

微塑料与微藻的相互作用及协同转化研究综述

林璐秋¹, MARYAM Bayati², 张淑娟¹, 熊菲菲¹, 张金洺¹, 龚 勋^{1,*}

(1. 华中科技大学 能源与动力工程学院 煤炭燃烧国家重点实验室, 湖北 武汉, 430074;

2. 诺森比亚大学 工程与环境学院 机械与建筑工程系, 泰恩河畔纽卡斯尔, NE1 8ST)

摘要: 全球塑料污染加剧导致水体微塑料累积, 其强污染物吸附能力与难收集特性使传统处理技术面临挑战。微藻因高环境适应性、强代谢能力, 在微塑料生物修复中展现出优异潜力。系统综述微藻与微塑料的相互作用机制、生物修复策略及共转化路径。在相互作用层面, 微藻分泌的胞外聚合物(EPS)是异质聚集体形成的核心, 微藻与微塑料的相对尺寸调控聚集行为。微塑料对微藻的毒性受粒径、浓度、老化程度等多因素影响, 而微藻可通过物理磨蚀与水解酶加速微塑料老化降解。在生物修复层面, 需匹配藻种与微塑料的表面特性, 调控 EPS 分泌与生物膜生长, 平衡体系剪切力以实现微塑料稳定移除。在共转化层面, 微藻与微塑料共热解/液化可通过微塑料的氢供体效应降低生物油含氮含氧杂质, 并制备高比表面积多孔碳或荧光碳量子点。旨在衔接微塑料治理与微藻资源化链条, 为微塑料污染治理提供了兼具环保性与经济性的新思路, 同时为后续相关研究的深化及产业化应用提供理论支撑。

关键词: 微藻; 微塑料; 相互作用; 生物修复; 共转化

中图分类号: X505

文献标识码: A

Interactions and Synergistic Co-Conversion of Microplastics and Microalgae: A Review

LIN Luqiu¹, MARYAM Bayati², ZHANG Shujuan¹, XIONG Feifei¹,
ZHANG Jinming¹, GONG Xun^{1,*}

(1. *State Key Laboratory of Coal Combustion, School of Energy and Power Engineering, Huazhong University of Science and Technology, Wuhan 430074, China*; 2. *Department of Mechanical and Construction Engineering, Faculty of Engineering and Environment, Northumbria University, Newcastle upon Tyne, NE1 8ST, UK*)

Abstract: The escalating global plastic pollution has led to the accumulation of microplastics in water bodies. Their strong pollutant adsorption capacity and the difficulty of collection pose significant challenges to traditional treatment technologies. Microalgae, with their high environmental adaptability and robust metabolic capacity, have shown great potential in the bioremediation of microplastics. This review systematically explores the interaction mechanisms between microalgae and microplastics, bioremediation strategies, and co-conversion pathways. Regarding the interaction mechanisms, extracellular polymeric substances (EPS) secreted by microalgae are the key drivers for the formation of heterogeneous aggregates, enabling interfacial adhesion through charge regulation and hydrogen bonds. The relative size of microplastic to microalgae regulates aggregation behavior: similar sizes facilitate aggregation and sedimentation; excessively large particles block light; overly small particles induce cytotoxicity. The toxicity of microplastics to microalgae is influenced by multiple factors, including

收稿日期: 2025-08-23

修回日期: 2025-09-23

接受日期: 2025-09-25

DOI: 10.20078/j.eep.20251005

基金项目: 国家自然科学基金面上资助项目(52176188)

第一作者: 林璐秋(2000—), 女, 福建莆田人, 博士研究生, 主要研究方向为生物质能利用技术。E-mail: d202580669@hust.edu.cn

*通讯作者: 龚 勋(1982—), 男, 湖北武汉人, 教授, 主要研究方向为生物质能利用技术。E-mail: gx@hust.edu.cn

particle size, concentration, and degree of aging. Moreover, microalgae can accelerate the aging and degradation of microplastics through physical abrasion and hydrolytic enzyme activity. In terms of bioremediation, it is essential to match the surface properties of microalgal strains with those of microplastics, regulate EPS secretion and biofilm growth, and balance system shear forces to achieve stable removal. For co-conversion pathways, the co-pyrolysis or liquefaction of microalgae and microplastics can reduce nitrogen- and oxygen-containing impurities in bio-oil via the hydrogen-donating effect of microplastics. Additionally, this process can yield porous carbon with a high specific surface area or fluorescent carbon quantum dots. However, current research on microalgae-based bioremediation of microplastics still faces notable limitations. Most studies on toxicity and degradation mechanisms rely on static experimental systems involving a single microplastic type and a single microalgal species, which fail to simulate real hydrodynamic conditions (e.g., flow velocity and turbulence intensity) in aquatic environments. Furthermore, the coupling effects of multiple pollutants (such as heavy metals and pharmaceutical compounds) are often overlooked. The co-conversion process also suffers from discontinuity, and no correlation model has yet been established among raw material ratios, reaction atmospheres, and product quality, hindering industrial scale-up. Future research should prioritize the targeted construction of multi-microbial synergistic remediation systems. Hydrodynamic simulation devices should be introduced to replicate real aquatic environments, and remediation experiments should be conducted under the coexistence of multiple pollutants. Additionally, multi-stage continuous-flow co-conversion reactors should be developed, with optimized catalyst selection and reaction parameters. Ultimately, these efforts will promote the transition of bioremediation technology from laboratory research to industrial application. This review aims to bridge the gap between microplastic remediation and microalgae resource utilization, offering an environmentally friendly and economically viable approach to microplastic pollution control, while providing theoretical support for further research and industrial implementation.

Keywords: Microalgae; Microplastics; Interaction; Bioremediation; Co-conversion

0 引言

近二十年全球塑料产量显著攀升, 塑料制品的潜在环境排放源逐渐扩大^[1]。随着塑料废弃物在环境中不断累积, 并通过物理、化学和生物作用逐渐破碎降解, 在水体中以更小粒级和更高比表面积的形式累积, 还会形成更具隐蔽性和危害性的微塑料^[2]。微塑料一词最早在 2004 年由 THOMPSON 等^[3]提出, 而后 ARTHUR 等^[4]在 2009 年将其定义为粒径小于 5 mm 的塑料颗粒。微塑料表面具有疏水特性, 从而可以吸附重金属、药物化合物等多种污染物。这将带来巨大的环境风险。因此有效去除水生生态系统中的微塑料至关重要^[5]。常见的微塑料去除方法已被充分报道, 如混凝、絮凝、超滤、光催化和氧化等^[6-7]。然而, 进入淡水和海洋生态系统后的微塑料并不容易收集, 故常见的微塑料去除方法效果甚微。在自然条件下, 使用微生物系统(细菌、真菌和藻类)去除

微塑料是一种更有前景的方法^[8]。与基于细菌和真菌的生物修复系统相比, 微藻具有更强的环境适应性、代谢能力和污染耐受性, 使其具备较高的生物修复潜力^[5]。

随着微藻生物修复系统的研究不断深入, 学者发现微藻与微塑料间存在错综复杂的作用关系。一方面, 微塑料表面具有适合形成生物膜的基质, 以微藻为主的生物群落可定植于微塑料表面, 形成异质聚集体, 随着浮力的变化导致不同程度的沉降并影响微塑料的生物利用度^[9]。另一方面, 微塑料的毒性会影响微藻的生长、光合作用和形态变化, 微藻的降解能力也会反向影响塑料的老化程度。探究微藻与微塑料之间的作用机制具有重要意义。优化微藻生物修复系统的环境条件, 可提升微藻的光合固碳量与存活率, 从而保证后续微藻的高效利用。

同时, 基于微藻的生物修复系统还需要解决的一个关键问题是后续的微藻收获与转化。微藻

是优质的生物柴油原料,被认为是第三代生物燃料^[10]。然而生物修复系统的微藻往往已经与微塑料颗粒形成了异质聚集体,收获后的微藻若进行微塑料的再脱除将产生高昂的成本。因此,亟须推进关于微藻与微塑料共转化制备高值产物的系统研究。

基于上述背景,本文梳理了微藻与微塑料在水体中的相互作用机制、生物修复体系与共转化路,将微塑料治理与微藻资源化的链条更为系统地衔接起来。

1 微藻与微塑料的相互作用机制

基于微藻的生物修复包括生物吸附、生物降解与生物富集 3 条路径,前二者通过表面化学与代谢产物共同推动微塑料的结构弱化与分子量下降^[11]。生物富集则是微藻分泌的胞外聚合物调节微塑料的表面势能和电荷,提升有机微污染物与金属离子的表面富集,同时作为载体和反应位点,间接加速微塑料老化^[12]。在这些过程中,微藻表现出与微塑料形成异质聚集体的能力,并将聚合物分子降解为更简单、更安全的化合物的机制^[13]。微藻-微塑料异质聚集体的形成是生物修复的前提,探究聚集体的形成过程与机制至关重要。同时,也需要考虑微塑料对微藻的毒性胁迫,保证修复过程中微藻的生理活性不受影响。进一步探究微藻在微塑料老化、降解中发挥的具体作用,将更有助于制定更有效的生物修复策略。

1.1 微藻-微塑料异质聚集体的形成机制

微藻-微塑料异质聚集体的形成机制包括定植、聚集和吸附过程。微藻与微塑料相遇后会在微塑料表面定植,受到微塑料毒性胁迫的微藻会分泌细胞外聚合物物质(EPS),促进生物膜的形成^[14]。随着生物膜成熟,塑料与有机颗粒间出现明显的生态位分化,不同底物上的细菌与真核藻类表现出偏好分布,进一步强化了异质聚集与附着层稳定性^[15]。生物膜也会影响异质聚集体的行为,淡水湖中观察到塑料碎片随生物膜发育由漂浮转为下沉,生物膜增加了粒子表面粗糙度与密度并促进异质聚集,这一过程伴随生物膜的不断加厚^[16]。同时,生物膜基质展现出显著的离子吸附、解吸行为,其酸性与碱性官能团能够通过静电与络合作用将金属和有机离子富集在生物膜界面,为聚集体提供或剥夺微量营养^[17]。进一步地,由于 EPS 具有高稳定性和较强的黏附性,会促进

微塑料的聚集和吸附过程^[18]。随着聚集和吸附过程的进行,微藻-微塑料异质聚集体的团粒结构改变并影响后续的沉降或再悬浮行为^[19]。

不同微藻与微塑料形成异质聚集体的过程也存在差异。在一项以盐藻为模型的研究中,微米级聚乙烯球体与微藻细胞的粒径比被证实是决定接触与附着的重要因子,从而间接调控异质聚集体后续的凝聚与沉降^[20]。LAO 等^[21]发现微塑料颗粒和微藻细胞之间的尺寸大小差异从根本上决定了二者的共存行为。如图 1 所示,相近的尺寸较容易促使藻类和微塑料的吸附或聚集,但凝聚效率受到微塑料种类和藻种的影响,细胞表面性质与 EPS 分泌量在其中发挥关键作用^[22]。除凝聚外,微塑料粒子的遮蔽与碰撞会抑制微藻对光的捕获与表面物质交换^[23]。较大的微塑料颗粒(>1 000 μm)在 20 天内迅速定植,然而过大的尺寸会遮挡阳光降低微藻的光合作用。纳米级的微塑料会通过内化作用显著影响微藻细胞的生理特性。

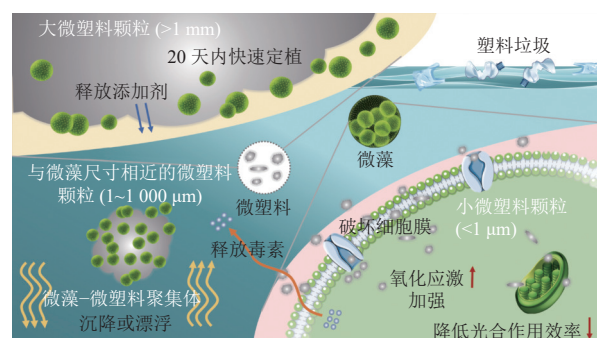


图 1 不同尺寸的微塑料(MP)和微藻的不同共存行为

Fig. 1 Different co-existence behaviors of microplastics (MP) in different sizes and microalgae

1.2 微塑料对微藻的影响

微藻-微塑料异质聚集体中二者的表面特性和生理活动也会受到彼此的影响。首先讨论微塑料的存在对微藻的影响。2014 年, BESSELING 等^[24]最早提出微塑料会直接影响微藻的生理结构和光合效果。在异质聚集体形成后,生物膜的存在显著增强了聚集体对强、弱阳离子的吸附,改变了表面能与电荷,影响了微藻所处的化学微环境^[25]。

微塑料对微藻的影响涵盖生长、光合性能等多个层面,并高度依赖尺寸、暴露时间和浓度等条件^[25]。2016 年, SJOLLEMA 等^[23]发现不同粒径的微塑料对微藻生长具有不同的毒性效应。表 1 列举了多种微塑料对不同种类微藻的主要影响,其

中微藻细胞与微塑料颗粒的相对尺寸是决定性因素之一。微藻细胞尺寸小于或接近颗粒时更易出现黏附、遮光和界面相互作用导致的毒性放大效应^[25]。1 μm 聚氯乙烯(PVC)在 96 h 暴露下引起了海洋骨藻的叶绿素含量与光合效率的双重降低,并伴随对骨藻的生长抑制^[26]。以淡水绿藻为模型的长期暴露研究也发现,0.1~100 μm 的 PS 在长时间内引起生长与光合作用的阶段性抑制,并伴随质仁不清、膜受损与类囊体畸变等超微结构改变,随后出现一定恢复,显示藻细胞存在结构与代谢层面的适应性重塑^[27]。纳米至微米级的聚苯乙烯(PS)也被证实会抑制微藻的生长,这一尺寸

区间的颗粒更容易与细胞表面发生高密度物理接触并改变胞外边界层的传质^[24]。然而,并非所有组合都表现为抑制,当微藻暴露于直径约 200 μm 的聚乙烯(PE)微球时,生长与光合活性反而出现提升,这归因于较大颗粒降低了其与细胞的实际接触与封闭效应^[20]。微塑料的暴露浓度与时间也会影响毒性强度。以斜生栅藻为例,PS 在短期内抑制其生长,但小粒径颗粒的抑制效应随长期暴露出现生长恢复,而大粒径颗粒的抑制持续存在^[28]。同一研究还报道了浓度非线性关系:微塑料浓度低于 10 mg/L 时抑制更明显,高浓度条件下则因颗粒凝聚沉降而降低了有效暴露。

表 1 不同微塑料对微藻的主要影响

Table 1 The main effects of different microplastics on microalgae

微藻	微塑料	粒径/μm	浓度/(mg·L ⁻¹)	暴露时长/h	主要指标	影响	参考文献
斜生栅藻	PS	0.07	44~1 100	72	生长率、叶绿素	中高剂量下生长与叶绿素下降,低剂量效应弱	[24]
杜氏盐藻	PS	0.04~0.05	0.5~50.0	72	生长、光合效率	明显生长抑制;估算 EC ₅₀ ≈12.97 mg/L	[29]
羊角月牙藻	PS/PEI	0.05~0.10	0.1~1.0	72	生长(EC ₅₀)	EC ₅₀ ≈0.58~0.54 mg/L,阳电表面显著增强效应	[30]
月牙藻	PE	63~75	130	120~504	生长速率	在一定条件下生长上升,提示“载体/基质”效应	[31]
杜氏盐藻/小球藻	PS	0.5	25、250	72	生长、光合作用	杜氏盐藻在 250 mg/L 有生长抑制;多种藻类光合作用多无显著变化	[23]
莱茵衣藻	HDPE/PP	400~1 000	400	1872	生长与应激/凋亡基因	发生藻-塑异聚絮凝;部分聚丙烯条件下生长下降	[32]
异帽藻	PS	2	0.003 96	840	生长、叶绿素荧光	多物种总体无显著效应,但出现物种特异性异聚	[33]
中肋骨条藻	PVC	1~1 000	0~2 000	96	生长、叶绿素、光合效率	生长抑制最高约 40%,光合相关指标下降	[34]
小球藻	PS	1	10~100	720	生长、光合、超微结构	早期至中期出现生长/光合抑制与细胞超微结构损伤	[27]
绿藻	PE	1~5	0.75~48.00	96	生长、叶绿素	生长总体无显著变化,但叶绿素在 0.9、2.1 mg/L 显著下降	[26]

微塑料对微藻的光合毒性体现在能量代谢与叶绿素荧光参数的变化。氨基改性或表面带正电的 PS 微珠可改变海洋硅藻的能量代谢,伴随生长率轻度下降与活性氧参数的改变^[35]。遮光与表面吸附是两个直接的理化作用路径。实验显示,PVC 对骨条藻的抑制伴随叶绿素含量下降,很可能包含遮光与光系统受损二条路径^[26]。在更微观的界面层面,带电或功能化表面的纳米塑料通过

物理吸附改变类囊体膜附近的能量转移,早期物理化学研究已用模型体系论证带电颗粒可直接影响微藻光合作用^[10]。

微塑料的种类也会改变毒性表达。以三氯生与微塑料的共暴露为例,对骨条藻的联合毒性随塑料材质而异,PVC 的高吸附能力可降低微藻对三氯生的利用率^[36]。增塑剂二丁酯与聚苯乙烯的结合对小球藻的生长与光合作用产生协同抑制,

塑料添加剂或吸附有机物与塑料本体共同驱动毒性^[37]。此外,老化过程还会改变塑料的表面化学性质,影响对重金属等污染物的吸附能力^[38]。微塑料还可能改变藻类释放的挥发性卤代烃等生态功能输出,如三角褐指藻暴露于 PS 后挥发性卤代烃释放发生可测变化^[33]。

总的来说,微塑料对微藻的影响受相对尺寸、暴露时间与浓度、物种和老化程度等多种因素调控^[23],现有的研究已通过实验室模拟明确了单一或双因素下的毒性规律。在后续的研究中,需要通过增加微塑料种类、额外添加多种水体污染物(如重金属、抗生素等)、改变 pH 等条件,强化多因素耦合机制的探索,以贴近真实的水体环境。

1.3 微藻对微塑料老化及降解的影响

微藻的定植及异质聚集体的形成也会对微塑料的物理化学特性产生影响,加速微塑料的老化和降解^[39]。微藻定植会导致微塑料表面直接的物理磨蚀与形貌改变。在以蓝藻/绿藻为主的暴露试验中,聚乙烯(PE)与聚丙烯(PP)颗粒在 30~112 d 时出现红外特征峰衰减、碳含量下降与表面裂隙与孔洞增多,显示出明显的老化指征^[40-41]。这意味着微藻能通过先聚集、再蚀刻、后氧化的路线加速塑料外层的脆化,进而为后续的化学或生物裂解创造条件^[42]。此外,微藻分泌的 EPS 还会通过官能团络合与离子桥效应改变微塑料表面电性与亲水性,从而促进表面氧化与化学键的初步活化。以淡水绿藻为代表产生的 EPS 还能促使塑料在藻细胞周围沉积并降低再悬浮,这种现象常被理解为微塑料老化的初始阶段^[43]。

微藻还会分泌特殊的水解酶加速微塑料的降解。莱茵衣藻产生的 PET 水解酶(PETase)可在 4 周内将 PET 水解为对苯二甲酸(TPA),并改变微塑料的表面形貌^[44]。三角褐指藻也被发现是分泌工程化 PETase 的细胞工厂,在海水中温条件下 5 周即可检测到 TPA 与 MHET 等降解产物^[45]。光合微藻群落能够对聚乙烯材料产生生物降解与生物修复的双重效应,如尾丝藻对低密度聚乙烯(LDPE)薄膜表现出可测的生物降解信号,包括表面形貌破坏与理化性质的改变^[46]。微藻主导的絮团化和异质聚集还会促进微塑料沉降,为后续在沉积界面发生的氧化与生物降解反应提供场所^[47]。

EPS 在异质聚集体的形成过程中起到关键作用,相对尺寸则是影响聚集行为的主要参数。微塑料对微藻的毒性不容小觑,尺寸、暴露时间与浓

度、物种和老化程度都会影响毒性表达。微藻对微塑料也存在加速老化和降解功能,主要依托 EPS 和水解酶来实现。虽然现有研究已明确 EPS 的核心作用,但对 EPS 中具体功能组分(如特定多糖、蛋白质)如何通过电荷调节、氢键结合调控微塑料表面特性的具体机制仍需进一步探究。可以通过组学技术定位 EPS 的关键功能基因,解析水解酶(如 PETase)的酶促反应动力学,进而量化酶分泌效率与微塑料老化程度的适配关系。

2 微藻对微塑料的生物修复

微藻的生物吸附和降解为微塑料污染治理带来了长期解决方案。在微塑料高污染水域投放微藻,利用微藻吸附和降解微塑料是一个可行的方案。随着研究的进展,制定优化微藻生长条件的策略,例如选择最适宜的生长环境,是值得关注的研究方向。在确保藻种与微塑料种类的尺寸及表面特性匹配的前提下,关注异质聚集体的稳定性、EPS 的分泌和生物膜的生长等条件,达到藻体健康和微塑料脱除/降解的双重效果。

藻种与微塑料的尺寸及表面官能团匹配度是影响微塑料捕获效率的关键因素^[20]。小球藻与微塑料的接触能在数十天内诱导微塑料表面老化,生成裂隙,傅里叶红外谱峰的变化显示微塑料亲水性增强与官能团暴露,这既有利于后续吸附共污染物的去除,也提高了黏附强度^[48]。栅藻可通过细胞壁吸附与异质凝聚二条路径实现对多类微塑料的高效去除,且延长暴露时间将伴随 EPS 积累的机理重心由纯吸附推向凝聚沉降^[42]。在部分体系中,蓝藻、绿藻乃至原生生物等非典型微藻也可通过共生作用对聚乙烯实现初步降解与形貌侵蚀,从而在长周期运行中显著抑制颗粒的再悬浮。藻类在去除微塑料的同时兼具重金属等污染物的吸附能力,二者可能在细胞表面位点上产生竞争或协同,因此离子强度与金属浓度的控制也同样重要^[49]。

由于异质聚集体的形成是利用藻细胞表面与微塑料颗粒在水体中发生的黏附、卷入与絮团化,体系的设计首先需要确保异质聚集的发生并向沉降方向推进。在形成微藻-微塑料复合絮团后,颗粒的群体密度与形态显著改变,下沉速率大幅提升^[19, 50]。然而,不同藻种与聚合物的相互作用强度并不一致,且环境湍动可能破坏脆弱的絮团结构,因此体系应避免过强剪切,同时兼顾微藻和微

塑料的种类匹配性^[22, 38, 50]。

EPS 的诱导与调控也同样重要, 因为 EPS 是连接藻细胞与聚合物表面的关键黏结介质^[51]。海水与淡水来源微藻所分泌的多糖体系在成分与黏度上存在差异, 针对目标微塑料的极性与表面化学性质选择适配的藻源 EPS, 可显著提高絮凝效率并改善后续分离性能。此外, 碳源、氮源配比、光强与盐度等因素均可调节微藻 EPS 的量与性质。研究发现, 表面带正电或中性的聚苯乙烯颗粒更易被微藻吸附, 而淡水介质中二价阳离子浓度的提升可显著促进这一过程^[47]。进一步的纳米-微塑料絮凝研究表明, 与 NaCl 或 MgCl₂ 相比, CaCl₂ 对聚乙烯与聚苯乙烯的去稳定化更有效^[52]。

生物膜的原位生长也会改变异质聚集体的浮沉。淡水湖实验已证实, 在藻类等生物膜发育后, 原本浮性的聚丙烯薄片会发生下沉, 因此在连续流或序批式反应器中适当延长水力停留时间以允许生物膜成熟, 有助于推动颗粒由上层水迁移至可分离单元^[16]。生物膜自身受环境因素主导, 其形成与结构会被温度、营养和流体力学条件重塑, 因而生物修复体系的搅拌强度与循环剪切需在维持传质与避免絮团破碎之间取得平衡^[53]。

目前对规模化生物修复的探索程度十分有限。已有研究提出以微藻生物高分子或藻体构建“生物絮凝-固定化-界面催化”的一体化单元, 在连续流条件下实现微塑料的捕获、老化与去除^[54]。进一步地, 需要从实验室静态或小体量连续流系统扩展到自然水体的复杂水动力条件(如流速、湍流强度), 解决絮团易破碎、固定化载体易流失等问题。针对不同水体中微塑料的粒径分布、聚合物类型, 灵活调整微藻菌株选择, 提升在多样化污染场景中的适配性。

总的来说, 微藻和微塑料的生物修复体系需优先选择亲和性高且 EPS 丰富的藻株, 再通过控制 pH、离子环境等条件促进吸附与异质凝聚, 并将系统剪切控制在不至破坏絮团而又满足传质的窗口区间, 在保证藻体健康的同时实现微塑料的稳定移除^[42, 47, 50]。当目标水体中微塑料粒径跨度较大时, 应考虑以多藻种复配或分级接触的方式提升对不同尺寸与表面化学性质微塑料的覆盖度, 而对更小粒径或表面改性的材料, 则需结合细胞尺度的表面电学调控与光合效率以维持微塑料捕获与藻体代谢的双重最优。

3 微藻与微塑料的共转化

在微藻对微塑料的进行生物修复后, 微藻会以异质聚集体的形式被收获, 这些含有少量塑料的微藻需要进入到下游产业才能创造经济效益。由于微塑料颗粒难以分离完全, 且分离成本过于高昂, 共转化成了较有吸引力的选择。微藻作为第三代生物燃料, 具有光合效率高、CO₂ 捕获能力好、含油量高等诸多优点, 可以生产出优质的生物柴油^[55]。同时, 诸多研究指出, 塑料也可以通过热解途径制备液体燃料^[56]。当塑料和藻类进行共热解时, 塑料作为氢供体, 可以改善油的质量^[57]。在此基础上, 探究微藻和微塑料的不同共转化途径(包括热解、液化、碳化)以及多种高附加值产物有助于进一步提高该技术的经济效益。

3.1 微藻与微塑料共转化制备生物油

诸如热解、气化和液化等技术已被探索用于将微藻和微塑料共转化为生物燃料。其中气化的主要产品是合成气, 且操作温度通常在 690 °C 以上, 生物油产量较低, 因此不适宜用于共转化制油。相比之下, 热解和液化技术的优劣更值得讨论。

热解是一种热化学转化过程, 通过无氧气氛的情况下加热将原料转化为能源产品。生物物质的热解过程总是异构化、解聚、重聚和低分子材料的形成, 微藻也不例外。藻类原料热解的最佳温度在 400~600 °C 范围内, 最高产率在 30%~50%, 获得的液体燃料的热值(HHV)较高, 约为 30 MJ·kg⁻¹^[58]。微藻富含的脂类在初次裂解后更易通过氢转移得到烃类, 蛋白质产生含氮自由基及杂环, 多糖则提供易被加氢脱氧捕获的含氧片段^[59]。微塑料由于具有较高的碳和氢含量, 可以支撑藻类在共热解过程中所需的高 O/C 比和低 H/C 比^[60]。聚烯烃则通过随机断链与 β 裂解生成烷烃与烯烃自由基, 通过氢抽提把藻源含氧中间体转化为稳定的烃类组分, 推动芳构化并削减焦化倾向^[61]。因此, 提高了油产物的质量和产率, 减少了残渣焦的形成。WU 等^[62]通过热重分析, 研究了几种水生生物物质的热解过程, 发现塑料和微藻的分解温度可以重叠。TANG 等^[63]研究了微拟球藻(NS)与低密度聚乙烯(LDPE)的共热解, 发现热解油中的含氮和含氧化合物随着 LDPE 含量的增加而减少, 最后几乎消失。此外, WU 等^[64]报道了杜氏盐

藻延迟聚丙烯(PP)热解,而PP可促进杜氏盐藻的热解,在PP与杜氏盐藻的比例为6:4时,协同作用最大。AZIZI等^[65]研究了小球藻、PP和木材同时热解,发现聚合物的存在使微藻和木材的温度分别从310℃和351℃降低到304℃和350℃,表明微塑料的添加有助于微藻的分解。虽然共热解具有诸多优点,但目前对微藻和微塑料的共热解研究尚不充分。为了获得更好的液体产品产率和质量,必须注意共热解过程中所使用原料的比例。部分微塑料(如聚氯乙烯)的分解会产生盐酸,盐酸中的氯会降低油的质量。此外,适合的催化剂(如沸石、硅铝酸盐、金属氧化物等等)也可以降低热解温度,并通过高选择性改变产物分布,进一步改善共热解的效果。有学者发现在活性炭负载金属并施加微波耦热的条件下,聚乙烯段链释放的富氢自由基能够就地稳定藻源的含氧中间体,

使液体产物发生加氢脱氧并向烷烃与芳烃迁移^[61]。

微藻和微塑料的共液化也是提高塑料废弃物价值以及制备高值产物的有效过程。GUO等^[66]研究了2种微藻与9种塑料的共液化结果,发现聚苯乙烯和聚碳酸酯表现出高协同效应并显著提高原油产量。这些研究结果为微藻与微塑料的共液化研究打下了坚实的基础。WU等^[67]用微藻和聚丙烯进行共液化,发现在质量比为80:20时增产最大,产量提高了3.3%。图2总结了微藻的三组分与聚丙烯(PP)可能的反应路径,PP在340℃时几乎没有分解,与脂质产生的部分脂肪酸反应形成残基。聚丙烯的加入会对微藻中碳水化合物的转化途径产生显著影响,促进美拉德反应,减少产物的焦化。这可能归因于其供氢能力,但在文献中尚未有详细报道。

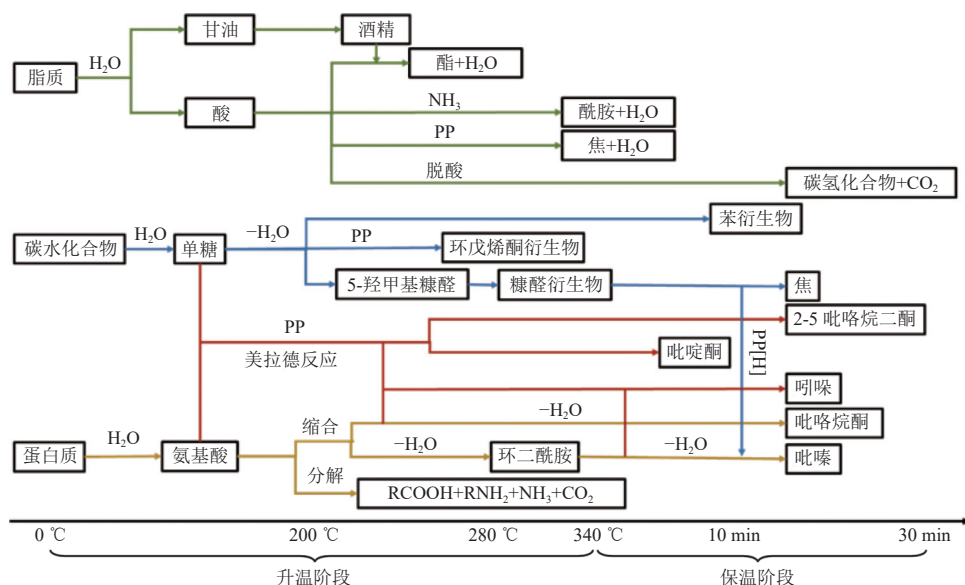


图2 微藻三组分与聚丙烯(PP)的反应路线

Fig. 2 The reaction route of three components of microalgae with polypropylene (PP)

总体来说,共液化技术为可持续的生物燃料生产提供了一个可行的选择,但仍存在很多不足。需要进一步研究微塑料在共热解/液化过程中的液化特性、动力学机制及其对生物油品质的影响,特别是微塑料的添加比例和类型对产物分布的影响。进一步研究助溶剂(氢供体溶剂)对活性较低的聚烯烃类微塑料与微藻的共液化反应的影响具有重要价值。以往的共液化研究是在惰性气氛下进行的,但未来的研究应探索反应气氛(包括使用氢气和二氧化碳等还原气体)对微藻-微塑料混合物分解时生物原油的产量及其性质的影

响。在工业化规模下,在连续反应器中进行液化并致力于优化所有主要液化产物的生产和使用更具有显著的成本效益。

3.2 微藻与微塑料共转化制备生物炭

在液体燃料之外,固体碳材料的高值化去向是微藻-微塑料共转化研究中的另一条重要路径。其意义在于把富集了聚合物与无机负载的复合生物质定向碳化,获得结构可设计、功能可调控的生物炭与多孔碳,用以承接污染物吸附与电化学等应用场景,从而与资源循环目标相耦合^[3,68]。微藻与微塑料在水体中形成的异质团聚不仅改变

颗粒的沉降与赋存,还夹带矿质颗粒与 EPS,为后续热转化提供无机模板与含氮含氧前驱体,这些组分在碳化阶段共同决定了炭相的骨架构建与表面化学性质^[18,40]。

与生物油的制备过程类似,共热解和共液化依然是最有前景的 2 种转化方式。以生物炭作为目标产物时,共热解/液化工艺的反应条件有所不同。在共热解体系中,温和的温度区间(300~500 °C)和较慢的升温速率(5~10 °C·min⁻¹)能够减少气体产物的生成,并提高生物炭的收率^[69]。在共液化体系中,多选择水或稀酸/碱溶液作为反应介质,促进孔隙的生成,同时降低反应温度以提高固体产物收率^[70]。从热解机理出发,微藻体内蛋白与多糖在升温过程中发生脱水、缩合与重排,释放的含氮含氧挥发分与自由基可在碳骨架上形成吡啶型/石墨型氮及羰基、酚羟基等官能团,提供后续吸附与电催化所需的活性位点^[1,68]。藻灰中的碱土与过渡金属盐类在高温下表现出催化作用,可促进生物质的脱氧芳构化与微孔生成,降低活化能并改善碳收率与结构有序度^[68]。当聚乙烯、聚丙烯等富氢聚合物与微藻共热解时,氢转移与自由基淬灭效应抑制过度交联与二次焦化,使芳构化在较低温度即可发生并倾向于形成更高比例的可控介孔,最终生成多孔生物炭材料^[68]。在孔结构形成方面,原位释放的 CO/CO₂ 及轻质烃在炭基体内造成应力与体积膨胀,配合无机盐的模板/腐蚀作用,形成以微孔为主,兼具介孔的级联孔道,后续 CO₂ 或 KOH 活化可进一步提升比表面积与缺陷位点密度,呈现出从吸附到电化应用所需的孔径连续性^[68]。聚合物的种类与形貌会改变共热解时的熔融相行为与传质边界层,进而重塑孔径分布与层间堆垛,实验观察到聚乙烯与聚丙烯在蓝藻体系中的不同耦合行为,在设计原料配比时需要精细匹配聚合物的 H/C 比与黏弹特性^[40]。微藻与微塑料的物理吸附及 EPS 胶结使微塑料粒子更易嵌入生物质基体,提升了炭相的结构连续性与力学稳定性,也为后续活化提供了条件^[71]。

碳量子点是一类尺寸小于 10 nm 的碳基零维纳米材料,具有独特的光学、电子和化学性质。由于其尺寸小、表面官能团丰富,碳量子点展现出与其他材料不同的性质,如可调谐的荧光发射、高化学稳定性和良好的生物相容性^[72]。这些特性使得碳量子点在生物成像、传感、光电子学、能源转换

和环境监测等领域显示出巨大的应用潜力^[73],微藻与微塑料共转化制备碳量子点是提高产品附加值的一个思路。富含多糖与氨基酸的藻源前驱体在中温水热环境下发生缩合与初级芳构化,生成带有大量含氧/含氮官能团的水热炭核,随后通过温和氧化或超声剪切将其切割成尺寸受控、表面可修饰的发光纳米碳,藻源氮元素赋予其先天的 N 掺杂特征^[1,68]。与热解导向的多孔碳不同,对于碳量子点来说,水热体系更易保留前驱体的极性基团并调控荧光中心,因而可以通过反应介质 pH、时间与后处理氧化强度来精细调节碳点的量子产率与发射位移^[1,4,74]。含氮功能团与层间缺陷位点提升了对芳香族或含极性基团微污染物的 $\pi-\pi$ 与氢键作用,微孔负责驱动等温吸附的初始势阱,介孔则提供快速外扩散通道,从而在复杂水样中实现对多类有机物与金属的协同去除^[1,68]。通过表面修饰和元素掺杂,可以进一步调节碳量子点的光学性质,以满足不同应用需求^[75]。

总的来说,多孔碳需要高比表面积,可优先采用高温热解并配合 CO₂/KOH 活化,而荧光碳点建议采用中温水热碳化并结合温和氧化切割与表面官能化。由于具有碱性 pH 和较低的碳含量,共转化得到的生物炭作为固体燃料时热值较低,但其所具备的多孔孔隙结构和带电表面是吸附剂和催化剂的重要特性,适合用作污染物去除、生物燃料生产中的催化剂、碳量子点以及土壤改良剂和肥料的吸附剂等多种应用场景^[70]。值得注意的是,生物炭材料的价值远低于液体燃料,并不适合作为共转化反应的主产物。在未来的研究中,应该探索同时制备生物油与生物炭,设计多段式热解炉或连续流液化反应器,达到多种产物的最优产率和质量。

4 结 论

本文以微藻对微塑料的生物修复为核心,围绕二者在水体中的相互作用机制、对彼此的影响以及收获后的共转化技术展开了系统梳理。微藻与微塑料的异质聚集形成是生物修复的前提,EPS 通过电荷调节、氢键结合实现界面黏附,微藻和微塑料的相对尺寸决定聚集效率与后续沉降行为。微塑料对微藻的毒性受尺寸、塑料种类、老化程度及共存污染物等多种因素影响。同时微藻可通过生物膜介导的物理磨蚀与特异性水解实现微塑料的加速老化与降解。微藻生物修复系统需

优先匹配藻种与微塑料的表面特性,通过调控碳氮比、盐度、pH 等环境参数促进 EPS 分泌,推动生物膜成熟。同时将体系剪切力控制在不破坏絮团且满足传质的区间。针对异质聚集体难分离微塑料的问题,共转化是突破成本瓶颈的关键路径。共热解/液化中,微塑料可作为氢供体,淬灭藻源含氧自由基,降低生物油含氮量与酸值。高温热解结合活化可制备多孔碳,中温水热碳化配合氧化切割可制备高量子产率的荧光碳量子点。需注意聚氯乙烯等含氯塑料易引入油相杂质,生物炭价值较低,应避免设计为主产物。

当前微藻生物修复微塑料的体系仍处于实验室向工业化过渡阶段,存在的主要问题:毒性与降解研究基于单一微塑料、单一藻种的静态体系,与真实水体环境存在差距;未考虑水体中多种共存污染物(重金属、染料、药物化合物等等)的影响;共转化工艺复杂且不连续,原料配比与反应条件的关系尚不明确。

在未来的研究中,应通过引入多藻种复配体系、添加多类共存污染物、模拟水动力条件(流速、湍流强度等)等方法,逐步模拟真实的水体环境。为了实现工业化,还应建立不同水体的微塑料分布模型,选择合适的藻种投放并培养收获。共转化技术也应开发连续流一体化装置,优化原料比例和反应条件,选择合适的催化剂与反应气氛,达到产物的最高价值转化。

参考文献 (References):

- [1] ABDELFAH A, ALI S S, RAMADAN H, et al. Microalgae-based wastewater treatment: Mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects[J]. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2023, 13: 100205.
- [2] ABNISA F, WAN DAUD W M A. A review on co-pyrolysis of biomass: An optional technique to obtain a high-grade pyrolysis oil[J]. *Energy Conversion and Management*, 2014, 87: 71–85.
- [3] THOMPSON R C, OLSEN Y, MITCHELL R P, et al. Lost at sea: Where is all the plastic?[J]. *Science*, 2004, 304(5672): 838.
- [4] ARTHUR C, BAKER J, BAMFORD H. Proceedings of the international research workshop on the occurrence, effects, and fate of microplastic marine debris[C]// National Oceanic and Atmospheric Administration U S, U S Department of Commerce, 2009.
- [5] SOUSA P M S, KINNEY K A, SOUSA C A, et al. Microalgae for microplastic removal from water and wastewater: A review[J]. *Environmental Chemistry Letters*, 2025, 23(2): 611–648.
- [6] TANG Wenhao, LI Hua, FEI Lianye, et al. The removal of microplastics from water by coagulation: A comprehensive review[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 851: 158224.
- [7] GIRISH N, PARASHAR N, HAIT S. Coagulative removal of microplastics from aqueous matrices: Recent progresses and future perspectives[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 899: 165723.
- [8] BHATIA S K, KUMAR G, YANG Y H. Understanding microplastic pollution: Tracing the footprints and eco-friendly solutions[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 914: 169926.
- [9] NAVA V, LEONI B. A critical review of interactions between microplastics, microalgae and aquatic ecosystem function[J]. *Water Research*, 2021, 188: 116476.
- [10] BHATTACHARYA P, LIN Sijie, TURNER J P, et al. Physical adsorption of charged plastic nanoparticles affects algal photosynthesis[J]. *The Journal of Physical Chemistry C*, 2010, 114(39): 16556–16561.
- [11] REMPEL A, GUTKOSKI J P, NAZARI M T, et al. Current advances in microalgae-based bioremediation and other technologies for emerging contaminants treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 772: 144918.
- [12] CUNHA C, SILVA L, PAULO J, et al. Microalgal-based biopolymer for nano- and microplastic removal: A possible biosolution for wastewater treatment[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 263: 114385.
- [13] SARMAH P, ROUT J. Efficient biodegradation of low-density polyethylene by cyanobacteria isolated from submerged polyethylene surface in domestic sewage water[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(33): 33508–33520.
- [14] SU Jianhuang, LIN Jiahui, ZHAN Wenlu, et al. Extracellular polymers substances towards the toxicity effect of microcystis flos-aquae under subjected to nanoplastic stress[J]. *Environmental Pollution*, 2025, 372: 125996.
- [15] DUSSUD C, HUDEC C, GEORGE M, et al. Colonization of non-biodegradable and biodegradable plastics by marine microorganisms[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 1571.
- [16] CHEN Xianchuan, XIONG Xiong, JIANG Xiaoming, et al. Sinking of floating plastic debris caused by biofilm development in a freshwater lake[J]. *Chemosphere*, 2019, 222: 856–864.
- [17] KURNIAWAN A, YAMAMOTO T, TSUCHIYA Y, et al. Analysis of the ion adsorption-desorption characteristics of biofilm matrices[J]. *Microbes and Environments*, 2012, 27(4): 399–406.
- [18] SIOEN M, VERCAUTEREN M, BLUST R, et al. Impact of weathered and virgin polyethylene terephthalate (PET) micro- and nanoplastics on growth dynamics and the produc-

- tion of extracellular polymeric substances (EPS) of microalgae[J]. [Science of the Total Environment](#), 2024, 953: 176074.
- [19] LONG M, MORICEAU B, GALLINARI M, et al. Interactions between microplastics and phytoplankton aggregates: Impact on their respective fates[J]. [Marine Chemistry](#), 2015, 175: 39–46.
- [20] CHAE Y, KIM D, AN Y J. Effects of micro-sized polyethylene spheres on the marine microalga *Dunaliella Salina*: Focusing on the algal cell to plastic particle size ratio[J]. [Aquatic Toxicology](#), 2019, 216: 105296.
- [21] LAO An, ZHANG Shiqi, HUANG Xuhui, et al. Evaluating physiological responses of microalgae towards environmentally coexisting microplastics: A meta-analysis[J]. [Journal of Hazardous Materials](#), 2024, 480: 135890.
- [22] LONG M, PAUL PONT I, HÉGARET H, et al. Interactions between polystyrene microplastics and marine phytoplankton lead to species-specific hetero-aggregation[J]. [Environmental Pollution](#), 2017, 228: 454–463.
- [23] SJOLLEMA S B, REDONDO HASSELERHARM P, LESLIE H A, et al. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth?[J]. [Aquatic Toxicology](#), 2016, 170: 259–261.
- [24] BESSELING E, WANG Bo, LÜRLING M, et al. Nanoplastic affects growth of *S. obliquus* and reproduction of *D. magna*[J]. [Environmental Science & Technology](#), 2014, 48(20): 12336–12343.
- [25] YE Sisi, RAO Miaoyuan, XIAO Wenyan, et al. The relative size of microalgal cells and microplastics determines the toxicity of microplastics to microalgae[J]. [Process Safety and Environmental Protection](#), 2023, 169: 860–868.
- [26] ZHANG Cai, CHEN Xiaohua, WANG Jiangtao, et al. Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae[J]. [Environmental Pollution](#), 2017, 220: 1282–1288.
- [27] MAO Yufeng, AI Hainan, CHEN Yi, et al. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period[J]. [Chemosphere](#), 2018, 208: 59–68.
- [28] LIU Yinghan, WANG Zhuang, WANG Se, et al. Ecotoxicological effects on *Scenedesmus obliquus* and *Danio rerio* co-exposed to polystyrene nano-plastic particles and natural acidic organic polymer[J]. [Environmental Toxicology and Pharmacology](#), 2019, 67: 21–28.
- [29] BERGAMI E, PUGNALINI S, VANNUCCINI M L, et al. Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana*[J]. [Aquatic Toxicology](#), 2017, 189: 159–169.
- [30] CASADO M P, MACKEN A, BYRNE H J. Ecotoxicological assessment of silica and polystyrene nanoparticles assessed by a multitrophic test battery[J]. [Environment International](#), 2013, 51: 97–105.
- [31] CANNIFF P M, HOANG T C. Microplastic ingestion by *Daphnia Magna* and its enhancement on algal growth[J]. [Science of the Total Environment](#), 2018, 633: 500–507.
- [32] LAGARDE F, OLIVIER O, ZANELLA M, et al. Microplastic interactions with freshwater microalgae: Hetero-aggregation and changes in plastic density appear strongly dependent on polymer type[J]. [Environmental Pollution](#), 2016, 215: 331–339.
- [33] LANG Xiaoping, NI Jie, HE Zhen. Effects of polystyrene microplastic on the growth and volatile halocarbons release of microalgae *Phaeodactylum tricornutum*[J]. [Marine Pollution Bulletin](#), 2022, 174: 113197.
- [34] PRATA J C, LAVORANTE B R B O, DA CONCEIÇÃO B S M MONTENEGRO M, et al. Influence of microplastics on the toxicity of the pharmaceuticals procainamide and doxycycline on the marine microalgae *Tetraselmis chuii*[J]. [Aquatic Toxicology](#), 2018, 197: 143–152.
- [35] SEOANE M, GONZÁLEZ FERNÁNDEZ C, SOUDANT P, et al. Polystyrene microbeads modulate the energy metabolism of the marine diatom *Chaetoceros neogracile*[J]. [Environmental Pollution](#), 2019, 251: 363–371.
- [36] ZHU Zhilin, WANG Suchun, ZHAO Feifei, et al. Joint toxicity of microplastics with triclosan to marine microalgae *Skeletonema costatum*[J]. [Environmental Pollution](#), 2019, 246: 509–517.
- [37] LI Zhaochuan, YI Xianliang, ZHOU Hao, et al. Combined effect of polystyrene microplastics and dibutyl phthalate on the microalgae *Chlorella pyrenoidosa*[J]. [Environmental Pollution](#), 2020, 257: 113604.
- [38] LUO Hongwei, LI Yu, ZHAO Yaoyao, et al. Effects of accelerated aging on characteristics, leaching, and toxicity of commercial lead chromate pigmented microplastics[J]. [Environmental Pollution](#), 2020, 257: 113475.
- [39] LUSHER A. Microplastics in the marine environment: Distribution, interactions and effects[M]//BERGMANN M, GUTOW L, KLAGES M, eds. *Marine Anthropogenic Litter*. Cham: Springer International Publishing, 2015: 245–307.
- [40] HADIYANTO H, KHOIRONI A, DIANRATRI I, et al. Interactions between polyethylene and polypropylene microplastics and *Spirulina* sp. microalgae in aquatic systems[J]. [Heliyon](#), 2021, 7(8): e07676.
- [41] KHOIRONI A, ANGGORO S, SUDARNO S. Evaluation of the interaction among microalgae *Spirulina* sp, plastics polyethylene terephthalate and polypropylene in freshwater environment[J]. [Journal of Ecological Engineering](#), 2019, 20(6): 161–173.
- [42] CHENG Yuru, WANG H Y. Highly effective removal of microplastics by microalgae *Scenedesmus abundans*[J]. [Chemical Engineering Journal](#), 2022, 435: 135079.
- [43] GOPALAKRISHNAN K, KASHIAN D R. Extracellular

- polymeric substances in green alga facilitate microplastic deposition[J]. *Chemosphere*, 2022, 286: 131814.
- [44] KIM J W, PARK S B, TRAN Q G, et al. Functional expression of polyethylene terephthalate-degrading enzyme (PETase) in green microalgae[J]. *Microbial Cell Factories*, 2020, 19(1): 97.
- [45] MOOG D, SCHMITT J, SENGER J, et al. Using a marine microalga as a chassis for polyethylene terephthalate (PET) degradation[J]. *Microbial Cell Factories*, 2019, 18(1): 171.
- [46] SANNIYASI E, GOPAL R K, GUNASEKAR D K, et al. Biodegradation of low-density polyethylene (LDPE) sheet by microalga, *Uronema africanum* Borge[J]. *Scientific Reports*, 2021, 11: 17233.
- [47] NOLTE T M, HARTMANN N B, KLEIJN J M, et al. The toxicity of plastic nanoparticles to green algae as influenced by surface modification, medium hardness and cellular adsorption[J]. *Aquatic Toxicology*, 2017, 183: 11–20.
- [48] KIKI C, QIU Ying, WANG Qi, et al. Induced aging, structural change, and adsorption behavior modifications of microplastics by microalgae[J]. *Environment International*, 2022, 166: 107382.
- [49] CHAN A, SALSALI H, MCBEAN E. Heavy metal removal (copper and zinc) in secondary effluent from wastewater treatment plants by microalgae[J]. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 2014, 2(2): 130–137.
- [50] MÖHLENKAMP P, PURSER A, THOMSEN L. Plastic microbeads from cosmetic products: An experimental study of their hydrodynamic behaviour, vertical transport and resuspension in phytoplankton and sediment aggregates[J]. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 2018, 6: 61.
- [51] DEMIR YILMAZ I, YAKOVENKO N, ROUX C, et al. The role of microplastics in microalgae cells aggregation: A study at the molecular scale using atomic force microscopy[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 832: 155036.
- [52] BARCELÓ VILLALOBOS M, FERNÁNDEZ DEL OLMO P, GUZMÁN J L, et al. Evaluation of photosynthetic light integration by microalgae in a pilot-scale raceway reactor[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 280: 404–411.
- [53] TOYOFUKU M, INABA T, KIYOKAWA T, et al. Environmental factors that shape biofilm formation[J]. *Bioscience, Biotechnology, and Biochemistry*, 2016, 80(1): 7–12.
- [54] SUTHERLAND D L, RALPH P J. Microalgal bioremediation of emerging contaminants-Opportunities and challenges [J]. *Water Research*, 2019, 164: 114921.
- [55] SU Guangcan, ONG H C, GAN Yong yang, et al. Co-pyrolysis of microalgae and other biomass wastes for the production of high-quality bio-oil: Progress and prospective[J]. *Bioresource Technology*, 2022, 344: 126096.
- [56] SAHA B, VEDACHALAM S, DALAI A K, et al. Review on production of liquid fuel from plastic wastes through thermal and catalytic degradation[J]. *Journal of the Energy Institute*, 2024, 114: 101661.
- [57] FAROBIE O, AMRULLAH A, FATRIASARI W, et al. Co-pyrolysis of plastic waste and macroalgae *Ulva lactuca*, a sustainable valorization approach towards the production of bio-oil and biochar[J]. *Results in Engineering*, 2024, 24: 103098.
- [58] SHARMA A K, SHARMA A, SINGH Y, et al. Production of a sustainable fuel from microalgae *Chlorella minutissima* grown in a 1500 L open raceway ponds[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2021, 149: 106073.
- [59] DURAN S K, KUMAR P, SANDHU S S. A review on microalgae strains, cultivation, harvesting, biodiesel conversion and engine implementation[J]. *Biofuels*, 2021, 12(1): 91–102.
- [60] WANG Zhiwei, BURRA K G, LEI Tingzhou, et al. Co-pyrolysis of waste plastic and solid biomass for synergistic production of biofuels and chemicals-a review[J]. *Progress in Energy and Combustion Science*, 2021, 84: 100899.
- [61] CHEN Chunxiang, FAN Dianzhao, LING Hongjian, et al. Microwave catalytic co-pyrolysis of *Chlorella vulgaris* and high density polyethylene over activated carbon supported monometallic: Characteristics and bio-oil analysis[J]. *Biore-source Technology*, 2022, 363: 127881.
- [62] WU Kejing, LIU Ji, WU Yulong, et al. Pyrolysis characteristics and kinetics of aquatic biomass using thermogravimetric analyzer[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 163: 18–25.
- [63] TANG Ziyue, CHEN Wei, CHEN Yingquan, et al. Co-pyrolysis of microalgae and plastic: Characteristics and interaction effects[J]. *Bioresource Technology*, 2019, 274: 145–152.
- [64] WU Xiuyun, WU Yulong, WU Kejing, et al. Study on pyrolytic kinetics and behavior: The co-pyrolysis of microalgae and polypropylene[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 192: 522–528.
- [65] AZIZI K, KESHAVARZ MORAVEJI M, ABEDINI NAJAFABADI H. Characteristics and kinetics study of simultaneous pyrolysis of microalgae *Chlorella vulgaris*, wood and polypropylene through TGA[J]. *Bioresource Technology*, 2017, 243: 481–491.
- [66] GUO Bingfeng, YANG Boda, SU Ying, et al. Screening and optimization of microalgae biomass and plastic material coprocessing by hydrothermal liquefaction[J]. *ACS ES&T Engineering*, 2022, 2(1): 65–77.
- [67] WU Xiuyun, LIANG Junmei, WU Yulong, et al. Co-liquefaction of microalgae and polypropylene in sub-/ super-critical water[J]. *RSC Advances*, 2017, 7(23): 13768–13776.
- [68] TRIPATHI M, SAHU J N, GANESAN P. Effect of process

- parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review[J]. [Renewable and Sustainable Energy Reviews](#), 2016, 55: 467–481.
- [69] CHEN Hao, ZHU Kai, YUAN Chuan, et al. Co-pyrolysis and activation of microalgae and waste polypropylene in the synthesis of nitrogen doped and porous carbon for pollutant adsorption[J]. [Algal Research](#), 2024, 79: 103452.
- [70] LEONG Y K, CHANG J S. Microalgae-based biochar production and applications: A comprehensive review[J]. [Bioresource Technology](#), 2023, 389: 129782.
- [71] TUNALI M, UZOEFUNA E N, TUNALI M M, et al. Effect of microplastics and microplastic-metal combinations on growth and chlorophyll a concentration of *Chlorella vulgaris*[J]. [Science of the Total Environment](#), 2020, 743: 140479.
- [72] LIM S Y, SHEN Wei, GAO Zhiqiang. Carbon quantum dots and their applications[J]. [Chemical Society Reviews](#), 2015, 44(1): 362–381.
- [73] WAREING T C, GENTILE P, PHAN A N. Biomass-based carbon dots: Current development and future perspectives[J]. [ACS Nano](#), 2021, 15(10): 15471–15501.
- [74] AMARO H M, SALGADO E M, NUNES O C, et al. Microalgae systems - environmental agents for wastewater treatment and further potential biomass valorisation[J]. [Journal of Environmental Management](#), 2023, 337: 117678.
- [75] SHAIK S A, SENGUPTA S, VARMA R S, et al. Syntheses of N-doped carbon quantum dots (NCQDs) from bioderived precursors: A timely update[J]. [ACS Sustainable Chemistry & Engineering](#), 2021, 9(1): 3–49.