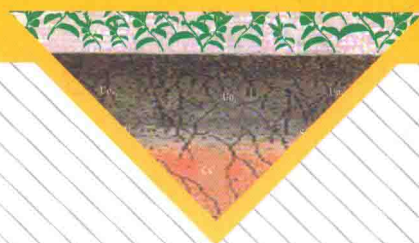


核素污染环境的
植物响应与修复

唐永金 著

Plant Response and
Remediation to the Environment
of Nuclide Contamination



科学出版社

核素污染环境的植物 响应与修复

唐永金 著

科学出版社

北 京

内 容 简 介

本书论述了核素污染环境中植物吸收转移核素的研究方法和机理,并通过多项试验,阐明了多种植物在铀、镭、铯污染土壤和水体中发芽出苗、植物学性状、植物生理特性、生物产量的响应特点,以及地上器官、地下器官和植株核素含量变化规律;同时,论述了植物种类、核素种类和浓度、土壤、氮、磷、钾、添加剂、微量元素、重金属、再生植物、二次修复等对植物修复核素污染效果的影响,以及核素对植物吸收必需元素和植物物质成分的影响,从而筛选出一批对铀、镭、铯吸收转移能力强的植物和强化修复能力的方法。

本书将理论与实践相结合,是一本系统研究植物修复的专著,适合环境工程、环境科学、农业生态学、生态学专业师生及从事核素、重金属污染环境修复的技术人员阅读参考。

图书在版编目(CIP)数据

核素污染环境的植物响应与修复 / 唐永金著. —北京: 科学出版社, 2016.10

ISBN 978-7-03-050247-6

I. ①核… II. ①唐… III. ①植物-放射损伤-修复-研究 IV. ①Q691.9

中国版本图书馆 CIP 数据核字 (2016) 第 254191 号

责任编辑: 杨 岭 黄 桥 / 责任校对: 韩雨舟

责任印制: 余少力 / 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

*

2016年10月第 一 版 开本: 787×1092 1/16

2016年10月第一次印刷 印张: 18.25

字数: 420千字

定价: 128.00元

(如有印装质量问题, 我社负责调换)

前 言

核工业、核武器和核能利用的发展,使铀(U)的使用量迅速增加,U的开采、冶炼、加工和利用产生大量尾矿、废料和排出物,对周围土壤和水体带来了严重污染。苏联切尔诺贝利 1986 年和日本福岛 2011 年核电站核事故释放的锶(Sr)、铯(Cs)等放射性核素对周围环境的污染,暗示核能利用的潜在危险。退役核武器试验场地的残留核污染也给民用开发利用带来了很大威胁。因此,研究核污染环境的治理方法,具有明显的现实意义和潜在的预防意义。

西南科技大学是四川省和国家国防科工局共建学校,建有核废物与环境安全国防重点学科实验室,核污染环境的治理是该实验室研究的一个主要方向。筛选核素污染环境的修复植物以及提高植物修复能力是核污染环境治理的一个重要研究内容。本书作者曾于 1981~2010 年从事作物栽培和农业生态研究,发表论译文 60 多篇,出版过《作物栽培生态》等著作。2010 年在国防基础科研项目和国家核设施退役及放射性废物治理科研项目资助下,开始主要从事 U、Sr、Cs 核素元素污染环境的植物修复研究。本书系统梳理了国内外的研究情况,明确了已有研究方法的优缺点,整理出一套植物吸收和富集核素的研究方法;并根据已有研究结果和结论,制定出了一套针对性强的研究思路和研究内容。通过 5~6 年的研究,发表论文 10 多篇,申请发明专利 7 项,已经授权 2 项。现将研究结果系统整理出来,供核素和重金属污染环境治理研究人员参考。

本书共 10 章,第 1 章主要介绍核素污染的危害和植物修复的研究方法,重点阐述研究和评价方法。第 2~10 章以所做试验为基础,详细介绍了每个内容的研究方法、研究结果和结论。第 2 章研究核素污染对植物种子发芽和烂种烂芽的影响,第 3~4 章研究植物对不同浓度核素污染的响应与修复植物筛选,第 5~7 章研究土壤、肥料、添加剂、微量元素、重金属等对植物修复核素污染环境的影响,第 8 章研究水体核素污染的植物修复,第 9 章研究核素污染环境的植物二次修复,第 10 章研究核素污染对植物吸收必需元素和植物物质成分的影响。本书研究内容全面,是国内第一本系统研究核素污染环境植物修复的专著。

研究生江世杰、赵萍、曾峰、李华丽、赵鲁雪、宋志东、李红等人参与了试验、资料收集和整理,同样为本书做出了重要贡献,在此表示感谢。同时,西南科技大学生命科学与工程学院唐运来博士对测定植物光合生理给予了帮助;西南科技大学分析测试中心王树民、陶杨、贾茹、刘海峰等老师进行了相关研究的分析测试工作,在此一并表示谢意。

唐永金
西南科技大学

目 录

第1章 核素污染的危害与植物修复	1
1.1 核素污染的危害	1
1.1.1 核素污染简况	1
1.1.2 核素污染的危害	4
1.2 核素污染环境的植物修复	6
1.2.1 植物修复及其原理	6
1.2.2 影响植物修复的因素	8
1.2.3 植物修复核素污染环境的研究方法	12
1.2.4 植物响应与修复的评价方法	17
第2章 核素对植物发芽和烂种烂芽的影响	21
2.1 研究方法	21
2.1.1 试验材料	21
2.1.2 试验设计与方法	21
2.2 核素对植物种子发芽势的影响	23
2.2.1 Sr、Cs、U对植物种子发芽势的影响	23
2.2.2 植物种子发芽势对不同核素的响应	24
2.2.3 小结	26
2.3 核素对植物种子发芽率的影响	26
2.3.1 Sr、Cs、U对植物种子发芽率的影响	26
2.3.2 核素对植物种子发芽影响的显著性分析	28
2.3.3 小结	29
2.4 核素对植物烂种烂芽的影响	30
2.4.1 核素对植物烂种烂芽影响的方差分析	30
2.4.2 同一核素对不同植物烂种烂芽的影响	31
2.4.3 不同核素对同一植物烂种烂芽的影响	32
2.4.4 小结	34
第3章 植物对中低浓度U污染土壤的响应与修复	35
3.1 研究方法	35
3.1.1 试验材料	35
3.1.2 试验方法	36
3.1.3 样品处理与测量	38
3.2 植物对中低浓度U污染土壤的响应	39

3.2.1	中低浓度 U 污染土壤的植物学效应	39
3.2.2	中低浓度 U 污染土壤的植物光合系统变化	43
3.2.3	U 影响植物响应的机理	48
3.2.4	小结	50
3.3	植物对中低浓度 U 污染土壤的修复	51
3.3.1	植物对 U 的吸收	51
3.3.2	植物对 U 的转移与积累	54
3.3.3	修复能力评价	57
3.3.4	植物吸收土壤 U 的机理	57
3.3.5	小结	60
第 4 章	植物对高浓度核素污染土壤的响应与修复	61
4.1	研究方法	61
4.1.1	试验材料	61
4.1.2	试验方法	62
4.1.3	测定方法	63
4.2	植物对高浓度核素污染土壤的响应	63
4.2.1	植物对高浓度 Sr 污染土壤的响应	63
4.2.2	植物对高浓度 Cs 污染土壤的响应	65
4.2.3	植物对高浓度 U 污染土壤的响应	66
4.2.4	植物对 Sr、Cs、U 污染土壤的响应差异	68
4.2.5	小结	69
4.3	植物对高浓度核素污染土壤的修复	69
4.3.1	植物对高浓度 Sr 污染土壤的修复	69
4.3.2	植物对高浓度 Cs 污染土壤的修复	70
4.3.3	植物对高浓度 U 污染土壤的修复	71
4.3.4	植物对 Sr、Cs、U 污染土壤修复能力的比较	73
4.3.5	影响土壤 Sr 和 Cs 向植物转移的因素分析	73
4.3.6	小结	78
第 5 章	影响植物修复 U 污染土壤的因素研究	79
5.1	影响植物修复 U 污染土壤的因素及其机理	79
5.1.1	土壤 pH	79
5.1.2	有机物	82
5.1.3	增加土壤营养元素	83
5.1.4	增加土壤络合剂	85
5.2	土壤、N、P、K 和 U 浓度对植物修复 U 污染土壤的影响	96
5.2.1	研究方法	97
5.2.2	土壤、N、P、K 和 U 浓度对植物吸收和转移 U 影响	99
5.2.3	小结	104

5.3 微量元素对植物修复 U 污染土壤的影响	104
5.3.1 研究方法	104
5.3.2 U 和微量元素互作对植物性状的影响	105
5.3.3 微量元素对植物吸收和转移 U 的影响	111
5.3.4 小结	114
5.4 土壤添加剂对植物修复 U 污染土壤的影响	115
5.4.1 研究方法	115
5.4.2 植物对 U 和添加剂互作的响应	116
5.4.3 添加剂对植物吸收和转移 U 的影响	119
5.4.4 小结	121
第 6 章 N、P、K 肥对植物修复 Sr 或 Cs 污染土壤的影响	122
6.1 研究方法	122
6.1.1 试验材料	122
6.1.2 试验设计	122
6.1.3 处理方法	123
6.1.4 播种及管理	123
6.2 N、P、K 肥对植物修复 Sr 污染土壤的影响	123
6.2.1 N、P、K 肥对菊苣实生苗修复 Sr 污染土壤的影响	123
6.2.2 N、P、K 对菊苣一次再生苗修复 Sr 污染土壤的影响	129
6.2.3 N、P、K 对菊苣二次再生苗修复 Sr 污染土壤的影响	136
6.2.4 小结	141
6.3 N、P、K 肥对植物修复 Cs 污染土壤的影响	141
6.3.1 N、P、K 肥对菊苣实生苗修复 Cs 污染土壤的影响	141
6.3.2 N、P、K 肥对菊苣一次再生苗修复 Cs 污染土壤的影响	147
6.3.3 N、P、K 对菊苣二次再生苗修复 Cs 污染土壤的影响	149
6.3.4 小结	150
第 7 章 重金属对植物修复 U 污染土壤的影响	151
7.1 研究方法	151
7.1.1 试验土壤	151
7.1.2 试验方法	151
7.2 重金属和 U 污染土壤对植物的生物效应	152
7.2.1 重金属和 U 互作的植物学效应	152
7.2.2 重金属和 U 互作的植物生理效应	156
7.2.3 小结	162
7.3 植物对 U 和重金属的吸收与转移	163
7.3.1 重金属对菊苣实生苗 U 富集的影响	163
7.3.2 重金属对菊苣再生苗 U 富集的影响	166
7.3.3 U 对植物吸收转移重金属的影响	170

7.3.4 小结	174
第8章 水体核素污染的植物响应与修复	175
8.1 水体核素污染的修复方法与原理	175
8.1.1 水体 U 污染的吸附修复方法	175
8.1.2 水体 U 污染的生物修复	178
8.1.3 水体 U 污染的化学修复	179
8.2 水体 Sr 污染的植物响应与修复	180
8.2.1 挺水植物对水体 Sr 污染的响应与修复	180
8.2.2 非挺水植物对水体 Sr 污染的响应与修复	186
8.2.3 小结	189
8.3 水体 Cs 污染的植物响应与修复	189
8.3.1 研究方法	190
8.3.2 水生植物对 Cs 污染水体的响应	190
8.3.3 水生植物对 Cs 的吸收与转移	192
8.3.4 小结	194
8.4 N、K 肥对水葫芦和薹菜吸收 Cs 的影响	195
8.4.1 研究方法	195
8.4.2 N、K、Cs 的生物效应	196
8.4.3 N、K 对植物吸收富集 Cs 的影响	198
8.4.4 小结	200
8.5 N、K 肥对水稻吸收 Cs 或 U 的影响	200
8.5.1 研究方法	200
8.5.2 N、K 肥对水稻吸收 Cs 的影响	201
8.5.3 N、K 肥对水稻吸收 U 的影响	207
8.5.4 小结	215
第9章 核素污染土壤的植物二次修复	217
9.1 研究方法	217
9.1.1 试验植物	217
9.1.2 试验方法	217
9.2 植物对二次修复核素污染土壤的响应	218
9.2.1 植物学性状的响应	218
9.2.2 光合生理特性的响应	222
9.2.3 小结	225
9.3 植物对二次修复土壤核素的吸收转移	225
9.3.1 核素污染土壤二次修复植物核素含量	225
9.3.2 核素污染土壤二次修复植物的 TF 和 T/R	228
9.3.3 二次修复与一次修复的比较	229
9.3.4 小结	231

9.4 菌肥对植物二次修复 U 和重金属污染土壤的影响	231
9.4.1 研究方法	231
9.4.2 在 U 和伴生重金属中 EM 菌肥对植物干重的影响	232
9.4.3 EM 菌肥对植物吸收 U 及伴生重金属的影响	234
9.4.4 小结	239
第 10 章 核素污染对植物吸收元素及物质成分的影响	240
10.1 核素污染对秋播植物吸收元素的影响	240
10.1.1 研究方法	240
10.1.2 无污染土壤秋播植物的元素含量	241
10.1.3 Sr 污染土壤秋播植物的元素含量	242
10.1.4 Cs 污染土壤秋播植物的元素含量	243
10.1.5 Sr、Cs 污染对植物吸收元素影响的比较	243
10.1.6 小结	244
10.2 核素污染对春播植物吸收元素的影响	244
10.2.1 无污染土壤春播植物的元素含量	244
10.2.2 Sr 污染土壤对植物吸收元素的影响	246
10.2.3 Cs 污染土壤对植物吸收元素的影响	247
10.2.4 U 污染土壤对植物吸收元素的影响	249
10.2.5 U 和伴随重金属对植物吸收元素的影响	250
10.2.6 小结	251
10.3 核素污染对植物物质成分的影响	252
10.3.1 对植物成分吸收峰位移的影响	253
10.3.2 核素处理对植物物质吸光度值的影响	254
10.3.3 核素处理对植物物质相对吸光度值的影响	255
10.3.4 小结	257
参考文献	258
后记	281

第 1 章 核素污染的危害与植物修复

核素是具有特定原子序数、质量数和核能态，且平均寿命长得足以被观测到的一类原子。现已知的核素分为稳定性核素和放射性核素两类，其中稳定性核素 300 种，放射性核素大约有 1300 种(Strebl et al., 2007)。通常认为，用现代放射性探测器探测不到放射性的那些核素是稳定性核素，反之即为放射性核素。也有以半衰期 10^9 年作界限的评定方法，半衰期小于 10^9 年的核素被认为是放射性核素，大于这个数值的则被认为是稳定性核素(张炜明等, 1983)。在众多核素元素中，铀(U)、铯(Cs)、锶(Sr)、钴(Co)等是常见的潜在核素污染元素，而本书主要讨论的是 U、Sr、Cs 污染环境的植物响应与修复。

U 有 15 种同位素，其原子量从 227~240。所有 U 同位素皆不稳定，且具有微弱放射性。U 的天然同位素组成为： ^{238}U (自然丰度 99.275%，原子量 238.0508，半衰期 $4.51 \times 10^9 \text{ a}$)， ^{235}U (自然丰度 0.720%，原子量 235.0439，半衰期 $7.00 \times 10^8 \text{ a}$)， ^{234}U (自然丰度 0.005%，原子量 234.0409，半衰期 $2.47 \times 10^5 \text{ a}$)。本研究所用的 U 为 ^{238}U 。

Sr 存在 ^{84}Sr 、 ^{86}Sr 、 ^{87}Sr 、 ^{88}Sr 四种稳定性同位素，存在 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr 等放射性同位素。 ^{90}Sr 是 ^{235}U 的裂变产物，是水溶性物质，存在于核爆炸、核试验、核电站事故的辐射微尘中，以粉尘的形态被人体吸入，易对人体产生放射性伤害。Cs 的稳定性同位素是 ^{133}Cs ，放射性同位素有 ^{134}Cs 、 ^{135}Cs 、 ^{137}Cs 。 ^{137}Cs 是 ^{235}U 的裂变产物，在核试验、核电站事故中可辐射 β 射线和 γ 射线，易对环境造成污染，同时也可作为 β 和 γ 辐射源，用于工农业和医疗。在 ^{137}Cs 核燃料放射性废物储放期间，随着储放时间增减，辐射的 γ 射线比例均会相应增加。考虑到试验的安全性和不产生环境放射性污染，本研究所用 Sr 和 Cs 均为稳定性同位素。

1.1 核素污染的危害

1.1.1 核素污染简况

1. 核素的背景值

环境核素背景值是未受人类活动影响的环境本身核素元素组成及其含量或剂量。核素元素同重金属元素一样，本身就存在于自然界中。根据《中国土壤元素背景值》所示，在我国 15 种成土母质中都含有数量不等的 Co、Sr、Cs、U 等核素元素和汞(Hg)、铅(Pb)、镉(Cd)等重金属元素(见表 1.1)。不同母质的核素含量不同，风砂母质的 Co、Cs、U 含量最低，火山喷发物的 Sr 含量最低。15 种母质中，Co、Cs、Sr、U 的平均含量分别是 13.04mg/kg、8.29mg/kg、216.8mg/kg、3.14mg/kg。同样，在我国 30 种土

壤中，也含有数量不等的核素和重金属(见表 1.2)。如表所示，石灰土 Co 和 U 含量偏高，草毡土 Cs 含量高，风沙土则是 Sr 含量明显偏高。30 种土壤 Co、Cs、Sr、U 平均含量分别是 12.70mg/kg、8.53mg/kg、181.63mg/kg、3.06mg/kg。当环境核素含量超过环境背景值时，如果超过量大于环境净化能力，就会导致环境污染，当核素的环境污染对生物构成潜在威胁时，就需人工治理，以防对环境和人类造成危害。

表 1.1 我国不同土壤母质(0~20cm)核素和重金属含量 (单位: mg/kg)

母质类型	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Cs	Sr	U
酸性火成岩	7.70	0.08	11.20	46.80	17.20	0.05	636.00	19.90	31.90	73.80	9.24	130.00	4.10
中性火成岩	8.10	0.08	13.10	58.30	24.20	0.09	1158.00	22.60	26.90	86.60	6.36	151.00	3.00
基性火成岩	12.40	0.08	21.90	101.20	31.00	0.09	767.00	48.90	22.90	85.20	7.53	121.00	3.90
火山喷发物	7.60	0.06	9.10	37.90	13.10	0.07	540.00	15.70	31.70	83.60	7.79	49.00	3.72
沉积页岩	14.80	0.10	15.40	76.60	28.70	0.07	610.00	31.80	26.30	82.70	11.01	117.00	3.30
沉积砂岩	12.50	0.08	13.00	68.30	24.80	0.06	529.00	28.10	25.50	71.70	9.90	109.00	3.05
沉积石灰岩	18.70	0.22	16.80	78.10	27.70	0.11	738.00	38.00	32.70	97.80	11.27	116.00	4.33
沉积紫砂岩	10.90	0.12	12.90	59.50	24.00	0.06	430.00	27.90	25.50	77.70	11.26	86.00	2.86
沉积砂页岩	12.90	0.08	10.60	55.50	21.80	0.06	386.00	22.70	24.70	63.80	9.19	129.00	2.77
流水冲击沉积	10.50	0.10	12.40	59.70	22.80	0.06	609.00	26.80	23.40	70.00	6.62	214.00	2.70
湖湘沉积母质	10.60	0.12	12.60	71.20	24.90	0.08	558.00	30.30	22.60	77.60	7.84	296.00	2.95
海湘沉积母质	8.00	0.13	12.80	66.10	26.90	0.18	610.00	32.30	32.60	91.50	6.30	1188.00	2.30
黄土母质	10.70	0.10	11.50	59.00	21.10	0.03	569.00	27.80	21.60	64.50	6.32	186.00	2.64
红土母质	14.30	0.08	13.80	63.80	23.50	0.09	452.00	28.50	29.30	76.70	10.06	85.00	3.71
风砂母质	5.40	0.05	8.50	29.30	10.60	0.02	370.00	13.60	15.90	39.50	3.70	275.00	1.81
平均	11.01	0.10	13.04	62.09	22.82	0.07	597.47	27.66	26.23	76.18	8.29	216.80	3.14

表 1.2 我国不同土壤(0~20cm)核素和重金属含量 (单位: mg/kg)

土壤类型	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Cs	Sr	U
绵土	10.50	0.10	9.40	57.50	23.00	0.02	543.00	29.30	16.80	67.90	5.62	204.00	2.77
黑土	10.20	0.08	13.20	60.10	20.80	0.04	798.00	25.10	26.70	63.20	6.70	172.00	2.66
白浆土	11.10	0.11	12.50	57.90	20.10	0.04	720.00	23.10	27.70	83.30	6.69	160.00	2.74
黑钙土	9.80	0.11	13.10	52.20	22.10	0.03	659.00	25.40	19.60	71.70	6.88	168.00	2.34
潮土	9.70	0.10	12.10	66.60	24.10	0.05	629.00	29.60	21.90	71.10	6.58	187.00	2.29
绿洲土	12.50	0.12	14.50	56.50	26.90	0.02	632.00	32.00	21.80	70.50	6.73	309.00	3.03
水稻土	10.00	0.14	12.70	65.80	25.30	0.18	423.00	27.60	34.40	85.40	8.00	87.00	3.41
砖红壤	6.70	0.06	13.60	64.60	20.00	0.04	359.00	27.60	28.70	39.60	6.93	57.00	3.27
赤红壤	9.70	0.05	6.60	41.50	17.10	0.06	352.00	13.10	35.00	49.00	6.30	52.00	4.74
红壤	13.60	0.07	12.30	62.60	24.40	0.08	440.00	25.70	29.10	80.10	8.99	49.00	4.70
黄壤	12.40	0.08	12.70	55.50	21.40	0.10	446.00	25.30	29.40	79.20	9.72	52.00	4.11
黄棕壤	11.80	0.11	14.70	66.90	23.40	0.07	684.00	31.50	29.20	62.50	9.81	108.00	3.97

续表

土壤类型	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Cs	Sr	U
棕壤	10.80	0.09	15.30	64.50	22.40	0.05	648.00	26.50	25.10	71.80	7.29	157.00	2.67
褐土	11.60	0.10	13.60	64.80	24.30	0.04	633.00	30.70	21.30	68.50	8.29	170.00	2.42
暗棕壤	6.40	0.10	12.70	54.90	17.80	0.05	1109.00	23.10	23.90	74.10	8.98	173.00	2.97
棕色针叶林土	5.40	0.11	11.50	46.30	13.80	0.07	1790.00	16.20	20.20	86.00	7.43	184.00	2.75
栗钙土	10.80	0.07	11.10	54.00	18.90	0.03	528.00	23.60	21.20	89.40	5.87	199.00	2.07
棕钙土	10.20	0.10	11.20	47.00	21.60	0.02	541.00	24.10	22.00	56.20	5.97	194.00	2.12
灰棕漠土	9.80	0.11	13.60	56.40	25.60	0.02	630.00	28.40	18.10	63.20	5.26	379.00	3.33
棕漠土	10.00	0.09	12.70	48.00	23.50	0.01	583.00	24.20	17.60	60.10	4.49	557.00	2.85
草甸土	8.80	0.08	11.80	51.10	19.80	0.04	655.00	23.30	22.40	70.00	6.50	253.00	3.02
沼泽土	9.60	0.09	13.00	58.30	20.80	0.04	663.00	23.10	22.10	71.80	8.22	226.00	2.92
盐土	10.60	0.10	12.90	62.70	23.30	0.04	625.00	29.70	23.00	74.40	7.17	303.00	2.36
石灰(岩)土	29.30	1.12	20.60	108.60	33.00	0.19	1011.00	49.10	38.70	139.20	13.14	58.00	5.78
紫色土	9.40	0.09	15.70	64.80	26.30	0.05	500.00	30.70	27.70	82.80	8.74	110.00	2.52
风沙土	4.30	0.04	8.30	24.80	8.80	0.02	324.00	11.50	13.80	29.80	2.90	217.00	1.38
黑毡土	17.00	0.09	13.50	71.50	27.30	0.03	698.00	30.10	31.40	88.10	17.45	158.00	3.53
草毡土	17.20	0.11	12.30	87.80	24.30	0.02	649.00	33.00	27.00	81.80	18.75	128.00	2.93
巴嘎土	20.00	0.12	14.20	76.60	25.90	0.02	621.00	35.60	25.80	80.10	17.65	200.00	3.14
莎嘎土	20.50	0.12	9.70	80.80	20.00	0.02	516.00	34.50	25.00	66.40	12.76	178.00	2.99
平均	11.66	0.13	12.70	61.02	22.20	0.05	646.97	27.09	24.89	72.57	8.53	181.63	3.06

2. 核武器与核污染

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。至今为止，全世界共进行了2000多次核试验(张鹏飞，2006)，而遗留的核污染物质对生态系统构成了直接或间接的威胁。在第二次世界大战中，美国在日本九州长崎投掷了一颗“胖子”原子弹，爆炸后产生大量放射性核污染，使长崎东北50km外的几十个劫后余生者全部变成了没有生育能力、形象怪异、智力低下的“昆虫人”(王志明，2001)。原子弹等核武器的使用，除了在爆炸地产生最直接的破坏外，由其所产生的含铀粉尘和气溶胶，还能随气流运动对更多更远的地方造成大气污染、水污染和土壤污染，并通过食物链和饮水链，最终给人类造成潜在危害。1954年3月，美国在比基尼岛进行了1500万tTNT当量的地面核爆炸试验，核试验后前4天落下的放射性碎片的剂量足以使500万hm²上(半个瑞士)暴露的所有人员和家畜致死(Lachlan et al.，1999)。一项IPPNW(国际防止核战争医生协会)的研究估计，到2000年为止，全世界所有的核爆炸试验释放的⁹⁰Sr、¹³⁷Cs、¹⁴C和²³⁹Pu，即是造成430000例癌症患者死亡的直接原因(潘本兴等，2003)。

贫铀弹爆炸后，大约有70%形成气溶胶和含铀粉尘，另有一些贫铀在爆炸中氧化成U₃O₈、U₃O₇、UO₂，进入土壤影响植物株高和籽粒产量，并在籽粒中积累危害人体的物质(Kasianenko et al.，2005)。贫铀又称贫化铀，是在提炼原子弹材料及核燃料材料过程

中产生的一种核废料,是钢硬度的 2.5 倍,并且其强度、密度和韧性均好,可以制造穿甲弹以对付坦克、装甲车等坚硬目标,是具有低度放射性的有害物质。在海湾战争中,贫铀弹的使用,使 10 多万名参加过海湾战争的士兵遭受“海湾战争综合症”的困扰;使伊拉克儿童患白血病、成人患癌症的比例剧增,其患病人数相比海湾战争前增加了约 10 倍(譙华等,2007)。

3. 核电站与核污染

1986 年 4 月 26 日,苏联切尔诺贝利核电站发生核泄漏事故,危及到了居住在苏联 $15 \times 10^4 \text{ km}^2$ 的 694.5 万人;在俄罗斯地区受污染的地带,成年人的发病率比一般水平高 20%~30%,而儿童的发病率则高出 50%(譙华等,2007)。Петряев(1994)研究表明,放射性 Cs 多以“固着”态存在,溶解态和交换态较少。在切尔诺贝利核电站 40~250km 范围内,交换态 Cs 在表层中(0~1cm)的平均含量(观察时间范围为 1987~1990 年),未耕作土壤的含量为:草根-灰化亚砂质土壤>草根-灰化含砂土壤>泥炭-沼泽土壤>河滩草根沼泽化土壤。而放射性 Sr 多以交换态和溶解态存在,“固着”态较少。交换形式的放射性 Sr 的相对含量均会随着时间而增长,在某些类型的亚砂土中还同时伴随着溶解形式放射性核素含量的增长(增长 2~3 倍)。放射性 Sr 比放射性 Cs 具有更大的迁移可能性,这是由土壤组分对放射性核素吸收方式的不同及它们迁移方式的不同所决定的。因此,核电站的核污染中,具有多种不同性质、不同状态的核素污染,具有不同的污染时间和范围。

4. 核矿的核素污染

不同地方、不同介质的核矿污染浓度不同,且目前报道的土壤污染情况变化较大。湖南某铀尾矿库区的土壤样品中 U 平均值为 26.11mg/kg, Th 平均值为 13.55mg/kg(聂小琴等,2010);王瑞兰等(2002)对湖南某铀尾矿库测定得出, U 含量为 106.7mg/kg, ^{226}Ra 为 8390Bq/kg;据向阳等(2009)测量,衡阳某铀尾矿库渣含铀 122.1mg/kg, ^{232}Th 8812Bq/kg;中南地区某铀尾矿库周边污染区土壤含铀 36.02mg/kg(向言词等,2010);江西某铀矿尾矿砂中的 ^{238}U 、 ^{226}Ra 、 ^{232}Th 、 ^{235}U 分别是 10246Bq/kg、46457Bq/kg、1428Bq/kg 和 899Bq/kg(陈世宝等,2006)。我们对湖南某铀尾矿 400 多个样点测定,土壤 U 含量多在 10~90mg/kg;周边部分污染农田土壤 U 含量在 6~14mg/kg。

1.1.2 核素污染的危害

1. 核素污染危害概述

核素中包含了重金属,如铀,这些放射性核素既有重金属的化学危害,又有放射性元素的辐射危害。重金属污染一般具有如下特性(代全林,2007):①微量即可产生毒性效应;②不能被生物降解,只能发生各种形态之间的转化、分散和富集,因而容易通过食物链产生毒性放大作用;③污染具有隐蔽性,可致长期毒害性;④在不同微生物的作

用下会强化或弱化其毒性。

作为放射性元素，核辐射对人体的损害有内照式和外照式。内照式就是通过饮水、食品、呼吸进入体内，然后对人体造成损伤；体外辐射源对人体的辐射则为外照式，如钴 60 和伽马射线的照射，严重的甚至会损伤或改变遗传物质。核辐射的损伤有急性和慢性之分。急性放射损伤，是几个小时达到一定的辐射量，人们先会感到恶心、呕吐、皮肤出现红斑，然后就是乏力，再过几天就会出现血相降低(周平坤，2011)。慢性放射损伤是一个长期效应，要在多年后才会表现出来，但有的通过自我修复后，可能也不会有任何症状表现。

放射性核素的危害，一般用放射剂量大小来评价，但 U 的化学危害大于放射性危害，而 U 的化学生态毒性与环境有关，其中二价阳离子(Ca^{2+} ， Mg^{2+})与 U 离子(UO_2^{2+})有竞争作用(Sheppard et al.，2005)。对人体的危害，U 的放射性毒性主要体现在骨肉瘤，而化学和放射性结合的毒性主要表现在肾毒性。

U 这类核素作为重金属，对植物的危害分看得见的外在危害和看不见的内在危害两类。重金属污染对植物的外在危害，最直观的表现是长势减缓，即根系生长受抑制、生长量下降等。内在表现主要是通过影响光合过程中的电子传递和破坏叶绿体的完整性而影响植物的光合作用；植物呼吸作用紊乱，供给正常生命活动的能量减少，而且还会有一部分能量转移到对核素胁迫的适应过程中；细胞生理活动变化，如叶绿素含量、酶和蛋白质等活性的变化(王学东等，2007)。唐永金等(2013)研究认为，高浓度 Sr、Cs、U 污染将影响植物存活率、株高、叶片光合作用、叶绿素荧光参数和生物产量，降低多数植物的生物产量，其危害性大小为 $\text{U} > \text{Cs} > \text{Sr}$ ，这与核素性质和污染程度有关。

2. 核素危害的环境临界浓度

重金属和核素污染的危害都有一个临界浓度，超过这个浓度，便会对植物、动物、微生物和人类造成一定程度的伤害。表 1.3 表明，Cd、Hg 的土壤卫生学临界值，低于作物效应和土壤微生物效应，但 As、Pb、Cr 相反，这与作物对不同重金属的抗性、转移、积累特性有密切的关系。作物效应临界含量是指使作物减产 $\geq 10\%$ 时，土壤重金属含量的生态效应含量。土壤卫生学临界含量是指以食品卫生标准(Cd0.4mg/kg、Hg0.02mg/kg、Pb1.0mg/kg、As0.7mg/kg、Cr0.4mg/kg)来计算作物籽粒中重金属含量 $\geq$ 卫生标准时，土壤中相应的含量。而土壤生物效应临界含量，是指土壤微生物菌量和酶活性分别抑制 $\geq 50\%$ 和 $\geq 10\%$ 的土壤重金属含量。

表 1.3 不同重金属的土壤污染临界含量(李书鼎，2002) (单位：mg/kg)

重金属	草甸褐土			红壤水稻土			中厚黑土		
	卫生标准	作物效应	微生物效应	卫生标准	作物效应	微生物效应	卫生标准	作物效应	微生物效应
Cd	2.8	150	3~5	1.1	1.09	1~23	1.4	30.2	4.18
As	67	21	27~54	45.4	55	40~60	58.7	56.8	42
Hg	0.4	1.05	1.25~1.50	—	—	—	—	—	—
Pb	600	500	300~500	230~1700	—	300~500	3731	1640	530

续表

重金属	草甸褐土			红壤水稻土			中厚黑土		
	卫生标准	作物效应	微生物效应	卫生标准	作物效应	微生物效应	卫生标准	作物效应	微生物效应
Cr	794	208	5~10	—	—	—	—	—	—
Cu	—	—	—	—	—	—	1311	502	320

核素对生物的危害浓度临界值与重金属不同。Sheppard 等(2005)认为, U 的危害以生物表现比对照降低 25% 的环境浓度为临界点, 大于此浓度就会对生物产生危害。据此, 经归纳分析大量研究报道后, Sheppard 等人提出环境 U 含量产生化学危害的临界浓度是: 陆生植物 250mg/kg, 其他土壤生物 100mg/kg; 淡水无脊椎动物 0.005mg/L; 淡水底栖生物 100mg/kg 干沉积物; 淡水鱼类 0.4mg/L(水硬度<10mg/L)或 2.8mg/L(水硬度 10~100mg/L)或 23mg/L(水硬度>100mg/L); 淡水植物 0.005mg/L; 哺乳动物肾功能损害 0.05(体重 1kg)或 0.01(体重 1000kg)mg/(kg·d); 哺乳动物生长发育抑制 0.1(体重 1kg)或 0.02(体重 1000kg)mg/(kg·d); 鸟类的临界浓度同哺乳动物。

按照 WHO 的标准, 水中 U(+VI)不宜超过 50μg/L。根据 Gilman 的研究, WHO 宣布的人类每天可以容忍和吸收的可溶性 U 为 0.6μg/kg 体重。在未污染地区, 人们食物和水中的 U 大致在 1~5μg/d, 在铀矿地区为 13~18μg/d 或更多一些(Bhalara et al., 2014)。

1.2 核素污染环境的植物修复

1.2.1 植物修复及其原理

1. 植物修复的概念

植物修复是生物修复的一种重要形式。生物修复是利用生物对环境中的污染物进行降解, 具有成本低, 技术及设备要求不高的优点。根据生物类型, 生物修复分为微生物修复、植物修复和动物修复。

微生物修复是污染治理用得最早也很成功的生物修复技术, 多用于集中的有机污染物处理, 尤其是有机废水处理, 也用于集中的重金属和核素的处理。但是, 在修复治理大面积重金属和核素污染时, 微生物修复具有明显的劣势, 一是微生物生物量小, 吸收的金属量较少; 二是微生物生物体很小, 很难进行后处理。

植物修复是利用植物及其根际圈微生物体系的吸收、挥发、转化、固定、降解等作用机制来清除污染物质的环境治理技术。植物修复大面积污染具有明显的优势: 一是植物体积较大, 根系分布广和深; 二是植物体易于灰化, 后处理成本低; 三是植物覆盖, 可以绿化和美化环境。由此可见, 植物修复能够治理面源性环境污染, 尤其是重金属或核素污染, 是很有前景的环境修复治理技术。

动物修复主要是利用土壤中小型动物如蚯蚓、线虫、跳虫、螨、蜈蚣、蜘蛛、土蜂

等吸收和富集土壤中的农药等有机污染物质,并通过代谢作用,把部分农药分解为低毒或无毒产物。目前,动物修复只在国外进行试验研究,尚不能投入大面积使用。

因此,在生物修复中,植物修复是最适合修复治理大面积环境污染的生物治理技术。植物修复是利用绿色植物来转移、容纳或转化污染物使其对环境无害的活动。植物修复技术是以植物忍耐和超量积累某种或某些污染物为基础,利用植物及其共存微生物体系清除环境中污染物的一门环境污染治理技术(唐世荣等,1999),包括利用植物修复污染土壤、净化水体和空气,利用植物清除放射性核素和利用植物及其根际微生物共存体系净化环境中有机污染物等。

2. 植物修复的原理

植物修复原理包括植物抗性原理、植物作用原理和植物内部机理三个方面。

1) 植物抗性原理

植物的抗性表现在避性和耐性两个方面,相应地,植物抗重金属也表现为两种基本对策即排斥(exclusion)和蓄积(acumulation)。

植物对重金属的排斥有以下几种方式(王学东等,2006):①分泌化合物降低重金属的有效性。这种机制在高等植物中并不常见,但在蓝藻和细菌中却非常重要。②回避摄入。环境中的重金属浓度很高但植物几乎不吸收重金属。③限制运输。植物将重金属滞留在根部限制其向地上部分转移。④排出体外。

植物对重金属的蓄积是指植物吸收大量的重金属,但重金属在植物体内以不具生物活性的解毒形式存在。植物的重金属蓄积又有几种不同的抗性机理:①细胞壁和液泡扣留。②植物保护酶系统也会发生适应性变化。③重金属结合蛋白的解毒作用。

2) 植物作用原理

植物作用原理可以分为植物提取、根际过滤、植物固持、植物挥发等几种方式。

植物提取(phytoextraction)是植物通过吸收和转运的过程,将重金属或核素富集在可收割的部位,人们将植物富集部位进行收割,然后焚烧灰化、减容(微生物分解)、填埋或集中处理,达到减少环境污染的目的。这类植物地上器官的核素含量较高。

根际过滤(rhizofiltration)是指利用植物大量的根系从废水中吸收、吸附富集和沉淀重金属或核素,减少或消除污染物。这类植物根系发达,根毛附着力强。可以是水生植物如水葫芦,也可以是陆生植物如向日葵。

植物固持(phytostabilization)是指利用植物吸收富集土壤等环境中的重金属或核素,将分散在环境中的污染物集中到根系或大型木本植物的茎枝之中,减少环境中的污染物含量。同时,植物还可以通过改变根际环境的pH、Eh来改变污染物的化学形态。这类植物根系核素含量较高。

植物挥发(phytovolatilization)是利用植物吸收、积累、挥发而减少土壤污染物。如植物吸收、积累汞或硒后,可以通过挥发作用,减少植物和土壤含量。

3) 植物修复的内部机理

王学东等(2006)认为,植物吸收重金属后,主要通过离子区隔化作用、螯合作用、生物转化作用和细胞修复机制来减少对植物的危害。离子区隔化作用是植物将进入细胞

内的重金属离子屏蔽进入液泡内。螯合作用是植物体内的重金属离子配体(蛋白)对其具有高度特异性的亲和作用以形成复合体,减少自由重金属离子在植物体内的浓度和降低毒性,如金属硫蛋白和植物螯合肽。生物转化作用是进入植物体内的重金属离子被还原或被整合到有机物质中,从而降低毒性。细胞修复机制即植物细胞能够修复被重金属离子破坏的细胞膜并恢复其正常的生物学功能。

1.2.2 影响植物修复的因素

植物对核素污染的修复受许多因素的影响。包括土壤矿物和颗粒组成、有机质含量、肥力和 pH、环境条件、植物种类、植物器官、核素种类、形态和含量等。

1. 植物和土壤的影响

1) 植物的影响

不同植物种类吸收核素的能力不同。对⁹⁰Sr 的吸收富集能力是葫芦科>荨麻科>苋科>茄科>桑科>豆科>禾本科(李建国等,2006)。Andesen 等(1967)认为,对⁸⁹Sr 的吸收富集能力最强的是豆科和伞形科,十字花科次之,禾本科最低。Ohlenschlaeger(1991)认为,不同春大麦品种、不同黑麦草品种对¹³⁷Cs 的吸收富集能力可以相差 2~3 倍。因此,筛选吸收富集能力强的植物和品种是植物修复需要研究的重要内容。

同种植物不同器官的核素积累量不同。Neves 等(2012)用铀矿污水(1.03~1.04mgU/L)灌溉土壤种植马铃薯,马铃薯地上器官积累 U 占植物积累的 73%~87%;块茎积累浓度为 121~590ug/kg,其中 88%~96%积累在薯皮之中。地上器官便于收获,地上器官核素含量高、生物产量也高的植物,是良好的修复植物。

2) 土壤的影响

核素在土壤中有迁移和吸附形态。核素在土壤中可以溶解或悬浮、被植物根系吸收和随微生物运动等形式迁移。以水合阳离子、简单阳离子或中性络合物形态被土壤吸附。土壤吸附分为物理吸附和化学吸附,土壤颗粒结构、元素组成、有机质含量、阳离子交换能力、pH 等均受到土壤物理化学性质的严重影响。

Sr 与 Ca 的化学性质相似,植物对不同土壤 Sr 的吸收与土壤中可代换的 Ca 有密切关系;Cs 与 K 的化学性质相似,植物吸收 Cs 与土壤 K 有一定关系。有研究表明,植物对 Cs 吸收与土壤有机质含量成正比例,腐殖质土的 Cs 转移系数比沙壤土高 10 倍,说明有机质可明显促进植物吸收 Cs;砂性土有利于植物吸收 Cs,土壤黏性增加,植物吸收 Cs 减少,主要原因是黏粒增加了土壤对 Cs 的吸附固定。

3) 植物和土壤的互作影响

植物对核素的吸收既受植物影响,又受土壤影响,还受植物和土壤互作影响,这与核素种类有关。Gerzabek 等(1998)研究认为,¹³⁷Cs 的 TF 值(植物核素含量/土壤核素含量)主要受土壤特性的影响,⁶⁰Co 的 TF 值主要受植物种类的影响,而²²⁶Ra 的 TF 值既受土壤性质的影响,又受植物种类的影响。Vandenhove 等(2009)综合了 200 份文献资料,得出不同作物、作物的不同器官和不同土壤对同一核素的 TF 值不同(见表 1.4)。不同核