

中国外来入侵水生植物及其在 污染水体生态修复中的应用进展

崔 键¹, 彭 颖², 周 阳¹, 钱燕萍², 李金凤¹, 李 健³, 赵淑颖⁴, 姚东瑞^{1,①}

[1. 江苏省中国科学院植物研究所(南京中山植物园) 江苏省植物资源研究与利用重点实验室, 江苏 南京 210014;

2. 南京晓庄学院环境科学学院, 江苏 南京 211100; 3. 江苏大学环境与安全工程学院, 江苏 镇江 212013;

4. 江苏开放大学环境生态学院, 江苏 南京 210036]

摘要: 随着社会经济与工农业的快速发展以及人类活动加剧, 外来生物以及以氮、磷为主的富营养化和重金属、有机物等污染物正不同程度威胁中国水生态安全、生物多样性及国民经济高质量发展。相对价格高、工程量大和二次风险高的物理和化学措施, 以水生植物为核心的生物-生态法在水生态修复中备受青睐和广泛应用。中国外来入侵水生植物物种多, 虽然这些物种入侵程度不同, 但其分布相对集中在东部平原区和云贵高原区。过去 30 年来, 中国在防控外来入侵水生植物的同时, 挖掘凤眼蓝 [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.]、喜旱莲子草 [*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.] 和大藻 (*Pistia stratiotes* Linn.) 等在污染水体生态修复方面的功能和实际应用, 取得了一定进展, 发现外来入侵水生植物在不同水体和不同污染物类别间有一定的修复差异, 且部分物种表现出与本土植物间的比较优势; 对水体污染物的去除机制主要包括植物吸收与同化、根系分泌物与根际微生物互作以及植物降解与挥发等。本文全面梳理了中国外来入侵水生植物物种及地理分布, 分析了凤眼蓝、喜旱莲子草和大藻等典型外来入侵水生植物修复污染水体的效果与机制, 指明外来入侵水生植物的重要研究方向, 认为未来在利用外来入侵植物进行水生态修复时, 应兼顾防控和资源高值化综合利用及科普教育的协同工作。

关键词: 中国外来入侵水生植物; 富营养化; 重金属; 有机污染; 生态修复

中图分类号: Q948.8; X52 文献标志码: A 文章编号: 1674-7895(2024)01-0001-13

DOI: 10.3969/j.issn.1674-7895.2024.01.01

Alien-invasive aquatic plants in China and their application progress in ecological remediation of contaminated water

CUI Jian¹, PENG Ying², ZHOU Yang¹, QIAN Yanping², LI Jinfeng¹, LI Jian³, ZHAO Shuying⁴, YAO Dongrui^{1,①} [1. Jiangsu Key Laboratory for the Research and Utilization of Plant Resources, Institute of Botany, Jiangsu Province and Chinese Academy of Sciences (Nanjing Botanical Garden Mem. Sun Yat-Sen), Nanjing 210014, China; 2. School of Environmental Science, Nanjing Xiaozhuang University, Nanjing 211100, China; 3. School of Environment and Safety Engineering, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China; 4. College of Environmental Ecology, Jiangsu Open University, Nanjing 210036, China], *J. Plant Resour. & Environ.*, 2024, 33(1): 1-13

Abstract: With the rapid development of society economic and industry and agriculture as well as the intensification of human activity, alien species, eutrophication mainly caused by nitrogen and phosphorus, and pollutants including heavy metals and organic matters are threatening water ecological security, biodiversity, and high-quality development of the national economy in China to different degrees. Compared with physical and chemical measures with relative high prices, large quantity of

收稿日期: 2023-10-04

基金项目: 国家重点研发课题(2022YFC2601303); 江苏省自然科学基金青年基金项目(BK20230759)

作者简介: 崔 键(1980—), 男, 河南信阳人, 博士, 研究员, 主要从事水生植物资源高效利用与生态环境修复研究。

①通信作者 E-mail: shuishengzu@126.com

引用格式: 崔 键, 彭 颖, 周 阳, 等. 中国外来入侵水生植物及其在污染水体生态修复中的应用进展[J]. 植物资源与环境学报, 2024, 33(1): 1-13.

engineering, and high secondary risk, the bio-ecological method with aquatic plants as the core is highly favored and widely applied in water ecological restoration. There are many alien-invasive aquatic plant species in China, and although the invasion degrees of these species are different, their distributions are relatively concentrated in eastern plain area and Yunnan-Guizhou plateau area. Over the past three decades, while preventing and controlling alien-invasive aquatic plants, China has explored the functions and practical applications of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., and *Pistia stratiotes* Linn., etc. in ecological remediation of polluted water bodies, and has made some progress, which reveals that alien-invasive aquatic plants have some differences in restoration among different water bodies and different types of pollutants, and some species exhibit comparative advantages over native plants; the main mechanisms for removing pollutants from the water bodies include plant absorption and assimilation, root exudates-rhizosphere microbes interactions, and plant degradation and volatilization. This article comprehensively reviews the species and geographical distribution of alien-invasive aquatic plants in China, analyses the effects and mechanisms of typical alien-invasive aquatic plants such as *E. crassipes*, *A. philoxeroides*, and *P. stratiotes* on restoration of polluted water bodies, indicates the important research directions for alien-invasive aquatic plants, and suggests that in the future, when using alien-invasive plants for water ecological remediation, cooperation of prevention and control, comprehensive utilization of the high-value resource, and popular science education should be considered.

Key words: alien-invasive aquatic plants in China; eutrophication; heavy metal; organic pollution; ecological remediation

水生态系统具有重要的生态、社会经济、文化和美学价值,而水生植物在水生态系统和各营养级的相互作用中起着核心作用,是生态系统健康的指示物种。随着中国社会经济和工农业的快速发展,水环境和生态功能受到富营养化、重金属和有机污染等威胁,影响了生物多样性和人类健康^[1-3]。亟需采取有效的修复措施使受损的水生态系统恢复到健康状态。目前,水生生态修复措施主要包括物理、化学和生物修复,具有成本低、原料来源广泛、生态环境效益好等优点的水生植物修复是一种典型的生物修复手段^[1-3]。用于水生生态修复的水生植物除了具有生长快、生物量产量高、生物量积累和吸收能力高以及对污染物耐受性强等特点,还需其资源兼顾饲料、肥料、化妆品、治疗剂、生物吸附剂、生物燃料和食品等1种或多种功能^[4-7]。

过去的几十年里,由于气候变化、国际货物交流密切、土地利用变化、水文改变、鸟类迁徙等原因,包括水生植物在内的生物入侵速度显著加快^[8-10],并对当地生态系统产生一定的入侵风险,如通过资源竞争降低原生大型植物和浮游植物的生物量和多样性,减少溶解氧含量,进而引起浮游动物的生物量和多样性降低,改变其他营养级生物(例如底栖无脊椎动物和微生物)的群落结构,影响碳周转和养分循环过程,威胁水生态系统服务功能、区域经济高质量发展和人

类福祉^[1,8,11-13]。中国地域辽阔,自然地理特征多样,为来自世界各地的植物提供了丰富的栖息地。据统计,中国外来水生植物有475种,其分布区面积约占中国陆地总面积的1/3^[14-15]。中国当前有关外来入侵水生植物的研究多集中在其生态安全风险评估和防控措施上。实际上,外来入侵水生植物在中国污染水体修复中也发挥了一定作用,如凤眼蓝[*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.],尽管每年因打捞耗费5亿至10亿元,但每公顷凤眼蓝可消纳800人排出的氮、磷,同时可以富集和吸收重金属以及降解农药和抗生素等,并已成功应用于生活污水、养殖废水、工业废水、地表径流以及富营养化河流和湖泊等水体的生态修复^[1,16]。

随着中国社会经济和工农业的发展以及人类活动加剧,水体中污染物呈现多元化,如以氮、磷为主的富营养化以及重金属污染和抗生素等有机污染。一些学者尝试利用更多外来入侵水生植物进行生态修复^[1,16-19]。相关生态修复效果与机制的研究虽然历时较长,但仍相对零散、缺乏系统性。本研究通过系统梳理中国外来入侵水生植物物种与空间分布、典型外来入侵水生植物在污染水体修复中的效果与机制,提出未来外来入侵水生植物的防控和相关水生态修复的重要研究方向,以期为水体外来物种入侵防治及水生态精准修复提供支撑,助力水生态功能与安全。

1 中国外来入侵水生植物物种与空间分布

据统计,中国共有外来水生植物 62 科 158 属 475 种^[14-15]。总体上看,受气候、地理格局、城市化进程及进出口贸易等因子影响,中国福建、广东、广西、贵州、海南、湖南、江苏、江西、安徽、云南、浙江、上海、香港、澳门和台湾等地区外来入侵水生植物分布最广泛,主要外来入侵水生植物按入侵等级可分为 I 级(恶性入侵类)、II 级(严重入侵类)和 III 级(局部入侵类)3 级,包含的种类已入侵 29 个省(直辖市、自治区),占中国省(直辖市、自治区)总数的 85.4%^[14-15](表 1)。由表 1 可见: I 级有大藻(*Pistia stratiotes* Linn.)、凤眼蓝、喜旱莲子草 [*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.] 和互花米草 (*Spartina alterniflora* Loes.) 4 种,

前 3 种在福建、广东、广西、贵州、海南、河南、湖北、湖南、江苏、江西、山东、四川、云南、浙江、上海、重庆、香港、澳门和台湾均有分布,大藻在安徽、天津和西藏也有分布,凤眼蓝在河北、陕西和山西也有分布,喜旱莲子草在河北、安徽、甘肃、辽宁、青海、陕西、山西、北京和天津也有分布;互花米草在福建、广东、广西、海南、江苏、山东、浙江、上海、香港、澳门、台湾、辽宁和天津有分布。II 级有粉绿狐尾藻 [*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc.]、巴拉草 [*Brachiaria mutica* (Forsk.) Stapf.] 和大米草 (*Spartina anglica* Hubb.) 3 种,这 3 种在福建、广东和海南均有分布,粉绿狐尾藻在湖南、台湾、江苏、浙江、云南、江西、湖北、河南和安徽也有分布,巴拉草在湖南、台湾、澳门和香港也有分布,大米草在江苏、浙江、澳门、广西、天津、辽宁和山东也有分布。III 级有水蕴草 [*Elodea densa* (Planchon) Caspary]、伊乐藻 (*Elodea canadensis* Michx.)、水盾草

表 1 中国主要外来入侵水生植物物种、入侵等级及分布地^[14-15]

Table 1 Main alien-invasive aquatic plant species, invasion grade and distribution area in China^[14-15]

种类 Species	IG ¹⁾	分布地 Distribution area
大藻 <i>Pistia stratiotes</i>	I	福建,广东,广西,贵州,海南,河南,湖北,湖南,江苏,江西,山东,四川,云南,浙江,上海,重庆,香港,澳门,台湾,安徽,天津,西藏 Fujian, Guangdong, Guangxi, Guizhou, Hainan, Henan, Hubei, Hunan, Jiangsu, Jiangxi, Shandong, Sichuan, Yunnan, Zhejiang, Shanghai, Chongqing, Hong Kong, Macao, Taiwan, Anhui, Tianjin, Xizang
凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i>	I	福建,广东,广西,贵州,海南,河南,湖北,湖南,江苏,江西,山东,四川,云南,浙江,上海,重庆,香港,澳门,台湾,河北,陕西,山西 Fujian, Guangdong, Guangxi, Guizhou, Hainan, Henan, Hubei, Hunan, Jiangsu, Jiangxi, Shandong, Sichuan, Yunnan, Zhejiang, Shanghai, Chongqing, Hong Kong, Macao, Taiwan, Hebei, Shaanxi, Shanxi
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	I	福建,广东,广西,贵州,海南,河南,湖北,湖南,江苏,江西,山东,四川,云南,浙江,上海,重庆,香港,澳门,台湾,河北,安徽,甘肃,辽宁,青海,陕西,山西,北京,天津 Fujian, Guangdong, Guangxi, Guizhou, Hainan, Henan, Hubei, Hunan, Jiangsu, Shandong, Sichuan, Yunnan, Zhejiang, Shanghai, Chongqing, Hong Kong, Macao, Taiwan, Hebei, Anhui, Gansu, Liaoning, Qinghai, Shaanxi, Shanxi, Beijing, Tianjin
互花米草 <i>Spartina alterniflora</i>	I	福建,广东,广西,海南,江苏,山东,浙江,上海,香港,澳门,台湾,辽宁,天津 Fujian, Guangdong, Guangxi, Hainan, Jiangsu, Shandong, Zhejiang, Shanghai, Hong Kong, Macao, Taiwan, Liaoning, Tianjin
粉绿狐尾藻 <i>Myriophyllum aquaticum</i>	II	福建,广东,海南,湖南,台湾,江苏,浙江,云南,江西,湖北,河南,安徽 Fujian, Guangdong, Hainan, Hunan, Taiwan, Jiangsu, Zhejiang, Yunnan, Jiangxi, Hubei, Henan, Anhui
巴拉草 <i>Brachiaria mutica</i>	II	福建,广东,海南,湖南,台湾,澳门,香港 Fujian, Guangdong, Hainan, Hunan, Taiwan, Macao, Hong Kong
大米草 <i>Spartina anglica</i>	II	福建,广东,海南,江苏,浙江,澳门,广西,天津,辽宁,山东 Fujian, Guangdong, Hainan, Jiangsu, Zhejiang, Macao, Guangxi, Tianjin, Liaoning, Shandong
水蕴草 <i>Elodea densa</i>	III	福建,安徽,广东,湖南,湖北,浙江,江苏,江西,广西,云南,重庆,贵州,四川,台湾,辽宁 Fujian, Anhui, Guangdong, Hunan, Hubei, Zhejiang, Jiangsu, Jiangxi, Guangxi, Yunnan, Chongqing, Guizhou, Sichuan, Taiwan, Liaoning
伊乐藻 <i>Elodea canadensis</i>	III	福建,安徽,广东,湖南,湖北,浙江,江苏,江西,广西,云南,重庆,贵州,四川,上海,陕西,山西,河南 Fujian, Anhui, Guangdong, Hunan, Hubei, Zhejiang, Jiangsu, Jiangxi, Guangxi, Yunnan, Chongqing, Guizhou, Sichuan, Shanghai, Shaanxi, Shanxi, Henan
水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i>	III	福建,安徽,广东,湖南,湖北,浙江,江苏,江西,广西,云南,重庆,台湾,上海,北京 Fujian, Anhui, Guangdong, Hunan, Hubei, Zhejiang, Jiangsu, Jiangxi, Guangxi, Yunnan, Chongqing, Taiwan, Shanghai, Beijing
南美天胡荽 <i>Hydrocotyle verticillata</i>	III	福建,安徽,广东,湖南,浙江,江苏,江西,台湾,上海,澳门 Fujian, Anhui, Guangdong, Hunan, Zhejiang, Jiangsu, Jiangxi, Taiwan, Shanghai, Macao
细叶满江红 <i>Azolla filiculoides</i>	III	湖南,江苏,浙江,云南,台湾,河南 Hunan, Jiangsu, Zhejiang, Yunnan, Taiwan, Henan
槐叶蘋 <i>Salvinia natans</i>	III	福建,广东,浙江,江苏,台湾,香港,海南 Fujian, Guangdong, Zhejiang, Jiangsu, Taiwan, Hong Kong, Hainan

¹⁾ IG: 入侵等级 Invasion grade. I: 恶性入侵类 Malignant invasion type; II: 严重入侵类 Serious invasion type; III: 局部入侵类 Local invasion type.

(*Cabomba caroliniana* A Gray.)、南美天胡荽(*Hydrocotyle verticillata* Thunb.)、细叶满江红(*Azolla filiculoides* Lam.)和槐叶蘋[*Salvinia natans* (Linn.) All.] 6种,水蕴草、伊乐藻和水盾草在福建、安徽、广东、湖南、湖北、浙江、江苏、江西、广西、云南和重庆均有分布,水蕴草在贵州、四川、台湾和辽宁也有分布,伊乐藻在贵州、四川、上海、陕西、山西和河南也有分布,水盾草在台湾、上海和北京也有分布;南美天胡荽和槐叶蘋在福建、广东、浙江、江苏和台湾均有分布,南美天胡荽在安徽、湖南、江西、上海和澳门也有分布,槐叶蘋在香港和海南也有分布;细叶满江红在湖南、江苏、浙江、云南、台湾和河南有分布。随着以生物-生态法为核心的水生态修复的不断深入,外来植物南美天胡荽和扁叶慈菇[*Sagittaria platyphylla* (Engelm.) J. G. Sm.]因其适应性强,根系生长裂变速度极快,在华南及长江中下游地区开始定殖、扩散。此外,南美天胡荽和扁叶慈菇已被美国、澳大利亚、南非和欧洲部分国家列为有害植物,但扁叶慈菇在中国尚未被列入有害植物名录,南美天胡荽虽然属于Ⅲ级,却未被足够重视。由于南美天胡荽入侵能力强,如果不采取有效防治措施,极易在长江中下游地区泛滥成灾^[20]。因此,应进一步加强对南美天胡荽和扁叶慈菇等外来水生植物的风险管控。

根据外来入侵物种危害程度,中国分别于2003年、2010年、2014年、2016年分4批发布了《中国外来入侵物种名单》,其中凤眼蓝、喜旱莲子草和互花米草第1批入选,大藻和水盾草分别在第2和第4批入选。为进一步加强外来物种管控和区域生物多样性的营建与维持,2022年中国又发布了《重点管理外来入侵物种名录》,凤眼蓝、喜旱莲子草、互花米草、大藻和水盾草5种入选。由于互花米草集中分布在中国滨海地区,对其研究主要集中在生理生态、种群作用、生态系统影响和防控措施方面^[21],较少将其应用在区域水生态修复中。因此,本研究以凤眼蓝、喜旱莲子草、大藻和水盾草为典型外来入侵水生植物物种,综述其在中国水生态修复中的研究进展。

2 中国典型外来入侵水生植物对污染水体的生态修复效果

2.1 对富营养化水体的修复效果

随着人类活动加剧,氮、磷等营养元素大量进入

水体,导致水体富营养化和藻华等,对水生态环境产生较大危害。与本土植物相比,外来入侵水生植物由于其高适应性和超富集能力,往往表现出更高的营养去除效率,已被广泛应用于富营养化水体的净化^[16-17,22-23]。然而,由于水体污染成因、水生植物自身的生物学和物候特性以及修复时长等差异,外来入侵水生植物对氮、磷具有一定选择性,呈现不同的修复效果(表2),且与本土植物间存在差异。由表2可见:多数研究集中在凤眼蓝和大藻,喜旱莲子草次之,而水盾草则鲜见报道。在不同富营养化水体中,凤眼蓝对总氮、总磷的去除率分别为18.1%~99.6%和23%~100%,喜旱莲子草和大藻对总氮的去除率分别为14.3%~89.3%和1.2%~90.1%,对总磷去除率分别为50.6%~94.0%和33%~100%。刘盼等^[26]对凤眼蓝和大藻的研究发现,富营养化程度相同时大藻对总氮和总磷的去除率(分别为73.50%~90.18%和93.58%~97.72%)优于凤眼蓝(分别为68.45%~71.53%和85.07%~91.46%)。蔡佩英^{[31]29-33}和舒柳^[38]比较了凤眼蓝和喜旱莲子草对污水的修复效果,发现凤眼蓝对总氮和总磷的去除优势明显,去除率分别为34.15%~47.72%和69.58%~80.15%,高于喜旱莲子草(分别为14%~58%和63.74%~75.74%)。杜兴华等^[37]研究了凤眼蓝、喜旱莲子草和大藻对围隔养鱼尾水的净化效果,发现3种植物对总氮和总磷的去除率分别为18.18%~25.13%和50.69%~82.51%,其中,对总氮的去除率由高至低依次为大藻、喜旱莲子草、凤眼蓝,对总磷的去除率由高至低依次为凤眼蓝、大藻、喜旱莲子草。与本土植物相比,大藻对总氮和总磷的去除率分别较黑藻[*Hydrilla verticillata* (Linn. f.) Royle]低5.79和3.91个百分点^[41],喜旱莲子草对总磷的去除率(79.5%~94.0%)高于灯芯草(*Juncus effusus* Linn.)(82.9%~90.1%)和金鱼藻(*Ceratophyllum demersum* Linn.)(62.9%~96.6%)^[39],凤眼蓝对总磷的去除率(37%)低于菹草(*Potamogeton crispus* Linn.)(64%)、金鱼藻(47%)和竹叶眼子菜(*Potamogeton wrightii* Morong)(44%)^[29],而优于菖蒲(*Acorus calamus* Linn.)和睡莲(*Nymphaea tetragona* Georgi)^[33]。总体上看,凤眼蓝和大藻适于水体富营养化尤其是《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中劣V类水(总氮浓度大于2 mg·L⁻¹或总磷浓度大于0.4 mg·L⁻¹)的修复。

由表2还可见:就水体类型而言,已有研究中模

表 2 中国典型外来入侵水生植物对富营养化水体的修复效果¹⁾Table 2 Restoration effects of typical alien-invasive aquatic plants on eutrophic water bodies in China¹⁾

水体类型(污染物浓度) Water body type (pollutant concentration)	<i>t</i> /d ²⁾	去除率(R) ³⁾ Removal rate (R) ³⁾	文献 Reference
凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i>			
景观水 Landscape water (0.96 mg · L ⁻¹ TN, 0.14 mg · L ⁻¹ TP)	28	R _{TN} (81.3%), R _{TP} (64.3%)	[24]
生活污水 Domestic sewage (36.9 mg · L ⁻¹ TN, 3.5 mg · L ⁻¹ TP)	28	R _{TN} (87.3%), R _{TP} (93.7%)	[24]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (4, 8, 15 mg · L ⁻¹ TN; 0.5, 1.0, 2.0 mg · L ⁻¹ TP)	30	R _{TN} (50%, 77.78%, 78.46%); R _{TP} (89.56%, 74.59%, 74.96%)	[25]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (3.74, 6.22, 11.22 mg · L ⁻¹ TN; 0.37, 0.39, 0.86 mg · L ⁻¹ TP)	42	R _{TN} (68.45%, 71.49%, 71.53%); R _{TP} (90.11%, 85.07%, 91.46%)	[26]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (20.0 mg · L ⁻¹ TN, 1.5 mg · L ⁻¹ TP)	30	R _{TN} (63.86%–99.67%), R _{TP} (92.67%–98.04%)	[27]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (2.06–20.08 mg · L ⁻¹ TN, 0.14–1.43 mg · L ⁻¹ TP)	315	R _{TN} (55.82%–86.55%), R _{TP} (76.01%–92.53%)	[28]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (4.3 mg · L ⁻¹ TN, 0.7 mg · L ⁻¹ TP)	60	R _{TN} (67%), R _{TP} (37%)	[29]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (1.26–32.01 mg · L ⁻¹ TN, 0.94–4.11 mg · L ⁻¹ TP)	14	R _{TN} (97%), R _{TP} (98%)	[30]
模拟污水 Simulated sewage (30, 40, 80 mg · L ⁻¹ TN; 8, 15, 25 mg · L ⁻¹ TP)	15	R _{TN} (47.72%, 34.15%, 40.42%); R _{TP} (70.10%, 80.15%, 69.58%)	[31] ^{29–33}
模拟污水处理厂尾水 Simulated wastewater treatment plant effluent (8 mg · L ⁻¹ TN, 1 mg · L ⁻¹ TP)	20	R _{TN} (97.12%), R _{TP} (100%)	[32] ^{19–21}
巢湖烱烱湿地水塘水样 Water sample from ponds in Tongyang Wetland of Chaohu (15.08 mg · L ⁻¹ NH ₄ ⁺ -N, 3.54 mg · L ⁻¹ TP)	36	R _{NH₄⁺-N} (72.48%), R _{TP} (51%)	[33]
富营养化湖水 Eutrophic lake water (3.3 mg · L ⁻¹ NH ₃ -N, 4.5 mg · L ⁻¹ NO ₃ -N, 12.3 mg · L ⁻¹ TN)	—	R _{NH₃-N} (76%), R _{NO₃-N} (86%), R _{TN} (76%)	[34]
蛋鸭养殖废水 Laying duck culture wastewater (12.72 mg · L ⁻¹ TN, 8.86 mg · L ⁻¹ TP)	40	R _{TN} (21.78%), R _{TP} (23.02%)	[35]
中华鳖养殖废水 Chinese soft-shelled turtle aquaculture wastewater (9.34 mg · L ⁻¹ TN, 2.18 mg · L ⁻¹ TP)	140	R _{TN} (75%), R _{TP} (82%)	[36]
围隔养鱼尾水 Enclosure fish farming wastewater (1.35 mg · L ⁻¹ TN, 0.267 mg · L ⁻¹ TP)	35	R _{TN} (18.18%), R _{TP} (82.51%)	[37]
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>			
生活污水 Domestic sewage (42.4–46.7 mg · L ⁻¹ TN)	100	R _{TN} (58%)	[38]
模拟污水 Simulated sewage (30, 40, 80 mg · L ⁻¹ TN; 8, 15, 25 mg · L ⁻¹ TP)	15	R _{TN} (14.39%, 35.68%, 33.22%); R _{TP} (63.74%, 75.74%, 67.22%)	[31] ^{29–33}
模拟污水 Simulated sewage (22.4, 42.4, 62.4 mg · L ⁻¹ TN; 1.23, 3.23, 4.23 mg · L ⁻¹ TP)	60	R _{TN} (89.3%, 88.7%, 84.9%); R _{TP} (79.5%, 94.0%, 91.0%)	[39]
围隔养鱼尾水 Enclosure fish farming wastewater (1.40 mg · L ⁻¹ TN, 0.29 mg · L ⁻¹ TP)	35	R _{TN} (19.12%), R _{TP} (50.69%)	[37]
大藻 <i>Pistia stratiotes</i>			
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (3.74, 6.22, 11.22 mg · L ⁻¹ TN; 0.37, 0.39, 0.86 mg · L ⁻¹ TP)	42	R _{TN} (89.05%, 90.18%, 73.50%); R _{TP} (93.58%, 97.72%, 96.65%)	[26]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (2.45, 5.34, 9.41 mg · L ⁻¹ TN; 0.44, 0.84, 1.53 mg · L ⁻¹ TP)	21	R _{TN} (48.63%, 61.10%, 56.41%); R _{TP} (53.83%, 62.27%, 72.92%)	[40]
模拟污水处理厂尾水 Simulated wastewater treatment plant effluent (8 mg · L ⁻¹ TN, 1 mg · L ⁻¹ TP)	5	R _{TN} (81.41%), R _{TP} (100%)	[32] ^{19–21}
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (5.0 mg · L ⁻¹ TN, 0.4 mg · L ⁻¹ TP)	35	R _{TN} (1.29%), R _{TP} (33.77%)	[41]
畜禽废水 Livestock wastewater (42.74 mg · L ⁻¹ NH ₃ -N, 4.368 mg · L ⁻¹ TP)	8	R _{NH₃-N} (69.21%), R _{TP} (45.88%)	[42]
奶厅废水 Milk hall wastewater (24.16 mg · L ⁻¹ TN, 4.20 mg · L ⁻¹ TP)	31	R _{TN} (87.07%), R _{TP} (41.49%)	[43]
围隔养鱼尾水 Enclosure fish farming wastewater (1.43 mg · L ⁻¹ TN, 0.27 mg · L ⁻¹ TP)	35	R _{TN} (25.13%), R _{TP} (59.86%)	[37]
水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i>			
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (4.5 mg · L ⁻¹ TN, 0.5 mg · L ⁻¹ TP)	27	R _{TN} (72.64%), R _{TP} (65.00%)	[44]

1) TN: 总氮 Total nitrogen; TP: 总磷 Total phosphorus.

2) *t*: 培养或观测时长 Duration of culture or observation; —: 未报道 Not reported.

3) 括号中的百分数为培养或观测期间水体中不同污染物的最大去除率 The percentages in brackets are the maximum removal rates of different pollutants in the water body during the culture or observation period.

拟水体较多,实际水体则以养殖水体为主。丁爱芳等^[24]发现,凤眼蓝对景观水和生活污水中总氮的去除效果相当(去除率分别为81.3%和87.3%),而对总磷的去除效果存在较大差异(去除率分别为64.3%和93.7%)。氮、磷梯度试验发现,在总氮、总磷初始浓度分别为1.26~32.01和0.14~4.11 mg·L⁻¹情况下,凤眼蓝对不同模拟富营养化水体中总氮、总磷的去除率分别为55%~97%和76%~98%,且对总氮的去除率随其初始浓度升高而降低并呈极显著相关关系,对总磷的去除率随其初始浓度升高而升高并呈极显著相关关系^[28,30]。在总氮、总磷初始浓度分别为2.45~9.41和0.44~1.53 mg·L⁻¹情况下,大藻对3种模拟富营养化水体中总氮、总磷的去除率分别为48.63%~61.10%和53.83%~72.92%,且大藻对总氮和总磷的去除率随其初始浓度升高而升高^[40]。在实际养殖水体中,大藻对厌氧处理后的奶厅废水净化效果较好,处理23 d(总磷和化学需氧量浓度分别为0.81和72.36 mg·L⁻¹)可达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)中二级排放标准(总磷和化学需氧量浓度分别为3和100 mg·L⁻¹)^[43]。凤眼蓝用于净化蛋鸭养殖废水时,在秋季处理40 d,总氮、总磷浓度分别从12.72和8.86 mg·L⁻¹降低至9.95和6.82 mg·L⁻¹,去除率分别为21.78%和23.02%^[35],低于模拟水体的56%~97%和76%~98%^[28,30]。推测原因是随着秋季温度降低,凤眼蓝和微生物的活动及生长减慢,导致总氮、总磷的去除率较低。综上所述,在选择水生植物进行污染水体修复时,应考虑物种和气候等条件。

2.2 对重金属污染水体的修复效果

随着社会经济和工业化进程加快,重金属污染物随大气沉降、径流和管道等排放到自然水体中,致使水体中重金属污染风险升高,威胁水生态安全和人体健康^[2,6,45]。近20年来,中国外来入侵水生植物被尝试应用在重金属污染水体修复中,但多数应用在模拟场景中,涉及的重金属为Hg、Pb、Cu、Zn、As、Cd、Cr和Mn(表3)。由表3可见:已有的重金属污染水体修复研究主要集中在凤眼蓝上。凤眼蓝对Cd的去除效果较好,富集系数可达6.8~144.0^[49-50];凤眼蓝处理7 d对初始浓度15 mg·L⁻¹ Cd水体中Cd的去除率为81.37%^[46]。凤眼蓝对Cu也有较好的去除效果,处理20 d对初始浓度1和5 mg·L⁻¹ Cu水体中Cu的去除率分别达到70.8%和66.5%^[52]。在Cd与

其他金属复合污染水体中,凤眼蓝对Cu、Cd和Mn的富集效果以对Cd的效果最好(富集系数为6.82),分别为Cu和Mn的4.1和2.8倍^[49];对Hg、Pb、Cu、Zn和Cd的富集效果以对Pb的效果最好(富集系数为257.5),对Zn和Cd的效果次之(富集系数分别为165.5和144.0),而对Hg和Cu的效果较差(富集系数分别为22.7和17.6)^[50];对Pb、Zn、Cd和Mn的去除效果以对Mn的效果最好(去除率为92.61%),对Pb的效果次之(去除率为90.40%),对Zn和Cd的效果较差(去除率分别为64.21%和50.00%)^[51]。此外,刘美伶^[48]还发现,凤眼蓝处理15 d对自配重金属污水中Pb、Cu和Cd单一重金属污染的去除率分别为78.5%、96.0%和98.0%,而在Pb、Cu和Cd复合污染中,其对Pb、Cu和Cd的去除率均下降,分别降到79.4%、79.5%和52.0%。可见,凤眼蓝对重金属的富集能力受复合重金属种类的影响。此外,水体酸碱度也影响凤眼蓝对复合重金属污染水体的修复效果。田秀芳等^[47]的研究结果显示:在pH 5.0条件下,凤眼蓝对Hg、Pb、Cu、Zn和As的最佳净化周期为15 d,对Zn的去除效果最好,去除率达86.3%;在pH 7.0条件下,凤眼蓝对Pb、Cu、Zn和As的最佳净化期也为15 d,但Hg在8 d就达到最大去除率(90.1%)。因此,在选择凤眼蓝对复合重金属污染水体进行修复时,不仅要考虑重金属的种类,还要考虑水体的酸碱度。

由表3还可见:大藻对水体中Hg、Pb、Cu、Zn和Cd的去除效果与凤眼蓝相当^[50]。而喜旱莲子草对Pb、Cu、Zn和Cr的去除效果与凤眼蓝存在较大的差异,表现为喜旱莲子草对Pb的去除效果(去除率为59.36%)较好,为凤眼蓝的1.3倍;而对Cu、Zn、Cr的去除效果则较差,去除率分别为21.50%、25.29%和26.16%,分别为凤眼蓝的66.1%、58.3%和53.1%^{[31]36-38}。与本土植物相比,处理10 d,喜旱莲子草与美人蕉(*Canna indica* Linn.)对Pb、Cu、Zn和Cr的去除效果相当,凤眼蓝对Cu、Zn和Cr的去除率略高于美人蕉,对Pb的去除率略低于美人蕉^{[31]36-38}。凤眼蓝处理21 d对Cu和Cd的去除效果与芙蓉(*Nelumbo nucifera* Gaertn.)相当,但对Mn的去除效果显著低于芙蓉,凤眼蓝对Mn的富集系数仅为芙蓉的38.9%^[49]。喜旱莲子草对Pb的富集效果(富集系数为35.1~94.8)强于鸭跖草(*Commelina communis* Linn.)(富集系数为34.0~76.0)^[53]。水盾草对Cu具

有较为显著的富集作用, 0.2 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cu 条件下, 水盾草对 Cu 的富集系数在处理 6 d 达到最大值 (47.6), 相比于金鱼藻处理 2 d 对 Cu 的富集系数 (107.5), 水盾草对 Cu 的吸收速度较慢, 但金鱼藻在 0.2 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cu 溶液中仅能存活 3 d, 表现出不耐受性^[55]。

2.3 对有机污染水体的修复效果

随着工农业的发展, 大量有机污染物如抗生素、多环芳烃和农药等流入水体, 由于其生物富集效应高、危害大且难以有效处理, 威胁水生态功能和人体健康^[1,12], 成为当前水体污染治理的关键及难点之一。2000 年左右, 学者开始利用外来入侵水生植物

表 3 中国典型外来入侵水生植物对污染水体重金属去除效果

Table 3 Restoration effects of typical alien-invasive aquatic plants on heavy-metal polluted water bodies in China

水体类型(污染物浓度) Water body type (pollutant concentration)	$t/d^{1)}$	去除效果 ²⁾ Removal efficiency ²⁾		文献 Reference
		去除率(R) Removal rate (R)	富集系数(E) Enrichment factor (E)	
凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i>				
模拟污水 Simulated sewage (20 mg · L ⁻¹ Pb, 10 mg · L ⁻¹ Cu, 40 mg · L ⁻¹ Zn, 10 mg · L ⁻¹ Cr)	10	R _{Pb} (45.80%), R _{Cu} (32.51%), R _{Zn} (43.40%), R _{Cr} (49.29%)		[31] ³⁶⁻³⁸
含镉水 Cadmium-containing water (15 mg · L ⁻¹ Cd)	7	R _{Cd} (81.37%)		[46]
练江污染水 Polluted water in Lianjiang River (0.86 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ Hg, 0.05 mg · L ⁻¹ Pb, 0.18 mg · L ⁻¹ Cu, 1.72 mg · L ⁻¹ Zn, 0.05 mg · L ⁻¹ As)	15	pH 5.0: R _{Hg} (62.7%), R _{Pb} (69.9%), R _{Cu} (76.0%), R _{Zn} (86.3%), R _{As} (73.2%) pH 7.0: R _{Hg} (99.1%), R _{Pb} (82.2%), R _{Cu} (75.2%), R _{Zn} (87.7%), R _{As} (74.7%)		[47]
自配重金属污水 Self-configured heavy metal sewage (1.0 mg · L ⁻¹ Pb, 1.0 mg · L ⁻¹ Cu, 0.1 mg · L ⁻¹ Cd)	15	R _{Pb} (78.5%), R _{Cu} (96.0%), R _{Cd} (98.0%)		[48]
模拟污水 Simulated sewage (0.92 mg · L ⁻¹ Cu, 0.01 mg · L ⁻¹ Cd, 0.46 mg · L ⁻¹ Mn)	21		E _{Cu} (1.67), E _{Cd} (6.82), E _{Mn} (2.44)	[49]
模拟污水 Simulated sewage (0.001 mg · L ⁻¹ Hg, 0.14 mg · L ⁻¹ Pb, 0.03 mg · L ⁻¹ Cu, 0.28 mg · L ⁻¹ Zn, 0.01 mg · L ⁻¹ Cd)	24	R _{Hg} (95.45%), R _{Pb} (98.33%), R _{Cu} (27.53%), R _{Zn} (84.64%), R _{Cd} (90.40%)	E _{Hg} (22.7), E _{Pb} (257.5), E _{Cu} (17.6), E _{Zn} (165.5), E _{Cd} (144.0)	[50]
模拟污水 Simulated sewage (1 mg · L ⁻¹ Pb, 2 mg · L ⁻¹ Zn, 0.02 mg · L ⁻¹ Cd, 0.2 mg · L ⁻¹ Mn)	24	R _{Pb} (90.40%), R _{Zn} (64.21%), R _{Cd} (50.00%), R _{Mn} (92.61%)		[51]
模拟铜离子废水 Simulated copper ion wastewater (1, 5 mg · L ⁻¹ Cu)	20	R _{Cu} (70.8%, 66.5%)		[52]
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>				
模拟污水 Simulated sewage (20 mg · L ⁻¹ Pb, 10 mg · L ⁻¹ Cu, 40 mg · L ⁻¹ Zn, 10 mg · L ⁻¹ Cr)	10	R _{Pb} (59.36%), R _{Cu} (21.50%), R _{Zn} (25.29%), R _{Cr} (26.16%)		[31] ³⁶⁻³⁸
重金属水 Heavy metal water (50 mg · L ⁻¹ Pb, 150 mg · L ⁻¹ Zn)	14		E _{Pb} (94.8), E _{Zn} (21.4)	[53]
大藻 <i>Pistia stratiotes</i>				
模拟镉污染水 Simulated cadmium-contaminated water (0.5, 1.0, 5.0 mg · L ⁻¹ Cd)	25	R _{Cd} (23.88%, 17.18%, 10.82%)		[32] ⁵³⁻⁵⁴
模拟污水 Simulated sewage (0.001 mg · L ⁻¹ Hg, 0.136 mg · L ⁻¹ Pb, 0.029 mg · L ⁻¹ Cu, 0.278 mg · L ⁻¹ Zn, 0.012 mg · L ⁻¹ Cd)	24	R _{Hg} (95.45%), R _{Pb} (97.23%), R _{Cu} (38.54%), R _{Zn} (84.53%), R _{Cd} (84.00%)	E _{Hg} (79.1), E _{Pb} (206.0), E _{Cu} (20.1), E _{Zn} (179.9), E _{Cd} (198.4)	[50]
练江污染水 Polluted water in Lianjiang River (0.857 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ Hg, 0.05 mg · L ⁻¹ Pb, 0.18 mg · L ⁻¹ Cu, 1.72 mg · L ⁻¹ Zn, 0.05 mg · L ⁻¹ As)	21	pH 5.0: R _{Zn} >R _{As} >R _{Cu} >R _{Hg} >R _{Pb} pH 7.0: R _{Hg} >R _{Zn} >R _{As} >R _{Pb} >R _{Cu}		[54]
水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i>				
模拟铜离子废水 Simulated copper ion wastewater (0.2 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ Cu)	6		E _{Cu} (47.6)	[44]

¹⁾ t : 培养或观测时长 Duration of culture or observation.

²⁾ 括号中的百分数和数值分别为培养或观测期间水体中不同污染物的最大去除率和富集系数 The percentages and values in brackets are the maximum removal rates and enrichment factors of different pollutants in the water body during the culture or observation period.

处理水体中化学需氧量(COD)、生化需氧量(BOD)、残留杀虫剂(苯酚、马拉硫磷和萘等)和石油污染等(表4)。由表4可见:凤眼蓝处理5~60 d对水体中COD的去除率为37%~92%^{[32]21,[30,33,56-58]}。喜旱莲子草处理10~28 d对COD的去除率为74.5%~93.6%^[56,63-64]。大藻和水盾草对污染水体修复的研究较少,在处理5~27 d对COD的去除率为59%~

97%^{[32]21-22,[42,44,65]}。外来入侵水生植物处理污染水体中BOD的研究也较少,凤眼蓝、喜旱莲子草和大藻处理28 d内对水体中BOD的去除率为98%~100%^[56,65]。此外,以上4种典型外来入侵水生植物中,仅有凤眼蓝被尝试用于处理水体中残留杀虫剂(去除率为84.2%~99.9%)^[59-61],仅有个别学者将凤眼蓝和喜旱莲子草用于处理石油化工废水^[56]。

表4 中国典型外来入侵水生植物对有机污染水体修复效果¹⁾

Table 4 Restoration effects of typical alien-invasive aquatic plants on organic polluted water bodies in China¹⁾

水体类型(有机物浓度) Water body type (organic pollutant concentration)	t/d ²⁾	去除率(R) ³⁾ Removal rate (R) ³⁾	文献 Reference
凤眼蓝 <i>Eichhornia crassipes</i>			
模拟富营养化废水 Simulated eutrophic wastewater (25.72-136.04 mg · L ⁻¹ COD)	14	R _{COD} (91.37%)	[30]
模拟污水处理厂尾水 Simulated sewage treatment plant wastewater (50 mg · L ⁻¹ COD)	5	R _{COD} (80%~90%)	[32] ²¹⁾
巢湖烱烱湿地水塘水样 Water sample from ponds in Tongyang Wetland of Chaohu (150 mg · L ⁻¹ COD)	36	R _{COD} (84.07%)	[33]
石油化工废水 Petrochemical wastewater (195.74 mg · L ⁻¹ COD, 128.27 mg · L ⁻¹ BOD)	28	R _{COD} (92.45%), R _{BOD} (98.37%)	[56]
淀粉废水 Starch wastewater (230 mg · L ⁻¹ COD)	7	R _{COD} (61%)	[57]
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (—)	60	R _{COD} (37%)	[58]
盆栽苯酚 Phenol in pot (1 mg · L ⁻¹ PhOH)	1.5	R _{PhOH} (99.9%)	[59]
模拟箱苯酚 Phenol in analog box (2.0 mg · L ⁻¹ PhOH)	0.67	R _{PhOH} (99.0%)	[59]
氧化塘苯酚 Phenol in oxidation pond (0.36 mg · L ⁻¹ PhOH)	1.67	R _{PhOH} (98.6%)	[59]
马拉硫磷废水 Malathion wastewater (10 mg · L ⁻¹ C ₁₀ H ₁₉ O ₆ PS ₂)	10	R _{C₁₀H₁₉O₆PS₂} (89.50%)	[60]
含萘污水 Naphthalene containing wastewater (4.3, 9.9, 13.2 mg · L ⁻¹ NaPh)	8	R _{NaPh} (92.0%, 85.4%, 84.2%)	[61]
模拟抗生素污染水 Simulated antibiotic-contaminated water (10-50 mg · L ⁻¹ SN)	25	R _{SN} (34.62%~92.34%)	[32] ³⁹⁻⁴⁰⁾
抗生素污染水 Antibiotic-contaminated water (—)	3	R _{AMP} (76.0%), R _{TET} (95.1%)	[62]
抗生素污染水 Antibiotic-contaminated water (40 μg · mL ⁻¹ CTC, 20 μg · mL ⁻¹ OTC)	5	R _{CTC} (86.3%), R _{OTC} (61.2%)	[62]
喜旱莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>			
石油化工废水 Petrochemical wastewater (195.74 mg · L ⁻¹ COD, 128.27 mg · L ⁻¹ BOD)	28	R _{COD} (87.41%), R _{BOD} (98.18%)	[56]
低浓度污水 Low concentration sewage (272 mg · L ⁻¹ COD)	10	R _{COD} (91.14%)	[63]
污水库污水 Sump sewage (848 mg · L ⁻¹ COD)	10	R _{COD} (74.53%)	[63]
黄花沟污水 Huanghuagou sewage (664 mg · L ⁻¹ COD)	10	R _{COD} (89.31%)	[63]
中温发酵沼液 Fermented biogas slurry at intermediate temperature (484, 968, 1 291 mg · L ⁻¹ COD)	20	R _{COD} (93.6%, 88.9%, 83.2%)	[64]
大藻 <i>Pistia stratiotes</i>			
模拟污水处理厂尾水 Simulated sewage treatment plant wastewater (50 mg · L ⁻¹ COD)	5	R _{COD} (77%~97%)	[32] ²¹⁾
畜禽废水 Livestock wastewater (498 mg · L ⁻¹ COD)	8	R _{COD} (82.33%)	[42]
生活废水 Domestic wastewater (32.0 mg · L ⁻¹ COD, 3.7 mg · L ⁻¹ BOD)	—	R _{COD} (82.23%), R _{BOD} (100%)	[65]
模拟抗生素污染水 Simulated antibiotic-contaminated water (10-50 mg · L ⁻¹ SN)	25	R _{SN} (26.37%~80.18%)	[32] ³⁹⁻⁴⁰⁾
抗生素污染水 Antibiotic-contaminated water (—)	3	R _{AMP} (92.9%), R _{TET} (95.2%)	[62]
抗生素污染水 Antibiotic-contaminated water (10 μg · mL ⁻¹ CTC, 10 μg · mL ⁻¹ OTC)	5	R _{CTC} (32.9%), R _{OTC} (48.8%)	[62]
水盾草 <i>Cabomba caroliniana</i>			
模拟富营养化水 Simulated eutrophic water (80 mg · L ⁻¹ COD)	27	R _{COD} (59.14%)	[44]

¹⁾ COD: 化学需氧量 Chemical oxygen demand; BOD: 生化需氧量 Biochemical oxygen demand; PhOH: 苯酚 Phenol; C₁₀H₁₉O₆PS₂: 马拉硫磷 Malathion; NaPh: 萘 Naphthalene; SN: 磺胺 Sulfanilamide; AMP: 氨苄青霉素 Ampicillin; TET: 盐酸四环素 Tetracycline hydrochloride; CTC: 盐酸金霉素 Chlortetracycline hydrochloride; OTC: 盐酸土霉素 Oxytetracycline hydrochloride. —: 未报道 Not reported.

²⁾ t: 培养或观测时长 Duration of culture or observation.

³⁾ 括号中的百分数分别为培养或观测期间水体中不同污染物的最大去除率 The percentages in brackets are the maximum removal rates of different pollutants in the water body during the culture or observation period.

由表 4 还可见:随着水体中抗生素浓度的增加以及人们对水体中抗生素风险认知的提升,2010 年以来,学者着手探索凤眼蓝和大藻等去除水体中抗生素的研究。徐子健^{[32]39-40}比较了凤眼蓝、大藻和美人蕉对磺胺的去除效果,发现 3 种植物对 10~50 mg·L⁻¹磺胺的去除率较高(26.37%~92.34%),显著高于无植物组(5.88%~23.37%),且美人蕉对磺胺的去除率高于凤眼蓝和大藻,而凤眼蓝和大藻间差异不明显。陈小洁等^[62]尝试利用凤眼蓝和大藻处理水体中抗生素,发现处理 3 d 时,2 种植物对盐酸四环素的去除率相当(分别为 95.1%和 95.2%),而凤眼蓝对氨苄青霉素的去效率(76.0%)低于大藻(92.9%);凤眼蓝处理 5 d 对盐酸金霉素和盐酸土霉素的去除率分别为 86.3%和 61.2%,分别为大藻的 2.6 和 1.3 倍。

综上所述,外来入侵水生植物在不同水体和不同污染物类别间有一定的修复差异,且部分物种表现出与本土植物间的比较优势。由于凤眼蓝和大藻为浮水植物,且适生范围广、繁育速度快,一旦疏于管理,将引发生态风险。因此,利用外来入侵水生植物修复水体中污染物时,应根据生态学原理合理搭配植物种类^[1,3],适时对水生植物进行收割,确保植物的生物量及其密度控制在一定范围内。虽然凤眼蓝和大藻营养成分丰富,已被用来制作饲料、肥料和生物炭等,然而由于目前打捞和资源化成本较高,难以规模化利用并维持长期效果,因此,其资源高值化路径仍是该领域研究的重难点^[6,16,20]。

3 中国外来入侵水生植物对污染水体生态修复的机制

包括水生植物在内的外来入侵植物对水体污染物去除的主要机制为植物富集、萃取、降解、挥发、根系过滤与沉降以及微生物协同等^[1,43,66],本研究将其归纳为植物吸收与同化、根系分泌物与根际微生物互作以及植物降解与挥发 3 个方面。

3.1 植物吸收与同化机制

植物对氮、磷等营养元素的利用,是通过氮、磷信号转导调控植物生长对养分的应答,表现为对氮、磷等营养元素的吸收、转运和同化作用机制^[66-68]。最新的研究发现,植物利用氮、磷等营养元素的过程涉及复杂的生理和分子过程,如硝酸盐转运蛋白负责根部氮的吸收与同化,鉴定出 SPL9、TGA1/4、bZIP、

IPT3 等转录因子以及 miR399、miR444、miR2111 等 miRNAs,这些转录因子和 miRNAs 在植物吸收、转运和同化环境中氮、磷等营养元素时发挥重要作用。例如:miR399 通过抑制 E2 泛素连接酶基因 *PHO2* (*PHOSPHATE2*) 的表达来促进磷的吸收和转运等,但其在靶向调控植物吸收与同化氮、磷等营养元素的机制仍不清晰^[1,66-68]。当前,这些机制研究多集中在拟南芥 [*Arabidopsis thaliana* (Linn.) Heynh.] 以及水稻 (*Oryza sativa* Linn.) 和玉米 (*Zea mays* Linn.) 等作物上,而在外来入侵水生植物上的研究尚集中在其对氮、磷等营养元素的吸收与同化数量、重金属的萃取及其影响因子上^[1,16-17],相关机制多借用拟南芥和水稻等对营养盐的吸收与同化机制,较少涉及到相关转录因子和 miRNAs,主要原因在于对外来入侵水生植物基因组认识的缺失。

3.2 根系分泌物与根际微生物互作机制

植物在生长过程中会分泌有机物到外界环境中,根系分泌物主要分为高分子化合物和低分子化合物,根系分泌物可直接影响根部酸化、沉淀、螯合及氧化还原作用,从而络合重金属离子和结合有机物,降低外部环境中污染物的毒性和风险,如植物对重金属的稳定化机制^[51-52];同时,植物根际存在多种微生物菌群,微生物分泌有机酸、表面活性剂和酶等物质,植物根系与根际微生物共同作用改变根际环境,促进植物对环境中营养盐、重金属和有机污染物的吸收和降解^[1,4,68-70]。凤眼蓝和大藻等水生植物根际是水体-大气养分交换的重要部分,在水中形成好氧-厌氧区,利用硝化和反硝化途径及植物对营养盐的吸收,从而净化富营养化水体。研究表明:凤眼蓝和大藻通过向水体中输送 O₂ 来促进微生物的分布和去除污染物,通过硝化和反硝化途径去除总氮的贡献率分别可达 36%和 29%^[70]。大藻无法直接同化有机物,需要自身根系及根际微生物的辅助,其根系分泌物与脱落根系结合成较为黏稠的絮状物,进而沉降悬浮物和可溶性有机物^[17,69]。罗雪梅等^[30]发现,凤眼蓝去除化学需氧量(COD)主要依靠根系吸附作用、微生物降解及微生物在氮、磷去除过程中对碳源的消耗等,COD 浓度极低时,微生物活动不强,主要依靠凤眼蓝的根部吸附;碳源充足时,微生物对有机物的去除明显,同时体系中 COD 浓度升高时,氮、磷浓度也升高,脱氮除磷过程中对碳源的消耗也有利于 COD 的去除。徐子健^{[32]38-40}比较了凤眼蓝、大藻和美人蕉

对磺胺的去除效果,发现植物吸收仅占磺胺去除量的0.7%~6.0%,微生物特别是拟杆菌门(*Bacteroidetes*)对磺胺降解发挥了重要作用。袁蓉等^[61]发现凤眼蓝的根际微生物在净化茶污水的过程中发挥了重要作用,而在凤眼蓝根、茎中未检测到萘,其原因是萘难以通过凤眼蓝根部细胞壁,故难以在凤眼蓝体内富集。李淑英等^[71]研究大藻根际微生物对 Hg^{2+} 、 Pb^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Cr^{6+} 的应激反应,结果表明:高浓度的 Cd^{2+} 和 Cr^{6+} 可以刺激氨化细菌的增殖,低浓度 Hg^{2+} 和 Pb^{2+} 对硝化细菌有刺激作用,说明根际微生物可协同植物在重金属胁迫下生长。邢淑萍等^[72]综述了根际促生菌在植物受 Cd 胁迫时,利用自身组织结构或分泌螯合剂等方式,降低重金属有效性,促进植物生长。可见,根系分泌物和根际微生物在外来入侵水生植物去除水体污染中发挥重要作用,但相关根系分泌物-根际微生物-环境的相互作用机制仍不明晰^[1,17,69]。

3.3 植物降解与挥发机制

植物降解与挥发机制主要发生在有机污染以及 As、Hg 和 Se 等的去除过程。环境污染物通过被动吸收进入植物体内,随后被代谢或分解成较小片段的化合物并储存在植物组织中,或将挥发性较低的化学物质转化为挥发性更强的形式,如 CO_2 、氨等,并通过挥发过程将污染物释放到大气中^[1,69,73]。植物体内加氧酶(oxygenase)和脱氯酶(dehalogenase)在污染物的降解过程中发挥重要作用^[74],芥菜[*Brassica juncea* (Linn.) Czernajew]可将含 Se 化合物(如硒化二甲酯和二甲基联硒)、Hg 和 As 挥发到空气中^[1]。然而,挥发到空气中的污染物,还将通过大气干湿沉降回到水环境中,造成二次污染^[73]。

实际上,外来入侵水生植物无论是修复自然水体还是模拟水体中的污染物都不是单一机制作用的,而是多种机制共同作用的结果。夏会龙等^[60]以国内常用农药马拉硫磷作为研究对象,发现凤眼蓝的吸收与代谢作用对污染物的去除贡献率占 55.89%,主要机制并非是在凤眼蓝体内积累马拉硫磷,而是吸收后对其进一步降解。陈小洁等^[62]发现凤眼蓝和大藻在短时间内对水体中抗生素有明显的清除效果,可能原因在于根部的吸收、降解、富集或分泌某种酶类的共同作用。姜登岭等^[44]发现,水盾草人工浮岛对化学需氧量(COD)的去除主要是通过植物的吸收和吸附以及微生物的吸收和分解。李晶等^[75]论述了包括外来入侵水生植物在内的湿地植物对不同类型污染物

(过量氮、磷以及重金属和有机污染物)的去除机制,指出未来可结合高通量、宏基因组测序等先进的分子生物学研究手段,深入解析污染物降解基因和蛋白质及其代谢途径,提出探索植物-微生物相互作用机制在去除水体污染物的重要性。可见,在解析外来入侵水生植物对污染水体生态修复机制时,应综合利用物理、化学、微生物和分子生物学等现代技术,全面剖析复杂水环境中的植物修复机制并精确定量,助力水生态的精准修复。

4 中国外来入侵水生植物的防控

当前,中国外来入侵植物在模拟水体及生物塘和养殖塘等可控水体或小水体应用较多,在氮、磷、化学需氧量(COD)和重金属等的去除上发挥显著作用,但因其繁殖速度等的不可控性,在大面积水体或不可控水体中应继续保持慎重,应将生物安全放在首位,以其入侵风险的防控为主,将其固定或阻隔在重点修复的小规模水域内发挥其生态修复功能与价值。目前,防控中国外来入侵水生植物的主要措施^[17,76-78]包括以下7个方面:1)源头防控。充分利用国内外的入侵水生植物数据库及相关研究成果和先进技术(如大数据和人工智能技术),加强外来水生植物入侵风险的综合评估,对已入境物种入侵风险的再评估,对未入境物种建立预警与准入制,充分评估其入侵风险等级后再对低风险物种批准入境,防患于未然。2)人工和机械防除及隔离带构建。该措施效果显著,但投入人工和机械成本较高,治标不治本,且打捞的植物残体需要进一步处理,需要持续专项经费投入。3)化学防治,如除草剂(克芜踪、草甘磷、苄嘧磺隆和恶草灵等)。该方法见效快,但二次污染风险较大,如化学药剂的残留及其对水体生物的毒害等。4)生物防治,如引入凤眼蓝的天敌(昆虫和真菌等)、捕食者(河蟹等)和本土植物次生代谢产物(如赤霉素)等。该方法成本低、无化学污染、效果持久,但见效慢以及因所引天敌的非可控性和不确定性而引发二次风险,建议加强本土植物筛选工作。5)资源化利用,如青饲料、绿肥、堆肥、生物炭和次生代谢产物开发(如降/抑藻的化感物质、生物农药、中药和口服液等)等。现阶段,该方法仍处于探究和熟化阶段。6)综合治理,即物理、化学和生物等多方法的联合应用。目前,该方法虽然取得了一定的成效,但仍没有

将外来入侵水生植物完全清除或入侵面积大幅减少的成功案例。因此,应加强防控与资源高值化利用的联合,充分发挥外来入侵植物的生态修复功能和资源高效利用。7) 科普教育。科普与科技创新同等重要,是外来入侵水生植物防控的重要一环,而当前公众对入侵物种的认识不够,不能满足包括水生植物在内的外来入侵生物防控管理的实际需求^[79]。因此,应结合新媒体技术,开展图书、网络、公众号、短视频、线下宣讲和融入体验等多形式和多手段的科普活动,让全民参与到外来入侵水生植物的调查、监测和资源化等防控工作中。

5 结论和展望

中国外来入侵水生植物物种多,入侵程度虽然不同,但其分布相对集中在东部平原区和云贵高原区。外来入侵水生植物在水生态修复中的物种相对较少,主要集中在凤眼蓝、大藻和喜旱莲子草上,且相关水生态修复研究多集中在模拟试验和局部小试中水体单一污染物的去除以及植物对污染物的响应和富集,而在野外污水处理厂尾水湿地、养殖尾水湿地以及河流和湖泊等局部水体和多污染物场景的去除效果与机制尚不清晰。

加强外来入侵水生植物生物学的基础研究,利用多学科先进技术,厘清其基因组成和遗传转化体系,挖掘具有抑制或减少其种子形成和生长的本土植物及相关功能成分开发,建立以利用为导向的外来入侵水生植物的防控机制。随着基因组学以及大数据和人工智能技术的发展与成熟,未来应加强对南美天胡荽和扁叶慈姑等外来水生植物入侵风险的防控及基因组学信息的获取,厘清外来入侵水生植物在中国区域入侵演化过程与策略及其对多污染物协同去除的分子机制和微生物协同机制,助力外来入侵水生植物的防控及其在区域水生态环境治理中应用。

当前,中国外来入侵水生植物大多来源于热带和亚热带地区,具有典型的物候特征,尤其在温带的秋冬季不能自然越冬而死亡,死亡后的植株若不能及时移出水体,其腐解过程中释放的温室气体、水溶性有机物、重金属及以氮和磷为主的营养盐等,将造成二次生态风险。此外,因多数外来入侵水生植物含水量高、生物量大,且有效防控的天敌等生态措施不足,造成集中打捞成本高,是限制外来入侵水生植物大规模

进行水生态修复应用的一个重要瓶颈。虽然部分国家已经开展了相关打捞设备的研发,但目前仍缺乏对集中打捞的高含水量外来入侵水生植物残体的资源高值化利用路径。由于水体中污染物比较复杂,用于水生态修复的外来入侵水生植物残体应分类开展资源高值化利用途径,如富含氮、磷等营养元素的易腐解植物残体,可用于冬闲农田的培肥等;富含重金属等的植物残体,可用于工业绿色催化剂的开发等;富含纤维和碳氢等的植物残体,可用于生物炭和绿色能源等碳中和产品的开发,延长水生态修复产业链,助力乡村振兴和双碳经济的发展。

受水域的连通性、行政区化管理及行业分工的影响,中国外来入侵水生植物的跨区域和跨行业的多部门协同防控机制尚待建立和完善。此外,应强化对公众的科普与宣传教育,提高公众对外来入侵水生植物的认知,鼓励其参与到外来入侵水生植物的调查、监测与水生态治理场景和防治工作中。因此,未来在利用外来入侵植物进行水生态修复时,应兼顾防控和资源高值化综合利用及科普教育的协同工作。

参考文献:

- [1] KRISTANTI R A, HADIBARATA T. Phytoremediation of contaminated water using aquatic plants, its mechanism and enhancement[J]. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 2023, 32: 100451.
- [2] WANG W, CUI J, LI J F, et al. Removal effects of different emergent-aquatic-plant groups on Cu, Zn, and Cd compound pollution from simulated swine wastewater [J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 296: 113251.
- [3] CUI J W, LI J F, CUI J, et al. *Hippuris vulgaris* could replace *Myriophyllum aquaticum* to efficiently remove water phosphorus at a low temperature in China[J]. *Journal of Environment Management*, 2023, 339: 117886.
- [4] KUMWIMBA M N, ZHU B, SUANON F, et al. Long-term impact of primary domestic sewage on metal/loid accumulation in drainage ditch sediments, plants and water: implications for phytoremediation and restoration[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 581/582: 773-781.
- [5] MAZUMDER P, KHWAIRAKPAM M, KALAMDHAD A S. Bio-inherent attributes of water hyacinth procured from contaminated water body-effect of its compost on seed germination and radicle growth[J]. *Journal of Environment Management*, 2020, 257: 109990.
- [6] CUI J, CUI J W, LI J F, et al. Improving earthworm quality and complex metal removal from water by adding aquatic plant residues into cattle manure [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 443: 130145.

- [7] 张超越. 基于水热炭化的水葫芦资源化利用的研究: 着眼于燃料品质提升[D]. 广州: 华南理工大学, 2021: 1-3.
- [8] 崔 键, 杜 易, 丁程成, 等. 中国湖泊水体磷的赋存形态及污染治理措施进展[J]. 生态环境学报, 2022, 31(3): 621-633.
- [9] WU H, DING J Q. Global change sharpens the double-edged sword effect of aquatic alien plants in China and beyond[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2019, 10: 787.
- [10] KUMWIMBA M N, DZAKPASU M, LI X Y. Potential of invasive watermilfoil (*Myriophyllum* spp.) to remediate eutrophic waterbodies with organic and inorganic pollutants[J]. *Journal of Environmental Management*, 2020, 270: 110919.
- [11] HASSAN A, NAWCHOO I A. Impact of invasive plants in aquatic ecosystems[M] // HAKEEM K R, BHAT R A, QADRI H. *Bioremediation and Biotechnology: Sustainable Approaches to Pollution Degradation*. Cham: Springer Nature Switzerland AG, 2020: 55-73.
- [12] AGASILD H, KISAND A, AINELO E, et al. Chironomid incorporation of methane-derived carbon in plankton- and macrophyte-dominated habitats in a large shallow lake [J]. *Freshwater Biology*, 2018, 63(11): 1433-1445.
- [13] HOFSTRA D, SCHOELYNCK J, FERRELL J, et al. On the move: new insights on the ecology and management of native and alien macrophytes[J]. *Aquatic Botany*, 2020, 162: 103190.
- [14] 于海嵩. 中国水生植物外来种的区系组成、分布格局与扩散途径[D]. 武汉: 武汉大学, 2017: 11.
- [15] 严 靖, 唐赛春, 李惠茹, 等. 中国外来入侵植物志: 第五卷[M]. 上海: 上海交通大学出版社, 2020: 1-288.
- [16] 张志勇, 严少华, 徐寸发, 等. 水葫芦修复污染水体的功能及其在工程应用中所面临的挑战[J]. *生态环境学*, 2017, 26(9): 1612-1618.
- [17] 刘鹤莹, 杨 鹏, 支苏丽, 等. 大藻对污水中污染物净化作用和效果分析[J]. *农业资源与环境学报*, 2022, 39(5): 903-912.
- [18] PENG Y, ZHU H Y, CUI J. Changes in environmental performance with firm relocation and its influencing mechanism: an evidence of chemical industry in Jiangsu, China[J]. *Journal of Environment Management*, 2023, 336: 117712.
- [19] 王 涵, 杜德林, 刘生博, 等. 大藻对奶牛场废水中耐药基因的去除效果和驱动因子分析[J]. *农业工程学报*, 2022, 38(14): 256-264.
- [20] WANG H, XIAO K Y, WU Z G, et al. Delta arrowhead (*Sagittaria platyphylla*) in the Yangtze River: an invasive aquatic plant and the potential ecological consequences[J]. *BioInvasions Records*, 2020, 9(3): 618-626.
- [21] 梁嘉慧, 戴子熠, 左 平, 等. 基于VOSviewer文献计量的互花米草研究进展分析[J]. *海洋开发与管理*, 2022, 39(10): 72-79.
- [22] PATEL H A, SAHOO S. A review of water quality improvement with the help of aquatic macrophytes [J]. *Current World Environment*, 2020, 15(3): 398-405.
- [23] PRABAKARAN K, LI J, ANANDKUMAR A, et al. Managing environmental contamination through phytoremediation by invasive plants: a review[J]. *Ecological Engineering*, 2019, 138: 28-37.
- [24] 丁爱芳, 唐玉娣, 刘爱芳, 等. 2种水生植物对富营养化水体的净化效果研究[J]. *南京晓庄学院学报*, 2017, 33(6): 61-65.
- [25] 潘保原, 杨国亭, 穆立蓄, 等. 漂浮植物对富营养化水体中氮磷去除效果研究[J]. *植物研究*, 2015, 35(3): 462-466.
- [26] 刘 盼, 宋 超, 朱 华, 等. 3种水生植物对富营养化水体的净化作用研究[J]. *水生态学杂志*, 2011, 32(2): 69-74.
- [27] 张 芳. 不同水生植物对富营养化水体净化效果和机理的比较[D]. 南京: 南京理工大学, 2016: 21-29.
- [28] 张志勇, 郑建初, 刘海琴, 等. 凤眼莲对不同程度富营养化水体氮磷的去除贡献研究[J]. *中国生态农业学报*, 2010, 18(1): 152-157.
- [29] 胡朝华. 以凤眼莲为主的水生植物对铜污染与富营养化水体生物修复研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2007: 47-51.
- [30] 罗雪梅, 黄 帅, 樊 华, 等. 凤眼莲对不同富营养化程度水体的净化效果研究[J]. *湖北农业科学*, 2019, 58(14): 51-54.
- [31] 蔡佩英. 水生植物对城市污水的生物净化效果研究[D]. 福州: 福建农林大学, 2008.
- [32] 徐子健. 水生植物与微生物对水环境典型污染物的去除效果研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2022.
- [33] 丁海涛, 黄文涛, 邓呈逊, 等. 水生植物对富营养化水体的净化效果研究[J]. *佳木斯大学学报(自然科学版)*, 2020, 38(1): 112-116.
- [34] WANG Z, ZHANG Z Y, ZHANG Y Y, et al. Nitrogen removal from Lake Caohai, a typical ultra-eutrophic lake in China with large scale confined growth of *Eichhornia crassipes* [J]. *Chemosphere*, 2013, 92: 177-183.
- [35] LU J B, FU Z H, YIN Z Z. Performance of a water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) system in the treatment of wastewater from a duck farm and the effects of using water hyacinth as duck feed[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20: 513-519.
- [36] WU X, WU H, YE J Y. Purification effects of two eco-ditch systems on Chinese soft-shelled turtle greenhouse culture wastewater pollution [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, 21: 5610-5618.
- [37] 杜兴华, 王春生, 许国晶, 等. 3种水生植物净化养殖水体N、P效果的研究[J]. *海洋湖沼通报*, 2015, 37(2): 119-127.
- [38] 舒 柳. 5种水生植物对净化生活污水的效果研究[J]. *广东农业科学*, 2013, 40(6): 161-163.
- [39] 王 斌, 周亚平. 三种水生植物对模拟污水中氮、磷的生物净化效果[J]. *湖北农业科学*, 2014, 53(20): 4835-4837.
- [40] 李 猛, 马旭洲, 王 武. 大藻对水体氮磷去除效果的初步研究[J]. *长江流域资源与环境*, 2012, 21(9): 1137-1142.
- [41] WANG X W, WANG Y J, YAO W P, et al. Improving the efficacy of different life-form macrophytes in phytoremediation of artificial eutrophic water by combined planting[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2023, 30: 67621-67633.
- [42] 陈金发, 杨 平, 聂琦珊, 等. 大藻对不同质量浓度畜禽废水

- 的净化作用及生物学效应[J]. 重庆大学学报, 2014, 37(3): 87-94.
- [43] 刘鹤莹. 大藻对奶厅废水的净化效果及生物学响应[D]. 哈尔滨: 东北农业大学, 2022: 33-39.
- [44] 姜登岭, 刘 畅. 水盾草生态修复水体的效果研究[J]. 科技视界, 2017(12): 124, 134.
- [45] 杨紫薇, 王晨希, 李双双, 等. 长江水系(镇江段)水体和水生生物中重金属的污染现状调查及评价[J]. 干旱环境监测, 2022, 36(3): 136-140.
- [46] 张秋卓, 魏 琰, 戴 炜, 等. 水生植物与微生物对含镉水体修复效果的比较[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(S1): 166-171.
- [47] 田秀芳, 胡兆华, 邱家诚, 等. 凤眼莲对练江水体重金属的去除效果和富集能力研究[J]. 农业与技术, 2021, 41(3): 96-101.
- [48] 刘美伶. 凤眼莲对有机氯农药与重金属复合污染水体的修复效果研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2017: 29-47.
- [49] 周佳栋, 马丹丹, 刘 敏, 等. 三种水生植物对重金属的富集及净化能力研究[J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2020, 19(1): 57-63.
- [50] 田功太, 段登选, 杜兴华, 等. 凤眼莲、大藻对水体重金属复合污染的富集及去除效果研究[J]. 长江大学学报(自然科学版), 2014, 11(11): 54-59.
- [51] ZHOU J M, JIANG Z C, QIN X Q, et al. Efficiency of Pb, Zn, Cd, and Mn removal from karst water by *Eichhornia crassipes*[J]. International Journal of Environment Research and Public Health, 2020, 17: 5329.
- [52] LU X, GAO Y, LUO J, et al. Interaction of veterinary antibiotic tetracyclines and copper on their fates in water and water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) [J]. Journal of Hazard Materials, 2014, 280: 389-398.
- [53] 顾 超, 李 蕾, 河池全. 喜旱莲子草及鸭趾草对重金属的富集实验研究[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2004, 10(6): 626-629.
- [54] 田秀芳, 张彩云, 胡兆华, 等. 大藻对练江水体重金属的去除和富集特征研究[J]. 环境科学与管理, 2021, 46(6): 91-95.
- [55] 王艳华. 两种沉水植物对 Cu^{2+} 的富集作用以及生理生化效应研究[D]. 上海: 上海师范大学, 2004: 19-20.
- [56] 吴振斌, 夏宜琤, 丘昌强, 等. 凤眼莲净化燕山石油化工废水的研究 II. 静态净化试验[J]. 水生生物学报, 1987, 11(4): 299-309.
- [57] 杨凤江, 李立明. 利用水生植物治理淀粉废水[J]. 环境保护科学, 1996, 22(2): 24-26.
- [58] 胡朝华. 以凤眼莲为主体的水生植物对铜污染与富营养化水体生物修复研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2007: 51-53.
- [59] 王崇效, 徐赛兰, 王志香, 等. 凤眼莲净化含酚污水的研究 I. 盆栽和氧化塘试验及几种环境条件对除酚的影响[J]. 环境科学学报, 1986, 6(2): 207-215.
- [60] 夏会龙, 吴良欢, 陶勤南. 凤眼莲加速水溶液中马拉硫磷降解[J]. 中国环境科学, 2001, 21(6): 553-555.
- [61] 袁 蓉, 刘建武, 成旦红, 等. 凤眼莲对多环芳烃(萘)有机废水的净化[J]. 上海大学学报(自然科学版), 2004, 10(3): 272-276.
- [62] 陈小洁, 李凤玉, 郝雅宾. 两种水生植物对抗生素污染水体的修复作用[J]. 亚热带植物科学, 2012, 41(4): 1-7.
- [63] 贾凤芝, 谢 平, 陈俊玲, 等. 水花生对城市污水净化能力的研究[J]. 水处理技术, 1998, 24(5): 62-64.
- [64] 庞金华, 沈瑞芝, 程平宏. 三种植物对 COD 的耐受极限与净化效果[J]. 农业环境保护, 1997, 16(5): 209-213.
- [65] 周元清, 李淑英, 李夏公, 等. 用不同生活型水生植物作为高级提取剂去除废水中污染物的研究[J]. 玉溪师范学院学报, 2008, 24(8): 1-6.
- [66] 储成才, 王 毅, 王二涛. 植物氮磷钾养分高效利用研究现状与展望[J]. 中国科学, 2021, 51(10): 1415-1423.
- [67] 段永康, 杨海燕, 吴文龙, 等. 植物氮素吸收、转运和同化的分子机制[J]. 福建农业学报, 2022, 37(4): 547-554.
- [68] 王晓甜, 王 威, 陈嘉俊, 等. 植物氮磷营养的长距离信号传导[J]. 华南农业大学学报, 2022, 44(6): 78-86.
- [69] 王秀璞, 张 慧, 王语萱, 等. 水生植物-微生物联合去除水体有机污染物的研究进展[J]. 微生物学通报, 2021, 48(12): 4918-4931.
- [70] LU B, XU Z S, LI J G, et al. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: an alternative way to remediate polluted rural rivers[J]. Ecological Engineering, 2018, 110: 18-26.
- [71] 李淑英, 周元清, 陈 艳, 等. 重金属胁迫下大藻根际微生物的变化[J]. 贵州农业科学, 2010, 38(3): 79-82.
- [72] 邢淑萍, 陈保冬, 郝志鹏, 等. 根际微生物增强宿主植物耐铬能力生理机制研究进展[J]. 生态毒理学报, 2021, 16(1): 2-14.
- [73] WEI Z H, VAN LE Q, PENG W X, et al. A review on phytoremediation of contaminants in air, water and soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 403: 123658.
- [74] ALI S, ABBAS Z, RIZWAN M, et al. Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: a review[J]. Sustainability, 2020, 12: 1927.
- [75] 李 晶, 崔丽娟, 张曼胤, 等. 植物对不同类型湿地污染物的去除机制[J]. 水生态学杂志, 2018, 39(3): 1-7.
- [76] 严 辉, 郭 胜, 段金彪, 等. 江苏地区外来入侵植物及其资源化利用现状与应对策略[J]. 中国现代中药, 2014, 16(12): 961-970, 984.
- [77] 谢宝华, 路 峰, 韩广轩. 入侵植物互花米草的资源化利用研究进展[J]. 中国生态农业学报(中英文), 2019, 27(12): 1870-1879.
- [78] HUSSNER A, STIERS I, VERHOFSTAD M J J M, et al. Management and control methods of invasive alien freshwater aquatic plants: a review [J]. Aquatic Botany, 2017, 136: 112-137.
- [79] 王霁珂, 王汝欣, 李乐水, 等. 基于调查问卷的外来生物入侵普及度调查与思考[J]. 广东蚕业, 2023, 57(7): 25-28.

(责任编辑: 郭严冬)