

微藻对新污染物胁迫响应机制的研究进展

刘洁^{1,2}, 郭琳珂^{1,2}, 卢肖^{1,2}, 赵越^{1,2}, 杨胜辉^{1,2}, 张林林^{1,2*}

¹山东科技大学安全与环境工程学院, 山东 青岛

²山东科技大学黄河三角洲地表过程与生态完整性研究所, 山东 青岛

收稿日期: 2024年3月6日; 录用日期: 2024年3月28日; 发布日期: 2024年4月18日

摘要

随着分析技术和环境监测手段的进步, 新兴污染物在环境中已普遍检出, 其潜在的环境危害近年来受到广泛关注和研究。微藻作为水生生态系统中的初级生产者, 不仅在维持生态系统的稳定与平衡中发挥着至关重要的作用, 其对环境变化的高度敏感性也使其成为研究环境毒理学影响的理想生物模型。本文系统综述了微藻对于5类新兴污染物包括全氟化合物、多环芳烃、微塑料、合成酚类抗氧化剂及有机磷酸酯等在内的响应机制, 重点探讨了微藻在污染物胁迫下的生长和形态、对污染物的吸收和代谢、氧化应激反应、光合作用及基因表达等方面, 分析了新兴污染物胁迫下微藻的响应机制, 归纳了新兴污染物作用于微藻的毒性影响与可能的作用机理, 通过总结和分析提出了建议和展望。

关键词

新兴污染物, 微藻, 响应机制, 毒性作用

Research Progress on Response Mechanism of Microalgae to New Pollutant Stress

Jie Liu^{1,2}, Linke Guo^{1,2}, Xiao Lu^{1,2}, Yue Zhao^{1,2}, Shenghui Yang^{1,2}, Linlin Zhang^{1,2*}

¹School of Safety and Environment Engineering, Shandong University of Science & Technology, Qingdao Shandong

²Institute of Yellow River Delta Earth Surface Processes and Ecological Integrity, Shandong University of Science & Technology, Qingdao Shandong

Received: Mar. 6th, 2024; accepted: Mar. 28th, 2024; published: Apr. 18th, 2024

Abstract

With the development of analysis technology and environmental monitoring means, emerging

*通讯作者。

文章引用: 刘洁, 郭琳珂, 卢肖, 赵越, 杨胜辉, 张林林. 微藻对新污染物胁迫响应机制的研究进展[J]. 环境保护前沿, 2024, 14(2): 324-332. DOI: 10.12677/aep.2024.142043

pollutants have been widely detected in the environment, and their potential environmental harm has been widely concerned and studied in recent years. As primary producers in aquatic ecosystems, microalgae not only play a vital role in maintaining the stability and balance of the ecosystem, but also their high sensitivity to environmental change makes them an ideal biological model for studying the effects of environmental toxicology. In this paper, the response mechanism of microalgae to five emerging pollutants, including perfluorinated compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons, microplastics, synthetic phenolic antioxidants and organophosphate, was systematically reviewed. The growth and morphology of microalgae under pollutant stress, absorption and metabolism of pollutants, oxidative stress reaction, photosynthesis and gene expression were mainly discussed. This paper analyzed the response mechanism of microalgae under the stress of emerging pollutants, summarized the toxic effects of emerging pollutants on microalgae and the possible mechanism of action, and put forward suggestions and prospects through summary and analysis.

Keywords

Emerging Pollutants, Microalgae, Response Mechanism, Toxic Effects

Copyright © 2024 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

新污染物(Emerging Contaminants, ECs)也称新兴污染物,是指具有生物毒性、环境持久性和生物累积性等特征的有毒有害化学物质。新污染物的概念最早由 Richardson 在 2002 年提出[1],它们对人体健康或生态环境存在较大风险。近年来,人们关注较多的新兴污染物有全氟化合物(Perfluorinated compounds, PFCs)、多环芳烃(Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)、微塑料(Microplastics, MPs)等。此外,合成酚类抗氧化剂(Synthetic phenolic antioxidants, SPAs)和有机磷酸酯(Organophosphate esters, OPEs)等也逐渐引起关注。新兴污染物在水环境中的长期存在对人类健康和生态系统构成了巨大的安全隐患,不仅会影响饮用水的安全,还对湖泊、海洋及流域的生物生存和群落结构产生负面影响。因其具有持久性和累积性的特点,它们能够干扰水生生态系统的正常功能,导致生物多样性下降,并对生态系统的结构和功能造成长期的损害。先前研究发现,德国东部边境的奥德布鲁赫地区奥得河的所有样本中均检测到 2,6-二叔丁基对甲酚(BHT)和 3,5-二叔丁基-4-羟基苯甲醛(BHT-CHO),平均浓度分别为 178 和 102 ng/L。在城市污水处理厂的出水废水样品中也检测到 BHT 和 BHT-CHO,平均浓度分别为 132 和 70 ng/L [2]。因此,加强对新兴污染物的监测、研究和治理是保护水环境安全和生态系统健康的重要举措。

微藻是一类具有叶绿素 a 的单细胞光合生物,它们以单个细胞、链状或群体的形式存在,能够利用水体中的碳、氮、磷增殖并合成自身所需的蛋白质、核酸等必要的细胞成分[3]。微藻种类繁多,对不同的环境条件,如营养、干旱、极端温度和 pH 值,都展现出了极高的适应性,广泛分布在海洋、湖泊与陆地,藻类自身营养丰富,现已被证实能够针对有机污染物的胁迫作出反应,并有效地进行处理[4] [5] [6]。微藻通过异养将污染物作为营养物质进行代谢以降低污染物的浓度是一种环保可行的去除技术,从污水处理中回收的微藻还是可持续生物燃料生产的原料,具有显著的经济和环境优势,可以

创造更高的经济价值。同时，微藻也是重要的水环境监测指示生物之一，其丰富的代谢产物和独特的生理特性使其成为评估水体污染程度的重要工具[7]。微藻的这种高度敏感性为评估环境中有毒有害物质的影响提供了一种有效的生物指示器，这使得它们非常适合作为化学品毒理学研究和环境风险评估的生物模型。

微藻对污染物的响应表现在多个方面，如对生长、光合色素、细胞内氧化还原平衡及酶活性、细胞结构损伤和光合作用的响应等。传统方法利用死亡率、生长抑制、生殖受损和异常行为等作为评估污染物毒性的终点指标。近年来，将先进的组学技术与经典毒理学终点相结合已成为揭示污染物毒性机制的有效方法[8]。微藻在适应非生物胁迫的过程中，会产生一系列从细胞到生理生化水平的响应，这些外界胁迫会导致微藻细胞内大量的蛋白质发生表达上的变化，其机制是非常复杂的，由许多基因共同协调控制，通过组学方式可以深入研究微藻的耐受性机制及其与代谢调控有关的关键基因。Du 等通过转录组学研究发现，经过 7 天的 C₆₀ 集聚体处理，栅藻细胞内与柠檬酸循环有关的基因表达数量发生了显著变化，循环产物蔗糖的积累对栅藻的光合作用系统造成了抑制[9]。因此，组学方法的发展将促进对新兴污染物对水生生物的细胞和分子靶点的识别，并更好地预测这些污染物的毒性。

本文综述了微藻对包括全氟化合物、多环芳烃、微塑料、合成酚类抗氧化剂和有机磷酸酯在内的共 5 类新兴污染物的响应机制，并通过总结分析新兴污染物在水环境中的存在和影响提出了建议和展望，以期进一步揭示微藻与新兴污染物相互作用的深层次机制。

2. 微藻对新兴污染物胁迫的响应机制

2.1. 微藻对全氟化合物胁迫的响应机制

PFCs 是一类特定的有机化合物，因其特殊的化学性质在工业和消费品中被广泛使用。自 20 世纪 50 年代以来，PFCs 已被批量生产，并用于多种产品，如食品容器中的聚合物成分、不粘炊具的加工助剂、防水服装、耐污地毯的表面活性剂，以及水成膜泡沫(AFFFs)和绘画材料中的成分等[10] [11]。然而，由于 PFCs 在生产及日常使用过程中不断排放到环境中，它们在环境中的持久性和生物积累潜力引起了人们对其生态和健康风险的关注。加之其含有稳定性极强的碳氟键，在自然环境中不容易被物理、化学和生物机制分解，因此它们被释放到环境之后便具有极高的生物化学毒性。

不同种类微藻对于污染物的响应具有显著差异。先前对微藻的急性毒性试验暴露表明，现有的全氟污染物对鱼腥藻(*Anabaena* sp. CPB4337)和羊角月牙藻(*Selenastrum capricornutum*)的半数效应浓度(EC₅₀，即引起 50%效应的浓度)中，发现全氟羧酸的毒性影响明显高于全氟盐类。进一步的研究表明，除了全氟辛磺酸(perfluorooctanesulfonate, PFOS)和 Polyfox 656 这两种化合物外，PFCs 对绿藻的毒性影响相对较弱，然而对于蓝藻和硅藻，PFCs 的毒性影响则相对较强[12]。这一发现强调了在评估 PFCs 的环境风险时，必须考虑微藻的种类差异，以确保环境安全评价的准确性和科学性。

此外，微藻长期暴露于低浓度的全氟辛酸(PFOA)下，细胞内会产生过多的活性氧自由基致使细胞出现膜脂质过氧化损伤。研究发现，PFOA 可显著抑制 2 种绿藻包括羊角月牙藻和蛋白核小球藻(*Chlorella pyrenoidosa*)的生长，并且随着 PFOA 浓度的增加，超氧化物歧化酶(SOD)和过氧化氢酶(CAT)活性呈先增加后降低趋势[13]。这是由于微藻在受到外界胁迫时，其体内的超氧根离子会增加并诱导抗氧化酶表达。但是当污染物浓度升高后，细胞中积累了大量的活性氧，对微藻细胞的损伤加重，SOD 和 CAT 的合成也会受到影响，从而不断降低甚至导致抗氧化酶系统崩溃。SOD 和 CAT 参与了细胞内的解毒过程，微藻的这种抗氧化反应是细胞清除活性氧自由基的一种重要机制。PFCs 导致的氧化应激对微藻细胞的毒害作用如图 1 所示。

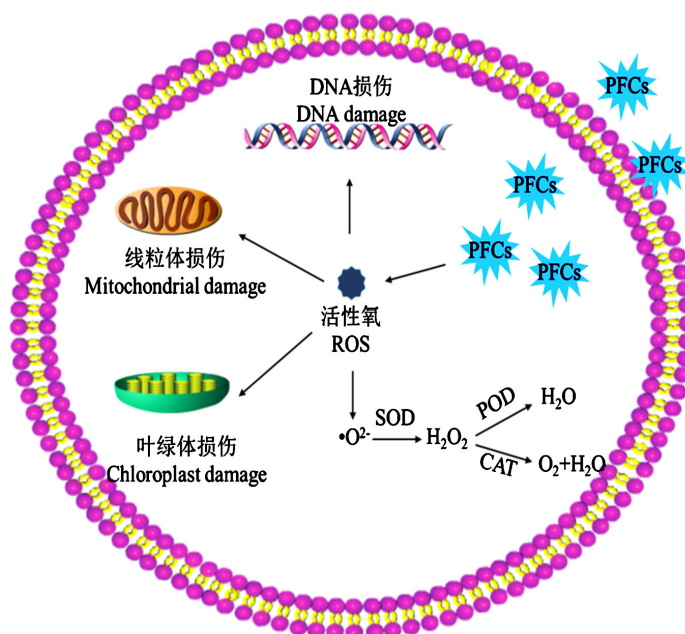


Figure 1. Toxic effects of oxidative stress induced by PFCs on microalgal cells
图 1. PFCs 导致的氧化应激对微藻细胞的毒害作用

2.2. 微藻对多环芳烃胁迫的响应机制

PAHs 是一类广泛存在于环境中的持久性有机污染物, 由于其具有半挥发性、持久性及生物累积等特性, 极易通过大气、水及生物等介质进行长距离传播。环境中的 PAHs 主要来自石油的开采加工、石油及煤炭等化石燃料的燃烧。自然条件下, 如森林火灾和火山爆发等, 也会产生一定量的 PAHs [14] [15]。近年的研究证实, PAHs 具有致癌性、致畸性和致突变性[16], 长期暴露于含有 PAHs 的环境中会对生态系统和人类健康构成威胁。因此, PAHs 导致的环境污染问题备受关注。迄今已发现包括萘、菲、蒽、芘等 10000 多种 PAHs, 美国环境保护总局(United States Environmental Protection Agency, US EPA)已将 16 种 PAHs 列入优先控制的污染物清单[17], 我国也已将 7 种 PAHs 列为水中优先控制污染物[18]。

Wang [19]等研究羊角月牙藻暴露于多种 PAHs (包括菲、芴、荧蒽、芘和苯并[a]芘)时发现藻细胞叶绿素与谷胱甘肽(GSH)含量均降低, 同时 SOD 和过氧化物酶(POD)的活性在初期升高。这表明 PAHs 导致了氧化应激反应, 并影响了微藻的光合作用和抗氧化系统。谷胱甘肽作为一种重要的抗氧化剂, 在细胞内通常以氧化和还原两种形式存在, 还原后的谷胱甘肽可以积极地抑制因污染胁迫而形成的活性氧(ROS) [20]。研究发现, 不同微藻受芘胁迫时的细胞响应规律存在明显差异, 当微藻经过 1.0 mg/L 芘处理 4 天时, 羊角月牙藻和扁盘栅藻(*Scenedesmus platydisus*)中谷胱甘肽的含量以及谷胱甘肽巯基转移酶(GST)的活性显著增加, 而在普通小球藻中这两项指标则保持不变。相应的, 微藻对芘也有一定的耐受与代谢能力, 但不同微藻之间存在差异, 例如扁盘栅藻和四尾栅藻(*Scenedesmus quadricauda*)展现出较羊角月牙藻更高的芘代谢效率。相比之下, 普通小球藻则几乎不能代谢芘, 这表明其对芘的敏感性较高。由于谷胱甘肽还原酶(GR)在维持细胞内 GSH 稳态中起重要作用, 因此, 随着 GSH 含量和 GST 活性的增加, GR 的活性也应该有所增加[21]。然而, 在 Lei 等[22]的研究中发现芘处理的扁盘栅藻和羊角月牙藻中 GSH 和 GST 的水平较对照组显著提高, 但 GR 的活性仍与对照组持平。据此推断, GSH 可能是芘参与藻细胞代谢转化的一个重要途径。谷胱甘肽是微藻应对污染物胁迫的一个重要抗氧化剂和解毒剂, 是植物和藻类中主要的水溶性抗氧化剂, 它可以直接减少大部分 ROS [23], 或者在控制细胞 ROS 水平的酶促反应中作

为辅助因子或底物[24]，这可能是微藻面对 PAHs 胁迫时有效的解毒机制。

2.3. 微藻对微塑料胁迫的响应机制

MPs 是一种直径小于 5 mm 的塑料碎片和颗粒，其来源可以分为原生和次生两种[25]。原生是直接以微小尺寸制造并用于各种产品的塑料颗粒，如个人护理产品中的微珠，常见的包括牙膏、沐浴露、肥皂和化妆品等。次生是指更大的塑料碎片通过紫外线辐射、机械磨损、风化和生物降解等过程分解而来的小碎片或纤维，它们主要来源于塑料垃圾的分解。由于 MPs 粒径小，故广泛存在于自然环境中，是一种新兴的全球性污染物。MPs 对环境的危害主要体现在其具有较强的荷载作用和吸附性，能够吸附有毒化学物质，进而影响人类健康和生态系统。

研究表明，可变荧光(Fv)与最大荧光(Fm)之间的比值(Fv/Fm)被广泛认定为光系统 II (PSII)电子传递活性的重要指标[26]。这一比率的测量为我们提供了一个关于 PSII 反应中心功能状态的敏感读数，从而反映了植物或微藻等光合生物的光合作用效率。Wu 等[27]在一项针对小球藻和水华微囊藻(*Microcystis flos-aquae*)暴露于 MPs 环境中的影响研究中发现，微藻的 Fv/Fm 比值出现了显著下降。该现象揭示了一种可能的机制，即 MPs 的存在可能通过干扰 PSII 反应中心的受体 QA 和 QB 之间的光电子传递过程进而导致更多处于还原状态的 QA 的积累，从而影响微藻的光合效率。MPs 对光合作用的阻碍作用可能是多方面的，包括影响电子供体部位、直接干扰 PSII 的反应中心(这是能量转换的关键部位)，以及电子传递链的正常运作，这些干扰最终导致光合作用的效率降低。深层次研究表明，微藻光合效率的降低与参与光合作用的基因表达下降有关[28]。这一点说明了 MPs 对光合作用影响的复杂性，不仅涉及到生理过程的直接干扰，还可能涉及到分子层面的变化，如基因表达的调控。

MPs 添加剂的存在还会刺激微藻的生长，如粒径为 63~75 μm 的 PE 可以作为藻类生长的基质促进羊角月牙藻的生长[29]。此外，MPs 还可以导致微藻相关基因的表达发生变化。Lagarde [28]等研究人员的发现揭示了 MPs 对微藻基因表达的潜在影响，尽管在 60 天内聚丙烯(PP)和高密度聚乙烯(HDPE)微塑料对莱茵衣藻(*Chlamydomonas reinhardtii*)的生长没有产生显著的影响，但参与糖生物合成的微藻相关基因的表达水平却显著上调，其中 HDPE 处理组中尤为明显。这意味着在 MPs 存在条件下，虽然没有直接观察到 MPs 对微藻生长的影响，但 MPs 可能通过影响微藻细胞内部的分子机制，从而对微藻的生理活动产生潜在的影响。面对 MPs 胁迫，微藻通过调整其代谢途径以适应这一新的外部压力，在分子层面上对这些外来物质做出了适应性响应。

2.4. 微藻对合成酚类抗氧化剂胁迫的响应机制

SPAs 是一类用于延缓氧化过程的化合物，广泛应用于橡胶、弹性体、塑料、化妆品配方、药品和食品等行业。它们的作用主要是作为抗氧化剂，通过与自由基反应来防止或减缓材料因氧化而导致的劣化。大多数 SPAs 都具有受阻酚的结构，其特征是酚环通常被位阻烷基取代，按化学结构可分为单酚类、双酚类和多酚类。人工合成的酚类抗氧化剂 BHT 因其广泛的用途和非预期性而受到高度关注，由于使用广泛，可以通过各种途径释放到环境中，经食物链和食物网的传递，不可避免地在水生生物中检测到，包括牙鲆和脊椎动物斑马鱼胚胎(鲑鱼类)等[30] [31]，对这些物种和水环境造成潜在威胁。近年来，鉴于它们的高产量，广泛的应用以及对水生生物和人类的潜在不利影响，SPAs 受到越来越多的关注。

为了应对氧化应激，微藻会通过抗氧化机制保护细胞。作为氧自由基清除剂，SOD、CAT 和 POD 可以保护生物体免受苯酚暴露时的氧化损伤[32]。研究表明，经苯酚处理的小球藻(*Chlorella sp. L5*)的 SOD 活性明显增强，并能将抗氧化超氧化物自由基转化为 H_2O_2 。Martins 等也报道了经苯酚处理的多边舌壳藻(*Lingulodinium polyedrum*)中 CAT 活性的增加，这有助于催化 H_2O_2 转化为 H_2O [33]。在污染物作用下

消除细胞中多余的活性氧，从而应对氧化应激环境说明微藻通过抗氧化系统适应酚类污染物的毒性是可行的策略。

微藻具有生物积累能力，可以通过细胞代谢作用积累某些有害物质，并将其转化为非毒性或低毒性的物质，先前研究表明微藻可以将 BHT 转化为无毒或低毒性的衍生物[34]。对水生生物的急性毒性试验暴露表明，斑马鱼胚胎对 BHT 的敏感性较高，其 EC_{50} 值为 1.375 mg/L。这意味着在急性毒性测试中，斑马鱼胚胎在 BHT 浓度为 1.375 mg/L 时显示出 50% 的生长抑制或其他生物学效应[35]。在亚致死浓度下，酚类物质对绿藻和硅藻的生长也有抑制作用，96 h EC_{50} 值分别为 72.29 和 27.32 mg/L [36]。这表明这两种藻类对 BHT 的耐受性要高于斑马鱼胚胎，但仍受到 BHT 的抑制影响。这些发现对于理解 BHT 等合成酚类抗氧化剂在水环境中的行为和影响至关重要。

2.5. 微藻对有机磷酸酯胁迫的响应机制

OPEs 是一类具有多种工业应用的化学品，因其耐高温、不易分解、不易挥发等稳定特质，主要作为阻燃剂、塑化剂和润滑剂广泛应用于建材、纺织、化工及电子等行业。OPEs 作为新型有机磷阻燃剂，已经逐渐取代了传统的溴代阻燃剂，并且其生产和应用正呈现增长趋势。由于 OPEs 在产品中主要通过物理方式添加，这使得它们非常容易从产品中释放并进入环境。OPEs 可以通过多种途径如磨损、渗滤、蒸发和溶解等离开产品，随后扩散到大气、水体和土壤等环境介质中。据已有的研究报道，OPEs 已表现出全球性的差异分布，并且对水生生态系统的生物体存在显著的生物富集及生物放大效应[37]。先前的研究指出，磷酸三异丙酯(TIPP)、磷酸三(氯异丙基)酯(TCIPP)和磷酸甲酚二苯酯(CDP)通过干预与甲状腺功能相关的信号传导途径，产生生物学影响。具体来说，这些化合物能够抑制转甲状腺素蛋白的活性，从而减少其与 OPEs 的结合，同时，在斑马鱼模型中，它们还被发现能干扰大脑中的甲状腺素合成过程，这一发现为理解这些物质如何影响斑马鱼等水生生物的生长和发育提供了重要线索[38]。

OPEs 的存在可能会干扰微藻正常的细胞分裂与扩展，进而影响光合作用效率与能量转换机制。此外，这些物质还可能引发微藻体内的氧化应激反应，导致活性氧物种的积累，从而损害细胞结构和功能。研究发现，磷酸三(1,3-二氯-2-丙基)酯(TDCPP)和磷酸三丁酯(TBP)均会抑制三角褐指藻(*Phaeodactylum tricoratum*)的生长，引起细胞壁和细胞膜的损伤。其中，TDCPP 会降低微藻的光合色素含量，影响其光合作用。TBP 则是通过降低线粒体膜电位和诱导活性氧的积累导致藻细胞的生长受到抑制[39] [40]。

微藻作为一种具有适应性和恢复力的生物，其生理机制使其能够在遭受到一定程度的环境压力后进行自我修复。TDCPP 的时间过程效应表明，只要不完全抑制小球藻的生长，它就可以从这种抑制中恢复。藻类细胞内积累的 TDCPP 主要使 PSII 的反应中心失活，损害 D1 蛋白。D1 蛋白是 PSII 反应中心的关键组分，其受损会直接影响微藻光合作用的效率。为了维持光合作用的正常进行，微藻细胞会启动修复机制，通过合成新的蛋白质来替换受损的 PSII 蛋白(特别是 D1 蛋白)。然而，当 TDCPP 的浓度达到或超过 15 ppm 时，其对 PSII 的损伤速度可能会超过微藻细胞的修复能力。在这种情况下，微藻细胞的修复周期无法与 TDCPP 造成的损伤相匹配，导致细胞功能严重受损，最终可能引发细胞死亡[41]。因此，微藻对 TDCPP 的耐受性和恢复力存在着一定的阈值，超过这一阈值，细胞的自我修复机制将无法应对 TDCPP 引起的损害，从而影响微藻的生长和生存。这些发现对于评估 TDCPP 等有机磷酸酯对水生生态系统的长期影响具有重要意义。

3. 结论与展望

微藻对环境压力的响应体现了它们在面对不断变化的环境条件时的生理状态和适应策略。正如本文所述，不同种类的微藻对于各种新兴污染物的敏感性和应对机制存在显著差异，这些差异可能归因于它

们的遗传背景、生理特性以及生态习性。研究结果为我们理解微藻在水生生态系统中的功能和作用提供了新的视角,同时也揭示了微藻在面对环境压力时的适应性响应。然而,研究的局限性也不容忽视,因此提出建议和展望:

(1) 现实生活中新兴污染物的种类非常多,且随着工业发展和化学品的不断涌现,新兴污染物持续增多。本研究未能全面涵盖所有潜在的环境污染物质,这限制了我们对微藻应对全局环境压力的理解,未来可全面评估环境中存在的其他潜在污染物。

(2) 尽管微藻是一类极其多样的生物群落,但研究中只涉及了有限的种类。微藻的多样性意味着不同的物种可能拥有独特的适应机制和应激反应路径。因此,为了更全面地评估微藻对新兴污染物的响应,需要扩大研究范围,考虑更多的微藻种类和它们在自然环境中的生长习性和适应能力。

(3) 环境因素往往是多变且复杂的,单一污染物的研究可能无法完全模拟自然环境中的条件。环境中的多种污染物可能同时存在并且相互作用,导致联合毒性污染效应,这也是未来研究需要考虑的重要方面。

综上,虽然当前的研究为我们提供了宝贵的信息和见解,但未来的工作需要在更广泛的污染物范围、更多样化的微藻种类以及更复杂的环境情境下进行,以获得更全面和深入的理解。这对于制定有效的环境保护政策、预测环境变化的影响以及保护水生生态系统的健康和稳定至关重要。

参考文献

- [1] Richardson, S.D. (2002) Environmental Mass Spectrometry: Emerging Contaminants and Current Issues. *Analytical Chemistry*, **12**, 2719-2742. <https://doi.org/10.1021/ac020211h>
- [2] Fries, E. and Püttmann, W. (2004) Monitoring of the Antioxidant BHT and Its Metabolite BHT-CHO in German River Water and Ground Water. *Science of the Total Environment*, **319**, 269-282. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00447-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00447-9)
- [3] 宋楚儿, 孟振, 张正, 等. 微藻在水产养殖水质净化中的应用[J]. 浙江海洋大学学报(自然科学版), 2023, 42(4): 330-337.
- [4] Abdullah, B., Muhammad, S.A.F.A., Shokravi, Z., et al. (2019) Fourth Generation Biofuel: A Review on Risks and Mitigation Strategies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **107**, 37-50. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.02.018>
- [5] Kwok, Y.J., Revathy, S., Wayne, C.K., et al. (2021) Advancement of Green Technologies: A Comprehensive Review on the Potential Application of Microalgae Biomass. *Chemosphere*, **281**, Article 130886. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130886>
- [6] 王渤, 张立杰, 陈俊任, 等. 微藻处理含抗生素类废水研究进展[J/OL]. 工业水处理: 1-14. <https://doi.org/10.19965/j.cnki.iwt.2023-0622>, 2024-04-16.
- [7] Salmaso, N., Flores, L.N. and Padisák, J. (2015) Functional Classifications and Their Application in Phytoplankton Ecology. *Freshwater Biology*, **60**, 603-619.
- [8] Dranguet, P., Cosio, C., Le Faucheur, S., et al. (2017) Transcriptomic Approach for Assessment of the Impact on Microalga and Macrophyte of *in-situ* Exposure in River Sites Contaminated by Chlor-Alkali Plant Effluents. *Water Research*, **121**, 86-94. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.05.020>
- [9] Du, C., Zhang, B., He, Y., et al. (2017) Biological Effect of Aqueous C₆₀ Aggregates on *Scenedesmus obliquus* Revealed by Transcriptomics and Non-Targeted Metabolomics. *Journal of Hazardous Materials*, **324**, 221-229. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.052>
- [10] Paul, A.G., Jones, K.C. and Sweetman, A.J. (2009) A First Global Production, Emission, and Environmental Inventory for Perfluorooctane Sulfonate. *Environmental Science & Technology*, **43**, 386-392. <https://doi.org/10.1021/es802216n>
- [11] Prevedouros, K., Cousins, I.T., Buck, R.C., et al. (2006) Sources, Fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*, **40**, 32-44. <https://doi.org/10.1021/es0512475>
- [12] 洪喻, 郝立翀, 陈足音. 新兴污染物对微藻的毒性作用与机制研究进展[J]. 生态毒理学报, 2019, 14(5): 22-45.
- [13] Xu, D., Li, C., Chen, H., et al. (2013) Cellular Response of Freshwater Green Algae to Perfluorooctanoic Acid Toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **88**, 103-107. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.10.027>

- [14] 毕丽玫, 郝吉明, 宁平, 等. 昆明城区大气PM_{2.5}中PAHs的污染特征及来源分析[J]. 中国环境科学, 2015, 35(3): 659-667.
- [15] 陈刚, 周潇雨, 吴建会, 等. 成都市冬季 PM_{2.5} 中多环芳烃的源解析与毒性源解析[J]. 中国环境科学, 2015, 35(10): 3150-3156.
- [16] Yuan, H., Liu, E., Zhang, E., *et al.* (2017) Historical Records and Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Organochlorine Pesticides (OCPs) in Sediment from a Representative Plateau Lake, China. *Chemosphere*, **173**, 78-88. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.047>
- [17] Khuman, S.N., Chakraborty, P., Cincinelli, A., *et al.* (2018) Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Surface Waters and Riverine Sediments of the Hooghly and Brahmaputra Rivers in the Eastern and Northeastern India. *Science of the Total Environment*, **636**, 751-760. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.109>
- [18] 周文敏, 傅德黔, 孙宗光. 水中优先控制污染物黑名单[J]. 中国环境监测, 1990, 6(4): 1-3.
- [19] Wang, P., Luo, L., Ke, L., *et al.* (2013) Combined Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Heavy Metals to Biochemical and Antioxidant Responses of Free and Immobilized *Selenastrum capricornutum*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**, 673-683. <https://doi.org/10.1002/etc.2090>
- [20] Adams, M.S., Dillon, C.T., Vogt, S., *et al.* (2016) Copper Uptake, Intracellular Localization, and Speciation in Marine Microalgae Measured by Synchrotron Radiation X-Ray Fluorescence and Absorption Microspectroscopy. *Environmental Science & Technology*, **50**, 8827-8839. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b00861>
- [21] Lei, A.P., Wong, Y.S. and Tam, N. (2002) Removal of Pyrene by Different Microalgal Species. *Water Science and Technology*, **46**, 195-201. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0738>
- [22] Lei, A., Hu, Z., Wong, Y., *et al.* (2006) Antioxidant Responses of Microalgal Species to Pyrene. *Journal of Applied Phycology*, **18**, 67-78. <https://doi.org/10.1007/s10811-005-9016-4>
- [23] Sabatini, S.E., Juarez, A.B., Eppis, M.R., *et al.* (2009) Oxidative Stress and Antioxidant Defenses in Two Green Microalgae Exposed to Copper. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **72**, 1200-1206. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.01.003>
- [24] Pinto, E., Sigaud-Kutner, T.C., Leitao, M.A., *et al.* (2003) Heavy Metal-Induced Oxidative Stress in Algae. *Journal of Phycology*, **39**, 1008-1018. <https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.2003.02-193.x>
- [25] Shim, W.J., Hong, S.H. and Eo, S.E. (2017) Identification Methods in Microplastic Analysis: A Review. *Analytical Methods*, **9**, 1384-1391. <https://doi.org/10.1039/C6AY02558G>
- [26] Yang, W., Gao, X., Wu, Y., *et al.* (2020) The Combined Toxicity Influence of Microplastics and Nonylphenol on Microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **195**, Article 110484. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110484>
- [27] Wu, Y., Guo, P., Zhang, X., *et al.* (2019) Effect of Microplastics Exposure on the Photosynthesis System of Freshwater Algae. *Journal of Hazardous Materials*, **374**, 219-227. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.039>
- [28] Lagarde, F., Olivier, O., Zanella, M., *et al.* (2016) Microplastic Interactions with Freshwater Microalgae: Hetero-Aggregation and Changes in Plastic Density Appear Strongly Dependent on Polymer Type. *Environmental Pollution*, **215**, 331-339. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.006>
- [29] Canniff, P.M. and Hoang, T.C. (2018) Microplastic Ingestion by *Daphnia magna* and Its Enhancement on Algal Growth. *Science of the Total Environment*, **633**, 500-507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.176>
- [30] Lee, S., Kim, M., Hur, S., *et al.* (2023) Assessment of Safety, Effects, and Muscle-Specific Accumulation of Dietary Butylated Hydroxytoluene (BHT) in *Paralichthys olivaceus*. *Aquaculture Nutrition*, **2023**, Article ID: 1381923. <https://doi.org/10.1155/2023/1381923>
- [31] Sarmah, R., Kanta, Bhagabati, S., Dutta, R., *et al.* (2020) Toxicity of a Synthetic Phenolic Antioxidant, Butyl Hydroxytoluene (BHT), in Vertebrate Model Zebrafish Embryo (*Danio rerio*). *Aquaculture Research*, **51**, 3839-3846. <https://doi.org/10.1111/are.14732>
- [32] Cho, K., Lee, C., Ko, K., *et al.* (2016) Use of Phenol-Induced Oxidative Stress Acclimation to Stimulate Cell Growth and Biodiesel Production by the Oceanic Microalga *Dunaliella salina*. *Algal Research*, **17**, 61-66. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2016.04.023>
- [33] Martins, P.L.G., Marques, L.G. and Colepicolo, P. (2015) Antioxidant Enzymes Are Induced by Phenol in the Marine Microalga *Lingulodinium polyedrum*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **116**, 84-89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.003>
- [34] Wang, Y., He, L., Lv, G., Liu, W., Liu, J., Ma, X. and Sun, X. (2019) Distribution, Transformation and Toxicity Evaluation of 2,6-Di-Tert-Butyl-Hydroxytoluene in Aquatic Environment. *Environmental Pollution*, **255**, Article 113330. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113330>
- [35] Xinfeng, X., Wenfang, L., Shuangwei, L., *et al.* (2023) The Growth Inhibition of Polyethylene Nanoplastics on the

-
- Bait-Microalgae *Isochrysis galbana* Based on the Transcriptome Analysis. *Microorganisms*, **11**, Article 1108. <https://doi.org/10.3390/microorganisms11051108>
- [36] Duan, W., Meng, F., Lin, Y., *et al.* (2017) Toxicological Effects of Phenol on Four Marine Microalgae. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, **52**, 170-176. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.04.006>
- [37] Yan, Z., Feng, C., Leung, K.M.Y., *et al.* (2022) Insights into the Geographical Distribution, Bioaccumulation Characteristics, and Ecological Risks of Organophosphate Esters. *Journal of Hazardous Materials*, **445**, Article 130517. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130517>
- [38] Zhenfei, Y., Chenglian, F., Xiaowei, J., *et al.* (2022) Organophosphate Esters Cause Thyroid Dysfunction via Multiple Signaling Pathways in Zebrafish Brain. *Environmental Science and Ecotechnology*, **12**, Article 100198. <https://doi.org/10.1016/j.esse.2022.100198>
- [39] Liu, Q., Tang, X., Jian, X., *et al.* (2020) Toxic Effect and Mechanism of Tris (1,3-Dichloro-2-Propyl) Phosphate (TDCPP) on the Marine Alga *Phaeodactylum tricornutum*. *Chemosphere*, **252**, Article 126467. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126467>
- [40] Liu, Q., Tang, X., Wang, Y., *et al.* (2019) ROS Changes Are Responsible for Tributyl Phosphate (TBP)-Induced Toxicity in the Alga *Phaeodactylum tricornutum*. *Aquatic Toxicology*, **208**, 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.01.012>
- [41] Zhang, X., Chen, H., Wang, H., *et al.* (2021) Time-Course Effects of Tris (1,3-Dichloro-2-Propyl) Phosphate (TDCPP) on *Chlorella pyrenoidosa*: Growth Inhibition and Adaptability Mechanisms. *Journal of Hazardous Materials*, **402**, Article 123784. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123784>