

·专题介绍·

沉水植物对重金属的吸收净化和受害机理研究进展

马剑敏¹, 靳萍¹, 吴振斌^{2*}¹ 河南师范大学生命科学学院, 河南省环境污染控制重点实验室, 新乡 453007² 中国科学院水生生物研究所, 武汉 430072

摘要 沉水植物对重金属的积累净化和受害机理研究主要集中在4个方面: (1)沉水植物对重金属(包括放射性物质)的吸收、积累和净化作用; (2)沉水植物对重金属的抗性强弱和机制; (3)沉水植物用于监测水体的重金属污染; (4)沉水植物的重金属胁迫机制, 包括重金属对植物形态和显微结构的损伤, 对植物抗氧化酶系统的影响, 对植物的叶绿素、蛋白质以及光合与呼吸作用等生理生化指标的影响, 植物对重金属的吸附和转运动力学, 以及Zn对Cd毒害的拮抗等。

关键词 受害机理, 重金属, 净化, 沉水植物

马剑敏, 靳萍, 吴振斌 (2007). 沉水植物对重金属的吸收净化和受害机理研究进展. *植物学通报* 24, 232-239.

近些年, 对污染水体进行生态修复在我国方兴未艾。“十五”期间, 国家在 11 个城市设立重大专项, 实施了受污染水体修复技术与综合示范项目。其中, 对受污染的湖泊等水体实施以恢复和重建沉水植被为核心的生态修复技术成为人们的共识, 在太湖、武汉的月湖等实施了大规模的恢复沉水植物工程。同时, 对沉水植物开展相关的生理生态学研究成为植物学领域研究的热点之一。

重金属污染伴随着人类工业文明的进步而逐渐受到关注。利用植物(包括转基因植物)对重金属等多种污染进行修复是一个良好途径(王剑虹等, 2000; 贺锋等, 2003; 罗春玲等, 2003; 徐昕等, 2004; 徐加宽等, 2005)。然而重金属与沉水植物之间的相互作用研究, 却较少受到重视, 因为沉水植物通常被认为是水中的杂草不容易受到关注。本文以苦草(*Vallisneria natans*)、黑藻(*Hydrilla verticillata*)、狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、金鱼藻(*Ceratophyllum demersum*)、伊乐藻(*Elodea nuttallii*)和眼子菜属的菹草(*Potamogeton crispus*)、篦齿眼子菜(*P. pectinatus*)和马来眼子菜(*P. malaianus*)等几种分布广泛

而常见的沉水植物为主要研究对象, 分别从4个主要研究方向对国内外的相关研究进行了初步总结。

1 沉水植物对重金属的吸收、积累和净化作用

1.1 对非放射性重金属的吸收、积累和净化

Sharpe和Denny(1976)在其文章中指出: 通过20世纪70年代初以来一些学者的研究, 人们认识到, 水生植物对重金属具有吸收和积累的潜力; 在此之前, 有关重金属在大型沉水植物组织中分布积累的研究未见报道。Sharpe和Denny利用电子显微镜研究了Pb对篦齿眼子菜叶子超微结构的影响及其在细胞内的分布情况。研究显示, Pb主要积累在细胞壁, 原生质膜能够阻挡Pb的进入。通过胞饮作用内陷可以把一些重金属转移到原生质内。通过电镜能够观察到Pb在细胞质和叶绿体中的沉积。Cd和Zn进入菹草后, 主要分布在细胞壁和细胞的膜性结构上, 这与重金属离子主要破坏细胞的膜性结构相吻合(徐勤松等, 2002)。

收稿日期: 2006-04-06; 接受日期: 2006-10-09

基金项目: “十五”国家科技攻关重大专项(No. 2002AA601021)、淡水生态与生物技术国家重点实验室开放课题(No. 06FB03)和河南省科技攻关项目(No. 0624440039)

* 通讯作者。E-mail: wuzb@ihb.ac.cn

Gentner(1977)用 $^{59}\text{Fe}^{3+}$ 作示踪,研究了苦草对Fe的吸收和转运情况,发现苦草的根比枝叶能更多地从水环境中吸收Fe,枝叶吸收的Fe可以转运到根。Gupta和Chandra(1998)证实,用 $20\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Hg处理168小时,苦草的叶和根中的Hg浓度分别为 0.25 和 $1.12\ \mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}$ DW。Gupta等(1998)也得到了相同结果,他们通过研究苦草和黑藻对Hg的积累,发现两种植物对Hg都有高的积累能力,尤其是苦草的根积累能力最强。

van der Madelijn和Pruyt(1982)发现,在很低浓度的Zn、Cu、Pb和Cd作用73天时,除伊乐藻对 $5\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ Cu比较敏感外,伊乐藻、*Callitriche platycarpa*、紫萍(*Spirodela polyrhiza*)和*Lemma gibba*对4种金属的胁迫表现出较一致的生存和死亡情况,沉水植物对重金属的吸收明显比漂浮植物多。对于重金属Cu、Cr、Fe、Mn、Cd和Pb,在其浓度相对高时,金鱼藻、苦草和轮藻等对之积累的量也多;浓度范围在 $0.155\text{--}6.63\ \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,在7天或15天内,植物对重金属的去除有明显效果(Rai et al.,1995)。

在 Cd^{2+} 浓度为 0.05 、 0.1 、 1.0 和 $2.0\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,金鱼藻对其均有明显的富集能力,浓缩系数为3027。金鱼藻可以用于消除水中重金属(Gupta and Chandra,1996)。Ridvan等(2004)进行了类似的研究,在Cd的浓度为 0 、 2 、 4 、 8 和 $16\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,处理时间为 24 、 48 、 72 和 96 小时条件下,*Myriophyllum triphyllum*比狐尾藻去除Cd的效果好;两种植物分别在Cd为 16 和 $2\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的浓度下对Cd具有最大和最小吸收量,它们可以用于移出水体中的重金属。Keskinan等(2003,2004)也证实,狐尾藻和金鱼藻具有从溶液移出重金属Zn、Pb和Cu的能力,可以用于从水体中去除重金属。Kamal等(2004)发现,*Myriophyllum aquaticum*、*Ludwigia palustris*和*Mentha aquatic* 3种水生植物对废水中 Hg^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Cu^{2+} 和 Zn^{2+} 的平均去除率分别为 99.8% 、 76.7% 、 41.6% 和 33.9% 。Demirezen和Aksoy(2004)发现篦齿眼子菜和水油(*Typha angustifolia*)能够从沼泽底泥中大量吸收和积累重金属Pb和Ni等,而且以根部的积累量最多;它们也能从水中积累相对较少的重金属。

黄亮等(2002)发现,苦草、黑藻、微齿眼子菜、篦

齿眼子菜、金鱼藻,以及浮叶植物菱(*Trapa bicoruis*)、挺水植物芦苇(*Phragmites communis*)和菰(*Zizania caduciflora*)对重金属Zn、Cr、Pb、Cd、Co、Ni和Cu有很强的吸收积累能力,而一些重金属元素,比如Cd含量增加的同时也会减少必需元素(如Zn)的含量。此外,水生植物会控制重金属在植物体内的分布,使得更多的重金属积累在根部。

Szymanowska等(1999)调查了波兰西部3个湖泊的水、底泥和植物中的重金属(Ni、Cr、Co、Zn、Mn、Pb、Cd、Cu、Hg和Fe)以及大量营养元素(P、Ca和Mg)的含量,植物种类包括挺水、沉水(金鱼藻)和浮叶共6种,发现植物中的Cd和Cr浓度与水 and 底泥中所含Cd和Cr明显呈正相关,植物中的Fe浓度与水中的Fe明显呈正相关。植物从底泥中富集的Cd和Cr明显高于从水中富集的量,植物对Fe的积累率随着水中Fe浓度的增加而增加的量要大于随着底泥中Fe浓度的增加而增加的量。另外,植物生物量与水 and 底泥中Mn和Pb的浓度呈负相关。Samecka-Cymerman和Kempers(2004)对波兰一个铜矿附近水体中的水、底泥和水生植物狐尾藻、篦齿眼子菜中的金属元素Al、Ba、Cd、Co、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb、V和Zn,以及植物所需的大量元素N、P、K、Ca、Mg和S的浓度进行了测定,结果表明植物能够在严重污染的环境中成活,存活的篦齿眼子菜中Cu、Mn、Co和Ni浓度分别为 920 、 6240 、 98 和 $59\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,存活的狐尾藻中的Cu、Mn和Co浓度分别为 1040 、 6660 和 $57\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。植物对水中重金属的富集率远远大于对底泥的富集率。

简敏菲等(2004)认为,不同植物对重金属的富集有一定的选择性,植物对重金属的富集作用与土壤背景值有一定的相关性,土壤中重金属的背景值越高,植物对重金属的富集量就越高。Lee等(1999)通过用草茨藻(*Najas graminea*)净化人工配制的含有单一或多种重金属(Cu、Pb、Cd和Ni)废水的实验证实,草茨藻对含有多种阴离子的模拟电镀铜废水也有明显的净化效果。

1.2 对放射性物质的吸收与积累

朱惠(1964)和朱惠等(1980)在20世纪60年代研究的基础

上,连续开展了利用水生植物清除水体中放射性物质的研究。他以水绵(*Spirogyra* sp.)、水网藻(*Hydrodictyon reticulatum*)、紫萍、金鱼藻和凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)为实验材料,研究结果显示,5种植物对放射性同位素都有一定清除能力,其清除能力大小不仅取决于植物种类,而且还取决于生物本身代谢率的高低;去污率高的可达80%。水体中含Ca量对生物吸收积累放射性物质的多少有一定影响,如金鱼藻积累 Sr^{90} 的量与培养液中的 Ca^{2+} 浓度呈负相关。生物在积累放射性物质后,转移到无放射性物质的水体中,将释放出积累的一部分放射性物质。

2 沉水植物对重金属的抗性

植物对重金属的抗性取决于植物本身的新陈代谢和结构特点。由于许多关于沉水植物和重金属方面的研究对象多为单种或少数植物种,这为进行植物间抗性大小的对比带来了困难。

Sharpe和Denny(1976)认为可以把Pb在细胞壁和胞饮内含物中的积累能力作为Pb耐受种的特征。吴玉树等(1983)证实,在Pb浓度为 $0-20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,5种水生植物的抗性顺序为:凤眼莲>狐尾藻>紫萍>菱角>水鳖(*Hydrocharis dubia*);在Pb浓度大于 $10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,植物受害较明显。这些植物可分为3类:(1)叶和根对Pb富集能力强,抗性也强(狐尾藻);(2)根富集能力强,叶含量低,抗性强(凤眼莲);(3)具有一定富集能力,但抗性弱(水鳖)。在含Cu $0.5-1.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的污水中,根据植物受害症状、亚致死与致死浓度以及叶绿素浓度等指标,判断植物对Cu的抗性大小顺序是水花生(*Alternanthera philoxeroides*)>水龙(*Jussiaea repens*)>大藻(*Pistia stratiotes*)>黑藻>刺苦草(*Vallisneria spirulosa*)>密刺苦草(*V. denseserrulata*)>心叶水车前(*Ottelia cordata*)>水车前(*O.alismoides*) (颜素珠等,1990)。

吴振斌等(2005)发现, Hg^{2+} 对伊乐藻的毒性是 Cd^{2+} 的4倍左右(以摩尔浓度计)。他们根据自己和前人的研究结果,认为水鳖、金鱼藻、轮藻、菹草、轮叶狐尾

藻(*Myriophyllum verticillatum*)、莼菜(*Brasenia schreberi*)等对 Hg^{2+} 的抗性小于对 Cd^{2+} 的。伊乐藻对 Hg^{2+} 的抗性大于浮萍、轮藻、菹草、轮叶狐尾藻等;对 Cd^{2+} 的抗性大于菱、浮萍、轮藻、菹草、轮叶狐尾藻等。说明伊乐藻对 Hg^{2+} 和 Cd^{2+} 的抗性是比较强的,在生态修复中可以选择使用。

Rama和Prasad(1998)认为,金鱼藻对Cu的耐受能力取决于其抗氧化能力。Gupta等(1998)通过研究苦草和黑藻对Hg的积累发现谷胱甘肽和Hg胁迫下产生的植物络合素(phytochelatin)在抗氧化胁迫中起着重要作用。孙赛初等(1985)发现,Cd胁迫下抗性种凤眼莲的可溶性成分中存在着分子量大于13 300和70 000的Cd复合物以及低分子量的Cd螯合物,狐尾藻中也存在上述三种物质,而非抗性种紫萍中则缺乏分子量大于13 300的Cd复合物。这可能与其抗性大小有关。

3 沉水植物用于重金属污染的监测

这方面的研究报道相对较少,说明用沉水植物对重金属污染进行监测尚有很多问题需要解决,在实际应用中许多不便之处。

van der Maedlijn和Pruyt(1982)研究发现,Zn、Pb和Cd在培养液中与伊乐藻等4种沉水和浮叶植物组织中的含量相同,因此认为把植物根吸收的重金属元素浓度作为重金属污染的指示指标是可能的。Lee等(1991)认为黑藻可以作为As污染的指示生物。而苦草的根由于对Hg有很强的吸收能力,可以作为环境中金属污染的监测者(Gupta and Chandra, 1998)。

戴全裕(1983)从水生植物的角度对太湖的重金属污染情况进行了分析和评价。通过对太湖中的苦草、狐尾藻、马来眼子菜3种沉水植物和菰、芦苇、水花生、荇菜(*Nymphoides peltatum*)、菱、凤眼莲和大藻等挺水与浮叶植物中的As、Cr、Cu、Pb、Zn和Mo等重金属浓度的检测,发现植物体中的重金属含量在污染区高于非污染区,湖泊底质中重金属含量高,则植物体中的含量也高,认为利用水生植物可以对湖泊重金属的污染情

况进行监测。

4 沉水植物在重金属胁迫下的生理生化特征

4.1 形态和显微结构特征

胡初等(2003)通过急性毒害水培法研究发现, 在 $\text{Cr}^{3+} \leq 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 对狐尾藻不定根的生长表现为促进作用, 不定根的数量和长度均增加; 而同样浓度下的 Cr^{6+} 及两者复合处理对狐尾藻的不定根却表现出强烈的抑制作用, 在高浓度时甚至使其生长停止。Mhatre 和 Chaphekar (1985)用不同浓度的 $\text{Hg}(1-1\ 000 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1})$ 处理黑藻、大漂和槐叶萍(*Salvinia molesta*)1、3和5小时, 植物的叶子外观、叶绿素含量和生物量均随着金属浓度的增加而显示出逐渐严重的受害症状, 浮叶植物的叶伤害程度与金属浓度呈正相关。谷巍等(2001)用不同浓度的 Hg 、 Cd 溶液培养轮叶狐尾藻。 Cd 胁迫时, 植物叶片和茎出现黑色斑点; Hg 胁迫时叶片和茎均匀褪绿, 未出现斑点。电镜观察显示, 叶细胞受 Hg 和 Cd 毒害后, 染色质呈凝胶状, 膜系统解体、核糖体消失。徐勤松等(2001a)发现, 当 Zn 浓度大于 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 菹草叶绿体被膜破裂, 叶绿体解体, 线粒体脊突膨大, 线粒体空泡化, 细胞核核膜断裂, 核仁散开。认为过量 Zn 能对细胞超微结构产生致死性损伤, 从而导致细胞死亡。施国新等(2001)研究证实, 黑藻叶细胞受 Cr^{6+} 、 As^{3+} 毒害初期, 高尔基体消失, 内质网膨胀后消失, 叶绿体中的类囊体和线粒体中的脊突膨胀, 核中的染色质凝集; 随着叶细胞毒害程度的加重, 核仁消失, 核膜破裂, 叶绿体和线粒体解体, 质壁分离使胞间连丝拉断, 最后细胞死亡。因此可以认为 Cr^{6+} 、 As^{3+} 对细胞的膜结构与非膜结构都产生毒害作用。孙赛初等(1985)证实, 狐尾藻等植物的细胞透性与 Cd 浓度呈显著正相关。徐勤松等(2002)认为, 重金属离子主要破坏细胞的膜性结构的机制可能是由于重金属离子主要与膜蛋白相结合, 使蛋白质变性, 从而使以蛋白质为主要成分的膜结构改变, 导致其功能丧失。

4.2 抗氧化相关的酶活性变化

Rama 和 Prasad(1998)发现, 金鱼藻在 Cu 诱导的氧化胁迫下,

增加了脂质过氧化反应和离子的渗漏, 植物通过调节抗氧化酶的活性和抗氧化剂来应对 Cu 诱导的氧化胁迫。在 Cu 胁迫下, 过氧化物酶(peroxidase, POD)、过氧化氢酶(catalase, CAT)和超氧化物歧化酶(superoxide dismutase, SOD)活性升高。在 $\text{Cd}+\text{Zn}$ 处理时, 金鱼藻的SOD、CAT、抗坏血酸过氧化物酶(ascorbate peroxidase, APX)和谷胱甘肽过氧化物酶(glutathione-peroxidase, GPX)活性明显增加, 并大于 Cd 、 Zn 单独处理时的值(Aravind and Prasad, 2003)。常福辰等(2002)进行了 Cd^{2+} 、 Hg^{2+} 复合污染下金鱼藻的细胞膜脂过氧化和抗氧化酶活性变化的研究。

徐勤松等(2001a)用不同浓度的 Zn 培养菹草, 在 $\text{Zn} < 20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 短期(5天)处理未对菹草产生影响, 各生理指标呈上升趋势, 当培养浓度为 $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, SOD和CAT活性达到峰值, 而其它指标则下降, $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 各指标均明显降低。 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 和 Cu^{2+} 对菹草抗氧化酶系统存在不同的影响, 短时间低浓度条件下, 诱导SOD、CAT和POD活性上升, 随着污染浓度的增加和时间的延长, 酶活性下降, 其中SOD活性上升持续时间最长, 下降最慢(谷巍等, 2002)。

张小兰等(2002)用 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 胁迫轮藻, 随着 Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 浓度的增加, Hg^{2+} 处理系列SOD活性呈下降趋势, 而 Cd^{2+} 系列则表现出先降后升再降的趋势; POD活性均表现出先明显上升后下降, 但幅度不同; 两者对CAT活性的影响有明显差异。

徐勤松等(2003)用 Cd 、 Zn 单一及复合污染胁迫水车前, SOD、POD和CAT3种酶的活性均在 $0.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 处理浓度时达到峰值, 之后随着培养浓度的增加, 活性下降。在各 Cd 处理梯度中加入 Zn 后, 随加入 Zn 浓度的增大, 上述3种酶的活性比单一 Cd 处理时显著增强, 表明 Zn 增强了 Cd 的毒害作用, 显示出协同作用。

4.3 叶绿素、蛋白质、光合与呼吸作用等生理生化特征

Gupta 和 Chandra(1998)发现, 苦草在不同浓度 Hg 胁迫下, 叶绿素、蛋白质以及 N 、 P 和 K 含量随着 Hg 浓度的增加和处理时间的延长而明显下降, 硝酸还原酶活性也

随着Hg浓度的增加而减小,叶和根中的半胱氨酸含量在低浓度时增加,在高浓度时明显下降。

吴振斌等(2005)在Hg²⁺、Cd²⁺单一及复合处理下,伊乐藻可溶性蛋白质和叶绿素含量在低浓度胁迫时略有升高,之后随胁迫的增强而持续下降,两者呈负相关,叶绿素a/b比值、净生产力、呼吸强度随离子浓度增加不断下降,除呼吸强度外,其它指标也呈负相关。两者对可溶性蛋白和叶绿素含量以及净生产力的影响有协同效应,对呼吸作用的影响有叠加效应。孙赛初等(1985)在研究Cd(0.005–10 mg·L⁻¹)对狐尾藻、凤眼莲、紫萍和荇菜4种水生植物的伤害时发现,叶绿素含量与Cd浓度呈显著负相关,细胞透性与Cd浓度呈显著正相关,不同抗性植物的叶片可溶性糖含量随着Cd浓度的增大而升高,但抗性强的种类增加的量少,Cd对根系的脱氢酶活性也产生抑制,Cd浓度升高,酶活性下降,对POD同功酶谱也产生影响。

在Cd、Cr(VI)单一及复合污染下,随胁迫浓度的增加,菹草叶绿素含量下降,Cd、Cr(VI)复合污染的效应明显大于单一污染的效应(徐勤松等,2001b)。Hg²⁺、Cd²⁺和Cu²⁺3种离子均使菹草叶片叶绿体自发荧光强度、叶绿素含量、光合速率降低,可溶性蛋白含量减少(谷巍等,2002)。此外,重金属对金鱼藻(Rama and Prasad, 1998)、轮叶狐尾藻(谷巍等,2001)、轮藻(张小兰等,2002)、水车前(徐勤松等,2003)、狐尾藻(胡韧等,2003)等植物的毒害研究均有类似结果。

Sasadhar 和 Monojit(1981)研究了苦草、黑藻和篦齿眼子菜3种沉水植物在Hg、Pb、Cd和Cu作用下乙酸酯的代谢情况,发现多数重金属能刺激篦齿眼子菜中乙酸酯的代谢,但抑制黑藻的代谢,苦草则介于其间。

4.4 重金属间的拮抗

锌是植物所需的微量元素,是许多重要的酶成分,扮演着重要的构建角色,如稳定蛋白质、膜以及DNA结合蛋白的结构等。Aravind 和 Prasad(2003, 2005)认为它可以抑制Cd诱导的氧化胁迫(Zn ≤ 200 μmol·L⁻¹),有益于植物在环境胁迫下的存活;在Cd胁迫下,Zn对金鱼藻叶绿体以及相关的光化学功能有保护作用,在Cd诱导的氧

化胁迫下,金鱼藻中抗坏血酸-谷胱甘肽循环和谷胱甘肽代谢被Zn调解;另外,还发现了在Cd胁迫下,金鱼藻中碳脱水酶的结构被Zn调解保护的结果。但如果Zn ≥ 50 mg·L⁻¹(相当于765 mmol·L⁻¹),则会破坏菹草的细胞结构(徐勤松等,2001a)。陈苏雅等(2006)认为,5–7.5 mg·L⁻¹的Ce³⁺能够较好地拮抗Cu²⁺对菹草的毒害,但如果Ce³⁺的浓度再高,则会与Cu²⁺协同毒害菹草。

4.5 重金属吸附与转运的动力学特征

Lee等(1999)进行了用草茨藻(*Najas graminea*)净化人工配制的含有单一或多种重金属(Cu、Pb、Cd和Ni)废水的实验,结果表明,草茨藻对重金属的吸附过程符合Lagergren动力学模型,对各种重金属的吸附常数没有明显差别。Keskinan等(2003, 2004)证实,狐尾藻和金鱼藻对Zn、Pb和Cu的吸附可以在20分钟内达到平衡,吸附符合Langmuir模型,狐尾藻对二价的Cu、Zn和Pb的最大吸附能力分别为10.37、15.59和46.49 mg·g⁻¹,而金鱼藻对二价的Cu、Zn和Pb的最大吸附能力分别为6.17、13.98和44.8 mg·g⁻¹。

Tripathi等(1995)发现,Cd在金鱼藻中的转运是一个依赖光照的需要代谢能的过程。Cd进入植物体的量在外部Cd²⁺浓度小于10 μmol·L⁻¹时是线性的,超过该浓度120分钟后,植物对Cd²⁺的吸收进入平台期;在光照下Cd²⁺的转运比黑暗时更多,多种解偶联剂,如:2,4-二硝基苯酚(2,4-dinitrophenol, DNP)、ATP酶以及抑制剂二环己基碳二亚胺(*N,N'*-dicyclohexylcarbomide, DCCD)可以限制这个过程。Cd²⁺和Ca²⁺可以拮抗而相互影响被吸收的量,Cd²⁺的流入符合Michaelis-Menten动力学方程,其K_m = 40 μmol·L⁻¹,药物异搏定和硝基吡啶能够阻止Ca通道,减少Ca²⁺吸收,但是在连续和短时的Cd²⁺胁迫下,它们却能够促进植物对Cd²⁺的吸收,原因可能是在黑暗中这些药物促进了Cd²⁺的扩散。

5 结语

纵观国内外的相关研究,各有特点。国外在该领域开展的研究相对较早而全面,主要表现在以下几方面:(1)通过

水生植物对重金属的吸附和积累去除水体中的重金属, 研究吸附动力学, 并探讨用水生植物作为指示重金属污染的生物指标的可能性; (2) 重金属胁迫下(主要是单元素胁迫)植物的某些生理生化指标的变化和某些生理生化过程的探讨, 如叶绿素、POD、SOD、CAT、GPX等; (3) 植物微量元素 Zn 对有害元素 Cd 胁迫的拮抗和调节; (4) 重金属对植物超微结构的损伤。

国内在该领域的研究从20世纪60年代开始有报道, 但80年代以前的文献寥寥无几, 80-90年代有少量报道, 21世纪开始有较多的研究, 主要的研究是以施国新为代表的研究小组进行的。与国外相比, 国内在该领域的研究有3个特点: (1) 研究者比较少, 主要出自一个研究小组, 研究的内容、方法相对单一; (2) 是对水生植物进行复合胁迫的研究相对较多; (3) 研究的深度相对不足。

受污染水体的生态修复目前在国内方兴未艾。笔者认为, 应加强该领域的研究, 但不要一哄而上, 最好集中少数几个基础和条件较好的研究小组, 研究方向的选择应结合我国的实际, 在以下3个方面开展深入而系统的研究: (1) 筛选对重金属具有较强耐性和积累能力的水生植物, 包括转基因植物的培育; (2) 多种重金属的联合作用, 尤其是拮抗与协同作用; (3) 重金属对植物的毒害机理。这些研究将会为水体重金属污染的植物修复工程提供重要的理论支持。

参考文献

- 常福辰, 施国新, 丁小余, 解凯彬, 王建军, 丁静 (2002). Cd^{2+} 、 Hg^{2+} 复合污染下金鱼藻的细胞膜脂过氧化和抗氧化酶活性的变化. 南京师范大学学报 **25**, 44-48.
- 陈苏雅, 施国新, 丁秉中, 徐勤松, 王学 (2006). Ce^{3+} 对 Cu^{2+} 胁迫下菹草叶片 Cu 毒害的缓解效应研究. 西北植物学报 **26**, 282-289.
- 戴全裕 (1983). 水生高等植物对太湖重金属的监测及评价. 环境科学学报 **3**, 213-221.
- 谷巍, 施国新, 韩承辉, 杜开和, 曲筱丽 (2001). 汞、镉污染对轮叶狐尾藻的毒害. 中国环境科学 **21**, 371-375.
- 谷巍, 施国新, 张超英, 王文, 徐勤松, 徐楠, 曾晓敏, 张小兰, 周红卫 (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. 植物生理与分子生物学学报 **28**, 69-74.
- 贺锋, 吴振斌 (2003). 水生植物在污水处理和水质改善中的应用. 植物学通报 **20**, 641-647.
- 胡朝, 林秋奇, 张小兰 (2003). Cr^{3+} 、 Cr^{6+} 及其复合污染对狐尾藻的毒害作用. 生态科学 **22**, 327-331.
- 黄亮, 李伟, 吴莹, 张经, 周菊珍 (2002). 长江中游若干湖泊中水生植物体内重金属分布. 环境科学研究 **15**, 1-4.
- 剑敏菲, 弓晓峰, 游海, 冯雅玲, 杨旭辉 (2004). 水生植物对铜、铅、锌等重金属元素富集作用的评价研究. 南昌大学学报(工科版) **26**, 85-88.
- 罗春玲, 沈振国 (2003). 植物对重金属的吸收和分布. 植物学通报 **20**, 59-66.
- 施国新, 解凯彬, 杜开和, 丁小余, 常福辰 (2001). Cr^{6+} 、 As^{3+} 污染对黑藻叶细胞伤害的超微结构研究. 南京师范大学学报 **24**, 93-97.
- 孙赛初, 王焕枝, 李启任 (1985). 水生维管束植物受镉污染后的生理变化及受害机制初探. 植物生理学报 **11**, 113-121.
- 吴玉树, 王焕枝, 鲍奕佳 (1983). 水生维管束植物对水体铅污染的反应、抗性和净化作用. 生态学报 **3**, 185-196.
- 吴振斌, 马剑敏, 赵强, 贺锋, 成水平 (2005). Hg^{2+} 、 Cd^{2+} 及其复合胁迫对伊乐藻的毒害. 中国环境科学 **25**, 262-266.
- 王剑虹, 麻密 (2000). 植物修复的生物学机制. 植物学通报 **17**, 504-519.
- 徐勤松, 施国新, 杜开和 (2002). 重金属镉、锌在菹草叶细胞中的超微定位观察. 云南植物研究 **24**, 241-244.
- 徐勤松, 施国新, 杜开和, 郝怀庆 (2001a). Zn 诱导的菹草叶抗氧化酶活性的变化和超微结构损伤. 植物研究 **21**, 569-573.
- 徐勤松, 施国新, 郝怀庆 (2001b). Cd、Cr(VI) 单一及复合污染对菹草叶绿素含量和抗氧化酶系统的影响. 广西植物 **21**, 87-90.
- 徐勤松, 施国新, 杜开和 (2002). 重金属镉、锌在菹草叶细胞中的超微定位观察. 云南植物研究 **24**, 241-244.
- 徐勤松, 施国新, 周红卫, 徐楠, 张小兰, 曾晓敏 (2003). Cd、Zn 复合污染对水车前叶绿素含量和活性氧清除系统的影响. 生态学杂志 **22**, 5-8.
- 徐昕, 陶思源, 郝林 (2004). 用转基因植物修复重金属污染的土壤. 植物学通报 **21**, 595-607.
- 顾素珠, 梁东, 彭秀娟 (1990). 8 种水生植物对污水中重金属——铜的抗性 & 净化能力的探讨. 中国环境科学 **10**, 166-170.
- 张小兰, 施国新, 徐楠, 曾晓敏, 徐勤松, 谷巍, 周红卫 (2002).

- Hg²⁺、Cd²⁺ 对轮藻部分生理生化指标的影响. 南京师范大学学报 25, 38-43.
- 朱惠, 梁绍昌, 周永欣, 冉宗植, 陈敏容 (1980). 利用水生植物清除水体中放射性物质的研究. (III). 水生植物对 Sr⁹⁰、Y⁹¹、Cs¹³⁷、Ce¹⁴⁴ 的积累、释放及 Ca 对 Sr⁹⁰ 吸收的影响. 水生生物学集刊 7, 121-130.
- 朱惠 (1964). 利用水生植物清除水体中放射性物质的研究. I. 水生植物对 Sr⁹⁰ 的吸收积累和清除能力. 原子能科学技术 (8), 954-959.
- Aravind P, Prasad MNV (2003). Zinc alleviates cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* L., a free floating freshwater macrophyte. *Plant Physiol Biochem* 41, 391-397.
- Aravind P, Prasad MNV (2005). Modulation of cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* by zinc involves ascorbate-glutathione cycle and glutathione metabolism. *Plant Physiol Biochem* 43, 107-116.
- Demirezen D, Aksoy A (2004). Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sulten Marsh (Kayseri, Turkey). *Chemosphere* 56, 685-696.
- Gentner SR (1977). Uptake and transport of iron and phosphate by *Vallisneria spiralis* L. *Aquat Bot* 3, 267-272.
- Gupta M, Chandra P (1998). Bioaccumulation and toxicity of mercury in rooted-submerged. *Environ Pollut* 103, 327-332.
- Gupta M, Tripathi RD, Rai UN, Chandra P (1998). Role of glutathione and phytochelatin in *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle and *Vallisneria spiralis* L. under mercury stress. *Chemosphere* 37, 785-800.
- Gupta P, Chandra P (1996). Response of cadmium to *Ceratophyllum demersum* L., a rootless submerged plant. *Waste Manag* 16, 335-337.
- Kamal M, Ghaly AE, Mahmoud N, Cote R (2004). Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environ International* 29, 1029-1039.
- Keskinkan O, Goksu MZL, Basibuyuk M, Forster CF (2004). Heavy metal absorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*). *Bioresour Technol* 92, 197-200.
- Keskinkan O, Goksu MZL, Yuceer A, Basibuyuk M, Forster CF (2003). Heavy metal absorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochem* 39, 179-183.
- Lee CK, Low KS, Hew NS (1991). Accumulation of arsenic by aquatic plants. *Sci Total Environ* 103, 215-227.
- Lee CL, Wang TC, Lin CK, Mok HK (1999). Heavy metals removal by a promising locally available aquatic plant, *Najas graminea* Del., in Taiwan. *Water Sci Technol* 39, 177-181.
- Mhatre GN, Chaphekar SB (1985). The effect of mercury on some aquatic plants. *Environ Poll Series A* 39, 207-216.
- Rai UN, Sinha S, Tripathi RD, Chandra P (1995). Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metal. *Ecol Eng* 5, 5-12.
- Rama DS, Prasad MNV (1998). Copper toxicity in *Ceratophyllum demersum* L. (Coontail), a free floating macrophyte: response of antioxidant enzymes and antioxidants. *Plant Sci* 138, 157-165.
- Ridvan SE, Aysel S, Sökmen M (2004). Biosorption of cadmium by *Myriophyllum spicatum* L. and *Myriophyllum triphyllum* orchard. *Chemosphere* 56, 1043-1048.
- Samecka-Cymerman A, Kempers AJ (2004). Toxic metals in aquatic plants surviving in surface water polluted by copper mining industry. *Ecotoxicol Environ Saf* 59, 64-69.
- Sasadhar J, Monojit AC (1981). Glycolate metabolism of three submerged aquatic angiosperms: effect of heavy metals. *Aquat Bot* 11, 67-77.
- Sharpe V, Denny P (1976). Electron microscope studies on the absorption and localization of lead in the leaf tissue of *Potamogeton pectinatus* L. *J Exp Bot* 27, 1155-1162.
- Szymanowska A, Samecka-Cymerman A, Kempers AJ (1999). Heavy metals in three lakes in west Poland. *Ecotoxicol Environ Saf* 43, 21-29.
- Tripathi RD, Rai UN, Gupta M, Yunus M, Chandra P (1995). Cadmium transport in submerged macrophyte *Ceratophyllum demersum* L. in presence of various metabolic inhibitors and calcium channel blockers. *Chemosphere* 31, 3783-3791.
- van der Madelijn, Pruyt MJ (1982). Long-term effects of heavy metals on aquatic plants. *Chemosphere* 11, 727-739.

Absorption and Purification of Heavy Metals by Submerged Macrophytes and Its Mechanism

Jianmin Ma¹, Ping Jin¹, Zhenbin Wu^{2*}

¹College of Life Sciences, Henan Normal University, Henan Key Laboratory for Environmental Pollution Control, Xinxiang 453007, China

²Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China

Abstract The author reviewed the absorption and purification of heavy metals by submerged macrophytes and the mechanism of harm. Four aspects were summarized and analyzed: (1) absorption and purification of heavy metals by submerged macrophytes; (2) resistance of submerged macrophytes to the stress of heavy metals and the mechanism; (3) monitoring the polluted water by heavy metals with submerged macrophytes; and (4) the stress of heavy metal contamination and its mechanism in submerged macrophytes.

Key words harm mechanism, heavy metals, purification, submerged macrophytes

Ma JM, Jin P, Wu ZB (2007). Absorption and purification of heavy metals by submerged macrophytes and its mechanism. *Chin Bull Bot* 24, 232-239.

* Author for correspondence. E-mail: wuzb@ihb.ac.cn

(责任编辑: 孙冬花)

科学出版社生命科学编辑部新书推介 I

《精编细胞生物学实验指南》

[美] J.S.博尼费斯农等编 章静波等译 978-03-017579-4 定价: 120.00 元 2006 年 12 月出版

本书内容主要包括: 细胞培养、细胞的制备与分离、亚细胞组分分离和细胞器分离、抗体、显微镜技术、细胞蛋白质的特性、电泳与免疫印迹、蛋白标记和免疫沉淀、蛋白质的磷酸化作用、蛋白质转运, 以及细胞增殖、衰老和死亡、体外重建、细胞黏附和细胞外基质、细胞的能动性 and 细胞器运动。书中还附有各种实用信息和数据, 包括试剂与溶液的配制、细胞生物学研究中常用的药物和各种常用技术的介绍等。

《马修斯植物病毒学(原书第四版)》

[英] R. 赫尔 编著 范在丰等译 978-7-03-017159-7 定价: 150.00 元 2007 年 1 月出版

《马修斯植物病毒学》第三版问世以来的 10 年间, 植物病毒学领域又有了令人瞩目的发展。《马修斯植物病毒学》第四版除增加了大量彩色图片外, 还详细介绍了该领域中许多重要的新进展, 包括生物学与生态植物病毒学、植物基因工程、分子病毒学、分子结构以及寄主与病毒互作等多方面的内容。《马修斯植物病毒学》是一部经典著作, 它既是高等院校植物病毒学、植物病理学、普通病毒学、植物生理学和微生物学等专业方向的优秀教材; 又可作为从事分子生物学、生物化学与昆虫学相关领域研究的科学工作者的参考用书。

地址: 北京东黄城根北街 16 号科学出版社科学分社 邮编: 100717 联系人: 阮芯

电话(传真): 010-64034622

欢迎各界人士邮购科学出版社各类图书(免费)。书目详见网站 www.lifescience.com.cn