

DOI:10.11913/PSJ.2095-0837.2022.40576

王婉婉, 陆镇威, 袁龙义, 江红生. 纳米银对紫萍休眠芽萌发、存活和生长的影响[J]. 植物科学学报, 2022, 40(4): 576-583

Wang WW, Lu ZW, Yuan LY, Jiang HS. Effects of silver nanoparticles on dormant bud germination, survival, and growth of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid[J]. *Plant Science Journal*, 2022, 40(4): 576-583

纳米银对紫萍休眠芽萌发、存活和生长的影响

王婉婉^{1,2}, 陆镇威³, 袁龙义^{1*}, 江红生^{2,4*}

(1. 长江大学园艺园林学院, 湖北荆州 434025; 2. 中国科学院武汉植物园水生植物研究中心, 武汉 430074;

3. 江苏沿海地区农业科学研究所, 江苏盐城 224000; 4. 中国科学院武汉植物园湿地演化与

生态修复湖北重点实验室, 武汉 430074)

摘要: 纳米银 (AgNPs) 是一种潜在的新型环境污染物, 本研究以紫萍 (*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid) 休眠芽为实验材料, 研究 AgNPs 对休眠芽萌发率、存活率及叶状体数目、面积和叶绿素含量等指标的影响, 并对各项指标的半数效应浓度 (EC_{50}) 进行比较。结果显示, AgNPs 可以抑制紫萍休眠芽的萌发, 高浓度 (10 mg/L) 时可造成休眠芽死亡率显著增加。紫萍休眠芽萌发后叶状体数目和叶状体面积、色素含量均随浓度增加逐渐降低, 表现出剂量效应, 且叶绿素 a 对 AgNPs 最敏感。研究结果表明 AgNPs 对水生植物紫萍无性繁殖体的萌发和生长都具有抑制作用, 具有一定的生态风险。

关键词: 纳米银; 水生植物; 休眠芽; 萌发

中图分类号: Q945.35

文献标识码: A

文章编号: 2095-0837(2022)04-0576-08

Effects of silver nanoparticles on dormant bud germination, seedling survival, and growth of *Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid

Wang Wan-Wan^{1,2}, Lu Zhen-Wei³, Yuan Long-Yi^{1*}, Jiang Hong-Sheng^{2,4*}

(1. College of Horticulture and Landscape Architecture, Yangtze University, Jingzhou, Hubei 434025, China;

2. Aquatic Plants Research Center, Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430074, China;

3. Jiangsu Coastal Area Institute of Agricultural Sciences, Yancheng, Jiangsu 224002;

4. Hubei Key Laboratory of Wetland Evolution & Ecological Restoration,

Wuhan Botanical Garden, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, 430074, China)

Abstract: Silver nanoparticles (AgNPs) are an emerging environmental pollutant. In this study, dormant buds of *Spirodela polyrhiza* were chosen to investigate the effects of AgNPs on germination, survival, and growth of propagules. Results shows that AgNPs inhibited the germination of dormant buds and high concentrations (10 mg/L) even caused death. The number and area of fronds and content of photosynthetic pigments decreased gradually with the increase in concentration after germination of dormant buds and chlorophyll a was the most sensitive parameter to AgNP toxicity. This study showed that AgNPs, as a novel pollutant, have inhibitory effects on the germination and growth of asexual propagules of aquatic plants, and thus exhibit certain ecological risks.

Key words: Silver nanoparticles; Aquatic plants; Dormant buds; Germination

收稿日期: 2022-01-26, 修回日期: 2022-04-01。

基金项目: 国家自然科学基金 (41907223); 中国科学院青年创新促进会项目 (2021340)。

This work was supported by grants from the National Natural Science Foundation of China (41907223) and Youth Innovation Promotion Association CAS (2021340)。

作者简介: 王婉婉 (1996-), 女, 硕士研究生, 研究方向为水生植物生理学 (E-mail: wwanwan@126.com)。

* 通讯作者 (Authors for correspondence. E-mail: yly35@qq.com; jhs@wbgcas.cn)。

水生植物被称为“天然生物过滤器”，是水生生态系统的重要组成部分，能维持水生生态系统的稳定。水生植物通过吸收或蓄积作用可降低水体中的氮、磷^[1]和重金属^[2]等成分。近年来水体污染物的增加给水生植物的生存带来了巨大挑战，我国众多湖泊面临着水生植物覆盖率下降、种群衰退以及多样性减少等问题^[3-5]。目前已有多种方法被用于实现水生植被修复。严拾伟等^[6]的研究表明，可以通过种子库有性繁殖的方式修复水生植被，但受到种子收集、活力维持及萌发条件等问题的限制，此方法的实际应用较少。而营养体繁殖法虽然经济成本高，但具有无性繁殖体易获得、定植效果好等优点，是目前水生植物修复中使用最广泛的方法之一。

采用繁殖体库修复的关键在于繁殖体能否顺利萌发、存活和生长。水生植物繁殖体萌发受水温、水位、波浪等环境因素的影响^[7]，同时也受基质营养^[8]及外源性物质的影响。随着工业和农业生产发展，排入水体中的污染成分日趋复杂，许多新型污染物^[9]进入水体。这些污染物如持久性有机污染物^[10]、微塑料^[11]和纳米材料^[12]等，在环境中具有难降解的特性，且能富集在水生植物体内通过食物链产生生物学放大效应。纳米银 (Silver nanoparticles, AgNPs) 作为近些年应用较广泛的一种新型纳米材料，使用量的逐年增加也提高了其环境暴露的风险。在污水处理厂可以检测到 AgNPs 的浓度达到 1.55 mg/kg^[13]；据不完全统计，全球每年有超过 60 000 kg 的 AgNPs 被释放到水体中^[14]。AgNPs 可以在生物体内积累，并且已有研究表明 AgNPs 对植物的生长发育、生理生化过程以及细胞结构都有影响。例如，AgNPs 处理后的黑麦草 (*Lolium perenne* L.)^[15]、水稻 (*Oryza sativa* L.)^[16] 和小麦 (*Triticum aestivum* L.)^[17] 的株高受到抑制。受 AgNPs 影响的植物，其体内活性氧 (ROS) 水平和叶绿素含量等^[18,19] 会显著改变，进而导致细胞膜脂过氧化和光合作用降低。另外，AgNPs 处理后植物的细胞壁和细胞膜结构被破坏甚至导致细胞死亡，如水稻根细胞^[20] 和洋葱 (*Allium cepa* L.) 根尖表皮细胞^[21]。

水生植物无性繁殖体的正常萌发和幼苗的存活对次年其种群恢复至关重要，但是，目前 AgNPs 是否对水生植物繁殖体的萌发和幼苗存活产生不利

影响还缺少相关研究。紫萍 (*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid) 是浮萍科植物，以叶状体出芽和休眠芽萌发两种方式进行无性繁殖。当生存水体处于寡营养状态或者环境温度过低时易形成休眠芽，可以通过人工控制培养条件获得大量休眠芽，是研究 AgNPs 对水生植物休眠芽影响的良好材料。因此，本研究选择了紫萍休眠芽为实验材料，通过 AgNPs 对其休眠芽萌发率、存活率、叶状体数目和面积以及萌发后对叶绿素含量的影响来揭示 AgNPs 对紫萍休眠芽的毒性，以期为评估 AgNPs 对水生植物繁殖体的毒性研究提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

1.1.1 AgNPs 的表征

本实验所用的 AgNPs^[22] 为实验室合成的 PVP (聚乙烯吡咯烷酮) 包被的 AgNPs 悬浮液，母液浓度为 250 mg/L，平均粒径约为 20 nm。

1.1.1.1 AgNPs 的粒径大小

AgNPs 原液分散在 10% Hoagland 营养液中，用移液枪移取 10 μ L 滴在碳支持膜上，自然风干后使用透射电子显微镜 (JEM JEOL 1200EX, Japan) 拍摄照片。使用 Image J 软件计算粒径大小。

1.1.1.2 AgNPs 的紫外-吸收光谱

AgNPs 原液用紫外分光光度计 (TU-1810PC, 北京普析) 测定 250~700 nm 波长范围内的吸收值，用 Origin 8.0 软件绘图。

1.1.2 紫萍休眠芽

实验材料为武汉植物园水生植物生物学实验室收集的冬季生成的紫萍休眠芽，收集了约 200 棵，于 4 $^{\circ}$ C 避光保存。

1.2 实验设计

不同体积的 AgNPs 添加至含有 30 mL 10% Hoagland 营养液的直径为 9 cm 的培养皿中，配制成 0 (Control)、0.5、1、5、10 mg/L AgNPs 处理液，每组浓度分别设 3 个重复。每个培养皿中放 30 棵休眠芽，置于光照培养箱中于 25 $^{\circ}$ C、光强 120 μ mol photon \cdot m⁻² \cdot s⁻¹、光周期 16:8 h (明:暗)、65% 湿度下萌发。分别于实验开始后第 1、2、3、4、15 和 28 d 记录休眠芽萌发数目。在 28 d 实验结束后拍照记录紫萍存活率、叶状体数目，测定所有叶状体总叶面积、叶绿素含量以及计

算各项指标的 EC_{50} 结果。

1.2.1 休眠芽萌发率和存活率分析

分别于实验开始后第 1、2、3、4、15 和 28 d 记录休眠芽萌发数目, 根据公式(1)计算萌发率。实验结束的第 28 d, 记录存活的休眠芽总数, 根据公式(2)计算存活率。

$$\text{萌发率} = 1 - (\text{未萌发休眠芽总数} / \text{受试休眠芽总数}) \times 100\% \quad (1)$$

$$\text{存活率} = (\text{存活的休眠芽} / \text{受试休眠芽总数}) \times 100\% \quad (2)$$

1.2.2 叶状体数目及叶状体叶面积测定

实验进行至第 28 d 结束后, 将 Control 与各 AgNPs 处理组的培养皿依次固定在同一位置, 用固定在同一高度的相机分别对其拍照, 并对叶状体进行计数。叶面积测定采用 Image J 软件进行。

1.2.3 叶绿素含量测定

实验进行至第 28 d 结束后, 处理后的紫萍叶状体用 EDTA-2Na 清洗 3 次, 再用清水冲洗 3 次, 擦干。取 0.02 g 叶状体放于 4 mL 95% 乙醇, 置于 4℃、黑暗下提取叶绿素 24 h。用紫外分光光度计测定 665、649、470 nm 处的吸光值, 叶绿素 a (Chl a)、叶绿素 b (Chl b) 和类胡萝卜素 (Car) 含量^[19] 根据公式(3~5)计算。

$$\text{Chl a} = 13.95 \times A_{665} - 6.88 \times A_{649} \quad (3)$$

$$\text{Chl b} = 24.96 \times A_{649} - 7.32 \times A_{665} \quad (4)$$

$$\text{Car} = (1000 \times 470 - 2.05 \times \text{Chl a} - 114.8 \times \text{Chl b}) / 245 \quad (5)$$

1.3 半数效应浓度计算

休眠芽的萌发率、存活率以及叶状体数目、

面积和叶绿素含量等结果用 R4.1.0 软件和“drc”包中的“drm”函数进行 3 参数逻辑斯蒂 (Logistic) 曲线拟合并计算各指标的半数效应浓度 (EC_{50}) 结果。

1.4 数据处理

采用 Excel 2010 软件整理数据, 用 SPSS 25.0 软件进行单因素方差分析以及显著性差异分析 ($P < 0.05$), Origin 8.0 软件绘图。

2 结果与分析

2.1 AgNPs 的表征

研究结果显示, AgNPs 颗粒在 10% Hoagland 营养液中的平均粒径为 (15.53 ± 6.68) nm (图 1: A), AgNPs 溶液的吸收峰在 408 nm 波长处(图 1: B)。

2.2 AgNPs 对紫萍休眠芽萌发率的影响

紫萍休眠芽经 AgNPs 暴露 28 d 后实验结束时的照片如图 2 所示。由图 2 和图 3 可知, 不同浓度的 AgNPs 处理 28 d 后紫萍休眠芽的发芽率均低于 Control (86%), 说明 AgNPs 抑制了紫萍休眠芽的萌发。1~3 d 时, Control 与各 AgNPs 处理组的萌发率均呈上升趋势, 5、10 mg/L 处理时与 Control 发芽率一致, 发芽率约 50%; 0.5 和 1 mg/L 处理时发芽率略高于 Control, 分别为 60% 和 65%。3 d 后, 各 AgNPs 处理组的萌发率趋于平缓(图 3: A)。实验至 28 d 结束, 0.5 和 1 mg/L 的萌发率略低于 Control, 但无显著性差异; 而浓度升高至 5 和 10 mg/L 时萌发率较 Control 分别降低了 26% 和 37%, 达到显著水平 ($P < 0.05$) (图 3: B)。

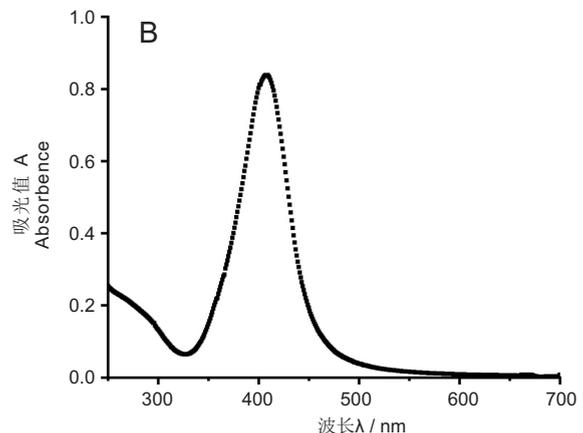
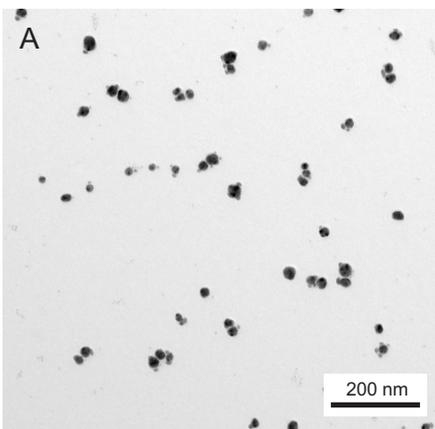
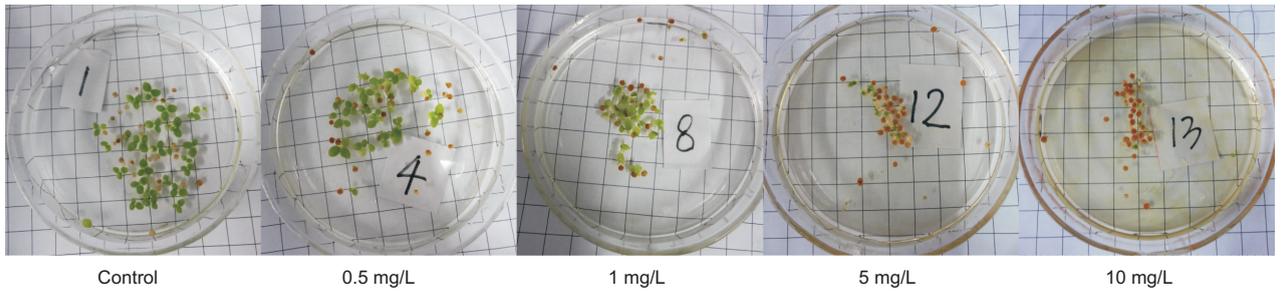


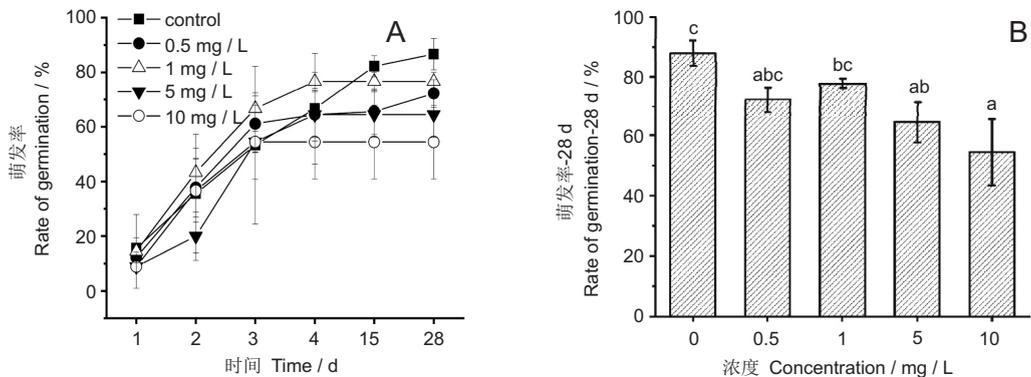
图 1 AgNPs 在 10% Hoagland 营养液中的透射电镜图 (A) 和紫外-可见吸收光谱 (B) 图
Fig. 1 Transmission electron microscopy (TEM) image (A) and ultraviolet-visible (UV-VIS) spectra of AgNPs (B) in 10% Hoagland nutrient solution



方格为 1 cm × 1 cm。
Photograph grid is 1 cm × 1 cm.

图 2 不同浓度 AgNPs 处理组第 28 d 的紫萍休眠芽

Fig. 2 Dormant *Spirodela polyrhiza* buds after 28 d of exposure to different concentrations of AgNPs



不同字母表示不同处理组之间差异显著 ($P < 0.05$)。下同。
Different letters represent significant differences among treatments ($P < 0.05$). Same below.

图 3 不同浓度 AgNPs 处理下紫萍休眠芽的萌发率 (A) 和处理第 28 d 的萌发率 (B)

Fig. 3 Effects of different concentrations of AgNPs on germination rates during experiment (A) and final germination rate on 28 d (B) of dormant *Spirodela polyrhiza* buds

2.3 AgNPs 对紫萍休眠芽叶状体数目及叶面积的影响

随着 AgNPs 浓度增加，紫萍叶状体面积逐渐减小，表现出剂量效应。0.5 mg/L 处理时的叶面积略低于 Control，其余 AgNPs 处理组紫萍的叶状体面积显著低于 Control，10 mg/L AgNPs 处理组叶状体面积仅占 Control 叶面积的 12%(图 4：A)。

所有 AgNPs 处理组与 Control 之间紫萍的叶状体数目具有显著差异 ($P < 0.05$) (图 4：B)。0.5 和 1 mg/L AgNPs 处理组的叶状体数目显著低于 Control，约为 50 片；5 和 10 mg/L AgNPs 处理组叶状体数目显著降低，仅占 Control 的 20%~30%，分别为 16 和 5 片。

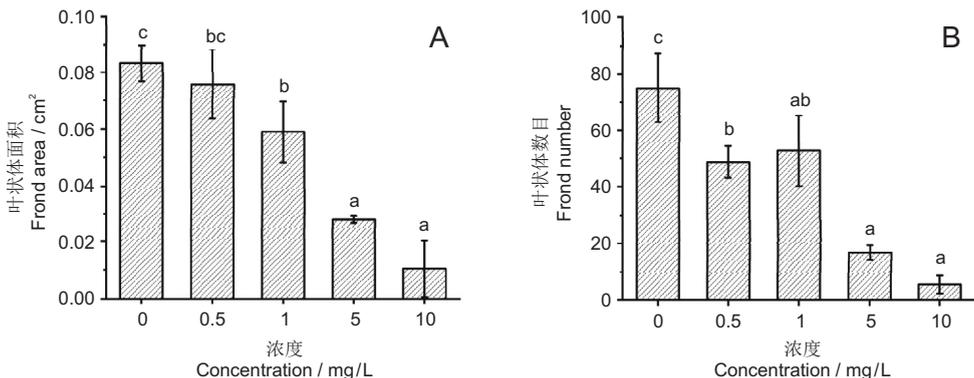


图 4 不同浓度 AgNPs 对紫萍叶状体面积 (A) 和叶状体数目 (B) 的影响

Fig. 4 Effects of different concentrations of AgNPs on frond area (A) and frond number (B) in *Spirodela polyrhiza*

2.4 AgNPs 对紫萍休眠芽存活率的影响

在 AgNPs 处理后的第 28 d, 紫萍休眠芽的存活率均降低(图 5)。5 和 10 mg/L AgNPs 处理组显著低于对照($P < 0.05$); 10 mg/L AgNPs 休眠芽的存活率降低至 10%。

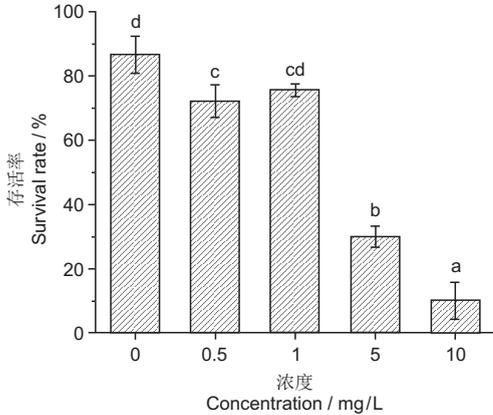


图 5 不同浓度 AgNPs 对紫萍休眠芽存活率的影响
Fig. 5 Effects of different concentrations of AgNPs on survival rates of dormant *Spirodela polyrrhiza* buds

2.5 AgNPs 对紫萍叶绿素含量影响

实验第 28 d 后不同浓度 AgNPs 对紫萍 Chl *a*、Chl *b* 和 Car 含量的影响如图 6 所示。三者的含量随着 AgNPs 浓度增加均呈现逐渐降低的趋势, 并表现出剂量效应。其中, 各 AgNPs 处理组的 Chl *a*、Chl *b* 和 Car 含量均显著低于 Control ($P < 0.05$)。

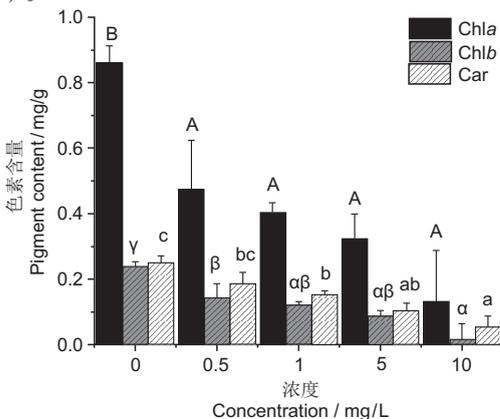


图 6 不同浓度 AgNPs 对紫萍叶状体叶绿素含量影响
Fig. 6 Effects of different concentrations of AgNPs on photosynthetic pigment content in *Spirodela polyrrhiza*
不同大写字母表示 Chl *a* 在不同处理组之间差异显著 ($P < 0.05$); 不同小写字母表示 Chl *b* 在不同处理组之间差异显著; 不同希腊字母表示 Car 在不同处理组之间差异显著。
Different uppercase letters represent significant differences in Chl *a* among treatments ($P < 0.05$); Different lowercase letters represent significant differences in Chl *b* among treatments; Different Greek letters represent significant differences in Car among treatments.

2.6 AgNPs 对各项指标影响的半数效应浓度 (EC_{50})

AgNPs 对紫萍休眠芽萌发和幼苗生长过程中各项指标的影响有所差异(表 1)。其中, 光合色素对 AgNPs 的毒性最为敏感, Chl *a*、Chl *b* 和 Car 的 EC_{50} 值分别为 (0.83 ± 0.49)、(1.05 ± 0.51)、(2.19 ± 0.74) mg/L; 其次是叶状体的数目和面积, 它们的 EC_{50} 值为 (1.56 ± 0.44) 和 (2.41 ± 0.5) mg/L; AgNPs 处理下, 紫萍休眠芽萌发的幼苗存活率 EC_{50} 值为 (3.43 ± 0.54) mg/L, 而休眠芽的萌发对 AgNPs 处理最不敏感, 其 $EC_{50} > 10$ mg/L。

表 1 AgNPs 对各项指标影响的半数效应浓度 (EC_{50})
Table 1 Median effective concentrations (EC_{50}) of AgNPs on each parameter

指标 Index	模型 Model	EC_{50} AgNPs / mg/L
萌发率 Rate of germination	Logistic	> 10
存活率 Survival rate	Logistic	3.43 ± 0.54
叶状体数目 Frond number	Logistic	1.56 ± 0.44
叶状体面积 Frond area	Logistic	2.41 ± 0.50
叶绿素 a 含量 Chl <i>a</i>	Logistic	0.83 ± 0.49
叶绿素 b 含量 Chl <i>b</i>	Logistic	1.05 ± 0.51
类胡萝卜素 Car	Logistic	2.19 ± 0.74

3 讨论

休眠芽等繁殖体的萌发、存活和生长等每个阶段都受到多种因素的共同调控, 它是否能长成完整的植株是水生植物种群维持稳定和更新的重要指标, 对维持水生态系统的健康和稳定性至关重要^[23]。

本研究中, 紫萍休眠芽的萌发率受到 AgNPs 的抑制, 最终的萌发率随浓度增加逐渐下降, 且所有 AgNPs 处理组萌发率均先增加后趋于平缓。出现这种趋势的原因可能是在处理的前 3 d, 紫萍休眠芽处于吸收和积累 AgNPs 的阶段, 体内的银含量相对较少, 不足以对休眠芽产生毒性; 之后随着 AgNPs 不断在休眠芽中积累, 休眠芽的萌发调控机制被中断或破坏而使休眠芽失去活性无法萌发。杜俊杰^[24]的研究发现, 小麦的萌发率也受 AgNPs 的抑制, 在 10~50 mg/L 时休眠芽的萌发率逐渐降低, 但是之后再增加浓度萌发率则略有回升。

Thuesombat 等^[25]的研究结果表明, AgNPs 对水稻种子萌发有抑制作用, 且抑制作用随浓度的增加而增强。AgNPs 对黑芥菜 (*Brassica nigra* (L.) W. D. J. Koch)^[26] 种子的萌发也表现出负面影响。本研究结果与这些研究类似。

叶状体数目和面积可以作为衡量 AgNPs 毒性的可靠指标之一。本研究中, 紫萍叶状体的数目和面积随着 AgNPs 浓度增加呈下降趋势, 表明 AgNPs 对紫萍叶状体的生长具有抑制作用, 并且限制紫萍叶状体的大小。1 mg/L AgNPs 处理组的叶状体数目与 0.5 mg/L 处于同一水平, 但叶状体的叶面积却低于 0.5 mg/L 处理组, 这表明 AgNPs 在 1 mg/L 浓度左右开始对单个叶状体的大小产生负面影响。研究表明, AgNPs 抑制拟南芥 (*Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.) 幼苗的生长, 抑制植株的伸长和根的生长^[27]。对黑麦草生长的研究发现, 随着 AgNPs 浓度增加, 黑麦草的生物量下降、根尖数减少、根系长度减小^[28]。紫萍休眠芽萌发后幼苗的存活率与紫萍种群的恢复相关, 紫萍休眠芽对于低浓度 (0.5 和 1 mg/L) AgNPs 有一定的耐受能力, 但随着浓度增加, 休眠芽的萌发受到显著抑制, 这可能是 AgNPs 在休眠芽中积累到一定浓度导致其死亡。这与萌发率的结果对应, 后期高浓度 AgNPs 处理组萌发率不再增加可能与休眠芽的死亡有关。

光合作用是绿色植物最重要的生理过程之一, 叶绿素是光合作用光反应过程用于光能吸收、转化的重要成分。本研究中, AgNPs 降低了从休眠芽中新生出叶状体的色素含量, 随浓度的增加叶绿素含量降低愈显著。研究发现, 小球藻 (*Chlorella vulgaris* Beijerinck)^[29]、浮萍 (*Lemna minor* L.)^[30] 和水稻^[31] 的叶绿素含量在 AgNPs 处理后显著降低, 本研究结果与这些研究一致。表明 AgNPs 能降低紫萍叶状体的叶绿素含量从而可能抑制光合作用。本研究在测定的多项指标的 EC_{50} 实验结果中还发现, 萌发后叶状体光合色素含量对 AgNPs 的毒性最敏感。研究表明, AgNPs 造成植物光合作用的减弱可能与抑制叶绿素的合成或叶绿体结构破坏有关^[32], 叶绿素 a 含量降低还可能与 AgNPs 颗粒导致细胞内过量积累 ROS 有关^[33]。光合色素是进行光合作用的物质基础, 紫萍休眠芽萌发后植株的生长需要光合作用为其提供有机物。本研究中,

紫萍休眠芽萌发后的幼苗光合色素首先受到 AgNPs 的抑制, 可能降低光合作用, 导致有机物的积累减少, 因此叶状体的数目和面积也显著减少, 最终导致紫萍休眠芽萌发后存活率较低。

4 结论

AgNPs 对紫萍休眠芽的毒性随着浓度的增加而增强。但 AgNPs 对休眠芽的毒性在前期没有表现出抑制, 在后期毒性表现出浓度依赖性, 浓度越高对休眠芽萌发的毒性越强。AgNPs 对休眠芽萌发后生长、生理指标的毒性表现在叶状体的数目与大小、叶面积以及叶绿素含量的降低。研究结果表明, AgNPs 对水生植物紫萍休眠芽的萌发、存活和生长都具有显著的抑制作用, AgNPs 的污染可能对进行无性生殖的水生植物的种群维持和更新具有一定的风险。

参考文献:

- [1] 刘盼, 宋超, 朱华, 张清靖, 贾成霞. 3 种水生植物对富营养化水体的净化作用研究[J]. 水生态学杂志, 2011, 32(2): 69-73.
Liu P, Song C, Zhu H, Zhang QJ, Jia CX. Studies on eutrophicated water quality improvement by three kinds of hydrophytes[J]. *Journal of Hydroecology*, 2011, 32(2): 69-73.
- [2] 杨海龙, 洪瑞川. 石菖蒲对污水适应性的研究[J]. 南昌大学学报, 1994(1): 97-102.
Yang HL, Hong RC. Study on the adaptability of *Acorus gramineus* in water[J]. *Journal of Nanchang University*, 1994(1): 97-102.
- [3] 李英杰, 许秋瑾, 金相灿, 胡社荣, 胡少贞. 湖泊水生植被恢复物种选择及群落配置分析[J]. 环境工程学报, 2004, 5(8): 23-26.
Li YJ, Xu QJ, Jin XC, Hu SR, Hu SZ. Analyses on species selection and community collocation of macrophyte in lake restoration[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2004, 5(8): 23-26.
- [4] 厉恩华, 杨超, 蔡晓斌, 王智, 王学雷. 洪湖湿地植物多样性与保护对策[J]. 长江流域资源与环境, 2021, 30(3): 623-635.
Li EH, Yang C, Cai XB, Wang Z, Wang XL. Plant diversity and protection measures in Honghu wetland [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2021, 30(3): 623-635.
- [5] 吴英, 李曼丽, 杨彪. 洱海水生植被生态修复措施的探讨[J]. 绿色科技, 2020(24): 193-196.
Wu Y, Li ML, Yang B. Study on ecological restoration of

- aquatic vegetation in Erhai Lake[J]. *Journal of Green Science and Technology*, 2020 (24): 193–196.
- [6] 严拾伟, 潘珉, 李杨, 李林, 肖邦定, 等. 滇池大泊口水域水生植物种子库时空特征与恢复潜力[J]. *湖泊科学*, 2021, 33(2): 529–538.
Yan SW, Pan M, Li Y, Li L, Xiao BD, *et al.* Spatiotemporal characteristics and restoration potentiality of seed banks of aquatic plants in Dabokou wetland in Lake Dianchi, southwest China [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2021, 33(2): 529–538.
- [7] 袁龙义, 李守淳, 李伟. 水深变化对刺苦草冬芽形成的影响研究[J]. *江西师范大学学报(自然科学版)*, 2013, 37(4): 355–358.
Yuan LY, Li SC, Li W. The effects of water level fluctuation on the winter bud formation of submerged macrophyte *Valisneria spinulosa*[J]. *Journal of Jiangxi Normal University (Natural Science Edition)*, 2013, 37(4): 355–358.
- [8] 谢冬, 于丹. 本地种与外来种水生植物在不同基质营养下的生长比较[J]. *生态科学*, 2008, 27(5): 335–340.
Xie D, Yu D. A comparison of exotic and native aquatic plants in their growth responses across experimental nutrient gradients[J]. *Ecological Science*, 2008, 27(5): 335–340.
- [9] 黄俊, 衣俊, 程金平. 长江口及近海水环境中新型污染物研究进展[J]. *环境化学*, 2014, 33(9): 1484–1493.
Huang J, Yi J, Cheng JP. Emerging contaminants in the Yangtze estuary and adjacent coastal area, China[J]. *Environmental Chemistry*, 2014, 33(9): 1484–1493.
- [10] Li A, Tang Q, Kearney KE, Nagy KL, Zhang J, *et al.* Persistent and toxic chemical pollutants in fish consumed by Asians in Chicago, United States[J]. *Sci Total Environ*, 2022, 811(2022): 152214.
- [11] Liu Z, Huang Q, Wang H, Zhang SY. An enhanced risk assessment framework for microplastics occurring in the Westerscheldt estuary[J]. *Sci Total Environ*, 2022, 817(2022): 153006.
- [12] Juarez MA. Impact of nanomaterials on plants: what other implications do they have? [J]. *Biocell*, 2022, 46(3): 651–654.
- [13] 周东美. 纳米 Ag 粒子在我国主要类型土壤中的迁移转化过程与环境效应[J]. *环境化学*, 2015, 34(4): 605–613.
Zhou DM. Transport and transformation of nano Ag particle in soils and its environmental effects[J]. *Environmental Chemistry*, 2015, 34(4): 605–613.
- [14] Handy RD, Cornelis G, Fernandes T, Tsyusko O, Decho A, *et al.* Ecotoxicity test methods for engineered nanomaterials: practical experiences and recommendations from the bench[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2012, 31(1): 15–31.
- [15] Yin L, Cheng Y, Colman BP, Auffan M, Wiesner M, Bernhardt ES. More than the ions: the effects of silver nanoparticles on *Lolium multiflorum* [J]. *Environ Sci Technol*, 2011, 45(6): 2360–2367.
- [16] Fateme M, Hossein A, Sara H. Effect of silver nanoparticles on *Oryza sativa* L. and its rhizosphere bacteria[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2013, 88(2013): 48–54.
- [17] Dimkpa CO, Mclean JE, Martineau N, Britt DW, Haverkamp R, *et al.* Silver nanoparticles disrupt wheat (*Triticum aestivum* L.) growth in a sand matrix [J]. *Environ Sci Technol*, 2013, 47(2): 1082–1090.
- [18] Jiang HS, Li M, Chang FY, Li W, Yin LY. Physiological analysis of silver nanoparticles and AgNO₃ toxicity to *Spiridela polyrhiza*[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2012, 31(8): 1880–1886.
- [19] 陈斌, 张传玲, 江红生, 尹黎燕. 纳米银诱导拟南芥活性氧自由基的积累和抗氧化系统的改变[J]. *基因组学与应用生物学*, 2017, 36(4): 1646–1653.
Chen B, Zhang CL, Jiang HS, Yin LY. Silver nanoparticles induced accumulation of reactive oxygen species and alteration of antioxidant systems[J]. *Genomics and Applied Biology*, 2017, 36(4): 1646–1653.
- [20] Mazumdar H. Phytotoxicity effect of silver nanoparticles on *Oryza sativa*[J]. *Int J Chemtech Res*, 2011, 3(3): 1494–1500.
- [21] Ghosh M, Manivannan J, Sinha S, Chakraborty A, Mallick SK, Bandyopadhyay M, *et al.* In vitro and in vivo genotoxicity of silver nanoparticles [J]. *Mutant Res-Gen Tox En*, 2012, 749(1–2): 60–69.
- [22] Jiang HS, Qiu XN, Li GB, Li W, Yin LY. Silver nanoparticles induced accumulation of reactive oxygen species and alteration of antioxidant systems in the aquatic plant *Spiridela polyrhiza*[J]. *Environ Toxicol Chem*, 2014, 33(6): 1398–405.
- [23] 李伟. 富营养化湖泊水生植物群落恢复重建的理论与方法[J]. *水生态学杂志*, 2008, 28(5): 529–538.
Li W. Theory and methodology of aquatic plant community restoration in Eutrophicated Lakes[J]. *Journal of Hydroecology*, 2008, 28(5): 529–538.
- [24] 杜俊杰. 不同纳米材料对小麦种子萌发的影响[J]. *安徽农业科学*, 2018, 46(13): 38–40.
Du JJ. Effects of different kinds of nanomaterials on seed germination of wheat[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2018, 46(13): 38–40.
- [25] Thuesombat P, Hannongbua S, Akasit S, Chadchawan S. Effect of silver nanoparticles on rice (*Oryza sativa* L. cv. KDML 105) seed germination and seedling growth[J]. *Ecotoxicol Environ Saf*, 2014, 104(2014): 302–309.
- [26] Almutairi ZM. Expression profiling of certain MADS-box genes in *Arabidopsis thaliana* plant treated with silver nanoparticles [J]. *Czech J Genet Plant*, 2017, 53(1):

- 30–36.
- [27] Qian H, Peng X, Xiao H, Ren J, Sun L, Fu Z. Comparison of the toxicity of silver nanoparticles and silver ions on the growth of terrestrial plant model *Arabidopsis thaliana* [J]. *J Environ Sci*, 2013, 25(9): 1947–1956.
- [28] 王荣. 纳米银对黑麦草生长特性的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(4): 639–645.
- Wang R. Effects of nano-silver on growth characteristics of perennial ryegrass [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(4): 639–645.
- [29] Souza LRR, Corrêa TZ, Bruni AT, da Veiga, Márcia AMS. The effects of solubility of silver nanoparticles, accumulation, and toxicity to the aquatic plant *Lemna minor*. [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2021, 28(13): 16720–16733.
- [30] Lalau CM, Simioni C, Vicentini DS, Ouriques LC, Matias WG. Toxicological effects of AgNPs on duckweed (*Landoltia punctata*) [J]. *Sci Total Environ*, 2020, 710(2020): 136318.
- [31] Abbas Q, Liu G, Yousaf B, Ali MU, Ullah H, Ahmed R. Effects of biochar on uptake, acquisition and translocation of silver nanoparticles in rice (*Oryza sativa* L.) in relation to growth, photosynthetic traits and nutrients displacement [J]. *Environ Pollut*, 2019, 250(2019): 728–736.
- [32] 苑志华, 汤晓琳, 白炎青, 唐婷, 于昌平. 纳米银对小球藻光合作用和呼吸作用的影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(8): 1468–1473.
- Yuan ZH, Tang XL, Bai YQ, Tang T, Yu CP. Effects of silver nanoparticles on photosynthesis and respiration of *Chlorella vulgaris* [J]. *China Environmental Science*, 2013, 33(8): 1468–1473.
- [33] Falco WF, Scherer MD, Oliveira SL, Wender H, Colbeck I, Caires A. Phytotoxicity of silver nanoparticles on *Vicia faba*: evaluation of particle size effects on photosynthetic performance and leaf gas exchange [J]. *Sci Total Environ*, 2020, 701(2020): 134816.

(责任编辑: 周媛)