

森林生态系统镉污染研究进展

黄益宗, 朱永官

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085)

摘要:综述了近几十年来国内外有关森林生态系统镉污染的研究进展。森林生态系统镉污染的来源有自然来源和人为来源, 自然森林生态系统和人工森林生态系统的镉污染来源有明显差异。林地污泥应用、污灌、含镉磷肥的施用以及大气沉降等是人工森林生态系统镉污染的主要来源。镉污染对森林生态系统中的生产者、消费者和分解者均有毒害作用。森林生态系统的结构和功能特性使其在环境镉污染监测和防治中起着重要作用。

关键词:镉污染; 森林生态系统; 影响

A review on cadmium contamination in forest ecosystem

HUANG Yi-Zong, ZHU Yong-Guan (Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing, 100085, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1): 101~108.

Abstract: Cadmium, one of the most toxic heavy metals, is harmful to human being, animals and plants. Forest is an important vegetation type on the earth, and forest ecosystem plays a critical role in the functions of the earth ecosystem. The present paper aims to provide a critical review on cadmium contamination in forest ecosystem and its impacts on ecosystem health.

The source of cadmium in forest ecosystem is from geogenic sources as well as from human activities. There are different sources of cadmium contamination between natural forest ecosystems and man-made forest ecosystems. Cadmium contamination in man-made forest ecosystem results from several main routes: cadmium from atmospheric deposition, utilization of sewage sludge, and soil application of phosphate fertilizers with high Cd concentration. Toxicity of cadmium on producers (trees, shrub, herbage, moss), consumers (animals) and disintegrators (microorganism) in forest ecosystems is discussed. Cadmium contamination affects plants' physiological and biochemical processes such as photosynthesis, respiration, transpiration, nutrient uptake, water utilization and enzyme activities, which in turn inhibits plant growth. Animals, including herbivores, carnivores and saprovores, are damaged by cadmium contamination. Microorganisms play a critical role in biogeochemical cycles in forest ecosystems, while cadmium contamination will reduce microbial biomass and bio-diversity in forest soils. The dominant plants in forest ecosystem are woody plants which have denser branches and leaves, taller and bigger bole, deeper root, and longer age, compared to other plants. In addition, other characteristics of forest ecosystem such as complexity of community configuration, bio-diversity and strong homeostasis are beneficial to the accumulation and transformation of cadmium in forest ecosystem. Therefore, forest ecosystem has the potential to monitor and to remediate cadmium contaminated sites.

At the end of this paper, four areas for further research on cadmium contamination in forest ecosystem are discussed: I. Mechanisms of cadmium affecting the community configuration and the function of forest ecosystem; II. Interaction between cadmium and other elements in forest ecosystem; III. The combined effects of Cd (and other heavy metals) and acid precipitation on forest ecosystems; IV. The potential of using trees to remediate Cd-contaminated soils.

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40201050);科技部 863 资助项目(2001AA645010-4)

收稿日期:2003-05-06; **修订日期:**2003-09-10

作者简介:黄益宗(1970~),男,壮族,广西南宁人,博士,助研,主要从事农林生态环境研究。E-mail:hyz@mail.rcees.ac.cn

Foundation item: National Natural Science Foundation of China (No. 40201050) and Ministry of Science Technology 863 Project (No. 2001AA645010-4)

Received date: 2003-05-06; **Accepted date:** 2003-09-10

Biography: HUANG Yi-Zong, Ph. D., main research field: soil environmental sciences.

Key words: cadmium; forest ecosystem; effect

文章编号: 1000-0933(2004)01-0101-08 中图分类号: Q14, Q948, S178.5, X171 文献标识码: A

由于长期进行污水灌溉和污泥施用、人为活动引起的大气沉降以及含镉磷肥的大量施用等,造成环境镉污染日趋严重。镉污染除了在人口比较集中的城镇地区发生外,它还逐渐地扩展到偏远的农村地区,对那里的水体、农田和森林生态系统产生危害。据报道,日本受 Cd 污染的农田约为 31.5 万 hm^2 ,我国遭受 Cd 污染的农田有 1.2 万 hm^2 。沈阳西部张土灌区是全国有名的 Cd 污染区,土壤 Cd 含量可高达 $5\text{mg}/\text{kg}^{[1]}$ 。镉污染对农田生态系统影响的研究较多,而森林生态系统镉污染研究较少。土壤镉污染不仅影响农田和森林土壤的理化性质,使土壤质地变劣,而且镉污染还毒害农田和森林生态系统中的各种生物生长。镉被农作物、林木、动物吸收和富集后,可经过食物链进入人体从而危害人类健康。镉进入人体后,主要累积在肝、肾、胰腺、甲状腺和骨骼中,使肾脏器官等发生病变,并影响人体的正常活动,造成贫血、高血压、神经痛、骨质疏松、肾炎和分泌失调等病症。发生在日本著名的骨痛病主要是因为人们长期食用被矿山和冶炼厂排放的镉所污染的稻米和大豆引起的^[2]。为了减少镉污染对人类的危害,必须对农田和森林土壤镉污染进行有效的防治。

森林生态系统是陆地生态系统中组成结构最复杂、生物种类最丰富、生物量最大、生产力最高、自动调节能力最强、稳定性最大以及功能最完善的一类生态系统。开展森林生态系统的重金属污染(尤其是镉污染)研究,一方面可为全球森林资源保护提供科学依据,另一方面可从森林生态系统的结构和功能特性出发探讨防治环境镉污染的有效措施。国内外有关森林生态系统镉污染研究已有 30 多年历史^[3-5],本文就这一方面的工作进行综述,为以后的进一步研究提供有益借鉴。

1 森林生态系统镉污染来源

1.1 自然森林生态系统

自然森林生态系统是相对于人工森林生态系统而言的森林生态系统,一般可分为原始林森林生态系统和次生林森林生态系统。原始林森林生态系统主要分布在交通不方便、人烟稀少的地方,较少受人类干扰。镉在自然环境中常常与 Zn、Pb-Zn 和 Pb-Cu-Zn 矿相伴,它在矿石中的含量变化较大,一般随着锌含量的增加而增加,例如在闪锌矿中镉的含量最低只有 0.1%,最高达到 5%^[6]。磷矿石中镉的含量也相当高。在长期的物理风化、化学风化和生物的作用下,镉将缓慢地从母岩中释放出来,成为自然森林生态系统镉污染的来源之一。但是,天然中产生的镉对土壤镉污染贡献不大。通常地壳中镉含量仅为 $0.15\text{mg}/\text{kg}$ 。土壤镉含量随不同土壤母岩而异,从沉积岩发育而来的土壤含镉量最高,其次为变质岩,最后为火成岩^[6]。全球土壤镉背景值含量在 $0.01\sim 2\text{mg}/\text{kg}$ 范围之间,平均值为 $0.35\text{mg}/\text{kg}^{[7]}$ 。我国土壤中镉的背景值为 $0.097\text{mg}/\text{kg}$,英国为 $0.62\text{mg}/\text{kg}$,日本为 $0.413\text{mg}/\text{kg}^{[8]}$ 。

大气沉降是自然森林生态系统镉污染的主要来源。大气中镉的来源包括来自火山爆发、风力扬尘、森林火灾、植物排放、海浪飞溅等过程释放镉的自然来源,也包括人为活动造成的人为来源,而后者是最主要的镉污染来源。据报道,1983 年全球由自然来源进入大气中的镉为 $150\sim 2600\text{t}/\text{a}$,平均值为 $1300\text{t}/\text{a}$,只占大气镉总释放量的 15%^[9]。在人为因素中,工业企业排气(采矿、金属冶炼、合金制造、电镀、陶瓷等)、家庭炉灶取暖设备排气和交通运输排气(汽车、火车、飞机、轮船)等均导致大气镉污染发生。包括镉在内的其它重金属污染物在空气中的扩散能力很强,可以随风长距离传播。大气中的镉可通过干沉降或湿沉降进入自然森林生态系统,其中一部分直接沉降到植物叶片表面或树干上,另一部分则进入土壤造成镉污染。张金屯和 Pouyat^[10]用长 140km、宽 20km 的生态样带,研究纽约市“市区-郊区-农区”落叶阔叶林死地被层中重金属变化格局,结果表明,重金属总量城区明显高于郊区,郊区则明显高于农区。重金属含量与距市中心的距离、城市土地利用、人口密度、机动车密度、公路密度都有非常显著的相关关系。并发现大气污染是森林地被层中重金属的主要来源。Hynninen 研究了镉在空气中的扩散能力,发现大气镉浓度在距污染源 0.3km 处,为大气本底浓度的 100 倍;在 9 km 处镉仍高出大气本底浓度许多^[11]。有人对我国某些有色金属冶炼厂不同距离(100~5000m)土壤进行采样分析,得出土壤镉含量与距污染源距离(X)呈极显著的指数相关: $Cd = 9.6621e^{-0.0003X}$ ($R^2 = 0.9183$),这是因为镉在空气中易于形成粉尘或微细颗粒物随风力传播,形成大气沉降^[12]。据张乃明报道^[13],大气干湿沉降对太原市土壤系统镉污染的贡献值为 $6.34\text{g}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 。

1.2 人工森林生态系统

林地污泥应用或污灌是人工森林生态系统镉污染的主要来源。随着城市的不断发展和扩大,城市产生的污水污泥急剧增加。污泥是指城市污水处理厂生产的初沉池污泥和剩余活性污泥的总称。据报道,美国年产污泥 $5.4 \times 10^6\text{t}$ (干重),欧盟 12 国年产污泥 $6.5 \times 10^6\text{t}$ (干重),我国年产污泥 $(0.5\sim 1.2) \times 10^6\text{t}$ (干重)^[14,15]。污泥的处置方法除了填埋、焚烧和投海等外,还有一种较常用且最有发展潜力的方法——土地利用法。由于污泥含有许多植物所需的大量元素和微量元素,且污泥施用后可改善土壤的物理和化学特性,因此污泥普遍用于农田、林地、菜地、果园、草地和市政绿化等。但是污泥应用是导致土壤镉污染的潜在因素之一。稻田土壤分别施用 22.5、45、120 和 $225\text{t}/\text{hm}^2$ 污泥 1a 后,土壤镉比不施用污泥的对照增加 40.74%~87.4%^[16]。张天

红和薛澄泽在杨树、泡桐和油松林地上施用污泥后,得出在 0~20cm 土层中重金属镉含量比对照增加许多^[17]。长期利用含镉污水灌溉农田、林地,也将导致镉在土壤和植物中累积。位于沈阳市西郊的张土灌区是全国有名的污灌区,灌区土壤镉含量高达 5 mg/kg,生产的稻米含镉量可达 1 mg/kg,超过国家标准 3~5 倍。王庆仁等也报道,我国其它几个典型污灌区土壤和植物镉含量分别比清洁区偏高^[12,18]。

林地施肥尤其是施磷肥也是人工森林生态系统镉污染的主要来源之一。在人类活动对土壤镉污染的贡献中,磷肥约占 54%~58%。据估计,在全世界范围内磷肥的平均含镉量约为 7 mg/kg,每年由于施用磷肥给全球带入约 660t 的镉^[19]。磷肥成为土壤镉污染的来源是因为用来生产磷肥的磷矿石含镉量较高,如美国西部磷矿石镉含量为 60~340 mg/kg,其磷肥平均含镉量为 174 mg/kg;澳大利亚磷矿石镉含量为 4~109 mg/kg,其磷肥平均含镉量为 38~48mg/kg。我国广西磷矿石镉含量也较高,达 174 mg/kg^[20]。许多研究报道,多年持续施用含镉的肥料使土壤中的镉含量增加不少^[21~23]。由于经济的快速发展,木材需求量不断增加,林木施肥是世界各国营造速生丰产林和定向工业专用林从而解决木材供给不足的主要营林措施之一。林木施肥发展较快,20 世纪 70 年代,全世界施肥林地仅有 200 万 hm^2 左右,到 80 年代,则达到 1600 万 hm^2 左右。林木施肥的不断增长必将导致人工森林生态系统土壤镉含量的提高。除了林地污泥应用、污灌、林地施肥外,大气沉降、母岩释放以及农药应用等也是人工森林生态系统镉污染的来源。

2 镉污染对森林生态系统的影响

2.1 生产者

森林生态系统中绿色植物包括树木、灌木、草本、蕨类和苔藓等,是生态系统的初级生产者。其中林木是森林生态系统最重要的组成成分。镉污染将影响植物的生理生化活性,如光合作用、呼吸作用、蒸腾作用、营养元素吸收、水分吸收以及酶的活性等,然后再从植物的外观,即根、茎、叶和生殖生长等表现出来。据 Schlegel 等报道^[24],当 Cd 浓度为 112 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时,云杉的光合速率、 CO_2 吸收量及老叶的叶绿素含量均显著下降;但当 Cd 浓度增加到 560 $\mu\text{g}/\text{L}$ 时,蒸腾速率才下降;可是呼吸作用均不受这两个镉浓度影响。桂香柳比山桃、臭椿等耐镉污染能力强,因此其光合强度在镉污染条件下下降最少^[25]。有人研究了镉对 5 种常绿树种(黄杨、香樟、海桐、冬青和杉木)若干生理生化特性的影响,得出在高浓度 Cd(15mg/L)胁迫下,5 种树木叶片的叶绿素含量均下降、过氧化氢酶活性均降低、细胞质膜透性均增大,但是树种之间差异较明显,黄杨、海桐和杉木比香樟、冬青更耐镉污染危害^[26]。镉污染可影响桉木的固氮系统,即固氮酶活性、硝酸还原酶活性受抑制,根瘤数减少等^[27]。采用溶液培养法研究不同 Cd 浓度(0~60 μM)对云杉幼苗生长的影响,发现幼树根长随着 Cd 浓度的不断增加而减少^[28]。白皮松、火炬松、杨树、桦树和樱桃等树苗在镉污染胁迫下,高生长、根、茎和叶生长均受到抑制^[29]。2 年生的山毛榉幼树在 Cd 浓度为 50 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ 的土壤中生长期,可发现树干横切面的年轮环比无镉污染的年轮环小;当 Cd 浓度达到 180 $\mu\text{mol}/\text{kg}$ 时,幼树顶芽生长显著受抑^[30]。Jentschke 等发现,5 μM 的 Cd 可明显抑制挪威云杉苗木根、茎的生长,并导致针叶的叶绿素含量下降、 CO_2 吸收量减少、蒸腾速率降低等,但是接种外生菌根真菌 *Laccaria bicolor* 和 *Paxillus involutus* 后,挪威云杉苗木的 Cd 毒害得到不同程度的缓解作用^[31]。

2.2 消费者

森林动物也是森林生态系统的重要组成部分,在生态系统中行使消费者的角色,它们包括以植物为食的草食动物、以其它动物为食的肉食动物和以死亡动植物尸体为食的腐食性动物。动物对森林的作用有:帮助植物传授花粉,传播种子;一些动物如蚯蚓、蚂蚁、金龟子、松鼠等可促进森林残落物分解,疏松土壤,改善土壤的理化性质;森林中生存着大量的病虫害天敌,抑制病虫害的发生,对森林起有效保护作用。镉污染对森林生态系统中的动物有危害作用。在波兰南部的 Niepolomice 森林生态系统中,由于 Cd、Pb 等重金属的严重污染,导致森林中一种叫鹌的鸟类,其肝脏中的镉含量增加,最高可达 0.35mg/kg;雏鸟数量及成活率均比不污染地区低^[32]。在俄罗斯也发现,生长在环境污染严重地区的森林驯鹿其骨骼中 Cd 和 Pb 含量严重超标,导致鹿角的生长期缩短^[33]。邓继福等研究^[34],在有色金属冶炼厂附近,包括 Cd、Cu、Pb、Zn、As、Hg 等重金属污染的土壤其土壤动物优势类群为蛴螬类和弹尾类,分别占全捕量的 40.78%和 39.07%;常见类群为线虫类、线蚓类和双翅类,分别占全捕量的 9.84%、5.04%和 1.25%;其余为稀有类群,占全捕量的 4.02%。优势类群的数量在严重污染区占本区动物全捕量的 76.8%,在重污染区、中污染区和未污染区分别为 82.5%、86.9%和 87.7%。说明重金属污染是导致土壤动物数量和类群多样性减少的主要原因。蚯蚓是腐殖性的土壤动物,在森林生态系统中森林残落物经蚯蚓的破碎和吞食作用下充分与土壤混合,从而加速有机质的分解,增加土壤肥力。蚯蚓对森林生态系统中的碳、氮等元素循环也有重要作用^[35]。王振中等^[5]研究了重金属污染对蚯蚓的影响,得出在重金属污染的土壤由于 Cd、As、Zn、Pb 的过量累积,导致蚯蚓种类明显减少。整个污染区共发现蚯蚓种类 9 个,其中重污染区 3 个种,全部为环毛蚓;中污染区 5 个种;轻污染区和未污染区 8 个种。蚯蚓是一种极其耐 Cd 污染的土壤动物,其体内 Cd 含量可为土壤 Cd 含量的 5~7 倍。Cd 中毒将导致蚯蚓的过氧化物同工酶活性增加,而脂酶同工酶活性减弱^[36]。

2.3 分解者

森林微生物是一个完整森林生态系统的重要组成部分之一,微生物种类包括藻类、细菌、真菌、放线菌等,它们在生态系统

中扮演着分解者的角色,把大量的森林枯落物、动物死尸分解成简单的化合物并释放回环境中,供森林生态系统中的初级生产者再利用。森林生态系统的物质元素循环包括碳素循环、氮素循环、磷素循环、硫素循环和铁素循环等均离不开微生物的参与。森林生态系统镉污染将对微生物的活性、微生物种群结构、数量、生物量和土壤酶活性产生影响。镉污染可导致微生物类群多样性减少,这与其导致土壤动物类群多样性减少是一致的。许多微生物种类及数量由于镉污染的严重而减少或消失,但是一些耐镉污染的种类却逐渐增加。真菌比放线菌耐镉毒害,而放线菌比细菌耐镉毒害^[37]。Doelman 也发现一些细菌的耐镉顺序:放射菌类>革兰氏阴性菌>革兰氏阳性菌^[38]。土壤添加镉将明显抑制细菌数量的增加^[39],可是真菌的数量并不随土壤镉用量的增加而减少^[40]。有人研究了重金属镉对大肠杆菌生长的影响,发现浓度为 10~50mg/L 的氯化镉对大肠杆菌的生长繁殖速率影响不大,但是当镉的浓度增加到 70~200mg/L 时,大肠杆菌的生长繁殖速率迅速下降,且浓度越大效果越显著。试验还发现不同的镉盐(醋酸镉、氯化镉、硝酸镉、乙酰丙酮镉和乙二胺四醋酸镉)对大肠杆菌生长繁殖的影响不一样^[41]。在 Cd、Cu、Pb、Zn 污染较严重的地方,橡树和橡木枯落叶每年只分解掉 22%~26%;而污染较轻的对照点每年可分解掉 37%~39%^[42]。浓度为 10mg/kg 的 Cd 对杉木林枯落物层的细菌和真菌生长影响不显著,但是此浓度可显著降低土壤的呼吸速率。森林土壤加入 20mg/kg 的 Cd 将使氮的矿化率降低 40%,镉污染还可以导致森林土壤腐殖质层脲酶、磷酸酶活性降低^[42]。

3 森林生态系统在镉污染防治中的作用

3.1 镉污染监测

生物监测是环境污染监测的有效途径之一,其机理是生物在环境污染的条件下常表现为不同的反应,如植物在大气污染下会引起生理生化变化、受害症状出现、生长不良甚至死亡等。森林生态系统是由森林生物群落和非生物环境组成的复杂的系统,其生物有机体包括木本植物、草本植物、动物和微生物等。研究不同生物对环境污染的反应可用来判断污染等级,评估环境污染的状况。

谢黎明和梁伟通过对不同地区甜槠、苦槠、青岗、樟树、木荷、长叶石栗和石栗等树种的叶片镉含量进行分析测定,得出这些地区镉污染程度为:黄山>庐山>西天目山>乌岩岭>三清山^[43]。赵承易等测定了北京市区、郊区杨树叶片中 Cu、Zn、Pb、Cd、S、Cr、Ni 等 7 种元素的质量分数,用生物监测方法分析研究了北京地区的大气污染状况,发现重要交通枢纽、工业区、商业区、市中心繁华区杨树叶中微量元素的质量分数很大,城市绿地微量金属的质量分数相对较小,城市周边、近郊区各元素的质量分数更少。因此可通过对杨树叶中微量元素质量分数的测定来了解北京大气污染状况,为评估环境质量提供新的依据^[44]。宋永昌和顾泳洁也曾报道用城市树木体内镉等重金属含量来监测空气污染^[45]。Gailey 和 Lloyd 应用草本植物作为大气污染的生物指示植物,研究苏格兰市中心的环境污染状况,得出草本植物的镉含量范围在 0.5~23.1mg/kg 之间,平均值为 5.3 mg/kg^[46]。生长在森林生态系统中的苔藓也是最敏感的大气污染指示植物之一,它具有灵敏、精确和直接等特点,欧洲和北美各国在这方面做了大量的探索工作^[47]。

3.2 镉污染防治

传统的土壤镉污染治理方法有:①物理法,包括排土、换土、去表土、客土、深耕翻土、淋洗、电化法等措施;②化学法,包括氧化、还原、沉淀、吸附、拮抗法等。这两种方法虽然对土壤镉污染治理具有一定的改良效果,但是它们也存在较大的局限性。例如物理法投资成本较大、易造成二次污染、破坏土壤结构、土壤肥力下降等;化学法仅适用于小面积的镉土治理,不适用于大面积的污染治理。

目前,植物修复技术以其成本低、不破坏土壤结构和不造成二次污染等优点而备受人们推崇的治理重金属污染土壤的生态技术。植物修复技术属于生物修复的范畴,其机理主要是利用植物对污染物进行吸收积累和降解转化。用来进行植物修复的植物包括蔬菜、农作物、草本、蕨等植物和树木等。迄今为止,人们已从自然界中筛选到 400 多种重金属超积累植物,多为十字花科植物,其中镍的超积累植物约有 277 种,它们可作为修复重金属污染土壤的优先考虑品种^[48]。对镉而言,植株体内镉浓度大于 100 mg/kg(干重)是镉超积累植物的筛选标准。虽然超积累植物积累重金属能力较高,但是大多数植株矮小、生长缓慢、生物量较小,难以在实际生产中应用。由于森林生态系统中的木本植物具有茂密的枝叶、高大的树干、发达的根系、高产的生物量、较长的生长周期且极少与人类食物链相连,使其在治理重金属污染土壤时具有非常大的潜力。据报道,木本植物(筐柳、沙兰杨、北京杨、健杨、加拿大杨、紫穗槐、刺槐、白榆和桑树)的树枝和树干在镉污染的土壤中吸收蓄积镉将分别超过对照区树木含镉量的 3~72 倍和 2~57 倍^[49]。镉在树木体内运转量较大,运转到树干部的镉量占树木总镉量的 9.2%~53.9%,而运转到叶部的镉量较少,因此可以通过对木材的利用达到消减、稀释污染物,使之短期内不进入环境^[50]。在镉土重污染区栽植 3~5 年生杨树的 5a 试验中,发现杨树可消减土壤镉 0.6~1.0mg/kg,杨树对镉表现出较强的耐性,其各项生长指标均接近或超过清洁区的同类树木^[51]。白杨和柳树均能生长在 0.6~60.6 mg/kg 的镉土中,它们分别吸收蓄积镉 9~167 mg/kg(干重)和 6~75 mg/kg(干重)。按此推算,一块 10cm 表土含镉 5 mg/kg 的土地,只要种上柳树或者白杨并收获 4 次,将使土壤镉含量减少至 2.35mg/kg 左右^[51]。最近,其他一些作者也报道柳树在吸收、积累以及修复土壤镉方面具有较大的潜力^[53~58]。有人比较北京市房山区试验示

范林中 31 个树种对 Cd 的吸收、蓄积能力,并按其蓄积 Cd 能力大小顺序排列,得出符合林业生态工程需要的最佳树种为:馒头柳、垂柳、臭椿、毛白杨、国槐、刺槐、银杏、火炬树、黄栌、柿树、紫叶李、榆叶梅、月季、紫穗槐和木槿^[59]。

4 问题与展望

近几十年以来,由于全球生态环境的不断恶化以及森林与环境的密不可分关系,导致人们对森林生态系统重金属污染与治理方面问题的关注程度不断提高,世界各国众多科学家不辞辛苦全身致力于这方面的工作,取得了不少的成就。但是,由于环境问题的复杂性,许多问题仍需人们进一步考虑和解决。就森林生态系统镉污染问题而言,以下几个方面是必须考虑的:

(1) 镉对森林生态系统影响的机理研究 镉是一种对生物具有毒性的元素,它对森林生态系统中的林木、草本、动物和微生物等的生长发育过程、繁殖过程均产生影响。目前人们在研究镉对生物的影响时,大多仅停留在镉对生物的毒害症状、生物量(或产量)、生物对镉的吸收积累等问题上,而对镉的影响机理方面研究较少或者研究不够系统、深入。作者认为,镉对森林生态系统影响的机理应加强研究,尤其要充分借助现代的科技成就、先进的研究方法和手段(如现代分子毒理学方法、基因克隆手段等)来进行研究,从而更好地揭示镉对森林生态系统影响的规律。开展镉对森林生态系统群落结构和功能影响的研究。

(2) 镉与其它元素的交互作用 在环境中,镉的污染不是孤立存在的,而是与其它重金属元素(例如 As、Pb、Cu、Zn、Al 和 Cr 等)一起共同产生污染。镉还与许多非重金属营养元素包括大量元素和微量元素产生交互作用,从而减缓或加重镉对生物的毒害。弄清各种重金属元素和非重金属元素与镉的交互作用机理,可充分选择和利用它们来预防或减轻镉对植物、动物和人体的毒害,这不失为一种防治生物镉污染危害的有效方法。研究镉与其它环境污染问题(酸雨、臭氧等)复合污染对森林生态系统的影响。

(3) 镉污染土壤的森林修复问题 森林对镉污染土壤的修复是一个非常具有潜力的工作,因为森林生态系统的群落结构复杂、生物种类繁多,有很强的自我调节和自我平衡功能,而且生态系统中的木本植物具有一般植物所没有的枝叶茂密、高大树干、根系发达、生长周期长等特性,这些特性均有利于森林生态系统对镉的吸收、积累和转化。今后应加强镉污染土壤的树种筛选工作,筛选出在不同地区、不同性质土壤的耐镉毒害品种。目前,由于区域环境污染问题越来越突出,因此镉污染土壤的森林修复研究也应置于区域的水平上来进行,这样才有利于指导全国乃至全世界的区域环境污染问题的防治。

References:

- [1] Liao Z J. *Environmental Chemistry of Microelements and Their Biology Effects*. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1993, 299~302.
- [2] Yamagata N, Shigematsu I. Cadmium pollution in perspective. *Bull. Inst. Public Health*, 1970, 19: 1~27.
- [3] Bergkvist B, Folkesson L, Berggren D. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems: A literature review. *Water Air and Soil Pollution*, 1989, 47: 217~286.
- [4] Parker G R, McFee W W, Kelly J M. Metal distribution in forested ecosystems in urban and rural northwestern Indiana. *J. Environ. Qual.*, 1978, 7(3): 337~342.
- [5] Buchauer M J. Contamination of soil and vegetation near a zinc smelter by zinc, cadmium, copper, and lead. *Environ. Sci. Tech.*, 1973, 7(2): 131~137.
- [6] Lepp N W ed. Pollution monitoring series: *Effect of Heavy Metal Pollution on Plants. Volume 1 Effects of Trace Metals on Plant Function*. London & New Jersey: Applied Science Publishers, 1981.
- [7] Xu J L, Yang J R. *Heavy Metals in Terrestrial Ecosystem*. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1995. 24~36.
- [8] Wei F S, Chen J S. Study on background values of soils in China. *Environmental Science*, 1991, 12(4): 12~19.
- [9] UNEP; Environmental Data Report. Basil Blackwell Ltd. Oxford. U. K., 1991.
- [10] Zhang J T, Pouyat R. Effects of urbanization on the concentrations of heavy metals in deciduous forest floor in study case of New York city. *Scientia Silvae Sinicae*, 2000, 36(4): 42~45.
- [11] Hynninen V. Monitoring of airborne metal pollution with bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland. *Ann. Bot. Fennici*, 1986, 23: 83~90.
- [12] Wang Q R, Liu X M, Cui Y S, et al. Soil contamination and sources of heavy metals at individual sites of industry and mining associate with wastewater irrigation in China. *Acta Scientiae Circumstantiae*. 2002, 22(3): 354~358.
- [13] Zhang N M. Effects of air settlement on heavy metal accumulation in soil. *Soil and Environment*, 2001, 10(2): 91~93.
- [14] Huang D N. A review of municipal sewage sludge disposal. *Environmental Science Trend*, 1999, 4: 27~29.
- [15] Wei Y S, Fan Y B, Wang M J, et al. Composting and compost application in China. *Resource, Conservation and Recycling*, 2000, 30: 277~300.
- [16] Wang X, Chen T, Liang R L, et al. Effects of land utilization of sewage sludge on crops and soils. *Chinese Journal of Applied Ecology*,

- 2002, **13**(2): 163~166.
- [17] Zhang T H, Xie C Z. The Effects of Xian Sewage Sludge Applied to the Forest Lands. *Journal of North-West Agriculture University*, 1994, **22**(2): 67~71.
- [18] Wang Q R, Liu X M, Dong Y T, *et al.* Contamination and characters of vegetation polluted by heavy metals in typical industrial regions subjected to sewage as irrigation. *Agro-environmental Protection*, 2002, **21**(2): 115~118, 149.
- [19] Gao Z L, Liu J L, Liao W H. Situation of cadmium pollution caused by application of phosphate fertilizer and the countermeasure of prevention and control of cadmium. *Journal of Hebei Agriculture University*, 2001, **24**(3): 90~94.
- [20] Soil and Fertilizer Institute of Chinese Academy of Agricultural Sciences. *Chinese Fertilizer*. Shanghai: Shanghai Science & Technology Press, 1994.
- [21] Eriksson J, Obom I, Hansson I, *et al.* Factor influencing Cd-content in crops; results from Swedish field investigations. *Swedish Journal of Agricultural Research*, 1996, **26**(3): 125~133.
- [22] Gray C W, McLaren R G, Roberts A H C, *et al.* The effect of long-term fertilizer applications of the amounts and forms of cadmium in soils under pasture in New Zealand. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1999, **54**(3): 267~277.
- [23] Zanders J M, Hdedley M J, Palmer A S, *et al.* The source and distribution of cadmium in soils on a regularly fertilized hill-country farm. *Australian Journal of Soil Research*, 1999, **37**(4): 667~678.
- [24] Schlegel H, Godbold D L, Huttermann A. Whole plant aspects of heavy metal-induced changes in CO₂ uptake and water relations of spruce (*Picea abies*) seedlings. *Physiol. Plant*, 1987, **69**: 265~270.
- [25] Huang H Y, Zhang C X, Zhang Y B. A preliminary study on the influence of Cd and Pb on photosynthesis of wood plants. *Journal of Ecology*, 1986, **5**(2): 6~9.
- [26] Zhou Q, Huang X H, Shi G X, *et al.* Effect of cadmium on the physiological and biochemical character of evergreen trees. *Research of Environmental Sciences*, 2001, **14**(3): 9~11.
- [27] Wickliff C, Evans H J, Carter K R, *et al.* Cadmium effects on the nitrogen fixation system of red alder. *J. Environ. Qual.*, 1980, **9**(2): 180~184.
- [28] Godbold D L, Huttermann A. Effect of zinc, cadmium and mercury on root elongation of *Picea abies* (Karst.) seedlings, and the significance of these metals to forest die-back. *Environ. Pollut. (Series A)*, 1985, **38**: 375~381.
- [29] Kelly J M, Parker G R, Mcfee W W. Heavy metal accumulation and growth of seedlings of five forest species as influenced by soil cadmium level. *J. Environ. Qual.*, 1979, **8**(3): 361~364.
- [30] Hagemeyer J, Lohrmann D, Breckle S W. Development of annual xylem rings and shoot growth of young beech (*Fagus sylvatica* L.) grown in soil with various Cd and Zn levels. *Water Air and Soil Pollution*, 1993, **69**: 351~361.
- [31] Jentschke G, Winter S, Godbold D L. Ecotomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. *Tree Physiology*, 1999, **19**: 23~30.
- [32] Swiergosz R, Sawicka-Kapusta K, Nyholm N E I, *et al.* Effects of environmental metal pollution on breeding populations of pied and collared flycatchers in Niepolomice Forest, Southern Poland. *Environmental Pollution*, 1998, **102**: 213~220.
- [33] Medvedev N. Concentrations of cadmium, lead and sulphur in tissues of wild, forest reindeer from north-west Russia. *Environmental Pollution*, 1995, **90**: 1~5.
- [34] Deng J F, Wang Z Z, Zhang Y M, *et al.* Effect of heavy metals on animal community ecology in soil. *Environmental Science*, 1996, **17**(2): 1~5.
- [35] Scheu S. Effects of litter (beech and stinging nettle) and earthworms (*Octolasion lacteum*) on carbon and nutrient cycling in beech forests on a basalt-limestone gradient: A laboratory experiment. *Biol. Fertil. Soils*, 1997, **24**: 384~393.
- [36] Wang Z Z, Zhang Y M, Hu J L, *et al.* Effect of heavy metals in soil on earthworms (*Opisthopora*). *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1994, **14**(2): 236~243.
- [37] Xu L F, Hao X R, Liu T H, *et al.* A preliminary study of Cd and Pb on biology activity in soil. *Tropic and Sub-tropic Soil Science*, 1995, **4**(4): 216~220.
- [38] Doelman P. Resistance of soil microbial communities to heavy metals. In: Jensen V, Kjoller A and Sorensen L H, Editors. *Microbial Communities in Soil*, Elsevier, London and New York, 1986. 369~383.
- [39] Dar G H. Effects of cadmium and sewage-sludge on soil microbial biomass and enzyme activities. *Bioresour. Technol.*, 1996, **56**: 141~145.
- [40] Hattori H. Influence of cadmium on decomposition of glucose and cellulose in soil. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1991, **37**: 39~45.
- [41] Tian J M, Peng L. Effect of cadmium on *E. coli* growth and cadmium accumulating in *E. coli* cell. *Journal of Taiyuan University of*

- Technology*, 2000, **31**(2): 194~196, 199.
- [42] Baath E. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air and Soil Pollution*, 1989, **47**: 335~379.
- [43] Xie L M, Liang W. Comparison of heavy metal pollution of common trees in Sangqingshan mountain with other mountains in east China. *China J. Arid. Environ. Monitoring*, 1995, **9**(4): 202~205.
- [44] Zhao C Y, Qi Q, Ji H B, et al. Determination of heavy metals and sulfur in poplar leaves of the main traffic road and study on atmosphere pollution state in Beijing. *Journal of Beijing Normal University*, 2001, **37**(6): 795~799.
- [45] Song Y C, Gu Y J. Monitoring air pollution by trees in city. *City Ecology and City Environment*, 1988, **1**(1): 34~38.
- [46] Gailey F A, Lloyd O L. Grass and surface soils as monitors of atmospheric metal pollution in central Scotland. *Water, Air and Soil Pollution*, 1985, **24**(1): 1~18.
- [47] Fang Y M, Wen Y, Zhang X P, et al. Advance in bio-monitoring of atmospheric heavy metal pollution. *Journal Nanjing Forestry University*, 2000, **24**(5): 64~68.
- [48] Baker A J M, McGrath S P, Sidoli C M D, et al. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Resource, Conservation and Recycling*, 1994, **11**: 41~49.
- [49] Jiang D M, Huang H Y, Zhang C X, et al. Absorbing and accumulating cadmium from pollution soil by woody plants and their species difference. *City Ecology and City Environment*, 1992, **5**(1): 26~29.
- [50] Huang H Y, Jiang D M, Zhang C X, et al. Study on absorbing and accumulating cadmium from pollution soil and tolerance to it in woody plants. *China Environmental Science*, 1989, **9**(5): 323~330.
- [51] Huang H Y, Jiang D M, Zhang C X, et al. Study on control of cadmium polluted soil by forestry eco-engineering. *China Environmental Science*, 1989, **9**(6): 419~426.
- [52] Robinson B H, Mills T M, Petit D, et al. Natural and induced cadmium-accumulation in poplar and willow; Implications for phytoremediation. *Plant and Soil*, 2000, **227**: 301~306.
- [53] Aronsson P, Perttu K. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *Forestry Chronicle*, 2001, **77**(2): 293~299.
- [54] Vandecasteele B, De Vos B, Tack F M G. Cadmium and Zinc uptake by volunteer willow species and elder rooting in polluted dredged sediment disposal sites. *Science of the Total Environment*, 2002, **299** (1~3): 191~205.
- [55] Klang-Westin E, Perttu K. Effects of nutrient supply and soil cadmium concentration on cadmium removal by willow. *Biomass & Bioenergy*, 2002, **23** (6): 415~426.
- [56] Granel T, Robinson B, Mills T, et al. Cadmium accumulation by willow clones used for soil conservation, stock fodder, and phytoremediation. *Australian Journal of Soil Research*, 2002, **40** (8): 1331~1337.
- [57] Vyslouzilova M, Tlustos P, Szakova J, et al. As, Cd, Pb and Zn uptake by *Salix* spp. clones grown in soils enriched by high loads of these elements. *Plant Soil and Environment*, 2003, **49**(5): 191~196.
- [58] Klang-Westin E, Eriksson J. Potential of *Salix* as phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. *Plant and Soil*, 2003, **249** (1): 127~137.
- [59] Liang J S, Shang H, Li B Z, et al. Cd-absorption of Wood Species in Beijing Fangshan District. *Forest Research*, 1998, **11**(2): 142~146.

参考文献:

- [1] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应. 北京: 中国环境科学出版社, 1993. 299~302.
- [7] 许嘉林, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京: 中国环境科学出版社, 1995. 24~36.
- [8] 魏复盛, 陈静生, 等. 中国土壤背景值研究. *环境科学*, 1991, **12**(4): 12~19.
- [10] 张金屯, Pouyat R. 以纽约为案例的城市化对落叶阔叶林死地被层重金属含量的影响. *林业科学*, 2000, **36**(4): 42~45.
- [12] 王庆仁, 刘秀梅, 崔岩山, 等. 我国几个工矿与污灌区土壤重金属污染状况及原因探讨. *环境科学学报*, 2002, **22**(3): 354~358.
- [13] 张乃明. 大气沉降对土壤重金属累积的影响. *土壤与环境*, 2001, **10**(2): 91~93.
- [14] 黄懂宁. 城市污泥处置概述. *环境科学动态*, 1999, **4**: 27~29.
- [16] 王新, 陈涛, 梁仁禄, 等. 污泥土地利用对农作物及土壤的影响研究. *应用生态学报*, 2002, **13**(2): 163~166.
- [17] 张天红, 薛澄泽. 西安市污水污泥林地施用效果的研究. *西北农业大学学报*, 1994, **22**(2): 67~71.
- [18] 王庆仁, 刘秀梅, 董艺婷, 等. 典型重工业区与污灌区植物的重金属污染状况及特征. *农业环境保护*, 2002, **21**(2): 115~118, 149.
- [19] 高志岭, 刘建玲, 廖文华. 磷肥施用与镉污染的研究现状及防治对策. *河北农业大学学报*, 2001, **24**(3): 90~94.

- [20] 中国农业科学院土壤肥料研究所主编. 中国肥料. 上海: 上海科学技术出版社, 1994.
- [25] 黄会一, 张春兴, 张有标. 重金属镉、铅对木本植物光合作用影响的初步研究. 生态学杂志, 1986, 5(2): 6~9.
- [26] 周青, 黄晓华, 施国新, 等. 镉对 5 种常绿树木若干生理生化特性的影响. 环境科学研究, 2001, 14(3): 9~11.
- [34] 邓继福, 王振中, 张友梅, 等. 重金属污染对土壤动物群落生态影响的研究. 环境科学, 1996, 17(2): 1~5.
- [36] 王振中, 张友梅, 胡觉莲, 等. 土壤重金属污染对蚯蚓影响的研究. 环境科学学报, 1994, 14(2): 236~243.
- [37] 许练烽, 郝兴仁, 刘腾辉, 等. 重金属 Cd 和 Pb 对土壤生物活性影响的初步研究. 热带亚热带土壤科学, 1995, 4(4): 216~220.
- [41] 田建民, 彭林. 重金属镉对大肠杆菌生长的影响及在大肠杆菌细胞内积累的研究. 太原理工大学学报, 2000, 31(2): 194~196, 199.
- [43] 谢黎明, 梁伟. 三清山主要树种重金属污染与华东各山的比较. 干旱环境监测, 1995, 9(4): 202~205.
- [44] 赵承易, 戚琦, 季海冰, 等. 北京交通干道旁杨树叶中重金属和硫的测定及大气污染状况的研究. 北京师范大学学报(自然科学版), 2001, 37(6): 795~799.
- [45] 宋永昌, 顾泳洁. 用城市树木体内重金属含量监测空气污染. 城市生态与城市环境, 1988, 1(1): 34~38.
- [47] 方炎明, 魏勇, 张晓平, 等. 苔藓生物监测大气重金属污染研究进展. 南京林业大学学报, 2000, 24(5): 64~68.
- [49] 蒋德明, 黄会一, 张春兴, 等. 木本植物对土壤镉污染物吸收蓄积能力及其种间差异. 城市环境与城市生态, 1992, 5(1): 26~29.
- [50] 黄会一, 蒋德明, 张春兴, 等. 木本植物对土壤中镉的吸收、积累和耐性. 中国环境科学, 1989, 9(5): 323~330.
- [51] 黄会一, 蒋德明, 张春兴, 等. 镉土治理林业生态工程的研究. 中国环境科学, 1989, 9(6): 419~426.
- [59] 梁景森, 尚鹤, 李柏忠, 等. 北京市房山区绿化树种对 Cd (镉) 的吸收作用. 林业科学研究, 1998, 11(2): 142~146.

《生态学报》2004 年征订启事

《生态学报》是中国生态学会主办的综合性学术刊物, 创刊于 1981 年。主要报道动物生态、植物生态、微生物生态、农业生态、森林生态、草地生态、土壤生态、海洋生态、淡水生态、景观生态、区域生态、化学生态、污染生态、经济生态、系统生态、城市生态、人类生态等生态学各领域的学术论文; 特别欢迎能反映现代生态学发展方向的优秀综述性文章; 原创性研究报告和研究简报; 生态学新理论、新方法、新技术介绍; 新书评介和学术、科研动态及开放实验室介绍等。为促进学术、科研信息的交流, 欢迎踊跃投稿。

《生态学报》为月刊, 176 页, 2004 年改为大 16 开本, 信息容量由 36 万字增加到 44 万字, 期定价 45 元, 年定价 540 元。全国各地邮局均可订阅, 望广大读者互相转告, 以便及时订阅。

地址: 100085 北京海淀区双清路 18 号 《生态学报》编辑部 电话 (010)62941099

E-mail: Shengtaixuebao@sina.com 或 Shengtaixuebao@mail.rcees.ac.cn

本刊国内邮发代号: 82-7, 国外邮发代号: M670, 标准刊号: ISSN1000-0933/CN11-2031/Q