Plus 2017 Chapter: Environmental Pollution Editors: Mathrubhumi
- 5 Ji-Dong Gu, You-Shao Wang, (2015) Coastal and marine pollution and ecotoxicology, *Ecotoxicology* 24:1407 – 1410 DOI 10.1007/s10646-015-1528-3
- 6 EEA, 2011. The European environment — state and outlook 2010: assessment of global megatrends. European Environment Agency, Copenhagen. <https://www.eea.europa.eu/soer/synthesis/synthesis>
- 7 <https://www.statista.com/statistics/272157/chemical-production-forecast-worldwide/>
- 8 Fueling Plastics How Fracked Gas, Cheap Oil, and Unburnable Coal are Driving the Plastics Boom, Center for International Environmental Law, 2017 <https://www.ciel.org/wp-content/uploads/2017/09/Fueling-Plastics-How-Fracked-Gas-Cheap-Oil-and-Unburnable-Coal-are-Driving-the-Plastics-Boom.pdf>
- 9 US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, What is the biggest source of pollution in the ocean? www.oceanservice.noaa.gov.
- 10 <http://www.oceanhealthindex.org/methodology/components/chemical-pollution>
- 11 National Pollutant Inventory <http://www.npi.gov.au>
- 12 <http://www.oceanhealthindex.org/methodology/components/chemical-pollution>
- 13 Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1596 – 1605
- 14 Hurley, Rachel, Woodward, Jamie, Rothwell, James. (2018) Microplastic contamination of river beds significantly reduced by catchment-wide flooding. *Nature Geoscience*. 11, 251 – 257
- 15 Christian Schmidt, Tobias Krauth, Stephan Wagner, Export of Plastic Debris by Rivers into the Sea, *Environmental Science & Technology* 2017 51 (21), 12246-12253 DOI: 10.1021/acs.est.7b02368
- 16 UNEP, GRID-Arendal, Marine Litter Vital Graphics, United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal, 2016. www.grida.no/publications/60
- 17 Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, et al. (2014) Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9(12): e111913. DOI:10.1371/journal.pone.0111913
- 18 Sonja Oberbeckmann, A. Mark Osborn, and Melissa B. Duhaime Microbes on a Bottle: Substrate, Season and Geography Influence Community Composition of Microbes Colonizing Marine Plastic Debris *PLoS One*. 2016; 11(8) doi: 10.1371/journal.pone.0159289
- 19 The New Plastics Economy: Rethinking the future of plastics, World Economic Forum 2016 <https://www.weforum.org/reports/the-new-plastics-economy-rethinking-the-future-of-plastics>
- 20 Jenna R. Jambeck, Roland Geyer, Chris Wilcox, Theodore R. Siegler, Miriam Perryman, Anthony Andrady, Ramani Narayan, Kara Lavender Law, (2015) Plastic Waste input from land into the ocean, *Science* Vol. 347, Issue 6223, pp. 768-771 DOI: 10.1126/science.1260352
- 21 Erik van Sebille, Chris Wilcox, Laurent Lebreton, Nikolai Maximenko, Britta Denise Hardesty, Jan A van Franeker, Marcus Eriksen, David Siegel, Francois Galgani, Kara Lavender Law, (2015) A global inventory of small floating plastic debris, *Environmental Research Letters*, 10 124006
- 22 Sanae Chiba, Hideaki Saito, Ruth Fletcher, Takayuki Yogi, Makino Kayo, Shin Miyagi, Moritaka Ogido, Katsunori Fujikura, (2018) Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris, Article in Press, *Marine Policy*, doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.022
- 23 L. Lebreton, B. Slat, F. Ferrari, B. Sainte-Rose, J. Aitken, R. Marthouse, S. Hajbane, S. Cunsolo, A. Schwarz, A. Levivier, K. Noble, P. Debeljak, H. Maral, R. Schoeneich-Argent, R. Brambini &

- J. Reisser, (2018) Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic, *Scientific Reports* 8, Article number: 4666
- 24 Erik van Sebille et al (2015)
- 25 Eriksen M, et al. (2014)
- 26 Meso- and macroplastic includes all plastic particles of a size fraction of more than 5 mm in diameter, while microplastic includes particles less than 5 mm in diameter. See Gewert et al., (2015)
- 27 Brennecke, D., E. C. Ferreira, T. M.M. Costa, D. Appel, B. A.P. de Gama, M. Lenz (2015). Ingested microplastics are translocated to organs of the tropical fiddler crab *Uca rapax*. *Marine Pollution Bulletin*, 96, 491-495.
- 28 Pieter Jan Kole, Ansje J. Löhrr, Frank G. A. J. Van Belleghem, Ad M. J. Ragas (2017) Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14, 1265; doi:10.3390/ijerph14101265
- 29 Rist, S., & Hartmann, N. B. (2017). Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In M. Wagner, & S. Lambert (Eds.), *Freshwater Microplastics - Emerging Environmental Contaminants?* (pp. 25-49). Springer. (The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 58). DOI: 10.1007/978-3-319-61615-5_2
- 30 Gallo et al. Marine litter plastics and microplastics and their toxic chemicals components: the need for urgent preventive measures *Environ Sci Eur* (2018) 30:13 <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0139-z>
- 31 Andradý et al., (2011)
- 32 Fueling Plastics, Untested Assumptions and Unanswered Questions in the Plastics Boom, Centre for International Environmental Law 2017 <https://www.ciel.org/wp-content/uploads/2018/04/Fueling-Plastics-Untested-Assumptions-and-Unanswered-Questions-in-the-Plastics-Boom.pdf>
- 33 Oceans Awash in Toxic Plastic Brought to You by the Fracking Industry, July 2018 <https://www.foodandwaterwatch.org>
- 34 Marie Bigot, Derek C. G. Muir, Darryl W. Hawker, Roger Cropp, Jordi Dachs, Camilla F. Teixeira, Susan Bengtson Nash (2016) Air–Seawater Exchange of Organochlorine Pesticides in the Southern Ocean between Australia and Antarctica *Environ. Sci. Technol.* 2016, 50, 8001–8009
- 35 Bigot et al., (2016)
- 36 UNEP/AMAP, 2011. Climate Change and POPs: Predicting the Impacts. Report of the UNEP/AMAP Expert Group. <https://www.amap.no/documents/doc/climate-change-and-pops-predicting-the-impacts/753>
- 37 Lisa Phinney Air Quality Sciences, Meteorological Service of Canada, Environment Canada, ‘Environmental Impacts of Air Pollution,’ Presentation to 2004 Canadian Acid Deposition Science Assessment
- 38 Milazzo M et al. 2016 Ocean acidification affects fish spawning but not paternity at CO2 seeps. *Proc. R. Soc. B*283:20161021. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.1021>
- 39 Danielle L Dixon, Ocean Acidification Effects Fish Behavior and Survival as a Consequence of Impaired Chemoreception, September 2011, Conference: American Fisheries Society 140th Annual Meeting
- 40 Jessie Gardner, Clara Manno, Dorothee C. E. Bakker, Victoria L. Peck, Geraint A. Tarling, (2018) Southern Ocean pteropods at risk from ocean warming and acidification *Mar Biol.* 165(1):8. doi:10.1007/s00227-017-3261-3
- 41 <http://www.antarctica.gov.au/news/2010/krill-face-deadly-cost-of-ocean-acidification>
- 42 UNEP/AMAP, 2011. Climate Change and POPs: Predicting the Impacts. Report of the UNEP/AMAP Expert Group. <https://www.amap.no/documents/doc/climate-change-and-pops-predicting-the-impacts/753>
- 43 Patra et al., Interactions between water temperature and contaminant toxicity to freshwater fish (2015) *Environmental Toxicology June* <https://doi.org/10.1002/etc.2990>
- 44 Wei Shi, Xinguo Zhao, Yu Han, Zhumei Che, Xueliang Chai & Guangxu Liu, (2016) Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: a potential threat to sea-food safety *Scientific Reports* volume 6, Article number: 20197
- 45 Thompson NP, Rankin PW, Johnston DW. (1974) Polychlorinated biphenyls and p,p’ DDE in green turtle eggs from Ascension Island, South Atlantic Ocean. *Bull Environ Contam Toxicol.* 11(5):399-406.
- 46 UNEP/POPS/POPRC.8/16/Annex V Annex V Guidance for drafters of risk profiles on consideration of toxicological interactions when evaluating chemicals proposed for listing, Qualitative literature-based approach to assessing mixture toxicity under Annex. www.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Guidance/

- 47 Rodea-Palomares et al., (2015) Effect of PFOA/PFOS pre-exposure on the toxicity of the herbicides 2,4-D, Atrazine, Diuron and Paraquat to a model aquatic photosynthetic microorganism. *Chemosphere* 139:65-72
- 48 Ashauer, R., Connor, I., Escher, B.L., (2017) Toxic Mixtures in Time-The Sequence Makes the Poison. *Environ Sci Technol.* Mar 7;51(5):3084-3092. doi: 10.1021/acs.est.6b06163. <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.6b06163>
- 49 State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012, United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 2013 <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>
- 50 State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012, United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 2013 <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>
- 51 Fabien Lagarde, Claire Beausoleil, Scott M Belcher, Luc P Belzunces, Claude Emond, Michel Guerbet, Christophe Rousselle (2015) Non-monotonic dose-response relationships and endocrine disruptors: a qualitative method of assessment. *Environ Health*; 14: 13.
- 52 Andrea C. Gore et al. Introduction to Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) A Guide for Public Interest Organizations and Policy-Makers 2014 A Joint Endocrine Society – IPEN initiative www.ipen.org
- 53 State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012, United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 2013 <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>
- 54 Reijnders, Peter J.H., (1994): Toxicokinetics of chlorobiphenyls and associated physiological responses in marine mammals, with particular reference to their potential for ecotoxicological risk assessment. *Sci. Total Environ* 154 229-236
- 55 Edyvane, K. (1995) Issues in the South Australian Marine Environment, State of the Marine Environment Report for Australia. South Australia Research & Development Institute. https://www.ospar.org/site/assets/files/7413/ospar_assessment_sheet_cemp_imposex_2014.pdf
- 57 Raquel Chamorro-García, Bassem M. Shoucri, Sigal Willner, Heidi Käch, Amanda Janesick, Bruce Blumberg. (2018) Effects of Perinatal Exposure to Dibutyltin Chloride on Fat and Glucose Metabolism in Mice, and Molecular Mechanisms, *In Vitro*. *Environ Health Perspect*; DOI:10.1289/EHP3030
- 58 State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals 2012, United Nations Environment Programme and the World Health Organization, 2013 <http://www.who.int/ceh/publications/endocrine/en/>
- 59 Raquel Chamorro-García et al., (2018)
- 60 Xinqiang Zhu, Yukinori Kusaka, Kazuhiro Sato, and Gunwei Zhang (2000) The endocrine disruptive effects of mercury *Environ Health Prev Med.* 4(4): 174 – 183. doi: 10.1007/BF02931255
- 61 Global Mercury Hotspots. A Publication by the Biodiversity Research Institute and IPEN Updated: October 2014 Initial Release: January 9, 2013 http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/BRI-IPEN-report-update-102214%20for%20web_0.pdf
- 62 Health Canada: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contaminants/mercur/q47-q56_e.html
- 63 <https://www.smh.com.au/environment/conservation/deadly-diet-of-marine-plastic-kills-seabirds-20110513-1emff.html>
- 64 Mercury monitoring in women of child-bearing age in Asia and the Pacific Region April 2017, Lee Bell IPEN Mercury Adviser www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/News/Mercury%20Monitoring%20Women%20Asia%20Pacific%20April%2011%20Short.pdf
- 65 Corresponding with the U.S. EPA’ s reference dose (RfD) of 0.1 microgram per kilogram per body weight per day (ug/kg bw/day) and a blood mercury concentration of 4-5 µg/L.
- 66 Schechter A1, Dai LC, Pöpke O, Prange J, Constable JD, Matsuda M, Thao VD, Piskac AL. (2001) Recent dioxin contamination from Agent Orange in residents of a southern Vietnam city. *J Occup Environ Med* 43(5):435-43.
- 67 Martin Scheringer, Sebastian Stempel, Sirja Hukari, Carla A. Ng, Markus Blepp, Konrad Hungerbühler (2012) How Many persistent organic pollutants should we expect? *Atmospheric Pollution Research* Vol. 3: 4 3383-391
- 68 Bigot et al., (2016)
- 69 Bigot et al., (2016)
- 70 Strobel, A., Burkhardt-Holm, P., Schmid, P., Segner, H., (2015). Benzo (a) pyrene metabolism and EROD and GST biotransformation activity in the liver of red-and white-blooded Antarctic fish. *Environ. Sci. Technol.* 49, 8022- 8032

- 71 Alan J. Jamieson, Tamas Malkocs, Stuart B. Piertney, Toyonobu Fujii, Zulin Zhang (2017) Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0051 DOI: 10.1038/s41559-016-0051 www.nature.com/natecolevol
- 72 Gallo et al. (2018)
- 73 Jartun M, Ottesen RT, Steinnes E, Volden T (2009) Painted surfaces-important sources of polychlorinated biphenyls (PCBs) contamination to the urban and marine environment. *Environ Pollut* 157(1):295 – 302
- 74 Strobel, A., et al., (2016) Persistent organic pollutants in tissues of the white-blooded Antarctic fish *Champscephalusgunnari* and *Chaenocephalus aceratus* *Chemosphere* 161:555-562 <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.089>
- 75 Feng Guo, Lei Wang, Wen-Xiong Wang (2012) Acute and Chronic Toxicity of Polychlorinated Biphenyl 126 to *Tigriopus Japonicus*: Effects on Survival, Growth, Reproduction and Intrinsic Rate of Population Growth, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 31, No. 3, pp. 639 – 645.
- 76 Alan J. Jamieson, Tamas Malkocs, Stuart B. Piertney, Toyonobu Fujii, Zulin Zhang (2017) Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution* 1, 0051 DOI: 10.1038/s41559-016-0051 www.nature.com/natecolevol
- 77 Feng Guo et al (2012)
- 78 <https://projectearth.us/new-lawsuits-target-monsanto-over-lingering-chemicals-a-1796423567>
- 79 Richard A. (2010) Lovett Oceans release DDT from decades ago. *Nature* doi:10.1038/news.2010.4
- 80 Stemmler, I. & Lammel, G. (2009). Cycling of DDT in the global environment 1950 – 2002: World ocean returns the pollutant *Geophys. Res. Lett.* 36, L24602 <https://www.nature.com/news/2010/100107/full/news.2010.4.html>
- 81 An isomer describes two or more compounds with the same formula but a different arrangement of atoms in the molecule and different properties.
- 82 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.8 Risk profile on alpha hexachlorocyclohexane Nov 2007 <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- 83 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.9 Risk profile on beta hexachlorocyclohexane Nov 2007 <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- 84 OSPAR Commission, 2006: OSPAR background document on lindane https://www.ospar.org/documents%5cdbase%5cpublications%5cp00153_Background%20document%20on%20lindane%20updated.pdf
- 85 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.9 Risk profile on beta hexachlorocyclohexane Nov 2007 <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- 86 OSPAR Commission, 2006: OSPAR background document on lindane https://www.ospar.org/documents%5cdbase%5cpublications%5cp00153_Background%20document%20on%20lindane%20updated.pdf
- 87 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.9 Risk profile on beta hexachlorocyclohexane Nov 2007 <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- 88 OSPAR Commission, 2006: OSPAR background document on lindane https://www.ospar.org/documents%5cdbase%5cpublications%5cp00153_Background%20document%20on%20lindane%20updated.pdf
- 89 Wang Y. et al. (2007). Investigation of organochlorine pesticides (OCPs) in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea from 2002 to 2004. *Environ Pollut.* 146(1), p. 100-6
- 90 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.9 Risk profile on beta hexachlorocyclohexane Nov 2007 <http://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>
- 91 Public Health Statement Hexachlorobenzene Department of Health and Human Services, Public Health Service, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Division of Toxicology and Human Health Sciences August 2015 www.atsdr.cdc.gov
- 92 D.J. Mukesh Kumar, S.Dinesh Kumar, D. Kubendran, P.T. Kalaichelva Hexachlorobenzene- Sources, Remediation And Future Prospects *Int J Cur Res Rev*, Jan 2013/Vol 05 (01)
- 93 Des W. Connell, Gregory, J. Miller, Munro R. Mortimer, Glen R. Shaw and Shelly M. Anderson Persistent Lipophilic Contaminants And Other Chemical Residues In The Southern Hemisphere <https://www.environment.gov.au/system/files/resources/42cf47eb-4ae5-47db-b983-ec1c3679ab74/files/connell.pdf>
- 94 UNEP/POPS/POPRC.8/16/Add.2 Risk profile on hexachlorobutadiene 2012
- 95 IPEN GUIDE TO NEW POPs, April 2017 <https://ipen.org/documents/ipen-guide-new-pops-april-2017>
- 96 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7 Risk profile on pentachlorobenzene Nov. 2007
- 97 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7 Risk profile on pentachlorobenzene Nov. 2007

- 98 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.7 Risk profile on pentachlorobenzene Nov. 2007
- 99 UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.3 Risk profile on pentachlorophenol and its salts and esters Oct. 2013
- 100 UNEP/POPS/POPRC.9/13/Add.3 Risk profile on pentachlorophenol and its salts and esters Oct. 2013
- 101 UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2 Risk profile on hexabromocyclododecane Oct. 2010
- 102 UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2 Risk profile on hexabromocyclododecane Oct. 2010
- 103 Gallo et al. (2018)
- 104 Bart N Zegers, Anhelique Mets, Ronald van Bommel, Jan P Boon. (2005) Levels of Hexabromocyclododecane in Harbor Porpoises and Common Dolphins from Western European Seas, with Evidence for Stereoisomer-Specific Biotransformation by Cytochrome P450. *Environmental Science and Technology* 39(7):2095-100 DOI:10.1021/es049209t
- 105 Gallo et al. (2018)
- 106 The neuroendocrine system regulates reproduction, metabolism, eating and drinking behaviour, energy utilization and blood pressure.
- 107 UNEP/POPS/POPRC.6/13/Add.2 Risk profile on hexabromocyclododecane Oct. 2010
- 108 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6 Commercial Octabromodiphenyl Ether Risk Profile Dec 2007
- 109 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1 Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether Nov. 2006
- 110 UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) Nov.2014
- 111 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1 Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether Nov. 2006
- 112 Herzke D, Berger U, Kallenborn R, Nygard T, Vetter W. (2005) Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. *Chemosphere* 61: 441-449. Also see Knudsen LB, Gabrielsen GW, Verreault J, Barrett R, Skare JU, Polder A, Lie E. Temporal trends of brominated flame retardants, cyclododeca-1,5,9-triene, and mercury in eggs of four seabird species from Northern Norway and Svalbard. Norwegian Polar Institute, Tromsø University Museum, National Veterinary Institute of Norway, Norwegian School of Veterinary Science. SPFO-Report 942/2005, December 2005
- 113 UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) Nov.2014
- 114 Lebeuf M, Gouteux B, Measures L, Trottier S. (2004) Levels and temporal trends (1988-1999) of polybrominated diphenyl ethers in beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. *Environ Sci Technol* 38:2971-2977
- 115 Erin Markham, Emily K. Brault, Mohammed Khairy, Anna R. Robuck, Michael E. Goebel, Mark G. Cantwell, Rebecca M. Dickhut, Rainer Lohmann (2018) Time Trends of Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Antarctic Biota ACS Omega, 3 (6), pp 6595 – 6604
- 116 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.1 Risk profile on commercial pentabromodiphenyl ether Nov. 2006
- 117 UNEP/POPS/POPRC.3/20/Add.6 Commercial Octabromodiphenyl Ether Risk Profile Dec 2007
- 118 UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) Nov.2014
- 119 Lucio G Costa, Gennaro Giordano. (2007) Developmental neurotoxicity of polybrominated diphenyl ether (PBDE) flame retardants, *NeuroToxicology* 28(6):1047-1067 DOI:10.1016/j.neuro.2007.08.007
- 120 UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) Nov.2014
- 121 UNEP/POPS/POPRC.10/10/Add.2 Risk profile on decabromodiphenyl ether (commercial mixture, c-decaBDE) Nov.2014
- 122 <https://www.bloomberg.com/news/articles/2018-02-20/3m-is-said-to-settle-minnesota-lawsuit-for-up-to-1-billion>
- 123 <https://www.reuters.com/article/us-du-pont-lawsuit-west-virginia/duPont-settles-lawsuits-over-leak-of-chemical-used-to-make-tylon-idUSKBN15S18U>
- 124 PFAS National Environmental Management Plan January 2018 http://www.epa.vic.gov.au/~media/Files/Your%20environment/Land%20and%20groundwater/PFAS%20in%20Victoria/PFAS%20NEMP/FINAL_PFAS-NEMP-20180110.pdf
- 125 <http://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/>
- 126 PFAS National Environmental Management Plan January 2018 http://www.epa.vic.gov.au/~media/Files/Your%20environment/Land%20and%20groundwater/PFAS%20in%20Victoria/PFAS%20NEMP/FINAL_PFAS-NEMP-20180110.pdf

- 127 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.5 Risk profile on perfluorooctane sulfonate Nov.2006
- 128 Proposal to list perfluorohexane sulfonic acid (CAS No: 355-46-4, PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. UNEP/POPS/POPRC.13/4. 2017
- 129 UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2 Risk profile on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds Oct.2016
- 130 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.5 Risk profile on perfluorooctane sulfonate Nov.2006
- 131 Li L, Zheng H, Wang T, Cai M, Wang P. (2018) Perfluoroalkyl acids in surface seawater from the North Pacific to the Arctic Ocean: Contamination, distribution and transportation. *Environ Pollut.* 16:238:168-176. doi: 10.1016/j.envpol.2018.03.018. [Epub ahead of print] <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29554564>
- 132 Yitao Pan, Hongxia Zhang, Qianqian Cui, Nan Sheng, Leo W. Y. Yeung Yan Sun, Yong Guo, and Jiayin Dai (2018) Worldwide Distribution of Novel Perfluoroether Carboxylic and Sulfonic Acids in Surface Water *Environ. Sci. Technol.*, Article ASAP DOI: 10.1021/acs.est.8b00829
- 133 Llorca M et al., (2014) Levels and fate of perfluoroalkyl substances in beached plastic pellets and sediments collected from Greece. *Mar Pollut Bull.* 15:87(1-2):286-91
- 134 UNEP/POPS/POPRC.2/17/Add.5 Risk profile on perfluorooctane sulfonate Nov.2006
- 135 Kurunthachalam Kannan, Se Hun Yun and Thomas J. Evans (2005) Chlorinated, Brominated, and Perfluorinated Contaminants in Livers of Polar Bears from Alaska. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (23), 9057 -9063
- 136 Smithwick M, Mabury SA, Solomon KW, Sonne C, Martin JW, Born EW, Dietz R, Derocher AE, Letcher RJ, Evans TJ, Gabrielsen GW, Nagy J, Stirling I, Taylor MK, Muir DC. (2005) Circumpolar study of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (*Ursus maritimus*). *Environ Sci Technol.* 1;39 (15):5517-23
- 137 Bossi R, Riget FF, Dietz R. (2005) Temporal and spatial trends of perfluorinated compounds in ringed seal (*Phoca hispida*) from Greenland. *Environ Sci Technol.* 1;39(19):7416-22
- 138 Magali Houde, Trevor A.D. Bujas, Jeff Small, Randall S. Wells, Patricia A. Fair, Gregory D. Bossart , Keith R. Solomon, & Derak C.G.Muir, (2006) Biomagnification of Perfluoroalkyl Compounds in the Bottlenose Dolphin (*Tursiops truncatus*) Food Web, *Environmental Science & Technology*, Vol. 40, No. 13, pp4138- 4141
- 139 Verreault J, Houde M, Gabrielsen GW, Berger U, Haukas M, Letcher RJ, Muir DC., (2005) Perfluorinated alkyl substances in plasma, liver, brain, and eggs of glaucous gulls (*Larus hyperboreus*) from the Norwegian arctic. *Environ Sci Technol* Oct 1;39(19):7439-45
- 140 Jesus Olivero-Verbel, Lin Tao, Boris Johnson-Restrepo, Jorge Guette-Fernández, Rosa Baldiris-Avila, Indira O' byrne-Hoyos and Kurunthachalam Kannan. (2006) Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in biological samples from the north coast of Colombia. *Environmental Pollution*, 142(2):367-372
- 141 Gregg T. Tomy, Wes Budakowski, Thor Halldorson, Paul A. Helm, Gary A. Stern, Ken Friesen, Karen Pepper, Sheryl A. Tittlemier, Aaron T. Fisk. (2004) Fluorinated Organic Compounds in an Eastern Arctic Marine Food Web, *Environ. Sci. Technol.*, 38 (24), 6475 -6481
- 142 Jennifer M. Keller, Kurunthachalam Kannan, Sachi Taniyasu, Nobuyoshi Yamashita, Rusty D. Day, Michael D. Arendt, Al L. Segars, John R. Kucklick, (2005) Perfluorinated Compounds in the Plasma of Loggerhead and Kemp' s Ridley Sea Turtles from the Southeastern Coast of the United States. *Environ. Sci. Technol.*, 39 (23), 9101 -9108
- 143 Action plan on perfluorocarboxylic acids and precursors, Environment Canada and Health Canada. <http://www.ec.gc.ca/nopp/DOCS/consult/PFCA/EN/actionPlan.cfm>.
- 144 Yanna Liu, Manli Qian, Xixin Ma, Lingyan Zhu, Jonathan W. Martin (2018) Nontarget Mass Spectrometry Reveals New Perfluoroalkyl Substances in Fish from the Yangtze River and Tangxun Lake, China *Environ. Sci. Technol.*, DOI: 10.1021/acs.est.8b00779
- 145 Keiter, S., et al., (2012) Long-term effects of a binary mixture of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and bisphenol A (BPA) in zebrafish (*Danio rerio*) *Aquatic toxicology* (Amsterdam, Netherlands) 118-119:116-29
- 146 UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2 Risk profile on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds Oct.2016
- 147 UNEP/POPS/POPRC.12/11/Add.2 Risk profile on pentadecafluorooctanoic acid (CAS No: 335-67-1, PFOA, perfluorooctanoic acid), its salts and PFOA-related compounds Oct.2016
- 148 Rodea-Palomares et al., (2015)
- 149 Ding G1, Zhang J, Chen Y, Wang L, Wang M, Xiong D, Sun Y. (2013) Combined effects of PFOS and PFOA on zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Arch Environ Contam Toxicol.* 64(4):668-75. doi: 10.1007/s00244-012-9864-2.
- 150 Proposal to list perfluorohexane sulfonic acid (CAS No: 355-46-4, PFHxS), its salts and PFHxS-related compounds in Annexes A, B and/or C to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. UNEP/POPS/POPRC.13/4. 2017

- 151 Health-Based Maximum Contaminant Level Support Document: Perfluorononanoic Acid (PFNA) New Jersey Drinking Water Quality Institute Health Effects Subcommittee June 22, 2015
- 152 Draft consolidated guidance on alternatives to perfluorooctane sulfonic acid and its related chemicals UNEP/POPS/POPRC.12/INF/15 26 July 2016
- 153 Gorochategui E, Pérez-Albaladejo E, Casas J, Lacorte S, Porte. (2014) Perfluorinated chemicals: differential toxicity, inhibition of aromatase activity and alteration of cellular lipids in human placental cells. *Toxicol Appl Pharmacol*. 1;277(2):124-30. doi: 10.1016/j.taop.2014.03.012.
- 154 An Hagenaars, Lucia Vergauwen, Wim de coen, Dries Knapen. (2011) Structure-activity relationship assessment of four perfluorinated chemicals using a prolonged zebrafish early life stage test, *January Chemosphere* 82(5):764-72 DOI:10.1016/j.chemosphere.2010.10.076
- 155 Lutz Ahrens, Jelena Rakovic, Siri Axelson, Roland Kallenborn, Source tracking and impact of per- andpolyfluoroalkyl substances at Svalbard – FluorosImpact – Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences April 2016 <https://www.sysselmannen.no/globalassets/svalbards-miljovernfond-dokument/prosjekter/rapporter/2016/14-103-sluttrapport.pdf>
- 156 Toxic Industrial Chemical Recommended for Global Prohibition Contaminates Children’s Toys Pamela Miller and Joseph DiGangi, Ph.D. April 2017; www.ipen.org
- 157 UNEP/POPS/POPRC.11/10/Add.2 Risk profile on short-chained chlorinated paraffins Nov. 2015
- 158 UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.2 Risk profile on endosulfan Oct. 2009
- 159 UNEP/POPS/POPRC.5/10/Add.2 Risk profile on endosulfan Oct. 2009
- 160 Neal T. Halstead, David J. Civitello, Jason R. Rohr (2015) Comparative toxicities of organophosphate and pyrethroid insecticides to aquatic macroarthropods, *Chemosphere* 135:265-271 DOI 10.1016/j.chemosphere.2015.03.091
- 161 Ronald W. Patra, John C. Chapman, Richard P. Lim, And Peter C. Gehrke (2007) The Effects of Three Organic Chemicals on the Upper Thermal Tolerances of Four Freshwater Fishes, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 26, No. 7, pp. 1454 – 1459
- 162 Renato Russo., Jeremias Becker., Matthias Liess (2018) Sequential exposure to low levels of pesticides and temperature stress increase toxicological sensitivity of crustaceans *Science of The Total Environment* 610-611:563-569 DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.08.073
- 163 J.C. Anderson, C. Dubetz, V.P. Palace, (2015) Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects, *Science of The Total Environment*, Vol. 505, doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.090.
- 164 John Struger, Josey Grabuski, Steve Cagampan, Ed Sverko, Daryl McGoldrick, Christopher H. Marvin (2017) Factors influencing the occurrence and distribution of neonicotinoid insecticides in surface waters of southern Ontario, Canada, *Chemosphere*, Vol. 169, doi. org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.036.
- 165 Annika Agatz, Roman Ashauer, Colin Brown, (2014) Imidacloprid perturbs feeding of *Gammarus pulex* at environmentally relevant concentrations *Environmental Toxicology and Chemistry* 33(3) DOI 10.1002/etc.2480
- 166 USEPA 2017 Preliminary Aquatic Risk Assessment to Support the Registration Review of Imidacloprid. Office of Chemical Safety and Pollution Prevention. Washington DC <https://www.epa.gov/pesticides/epa-releases-neonicotinoid-assessments-public-comment>
- 167 Sharon E. Hook, Hai Doan, Debra Gonzago, Dean Musson, Jun Du, Rai Kookana, Melony J. Sellars, Anu Kumar (2018) The impacts of modern-use pesticides on shrimp aquaculture: An assessment for north eastern Australia, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 148, doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.11.028.
- 168 Kaimin Yu, Guochao Li, Weimin Feng, Lili Liu, Yanchun Yan (2015) Chlorpyrifos is estrogenic and alters embryonic hatching, cell proliferation and apoptosis in zebrafish, *Chem Biol Interact*. Sep 5;239:26-33
- 169 Giddings J.M., Williams W.M., Solomon K.R., Giesy J.P. (2014) Risks to Aquatic Organisms from Use of Chlorpyrifos in the United States. In: Giesy J., Solomon K. (eds) *Ecological Risk Assessment for Chlorpyrifos in Terrestrial and Aquatic Systems in the United States*. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews), vol 231. Springer, Cham. doi.org/10.1007/978-3-319-03865-0_5
- 170 <http://dev.panap.net/sites/default/files/monograph-chlorpyrifos.pdf>
- 171 Jessup DA, Johnson CK, Estes J, Carlson-Bremer D, Jarman WM, Reese S, Dodd E, Tinker MT, Ziccardi MH. (2010) Persistent organic pollutants in the blood of free-ranging sea otters (*Enhydra lutris* sp.) in Alaska and California. *J Wildlife Dis* 46(4):1214-33.
- 172 IARC Monographs Some organophosphate and insecticides and herbicides, Vol. 112 2017

- 173 Emerging Environmental Concern in Auckland' s Aquatic Sediments. ARC Technical Report 2009/021. Prepared by National Institute of Water and Atmosphere for Auckland Regional Council, Auckland
- 174 Stachowski-Haberkorn S, Becker B, Marie D, Haberkorn H, Coroller L, de la Broise D. (2008) Impact of Roundup on the marine microbial community, as shown by an in situ microcosm experiment. *AquatToxicol* 89(4):232-41.
- 175 Philip Mercurio, Florita Flores, Jochen F. Mueller, Steve Carter, Andrew P. Negri, (2014) Glyphosate persistence in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 85, Issue 2, Pages 385-390
- 176 Marliese Guerrero Schimpf, María M. Milesi, Paola I. Ingaramo, Enrique H. Luque, Jorgelina Varayoud (2017) Neonatal exposure to a glyphosate based herbicide alters the development of the rat uterus. *Toxicology*.1;376:2-14. doi: 10.1016/j.tox.2016.06.004.
- 177 María M. Milesi, Virginia Lorenz, Guillermina Pacini, María R. Repetti, Luisina D. Demonte, Jorgelina Varayoud, Enrique H. Luque. (2018) Perinatal exposure to a glyphosate-based herbicide impairs female reproductive outcomes and induces second-generation adverse effects in Wistar rats *Archives of Toxicology*, <https://link.springer.com/article/10.1007/s00204-018-2236-6>
- 178 Stachowski-Haberkorn et al.,(2008).
- 179 Qiu H, Geng J, Ren H, Xia X, Wang X, Yu Y. (2013) Physiological and biochemical responses of *Microcystis aeruginosa* to glyphosate and its Roundup® formulation. *J Hazard Mater* 248-249:172- 6.
- 180 Pérez GL, Torremorell A, Mugni H, Rodríguez P, Solange Vera M, do Nascimento M, Allende L, Bustingorry J, Escaray R, Ferraro M, Izaguirre I, Pizarro H, Bonetto C, Morris DP, Zagarese H. (2007) Effects of the herbicide Roundup on freshwater microbial communities: a mesocosm study. *EcolAppl* 17(8):2310-22.
- 181 J. R. Rice, P. Dunlap, S. Ramaiahgari, S. Ferguson, S. L. Smith-Roe, and M. DeVito., Effects Of Glyphosate And Its Formulations On Markers Of Oxidative Stress And Cell Viability In HepaRG And HaCaT Cell Lines. U.S. National Toxicology Program, 2018
- 182 Juliette King, Frances Alexander, John Brodie. (2013) Regulation of pesticides in Australia: The Great Barrier Reef as a case study for evaluating effectiveness, Agriculture, Ecosystems and Environment 180 54-67
- 183 Stephen E. Lewis, Jon E. Brodie, Zoe T. Bainbridge, Ken W. Rohde, Aaron M. Davis, Bronwyn L. Masters, Mirjam Maughan, Michelle J. Devlin, Jochen F. Mueller, Britta Schaffelke. (2009) Herbicides: A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution* 157 2470-2484
- 184 Lewis, S., Brodie, J., Andersen, J., Armour, J., Baillie, C., Davis, A., Eaglesham, G., Elledge, A.E., Fillols, E., Flores, F., Gallen, C., Kookana, R., McHugh, J., Masters, B., Mercurio, P., Mortimore, C., Mueller, J., Negri, A.P., O' Brien, D., Oliver, D., Packett, B., Paxman, C., Rojas-Ponce, S., Shaw, M., Silburn, D.M., Smith, R., Thornton, C.M., Turner, R., Warne, M. (2014). Pesticide Dynamics in the Great Barrier Reef Catchment and Lagoon: Management practices (sugar, grazing, bananas) and risk assessments: Overview report for project number RRRD037 and RRRD038. Report to the Reef Rescue Water Quality Research & Development Program. Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns (22pp.). ISBN 978-1-925088-24 3.
- 185 Frederieke J Kroon, Sharon E Hook, Dean Jones, Suzanne Metcalfe, Brent Henderson, Rachael Smith, Michael St. J. Warne, Ryan D. Turner, Adam McKeown, David A. Westcott, (2015) Altered transcription levels of endocrine associated genes in two fisheries species collected from the Great Barrier Reef catchment and lagoon *Marine Environmental Research* 104C:51-61 DOI 10.1016/j.marenvres.2015.01.00
- 186 Kefford, B.J., Wood, R.J., Mitrovic, S. and van der Ohe, P. (2014) Biomonitoring effects of pesticides in rivers draining on to the Great Barrier Reef. Final report for project number RRRD058: A novel biological method of monitoring herbicides. Report to the Reef Rescue Water Quality Research & Development Program. Reef and Rainforest Research Centre Limited, Cairns (109pp.). ISBN: 978-1-925088-18-2
- 187 Moche W, Thanner G. Federal Environment Agency of Austria, Vienna, Austria. Levels of PBDE in effluents and sludge from sewage treatment plants in Austria. Brominated Diphenyl Ether (BDE) Residues in Canadian Human Fetal Liver and Placenta. Third International Workshop on Brominated Flame Retardants, University of Toronto, Ontario, Canada, June 6-9, 2004;
- 188 Hale RC, Alae M, Manchester-Neesvig JB, Stapleton HM, Ikonomou MG (2003) Polybrominated diphenyl ether flame retardants in the North American environment. *Environ Int* 29:771-779
- 189 Higgins CP, Field JA, Criddle CS, & Luthy RG., (2005) Quantitative determination of perfluorochemicals in sediments and domestic sludge. *Environ Sci Technol*. June 1;39 (11):3946-56
- 190 Stewart, M. Pharmaceutical Residues in the Auckland Estuarine Environment. (Prepared by NIWA for Auckland Council, 2013).

- 191 Watkinson, A. J., Murby, E. J., Kolpin, D. W. & Costanzo, S. D. (2009) The occurrence of antibiotics in an urban watershed: from wastewater to drinking water. *Sci. Total Environ.* 407, 2711 – 2723
- 192 Dr Kirstie Murdoch, Pharmaceutical Pollution in the Environment: Issues for Australia, New Zealand and Pacific Island countries, National Toxics Network 2015 <http://www.ntn.org.au/wp/wp-content/uploads/2015/05/NTN-Pharmaceutical-Pollution-in-the-Environment-2015-05.pdf>
- 193 Hughes, S. R., Kay, P. & Brown, L. E. (2012) Global Synthesis and Critical Evaluation of Pharmaceutical Data Sets Collected from River Systems. *Environ. Sci. Technol.* 47, 661 – 677
- 194 Emnet, P., Gaw, S., Northcott, G., Storey, B. & Graham, L. Personal care products and steroid hormones in the Antarctic coastal environment associated with two Antarctic research stations, McMurdo Station and Scott Base. *Environ. Res.* 136, 331 – 342 (2015)
- 195 Karen A. Kidd, Paul J. Blanchfield, Kenneth H. Mills, Vince P. Palace, Robert E. Evans, James M. Lazorchak, and Robert W. Flick (2007) Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 104, 8897 – 8901
- 196 Kidd, K. A., Patterson MK., Rennie MD., Findaly DL., Liber K. (2014) Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* 369.
- 197 <https://www.theguardian.com/travel/2018/may/03/hawaii-becomes-first-us-state-to-ban-sunscreens-harmful-to-coral-reefs>
- 198 Roberto Danovaro, Lucia Bongiorno, Cinzia Corinaldesi, Donato Giovannelli, Elisabetta Damiani, Paola Astolfi, Lucedio Greci, and Antonio Pusceddu (2008) Sunscreens Cause Coral Bleaching by Promoting Viral Infections *Environ Health Perspect.* 116(4): 441 – 447. doi: 10.1289/ehp.10966
- 199 Downs, C.A., Kramarsky-Winter, E., Segal, R. et al. (2016) Toxicopathological Effects of the Sunscreen UV Filter, Oxybenzone (Benzophenone-3), on Coral Planulae and Cultured Primary Cells and Its Environmental Contamination in Hawaii and the U.S. Virgin Islands *Arch Environ Contam Toxicol* 70: 265. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0227-7>
- 200 <http://www.waterencyclopedia.com/Oc-Po/Oil-Spills-Impact-on-the-Ocean.html>
- 201 <https://www.newscientist.com/article/mg17723831-400-ecowar-looms-in-the-pacifics-pristine-waters/>
- 202 Oil spills: A major marine ecosystem threat <http://www.noaa.gov/explainers/oil-spills-major-marine-ecosystem-threat>
- 203 Leila J. Hamdan, Jennifer L. Salerno, Allen Reed, Samantha B. Joye & Melanie Damour. (2018) The impact of the Deepwater Horizon blowout on historic shipwreck-associated sediment microbiomes in the northern Gulf of Mexico *Scientific Reports* Volume 8, Article number: 9057
- 204 Fiona M. Mitchell And Douglas A. Holdway. (2000) The Acute and Chronic Toxicity of the Dispersants Corexit 9527 and 9500, Water Accommodated Fraction (WAF) of Crude Oil, And Dispersant Enhanced Waf (DEWAF) To Hydra Viridissima (Green Hydra) *Wat. Res.* Vol. 34, No. 1, pp. 343-348
- 205 Yanling Chen, David H. Reese. (2016) Corexit-EC9527A Disrupts Retinol Signaling and Neuronal Differentiation in P19 Embryonal Pluripotent Cells *PLoS One.* 2016; 11(9): e0163724. doi: 10.1371/journal.pone.0163724
- 206 Patrick Schwing, Bryan J O'Malley, David J Hollander (2018) Resilience of benthic foraminifera in the Northern Gulf of Mexico following the Deepwater Horizon event (2011 – 2015) *Ecological Indicators* 84:753-764 DOI:10.1016/j.ecolind.2017.09.044
- 207 Steven A. Murawski, William T. Hogarth, Ernst B. Peebles, Luiz Barbeiri (2014) Prevalence of External Skin Lesions and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Concentrations in Gulf of Mexico Fishes, Post-Deepwater Horizon, *Transactions of the American Fisheries Society*, 143:4, 1084-1097, DOI:10.1080/00028487.2014.911205
- 208 Sundt RC, Pampanin DM, Grung M, Baršienė, Ruus A (2011) PAH body burden and biomarker responses in mussel (*Mytilus edulis*) exposed to produced water from North Sea oil field: Laboratory and field assessments. *Mar. Poll. Bull.* 62:1498-1505
- 209 Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Environment and Natural Resources (ENR) Government of the Northwest Territories, Canada <http://www.enr.gov.nt.ca/sites/enr/files/pahs.pdf>
- 210 Kelly, E. N., Short, J. W., Schindler, D. W., Hodson, P. V., Ma, M., Kwan, A. K., and B. L. Fortin. (2009). Oil sands development contributes polycyclic aromatic compounds to the Athabasca River and its tributaries. *Proc. Natl Acad. Sci. USA.* 106 (52):22346 – 22351 www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0912050106
- 211 www.enr.gov.nt.ca/files/polycyclic-aromatic-hydrocarbons-pahs-fact-sheet

- 212 Thamaraiselvan Rengarajan, Peramaiyan Rajendran, Natarajan Nandakumar, Boopathy Lokeskumar, Palaniswami Rajendran, Ikuo Nishigaki. (2015) Exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons with special focus on cancer Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine Vol. 5, Issue 3, 182-189 [https://doi.org/10.1016/S2221-1691\(15\)30003-4](https://doi.org/10.1016/S2221-1691(15)30003-4)
- 213 Brown DR, Bailey JM, Oliveri AN, Levin ED, and Di Giulio RT (2016) Developmental exposure to a complex PAH mixture causes persistent behavioral effects in naive *Fundulus heteroclitus* (killifish) but not in a population of PAH-adapted killifish *Neurotoxicol Teratol.* 53: 55 – 63. doi: 10.1016/j.ntt.2015.10.007
- 214 Gregory et al., (2017) Reptilian Exposure To Polycyclic Aromatic Hydrocarbons And Associated Effects *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 36, No. 1, pp. 25 – 35, 2017
- 215 Kang X, Gale Hagood, Christina Childers, Jack Atkins, Beth Rogers, Lee Ware, Kevin Armbrust, Joe Jewell, Dale Diaz, Nick Gatian, and Henry Folmer. (2012) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Mississippi Seafood from Areas Affected by the Deepwater Horizon Oil Spill. *Environ. Sci. Technol.*, 46 (10), pp 5310 – 5318
- 216 G. J. Partridge, R. J. Michael (2010) Direct and indirect effects of simulated calcareous dredge material on eggs and larvae of pink snapper *Pagrus auratus*. *Journal of Fish Biology* Vol. 77: 1 227-240
- 217 M. M. Dennis, B. K. Diggles, R. Faulder, L. Olyott, S. B. Pyecroft, G. E. Gilbert, M. Landos (2016) Pathology of finfish and mud crabs *Scylla serrata* during a mortality event associated with a harbour development project in Port Curtis, Australia, *Dis Aquat Org* 121: 173 – 188
- 218 Environment Australia, National Ocean Disposal Guidelines for Dredged Material May 2002, Commonwealth of Australia 2002
- 219 Peter A. Todd, Xueyuan Ong, Loke Ming Chou (2010) Impacts of pollution on marine life in Southeast Asia. *Biodivers Conservation* Vol. 19, Issue 4, pp 1063 – 1082 DOI 10.1007/s10531-010-9778-0
- 220 Dennis et al., (2016)
- 221 Dennis et al., (2016)
- 222 Flint M., Eden PA, Limpus CJ, Owen H, Gaus C, Mills PC. (2015) Clinical and Pathological Findings in Green Turtles (*Chelonia mydas*) from Gladstone, Queensland: Investigations of a Stranding Epidemic. *Ecohealth.* 12(2):298-309. doi: 10.1007/s10393-014-0972-5.
- 223 Bernhard Dold (2014) Submarine Tailings Disposal (STD) - A Review. *Minerals* 4, 642-666; doi:10.3390/min403642
- 224 Wenbin Ma, Dingena Schott, Gabriël Lodewijks. (2017) A New Procedure for Deep Sea Mining Tailings Disposal *Minerals*, 7, 47; doi:10.3390/min7040047 www.mdpi.com/journal/minerals
- 225 Elisabetta B. Morello, Michael D.E. Haywood, David T. Brewer, Simon C. Apte, Gert Asmund, Y.T. John Kwong & Darren Dennis (2016) The Ecological Impacts of Submarine Tailings Placement. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 54, 315-366
- 226 Wenbin et al.,(2017)
- 227 Morello et al., (2016)
- 228 Wenbin et al.,(2017)
- 229 David J. Hughes, Tracy M. Shimmield, Kenneth D. Black & John A. Howe. Ecological impacts of large-scale disposal of mining waste in the deep sea *Scientific Reports* Volume 5, Article number: 9985 (2015)
- 230 Wenbin et al.,(2017)
- 231 Infauna refers to benthic animals that live in the substrate of a body of water, especially in a soft sea bottom. Infauna usually construct tubes or burrows and are commonly found in deeper and subtidal waters. Clams, tubeworms, and burrowing crabs are infaunal animals.
- 232 David J. Hughes, Tracy M. Shimmield, Kenneth D. Black, John A. Howe. (2015) Ecological impacts of large-scale disposal of mining waste in the deep sea *Scientific Reports* Volume 5, Article number: 9985
- 233 R.E. Boschen, A.A. Rowden, M.R. Clark, J.P.A. Gardner (2013) Mining of deep-sea sea floor massive sulfides: A review of the deposits, their benthic communities, impacts from mining, regulatory frameworks and management strategies *Ocean & Coastal Management*. Vol. 84, 54-67
- 234 Boschen et al., (2013)
- 235 A monomer is a molecule that forms the basic unit for polymers. Monomers bind to other monomers to form a repeating chain molecule via a process called polymerization.
- 236 Microplastics in marine environments: Occurrence, distribution and effects, Report SNO. 6754-2014 Norwegian Institute for Water Research <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M319/M319.pdf>
- 237 Avio, C.G., et al., (2016) Plastics and microplastics in the oceans: From emerging pollutants to emerged threat, *Marine Environmental Research*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.05.012>

- 238 Gore et al. (2014)
- 239 Mato, Isobe, Takada, Kahnehiro, Ohtake, and Kaminuma. (2001) Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment Environ. Sci. Technol. 35, 318-32
- 240 Fossi et al., (2012) Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenopteryphysalus*). Marine Pollution Bulletin Vol. 64, Issue 11, 2374 – 2379
- 241 Gore et al., (2014)
- 242 American Chemical Society. “Hard plastics decompose in oceans, releasing endocrine disruptor BPA.” Science Daily. Science Daily, 24 March 2010. <www.sciencedaily.com/releases/2010/03/100323184607.htm>.
- 243 Mato et al., (2001)
- 244 Angelo Massos, Andrew Turner, (2017) Cadmium, lead and bromine in beached microplastics, Environmental Pollution 227:139-145
- 245 Yang et al. (2011) Most Plastic Products Release Estrogenic Chemicals: A Potential Health Problem That Can Be Solved Environ Health Perspect 119:989-996 <https://ehp.niehs.nih.gov/1003220/>
- 246 Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Kloas W, Jagnytch O, Lutz I, Kusk KO, Wollenberger L, Santos EM, Paull GC, Van Look KJW, Tyler CR (2009) A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. Phil Trans R Soc B. <https://doi.org/10.1098>
- 247 Gallo et al. (2018)
- 248 Van der Ven LT, et al. (2008) Endocrine effects of tetrabromobisphenol-A (TBBPA) in Wistar rats as tested in a one-generation reproduction study and a subacute toxicity study. Toxicology. 12:245(1-2):76-89. doi: 10.1016/j.tox.2007.12.009. Epub 2007 Dec 23.
- 249 Abdulla Bin-Dohaish el-J. (2012) The effects of 4-nonylphenol contamination on livers of Tilapia fish (*Oreochromis spilurs*) in Jeddah. Biol Res.:45(11):15-20. doi: 10.4067/S0716-97602012000100002.
- 250 Gallo et al. (2018)
- 251 Toxicological Profile for Nonylphenol September 2009 Integrated Risk Assessment Branch Office of Environmental Health Hazard Assessment California Environmental Protection Agency www.opc.ca.gov/webmaster/ftp/project_pages/MarineDebris_OEHHA_ToxProfiles/Nonylphenol%20Final.pdf
- 252 www.opc.ca.gov/webmaster/ftp/project_pages/MarineDebris_OEHHA_ToxProfiles/Nonylphenol%20Final.pdf
- 253 California Coastal Commission / Miriam Gordon (2006) “Eliminating Land-based Discharges of Marine Debris in California: A Plan of Action from The Plastic Debris Project.” www.plasticdebris.org Note, one year after implementation of the San Francisco ordinance that prohibits the use of EPS foodware, San Francisco’s litter audit showed a 36% decrease in EPS litter. EPS has a very low recycling rate (California’s 0.8%)
- 254 Microplastics in fisheries and aquaculture, Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615, Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017
- 255 Kawamura, Y. Nishi, K. Sasaki, H. Yamada, T. (1998) Determination method of styrene dimers and trimers in instant noodles contained in polystyrene cups. The Agriculture, Forestry and Fisheries Research Information Technology Center FAO <http://www.affrc.go.jp/en/>
- 256 Gallo et al. (2018)
- 257 Hartmann, N.B., Rist, S., Bodin, J., Jensen, L.H., Schmidt, S.N., Mayer, P., Meibom, A., Baun, A., (2017) Microplastics as vectors for environmental contaminants: Exploring sorption, desorption, and transfer to biota. Integr. Environ. Assess. Manag. 13, 488 – 493. doi:10.1002/ieam.1904
- 258 Chelsea M. Rochman, Eunha Hoh, Tomofumi Kurobe & Swee J. Teh, (2013) Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress Scientific Reports 3, Article number: 3263 <http://www.nature.com/articles/srep03263>
- 259 H. Hirai et al. (2011) Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches, Marine Pollution Bulletin 62 1683 – 1692
- 260 Mato, et al., (2001)
- 261 Frias et al, Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast, Marine Pollution Bulletin, Volume 60, Issue 11, November 2010, Pages 1988 – 1992
- 262 Mato, et al., (2001)
- 263 L.M. Rios et al. Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment, Marine Pollution Bulletin 54 (2007) 1230 – 1237
- 264 Massos et al., (2017)

- 265 Llorca et al., (2014)
- 266 Guzzonato et al., Evidence of bad recycling practices: BFRs in children' s toys and food-contact articles Environ. Sci.: Processes Impacts, 2017, Advance Article
- 267 Massos et al., (2017)
- 268 Ogata, Y., H. Takada, K. Mizukawa, H. Hirai, S. Iwasa, S. Endo, Y. Mako, M. Saha, K. Okuda, A. Nakashima, and others. (2009) International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants in coastal waters. Part 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin* 58:1,437 – 1,446, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>.
- 269 Marvin Heskett et al. (2012) Baseline Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Marine Pollution Bulletin* Volume 64, Issue 2, February, Pages 445 – 448
- 270 DiGangi J, Strakova J, Bell L (2017) POPs recycling contaminates children' s toys with toxic flame retardants, IPEN <http://ipen.org/documents/pops-recycling-contaminates-childrens-toys-toxic-flame-retardants>
- 271 Ionas AC, Dirtu AC, Anthonissen T, Neels H and Covaci A (2014) Downsides of the recycling process: Harmful organic chemicals in children' s toys, *Environment International* 65: 54-62
- 272 Samsonek J., Puype F. (2013) Occurrence of brominated flame retardants in black thermo cups and selected kitchen utensils purchased on the European market, *Food Additives & Contaminants: Part A*, 30 (11), 1976-1986.
- 273 Toxic Industrial Chemical Recommended for Global Prohibition Contaminates Children' s Toys, Pamela Miller and Joseph DiGangi, Ph.D. April 2017
- 274 Norman C Duke, Alicia M Bell, Dan K Pederson, Susan Maria Bengtson Nash (2005) Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: Consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area, *Marine Pollution Bulletin* 51(1-4):308-24 DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.10.040
- 275 Melissa Mary Schultz, Stephen E Bartell, Heiko Schoenfuss (2012) Effects of Triclosan and Triclocarban, Two Ubiquitous Environmental Contaminants, on Anatomy, Physiology, and Behavior of the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 63(1):114-24 DOI:10.1007/s00244-011-9748-x
- 276 Judith McDowell Capuzzo, Michael N. Moore and John Widdows (1988) Effects of toxic chemicals in the marine environment: predictions of impacts from laboratory studies *Aquatic Toxicology*, 11 303-311
- 277 Toxication or toxification is the conversion of a chemical compound into a more toxic form in living organisms or in substrates such as soil or water.
- 278 Capuzzo et al., (1988)
- 279 Barni MFS, Ondarza PM, Gonzalez M, Da Cuña R, Meijide F, Grosman F, Sanzano P, Lo Nostro FL, Miglioranza KSB (2016) Persistent organic pollutants (POPs) in fish with different feeding habits inhabiting a shallow lake ecosystem. *Sci Total Environ.* 15:550:900-909. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.176.
- 280 Lyndal Johnson, Bernadita F. Anulacion, Mary R Arkoosh, Gina M Ylitalo (2013) Effects of Legacy Persistent Organic Pollutants (POPs) in Fish-Current and Future Challenges *Fish Physiology* 33:53-140 DOI:10.1016/B978-0-12-398254-4.00002-9
- 281 Moscrop, A. & Simmonds, M.P. (1995): The Significance of Pollution for Marine Cetaceans, Scientific Committee, International Whaling Commission Review SC/46/0 14.
- 282 Reijnders, P., Donovan, G.P. (April 1995): Report of the Workshop on Chemical Pollution and Cetaceans' Scientific Committee, International Whaling Commission.
- 283 An Subramanian, S Tanabe, R Tatsukawa, S Saito, N Miyazaki (1987) Reduction in the testosterone levels by PCBs and DDE in Dall' s porpoises of northwestern North Pacific *Marine Pollution Bulletin* Volume 18, Issue 12, 643-646 [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(87\)90397-3](https://doi.org/10.1016/0025-326X(87)90397-3)
- 284 Geir W. Gabrielsen, Even H. Jørgensen, Anita Evensen and Roland Kallenborn, Report from the AMAP Conference and Workshop Impacts of POPs and Mercury on Arctic Environments and Humans, Tromsø, 20-24 January 2003
- 285 Johnson et l., (2013)
- 286 Feist, S.W., and Lang, T. (2014). Liver tumours in flatfish. ICES Identification Leaflets for Diseases and Parasites of Fish and Shellfish Leaflet No. 61 5 p
- 287 P.K. Krishnakumar and P.K. Asokan Environmental impacts of marine pollution- effects, challenges and approaches. January 2017 In book: *Mathrubhumi Year Book Plus 2017* Chapter: *Environmental Pollution* Editors: *Mathrubhumi*
- 288 Daniel Martineau, Karin Lemberger, André Dallaire, Igor Mikaelian, (2002) Cancer in Wildlife, a Case Study: Beluga from the St. Lawrence Estuary, Québec, Canada *Environmental Health Perspectives* 110(3):285-92 DOI 10.1289/ehp.02110285

- 289 Olsson, M., Karlsson, B., Ahnland, E. (1994) Disease and environmental contaminants in seals from the Baltic and the Swedish west coast. *Sci. Total Environ* 154 217-227.
- 290 Cynthia De Wit, Aaron T. Fisk, Derek C.G. Muir. (2005) Effects of Persistent Organic Pollutants (POPs) in Arctic Wildlife. *Organohalogen Compounds - Volume 67* (2005)
- 291 De Wit et al., (2005)
- 292 De Wit et al., (2005)
- 293 Jason P. van de Merwe, Mary Hodge, Henry A. Olszowy, Joan M. Whittier, Kamarruddin Ibrahim, Shing Y. Lee (2009) Chemical Contamination of Green Turtle (*Chelonia mydas*) Eggs in Peninsular Malaysia: Implications for Conservation and Public Health *Environ Health Perspect. Sep; 117(9):1397-1401.* doi: 10.1289/ehp.0900813
- 294 Rusty D. Day, L. Segars, Michael D. Arendt, A. Michelle Lee, Margie M. Peden-Adams (2007) Relationship of Blood Mercury Levels to Health Parameters in the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) *Environ Health Perspect.* 115(10): 1421 – 1428. doi: 10.1289/ehp.9918
- 295 Jennifer M. Keller, Patricia D. McClellan-Green, John R. Kucklick, Deborah E. Keil, Margie M. Peden-Adams (2006) Effects of Organochlorine Contaminants on Loggerhead Sea Turtle Immunity: Comparison of a Correlative Field Study and In Vitro Exposure Experiments *Environ Health Perspect.* 114(1): 70-76 doi: 10.1289/ehp.8143
- 296 van de Merwe et al., (2009)
- 297 Munday, B.L., Stewart, N.J., & Sodergren, A., (1998). Occurrence of polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in platypuses (*Ornithorhynchus anatinus*) in Tasmania. *Aust Vet J.* Vol 76, No 2
- 298 Gregory D. Bossart, (2006) Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health *Oceanography Vol. 19, No. 2.*
- 299 Ylitalo, G.M., J.E. Steyn, T. Hom, L.L. Johnson, K.L. Tilbury, A.J. Hall, T. Rowles, D. Greig, L.J. Lowenstine, F.M.D. Gulland. (2005). The role of organochlorines in cancer-associated mortality in California sea lions (*Zalophus californianus*). *Marine Pollution Bulletin* 50:30 – 39.
- 300 Gregory D. Bossart, Emerging Diseases in Marine Mammals from Dolphins to Manatees. (2007) *Microbe Vol. 2:11 pp 544-549*
- 301 Gregory D. Bossart, Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health (2006) *Oceanography Vol. 19, No. 2*
- 302 A. Bakir et al. (2014) Transport of persistent organic pollutants by microplastics in estuarine conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 140
- 303 Nelms SE, Galloway TS, Godley BJ, Jarvis DS, Lindeque PK. (2018) Investigating microplastic trophic transfer in marine top predators. *Environ Pollut.* 238:999-1007
- 304 Trophic refers to the position an organism occupies in a food chain, e.g., plants, herbivores, carnivores that eat herbivores, carnivores that eat other carnivores, apex predator. Trophic transfer refers in this case to the movement of contaminants through the food chain.
- 305 Amy Lusher, Jeremy Mendoza-Hill Microplastics in fisheries and aquaculture, Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety., FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food and Agriculture Organization of The United Nations Rome, 2017
- 306 Yooeun Chae, Dokyung Kim, Shin Woong Kim, Youn-Joo An, (2018) Trophic transfer and individual impact of nano-sized polystyrene in a four-species freshwater food chain *Scientific Reports Vol. 8, Article 284* doi:10.1038/s41598-017-18849-y
- 307 Ellen Besseling, Bo Wang, Miquel Lurling, Albert Koelmans (2014) Nanoplastic Affects Growth of *S. obliquus* and Reproduction of *D. magna* *Environmental Science and Technology* 48(20):12336-12343 DOI 10.1021/es503001d
- 308 Luisa Amo, Miguel Ángel Rodríguez-Gironés, Andrés Barbosa, (2013) Olfactory detection of dimethyl sulphide in a krill-eating Antarctic penguin *MEPS* 474:277-285 DOI: <https://doi.org/10.3354/meps10081>
- 309 Matthew S. Savoca, Martha E. Wohlfeil, Susan E. Ebeler, Gabrielle A. Nevitt, (2016) Marine plastic debris emits a keystone infochemical for olfactory foraging seabirds. *Science Advances; Vol. 2, no. 11, e1600395* DOI: 10.1126/sciadv.1600395
- 310 Ecotoxicity, the subject of study of the field of ecotoxicology (a portmanteau of ecology and toxicology), refers to the potential for biological, chemical or physical stressors to affect ecosystems.
- 311 Rochman CM, Browne MA, Underwood AJ, van Franeker JA, Thompson RC, Amaral-Zettler LA. (2016) The ecological impacts of marine debris: unraveling the demonstrated evidence from what is perceived *Ecology.* 2016 Feb;97(2):302-12.
- 312 Amy Lusher and Jeremy Mendoza-Hill, Microplastics in fisheries and aquaculture Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety

FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017

- 313 Avio, C.G., Gorbí, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d' Erico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L. & Regoli, F. 2015a. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ. Pollut.*, 198: 211-222.
- 314 Rist SE, Assidqi K., Zamani NP, Appel D., Perschke M., Huhn M., Lenz M. Suspended micro-sized PVC particles impair the performance and decrease survival in the Asian green mussel *Perna viridis*. *Mar Pollut Bull.* 2016 Oct 15;111(1-2):213-220. doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.07.006.
- 315 Amy Lusher and Jeremy Mendoza-Hill Microplastics in fisheries and aquaculture Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017
- 316 Devriese LI, van der Meulen MD, Maes T, Bekaert K, Paul-Pont I, Frère L, Robbens J, Vethaak AD., (2015) Microplastic contamination in brown shrimp (*Crangon crangon*, Linnaeus 1758) from coastal waters of the Southern North Sea and Channel area. *Mar Pollut Bull.* 15:98(1-2):179-87. doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.06.051.
- 317 Sajjad Abbasi, Naghme Soltani, Behnam Keshavarzi, Farid Moore, Andrew Turner, Mina Hassanaghaei (2018) Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf Chemosphere Vol. 205, pp80-87 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076>
- 318 Mingxin Wang, Xiao Wang, Xianxiang Luo, Hao Zheng, (2017) Short-term toxicity of polystyrene microplastics on mysid shrimps *Neomysis japonica* IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.61 012136
- 319 Chang-Bum Jeong, Hye-Min Kang, Min-Chul Lee, Duck-Hyun Kim, Jeonghoon Han, Dae-Sik Hwang, Sami Souissi, Su-Jae Lee, Kyung-Hoon Shin, Heum Gi Park & Jae-Seong Lee, (2017) Adverse effects of microplastics and oxidative stress-induced MAPK/Nrf2 pathway-mediated defense mechanisms in the marine copepod (*Paracyclopsina nana*) *Scientific Reports* volume 7, Article number: 41323 doi:10.1038/srep41323
- 320 Bråte, I. L. N., Huwer, B., Thomas, K. V., Eidsvoll, D. P., Halsband, C., Almoth, B. C., & Lusher, A. (2017). Micro-and macro-plastics in marine species from Nordic waters. *Nordic Council of Ministers. (TemaNord; No. 2017:549)*. DOI: 10.6027/TN2017-549
- 321 Lusher, AL., McHugh M, Thompson RC, (2013) Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 67, Issues 1-2, 2013
- 322 Sajjad Abbasi, Naghme Soltani, Behnam Keshavarzi, Farid Moore, Andrew Turner, Mina Hassanaghaei, (2018) Microplastics in different tissues of fish and prawn from the Musa Estuary, Persian Gulf Chemosphere Vol. 205, pp 80-87 <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.04.076>
- 323 Lu, Y., Zhang, Y., Deng, Y., Jiang, W., Zhao, Y., Geng, J., Ding, L. & Ren, H. (2016) Uptake and Accumulation of Polystyrene Microplastics in Zebrafish (*Danio rerio*) and Toxic Effects in Liver. *Environ. Sci. Technol.*, 50(7): 4054-4060.
- 324 Avio et al., (2016)
- 325 Yooeun Chae et al., (2018)
- 326 Amy Lusher and Jeremy Mendoza-Hill Microplastics in fisheries and aquaculture Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017
- 327 Lavers, J., Bond A., Hutton I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution* (187), pp. 124-129.
- 328 van Franeker JA1, Blaize C, Danielsen J, Fairclough K, Gollan J, Guse N, Hansen PL, Heubeck M, Jensen JK, Le Guillou G, Olsen B, Olsen KO, Pedersen J, Stienen EW, Turner DM. (2011) Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environ Pollut.* 159(10):2609-15. doi: 10.1016/j.envpol.2011.06.008. Epub 2011 Jul 6
- 329 Lusher AL, Hernandez-Milian G, Berrow S, Rogan E, O' Connor I.(2017) Incidence of marine debris in cetaceans stranded and bycaught in Ireland: Recent findings and a review of historical knowledge *Environmental Pollution* 232:467-476. doi: 10.1016/j.envpol.2017.09.070
- 330 Lazar B, Gračan R., (2011) Ingestion of marine debris by loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, in the Adriatic Sea. *Mar Pollut Bull.* 62(1):43-7. doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.09.013.
- 331 Teuten EL, Saquing JM, Knappe DR, Barlaz MA, Jonsson S, Björn A, Rowland SJ, Thompson RC, Galloway TS, Yamashita R, Ochi D, Watanuki Y, Moore C, Viet PH, Tana TS, Prudente M, Boonyatumanond R, Zakaria MP, Akkhavong K, Ogata Y, Hirai H, Iwasa S, Mizukawa K, Hagiwara Y, Imamura A, Saha M, Takada H. (2009) Transport and release of chemicals from

plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci.* 27;364(1526):2027-45. doi: 10.1098/rstb.2008.0284.

- 332 Rochman et al., (2013)
<http://www.nature.com/articles/srep03263>
- 333 Lavers, J., Bond A., Hutton I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): Implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution* (187), pp. 124-129.
- 334 Lavers et al., (2014)
- 335 Carlo Giacomo Avio, Stefania Gorbi, Massimo Milan, Maura Benedetti, Daniele Fattorini, Giuseppe d' Errico, Marianna Pauletto, Luca Bargelloni, Francesco Regoli, (2015) Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels *Environmental Pollution* 198 211-222
- 336 Teuten et al., (2009)
- 337 Rochman CM, Lewison RL, Eriksen M, Allen H, Cook AM, Teh SJ. (2014) Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish tissue may be an indicator of plastic contamination in marine habitats. *Sci Total Environ.* 1;476-477:622-33. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.01.058.
- 338 Fossi et al., (2012)
- 339 Katharine E Clukey, Christopher A. Lepczyk, George H. Balazs, & Jennifer M. Lynch (2017) Persistent organic pollutants in fat of three species of Pacific pelagic longline caught sea turtles: Accumulation in relation to ingested plastic marine debris *Science of The Total Environment* 610-611:402-411 DOI 10.1016/j.scitotenv.2017.07.242
- 340 Clukey et al., (2017)
- 341 Amy Lusher and Jeremy Mendoza-Hill Microplastics in fisheries and aquaculture Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017
- 342 Velzeboer I, Kwadijk C, Koelmans AA (2014) Strong sorption of PCBs to nanoplastics, microplastics, carbon nanotubes, and fullerenes. *Environ Sci Technol* 48:4869 – 4876
- 343 Velzeboer et al.,(2014)
- 344 J.B Ogunremi, O.I Oladele (2012) Adoption of Aquaculture Technology by Fish Farmers in Lagos State, Nigeria *Life Science Journal* 9(2) <http://www.lifesciencesite.com>
- 345 Sunderland, E. M., D. P. Krabbenhoft, J. W. Moreau, S. A. Strode, and W. M. Landing (2009), Mercury sources, distribution, and bioavailability in the North Pacific Ocean: Insights from data and models, *Global Biogeochem. Cycles*, 23, GB2010, doi:10.1029/2008GB003425.
- 346 Global Mercury Hotspots. A Publication by the Biodiversity Research Institute and IPEN Updated: October 2014 Initial Release: January 9, 2013 http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/BRI-IPEN-report-update-102214%20for%20web_0.pdf
- 347 Global Mercury Hotspots. A Publication by the Biodiversity Research Institute and IPEN Updated: October 2014 Initial Release: January 9, 2013 http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/BRI-IPEN-report-update-102214%20for%20web_0.pdf
- 348 van de Merweet et al., (2009)
- 349 Schøabel LK, Bonefeld-Jørgensen EC, Vestergaard H, Andersen S. (2017) The influence of persistent organic pollutants in the traditional Inuit diet on markers of inflammation. *PLoS One.* 19;12(5) doi: 10.1371/journal.pone.0177781.
- 350 Kavita Singh, Hing ManChan (2018) Association of blood polychlorinated biphenyls and cholesterol levels among Canadian Inuit *Environmental Research Volume* 160 : 298-305 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.10.010>
- 351 Samuel Byrne, Samarys Seguinot-Medina, Pamela Miller, Vi Waghiyi , Frank A. von Hippel , C. Loren Buck , David O. Carpenter (2017) Exposure to polybrominated diphenyl ethers and perfluoroalkyl substances in a remote population of Alaska Natives *Environmental Pollution* 231: 387-395
- 352 Alexey A. Dudarev (2012) Dietary exposure to persistent organic pollutants and metals among Inuit and Chukchi in Russian Arctic Chukotka, *Int J Circumpolar Health.* 71: 10.3402/ijch.v71i0.18592.
- 353 Simonetta Corsolinia, Nicoletta Ademollo, Teresa Romeo, Silvio Grecob, Silvano Focardia (2015) Persistent organic pollutants in edible fish: a human and environmental health problem *Microchemical Journal* 79, 1 – 2, 115-123 <https://doi.org/10.1016/j.microc.2004.10.006>
- 354 Espen Mariussen, Erik Fjeld, Knut Breivik, Elliv Steinnes, Anders Borgen, Gösta Kjellberg, Martin Schlabach (2008) Elevated levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in fish from Lake Mjøsa, Norway. *Science of The Total Environment* 390 132 – 141

- 355 Guo J1, Wu F, Shen R, Zeng EY. (2010) Dietary intake and potential health risk of DDTs and PBDEs via seafood consumption in South China. *Ecotoxicol Environ Saf.* Oct;73(7):1812-9. doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.08.009.
- 356 DL Kamen, MM Peden-Adams, JE Vena, GS Gilkeson, TC Hulseley, L Moultrie and BE Stevens (2012) Seafood consumption and persistent organic pollutants as triggers of autoimmunity among Gullah African Americans *Arthritis Research & Therapy* 14 (Suppl 3) :A19 <https://doi.org/10.1186/ar3953>
- 357 <http://www.health.nsw.gov.au/environment/factsheets/Pages/dioxins.aspx>
- 358 Dietary advice for fish from Currumbene Creek, 07 May 2018 <https://www.epa.nsw.gov.au/news/media-releases/2018/epamedia180507-dietary-advice-for-fish-from-currumbene-creek>
- 359 Peter D. Sly, David O. Carpenter, Martin Van den Berg, Renato T. Stein, Philip J. Landrigan, Marie-Noel Brune-Drisse, William Suk. (2016) Health Consequences of Environmental Exposures; Causal Thinking in Global Environmental Epidemiology *Annals of Global Health*, Vol.82 : 1,
- 360 Wilfried Sanchez, Coline Bender, Jean-Marc Porcher (2014) Wild gudgeons (*Gobio gobio*) from French rivers are contaminated by microplastics: Preliminary study and first evidence, *Environmental Research*, Volume 128, DOI: 10.1016/j.envres.2013.11.004
- 361 Diogo Neves, Paula Sobral, Joana Lia Ferreira, Tania Pereira. (2015) Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 101, Issue 1, 2015
- 362 Van Cauwenbergh L, Janssen C. (2014) Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65-70. DOI: 10.1016/j.envpol.2014.06.010
- 363 Chelsea M. Rochman, Akbar Tahir, Susan L. Williams, Dolores V. Baxa, Rosalyn Lam, Jeffrey T. Miller, Foo-Ching Teh, Shinta Werorilangi & Swee J. The. (2015) Anthropogenic debris in seafood: Plastic debris and fibers from textiles in fish and bivalves sold for human consumption *Scientific Reports* 5:14340 DOI: 10.1038/srep14340
- 364 <https://www.government.se/press-releases/2018/02/more-steps-to-reduce-plastics-and-microplastics-in-the-oceans/>
- 365 Jabeen, K., Su, L., Li, J., Yang, D., Tong, C., Mu, J. & Shi, H. 2016. Microplastics and mesoplastics in fish from coastal and fresh waters of China. *Environ. Pollut.*, 221: 141-149.
- 366 Amy Lusher and Jeremy Mendoza-Hill Microplastics in fisheries and aquaculture Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615 Food And Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2017
- 367 Messika Revel, Amélie Châtel and Catherine Mouneyrac, Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health* 2018, 1:17 – 23 <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>
- 368 Rochman et al., (2015)
- 369 Messika Revel, Amélie Châtel, Catherine Mouneyrac (2018) Micro(nano)plastics: A threat to human health? *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1:17 – 23 <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>
- 370 Messika Revel et al., (2018)
- 371 Sinja Rist, Bethanie Carney Almroth, Nanna B Hartmann, Therese Karlsson (2018) A critical perspective on early communications concerning human health aspects of microplastics *Science of The Total Environment* 626:720-726 DOI 10.1016/j.scitotenv.2018.01.092
- 372 Rist et al., (2018)
- 373 <http://www.bbc.com/news/science-environment-43389031>
- 374 'Invisibles: The plastic inside us' https://orbmedia.org/stories/Invisibles_plastics/multimedia
- 375 Synthetic polymer contamination in bottled water, Sherri A. Mason, Victoria Welch, Joseph Neratko, State University of New York at Fredonia, Department of Geology & Environmental Sciences, 2018
- 376 Ali Karami, Abolfazl Golieskardi, Cheng Keong Choo, Vincent Larat, Tamara S.Galloway & Babak Salamatinia (2017) The presence of microplastics in commercial salts from different countries, *Scientific Reports* 7, Article number: 46173
- 377 UNEP (2016). Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7720>
- 378 The Center for International Environmental Law (2017) Fossils, Plastics, & Petrochemical Feedstocks, Washington, DC <http://www.ciel.org/wp-content/uploads/2017/09/Fueling-Plastics-Fossils-Plastics-Petrochemical-Feedstocks.pdf>

- 379 <https://www.unenvironment.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/addressing-land-based-pollution/why-does-addressing-land>
- 380 www.unep.org/gpa/what-we-do/global-partnership-marine-litter
- 381 <https://sustainabledevelopment.un.org/rio20.html>
- 382 United Nations (2015) Transforming our world: The 2030 Agenda for Sustainable Development, UN General Assembly, A/RES/70/1 http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E
- 383 Indicators and a Monitoring Framework for the Sustainable Development Goals, Launching a data revolution for the SDGs. A report to the Secretary-General of the United Nations by the Leadership Council of the Sustainable Development Solutions Network, June 12, 2015 <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/2013150612-FINAL-SDSN-Indicator-Report1.pdf>
- 384 <https://www.unenvironment.org/explore-topics/oceans-seas/what-we-do/working-regional-seas/regional-seas-programmes>
- 385 <http://cleanseas.org/about>
- 386 <https://oceanconference.un.org/coa/MarinePollution>
- 387 https://www.env.go.jp/water/marine_litter/07_mat13_2_2_%EF%BC%93-2ALD.pdf
- 388 <http://www.g20.utoronto.ca/2017/2017-g20-marine-litter.html>
- 389 Pritzker Environmental Law and Policy BRIEF NO. 5 | October 2013 Stemming the Tide of Plastic Marine Litter: A Global Action Agenda by Mark Gold, Katie Mika, Cara Horowitz, Megan Herzog, & Lara Leitner. ([www.law.ucla.edu/emmett/Pritzker Brief No. 5](http://www.law.ucla.edu/emmett/Pritzker%20Brief%20No.%205) | October 2013)
- 390 International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, Nov. 2, 1973, 12 I.L.M. 1319, as amended by Protocol, Feb. 17, 1978, 17 I.L.M. 546.
- 391 Protocol of 1978 Relating to the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, Feb. 17, 1978, 94 Stat. 2297, 1340 U.N.T.S. 22484, as amended by Amendments to the Annex of the Protocol of 1978 Relating to the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, July 15, 2011 (entered into force Jan. 1, 2013) [hereinafter, MARPOL Annex V].
- 392 U.N. Convention on the Law of the Sea, Dec. 10, 1982, 1833 U.N.T.S. 3, 21 I.L.M. 1261.
- 393 Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter, Dec. 29, 1972, 26 U.S.T. 2403, 1046 U.N.T.S. 120, 11 I.L.M. 1291.
- 394 Convention for the Protection of the Mediterranean Sea Against Pollution, Feb. 16, 1976, 15 I.L.M. 285, revised as Convention for the Protection of the Marine Environment and the Coastal Region of the Mediterranean, June 10, 1995, 1102 U.N.T.S. 27 (entered into force July 9, 2004).
- 395 Convention for the Protection and Development of the Marine Environment in the Wider Caribbean Region, Mar. 24, 1983, 1506 U.N.T.S. 157, 22 I.L.M. 221.
- 396 Directive 2008/56/EC, of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Framework Directive), 2008 O.J. (L 164).
- 397 Convention for the Protection of the Marine Environment of the North East Atlantic, Sept. 22, 1993, 2354 U.N.T.S. 67, 32 I.L.M. 1069.
- 398 Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992, Apr. 9, 1992, 1507 U.N.T.S. 167, 13 I.L.M. 546 (entered into force Jan. 17, 2000).
- 399 Pritzker Environmental Law and Policy BRIEF NO. 5 | October 2013 Stemming the Tide of Plastic Marine Litter: A Global Action Agenda by Mark Gold, Katie Mika, Cara Horowitz, Megan Herzog, & Lara Leitner. ([www.law.ucla.edu/emmett/Pritzker Brief No. 5](http://www.law.ucla.edu/emmett/Pritzker%20Brief%20No.%205) | October 2013)
- 400 <http://www.saicm.org/>
- 401 NGO Guide to SAICM (2014), A Framework for Action to Protect Human Health and the Environment from Toxic Chemicals by Jack Weinberg Senior Policy Advisor, International POPs Elimination Network <https://ipen.org/documents/ngo-guide-saicm-2014>
- 402 <http://chm.pops.int/>
- 403 POPRC-6/2: Work programmes on new persistent organic pollutants, Report of the Persistent Organic Pollutants Review Committee on the work of its sixth meeting, UNEP/POPS/POPRC.6/13
- 404 Rainer Lohmann (2017) Microplastics are not important for the cycling and bioaccumulation of organic pollutants in the oceans-but should microplastics be considered POPs themselves?: Should Microplastics Be Considered POP Integrated Environmental Assessment and Management 13(3):460-465 DOI:10.1002/ieam.1914
- 405 Gallo et al. (2018)
- 406 McDonough, W. and Braungart, M. (2002), Cradle To Cradle: Remaking The Way We Make Things (San Francisco, CA: North Point Press)
- 407 <http://www.basel.int/>

- 408 www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-WAST-GUID-PlasticWastes.English.pdf
- 409 www.basel.int/Implementation/MarinePlasticLitterandMicroplastics/Overview/tabid/6068/Default.aspx
- 410 <http://www.basel.int/Implementation/HouseholdWastePartnerships/Meetings/1stHWPMay2018/tabid/6298/Default.aspx>
- 411 Gallo et al. (2018)
- 412 Minamata Convention on Mercury <http://mercuryconvention.org/Convention/tabid/3426/Default.aspx>
- 413 Guide to the New Mercury Treaty, IPEN Heavy Metals working Group, April 2013 <https://ipen.org/pdfs/ipen-booklet-hg-treaty-en.pdf>
- 414 www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW-IMPL-MarinePlastic-HonoluluStrategy.English.pdf
- 415 <http://web.unep.org/environmentassembly/un-environment-assembly-and-governing-council>
- 416 www.basel.int
- 417 Mercury monitoring in women of child-bearing age in Asia and the Pacific Region April 2017, Lee Bell IPEN Mercury Adviser www.mercuryconvention.org/Portals/11/documents/News/Mercury%20Monitoring%20Women%20Asia%20Pacific%20April%2011%20Short.pdf; Global Mercury Hotspots. A Publication by the Biodiversity Research Institute and IPEN Updated: October 2014 Initial Release: January 9, 2013 http://www.ipen.org/sites/default/files/documents/BRI-IPEN-report-update-102214%20for%20web_0.pdf
- 418 James Bradley, The end of the oceans, August 2018 <https://www.themonthly.com.au/issue/2018/august/1533045600/james-bradley/end-oceans>
- 419 Jones et al., (2018) The Location and Protection Status of Earth's Diminishing Marine Wilderness, *Current Biology*, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.06.010>



toxicsfree.org.cn



微博 @无毒先锋



a toxics-free future

www.ipen.org

ipen@ipen.org

@ToxicsFree