雷嘉敏,李 冬,李 静,等.沉水植物对短链全(多)氟烷基化合物的生物富集 [J]. 中国环境科学, 2025,45(7):3905-3915.
Lei J M, Li D, Li J, et al. Bioaccumulation of short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in submerged macrophytes [J]. *China Environmental Science*, 2025,45(7):3905-3915.

沉水植物对短链全(多)氟烷基化合物的生物富集

雷嘉敏[1],李 冬[2],李 静[3],胡 格[1],孔子卓[1],智 悦[1*],李 伟[1],钱深华[1] (1.重庆大学,三峡库区生态环境教育部重点实验室,重庆 400045；2.生态环境部环境发展中心,北京 100029；3.北京山水美生态环境科技有限公司,北京 100029)

摘要：通过开展分区控制暴露实验,研究典型沉水植物长叶九冠(*Aquarius uruguayensis*)对污染水体中广泛检出的新兴短链全(多)氟烷基化合物(PFAS)的富集及转运特征,目标污染物包括 6 种短链 PFAS(3 种全氟烷基羧酸物质 PFCAs 和 3 种全氟醚基物质 PFEAs).结果表明:长叶九冠对水中 6 种短链 PFAS 均有生物富集,其整株生物积累因子(BCF_{total})介于3.0~46.0L/kg,并主要在叶片中检出,叶片平均 BCF_{shoot} 为 2.5~62.2L/kg;除了根茎,长叶九冠的叶片也被证实可单独富集 PFAS,并且叶片积累 PFAS 的能力强于根茎;长叶九冠优先富集亲水小分子 PFAS,并且植物 BCF 与 $\log K_{ow}$ 和分子质量显著负相关(ρ_1= −0.62,ρ_2= −0.81, P<0.05),其 BCF 随着 $\log K_{ow}$ 和分子质量的增大而降低;短链 PFAS 在植物体内发生转运,根茎向叶片转运的贡献度高,叶片向根茎的转运途径贡献度低.

关键词：沉水植物；短链；全氟羧酸；全氟醚基；分区控制暴露实验；富集；转运
中图分类号：X173 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)07-3905-11

Bioaccumulation of short-chain per- and polyfluoroalkyl substances in submerged macrophytes. LEI Jia-min[1], LI Dong[2], LI Jing[3], HU Ge[1], KONG Zi-Zhuo[1], ZHI Yue[1*], LI Wei[1], QIAN Shen-hua[1] (1.Key Laboratory of the Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment, Ministry of Education, Chongqing University, Chongqing 400045, China；2.Environmental Development Center of the Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100029, China；3.Beijing Landscale Eco. Tech. Ltd., Beijing 100029, China). *China Environmental Science*, 2025,45(7)：3905~3915

Abstract：This study investigated the accumulation and translocation characteristics of emerging short-chain per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in a typical submerged macrophyte *Aquarius uruguayensis* through controlled exposure experiments. The target pollutants included six short-chain PFAS (three perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs) and three perfluoroether acids (PFEAs)). *A. uruguayensis* demonstrated bioaccumulation capability of all six short-chain PFAS from water, with whole-plant bioconcentration factors (BCF_{total}) ranging from 3.0 to 46.0L/kg, primarily detected in leaves with average shoot bioconcentration factors (BCF_{shoot}) of 2.5~62.2L/kg; In addition to roots and stems, *A. uruguayensis* leaves were also proven capable of accumulating PFASs independently, with stronger absorption capacity than roots and stems; *A. uruguayensis* showed selective accumulation of the six short-chain PFAS, preferentially concentrating hydrophilic small-molecule PFASs, with plant BCF showing significant negative correlations with $\log K_{ow}$ and molecular mass(ρ_1= −0.62,ρ_2= −0.81, P<0.05), and its BCF decreases with the increase of $\log K_{ow}$ and molecular mass; Short-chain PFAS underwent translocation within the plant, with a high contribution from roots to leaves, and a low contribution from leaves to roots.

Key words：submerged plants；short chain；PFCAs；PFEAs；controlled exposure experiments；bioaccumulation；translocation

全(多)氟烷基化合物(PFAS,C_nF_{2n+1}-R)是一类高度氟化的新型持久性有机化合物[1-4],被广泛应用于消费品和工业领域[1-3,5].流行病学研究表明,PFAS 暴露与人体多种负面健康结果显著相关,对人类健康构成威胁[6-7].目前氟化工厂将部分短链 PFAS (n≤6 的 PFCAs 和 n<5 的 PFSAs)以及新型全氟化合物作为替代品大量生产使用[4].短链 PFAS 通过减少碳链长度降低 PFOA 和 PFOS 的生物毒性和蓄积性,并且在减少碳链长度的基础上插入其他元素或功能基团[9].其中,插入"O"原子形成的全(多)氟烷醚类化合物如六氟环氧丙烷二聚酸(GenX)是使用较多的一类[2].由于短链 PFAS 的溶解度更高,在固相上的吸附弱于长链同系物,流动性更强[8],易在环境中传播.近年来,全球范围内短链 PFAS 和醚基型新型替

收稿日期：2024-11-15
基金项目：重庆市自然科学基金(CSTB2022NSCQ-MSX0337);重庆市技术创新与应用发展专项重点项目(CSTB2023TIAD-KPX0092);重庆市研究生科研创新项目(CYS23125)
* 责任作者, 副教授, yuezhi6170@163.com

代品已广泛在各环境介质尤其是水环境中检出,其潜在的毒理学特性可能对生态环境和人类健康造成危害[9-10].

目前 PFAS 污染水体的原位修复技术中,水生植物修复技术具有成本低、生态友好、适用广等优势,可作为一种有效的经济生态修复手段削减水体污染物[11].水生植物在维持水生生态系统的结构和功能方面起着至关重要的作用[12].而且水生植物能够通过吸附、吸收、分解转化等[13]作用有效固定和消减水体中的氮磷[14-15]、重金属[16-17]、有机污染物[18-20].目前已经有研究证实水生植物(包括挺水植物[21-28]、漂浮植物[29-34])能够有效富集水体 PFAS.前期研究表明水生植物的生活型差异(如漂浮、挺水、沉水)会影响其与污染物的接触面积,从而影响其吸收效率[35].如挺水植物和漂浮植物主要借助根系的吸附和吸收作用来去除污染物,进而减少水相中的污染物浓度[35].相较之下,沉水植物整株常年生长在水下,具有发达的通气组织[36],根茎、叶片与污染物的接触面积大[37],与水体形成的茎叶微界面对水中物质的迁移转化有重要的影响[38].此外,沉水植物叶片角质层较薄[39],使其叶片能够直接吸收污染物.

为了讨论沉水植物不同器官和短链 PFAS 种类对植物富集的影响,本研究选取根系发达、叶面积大、生长速度快的多年生沉水植物长叶九冠(*Aquarius uruguayensis*)为研究对象,通过分区控制暴露实验来探究沉水植物对短链 PFAS 的生物富集和转运特征,阐述短链 PFAS 在沉水植物中的传质路径和潜在机理,有助于理解短链 PFAS 在植物体内的转运机制,为短链 PFAS 对环境和生物体的潜在危害提供数据支持.

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

仪器: SCIENTZ10N 冷冻干燥机(宁波新芝生物科技有限公司,中国),AQ-180E-X 小型研磨机(慈溪耐欧贸易有限公司,中国),VORTEX-5 涡旋混合器(海门其林贝尔仪器制造有限公司,中国),THZ-92C 摇床(上海龙跃仪器设备有限公司,中国),GW0915 超声清洗机(深圳冠博科技实业有限公司,中国),YY/T0657-2008 高速离心机(长沙平凡仪器仪表有限公司,中国),LCMS-8060 三重四级杆液质联用仪(SHIMADZU Corporation,日本),场发射电子探针显微分析仪(JXA-8530F Plus,Hyper-probe,JEOL Ltd.,日本),Millipore-Q 超纯水仪(EMD Millipore Corporation,美国).

试剂: PFAS 标准品(>95%,Wellington Laboratories,加拿大)及稳定同位素标记标准品(>99%,Wellington Laboratories,加拿大)包括全氟丁烷羧酸(PFBA,$C_4HF_7O_2$)、全氟戊烷羧酸(PFPeA,$C_5HF_9O_2$)、全氟庚烷羧酸(PFHpA,$C_7HF_{13}O_2$)、六氟环氧丙烷二聚酸(GenX,$C_6HF_{11}O_3$).其他 PFAS 标准品(>95%,SynQuest Lab,中国)包括全氟-4-甲氧基丁酸(PFMoBA,$C_5HF_9O_3$)、全氟-3-甲氧基丙酸(PFMoPrA,$C_4HF_7O_3$).甲醇(LC-MS 级,上海阿拉丁生化科技有限公司,中国),氨水(HPLC 级,成都科龙化工试剂厂,中国),ENVI-Carb graphite(Sigma-Aldrich,德国).

沉水植物长叶九冠(广东疯狂水草生态科技公司,中国)购置后温室条件下驯化 1 周,然后选取株高为 15~30cm 的健康成熟个体用于分区控制暴露实验.整株暴露实验的培养基质采用粒径 2~4mm 白色石英砂.

1.2 分区控制暴露温室水培实验

本研究通过分区控制 PFAS 的暴露途径,设置整株暴露、叶暴露、根暴露 3 种形式进行温室水培实验.

整株暴露实验装置(n=5)参考先前研究设计[30,40-42],采用内直径 29cm 和高度 35cm 的聚丙烯桶.每桶加入 8cm 高的石英砂和 15L 的 PFAS 水溶液(含有 PFBA、PFPeA、PFHpA、PFMoBA、PFMoPrA、GenX,每组分设定初始浓度为 100μg/L).整株暴露实验开始前将植物洗净后固定在石英砂中,加入 PFAS 水溶液至淹没植物后标记水位,最后用铝箔包裹桶壁,持续曝气.叶暴露实验(n=3)和根暴露实验(n=3)装置参考研究[43-45]设计:装置分为左右两格,每格规格为 15cm×10cm×20cm,容积约为 3L,每个格子内分别加入 1.2L 的自来水或每组分设定初始浓度为 100μg/L 的 PFAS 水溶液.实验开始后将植物的根茎和叶片分别放入自来水和 PFAS 水溶液,标记水位线.另设无植物无 PFAS 的空白对照组(n=3)和有植物无 PFAS 的对照组(n=3),实验设计同整株暴露一致,每

桶仅加入相同高度石英砂和 15L 的无 PFAS 水溶液.所有对照组、实验组放于环境条件为温度(26±2)℃、湿度(65%±5%)、光照明暗比 12h:12h 的组培架上培养,每 3d 补水和霍格兰营养液至水位线.每日监测植物生理状态和水质状态.实验开始前后分别收集每组的植物根茎、叶片样品和水样,冷藏保存直至测定.

1.3　样品处理

实验样品处理参考先前研究[25,46]:(1)植物样品前处理:取 15mL 聚丙烯材质离心管一支,称取冷冻干燥均质后的植物粉末 0.1g 到离心管中,添加 4mL 的 0.01NaOH(MeOH),将样品高速涡旋 1min、30°C 下超声 15min、摇床上震荡 1h.随后样品离心 10min,将上清液转移到新的 15mL 试管中.以上萃取步骤重复 2 次,共 3 个周期得到上清液共 10mL.再将 1.8mL 组合上清液转移至 2mL 离心管中,该管中含有 10mg ENVI Carb 吸附剂.然后将样品高速涡旋 1min,并高速离心 10min.上清液通过 0.22μm 玻璃纤维过滤器过滤到高效液相色谱(HPLC)进样瓶中,加入同位素标记的内标物质,储存在−20℃条件等待检测.(2)水样处理:取 0.1mL 水样以及 0.9mL 质谱级甲醇加入 2mL 离心管,涡旋混合后通过 0.22μm 玻璃纤维过滤器过滤到 HPLC 进样瓶中,加入同位素标记的内标物质,储存在−20℃条件等待检测.(3)可视化处理:每组选取 1~2 株健康植物放入 1L 聚丙烯材质烧杯中,内含初始设定浓度为 100mg/L 的 PFBA、GenX 水溶液,放置于组培架上恒温恒湿培养 14d,然后取出植物用超纯水冲净,再用刀片切取植物茎的横截面,样品厚度为 2~3mm,最后冷冻干燥至恒重等待检测.

1.4　样品分析

目标 PFAS 的分离和定量通过 LC−MS/MS 三重四极杆液相色谱质谱联用仪(LCMS−8060, Shimadzu Corporation,日本)进行,色谱柱采用 Shim−pack GISS C18 100A 柱(2.1mm×100mm,1.9μm, SHIMADZU,日本),在柱温为 30℃下进行色谱分离.样品进样量为 1μL,流动相为 5mmol/L 乙酸铵(A 相)和甲醇(B 相),流速为 0.4mL/min.分析物经色谱分离后,质谱检测采用负离子电喷雾离子化源(ESI)模式,以多反应监测(MRM)方式扫描.标准曲线范围为 0.01~50μg/L(9 个校准点).定量限(LOQ)定义为标准曲线的最低点(回归方程得出的计算值误差小于±30%).可视化分析利用场发射电子探针显微分析仪(JXA−8530F Plus, Hyper−probe, JEOL Ltd.,日本)对植物的茎横截面的氟元素(F)信号进行测定,将喷金(MSP−mini 磁控溅射仪, Vacuum Device,日本)后的植物茎样品用黑色双面胶带固定在测试平台,然后装入场发射电子探针显微分析仪,用 10kV 的加速电压和 7.27nA 的束流绘制茎截面的氟元素分布,探针直径为 4.0μm,保留时间为 20ms.

1.5　质量控制和保证

首先验证基质的背景浓度,明确实验植物、水溶液、石英砂中 PFAS 背景浓度低于检测限.其次,暴露实验开始前验证基质效应,以明确能在水溶液、植物根茎和叶片中定量的 PFAS 浓度与在纯溶剂中的浓度差异小于±30%.为校正基质干扰,分别采用水溶液稀释液、植物叶片和根茎的空白基质配置标准曲线定量 PFAS.然后加标回收实验通过向空白基质中加入标准品进行,根据样品峰面积与内标峰面积之比对物质浓度进行定量.目标化合物回收率范围为 70%~130%,相对标准偏差(RSD)为 1%~15%.采用 9 个浓度点进行标准曲线的绘制且线性相关系数达 0.99 以上.

1.6　数据分析

采用生物积累因子(BCF)衡量沉水植物中污染物富集和转运[46-47],从部分和整体反映植物去除污染物的能力,具体定义如下:

$$\mathrm{BCF_{shoot}}=\frac{C_{\mathrm{shoot}}}{C_{\mathrm{W}}} \tag{1}$$

$$\mathrm{BCF_{root}}=\frac{C_{\mathrm{root}}}{C_{\mathrm{W}}} \tag{2}$$

$$\mathrm{BCF_{total}}=\frac{C_{\mathrm{total}}}{C_{\mathrm{W}}} \tag{3}$$

式中: C_{shoot}、C_{root}、C_{total} 分别为植物叶片、根茎、整株的 PFAS 浓度, μg/g dw; $\mathrm{BCF_{shoot}}$、$\mathrm{BCF_{root}}$、$\mathrm{BCF_{total}}$ 为对应器官的生物积累因子,L/kg; C_{W} 为水溶液中 PFAS 浓度,μg/L.实验结果均以(平均值±标准差)(Mean±SE)表示.

实验植物 PFAS 浓度、PFAS 质量和水样浓度采用 Excel 软件(2021 版)进行计算,植物不同器官的 BCF 与 $\log K_{\mathrm{ow}}$、分子质量的关系采用 SPSS 软件(Version 26.0, IBM)进行 Spearman 相关性分析,显著水平为 $P<0.05$,文章中所有绘图使用 Origin 软件

(2024SR1).

2 结果与讨论

2.1 沉水植物对水中 PFAS 的生物积累特征

分区控制暴露实验结束后,对照组、整株暴露、叶暴露、根暴露中的长叶九冠生长状态良好,叶片呈现健康绿色,根系发达.对照组与实验组长叶九冠平均鲜重无显著差异,实验组中单株植物鲜重为(11.2±6.6) g.表明长叶九冠在 100μg/L 的 PFAS 浓度胁迫下能够正常的生长,与先前研究结果一致[30,32,48].

长叶九冠可吸收 6 种短链 PFAS 并主要积累在叶片.由图 1(a−b)可知,单株长叶九冠中∑PFAS 浓度为 38.2μg/g dw,质量为 33.5μg dw.其中,叶片 PFAS 浓度为 25.1μg/g dw,质量为 22.1 μg dw;根茎 PFAS 浓度为 13.1μg/g dw,质量为 11.5μg dw,表明叶片是其主要的积累部位.与大部分陆生植物相同,如农作物红莴苣[49]、小麦[50]、玉米[51]、番茄[52]、景观植物蕨类[53]、城市自生杂草[54].为指导水生植物应用于实际水体修复,按照成熟期的长叶九冠一般生物量为 15.0g/株计算,植物整株含水率约为 87.5%,单株长叶九冠中ΣPFAS 浓度为 38.2μg/g dw,则单株植物 30d 内富集 PFAS 总量为 71.6μg dw,估计 30d 长叶九冠富集 PFAS 总量为 716.0~1074.0μg/m^2.

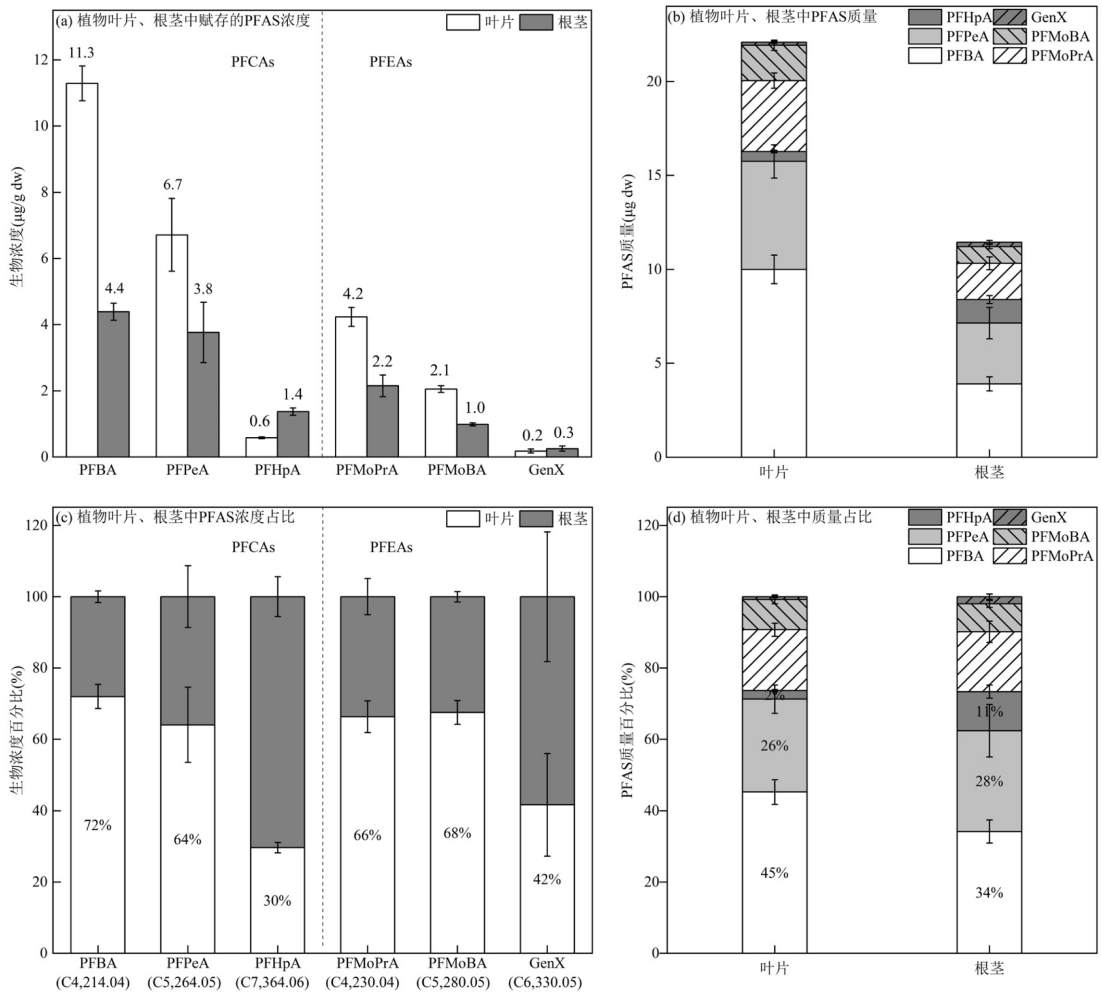


图 1 整株暴露实验长叶九冠中 PFAS 浓度、质量及其占比

Fig.1 Concentration and mass of PFAS and its percentage in *Aquarius uruguayensis* in whole−plant exposure experiments

植物干重为 dw,误差线为标准误差(n=5)

此外,植物不同器官中的 PFCAs 和 PFEAs 浓度分布存在差异.由图 1(c、d)可知,叶片中 PFBA(C4, 72%)、PFPeA(C5, 64%)、PFMoPrA(C4, 66%)、PFMoBA(C5, 68%)浓度占比显著高于 PFHpA(C7,

30%)和 GenX(C6, 42%),分子质量小的物质在叶片中的浓度占比大,分子质量大的物质则在根茎中的浓度占比更大;而叶片和根茎中短链 PFAS 的质量分布占比差异不显著.

2.2　沉水植物富集和转运 PFAS

整株暴露实验中长叶九冠对 6 种目标短链 PFAS 的叶、根生物富集系数分别为 2.5~62.2L/kg、3.5~30.8L/kg,整株生物富集系数为 3.0~46.0L/kg(图 2).有研究对比陆生植物和湿地植物的 BCF 值,发现陆生植物对短链 PFAS 的根系 BCF 中位值范围在 1~10、地上部分 BCF 中位值范围在 1~100,而湿地植物的根系 BCF 中位值范围为 1~100、地上部分中位值范围为 10~100[55].由此可见本研究中沉水植物长叶九冠对 PFAS 具有较好的富集效果.

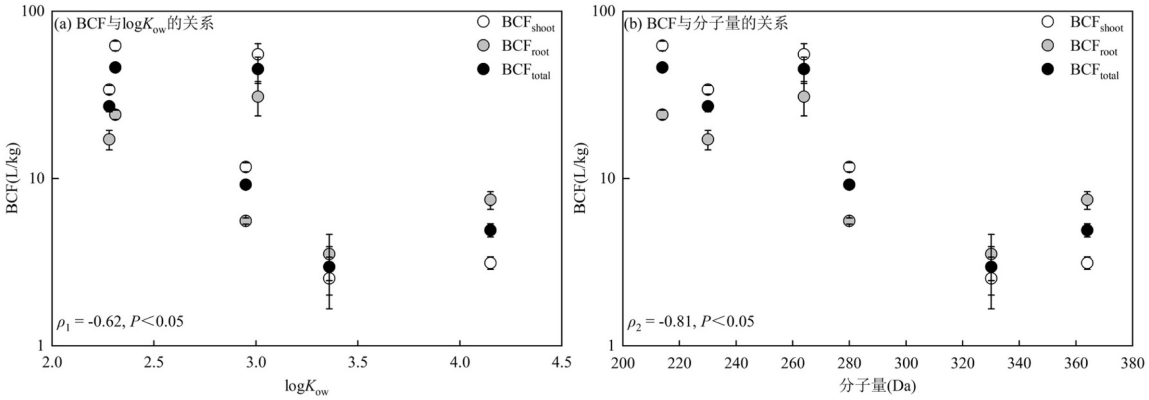


图 2　整株暴露实验的生物积累因子(BCF)与 logK_{ow}、分子质量的关系

Fig.2　BCF of whole-plant exposure experiments in relation to logK_{ow}、molecular mass

误差线为标准误差(n=5), ρ 为 Spearman 相关系数,显著水平为 P<0.05

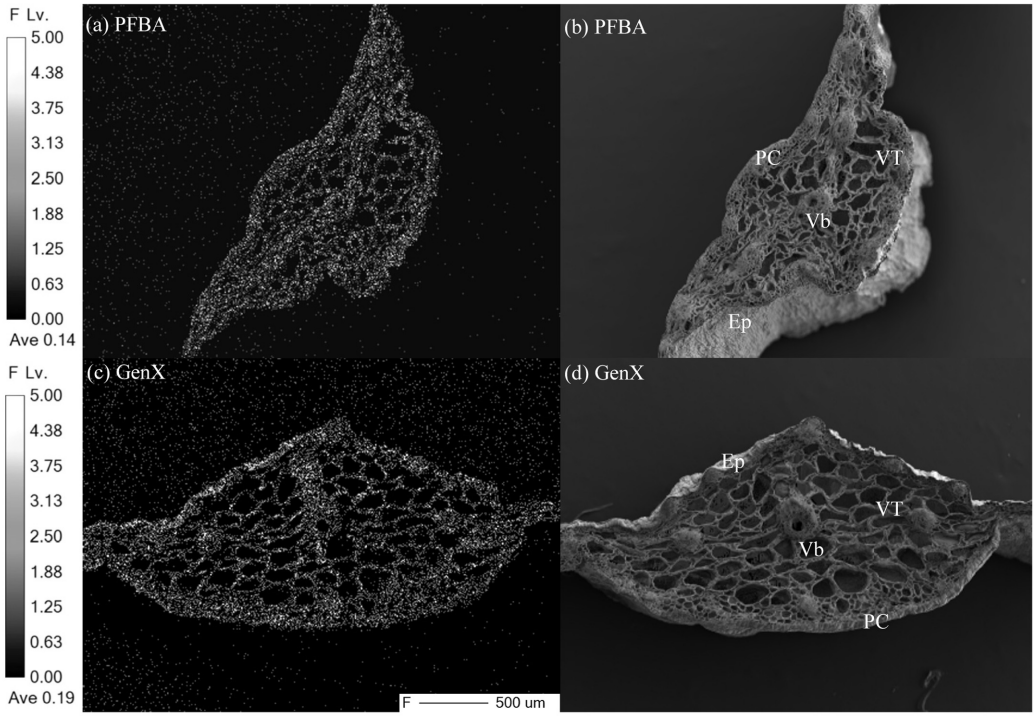


图 3　暴露于(a、b)PFBA 和(c、d)GenX 的长叶九冠的茎截面的场发射型电子探针显微分析仪能量色散光谱图像

Fig.3　Field emission electron microprobe microanalyzer energy dispersive spectroscopy images of *Aquarius uruguayensis* stem sections exposed to (a、b) PFBA、(c、d) GenX

(a、c)中的亮点代表元素氟的分布和强度,图片最左侧为表示 F 信号强度的颜色棒及其平均数值, Ep:表皮, PC:薄壁细胞, VT:通气组织, Vb:维管束

长叶九冠对亲水小分子 PFAS 显示出优先富集,植物根茎和叶片中 BCF 值与 logK_{ow} 和分子质量呈

现显著负相关(ρ_1= −0.62, ρ_2= −0.81, P<0.05)(图 2).由图 2 可知,沉水植物长叶九冠对 PFAS 的生物富集能力随着 logK_{ow}和分子质量的增大而降低, logK_{ow}小、分子量小的短链 PFAS 在植物中富集的更多.按 logK_{ow} 排序后从小到大依次为 PFMoPrA (logK_{ow}=2.28,分子量=230.04, BCF_{total}=26.9L/kg)、PFBA(logK_{ow}=2.31,分子量=214.00, BCF_{total}=46.0L/kg)、PFMoBA(logK_{ow}=2.95,分子量=280.00, BCF_{total}=9.1L/kg) 、 PFPeA(logK_{ow}=3.01, 分子量=264.00, BCF_{total}=45.1L/kg) 、 GenX(logK_{ow}=3.36, 分子量=330.05, BCF_{total}=3.0L/kg)、PFHpA(logK_{ow}=4.15,分子量=364.00, BCF_{total}=4.9L/kg).这可能是因为短链 PFAS 的 logK_{ow}小、分子质量小,分子尺寸小,其水溶性、流动性、膜透性更高,短链 PFAS 易通过植物器官表面进入植物体内,从而增加植物体内 PFAS 的富集[30,49,56].

使用场发射电子探针显微分析仪测定长叶九冠茎截面中的 PFBA 和 GenX 的氟元素分布和强度(图 4).长叶九冠的茎由表皮(Ep)、薄壁细胞(PC)、通气组织(VT)、维管束(Vb)组成,维管束分布在茎的中间,被表皮、薄壁细胞和蜂窝状的通气组织包围[36,57].由图 4(a、c)可知接近植物表皮、通气组织周边管壁及维管束的 F 信号数值更高(1.9~5.0),证实了 F 信号数值在茎横截面存在明显的非随机分布,表明长叶九冠在整株暴露时 PFBA 和 GenX 等短链 PFAS 存在由根向叶的转运过程[25,58].由于沉水植物生活在水中,它们往往根系退化或简单化,维管组织也相对简单[59],很多可以直接通过表皮吸收水和溶解的矿物质[60].一些沉水植物甚至完全没有根系,仅依靠茎叶进行营养吸收[61-62].因此本实验发现 PFAS 在茎横截面的表皮附近存在较高的信号强度可能与沉水植物的茎对水分及相关营养物质直接吸收的能力有关.

2.3 PFAS 在沉水植物中的传质途径和潜在机制

分区控制 PFAS 暴露途径的实验结果表明长叶九冠的根茎、叶片分别在独立暴露条件下均可单独通过根茎或叶片吸收 PFAS.由图 4 可知,叶暴露实验中单株植物积累∑PFAS 浓度为 13.2μg/g dw,质量为 26.3μg dw;根暴露实验中单株植物积累∑PFAS 浓度为 14.3μg/g dw,质量为 15.3μg dw,根茎和叶片均积累短链 PFAS.而且现有研究证明水生植物可单独通过根或叶积累有机化学物质[40].并且沉水植物浸没在水体中,其不同器官(根、茎、叶)均具有从水体中直接吸收营养物的能力[18].

长叶九冠的叶片直接吸收 PFAS 的能力强于根茎.如图 4(b)和图 5 所示,根暴露中未接触 PFAS 的叶片部分检测出∑PFAS 质量为 3.6μg dw,占植物整株 PFAS 质量的 23.7%;叶暴露中未接触 PFAS 的根茎部分检测出∑PFAS 质量为 1.8μg dw,占植物整体 PFAS 质量的 6.9%;叶暴露时叶片 BCF 值为 5.6~35.7L/kg,根茎 BCF 值为 2.3~8.4L/kg;根暴露时叶片 BCF 值为 1.3~8.4L/kg,根茎 BCF 值为 4.2~ 24.1L/kg.这可能与沉水植物的生理形态特点有关.沉水植物叶片比陆生植物气生叶的叶片更薄,表皮几乎没有角质蜡且叶片上下角质层无差异[63]. King[64]和 Den 等[59]还认为,由于水生植物可以通过叶片吸收水分和营养,一些沉水植物的根系趋向退化或简单化,主要起到固着植物的作用,也不再是它们的水分及营养物质吸收的主导器官.加上短链 PFAS 具有更高的水溶性、流动性、膜透性,可能更容易通过较薄的沉水植物器官表面被吸收进入体内,为叶片接触短链 PFAS 时物质通过跨膜运输进入沉水植物组织内提供了可能性[32].另外,长叶九冠叶片与污染物接触面积大,直接接触 PFAS 水溶液有利于其叶片与水体交换更多物质[30],使叶片表现出更强 PFAS 的富集能力,从而达到削减污染物的目的.因此,应用沉水植物进行水体 PFAS 修复时,植物的叶片大小和生物量可作为重点考虑的物种选择指标.

对比图 2 与图 5 还可以发现,整株暴露的整株 BCF 为 3.0~46.0L/kg,叶、根暴露的整株 BCF 为 4.7~28.6L/kg 和 1.8~12.4L/kg.表明沉水植物通过根茎和叶片共同富集 PFAS 能力要比植物单独通过根茎或叶片的高.因为水生植物可以通过根、叶两者共同积累有机化学物质[40],由此增加污染物的积累.

如图 4 所示,叶暴露中叶片 PFAS 占比 93.1%、根茎 PFAS 占比 6.9%,根暴露叶片 PFAS 占比 23.7%、根茎 PFAS 占比 76.3%,表明长叶九冠存在根茎向叶片转运物质与叶片向根茎转运物质的过程.其中,根暴露时根吸收 PFAS 向叶片转运的更多即在物质转运方面的贡献度更高.而短链 PFAS 物质虽然在叶暴露时也发生从叶片向根茎转运,但与根暴露相比,叶暴露时 PFAS 从叶片向根茎的转运现象不明显即在

物质转运方面贡献度较低,这与其他植物规律一致[29-30,32,49].有研究表明短链 PFAS 在植物体内的主要转运途径是从根部通过木质部,随着水分的蒸腾流向上运输到茎和叶,这一过程主要受到蒸腾作用的驱动[25,32,55,65].尽管沉水植物的植物体全部位于水中,但仍可由压力流、主动运输和微弱蒸腾作用驱动水分和溶质在沉水植物维管束和组织器官间的运输[40,65-66].

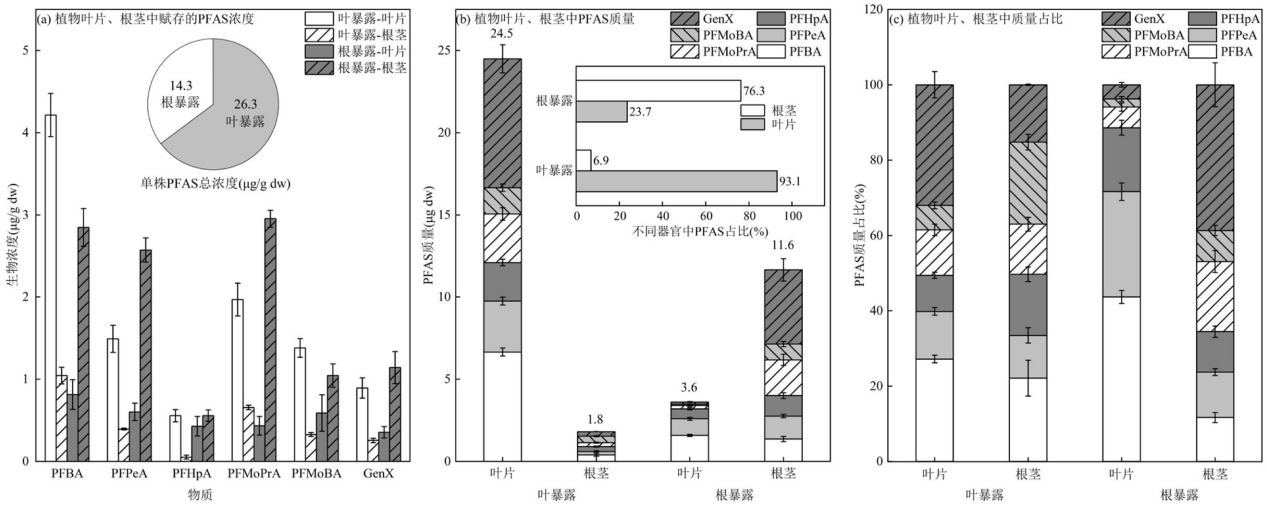


图 4　叶暴露和根暴露实验中长叶九冠叶片和根茎中 PFAS 浓度、质量及其占比

Fig.4　Concentration, mass and percentage of PFAS in leaves and roots of *Aquarius uruguayensis* in leaf exposure and root exposure experiments

植物干重用 dw 表示,误差线为标准误差(n=3)

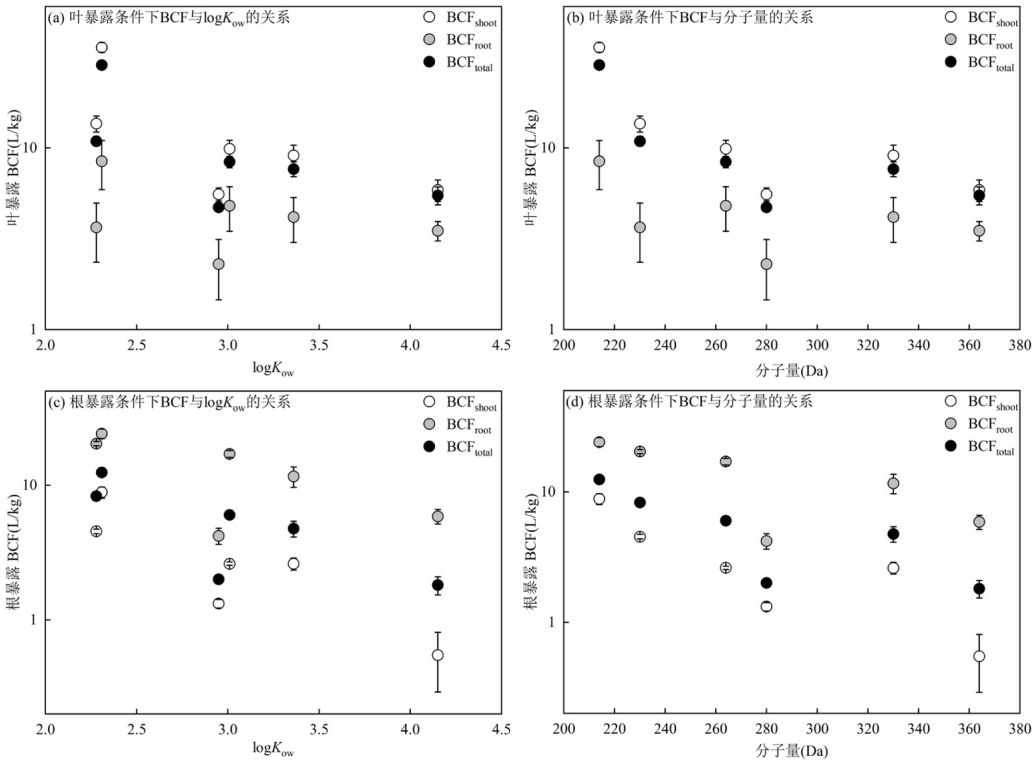


图 5　叶暴露、根暴露实验的生物积累因子(BCF)与 logK_{ow}、分子质量的关系

Fig.5　Relationship between BCF and logK_{ow}、molecular mass in leaf-exposure and root-exposure experiments

误差线为标准误差(n=3)

短链 PFAS 在分区控制暴露条件下在植物器官的分布也存在差异(图 4).由图 4(c)可知,叶暴露实验中根茎和叶片的 PFCA 和 PFEA 均匀分布(50%),并且短链 PFAS(除 GenX、PFMoBA)在叶片和根茎中的占比相近,表明短链 PFAS 物质通过叶片吸收后在植物体内的转运无特异性.而根暴露实验的叶片中的 PFCAs 物质占比(79%)高,根茎中的 PFEAs 占比(66%)更多,其中在根茎中占比 39%的 GenX,在叶片中仅占 4%左右.实验结果表明根暴露中的根茎吸收的 PFCAs 和 PFEAs 在植物中的转移存在差异.

沉水植物对水体环境具有较高的敏感性,其生长和对污染物的吸收能力会受到营养盐(如氮、磷)水平、污染物浓度、温度、水深、光照强度等环境因子的制约[67-68].如沉水植物金鱼藻在高富营养化条件下生长较快,生物量增加,能增强其对 PFOA、PFOS 的吸收能力[69].此外,水生植物对 PFAS 的积累和转运具有浓度依赖性,植物富集的 PFAS 浓度随着外部环境 PFAS 浓度的增加而增加[28,70-71].比如水生植物中的 PFAA 浓度与相同地点的氟化工业园区周边水体中 PFAA 浓度呈正相关[71],因此水环境的 PFAS 浓度变化可能影响水生植物吸收 PFAS.沉水植物浸没于水体之中,水的深度与透明度直接决定了光的可利用程度,从而影响植物生理和污染物吸收[72].因此,在实际开展水体修复工作及应用沉水植物时,需充分考虑环境因子对其产生的影响,以便更有效地发挥沉水植物去除污染物的功能.

沉水植物长叶九冠在短链 PFAS 水体中表现出较好的富集效果,其叶片富集能力强,可作为潜在的水体修复物种,但在使用其进行生态修复时需注意以下几点:(1)植物的选择.科学选择和搭配沉水植物,避免选择入侵物种,优先使用本地物种,避免外来水体景观物种的潜在生态风险.(2)二次污染问题.及时清除死亡的植物残体,并且在植物最佳收割时段对植物进行收割,并对植物残体进行妥善处理如生物炭制备,以防二次污染.

3 结论

3.1 整株暴露实验测定了 6 种短链 PFAS 在沉水植物长叶九冠中不同器官的浓度分布和质量负荷,结果表明长叶九冠可吸收短链 PFAS 并主要积累在叶片,生物总浓度为 38.2μg/g dw,总质量为 33.5μg dw,其中检出叶片 PFAS 浓度为 25.1μg/g dw、质量为 22.1μg dw,根茎 PFAS 浓度为 13.1μg/g dw、质量为 11.5μg dw;叶、根生物富集系数分别为 2.5~62.2L/kg、3.5~30.8L/kg,整株生物富集系数为 3.0~46.0L/kg.

3.2 叶暴露和根暴露实验结果表明沉水植物长叶九冠的根茎和叶片均可单独富集 PFAS 且叶片吸收能力强于根茎,这与沉水植物自身的组织特性及水分和物质吸收途径有关.应用沉水植物进行水体 PFAS 修复时,植物叶片的大小和生物量可作为重点考虑的物种选择指标.

3.3 整株暴露实验中长叶九冠对水中 6 种短链 PFAS 具有选择性,对亲水小分子 PFAS 显示出优先富集,并且植物根茎和叶片中 BCF 值与 $\log K_{ow}$ 和分子质量呈现显著负相关,(ρ_1= −0.62,ρ_2= −0.81, P< 0.05),其 BCF 随着 $\log K_{ow}$ 和分子质量的增大而降低.

3.4 短链 PFAS 在沉水植物长叶九冠体内发生转运,根茎向叶片转运的贡献度高,叶片向根茎的转运途径贡献度低.

参考文献:

[1] Buck R C, Franklin J, Berger U, et al. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins [J]. Integrated Environmental Assessment and Management, 2011,7(4):513−541.

[2] Wang Z Y, Dewitt J C, Higgins C P, et al. A never−ending story of per− and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? [J]. Environmental Science & Technology, 2017,51(5):2508−2518.

[3] Glüge J, Scheringer M, Cousins I T, et al. An overview of the uses of per− and polyfluoroalkyl substances (PFAS) [J]. Environmental Science: Processes & Impacts, 2020,22(12):2345−2373.

[4] Wang Z Y, Cousins I T, Scheringer M, et al. Fluorinated alternatives to long−chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSAs) and their potential precursors [J]. Environment International, 2013,60:242−248.

[5] Sun M, Arevalo E, Strynar M, et al. Legacy and emerging perfluoroalkyl substances are important drinking water contaminants in the Cape Fear River watershed of North Carolina [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2016,3(12):415−419.

[6] Borg D, Lund B O, Lindquist N G, et al. Cumulative health risk assessment of 17 perfluoroalkylated and polyfluoroalkylated substances (PFASs) in the swedish population [J]. Environment International, 2013,59:112−123.

[7] Ojo A F, Peng C, Ng J C. Assessing the human health risks of per− and polyfluoroalkyl substances: A need for greater focus on their interactions as mixtures [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021,407: 124863.

[8] Wang Z Y, Cousins I T, Scheringer M, et al. Hazard assessment of fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl acids (PFAAs) and their precursors: Status quo, ongoing challenges and possible solutions [J]. Environment International, 2015,75:172-179.

[9] Baker E S, Knappe D R U. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)—contaminants of emerging concern [J]. Analytical and Bioanalytical Chemistry, 2021,414(3):1187-1188.

[10] Kurwadkar S, Dane J, Kanel S R, et al. Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution [J]. Science of the Total Environment, 2022,809:151003.

[11] Mocek-Płóciniak A, Mencel J, Zakrzewski W, et al. Phytoremediation as an effective remedy for removing trace rlements from ecosystems [J]. Plants, 2023,12(8):1653.

[12] Thomaz S M. Ecosystem services provided by freshwater macrophytes [J]. Hydrobiologia, 2023,850(12/13):2757-2777.

[13] Mustafa H M, Hayder G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article [J]. Ain Shams Engineering Journal, 2021,12(1):355-365.

[14] 李　欢,吴　蔚,罗芳丽,等.4 种挺水植物、4 种沉水植物及其组合群落去除模拟富营养化水体中总氮和总磷的作用比较 [J]. 湿地科学, 2016,14(2):163-172.
Li H, Wu H, Luo L F, et al. The comparison of removal effect of total nitrogen and total phosphorus in simulated eutrophic water among 4kinds of emergent plants, 4kinds of submerged plants and their mixed communities [J]. Wetland Science, 2016,14(2):163-172.

[15] 于鲁冀,罗宗镔,汤　鹏,等.不同生活型水生植物组合对碳氮磷微污染水体净化的研究 [J]. 环境污染与防治, 2023,45(7):917-922.
Yu L J, Luo Z B, Tang P, et al. Research on the purification of carbon, nitrigen and phosphorus micro-polluted water by combination of aquatic plants with different life habits [J]. Environmental Pollution & Control, 2023,45(7):917-922.

[16] Gatidou G, Oursouzidou M, Stefanatou A, et al. Removal mechanisms of benzotriazoles in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems [J]. Science of the Total Environment, 2017,596:117.

[17] 孙　翔.六种水生植物对水体重金属的净化能力研究 [D]. 合肥:安徽理工大学, 2020.
Sun X. Study on purification ability of six aquatic plants to heavy metals in water [D]. Hefei: An Hui University of Science and Technology, 2020.

[18] 张国森.沉水植物金鱼藻对水中典型内分泌干扰物双酚 A 的降解机制研究 [D]. 武汉:华中师范大学, 2018.
Zhang G. Mechanisms of the phytodegradation of bisphenol A in water by submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L [D]. Wu Han: Central China Normal University, 2018.

[19] 赵良元.水生植物水葱对沉积物中十溴联苯醚的修复机制研究 [D]. 武汉:华中师范大学, 2012.
Zhao L Y. Mechanisms of the phytoremediation of decabromodiphenyl ether in sediment by aquatic macrophyte *Scirpus validus* Vahl [D]. WuHan: Central China Normal University, 2012.

[20] Zhang D Q, Gersberg R M, Ng W J, et al. Removal of pharmaceuticals and personal care products in aquatic plant-based systems: A review [J]. Environmental Pollution, 2014,184:620-639.

[21] Awad J, Brunetti G, Juhasz A, et al. Application of native plants in constructed floating wetlands as a passive remediation approach for PFAS-impacted surface water [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,429:128326.

[22] Zhu J W, Wallis I, Guan H D, et al. *Juncus sarophorus*, a native Australian species, tolerates and accumulates PFOS, PFOA and PFHxS in a glasshouse experiment [J]. Science of the Total Environment, 2022,826:154184.

[23] Wang T T, Ying G G, He L Y, et al. Uptake mechanism, subcellular distribution, and uptake process of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonic acid by wetland plant *Alisma orientale* [J]. Science of the Total Environment, 2020,733:139383.

[24] Qiao W, Li R, Tang T, et al. Removal, distribution and plant uptake of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in a simulated constructed wetland system [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2020, 15(2):399-408.

[25] Wang T T, Ying G G, Shi W J, et al. Uptake and translocation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) by wetland plants: Tissue- and cell-level distribution visualization with desorption electrospray Ionization mass spectrometry (DESI-MS) and transmission electron microscopy equipped with energy-dispersive spectroscopy (TEM-EDS) [J]. Environmental Science & Technology, 2020,54(10):6009-6020.

[26] Zhang W L, Zhang D Q, Zagorevski D V, et al. Exposure of *Juncus effusus* to seven perfluoroalkyl acids: Uptake, accumulation and phytotoxicity [J]. Chemosphere, 2019,233:300-308.

[27] 雷梦真,何锦秋,张洪利,等.成都市典型湿地公园全氟化合物的污染特征及风险评估 [J]. 环境化学, 2024,43(9):3043-3053.
Lei M Z, He J Q, Zhang H L, et al. Pollution characteristics and risk assessment of perfluoroalkyl substances in the typical wetland of Chengdu City [J]. Environmental Chemistry, 2024,43(9):3043-3053.

[28] 王团团,李贝贝,王　赛,等.泽泻(*Alisma orientale*)对全氟化合物的吸收和传输特征-浓度的影响 [J]. 环境科学, 2019,40(12):5394-5400.
Wang T T, Li B B, Wang S, et al. Concentration-dependent Accumulation and Translocation of PFASs by Wetland Plant *Alisma orientale* [J]. Environmental Science, 2019,40(12):5394-5400.

[29] Phung T V, Nguyen T D, Nguyen T N, et al. Removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) from aqueous solution by water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): Uptake, accumulation, and translocation [J]. Science of the Total Environment, 2024,926:172029.

[30] Pi N, Ng J Z, Kelly B C. Uptake and elimination kinetics of perfluoroalkyl substances in submerged and free-floating aquatic macrophytes: Results of mesocosm experiments with *Echinodorus horemanii* and *Eichhornia crassipes* [J]. Water Research, 2017,117: 167-174.

[31] Zhang W L, Liang Y N. Removal of eight perfluoroalkyl acids from aqueous solutions by aeration and duckweed [J]. Science of the Total Environment, 2020,724:138357.

[32] Li X Q, Hua Z L, Zhang J Y, et al. Effects of long-chained perfluoroalkyl acids (PFAAs) on the uptake and bioaccumulation of short-chained PFAAs in two free-floating macrophytes: *Eichhornia crassipes* and *Ceratophyllum demersum* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2024,474:134778.

[33] Wu Y L, Xiong Q, Wang B, et al. Screening of structural and functional alterations in duckweed (*Lemna minor*) induced by per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) with FTIR spectroscopy [J]. Environmental Pollution, 2023,317:120671.

[34] Zhang W L, Liang Y N. Interactions between (common duckweed) and PFAS intermediates: Perfluorooctanesulfonamide (PFOSA) and 6:2fluorotelomer sulfonate (6:2FTSA) [J]. Chemosphere, 2021,276: 130165.

[35] Huang D L, Xiao R H, Du L, et al. Phytoremediation of poly- and perfluoroalkyl substances: A review on aquatic plants, influencing factors, and phytotoxicity [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 418:126314.

[36] 王 晨,李 龙,倪细炉,等.穿叶眼子菜茎叶结构及其通气组织发育解剖学研究 [J]. 西北植物学报, 2018,38(7):1279-1287.
Wang C, Li L, Ni X L, et al. Study on the development anatomy of structures and aerenchyma formation in *Potamogeton perfoliatus* stems and leaves [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 2018, 38(7):1279-1287.

[37] 陶 理,王沛芳,袁秋生,等.4 种典型沉水植物对去除镉污染底泥的应用效果 [J]. 环境科学, 2021,42(9):4311-4318.
Tao L, Wang P F, Yuan Q S, et al. Application effect of four typical submerged macrophytes on removing cadmium from polluted sediment [J]. Environmental Science, 2021,42(9):4311-4318.

[38] 董 彬,韩睿明,王国祥.沉水植物茎叶微界面特性研究进展 [J]. 生态学报, 2017,37(6):1769-1776.
Dong B, Han R M, Wang G X. Research advances in and perspectives on characteristics of the micro-boundary layer around leaves and stems of submerged macrophytes [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017,37 (6):1769-1776.

[39] Koga H, Ikematsu S, Kimura S. Diving into the water: Amphibious plants as a model for investigating plant adaptations to aquatic environments [J]. Annual Review of Plant Biology, 2024,75(1):579-604.

[40] Diepens N J, Arts G H P, Focks A, et al. Uptake, translocation, and elimination in sediment-rooted macrophytes: A model-supported analysis of whole sediment test data [J]. Environmental Science & Technology, 2014,48(20):12344-12353.

[41] Li X Q, Hua Z L, Zhang J Y, et al. Ecotoxicological responses and removal of submerged macrophyte *Hydrilla verticillate* to multiple perfluoroalkyl acid (PFAA) pollutants in aquatic environments [J]. Science of the Total Environment, 2022,825:153919.

[42] 卢虹颖,钱深华,智 悦,等.蕨类植物对全氟羧酸烷基化合物的生物富集特性 [J]. 中国环境科学, 2023,43(5):2440-2449.
Lu H Y, Qian S H, Zhi Y, et al. Bioaccumulation characteristics of perfluorocarboxylic alkyl compounds by ferns [J]. China Environmental Science,2023,43(5):2440-2449.

[43] He Y, Rui H Y, Chen C, et al. The role of roots in the accumulation and removal of cadmium by the aquatic plant *Hydrilla verticillata* [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016,23(13):13308-13316.

[44] Shi D L, Zhuang K, Chen Y H, et al. Phytotoxicity and accumulation of Cu in mature and young leaves of submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021,208:111684.

[45] Xue P Y, Li G X, Liu W J, et al. Copper uptake and translocation in a submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle [J]. Chemosphere, 2010,81(9):1098-1103.

[46] Felizeter S, Mclachlan M S, De Voogt P. Uptake of perfluorinated alkyl acids by hydroponically grown lettuce (*Lactuca sativa*) [J]. Environmental Science & Technology, 2012,46(21):11735-11743.

[47] Li X Q, Hua Z L, Wu J Y, et al. Removal of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in constructed wetlands: Considerable contributions of submerged macrophytes and the microbial community [J]. Water Research, 2021,197:117080.

[48] 孔潇潇,王铁宇,张晓军,等.全氟化合物对水生植物的生态效应研究 Ⅱ—金鱼藻对水中 PFOS 的生物富集及生理响应 [J]. 生态毒理学报, 2015,10(2):445-453.
Kong X X, Wang T Y, Zhang X J, et al. Ecological effects on aquatic plants induced by perfluorinated compounds II—bioaccumulation and physiological response of *Ceratophyllum Demersum* in PFOS polluted water [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015,10(2):445-453.

[49] Gredelj A, Nicoletto C, Polesello S, et al. Uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in hydroponically grown red chicory (*Cichorium intybus* L.): Growth and developmental toxicity, comparison with growth in soil and bioavailability implications [J]. Science of the Total Environment, 2020,720:137333.

[50] Lan Z, Zhou M, Yao Y, et al. Plant uptake and translocation of perfluoroalkyl acids in a wheat–soil system [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018,25(31):30907-30916.

[51] Ebinezer L B, Battisti I, Sharma N, et al. Perfluorinated alkyl substances affect the growth, physiology and root proteome of hydroponically grown maize plants [J]. Journal of Hazardous Materials, 2022,438:129512.

[52] Felizeter S, Mclachlan M S, De Voogt P. Root uptake and translocation of perfluorinated alkyl acids by three hydroponically grown crops [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2014,62(15):3334-3342.

[53] Qian S H, Lu H Y, Xiong T T, et al. Bioaccumulation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in ferns: Effect of PFAS molecular structure and plant root characteristics [J]. Environmental Science & Technology, 2023,57(11):4443-4453.

[54] He Q, Yan Z, Qian S, et al. Phytoextraction of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) by weeds: Effect of PFAS physicochemical properties and plant physiological traits [J]. Journal of Hazardous Materials, 2023,454:131492.

[55] Zhao C, Liu H, Cheng D, et al. Insights into poly-and perfluoroalkyl substances (PFAS) removal in treatment wetlands: Emphasizing the roles of wetland plants and microorganisms [J]. Water Research, 2025, 268:122702.

[56] Gredelj A, Nicoletto C, Valsecchi S, et al. Uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAA) in red chicory (*Cichorium intybus* L.) under various treatments with pre-contaminated soil and irrigation water [J]. Science of the Total Environment, 2020,708:134766.

[57] Jongduk J, Cho L S, Hong-Keun C. Anatomical patterns of aerenchyma in aquatic and wetland plants [J]. Journal of Plant Biology, 2008,51(6):428-439.

[58] Hu B, Henry A, Brown K M, et al. Root cortical aerenchyma inhibits

radial nutrient transport in maize (*Zea mays*) [J]. Annals of Botany, 2014,113(1):181−189.

[59] Den Hartog C, Segal S. A new classification of the water−plant communities [J]. Acta Botanica Neerlandica, 1964,13(3):367−393.

[60] Xu X, Zhou Y, Han R, et al. Eutrophication triggers the shift of nutrient absorption pathway of submerged macrophytes: Implications for the phytoremediation of eutrophic waters [J]. Journal of Environmental Management, 2019,239:376−384.

[61] Bole J, Allan J. Uptake of phosphorus from sediment by aquatic plants, *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata* [J]. Water Research, 1978,12(5):353−358.

[62] Zhou Y, Zhou X, Han R, et al. Reproduction capacity of *Potamogeton crispus* fragments and its role in water purification and algae inhibition in eutrophic lakes [J]. Science of the Total Environment, 2017,580: 1421−1428.

[63] Han S J, Xing Z F, Jiang H S, et al. Biological adaptive mechanisms displayed by a freshwater plant to live in aquatic and terrestrial environments [J]. Environmental and Experimental Botany, 2021,191: 104623.

[64] King L J. Responses of elodea densa to growth−regulating substances [J]. Botanical Gazette, 1943,105(2):127−151.

[65] 何　强,颜　正,智　悦,等.植物对 PFAS 的富集机制研究进展 [J]. 中国环境科学, 2022,42(11):5395−5407.
He Q, Yan Z, Zhi Y, et al. Research progress on bioaccumulation of per− and polyfluoroalkyl compounds by plants [J]. China Environmental Science, 2022,42(11):5395−5407.

[66] Tanner W, Beevers H. Transpiration, a prerequisite for long−distance transport of minerals in plants? [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2001,98(16): 9443−9447.

[67] 王　华,逄　勇,刘申宝,等.沉水植物生长影响因子研究进展 [J]. 生态学报, 2008,(8):3958−3968.
Wang H, Pang Y, Liu S B, et al. Research progress on influencing of environmental factors on the growth of submersed macrophytes [J]. Acta Ecologica Sinica, 2008,(8):3958−3968.

[68] Middelboe A L, Markager S. Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes [J]. Freshwater Biology, 2003,37(3):553−568.

[69] 张瑞斌,刘清泉,陈露莹,等.4 种水生植物对复合污染水体中营养盐和全氟烷基酸的去除效果 [J]. 环境工程学报, 2022,16(2):462−470.
Zhang R, Liu Q Q, Chen L Y, et al. Removal effect of nutrient salts and perfluoroalkyl acids in water body with combined pollutants by 4aquatic plants[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022,16(2):462−470.

[70] Zhang D Q, Wang M, He Q C, et al. Distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in aquatic plant−based systems: From soil adsorption and plant uptake to effects on microbial community [J]. Environmental Pollution, 2020,257:113575.

[71] Wang P, Zhang M, Lu Y L, et al. Removal of perfluoalkyl acids (PFAAs) through fluorochemical industrial and domestic wastewater treatment plants and bioaccumulation in aquatic plants in river and artificial wetland [J]. Environment International, 2019,129:76−85.

[72] Yang Y, Yi Y, Wang W, et al. Generalized additive models for biomass simulation of submerged macrophytes in a shallow lake [J]. Science of the Total Environment, 2020,711:135108.

作者简介：雷嘉敏(2000−),女,浙江丽水人,重庆大学硕士研究生,研究方向:新兴污染物以及特殊微量污染物在环境中的污染过程.发表论文 1 篇.1679101373@qq.com.