

# 核素污染环境的 生物效应与生物修复

陈晓明 王丹 黄仁华 陈珂 唐运来 刘明学 / 著



科学出版社

# 核素污染环境的生物 效应与生物修复

陈晓明 王 丹 黄仁华 著  
陈 珂 唐运来 刘明学

科 学 出 版 社

北 京

## 内 容 简 介

本书是课题组近二十年来在核素生物效应及生物修复领域开展研究工作的基础上对相关研究成果进行系统的归纳、总结和分析形成的。本书主要内容包括：核素及重金属污染土壤的生物效应及生物修复概述；核素污染对植物生长发育的影响；核素对植物光合作用的影响；核素胁迫对植物生理生化特性的影响；植物对污染土壤中核素的转运富集能力；核素及重金属污染土壤的植物修复强化技术；放射性核素污染土壤的植物修复技术研究关键问题；微生物对 Sr、Co、Cr 的去除效应；微生物培养基中 Cr、Co 的分光光度测定法建立；核素污染环境的植物-微生物联合修复。

本书对学习和从事核素生物效应及生物修复领域研究的高校师生和科研工作者具有一定的学术参考价值。

---

### 图书在版编目(CIP)数据

核素污染环境的生物效应与生物修复 / 陈晓明等著. — 北京: 科学出版社, 2018.12

ISBN 978-7-03-058361-1

I. ①核… II. ①陈… III. ①放射性污染-污染土壤-生物辐射效应②放射性污染-污染土壤-植物-生态恢复 IV. ①X173②Q691

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2018) 第 172736 号

---

责任编辑: 冯 铂 黄 桥 / 责任校对: 江 茂

责任印制: 罗 科 / 封面设计: 墨创文化

科学出版社出版

北京东黄城根北街16号

邮政编码: 100717

<http://www.sciencep.com>

成都锦瑞印刷有限责任公司印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

\*

2018年12月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

2018年12月第一次印刷 印张: 19

字数: 450千字

定价: 148.00元

(如有印装质量问题, 我社负责调换)

# 前 言

涉核国防军工生产及核设施退役产生的核废物会通过各种途径进入生物圈,对生物的生长发育造成影响,从而引起周边生态环境的改变,严重威胁人类的生存和发展。由于核能和核技术的广泛使用,以及伴生放射性矿物资源的大量开发,在促进生产力发展的同时,也带来了日益突出的辐射环境安全问题,如果不能安全有效地处理这些放射性废物,不仅影响和制约核工业的可持续发展,而且会对人类的生存环境形成潜在的威胁。对放射性废弃物的治理除了采取常规的物理、化学处理方法外,利用现代生物技术开发经济有效的生物修复技术来治理放射性污染已经成为一个重要的世界性研究课题,国外相关工作开展较早,而国内则处于刚起步的状态。

生物修复技术应用适用于中、低强度的核素及其伴生重金属大范围污染土壤治理,原位修复,保持土壤生产力,治理现场扰动小,绿色环保,可以大范围采用,不易造成修复地环境二次污染,且易为公众所接受,尤其是治理费用比传统技术低一至几个数量级,并且对核素及其伴生重金属污染土壤的治理成效具有永久性,能够恢复受污染土壤的生态功能,继续产生良好的生态综合效益。

近年来,本研究团队依托核废物与环境安全国防重点实验室,与中国工程物理研究院核物理与化学研究所、四川省原子能研究院、中核 272 铀业有限公司和军事科学院防化研究院核防护研究所等单位开展长期合作,在核素与重金属的生物效应、核素与重金属污染的生物修复等研究领域开展了非常系统的研究工作,并取得了一系列成果。团队在 2009 年被国防科工局授予“核废物环境下的生物效应国防科技创新团队”,团队所依托的生物化学与分子生物学学科成为国防重点基础学科。

作者所在科研团队承担了国家级、省部级多项核污染土壤治理研究项目,在核污染的生物效应与生物修复方向的研究居于国内领先水平。本书结合作者的科研成果,系统全面地介绍核污染的生物效应和生物修复研究方向的国内外最新研究进展、技术、方法和成果。本书在写作方式上采用了大量图表的形式,更加直观生动地展现相关研究进展和研究成果。本书对于学习和从事该领域研究的学生和科研工作者具有一定的学术参考价值。

硕士研究生张晓雪、张娥、李黎、许燕、贺佳、郭丽艳、郭梦露、阮晨、徐冬平、曾超、代威、闻方平、安冰、周璐璐、黄炜、杨会玲、张绍先、贾秀芹、刘建琴、徐静、王建宝等以本书相关研究内容为题开展硕士学位论文研究工作。硕士研究生张祥辉、戚鑫、肖诗琦、田甲、崔正旭、黎熠睿、刘玲、杨青青等在本书的文字编辑、校对等方面做了大量的贡献;国防科技工业局专项项目对本书的出版给予了经费支持;原西南科技大学副校长罗学刚教授,在本书内容的编写、质量把关和经费资助上给予了大力的支持。在此,作者向这些为本书出版发行做出贡献的单位及相关人员表示最诚挚的感谢。我们

期待本书的出版能为推动相关领域的发展贡献一点薄弱的力量。

本书共 10 章。第 1 章,核素及重金属污染土壤的生物效应及生物修复概述(王丹、刘明学撰写);第 2 章,核素污染对植物生长发育的影响(陈晓明、王丹撰写);第 3 章,核素对植物光合作用的影响(唐运来撰写);第 4 章,核素胁迫对植物生理生化特性的影响(陈珂、唐运来、王丹撰写);第 5 章,植物对污染土壤中核素的转运富集能力(王丹撰写);第 6 章,核素及重金属污染土壤的植物修复强化技术(王丹、唐运来、刘继恺撰写);第 7 章,放射性核素污染土壤的植物修复技术研究关键问题(王丹撰写);第 8 章,微生物对 Sr、Co、Cr 的去除效应(刘明学、陈晓明撰写);第 9 章,微生物培养基中 Cr、Co 的分光光度测定法建立(陈晓明撰写);第 10 章,核素污染环境的植物-微生物联合修复(黄仁华、王丹撰写)。全书由陈晓明教授统稿。由于时间仓促,该领域发展迅速,作者学识水平有限,本书难免存在不足之处,敬请批评指正。

# 目 录

第1章 核素及重金属污染土壤的生物效应及生物修复概述 .....	1
1.1 核素及其伴生重金属污染土壤的来源、危害及特点 .....	1
1.1.1 核素及其伴生重金属污染土壤的来源 .....	1
1.1.2 核素及伴生重金属污染土壤的危害 .....	3
1.1.3 核素及伴生重金属污染土壤的特点 .....	3
1.2 核素及重金属污染土壤治理技术 .....	4
1.2.1 放射性核素污染的物理、化学处理方法 .....	4
1.2.2 放射性核素污染的生物修复技术 .....	5
1.3 核素及重金属污染土壤的植物修复技术 .....	6
1.3.1 放射性污染植物修复技术概念及意义 .....	6
1.3.2 放射性污染植物修复技术类型 .....	6
1.3.3 植物提取修复核素及重金属污染土壤原理及应用 .....	7
1.3.4 影响植物修复效率的因素 .....	8
1.4 核素及重金属污染土壤的微生物修复技术 .....	12
1.4.1 微生物对重金属的生物固定 .....	12
1.4.2 微生物对重金属的生物转化 .....	13
1.4.3 微生物与重金属相互作用的主要机理 .....	13
第2章 核素污染对植物生长发育的影响 .....	16
2.1 Co对植物种子萌发的影响 .....	16
2.1.1 Co对植物种子发芽率的影响 .....	16
2.1.2 Co胁迫下植物种子生物量的变化 .....	18
2.2 Co对植物生长的影响 .....	20
2.2.1 Co污染土壤对草坪植物生长的影响 .....	20
2.2.2 Co污染水体对植物生物量的影响 .....	22
2.2.3 Co污染土壤对植物生长的影响 .....	24
2.3 Cs、Sr对植物生长的影响 .....	26
2.3.1 Cs、Sr单一及复合处理对红苋菜生长的影响 .....	26
2.3.2 Cs、Sr对鸡冠花幼苗生长的影响 .....	28

第3章 核素对植物光合作用的影响	31
3.1 核素对植物叶片色素含量和组成的影响	31
3.1.1 Sr对植物叶片色素含量的影响	31
3.1.2 Cs对植物叶片色素含量的影响	33
3.1.3 Co对植物叶片色素含量的影响	35
3.2 核素对植物光合作用气体交换参数的影响	41
3.2.1 Sr对植物气体交换参数的影响	42
3.2.2 Cs对植物气体交换参数的影响	43
3.2.3 Co对植物气体交换参数的影响	44
3.3 核素对植物叶片叶绿素荧光参数的影响	50
3.3.1 Sr对植物叶绿素荧光动力学参数的影响	50
3.3.2 Cs对植物叶片叶绿素荧光参数的影响	55
3.3.3 Co对植物叶片叶绿素荧光参数的影响	56
3.4 核素对植物光合作用关键酶活性的影响	58
3.5 核素对植物类囊体膜光合电子传递活性的影响	59
3.5.1 Sr对植物类囊体膜光合电子传递活性的影响	59
3.5.2 Cs对植物类囊体膜光合电子传递活性的影响	60
3.6 核素对光合膜蛋白结构与功能的影响	61
3.6.1 Sr对植物光合膜蛋白结构与功能的影响	61
3.6.2 Cs对植物光合膜蛋白结构与功能的影响	66
第4章 核素胁迫对植物生理生化特性的影响	72
4.1 农作物对核素胁迫响应的生理生化特性	73
4.1.1 Sr胁迫对油菜幼苗生理生化特性的影响	73
4.1.2 Cs胁迫对玉米生理生化特性的影响	76
4.1.3 Cs胁迫对小麦生理生化特性的影响	78
4.1.4 Cs和Sr单一及复合处理对红苋菜生理生化特性的影响	79
4.2 绿肥及花卉植物对核素胁迫响应的生理生化特性	82
4.2.1 土壤Cs和Sr胁迫对苏丹草生理生化特性的影响	82
4.2.2 Cs和Sr单一胁迫对蚕豆苗生理生化的影响	85
4.2.3 Cs和Sr对鸡冠花幼苗生理生化的影响	86
4.3 木本植物对核素胁迫响应的生理生化特性	88
4.3.1 Cs胁迫对康定柳生理生化的影响	88
4.3.2 土壤Cs、Sr胁迫对麻疯树幼苗的影响	90
第5章 植物对污染土壤中核素的转运富集能力	100
5.1 绿肥及花卉水培对Cs、Sr的吸收、转运及富集特性	101

5.1.1	水培体系绿肥及花卉对 Cs、Sr 的吸收特性	101
5.1.2	水培体系中绿肥及花卉对 Cs、Sr 的转运及富集特性	102
5.2	Cs、Sr 单一及复合处理模拟污染土壤对红苋菜富集能力的影响	104
5.2.1	Cs、Sr 单一及复合处理模拟污染土壤对红苋菜吸收和转运特性的影响	104
5.2.2	Cs、Sr 单一及复合处理模拟污染土壤对红苋菜积累特性的影响	105
5.2.3	不同介质中红苋菜对 Cs 和 Sr 富集情况比较	106
5.3	植物对污染环境中 Co 的富集特性	107
5.3.1	不同植物种子对 Co 的吸收积累特性	108
5.3.2	不同植物种类对水体中 Co 的吸收、转运和富集特性	112
5.3.3	植物在不同 Co 处理浓度土壤中对 Co 的吸收特性	117
5.3.4	植物对 Co 的富集能力	118
5.3.5	植物在不同 Co 处理浓度土壤中对 Co 的转运特性	118
<b>第 6 章</b>	<b>核素及重金属污染土壤的植物修复强化技术</b>	<b>120</b>
6.1	植物修复强化技术的主要类型	120
6.1.1	微生物-植物联合修复	120
6.1.2	农艺措施强化修复技术	121
6.1.3	化学诱导强化修复技术	121
6.1.4	基因工程强化修复技术	122
6.1.5	其他强化修复技术	122
6.2	植物激素强化修复技术研究	123
6.2.1	水培条件下植物激素处理对油菜富集 Cs、Sr 的影响	123
6.2.2	植物激素对 Cs、Sr 污染土壤中向日葵和红苋菜生长及其积累 Cs、Sr 的影响	125
6.2.3	植物激素与螯合剂复合处理对红苋菜生长及其积累 Cs、Sr、Cd 的影响	131
6.3	表面活性剂强化修复技术研究	135
6.3.1	表面活性剂对蚕豆生长的影响	136
6.3.2	表面活性剂在 Co 污染土壤中对蚕豆吸收 Co 能力的影响	137
6.3.3	表面活性剂对蚕豆中 Co 富集与转运的影响	142
6.3.4	表面活性剂对蚕豆根际土壤理化性质的影响	145
6.4	螯合诱导强化修复技术	151
6.4.1	螯合剂处理对植物生长的影响	151
6.4.2	螯合剂处理对植物 Co 吸收、转运和富集能力的影响	153
6.4.3	螯合剂处理对 3 种植物生长土壤中有效 Co 含量的影响	159
6.5	土壤性质对植物修复土壤核素污染的影响	160
6.5.1	土壤性质对植物修复土壤 Sr 污染的影响	161



6.5.2	土壤性质对植物修复土壤 Cs 污染的影响	165
6.6	利用转基因技术改良烟草对 Zn 的抗性	172
6.6.1	<i>NtMTP1</i> 基因的生物信息学分析	172
6.6.2	烟草 <i>NtMTP1</i> 基因的组织表达模式	174
6.6.3	Zn <sup>2+</sup> 诱导 <i>NtMTP1</i> 基因在烟草中的表达	175
6.6.4	<i>NtMTP1</i> 基因植物过量表达载体的构建	176
6.6.5	烟草 <i>NtMTP1</i> 基因过量表达植株的鉴定	177
6.6.6	烟草 <i>NtMTP1</i> 基因过量表达植株对 Zn 胁迫的耐受性分析	177
第 7 章	放射性核素污染土壤的植物修复技术研究关键问题	179
7.1	放射性核素污染土壤修复利用方式与植物修复类型	179
7.1.1	放射性核素污染土壤修复利用方式	179
7.1.2	植物修复类型	180
7.2	超富集植物标准及条件	181
7.2.1	超富集植物标准	181
7.2.2	超富集植物条件	182
7.2.3	超富集植物选择存在的问题	183
7.3	超富集植物的选择技术	183
7.3.1	超富集植物种类选择	183
7.3.2	超富集植物选择试验方法	184
7.4	模拟污染土壤的配制	185
7.4.1	放射性核素及其伴生重金属污染浓度的确定	185
7.4.2	同位素替代技术及其代表性	186
7.5	植物修复强化技术	187
7.5.1	应用植物修复强化技术应遵循的原则	187
7.5.2	提高植物修复效率的途径	187
7.5.3	植物修复强化技术类型	187
第 8 章	微生物对 Sr、Co、Cr 的去除效应	197
8.1	微生物对 Sr 的生物吸附与减量化研究	197
8.1.1	微生物对 Sr 的吸附富集及动力学	198
8.1.2	固定化微生物对 Sr 的去除效率研究	210
8.1.3	梯度递降生物吸附与减量化研究	215
8.2	微生物对 Co 的去除效应	219
8.2.1	去除 Co 的微生物选育及性能研究	219
8.2.2	微生物去除 Co 的机理初探	224
8.3	微生物对 Cr 的去除效应	227

8.3.1	处理 $\text{Cr}^{6+}$ 废水的高效菌筛选及微生物固定化技术体系的初步构建	228
8.3.2	添加剂对微生物固定化技术去除 $\text{Cr}^{6+}$ 的影响	230
8.3.3	混合微生物固定化体系的构建	234
<b>第9章 微生物培养基中 Cr、Co 的分光光度测定法建立</b>		240
9.1	微生物培养基中 $\text{Cr}^{3+}$ 和 $\text{Cr}^{6+}$ 的分光光度测定法	240
9.1.1	不同物质对单波长法直接测 Cr 价态的影响	241
9.1.2	不同物质对双波长法测定 Cr 价态的影响	243
9.2	微生物培养体系中 Co 的分光光度法测定	246
9.2.1	苦氨酸偶氮变色酸-Co 显色体系的优化	246
9.2.2	培养体系中 Co 分光光度法测定的可行性	249
9.3	细菌胞内 Cr 价态的溶菌酶联合超声波破碎的测定方法	251
9.3.1	超声波破碎法的细胞破碎效率	252
9.3.2	超声波破碎对 Cr 价态的影响	254
<b>第10章 核素污染环境的植物-微生物联合修复</b>		256
10.1	丛枝菌根真菌 (AMF)-植物联合修复 Co 污染土壤	257
10.1.1	Co 处理土壤中 AMF 对番茄、向日葵的侵染率	258
10.1.2	AMF 对 Co 处理土壤中番茄、向日葵吸收、转运及富集 Co 的影响	259
10.2	AMF-植物联合修复 Cs 污染土壤	263
10.2.1	Cs 污染胁迫下宿根高粱接种 AMF 后的菌根依赖性	263
10.2.2	Cs 污染胁迫下宿根高粱接种 AMF 后的侵染率	264
10.2.3	接种 AMF 对 Cs 污染下宿根高粱生理生化的影响	265
10.2.4	AMF 对 Cs 胁迫下宿根高粱根际土壤肥力及土壤酶的影响	273
10.2.5	接种 AMF 对宿根高粱富集 Cs 能力的影响	276
<b>参考文献</b>		277

# 第1章 核素及重金属污染土壤 的生物效应及生物修复概述

## 1.1 核素及其伴生重金属污染土壤的来源、危害及特点

### 1.1.1 核素及其伴生重金属污染土壤的来源

核素是指具有一定数目质子和中子的原子(含离子)。如 Sr 元素有  $^{84}\text{Sr}$ 、 $^{86}\text{Sr}$ 、 $^{87}\text{Sr}$ 、 $^{88}\text{Sr}$  4 种同位素; Cs 元素也有  $^{133}\text{Cs}$ 、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{135}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$  4 种同位素; U 元素有质量数在 226 和 242 之间的 16 个同位素,其中  $^{238}\text{U}$ 、 $^{235}\text{U}$  和  $^{234}\text{U}$  是天然放射性同位素, Co 共有 40 个同位素,其中有 1 个是稳定的,即  $^{59}\text{Co}$ 。这些同位素都是多核素元素。在同一种同位素的核性质不同的原子核中,由于质子数相同而中子数不同,结构方式不同,因而它表现出不同的核性质。不是所有元素都有两种或两种以上的核素,也有一些元素仅有一种核素,如 F、Al、Na 等,它们是单核素元素。相对密度在 5 以上的金属,称作重金属,包括 Cu、Pb、Zn、Sn、Ni、Co、Sb、Hg、Cd 和 Bi 10 种金属。

放射性污染主要来自放射性物质,放射性物质的来源较多,主要分为两类:一是来自自然环境,如岩石和土壤中含有的 U、Th、Ac 3 个放射系;二是由于人为因素造成的。当前,土壤环境中放射性污染人为来源主要有以下几个方面。

(1)核燃料循环的“三废”。核工业的废水、废气、废渣的排放是造成环境放射性污染的重要原因。此外,铀矿开采过程中的 Rn 及其衍生物以及放射性粉尘造成对周围大气的污染,放射性矿井水造成水质的污染,废矿渣和尾矿造成了固体废物的污染。

(2)核试验的沉降物。核试验造成的全球性污染要比核工业造成的污染严重得多。在大气层进行核试验的情况下,核弹爆炸的瞬间,由炽热蒸汽和气体形成大球(即蘑菇云)携带着弹壳、碎片、地面物和放射性烟云上升,随着与空气的混合,辐射热逐渐损失,温度渐趋降低,于是气态物凝聚成微粒或附着在其他尘粒上,最后沉降到地面。自 1945 年 7 月 16 日美国在新墨西哥的荒漠上进行了第一颗原子弹爆炸试验以来,至今在全世界共进行了 2000 多次核试验,遗留的核污染物质对人类和生态系统都是致命的威胁(张鹏飞, 2006)。

核试验爆炸和核泄漏事故可大面积污染土壤,使放射性核素  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$  长期残存于土壤中。1970 年以前,全世界大气层核试验进入大气平流层的  $^{90}\text{Sr}$  达到  $5.76 \times 10^{17}\text{Gy}$ ,其中 97%的  $^{90}\text{Sr}$  已沉降到地面,这相当于核工业后处理厂排放  $^{90}\text{Sr}$  的 1 万倍以上(孙赛玉和

周青, 2008)。土壤环境中的  $^{137}\text{Cs}$  几乎全部来源于大气核试验, 环境中不存在天然产生的  $^{137}\text{Cs}$ 。核试验产生的  $^{137}\text{Cs}$  进入平流层后, 在全球范围内均匀分布, 而后进入对流层, 随大气降水和降尘到达地表(李勇等, 2005)。1986年4月, 苏联切尔诺贝利核电站, 由于操作人员严重违反操作规程, 引起爆炸, 放射性污染遍及整个北半球, 主要是白俄罗斯、乌克兰、俄罗斯等地区都不同程度地受到放射性物质的污染, 放射性物质污染比例分别为 70%、20%、7%(Romanov and Drozhko, 1996)。

(3) 核燃料的后处理。核燃料的后处理是将反应堆废料进行化学处理, 提取 Pu 和 U 再度使用, 但后处理排出的废料依然含有大量的放射性核素, 如  $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{239}\text{Pu}$  仍对环境造成污染。目前对其废料处理有 3 种意见: ①深埋于地下 500~2000km 的盐中; ②用火箭送到太空或其他星球上; ③贮存于南极冰帽中(董武娟和吴仁海, 2003)。后处理厂的低水平放射性废水, 经蒸发、离子交换和絮凝沉淀等净化处理后可排入环境。排出的放射性废气主要含裂变产物 I、Kr 和 Xe 等, 后处理厂的中水平和高水平放射性废水不能排入环境, 须作固化处理。

(4) 医疗照射引起的放射性污染。目前, 由于辐射在医学上的广泛应用, 已使医用射线源成为主要的环境人工污染源。人工放射性同位素的应用非常广泛。在医疗上, 常用“放射治疗”以杀死癌细胞, 有时也采用各种方式有控制地注入人体, 作为临床上诊断或治疗的手段(高剑森, 2001)。

(5) 其他各方面来源的放射性污染。其他辐射污染来源可归纳为两类: 一是工业、军队、核舰艇或研究用的放射源, 因运输事故、遗失、偷窃、误用, 以及废物处理等失去控制而对居民造成大剂量照射或污染环境; 二是一般居民消费用品, 包括含有天然或人工放射性核素的产品, 如放射性发光表盘、夜光表以及彩色电视机产生的照射, 虽对环境造成的污染很低, 但也有研究治理的必要。

因此, 由于核工业的发展和核技术的广泛应用, 以及其他工业、农业、能源、军事、交通、医疗卫生等领域内的活动, 放射性核素污染已成为当今难以治理的重要环境问题之一。放射性核素衰变产生的射线是污染的根源。核试验爆炸和核泄漏事故可大面积污染土壤, 使具有长期残存的放射性核素  $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$  存在于土壤中。排入大气中的放射性物质与大气中的飘尘相结合, 由于重力作用或雨雪的冲刷而降落于地球表面, 造成土壤污染; 随着短寿命核素的“死亡”, 形成长期污染的主要是一些长寿命裂变产物和核材料, 如  $^3\text{H}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{239}\text{Pu}$  及 U 等。这些放射性核素进入水体和土壤后, 与水体和土壤中本身具有的重金属一同形成核素和重金属的混合污染, 不仅通过食物链对人体健康产生严重的危害, 也给人们清除这些核素和重金属造成困难, 尤其是土壤中大面积、低剂量放射性核素和重金属的清除工作更为困难。

Sr 广泛分布于自然界中, 在地壳中的平均质量分数为 0.0375%~0.042%, 最常出现在各种火山成因的岩石中。放射性  $^{90}\text{Sr}$  水溶性强, 与 Ca 元素的化学性质相近(张庆费等, 2010), 其半衰期( $T/2$ )为 28.5a。 $^{137}\text{Cs}$  是一种人工放射性核素, 半衰期长达 30.17a, 与 K 属同族元素, 在化学性质上十分相似, 是一种核裂变产物, 一旦进入人体, 便迅速分布于人体各部位。目前环境中的  $^{137}\text{Cs}$  主要来源于全球大气层核爆炸中散落的灰。世界卫生组织在 2005 年的报告中指出, 伤亡损失惨重的切尔诺贝利核泄漏事件直接致死 56 人, 近

60万人受到大剂量的核辐射,其中 $^{137}\text{Cs}$ 的释放量约为0.09EBq(Rota and Vallejo, 1995)。

放射性核素Co是压水堆核电站主要的放射性液态流出物(施仲齐, 1984)。我国秦山核电站和大亚湾核电站液态流出物中的主要放射性核素包括 $^{54}\text{Mn}$ 、 $^{58}\text{Co}$ 、 $^{60}\text{Co}$ 、 $^{124}\text{Sb}$ 、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{51}\text{Cr}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ 等(白志良, 2003),而排出的放射性Co中有 $^{58}\text{Co}$ 和 $^{60}\text{Co}$ ,其中 $^{60}\text{Co}$ 毒性较大,因其半衰期较长(5.23a)、 $\gamma$ 射线能量高(平均1.25MeV),因而更具有环境毒理学意义(Whicker et al., 1982; Y'irchenko and Agapkina, 1993)。由于放射性核素 $^{60}\text{Co}$ 常常以放射源的形式存在,广泛应用于各行各业,如农业上的辐射育种、食品辐照保藏与保鲜,工业上的无损探伤、辐射消毒、辐射加工,厚度、密度、物位的测定,医学上的放射治疗等。其广泛的应用,难免会在应用的过程中出现放射性核泄漏的事件,对周围的环境造成放射性污染。一旦含有放射性核素的废液排入河流,部分会存在于水体、淤泥甚至土壤中,也有部分以不同的方式转移到生物体中,并且进行不同程度的富集,甚至在人体中也会有一定富集(曾娟等, 2012)。

核素污染土壤中除含有大量放射性核素外,往往还共生或伴生其他重金属元素,如Mn、Pb、Cd、Cr、Hg、Cu等重金属污染,对土壤形成复合污染,并加重其污染程度。

### 1.1.2 核素及伴生重金属污染土壤的危害

土壤中核素和重金属污染,不仅会对作物产量和质量造成不良影响,而且会通过食物链,最终影响到人类健康。若食入在受Pb、Cd污染严重的土壤中所种植的农作物,会导致人体代谢紊乱或引发其他严重的症状。

放射性核素对环境影响的大小与其半衰期的长短呈正相关性,半衰期越长对环境的影响越明显。核素在土壤中有多种不同的存在形式,但不同的形态会对它的交换吸附能力造成影响。土壤中的载体容易吸附溶解大的阳离子,使其在土壤中不易迁移;相反,难溶物不易被载体吸附,会随着水流穿梭于土壤间隙。植物对核素的富集能力也因放射性核素在土壤中的存在形式而有所差异。重金属在土壤中的存在形式可分为游离态的重金属离子和难溶态的复合物,如碳酸盐、氧化物、氢氧化物等。尽管这些放射性核素的活度较低,但其半衰期长、废物数量大、分布面广,对环境构成长久潜在危害。此外,铀矿冶大量的放射性废水不断地排出,也直接污染了天然水体和土壤。铀矿冶含铀放射性废水的快速弥散特性及铀尾矿中伴生的大量重金属,使对铀矿冶废水的治理难度高,经济压力大。针对不同的污染环境及治理的不同阶段,开发低成本、经济高效的生物修复技术来治理放射性污染是一个世界性的重要研究课题。

### 1.1.3 核素及伴生重金属污染土壤的特点

由于核工业的发展和核技术的广泛应用所造成的核素及重金属混合污染土壤往往具有如下特点。

(1) 普遍性及面积广:随着核工业及一般工业生产的发展,核素和重金属污染日趋普

遍，几乎威胁着每个国家，我国已有许多城市的郊区和灌区遭到了不同程度的污染。

(2) 污染剂量低：放射性废水排放到地面上、放射性固体废物埋藏处置在地下、核企业发生放射性排放事故等，都会造成局部地区的土壤污染，但一般污染剂量较低，程度较轻。

(3) 普遍具隐蔽性：重金属污染的土壤无色无味，很难被人的感觉器官察觉，一般要通过植物进入食物链积累到一定程度后才能反映出来。

(4) 表聚性：土壤中重金属污染物大部分残留于土壤耕层，很少向土壤的下层移动。这是由于土壤中存在有机胶体、无机胶体和有机-无机复合胶体，它们对核素和重金属有较强的吸附和螯合能力，限制了重金属在土壤中的迁移能力。

(5) 不可逆性：由于核素和重金属在土壤中积累到一定程度时，会导致土壤结构与功能发生变化，且由于核素和重金属很难降解，因此，土壤一旦污染很难恢复。

(6) 生物体内富集：若核素和重金属在土壤中长期存在，有可能通过食物链不断地在生物体内富集，对生物造成更严重的后果。

(7) 多种核素及重金属污染并存：放射性核素进入水体和土壤后，与水体和土壤中本身具有的重金属共存，形成核素和重金属的复合污染。

## 1.2 核素及重金属污染土壤治理技术

由于核污染危害巨大，核污染的大面积清除是世界性难题，各界人士都在寻求清除核污染的方法，也取得了一定的成效。各国大多采用的方法有：物理法、化学法、电化学法、物理-化学连用法、微生物清除法和土壤的核污染去除法，清水冲洗、铲土去污、深翻耕地和剥离性成膜去污法、森林修复法，但这些方法的处理成本较高，且容易对环境造成二次交叉污染，不能从根本上解决核素清除问题。虽然森林修复法能大面积修复污染土壤，并且可发展工业原料林、薪炭林，但其要求的核素浓度不能太高，使其应用受到了很大的限制。

### 1.2.1 放射性核素污染的物理、化学处理方法

对于受到放射性核素污染的土壤，以前大多采用物理或化学法对其进行去污处理。

#### 1. 铲土去污

铲土去污即将被核物质污染的土壤(一般是表层土)铲走运至专门的核处置场地进行处理和处置，防止放射性元素进一步扩散和进入食物链。

但是铲土去污方法劳动强度大，操作人员易遭受核辐射；而且大量铲土会增加处理和处置成本；表层土中还含有可供作物生产的大量有机物质，全部铲走又进一步加剧了土地危机。

## 2. 深翻/覆盖客土

本土是指被污染的土,客土指未被污染的土。深翻客土就是将下层未受污染的土壤翻至表面。覆盖客土是直接从外界运来未受污染的土壤将污染土覆盖。但随着时间的推移,底部的放射性核素会扩散到客土或深层土壤中,或转移至水相,造成二次污染。

## 3. 可剥离性膜法

在受到污染的土壤上快速喷洒带有多种官能团的高分子化合物去污液,将成膜去污材料覆盖在污染物上,并迅速固定核污染物。材料凝固成膜后,污染表面的核污染物在剥离黏附的作用下迅速集结成型,再进行回收清除。这种方法的去污系数能达到100%,而且经济成本相对较低,但是对已渗入土壤内部的核污染物质基本没有去除作用。

## 4. 其他

除此之外,对受污染的土壤和水体的物理化学处理方法还有土壤清洗、离子交换、螯合剂浸取及反渗透超滤技术等方法。

物理法和化学法是传统土壤修复技术中的常用方法,但若污染物的去除不彻底,就会存在二次污染的可能性,进而带来一定程度上的环境风险及健康危害。

### 1.2.2 放射性核素污染的生物修复技术

运用物理和化学方法对污染土壤进行处理,会改变土壤的原有结构,破坏土壤生态,花费大量的人力和财力,并有可能造成“二次污染”。而且目前受到放射性污染的土壤大多具有土壤面积大与放射性核素剂量低的特点,物理和化学方法并不适用。

近些年作为研究重点的生物修复是利用生物技术治理污染土壤的一种新方法,其利用生物消减、净化土壤中的放射性核素和重金属或降低重金属毒性,对土壤的干扰较少,能逐渐减少甚至清除其中的放射性核素,具有成本低廉、操作简便、运用范围广、环境友好及循环利用等优点,利于我国经济与环境的和谐发展。

(1)植物修复(Satl et al., 1995; 沈振国和刘有良, 1998):是一种利用自然生长或遗传培育植物修复重金属污染土壤的技术。根据其作用过程和机理,核素及其伴生重金属污染土壤的植物修复技术可分为植物提取、植物挥发和植物稳定三种类型。

(2)微生物修复(陈志良和仇荣光, 2001):主要利用微生物能降低土壤中重金属的毒性、吸附积累重金属、改变根际微环境的特性,从而提高植物对重金属的吸收、挥发或固定效率。

(3)低等动物修复:利用某些低等动物,如蚯蚓和鼠类等,但蚯蚓吸收重金属后可能再释放到土壤中造成二次污染,鼠类对庄稼又有危害。

生物措施的优点是实施较简便、投资较少和对环境扰动少,缺点是治理效率低(如超

积累植物通常都矮小、生物量低、生长缓慢且周期长,不能治理重污染土壤(因高耐重金属植物不易寻找)和被植物摄取的重金属因大多集中在根部而易重返土壤等。

(4)与生物修复相结合的农业技术:在生物修复过程中采用与之相结合的农业技术是必不可少的,包括在治理农田土壤污染期间调整农业结构,将生产食用型农产品改种为生产非食用型农产品,既保证土壤经济效益又能避免污染物通过食物链进入人体。同时将几种具有不同修复功能的修复植物进行套种和轮种植,既可提高修复效果又可节省修复时间;改变耕作制度,对于某些中轻度污染土壤,可通过改变水分,调节 pH 值以减少污染的危害;选种抗污染农作物品种;施用改良材料,这主要是利用改良剂对土壤重金属的沉淀作用、吸附作用和拮抗作用,以降低重金属的移动性和生物有效性。

农业措施特别适合于中、轻度污染土壤的治理,具有可与常规农事操作结合起来进行、费用较低、实施较方便、无副作用等优点,但存在方法周期长和效果显现慢等缺点。

## 1.3 核素及重金属污染土壤的植物修复技术

### 1.3.1 放射性污染植物修复技术概念及意义

植物修复技术(phytoremediation)是以植物忍耐和超量积累某种或某些化学物质的理论为基础,利用植物及其共存微生物体系清除或钝化环境中污染物的一门环境污染治理新技术。其概念最早由 Chaney 和 Baker 等提出,指利用超积累植物从土壤中吸取一种或几种重金属元素,并将其转运、富集,最后收获富集部位集中处理,这样通过种植一季或多季此种植物即可以有效地减少土壤受污染的程度,并可以将回收的重金属循环利用。特别适合于低剂量、大面积的核素及重金属污染土壤治理。

在自然环境适宜的条件下,植物修复技术的投资和维护成本较低、污染物在原地被降解,操作简便;消除、修复的时间短,不破坏土壤生态环境,通过对植物的集中处理造成二次污染的机会较少,对一些植物的核素和重金属还可以回收利用,同时植物修复属于自然过程容易被公众所接受,且有可能通过资源化利用而取得一定的经济效益;植物修复是一种环境治理的最终技术,其应用有利于环境生态的恢复及土壤资源的可持续利用。

### 1.3.2 放射性污染植物修复技术类型

按对土壤及污染水体的修复机理和过程,植物修复技术可分为植物稳定、植物挥发、植物提取、植物过滤四种类型。

(1)植物稳定(phytostabilization):指利用植物根际的一些特殊物质使土壤中的核素及重金属固定在相对区域,而不被或少被植物根部吸收,或利用植物促进核素和重金属转变成低毒性形态的过程(Gartenjr, 1999)。采用植物稳定技术可减缓放射性核素在生物圈的迁移和扩散。但植物稳定作用并没有将土壤中的核素及重金属去除,只是暂时将其固定,



使其不对环境中的生物产生毒害作用，是一种回避技术。

(2) 植物挥发(phytovolatilization)：指通过植物的吸收将某些核素及重金属以可挥发态挥发出土壤和植物表面的过程(Cunningham et al., 1995)。如利用植物使土壤中的重金属如 Hg、As 等甲基化而形成可挥发的分子释放到大气以降低重金属对环境的危害。但这一方法只适用于具有挥发态的放射性核素及重金属，所以应用受到一定限制。

(3) 植物提取(phytoextraction)：指利用植物对核素和重金属的吸收及向地上部的转运和积累，通过收获地上部来达到降低土壤核素和重金属含量的目的。这些植物包括超积累植物及诱导的超积累植物。这里富集是指生物个体或处于同一营养级的许多生物种群，从周围环境中吸收并积累某种元素或难分解的化合物，导致生物体内该物质的平衡浓度超过环境中浓度的现象(Wilfried, 2005)。植物提取的效果依赖于核素在土壤中的生物有效性、在维管组织中迁移效率及根部摄取的速度等因素。

(4) 植物过滤(phytofiltration)：利用植物根系的吸收能力或巨大的表面积或利用整个植株去除污染水中的核素和重金属。水生植物、半水生植物、陆生植物均可用于根系过滤。但其主要用于对水污染的治理。

### 1.3.3 植物提取修复核素及重金属污染土壤原理及应用

植物提取修复是目前研究最多且最有发展前景的一种植物修复技术，其概念最早由 Chaney 和 Baker 等提出，指利用超积累植物从土壤中吸取一种或几种重金属元素，并将其转运、富集，最后收获富集部位集中处理。目前已经发现 45 个科 500 多种超富集植物，其中十字花科为超富集植物种类最多的科，而针对 Ni 的超富集植物种类最多。2002 年，Mark Fuhrmann 研究宽叶菜豆、反枝苋、印度芥菜三种植物对  $^{137}\text{Cs}$  和  $^{90}\text{Sr}$  的富集情况，发现对放射性核素吸收最高的植物为苋属植物(Fuhrmann et al., 2002)。唐世荣等(2004)研究发现苋科植物能富集大量  $^{134}\text{Cs}$ ，其中籽粒苋富集  $^{134}\text{Cs}$  的能力最强。据有关报道，美国 Viridian 环境公司利用植物提取修复技术修复被 Ni 污染的土壤，并对金属 Ni 进行回收利用，结果可获取 2500 美元/( $\text{hm}^2 \cdot \text{a}$ ) 的额外收益(封功能等, 2008)。

植物提取修复可以分成两大类，即利用超富集植物吸收土壤或水体中的核素和重金属的持续植物提取技术和利用植物修复强化技术促进植物吸收重金属的诱导植物提取技术。植物提取的效果依赖于核素及重金属在土壤中的生物有效性、在植物维管组织中迁移效率及根部摄取污染物的速度等因素。因此，超积累植物的选择至关重要。

#### 1. 植物提取修复核素及重金属污染土壤原理

重金属元素和放射性核素在土壤中一般呈难溶态，只有把它从土壤固相中溶解活化到溶液中才能被植物吸收，质子和有机酸对很多元素具有溶解效力，而超积累植物可分泌质子和有机酸，且分泌的能力比一般植物强。Xian 和 Shokohifard(1989)研究植物对重金属的吸收时发现，吸收效率与碳酸盐结合态存在紧密的联系，pH 可以通过改变碳酸盐结合态的有效性而影响重金属元素的生物有效性，Ni 超积累植物 *A. serpyllifolium* 中有机酸的