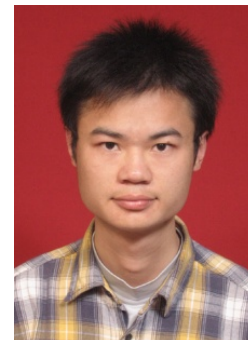


· 综述 ·

**陈国梁** 博士, 讲师, 湖南科技大学硕士生导师。2014年毕业于浙江大学。现主要从事土壤、水体重金属污染控制与生态修复方面的研究。迄今为止, 以第一作者或通讯作者在 *International Journal of Phytoremediation*、*Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*、《生态学报》等国内外期刊上发表论文多篇。



## 几种常见沉水植物对砷富集的研究进展

冉艳淋, 陈国梁

湖南科技大学 煤炭资源清洁利用与矿山环境保护湖南省重点实验室, 湖南 湘潭 411201

冉艳淋, 陈国梁. 几种常见沉水植物对砷富集的研究进展. 生物工程学报, 2020, 36(3): 407-415.

Ran YL, Chen GL. Arsenic accumulation by submerged plants: a review. Chin J Biotech, 2020, 36(3): 407-415.

**摘要:** 常见的沉水植物 (苦草、狐尾藻、金鱼藻、黑藻) 对水体中的砷 (As) 有着较强的富集能力, 研究沉水植物对 As 的富集特征对利用沉水植物控制水体 As 污染及保护人体健康有着重要意义。沉水植物对 As 的富集能力与水环境中 As 的浓度、形态、共存离子如磷酸盐、Zn 离子等因素相关, 其对 As 的耐受性及富集能力可以通过合适的化学、生物方法得到增强, 从而提高沉水植物对含 As 污水的修复能力。但由于植物基因多样性及水环境因素复杂性, 沉水植物对 As 的运输和解毒机制, 以及沉水植物后期的处理和管理技术, 仍是今后该领域需要重点关注的问题。

**关键词:** 砷, 重金属, 水污染, 植物修复, 沉水植物

## Arsenic accumulation by submerged plants: a review

Yanlin Ran, and Guoliang Chen

Hunan Province Key Laboratory of Coal Resources Clean-utilization and Mine Environment Protection, Hunan University of Science and Technology, Xiangtan 411201, Hunan, China

**Abstract:** Common submerged plants (*Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara., *Potamogeton crispus* L., *Myriophyllum spicatum* L., *Ceratophyllum demersum* L. and *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle) have shown a tremendous potential for arsenic removal

**Received:** June 6, 2019; **Accepted:** August 21, 2019

**Supported by:** National Natural Science Foundation of China (Nos. 41501343, 31671635), National Natural Science Foundation of Hunan Province, China (No. 2018JJ3153), Key Research & Development Plan of Hunan Province, China (No. 2017SK2385).

**Corresponding author:** Guoliang Chen. Tel: +86-731-58290339; E-mail: glchen@hnust.edu.cn

国家自然科学基金 (Nos. 41501343, 31671635), 湖南省自然科学基金 (No. 2018JJ3153), 湖南省重点研发项目 (No. 2017SK2385) 资助。

网络出版时间: 2019-09-17

网络出版地址: <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.1998.q.20190917.0946.001.html>

from water. The studies on the accumulation of arsenic by submerged plants are important for the control of arsenic pollution in water and protection of human health. The enrichment ability of submerged plants to arsenic is correlated with arsenic species and concentration in the water, as well as co-existing ions such as  $\text{PO}_4^{3-}$  and  $\text{Zn}^{2+}$ . The tolerance and enrichment ability of submerged plants to arsenic can be enhanced by suitable chemical and biological methods, which is useful for removing arsenic from water by submerged plants. However, the diversity of plant genes and the complex of water environment, as well as the subsequent treatment of submerged plants, are still the issues that need to be focused in the future.

**Keywords:** arsenic, heavy metal, water pollution, phytoremediation, submerged plant

砷 (As) 是一种常见的有毒元素, 过量的 As 及其化合物进入人体后, 可与细胞中的酶系统结合, 抑制多种酶的生物作用, 使其失去活性, 引起代谢紊乱, 造成 As 中毒<sup>[1]</sup>。金银龙等<sup>[2]</sup>对中国的地方性 As 中毒进行了调查, 调查显示饮水型地方性 As 中毒地区有 200 多万人受影响, 其中饮水  $\text{As} > 0.05 \text{ mg/L}$  的高 As 暴露人口多达 50 多万人。云奋等<sup>[3]</sup>对大同某地方 As 中毒地区的人口进行调查, 调查显示常住居民的饮用水 As 含量偏高, As 范围为  $14.41\text{--}90.34 \mu\text{g/L}$ 。我国西部地区饮水型地方性 As 中毒也较严重, 其调查区域 As 超标率占 51.79%<sup>[4]</sup>。Nordstrom<sup>[5]</sup>对恒河三角洲的饮水 As 进行调查, 其结果表明恒河三角洲地区的孟加拉湾等地的饮水 As 含量在  $0.05\text{--}0.5 \text{ mg/L}$  间, 最高可达  $3.0 \text{ mg/L}$ , 是世界上 As 中毒影响人口最多的病区。Chakraborti 等<sup>[6]</sup>对印度的甘加河、布拉马普特拉河和英帕河洪泛平原周围的城市进行了长达 28 年的实地调查, 发现地下水 As 浓度  $> 10 \mu\text{g/L}$ , 最大浓度可达  $3\ 700 \mu\text{g/L}$ 。

在一系列去除 As 的方法中, 植物修复法因其对环境友好、成本低廉受到越来越多的关注<sup>[7]</sup>。植物修复法中的超积累植物能够从环境中积累、转移和浓缩大量的某些有毒元素, 从而达到修复环境的目的<sup>[8-9]</sup>。沉水植物作为水生态系统重要的初级生产者, 对水环境中有机污染物的生物地球化学循环具有重要意义。与浮水植物和挺水植物比, 沉水植物生长于水下, 其根茎叶都能累积重金属, 在修复含 As 污水中有着更大的潜力<sup>[10]</sup>。此外, 沉水植物也可作为水体受污染程度的指示物, 对水环境质量进行监测。本文在前人的研究基础上综述了常见沉

水植物在修复含 As 污水中的应用情况, 并对该领域仍存在的问题和发展趋势作了具体分析。

## 1 常见的富 As 沉水植物

### 1.1 黑藻

黑藻俗称温丝草、灯笼薇等, 又名轮叶黑藻, 水鳖科属, 多年生沉水植物, 广布于池沼、湖泊、缓流的水沟中, 在中国南北各省及欧、非、亚和大洋洲等广布<sup>[11]</sup>。Srivastava 等<sup>[12]</sup>发现将黑藻暴露于 As(V) ( $0\text{--}250 \mu\text{mol/L}$ ) 和 As(III) ( $0\text{--}25 \mu\text{mol/L}$ ) 中, 黑藻对 As(V) 的积累浓度为  $315 \mu\text{g/g dw}$ , As(III) 为  $205 \mu\text{g/g dw}$ 。潘义宏等<sup>[13]</sup>对阳宗海的样品进行分析, 发现黑藻对 As 具有较强的吸收和富集能力, 黑藻体内 As 的平均含量为  $(170 \pm 3.5) \text{ mg/kg}$ 。Xue 等<sup>[14]</sup>研究了 As(III) 和 As(V) 溶液中黑藻根部对 As 的积累能力和积累形态, 发现在  $20 \mu\text{mol/L}$  As 溶液中, 根部的 As(III) 积累浓度为  $800 \mu\text{g/g dw}$ , As(V) 积累浓度约为  $400 \mu\text{g/g dw}$ , As(III) 的积累能力是 As(V) 的 2 倍。Bind 等<sup>[15]</sup>对浮水植物和沉水植物除 As 的能力进行了比较评估, 发现沉水植物比浮水植物的修复性更好, 如在初始浓度为  $50 \text{ mg/L}$  时, 浮水植物的除 As 率为 55%, 沉水植物的为 70%; 在初始浓度为  $300 \text{ mg/L}$  时, 浮水植物对 As 的去除率为 45%, 沉水植物对 As 的去除率为 50%。

### 1.2 苦草

苦草又名扁担草、水韭菜等, 水鳖科苦草属, 多年生沉水植物, 广泛分布于中低纬度地区, 多生长于浅水、透明度好、缓流的河流、湖泊等水域。Chen 等<sup>[16]</sup>研究发现在  $0.5 \text{ mg/L}$  的 As(V) 溶液中, pH 为 9 时, 苦草中总 As 的浓度约为  $1\ 500 \text{ mg/kg}$ 。

Chen 等<sup>[7]</sup>从西湖水中选取 5 种生长态势好的沉水植物 (金鱼藻、狐尾藻、菹草、黑藻、苦草) 比较其从污水中除 As 的潜力, 研究发现 5 种沉水植物在 5 mg/L As(V) 中 7 d, 金鱼藻中 As 浓度约为 1 100 mg/(kg dw); 狐尾藻约为 1 500 mg/(kg dw); 菹草中 As 浓度约为 1 650 mg/(kg dw); 黑藻约为 1 700 mg/(kg dw); 苦草约为 1 800 mg/(kg dw), 苦草的富集浓度最强。陈国梁等<sup>[17]</sup>研究发现不同 As 浓度中 (均小于 2 mg/L), 苦草对 As 的富集能在 3 d 的短时间内达到一个较大值, 14 d 时, 苦草对 As 的富集系数均超过 200。

### 1.3 狐尾藻

狐尾藻又名布达拉尾狐、水聚藻等, 多年生沉水植物, 主要种类有穗花狐尾藻、轮叶狐尾藻, 多生于池沼或静水中。Yabanli 等<sup>[18]</sup>实验发现狐尾藻根部对 As 的生物富集系数约为 18 000; 对 Cr 的生物富集系数约为 8 000; 对 Cd 的生物富集系数约为 1 000; 对 Hg 的生物富集系数约为 2 000, 对 Pb 的生物富集系数约为 7 000。Krayem 等<sup>[19]</sup>研究发现低营养水平条件下, 第 21 天时, 无狐尾藻的溶液中 As 的浓度为 110 μg/L, 有狐尾藻的溶液中 As 的浓度低于 20 μg/L。Krayem 等<sup>[20]</sup>也对狐尾藻在不同营养水平条件下铜和 As 的吸收与转运进行研究, 发现在低营养水平条件下, 狐尾藻根部对 As 的富集浓度为 (156±21.48) μg/(g dw); 对 Cu 的富集浓度为 (98.67±22.74) μg/(g dw)。以上表明狐尾藻根部的 As 重金属富集能力很强。

### 1.4 金鱼藻

金鱼藻属金鱼藻科金鱼藻属, 别名细草、软

草等, 常见于静水湖泊中。Reay<sup>[21]</sup>已证明金鱼藻可积累 As 的浓度系数为 20 000 倍。潘义宏等<sup>[13]</sup>对阳宗海的样品进行分析, 发现金鱼藻等 5 种水生植物同时对 As 具有较强的吸收和富集能力, 这 5 种水生植物对 As 的富集系数远大于 1, 金鱼藻体内 As 的平均含量为 (150±7.3) mg/kg。Xue 等<sup>[22]</sup>对金鱼藻不同器官对 As 的积累进行研究, 将金鱼藻在 10 μmol/L 的 As 溶液中暴露 4 d, 研究发现金鱼藻的芽对 As 的积累最大 (963 μg/g)。Chen 等<sup>[7]</sup>研究发现 5 种沉水植物在 5 mg/L As(V) 中 7 d, 金鱼藻中 As 浓度约为 1 100 mg/kg。薛培英等<sup>[23]</sup>对太湖五里湖的沉水植物对重金属 (Cd、Pb、As) 的富集能力进行了研究, 发现采养的几种沉水植物中, 金鱼藻对重金属 As 的富集能力最强, 可达 5 mg/kg。Zhang 等<sup>[24]</sup>对太湖中沉水植物中的 As 含量进行调查, 其中金鱼藻中 As 的含量为 12 mg/kg。

## 2 影响沉水植物富集 As 的因素

利用沉水植物对含 As 污水进行修复时, 植物的生长态势会对其生长能力产生影响。As 的形态、浓度、As 溶液中的其他化学物质对植物的生长有影响。

### 2.1 As 的形态

水系统中 As 分为有机 As、无机 As、甲基 As、硫代 As、硫化 As。在水体中比较常见的 As 是无机 As (砷酸盐 As(V)、亚砷酸盐 As(III))。无机 As 的价态、主要化合物、酸度系数、毒性、主要分布的水体不同 (表 1)。其中, 亚砷酸盐的毒性比砷酸盐的毒性大<sup>[25]</sup>, 但酸性比砷酸盐弱<sup>[26]</sup>。

表 1 环境中常见的无机砷<sup>[25-26]</sup>

Table 1 Basic information of inorganic As in the environment<sup>[25-26]</sup>

Species	Valence	Main compounds	Protein kinase A	Toxicity	Distribution
As(III)	+3	H <sub>2</sub> AsO <sub>3</sub>	pKa=9.24	AS(III)>AS(V)	Groundwater and geothermal water
		H <sub>2</sub> AsO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	pKa=10.99		
		HAsO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	pKa=13.47		
As(V)	+5	H <sub>3</sub> AsO <sub>4</sub>	pKa=2.25		Surface water and oxidation water
		H <sub>2</sub> AsO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	pKa=6.83		
		HAsO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	pKa=11.52		

As 元素形态的变化会影响沉水植物对 As 的吸收。Mkandawire 等<sup>[27]</sup>对磷酸盐存在条件下,不同形态 As 对沉水植物的富集效率的影响进行了研究,研究表明磷酸盐存在时 As(III) 的富集效率低于 As(V),因此在有磷酸盐存在的 As(V) 含 As 污水中,沉水植物的修复作用比以 As(III) 为主含 As 污水好。Xue 等<sup>[14]</sup>的黑藻转运实验结果表明,将沉水植物用 2  $\mu\text{mol/L}$  As(V) 或 As(III) 处理 4 d,积累在细胞壁中的主要是 As(V)。Zheng 等<sup>[28]</sup>的研究表明加入草酸的 As 溶液中,植物对 As(III) 和 As(V) 的富集显著性增加,而对 DMAA (二甲基砷酸盐) 的富集无显著性变化。

## 2.2 环境中 As 浓度

As 的浓度会受气候条件的影响。世界高浓度 As 主要分布在气候干旱区,干旱区多为沙漠气候和大陆性气候,降水量少,河流的流量少,对河流中 As 的稀释作用小,因此浓度高。如智利的最高 As 浓度为 190–21 800  $\mu\text{g/L}$ <sup>[29]</sup>,阿根廷的最高 As 浓度大于 114  $\mu\text{g/L}$ <sup>[30]</sup>,二者都位于干旱的沙漠气候区。而位于亚热带湿润气候的美国东南部的 As 浓度仅有 0.45  $\mu\text{g/L}$ <sup>[31]</sup>,孟加拉国主要是亚热带季风性气候,湿热多雨的气候特征使此地的 As 浓度相对较低 (2.7  $\mu\text{g/L}$ )<sup>[32]</sup>。挪威属温带海洋气候,降水均匀,全年温和多雨,河流 As 的浓度仅有 0.25  $\mu\text{g/L}$ <sup>[32]</sup>。

当环境温度高时,微生物活跃,会加速 As(V) 还原成 As(III),而 As(III) 难去除<sup>[33]</sup>,由表 2 也可知 As(III) 主要分布在地热水中,因此河流水的温度高时,As 的浓度也会较高。如美国的黄石公

园的地热水丰富,导致黄石公园河流 As 浓度高达 370  $\mu\text{g/L}$ <sup>[34]</sup>,加拿大的一条热水溪的 As 浓度也高达 153  $\mu\text{g/L}$ <sup>[35]</sup>。

环境中的 As 浓度和暴露时间是控制沉水植物中 As 浓度的主要因素。Chen 等<sup>[7]</sup>的研究表明:沉水植物暴露于 As(V) 后,植物中 As 浓度通常随着 As 水溶液浓度的增加而增加,在 0.2 mg/L As(V) 处理中,生物累积增加了约 1 300 倍。Robinson 等<sup>[36]</sup>对新西兰陶波火山区的水生植物对 As 的超积累进行了研究,发现金鱼藻和狐尾藻的生物量和环境中 As 浓度之间存在显著负相关,在环境溶液为 0.17–0.29 mg/L 时金鱼藻和狐尾藻的生物量增长显著下降,由此可见环境中 As 浓度过大会影响沉水植物的修复能力。

## 2.3 其他共存离子的影响

磷酸盐的抑制作用。植物中磷酸盐含量上升,砷酸盐含量会下降,植物对磷酸盐的吸收会抑制 As 酸盐的吸收<sup>[37]</sup>。因为 As 酸盐与磷酸盐的化学行为非常相似,二者将通过等离子体膜传输系统被相同的机制吸收<sup>[38–39]</sup>。所以当含 As 污水中含有大量的磷酸盐时,会影响沉水植物的处理效果,使沉水植物的 As 富集能力下降。

铁离子的促进作用。砷酸盐溶液中,植物中的 As 与铁离子浓度正相关,植物上铁-菌斑的吸附有助于 As 的吸收,因为铁是潜在的 As 固定剂<sup>[40]</sup>。水生植物 As 和铁浓度之间正相关是因为 As 可能被植物表面的铁氧化物吸附,所以在含 As 污水中含有适量的铁离子时可促进沉水植物的修复作用。

锌离子的促进作用。锌离子可以增强沉水植物抵抗 As 的毒性,更好地增强沉水植物的富集能力。暴露于含 As 污水中的沉水植物的形态、生理会改变,如抑制芽和根的生长,产生活性氧,导致脂质过氧化<sup>[41–42]</sup>。而适量锌离子能影响植物酶参与碳水化合物代谢、各种酶的活性、核糖体部分稳定化、细胞素合成、维持细胞膜完整性及蛋白质和生长素的合成<sup>[43]</sup>。因此加入适量的锌离子

表 2 环境中不同形态 As 的分布<sup>[8]</sup>

Table 2 Distribution of different arsenic species in the environment

Species	Distribution
AS(V)	Aerosol, seawater, estuaries, rivers, lakes
AS(III)	Volcanoes, landfill wastewater, mine wastewater, geothermal water
DMAA	Microbial active area, sediment-water
MMAA	interface

可以保护酶、蛋白质和其他细胞功能免受 As 的毒性影响从而增强植物的耐 As 性。Srivastava 等<sup>[44]</sup>研究了补锌对黑藻中亚砷酸盐的作用,研究表明随着锌供应和锌浓度增加,植物能通过适当的代谢功能抵消负面影响,黑藻的生长得到改善,沉水植物除 As 的能力提高。

### 3 增强沉水植物富集 As 的方法

沉水植物对 As 的富集能力可以通过化学、生物等方法来提高,从而增强沉水植物对含 As 污水处理的能力。

#### 3.1 化学方法

##### 3.1.1 磷酸盐

过量的磷酸盐会抑制植物对 As 的吸收,因此要控制溶液中磷酸盐的含量。Mkandawire 等<sup>[27]</sup>的实验表明 As 浓度大于 800  $\mu\text{g/L}$  时,低磷含量的 As(III) 和 As(V) 的生物富集高于高磷含量。Tripathi 等<sup>[45]</sup>认为抑制磷酸盐的转运活性、降低 As 摄取能提高植物的耐受性。Xue 等<sup>[14]</sup>研究发现金鱼藻的 As 酸盐摄取会受到磷的抑制。Krayem 等<sup>[20]</sup>研究表明狐尾藻在低营养水平中的 As(V) 积累大于高营养水平,因为高营养水平溶液中含有大量的磷。

##### 3.1.2 铁离子

实验表明,植物中的 As 与铁离子浓度呈正相关,溶液中铁离子含量的增多,能有效地提高沉水植物对 As 的吸收和修复能力。Zhao 等<sup>[46]</sup>研究发现在厌氧土壤中生长的水生植物可以释放氧

气,导致亚铁氧化并在根表面形成主要由水铁矿组成的铁斑,这些铁氧化物对砷酸盐具有很强的吸附能力。Robinson 等<sup>[36]</sup>也认为铁-菌斑的形成有助于提高植物对砷酸盐的吸附能力。

##### 3.1.3 硫酸盐

增加硫酸盐供应能提高 As 的忍耐性和对 As 的积累。由表 3 可知加硫酸盐后植物在不同形态 As 中的生理指标的含量都呈上升趋势,这表明加硫酸盐有利于植物在 As 溶液中的生长。这是因为植物可通过硫酸盐有效的解毒作用,来有效增加对 As 的耐受性和对 As 的积累<sup>[47]</sup>。Chen 等<sup>[48]</sup>也认为通过刺激硫醇的络合作用,对植物中 As 的转运和解毒有重要作用。

##### 3.1.4 植物络合素

植物络合素(植物螯合肽)对重金属 As 具有重要的解毒和增强耐性的作用。植物络合素的缺乏会增加植物对砷酸盐的敏感性,不利于植物的生长发育。沉水植物通过利用植物络合素与重金属 As 的螯合作用进行解毒<sup>[50]</sup>,提高沉水植物的耐性作用,有利于发挥沉水植物对含 As 废水的富集作用。如硫醇(植物络合素和谷胱甘肽)可以作为非酶抗氧化剂起作用,提高植物对 As 胁迫下的抗氧化能力<sup>[7]</sup>,这是因为将 As(V) 还原为 As(III) 并将 As(III) 与谷胱甘肽和植物络合素络合,在液泡中隔离复合物,是植物中 As 解毒的主要机制<sup>[51-52]</sup>。Li 等<sup>[53]</sup>发现将螯合剂添加到植物中,能加强植物对 As 的耐受性和少量提高 As 的积累。Tripathi 等<sup>[45]</sup>的实验表明谷胱甘肽与植物络

表 3 硫对不同形态 As 影响下的植物生理指标的影响<sup>[49]</sup>

Table 3 Effect of S on plant physiological indexes under different As species<sup>[49]</sup>

Physiological index	Dates	As concentration ( $\mu\text{mol/L}$ )	Species	Content (%)
Cysteine synthase	4	10	As(III)	Increase 73
	4	100	As(V)	Increase 61
$\gamma$ -glutamyl-cysteine synthase	2	10	As(III)	Increase 114
	4	100	As(V)	Increase 100
Glutathione-s-transferase	7	10	As(III)	Increase 28
	7	100	As(V)	Increase 56

合素生物合成的转基因植物显示更高的 As 解毒能力。因此可通过有效手段充分激发植物络合素对重金属 As 的解毒作用,提高沉水植物的耐性,发挥植物的富集作用。

### 3.2 生物方法

通过生物技术改良,可有效改善沉水植物的耐性,提高植物对含 As 污水的修复能力。

充分利用酶的作用,增强植物的耐性。植物糖基转移酶是指植物体能将糖基转移到小分子物质上(植物激素类、多肽类、蛋白以及次生代谢物等),从而改变受体分子的特性,影响植物的生长发育和环境响应<sup>[54]</sup>。Liu 等<sup>[55]</sup>研究发现添加葡萄糖抑制 80% 亚砷酸盐的吸收,己糖通透酶的缺失会导致酵母中亚砷酸盐的摄取大量减少。这表明葡萄糖抑制亚砷酸盐的吸收,己糖通透酶促进亚砷酸盐的吸收。Zhao 等<sup>[46]</sup>和陈国梁等<sup>[17]</sup>研究发现砷酸盐还原酶能将 As(V) 还原成 As(III) 从而增强植物的耐性。 $\gamma$ -谷氨半胱氨酸合成酶与植物络合素的合成相关<sup>[56]</sup>,因此了解并分离与 As 耐性机理相关的酶和基因,对沉水植物耐性品种的人工培养有重要意义<sup>[57]</sup>。

### 3.3 合适的沉水植物

沉水植物在不同的条件下,对水体污染的富集能力不同,有的沉水植物适合用于 As 水体污染的修复,在 As 污染水体中的修复效应最好,有的沉水植物在 As 水体污染中不能发挥最大修复效应,因此在不同水环境中要选择合适沉水植物。如 Gross 等<sup>[58]</sup>对不同 CO<sub>2</sub> 条件下的狐尾藻对 As 污染的敏感性进行研究,研究发现低 CO<sub>2</sub> 会加强砷酸盐对狐尾藻的生长和生理影响。因此在低 CO<sub>2</sub> 的水域不适合选择狐尾藻作为修复植物。

无根的沉水植物的重金属浓度会比有根的沉水植物中的 As 浓度低。如无根沉水植物金鱼藻的 As 浓度最低,与苦草、黑藻、狐尾藻、菹草等有根的沉水植物相比有显著差异,Chen 等<sup>[7]</sup>认为这与二者间的 As 积累模式不同相关。这表明根系在

沉水植物吸收 As 水体污染元素的过程中也起着重要的作用。因此选用合适的沉水植物品种(有根和无根),也能提高去除水体中 As 污染的修复效率。

## 4 总结与展望

利用沉水植物对含 As 污水进行修复具有巨大潜力,但是仍存在一些不足,有必要进行强化。

沉水植物修复技术主要指利用沉水植物对含 As 污水中的 As 进行富集,其需要解决的关键问题是筛选高质量、高效率的 As 超富集沉水植物。目前研究主要集中在已发现的几种常见的对含 As 污水具有富集能力的沉水植物上,缺乏其他沉水植物对含 As 废水富集的相关研究。在此后研究中,要注重筛选更多的可用于含 As 污水净化的 As 超富集沉水植物。

目前,许多科研人员从基因的角度开展了“关于沉水植物对 As 的富集机制、耐性机制、解毒机制的研究”,成功捕捉到某些植物的砷的运输和转运现象,但由于沉水植物基因的多样性和水环境的复杂性导致在研究生物修复机制时,某些部位的关键步骤仍需深入研究。因此“关于沉水植物对 As 的富集机制、耐性机制、解毒机制的研究”仍是此领域的研究热点。

此外,沉水植物修复技术由于受环境、财力、设备技术等限制,使沉水植物修复技术无法全面地应用到实际工程中。如应用到实际工程的沉水植物的后期处置技术需要高技术和高投资,而目前没有对超富集沉水植物进行适当处置的技术来配合沉水植物修复含 As 废水的技术,不能达到植物修复的技术要求。工程应用中沉水植物的管理技术也是限制其应用的关键问题,沉水植物的繁殖和生长能力强,若不能控制其生长和繁殖,会使其在修复区域大面积生长,破坏水体的生态平衡,且植物的死细胞会将储存在液泡中的 As 释放至水体中,会造成水体的二次 As 污染。因此,需要进一步研究与之配套的后处理技术,加强管

理, 及时监测植物的生长动态, 及时对死亡植物进行处理, 避免植物的死细胞将 As 重新释放至水体中, 避免造成水体的二次污染。

## REFERENCES

- [1] Zhang LK, Qin XQ, Tang JS, et al. Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater, Southwest China. *Appl Geochem*, 2017, 77: 80–88.
- [2] Jin YL, Liang CK, He GL, et al. Study on distribution of endemic arsenism in China. *J Hyg Res*, 2003, 32(6): 519–540 (in Chinese).  
金银龙, 梁超轲, 何公理, 等. 中国地方性砷中毒分布调查(总报告). *卫生研究*, 2003, 32(6): 519–540.
- [3] Yun F, Yang MM, Ma CF, et al. Investigation of the arsenic levels in ecosystem aspect in water type of endemic arsenicosis area in Datong City. *J Hyg Res*, 2015, 44(1): 82–85 (in Chinese).  
云奋, 杨咪咪, 马彩凤, 等. 大同市饮水型地方性砷中毒病区环境生态中砷暴露水平调查. *卫生研究*, 2015, 44(1): 82–85.
- [4] Shen YF, Sun DJ, Zhao XH, et al. Screening report in areas of endemic arsenism and high content of arsenic in China. *Chinese J Endemiol*, 2005, 24(2): 172–175 (in Chinese).  
沈雁峰, 孙殿军, 赵新华, 等. 中国饮水型地方性砷中毒病区和高砷区水砷筛查报告. *中国地方病学杂志*, 2005, 24(2): 172–175.
- [5] Nordstrom DK. Worldwide occurrences of arsenic in ground water. *Science*, 2002, 290(5576): 2143–2145.
- [6] Chakraborti D, Rahman MM, Das B, et al. Groundwater arsenic contamination and its health effects in India. *Hydrogeol J*, 2017, 25(4): 1165–1181.
- [7] Chen GL, Liu XM, Philip C, et al. Opportunities for phytoremediation and bioindication of arsenic contaminated water using a submerged aquatic plant: *Vallisneria natans* (Lour.) Hara. *Int J Phytoremediation*, 2015, 17(1/6): 249–255.
- [8] Rahman MA, Hasegawa H. Aquatic arsenic: phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 2011, 83(5): 633–646.
- [9] Ghori Z, Iftikhar H, Bhatti MF, et al. Chapter 15-Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soil//Ahmad P, ed. *Plant Metal Interaction*. Netherland: Elsevier, 2016: 385–409.
- [10] Rezania S, Taib SM, Md Din MF, et al. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J Hazard Mater*, 2016, 318: 587–599.
- [11] Purcell M, Harms N, Grodowitz M, et al. Exploration for candidate biological control agents of the submerged aquatic weed *Hydrilla verticillata*, in Asia and Australia 1996–2013. *Bio Control*, 2019, 64(3): 233–247.
- [12] Srivastava S, Mishra S, Tripathi RD, et al. Phytochelatins and antioxidant systems respond differentially during arsenite and arsenate stress in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(8): 2930–2936.
- [13] Pan YH, Wang HB, Gu ZP, et al. Accumulation and translocation of heavy metals by macrophytes. *Acta Ecol Sin*, 2010, 30(23): 6430–6441 (in Chinese).  
潘义宏, 王宏宾, 谷兆萍, 等. 大型水生植物对重金属的富集与转移. *生态学报*, 2010, 30(23): 6430–6441.
- [14] Xue PY, Yan CZ. Arsenic accumulation and translocation in the submerged macrophyte *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Chemosphere*, 2011, 85(7): 1176–1181.
- [15] Bind A, Goswami L, Prakash V. Comparative analysis of floating and submerged macrophytes for heavy metal (copper, chromium, arsenic and lead) removal: sorbent preparation, characterization, regeneration and cost estimation. *Geol Ecol Landsc*, 2018, 2(2): 61–72.
- [16] Chen GL, Liu XM, Xu JM, et al. Arsenic species uptake and subcellular distribution in *Vallisneria natans* (Lour.) Hara as influenced by aquatic pH. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2014, 92(4): 478–482.
- [17] Chen GL, Feng T, Li ZX, et al. Characterization of arsenic accumulation by *Vallisneria natans*. *Acta Ecol Sin*, 2017, 37(14): 4671–4675 (in Chinese).  
陈国梁, 冯涛, 李志贤, 等. 苦草对砷的富集作用. *生态学报*, 2017, 37(14): 4671–4675.
- [18] Yabanli M, Yozukmaz A, Sel F. Heavy metal accumulation in the leaves, stem and root of the invasive submerged macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. (Haloragaceae): an example of Kadin Creek (Mugla,

- Turkey). *Braz Arch Biol Technol*, 2014, 57(3): 434–440.
- [19] Krayem M, Deluchat V, Rabiet M, et al. Effect of arsenate As (V) on the biomarkers of *Myriophyllum alterniflorum* in oligotrophic and eutrophic conditions. *Chemosphere*, 2016, 147: 131–137.
- [20] Krayem M, Baydoun M, Deluchat V, et al. Absorption and translocation of copper and arsenic in an aquatic macrophyte *Myriophyllum alterniflorum* DC. in oligotrophic and eutrophic conditions. *Environ Sci Pollut Res*, 2016, 23(11): 11129–11136.
- [21] Reay PF. The accumulation of arsenic from arsenic-rich natural waters by aquatic plants. *J Appl Ecol*, 1972, 9(2): 557–565.
- [22] Xue PY, Yan CZ, Sun GX et al. Arsenic accumulation and speciation in the submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. *Environ Sci Pollut Res*, 2012, 19(9): 3969–3976.
- [23] Xue PY, Zhao QL, Wang YQ, et al. Distribution characteristics of heavy metals in sediment-submerged macrophyte-water systems of Lake Baiyangdian. *J Lake Sci*, 2018, 30(6): 1525–1536 (in Chinese).  
薛培英, 赵全利, 王亚琼, 等. 白洋淀沉积物-沉水植物-水系统重金属污染分布特征. *湖泊科学*, 2018, 30(6): 1525–1536.
- [24] Zhang N, Wei CY, Yang LS. Occurrence of arsenic in two large shallow freshwater lakes in China and a comparison to other lakes around the world. *Microchem J*, 2013, 110: 169–177.
- [25] Rasheed H, Kay P, Slack R, et al. Human exposure assessment of different arsenic species in household water sources in a high risk arsenic area. *Sci Total Environ*, 2017, 584–585: 631–641.
- [26] Wolthers M, Charlet L, Van Der Weijden CH, et al. Arsenic mobility in the ambient sulfidic environment: Sorption of arsenic(V) and arsenic(III) onto disordered mackinawite. *Geochim Cosmochim Acta*, 2005, 69(14): 3483–3492.
- [27] Mkandawire M, Lyubun YV, Kosterin PV, et al. Toxicity of arsenic species to *Lemna gibba* L. and the influence of phosphate on arsenic bioavailability. *Environ Toxicol*, 2004, 19(1): 26–34.
- [28] Zheng W, Zhong ZY, Wang HB, et al. Effects of oxalic acid on arsenic uptake and the physiological responses of *Hydrilla verticillata* exposed to different forms of arsenic. *Bullet Environ Contam Toxicol*, 2018, 100(5): 653–658.
- [29] Cáceres VL, Gruttner DE, Contreras NR. Water recycling in arid regions: Chilean case. *Ambio*, 1992, 21(2): 138–144.
- [30] Lerda DE, Prosperi CH. Water mutagenicity and toxicology in rio tercero (cordoba, argentina). *Water Res*, 1996, 30(4): 819–824.
- [31] Waslenchuk DG. The geochemical controls on arsenic concentrations in southeastern United States rivers. *Chem Geol*, 1979, 24(3/4): 315–325.
- [32] Safiuddin, M. Arsenic contamination of groundwater in bangladesh: a review. *Inter J Physical Sci*, 2011, 6(30), 6791–6800.
- [33] Chen J, Wang JY, Zhang GS, et al. Facile fabrication of nanostructured cerium-manganese binary oxide for enhanced arsenite removal from water. *Chem Eng J*, 2018, 334: 1518–1526.
- [34] Nimick DA, Moore JN, Dalby CE, et al. The fate of geothermal arsenic in the madison and missouri rivers, montana and wyoming. *Water Resour Res*, 1998, 34(11): 3051–3067.
- [35] Wilkie JA, Hering JG. Rapid oxidation of geothermal arsenic(III) in streamwaters of the eastern Sierra Nevada. *Environ Sci Technol*, 1998, 32(5): 657–662.
- [36] Robinson B, Kim N, Marchetti M, et al. Arsenic hyperaccumulation by aquatic macrophytes in the Taupo Volcanic Zone, New Zealand. *Environ Exp Botany*, 2006, 58(1/3): 206–215.
- [37] Tang XY, Lim MP, McBride MB. Arsenic uptake by arugula (*Eruca vesicaria*, L.) cultivars as affected by phosphate availability. *Chemosphere*, 2018, 195: 559–566.
- [38] Meharg A, Macnair MR. Suppression of the high affinity phosphate uptake system: a mechanism of arsenate tolerance in *Holcus lanatus* L. *J Exp Botany*, 1992, 43(4): 519–524.
- [39] Wang JJ, Zeng XB, Zhang H, et al. Effect of exogenous phosphate on the lability and phytoavailability of arsenic in soils. *Chemosphere*, 2018, 196: 540–547.
- [40] Fresno T, Peñalosa JM, Santner J, et al. Iron plaque formed under aerobic conditions efficiently immobilizes



- arsenic in *Lupinus albus* L roots. *Environ Pollut*, 2016, 216: 215–222.
- [41] Abedin M, Meharg AA. Relative toxicity of arsenite and arsenate on germination and early seedling growth of rice (*Oryza sativa* L). *Plant Soil*, 2002, 243(1): 57–66.
- [42] Huang TL, Nguyen QTT, Fu SF, et al. Transcriptomic changes and signalling pathways induced by arsenic stress in rice roots. *Plant Mol Biol*, 2012, 80(6): 587–608.
- [43] Hafeez B, Khanif YM, Saleem M. Role of zinc in plant nutrition—a review. *Am J Exp Agric*, 2013, 3(2): 374–391.
- [44] Srivastava S, Shrivastava M. Zinc supplementation imparts tolerance to arsenite stress in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Int J Phytorem*, 2017, 19(4): 353–359.
- [45] Tripathi RD, Srivastava S, Mishra S, et al. Arsenic hazards: strategies for tolerance and remediation by plants. *Trends Biotechnol*, 2007, 25(4): 158–165.
- [46] Zhao FJ, Ma JF, Meharg AA, et al. Arsenic uptake and metabolism in plants. *New Phytol*, 2009, 181(4): 777–794.
- [47] Srivastava SD, Souza SF. Increasing sulfur supply enhances tolerance to arsenic and its accumulation in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Environ Sci Technol*, 2009, 43(16): 6308–6313.
- [48] Chen GL, Feng T, Li ZX, et al. Influence of sulfur on the arsenic phytoremediation using *Vallisneria spiralis* (Lour.) Hara. *Bull Environ Contam Toxicol*, 2017, 99(3): 411–414.
- [49] Srivastava S, Mishra S, Dwivedi S, et al. Role of thiol metabolism in arsenic detoxification in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Water Air Soil Pollution*, 2010, 212 (1/4): 155–165.
- [50] Uraguchi S, Tanaka N, Hofmann C, et al. Phytochelatin synthase has contrasting effects on cadmium and arsenic accumulation in rice grains. *Plant Cell Physiol*, 2017, 58 (10): 1730–1742.
- [51] Bleeker PM, Hakvoort HWJ, Blik M, et al. Enhanced arsenate reduction by a CDC25-like tyrosine phosphatase explains increased phytochelatin accumulation in arsenate-tolerant *Holcus lanatus*. *Plant J*, 2006, 45(6): 917–929.
- [52] Kumar S, Dubey RS, Deo Tripathi R, et al. Omics and biotechnology of arsenic stress and detoxification in plants: Current updates and prospective. *Environ Int*, 2015, 74: 221–230.
- [53] Li Y, Dhankher O, Carreira L, et al. Engineered overexpression of  $\gamma$ -glutamylcysteine synthetase in plants confers high level arsenic and mercury tolerance. *Environ Toxicol Chem*, 2005, 24: 1376–1386.
- [54] Wink M. Functions of Plant Secondary Metabolites and Their Exploitation in Biotechnology. Sheffield, UK: Sheffield Academic Press, 1999.
- [55] Liu Z, Boles E, Rosen BP. Arsenic trioxide uptake by hexose permeases in *Saccharomyces cerevisiae*. *J Biol Chem*, 2004, 279(17): 17312–17318.
- [56] Dixit G, Singh AP, Kumar A, et al. Reduced arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) shoot involves sulfur mediated improved thiol metabolism, antioxidant system and altered arsenic transporters. *Plant Physiol Biochem*, 2016, 99: 86–96.
- [57] Singh S, Parihar P, Singh R, et al. Heavy metal tolerance in plants: role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. *Front Plant Sci*, 2016, 6: 1143.
- [58] Gross EM, Nuttens A, Paroshin D, et al. Sensitive response of sediment-grown *Myriophyllum spicatum* L. to arsenic pollution under different CO<sub>2</sub> availability. *Hydrobiologia*, 2016, 812(1): 177–191.

(本文责编 陈宏宇)