

DOI: 10.11931/guihaia.gxzw202112004

柳心怡, 农宇, 黄建祥, 等. Cr⁶⁺对人工湿地薹苳光合特性和微量元素吸收的影响 [J]. 广西植物, 2022, 42(11): 1959–1970.

LIU XY, NONG Y, HUANG JX, et al. Effects of Cr⁶⁺ on photosynthetic characteristics and trace element absorption of *Coix lacryma-jobi* in constructed wetland [J]. *Guihaia*, 2022, 42(11): 1959–1970.



Cr⁶⁺对人工湿地薹苳光合特性和微量元素吸收的影响

柳心怡, 农宇, 黄建祥, 李素丽, 李良香, 程夕冉, 王学礼, 李正文, 李志刚*

(广西大学农学院, 南宁 530005)

摘要:为深入了解 Cr⁶⁺胁迫对人工湿地植物薹苳光合特性和微量元素吸收的影响, 该文通过构筑微型垂直流薹苳 (*Coix lacryma-jobi*) 人工湿地, 采用 1/2 Hoagland's 营养液配制的含 0、5、20、40 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺ 废水为灌溉用水, 研究铬胁迫对人工湿地植物生长、光合特性、抗氧化酶活性和微量元素吸收等的影响。结果表明: (1) 低浓度 (5 mg · L⁻¹) Cr⁶⁺ 对薹苳的株高、茎粗和分蘖影响不显著, 高浓度 (20、40 mg · L⁻¹) Cr⁶⁺ 则显著抑制薹苳的生长。(2) 低浓度 Cr⁶⁺ 处理下, 薹苳叶片净光合速率 (P_n)、气孔导度 (G_s) 和蒸腾速率 (T_r) 有不同程度的提高, 提高幅度分别为 6.8% ~ 54.8%、13.0% ~ 40.3% 和 9.1% ~ 36.4%。高浓度 Cr⁶⁺ 处理下, 叶片 P_n 、 G_s 、 T_r 等指标显著下降, 但叶片胞间 CO₂ 浓度 (C_i) 则显著提高。(3) 薹苳叶片超氧化物歧化酶 (SOD) 和过氧化物酶 (POD) 活性均随着处理时间的延长而提高; 低浓度 Cr⁶⁺ 处理下, 薹苳叶片 SOD 活性与对照差异不大, 高浓度 Cr⁶⁺ 处理下, SOD 活性受到显著抑制。薹苳叶片 POD 活性和丙二醛 (MDA) 含量均随 Cr⁶⁺ 处理浓度的提高而提高。(4) 高浓度 Cr⁶⁺ 处理显著抑制根系、茎、叶对 Cu、Fe、Mn 和 Zn 的吸收。(5) 5、20 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺ 处理下, 人工湿地对 Cr⁶⁺ 去除率最高可达 99%, 40 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺ 处理下最高则为 86%。综上所述, Cr⁶⁺ 胁迫导致 Fe、Mn、Zn 和 Cu 等元素吸收量显著下降, 光合受阻, 抗氧化系统受损, 植物生长受到抑制, 最终导致人工湿地处理含 Cr⁶⁺ 废水的能力下降。

关键词: 铬, 人工湿地, 光合作用, 微量元素, 抗氧化酶

中图分类号: Q948 文献标识码: A 文章编号: 1000-3142(2022)11-1959-12

Effects of Cr⁶⁺ on photosynthetic characteristics and trace element absorption of *Coix lacryma-jobi* in constructed wetland

LIU Xinyi, NONG Yu, HUANG Jianxiang, LI Suli, LI Liangxiang,
CHENG Xiran, WANG Xueli, LI Zhengwen, LI Zhigang*

(College of Agricultural, Guangxi University, Nanning 530003, China)

收稿日期: 2022-03-17

基金项目: 国家自然科学基金(21167002, 41867023); 广西自然科学基金(2018GXNSFAA281214) [Supported by National Natural Science Foundation of China (21167002, 41867023); Natural Science Foundation of Guangxi (2018GXNSFAA281214)]。

第一作者: 柳心怡(1997-), 硕士研究生, 主要从事作物环境生态研究, (E-mail) 929252184@qq.com。

*通信作者: 李志刚, 教授, 主要从事植物逆境生理生态研究, (E-mail) lizhigangnn@163.com。

Abstract: In order to understand the effects of Cr^{6+} stress on the photosynthetic characteristics and trace element absorption of *Coix lacryma-jobi*, we investigated the effects of Cr stress on the growth, photosynthetic characteristics, antioxidant enzyme activity and microelement absorption of *C. lacryma-jobi* by constructing a miniature vertical flow *C. lacryma-jobi* artificial wetland with 1/2 Hoagland's nutrient solution containing 0, 5, 20, 40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cr^{6+} wastewater as irrigation water. The results were as follows: (1) Low concentration ($5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) of Cr^{6+} had no significant effects on plant height, stem thickness and tillering of *C. lacryma-jobi*, while high concentrations (20, 40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) of Cr^{6+} significantly inhibited the growth of *C. lacryma-jobi*. (2) Net photosynthetic rate (P_n), stomatal conductance (G_s) and transpiration rate (T_r) of *C. lacryma-jobi* leaves were increased to different degrees under low Cr^{6+} treatment, with the increases ranging from 6.8% to 54.8%, from 13.0% to 40.3% and from 9.1% to 36.4%, respectively. Under the high concentration of Cr^{6+} treatment, the P_n , G_s and T_r of leaves decreased significantly, but the intercellular CO_2 concentration (C_i) increased significantly. (3) Both superoxide dismutase (SOD) and peroxidase (POD) activities of *C. lacryma-jobi* leaves increased with increasing treatment time; SOD activity of *C. lacryma-jobi* leaves did not significantly differ from the control under low Cr^{6+} treatment, and was significantly inhibited under high Cr^{6+} treatment. The POD activity and malondialdehyde (MDA) content of *C. lacryma-jobi* leaves increased with the increase of Cr^{6+} treatment concentration. (4) The absorption of Cu, Fe, Mn and Zn by roots, stems and leaves was significantly inhibited by high concentration of Cr^{6+} treatment. (5) The removal rate of Cr^{6+} by the artificial wetland was up to 99% under 5 and 20 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cr^{6+} treatments, and 86% under 40 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cr^{6+} treatment. All the results indicate that Cr^{6+} stress leads to a significant decrease in the absorption of Fe, Mn, Zn and Cu, hinders photosynthesis, impairs antioxidant systems and inhibits plant growth, which ultimately leads to a decrease in the ability of the artificial wetland to treat Cr^{6+} containing wastewater.

Key words: chromium (Cr), constructed wetland, photosynthesis, trace element, antioxidative enzyme

铬能够通过食物链途径进入植物、动物和人的体内,并进行积累,且极易对生态环境和人体健康造成伤害(Wenzel et al., 2003; Rajkumar et al., 2009; 樊霆等, 2013)。铬(Cr)在环境中的常见价态有Cr(III)和Cr(VI),其中,Cr(III)毒性较低,是人体必需的微量元素之一;而Cr(VI)通常以铬酸盐或重铬酸盐离子的形式与氧结合,其强氧化性、高水溶性和膜渗透性使得极低浓度的Cr(VI)也具有高毒性(王爱云等, 2012; Alahmad et al., 2019)。铬广泛应用于电镀业和染料业等行业,这些行业工厂排放的废水是铬污染传播的重要途径,并会导致耕地污染。因此,加强含铬废水治理和达标排放是避免耕地铬污染和保护有限耕地资源的重要手段。

前人研究发现,运用化学固化法、化学稳定化法、化学还原法、离子交换法和微生物还原法等技术可以去除污水中铬,但这些技术存在成本较高、操作复杂和不适于低浓度Cr(VI)污染水体处理(伍清新等, 2014; 田小利和李倩, 2017)等问题。人工湿地是植物-微生物联合修复的一种修复模式,因其成本低、耗能少和具有一定的生态效益的

特点,被认为是处理重金属污染修复的有效途径(Rivastava et al., 2009; Zhuang et al., 2019; Xu et al., 2020)。人工湿地对含铬污水具有较好的净化效果,李志刚等(2010)研究发现,薏苡(*Coix lacryma-jobi*)人工湿地能够高效去除生活污水中低浓度 Cr^{6+} ($<10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$),且植物表现出相对较高的耐受性,而高浓度 Cr^{6+} ($30 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)胁迫则对薏苡的生长有显著的抑制作用。光合作用强弱是衡量植物生长状态的重要指标,铬含量过高会导致植物叶绿素分解,净光合速率(net photosynthetic rate, P_n)、气孔导度(stomatal conductance, G_s)、蒸腾速率(transpiration rate, T_r)和胞间 CO_2 浓度(intercellular CO_2 concentration, C_i)等光合生理指标下降,最终导致植物的生长受到显著抑制(Choudhury et al., 2012; 邵云等, 2012)。其中,植物光合速率的下降可能导致光合电子传递过程中电子传递给 O_2 分子,活性氧含量增加,从而引起膜脂过氧化,丙二醛(malondialdehyde, MDA)在体内过量积累,使得植物体的各类代谢活动受到严重阻碍甚至失调(杨雯一, 2021)。植物可通过提高超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)和过

氧化物酶(peroxidase, POD)等抗氧化酶的活性来抵御重金属的毒害作用(钟旻依等,2019)。此外,植物体内产生的可溶性蛋白等渗透调节物质亦可缓解重金属胁迫(吕冬梅等,2021)。但是,有关铬胁迫条件下垂直流人工湿地植物光合参数、抗氧化酶活性的变化特征的研究并不多见。

植物光合能力的大小与矿质养分的吸收关系极为密切,Cu、Zn、Fe和Mn等微量元素与光合作用关系极为密切,重金属胁迫对植物的养分吸收和代谢产生重要影响,如Ali等(2012)研究发现铬胁迫抑制大麦对Fe、Mn、Cu和Zn的吸收。肖家昶等(2021)研究发现在铝胁迫下,西瓜叶片钾、钙和镁元素积累,而钾、钙和镁元素与植物叶片光合和抗逆等功能密切相关。因为Fe、Zn、Mn和Cu都是植物正常生长和代谢所必需的微量营养元素,也是某些酶的活化剂,在植物的光合作用、呼吸作用等方面的氧化还原过程中具有非常重要的作用(徐根娣等,2015),所以随着这些元素吸收量的减少,将会直接导致植物光合能力的下降和生物量的减少等问题。迄今为止,有关Cr⁶⁺胁迫对植物吸收营养元素的影响的研究仍鲜见报道。因此,了解Cr⁶⁺胁迫下植物的养分元素变化对于深入了解人工湿地植物响应铬胁迫机制具有重要的实际意义。

本研究拟采用构建模拟垂直流薏苡人工湿地的方法,以含不同浓度Cr⁶⁺的铬废水(利用1/2 Hoagland's营养液配制)作为人工湿地灌溉用水,拟探讨以下问题:(1)不同浓度Cr⁶⁺对人工湿地中薏苡吸收微量元素的影响;(2)不同浓度Cr⁶⁺人工湿地中薏苡生长、光合特性和人工湿地对Cr⁶⁺去除的关系。本研究结果可为实际人工湿地运作提供一定的理论依据,并为今后人工湿地修复含重金属污水提供参考价值和指导。

1 材料与方 法

1.1 试验设计

本试验于2020年的5—8月在广西大学农学院科研基地网室(108°17'14" E, 22°50'17" N)内进行。当地年平均气温为22.0℃,属亚热带季风气候,年均降雨量为1300~2000mm。

薏苡是禾本科(Poaceae)、薏苡属(Coix)植物。薏苡为我国东南部常见栽培或野生植物,生于温

暖潮湿的边地和山谷溪沟。薏苡是湿生性植物,适应性强,对土壤要求不严,可以在富营养化的水体中生长,根系发达,具有修复受污染水体能力(高冲,2008)。因此,本试验以薏苡为人工湿地植物,试验材料来自广西大学农学院试验基地。参考李志刚等(2010)的方法构建微型垂直流人工湿地系统,选取上、下口直径和高度分别为71、45、61cm的塑料桶,于桶内从下至上依次装填高度约10cm的鹅卵石(直径2~5cm),铺垫40cm厚的细沙层,在距桶底约10cm处安装水龙头作为出水口。每个桶内种植6株株高20cm且长势均匀的薏苡苗。在1/2 Hoagland's营养液中添加K₂Cr₂O₇以获得含0(对照,CK)、5、20、40mg·L⁻¹浓度Cr⁶⁺的污水,不同浓度每个处理重复3次。

Cr⁶⁺处理前20d,用1/2 Hoagland's营养液灌溉人工湿地。5月14日开始进行不同浓度Cr⁶⁺处理,参考李志刚等(2018)的方法,采取间歇式进水方式,进水后停留3d,然后落干4d。每7d为一个周期,直至当年8月30日试验结束。

1.2 样品采集

分别于Cr⁶⁺处理后10、30、60、100d进行样品采集。取出植株并将根、茎和叶洗净拭干,一部分叶片鲜样用于逆境生理指标的测定;另一部分把根、茎和叶分开,放入烘箱105℃杀青30min,70℃烘至恒重后粉碎,最后过60目筛后装样保存待测。

1.3 测定方法

1.3.1 逆境生理指标的测定 叶片SOD活性采用苏州科铭试剂盒测定;POD活性测定参照李合生(2000),采用愈创木酚动力学扫描法;MDA含量测定参照刘大林等(2015),采用硫代巴比妥酸比色法。

1.3.2 光合生理指标的测定 分别于Cr⁶⁺处理后的第10、第30、第60和第100天的上午9:00—11:30使用LI-6400XTR光合作用测定仪(生产厂家:LI-COR,产地:美国),选择第一片展开叶(叶片基部出现叶环时即为展开叶),测定薏苡叶片的净光合速率、气孔导度、蒸腾速率和胞间CO₂浓度指标。测定期间光照强度为(480±10)μmol·m⁻²,光照时间为(16±0.5)h,相对湿度保持在60%~70%。

1.3.3 微量元素铬、铁、铜、锰和锌含量的测定 将植株的根、茎和叶分别冲洗干净后,将根系浸泡于

浓度为 $20 \text{ mmol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ 溶液中 30 min , 然后用超纯水冲洗干净, 以除去吸附在根表面的铬。将根、茎和叶样品烘干后粉碎过 100 目筛。参照王爱云等 (2012) 的方法, 用浓硝酸与高氯酸按 $4:1$ ($V/V=4:1$) 的方法进行消煮, 并用电感耦合等离子发射体发射光谱仪 (型号: ICP-5000, 生产厂家: 北京聚光科技有限公司, 产地: 中国) 测定各组分中的 Cr、Fe、Cu、Mn 和 Zn 元素含量。

1.3.4 农艺形状测定 分别于 Cr^{6+} 处理后第 10、第 30、第 60 和第 100 天, 测量薏苡茎粗、株高 (从基部至顶部第一个可见叶环) 和分蘖数。

1.3.5 水中 Cr^{6+} 含量测定 参照苏长青 (2016) 的方法, 使用二苯碳酰二肼分光光度法测定出水中 Cr^{6+} 含量。其中所用比色管均用 10% 稀硝酸浸泡 16 h 以上, 以防止试管内壁吸附 Cr^{6+} 。

1.4 统计分析

采用软件 Microsoft Excel 2010 进行数据处理和计算, 数据分析软件 DPS 9.50 进行统计分析, Duncan's 法进行显著性检验 ($P < 0.05$)。平均数据以“平均数 \pm 标准差”表示。

2 结果与分析

2.1 不同浓度 Cr^{6+} 对薏苡农艺性状的影响

由表 1 可知, 各处理的薏苡株高随着 Cr^{6+} 处理时间的延长呈现出提高的趋势, 高浓度的 Cr^{6+} 胁迫 ($20 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 抑制薏苡植株生长。处理过程中 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理的薏苡株高与 CK 相比差异不显著, 而 $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理均显著抑制薏苡的株高, 表明 Cr^{6+} 对薏苡的抑制随 Cr^{6+} 浓度的增加而显著增强。

不同铬浓度下薏苡茎粗变化不明显, 与 CK 差异不显著。分蘖数随 Cr^{6+} 浓度的增加而减少。 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理可促进薏苡分蘖, $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理均抑制薏苡分蘖, $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理与 CK 相比分蘖数差异显著。

2.2 不同处理下薏苡叶片光合作用的变化

由表 2 可知, 薏苡叶片的 P_n 和 T_r 随 Cr^{6+} 处理时间的延长而呈先升后降的趋势, Cr^{6+} 处理 5 d , P_n 和 T_r 值最高; $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, P_n 和 T_r 均显著大于 CK, Cr^{6+} 处理 30 d , P_n 和 T_r 达到最高, 分别比 CK 高 1.1 和 1.4 倍, 随后逐渐下降; 不同 Cr^{6+} 处

理浓度相比较, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, P_n 和 T_r 值最高, 而 $20, 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, P_n 和 T_r 均显著小于 CK, 浓度越高, P_n 和 T_r 值越低, 分别比对照低 $6.1\% \sim 66.4\%$ 和 $28.2\% \sim 55.9\%$ 。

随处理时间的延长, CK 的 G_s 呈无规律变化。 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, 叶片 G_s 大于 CK, 提高幅度在 $16.7\% \sim 26.7\%$ 之间, 而高浓度的 Cr^{6+} 胁迫 ($20 \sim 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 下, 除 Cr^{6+} 处理 10 d 时 G_s 大于对照外, $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理 G_s 与 CK 差别不大, 而 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理 G_s 值则显著低于 CK, 降低幅度在 $27.2\% \sim 60\%$ 之间; 与对照相比, $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理叶片 C_i 与 CK 差异不大, 其余处理叶片 C_i 均显著大于 CK, 并随着 Cr^{6+} 处理浓度的提高而提高。

2.3 不同处理下薏苡叶片逆境生理指标变化

2.3.1 不同处理下薏苡叶片 SOD 活性的变化 由图 1 可知, 薏苡叶片的 SOD 活性在 $87.9 \sim 155.4 \text{ U} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间。随 Cr^{6+} 处理时间的延长, 薏苡叶片 SOD 活性呈上升的趋势。 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理叶片 SOD 大于 CK; $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理薏苡叶片 SOD 活性与 CK 差异不显著; 而 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 随着处理时间的延长, 表现出先升后降的趋势。

2.3.2 不同处理下薏苡叶片 POD 活性的变化 由图 2 可知, 薏苡叶片的 POD 活性在 $1194.8 \sim 3562.4 \text{ U} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ 之间, 随 Cr^{6+} 处理时间的延长和浓度的提高而提高。在 $5, 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理前期 30 d 内, POD 活性与 CK 差异不显著, 但随 Cr^{6+} 处理时间的延长, Cr^{6+} 对叶片 POD 活性有显著的促进作用, Cr^{6+} 处理 $60 \sim 100 \text{ d}$, 与 CK 相比, $5, 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理叶片 POD 活性分别提高了 $27.8\% \sim 36.3\%$ 和 $36.9\% \sim 39.4\%$ 。 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, 在 Cr^{6+} 处理初期 (10 d), 叶片 POD 活性与 CK 差异不显著, 但 Cr^{6+} 处理 30 d 后, 叶片 POD 活性显著大于其他浓度处理, 提高了 $29.5\% \sim 40.6\%$ 和 $26.6\% \sim 31.3\%$ 。

2.3.3 不同浓度 Cr^{6+} 对薏苡叶片 MDA 含量的影响 由图 3 可知, 薏苡叶片 MDA 含量在 $9.12 \sim 48.83 \mu\text{mol} \cdot \text{g}^{-1}$ 之间。随 Cr^{6+} 处理时间的延长, 叶片 MDA 含量呈先升后降的趋势, Cr^{6+} 处理 30 d 时, 各处理 MDA 含量达到最高值, 30 d 后呈下降趋势。 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理下, 叶片 MDA 含量与 CK 相比差异不显著, 而 $20, 40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理叶片 MDA 的含量则显著大于 CK 及 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 处理

表 1 不同浓度 Cr⁶⁺处理下薏苡株高、茎粗和分蘖数变化
Table 1 Changes of plant height, stem diameter and tiller number of *Coix lacryma-jobi* treated with different concentrations of Cr⁶⁺

处理时间 Treatment time (d)	铬处理 Cr ⁶⁺ treatment (mg · L ⁻¹)	株高 Plant height (cm)	株高抑制率 Plant height inhibition ratio (%)	茎粗 Stem diameter (cm)	分蘖数 Tiller number
10	0	87.4±4.04a	—	1.25±0.06ab	18±0.63a
	5	88.4±6.54a	—	1.28±0.04a	18±0.89a
	20	72.8±7.66b	16.7	1.17±0.08bc	5±0.75b
	40	66.6±7.50b	23.8	1.24±0.05ab	4±0.52b
30	0	120.33±10.23a	—	1.28±0.19a	51±3.45a
	5	124.17±10.34a	—	1.25±0.10a	39±1.38a
	20	109.83±11.48b	8.7	1.18±0.13a	16±1.97b
	40	74.67±16.55c	37.9	1.21±0.11a	7±1.17b
60	0	178.20±25.97a	—	1.27±0.12a	54±2.53a
	5	194.40±15.79a	—	1.29±0.09a	44±2.16a
	20	168.00±23.19a	5.7	1.19±0.12a	39±2.26a
	40	108.60±9.29b	39.1	1.19±0.07a	14±1.97b
100	0	222.67±15.56a	—	1.37±0.21a	62±2.66a
	5	232.83±16.18a	—	1.35±0.06a	63±2.59a
	20	184.33±26.93b	17.2	1.27±0.11a	60±2.90a
	40	132.00±23.25c	40.7	1.25±0.10a	14±1.86b

注: 抑制率(%)=(对照处理的株高-铬处理的株高)/对照处理的株高×100。表中数据为平均值±标准差,同列中不同小写字母表示显著差异(P<0.05)。

Note: Inhibition rate (%)=(plant height of control treatment-plant height of chromium treatment)/plant height of control treatment×100. Data in the table are $\bar{x}\pm s$, different lowercase letters in the same column indicate significant differences (P<0.05).

的。叶片 MDA 含量随 Cr⁶⁺浓度增大呈上升。随处理时间的延长,不同浓度 Cr⁶⁺处理叶片 MDA 含量差异逐渐缩小。

2.4 不同浓度 Cr⁶⁺对薏苡吸收微量元素及铬的影响

由表 3 可知,薏苡植株根、茎、叶的 Fe 含量分别在 450.36~1 996.30 mg · kg⁻¹、39.37~172.44 mg · kg⁻¹和 198.33~382.81 mg · kg⁻¹之间,不同部位 Fe 含量大小依次为根>叶>茎。处理 30 d 时,5 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理根、茎、叶 Fe 含量均比处理 10 d 时有不同程度的增加,增加幅度为 7.8%~29.2%,其中茎中 Fe 含量增加幅度最大,根次之,最低为叶,而 20、40 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理下,根、茎、叶中 Fe 含量均呈下降趋势,下降幅度最大的为 20 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理的根,下降幅度为 24.6%;不同 Cr⁶⁺处理浓度相比较,除 5 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理与 CK 差异不显著外,其他浓度 Cr⁶⁺处理均显著降低了根系对 Fe 的吸收,与 CK 相比,降幅最大的为 40 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺

处理,降幅为 47.5%。

薏苡根系的 Mn 含量最高,其次是茎,最低的是叶(表 4)。除 CK 和 5 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理 30 d 的茎 Mn 含量大于 10 d 处理外,随着处理时间的延长,其他各 Cr⁶⁺处理下,薏苡根、茎、叶对 Mn 含量的吸收皆呈显著下降趋势。与 CK 相比,在 20、40 mg · L⁻¹ Cr⁶⁺处理下,薏苡根系对于 Mn 的含量显著下降,下降幅度分别在 4.4%~10.6%和 20.0%~42.6%之间。整个处理过程中,Cr⁶⁺处理 10、40、60 d 薏苡叶片的 Mn 含量随 Cr⁶⁺浓度升高而显著降低。

由表 5 可知,薏苡植株体内积累的 Zn 含量均随处理时间的延长而呈下降的趋势,不同部位 Zn 含量大小依次为根>叶>茎。茎 Zn 含量随铬处理浓度的提高而显著下降外,根和叶片 Zn 含量的变化没有一致的规律。

薏苡植株根、茎和叶的 Cu 含量分别在 4.69~15.83 mg · kg⁻¹、2.12~5.23 mg · kg⁻¹、2.89~5.29

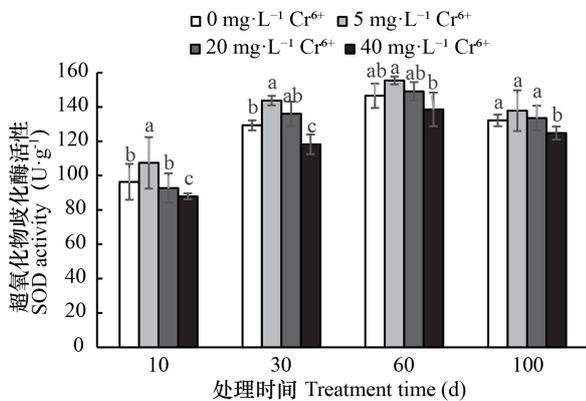
表 2 不同浓度 Cr⁶⁺ 处理下薏苡叶片净光合速率、气孔导度、胞间 CO₂ 浓度和蒸腾速率的变化

Table 2 Changes of P_n , G_s , T_r and C_i in the leaves of *Coix lacryma-jobi* treated with different concentrations of Cr⁶⁺

处理时间 Treatment time (d)	铬处理 Cr ⁶⁺ treatment (mg · L ⁻¹)	净光合速率 P_n ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	蒸腾速率 T_r ($\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	气孔导度 G_s ($\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	胞间 CO ₂ 浓度 C_i ($\mu\text{mol} \cdot \text{mol}^{-1}$)
10	0	12.87±0.81b	1.85±0.14b	0.17±0.03c	241.92±15.77c
	5	16.95±1.39a	2.25±0.13a	0.20±0.01b	232.31±11.65c
	20	8.80±1.39c	1.50±0.08c	0.23±0.03a	299.60±33.64bc
	40	4.57±0.98d	1.23±0.07c	0.23±0.02a	347.97±15.29b
30	0	18.89±0.84b	2.33±0.26b	0.11±0.01a	185.82±17.30b
	5	22.71±0.44a	3.27±0.15a	0.12±0.01a	194.21±11.28ab
	20	14.60±0.59c	2.38±0.12b	0.11±0.15a	244.90±22.12a
	40	9.30±0.55d	1.68±0.17c	0.06±0.01b	244.78±9.01a
60	0	14.32±2.35b	2.95±0.36b	0.11±0.01b	157.82±15.78b
	5	20.17±1.26a	3.88±0.24a	0.15±0.01a	127.54±6.97b
	20	13.93±0.93b	2.83±0.16b	0.10±0.01b	151.57±9.72b
	40	8.14±0.95c	2.24±0.15c	0.08±0.01b	214.78±11.04a
100	0	12.04±2.10ab	1.77±0.19a	0.05±0.01a	108.07±5.08a
	5	15.09±1.22a	2.00±0.13a	0.06±0.01a	104.08±14.36ab
	20	11.30±0.69b	1.27±0.05b	0.04±0.01b	129.34±11.19a
	40	4.05±0.11c	0.78±0.08c	0.02±0.01c	138.36±7.67a

注：表中数据为平均值±标准差，同列中不同小写字母表示相同天数不同处理间差异显著性 ($P < 0.05$)。下同。

Notes: Data in the table are $\bar{x} \pm s$, different lowercase letters in the same column indicate significant differences among different treatments on the same number of days ($P < 0.05$). The same below.



不同字母表示相同天数不同处理间差异显著性 ($P < 0.05$)。下同。

Different letters indicate significant differences between different treatments for the same number of days ($P < 0.05$). The same below.

图 1 不同浓度 Cr⁶⁺ 处理下薏苡叶片超氧化物歧化酶(SOD)活性变化

Fig. 1 Changes of SOD activities in the leaves of *Coix lacryma-jobi* treated with different concentrations of Cr⁶⁺

mg · kg⁻¹ 之间, 薏苡植株体内的 Cu 含量最高是根, 其次是叶, 最低是茎。薏苡植株体内积累的 Cu 含

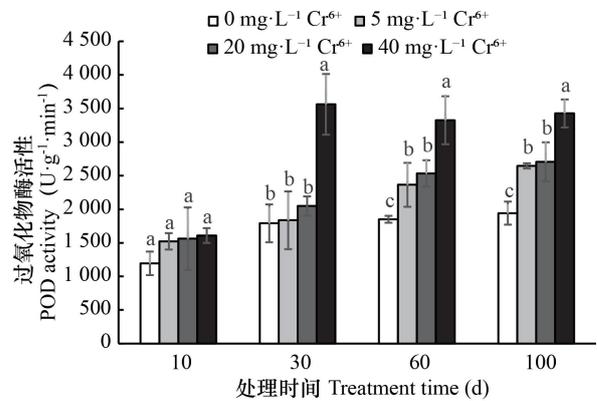


图 2 不同浓度 Cr⁶⁺ 处理下薏苡叶片过氧化物酶(POD)活性变化

Fig. 2 Changes of POD activities in the leaves of *Coix lacryma-jobi* treated with different concentrations of Cr⁶⁺

量均随处理时间的延长而呈下降趋势(表 6)。

由表 7 可知, 薏苡植株内积累的铬含量大小依次为根>叶>茎。薏苡根系铬的含量随 Cr⁶⁺ 处理浓度的提高而增加, 处理 10 d 和 100 d, 高浓度的 Cr⁶⁺ 胁迫 (20~40 mg · L⁻¹) 对薏苡根系的铬含量影

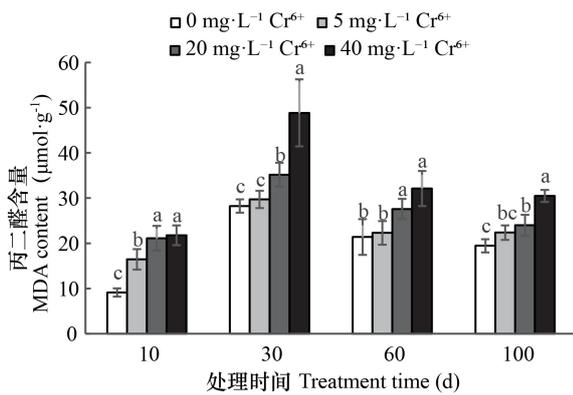


图3 不同浓度 Cr^{6+} 处理下薹苳叶片丙二醛 (MDA) 含量变化

Fig. 3 Changes of MDA contents in the leaves of *Coix lacryma-jobi* treated with different concentrations of Cr^{6+}

响差异不显著,其他时期表现均为显著。在整个 Cr^{6+} 处理过程中, $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理薹苳茎对于铬的吸收呈现出先升后降的趋势。处理 30 d 前, $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 薹苳叶片对铬含量的吸收呈上升趋势,与 10 d 相比增加了 35.1%;而 30 d 促进作用却不明显,表现为下降的趋势,处理 100 d 与 30 d 相比薹苳叶片对铬含量的吸收下降了 26.6%。

2.5 不同处理下出水 Cr^{6+} 含量变化

由图 4 可知, 5 、 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理下湿地出水 Cr^{6+} 含量极低,去除率最高可达 99%,随铬处理时间的延长,两种人工湿地对 Cr^{6+} 的去除率下降,但在处理后期去除率最低也高达 89%。而 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理对 Cr^{6+} 的去除率与 5 、 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理相比差异显著且去除效果不明显,其在 30 d 时达到最高,为 86%,30 d 后表现为下降趋势。

3 讨论

前人研究发现,低浓度铬胁迫可促进西兰花生长,而高浓度铬胁迫则会产生抑制作用(徐芬芬,2014)。本研究亦发现,低浓度 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理提高了薹苳株高; $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上浓度 Cr^{6+} 处理则对薹苳株高有抑制作用,随 Cr^{6+} 浓度提高,抑制效果明显,但 Cr^{6+} 处理对薹苳的茎粗影响不大。薹苳总分蘖数随 Cr^{6+} 处理浓度增加而减少, $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 抑制作用显著。

光合作用是绿色植物最基本和最重要的生命

活动过程,光合速率、气孔导度、胞间 CO_2 浓度等是衡量光合作用强度的重要指标。有研究表明,适量的铬可提高植物叶片叶绿素含量,提高植物光合能力,促进植物生长(Bonet et al., 1991; 欧阳峥嵘等,2010);而过量的铬胁迫则会造成植物藻细胞线粒体损伤,叶绿体破坏,使得植物的光合效率和呼吸作用降低,从而抑制植物生长,严重时甚至还会导致植物死亡(Lu et al., 2013; 杨国远等, 2014; 王碧霞等,2016)。光合作用的限制酶主要受到 CO_2 浓度的调控,而气孔导度受到 CO_2 的影响(姚佳等,2015)。在本研究中,薹苳叶片 G_s 随铬处理时间的延长而下降,表明铬胁迫会引起叶片含水量降低,从而促使气孔关闭,导致 C_i 下降,进而引起光合速率降低。本研究发现,低浓度的 $5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理促进薹苳叶片 P_n 和 T_r 的提高,而高浓度 $40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Cr^{6+} 处理则表现出抑制作用,植物生长的表现与光合参数的变化一致,表明高浓度 Cr^{6+} 胁迫可能是通过抑制薹苳的光合作用,引导光合机构受损、光化学活性降低,从而产生明显的光抑制,最终导致植物生长受到抑制。

重金属对植物的毒害机理之一是干扰植物对养分的吸收,破坏植物体内的养分平衡(董钻和谢甫练,1996)。Fe、Mn、Zn 和 Cu 是植物体内参与代谢作用的酶类辅基或激化酶活性的活化剂,参加代谢氧化还原过程,影响着植物呼吸作用、光合作用的过程。同时,还能提高作物对逆境和病害的抗性(陈永林,2016)。本研究发现,高浓度的 Cr^{6+} 胁迫 ($20\sim 40 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) 显著抑制薹苳根、茎和叶对 Fe、Mn 和 Zn 的吸收,而且抑制效果随着处理时间的延长而增加。铬胁迫干扰了植物对营养元素的吸收与运输,其原因可能是大量的活性离子在根尖细胞壁与质膜表面的阴离子之间相互作用,改变了其质膜结构以及膜电位,从而使得离子转运体的活性发生了变化,而在土壤中溶出的不同形态活性铬也降低了多价阳离子在根皮层细胞质外体的负载量,从而影响吸收;此外,也有可能是铬离子与金属阳离子竞争阳离子结合位点,使得其他营养元素的结合位点减少,从而抑制 Fe、Mn、Zn 等营养元素的吸收。高浓度铬胁迫使植物清除氧自由基和光合能力下降,造成植物氧化损伤,从而导致运输至根系光合产物量下降,根系因得不到足量的物质和能量供应,使其根系吸收元素能力下降,进而导致植物的代谢紊乱(徐根娣等,2015)。

表 3 不同浓度 Cr^{6+} 处理对薏苡根、茎、叶铁含量的影响 (单位: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Table 3 Effects of different concentrations of Cr^{6+} treatments on Fe contents in root, stem and leaf of *Coix lacryma-jobi* (Unit: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

植株部位 Plant part	铬处理 Cr^{6+} treatment ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	处理时间 Treatment time (d)			
		10	30	60	100
根 Root	0	1 996.30±35.77a	1 066.90±31.55b	529.11±2.02a	521.76±0.69a
	5	1 473.71±8.78b	1 669.25±24.23a	519.35±1.77b	492.16±1.49c
	20	1 190.22±22.34c	897.64±4.40c	494.82±1.90c	502.71±1.26b
	40	1 012.38±21.06d	902.88±10.23c	474.32±2.51 d	450.36±0.38d
茎 Stem	0	140.23±14.49b	172.44±4.54a	103.95±2.30a	54.38±2.96a
	5	130.65±2.21bc	168.75±1.20a	91.98±5.29b	44.77±1.65b
	20	112.67±14.63c	118.11±2.00b	82.34±2.71c	41.30±3.58b
	40	122.25±12.50b	103.14±3.14 b	87.89±2.32bc	39.37±2.58c
叶 Leaf	0	313.17±3.18a	215.33±7.06e	202.03±17.08ab	284.61±2.47a
	5	271.93±2.74b	293.04±3.46b	198.61±5.55b	235.65±6.20b
	20	235.63±9.59c	238.60±0.33d	218.53±3.75a	215.62±9.30c
	40	301.68±13.70a	382.81±14.23a	198.33±1.01b	224.47±2.18bc

表 4 不同浓度 Cr^{6+} 处理对薏苡根、茎、叶锰含量的影响 (单位: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Table 4 Effects of different concentrations of Cr^{6+} treatments on Mn contents in root, stem and leaf of *Coix lacryma-jobi* (Unit: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

植株部位 Plant part	铬处理 Cr^{6+} treatment ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	处理时间 Treatment time (d)			
		10	30	60	100
根 Root	0	432.59±11.34b	241.97±6.80a	147.42±7.88ab	154.26±3.47a
	5	450.92±12.84a	248.10±6.19a	156.02±5.15a	131.30±4.92b
	20	148.46±1.78c	141.91±4.51b	126.82±1.49c	112.41±11.10b
	40	122.97±1.95d	139.86±10.20b	111.87±3.12b	64.25±6.02c
茎 Stem	0	137.17±4.24b	161.60±2.57b	141.91±6.92b	97.43±3.91b
	5	151.84±1.52a	175.36±0.64a	161.53±4.41a	121.04±4.43a
	20	84.07±0.60c	82.85±3.22c	90.81±4.24c	107.80±10.43b
	40	86.65±1.85c	51.19±1.54d	41.71±2.76d	39.47±0.82c
叶 Leaf	0	94.44±4.75a	38.30±0.93c	82.44±3.50a	39.56±1.79b
	5	80.53±1.61b	47.04±1.80b	69.27±2.92b	47.86±2.20a
	20	57.61±3.76d	23.17±0.23d	38.72±0.60c	29.38±2.28c
	40	41.07±0.79e	24.01±1.95d	13.83±1.44d	18.65±0.51d

Fe、Mn 和 Zn 是植物正常生命活动所必需的微量元素,在植物体内参与调控叶绿素合成,调节植物体内 CO_2 的供应和基质中的 pH,从而影响到植物的光合作用和氧化还原反应等重要生理过程(杜新民和张永清,2008)。过量的 Cr^{6+} 导致 Fe、Mn 和 Zn 吸收量的下降,可能导致薏苡光合速率和抗氧

化系统对活性氧的调节能力下降,最终使得薏苡的生长受到抑制。

在重金属胁迫下,植物细胞内氧化还原平衡被破坏,从而导致植株中活性氧含量明显增加,影响了整个活性氧清除系统对活性氧的清除能力,导致整个生理生化过程紊乱,从而进一步加重氧

表 5 不同浓度 Cr⁶⁺处理对薏苡根、茎、叶锌含量的影响(单位: mg · kg⁻¹)
Table 5 Effects of different concentrations of Cr⁶⁺ treatments on Zn contents in root, stem and leaf of *Coix lacryma-jobi* (Unit: mg · kg⁻¹)

植株部位 Plant part	铬处理 Cr ⁶⁺ treatment (mg · L ⁻¹)	处理时间 Treatment time (d)			
		10	30	60	100
根 Root	0	34.20±4.70a	18.07±0.38b	11.09±0.86c	11.86±0.18a
	5	29.85±1.04b	25.33±3.46a	12.55±0.18b	11.70±0.93a
	20	25.58±0.55c	14.12±0.90c	12.00±0.72bc	10.29±0.27b
	40	29.71±0.65b	16.47±0.32bc	11.26±0.33c	9.71±2.56b
茎 Stem	0	13.65±0.46b	13.01±0.88a	11.24±0.88a	11.67±1.35a
	5	12.59±0.86b	11.82±0.48b	8.88±0.69b	7.09±0.99b
	20	9.16±0.60c	8.10±0.08d	6.78±1.01c	5.87±0.95b
	40	12.42±1.98b	9.63±0.30c	6.12±0.34c	5.78±0.51b
叶 Leaf	0	13.59±0.47c	18.08±0.08c	14.86±1.29b	13.06±0.02a
	5	13.52±0.13c	19.24±1.20c	17.54±0.72a	12.29±0.76b
	20	17.15±1.69b	20.86±0.43b	15.39±1.39b	9.27±0.76b
	40	16.67±0.33b	26.25±1.70a	17.08±1.31a	8.97±1.37c

表 6 不同浓度 Cr⁶⁺处理对薏苡根、茎、叶铜含量的影响(单位: mg · kg⁻¹)
Table 6 Effects of different concentrations of Cr⁶⁺ treatments on Cu contents in root, stem and leaf of *Coix lacryma-jobi* (Unit: mg · kg⁻¹)

植株部位 Plant part	铬处理 Cr ⁶⁺ treatment (mg · L ⁻¹)	处理时间 Treatment time (d)			
		10	30	60	100
根 Root	0	15.80±0.48a	7.97±0.10b	6.71±0.08a	6.16±0.09a
	5	15.83±0.30a	11.63±0.61a	5.90±0.20c	5.69±0.29b
	20	9.28±0.09d	7.40±0.11e	5.46±0.06d	5.19±0.30b
	40	8.92±0.30c	7.62±0.14d	5.44±0.18d	4.69±0.07c
茎 Stem	0	5.23±0.91b	5.01±0.13b	4.36±0.15a	4.02±0.20a
	5	4.53±0.07bc	3.60±0.07c	3.41±0.13b	3.24±0.05b
	20	3.58±0.77c	3.02±0.20cd	2.40±0.24c	2.12±0.16c
	40	3.58±0.16c	2.86±0.06d	2.70±0.03c	2.36±0.22b
叶 Leaf	0	5.29±0.32c	5.01±0.09a	4.59±0.04b	5.32±0.21a
	5	5.13±0.19c	4.99±0.17a	4.80±0.02a	4.94±0.09a
	20	5.04±0.44d	4.94±0.34a	4.44±0.17c	4.34±0.23b
	40	5.01±0.13b	4.25±0.09b	3.64±0.12d	2.89±0.21c

化损伤,影响植物生长(周希琴和莫灿坤,2003)。在本研究中的 Cr⁶⁺处理下,薏苡叶片 MDA 含量随铬浓度的增大和时间的延长而呈现先升后降的趋势,叶片 MDA 含量提高,说明 Cr⁶⁺胁迫下细胞膜脂过氧化水平高,膜结构受损伤程度加深,植物的抗逆性减弱(陈晶等,2017)。SOD 和 POD 是植物

体内重要的抗氧化酶,协助植物清除氧自由基,抵抗氧化胁迫(曾凡荣,2010)。本研究发现,在 5 mg · L⁻¹Cr⁶⁺处理下,薏苡叶片 SOD 和 POD 活性显著增强,有利清除氧自由基,减少叶片中 MDA 的积累,从而提高薏苡抵抗铬胁迫能力;而 40 mg · L⁻¹Cr⁶⁺高浓度铬胁迫对薏苡造成了严重的氧化胁迫

表 7 不同浓度 Cr^{6+} 处理对薏苡根、茎、叶总铬含量的影响 (单位: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
Table 7 Effects of different concentrations of Cr^{6+} treatments on Cr contents in root, stem and leaf of *Coix lacryma-jobi* (Unit: $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

植株部位 Plant part	铬处理 Cr^{6+} treatment ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	处理时间 Treatment time (d)			
		10	30	60	100
根 Root	5	577.77±90.32b	660.80±39.37d	428.34±55.82c	649.52±42.45b
	20	637.92±109.96b	1 105.87±4.03c	884.95±87.51b	990.05±11.72a
	40	692.05±34.41b	1 839.52±101.21b	1 399.37±66.59a	1 050.36±52.31a
茎 Stem	5	51.73±2.33c	74.75±4.25d	86.08±5.80b	148.07±13.07c
	20	73.15±9.60c	91.07±3.46c	98.28±8.58b	163.63±8.68b
	40	139.54±4.35b	233.16±6.63b	204.88±14.13a	182.66±5.24a
叶 Leaf	5	66.19±17.16c	101.21±17.25c	93.42±9.25b	110.15±23.73b
	20	115.49±28.44bc	108.56±3.22c	105.78±4.77b	164.27±16.49b
	40	155.89±44.85ab	240.29±32.91b	202.23±30.93a	176.40±13.13a

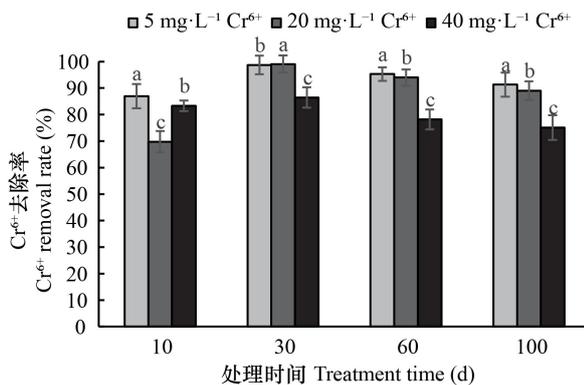


图 4 不同浓度 Cr^{6+} 处理下出水 Cr^{6+} 变化
Fig. 4 Changes of Cr^{6+} in effluent treated with different concentrations of Cr^{6+}

迫,脂质过氧化程度增强,已超出了薏苡 SOD 和 POD 清除氧自由基抵抗氧化胁迫的能力,尽管此时 SOD 仍具有较高活性,但可能由于活性氧生成量过多,SOD 来不及清除,从而使 MDA 生成量提高,因此 $40 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1} \text{Cr}^{6+}$ 胁迫下薏苡的抗逆性降低,使其生长受到抑制。这一结果与汤茜等 (2018) 和朱秀红等 (2017) 的研究结果一致。说明 Cr^{6+} 胁迫影响了植株的抗氧化系统,并且植株对外源抗氧化胁迫迅速做出了反应。

人工湿地对污水中 $\text{Cr}(\text{VI})$ 的去除与基质的吸附、植物吸收和微生物的活动密切相关,而植物的活动直接影响到人工湿地氧化还原条件、有机质

分配和微生物活动,从而影响到人工湿地对 $\text{Cr}(\text{VI})$ 去除,人工湿地植物的生长状况与其对重金属的去除能力有密切的关系 (Vymazal & Brezinova, 2016)。本研究中,低浓度 Cr^{6+} 胁迫下,人工湿地出水所含 Cr^{6+} 含量较低,对 Cr^{6+} 去除能力较强,可能是低浓度 Cr^{6+} 胁迫下薏苡人工湿地能够维持相对较好的长势,对 Cr^{6+} 去除率较高的重要原因。

4 结论

综上所述,本研究发现高浓度 Cr^{6+} 铬胁迫下,薏苡植株体内的 Fe、Mn、Zn 和 Cu 等与光合和抗氧化等生理功能密切相关的微量元素吸收量大幅度下降,导致薏苡光合速率下降,抗氧化系统受损,从而使薏苡的生长受到抑制,最终导致人工湿地处理含 Cr^{6+} 废水的能力下降。但是,低浓度 Cr^{6+} 胁迫下的薏苡人工湿地能够维持相对较好的长势,且人工湿地对 Cr^{6+} 去除效率较高。

参考文献:

- ALAHMAD W, VARANUSUPAKUL P, KANETA T, et al., 2019. Chromium speciation using paper-based analytical devices by direct determination and with electromembrane microextraction [J]. Anal Chim Acta, 1085: 98-106.
ALI S, CAI SG, ZENG FR, et al., 2012. Effect of salinity and hexavalent chromium stresses on uptake and accumulation of

- mineral elements in barley genotypes differing in salt tolerance [J]. *J Plant Nutr Soil Sci*, 35(6): 827-839.
- BONET A, POSCHENRIEDER C, BARCELO J, 1991. Chromium III-iron interaction in Fe-deficient and Fe-sufficient bean plants. I. Growth and nutrient content [J]. *J Plant Nutr Soil Sci*, 14(4): 403-414.
- CHEN J, MU Y, CHEN M, et al., 2017. Response of physiology and biochemistry of *Rhus chinensis* to heavy metal chromium stress [J]. *Ecol Sci*, 36(2): 26-31. [陈晶, 穆燕, 陈明, 等, 2017. 盐肤木对重金属铬胁迫的生理生化反应研究 [J]. *生态科学*, 36(2): 26-31.]
- CHEN YL, 2016. Absorption kinetics and mechanism of Cr (VI) and Cr (III) in maize seedlings and their responses to seedling growth and nutrient absorption [D]. Yangzhou: Yangzhou University. [陈永林, 2016. 玉米幼苗 Cr(VI) 和 Cr(III) 的吸收动力学特征与机理及幼苗生长、养分吸收的反应 [D]. 扬州: 扬州大学.]
- CHOU DHURY S, PANDA SK, 2012. Toxic effects, oxidative stress and ultrastructural changes in moss *Taxithelium nepalense* (Schwaegr.) Broth. under chromium and lead phytotoxicity [J]. *Water Air Soil Poll*, 167: 73-90.
- DU XM, ZHANG YQ, 2008. Effects of zinc on photosynthesis and the activities of protective enzymes of Chinese cabbage in calcareous cinnamon soil [J]. *Acta Bot Boreal-Occident Sin*, 28(6): 1203-1207. [杜新民, 张永清, 2008. 施锌对石灰性褐土上小白菜光合作用及保护酶活性的影响 [J]. *西北植物学报*, 28(6): 1203-1207.]
- DONG Z, XIE FL, 1996. Studies on dynamics and models of N, P, K absorption in soybeans [J]. *Acta Agron Sin*, 22(1): 89-95. [董钻, 谢甫练, 1996. 大豆氮磷钾吸收动态及模式的研究 [J]. *作物学报*, 22(1): 89-95.]
- FAN T, YE WL, CHEN HY, et al., 2013. Review on contamination and remediation technology of heavy metal in agricultural soil [J]. *Ecol Environ Sci*, 22(10): 1727-1736. [樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等, 2013. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究 [J]. *生态环境学报*, 22(10): 1727-1736.]
- GAO C, 2008. Uptake and removal of nitrogen and phosphorus from eutrophic water by *Coix Lachrymajobi* L. and the influencing factors [D]. Nanjing: Zhejiang University. [高冲, 2008. 薹苳对富营养化水体中氮磷的吸收去除效应及其影响因子研究 [D]. 南京: 浙江大学.]
- LI HS, 2000. Principles and techniques of plant physiological and biochemical experiments [M]. Beijing: Higher Education Press: 140-183. [李合生, 2000. 植物生理生化实验原理和技术 [M]. 北京: 高等教育出版社: 140-183.]
- LIU DL, YANG JQ, LIU ZM, et al., 2015. Effects of cadmium and lead stress on physiological characters of *Poa pratensis* seedlings [J]. *Pratac Sci*, 32(2): 224-230. [刘大林, 杨俊俏, 刘兆明, 等, 2015. 镉、铅胁迫对草地早熟禾幼苗生理的影响 [J]. *草业科学*, 32(2): 224-230.]
- LI ZG, HUANG HL, LI SL, et al., 2010. Effects of chromium on purification of domestic wastewater and its accumulation in constructed wetlands [J]. *J Agro-Environ Sci*, 29(7): 1362-1368. [李志刚, 黄海连, 李素丽, 等, 2010. 铬对人工湿地净化生活污水的影响及铬积累规律 [J]. *农业环境科学学报*, 29(7): 1362-1368.]
- LI ZG, YANG Y, AN RC, et al., 2018. Accumulation and distribution of chromium in *Coix lacryma-jobi* in constructed wetland treated with domestic sewage [J]. *Guihaia*, 38(6): 681-686. [李志刚, 杨幽, 安芮辰, 等, 2018. 铬污染人工湿地薹苳米对铬的积累和分布 [J]. *广西植物*, 38(6): 681-686.]
- LÜ DM, ZHU GL, WANGY, et al., 2021. Growth, physiological, and heavy metal accumulation traits at seedling stage under heavy metal stress in castor (*Ricinus communis* L.) [J]. *Acta Agron Sin*, 47(4): 728-737. [吕冬梅, 朱广龙, 王玥, 等, 2021. 苗期重金属胁迫下蓖麻生长、生理和重金属积累效应 [J]. *作物学报*, 47(4): 728-737.]
- LU WZ, CHEN LZ, WANG WQ, et al., 2013. Effects of sea level rise on mangrove *Avicennia* population growth, colonization and establishment: evidence from a field survey and greenhouse manipulation experiment [J]. *Acta Oecol*, 49: 83-91.
- OUYANG ZR, WEN XB, GENG YH, et al., 2010. The effects of light intensities, temperatures, pH and salinities on photosynthesis of *Chlorella* [J]. *J Wuhan Bot Res*, 28(1): 49-55. [欧阳峥嵘, 温小斌, 耿亚红, 等, 2010. 光照强度、温度、pH、盐度对小球藻 (*Chlorella*) 光合作用的影响 [J]. *武汉植物学研究*, 28(1): 49-55.]
- RAJKUMAR M, PRASAD MNV, FREITAS H, et al., 2009. Biotechnological applications of serpentine bacteria for phytoremediation of heavy metals [J]. *Crit Rev Biotechnol*, 29(2): 120-130.
- SHAO Y, LIU HJ, HU YJ, et al., 2012. Effects of soil textures on morphology and photosynthetic characteristics of flag leaves of wheat during filling stage in chromium polluted soils [J]. *J Tritic Crops*, 32(6): 1150-1155. [邵云, 刘会娟, 胡永娟, 等, 2012. 土壤质地对铬胁迫下小麦灌浆期形态与旗叶光合特性的影响 [J]. *麦类作物学报*, 32(6): 1150-1155.]
- SRIVASTAVA D, TIWARI M, DUTTR P, et al., 2021. Chromium stress in plants: toxicity, tolerance and phytoremediation [J]. *Sustainability*, 13(9): 4629-4629.
- SU CQ, 2016. Microbial reduction of Cr (VI) in chromium pollution and soil and stability of Cr (III) [D]. Changsha: Zhongnan University. [苏长青, 2016. 铬污染及土壤中 Cr(VI) 的微生物还原及 Cr(III) 的稳定性研究 [D]. 长沙: 中南大学.]
- TANG Q, ZHU SX, ZHAO B, et al., 2018. Physiological and biochemical responses of *Thalia dealbata* of wetland plants to Cr stress [J]. *Sci Technol Eng*, 18(35): 108-115. [汤茜,

- 朱四喜, 赵斌, 等, 2018. 湿地植物再力花对铬胁迫的生理生化响应 [J]. 科学技术与工程, 18(35): 108-115.]
- TIAN XL, LI Q, et al., 2017. Remediation methods of soil contaminated by chromium [J]. Guangdong Chem Ind, 44(10): 149-150. [田小利, 李倩, 2017. 铬污染土壤的修复途径 [J]. 广东化工, 44(10): 149-150.]
- VYMAZAL J, BREZINOVA T, 2016. Accumulation of heavy metals in aboveground biomass of *Phragmites australis* in horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment: A review [J]. Chem Eng J, 290: 232-242.
- WANG AY, HUANG SS, ZHONG GF, et al., 2012. Effect of Cr (VI) stress on growth of three herbaceous plants and their Cr uptake [J]. Environ Sci, 33(6): 2028-2037. [王爱云, 黄姗姗, 钟国锋, 等, 2012. 铬胁迫对3种草本植物生长及铬积累的影响 [J]. 环境科学, 33(6): 2028-2037.]
- WANG BX, XIAO J, FENG X, et al., 2016. Effects of chromium stress on physiological and ecophysiological characteristics of male and female plants of *Humulus scandens* [J]. Acta Pratac Sin, 25(7): 131-139. [王碧霞, 肖娟, 冯旭, 等, 2016. 铬胁迫对葎草雌雄植株光合生理特性的不同影响 [J]. 草业学报, 25(7): 131-139.]
- WENZEL WW, UNTERBRUNNER R, SOEER P, et al., 2003. Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments [J]. Plant Soil, 249(1): 83-96.
- WU QX, LIU J, YOU SH, et al., 2014. Decontamination mechanism of Cr (VI) polluted water in constructed wetland planted with *Leersia hexandra* Swartz [J]. Acta Sci Circumst, 34(9): 2306-2312. [伍清新, 刘杰, 游少鸿, 等, 2014. 李氏禾湿地系统净化 Cr(VI) 污染水体的机理研究 [J]. 环境科学学报, 34(9): 2306-2312.]
- XIAO JC, ZHENG KM, MA JY, et al., 2021. Effects of exogenous NO on growth and physiological characteristics of watermelon seedlings under aluminum stress [J]. J Agro-Environ Sci, 40(5): 1-12. [肖家昶, 郑开敏, 马俊英, 等, 2021. 外源 NO 对铝胁迫下西瓜幼苗生长及生理特性的影响 [J]. 农业环境科学学报, 40(5): 1-12.]
- XU FF, 2014. Effect of Si on the growth and physiological characters of *Broccoli* seedlings under the chromium stress [J]. J Jilin Agric Sci, 39(6): 55-57. [徐芬芬, 2014. 铬胁迫下施硅对西兰花生长和生理特性的影响 [J]. 吉林农业科学, 39(6): 55-57.]
- XU GD, GE SF, ZHANG Y, et al., 2015. Effect of salicylic acid on growth and nutrient uptake in hydroponic tobacco under Cu stress [J]. Acta Agron Sin, 41(6): 956-962. [徐根娣, 葛淑芳, 章艺, 等, 2015. 外源水杨酸对 Cu 胁迫下水培烟草生长及营养元素吸收利用的影响 [J]. 作物学报, 41(6): 956-962.]
- XU J, LIU XW, HUANG JL, et al., 2020. The contributions and mechanisms of iron-microbes-biochar in constructed wetlands for nitrate removal from low carbon/nitrogen ratio wastewater [J]. RSC Advances, 10: 23212-23220.
- YANG GY, WANG LL, LEI XQ, et al., 2014. Effects of lead and chromium on the growth, photosynthetic performance, and antioxidant activity of *Scenedesmus obliquus* [J]. Acta Sci Circumst, 34(6): 1606-1614. [杨国远, 万凌琳, 雷学青, 等, 2014. 重金属铅、铬胁迫对斜生栅藻的生长、光合性能及抗氧化系统的影响 [J]. 环境科学学报, 34(6): 1606-1614.]
- YANG WY, 2021. A review of the effects of different stresses on antioxidant enzyme systems in various plants [J]. Chem Enterpr Manag, (1): 92-93. [杨雯一, 2021. 不同胁迫对各种植物体内抗氧化酶系统的影响综述 [J]. 化工管理, (1): 92-93.]
- YAO J, LIU XB, CUI X, et al., 2015. Effects of NaCl stress on substances linked to osmotic adjustment and on photosynthetic physiology of *Melilotoides ruthenicain* the seedling stage [J]. Acta Pratac Sin, 24(5): 91-99. [姚佳, 刘信宝, 崔鑫, 等, 2015. 不同 NaCl 胁迫对苗期扁蓊豆渗透调节物质及光合生理的影响 [J]. 草业学报, 24(5): 91-99.]
- ZENG FR, 2010. Physiological and molecular mechanisms of chromium stress and tolerance in rice [D]. Hangzhou: Zhejiang University. [曾凡荣, 2010. 水稻铬毒害和耐性的生理与分子机理研究 [D]. 杭州: 浙江大学.]
- ZHONG MY, ZHANG XQ, YANG XY, et al., 2019. Recent advances in plant response to chromium stress [J]. Pratac Sci, 36(8): 1962-1975. [钟旻依, 张新全, 杨昕颖, 等, 2019. 植物对重金属铬胁迫响应机制的研究进展 [J]. 草业科学, 36(8): 1962-1975.]
- ZHOU XQ, MO CK, 2003. The plant heavy metal coercion and its antioxidation system [J]. J Xinjiang Edu Inst, 19(2): 103-108. [周希琴, 莫灿坤, 2003. 植物重金属胁迫及其抗氧化系统 [J]. 新疆教育学院学报, 19(2): 103-108.]
- ZHUANG LL, YANG T, ZHANG J, et al., 2019. The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: a review [J]. Bioresour Technol, 293: 122086.
- ZHU XH, HOU GD, RU GX, et al., 2017. Accumulation and antioxidant properties of chromium stress in *Pennisetum alopecuroides* [J]. J Henan Agric Univ, 51(3): 330-334. [朱秀红, 侯国栋, 茹广欣, 等, 2017. 狼尾草对铬的积累及其抗氧化特性研究 [J]. 河南农业大学学报, 51(3): 330-334.]

(责任编辑 李 莉)