

3种植物-人工湿地对铀尾矿库浸渍水修复效果比较

丁德馨,谭国炽,曾晓娜,马 静,张 悦,张 辉,胡 南

(南华大学铀矿冶生物技术国防重点学科实验室,湖南衡阳 421001)

[摘要] 铀尾矿库浸渍水是核工业发展过程中产生铀浓度较高的工业废水,以芦苇-人工湿地(CW)、香蒲-CW、菖蒲-CW为试验组,以无植物-CW为对照组,比较研究了不同植物-CW修复铀尾矿库浸渍水的效果。结果表明,水力停留时间为36 h,经过5次循环后,3个试验组中的植物生长均未受到明显的抑制作用,各级植物-CW出水铀质量浓度均低于50 $\mu\text{g/L}$,达到国家排放标准(GB 23727—2020),不同植物对铀的修复效果从高到低依次为香蒲>菖蒲>芦苇,3种植物对铀的富集系数(BCF)分别为47.16、44.60、36.68。其中铀尾矿库浸渍水经过香蒲-CW 3次循环处理后,各级CW出水铀质量浓度均低于50 $\mu\text{g/L}$;经过5次循环处理后,最后一级CW出水的铀质量浓度降低至18.10 $\mu\text{g/L}$,显著低于其他植物-CW的最后一级的出水铀浓度;其基质固定浸渍水中铀总量达到3.62 mg,显著高于其他处理模式。研究表明,香蒲-CW是一种具有潜在应用前景的修复铀尾矿库浸渍水的方法。

[关键词] 人工湿地;植物修复;铀尾矿库浸渍水;铀

[中图分类号] X703;X173 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)01-0126-07

Comparison of remediation effects of three plant-constructed wetlands on uranium in impregnated water from uranium tailings pond

DING Dexin, TAN Guochi, ZENG Xiaona, MA Jing, ZHANG Yue, ZHANG Hui, HU Nan

(Key Discipline Laboratory for National Defense for Biotechnology in Uranium

Mining and Hydrometallurgy, University of South China, Hengyang 421001)

Abstract: Since the impregnated water from uranium tailings pond is one kind of industrial waste produced in the process of the development of nuclear industry, containing the high concentration of uranium, reed-constructed wetland (CW), cattail-CW and calamus-CW were used as experimental groups and no plant-CW was used as the controlled group, and the remediation effects of uranium in impregnated water from uranium tailings pond were compared. The results showed that when the hydraulic retention time and the cycles of treatments was 36 h and 5, the growth of plants in the three experimental groups were not significantly inhibited. The uranium concentrations of effluents from each stage of the plant-CW were less than 50 $\mu\text{g/L}$, satisfying the national emission standards (GB 23727—2020). The phytoremediation effects of different plant-CWs on uranium in impregnated water followed the order of cattails>calamus>reeds. The uranium bioconcentration factors (BCFs) of the three plants were 47.16, 44.60 and 36.68, respectively. It was found that after 3 cycles of treatment by cattail-CW, the uranium concentration of impregnated water reduced to less than 50 $\mu\text{g/L}$. After 5 cycles of treatment, uranium concentration of effluent at the final stage of cattail-CW was reduced to 18.10 $\mu\text{g/L}$, obviously lower than the uranium concentrations of effluents from other Plant-CWs. Also, its matrix could immobilize 3.62 mg uranium from the impregnated water from uranium tailings pond, obviously higher than the other treatments. The comparison study showed that cattail-CW was a potential method applicable to remediating the impregnated water from uranium tailings pond.

Key words: constructed wetland; phytoremediation; impregnated water from uranium tailings pond; uranium

铀矿采冶的快速发展积累了大量的铀尾矿,据统计,世界上现有的铀尾矿超过了200亿 $\text{t}^{[1]}$ 。这些堆置在铀尾矿库中的铀尾矿含有铀等放射性核素,

在物理、化学及生物风化的作用下,会向环境释放,从而形成含铀浸渍水。铀尾矿库浸渍水会随着地表径流迁移到周边环境,造成长久的潜在威胁。如

[基金项目] 湖南省教育厅重点资助项目(19A436)

果不能合理有效地处理这种工业废水,核工业的快速发展将受到制约。因此,铀尾矿库浸渍水的修复是亟待研究解决的重要难题。当前放射性废水主要的处理方法包括:蒸发浓缩法、化学沉淀法、离子交换法、吸附法、膜分离技术等^[2-4]。然而这些方法用来修复大量的铀尾矿库浸渍水时,具有成本高、容易造成二次污染等缺点。而生物修复法具有绿色经济、适用于大范围、低浓度放射性废水的修复^[5],其中人工湿地(CW)是一种利用物理、化学、生物作用及其他之间的相互作用^[6]去除废水中污染物的方法。

植物作为CW的主要组成部分,在污染物去除的过程中起着重要的作用。国内外研究^[7-14]表明,博落回、浮萍、凤眼莲、向日葵、满江红、芦苇、香蒲以及菖蒲等植物对水体中的铀去除效果较好;其中芦苇、香蒲和菖蒲作为湿地植物,具有较强的耐涝能力,能适应湿地的生长环境,且具有生物量大和易于获得等优点。张德喜^[7]利用7种湿地植物建立CW,研究了它们对模拟废水的修复效果,发现不同植物对不同污染物具有不同的修复能力。但以往的研究大多以实验室配制的模拟废水为研究对象,对实际的工业废水,尤其是实际的铀尾矿库浸渍水的相关研究仍然少见。

因此,构建修复铀尾矿库浸渍水植物-CW时,需要筛选一种对铀具有较强富集能力的植物,而且需要研究其修复铀尾矿库实际浸渍水的性能。本研究构建3种不同植物-CW,拟通过比较研究其对实际的铀尾矿库浸渍水中铀的去除效果,提出一种修复铀尾矿库浸渍水的植物-CW。

1 实验方法

1.1 CW的建立与运行

在南华大学西山温室大棚中构建三级间歇式垂直流CW进行试验,模拟垂直流人工湿地。CW容器为乳胶桶,高度为33.5 cm、底部内径为30 cm、顶部内径为35 cm。容器内部填充厚度为20 cm的土壤基质,并保持厚度为2.5 cm的持水层。CW装置见图1。

CW中的土壤基质取自南华大学校园土壤,含水率约为15.0%,属于红壤,是一种天然活性材料,与我国南方某铀尾矿库周边土壤性质类似、来源广泛,可作为CW的基质。铀尾矿库浸渍水取自我国南方某铀尾矿库,铀质量浓度为205.90 μg/L。共选取芦苇、香蒲和菖蒲3种湿地植物进行试验。湿地植物采

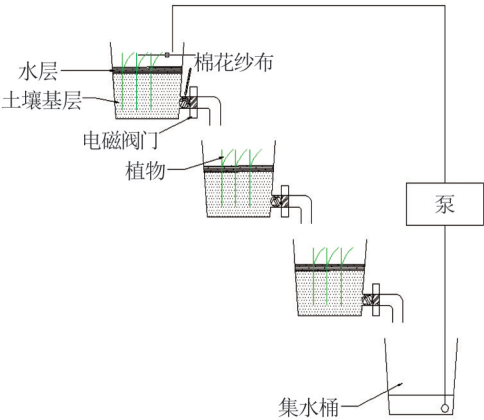


图1 CW装置示意

Fig. 1 Schematic diagram of CW

购自江苏省某水生植物基地,用自来水将根部的淤泥冲洗干净后置于改性霍格兰营养液中培育14 d后,选取生理状态良好,鲜重相近的植物进行试验。

三级CW采用间断循环供水,控制水力停留时间为36 h,每隔36 h,打开电磁阀门,让上1级CW中的废水流至下1级,当第3级CW出水经计量泵送回至第1级CW时,表示1次循环完成,试验共进行5次循环。试验处理设计见表1。共进行2次试验以验证其可重复性。重复试验时,为了避免上一批次试验的残留物质造成影响,在重复试验时使用了新的湿地容器、湿地基质以及湿地植物,并确保试验在同一条件下进行,避免无关变量对试验结果造成影响。

表1 试验设计

Table 1 Experimental design

处理组代号	注释	处理组代号	注释
1.1	第1级无植物-CW	3.1	第1级香蒲-CW
1.2	第2级无植物-CW	3.2	第2级香蒲-CW
1.3	第3级无植物-CW	3.3	第3级香蒲-CW
2.1	第1级芦苇-CW	4.1	第1级菖蒲-CW
2.2	第2级芦苇-CW	4.2	第2级菖蒲-CW
2.3	第3级芦苇-CW	4.3	第3级菖蒲-CW

1.2 出水样品的收集与处理

每经过1次循环,从出水口收集50 mL水样于聚乙烯管中,经0.22 μm水系滤头过滤后,在4℃的冰箱中暂存。随后,取收集的水样25 mL,根据水样消解标准(HJ 677—2013)消解处理后,在4℃的冰箱中保存,待测,出水样品的铀浓度由式(1)计算所得。

C_w=C_{d1} (1)

式中:C_w——出水铀质量浓度,mg/L;

C_{d1} ——出水样品消解液的铀质量浓度, mg/L。

1.3 植物样品的收集与处理

5次循环后, 收割植物, 用自来水反复冲洗, 将植物根部的淤泥冲洗干净, 使用 20 mmol/L EDTA-2Na 溶液浸泡 10 min 以去除表面的铀, 然后使用去离子水冲洗植物 3 遍, 用吸湿纸吸干表面多余水分后测量植物的鲜重、根长和茎长。将植物分为根茎与叶片两部分后, 于 105 ℃ 烘箱中杀青 30 min, 然后调节烘箱温度至 85 ℃ 进行烘干。待植物烘干至恒重后, 将样品研磨至 0.105 mm (140 目), 过筛。称取 0.20 g 样品, 采用王水-高氯酸 (体积比为 2:1) 进行消解, 消解后, 在 4 ℃ 的冰箱中保存, 待测, 植物样品中含铀由式 (2) 计算所得。

$$C_p = C_{d2} \times 25 \text{ mL} / 0.2 \text{ g} \quad (2)$$

式中: C_p ——植物各部位含铀, mg/kg;

C_{d2} ——植物样品消解液铀质量浓度, mg/L。

1.4 土壤基质取样与处理

在 5 次循环结束后, 收集土壤基质, 根据圆锥四分法进行缩分得到测量的土壤样品, 吸取土壤样品多余水分后, 置于 85 ℃ 的烘箱中烘干。烘干至恒重后, 将样品研磨至 0.105 mm (140 目), 过筛。称取干重为 0.20 g 的土壤样品, 采用王水-高氯酸-氢氟酸进行消解 (体积比为 2:1:0.5), 消解后, 在 4 ℃ 的冰箱中保存, 待测, 土壤基质样品中含铀由式 (3) 计算所得。

$$C_s = C_{d3} \times 25 \text{ mL} / 0.2 \text{ g} \quad (3)$$

式中: C_s ——土壤基质含铀, mg/kg;

C_{d3} ——土壤基质样品消解液铀质量浓度, mg/L。

1.5 铀浓度测定

采用电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS, 7700X, 美国安捷伦) 测定样品的铀浓度。

1.6 数据统计

采用 SPSS 25.0 对实验数据进行单因素方差分析, $p < 0.05$, 认为两组数据之间存在显著性差异, 用不同的大写或者小写字母来表示, 采用 Origin 2018 软件对数据进行制图。

2 结果与讨论

2.1 铀尾矿库浸渍水对植物生长的影响

铀尾矿库浸渍水对植物生物量和生长速率的影响分别见表 2、表 3。

表 2 植物鲜重变化

Table 2 Variation of plant fresh weight

植物种类	植物生物量/g		生长速率/(g·h ⁻¹) 180 h
	试验前	试验后	
芦苇	40.11±1.31 ^a	42.12±1.37 ^b	0.01 ^B
香蒲	42.24±1.48 ^a	48.55±3.27 ^c	0.04 ^C
菖蒲	40.97±0.71 ^a	41.77±1.46 ^a	<0.01 ^A

注: 表中不同小写字母表示不同植物的生物量在试验前后有显著性差异, 不同大写字母表示不同植物在试验期间的生长速率有显著性差异 ($p < 0.05$); 生长速率由公式 (4) 计算所得。

表 3 植物茎叶、根部生物量变化

Table 3 Variation in biomass of plant stems and roots

植物种类	植物茎叶长/cm		植物根长/cm	
	试验前	试验后	试验前	试验后
芦苇	37.82±2.35 ^a	43.53±0.82 ^A	14.96±1.66 ^b	19.73±1.54 ^B
香蒲	42.24±3.39 ^a	64.11±8.19 ^B	12.42±0.66 ^b	16.93±0.61 ^{AB}
菖蒲	36.02±1.22 ^a	44.51±4.46 ^A	7.78±0.87 ^a	14.07±2.08 ^A

注: 表中不同小写字母表示不同植物的茎叶长或根长在试验前有显著性差异, 不同大写字母表示不同植物的茎叶长或根长在试验后有显著性差异 ($p < 0.05$)。

$$s = (m_{t2} - m_{t1}) / 180 \text{ h} \quad (4)$$

式中: s ——植物生长速率, g/h;

m_{t1} 、 m_{t2} ——分别代表修复前后植物的鲜重, g。

由表 2、表 3 可知, 香蒲的生长速率最快, 为 0.04 g/h, 茎叶部的生长量大于根部的生长量, 试验周期结束后香蒲茎叶部长度达到 64.11 cm; 芦苇的生长量在试验前后变化不大; 菖蒲根部的相对生长量大于茎叶部的相对生长量。由表 2 和表 3 可知在低浓度的含铀浸渍水环境中, 植物的生长没有受到明显的抑制作用, 说明这 3 种植物都对铀具有一定的耐性, 该结果与刘韬^[13]以及赵聪^[14]的实验结果相符, 低浓度铀对植物的生长没有明显的毒害作用。而且土壤基质能为湿地植物提供一个缓冲层, 当铀伴随浸渍水进入 CW 后, 首先被 CW 的土壤基质截留, 避免了铀直接作用于植物。

2.2 植物对铀的富集特征

香蒲、芦苇以及菖蒲各部位对铀的富集效果以及对铀的运转系数 (TF) 和生物富集系数 (BCF) 见表 4。

表 4 植物对铀的富集特征

Table 4 Characteristics of uranium phytoaccumulation

植物种类	根部含铀/(mg·kg ⁻¹)	茎叶部含铀/(mg·kg ⁻¹)	BCF	TF
芦苇	10.59±0.09 ^a	2.57±0.11 ^a	36.68±0.25 ^a	0.24 ^a
香蒲	12.84±0.45 ^b	4.83±0.07 ^c	47.16±1.18 ^b	0.38 ^b
菖蒲	12.35±0.35 ^b	3.17±0.05 ^b	44.60±0.91 ^b	0.26 ^a

注: 表中各列不同字母表示不同植物对应的该列指标具有显著性差异 ($p < 0.05$); BCF 和 TF 分别由式 (5) 和 (6) 计算所得。

$$BCF=C_{pt}/C_{w0} \tag{5}$$

$$TF=C_1/C_2 \tag{6}$$

式中:BCF——生物富集系数;

C_{pt} ——整株植物含铀,mg/kg;

C_{w0} ——CW 进水含铀,mg/kg;

TF——转运系数;

C_1 、 C_2 ——分别代表植物叶部与根茎部含铀,mg/kg。

对比不同植物对铀尾矿库浸渍水中铀的 BCF 和 TF 可以发现,香蒲对铀的富集效果最好,其 BCF 最高,为 47.16,菖蒲次之;且香蒲的 TF 最高,为 0.38,显著高于其他植物($p<0.05$)。此外,表 4 显示,大部分铀都富集在植物的根部,只有很少一部分转移至茎叶部,与阳承胜等^[15]以及腾云等^[16]的研究结果相符合。该现象可能是由于植物根部吸收重金属后,为了避免铀对细胞造成损害,通过多种方式将铀固定在某个范围内。植物的细胞壁可以吸附铀,将铀固定在细胞壁上,阻止其进入细胞内部^[17],从而避免铀影响细胞的正常生理活动;而当铀在进入细胞后,液泡能鼓出囊泡,将进入细胞的铀包裹,固定在液泡内,避免铀与亚细胞结构或胞内蛋白结合影响植物的正常生理活动^[18]。植物的这种区室化作用^[17]降低了细胞内游离的铀的量,导致铀主要富集在植物的根部,植物的转运系数也因此较低^[19]。

2.3 土壤基质对铀尾矿库浸渍水中铀的去除效果

湿地基质可以通过吸附-共沉淀、氧化还原以及与微生物的相互作用去除污染物。CW 土壤基质对铀尾矿库浸渍水中铀的去除效果见表 5。

表 5 CW 土壤基质固定的铀总量

Table 5 Total amount of uranium immobilized by CWs matrix

处理组	土壤基质中铀总量/mg	处理组	土壤基质中铀总量/mg
1.1	0.70±0.02 ^a	3.1	1.39±0.06 ^{ef}
1.2	0.99±0.01 ^{bc}	3.2	1.06±1.02 ^{cd}
1.3	0.89±0.04 ^b	3.3	1.17±0.04 ^d
2.1	1.21±0.01 ^{de}	4.1	1.03±0.05 ^c
2.2	1.02±0.02 ^c	4.2	1.08±0.01 ^{cd}
2.3	1.22±0.07 ^{de}	4.3	1.03±0.03 ^c

注:表中不同小写字母表示处理间具有显著性差异($p<0.05$)。

无植物-CW 的土壤基质可以固定 2.58 mg 铀尾矿库浸渍水中铀,表明 CW 的土壤基质也参与了 CW 对铀的去除过程。红壤作为 CW 的土壤基质,能通过

吸附-共沉淀等作用^[20-21]去除废水中的污染物,是一种成本低廉的天然活性材料。同时,土壤基质中的有机质可为人工湿地中微生物的生长提供碳源,同时可作为微生物的载体,避免微生物在水力作用下被冲刷下来。而土壤基质中的微生物也能通过微生物富集作用^[21]去除浸渍水中的铀。但湿地基质去除铀机理十分复杂,难以确定土壤基质在去除铀尾矿库浸渍水中铀的过程中何种作用起主导作用^[22]。

芦苇-CW、香蒲-CW、菖蒲-CW 的土壤基质对铀尾矿库浸渍水中铀的总固定量分别为 3.45、3.62、3.14 mg,均显著高于无植物-CW 的土壤基质对铀的固定量($p<0.05$)。因此种植植物后,土壤基质能固定更多的铀,提高 CW 对铀尾矿库浸渍水的修复能力。出现该现象可能的原因包括:(1)植物的存在会丰富环境中的微生物群落结构^[23-24],为微生物的生长提供底物,促进微生物的群落发展^[25],而微生物可以吸附废水中铀^[21];(2)植物的根系会向土壤基质径向输氧,在这种条件下,重金属可能会在根际区域与氧化铁或氢氧化物发生反应并形成共沉淀^[26],而铀作为一种重金属也可能发生类似的反应^[12],致使土壤基质中铀浓度增加。

2.4 不同植物-CW 对铀尾矿库浸渍水的修复效果

各次循环结束后不同 CW 出水铀浓度以及对铀的去除率变化见图 2、图 3,4 种 CW 对铀尾矿库浸渍水中铀的总去除率见表 6。

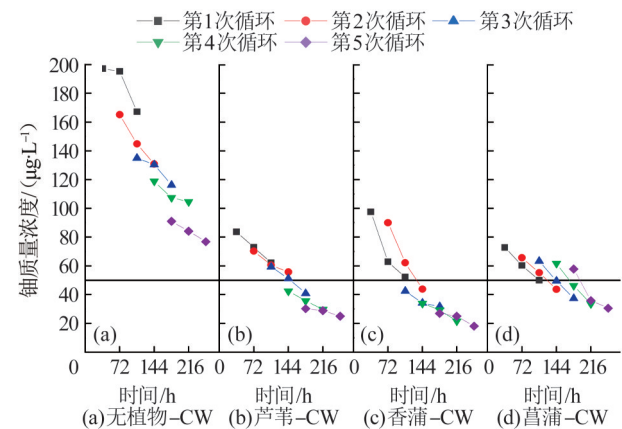


图 2 各次循环结束后不同 CW 出水铀浓度变化

Fig. 2 Variation of uranium concentration after each circle

由图 2(a)、表 6 可知,经过 5 次循环后,无植物-CW 的出水铀质量浓度为 76.78 μg/L,总去除率为 62.71%,出水未能达到国家排放标准(GB 23727—

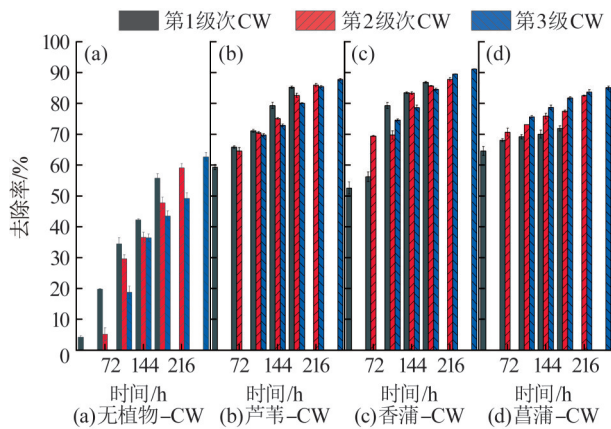


图3 不同处理模式下各级CW对铀的去除率

Fig. 3 Removal rate of uranium at each stage of different CWs

2020)要求的低于 $50 \mu\text{g/L}$ 。但是随着循环次数的增

多,各级CW出水的铀浓度不断减少,说明CW基质不仅为植物提供生长场所,而且对废水具有一定修复效果。Shuiping CHENG等^[27]的研究也证明了CW的基质能吸附铜、锰以及镉等多种重金属元素。但图3(a)显示,第1次循环结束后,无植物-CW对铀的总去除率为18.79%,随着循环次数的增加,每次循环的总去除率逐渐降低。这可能是由于基质对污染物的吸附能力具有一定的限度,当基质吸附污染物的量达到某一阈值时,基质对污染物的吸附能力下降,去除率降低^[28]。CW基质对铀的吸附能力具有一定的限值,当基质饱和后可以更换土壤以保证CW的有效运行。此外,可以通过淋洗^[29]去除被固定在土壤中的铀,淋洗后的土壤可以重新用作CW的基质。

表6 各CW对铀的总去除率

Table 6 Total uranium removal rates of effluents from different CWs

处理组	不同循环下对铀的总去除率/%				
	1	2	3	4	5
无植物-CW	$18.79 \pm 2.06^{\text{aA}}$	$36.44 \pm 1.27^{\text{aB}}$	$43.52 \pm 1.61^{\text{aC}}$	$49.19 \pm 1.82^{\text{aC}}$	$62.71 \pm 1.38^{\text{aD}}$
芦苇-CW	$69.79 \pm 0.40^{\text{bA}}$	$72.91 \pm 0.43^{\text{bB}}$	$80.12 \pm 0.14^{\text{bC}}$	$85.51 \pm 0.35^{\text{bD}}$	$87.81 \pm 0.24^{\text{bE}}$
香蒲-CW	$74.64 \pm 0.38^{\text{cA}}$	$78.69 \pm 0.82^{\text{cB}}$	$84.58 \pm 0.35^{\text{cC}}$	$89.52 \pm 0.08^{\text{cD}}$	$91.2 \pm 0.00^{\text{cE}}$
菖蒲-CW	$75.69 \pm 0.39^{\text{cA}}$	$78.75 \pm 0.73^{\text{cB}}$	$81.78 \pm 0.46^{\text{bcC}}$	$83.69 \pm 0.76^{\text{bcD}}$	$85.12 \pm 0.51^{\text{bd}}$

注:表中各列不同小写字母表示同一次循环下各种CW对铀的去除率具有显著性差异($p < 0.05$);表中各行不同大写字母分别表示在不同循环次数下同一种CW对铀的去除率具有显著性差异($p < 0.05$)。

不同处理模式下土壤基质对铀尾矿库浸渍水中铀去除的贡献度见表7。

表7 不同处理模式下土壤基质对铀尾矿库浸渍水中铀的去除的贡献度

Table 7 Contribution of matrix in different CWs on removal of uranium from uranium tailings pond

处理组	土样基质固定铀的总量/铀的总去除量	铀的总去除量/mg
无植物-CW	$1.00 \pm 0.00^{\text{d}}$	$2.56 \pm 0.07^{\text{A}}$
芦苇-CW	$0.65 \pm 0.01^{\text{a}}$	$5.26 \pm 0.01^{\text{C}}$
香蒲-CW	$0.67 \pm 0.00^{\text{b}}$	$5.40 \pm 0.19^{\text{C}}$
菖蒲-CW	$0.80 \pm 0.00^{\text{c}}$	$3.91 \pm 0.12^{\text{B}}$

注:表中不同小写字母表示不同处理下土壤基质固定铀的总量和铀的总去除量之比具有显著性差异($p < 0.05$);表中不同大写字母表示不同处理下铀的总去除量具有显著性差异($p < 0.05$);表中铀的总去除量包括土壤基质固定铀的总量以及植物富集铀的量。

由表7可知,芦苇-CW、香蒲-CW和菖蒲-CW这3种CW中,土壤基质固定铀的总量都高于植物富集铀的量,但它们对铀的总去除量都高于无植物-CW,表明植物参与了CW对铀尾矿库浸渍水中铀的去除过程,增加了CW对铀尾矿库浸渍水中铀

的去除总量,强化了CW的修复能力^[25]。

由图2(b)可知,经过5次循环后,芦苇-CW能将铀尾矿库浸渍水中的铀质量浓度降低至 $25.10 \mu\text{g/L}$,达到国家的排放标准要求。其中第1次循环结束后,第1级芦苇-CW对铀的去除率达到59.36%,显著高于同一循环下无植物-CW的去除率($p < 0.05$)。但随着循环次数的增加,芦苇-CW对铀的去除率增加缓慢,由图3(b)可知,这可能是由于试验后期CW中浸渍水的铀浓度较低,植物对铀的富集难度增加。

由图2(c)可知,经过5次循环后,第3级香蒲-CW的出水铀质量浓度为 $18.11 \mu\text{g/L}$,满足饮用水水质对铀质量浓度的要求(铀质量浓度应低于 $30 \mu\text{g/L}$)。而且,香蒲-CW对铀的去除速率较快,在试验开始108 h后,第1级香蒲-CW出水的铀质量浓度已降至 $45.51 \mu\text{g/L}$,达到工业排放标准。结合图3(c)可以发现,铀浓度的快速下降发生于试验的第1和第2次循环,前2次循环结束后,第3级香蒲-CW

对铀的去除率达到78.69%,随后,香蒲-CW对铀尾矿库浸渍水中铀的去除率增加缓慢,经过5次循环后第3级香蒲-CW对铀的去除率为91.20%。推测该现象的发生可能是由于前期香蒲的生长速率较快,植物对铀的富集能力较强,但在试验的后期,香蒲的生长速率下降,植物富集铀的能力也随之降低。因此,为实现高效修复的同时保证出水水质,香蒲-CW修复铀尾矿库浸渍水中铀的最佳循环次数为3次。铀尾矿库浸渍水在香蒲-三级间歇式垂直流CW中经过3次循环所消耗的时间为180 h,短于其他CW^[30]处理重金属废水所需要的8周。因此,香蒲-CW在处理时效上具有一定的优势。

由图2(d)可知,在5次循环后,第1级菖蒲-CW出水的铀质量浓度仍高于50 $\mu\text{g/L}$,未达到国家排放标准,但第2级菖蒲-CW在第3次循环后出水铀质量浓度为37.51 $\mu\text{g/L}$,达到排放标准对铀浓度的要求。结合表5可以发现,菖蒲-CW的土壤基质中铀总量为3.14 mg,显著低于香蒲-CW的土壤基质固定的铀总量($p<0.05$)。这可能是由于在菖蒲的作用下,部分被固定在第1级菖蒲-CW土壤基质中的铀释放到环境中,增加了出水的铀浓度。

综上所述,经过5次循环后,3种植物-CW出水的铀浓度均达到排放标准,对铀的去除率均高于85%,显著高于无植物-CW($p<0.05$)。植物-CW比无植物-CW效果更优,强调了植物对重金属的吸附与富集作用。另外定期刈割、更换植物可以持续发挥对铀的去除功效令CW持续发挥对铀的去除功效^[31]。由此可以推论植物-CW可以用来处理铀尾矿库浸渍水。比较3种植物-CW的修复效果,发现香蒲-CW对含铀废水的修复效果最好,参照表2与表3可以发现香蒲的生长速率最快,有利于铀的去除。

3 结论

(1)芦苇、香蒲和菖蒲对铀质量浓度为205.90 $\mu\text{g/L}$ 的铀尾矿库浸渍水表现出良好的适应性,其中香蒲的生长速率最快,且茎叶部生长显著高于其他植物,可以缩短刈割周期以降低植物体内的铀含量,提高CW去除铀尾矿库浸渍水中铀的总量。

(2)比较3种植物对铀的BCF和TF发现,CW中植物对铀的修复效果高低顺序为香蒲>菖蒲>芦苇。

(3)经5次循环处理后,无植物-CW的土壤基质仅固定了2.58 mg铀尾矿库浸渍水中的铀,植物-CW的土壤基质固定铀的量均显著高于无植物-CW的土壤基质固定铀的量($p<0.05$),其中香蒲-CW的土壤基质固定铀的量最高,达到了3.62 mg。

(4)经过5次循环处理后,无植物-CW最后一级出水的铀质量浓度为76.78 $\mu\text{g/L}$,未达到国家排放标准;而植物-CW最后一级出水的铀浓度全部达标,其中出水铀质量浓度由低至高依次为香蒲-CW<芦苇-CW<菖蒲-CW,分别为18.11、25.10、30.64 $\mu\text{g/L}$,且香蒲-CW仅需3次循环处理就可将各级CW出水的铀质量浓度降至50 $\mu\text{g/L}$ 以下。

(5)香蒲-CW对铀尾矿库浸渍水的修复效果最好,是一种对铀尾矿库浸渍水修复具有潜在应用前景的方法。

参考文献

- [1] CARVAN M J, DALTON T P, STUART G W, et al. Transgenic zebrafish as sentinels for aquatic pollution [J]. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 2010, 919: 133-147.
- [2] WANG Jianlong, WAN Zhong. Treatment and disposal of spent radioactive ion-exchange resins produced in the nuclear industry [J]. *Progress in Nuclear Energy*, 2015, 78: 47-55.
- [3] LIU Yang, GU Ping, JIA Lin, et al. An investigation into the use of cuprous chloride for the removal of radioactive iodide from aqueous solutions [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, 302: 82-89.
- [4] MARQUES R, HELMY R, WATERHOUSE D. Enhancing radiolytic stability upon concentration of tritium-labeled pharmaceuticals utilizing centrifugal evaporation [J]. *Journal of Labelled Compounds & Radiopharmaceuticals*, 2015, 58(6): 261-263.
- [5] 何军良, 祝亚平, 朱密, 等. 土壤中重金属污染的植物修复强化技术概览 [J]. *安全与环境工程*, 2019, 26(1): 58-63.
HE Junliang, ZHU Yaping, ZHU Mi, et al. Enhanced phytoremediation technology of heavy metal contaminated soil: A review [J]. *Safety and Environmental Engineering*, 2019, 26(1): 58-63.
- [6] 孙焕坝, 范玉贞. 香蒲对水体的净化效应 [J]. *安徽农业科学*, 2007, 35(21): 6576-6582.
SUN Huanqing, FAN Yuzhen. Purifying effect of water body by *Typha angustifolia* [J]. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2007, 35(21): 6576-6582.
- [7] 张德喜. 不同人工湿地植物对生活污水净化效果研究 [J]. *基因组学与应用生物*, 2018, 37(4): 1621-1628.
ZHANG Dexi. Study on Purification efficiency of domestic wastewater by different constructed wetland plants [J]. *Genomics and Applied Biology*, 2018, 37(4): 1621-1628.
- [8] 胡南, 丁德馨, 李广悦, 等. 五种水生植物对水中铀的去除作用 [J].

- 环境科学学报, 2012, 32(7): 1637-1645.
- HU Nan, DING Dexin, LI Guangyue, et al. Uranium removal from water by five aquatic plants [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2012, 32(7): 1637-1645.
- [9] 范益, 朱靖, 张艳, 等. 施加磷酸盐对浮萍抗氧化特性及铀富集能力的影响[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(12): 84-86.
- FAN Yi, ZHU Jing, ZHANG Yan, et al. Effect of phosphate on anti-oxidant traits and uranium enrichment of duckweed [J]. *Journal of Anhui Agricultural Science*, 2018, 46(12): 84-86.
- [10] 粮涛, 胡南, 张辉, 等. 博落回对不同化学形态铀的富集特征[J]. *环境科学研究*, 2017, 30(8): 1238-1245.
- LANG Tao, HU Nan, ZHANG Hui, et al. Accumulation of different chemical species of uranium in *Macleaya cordata* [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2017, 30(8): 1238-1245.
- [11] AI Lian, LUO Xuegang, LIN Xiaoyao, et al. Biosorption behaviors of uranium(VI) from aqueous solution by sunflower straw and insights of binding mechanism [J]. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2013, 298(3): 1823-1834.
- [12] WANG Weiqing, DUDEL E G. Nitrogen species coupled with transpiration enhance Fe plaque assisted aquatic uranium removal via rhizofiltration of *Phragmites australis* Trin ex Steud [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2018, 181: 138-146.
- [13] 刘韬. 香蒲对低浓度含铀废水处理效果的试验研究[D]. 衡阳: 南华大学, 2014.
- LIU Tao. Experimental study on the treatment effect of *Typha latifolia* Linn. on low-concentration uranium-containing wastewater [D]. Hengyang: University of South China, 2014.
- [14] 赵聪. 香根草和菖蒲对铀胁迫的耐性与富集特性研究[D]. 衡阳: 南华大学, 2014.
- ZHAO Cong. Investigation of uranium accumulation potential and biochemical responses of *Vetiveria zizanioides* and *Acorus calamus* [D]. Hengyang: University of South China, 2014.
- [15] 阳承胜, 蓝崇钰, 束文圣. 重金属在宽叶香蒲人工湿地系统中的分布与积累[J]. *水处理技术*, 2004, 28(2): 101-104.
- YANG Chengsheng, LAN Chongyu, SHU Wensheng. Distribution and accumulation of heavy metals in the constructed wetland system of *Typha latifolia* Linn [J]. *Technology of Water Treatment*, 2004, 28(2): 101-104.
- [16] 滕云, 游少鸿, 陈梦华, 等. 香蒲根际过滤对水中镉的去除[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(3): 1545-1548.
- TENG Yun, YOU Shaohong, CHEN Menghua, et al. Removal cadmium from water by rhizofiltration using *Typha angustifolia* [J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11(3): 1545-1548.
- [17] 姜娜, 杨京民, GAHONZIRE B, 等. 牧草在重金属污染土壤治理中的修复和综合利用潜力[J]. *生态与农村环境学报*, 2021, 37(5): 545-554.
- JIANG Na, YANG Jingmin, GAHONZIRE B, et al. Forage grass for phytoremediation of heavy metal polluted soils and the potential for its comprehensive utilization: A review [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2021, 37(5): 545-554.
- [18] LI Xinxin, CUI Xiaowei, ZHANG Xu, et al. Combined toxicity and detoxification of lead, cadmium and arsenic in *Solanum nigrum* L [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 389: 121874.
- [19] 王艳, 王彤, 朱四喜, 等. 芦竹中六价铬的富集、转运及其亚细胞分布[J]. *安全与环境学报*, 2020, 20(6): 2295-2302.
- WANG Yan, WANG Tong, ZHU Sixi, et al. Enrichment, transport and subcellular distribution of hexavalent chromium in *arundo* [J]. *Journal of Safety and Environment*, 2020, 20(6): 2295-2302.
- [20] INGRAO C, FAILLA S, ARCIDIACONO C. A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems [J]. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2020, 13: 35-45.
- [21] GHOSH M M, GHOSH U D. Rhizospheric iron oxidizing bacteria from *Typha angustifolia* growing in heavy metal enriched wetlands of Jaduguda uranium mine tailings, India assisting phytoremediation by the plant [J]. *Journal of Environment and Sociobiology*, 2015, 12: 133-142.
- [22] 赵倩, 庄林岚, 盛芹, 等. 潜流人工湿地中基质在污水净化中的作用机制与选择原理[J/OL]. *环境工程*: 1-12 [2021-05-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.-X.20210429.1419.004.html>.
- ZHAO Qian, ZHUANG Linlan, SHENG Qin, et al. Role and design principles of substrate for wastewater purification in subsurface flow constructed wetland [J/OL]. *Environmental Engineering*: 1-12 [2021-05-31]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/11.2097.-X.20210429.1419.004.html>.
- [23] 陈影, 陈苏, 马鸿岳, 等. 辽河干流河岸带植物及微生物多样性研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(9): 2048-2057.
- CHEN Ying, CHEN Su, MA Hongyue, et al. Plant and microbial diversity in the riparian zone of the Liao River mainstream, China [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(9): 2048-2057.
- [24] 张爱娣, 郑仰雄, 吴碧珊, 等. 滨海湿地土壤微生物群落多样性及其影响因素[J]. *水土保持研究*, 2020, 27(3): 8-14.
- ZHANG Aidi, ZHENG Yangxiong, WU Bishan, et al. Soil microbial community diversity and its influencing factors in coastal wetland [J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2020, 27(3): 8-14.
- [25] JAN V, 卫婷, 赵亚乾, 等. 细数植物在人工湿地污水处理中的作用[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(2): 25-30.
- JAN V, WEI Ting, ZHAO Yaqian, et al. Counting the roles of plants in constructed wetlands for wastewater treatment [J]. *China Water & Wastewater*, 2021, 37(2): 25-30.
- [26] VYMAZAL J, BREZINOVA T. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 290: 232-242.

(下转第 142 页)