空物牧术通报

・技术与方法• ***BIOTECHNOLOGY BULLETIN 2008***年增刊

生物技术在放射性污染土壤修复中的研究进展  
袁世斌

(中国科学院成都生物研究所，成都610041)

摘要：综述了植物提取和植物稳定等植物修复技术和微生物修复技术等生物技术在放射性重金属污染

土壤修复中的研究进展，并对其研究中存在的问题及今后的应用前景进行了讨论。

关键词：生物技术超富集植物微生物放射性污染土壤修复生物修复

Research Advances on Biotechnologies in Bioremediation  
of Radioactivity Contaminated Soils

Yuan Shibin

*(Chengdu Institute of Biology, the Chinese Academy of Sciences, Chengdu* **610041)**

Abstract: **This article reviewed the research advances on biotechnologies in bioremediation of radioactive heavy met­al** 一 **contaminated soils, for instance, phytoremediation, such as phytoextraction and phytostablization, and microbial reme­diation technologies. Moreover the problems in the researches and the application prospective in the future were also ob­served.**

Key words: **Biotechnology Hyperaccumulator Microorganism Radioactive contamination Soil remediation**

基金项目；863计划“放射性污染土壤微生物快速修复技术”项目(2006AA06Z35I) 作者简介:袁世斌(1973-),男，博士，副研究员，硕士生导师，主要从事环境生物技术研究

**Bioremediation**

土壤作为生态圈的重要组成部分，是人类赖以 生存的最基本的物质基础之一，又是各种污染物的 主要归宿。重金属污染物在土壤中移动性差、滞留 时间长、不能被微生物降解;尤为严重的是重金属在 土壤系统中的污染过程具有隐蔽性、长期性和不可 逆性等特性。因此，重金属污染不仅给环境、经济带 来了巨大的损失，而且对人体健康构成了潜在威胁, 后果不容忽视，急需大力加以防治。目前重金属污 染及其治理已经成为国内外环境科学研究中的一个 热点。传统物理及化学修复技术的最大弊端是污染 物去除不彻底，导致二次污染的发生,从而带来一定 程度的环境健康风险危害⑴。植物修复技术(Phy- toremediation)，包括植物提取、植物稳定和植物挥发 等修复技术，以及基于一些特殊菌种对重金属污染 物的解毒作用或嗜重金属性而发展起来的微生物修 复技术(Microbial remediation)则是近年来发展起来 的主要用于清除土壤重金属污染的绿色生物技术, 成为当前生物和环境科学学术界研究的热点领 域\*

自20世纪初以来，随着核技术在军事、工农业、 医疗、地质、科研等各领域的广泛应用，越来越多的 放射性重金属进入到土壤中，引起了非常严重的土 壤放射性重金属污染。其中核试验、核爆炸及核电 站事故是主要的放射性污染源o 1986年4月，前苏 联的切尔诺贝利核电站泄漏事故造成大量的放射性 物质外逸,在乌克兰导致26万kn?的土地被^Cs 污染,其污染程度超过*3.1 x* 1010/km2，相当于增加 0.1%人口致癌的危险。1992年,美国能源部在18 个受核研究设施污染的3000个场所中调查了 91个 污染点，其中1/3的场所具有放射性,污染土壤多达 7.5xl08m3o在土壤和地下水中最常见的放射性核 素有⑶U严Pu^Tc^Sr和％ 等g °

随着我国核武器试爆基地逐步对外开放、铀矿 勘探和采冶活动增加以及越来越多的铀矿退役，放 射性核素污染场地的治理与修复问题已初露端 倪E。

土壤被放射性重金属污染后,除了产生其稳定 性重金属同位素的危害外，还可通过放射性衰变产 生a、队Y射线穿透机体组织,损害细胞或造成外照 射损伤，或通过呼吸系统或食物链进入人体,造成伤 害更大的内照射损伤，严重威胁人类的健康［5>6\ 放射性污染是当今难以治理的环境污染问题。我国 第一个详细的放射性污染分布图已经绘制完毕,接 下来的治理任重道远。因此,采用妥善技术手段修 复被放射性重金属污染的土壤显得非常重要。

1 土壤中放射性核素的来源

土壤中放射性核素主要来源于成土母质，其次 是使用磷肥和钾肥等化肥所带来的放射性核素。核 爆炸试验所造成的污染程度虽小,但其范围广泛，因 此其对土壤的放射性污染不容忽视。

1.1成土母质

在地球形成期间就出现了很多原生放射性核 素,其中意义重大而且半衰期较长的有 和232班等严J和232玮还能产生放射性子代系列， 这些放射性核素广泛存在于自然界中，地壳中的岩 石是原生放射性核素的主要贮存地。岩石经过侵蚀 和风化，把严u和^Th释放到土壤中严U和”2 Th的子代产物也随之转移。因此成土母质是土壤 中放射性核素的主要来源69］。

1.2核能利用

随着现代科学技术的日益发展，和平利用核能 以及核能在军事上的应用越来越多。由此带来的矿 产开采、核事故、核废弃物以及核爆炸试验等给土壤 所带来的污染也越来越引起人们的关注。1986年4 月26日前苏联切尔诺贝利核电站泄漏事故中，多达 1 ~6兆居里的抛入环境，比广岛原子弹爆炸释 放的核素还多400倍⑺。

1.3矿产开采

磷酸盐矿、煤矿、铁矿、铜矿和稀土矿等矿产资 源中经常伴生有超过规定水平的天然放射性核素， 这些矿产资源的开发利用必然会对土壤环境带来放 射性污染,使得局部地区的天然辐射本底增高，导致 人们所受辐射剂量的增加⑼。

1.4农业措施

由核能利用等引起土壤中放射性核素的增加是 有限的，而且离污染源越远，引起污染的程度越小。 在现代农业中大量使用磷肥和钾肥等化肥以及粉煤 灰等土壤改良剂,而这些物质中常含有放射性核素。 因此含有放射性核素的物质在农业生产中的应用， 成为农业土壤中放射性核素污染的主要来源⑼O 2传统放射性污染土壤修复技术

对于受到放射性污染的土壤，可以根据各种放 射性核素的环境化学特性、沉积特性以及放射性衰 变速率等进行优选,采用多种不同的方法去除其中 的放射性核素。

对于放射性污染严重的表层土壤，通常的处理 方法是集中挖掘后运送至偏远废物处理场填埋，地 表水或地下水污染处理产生的放射性淤泥和沉积物 亦可如此处理。此法可阻止作物对放射性的吸收， 但对土壤结构的破坏性较大。利用可剥覆盖层清除 土壤表面放射性污染物也是行之有效的一种方法。 一般情况可以采用细土覆盖，采用沥青覆盖则能起 到更好的防护效果。为了减少放射性核素的扩散， 还可以铺设粘土、沥青或聚合物作为衬里b山121 0

对于放射性污染土壤的去污，常采用的物理方 法有浮选、离心、振动、筛分、重力分选、磁分离和空 气分离等。为了清除土壤中的铀和镭，美国则推出 了物理分离和化学提取相结合的移动式土壤洗涤系 统，采用土壤清洗技术去除污染。另外的化学修复 技术还有离子交换、化学沉淀、氧化还原、蒸汽萃取、 螯合剂浸取、絮凝、泡沫浮选以及反渗透超滤 等［7, 8, 12. 13］ °

3放射性污染土壤的生物修复技术

3.1放射性污染土壤的植物修复技术

对于大面积低剂量放射性污染土壤，传统的工 程或物理化学修复技术均不大适用,而近年来迅猛 发展起来的植物修复技术可能为放射性污染土壤的 有效治理提供新的技术选择［以⑸O

研究表明,某些植物对特定放射性核素可能具 有较强的吸收能力。Dushenkov等报道，对切尔诺 贝利核电站泄漏后大面积放射性污染土壤进行植物 修复时发现，觅属植物中反枝jE ( *Amaranthus ret-*

roflexus L.)可富集土壤中20. 7%的^Cs,且生物量 较大。同时,印度觅菜的修复能力也很强，工程试验 中连续种植3季印度觅菜,结果土壤中⑷Cs平均活 度降低12.4%，单季修复使得3 000 Bq/kg污染水 平的土壤面积从29.4%降至7. 7%何。在Fuhr­mann 等的Brookhaven国家实验室工程试验中，发现 反枝觅对'叱$和9051\*富集。1｛值(Collection ratio)分 别达到 2. 58 和 5. 60 ；宽叶菜豆*(Phaseolus acuttfolius* A. Gray)对90Sr富集CR值可高达15.0,单季可以 清除土壤中3.1%的［⑷。

U和Pu等元素的物理化学性质较为特殊，没有 发现类似的营养元素，其在根际的行为不能用一般 相似性来预测，对其有富集作用的植物目前已发现 有向日葵和印度觅菜等,但为数不多。因此植物修 复U和Pu污染土壤的研究多集中在机理和影响富 集量的因素上［⑸。Huang等研究了有机酸土壤添 加剂对超富集植物富集U的影响，结果发现醋酸、 柠檬酸及苹果酸可以有效提高印度觅菜和青菜 *(Brassica chinensis*)对土壤中 U 的富集〔⑹。Vanek 等在捷克南波西米亚某铀矿区以亚麻*(Linum usita- tissimum* L.)为修复植物进行U严Ra污染土壤的修 复试验,虽然修复效果尚不尽人意，但相关的农业技 术参数已经得到证实

多数研究者认为，放射性污染植物修复技术，就 是利用植物根系吸收水分和养分的过程来吸收、转 化污染介质(如土壤和水)中的放射性核素，以期达 到清除核素,修复或治理目的的一种环境治理技 术植物修复的主要场所在植物根际圈。根际 圈是特殊的“生物群落”，聚集了大量的细菌、真菌 等微生物和蚯蚓、线虫等土壤动物。按照植物修复 的机理和过程，可以分为植物提取、植物稳定、根际 过滤和植物挥发等四个部分2 151。

3.1.1植物提取 植物提取(Phytoextraction)是指 种植一些专性植物，利用其根系吸收污染土壤放射 性核素并转移至植物地上部分,通过收割地上部分, 减容浓缩处理放射性废物的一种技术。专性植物一 般指富集植物或超富集植物，具有忍耐和超量积累 某种放射性核素的能力。目前，在放射性污染土壤 植物修复技术中植物提取的研究相对较多,工程性 的试验也已开展［⑶。

3.1.2植物稳定 植物稳定(Phytostablization)是 指利用植物根际的一些特殊物质使土壤中的放射性 核素固定在相对区域的一种技术。当大规模净化及 其它原位修复不能实施时,采取植物稳定技术可减 缓放射性核素在生物圈的迁移和扩散。利用植物共 生微生物如菌根真菌的菌丝可加强根系对U的固 持作用，为菌根真菌强化植物固定污染土壤中的U 提供了可能的。

3. 1. 3 根际过滤 根际过滤(Rhizofiltration)是指 利用植物根系过滤、沉淀水体中放射性核素的技术, 可用于湿地和水体的污染修复［切。如卡州萍、金鱼 藻和水葫芦可对湿地中的进行过滤富集。但是 水生植物体积庞大，含水率高,放射性废物后处理十 分繁杂。为此,利用陆地植物对湿地放射性污染进 行根际过滤修复的研究，已经成为目前植物修复的 一个新的研究方向匈。

3.1.4植物挥发 植物挥发(Phytovolatilization)是 指利用植物蒸腾作用挥发大量永的特性，将含氟的 水由根部吸收后,再由叶面挥发出去的过程。氟结 合于水或有机物中容易由食物链进入人体而造成严 重的内照射。如果改变氟的危害途径，将其以水蒸 气的形式释放到大气中与溶于地表水相比，其公众 辐照剂量可减少40%左右0】。

根据植物修复技术的发展,能用于放射性污染 土壤修复的植物一般应具有四个特性:一是即使在 放射性核素浓度较低时也有较高的积累率，即浓度 比(CR)较高；二是能在体内富集高浓度放射性核 素;三是生长迅速，生物量大；四是具有较强的抗逆 性和较好的环境适应性。除此之外,人们还希望这 种植物同时具备富集数种放射性核素的能力。由于 许多放射性核素具有重金属的化学行为，植物吸收、 富集核素的机理与重金属污染植物修复机理基本相 似。

随着人们对环保的日益重视，探索在不破坏生 态环境的情况下原位治理放射性污染成为必然要 求，因此植物和微生物原位修复技术得到了大力提 彳昌［17. 23, 24打

3.2 放射性污染土壤的微生物修复技术

一些微生物具有嗜重金属性,利用微生物对重 金属污染介质进行净化，在水体污染中已被证明是 一种很好的方法。如果用于土壤环境的处理，也可 能成为行之有效的方法，目前国内外已进行了大量 研究⑵］。据报道，日本发现一种嗜重金属菌，能有 效吸收土壤中的重金属，但存在着土壤与细菌分离 的难题。如能妥善解决这个问题，将是一种很有发 展前景的处理方法⑴。

Groudev等采用原地生物治理技术，对被放射 性核素(铀、镭和社)与毒性重金属(铜、锌和辂)污 染的农用地试验区进行了修复研究。所采用的方法 都与污染物的初始溶解作用相关。他们以稀H2SO4 为浸出溶液，利用土著微生物促进表层污染物的溶 解,通过改进土壤中水分、氧气以及养分等环境因素 的水平可显著促进微生物的活性。表土中重金属污 染物溶解后转移到深层土壤中,借助土著硫酸盐还 原菌等厌氧菌的作用使这些污染物得以固定。8个 月田间修复试验结果表明，土壤中的放射性核素和 毒性重金属的含量可降至容许值以下［纠24］ □

近年来，人们发现了一种对放射性具有超强耐 受性的耐辐射奇球菌(*Deinococcus radiodurans* Dr) o 该菌不但能在高剂量放射环境中存活，不出现任何 致死和诱变,保持原有功能,并且具有在营养极贫乏 和干燥环境中生存的能力。因其具有潜在的生物除 污功能，可能成为放射性污染场所除污的优良菌 种［25>26］0 微生物对于 U(VI)、Pu(IV)和 Tc(VII)等 放射性核素的还原等生物转化作用目前也引起了一 定的关注，将来也有可能用来修复放射性污染土 壤叫

4问题和展望

4.1问题

植物修复虽然具有较高的安全性和美化环境价 值,成本较低，但通常植物修复过程较为缓慢,修复 效率低下，不利于机械化作业，而且对土壤肥力、气 候、水分、排灌系统等条件有较高的要求。植物修复 目前尚未能广泛应用于放射性污染土壤修复的另一 个主要原因是缺乏具有富集能力且适应养分缺乏等 特定污染环境的超富集植物种质。某些超富集植物 个体矮小、生长缓慢和生物量少,同样构成植物修复 应用的技术瓶颈

微生物原位修复放射性污染土壤可能比植物见 效快，但是至今为止很少有采用微生物去除土壤中 放射性核素的研究报道，这类修复技术尚不能从根 本上消除放射性污染,而且有对深层土壤和地下水 形成更严重的放射性污染和其他二次污染的威 胁E叫 4.2展望

生物修复技术是真正意义上的“绿色修复技 术”，具有投资和维护成本低、操作简便、不造成二 次污染、不破坏生态环境等很多独特的优势,因而具 有广阔的发展前景［3>17］0

植物修复放射性污染土壤的关键是适应特定环 境能力强的超富集植物的选择。以后应通过在自然 界对富集植物的广泛筛选，结合诱变育种和基因工 程技术，提供更多的超富集植物供修复工程采 用叫

将来除了选育超富集植物，还可通过提高放射 性核素的生物有效性，以及提高超富集植物的生物 量来突破植物修复污染土壤的技术瓶颈。一些能够 促进植物富集放射性核素的菌根的接种和优化的农 艺学措施也可大大提高修复植物适应特定环境的能 力，从而显著提高植物的修复效能。

另外，某些自养微生物，如硫杆菌属和铁杆菌属 细菌对矿石、污泥中的重金属和放射性核素具有较 强的浸出能力。因此,采用含有这些自养微生物和 某些嗜重金属微生物菌悬液接种,能够在污染土壤 中较快形成稳定的微生物群落,持续溶解污染土壤 中的核素转移到水相,然后通过其他微生物的作用 从水相中予以沉淀或吸附去除。这类微生物强化修 复技术在沙漠等缺水地区植物难以生长，植物修复 无法施展的特殊情况下,结合土壤分选、反应器和其 他原地修复技术用于修复我国西北核试验污染土 壤，可能具有较好的应用前景［⑼。

参考文献

1王向健，郑玉峰，赫冬青.环境保护科学，2004, 30： 48 -49. 2王校常，施卫明，曹志洪.核农学报,2000, 14(5)： 315 -320. 3刘晓冰，邢宝山，周克琴，*等.*中国生态农业学报，2005, 13

(1)： 134-138.

4李荣林，李优琴，沈寿国.江苏农业科学，2005, (4) : 1 -3.

5 Zhu YG, Shaw G. Chemosphere, 2000, (41) ； 121 ~ 128. 6董武娟，吴仁海.云南地理环境研究，2003, 15(2)： 83 -87.

(下转第134页) 降落PCR。在本实验中我们进行一些改进,先推测 出简并引物可能的最高和最低退火温度，在降落 PCR中先以最高退火■复性温度下进行5个循环，再 以最高和最低退火温度中间值为复性温度进行5个 循环,最后以最低退火-复性温度下进行25个循环, 这个策落有利于确保特异扩增占绝对优势，并且非 常有效地抑制了非特异扩增。在降落PCR中必须 使用热启动技术U2,14]o热起动PCR方法常通过使 用石蜡珠或手工操作来控制PCR反应的关键成分 （DNA聚合酶或镁离子），在等温度升到超过反应物 的Tm值以后才允许它们进入反应体系，这样做大 大抑制非特异性扩增，优化了目标扩增产物。 SMART RACE技术采用了新的自动热起动PCR方 法，即在Advantage 2 Polymerase混合液中加入了其 单克隆抗体，在温度升高到抗体变性失活前,抗体阻 碍聚合酶的活性,使实验不但更容易操作,也获得了 非常好的扩增效果。我们相信，随着RACE的不断 改进和完善，优化条件下PCR扩增效率和忠实性的 提高及PCR产物克隆技术的迅速发展,RACE必将 在基因克隆及基因表达研究中发挥越来越大的作 用。

参考文献

1金晓琳，等.细胞与分子免疫学杂志,1999,15(3):210 -218.

2刘全胜，刘建华,金由辛，王德宝-中国生物化学与分子生物学 报,18(3)：361 -366.

3李红，王孟薇，等.生物技术学报,2001,12(4):257 -259.

4彭佶松，赵淑娟,吴晓俊，等.植物学报,2000,42(9)：949 ~945.

5邱为民，张思仲，武辉，张戈.遗传,23(5):480 -482.

6邢桂春，张成岗，魏汉东，贺福初.国生物化学与分子生物学报， 2001,17(2):203 -208.

7沈元月.脱落酸(ABA)结合蛋白基因的克隆、表达及功能鉴定. 中国农业大学博士学位论文,2003.

8王晓晨，徐庆，陈章良，等.物学报,1999,41(10)： 1041 -1045.

1. Bespalova IN, Adkins S, Burmeister M. Bio Techniques, 1998,24 : 575 -577.
2. Chen 乙 Trends Genet. 1998,12 ：87 - 88.
3. Don RH,Cox PT, et al. Nucleic Acids Res. 1991,19：4008.
4. Erlich HA, et al. Science, 1991.252： 1643 -1651.
5. Frohman MA, et al. Proc Natl Acad Sci, 85 ：8998 -9002.
6. Mullis KB. PCR Methods AppI, 1991,1 ： 1 ~4.
7. Matz M,et al. Nucleic Acids Res, 1999 ,27(6) ：1558 -1560.
8. Ohara 0, et al. Proc Natl Acad Sci USA, 1989, 86：5673 -5677
9. Loh EY, Elliot JF, CwirlaS, et al. Science, 1989 ,243 ：217 -220.
10. Frohman M A. Methods Mol Biol, 1997, 69： 61 -87.
11. Schaefer B C. Anal Biochem, 1995 ,227 ：255 ~273.

(上接第124页)

7田军华，曾敏，杨勇，等.四川环境，2007,26(5)：93~96.

8 周耀辉•铀矿冶，2003, 22(3)： 144 ~ 147.

9俞誉福，环境放射性概论.上海：复旦大学出版社，1993.

10 Dushenkov S. Plant and Soil, 2003, (249) ： 167 ~ 175.

11袁良本，李学群.辐射防护通讯,1995, 15( 1)： 52 -56.

12张军，陈剑杰.岩土工程技术，2000, (4)； 242 -246.

13李文学，陈同斌.应用生态学报，2003, 14(4)： 627 -631.

14 Fuhrmann M, Mitch ML, Stephen D, et al. J Environ Qual, 2002, (31) ： 904 -909.

15张学礼，王尔奇•铀矿冶，2008, 27(1)： 44-49.

1. Huang JW, Blaylock MJ, Kapulnik Y, et al. Environ Sci Tech, 1998, (32): 2004 -2008.
2. Vanek T. Radiophytoremediation from laboratory to field applica­tion. In： 17th WCSS. Thailand, 2002, (8) : 502.
3. Chen BD, Zhu YG, Zhang XH, et al. Environ Sci Pollu Res, 2005, 12(6) : 325 -331.
4. Dushenkov SD, Vasudev Y, Kapulnik D, et al. Environ Sci Tech,

1997, (37)： 3468 ~ 3474.

20史建君，赵小俊，陈晖•上海交通大学学报(农业科学版)， 2002, 20( 1) : 38 -41.

1. Fulbright HH, Schwirian - Spann AL, Jerome KM, et al. Status and practicality of detritiation and tritium reduction strategies for en­vironmental remediation. Aiken SC: Westinghouse Savannah River Company, 1996.
2. Qi Y, Zhang CL. Geological Journal of China Universities, 2005 , 11(2)： 199 -206.
3. Groudev SN, Spasova II, Georgiev PS. Int J Miner Process, 2001, (62)： 301-308.
4. Groudev SN, Georgiev PS, Spasova II, et al. Hydrometallurgy, 2001,59(2 -3) : 311 -318.

25易龙，马翔宇.国外医学卫生学分册，2003,30(3)： 173 -177.

26王建龙.辐射研究与辐射匸艺学报，2004, 22(5) ： 257 ~260.

27王建龙，陈灿.核技术，2006, 29(4) : 286 -290.

28唐世荣.农村生态环境，2001, 17(4): 56 -60.

29谢玲琳，申志军.地质灾害与环境保护，2006, 17(2) : 41 -44.