DOI:10.15928/j.1674-3075.2018.05.015

刺苦草对铜胁迫的耐受性及其恢复能力研究

陈 璐[1],李 威[1],王 敏[1],高桂青[1],周际海[1],樊后保[1],钟家有[2]

(1.南昌工程学院,江西省水工程安全与资源高效利用工程研究中心,江西 南昌 330099;
2.江西省水利科学研究院,水利部鄱阳湖水资源水生态环境研究中心,江西 南昌 330029)

摘要:采用沉水植物对低浓度铜(Cu)污染的水体进行生态修复被认为是一种经济、安全、有效的方法。以鄱阳湖分布较为广泛的刺苦草(*Vallisneria spinulosa*)为研究对象,设置4个Cu^{2+}添加梯度,对照组(CK)为(0.007±0.012) mg/L,试验组(T1)为(0.400±0.026) mg/L,试验组(T2)为(0.830±0.010) mg/L,试验组(T3)为(1.697±0.055) mg/L;处理1周后彻底换水,使其进行为期2周的恢复生长,探究铜胁迫及解除后刺苦草地上部分、地下部分生长状况的变化及其对Cu^{2+}的富集效果。结果显示,不同浓度Cu^{2+}处理对刺苦草生长产生了严重的胁迫作用,试验组地上部分长度、鲜重和叶绿素含量均显著低于对照组;刺苦草对水体Cu^{2+}的去除率在前4 d平均为63%,各处理组水体Cu^{2+}含量均显著下降;刺苦草地上部分Cu^{2+}含量随水中Cu^{2+}含量的增加而显著上升,T3组刺苦草地上部分Cu^{2+}含量达到(3.68±0.32)mg/g,约为T1处理组的6.4倍,地下部分Cu^{2+}含量则没有显著差异;刺苦草Cu^{2+}化学计量内稳性较差,其指数($1/H$)约为1.09。在解除Cu^{2+}胁迫后的恢复阶段,T1、T2和T3地上部分Cu^{2+}含量相对于胁迫阶段分别下降了43.04%、92.12%和86.00%,地下部分分别下降了57.91%、42.70%和33.81%,而刺苦草鲜重、叶绿素含量及地下部分Cu^{2+}含量则没有显著差异。研究表明,刺苦草是一个较理想的Cu^{2+}超富集植物,铜胁迫解除后具有一定的恢复能力。

关键词:刺苦草;重金属;耐受性;恢复能力;铜

中图分类号:Q142 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2018)05-0104-07

铜(Cu)是植物生长的必需微量元素,在许多和细胞代谢相关的酶和光合作用中起着不可替代的作用(Fernandes & Henriques,1991;Nagajyoti et al,2010);铜也是重金属元素,过量的Cu^{2+}能够对植物造成极大的毒性,如使植物生长迟缓、萎黄、坏死,抑制根和茎枝的生长等(Yruela,2009)。近几十年来,由于含铜矿产开采以及工业废水的滥排滥放,硫酸铜类药剂的广泛使用,一些河流和湖泊受到了严重的铜污染(Garcia-Villada et al, 2004; 缪柳等,2011;张杰等,2014; Ji et al, 2015; Xing et al,2016)。通过吸附、沉淀等原因沉积到底泥中的Cu^{2+}在某种条件下再次释放到水体造成二次污染时,将会严重恶化水质,对自然生态和人类健康都具有极大的负面影响(Caille et al,2003)。

沉水植物作为水生态系统中的重要初级生产力,对于维持水生态系统的生物多样性、生物地球化学循环和清水稳态具有重要作用。已有一些研究表明,许多沉水植物能够富集水体和底泥里的Cu^{2+},从而对轻度污染的水生态系统有一定修复作用(Xue et al, 2010; 周雪玲等,2013);但水体中的Cu^{2+}浓度过高也会抑制沉水植物的生长,甚至导致沉水植物群落衰退(陈萍萍等,2013)。

目前国内外相关研究主要集中在沉水植物生理指标对高浓度Cu^{2+}污染的急性响应,而缺乏中低浓度Cu^{2+}对沉水植物形态、生理上的影响(Monferrán et al, 2009);随着重金属污染的治理和矿产资源的高效利用,水体重金属污染得到有效缓解(曾凡萍等, 2007);然而沉水植物在解除Cu^{2+}污染后的恢复能力方面的研究仍比较欠缺,需要加强研究以全面了解和评估不同沉水植物对Cu^{2+}污染的响应。本研究通过室内控制实验对鄱阳湖区典型的沉水植物对低浓度Cu^{2+}的耐受性及其化学计量内稳性进行研究,同时研究沉水植物在Cu^{2+}污染解除后的恢复力,以综合评价沉水植物在受污染水体修复中的作用。

收稿日期:2017-05-25

基金项目:江西省水工程安全与资源高效利用工程研究中心开放基金(OF201611);水利部鄱阳湖水资源水生态环境研究中心开放基金(ZXKT201511);江西省科技计划项目(20161BBG70048);江西省"十二五"水土保持与荒漠化防治重点学科培育基金。

作者简介:陈璐,1992年生,男,硕士研究生,研究方向为水环境监测与保护研究。E-mail: 1030719643@qq.com

通信作者:李威。E-mail: liwei@nit.edu.cn

1　材料与方法

苦草属为多年生沉水植物，是我国常见的沉水植物之一，分布广泛，在鄱阳湖则是候鸟的重要觅食对象。由于苦草属生态适应性广，吸污能力和耐污能力强，常被作为富营养化水体植被恢复工程的先锋种，如的研究表明刺苦草具有很强的抗逆性，能够在工业污染的水环境下进行正常的生理作用，对水体中营养盐有较好的净化作用(吴旻等，2015)。

本研究以刺苦草(*Vallisneria spinulosa*)为试验材料。沉水植物刺苦草采集于赣抚平原六干渠水体，底泥采集于鄱阳湖水体。将采集到的刺苦草去除死叶和死根，为使初始条件一致，选择大小相近、附着物较少的植株，每株保留 4～5 个健康叶片，修剪为地上部分长度为 12 cm，地下部分长度为 3 cm，轻轻洗去叶表面附着物和根部泥土，并用超纯水冲洗几遍备用。将鄱阳湖采集到的底泥剔除杂物，混匀备用。

1.2　实验设计

将底泥均匀铺于塑料方盒(长×宽×高＝19.5 cm×13.5 cm×5.0 cm)，刺苦草均匀种植盒内，每盒 6 株，然后将塑料方盒放入玻璃缸(长×宽×高＝28 cm×21 cm×23 cm)中，每缸放入 2 个塑料方盒，向缸中缓慢添加经过晾晒的自来水至 21 cm高度，预培养 1 周。

预培养结束后，设置 1 个对照组(CK，不添加 Cu^{2+})和 3 个处理组(T1、T2、T3)，共设置 3 个重复，测得 CK、T1、T2、T3 实际 Cu^{2+} 浓度分别为(0.007±0.012) mg/L、(0.400±0.026) mg/L、(0.830±0.010) mg/L、(1.697±0.055) mg/L。实验中光照采用 9 W 的人工光照，每 12 h(07：00－19：00)进行交替补光，水温为(28±3)℃。Cu^{2+} 胁迫处理 1 周后，每缸采集一个塑料方盒内的刺苦草作为样品，然后彻底换水，使剩下的刺苦草进行为期 2 周的恢复生长，总历时 28 d。

1.3　测定方法

本实验测量刺苦草样品地上部分及地下部分长度、鲜重、Cu^{2+} 含量、叶片叶绿素含量和水中 Cu^{2+} 含量指标。采集的刺苦草样品用自来水将植株的附着物和泥清洗干净，再用超纯水洗 2～3 遍，用吸水纸将植株上的水吸干，用叶绿素计(SPAD-502Plus)测定刺苦草叶片叶绿素含量(SPAD 值)；用直尺量取地上、下部分的最大长度，用电子秤称得地上、地下部分的鲜重。将地上、下部分置于烘干箱 105℃杀青 1 h 后调为 70℃烘干至恒重。烘干后的样品用组织研磨仪研磨成均匀的粉末，装在样品管中置于干燥环境下备用。水体中和植物体中 Cu^{2+} 含量采用浓硝酸-高氯酸(4：1)消解，然后调节 pH，用双喹啉法在分光光度计(DR900，哈希，美国)上测定消解溶液中 Cu^{2+} 含量。

1.4　统计分析

刺苦草 Cu^{2+} 化学计量内稳性指数计算方法，根据生态化学计量学原理，植物体内某种元素的化学计量内稳性是指植物体某种元素在变化的环境中保持稳定的能力，可以用化学计量内稳性指数(H)表示：

$$Y = c\ x^{1/H}$$

式中：y 是植物体内某种元素的含量；x 是基质中该元素的含量；c 为常数。

公式可以转换为 $\log y = \log c + 1/H \log x$，根据 $\log x$ 和 $\log y$ 的回归关系可以求出 H。

本试验数据采用 SPSS 19.0 软件进行统计分析，不同指标之间的差异显著性检验采用单因素方差分析(One-way ANOVA)和最小显著差异法(LSD)，实验数据的显著水平设置为 $P<0.05$。

2　结果

2.1　刺苦草的生长情况

在胁迫阶段，Cu^{2+} 处理显著地抑制了刺苦草的生长，处理组刺苦草地上和地下部分长度和鲜重均显著低于对照组($n=12$，$P<0.05$)(图 1)。而 T1、T2、T3 处理组之间地上部分长度及鲜重无显著差异($P>0.05$)，对照组刺苦草地上部分平均长度和鲜重分别是处理组的约 1.8 和 2.9 倍，但地下部分长度，T3 显著低于 T1、T2 组($P<0.05$)。

在恢复阶段，地上部分鲜重和长度，处理组 T1、T2 和 T3 显著低于对照组 CK($n=12$，$P<0.05$)，且地上部分长度，T3 与 T1 有显著差异($P<0.05$)。地下部分的鲜重，T1 和 T2 与 CK 没有显著差异($P>0.05$)，但 T3 与 CK 有显著差异($P<0.05$)。

2.2　刺苦草的叶绿素含量变化

胁迫阶段，Cu^{2+} 处理显著地降低了刺苦草叶片的叶绿素含量(图 2)。对照组刺苦草叶片叶绿素平均含量约为处理组的 1.6 倍，3 个处理组无显著差异($P>0.05$)。

相对于胁迫阶段，恢复阶段 T1、T2、T3 处理组刺苦草叶绿素含量分别上升了 20.47%、39.73%、14.61%。T1 和 T2 处理组刺苦草叶绿素含量与对

照组无显著差异($P>0.05$),而T3处理组叶绿素含量显著低于对照组($P<0.05$),表明在T1和T2处理组刺苦草叶绿素含量可以恢复到相当于对照组的水平,而T3处理刺苦草可能已经受到不可逆损伤。

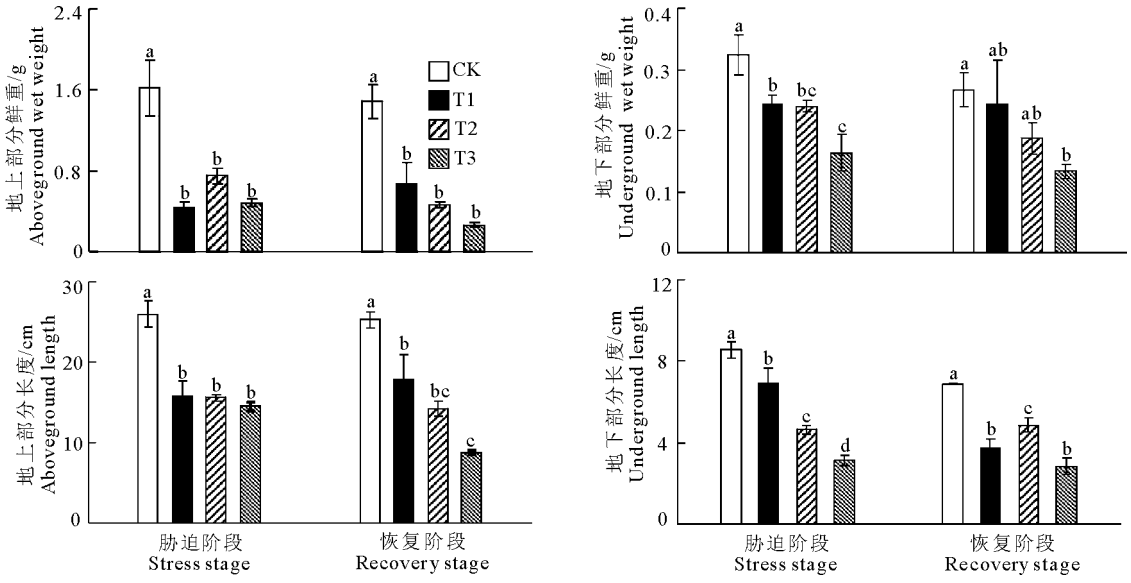

图1　Cu^{2+}胁迫和恢复阶段刺苦草地上部分和地下部分鲜重和长度

Fig.1　Aboveground and underground wet weight and length of *V. spinulosa* at different levels of Cu^{2+} exposure and after recovery

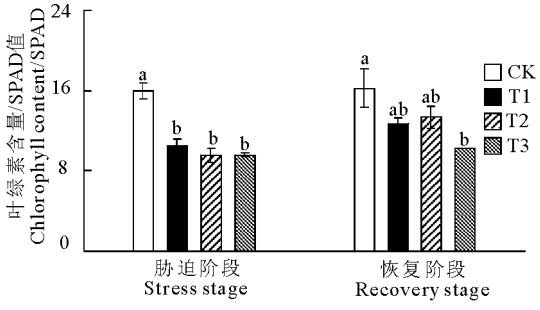

图2　Cu^{2+}胁迫和恢复阶段刺苦草叶绿素含量

Fig.2　Chlorophyll content of *V. spinulosa* for each treatment after exposure and recovery

2.3　水中Cu^{2+}含量变化

胁迫阶段,不同处理组水体Cu^{2+}含量均随时间快速下降,其中前3 d下降幅度要大于后4 d(图3)。3个处理组中刺苦草对水体Cu^{2+}的去除率均达到了较高水平。T1、T2、T3处理组前3 d(7月7-9日)Cu^{2+}的平均去除率为(63.0±3.5)%,后4 d(7月10-13日)Cu^{2+}的去除率分别为(23.2±10.0)%、(42.8±7.7)%、(55.9±5.4)%,3个处理组间水体Cu^{2+}含量有显著性差异($n=12$, $P<0.05$),T3组Cu^{2+}的去除率最大,且随时间推延,水中Cu^{2+}含量有逐步降低趋势,并且水体Cu^{2+}含量越高,其去除率越高。

恢复阶段,对照组和处理组水中Cu^{2+}含量均有不同程度的上升。7月14-17日,T2和T3水体Cu^{2+}上升速率分别为42.9%和38.5%,T1为16.5%,7月17-21日,处理组水中Cu^{2+}含量上升速率是前3 d的5～6倍。14-21日第1周,T2与T3的上升速率几乎相同;而后1周内,T3仍在上升,但T1与T2却有所下降。整个过程而言,水体Cu^{2+}含量对照组与处理组有显著差异($P<0.05$)。

2.4　刺苦草对Cu^{2+}的吸收

在胁迫阶段,刺苦草地上部分对Cu^{2+}的富集随着水体Cu^{2+}浓度的增加而增大,CK与T1没有显著差异($P>0.05$),与T2、T3有显著差异($P<0.05$),T1与T2、T3存在显著性差异($P<0.05$),但T2与T3无显著差异($P>0.05$);地下部分对照组与处理组则没有显著差异($P>0.05$)(图4)。T3处理组刺苦草地上部分Cu^{2+}含量达到(3.68±0.32) mg/g,约为T1处理组的6.4倍。刺苦草地下部分Cu^{2+}含量各组之间变化没有规律,对照组和处理组分别为(0.69±0.41) mg/g和(0.76±0.61) mg/g。

在恢复阶段,刺苦草地上部分Cu^{2+}含量处理组T1和T3显著高于对照组($P<0.05$),而T2与对照组无显著差异,处理组之间仅T2与T3存在显著差异($P<0.05$),地下部分各组间无显著差异($P>0.05$)。T1、T2和T3地上部分Cu^{2+}含量相对于胁迫阶段分别下降了43.04%、92.12%和86.00%,地下部分分别下降了57.91%、42.70%和33.81%。表明刺苦草在恢复阶段组织中的Cu^{2+}能够部分释放到水体中。

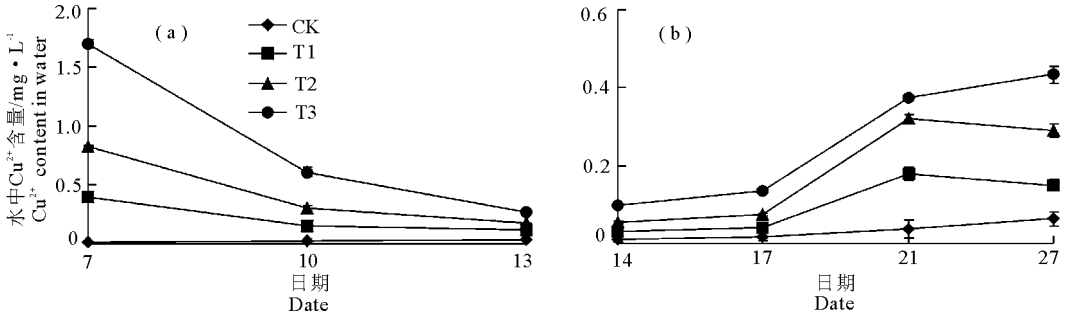

图 3　胁迫(a)和恢复(b)阶段水中 Cu^{2+} 含量的变化

Fig.3　Variation of Cu^{2+} concentration of water with time for each treatment(a, stress stage; b, recovery stage)

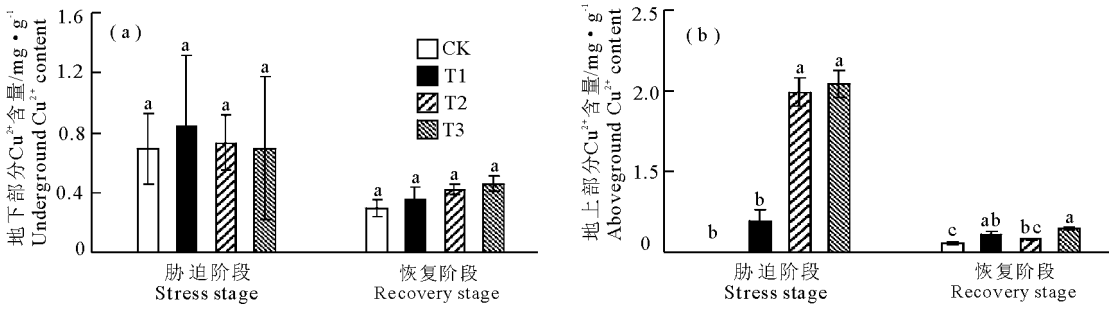

图 4　胁迫(a)和恢复(b)阶段刺苦草地上部分和地下部分对 Cu^{2+} 的吸收

Fig.4　Copper content of *V. spinulosa* roots and shoots after exposure(a) and recovery(b)

刺苦草地上部分 Cu^{2+} 含量与水体 Cu^{2+} 含量呈对数线性回归关系（$y=1.0903x+0.3761$，$R^2=0.9967$，$P<0.05$）。根据水体 Cu^{2+} 含量和刺苦草地上部分 Cu^{2+} 含量之间的回归方程式，得出本实验刺苦草地上部分 Cu^{2+} 的化学计量内稳性指数（$1/H$）约为 1.09（图 5）。根据 Persson 等（2010）物种的化学计量内稳性可以划分为：强稳定（$1/H\leqslant 0$）、稳定（$0<1/H<0.25$）、弱稳定（$0.25<1/H<0.5$）、弱可塑（$0.5<1/H<0.75$）、可塑（$1/H\geqslant 0.75$），所以刺苦草 Cu^{2+} 化学计量内稳性较弱，体内 Cu^{2+} 含量随环境变化较大。

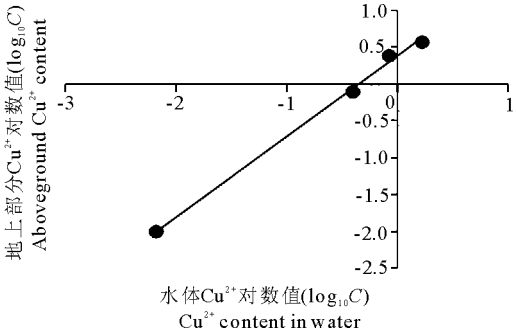

图 5　刺苦草地上部分与水体中 Cu^{2+} 含量的关系

（数据经对数转换）

Fig.5　Relationship between the concentrations of Cu^{2+} in water and in the shoots of *V. spinulosa*

(Shown using log-transformed data)

3　讨论

3.1　刺苦草对 Cu^{2+} 的吸收

本研究中，刺苦草在 3 个 Cu^{2+} 浓度梯度的水体中均能存活 7 d 以上，表明刺苦草对 Cu^{2+} 的耐受浓度在 1.7 mg/L 以上，并且刺苦草对 Cu^{2+} 的富集量在 T3 处理组达到（3.68±0.32）mg/g。Cu^{2+} 在植物体内富集量超过 0.1%（1 mg/g）就属于 Cu^{2+} 超富集植物（Xing et al，2013）。因此，本实验表明刺苦草是一种较好的 Cu^{2+} 超富集植物，能够作为 Cu^{2+} 微污染水体生态修复的备选物种。

相关急性胁迫实验表明，沉水植物对 Cu^{2+} 的吸附能力很大。Keskinkan 等（2003）研究表明，穗花狐尾藻和金鱼藻暴露在 Cu^{2+} 浓度为 2、4、8、16、32、64 mg/L 梯度的水溶液中，对 Cu^{2+} 的最大吸附量分别达到 10.37 mg/g 和 6.17 mg/g；Xue 等（2010）研究表明，轮叶黑藻在 4 mg/L 的 Cu^{2+} 溶液中暴露 4 d，对 Cu^{2+} 的富集达到 30.8 mg/g。可见沉水植物作为重金属污染水体修复材料的潜力巨大。然而，当水质条件转好时，沉水植物富集的 Cu^{2+} 同样可以大量释放到水体中，进而对水体造成污染。本实验中，在恢复阶段，刺苦草地上部分 Cu^{2+} 含量低于胁迫阶段的 10%，这表明刺苦草所富集的 Cu^{2+} 有大部分释放到水体中去了。因此，在利用沉水植物处

理 Cu^{2+} 污染水体时，需要对沉水植物及时收割和补种。

3.2 刺苦草对 Cu^{2+} 的耐受性

本实验在为期1周时间的 Cu^{2+} 胁迫后，处理组的生理指标都小于对照组且存在显著性差异，刺苦草生长受到抑制，T2、T3组叶片出现枯萎症状，甚至凋亡；在解除 Cu^{2+} 胁迫后，刺苦草逐渐恢复生长，T1组原叶片继续生长；而T2、T3组中凋亡的叶片则脱落在水中，从底部重新长出新叶，T3组受胁迫最严重，凋亡的叶片也最多。因此，在恢复阶段的刺苦草生长指标值出现小于胁迫阶段生长指标值的现象。

陈萍萍等(2013)进行了 Cu^{2+} 胁迫对苦草生长特性及生理指标的影响研究，发现 Cu^{2+} 浓度为1 mg/L的处理组苦草生长优于对照组，主要表现为株高和鲜质量大于对照组；而本实验中设置的3个处理组生长状况均比对照组差，株高和鲜重小于对照组且处理组之间无显著差异，但在T3处理组中，刺苦草生长受到较大抑制，株高变小，部分叶片脱落，鲜质量明显减小，但仍能生存。可见在利用刺苦草对水体 Cu^{2+} 污染修复的实践中，浓度1.7 mg/L左右可视为水体 Cu^{2+} 污染浓度的阈值，超过这一阈值，采用刺苦草修复可能很难凑效，不过仍需要进一步的实验验证。

Cu^{2+} 存在于叶绿体质体蓝素中，参与光合作用的电子传递，植株体内 Cu^{2+} 含量过高，就会影响光合作用，叶绿素含量就会有所降低；当 Cu^{2+} 含量高于植株承受极限时，植株出现中毒现象，最后死亡(李建宏等，1997；商海燕等，2013)。在本实验中，Cu^{2+} 对刺苦草胁迫程度越高，叶绿素含量就越低，植株生长出现萎缩，而且当胁迫解除后，受严重胁迫的刺苦草叶绿素含量恢复最慢，甚至无法恢复。所以在使用刺苦草作为重金属 Cu^{2+} 污染水体生态修复物种时，可以考虑以植物叶片叶绿素含量作为沉水植物受到 Cu^{2+} 胁迫程度大小的响应指标。

4 结论

(1)刺苦草对 Cu^{2+} 的耐受浓度和富集量都较高，Cu^{2+} 胁迫对刺苦草的生长产生了较强的抑制作用；胁迫解除后，刺苦草具有一定的恢复能力，Cu^{2+} 浓度为1.7 mg/L条件下，刺苦草恢复最差；刺苦草是低浓度 Cu^{2+} 污染条件下较好的超富集植物。

(2)刺苦草 Cu^{2+} 化学计量内稳性较弱，植株 Cu^{2+} 含量与水体 Cu^{2+} 含量成正比；胁迫解除后，刺苦草富集的 Cu^{2+} 能够重新释放到水体中；在利用刺苦草修复 Cu^{2+} 污染水体时，需要对其及时收割和补种，以免造成二次污染。

参考文献

陈萍萍，赵凤斌，王丽卿，等，2013. 铜离子胁迫对苦草生长特性及生理指标的影响[J]. 生态与农村环境学报，29(2)：230－233.

谷巍，施国新，张超英，等，2002. Hg^{2+}、Cd^{2+} 和 Cu^{2+} 对菹草光合系统及保护酶系统的毒害作用[J]. 植物生理与分子生物学学报，28(1)：69－74.

李建宏，邰子厚，1997. Cu^{2+} 对蓝藻 *Spirulina maxima* 光合作用的抑制机理[J]. 植物生理学报，23(1)：77－82.

缪柳，洪俊明，林冰，2011. 络合硫酸铜除藻剂应急治理水华对水质及鱼类的影响[J]. 生态与农村环境学报，27(5)：63－66.

商海燕，马行，刘刊，等，2013. Cu^{2+} 对水生植物水鳖生理特性和光合作用的影响[J]. 水资源保护，29(5)：65－68.

王文星，曹成有，崔振波，等，2006. 紫花苜蓿对土壤中铜的富集效应及其生理响应[J]. 东北大学学报(自然科学版)，27(10)：1161－1164.

吴旻，赵群芬，2015. 3种沉水植物在不同污染水体中的生长及其对水质的影响[J]. 生物学杂志，(4)：43－47.

徐珑，杨曦，张爱茜，等，2005. 水环境中铜的光化学研究进展[J]. 化学进展，17(3)：412－416.

张杰，陈熙，刘倩纯，等，2014. 鄱阳湖主要入湖口重金属的分布及潜在风险评价[J]. 长江流域资源与环境，23(1)：95－100.

周雪玲，熊建秋，简敏菲，等，2013. 乐安河-鄱阳湖湿地优势水生植物对重金属污染物的富集作用[J]. 江西师范大学学报(自然版)，37(2)：210－215.

曾凡萍，肖化云，周文斌，2007. 鄱阳湖流域沉积物中重金属研究及环境意义[J]. 江西化工，(2)：21－23.

Ahmad S S, Reshi Z A, Shah M A, et al, 2016. Heavy metal accumulation in the leaves of *Potamogeton natans*, and *Ceratophyllum demersum*, in a Himalayan RAMSAR site: management implications[J]. Wetlands Ecology and Management, 24(4)：469－475.

Caille N, Tiffreau C, Leyval C, et al, 2003. Solubility of metals in an anoxic sediment during prolonged aeration [J]. Science of the Total Environment, 301(3)：239－250.

Chen M, Zhang L L, Li J, et al, 2015. Bioaccumulation and tolerance characteristics of a submerged plant (*Ceratophyllum demersum* L.) exposed to toxic metal lead[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 122：313－321.

Devi S R, Prasad M N V, 1998. Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L.(Coontail), a free floating mac-

rophyte: response of antioxidant enzymes and antioxidants[J]. Plant Science, 138(2): 157 - 165.

Fernandes J C, Henriques F S, 1991. Biochemical, physiological, and structural effects of excess copper in plants [J]. The Botanical Review, 57(3): 246 - 273.

Garcia-Villada L, Rico M, Altamirano M, et al, 2004. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algaecide[J]. Water Research, 38(8): 2207 - 2213.

Ji Y, Zhang J, Li R, et al, 2015. Distribution and partitioning of heavy metals in sediments of the Xinjiang River in Poyang Lake Region, China[J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 34(3): 713 - 723.

Keskinkan O, Goksu M Z L, Yuceer A, et al, 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*)[J]. Process Biochemistry, 39(2): 179 - 183.

Keskinkan O, Goksu M Z, Basibuyuk M, et al, 2004. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*)[J]. Bioresource Technology, 92(2): 197 - 200.

Lee C L, Wang T C, Lin C K, et al, 1999. Heavy meatals removal by a promising locally available aquatic plant, *Najas graminea* Del in Taiwan[J]. Water Science & Technology, 39: 177 - 181.

Monferrán M V, Agudo J A S, Pignata M L, et al, 2009. Copper-induced response of physiological parameters and antioxidant enzymes in the aquatic macrophyte *Potamogeton pusillus*[J]. Environmental Pollution, 157(8): 2570 - 2576.

Nagajyoti P C, Lee K D, Sreekanth T V M, 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review[J]. Environmental Chemistry Letters, 8(3): 199 - 216.

Persson J, Fink P, Goto A, et al, 2010. To be or not to be what you eat: regulation of stoichiometric homeostasis among autotrophs and heterotrophs[J]. Oikos, 119(5): 741 - 751.

Schneider I A H, Rubio J, Smith R W, 2001. Biosorption of metals onto plant biomass: exchange adsorption or surface precipitation[J]. International Journal of Mineral Processing, 62(1): 111 - 120.

Upadhyay A K, Singh N K, Rai U N, 2014. Comparative metal accumulation potential of *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton crispus* L.: Role of enzymatic and non-enzymatic antioxidants in tolerance and detoxification of metals[J]. Aquatic Botany, 117(5): 27 - 32.

Wang Z, Yao L, Liu G, et al, 2014. Heavy metals in water, sediments and submerged macrophytes in ponds around the Dianchi Lake, China[J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 107(9): 200 - 206.

Xing W, Wu H, Hao B, et al, 2013. Bioaccumulation of heavy metals by submerged macrophytes: looking for hyperaccumulators in eutrophic lakes[J]. Environmental Science & Technology, 47(9): 4695 - 703.

Xing W, Wu H, Hao B, et al, 2016. Trace element stoichiometry of submerged macrophytes in Yangtze floodplain lakes and Yunnan plateau lakes (China)[J]. Aquatic Sciences, 79: 89 - 98.

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

Yruela I, 2009. Copper in plants: acquisition, transport and interactions[J]. Functional Plant Biology, 36(5): 409 - 430.

（责任编辑　万月华）

Tolerance and Recovery Capability of *Vallisneria spinulosa* Exposed to Copper

CHEN Lu[1], LI Wei [1], WANG Min[1], GAO Gui-qing[1], ZHOU Ji-hai[1], FAN Hou-bao[1], ZHONG Jia-you[2]

(1.Nanchang Institute of Technology, Jiangxi Engineering Research Center of Water Engineering Safety and Resources Efficient Utilization, Nanchang 330099, P.R.China;
2.Jiangxi Institute of Water Sciences, Research Center of Poyang Lake Water Resources, Ecology and Environment, Ministry of Water Resources, Nanchang 330029, P.R.China)

Abstract: The use of submerged macrophytes in ecological restoration of water polluted by low levels of copper is economic, safe and effective. In this study, *Vallisneria spinulosa*, a submerged macrophyte widely distributed in Poyang Lake, was selected for study. The tolerance of *V. spinulosa* to low levels of Cu^{2+} and the ability of *V. spinulosa* to recover from Cu^{2+} exposure were investigated in a laboratory study, aiming to evaluate the potential of using submerged macrophytes for restoring polluted waters. *V. spinulosa* was planted in aquaria and exposed to copper for one week at four concentrations: a control group CK (0.007±0.012) mg/L and three treatment groups; T1 (0.400±0.026) mg/L, T2 (0.830±0.010) mg/L and T3 (1.697±0.055) mg/L. The copper containing water was then exchanged for tap water and the plants were monitored for an additional two weeks to investigate recovery ability. After the experiment, the wet weight, length, Cu^{2+} content of *V. spinulosa* roots and shoots, chlorophyll content of leaves and Cu^{2+} concentration of water were determined. Copper significantly inhibited *V. spinulosa* growth. The length, wet weight and chlorophyll content of *V. spinulosa* in all copper treatments were significant lower than the control. In the treatment groups, the average removal rate of copper by *V. spinulosa* was 63% on day 4, significantly higher than the control. The copper content of *V. spinulosa* shoots increased with copper concentration in the water. After exposure for one week, the copper content in T3 was (3.68±0.32) mg/g, 6.4 times higher than in T1. However, the copper concentration in roots did not vary among treatments. The stoichiometric homeostasis index (1/H) of *V. spinulosa* for copper was 1.09, indicating weak stoichiometric homeostasis for copper. During recovery, the copper content in groups T1, T2 and T3 decreased, respectively, by 43.04%, 92.12% and 86.00% in shoots and 57.91%, 42.70% and 33.81% in roots. Wet weight, chlorophyll content and copper content of roots did not differ among treatments. This study indicates that *V. spinulosa* is a copper hyperaccumulator with strong capacity for recovery after exposure to copper. However, to support restoration efficiency, *V. spinulosa* should be harvested promptly and replanted during restoration of copper polluted water.

Key words: *Vallisneria spinulosa*; heavy metal; tolerance; recovery; copper