

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**



**“RECUPERACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS POR
CONTAMINACIÓN CON METALES PESADOS EN EL VALLE DEL
MANTARO MEDIANTE COMPOST DE STEVIA Y
FITORREMEDIACIÓN”**

Presentada por:

RUBÉN VÍCTOR MUNIVE CERRÓN

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE *DOCTORIS PHILOSOPHIAE* EN
INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES**

Lima – Perú

2018

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN INGENIERÍA Y CIENCIAS
AMBIENTALES**

**“RECUPERACIÓN DE SUELOS DEGRADADOS POR
CONTAMINACIÓN CON METALES PESADOS EN EL VALLE DEL
MANTARO MEDIANTE COMPOST DE STEVIA Y
FITORREMEDIACIÓN”**

Presentada por:

RUBÉN VÍCTOR MUNIVE CERRÓN

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE *DOCTORIS PHILOSOPHIAE* EN
INGENIERÍA Y CIENCIAS AMBIENTALES**

Dra. Rosemary Vela Cardich

PRESIDENTE

Dr. Oscar Loli Figueroa

PATROCINADOR

Dr. Víctor Meza Contreras

MIEMBRO

Dra. Lía Ramos Fernández

MIEMBRO

Dr. Lorgio Gilberto Valdiviezo Gonzales

MIEMBRO EXTERNO

acta

DEDICATORIA

Con eterna gratitud a NPC.

A mis padres Alejandro y Olga.

A mi esposa Vilma por su apoyo invaluable.

A mi hija Yveth Andrea.

Rubén.

AGRADECIMIENTO

Un agradecimiento especial a las siguientes personas e instituciones, que de una u otra forma han colaborado en la realización del presente trabajo:

Al Dr. Oscar Loli F., por su orientación apoyo y dedicación brindada a lo largo del desarrollo del proyecto y especialmente en la dirección del presente estudio.

Al M. Sc. Andrés Azabache L., por su colaboración en el procesamiento de los datos y los aportes brindados.

Al M. Sc. Gilberto Gamarra Sánchez, por su colaboración en el procesamiento de los datos y los aportes brindados.

Al Mg. Gustavo Osorio P., por su colaboración en el procesamiento de los datos y los aportes brindados.

Al Jefe y personal del Laboratorio de Fertilidad del Dpto. de Suelos de la Facultad de Agronomía de la UNALM por las facilidades en los trabajos de campo.

Así como también a las Instituciones que hicieron posible la realización del presente estudio: Doctorado en Ingeniería y Ciencias Ambientales (DICA) por el financiamiento económico otorgado, Departamento de Suelos de la UNALM - Lima y a la Facultad de Agronomía de la UNCP - Huancayo.

A todos ellos muchas gracias.

ÍNDICE GENERAL

I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1 EL SUELO	3
2.1.1 Propiedades físicas del suelo	4
2.1.2 Propiedades químicas del suelo	8
2.1.3 Propiedades biológicas del suelo	8
2.2 DEGRADACIÓN DEL SUELO	9
2.3 SUELO CONTAMINADO	12
2.3.1 Contaminación del suelo por metales pesados	12
2.3.2 Los metales pesados en el sistema suelo – planta	14
2.3.3 Tecnologías de remediación de suelos contaminados con metales pesados	15
2.3.4 Características de los Contaminantes Inorgánicos (Plomo y cadmio) listados en el ECA para suelos en Perú	16
2.3.4.1 Plomo total	16
2.3.4.2 Cadmio total	17
2.4 ENMIENDAS ORGÁNICAS	18
2.4.1 Uso de enmiendas para estabilizar Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT)	19
2.4.2 Compost	22
2.4.3 Vermicompost	29
2.4.4 Asociación de la materia orgánica del suelo con los metales pesados	31
2.5 EL CULTIVO DE LA STEVIA Y SU USO EN LA AGRICULTURA	32
2.6 FITORREMEDIACIÓN	34
2.6.1 Fitorremediación y los microorganismos	38
2.6.2 Factores de bioacumulación y translocación en la fitorremediación	38
2.6.3 Datos de campo <i>vs</i> experimentos de invernadero	41
2.6.4 El problema de la entrada de metales pesados en la planta	43
2.6.4.1 Dinámica de los metales pesados en el suelo	43
2.6.4.2 Transporte	43
2.6.4.3 Toxicidad de los metales pesados	43
2.6.4.4 Enfermedades y síntomas que generan	47

2.6.4.5 Mecanismos celulares y detoxificación de metales pesados en plantas	48
III. MATERIALES Y MÉTODOS	53
3.1 LUGAR DE EJECUCION DEL ESTUDIO	53
3.2 MATERIALES	53
3.2.1 Plantas fitorremediadoras	53
3.2.2 Suelos contaminados	53
3.2.3 Características de los suelos seleccionados	55
3.2.4 Enmiendas orgánicas	58
3.2.5 Características del agua utilizada para lavado y riego	60
3.3 DISEÑO EXPERIMENTAL DE LA INVESTIGACIÓN	61
3.4 INSTALACIÓN DE EXPERIMENTO	62
3.4.1 MANEJO DEL ENSAYO EXPERIMENTAL	63
3.4.1.1 Análisis de suelo	63
3.4.1.2 Siembra	64
3.4.1.3 Fertilización Química	64
3.4.1.4 Labores culturales	64
3.4.1.5 Riego	65
3.4.1.6 Control fitosanitario	65
3.4.1.7 Cosecha	65
3.4.2 PARÁMETROS EVALUADOS EN LOS CULTIVOS	65
3.4.2.1 Altura de planta	65
3.4.2.2 Peso de las hojas:	65
3.4.2.3 Peso de los Tallos	65
3.4.2.4 Peso de los escapos florales	66
3.4.2.5 Peso de las raíces	66
3.4.3 SEGUNDA SIEMBRA	66
3.4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	66
3.4.5 EXPERIMENTOS REALIZADOS	66
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	68
4.1 ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE MAÍZ (<i>Zea mays</i>):	68
4.1.1 En la altura de plantas	68

4.1.2	En el peso de hojas, tallos, raíces y total de las plantas	69
4.1.3	En la extracción de los metales pesados por las plantas	71
4.1.4	En los Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados	73
4.2	ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE GIRASOL (<i>Helianthus annuus</i>):	76
4.2.1	En la altura de plantas	76
4.2.2	En el peso de hojas, tallos, raíces y total de las plantas	77
4.2.3	En la extracción de los metales pesados por las plantas	81
4.2.4	En los Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados	82
4.3	Análisis Factorial Para Extracción De Plomo (Mg/Kg) En Ambas Localidades Considerando Los Factores: A= Cultivos, B= Enmiendas Y C= Órganos	84
4.4	Análisis Factorial De Extracción De Cadmio (Mg/Kg) En Ambas Localidades Considerando Los Factores: A = Cultivos, B = Enmiendas Y C = Órganos	87
4.5	Estudio Del Efecto Residual De Las Enmiendas Orgánicas (Compost Y Vermicompost De Stevia) En Las Plantas De Maíz (<i>Zea Mays</i>): Localidad Mantaro.	89
4.5.1	En la altura de plantas	89
4.5.2	En el peso foliar, raíces y total	90
4.5.3	En la extracción de los metales pesados por las plantas	91
4.5.4	En los Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de los metales pesados	93
4.6	ESTUDIO DEL EFECTO RESIDUAL DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE MAÍZ (<i>Zea mays</i>): Localidad MUQUI.	94
4.6.1	En la altura de plantas	94
4.6.2	En el peso foliar, raíces y total	95
4.6.3	En la extracción de los metales pesados por las plantas	97
4.6.4	En los Factores de bioconcentración (FBC) y translocación (FT) de los metales pesados	98
4.7	ANÁLISIS FACTORIAL PARA EXTRACCIÓN DE PLOMO (ppm) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: ROTACIÓN DE CULTIVOS (A1=MAÍZ-MAÍZ, A2=GIRASOL-MAÍZ), ENMIENDAS	

(B1=COMPOST, B2=VERMICOMPOST, B3=QUÍMICO) Y ÓRGANOS (C1=RAÍZ, C2=FOLIAR)	99
4.8 ANÁLISIS FACTORIAL DE EXTRACCIÓN DE CADMIO (ppm) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: ROTACIÓN DE CULTIVOS (A1=MAÍZ-MAÍZ, A2=GIRASOL-MAÍZ), ENMIENDAS (B1=COMPOST, B2=VERMICOMPOST, B3=QUÍMICO) Y ÓRGANOS (C1=RAÍZ, C2=FOLIAR)	101
4.9 EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LOS SUELOS CON EL CULTIVO DE MAIZ	102
4.10 EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LOS SUELOS CON EL CULTIVO DE GIRASOL	105
4.11 EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LOS METALES PESADOS DE LOS SUELOS POR EL EFECTO RESIDUAL DEL CULTIVO DE MAIZ	108
V. CONCLUSIONES	113
VI. RECOMENDACIONES	115
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	116
VIII. ANEXOS	138

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1: Clasificación de los métodos de evaluación de la madurez del compost.	24
Cuadro 2: Características generales que deben cumplir los tipos de composta (Norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011).	26
Cuadro 3: Concentraciones máximas de elementos traza en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en base seca, que deben cumplir los tipos de composta (Norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011).	26
Cuadro 4: Requisitos físico-químicos para las clases A y B de compost (Norma Chilena NCh 2880).	27
Cuadro 5: Concentraciones máximas de elementos en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en materia seca (MS), que deben cumplir los tipos de composta. Reglamento Austriaco de calidad del compost (Kompostverordnung, BGBL, 2001).	27
Cuadro 6: Requisitos de calidad para productos utilizados como abonos orgánicos y enmiendas orgánicas (Norma técnica Colombiana NTC 5167).	28
Cuadro 7: Condiciones físicas mínimas del vermicompost.	31
Cuadro 8: Criterios de clasificación de plantas de acuerdo con su concentración de EPTs en biomasa aérea.	40
Cuadro 9: Criterios de clasificación de plantas por su comportamiento en la acumulación de EPT basados en el factor de translocación (FT) y el factor de bioacumulación (FB).	41
Cuadro 10: Resultado de los análisis de Plomo y Cadmio en los Suelos recolectados del Valle del Mantaro.	54
Cuadro 11: Estándares de Calidad Ambiental (Perú) para Suelos.	54
Cuadro 12: Ubicación de los Suelos Agrícolas para trabajo de macetas.	55
Cuadro 13: Resultados del análisis de textura de los Suelos Agrícolas.	55
Cuadro 14: Resultados de los análisis de caracterización de los Suelos Agrícolas para trabajo de macetas. Localidad: Mantaro.	56
Cuadro 15: Resultados de los análisis de caracterización de los Suelos Agrícolas para trabajo de macetas. Localidad: Muqui.	56
Cuadro 16: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para trabajo de macetas.	57

Cuadro 17: Resultados de los análisis de enmiendas orgánicas para trabajo de macetas.	58
Cuadro 18: Resultados de los análisis microbiológicos de las enmiendas orgánicas para trabajo de macetas.	60
Cuadro 19: Análisis químico de las aguas de lavado y riego	61
Cuadro 20: Tratamientos y cultivos para el trabajo experimental de macetas.	62
Cuadro 21: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidades: Mantaro y Muqui.	68
Cuadro 22: Extracción de Plomo (mg/kg) por cultivo de Maíz.	71
Cuadro 23: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Maíz.	72
Cuadro 24: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz.	74
Cuadro 25: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz.	74
Cuadro 26: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz.	74
Cuadro 27: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz.	74
Cuadro 28: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidades: Mantaro y Muqui.	77
Cuadro 29: Extracción de Plomo (mg/kg) por cultivo de Girasol.	81
Cuadro 30: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Girasol.	82
Cuadro 31: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Girasol.	83
Cuadro 32: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Girasol.	83
Cuadro 33: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Girasol.	83
Cuadro 34: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Girasol.	83
Cuadro 35: Análisis Factorial 2x3x2 para extracción de Pb (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.	85
Cuadro 36: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en las localidades: Mantaro y Muqui.	85
Cuadro 37: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en Órganos de los cultivos.	86
Cuadro 38: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en la interacción Cultivos vs Órganos.	86
Cuadro 39: Análisis Factorial 2x3x2 para extracción de Cd (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.	87
Cuadro 40: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en	

las localidades: Mantaro y Muqui.	88
Cuadro 41: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en Órganos de los cultivos.	88
Cuadro 42: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en la interacción Cultivos vs Órganos.	88
Cuadro 43: Extracción de Plomo (mg/kg) por cultivo de Maíz. Localidad: Mantaro.	92
Cuadro 44: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Maíz. Localidad: Mantaro.	92
Cuadro 45: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz. Localidad: Mantaro.	93
Cuadro 46: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz. Localidad: Mantaro.	93
Cuadro 47: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz. Localidad: Mantaro.	94
Cuadro 48: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz. Localidad: Mantaro.	94
Cuadro 49: Extracción de Plomo (mg/kg) por cultivo de Maíz. Localidad: Muqui.	97
Cuadro 50: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Maíz. Localidad: Muqui.	97
Cuadro 51: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz. Localidad: Muqui.	98
Cuadro 52: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz. Localidad: Muqui.	98
Cuadro 53: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz. Localidad Muqui.	98
Cuadro 54: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz. Localidad: Muqui.	99
Cuadro 55: Análisis Factorial 2x3x2 para extracción de Pb (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.	99
Cuadro 56: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en las localidades: Mantaro y Muqui.	100
Cuadro 57: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en Órganos de los cultivos.	100
Cuadro 58: Análisis Factorial 2x3x2 para extracción de Cd (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.	101
Cuadro 59: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en las localidades: Mantaro y Muqui.	102
Cuadro 60: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en Órganos de los cultivos.	102

Cuadro 61: Resultados de los análisis de fertilidad de los Suelos Agrícolas al final del experimento con maíz.	103
Cuadro 62: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos. Localidad del Mantaro.	104
Cuadro 63: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos. Localidad de Muqui.	105
Cuadro 64: Resultados de los análisis de fertilidad de los Suelos Agrícolas al final del experimento con girasol.	106
Cuadro 65: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos. Localidad del Mantaro.	107
Cuadro 66: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos. Localidad de Muqui.	108
Cuadro 67: Contenido de Pb y Cd (mg/kg) al final del experimento del efecto residual con maíz. Localidad: Mantaro.	108
Cuadro 68: Contenido de Pb y Cd (mg/kg) al final del experimento de efecto residual con maíz. Localidad: Muqui.	110

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Modelo de embalaje de las partículas del suelo, tamaño medio de los poros alrededor partículas.	6
Figura 2: Curva de disponibilidad de agua del suelo.	7
Figura 3. Principales tipos de degradación del suelo.	10
Figura 4. Los seis usos principales del suelo y la tierra y la competencia entre ellos.	11
Figura 5: Semillas de maíz y girasol utilizadas para el trabajo experimental.	53
Figura 6: Recolección de suelos. Localidad: Muqui.	55
Figura 7: Recolección de suelos. Localidad: Mantaro.	55
Figura 8: Enmiendas orgánicas utilizadas compost (C1) y vermicompost de stevia (VC1).	58
Figura 9: Pesado y mezclado de suelos con la enmienda orgánica.	62
Figura 10: Siembra de maíz y girasol (05 semillas por maceta).	63
Figura 11: Distribución de las macetas en el patio experimental.	63
Figura 12: Materia seca de las hojas de maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.	64
Figura 13: Materia seca de los tallos de maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.	64
Figura 14: Materia seca de las raíces de maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.	70
Figura 15: Materia seca total de maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.	70
Figura 16: Altura de plantas de maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.	75
Figura 17: Plantas del maíz próximas a la cosecha en ambas localidades.	75
Figura 18: Cosecha de hojas y tallos plantas del maíz. Localidad: Mantaro.	76
Figura 19: Evaluación de raíces en plantas del maíz Localidades: Mantaro y Muqui.	76
Figura 20: Materia seca de las hojas de girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.	78
Figura 21: Materia seca de los tallos de girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.	78
Figura 22: Materia seca de las flores. Localidades: Mantaro y Muqui.	79
Figura 23: Materia seca de las raíces de girasol. Localidad: Mantaro.	80
Figura 24: Materia seca total de girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.	80
Figura 25: Altura de plantas del girasol. Localidades: Mantaro y Muqui	84
Figura 26: Plantas del Girasol próximas a la cosecha ambas localidades.	84
Figura 27: Evaluación hojas, tallos, flores y raíces en plantas del girasol.	84
Figura 28: Altura de plantas de maíz semana 6. Localidad: Mantaro.	89
Figura 29: Materia seca de las hojas de maíz. Localidad: Mantaro.	90
Figura 30: Materia seca de las raíces de maíz. Localidad: Mantaro.	90

Figura 31: Materia seca total de maíz. Localidad: Mantaro.	91
Figura 32: Altura de plantas de maíz semana 6. Localidad: Muqui.	95
Figura 33: Materia seca foliar de maíz. Localidad: Muqui.	95
Figura 34: Materia seca de las raíces de maíz. Localidad: Muqui.	96
Figura 35: Materia seca total de maíz. Localidad: Muqui.	96
Figura 36: Contenidos de Pb y Cd (mg/kg). Localidad: Mantaro.	109
Figura 37: Contenidos de Pb y Cd (mg/kg). Localidad: Muqui.	110

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Promedio por tratamiento de altura de planta de maíz (cm). Mantaro.	138
Anexo 2: Promedio por tratamiento de altura de planta de maíz (cm). Muqui.	138
Anexo 3: Promedio del peso fresco y materia seca de las hojas de maíz (g). Mantaro.	138
Anexo 4: Promedio del peso fresco y materia seca de las hojas de maíz (g). Muqui.	138
Anexo 5: Promedio del peso fresco y materia seca de los tallos de maíz (g). Mantaro.	139
Anexo 6: Promedio del peso fresco y materia seca de los tallos de maíz (g). Muqui.	139
Anexo 7: Promedio del peso fresco y materia seca de raíces de maíz (g). Mantaro.	139
Anexo 8: Promedio del peso fresco y materia seca de raíces de maíz (g). Muqui.	139
Anexo 9: Promedio del total de peso fresco y materia seca de las plantas de maíz (g). Mantaro.	139
Anexo 10: Promedio del total de peso fresco y materia seca de las plantas de maíz (g). Muqui.	139
Anexo 11: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de hojas (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	140
Anexo 12: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de tallos (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	140
Anexo 13: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	140
Anexo 14: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca Total (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	140
Anexo 15: Promedio por tratamiento de altura de planta de girasol (cm). Localidad: Mantaro.	141
Anexo 16: Promedio por tratamiento de altura de planta de girasol (cm). Localidad: Muqui.	141
Anexo 17: Promedio del peso fresco y materia seca de las hojas de girasol (g). Mantaro.	141
Anexo 18: Promedio del peso fresco y materia seca de las hojas de girasol (g). Muqui.	141
Anexo 19: Promedio del peso fresco y materia seca de los tallos de girasol (g) Mantaro.	142
Anexo 20: Promedio del peso fresco y materia seca de los tallos de girasol (g). Muqui.	142
Anexo 21: Promedio del peso fresco y materia seca de flores de girasol (g). Mantaro.	142
Anexo 22: Promedio del peso fresco y materia seca de flores de girasol (g). Muqui.	142

Anexo 23: Promedio del peso fresco y materia seca de raíces de girasol (g). Mantaro.	142
Anexo 24: Promedio del peso fresco y materia seca de raíces de girasol (g). Muqui.	142
Anexo 25: Promedio del total de peso fresco y materia seca de las plantas de girasol (g). Mantaro.	143
Anexo 26: Promedio del total de peso fresco y materia seca de las plantas de girasol (g). Muqui.	143
Anexo 27: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de hojas (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	143
Anexo 28: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de tallos (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	143
Anexo 29: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de flores (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	143
Anexo 30: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	144
Anexo 31: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca total (g). Localidades: Mantaro y Muqui.	144
Anexo 32: Altura (cm) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.	144
Anexo 33: Materia seca foliar (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.	144
Anexo 34: Materia seca raíces (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.	144
Anexo 35: Materia seca total (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.	145
Anexo 36: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidad: Mantaro.	145
Anexo 37: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca foliar (g). Localidad: Mantaro.	145
Anexo 38: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidad: Mantaro.	145
Anexo 39: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca total (g). Localidad: Mantaro.	145
Anexo 40: Altura (cm) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.	146
Anexo 41: Materia seca foliar (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.	146

Anexo 42: Materia seca raíces (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.	146
Anexo 43: Materia seca total (g) de plantas de maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.	146
Anexo 44: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidad: Muqui.	146
Anexo 45: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca foliar (g). Localidad: Muqui.	147
Anexo 46: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidad: Muqui.	147
Anexo 47: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca total (g). Localidad: Muqui.	147
Anexo 48: Resultados del análisis de caracterización inicial de los suelos agrícolas.	148
Anexo 49: Resultado de análisis de materia orgánica en las enmiendas orgánicas.	149
Anexo 50: Resultado de análisis microbiológico inicial de los suelos agrícolas (Mantaro).	150
Anexo 51: Resultado de análisis microbiológico inicial de los suelos agrícolas (Muqui).	151
Anexo 52: Resultado de análisis microbiológico del compost de stevia.	152
Anexo 53: Resultado de análisis microbiológico del Vermicompost de stevia.	153
Anexo 54: Resultados del análisis de fertilidad final de los suelos agrícolas cultivo de maíz ambas localidades por tratamientos.	154
Anexo 55: Resultados del análisis de fertilidad final de los suelos agrícolas cultivo de girasol ambas localidades por tratamientos.	155
Anexo 56: Resultados del análisis foliar cultivos maíz y girasol. Localidad: Mantaro.	156
Anexo 57: Resultados del análisis foliar cultivos de Maíz y Girasol. Localidad: Muqui.	157

RESUMEN

Los suelos del centro del país se caracterizan por presentar problemas de contaminación con metales pesados, para lo cual se trata de reducir sus efectos tóxicos mediante el empleo de compost y vermicompost de Stevia; se realizó el presente trabajo experimental bajo condiciones del Laboratorio de Fertilidad – UNA La Molina con la finalidad de observar la eficiencia de las enmiendas orgánicas, empleando maíz y girasol como plantas fitorremediadoras, para ello se emplearon dos suelos de las localidades: Mantaro y Muqui del valle del Mantaro – Junín, cuyos contenidos en el suelo de plomo y cadmio superan al ECA de suelos del Perú. Los resultados nos indican que suelos con mayores contenidos de Pb y Cd (presentes en Muqui) presentan efectos negativos como: un menor rendimiento de materia seca de hojas, tallos y raíces de las plantas de maíz y girasol asimismo un desarrollo más lento. Las enmiendas orgánicas contribuyen a la solubilización del Pb y Cd para una mejor absorción por las plantas; la planta de maíz acumula plomo promedio en las raíces (80%), hojas (15%) y tallos (5%), para cadmio tenemos que acumulan un promedio en las raíces (91%) hojas (6%) y tallos (3%). La planta de girasol acumula plomo en las raíces (55%), hojas (42%), flores (5%) y tallos (3%), en caso de cadmio acumulan en promedio en las raíces (40%), hojas (32%), tallos (20%) y flores (8%), los cultivos extraen mayor Pb cuando el suelo presenta mayor contenido (Muqui); maíz y girasol extraen mayor Cd cuando el suelo presenta menor contenido (Mantaro); se encontró que el vermicompost de Stevia fue el más efectivo para la absorción de nutrientes, no afectando a las plantas las altas concentraciones de Pb y Cd del suelo; los cálculos de FBC y FT, indican que maíz y girasol son plantas exclusoras o estabilizadoras.

PALABRAS CLAVE: Plomo, Cadmio, Factor de Bioconcentración (FBC) y Factor de Translocación (FT).

ABSTRACT

Soils from the center of the country are characterized by problems of pollution with heavy metals, which is reducing its toxic effects through the use of compost and vermicompost of Stevia; was this experimental work under laboratory conditions of fertility - UNA La Molina in order to observe the efficiency of organic amendments, using corn and sunflower plants phytoremediators, two soils were used the locations: Mantaro and Muqui in the Valley of the Mantaro - Junín, whose contents in the soil of lead and cadmium exceed the ECA of soils of the Peru. The results indicate that soils with higher contents of Pb and Cd (present in Muqui) have negative effects as: a lower yield of matter dry leaves, stems and roots of maize and sunflower plants also slower development. Organic amendments contribute to the solubilization of Pb and Cd for better absorption by the plants; the corn plant accumulates average lead in roots (80%), leaves (15%) and stems (5%), for cadmium have accumulated an average in the roots (91%) leaves (6%) and stems (3%). The sunflower plant accumulates lead in roots (55%), leaves (42%), flowers (5%) and stems (3%), in the case of cadmium accumulated in roots average (40%), leaves (32%), stems (20%) and flowers (8%), crops drawn more Pb when the soil has more content (Muqui); corn and Sunflower extract greater Cd when the soil has less content (Mantaro); We found the vermicompost of Stevia was the most effective for the absorption of nutrients, not affecting the plants high concentrations of Pb and Cd in soil; calculations of BCF and TF, indicate that maize and sunflower are plants exclusionary or stabilizers.

Key words: Lead, cadmium, bioconcentration Factor (BCF) and translocation Factor (TF).

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es uno de los problemas más importantes que afecta nuestro planeta y surge por la presencia cuantitativa o cualitativa de materia o energía que dependiendo de la cantidad o de su naturaleza, pueden producir desequilibrios en el ambiente, causar riesgos o daños: a la salud humana, recursos vivos, ecología e interferencia con los usos legítimos del medio ambiente.

A nivel global la contaminación ambiental y la progresiva degradación de los recursos naturales causada por la gran diversidad de contaminantes tóxicos orgánicos e inorgánicos, en la atmósfera, agua, suelo y subsuelo, procedentes de diversas actividades naturales y antropogénicas, generan el deterioro ambiental y del suelo en particular.

El Valle del Mantaro es considerado como la despensa de alimentos (hortalizas, tubérculos, cereales, leguminosas, etc.) en la zona central del país e inclusive para Lima, que constituye su principal mercado de mayor importancia, ya que aproximadamente el 40 por ciento de la producción agrícola del valle se destina a la capital, un 30 por ciento se comercializan en los mercados de las otras provincias de la región y el 30 por ciento restante se destina al consumo y a la producción de semillas.

El río Mantaro ubicado en la región central del Perú, se origina en el lago Junín a 4 115 msnm y en su recorrido cruza los departamentos de Junín (provincias de Junín, Yauli, Jauja, Concepción y Huancayo), Huancavelica y Ayacucho.

El río Mantaro es la más contaminada que recibe efluentes de la actividad minería que contiene metales como: As, Cd, Hg, Pb, Cu, Cr, Ni y Zn; así como aguas ácidas provenientes del túnel Kingsmill, producto de las 67 mineras cerradas y de las explotaciones mineras de Morococha, que a su vez es efluente del río Mantaro.

El río Mantaro presenta concentraciones por encima del límite máximo permisible de arsénico, cadmio, cobre, cromo, plomo y zinc; es así que han sido encontrados elevados contenidos de arsénico, cadmio y plomo en los suelos, tal como lo confirman estudios efectuados por la Pontificia Universidad Católica del Perú (Cerrón, 2009).

Los suelos constituyen un sistema vital de la más alta importancia, bajo la sola consideración de que la mayor parte de la producción alimentaria requerida por la población mundial en continuo crecimiento depende de ellos; estos suelos agrícolas aledaños al río Mantaro en época de estiaje requieren de agua para su producción, por lo que el río Mantaro es empleado para su riego de 29 660 has, asimismo desde 1 940 también por las características descritas viene contaminando con metales pesados los suelos agrícolas, de donde los cultivos sembrados van a extraer los contaminantes cuando son dedicados a la agricultura, lo que trasciende en un riesgo de salud pública, para los consumidores de productos regados con estas aguas. Estas características de contaminación, no permite el desarrollo del valle del Mantaro en relación a la agricultura de exportación.

Por estas razones el presente estudio experimental, pretende encontrar las condiciones adecuadas para que con las plantas fitorremediadoras (maíz y girasol) puedan extraer los elementos contaminantes plomo y cadmio, de esa manera efectuar la descontaminación de los suelos agrícolas. Para tal efecto se plantearon los siguientes objetivos:

Objetivo General:

- Estudiar el efecto de la aplicación de compost y vermicompost a base de Stevia sobre la extracción de los metales pesados y la fertilidad de los suelos agrícolas del Valle del Mantaro con la aplicación de la técnica de Fitorremediación, con uso de plantas fitorremediadoras.

Objetivos específicos:

- Determinar el efecto del compost y vermicompost a base de Stevia sobre las propiedades químicas y biológicas de los suelos.
- Determinar el efecto del empleo de plantas fitorremediadoras en la extracción de los metales pesados del suelo.
- Evaluar la capacidad de fitorremediación del girasol y maíz, para acumular metales pesados (cadmio y plomo) en interacción con las enmiendas orgánicas en prueba.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 EL SUELO

El suelo es la capa superficial de la corteza terrestre, que surge como consecuencia de un largo proceso de meteorización, y constituye el medio natural para el crecimiento de las plantas terrestres, al proporcionarles los nutrientes que necesitan y servirles de sustrato sobre el cual crecen. No es un elemento estático y carente de vida, al contrario, la vida del suelo es muy diversa constituida por micro y macro organismos, por las plantas y su sistema radicular (Hernández, 2011). Es un sistema abierto, dinámico, constituido por tres fases (sólida, líquida y gaseosa) y se pueden distinguir en él cuatro componentes: material orgánico, material inorgánico, agua y aire, los cuales están íntimamente ligados y mezclados entre sí, dando origen a un ambiente ideal para el crecimiento de las plantas (Navarro y Navarro, 2003). Para Mengel y Kirkby (1987), la fase sólida puede ser vista como el principal reservorio de nutrientes, las partículas inorgánicas de la fase sólida contienen nutrientes catiónicos tales como K, Na, Ca, Mg, Mn, Zn y Cu mientras que las partículas orgánicas de esta fase suponen la principal reserva de N, y en menor grado, de P y S. En la fase líquida, la solución de suelo es principalmente responsable del transporte de nutrientes en el suelo, lleva los nutrientes desde las distintas partes del suelo hacia las raíces, estos nutrientes están fundamentalmente en su forma iónica, aunque el O₂ y el CO₂ también están disueltos en la solución de suelo. En tanto que la fase gaseosa del suelo participa en el intercambio gaseoso que ocurre entre los numerosos organismos vivos del suelo (raíces de las plantas, hongos, bacterias y animales) y la atmósfera, de este proceso resulta en el suministro de O₂ a dichos organismos vivos y la eliminación del CO₂ producido por la respiración de la atmósfera del suelo, cabe señalar que hay una fuerte interrelación de los nutrientes en las fases líquida, sólida y gaseosa. Resultado de la transformación, en el transcurso del tiempo, de un material geológico (roca madre), por la influencia de varios procesos físicos, químicos y biológicos. El suelo se compone de partículas minerales, materia orgánica, agua y aire en proporciones variables (Casas, 2012).

El suelo es un ente natural complejo polifásico y polidinámico, en consecuencia, puede ser conceptualizado desde múltiples perspectivas (García, 2013). No existe ninguna definición inequívoca de suelo, conforme vamos descubriendo nuevas perspectivas, va expandiéndose nuestra consciencia de la riqueza inherente al mundo de los suelos. Para La Agencia Europea de Medio Ambiente (2004) “El suelo es un sistema natural, organizado e independiente, cuya formación se debe a la acción conjunta del clima, los organismos, la vegetación, el relieve y el tiempo sobre la roca madre, constituye una matriz de componentes orgánicos y minerales que engloba una red porosa por donde circulan líquidos y gases, albergando numerosas poblaciones de organismos vivos en una situación de equilibrio dinámico”. Porta *et al.* (2003) manifiestan que, el suelo tiene diversas funciones y pueden estar relacionadas a los aspectos ecológicos, técnicos, industriales, socioeconómicos y culturales. Entre las principales destacan las siguientes:

- Función Productiva: suministro de nutrientes, aire y agua a las plantas.
- Función Hidrológica: almacenamiento y flujo de agua superficial y subsuperficial.
- Función Medioambiental: filtrar, amortiguar, degradar, inmovilizar y reducir la toxicidad de compuestos orgánicos e inorgánicos.
- Función Biológica: hábitat de diferentes organismos.
- Función Biogeoquímica: almacenar y posibilitar el ciclo biogeoquímico de nutrientes.

El suelo es un recurso natural no renovable, al menos en una escala de tiempo humano. Tenemos por tanto la obligación de mantenerlo y conservarlo para presentes y futuras generaciones. Esto implica la necesidad de adaptarlo a diversos usos (agricultura, bosque, suelo urbano, industria, etc.), pero siempre tendiendo hacia un manejo sostenible de dicho recurso natural, de manera ordenada y controlada, manteniendo su calidad (García, 2013).

Según la naturaleza de sus componentes, en cada suelo por los contenidos relativos de éstos y el modo en que se agregan a sus partículas sólidas presentan unas propiedades físicas, químicas y biológicas definidas (Casas, 2012).

2.1.1 PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO

Las principales propiedades físicas del suelo son la profundidad efectiva, el color, los elementos gruesos, la porosidad y la capacidad de retención de agua. Estas propiedades del suelo son permanentes y resulta muy costoso tratar de modificar alguna de ellas (Casas, 2012).

a) Profundidad Efectiva

La profundidad efectiva del suelo fue considerada como la espesura del suelo, con presencia de raíces y la actividad biológica (FAO, 2016). En tanto que, para Casas (2012) la profundidad libre o utilizable del suelo es el espesor del conjunto de horizontes del perfil del suelo que las raíces pueden explorar sin ningún tipo de limitación.

b) Color

El color del suelo depende de sus componentes y puede usarse como una medida indirecta de ciertas propiedades. Casas (2012) señala que, la importancia radica en que permite deducir otras características del suelo.

c) Textura

La textura de un suelo es la proporción de los tamaños de los grupos de partículas que lo constituyen. FAO (2016) señala que, es la proporción de componentes inorgánicos de diferentes formas y tamaños como arena, limo y arcilla. Es una propiedad importante ya que influye como factor de fertilidad y en la habilidad de retener agua. Las arenas gruesas facilitan el drenaje y aireación en el suelo, pero su retención de agua es muy baja o nula, el predominio de arenas finas o muy finas favorecen la formación de poros muy pequeños en el suelo, donde el agua puede quedarse inmovilizada, provocando problemas de drenaje deficiente y falta de oxígeno en el suelo (Casas, 2012). Es una descripción de la distribución del tamaño de las partículas de suelo mineral que componen la fracción sólida del suelo (de arcilla $< 2 \mu\text{m}$ a partículas gruesas $> 2000 \mu\text{m}$), es quizás la más importante, ya que determina muchas otras propiedades físicas como la tasa de infiltración y químicas como la capacidad de intercambio catiónico (Villalobos y Fereres, 2016).

d) Estructura

La estructura del suelo es la forma en que las partículas de este se reúnen para formar agregados. Las partículas texturales del suelo como arena, limo y arcilla se asocian para formar agregados y a unidades de mayor tamaño nombrados por peds, la estructura del suelo afecta directamente la aireación, el movimiento del agua en el suelo, la conducción térmica, el crecimiento radicular y la resistencia a la erosión (FAO 2016). Describe la disposición de las partículas minerales y la materia orgánica en el suelo, particularmente la disposición de los poros entre estas partículas, y su estabilidad, en contraste con la textura, la estructura del suelo puede ser modificada sustancialmente por el manejo del

suelo (Villalobos y Fereres, 2016). Los huecos o poros que quedan entre los agregados permiten la circulación del agua y el aire; en ellos pueden desarrollar su actividad los microorganismos y a través de ellos crecen las raíces.

e) Porosidad

La porosidad es consecuencia de la textura y estructura del suelo, es decir su sistema de espacios vacíos o poros. Los poros en el suelo se distinguen en: macroscópicos y microscópicos, donde agua, nutrientes, aire y gases pueden circular o retenerse. Los primeros son de notables dimensiones, y están generalmente llenos de aire, en efecto, el agua los atraviesa rápidamente, impulsada por la fuerza de la gravedad. Los segundos en cambio están ocupados en gran parte por agua retenida por las fuerzas capilares. Los terrenos arenosos son ricos en macro poros, permitiendo un rápido pasaje del agua, pero tienen una muy baja capacidad de retener el agua, mientras que los suelos arcillosos son ricos en micro poros, y pueden manifestar una escasa aeración, pero tienen una elevada capacidad de retención del agua. FAO (2016) señala que, el espacio poroso del suelo se refiere al porcentaje del volumen del suelo no ocupado por sólidos.

f) Retención del agua en el suelo

La distribución del tamaño de las partículas del suelo ha sido ampliamente utilizada para estimar la curva de retención de agua del suelo. Haverkamp y Parlange (1986) señalan que la curva de retención se estima directamente de los datos de tamaño de poro, suponiendo una distribución logarítmica normal para tamaño de poros y distribución de poros en el suelo arenosos. Ding *et al.* (2016) indican que, la idea de la clasificación de los poros sobre la base de la textura del suelo surgió de las similitudes observadas entre los tres parámetros (poros residuales, texturales y estructurales) (Figura 1).

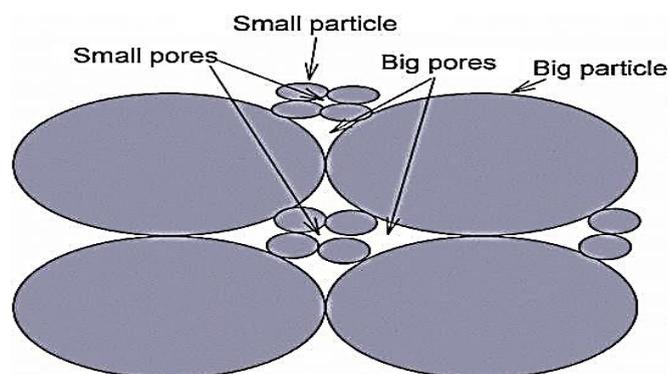


Figura 1: Modelo de empaquetamiento de las partículas del suelo, tamaño medio de los poros alrededor partículas.

Fuente: Ding *et al.* (2016)

g) Disponibilidad de agua del suelo

No toda el agua en el suelo está disponible para los cultivos, para que la planta pueda hacer uso del agua en el suelo, debe tener a su disposición suficiente cantidad de aire, cuando el suelo se encuentra en su punto de saturación, la planta no puede hacer un buen uso del agua por falta de aire, por otro lado, el agua fijada a las partículas del suelo tampoco está a disposición de la planta. Casas (2012) señala que, las plantas absorben el agua a través de las raíces, en el suelo, el agua y el aire ocupan espacios porosos, de tal manera que en un suelo en buenas condiciones de cultivo, agua y aire vienen ocupando cada uno la mitad de dichos espacios porosos, el aire ocupa los poros más grandes y el agua ocupa los poros medianos y más pequeños. Según FAO (2016), cuando un suelo esta encharcado el agua desplaza al aire se dice que el suelo está saturado, se denomina Capacidad de Campo (CC) a la cantidad de agua que el suelo es capaz de retener luego de ser saturado y dejado drenar libremente evitando evapotranspiración y hasta que el potencial hídrico se estabilice (tras 24 a 48 horas de la saturación), las plantas deben producir una succión hasta 15 bares como máximo, a los 15 bares de succión la cantidad de agua en el suelo se denomina por el Punto de Marchitez Permanente (PMP), a ese punto las plantas pierden la capacidad de succión y siguen perdiendo agua mediante la transpiración (Figura 2).

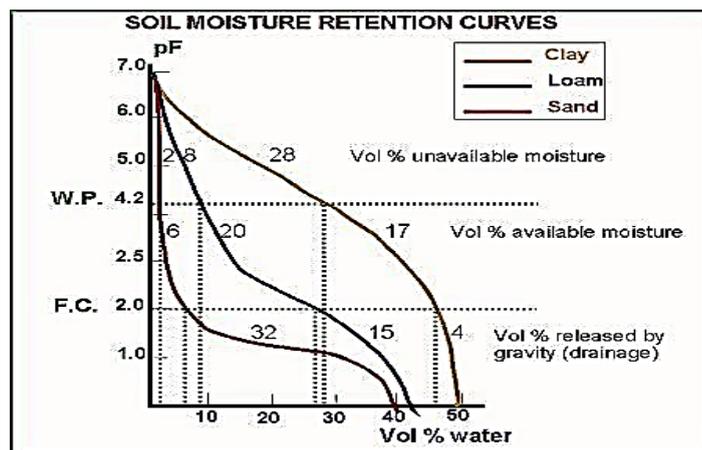


Figura 2: Curva de disponibilidad de agua del suelo.

Fuente: FAO (2016)

El agua útil del suelo depende de la textura del mismo, de su estructura y del contenido de materia orgánica (Casas, 2012).

2.1.2 PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

Entre los principales parámetros químicos del suelo tenemos: pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico.

a) pH

El pH es una medida química simple, pero de las más importantes que se le pueden hacer al suelo, no sólo indica la acidez o alcalinidad de este, sino que aporta información básica para conocer su potencial agrícola, estimar la disponibilidad de nutrientes, predecir los cationes dominantes en los coloides del suelo y la retención de plaguicidas (Quiroga y Bono, 2012). El pH mide la acidez o basicidad del suelo, y depende de la concentración de ion H^+ en este, cuanto más alta sea la concentración de iones H^+ en relación a los otros cationes básicos del suelo, mayor será su acidez (Casas, 2012).

b) Conductividad Eléctrica C.E.

La C.E. es la cantidad de corriente eléctrica que pasa a través de la solución del suelo, es proporcional al contenido de sales ionizadas disueltas en la solución. Mediante la medición de ciertas características del suelo, como es el caso de la conductividad eléctrica, se permite establecer la factibilidad, la viabilidad y el buen desarrollo de un cultivo (Cortés-D *et al.*, 2013).

c) Capacidad de Intercambio Catiónico C.I.C.

Procesos reversibles mediante el cual las partículas sólidas del suelo (orgánicas y minerales) adsorben iones de la fase acuosa y al mismo tiempo liberan otros iones en cantidades equivalentes, estableciéndose el equilibrio entre ambas (Quiroga y Bono, 2012). Estos iones están débilmente absorbidos, lo que les permite intercambiarse con la solución del suelo, constituyendo las reservas de nutrientes para las plantas (Casas, 2012).

2.1.3 PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO

Las propiedades biológicas del suelo guardan relación con la compleja red de organismos que alberga y que pueden influir en la evolución del suelo y sus propiedades físicas y químicas, como en el caso de las lombrices que aumentan la tasa de infiltración, o el caso de la actividad microbiana que disminuye la materia orgánica del suelo debido a la mineralización, por su parte las propiedades físicas y químicas del suelo están interconectadas con las propiedades biológicas, por ejemplo la aireación, la materia orgánica

del suelo o el pH, que afectan la actividad de muchos microorganismos en los suelos que a su vez realizan actividades relevantes en el ciclo del carbono y los nutrientes, por lo que los cambios en las propiedades del suelo debido al manejo pueden afectar significativamente sus propiedades biológicas (Villalobos y Fereres, 2016).

2.2 DEGRADACIÓN DEL SUELO

La degradación del suelo debe ser vista en términos de los efectos adversos en cuatro funciones principales: (i) sostener la producción de biomasa y biodiversidad incluyendo la preservación y desarrollo del almacén de genes; (ii) regular la calidad del agua y del aire mediante el filtrado, amortiguación, desintoxicación, y la regulación de los ciclos geoquímicos; (iii) preservar registros arqueológicos, geológicos y astronómicos; (iv) ser el soporte de estructuras socioeconómicas, valores culturales y estéticos y proveer las fundaciones para obras de ingeniería (Lal, 1998).

La degradación de los suelos es un proceso inducido por las actividades del hombre y que disminuye la capacidad actual y/o futura de éstos, las principales causas de degradación son las actividades agrícolas e industriales (Figura 3). La agricultura se ha desarrollado gracias a diversos factores como la introducción de variedades, manejo del suelo, sistemas de riego, uso de agroquímicos, maquinaria, entre otros, esto provoca la incorporación al suelo de residuos orgánicos e inorgánicos, superar la capacidad del suelo para aceptar estos residuos significa un grave riesgo de degradación del suelo (Porta *et al.*, 2003).

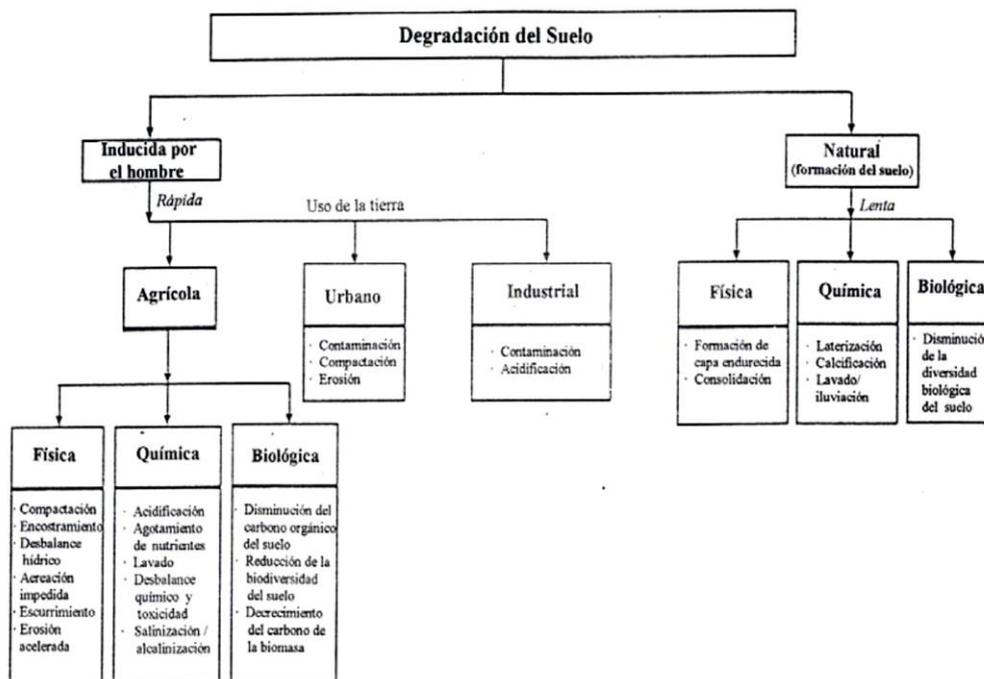


Figura 3. Principales tipos de degradación del suelo.
Fuente (Lal, 1998)

Blum (1998) expone que hay al menos seis usos principales del suelo y de la tierra los cuales se relacionan con la degradación del mismo (Figura 4):

- La producción de biomasa, la cual asegura la suplencia de alimentos, forraje, fibras, materia prima; una función básica para la vida humana y animal.
- El uso del suelo como filtro, amortiguador y transformador de compuestos adversos entre la atmósfera, el agua subterránea y las raíces de las plantas.
- El suelo como hábitat biológico, por lo cual se constituye en una reserva de genes, ya que una gran variedad de organismos viven sobre y/o dentro del suelo. Por lo tanto, el uso del suelo directamente influencia la biodiversidad, la cual es otro importante factor para la vida humana.
- El suelo como basamento para desarrollo de estructuras técnicas, industriales y socio-económicas v.g. desarrollos urbanos, complejos industriales, carreteras y autopistas, aeropuertos, parques, etc.
- El suelo es almacén de fuentes de energía geogénica, de materias primas, tal como arcillas, arenas, gravas, etc., y de agua.

- Los suelos son herencia geogénica y cultural, forman parte del paisaje y son almacén de tesoros paleontológicos y arqueológicos de gran importancia para el entendimiento de la historia del planeta y de la humanidad.

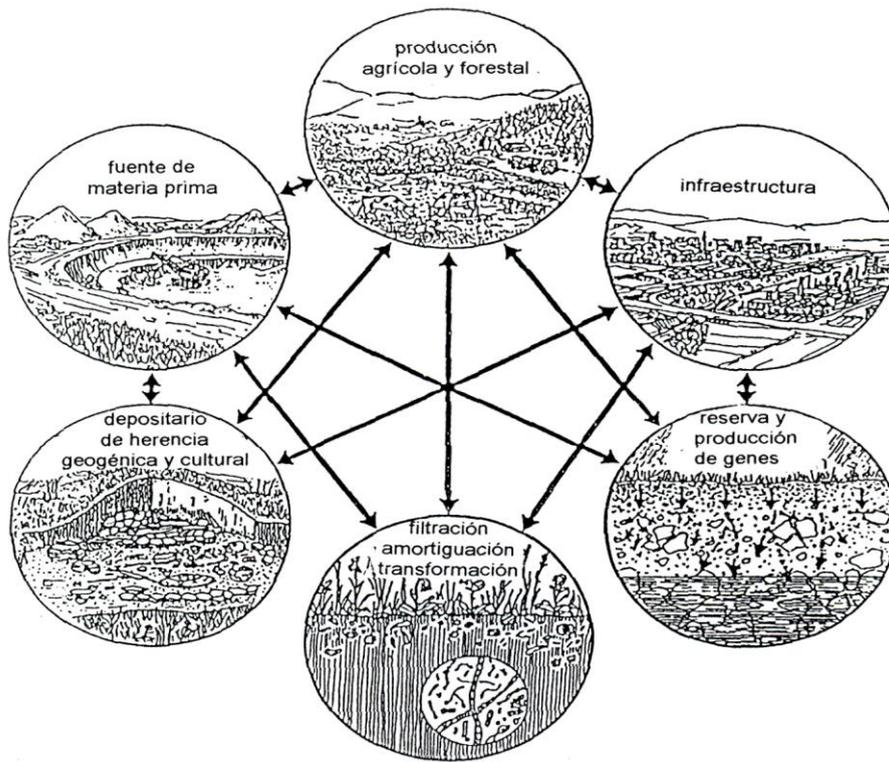


Figura 4. Los seis usos principales del suelo y la tierra y la competencia entre ellos.
Fuente (Blum, 1998).

Tal como ocurre con la pérdida de suelo por la erosión, es importante determinar cuanta degradación química es tolerable. Sin embargo, a diferencia de la pérdida de suelo, la cual es esencialmente irreversible en el corto plazo, la degradación química puede, en algunos casos, ser revertida. Así, por ejemplo, el exceso de acidez o de sales es neutralizable, pero la acumulación de cobre, plomo o cadmio a niveles tóxicos es irreparable (Logan, 1990).

Antes de entrar a discutir sobre algunos procesos de degradación química del suelo es importante establecer una diferenciación entre los términos contaminación y polución. La **contaminación del suelo** es considerada como cualquier adición de compuestos que resulte en efectos adversos, detectables, en el funcionamiento del suelo. El término **polución del suelo** es reservado para los casos donde la contaminación, al presentar efectos tan severos y adversos, se hace inaceptable, y conduce al mal funcionamiento del suelo y consecuentemente a su degradación (De Haan *et al.*, 1993). Así planteado, contaminación y polución reflejan solamente una diferencia en el grado de daño al sistema suelo.

2.3 SUELO CONTAMINADO

El concepto de suelo contaminado ha ido evolucionando con el tiempo. Un suelo está contaminado cuando la presencia de uno o varios compuestos químicos alteran su funcionalidad o calidad. Tradicionalmente se venía teniendo en cuenta el criterio más sencillo para considerar un suelo contaminado: la concentración total de cada compuesto en el suelo. Si se excedía el valor propuesto estaría contaminado el suelo. Sin embargo muchos autores han criticado esta visión ya que, como hemos visto, la especiación, el fraccionamiento y la disponibilidad/extractabilidad del compuesto en los suelos van a ser parámetros críticos para interpretar el riesgo. En España el Real Decreto 9/2005 establece el modo de determinar los valores guías de sustancias químicas en suelos y la forma de evaluar el riesgo, por lo que se aborda la declaración de suelo contaminado desde una perspectiva toxicológica y del análisis de riesgos (Tarazona et al., 2005).

Las tecnologías usadas para descontaminar suelos pueden clasificarse de forma genérica en tres categorías: tecnologías aplicadas (i) in situ (en el emplazamiento contaminado sin mover el suelo), (ii) on site (en el emplazamiento pero moviendo el suelo), y (iii) ex situ (en otro lugar distinto al que se encuentra el suelo contaminado, implica movimiento y transporte de tierras). Se ha descrito un amplio abanico de alternativas físicas, químicas, biológicas o una mezcla de ellas para la descontaminación de suelos (Moreno, 2010).

2.3.1 CONTAMINACIÓN DEL SUELO POR METALES PESADOS

En el suelo existen unos elementos minoritarios que se encuentran en muy bajas concentraciones y al evolucionar la vida adaptándose a estas disponibilidades, ha ocurrido que las concentraciones más altas de estos elementos se han vuelto tóxicas para los organismos. Dentro de este grupo de elementos son muy abundantes los denominados metales pesados (García y Dorronsoro, 2002).

Se considera metal pesado a aquel elemento que tiene una densidad igual o superior a 5 gr/cm³ cuando está en forma elemental, o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalino-térreos) Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos que aunque son metales ligeros o no metales se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados; es este el caso del As, B, Ba y Se.

Dentro de los metales pesados hay dos grupos:

Los Oligoelementos o micro nutrientes, que son los requeridos en pequeñas cantidades, o cantidades traza por plantas y animales, y son necesarios para que los organismos completen su ciclo vital. Pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo están: As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.

Los metales pesados sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos lleva aparejadas disfunciones en el funcionamiento de sus organismos, resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Estos son principalmente: Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb y Bi.

Las concentraciones anómalas que se presentan en un suelo pueden ser por causas naturales (por ejemplo, los suelos desarrollados sobre serpentinas, con altos contenidos en elementos como Cr, Ni, Cu y Mn); los metales pesados son muy estables en el suelo y en el proceso natural de transformación de las rocas para originar a los suelos suelen concentrarse, pero, en general, sin rebasar los umbrales de toxicidad y además los metales pesados presentes en las rocas se encuentran bajo formas muy poco asimilables para los organismos.

Las rocas ígneas ultra básicas (como las peridotitas y las serpentinas) presentan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las ígneas básicas (como los gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (como el granito) y en las sedimentarias (como las areniscas y las calizas). Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que el Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para el As, Cd y Hg.

En los suelos, los más abundantes son el Mn, Cr, Zn, Ni y Pb (1-1.500 mg/kg; el Mn puede llegar a 10.000 mg/kg). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As (0,1-250 mg/kg) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg (0,01-2 mg/kg) según Bowen (1979).

El contenido de metales pesados en suelos, debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Pero la actividad humana incrementa el contenido de estos metales en el suelo en cantidades considerables, siendo esta, sin duda, la causa más frecuente de las concentraciones tóxicas.

De hecho esto sucede debido a los vertidos de origen antropogénico, procedentes de vertidos industriales, de actividades mineras, de la aplicación de plaguicidas. Como resultado, se emiten grandes cantidades de partículas que, después de un cierto tiempo de permanencia en la atmósfera, precipitan en los suelos lejos del lugar donde han sido vertidas.

A diferencia de los contaminantes orgánicos, el impacto ambiental de la contaminación por metales se acentúa por estos no ser biodegradables (Lasat, 2002). Su permanencia en los ecosistemas provoca diversos y agudos efectos en la biota (Cordero et al., 2005).

2.3.2 LOS METALES PESADOS EN EL SISTEMA SUELO – PLANTA

Principalmente, los metales pesados en el suelo pueden acumularse por: 1) meteorización natural del material parental y 2) actividad humana directa, como el vertimiento de desechos mineros denominados *jales mineros* (Boussen, Soubrand, Bril, Ouerfelli & Abdeljaoud, 2013), la deposición atmosférica proveniente de emisiones vehiculares (Blake & Goulding, 2002) e industriales (Nicholson, Smith, Alloway, Carlton & Chambers, 2003), la aplicación en cultivos agrícolas como fertilizantes, fungicidas y herbicidas con alto contenido de As, Pb y Cu (Alloway, 2013; Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007).

En suelo, una alta concentración de metales pesados no necesariamente significa un problema de toxicidad para los seres vivos, ya que, por lo general, una fracción del metal puede encontrarse de forma inerte, en estado sólido, incorporada a rocas. Esta fracción sólo podría solubilizarse por el desgaste natural de las rocas que ocurre, por lo general, en periodos prolongados de tiempo. Solamente las formas químicas de los metales pesados que se encuentran disponibles para los seres vivos resultan tóxicas.

Esta fracción denominada *biodisponible* es determinada por las características fisicoquímicas de cada tipo de suelo (Lu, Zhang & Shan, 2005), además de la afinidad de los iones metálicos por la superficie de adsorción de los componentes del suelo como el humus, los óxidos de hierro (Fe) y manganeso y los aluminosilicatos (Alloway, 2013; Tabak, Lens, van Hullebusch & Dejonghe, 2005).

Las principales características fisicoquímicas que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados son:

- a) **Potencial Hidrogeno (pH):** a pH bajo, por lo general, los metales son móviles en forma de especies iónicas libres o como órgano-metales solubles (Alloway, 2013). Dichos metales a pH alcalino forman carbonatos o fosfatos minerales insolubles (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005).
- b) **Potencial de óxido-reducción (redox):** la oxidación relativa de los metales en una solución acuosa en ambientes anaerobios reducidos (suelo húmedo) conlleva a la precipitación del metal debido a la presencia de iones ferrosos y carbonatos, mientras que bajo condiciones oxidantes los metales se hacen más solubles (Alloway, 2013; Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005).
- c) **Materia orgánica (MO):** la MO presente en el suelo es uno de los principales factores que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados (Zeng *et al.*, 2011), enmiendas con alto contenido de MO disminuyen la disponibilidad de metales pesados mediante la formación de complejos con las sustancias húmicas presentes en ella. Lo anterior puede ocasionar que los metales pesados cambien de una forma soluble e intercambiable a una forma insoluble asociada con MO o con los carbonatos presentes en la fracción residual del suelo (Clemente, Escobar & Pilar, 2006).

La problemática derivada de la alta disponibilidad de los metales pesados en el suelo es su acumulación en las plantas, debido al contacto directo del tejido radical con el suelo contaminado. Dentro de la planta, los metales pesados pueden acumularse en la raíz o ser transportados al tejido aéreo (tallos y hojas), donde son incorporados a las cadenas tróficas a través de la herbívora. Además, algunos metales pesados como el selenio (Se), Hg y As pueden ser volatilizados por las plantas a la atmósfera o por algunos grupos microbianos especializados (Tabak *et al.*, 2005; Valls & De Lorenzo, 2002).

2.3.3 TECNOLOGÍAS DE REMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS CON METALES PESADOS

A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales no pueden descomponerse por vía biológica, física o química, de manera que la remediación de suelos contaminados con metales pesados se limita al confinamiento de estos residuos o a la alteración de su solubilidad, movilidad y/o toxicidad (Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005) a través de cambios en su estado de valencia, lo que favorece su inmovilización (quelación) y/o movilización (disolución) (Bosecker, 2001; Stephen & Macnaughton, 1999).

Dependiendo de su naturaleza, los métodos de remediación de suelos contaminados con metales pesados se clasifican en: **1) fisicoquímicos**, aquéllos que utilizan las propiedades físicas y químicas de los contaminantes o del medio contaminado para transformar, separar o inmovilizar el contaminante (Dermont, Bergeron, Mercier, & Richer-Lafleche, 2008; Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005), y **2) biológicos**, también denominados *biorremediación*, aquéllos que aprovechan el potencial metabólico de organismos vivos (bacterias, hongos y plantas) para limpiar ambientes contaminados (Gadd, 2010; Kazuya, 2001).

Los tratamientos fisicoquímicos más empleados consisten en procesos como la oxidación/reducción (transformación) de los metales, el lavado de suelos (separación de los metales) y la solidificación/extracción (inmovilización de los metales) (Dermont *et al.*, 2008; Peng, Song, Peng, Cui & Qiu, 2009; Van Deuren, Lloyd, Chetry, Liou & Peck, 2002). Sin embargo, una desventaja de los métodos fisicoquímicos radica en que la mayoría requiere de la excavación del suelo y un proceso secundario de tratamiento o disposición final del contaminante, lo que genera un costo económico y ambiental.

Otra alternativa para el tratamiento de metales pesados es la remediación biológica o biorremediación, la cual implica la descontaminación por vía biológica. En el caso de los suelos contaminados con metales pesados, se aprovecha la capacidad que tienen algunos microorganismos para movilizar o inmovilizar estos contaminantes (Lovley & Coates, 1997).

2.3.4 CARACTERÍSTICAS DE LOS CONTAMINANTES INORGÁNICOS (PLOMO Y CADMIO) LISTADOS EN EL ECA PARA SUELOS EN PERÚ

2.3.4.1 Plomo total: El plomo (Pb) es un metal gris-azulado que ocurre naturalmente en pequeñas cantidades en la corteza terrestre. El plomo se encuentra ampliamente distribuido en el ambiente. La mayor parte proviene de actividades como la minería, manufactura industrial y de quemar combustibles fósiles (ATSRD, 2007). El plomo tiene muchos usos diferentes. Se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos de metal (soldaduras y cañerías) y en láminas de protección contra los rayos X. Debido a inquietudes sobre salud pública, la cantidad de plomo en pinturas y cerámicas y en materiales para calafatear y soldar se ha reducido considerablemente en los últimos años. El uso del plomo como aditivo para gasolina se prohibió el año 1996 en Estados Unidos (ATSRD, 2007). El plomo no se degrada, pero los compuestos de plomo son transformados por la luz natural, aire y agua. Cuando se

libera plomo al aire, puede mobilizarse largas distancias antes de depositarse en el suelo. Una vez que cae al suelo, generalmente se adhiere a partículas del suelo. La movilización del plomo desde el suelo al agua subterránea dependerá del tipo de compuesto de plomo y de las características del suelo (ATSRD, 2007). El plomo se acumula lentamente en el cuerpo e incluso dosis bajas pueden eventualmente conducir a la intoxicación (Abd El-Moneim, 2011). No hay evidencia definitiva de que el plomo produzca cáncer en seres humanos. Algunas ratas y ratones que recibieron dosis altas de un cierto tipo de compuesto de plomo desarrollaron tumores en el riñón (ATSRD, 2007). El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) ha determinado que es razonable predecir que el plomo y los compuestos de plomo son carcinogénicos en seres humanos (ATSRD, 2007). La EPA ha determinado que el plomo es probablemente carcinogénico en seres humanos. La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha determinado que el plomo inorgánico probablemente es carcinogénico en seres humanos y que no hay suficiente información para determinar si los compuestos orgánicos de plomo pueden producir cáncer en seres humanos (ATSRD, 2007).

2.3.4.2 Cadmio total: El cadmio (Cd) es un elemento natural de la corteza terrestre. Generalmente se encuentra como mineral combinado con otros elementos tales como oxígeno (óxido de cadmio), cloro (cloruro de cadmio) o azufre (sulfato de cadmio, sulfuro de cadmio). Todos los suelos y rocas, incluso el carbón y abonos minerales, contienen algo de cadmio. El cadmio no se corroe fácilmente y tiene muchos usos, por ejemplo en baterías, pigmentos, revestimiento de metales y plásticos (ATSRD, 1999). El cadmio entra al suelo, agua y aire durante actividades industriales y de minería; y durante la combustión de carbón y desechos domésticos. El cadmio no se degrada en el ambiente, pero sí cambia de forma. Algunas formas de cadmio se disuelven en agua. El cadmio se adhiere fuertemente a partículas del suelo. Las plantas, los peces y otros animales incorporan cadmio del ambiente (ATSRD, 1999). El cadmio es un contaminante ambiental que ha sido implicado como un agente causante de varias enfermedades humanas. El Cd se retiene en el hígado y riñón (OSHE et al., 1986). El Cd es un metal pesado altamente tóxico. Compuestos solubles de Cd (II) tal como $CdCl_2$ son carcinógenos en animales y humano (RUZICA et al., 2002). El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) y la Agencias para la Investigación del Cáncer (IARC) han determinado que el cadmio y los compuestos de cadmio son carcinogénicos en seres humanos. La EPA determinó que el cadmio probablemente es carcinogénico en seres humanos (grupo B1) (ATSRD, 1999).

2.4 ENMIENDAS ORGÁNICAS

Las enmiendas orgánicas son sustancias de origen vegetal, origen animal o una mezcla de estas, tratadas mediante algún proceso de estabilización que se aplican a los suelos con el objetivo principal de mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas de estos, la aplicación directa de las sustancias orgánicas frescas al suelo puede causar problemas.

Los efectos benéficos más importantes de las enmiendas orgánicas, adicionadas al suelo, pueden ser atribuidos a las sustancias húmicas que contienen y a sus dos principales fracciones, los ácidos húmicos y los ácidos fúlvicos, estas fracciones de suelo, experimentan cambios a consecuencia de la aplicación de enmiendas orgánicas, ya sea en sus características estructurales o en el contenido de carbono (Corvasce *et al.*, 2006).

Como alternativas de desarrollo sostenible, enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost y los productos derivados de los mismos han adquirido un especial auge por su capacidad de restituir al suelo una cierta proporción de materia orgánica para mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Vermicompost y compost, muestran potencial como acondicionador del suelo, que mejora directamente las características fisicoquímicas del suelo como materia orgánica, densidad aparente y CIC (Castelo-Gutiérrez *et al.*, 2016).

Los agricultores tienen desconfianza al momento de utilizar enmiendas orgánicas, es sustancial al tiempo de incorporar la materia orgánica al suelo, conocer su procedencia, las características y los elementos que contiene, ya que puede resultar en un medio de contaminación del suelo (Porta *et al.*, 2003).

Suelos manejados con incorporación de enmiendas orgánicas, presentan mayores valores de respiración basal y biomasa microbiana lo que mejora las condiciones físicas del suelo (Jaurixje *et al.* 2013). La combinación de biofertilización y fertilización química, lombricomposta y aserrín de pino como acolchado influyó positivamente sobre la capacidad de almacenamiento de agua en un 10.36%, la capacidad de intercambio catiónico (83,05%), la materia orgánica (24,41%) y la biomasa microbiana del suelo (113,99%) (Orozco *et al.*, 2016).

La incorporación de enmiendas mejoran las características físicas del suelo como la densidad y la formación de agregados con lo que hay una mayor circulación de O₂ en el suelo, El suministro de O₂ es esencial para la absorción de P por raíces, lo mismo se aplica a otros nutrientes vegetales, la absorción de nutrientes aumenta con el contenido de carbohidratos de la raíz, ya que los carbohidratos actúan como fuente de energía para la absorción de iones durante la respiración. También hay que señalar que la tensión de O₂ a la que se da la absorción máxima de fosfato es bastante baja (2-3%) (Mengel y Kirkby, 1987).

2.4.1 USO DE ENMIENDAS PARA ESTABILIZAR ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS (EPT)

Las técnicas de estabilización incluyen el uso de enmiendas que inmovilizan EPT, las cuales se clasifican como alternativas suaves o gentiles. La estabilización de EPT se logra mediante la aplicación de enmiendas al suelo o a los residuos con altas concentraciones de estos contaminantes. Enmienda se refiere a la incorporación de materiales que intervienen en los procesos fisicoquímicos de los EPT en el suelo. La técnica también se conoce como inmovilización *in situ* de EPT, inactivación de EPT o estabilización agronómica. Las enmiendas pueden adsorber, precipitar, modificar la especiación (forma química del contaminante) y formar complejos con los EPT (Adriano *et al.*, 2004). También alteran sus propiedades físicas y químicas, por lo que disminuyen la transferencia de EPT a niveles tróficos superiores (Vangronsveld y Cunningham, 1998). En varios casos, el manejo previo de enmiendas en suelos contaminados permite el establecimiento de una cubierta vegetal (Vangronsveld *et al.*, 2009), por lo que puede asociarse a la Fitoestabilización.

La estabilización química de EPT a través de enmiendas se ha considerado como una alternativa viable y económica para la remediación de suelos o sustratos contaminados con EPT. Esta tiene la ventaja de que se puede aplicar tanto *in situ* como *ex situ* (Galende *et al.*, 2014). Su objetivo es reducir la disponibilidad y movilidad de los EPT en el suelo o sustrato contaminado. En el caso de los residuos de mina, la adición de enmiendas permite hacer un pre acondicionamiento del residuo al bajar su toxicidad y mejorar sus propiedades físicas y químicas, para posteriormente introducir plantas (Cordova *et al.*, 2011). Las enmiendas también aceleran los procesos de inmovilización que incluyen: sorción, precipitación, complejación y reacciones redox (Houben *et al.*, 2012). Sin embargo, también se puede incrementar la solubilidad de algunos componentes tóxicos (Hernández-Soriano y Jiménez-López, 2012), por lo que antes de su aplicación a larga escala es necesario realizar pruebas

piloto con evaluación a través del tiempo. Entre las enmiendas que más se han investigado están los fosfatos (Adriano *et al.*, 2004), calcita, dolomita, cenizas (Ulmanu *et al.*, 2007), arcillas, óxidos (Komarek *et al.*, 2013), hidróxidos y zeolitas (Vangronsveld *et al.*, 2009), entre otras. La adición de materiales orgánicos también se ha analizado como enmiendas útiles en la estabilización de EPT, como el caso de estiércol, compost, vermicompost (Park *et al.*, 2011; Carrillo-González *et al.*, 2014) y biochar (Beesley *et al.*, 2011; González-Chávez *et al.*, 2016). De igual manera, la combinación de enmiendas solas o con inoculación de microorganismos benéficos han sido analizadas por diversos investigadores (González-Chávez *et al.*, 2013; Perea-Vélez *et al.*, 2015; González-Chávez *et al.*, 2016; Cuellar-Sánchez 2016). Los estudios que se lleven a cabo con enmiendas deben considerar el tiempo de estabilización, así como dirigir la atención a efectos de largo plazo o programas piloto en condiciones de campo. Para la selección de una enmienda se debe considerar que el proceso de adsorción puede ser reversible (González-Chávez *et al.*, 2016) y que, aun si los EPT se precipitan o adsorben, existe la posibilidad de que se disuelvan o liberen nuevamente. Esto va a depender de las condiciones físicas, químicas y biológicas prevalecientes en el suelo contaminado y la enmienda adicionada. Vangronsveld *et al.* (2009) recomiendan que la evaluación de enmiendas incluya un tratamiento testigo y un suelo no contaminado para evitar efectos colaterales, como la inmovilización de elementos nutritivos. La enmienda debe producirse abundantemente y no tener problemas de adquisición en la zona donde se pretende aplicar, además de tener bajo costo (Adriano *et al.*, 2004). Para que esta y otras alternativas puedan adoptarse en campo, fuerte conocimiento teórico, observado en el laboratorio o invernadero, debe demostrarse en el campo bajo programas a gran escala y ganar aceptación en cuanto a regulaciones legales. En una evaluación adecuada de la efectividad de la Fitoestabilización y enmiendas, además de vigilar la concentración de EPT en planta, es recomendable incluir organismos de varios niveles tróficos, así como el monitoreo del aumento de la biodiversidad como parámetro de la inmovilización de EPT (Vangronsveld *et al.*, 2009).

Durante los últimos años se ha propuesto una diversidad de enmiendas para la estabilización *in situ* de EPT (Lee *et al.*, 2009). De igual forma se muestran estudios exitosos en suelos artificialmente contaminados con EPT pero, sin duda, los resultados más prometedores son los obtenidos con suelos contaminados y con residuos de mina, pues representan problemas reales y muchas veces con más de un EPT, como contaminante. Sin embargo, es necesario hacer pruebas de su efecto en los materiales a estabilizar, y considerar siempre abatir costos y tiempos de respuesta. Es importante resaltar que los resultados obtenidos después de la

aplicación de una enmienda dependen de las propiedades del suelo, sustrato o residuo de mina y de la capacidad de adsorción de la enmienda (Barbafieri *et al.*, 2013; Houben *et al.*, 2012). En algunos casos se ha reportado mayor disponibilidad de algunos elementos después de la adición de dichas enmiendas (González-Chávez *et al.*, 2016; Hernández-Soriano y Jiménez-López 2012, Zhang y Zhang 2010).

No se puede estandarizar y generalizar el proceso de estabilización química de EPT a través de enmiendas, dado que este proceso depende de las condiciones ambientales, así como de las propiedades, tanto del suelo como de la enmienda. A continuación se listan algunas recomendaciones para la elección de enmiendas:

- Evaluar y comparar precios de las enmiendas con la duración de su efectividad (Barbafieri *et al.*, 2013).
- La enmienda debe inmovilizar rápidamente EPT después de su aplicación sin necesidad de tratamientos adicionales (Miller y Miller, 2007).
- Evitar que el material ocasione amplias fluctuaciones de pH y la movilización de uno o más EPT (Kumpiene *et al.*, 2008).
- Considerar el efecto sinérgico que algunos EPT de carga opuesta pueden tener. Dicho efecto puede aumentar la capacidad de retención de los materiales (Kumpiene *et al.*, 2008)
- Tomar en cuenta el efecto antagónico, la aplicación de una enmienda puede reducir la biodisponibilidad de un EPT, pero aumentar la de otro EPT (EPA, 2007; Kumpiene *et al.*, 2008). Por ejemplo, si se tiene un suelo contaminado con Pb y As, una solución es la aplicación de P, lo cual permitiría reducir la biodisponibilidad del Pb. No obstante, esto ocasionaría aumentar la solubilidad del As. En este caso, la elección de la enmienda depende de los EPT y el riesgo que cada uno representa (EPA, 2007).
- Es posible aplicar la combinación de dos enmiendas. Por ejemplo, Beesley *et al.* (2014) mostraron que la adición de biochar con compost (10% v/v) puede reducir la toxicidad de Pb, Cd y Zn. Asimismo, se aumentó el porcentaje de germinación de *Lolium perenne*.

Además de la inmovilización de EPT, las enmiendas pueden modificar propiedades químicas del suelo como pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, y físicas, tales como retención de humedad, densidad aparente del suelo e incluso color (EPA, 2007).

2.4.2 COMPOST

El compost es el producto que se obtiene de compuestos que formaron parte de seres vivos de origen animal y vegetal, constituye un grado medio de descomposición de la materia orgánica, utilizado como un buen abono orgánico, se puede utilizar restos de cosechas, podas, restos de procesos agroindustriales, desechos urbanos y la adición de estiércol y purines de animales.

Se entiende por compost a la reunión de un conjunto de restos orgánicos que sufre un proceso de fermentación y da un producto de color marrón oscuro con olor a humus, la palabra compost viene del latín componere, que significa mezcla o juntar (Sáez, 2000).

La producción de compost es una práctica que se viene realizando desde tiempos inmemoriales ya que la naturaleza produce humus espontáneamente, los agricultores de diferentes culturas antiguas han emulado esta forma de producir humus por parte del medio natural descomponiendo restos orgánicos, menciona que Columela en su obra del siglo I titulada «De los trabajos del campo» describía cómo “la aplicación de agua a mezclas apiladas de residuos de cosecha con excrementos animales producía calor y transformaba esa mezcla en un producto diferente, un abono orgánico” (De La Puente, 2013).

La producción de compost es un proceso biológico el cual se convierte residuos orgánicos en materia orgánica estable, por la acción de diversos microorganismos, las principales fuentes para el compost incluyen el tratamiento de residuos agropecuarios, desechos de jardinería y cocina, residuos sólidos municipales y lodos (Tenecela, 2012).

La FAO define como compostaje a la mezcla de materia orgánica en descomposición en condiciones aeróbicas que se emplea para mejorar la estructura del suelo y proporcionar nutrientes, el proceso de compostaje incluye diferentes etapas que deben cumplirse para obtener compost de calidad (Román, 2013).

Para Rubenacker *et al.* (2004) el compostaje de residuos orgánicos permite obtener un producto estabilizado, maduro y saneado, previo a su utilización agrícola, el compostaje es un proceso aeróbico en el que los microorganismos nativos del suelo, tanto termófilos como mesófilos, transforman la materia orgánica en un compost estabilizado y desinfectado, en la fase termófila se da la sanitización, cuando las temperaturas alcanzan 45 - 70 °C, en tanto

que durante la fase mesófila, también conocida como maduración, los compuestos orgánicos más recalcitrantes se degradan a un ritmo lento en un proceso similar a la humificación en los suelos, lo que conlleva la desaparición de la fitotoxicidad residual.

Debido a su materia orgánica, el compost posee la facultad de enmendar las características del suelos, en lo que a características físicas se refiere, contribuyendo a la estabilidad de su estructura, aumentando su capacidad de retención de agua, mejorando su porosidad y

aumentando la infiltración y la permeabilidad, en tanto que la acción química del compost se manifiesta por su capacidad de intercambio catiónico superior a la de cualquier arcilla, suministra a las plantas elementos básicos y oligoelementos en porcentajes relativamente pequeños pero muy equilibrados, además, por efecto de su oxidación lenta, produce gas carbónico, lo que contribuye a solubilizar algunos elementos minerales del suelo, facilitando la asimilación de las plantas, por otro lado la actividad biológica del suelo se ve favorecida por el aporte de un número importante de bacterias y sobre todo su riqueza en materia orgánica la que favorece el desarrollo de los microorganismos del mismo suelo, que con su actividad estimulan el crecimiento vegetal (Sáez, 2000).

Existen diferentes métodos de compostaje, el objetivo principal en cualquier sistema o método de compostaje, es la obtención de un producto estable y limpio de microorganismos patógenos, en general se podría decir que los diferentes procedimientos de compostaje existentes no son más que variaciones tecnológicas o comerciales de un mismo método, se distinguen dos grandes categorías de sistemas de compostaje, los sistemas abiertos o en pilas al aire libre y los sistemas cerrados o en fermentadores (Sáez, 2000).

Un correcto proceso de compostaje implica el paso por una etapa termófila en la que se induce a la producción inicial de fitotoxinas, se producen cantidades importantes de calor alcanzándose temperaturas de 30 - 70 °C, que decrece rápidamente hasta 35 - 40 °C durante la siguiente etapa de estabilización, si la temperatura alcanzada en la primera etapa es insuficiente, el desarrollo del proceso es desfavorable, ya que la producción metabólica de fitotoxinas caracteriza la etapa inicial de descomposición de la M.O. fresca (Delgado, 2012). Si tenemos en cuenta que en un proceso de compostaje los responsables de la transformación son los microorganismos, todos aquellos factores que puedan limitar su desarrollo serán limitantes también del propio proceso, los parámetros que afectan a sistemas biológicos son muchos, entre los más importantes tenemos: temperatura, humedad, pH, aireación, y otros

relativos a la naturaleza del sustrato. El factor más importante a tener en cuenta para la calidad del compost es su madurez, existen muchos métodos para medir la madurez del compost (Cuadro 1), tales como: métodos físicos, químicos, microbiológicos, de análisis espectroscópicos y grado de humificación (Delgado, 2012).

Cuadro 1: Clasificación de los métodos de evaluación de la madurez del compost.

Métodos de evaluación de la madurez en compost	
Métodos Físicos	- Olor - Temperatura - Color
Métodos Químicos	- Relación C/N - Relación C/N en el extracto acuoso - Relación N-NH ₄ ⁺ /N-NO ₃ ⁻ en extracto acuoso - Variación del contenido en polisacáridos - Presencia de compuestos reductores - Contenido de cenizas - Determinación de sustancias orgánicas degradables - Grado de descomposición - Variación del pH - Análisis del contenido en Ácidos Volátiles - Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) - Porcentaje de descomposición
Métodos Microbiológicos	- Indicadores de actividad microbiana - Métodos respirométricos - DQO - DBO - Test de Germinación - Test de Crecimiento
Métodos de análisis espectroscópicos	- GC-MS - FTIR
Métodos en el grado de humificación	- Cromatografía Circular - Extracción de sustancias húmicas - Densidad óptica (DO) en extracto de pirofosfato

Fuente: Delgado (2012).

Hernández (2011) manifiesta que, las ventajas del compostaje de residuos y estiércoles en comparación con la aplicación directa se pueden resumir en:

- Eliminación de patógenos y malas hiervas.
- Estabilización microbiana.
- Reducción del volumen y la humedad.
- Eliminación y control de olores.
- Facilidad de almacenamiento, transporte y uso.

- La producción de fertilizantes de buena calidad o sustrato.

Sin embargo, los inconvenientes se derivan de:

- El costo de instalación y gestión.
- Exigencia de un agente de carga.
- Exigencia de grandes áreas para el almacenamiento y la operación.

La utilización de un compost provoca diversos efectos benéficos como: aporta nutrientes y microorganismos beneficiosos al suelo, estimula el desarrollo radicular e incrementa la microbiota rizosférica con efecto biocontrolador. Al incorporar al suelo el compost, se introduce una alta variedad de microorganismos implicados en el ciclo de diferentes nutrientes y en procesos de biocontrol de fitopatógenos. También es importante el rol que cumple el agregado de compost en la recuperación de suelos, cuya microbiota ha sido afectada por la adición repetitiva de determinados compuestos fitosanitarios, en este proceso el compost contribuye a la “reinoculación” de microorganismos implicados en el ciclo de los nutrientes (Laich, 2011).

El compost mejora las características de suelos que han sido deteriorados por el uso excesivo de agroquímicos y su sobreexplotación, sin embargo, su composición química, el aporte de nutrientes a los cultivos y su efecto en el suelo, pueden variar según su manejo, procedencia, madurez y contenido de humedad, muchas sustancias encontradas en compostas inmaduras pueden producir reacciones negativas en el desarrollo de las plantas y en los agroecosistemas, las cuales depende de la fuente del material empleado y del proceso de compostaje.

En el caso del Perú, no se cuenta con estándares de calidad del compost para los diferentes usos, en tanto que otros países sí disponen dentro de su legislación de normativas que establecen los requerimientos mínimos para la producción del compost y el uso que se le puede dar, dependiendo de su calidad, entre las más conocidas tenemos: La norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011 (Cuadro 2 y Cuadro 3), La Norma Chilena NCh2880 (Cuadro 4), El Reglamento Austriaco de Calidad del Compost (Cuadro 5), Norma Técnica Colombiana NTC 5167 (Cuadro 6).

Cuadro 2: Características generales que deben cumplir los tipos de composta (Norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011)

Parámetro	TIPO DE COMPOSTA		
	A	B	C
Uso recomendado	Sustrato en viveros y sustituto de tierra para maceta	Agricultura ecológica y reforestación	Paisaje, áreas verdes urbanas y reforestación
Humedad	25-35 % en peso		25-45 % en peso
pH	6,7 - 7,5	6,5 - 8,0	
Conductividad eléctrica	< 4 dS/m	< 8 dS/m	< 12 dS/m
Materia orgánica	> 20% MS		> 25 % MS
Carbono total	Debe indicarse en la etiqueta el resultado del último análisis realizado		
Nitrógeno total % MS	Debe indicarse en la etiqueta el resultado del último análisis realizado		
Relación C/N	< 15	< 20	< 25
Macronutrientes (NPK) En % MS	De 1% a 3% en cualquiera de ellos y su suma ≤ 7%: portará la leyenda “Composta - mejorador de suelos”. Si cualquiera excede 3% o la suma es mayor a 7% Debe portar la leyenda “Composta para nutrición vegetal” y se indicarán las cantidades para cada macronutriente.		
Granulometría	≤ 10mm	≤ 30 mm	
Fitotoxicidad (IG)	IG ≥ 85 %	IG ≥ 75 %	IG ≥ 60 %
Diferencia de temperatura con el ambiente medida a una profundidad ≥ 50 cm	≤ 10°C		≤ 15°C

Fuente: Delgado (2012).

Cuadro 3: Concentraciones máximas de elementos traza en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en base seca, que deben cumplir los tipos de composta (Norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011)

Nivel – tipo	As	Cd	Cr total	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Nivel 1 - tipo A	0,1	0,7	70	70	0,4	25	45	200
Nivel 2 - tipo B	0,7	1	70	150	0,7	60	120	500
Nivel 3 - tipo C	2	3	250	400-500	3	100	200	1200-1800

Fuente: Delgado (2012).

Cuadro 4: Requisitos físico-químicos para las clases A y B de compost (Norma Chilena NCh 2880)

Parámetro	Clase A	Clase B
	uso en la agricultura orgánica o en la agricultura en general	uso en la agricultura en general
N total % (MS)		0,5
Olor	Olor característico, sin olores desagradables	
Humedad % (base humedad)		35 - 45
pH		5 - 8,5
Materia orgánica %		≥ 20
C.E. mS/m	3	8
Relación C/N	≤ 25	≤ 30
Arsénico [mg/kg MS]	15	20
Cadmio [mg/kg MS]	2	8
Cromo [mg/kg MS]	120	600
Cobre [mg/kg MS]	100	1000
Mercurio [mg/kg MS]	1	4
Níquel [mg/kg MS]	20	80
Plomo [mg/kg MS]	100	300
Zinc [mg/kg MS]	200	2000

Fuente: SINIA (2005).

Cuadro 5: Concentraciones máximas de elementos en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ en materia seca (MS), que deben cumplir los tipos de composta. Reglamento Austriaco de calidad del compost (Kompostverordnung, BGBL, 2001)

Parámetro	Calidad A+	Calidad A	Calidad B
	uso en la agricultura orgánica o en la agricultura en general	uso en la agricultura en general	no uso en la agricultura, usos alternativos
Cadmio (Cd) [mg/kg MS]	0,7	1	3
Cromo (Cr) [mg/kg MS]	70	70	250
Cobre (Cu) [mg/kg MS]	70	150	500
Mercurio (Hg) [mg/kg MS]	0,4	0,7	3
Níquel (Ni) [mg/kg MS]	25	60	10
Plomo (Pb) [mg/kg MS]	45	120	200
Zinc (Zn) [mg/kg MS]	200	500	1800

Fuente: Binner *et al.* (2016).

El reglamento Austriaco de calidad del compost, toma en cuenta otros parámetros como: Sólidos volátiles > 20% MS (materia seca), la conductividad eléctrica C.E. < 4 mS/cm.

Cuadro 6: Requisitos de calidad para productos utilizados como abonos orgánicos y enmiendas orgánicas (Norma técnica Colombiana NTC 5167)

Clasificación del Producto	Indicaciones relacionadas con la obtención y los componentes principales	Parámetros a caracterizar	Parámetros a garantizar (en base húmeda)
Abono Orgánico	Producto Sólido obtenido a partir de la estabilización de residuos de animales y/o vegetales, o residuos sólidos urbanos (separados en la fuente) o mezcla de los anteriores, que contiene porcentajes mínimos de materia orgánica expresada como carbono orgánico oxidable total y los parámetros que se indican.	Pérdidas por volatilización % * • Contenido de cenizas, máximo 60 % * • Contenido de humedad: * - Para materiales de origen animal, máximo 20% - Para materiales de origen vegetal, máximo 35 % - Para mezclas, el contenido de humedad está dado por el origen del material predominante. • Contenido de Carbono Orgánico Oxidable Total: Mínimo 15 % • N total, P ₂ O ₅ y K ₂ O totales (declararlos si cada uno es mayor de 1% • Relación C / N • Capacidad de Intercambio Catiónico: Mínimo 30 meq/100 g • Capacidad de Retención de Humedad: Mínimo su propio peso • pH mayor de 4 y menor de 9. • Densidad máxima 0,6 g /cc * Límites máximos de metales pesados en mg/kg (ppm): Arsénico (As) 41 Cadmio (Cd) 39 Cromo (Cr) 1200 Mercurio (Hg) 17 Níquel (Ni) 420 Plomo (Pb) 300 • Se indicará la materia prima de la cual <u>procede el producto</u>	Contenido de Nitrógeno Total (% N) Contenido de carbono orgánico oxidable total (%C) Contenido de cenizas. (%) Humedad máxima (%) pH Densidad (g/cc) Capacidad de Intercambio Catiónico (meq/100 g) Capacidad de Retención de Humedad (%)

*La suma de estos parámetros debe ser 100

Fuente: Ricardo y Reyes (2004).

2.4.3 VERMICOMPOST

La influencia de las lombrices es conocida desde el Antiguo Egipto, los faraones la consideraban “animal sagrado”, Aristóteles las definió como “los intestinos de la tierra”, los romanos también las apreciaban, en el siglo XIX, Darwin explica la verdadera función de estos invertebrados en su libro “La formación de la Tierra Vegetal por la acción de las Lombrices” publicado en 1881, y sería el inicio de una serie de investigaciones que han transformado al vermicompost en un productos importante para mejorar la productividad de los suelos (Saavedra, 2007).

El vermicompost se lo conoce también como humus de lombriz, siendo el primero su nombre técnico, consiste en la crianza de lombrices de manera intensiva, es un método que combina la composta natural con la utilización de lombrices, y es conocido como lombricultura, que se define como “el uso de la lombriz de tierra para la descomposición de los desechos orgánicos generando un producto denominado vermicompost o humus de lombriz”, es una alternativa ecológica que se la utiliza desde hace pocos años como opción para la solución de problemas ecológicos (Tenecela, 2012).

El vermicompostaje es un proceso que involucra la adición de lombrices rojas californianas (*Eisenia foetida*) que aceleran la conversión de los residuos orgánicos; estimulando los procesos de mineralización y humificación, obteniendo un producto final estable y maduro (Rubenacker *et al.*, 2004).

La producción de vermicompost es un proceso de biooxidación, degradación y estabilización de la materia orgánica, por medio de la acción combinada de lombrices y microorganismos, mediante el cual se obtiene un producto final estabilizado, homogéneo y de granulometría fina, es una práctica de biotransformación que aprovecha varias de las ventajas de la actividad de algunas especies de lombrices, que aceleran la descomposición y humifican la materia orgánica, ya sea de modo directo alimentándose de los desechos o de manera indirecta estimulando la actividad microbiana (Saavedra, 2007).

El vermicompostaje es un proceso biooxidativo mediado por las lombrices de tierra y microorganismos, las lombrices son responsables de la fragmentación del sustrato, en tanto que los microorganismos tanto en el estómago de la lombriz como en la materia prima, son responsables de la degradación bioquímica de la materia orgánica, de manera que las

lombrices de tierra modifican directamente las propiedades físicas del material y modifican indirectamente sus propiedades químicas, el vermicompostaje se lleva a cabo en un rango estrecho de temperatura (25-40 °C), con pH neutro y alta humedad (70-90%) con la finalidad de sostener una gran población de gusanos, la combinación de los dos procesos compostaje y vermicompostaje permiten obtener un producto final mejorado, en el sistema de compostaje sanitización y eliminación de compuestos tóxicos seguido del sistema de vermicompostaje que reduce rápidamente el tamaño de partícula y aumenta la disponibilidad de nutrientes (Tognetti *et al.*, 2005).

La producción de vermicompost es una tecnología utilizado para la conversión de residuos orgánicos en fertilizantes orgánicos que tiene un bajo costo, la interacciones entre las lombrices y los microorganismos se producen en el intestino del gusano, las lombrices pueden consumir prácticamente todos los tipos de materia orgánica compostada, en un día pueden comer una cantidad iguales a su peso corporal, el humus de lombriz es rico en nitrógeno, fósforo, potasio, calcio y magnesio (El-Haddad *et al.*, 2014).

En el proceso de elaboración de humus de lombriz se deben tomar en cuenta muchos factores que son determinantes como: la naturaleza, característica y acondicionamiento de la materia orgánica de partida, humedad, temperatura, aireación, densidad poblacional y enemigos de las lombrices (Saavedra, 2007).

Al final del proceso el vermicompost debe presentar ciertas condiciones físicas (Cuadro 7), un contenido de materia orgánica parcialmente humificada, contenidos variables de nutrientes y fitorreguladores de crecimiento, pudiendo ser almacenado sin posteriores tratamientos (Saavedra, 2007).

Según BOE (2013), en España, las enmienda orgánica vermicompost, producto estabilizado obtenido a partir de materiales orgánicos, por digestión con lombrices, bajo condiciones controladas, debe cumplir con las siguientes condiciones físicas químicas (Cuadro 7).

Cuadro 7: Condiciones físicas mínimas del vermicompost.

INDICADOR	VALOR	VALOR
Materia orgánica (%)	40	30
Humedad (%)	30 – 40	40
Relación Carbono/Nitrógeno	< 20	< 20
Tamaño de partículas	90% pasan malla 25 mm.	90% pasan malla 25 mm.

Fuente: Saavedra (2007), BOE (2013).

2.4.4 ASOCIACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO CON LOS METALES PESADOS

Los enlaces de los metales en el suelo obedecen a atracciones electrostáticas, interacciones ión-dipolo y formación de complejos. Por lo general, en el suelo los metales pesados pueden unirse a diferentes ligandos orgánicos e inorgánicos para formar complejos, razón por la que los cationes polivalentes desempeñan un importante papel en la agregación y coagulación de materia orgánica y coloides minerales.

Existen varias evidencias de la formación de complejos de los ácidos fúlvicos y húmicos con cationes divalentes y trivalentes (Amery *et al.*, 2007), que incluyen:

- La correlación entre el contenido de humus y retención de micronutrientes por el suelo.
- La habilidad de agentes quelatantes conocidos para extraer metales, con solubilización de parte de las sustancias húmicas.
- La retención selectiva de iones metálicos por ácidos húmicos y fúlvicos en presencia de resinas de intercambio iónico.
- El alto contenido de grupos funcionales que poseen oxígeno, tales como -COOH, -OH fenólicos y grupos >C=O, confieren a los ácidos húmicos y fúlvicos una gran capacidad de formación de complejos con iones metálicos.

La estabilidad de los complejos *metal-ligandos orgánicos* está determinada por el número y naturaleza química de los átomos que forman el enlace con el ion metálico, el número de anillos formados, el número de átomos en el anillo, la naturaleza del ion metálico, la concentración de metales y ligandos, el pH y la fuerza iónica.

Sin embargo, los parámetros que influyen significativamente en la estabilidad del complejo son el pH y las características químicas de la materia orgánica del suelo.

a) Plomo y la materia orgánica

Reyes y Barreto (2010), concluyeron que el Pb se caracteriza por permanecer en formas insolubles en las capas superficiales del suelo. A valores altos de pH el Pb puede precipitar como hidróxido, fosfato y carbonato; a valores bajos de pH, este elemento se solubiliza muy lentamente (Lofts, *et al.*, 2005; Berti and Scott, 1997).

La distribución del Pb en las fases sólidas del suelo depende básicamente del pH y la CIC. La materia orgánica llega a ser la fase sólida de más influencia en el proceso de adsorción de este elemento. Otros estudios reportan que el Pb se asocia principalmente a minerales de arcilla, óxidos de Fe-Mn, hidróxidos de Fe-Al y a la materia orgánica, (Nolan, *et al.*, 2003).

b) Cadmio y la materia orgánica

El Cd es un elemento más móvil que Pb y Cu, debido a su baja afinidad por las formas adsorbentes. Las formas más comunes de Cd son solubles o adsorbidas en la fase sólida del suelo, evitando la precipitación en la mayoría de los suelos, cantidades extremadamente altas se pueden encontrar en forma de fosfatos y carbonatos. Por lo general, la adsorción del Cd aumenta a medida que aumenta el pH; sin embargo, son la composición de la materia orgánica y de la fase mineral del suelo, las que ejercen significativamente en su especiación; por ejemplo, suelos con altos contenidos de materia orgánica u óxidos de hierro adsorben más Cd que los que tienen grandes cantidades de arcillas tipo 2:1, aunque tengan alta CIC (Lofts *et al.*, 2005; Lombi *et al.*, 2003; Alloway, 1995).

En general, la estabilidad de los complejos orgánicos que forma el Cd en la fase sólida es baja en comparación con los que forman elementos como el Cu y el Pb (Tsang and Lo, 2006; Lofts *et al.*, 2005; Nolan *et al.*, 2003).

2.5 EL CULTIVO DE LA STEVIA Y SU USO EN LA AGRICULTURA

Paraguay es la tierra natal de la *Stevia rebaudiana*. Sólo hacia 1955, los japoneses comenzaron a realizar cultivos de la misma y, alrededor de la década de 1970, comienza a cultivarse en el sur de Japón y en sus países vecinos. Hoy en día se cultiva de forma intensiva en Paraguay, Brasil, Colombia, Japón, Singapur, Taiwán, Corea del Sur y China, entre otros.

En este reportaje recopilamos información para el autocultivo de la Stevia y las principales aplicaciones en la agricultura de los extractos de Stevia.

En 2008 se descubrió accidentalmente en Japón un método para aprovechar los rastrojos de la Stevia para incrementar la producción agrícola. El método del uso de la Stevia en la agricultura consiste en aplicar al suelo, o directamente a los cultivos por vía foliar o por riego, el extracto o polvo obtenido de la Stevia. Por ejemplo, rociando la parte aérea de frutales con extracto de Stevia se consigue estimular el proceso de la fotosíntesis y elevar el nivel de azúcares en la calidad de la cosecha. Además, aplicando el extracto de Stevia en el suelo de la cosecha se logra disminuir los microorganismos patógenos e incrementar los antagonistas y, de esta forma, mejorar la fertilidad del suelo. Con la aplicación de este extracto de Stevia también se consigue acelerar el ciclo de los cultivos, incrementar el grado brix y un mayor período de conservación de los productos hortofrutícolas, etc. (Agro&Meat, 2015).

Entre las **propiedades beneficiosas** que se obtienen del tratamiento del suelo agrícola con extractos de Stevia se citan:

- Revitaliza a los microorganismos benéficos del suelo y permite recuperar la fertilidad.
- Mejora el enraizamiento de las plantas estimulando el crecimiento radicular.
- Purifica el suelo contaminado por agroquímicos y otras sustancias químicas.
- Aumenta la resistencia de las plantas frente al ataque de plagas y enfermedades.
- Mejora el estado sanitario del cultivo y, por tanto, aumenta su rendimiento.
- Contribuye a prevenir la caída de los frutos.
- Previene el agotamiento por fructificación excesivo y el envejecimiento de la planta.
- Aumenta el contenido de azúcar de los productos y mejora su sabor (por ejemplo, en el caso de la pera, mientras las peras cultivadas convencionalmente tienen 12,9 grado brix de azúcares, la pera tratada con Stevia contiene 14,5 grado brix).
- Aumenta el contenido de vitaminas, minerales y otros nutrientes de las hortícolas.
- Mediante su acción antioxidante, mejora considerablemente la durabilidad de los productos hortícolas (por ejemplo, si se corta el fruto de una pera normal, éste se oxidará rápidamente por la reacción que se produce entre el oxígeno del aire y el polifenol contenido en la pera; sin embargo, en el caso de la pera cultivada con extractos de *Stevia*, ésta difícilmente cambiará de color ya que los componentes inhiben el proceso de oxidación).

Así, el uso de Stevia en la agricultura potencia la fuerza que tiene el sistema ecológico, posibilitando la realización de una agricultura que protege al ambiente, razón por la cual está acaparando la atención como un método de cultivo a considerar. Contiene las vitaminas A, B2, B6, caroteno, aminoácidos, carbohidratos, enzimas, ácidos orgánicos, polisacáridos, hormonas vegetales, glucósidos, y estimula a las bacterias fotosintetizadoras, las bacterias Gram negativas, etc. Se considera que estos elementos se suman a los carbohidratos, ácidos orgánicos, aminoácidos y oxígeno, estimulando la activación y la multiplicación de los microorganismos benéficos existentes en el suelo, lo cual incide en la creación de condiciones ambientales que facilitan la absorción de los nutrientes a través de la raíz (Terra Ecología Práctica, 2008).

2.6 FITORREMEDIACIÓN

La fitorremediación (phytoremediation) consiste fundamentalmente en usar plantas para mejorar un problema de contaminación orgánica o inorgánica en el suelo o las aguas (Salt *et al.*, 1998). Chaney *et al.* (1997) definieron que la fitorremediación de suelos se basa en el uso de plantas, enmiendas del suelo y prácticas agronómicas para eliminar, retener, o disminuir la toxicidad de los contaminantes del suelo. A finales de los años 90 aparecieron frecuentes revisiones y artículos de prospectiva sobre fitorremediación de suelos (Salt *et al.*, 1995, 1998; Cunningham *et al.*, 1995; Cunningham y Ow, 1996; Schnoor *et al.*, 1995; Raskin *et al.*, 1997), que describían todas las técnicas que se engloban dentro de este término (Gonzaga *et al.*, 2006):

- a) **Fitoextracción:** la planta es capaz de acumular cantidades significativas de contaminante en la parte cosechable, que se recogerá para ser debidamente gestionada. Puede ser continua, si se usa una planta hiperacumuladora, o asistida, que implica el uso de agentes movilizantes del contaminante en el suelo. Se ha estudiado frecuentemente para Cd, Zn, Pb, Ni y As. Para el zinc y el cadmio, la especie *Thlaspi caeularensceus* es una hiperacumuladora cuya capacidad fitoextractora en condiciones controladas ha sido intensamente estudiada. Exceptuando en el caso del Ni, que tendría un valor económico (esta técnica se denomina fitominería, Chaney *et al.*, 2007; Peuke y Rennenberg, 2005), los demás casos presentan la incógnita sobre qué hacer con el residuo vegetal que se genera (Robinson *et al.*, 2006). Otro factor a tener en cuenta es que las plantas pueden acumular solo uno o dos elementos, aunque en muchos casos la contaminación sea multielemental. Con respecto al uso de agentes movilizantes, la técnica presenta también

muchas dudas porque los experimentos realizados aconsejan tener muy controlada la lixiviación debido a que el riesgo de dispersión de la contaminación a las aguas es alto (Nowack *et al.*, 2006). En los casos de los suelos mineros, la disponibilidad de los contaminantes suele ser altas y las condiciones no son óptimas para el crecimiento vegetal (Ernst, 2005), por lo que las condiciones no favorecen la aplicación de la fitoextracción. Muchas de las revisiones recientes que siguen incidiendo en la aplicabilidad de la fitoextracción identifican un importante trabajo de ingeniería genética y biología molecular todavía por realizar (Krämer, 2005; Pilon-Smits, 2005; Chaney *et al.*, 2007) para conseguir plantas capaces de crecer en las condiciones ambientales del emplazamiento contaminado y generar suficiente biomasa para realizar la extracción en unos plazos de tiempo realistas. En este sentido (McGrath y Zhao, 2003) estimaron que una planta que produjera 10 t ha^{-1} debería tener un factor de acumulación (relación de concentración en parte aérea y suelo) de más de 20 para poder reducir en un 50% la contaminación en el suelo en 10 ciclos de cultivo. Esto indica la dificultad de la tarea, por lo que la manipulación genética, molecular y agronómica podrían ser imprescindibles para implementar la Fitoextracción (McGrath y Zhao, 2003).

- b) Fitovolatilización:** uso de la capacidad de transpiración de las plantas para volatilizar ciertos compuestos. Se ha estudiado tanto para compuestos orgánicos como inorgánicos (Hg, Se). En el caso del As se especula que las plantas puedan volatilizarlo, pero todavía no se ha demostrado su fitovolatilización ni cuantificado su importancia (Zhang *et al.*, 2008).

- c) Fitoimmobilización/fitoestabilización:** uso de las plantas para conseguir disminuir de algún modo el riesgo de movilización y transferencia de los contaminantes. Son conceptos íntimamente unidos ya que la presencia de plantas en un suelo lo estabiliza haciéndolo menos susceptible a la erosión y dispersión eólica, pero muchas de ellas también acumulan en raíz elementos contaminantes de forma que dificultan su movilidad y transferencia. En este caso son especialmente interesantes especies autosostenibles que tengan una vida prolongada en el tiempo y estén adaptadas a las condiciones ambientales.

- d) Atenuación natural:** Adriano *et al.* (2004) comprobaron que los ecosistemas y el suelo son entidades capaces de autorregularse y que reaccionan ante agresiones químicas de forma lenta, pero consiguen en ocasiones disminuir los riesgos asociados a la presencia de un elemento. Es una técnica consistente en monitorizar la contaminación y esperar a

que la biocenosis y el biotopo inactiven la toxicidad del elemento traza. La Agencia Americana de Medio Ambiente (EPA) denomina atenuación natural monitorizada al seguimiento de la contaminación de un suelo de forma que exista suficiente información para asegurar que la situación mejora de forma natural. Es preferible a otros métodos si las alternativas ofrecen dudas económicas o ambientales (Adriano *et al.*, 2004). El término atenuación natural asistida haría referencia a la aceleración de la atenuación natural mediante el uso de medidas de gestión como revegetación o aplicación de enmiendas (Madejón *et al.*, 2006).

Desde el primer momento se propuso la fitorremediación como una tecnología para la recuperación de suelos competitiva y que prometía resultados, siendo atractiva para los mundos científico y comercial (Peuke y Rennenberg, 2005). Los puntos positivos que se pueden citar de la fitorremediación respecto a sus competidores físico-químicos son: (i) es una tecnología barata, (ii) es menos impactante para el suelo y (iii) está ambiental y socialmente bien vista. Las técnicas de fitorremediación aprovechan un proceso natural impulsado por la energía solar y que tiene varias ventajas potenciales (Mench *et al.*, 2009): (a) utiliza rasgos agronómicos inherentes a las plantas como alta biomasa, sistemas radiculares extensos y tolerancia; (b) es una técnica con alta aceptación pública y potencialmente aplicable a grandes extensiones; (c) de bajo coste; (d) de aplicación in situ, potencialmente permanente y no intrusiva; (e) optimiza las condiciones del suelo y la rizósfera; (f) evita los problemas asociados a tecnologías físicas y químicas como destrucción del suelo, contaminación secundaria o altos costes; y (g) contribuye al desarrollo sostenible. Entre las técnicas de fitorremediación parecía inicialmente que la fitoextracción (asistida o no) era la más prometedora y sobre la que más esfuerzo desde el punto de vista de la investigación se iba a hacer. En los últimos años (desde el año 2000) continúan realizándose revisiones en este sentido sobre todo en revistas de Fisiología Vegetal, haciendo hincapié en que la manipulación de las plantas y de su rizósfera llevará a conseguir descontaminar en plazos realistas de tiempo (Pilon-Smits, 2005; Chaney *et al.*, 2007; Verbruggen *et al.*, 2009; Verkleij *et al.*, 2009). Sin embargo esta visión no es tan popular entre las revistas de Medio Ambiente, donde han surgido ciertas críticas a la focalización de los esfuerzos científicos en la fitoextracción. Por ejemplo Van Nevel *et al.* (2007) consideran que actualmente los tiempos que se estima tarda una planta en disminuir la presencia de un metal en el suelo son demasiado elevados. A su vez, se han descrito dentro una misma especie poblaciones e incluso individuos con distintas capacidades para la absorción y translocación del elemento a descontaminar, por lo que se hace necesario seleccionar

ecotipos e incluso individuos capaces de hiperacumular, hecho que complica la técnica (Dickinson *et al.*, 2009). Nowack *et al.* (2006) cuestionan la aplicación de agentes movilizantes para forzar la acumulación en la planta, sobre todo en lugares con alto riesgo de lixiviación. Ernst (2005) y Robinson *et al.* (2006) consideran que la fitoextracción no es técnica aplicable en zonas con altas concentraciones de elementos traza y heterogeneidad de la contaminación, identificando además otras dificultades metodológicas: cómo tratar el residuo que se genera, los puntos calientes de contaminación, variables de competitividad económica frente a otras tecnologías. Otro riesgo a tener en cuenta durante la fitoextracción es la transferencia de los contaminantes a la cadena trófica (Mertens *et al.*, 2007; Van Nevel *et al.*, 2007). Robinson *et al.* (2006) indican que no hay experimentos de fitoextracción en condiciones de campo que hayan tenido éxito, mientras que de fitoestabilización exitosa ha habido hasta el momento numerosas experiencias. A pesar de todas estas críticas, se siguen teniendo esperanzas de que gracias a la selección de especies, poblaciones e individuos, la genética, la biología molecular y las técnicas agronómicas se consiga implementar la Fitoextracción en la práctica (Chaney *et al.*, 2007; Alkorta *et al.*, 2004). El problema de la manipulación genética de plantas es la sensibilización social ante los organismos modificados genéticamente, que hace difícil el uso de plantas “a la carta” en Europa especialmente (Rey García, 2002; Peuke y Rennenberg, 2005). Algunos autores opinan que la implantación de la Fitoextracción en condiciones reales requiere obtener un valor añadido de la biomasa generada (por ejemplo para generación de energía), lo que haría a la técnica más atractiva (Vangronsveld *et al.*, 2009).

Existen cultivos que pueden cumplir un excelente rol de fitorremediadores, puesto que llegan a remover materiales peligrosos desde suelos contaminados, como son el caso del geranio (*Pelargonium sp.*), tomate (*Lycopersicum sp.*), Maíz (*Zea Mays*), girasol (*Helianthus annuus*), entre otros (Kaemmerer, 2003).

Es importante enfatizar que la fitorremediación es una tecnología que está emergiendo y en consecuencia, la información del costo estándar es cambiante en función de las condiciones medio ambientales. No obstante se ha reportado que el costo total del sistema para algunas aplicaciones puede ser del 50 - 80% menor que otras alternativas convencionales (Garbisu y Alkorta, 2003).

2.6.1 FITORREMEDIACIÓN Y LOS MICROORGANISMOS

La *fitorremediación* es definida como al uso de plantas y sus diferentes productos para estabilizar o restaurar sitios contaminados. En el caso de la remediación de suelos con metales pesados, la Fitoextracción de los contaminantes es uno de los campos más estudiados y mayor avance científico (Rajkumar, Sandhya, Prasad & Freitas, 2012; Volke-Sepúlveda *et al.*, 2005).

Debido a que la mayoría de las plantas con potencial para ser usadas en procesos de fitorremediación son de crecimiento lento y baja producción de biomasa (Pilon-Smits, 2005), y además la concentración de metales alta puede ser tóxica también para las plantas, se han realizado investigaciones para mejorar los tratamientos de fitorremediación.

También el uso de hongos y bacterias ha sido señalado como una alternativa para mejorar los tratamientos de fitorremediación de metales pesados. Mediante algunos procesos (*i.e.* metilación, sorción, lixiviación y precipitación) y la producción de ciertos metabolitos (sideróforos, metalotioneínas, fitoquelatinas y exopolisacáridos), se puede incrementar o mejorar la tasa de extracción de metales en los procesos de fitorremediación (Ma, Prasad, Rajkumar & Freitas, 2011; Rajkumar *et al.*, 2012).

2.6.2 FACTORES DE BIOACUMULACIÓN Y TRANSLOCACIÓN EN LA FITORREMEDIACIÓN

Comúnmente, para la elección de especies vegetales útiles en la remediación, las variables de interés que se han utilizado son la concentración de Elementos Potencialmente Tóxicos (EPT) en la parte aérea y radical, y los factores de bioacumulación. De esta forma, si se opta por la Fitoestabilización se recomienda que las plantas sean exclusoras de EPT (o acumulen muy bajas concentraciones) en su parte aérea. Con esto se busca que la mayor concentración de los EPT este inmovilizada en la rizósfera (parte de influencia de la raíz) o en la raíz misma. Pero, en el caso de la Fitoextracción, se sugiere que las plantas acumulen alta concentración de EPT en la parte aérea (plantas acumuladoras). Idealmente, para una extracción eficiente y económicamente redituable, las plantas deben ser hiperacumuladoras (Arthur *et al.*, 2005). Para poder clasificar a las plantas bajo este contexto, lo que se hace generalmente es determinar la concentración de EPT en la raíz y la parte aérea, así como en el suelo o residuo. A partir de esta información se pueden obtener factores de bioacumulación. Los más comunes son el factor de bioconcentración (FBC) y el de translocación (FT). El FBC es la

relación de la concentración de EPT en el suelo entre la concentración en tejido vegetal. Sin embargo, no hay acuerdo en la forma de calcularlo. Algunos autores sugieren que se tome en cuenta la concentración de EPT en la raíz (Lorestani *et al.*, 2011; Nouri *et al.*, 2011), mientras que otros -siendo la mayoría- mencionan que el FBC se calcule con la concentración en la parte aérea. Situación similar ocurre con la concentración en suelo. La mayoría de los autores emplean la concentración total, pero como es un indicador pobre de la toxicidad y riesgo de EPT, otros autores usan la concentración de EPT en la fracción disponible (Barbafieri *et al.*, 2011; Cortes-Jiménez *et al.*, 2013) o en la extraída con DTPA (Carrillo-González y González-Chávez, 2006). Con base en lo anterior se sugiere emplear la fórmula siguiente:

$$FBC = \frac{\text{Concentración de EPT en parte aérea}}{\text{Concentración de EPT disponible o extraída con DTPA en el suelo}}$$

El Factor de Translocación (FT) es la relación de la concentración de EPT en la parte aérea respecto a la concentración en la raíz. Si el valor de FT es menor de 1, la mayor parte del contaminante se acumula en la raíz y no se transloca (mueve) hacia la parte aérea. En este caso la planta es exclusora (Deng *et al.*, 2004). Si por el contrario el FT es mayor de 1, el contaminante se almacena principalmente en la parte aérea y no en la raíz; entonces, se trata de una planta acumuladora (Yoon *et al.*, 2006). Se menciona que cuando el FBC y el FT (ambos) son mayores de 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son menores de 1, es una planta exclusora. Otros investigadores concluyen que el estudio de la concentración de EPT en la planta no debería ser el único factor que determine si una planta es exclusora o no (Dickinson *et al.*, 2009).

En muchos casos, tal vez por confusión, acumulación e hiperacumulación se manejan como sinónimos; sin embargo, son conceptos diferentes. Como se mencionó anteriormente, las plantas hiperacumuladoras son capaces de acumular cantidades excesivas de EPT en su follaje. Erróneamente se clasifica como hiperacumuladoras a aquella planta que acumula en su raíz altas concentraciones de EPT. Lo correcto es considerar la acumulación en la parte aérea de la planta. Para que se considere como tal, la acumulación de EPT en la parte aérea debe ser >1 % del peso seco de la planta (Cuadro 8) (Van der Ent *et al.*, 2013).

Cuadro 8. Criterios de clasificación de plantas de acuerdo con su concentración de EPTs en biomasa aérea.

Clasificación	Zn	Cd	Pb	Ni	Co	Cu
	mg.kg ⁻¹ *					
Normal en sitios no contaminados (Alloway, 1995)	1-400	0.1-2.4	0.2-20	0.02-5	0.02-1	5-20
Fitotóxico (Vamerali <i>et al.</i> , 2010)	150-200	5-10	10-20	20-30	60-170	15-20
Hiperacumulación (Brooks, 2000)	10,000	100	1,000	1,000	1,000	1,000
Hiperacumulación Nueva propuesta (Van der Ent <i>et al.</i> , 2013)	3,000	100	1,000	1,000	300	300

* Con base en peso seco

Aunque parece sencillo aplicar los criterios de clasificación, en la realidad puede no serlo. Un intento de esquematizarlo se presenta en el Cuadro 9. Ahí se observa que cuando ambos FBC y FT, son mayores de 1, la planta es acumuladora. Si ambos valores son menores de 1 será una planta exclusora. Sin embargo, en el caso de que el FBC sea mayor de 1 y el FT menor de 1 o viceversa, ¿qué mecanismo está implicado: exclusión o estabilización?. También se menciona que con FBC mucho mayor de 1 se trata de una planta acumuladora, lo cual es una aseveración ambigua. No es lo mismo FBC de 10 que de 30; ambos son mayores de 1 y las plantas no están acumulando EPT en la misma magnitud. Retomando el ejemplo de FBC de 20, ¿dicho valor es suficiente para considerar a una planta como hiperacumuladoras?. Estos son cabos sueltos que permanecen en el área de investigación. Existen otros factores que pueden afectar los valores de FBC. Por ejemplo, las plantas que crecen en un suelo con deficiencia de nutrimentos pueden presentar valores muy altos porque los nutrientes se absorben continuamente por ser requeridos para el metabolismo de la planta y la concentración en el suelo es muy baja, lo que resulta en alto FBC. Otros criterios que son de ayuda en el estudio de plantas con uso potencial para la fitorremediación son los umbrales de fitotóxicidad y de hiperacumulación (Cuadro 9). En el Cuadro 8 se presentaron los umbrales para algunos de los EPT más estudiados. Como ya se señaló, hay una gran cantidad de elementos que apenas comienzan a estudiarse; para estos aun no existen criterios de acumulación en plantas. Los factores de bioacumulación y los umbrales de fitotóxicidad o hiperacumulación por si solos no pueden ayudar a la determinación del comportamiento de una planta respecto a la acumulación de EPT, sino que se deben analizar en conjunto.

Sin embargo, hay que mencionar que los umbrales de fitotoxicidad pueden variar y no son únicos en todas las especies vegetales (Gonzales-Chávez, *et al*; 2017).

Cuadro 9. Criterios de clasificación de plantas por su comportamiento en la acumulación de EPT basados en el factor de translocación (FT) y el factor de bioacumulación (FB).

Factores		FBC	
		> 1	< 1
FT	> 1	Acumuladora (>1 hiperacumuladoras)	-
	< 1	-	Exclusora

Fuente: Gonzales-Chávez, *et al*; 2017.

Cabe mencionar que para evaluar la concentración de EPT es conveniente diferenciar entre suelo o residuos rizosféricos de los no rizosféricos. Las condiciones fisicoquímicas que presentan son diferentes si el material de análisis es rizosféricos o no; por ejemplo, en el pH o en la concentración de EPT, por lo que el cálculo del FBC puede variar. Se recomienda tomar en cuenta los valores de suelo o residuos rizosféricos, ya que esta es el área (rizósfera) donde se llevan a cabo activamente (por la planta y microorganismos asociados) los fenómenos de absorción, precipitación y otros relacionados con los EPT (Kuiper *et al.*, 2004).

2.6.3 DATOS DE CAMPO VS EXPERIMENTOS DE INVERNADERO

Existe amplia información en relación con plantas, EPT y remediación. Sin embargo, pocas investigaciones tienen bases metodológicas bien establecidas, datos experimentales robustos y que aporten conclusiones relevantes que se basen en los resultados experimentales obtenidos. En contraste, muchos artículos tienen conclusiones equivocadas porque hacen generalizaciones de experimentos cortos con suelos donde se adicionaron sales de EPT sin incubación para su estabilización; se hicieron en hidroponía, etcétera. (Gonzales-Chávez, *et al*; 2017)

Por ejemplo, existe investigación donde se toman hojas de una planta, estas se ponen en contacto con soluciones de ciertos EPT durante algunos minutos, se hacen análisis bioquímicos y se concluye que la planta es tolerante, que posee mecanismos de tolerancia, y se afirma que son útiles en la fitorremediación. En general, trabajos de invernadero están asociados a experimentos hidropónicos. En muchas ocasiones la solución nutritiva que se usa tiene concentraciones excesivas del elemento estudiado que no reflejan lo que sucede en

el suelo, por lo que la absorción de EPT es forzada o inducida, lo que no corresponde al comportamiento real de la planta (Van der Ent *et al.*, 2013). Generalmente, en estos experimentos, a las soluciones nutritivas se les adiciona solo un EPT en dosis creciente; la interacción de dos o más EPT se estudia poco, mientras que en condiciones naturales simultáneamente se encuentran varios elementos contaminantes. Los reportes adolecen de considerar la interacción química de cationes y aniones, y la actividad real de los iones en la solución del suelo. Situación similar sucede con suelos contaminados artificialmente (Dickinson *et al.*, 2009). Si se realizan experimentos de invernadero es recomendable usar residuos o suelos naturales o incubados adecuadamente (Van der Ent *et al.*, 2013). Otra situación que puede ser problemática en experimentos hidropónicos o de adición de contaminantes al suelo es que no se tiene entendimiento claro de las reacciones probables con otros iones presentes (Adriano *et al.*, 2004), ni con otros componentes del suelo, lo que determina la forma química en que se encontraran los contaminantes, ya sea en la fracción líquida del mismo (especiación química) o en la forma en que están distribuidos en la parte sólida del suelo (fraccionamiento). Probablemente el EPT estudiado reaccione y se forme una especie química no asimilable por la planta. De este modo, se pueden adicionar cantidades altas y reportar que la planta es tolerante, llegando a conclusiones que no corresponden a la realidad. En este tipo de experimentos es necesario realizar estudios que determinen la especiación y el fraccionamiento de EPT, después de la adición artificial de los contaminantes, para así determinar con precisión las condiciones disponibles de toxicidad a las que está expuesta la planta. Asimismo, la evaluación del efecto a los EPT suele realizarse en un punto específico del desarrollo de la planta y no se reporta el comportamiento durante su ciclo completo, por lo que no se obtiene referencia clara y completa de la capacidad que tienen las especies vegetales estudiadas para sobrevivir en ambientes contaminados a nivel de especie. Con las explicaciones anteriores no se menciona que las investigaciones llevadas a cabo en condiciones artificiales no sean válidas. Solo hay que tener cautela en la interpretación y extrapolación de los resultados, así como de las conclusiones a las que se llegan. Se prefiere la confirmación experimental usando suelos contaminados que los estudios con hidroponía. De igual manera, los suelos con adición de sales de EPT difícilmente reflejan los enriquecidos con EPT, ya sea en forma natural o por contaminación inducida por el hombre (Gonzales-Chávez, *et al.*; 2017).

2.6.4 EL PROBLEMA DE LA ENTRADA DE METALES PESADOS EN LA PLANTA

2.6.4.1 DINÁMICA DE LOS METALES PESADOS EN EL SUELO

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales. La dinámica de los metales pesados en el suelo puede clasificarse resumidamente en cuatro vías (Navarro, *et al.*, 2007):

- Movilización a las aguas superficiales o subterráneas.
- Transferencia a la atmósfera por volatilización.
- Absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas.
- Retención de metales pesados en el suelo de distintas maneras: disueltos o fijados, retenidos por adsorción, complejación y precipitación.

2.6.4.2 TRANSPORTE

Los iones inorgánicos y el agua (savia bruta) se transportan desde la raíz hasta las hojas mediante una serie de células tubulares que pertenecen a un tejido leñoso denominado xilema. La fuerza que mueve esta solución no radica en las células del tejido xilemático, sino en la fuerza propia del proceso de ósmosis y en otra fuerza, menos habitual, conocida como fuerza de succión. La ósmosis se produce porque existe una gran diferencia de concentración entre la parte superior de la planta (hojas, inflorescencias) donde es mayor y la parte inferior, es decir existe un potencial hídrico favorable al impulso ascendente. La fuerza de succión se produce cuando en las hojas se pierde agua por transpiración, pues las moléculas perdidas producen una succión de nuevas moléculas cercanas para reemplazar a las anteriores, de tal manera que se produce una fuerza que atrae agua desde las raíces hacia las hojas (Navarro, *et al.*, 2007).

2.6.4.3 TOXICIDAD DE LOS METALES PESADOS

La toxicidad de los metales pesados depende, como ha quedado expuesto previamente, de la concentración, la forma química y la persistencia. Un elemento indispensable para un ser vivo en concentraciones traza puede llegar a ser tóxico en concentraciones elevadas. Por otra parte, la mayoría de metales pesados se combina con otras formas químicas, antes de entrar en los organismos o cuando se encuentra en el interior de los mismos; por tanto, antes de determinar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la forma química en la que se encuentra. La persistencia se define como el tiempo que tarda un contaminante en transformarse en una forma no tóxica. Los metales pesados están considerados como muy

peligrosos para los seres vivos en general, pues poseen una gran toxicidad, en parte debido a su elevada tendencia a bioacumularse. La bioacumulación es un aumento de la concentración de un producto químico en un organismo biológico en un cierto plazo, de forma que llega a ser superior a la del producto químico en el ambiente. La toxicidad está causada frecuentemente por la imposibilidad del organismo afectado para mantener los niveles necesarios de excreción. El proceso se agrava durante el paso por las distintas cadenas tróficas, debido a que los niveles de incorporación sufren un fuerte incremento a lo largo de sus sucesivos eslabones, siendo en los superiores donde se hallan los mayores niveles de contaminantes. A este proceso se le denomina biomagnificación; es decir, muchas toxinas que están diluidas en un medio, pueden alcanzar concentraciones dañinas dentro de las células, especialmente a través de la cadena trófica (Navarro, *et al.*, 2007).

Otro aspecto importante a considerar es la presencia simultánea (mezcla) de los metales pesados, ya que sus efectos pueden ser tanto tóxicamente sinérgicos o antagónicos (la toxicidad se reduce al mezclarse), por tanto existe cierta dificultad para predecir los efectos reales de los contaminantes en el medio. Los efectos de un compuesto o de la mezcla de ellos pueden ser inocuos, letales o subletales (no matan al individuo pero producen daños a nivel genético o fisiológico). Con frecuencia, los daños subletales suelen ser más perjudiciales para la población en general, ya que afectan al desarrollo o a la reproducción (Navarro, *et al.* 2007).

La causa primaria del elevado nivel de toxicidad a nivel químico es que los metales pesados poseen una gran capacidad para unirse con moléculas orgánicas. En efecto, estos efectos tóxicos en sistemas biológicos dependen de reacciones con ligandos que son esenciales para su asimilación, y estos ligandos están, a su vez, presentes en gran abundancia en la célula, ya sea formando parte de moléculas de mayores dimensiones, ya sea como moléculas aisladas. En este sentido, cabe destacar la gran afinidad que muestran los metales pesados, como principales ligandos, por grupos sulfídrico, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. El resultado de estas uniones ligando-metal puede ser muy perjudicial para la célula, destacando en este aspecto sobre otros fenómenos, (1) la acción genérica sobre proteínas por inhibición de la actividad o por disrupción en la estructura de las mismas, (2) el desplazamiento de elementos esenciales de su metabolismo estándar, produciendo efectos de deficiencia, y (3) la catálisis de reacciones de generación de moléculas ROS (Reactive Oxygen Species) o radicales libres que provocan fenómenos de estrés oxidativo (Navarro, *et al.*, 2007).

El estrés oxidativo es un fenómeno que merece ser estudiado aisladamente, dada su complejidad e importancia en el desarrollo de los mecanismos básicos de la célula. Como resumen de dicho fenómeno baste decir que provoca daño a distintos niveles, destacando los siguientes aspectos (Navarro, *et al.*, 2007):

- Inactivación de proteínas y enzimas, fundamentalmente por la oxidación de los grupos sulfhidrilo, dando lugar a puentes disulfuro que causan la interrupción del funcionamiento normal de la proteína o enzima.
- Peroxidación lipídica de membranas, causando rupturas y subproductos de las cadenas hidrocarbonadas.
- Efectos de daño sobre el ADN. Estos pueden ser desperfectos genotóxicos: mutaciones, aberraciones cromosómicas, alteraciones en la síntesis y reparación de ácidos nucleicos y transformaciones celulares.

El estudio de la toxicidad y, en general, del comportamiento oxidativo de los metales pesados en el interior de la célula de un organismo viene determinado en gran medida por dos tipos de reacciones químicas, causantes a su vez de dos elementos ROS clave: H_2O_2 y O_2^- . Estas dos reacciones son las siguientes (Navarro, *et al.*, 2007):

a) Reacción de Fenton

La reacción de Fenton, según la terminología de la IUPAC, consiste en la descomposición del peróxido de hidrógeno mediante la adición de sales de hierro, para formar un radical OH^\cdot



Este radical es tremendamente reactivo, y puede producir procesos de oxidación en cascada. En general lo que se produce en la célula son interacciones que causan una fuerte descompensación electrónica, principalmente por la acción de los radicales formados por el radical OH^\cdot , bien generando otros radicales, bien oxidando o reduciendo especies químicas presentes en el medio. En la práctica, el apelativo “reacción de Fenton” se utiliza para metales diferentes al Fe (Navarro, *et al.*, 2007).

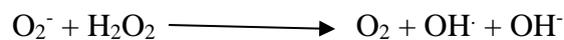
b) Reacción de Haber - Weiss

La reacción de Haber-Weiss, según IUPAC, es en realidad un ciclo de dos reacciones. La primera reacción aprovecha el radical OH^\cdot producido por la reacción de Fenton para

reaccionar con más peróxido (como en la reacción de Fenton) y originar un elemento crucial en las reacciones redox elaboradas en la célula, el radical superóxido:



El radical superóxido recién producido va a reaccionar entonces con más peróxido de hidrógeno (como en la reacción de Fenton), para volver a dar los productos no metálicos de la reacción de Fenton.



El resultado final es que el hierro se ha oxidado (en Fenton), y el aceptor final de electrones es el oxígeno (reacción de Haber-Weiss), que se libera en forma de oxígeno molecular, cerrando el proceso de cesión de los electrones por oxidación del metal. Acoplado a todo el sistema formado por las distintas reacciones, se producen radicales $\text{OH}\cdot$ que, como se ha mencionado anteriormente, pueden seguir desarrollando un mecanismo en cascada de consecuencias importantes para el equilibrio interno de la célula. Además, estos $\text{OH}\cdot$ inducen daños sobre el ADN, lo que puede conducir a carcinogénesis por alguna de estas rutas:

- Alteraciones producidas en oncogenes y factores de crecimiento.
- Alteraciones en los genes supresores de tumores.
- Alteraciones en los genes reguladores del crecimiento.

Como ha quedado descrito, en este conjunto de reacciones participan dos elementos ROS (O_2^- y H_2O_2) que han demostrado jugar un papel esencial en la interacción de los metales pesados con las células de los seres vivos. Ambos son, además, elementos señalizadores relevantes. No obstante, es interesante señalar que todas estas reacciones requieren la presencia previa de H_2O_2 . ¿Qué ocurre cuando el metal está presente y no hay suficiente cantidad de H_2O_2 ? ¿O esto no ocurre nunca? (Navarro, *et al.*, 2007).

2.6.4.4 ENFERMEDADES Y SÍNTOMAS QUE GENERAN

Debido al conjunto de reacciones químicas descritas hasta ahora, la toxicidad de los metales pesados se puede definir como elevada, tanto para microorganismos como para animales y plantas. Los metales pesados pasan del suelo a las plantas, y de ahí a los mamíferos. El problema esencial es que debido a la semejanza entre muchos contaminantes y los elementos trazas esenciales, las células pueden incorporar elementos tóxicos que quedan dentro de ellas o incorporados en su membrana causando un daño letal. En humanos, en general, crean problemas en los tejidos reproductivos y en desarrollo, de tal manera que existe un riesgo de exposición en útero (teratógenos) y primeros años de vida (acumulación) (Navarro, *et al.*, 2007).

Entre los efectos conocidos tenemos:

- a) **Cadmio (Cd)**: bronquitis; enfisema; nefrotoxicidad; infertilidad; cáncer de próstata; alteraciones neurológicas; hipertensión; enfermedades vasculares y óseas. El cadmio es considerado uno de los elementos más peligrosos para la alimentación humana, particularmente por su carácter acumulativo. En el ambiente, el cadmio es peligroso porque muchas plantas y algunos animales lo absorben eficazmente y lo concentran dentro de sus tejidos. Una vez absorbido, se combina en animales con las metalotioneínas (proteína que se describe más abajo) y se acumula en los riñones, el hígado y los órganos reproductores. Entre los casos de envenenamiento por cadmio mejor conocidos y documentados se encuentra el producido en Japón y denominado como enfermedad de Itai-Itai. A nivel molecular el cadmio es un conocido bloqueador del calcio en la membrana plasmática. En general, se sabe que desplaza al calcio y al cinc en determinadas proteínas además de causar estrés oxidativo. El resultado de todo ello suele ser un daño severo en el ADN y en los lípidos (Navarro, *et al.*, 2007).
- b) **Plomo (Pb)**: es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas. Alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia, cáncer de riñón. Los animales pueden absorber plomo por inhalación o ingestión. Si la absorción es lenta, la excreción lo es más aún, de manera que el plomo tiende a acumularse. La anemia es el primer síntoma de envenenamiento crónico producido por el plomo en los animales, dado que interfiere en la síntesis del grupo hemo, reflejándose en síntomas tales como náuseas, vómitos y dolores abdominales. Más grave es la degeneración del tejido en el sistema nervioso central. El Pb suele aprovechar la metabolización del Ca para sustituirlo y dañar la célula (Navarro, *et al.*, 2007).

Sin embargo hay un denominador común en la toxicidad de ciertos metales. En efecto, aunque las proteínas específicas que se ven principalmente afectadas por mercurio, plomo, cadmio y arsénico pueden diferir de un metal a otro, se produce una interacción bioquímica similar que es la responsable de la toxicidad de estos metales (Navarro, *et al.*, 2007).

Un aspecto importante a considerar, concerniente a la toxicidad es que el tiempo de residencia de los metales pesados en el suelo ronda los miles de años. Por tanto, representan un riesgo permanente para la salud ambiental. No ocurre así con otros productos tóxicos como plaguicidas, insecticidas, derivados del petróleo etc., que son, hoy día, factores comunes de contaminación mundial. En consecuencia, surge la necesidad de tratar, descontaminar, y remediar suelos contaminados por metales pesados (Navarro, *et al.*, 2007).

2.6.4.5 MECANISMOS CELULARES Y DETOXIFICACIÓN DE METALES PESADOS EN PLANTAS

Para poder comprender la genética molecular de la acumulación de los metales pesados según Navarro, *et al.*, (2007) es necesaria un conocimiento profundo de la interacción de los mismos con el entorno tanto en el interior de la planta como en el exterior de la misma.

En lo que sigue se tratará de forma sintética diferentes aspectos de interacción planta-metal relacionados con tolerancia y detoxificación. Estos son los siguientes:

a) Micorrizas

Las micorrizas son ciertos hongos del suelo que se encuentran en asociación simbiótica con las raíces de (la mayoría) de las plantas. La propia palabra define la simbiosis entre un hongo (*mycos*) y las raíces (*rhizos*) de una planta. La asociación física se produce porque las raíces de las plantas se unen con las hifas de determinados hongos. La planta obtiene del hongo la parte que viene del suelo mientras el hongo obtiene la parte que viene del aire, así la simbiosis proporciona por parte del hongo nutrientes minerales y agua (suelo), y por parte de la planta, sustratos energéticos y carbohidratos (fotosíntesis).

Las plantas micorrizadas presentan una mayor tolerancia a los metales pesados gracias, en parte, a la capacidad para inmovilizar los metales en la raíz, impidiendo que éstos pasen a la parte aérea de la planta. Una primera barrera a la entrada de metales pesados la constituiría la pared celular del hongo, que tiene una gran capacidad de adsorber cationes sobre su superficie, puesto que está se encuentra cargada negativamente. Además, el

hongo restringe el movimiento del metal a las raíces de la planta. Para ello se sirve de diversos mecanismos que varían según la especie de hongo y planta, y del metal. Sin embargo, se ha observado también una intensa actividad de translocación y absorción de metales pesados en algunas especies por efecto de las micorrizas, evidenciando que funcionan en ambos sentidos, impidiendo la entrada de metales pesados y favoreciendo su acumulación y, por tanto, procurando una alternativa de utilización en fitorremediación. En cualquier caso, los procesos esquematizados, en que participan las micorrizas son:

- Absorción/adsorción de metales pesados en el hongo.
- Reducción del acceso de los metales pesados al apoplasto por hidrofobia.
- Quelación de los metales pesados con exudados del hongo.

b) Pared celular y exudados de raíz

La raíz constituye el tejido de entrada principal de metales pesados en la planta. Hasta allí los metales pesados pueden llegar, fundamentalmente, por un proceso de difusión en el medio, mediante un flujo masivo y por intercambio catiónico. La raíz posee cargas negativas en sus células, debido en gran medida a la presencia de grupos carboxilo del ácido péctico. Las cargas negativas de estas células de la rizodermis interactúan con las positivas de los metales pesados presentes en el suelo, creando un equilibrio dinámico que facilita la entrada hacia el interior celular. De esta forma, los cationes entran por la pared celular, que además es hidrofílica, lo que facilita el transporte iónico. Una vez unidas las cargas positivas a las negativas de la pared celular, los metales pesados se transportan, en parte por la vía apoplástica, y en parte por la simplástica. No obstante, se ha demostrado recientemente que parte del flujo de metales pesados, al menos en el caso del Pb puede quedar retenido en la pared celular por la estructura de lignina y celulosa (Marmiroli *et al.* 2005).

Los exudados son compuestos orgánicos liberados por la raíces de la planta. Existen dos tipos: de bajo peso molecular y de alto peso molecular. Los primeros se liberan a favor de gradiente de concentración, y los segundos se liberan por mecanismos de transporte activo o por lisis celular. Entre los de bajo peso molecular encontramos ácidos orgánicos, azúcares, fenoles, aminoácidos, y gases como el etileno. Los exudados de alto peso molecular, por el contrario, son productos de lisados (como la autólisis de células epidérmicas y corticales), secreciones (que implican un proceso metabólico de liberación)

y mucílagos. Los exudados facilitan la disponibilidad de los metales. Por ejemplo, se ha observado que los exudados favorecen la absorción de Fe en suelos deficientes en el mismo. La exudación de mucílagos que forman una capa externa a la raíz (mucigel), también favorece la complejación de metales pesados como el Cd, Cu y Pb (Navarro, *et al.*, 2007).

c) Membrana plasmática

La célula en buen estado necesita tener los siguientes caminos metabólicos: la producción de ATP mitocondrial, el metabolismo de calcio, la síntesis de proteínas, la regulación del ADN, la glicólisis y el ciclo del ácido cítrico o ciclo de Krebs (Navarro; *et al.* 2007). Estos dos últimos proporcionan los precursores para síntesis de aminoácidos y los equivalentes reducidos, cuya oxidación genera la mayoría del ATP en la planta. Los daños a la membrana plasmática, la producción de ATP mitocondrial y al control de los niveles de calcio intracelular, son rutas comunes para la destrucción final de la célula y merecen especial atención.

La membrana plasmática es un sistema complejo y de un funcionamiento altamente sofisticado, siendo como es la puerta de entrada de cualquier elemento (señal, nutriente, tóxico, etc.) al lugar donde se realiza la química que mantiene la vida de la célula. La membrana plasmática es utilizada por la célula para mantener los gradientes iónicos, que a su vez regulan el volumen celular. Si se daña la membrana, entran iones Ca^{2+} y salen iones K^+ (responsables de los fenómenos de polarización y despolarización de la membrana y, en definitiva, de la transmisión eléctrica). La salida de K^+ favorece la entrada de agua. El aumento de agua incrementa el volumen celular. Hay varios mecanismos que pueden inducir estos cambios, algunos ejemplos son fluidización de la membrana, peroxidación de lípidos, daño al citoesqueleto, bloqueo de canales etc. Independiente de la agresión tóxica, la membrana plasmática es uno de los componentes que primero responde al daño, siendo el resultado final del mismo la pérdida de la integridad de la membrana. Por tanto, conviene tener en cuenta que el daño al citoesqueleto causará daños también a la membrana plasmática (Navarro; *et al.* 2007).

La membrana plasmática, por tanto, se ve rápidamente afectada por metales pesados. Sobre ella se producen efectos específicos según el metal, promoviendo daños mediante varios mecanismos (Navarro; *et al.* 2007). De manera resumida:

- Oxidación y entrecruzamiento de proteínas (conteniendo grupos tiol).
- Inhibición de proteínas de membrana que son esenciales (como por ejemplo la H⁺-ATPasa).
- Cambios en composición y fluidez de los lípidos de membrana, y cambios en la permeabilidad. Por ejemplo, se sabe que el Cu y el Cd alteran la composición de los lípidos de membrana y provocan la fuga de solutos de la célula.

En cualquier caso todos estos mecanismos esencialmente acaban alterando las propiedades eléctricas de la membrana plasmática. Sin embargo la membrana plasmática puede estar involucrada en la tolerancia a metales pesados reduciendo la captación o estimulando las bombas de flujo de metales que promueven la entrada al citosol. Se sabe que las plantas tolerantes protegen la membrana (Navarro, *et al.*, 2007). ¿Cómo? Básicamente:

- Mediante mecanismos de reparación que mantienen la integridad de la membrana plasmática
- Utilizando mecanismos de protección como proteínas de choque térmico, metalotioneinas, etc.
- Mejorando los mecanismos de homeostasis de metal
- Promoviendo un influjo reducido a través de la membrana plasmática
- Promoviendo un eflujo selectivo (metabólicamente, es decir energéticamente, más conveniente que los mecanismos específicos de influjo y restricción).

Las plantas poseen varias clases de transportadores de metal que deben estar involucrados en la homeostasis y la tolerancia. Hay, sin embargo, pocas evidencias directas al respecto, sobre todo para el sistema de eflujo (Navarro, *et al.*, 2007).

d) Quelación

Uno de los aspectos más importantes de la acumulación de metales pesados es el que se refiere al proceso de complejación. Un complejo o compuesto de coordinación es el resultado de la interacción de un átomo central, esto es, un ion metálico con orbitales de valencia vacíos que puede actuar como ácido de Lewis (aceptor de electrones), y una o varias bases de Lewis (dador de electrones) con pares de electrones libres. Estas bases se conocen como agentes complejantes o ligandos. Esta interacción lleva a la formación de un enlace covalente coordinado o dativo. El átomo central debe disponer de orbitales vacíos capaces de aceptar pares de electrones. En consecuencia, los cationes de los grupos

I y II del sistema periódico tienen poca tendencia a formar complejos, al disponer de orbitales poco profundos y, por tanto, con poca disposición a captar electrones. Por el contrario, los metales de transición sí que presentan una elevada tendencia al proceso de quelación, puesto que poseen orbitales profundos (tipo d o f) (Navarro, *et al.*, 2007).

El metal se rodea de los ligandos formando un complejo. Los ligandos simples, como el agua, sólo forman un enlace con el átomo central, y se llaman monodentados o monocoordinados. Algunos ligandos son capaces de formar múltiples enlaces de coordinación, y se describen como bidentados (bicoordinados), tridentados (tricoordinados), lo cual va incrementando la estabilidad de los complejos. Generalmente tienen mucha mayor tendencia a formar complejos que sus homólogos monocoordinantes (Navarro, *et al.*, 2007).

La planta utiliza este mecanismo de complejación en el interior de la célula para detoxificar (amortiguar) los metales pesados, uniendo a ellos ligandos para formar complejos. De esta manera, el metal queda inmerso en una interacción química que le mantiene en equilibrio electrónico (acomplejado), pero que no lo deja fuera del metabolismo, no se ha eliminado del citoplasma, de la célula y, por ello, sigue siendo potencialmente tóxico. Como se ha mencionado anteriormente, los metales pesados muestran gran afinidad por determinados grupos funcionales como principales ligandos, como grupos sulfidrilo, radicales amino, fosfato, carboxilo e hidroxilo. Los ligandos que utiliza son básicamente aminoácidos y ácidos orgánicos, y más específicamente, dos clases de péptidos: fitoquelatinas y metalotioneinas. Entre los aminoácidos y los ácidos orgánicos se encuentran los ácidos cítrico y málico, la histidina, la cisteína etc. (Navarro, *et al.*, 2007).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 LUGAR DE EJECUCION DEL ESTUDIO

La investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Fertilidad de Suelo de la Universidad Nacional Agraria La Molina, ubicada en el distrito La Molina, provincia de Lima, Perú, con una latitud sur 12°05'06'' y longitud oeste 76°75'00'' a una altura de 230 msnm. Con promedios de temperatura 14.6 °C a 28.7 °C, y una precipitación promedio anual de 60 mm, pertenece a la zona agro ecológica Costa sub-Tropical, grupo ecológico Desierto y se encuentra en la cuenca hidrográfica Rímac (Vega y Mejía, 2017).

3.2 MATERIALES

3.2.1 Plantas fitorremediadoras: Maíz (*Zea Mays*) y Girasol (*Helianthus annuus*).

Existen cultivos que pueden cumplir un excelente rol de fitorremediadores, puesto que llegan a remover materiales peligrosos desde suelos contaminados, como son el caso del geranio (*Pelargonium sp.*), tomate (*Lycopersicum sp.*), Maíz (*Zea Mays*), girasol (*Helianthus annuus*) (Figura 5), entre otros (Kaemmerer, 2003).



Figura 5: Semillas de Maíz y Girasol utilizadas para el trabajo experimental.

3.2.2 Suelos contaminados: Se realizó la selección de dos suelos agrícolas contaminados con metales pesados, ubicados en el valle del Mantaro, Departamento de Junín – Perú, se efectuó en base a resultados de muestreos previos de suelos en las márgenes derecha e izquierda (Cuadro 10) que usan las aguas del río Mantaro para su riego. Fueron elegidos las dos localidades: Mantaro y Muqui en base a sus altos contenidos de plomo y cadmio.

Cuadro 10: Resultado de los análisis de plomo y cadmio en los suelos recolectados del valle del Mantaro. Fecha: 29 de enero de 2016.

Nro.	Lugar	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
MARGEN DERECHA			
M - 01	Muqui	1113.21	9.19
M - 02	Orcotuna	1051.98	11.97
M - 03	Mito	118.39	1.98
MARGEN IZQUIERDA			
M - 04	Mantaro	113.88	5.51
M - 05	Matahuasi	33.34	1.45
M - 06	San Jerónimo	69.46	2.03

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Los suelos de la margen derecha (Muqui, Orcotuna y Mito) superan el ECA de suelos del Perú para plomo y cadmio; en la margen Izquierda (Mantaro, Matahuasi y San Jerónimo) se tiene que solo la localidad del Mantaro supera al ECA de suelos en Plomo y para Cadmio se observa que todos los lugares superan al ECA de suelos (Cuadro 11), determinando así que se encuentran contaminados con los metales plomo y cadmio de acuerdo a las normas emitidas por el Ministerio del Ambiente mediante Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM, se debe tener en cuenta que en esta margen izquierda los suelos agrícolas se encuentran ubicadas relativamente alejadas del río Mantaro; sin embargo los suelos agrícolas de ambas márgenes son irrigadas con las aguas del río Mantaro a través de los canales de irrigación Plan MERIS (Margen Derecha) y Canal CIMIR (Margen Izquierda). Los valores de los contaminantes disminuyen progresivamente conforme se alejan de la bocatoma principal de los canales de irrigación posiblemente debido a una decantación de los sedimentos de las aguas de riego a lo largo de los canales de Irrigación. En base a estos resultados se eligieron los 02 suelos agrícolas de las localidades de Mantaro y Muqui (Figuras 6 y 7) (Cuadro 12).

Cuadro 11: Estándares de calidad ambiental (Perú) para suelos.

N°	Parámetros	Usos del Suelo			Método de ensayo
		Suelo Agrícola	Suelo Residencial/ Parques	Suelo Comercial/ Industrial/ Extractivos	
II Inorgánicos					
18	Cadmio total (mg/kg MS) (2)	1,4	10	22	EPA 3050-B EPA 3051
21	Plomo total (mg/kg MS) (2)	70	140	1 200	EPA 3050-B EPA 3051

EPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos) Nota (2): Concentración de metales totales.

Fuente: Decreto Supremo N° 002-2013-MINAM



Figura 6: Recolección de suelos. Localidad: Muqui.



Figura 7: Recolección de suelos. Localidad: Mantaro.

Cuadro 12: Ubicación de los suelos agrícolas para trabajo en macetas.

N°	Locación	Coordenadas UTM Zona 18 WGS 84	
		Este (m)	Norte (m)
1	Muqui (3340 msnm)	452900	8692818
2	Mantaro (3349 msnm)	458051	8692416

Fuente: Elaboración propia.

3.2.3 Características de los suelos seleccionados:

Los suelos fueron obtenidas de la capa arable (0 a 20 cm de profundidad) de los dos lugares seleccionados y una muestra de un kg se envió al Laboratorio de Suelos para los análisis correspondientes, los resultados de los análisis son expuestos a continuación:

Cuadro 13: Resultados del análisis de textura de los suelos agrícolas.

Lugar	% Arena	% Limo	% Arcilla	Clase textural
Mantaro	25	41	34	Franco Arcilloso
Muqui	73	19	8	Franco Arenoso

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Cuadro 14: Resultados de los análisis de caracterización de los suelos agrícolas para el trabajo en macetas. Lugar: Mantaro. Fecha: 19 de abril de 2016.

Características	Unidad	Valor	Interpretación
pH 1:1	--	7.30	Ligeramente alcalino
C. E. 1:1	dS/m	0.18	Muy ligeramente salino
CaCO ₃	%	0.0	Bajo
M. O.	%	3.56	Medio
P disponible	mg/kg	29.7	Alto
K disponible	mg/kg	239	Medio
CIC total	cmol ₍₊₎ /kg	20.00	Medio
Saturación de bases	%	100	Alto
Ca	cmol ₍₊₎ /kg	17.08	
Mg	cmol ₍₊₎ /kg	2.37	
K	cmol ₍₊₎ /kg	0.47	
Na	cmol ₍₊₎ /kg	0.09	
Pb	mg/kg	208.24	Supera al ECA suelos
Cd	mg/kg	6.76	Supera al ECA suelos

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Cuadro 15: Resultados de los análisis de caracterización de los suelos agrícolas para trabajo de macetas. Lugar: Muqui. Fecha: 19 de abril de 2016.

Características	Unidad	Valor	Interpretación
pH 1:1	--	7.85	Moderadamente alcalino
C. E.	dS/m	0.38	Muy ligeramente salino
CaCO ₃	%	15.70	Alto
M. O.	%	2.30	Medio
P disponible	mg/kg	15.8	Alto
K disponible	mg/kg	149	Medio
CIC total	cmol ₍₊₎ /kg	11.20	Medio
Saturación de bases	%	100	Alto
Ca	cmol ₍₊₎ /kg	9.57	
Mg	cmol ₍₊₎ /kg	1.23	
K	cmol ₍₊₎ /kg	0.33	
Na	cmol ₍₊₎ /kg	0.07	
Pb	mg/kg	1174.44	Superior al ECA suelos
Cd	mg/kg	8.26	Superior al ECA suelos

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

De los resultados de los análisis de caracterización de los suelos en los Cuadros 13, 14 y 15 se observa que presentan diferente textura: Mantaro textura fina (Franco Arcilloso) y Muqui textura gruesa (Franco Arenoso) lo cual influyó en el desarrollo de las plantas fitorremediadoras tanto para maíz y girasol, la localidad del Mantaro tuvo mejores condiciones para el desarrollo de las plantas, el pH de ambos son ligeramente y

moderadamente básico en los suelos de Mantaro y Muqui respectivamente, ambos suelos presentan un contenido medio de materia orgánica, con buenos contenidos de nutrientes N, P y K disponibles, en concentraciones de Medio, Alto y Medio respectivamente; así mismo se observa que los contenidos de Plomo y Cadmio superan al ECA de suelos establecidos para el Perú (Cuadro 11) con un contenido muy alto en el suelo de Muqui en Plomo respecto a Mantaro esta diferencia permitió evaluar el comportamiento de las plantas fitorremediadoras; con respecto al Cadmio el suelo de la localidad de Muqui es ligeramente superior en su contenido respecto al Suelo de la localidad del Mantaro. En general se tiene que el suelo de la localidad de Muqui presenta los mayores contenidos de plomo y cadmio por lo tanto se encuentra más contaminado, se debe tener en cuenta que los suelos de la Margen Derecha en épocas de lluvia (Enero a Marzo) son inundados por el río Mantaro en el cual se observó que al final dejan sus sedimentos sobre los suelos agrícolas, lo que constituye una fuente adicional de mayor contaminación con los metales pesados para estos suelos agrícolas.

Al respecto Wang *et al.* (1992) mencionan que la contaminación en suelos por metales pesados ocurre cuando estos son irrigados con aguas procedentes de desechos de minas, aguas residuales contaminadas de parques industriales y municipales y filtraciones de presas de jales, tal como ocurre con los suelos agrícolas del valle del Mantaro. La diferencia de contenido de los metales pesados del suelo entre ambas localidades fue importante para evaluar el comportamiento de la absorción de Pb y Cd por los cultivos de maíz y girasol.

Cuadro 16: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para trabajo de macetas.
Fecha: 16 de abril de 2016.

Características	Unidad	MANTARO	MUQUI
Recuento de aerobios mesòfilos viables	UFC/g	15 x 10 ⁶	16 x 10 ⁶
Recuento de anaerobios	UFC/g	41 x 10 ⁵	48 x 10 ⁵
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0037	0.0000

Fuente: Análisis de Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología "Marino Tabusso" de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

De acuerdo a los resultados de análisis microbiológicos se observa en el Cuadro 16 que el suelo de la localidad de Muqui presentó un mayor número de organismos aerobios y anaerobios respecto al suelo de la localidad de Mantaro, además se observa que a la fecha de muestreo el suelo de la localidad de Muqui no presenta actividad microbiana posiblemente por las condiciones de falta de humedad y mayor porcentaje de arena respecto al suelo de la

localidad de Mantaro; estas diferencias fueron importantes para evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en cada localidad.

3.2.4 Enmiendas orgánicas:

- **C1:** Compost de Stevia, proveniente del Distrito de Pichanaqui – Junín – Perú, la dosis de aplicación fue 2 por ciento (20 g. por kg. de suelo) (Figura 8).
- **VC1:** Vermicompost de Stevia, para su uso experimental se realizó una mezcla al 50 por ciento del compost de Stevia (C1) con vermicompost (VC) de procedencia del INIA Santa Ana Huancayo – Junín – Perú. la dosis de aplicación fue 2 por ciento (20 g. por kg. de suelo) (Figura 8).

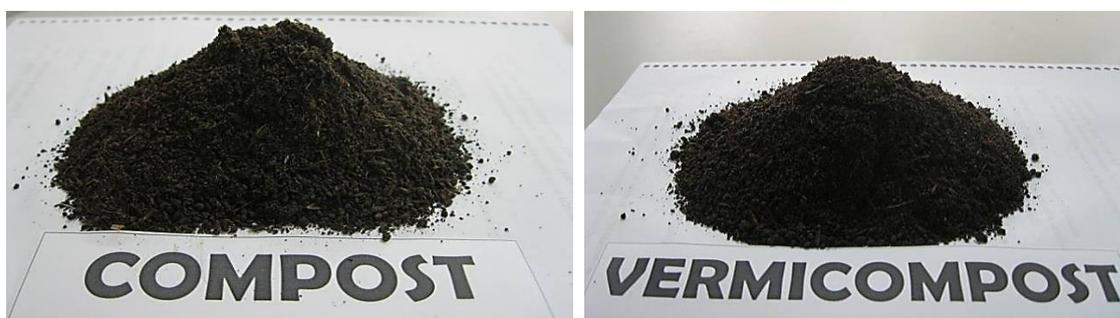


Figura 8: Enmiendas orgánicas utilizadas Compost (C1) y Vermicompost de Stevia(VC1).

Los resultados de los análisis de los diferentes parámetros en las enmiendas orgánicas utilizadas, en el Cuadro 17 se observa diferencias entre sus valores para las enmiendas orgánicas siendo ligeramente superior el vermicompost (VC1) en los diferentes parámetros analizados excepto en pH.

Cuadro 17: Resultados de los análisis de enmiendas orgánicas para trabajo de macetas. Fecha: 01 de Julio de 2016.

Características	Unidad	Compost (C1)	Vermicompost (VC1)
pH	--	7.23	6.82
C. E.	dS/m	1.31	1.87
M. O.	%	20.18	29.55
N	%	0.81	1.10
P ₂ O ₅	%	0.52	1.09
K ₂ O	%	0.41	0.38
CaO	%	1.61	2.30
MgO	%	0.32	0.49
Hd	%	23.58	39.74
Na	%	0.02	0.02
Pb	mg/kg	31.08	35.10
Cd	mg/kg	39.25	39.25

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Las diferencias en los parámetros de las enmiendas orgánicas pueden obedecer a diferentes factores relacionados con la producción del vermicompost, pues la disponibilidad de los nutrientes en los abonos orgánicos no depende de su contenido total en el material, sino de la dinámica del proceso y la temperatura alcanzada, que permite el desarrollo de organismos especializados; así algunos elementos pueden llegar a estar más disponibles por efecto del pH, de la humedad y de la aireación. De acuerdo con estos resultados, el vermicompost de Stevia presenta mejores índices de calidad. Melgarejo *et al.* (1997) mencionan que debido al menor pH y una mayor humedad retenida, se establece como un sustrato más adecuado para los propósitos agronómicos. Esto coincide con los resultados de otros autores que manifiestan que: el menor pH en el vermicompost puede deberse a la mineralización de los compuestos de N y P, la liberación de CO₂ y ácidos orgánicos de metabolismo microbiano, y la producción de ácidos húmicos y fúlvicos (Fornes *et al.*, 2012), la descarboxilación inicial de los ácidos orgánicos, la formación de amonio a partir de la degradación de las proteínas (Tognetti *et al.*, 2005).

Respecto a su calidad de las enmiendas orgánicas utilizadas al comparar con las normas internacionales se observa que de acuerdo a la Norma Mexicana NADF-020-AMBT-2011 (Cuadro 2) cumplen con las características generales para los tipos de composta A y B, sin embargo al comparar con las concentraciones máximas de elementos traza en mg·kg⁻¹ en base seca (Cuadro 3), que deben cumplir los tipos de composta, el alto contenido de Cadmio no le permitiría su uso para agricultura orgánica. Igual situación se tiene para los requisitos físico-químicos para las clases A y B de compost (Norma Chilena NCh 2880) (Cuadro 4) y Reglamento Austriaco de calidad del compost (Kompostverordnung, BGBL, 2001) (Cuadro 5) siendo estas muy estrictas para cadmio siendo 3 mg/kg como máximo; por otro lado si se compara con la Norma técnica Colombiana NTC 5167 (Cuadro 6) en sus requisitos de calidad para productos utilizados como abonos orgánicos y enmiendas orgánicas cumple con todos los parámetros ya que permite un contenido para cadmio de 39 mg/kg como máximo, estando las enmiendas orgánicas compost y vermicompost de Stevia en el margen permitido para su uso en agricultura, por ello es importante realizar los análisis previos a las enmiendas orgánicas a utilizar sobre todo en para los metales pesados además es necesario que el Perú debería implementar las Normas correspondientes de calidad y usos, teniendo en cuenta que podrían ser una de las fuentes de contaminación de los suelos y cultivos a producir, siendo factores de riesgo para los seres humanos como fuente de ingreso al cuerpo humano y sus posteriores efectos en la salud, la mayoría de elementos pesados están reportados como cancerígenos.

En los resultados de los análisis microbiológicos en el Cuadro 18 se observa que el compost de Stevia (C1) presenta mayor número de microorganismos aerobios mesófilos viables y anaerobios, respecto al vermicompost (VC1) que tiene una mayor actividad microbiana debido a la dinámica del proceso de producción y la temperatura alcanzada, que permite el desarrollo de organismos especializados; estas diferencias permitieron diferenciar el efecto sobre los suelos agrícolas y la fitorremediación propuesta.

Cuadro 18: Resultados de los análisis microbiológicos de las enmiendas orgánicas para trabajo en macetas. Fecha: 24 de junio de 2016.

Características	Unidad	COMPOST	VERMICOMPOST
Recuento de aerobios mesófilos viables	UFC/g	20 x 10 ⁷	18 x 10 ⁷
Recuento de anaerobios	UFC/g	43 x 10 ⁴	28 x 10 ⁴
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0556	0.0714

Fuente: Análisis de Laboratorio de Ecología Microbiana y Biotecnología “Marino Tabusso” de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

3.2.5 Características del agua utilizada para lavado y riego:

En el lugar del experimento se tuvo agua disponible tanto para el lavado de materiales y riego de las plantas en los ensayos, en botellas plásticas de un litro, se tomó dos muestras del agua disponible esta fueron enviadas al Laboratorio, que mediante un análisis estándar de agua, determinó los parámetros: pH, conductividad eléctrica C.E, calcio, magnesio, potasio, sodio, suma de cationes y aniones, mediante los métodos y técnicas que utiliza dicho laboratorio, adicionalmente se solicitaron análisis de Pb y Cd.

Tres criterios principales definen la calidad del agua de riego: salinidad, sodicidad y toxicidad (García, 2015). El parámetro aceptable de la C.E va de 0,7 a 3,0 dS m⁻¹, en tanto que del RAS va de 0,7 a 0,2 (García, 2015). Agua con contenidos altos de sales, permiten la acumulación de éstas en el suelo, ya que la evaporación directa del agua y la extracción por parte del cultivo provoca que estas se concentren en las capas superficiales del suelo (Valles-Aragón *et al.*, 2017).

En el Cuadro 19, se observa que el agua de riego es de reacción moderadamente alcalina, la conductividad eléctrica es relativamente alta con un RAS bajo, que lo clasifican como (C3-S1), la salinidad afectará a los cultivos, puede ser usada para riego de casi todos los tipos de suelo, sin peligro de destrucción de la estructura. El agua de lavado solo fue utilizada para

el lavado de materiales de campo, macetas, etc.; ya que por su elevada C.E. no se permite su uso para el riego.

Cuadro 19: Análisis químico de las aguas de lavado y riego. Fecha: 05 de mayo 2017.

Características	Unidades	Agua Lavado	Agua Riego
pH	---	7,64	7,75
C.E.	dS/m	3,21	0,84
Calcio	cmol ₍₊₎ /L	15,95	6,05
Magnesio	cmol ₍₊₎ /L	5,08	1,13
Potasio	cmol ₍₊₎ /L	0,22	0,13
Sodio	cmol ₍₊₎ /L	10,88	1,17
SUMA DE CATIONES		32,13	8,48
Nitratos	cmol ₍₊₎ /L	0,28	0,15
Carbonatos	cmol ₍₊₎ /L	0,00	0,00
Bicarbonatos	cmol ₍₊₎ /L	1,88	3,49
Sulfatos	cmol ₍₊₎ /L	13,54	2,98
Cloruros	cmol ₍₊₎ /L	16,50	1,90
SUMA DE ANIONES		32,20	8,52
Sodio	%	33,86	13,81
RAS	---	3,35	0,62
Boro	mg/kg	0,74	0,38
Clasificación		C4-S1	C3-S1
Plomo	mg/kg	0,028	0,031
Cadmio	mg/kg	0,044	0,025

Fuente: Análisis de Laboratorio de Suelos, Aguas y Fertilizantes de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.

Respecto al contenido de metales pesados y comparados al ECA de aguas respecto a la Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales, tenemos que cumple para Plomo cuyo nivel máximo es 0,05 mg/L sin embargo superan el nivel máximo de Cadmio 0,01 mg/L de acuerdo a los últimos Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua según D. S. N° 004-2017-MINAM; estos aspectos fueron tomados en cuenta para la interpretación de la dinámica de entrada de cadmio en los suelos agrícolas en estudio.

3.3. DISEÑO EXPERIMENTAL DE LA INVESTIGACIÓN

El Diseño Experimental utilizado fue Completamente al Azar (DCA) con 6 Tratamientos y 3 repeticiones por cada localidad (Cuadro 20), para la interpretación de resultados se compararon los cultivos (Maíz y Girasol) en ambas localidades Mantaro (MA) y Muqui (MU); además se realizó un estudio del efecto residual de las enmiendas orgánicas (Compost y Vermicompost) en una siguiente siembra en los maceteros para todos los tratamientos con el cultivo de maíz, teniendo rotaciones de cultivos: Maíz – Maíz (M-M) y Girasol – Maíz (G-M) en lo suelos agrícolas de ambas localidades (Figura 11).

Cuadro 20: Tratamientos y cultivos para el trabajo experimental en maceteros.

SUELOS	TRATAMIENTOS	CULTIVO	CLAVE
S1: Margen Izquierda MANTARO	C1: Compost	Maíz	MA T1
	VC1: Vermicompost	Maíz	MA T2
	Fertilización Química	Maíz	MA T3
	C1: Compost	Girasol	MA T4
	VC1: Vermicompost	Girasol	MA T5
	Fertilización Química	Girasol	MA T6
S2: Margen Derecha MUQUI	C1: Compost	Maíz	MU T1
	VC1: Vermicompost	Maíz	MU T2
	Fertilización Química	Maíz	MU T3
	C1: Compost	Girasol	MU T4
	VC1: Vermicompost	Girasol	MU T5
	Fertilización Química	Girasol	MU T6

3.4. INSTALACIÓN DE EXPERIMENTO:

Se pesaron 04 kg. de cada suelo agrícola y se mezclaron uniformemente con las enmiendas orgánicas antes de depositar en los maceteros (Figura 9). Luego se sembraron en cada maceta 05 semillas de maíz y girasol respectivamente (Figura 10), de acuerdo a los tratamientos propuestos se ubicaron por cultivos y lugares; se les otorgo el riego necesario hasta capacidad de campo en el primer riego lo que se mantuvo durante todo el desarrollo de los cultivos.



Figura 9: Pesado y Mezclado de suelos con la enmienda orgánica.



Figura 10: Siembra de Maíz y Girasol (05 semillas por maceta).



Figura 11: Distribución de las macetas en el ensayo experimental en UNA La Molina.

3.4.1. MANEJO DEL ENSAYO EXPERIMENTAL

3.4.1.1 Análisis de suelo

Se recolectaron de la capa arable (0 a 20 cm) alrededor de 80 kg de suelo agrícola por localidad: Mantaro y Muqui y se envió 1 kg al Laboratorio de Suelos, Plantas, Aguas y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía UNA La Molina para el análisis inicial de caracterización respectiva así mismo también se realizaron muestreos al final de cada ensayo por tratamientos para su análisis de suelo final correspondiente.

Métodos seguidos en los análisis de suelos:

- Textura de suelo: % de arena, limo y arcilla; método del hidrómetro.
- Salinidad: medida de la conductividad eléctrica (CE) del extracto acuoso en la relación suelo: agua 1:1 o en el extracto de la pasta de saturación (es).

- pH: medida en el potenciómetro de la suspensión suelo: agua relación 1:1 o en suspensión suelo: KCl 1N, relación 1:2,5.
- Calcáreo total (CaCO₃): método gaso-volumétrico utilizando un calcímetro.
- Materia orgánica: método de Wlakley y Black, oxidación del carbono orgánico con dicromato de potasio. % M.O. = % C x 1.724.
- Nitrógeno total: método de micro-Kjeldahl.
- Fósforo disponible: método del Olsen modificado, extracción con Bicarbonato de sodio 0,5M, pH 8,5.
- Potasio disponible: extracción con acetato de amonio 1N, pH 7.
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC): saturación con acetato de amonio, pH 7.
- Acidez cambiante: método de Yuan. Extracción con KCl 1N.
- Pb y Cd: Extracción con ácido nítrico cuantificación por absorción atómica.
- Recuento de aerobios mesófilos viables y Recuento de anaerobios: International Commission on Microbiological Specifications for Foods. 1983. 2da Ed. Vol 1 Part II.
- Actividad microbiana: Methods of soil Analysis Part. II. Chemical and Microbial. Anderson J. 1982. Soil respiration.

3.4.1.2 Siembra

Se realizó el 28 de junio de 2016 con la colocación de 5 semillas de maíz y girasol por macetero de 4 kg de capacidad; luego de la germinación de las plantas se dejaron solo tres plantas de maíz y dos de girasol por maceta.

3.4.1.3 Fertilización Química

Con la finalidad de asegurar los nutrientes básicos para un desarrollo normal de las plantas se realizó una fertilización a todos los tratamientos con una dosis de 200 mg/kg N, 100 mg/kg P₂O₅ y 200 mg/kg de K₂O, utilizando como fuentes a la Urea (46%N), Superfosfato triple (46% P₂O₅) y Cloruro de Potasio (60% K₂O) y la mezcla de fertilizantes fueron aplicadas diluidas al inicio de crecimiento, solo para el nitrógeno se fracciono en 2 partes.

3.4.1.4 Labores culturales

Se realizaron las labores culturales necesarias en los cultivos como son remociones periódicas del suelo para evitar la compactación de los suelos en la parte superior del macetero así como control de malezas, con la finalidad de mantener los cultivos libres de la competencia con malezas.

3.4.1.5 Riego

Los riegos fueron periódicos, de acuerdo a la necesidad de los cultivos y manteniendo las macetas bajo capacidad de campo.

3.4.1.6 Control fitosanitario

No fue necesaria realizar aplicación de agroquímicos por la ausencia de plagas y enfermedades significativas durante el ciclo de los cultivos.

3.4.1.7 Cosecha:

La cosecha se efectuó manualmente cuando el cultivo alcanzó su madurez fisiológica para el maíz se tuvo en cuenta la aparición de la inflorescencia masculina (panoja) desarrollada al 4to. mes, y en el caso del girasol se consideró el 100 por ciento de floración en todas las macetas al 5to. mes de la siembra.

3.4.2 PARÁMETROS EVALUADOS EN LOS CULTIVOS

Para determinar el efecto de las enmiendas orgánicas en la fitorremediación de plomo y cadmio se evaluaron los siguientes parámetros en los cultivos:

3.4.2.1 Altura de planta

Se midió la altura de planta cada semana después de la emergencia de los cultivos, en tres plantas de maíz y dos plantas de girasol de cada macetero experimental, considerándose la altura desde la base del tallo hasta la parte apical del tallo principal.

3.4.2.2 Peso de las hojas:

Al momento de la cosecha, para maíz y girasol se realizó el pesaje de las hojas, en las plantas de cada maceta. Se pesaron en fresco, mediante una balanza digital (Sartorius CP323 S), luego fueron secadas en la estufa (Venticell LSIS-B2V/VC 222), por 24 horas a una temperatura promedio de 75 °C, para obtener materia seca.

3.4.2.3 Peso de los Tallos:

Al momento de la cosecha para maíz y girasol se pesaron los tallos, en las plantas de cada maceta. Así se obtuvo peso fresco y materia seca.

3.4.2.4 Peso de los escapos florales:

Solo para el cultivo del girasol al momento de la cosecha se realizó el pesaje de los escapos florales, en las plantas de cada maceta. Se obtuvo peso fresco y materia seca.

3.4.2.5 Peso de las raíces:

Al momento de la cosecha para los cultivos de maíz y girasol se realizó el pesaje de las raíces, en las plantas de cada maceta. Se obtuvo peso fresco y materia seca.

3.4.3 SEGUNDA SIEMBRA:

En la 2da. Campaña para la evaluación del efecto residual con maíz se realizó la siembra el 13 de enero de 2017 en los suelos de las dos localidades: Mantaro y Muqui, para todos los tratamientos solo se realizó la fertilización química; de las 5 semillas de maíz sembradas se dejaron 2 plantas de maíz por macetero realizando la cosecha el 22 de marzo (Localidad Mantaro) y 24 de marzo (Localidad Muqui), se realizaron solamente evaluaciones de altura de planta, peso de la parte foliar (tallo y hojas) y peso de la parte radicular (raíces), tomando pesos en fresco y materia seca respectivamente. Asimismo se tomaron muestras de los suelos de cada tratamiento para el análisis de plomo y cadmio finales del ensayo en los suelos.

3.4.4 ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico de las diferencias observables entre los tratamientos de las variables en estudio, se realizó el Análisis de Varianza (ANVA) para cada cultivo y lugar y luego una interacción entre ambas localidades con el programa estadístico INFOSTAT y de encontrarse diferencias significativas entre los tratamientos, se aplicó la prueba de DUNCAN ($\alpha=5\%$).

Las tablas de resultados muestran las medias de las variables obtenidas por los tratamientos, el Error Estándar, las letras de significancia (medias con letras comunes no son significativamente diferentes con p-valor > 0.05 y medias con letras diferentes son significativamente diferentes con p-valor < 0.05) y el Coeficiente de Variación (CV).

3.4.5 EXPERIMENTOS REALIZADOS

Con el objetivo de evaluar la recuperación de los suelos degradados con metales pesados en condiciones de La Molina - Lima, mediante la aplicación de enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost de Stevia, se instalaron tres experimentos que se señalan a

continuación:

- 1) Estudio del efecto de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost de Stevia) en las plantas de maíz (*Zea mays*) 1ra. Campaña.
- 2) Estudio del efecto de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost de Stevia) en las plantas de Girasol (*Helianthus annuus*) 1ra. Campaña.
- 3) Estudio del efecto residual de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost de Stevia) en las plantas de maíz (*Zea mays*) 2da. Campaña.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE MAÍZ (*Zea mays*):

A continuación, se muestran los resultados de la respuesta del cultivo de Maíz (*Zea mays*), producto del efecto de la aplicación de las enmiendas orgánicas.

4.1.1 EN LA ALTURA DE PLANTAS

Los resultados indican que los tratamientos de la localidad del Mantaro: MA T2 y MA T1 presentan alturas significativamente mayores que los obtenidos por los tratamientos de la localidad de Muqui: MU T2, MU T1 y MU T3 (Cuadro 21), en los suelos de la localidad del Mantaro el maíz presenta una mayor altura (ver Figuras 16 y 17), ello puede explicarse porque el suelo de Mantaro contiene un mayor potencial nutricional relacionado con los valores de pH, Materia orgánica, N, P, K así como el valor de CIC del suelo, paralelamente a una menor concentración de elementos contaminantes de acuerdo a los resultados de análisis de suelo (Cuadros 14 y 15).

Cuadro 21: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de plantas (cm).
Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	MA T2 (Vermicompost)	124.89	A
2	MA T1 (Compost)	119.67	A
3	MA T3 (Químico)	108.77	AB
4	MU T2 (Vermicompost)	97.22	BC
5	MU T1 (Compost)	89.33	BC
6	MU T3 (Químico)	86.33	C

El mejor potencial nutricional que posee el suelo de la localidad del Mantaro, permite a la planta del maíz paralelamente una mayor absorción de nutrientes, mayor actividad bioquímica dentro de la planta (Atiyeh *et al.* 2000), que se pueden relacionar también con la actividad hormonal y con los microorganismos del suelo, muchos de los cuales se encuentran en el vermicompost y compost (Beltrán-Morales *et al.* 2016).

4.1.2 EN EL PESO DE HOJAS, TALLOS, RAÍCES Y TOTAL DE LAS PLANTAS

Los resultados de la evaluación de Materia Seca de las Hojas (ver Figura 18) según la prueba de significación de Duncan (Anexo 11) indican que el Tratamiento del suelo de la localidad de Mantaro: MA T2 (Vermicompost) mostró estadísticamente mayor peso de las hojas que los tratamientos MA T1 y MA T3, para los suelos de la localidad de Muqui: el Tratamiento MU T2 (Vermicompost) supera a los tratamientos MU T1 y MU T3 (Figura 12).

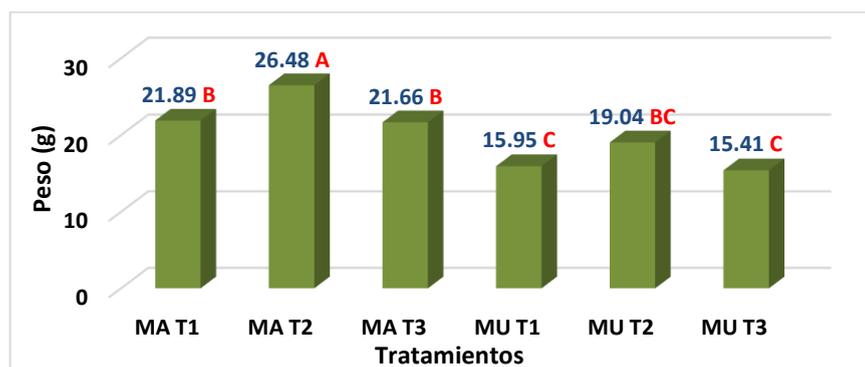


Figura 12: Materia Seca (g) de las Hojas de Maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.

Los resultados de la evaluación de Materia Seca de los Tallos (Figura 13), nos indican la misma tendencia que para la materia seca de hojas, el Tratamiento del suelo de la localidad de Mantaro: MA T2 (Vermicompost) presenta el mayor promedio con 53.64 g sin superar a los tratamientos (MA T1 y MA T3). Los tratamientos de los suelos de la localidad del Mantaro superan estadísticamente a los tratamientos de los suelos de la localidad de Muqui donde el Tratamiento MU T2 (Vermicompost) supera en promedio con 32.15 g a los tratamientos MU T1 y MU T3. Al respecto Jaurixje *et al.* (2013); Castelo-Gutiérrez *et al.* (2016) menciona que las enmiendas acondicionan al suelo para que la planta pueda absorber mayor cantidad de nutrientes, la presencia de microorganismos y enzimas en el compost y vermicompost permiten entregar mejores condiciones para una mayor disponibilidad de nutrientes lo que se refleja en el área foliar obtenida, como ocurre con el vermicompost de Stevia.

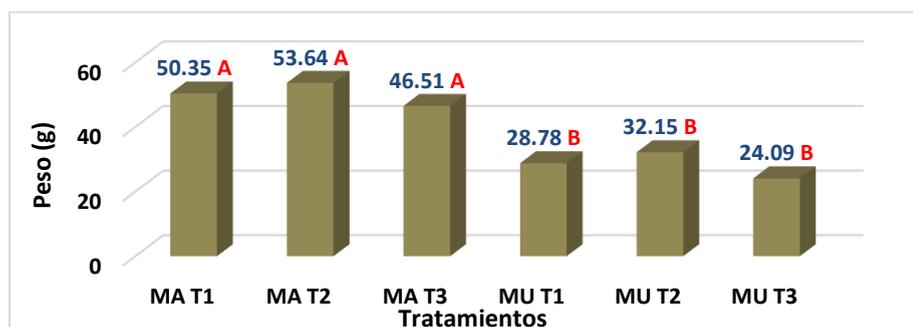


Figura 13: Materia Seca (g) de los Tallos de Maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.

Respecto al contenido de materia seca de raíces (Figuras 14 y 19), se observa que el Tratamiento del suelo de la localidad del Mantaro: MA T2 (Vermicompost) con 19.42 g superó estadísticamente a los demás tratamientos incluidos a los tratamientos de los suelos de la localidad de Muqui, en ambas localidades los tratamientos Químicos (MA T3 y MU T3) se ubican en el último lugar para cada localidad evidenciándose el efecto de las enmiendas orgánicas. Al respecto, Laich (2011) menciona, que agregar compost al suelo provoca diversos efectos benéficos como el aporte de nutrientes, estimula el desarrollo radicular e incorpora microorganismos beneficiosos al suelo implicados en el ciclo de diferentes nutrientes.

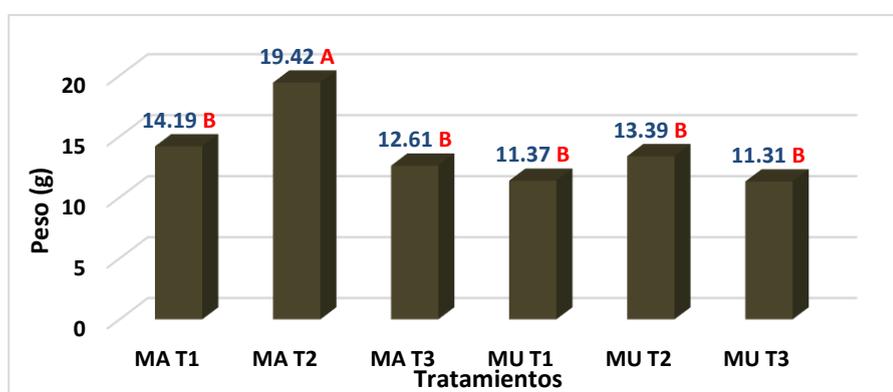


Figura 14: Materia Seca (g) de las Raíces de Maíz. Localidad: Mantaro y Muqui.

Los resultados de Materia Seca Total (Anexo 14) y en la Figura 15 constituida por Hojas, Tallos y Raíces, mostraron que el tratamiento del suelo de la localidad del Mantaro: MA T2 (Vermicompost) tuvo el mayor valor = 99.55 g superando estadísticamente a los demás tratamientos, en los suelos de ambas localidades las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) superan al tratamiento T3 (Químico), este mayor peso de Materia seca total de planta indica mayores valores de absorción de elementos nutritivos y metales pesados.

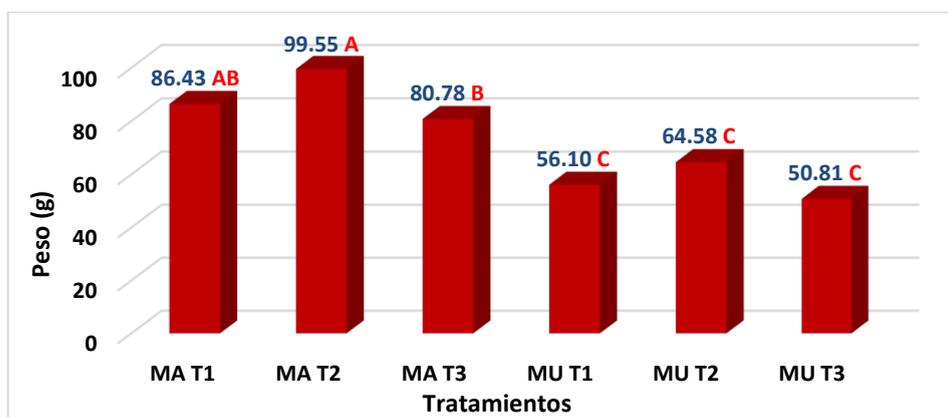


Figura 15: Materia Seca (g) Total de Maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.

Se aprecia un efecto favorable de las enmiendas orgánicas utilizadas compost y vermicompost que permite una mayor cantidad de materia seca total. Estos resultados coinciden con otros investigadores como, Hernández (2011) quien encontró un mayor rendimiento de materia seca en plantas de tomate en los tratamientos con compost y vermicompost sin presentar diferencias significativas entre estos, en tanto que los menores rendimientos los obtuvo con el testigo. Tognetti *et al.* (2005) señalan que, cuando se aplicaron compost y vermicompost al suelo degradado y se sembraron ryegrass, se produjeron rendimientos significativamente mayores en comparación con los controles; que esta mejora se debió a que las enmiendas orgánicas favorecieron al incremento del pH en el suelo, la reducción de la acidez, el incremento de la disponibilidad de (Ca, Mg, K, N, y P), favoreció la capacidad de intercambio catiónico efectiva (CICE) y el porcentaje de materia orgánica. Para Beltrán-Morales *et al.* (2016) las enmiendas suministran todos los nutrientes necesarios para el buen desarrollo del cultivo.

La comparación entre el peso Total de materia seca para ambas localidades Mantaro y Muqui, muestra que los mayores valores de materia seca total en promedio lo obtiene la localidad del Mantaro aproximadamente en 40 por ciento; asimismo se debe tener en cuenta que en la evaluación final del cultivo de maíz para la Localidad de Muqui necesitó dos semanas adicionales para alcanzar el máximo desarrollo vegetativo y realizar la cosecha respectiva al inicio de floración (aparición de panoja); es decir que en el suelo de Mantaro el cultivo de maíz requirió menor tiempo para alcanzar su máximo desarrollo.

4.1.3 EN LA EXTRACCIÓN DE LOS METALES PESADOS POR LAS PLANTAS

En el Cuadro 22, respecto a las concentraciones de plomo en los órganos de la planta de maíz, se observa que acumula mayor cantidad de plomo en las raíces (80 por ciento), hojas (15 por ciento) y tallos (5 por ciento) como promedio en todos los tratamientos.

Cuadro 22: Extracción de plomo (mg/kg) por cultivo de maíz.

Tratamientos	Plomo (mg/kg)			
	HOJAS	TALLOS	RAICES	TOTAL
MA T1 (Compost)	7.60	3.35	36.95	47.90
MA T2 (Vermicompost)	9.25	4.38	56.04	69.67
MA T3 (Químico)	7.13	4.40	70.98	82.51
MU T1 (Compost)	10.28	4.98	192.88	208.14
MU T2 (Vermicompost)	10.30	6.03	379.50	395.83
MU T3 (Químico)	14.90	11.33	309.25	335.48

Además se observa que ante un mayor contenido de plomo como en el suelo localidad de Muqui con menor CIC y % Arcilla (ver Cuadro 15) es donde el cultivo de maíz tiende a presentar los mayores valores de acumulación de plomo por el fenómeno de flujo de masas teniendo para las raíces (93 por ciento), hojas (5 por ciento) y tallos (2 por ciento), asimismo se observa que las enmiendas orgánicas contribuyen a una mayor extracción como en el caso del suelo de la localidad de Muqui, el tratamiento MU T2 (Vermicompost) con 395.83 mg/kg de Pb para el total de extracción. Esta mayor acumulación de plomo por las raíces coincide con otros autores como Malkowski *et al.* (2005) quienes demostraron que la raíz es el órgano donde se acumula el plomo, en forma de Plomo-Fosfato, dado que este estimula el engrosamiento de la pared celular. No obstante, se ha demostrado recientemente que parte del flujo de metales pesados, al menos en el caso del Pb puede quedar retenido en la pared celular por la estructura de lignina y celulosa (Marmioli *et al.* 2005). Al respecto, Brennan y Shelley (1999) demostraron que el proceso de absorción y de entrada de metales en el maíz se realiza vía simplástica en la raíz, pasando hacia el tallo por los tejidos xilemáticos hasta llegar a la hoja, donde puede regresar a la raíz vía floema. De acuerdo con el modelo planteado, se asume la precipitación del plomo en forma Plomo-Fosfato, en el interior de los tejidos vegetales como uno de los principales mecanismos en este sistema de absorción.

Cuadro 23: Extracción de cadmio (mg/kg) por el cultivo de maíz

Tratamientos	Cadmio (mg/kg)			
	HOJAS	TALLOS	RAICES	TOTAL
MA T1 (Compost)	0.65	0.35	8.55	9.55
MA T2 (Vermicompost)	0.45	0.38	13.31	14.14
MA T3 (Químico)	1.05	0.60	13.50	15.15
MU T1 (Compost)	1.15	0.25	4.73	6.13
MU T2 (Vermicompost)	0.25	0.23	7.23	7.71
MU T3 (Químico)	0.24	0.28	6.45	6.97

En el Cuadro 23, respecto a los resultados de extracción de cadmio se observa que la planta de maíz al igual que en el caso de plomo acumulan mayor cantidad en las raíces (91 por ciento) respecto a hojas (6 por ciento) y tallos (3 por ciento) en todos los tratamientos de ambas localidades, sin embargo el cadmio presenta un comportamiento diferente respecto al plomo ya que ante una ligera menor presencia de cadmio como en el suelo de la localidad del Mantaro donde existe una mayor movilidad facilitado por sus características de mayor CIC y % de arcilla (ver Cuadros 14 y 15) el cultivo de maíz tiende a presentar los mayores valores de extracción de cadmio siendo inclusive el tratamiento químico MA T3 quien presenta la mayor extracción con 15.5 mg/kg de Cd, al respecto Mahdy, *et al.* 2007 comentan

que algunos cultivos como el de maíz, cuando crece en un suelo típicamente arcilloso como el suelo del Mantaro, tienen una capacidad asimilativa más alta que para el límite de absorción de Cd, Ni, Pb y de Cu que en otros suelos y que marcan la diferencia también con otros cultivos. Asimismo, Li, et al (1994) comentan que la absorción de Cd no es regulada por límites fisiológicos (demanda de la planta) y la absorción de Cd aumenta con el aumento de las concentraciones de Cd de suelo. Estudios experimentales en que Cd se administra como sal con Cd^{+2} muestran que la absorción aumenta linealmente con el Cd del suelo siempre que todas las demás propiedades suelo permanecen constantes. La biodisponibilidad de Cd varía en gran medida y las concentraciones de Cd total suelo predicen mal absorción de Cd.

Las enmiendas orgánicas contribuyen en alguna medida a una mayor extracción de cadmio como en el caso del suelo de la localidad del Mantaro, el tratamiento MA T2 (Vermicompost) con 14.14 mg/kg de Cd y en en el suelo de la localidad de Muqui, el Tratamiento MU T2 (Vermicompost) con 7.71 mg/kg de Cd, debido posiblemente a la exudación de mucílagos que forman una capa externa a la raíz (mucigel), también favorece la complejación de metales pesados como el Cd, Cu y Pb (Navarro; et al. 2007).

4.1.4 EN LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN (FBC) Y TRANSLOCACIÓN (FT) DE LOS METALES PESADOS

Al realizar los cálculos de Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados plomo y cadmio por las plantas de maíz (Cuadros 24, 25, 26 y 27), se observa que en todos los tratamientos y en ambas localidades presentan valores < 1 , lo que califica al maíz como una planta exclusora o estabilizadora; al respecto (Dickinson *et al.*, 2009) mencionan que cuando el FBC y el FT (ambos) son mayores de 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son menores de 1, es una planta exclusora. Aunque otros investigadores concluyen que el estudio de la concentración de EPT en la planta no debería ser el único factor que determine si una planta es exclusora o no.

Cuadro 24: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FBC
	AEREA	SUELO	
MA T4 (Compost)	10.95	220.96	0.05
MA T5 (Vermicompost)	13.63	187.50	0.07
MA T6 (Químico)	11.53	173.90	0.07
MU T4 (Compost)	15.26	1854.16	0.01
MU T5 (Vermicompost)	16.33	1703.77	0.01
MU T6 (Químico)	26.23	2114.28	0.01

Cuadro 25: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FT
	AEREA	RAICES	
MA T4 (Compost)	10.95	36.95	0.30
MA T5 (Vermicompost)	13.63	56.04	0.24
MA T6 (Químico)	11.53	70.98	0.16
MU T4 (Compost)	15.26	192.88	0.08
MU T5 (Vermicompost)	16.33	379.50	0.04
MU T6 (Químico)	26.23	309.25	0.08

Cuadro 26: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FBC
	AEREA	SUELO	
MA T4 (Compost)	1.00	7.60	0.13
MA T5 (Vermicompost)	0.83	7.24	0.11
MA T6 (Químico)	1.65	7.29	0.23
MU T4 (Compost)	1.40	9.25	0.15
MU T5 (Vermicompost)	0.48	8.98	0.05
MU T6 (Químico)	0.52	9.43	0.06

Cuadro 27: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FT
	AEREA	RAICES	
MA T4 (Compost)	1.00	8.55	0.12
MA T5 (Vermicompost)	0.83	13.31	0.06
MA T6 (Químico)	1.65	13.50	0.12
MU T4 (Compost)	1.40	4.73	0.30
MU T5 (Vermicompost)	0.48	7.23	0.07
MU T6 (Químico)	0.52	6.45	0.08

Comúnmente, para la elección de especies vegetales útiles en la remediación, las variables de interés que se han utilizado son la concentración de EPT en la parte aérea y radical, y los factores de bioacumulación. De esta forma, si se opta por la Fitoestabilización se recomienda que las plantas sean exclusoras de EPT (o acumulen muy bajas concentraciones) en su parte aérea. Con esto se busca que la mayor concentración de los EPT este inmovilizada en la

rizósfera (parte de influencia de la raíz) o en la raíz misma, como ocurre con el cultivo del maíz en el presente estudio. En muchos casos, tal vez por confusión, acumulación e hiperacumulación se manejan como sinónimos; sin embargo, son conceptos diferentes. Las plantas hiperacumuladoras son capaces de acumular cantidades excesivas de EPT en su follaje. Erróneamente se clasifica como hiperacumuladoras a aquella planta que acumula en su raíz altas concentraciones de EPT. Lo correcto es considerar la acumulación en la parte aérea de la planta. Para que se considere como tal, la acumulación de EPT en la parte aérea debe ser >1 por ciento del peso seco de la planta (ver Cuadro 8) (Van der Ent *et al.*, 2013).



Figura 16: Altura de plantas de Maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.



Figura 17: Plantas del Maíz próximas a la cosecha en ambas localidades.



Figura 18: Cosecha de Hojas y Tallos de las Plantas de Maíz. Localidad: Mantaro.



Figura 19: Evaluación de Raíces de las Plantas de Maíz. Localidades: Mantaro y Muqui.

4.2. ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE GIRASOL (*Helianthus annuus*):

A continuación se muestran los resultados de la respuesta del cultivo Girasol (*Helianthus annuus*), producto del efecto de la aplicación de las enmiendas orgánicas.

4.2.1. EN LA ALTURA DE PLANTAS

De los resultados obtenidos para altura de plantas (ver Figuras 26 y 27) y al realizar la prueba de comparación múltiple Duncan (Cuadro 28) para ambas localidades: Mantaro y Muqui se observa que los tratamientos en los suelos de la localidad del Mantaro presentan un mayor desarrollo siendo el tratamiento MA T4 (Compost) con mayor promedio 122.17 cm supera estadísticamente a los tratamientos MA T5 y MA T6; estos resultados confirman las mejores condiciones nutricionales del suelo de la localidad del Mantaro - Jauja, resaltando entre ellos los valores de pH, Materia orgánica, N, P, K así como el valor de CIC del suelo.

El mejor potencial nutricional que posee el suelo del Mantaro, permite a la planta paralelamente una mayor absorción de nutrientes, mayor actividad bioquímica dentro de la planta (Atiyeh *et al.* 2000), lo que se pueden relacionar con la actividad hormonal y con los microorganismos del suelo, muchos de los cuales se encuentran en el vermicompost y compost (Beltrán-Morales *et al.* 2016).

Cuadro 28: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de plantas (cm). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	MA T4 (Compost)	122.17	A
2	MA T5 (Vermicompost)	110.17	AB
3	MU T5 (Vermicompost)	107.83	AB
4	MA T6 (Químico)	105.50	AB
5	MU T4 (Compost)	97.83	BC
6	MU T6 (Químico)	81.50	C

Por otro lado se observa que los tratamientos en los suelos de la Localidad de Muqui presentan menores valores de desarrollo, sobresale el tratamiento MU T5 (Vermicompost) con 107.83 cm superando a los tratamientos MU T4 y MU T6 (Químico) con promedio de 81.50 cm que de acuerdo a la prueba de comparación múltiple de Duncan ocupa el último lugar, considerando que uno de los factores influyentes fue la presencia de altos valores de contaminantes en metales pesados (Plomo y Cadmio) en el suelo de Muqui (ver Cuadro 15), lo que influyó en el desarrollo del cultivo de girasol.

4.2.2. EN EL PESO DE HOJAS, TALLOS, FLORES Y RAÍCES DE LAS PLANTAS

Los resultados para la evaluación de Materia Seca de las Hojas (Anexo 37) y en la Figura 20, nos indican que el Tratamiento MA T4 (Compost) del suelo de la localidad del Mantaro supera estadísticamente con 29.98 g a los demás tratamientos. En los suelos de la localidad de Muqui el Tratamiento MU T5 (Vermicompost) supera en promedio con 21.62 g a los tratamientos MU T4 y el MU T6 (Químico) que con 12.77 g ocupa el último lugar estadísticamente.

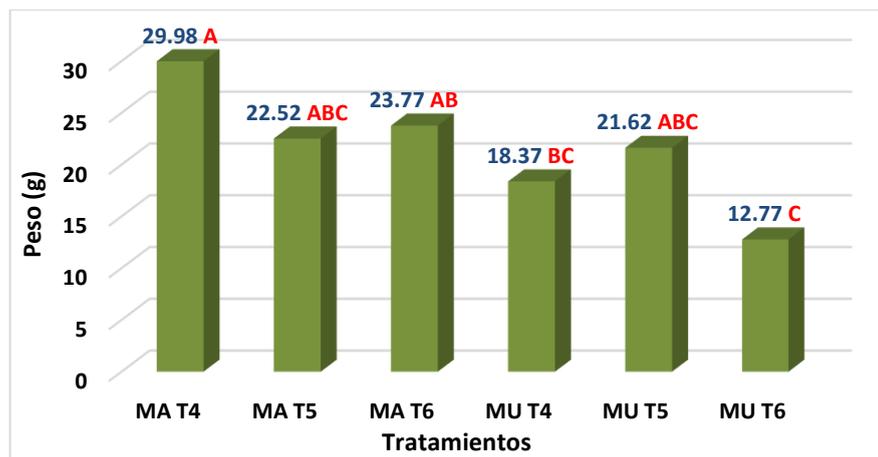


Figura 20: Materia Seca (g) de las Hojas de Girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.

Respecto a la evaluación de Materia Seca de los Tallos, se observa la misma tendencia que para las hojas (Figura 21), el Tratamiento MA T4 (Compost) en el suelo de la localidad del Mantaro supera estadísticamente con un promedio de 67.83 g a los demás tratamientos incluidos los tratamientos en los suelos de la localidad de Muqui donde el Tratamiento MU T5 (Vermicompost) superan ligeramente en promedio al tratamiento MU T4, ocupando el último lugar estadísticamente el tratamiento MU T6 (Químico) con 17.10 g; las enmiendas orgánicas como el compost en el suelo de la localidad del Mantaro y vermicompost en el suelo de la localidad de Muqui, acondicionan al suelo para que la planta pueda absorber mayor cantidad de nutrientes, la presencia de microorganismos y enzimas en el compost y vermicompost permiten entregar mejores condiciones para una mayor disponibilidad de nutrientes (Jaurixje *et al.* 2013; Castelo-Gutiérrez *et al.*, 2016) lo que se refleja en el peso foliar obtenido (hojas y tallos). Asimismo se debe tener en cuenta que el suelo de la localidad del Mantaro presenta las mejores condiciones de suelo y nutricionales respecto al suelo de la localidad de Muqui (ver Cuadros 14 y 15).

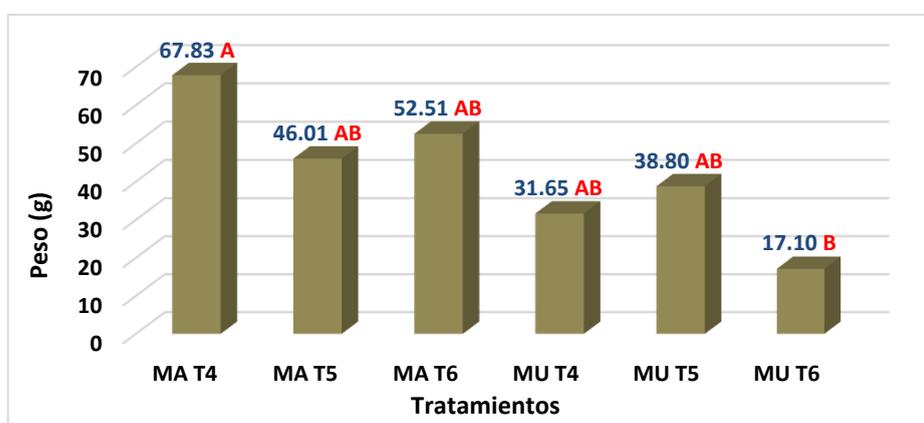


Figura 21: Materia Seca (g) de los Tallos de Girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.

En la figura 22, para los resultados de la evaluación de Materia Seca de las Flores se tiene que el Tratamiento MA T5 (Vermicompost) en el suelo de la localidad del Mantaro supera estadísticamente a los demás tratamientos con 46.46 g; para los suelos de la localidad de Muqui observamos que el Tratamiento MU T4 (Compost) supera en promedio a los tratamientos MU T5 (Vermicompost) y MU T6 (Químico) que ocupa estadísticamente el último lugar con 28.14 g en ambas localidades se tiene el efecto de las enmiendas orgánicas donde los tratamientos con fertilización química ocupan los últimos lugares (Anexo 29).

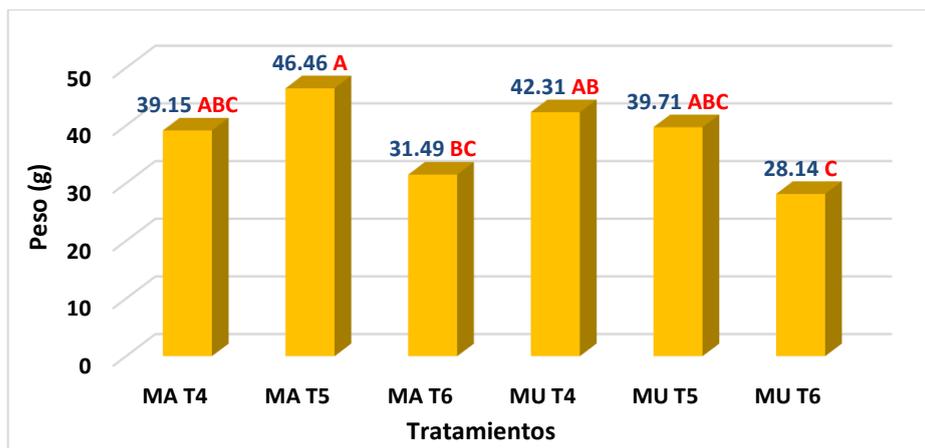


Figura 22: Materia Seca (g) de las Flores. Localidades: Mantaro y Muqui.

En la evaluación de Materia Seca de las Raíces se confirma la misma tendencia que para las hojas y tallos en la Figura 23 se observa que el Tratamiento MA T4 (Compost) en el suelo de la localidad del Mantaro ocupa el primer lugar estadísticamente con 16.39 g superando a los tratamientos MA T6 y MA T5. Al respecto, Laich (2011) menciona que, agregar compost al suelo provoca diversos efectos benéficos como el aporte de nutrientes, estimula el desarrollo radicular e incorpora microorganismos beneficiosos al suelo implicados en el ciclo de diferentes nutrientes, como ocurre en los suelos de la localidad de Muqui donde se observa que el Tratamiento MU T5 (Vermicompost) con 14.08 g es estadísticamente igual al tratamientos MU T4 (Compost) de acuerdo a la prueba de significación estadística Duncan (Anexo 30) y se tiene que el tratamiento MU T6 (Qco) ocupa el último lugar con 6.93 g.

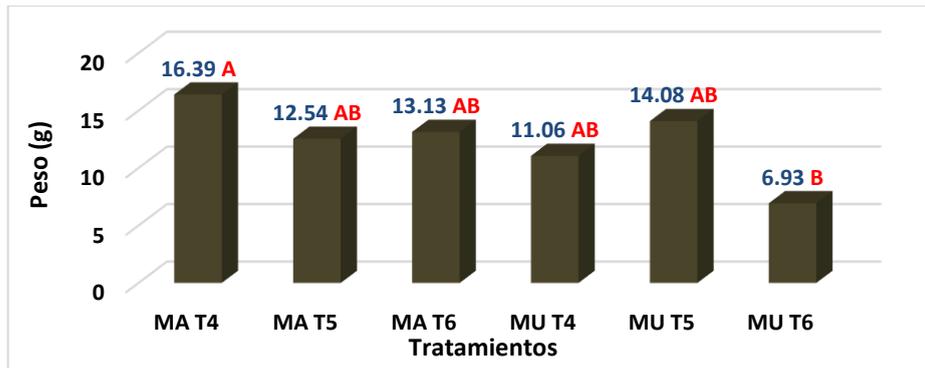


Figura 23: Materia Seca (g) de las Raíces de Girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.

Al tener el peso total de las plantas (Hoja, Tallos, Flores y Raíces) para Materia Seca Total Figura 24, se observa que es el tratamiento MA T4 (Compost) en los suelos de la localidad del Mantaro con 153.35 g tiene el mayor valor respecto a los tratamientos MA T5 y MA T6 sin superarlos estadísticamente, los tratamientos de los suelos de la localidad de Muqui MU T5 (Vermicompost) y MU T4 (compost) no presentan diferencias estadística significativa pero se tiene que el tratamiento MU T6 (Químico) ocupa el último lugar estadísticamente de acuerdo a la prueba de significación Duncan con 64.94 g; al respecto Beltrán-Morales *et al.* (2016) mencionan que las enmiendas orgánicas suministran todos los nutrientes necesarios para el buen desarrollo del cultivo.

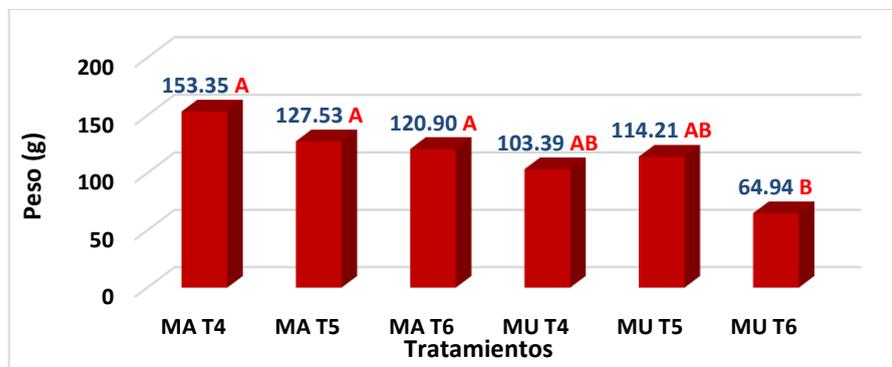


Figura 24: Materia Seca Total (g) de Girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.

Asimismo se reporta que Hernández (2011) encontró un mayor rendimiento de materia seca en plantas de tomate en los tratamientos con compost y vermicompost sin presentar diferencias significativas entre estos, en tanto que los menores rendimientos los obtuvo con el testigo.

Al comparar el peso de Materia Seca Total del girasol para los suelos de ambas localidades, se observan mayores valores de materia seca total en promedio para los tratamientos del suelo de la localidad del Mantaro relacionándolo con las mayores extracciones de nutrientes

y metales pesados (plomo y cadmio) por el mayor rendimiento de biomasa total alcanzado debemos precisar que en el suelo de la localidad del Mantaro fue con el tratamiento MA T4 (Compost) y en el suelo de la localidad de Muqui el tratamiento MU T5 (Vermicompost); asimismo se debe tener en cuenta que la evaluación final del cultivo de girasol (ver Figuras 26 y 27) fue cuando las plantas alcanzaron el máximo desarrollo vegetativo para realizar la cosecha respectiva al 100 por ciento de floración en todos los tratamientos; se pudo apreciar que los tratamientos en el suelo de la localidad del Mantaro el cultivo de girasol presentaron un mayor desarrollo.

4.2.3. EN LA EXTRACCIÓN DE LOS METALES PESADOS POR LAS PLANTAS

En el Cuadro 29, se observa que la planta de girasol acumula en promedio mayor cantidad de plomo en las raíces (55 por ciento) seguido de las hojas (42 por ciento), flores (5 por ciento) y tallos (3 por ciento) en todos los tratamientos asimismo como el caso del cultivo de maíz ante un mayor contenido de plomo en el suelo de la localidad de Muqui (ver Cuadro 15) se tiene que el cultivo de girasol acumula en las raíces (75 por ciento) seguido de las hojas (15 por ciento), flores (6 por ciento) y tallos (4 por ciento) presentan los mayores valores de acumulación de plomo debido al proceso absorción de flujo de masas, por tener menor CIC y % de arcilla, por ende menor retención del plomo en el suelo, asimismo el efecto de las enmiendas orgánicas solo en la localidad de Muqui se observa que contribuyen a una mayor extracción como en el caso del tratamiento MU T4 (Compost) con 173.20 mg/kg de Pb para el total de extracción.

Cuadro 29: Extracción de Plomo (mg/kg) por cultivo de Girasol.

Tratamientos	Plomo (mg/kg)				TOTAL
	HOJAS	TALLOS	FLORES	RAICES	
MA T4 (Compost)	13.85	0.65	3.05	23.25	40.80
MA T5 (Vermicompost)	15.10	0.70	1.51	14.50	31.81
MA T6 (Químico)	13.28	1.08	2.45	31.25	48.06
MU T4 (Compost)	28.38	4.38	5.69	134.75	173.20
MU T5 (Vermicompost)	19.85	4.23	4.50	131.75	160.33
MU T6 (Químico)	21.35	9.16	7.78	118.75	157.04

En el Cuadro 30, se observa que el cultivo de girasol para el caso de cadmio igual que en el caso de plomo acumulan mayor cantidad en las raíces (40 por ciento), hojas (32 por ciento), tallos (20 por ciento) y flores (8 por ciento) como promedio en todos los tratamientos, muy similar al reporte de Ferguson (1990); Jinadasa, *et al.* (1997; Nigam *et al.*, (2001) donde mencionan que la concentración de cadmio no es la misma en las diferentes partes de la

planta. Generalmente la secuencia es: raíces > tallos > hojas > flores > semillas. La absorción de cadmio por las plantas puede ser facilitada por sustancias ácidas que se producen en la rizósfera. Los exudados radiculares, especialmente los ácidos carboxílicos, incrementan la absorción de cadmio (Nigam et al., 2001). En las leguminosas la absorción de cadmio estaría favorecida por el carácter ácido del proceso de fijación simbiótica de nitrógeno (Iretskaya y Chien, 1999).

Cuadro 30: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Girasol.

Tratamientos	Cadmio (mg/kg)				
	HOJAS	TALLOS	FLORES	RAICES	TOTAL
MA T4 (Compost)	2.68	1.13	0.43	3.50	7.74
MA T5 (Vermicompost)	2.75	2.13	0.50	3.98	9.36
MA T6 (Químico)	4.73	3.43	1.35	4.15	13.66
MU T4 (Compost)	0.73	0.53	0.18	4.50	5.94
MU T5 (Vermicompost)	1.16	0.55	0.30	4.53	6.54
MU T6 (Químico)	2.65	1.90	0.53	4.55	9.63

Asimismo se observa que la absorción de cadmio presenta un comportamiento diferente a la absorción del plomo donde ante una menor presencia de cadmio como en el suelo de la localidad del Mantaro (ver Cuadro 14) el cultivo de girasol presenta mayores valores de acumulación de cadmio, las enmiendas orgánicas contribuyen mínimamente para la extracción de cadmio ya que se observa en ambas localidades que los tratamientos Químicos (MA T6 y MU T6) presentan las mayores valores de absorción de cadmio.

4.2.4. FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN (FBC) Y TRANSLOCACIÓN (FT) DE LOS METALES PESADOS POR LAS PLANTAS

Al realizar los cálculos de Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) (Cuadros 31, 32, 33 y 34) se observa diferentes comportamientos para la absorción del plomo en el cultivo de girasol donde excepto el tratamiento MA T5 (Vermicompost) en el suelo de la localidad del Mantaro todos los tratamientos presentan valores < 1, lo cual calificaría al girasol como una planta exclusora o estabilizadora, sin embargo en la absorción del cadmio se observa que los FBC son < 1 excepto para el tratamiento MA T6 y respecto a FT son > 1 excepto para los tratamientos MU T4 y MU T5 en los suelos de la localidad de Muqui que son < 1 de acuerdo a este factor FT se observa que en el cultivo de girasol existe mayor translocación del cadmio hacia las partes aéreas; esto coincide lo reportado por Memon y col. (2001), el girasol puede translocar de manera reducida el Cd y lo acumula principalmente en la parte aérea (hojas y tallo) siendo menor en la flor, presentando un efecto indicador de

translocación mencionan que las plantas pueden acumular metales pesados translocándolos en la parte aérea de sus tejidos. Al respecto, otros investigadores mencionan que si el valor de FT es menor de 1, la mayor parte del contaminante se acumula en la raíz y no se transloca (mueve) hacia la parte aérea. En este caso la planta es exclusora (Deng *et al.*, 2004). Si por el contrario el FT es mayor de 1, el contaminante se almacena principalmente en la parte aérea y no en la raíz; entonces, se trata de una planta acumuladora (Yoon *et al.*, 2006).

Cuadro 31: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Girasol.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FBC
	AEREA	SUELO	
MA T4 (Compost)	17.55	218.17	0.08
MA T5 (Vermicompost)	17.31	226.18	0.08
MA T6 (Químico)	16.81	246.75	0.07
MU T4 (Compost)	38.45	2796.91	0.01
MU T5 (Vermicompost)	28.58	2605.14	0.01
MU T6 (Químico)	38.29	2774.00	0.01

Cuadro 32: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Girasol.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FT
	AEREA	RAICES	
MA T4 (Compost)	17.55	23.25	0.75
MA T5 (Vermicompost)	17.31	14.50	1.19
MA T6 (Químico)	16.81	31.25	0.54
MU T4 (Compost)	38.45	134.75	0.29
MU T5 (Vermicompost)	28.58	131.75	0.22
MU T6 (Químico)	38.29	118.75	0.32

Cuadro 33: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Girasol.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FBC
	AEREA	SUELO	
MA T4 (Compost)	4.24	7.86	0.54
MA T5 (Vermicompost)	5.38	8.21	0.66
MA T6 (Químico)	9.51	7.90	1.20
MU T4 (Compost)	1.44	9.62	0.15
MU T5 (Vermicompost)	2.01	9.27	0.22
MU T6 (Químico)	5.08	9.64	0.53

Cuadro 34: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Girasol.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FT
	AEREA	RAICES	
MA T4 (Compost)	4.24	3.50	1.21
MA T5 (Vermicompost)	5.38	3.98	1.35
MA T6 (Químico)	9.51	4.15	2.29
MU T4 (Compost)	1.44	4.50	0.32
MU T5 (Vermicompost)	2.01	4.53	0.44
MU T6 (Químico)	5.08	4.55	1.12



Figura 25: Altura de Plantas de Girasol. Localidades: Mantaro y Muqui.



Figura 26: Plantas de Girasol próximas a la cosecha ambas localidades.



Figura 27: Evaluación Hojas, Tallos, Flores y Raíces en Plantas de Girasol.

4.3. ANÁLISIS FACTORIAL PARA EXTRACCIÓN DE PLOMO (mg/kg) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: A= CULTIVOS, B= ENMIENDAS Y C= ÓRGANOS

A continuación se muestran los resultados del análisis estadístico tomando en cuenta la extracción del plomo y su respuesta de los distintos factores involucrados.

En el Cuadro 35 de acuerdo al análisis factorial para la extracción de plomo considerando los factores: Cultivo A (A1: Maíz y A2: Girasol), Enmiendas B (B1: Compost, B2: Vermicompost y B3: Fertilización Química) y Órganos de la planta C (C1: Raíz y C2: Foliar) se observa que existe una alta significación estadística para los factores de localidades (Mantaro y Muqui) y órganos (raíz y foliar) realizando las pruebas de significación estadística Duncan respectiva, así como también para la interacción entre cultivos y órganos, se debe tener en cuenta que no existe significación para los factores de cultivos y enmiendas.

Cuadro 35: Análisis factorial 2x3x2 para extracción de Pb (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fc.	Sig.
Localidades	1	51269.997	51269.997	13.0043	* *
A (Cultivos)	1	11628.764	11628.764	2.9496	n.s.
B (Enmiendas)	2	2492.157	1246.078	0.3161	n.s.
C (Órganos)	1	64992.756	64992.756	16.4850	* *
AB	2	3598.137	1799.068	0.4563	n.s.
AC	1	17843.852	17843.852	4.5260	n.s.
BC	2	2591.167	1295.584	0.3286	n.s.
ABC	2	2753.245	1376.623	0.3492	n.s.
Error	15	59138.183	3942.546		
TOTAL	23	216308.258			
S = 62.790		X = 72.949		C.V. = 86.07 %	

Al realizar la prueba de significación en el Cuadro 36 se observa que la localidad de Muqui ocupa el primer lugar para extracción de Pb con un promedio de 119.17 mg/kg, siendo mucho menor para la localidad del Mantaro con un promedio de 26.73 mg/kg, debemos tener en cuenta que los contenidos de Pb en el suelo para cada localidad (ver Cuadros 14 y 15) fueron influyentes para las extracción por los cultivos de maíz y girasol. La localidad de Muqui presentó un contenido inicial de Pb (1174.44 mg/kg) y el contenido del suelo de Mantaro fue 208.24 mg/kg, asimismo las características de los suelos en % de Arcilla y valores de CIC que condicionan la retención del plomo.

Cuadro 36: Prueba de significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en las Localidades: Mantaro y Muqui.

O.M.	Localidad	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Muqui	119.17	A
2	Mantaro	26.73	B

A.L.S.(T)0.05 = 54.56

En el Cuadro 37 para la prueba de significación en los órganos de los cultivos se observa que son las raíces donde se acumula en mayor cantidad el plomo con un promedio de 124.99 mg/kg, siendo menor la translocación hacia la parte aérea con un promedio de 20.91 mg/kg, por lo que los cultivos de maíz y girasol realizaron principalmente el proceso de estabilización del plomo en dichos suelos.

Cuadro 37: Prueba de significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en órganos de los cultivos.

O.M.	Órganos	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Raíz	124.99	A
2	Foliar	20.91	B

A.L.S.(T)0.05 = 54.56

En el Cuadro 38 en la prueba de significación para la interacción de cultivos con órganos de la planta se observa que el cultivo de maíz y sus raíces extraen la mayor cantidad de Pb con un promedio de 174.27 mg/kg, superando estadísticamente al girasol confirmando que la translocación que se da en menor proporción en el cultivo de maíz con un promedio de 15.66 mg/kg respecto al girasol con un promedio de 26.17 mg/kg.

Cuadro 38: Prueba de significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en la interacción cultivos vs órganos.

O.M.	Interacción	Promedio(mg/kg)	Significación
1	A1C1 (Maíz – Raíces)	174.27	A
2	A2C1 (Girasol – Raíces)	75.71	A B
3	A2C2 (Girasol – Foliar)	26.17	B
4	A1C2 (Maíz – Foliar)	15.66	B

A.L.S.(T)0.05 = 104.59

Debemos tener en cuenta también de acuerdo a los factores calculados de translocación FT y bioconcentración FBC se confirman los resultados hallados donde principalmente el cultivo de maíz se comporta como una planta excluyente o estabilizadora; en el cultivo de girasol se encontró que solo el tratamiento MA T5 tiene un FT > 1 en la localidad del Mantaro sin embargo es importante tener en cuenta los resultados encontrados, ya que la acumulación en partes comestibles constituye en factor de riesgo en la contaminación de los alimentos tanto para animales y seres humanos.

4.4. ANÁLISIS FACTORIAL DE EXTRACCIÓN DE CADMIO (mg/kg) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: A = CULTIVOS, B = ENMIENDAS Y C = ÓRGANOS

A continuación se muestran los resultados del análisis estadístico de la extracción del cadmio y su respuesta de los distintos factores involucrados.

En el Cuadro 39 se observa de acuerdo al análisis factorial para la extracción de cadmio considerando los factores: A=Cultivo (A1: Maíz y A2: Girasol), B=Enmiendas (B1: Compost, B2: Vermicompost y B3: Fertilizante Químico) y C=Órganos (C1: raíz y C2: foliar) que existe una alta significación estadística de los efectos de localidades: Mantaro y Muqui, órganos: raíz y foliar y en la interacción entre Cultivos y Órganos realizando las pruebas de significación respectivas, se debe tener en cuenta que no se encontró significación para los factores cultivos y enmiendas.

Cuadro 39: Análisis factorial 2x3x2 para extracción de Cd (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fc.	Sig.
Localidades	1	29.570	29.570	10.6038	* *
A (Cultivos)	1	1.893	1.893	0.6788	n.s.
B (Enmiendas)	2	16.193	8.096	2.9033	n.s.
C (Órganos)	1	85.882	85.882	30.7966	* *
AB	2	3.184	1.592	0.5708	n.s.
AC	1	105.420	105.420	37.8031	* *
BC	2	5.203	2.602	0.9329	n.s.
ABC	2	14.684	7.342	2.6327	n.s.
Error	15	41.830	2.789		
TOTAL	23	303.859			
S = 1.670		X = 4.687		C.V. = 35.63%	

En el Cuadro 40 para la prueba de significación se observa que la localidad de Mantaro ocupa el primer lugar en extracción de Cd con un promedio de 5.80 mg/kg, siendo superior estadísticamente a la localidad del Muqui con un promedio de 3.58 mg/kg, debemos tener en cuenta que los contenidos de Cd y las condiciones del suelo para cada localidad fueron influyentes para la extracción por los cultivos.

Cuadro 40: Prueba de significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en las Localidades: Mantaro y Muqui.

O.M.	Localidad	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Mantaro	5.80	A
2	Muqui	3.58	B

A.L.S.(T)0.05 = 1.45

En el Cuadro 41 en la prueba de significación para los órganos de los cultivos se observa que son las raíces donde se acumula en mayor cantidad el cadmio con un promedio de 6.58 mg/kg, siendo estadísticamente menor la translocación hacia la parte aérea con un promedio de 2.80 mg/kg, los cultivos maíz y girasol realizaron principalmente el proceso de estabilización para el cadmio en dichos suelos.

Cuadro 41: Prueba de significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en órganos de los cultivos.

O.M.	Órgano	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Raíz	6.58	A
2	Foliar	2.80	B

A.L.S.(T)0.05 = 1.45

En el Cuadro 42, la prueba de significación para la interacción de cultivos con órganos se observa que el cultivo de maíz y sus raíces extraen la mayor cantidad de Cd con un promedio de 8.96 mg/kg, superando estadísticamente al cultivo de girasol asimismo se confirma que la translocación se da en menor proporción en el cultivo de maíz con promedio de 0.98 mg/kg, comparado con el girasol con promedio 4.61 mg/kg donde no existe diferencia estadística para la extracción entre la parte foliar y raíces de acuerdo a los análisis realizados.

Cuadro 42: Prueba de significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en la interacción Cultivos vs Órganos.

O.M.	Interacción	Promedio (mg/kg)	Significación
1	A1C1 (Maíz – Raíces)	8.96	A
2	A2C2 (Girasol – Foliar)	4.61	B
3	A2C1 (Girasol – Raíces)	4.20	B
4	A1C2 (Maíz – Foliar)	0.98	C

A.L.S.(T)0.05 = 2.78

Debemos tener en cuenta también de acuerdo a los factores calculados de translocación FT y bioconcentración FBC confirman los resultados donde principalmente el cultivo de maíz se comporta como una planta excluyente o estabilizadora; en el cultivo de girasol se encontró

que solo los tratamientos MU T4 y MU T5 tiene un FT < 1 en la localidad de Muqui, los demás tratamientos son > 1, es decir realizan translocación hacia las partes aéreas por lo que es importante tener en cuenta los resultados encontrados, ya que la translocación de cadmio hacia las partes aéreas para su acumulación en partes comestibles constituye en factor de riesgo en la contaminación de los alimentos tanto para animales y seres humanos.

4.5. ESTUDIO DEL EFECTO RESIDUAL DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE MAÍZ (*Zea mays*): Localidad MANTARO.

A continuación se muestran los resultados de la respuesta del cultivo de Maíz (*Zea mays*), producto del efecto residual de la aplicación de las enmiendas orgánicas en la 2da. Campaña para los suelos de la localidad del Mantaro.

4.5.1 EN LA ALTURA DE PLANTAS

En la Figura 28, al realizar la prueba de comparación múltiple Duncan para la localidad del Mantaro se observa que presentan un mayor desarrollo (crecimiento) los tratamientos MA T3 (Químico) y MA T4 (Compost) con promedios de 133.00 y 119.83 cm respectivamente superando estadísticamente a los demás tratamientos; en estos resultados además se observa que los tratamientos MA T4, MA T5 y MA T6 con rotación de cultivo después de girasol presentan un mayor promedio de crecimiento comparados con los sembrados después de maíz MA T1 y MA T2 es decir existe un efecto favorable de la rotación de cultivos Girasol - Maíz.

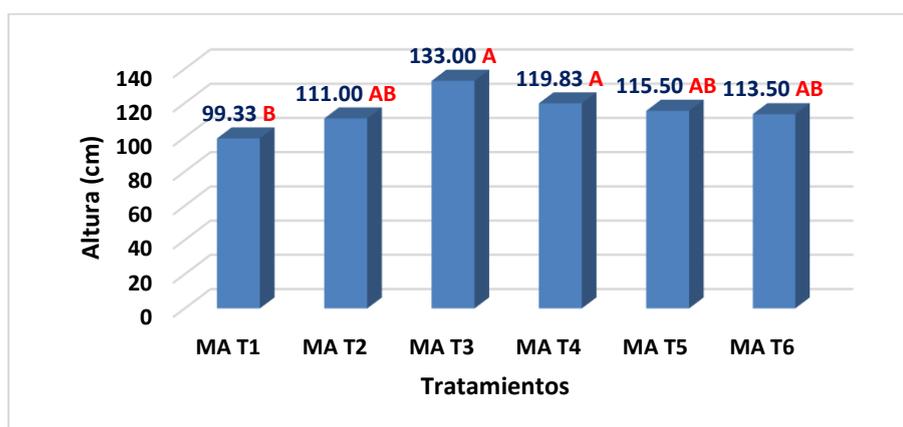


Figura 28: Altura (cm) de Plantas de Maíz Semana 6. Localidad: MANTARO.

4.5.2. EN EL PESO FOLIAR, RAÍCES Y TOTAL

En la Figura 29, de los resultados para materia seca foliar en la prueba estadística de significación Duncan se observa que no existe diferencia entre los tratamientos ocupando el primer lugar el Tratamiento MA T3 (Químico) con 69.12 g, no se tiene efectos de las enmiendas orgánicas en esta variable en la rotación de cultivos.

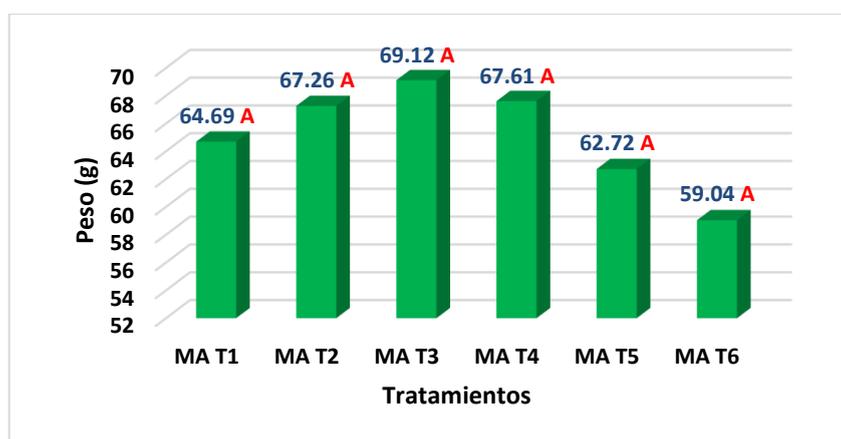


Figura 29: Materia Seca (g) de las Hojas de Maíz. Localidad: Mantaro.

En la Figura 30, en los resultados de la evaluación de Materia Seca de raíces se observa que el Tratamiento MA T4 (Compost) de rotación de cultivo girasol - maíz con 12.46 g, supera en promedio a los demás tratamientos sin existir diferencias estadísticamente de acuerdo a la prueba de Duncan, sin embargo se puede apreciar que los tratamientos químicos (MA T3 y MA T6) ocupan los últimos lugares evidenciándose de alguna manera el efecto residual de las enmiendas orgánicas aplicadas en el cultivo anterior.

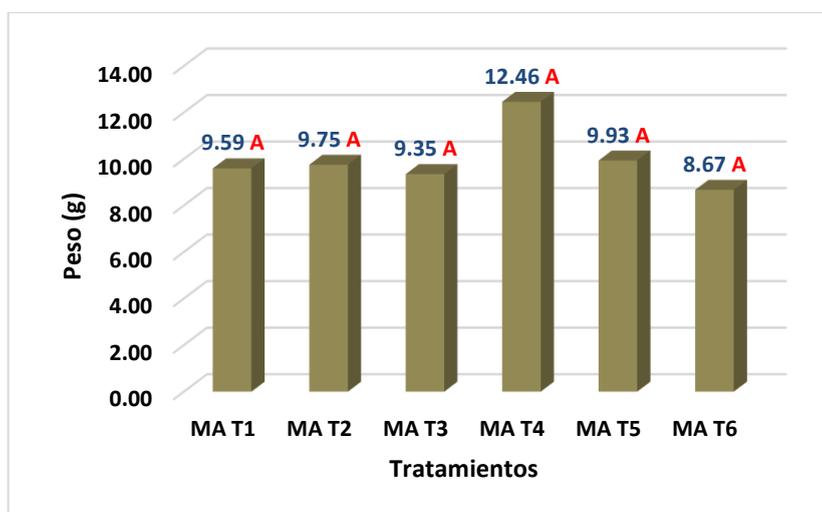


Figura 30: Materia Seca (g) de las Raíces de Maíz. Localidad: Mantaro.

Al respecto, Laich (2011) menciona que agregar compost al suelo provoca diversos efectos benéficos como el aporte de nutrientes, estimula el desarrollo radicular e incorpora microorganismos beneficiosos al suelo implicados en el ciclo de diferentes nutrientes.

Las raíces constituyen un factor importante en la extracción de los contaminantes de ahí que una mayor cantidad de materia seca de raíces es importante en la evaluación de extracción de metales pesados por los cultivos.

En los resultados para Materia Seca Total de las plantas (Foliar y Raíces) se observa que el tratamiento MA T4 (Compost) de rotación de cultivos Girasol – Maíz presenta el mayor valor con 80.07 g siendo similar a los tratamientos MA T3 (Químico) y MA T2 (Vermicompost) de rotación de cultivos Maíz – Maíz, ocupando el último lugar el tratamiento MA T6 (Químico) con rotación de cultivos Girasol - Maíz, considerando que a mayor peso de Materia Seca Total se obtendrá los mayores valores de extracción de elementos nutritivos y metales pesados (ver Figura 31).

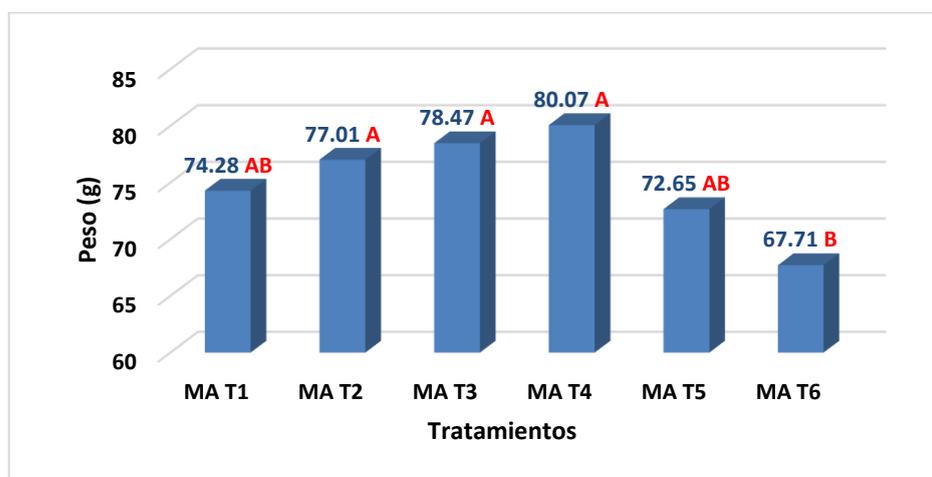


Figura 31: Materia Seca Total (g) de Maíz. Localidad: Mantaro.

4.5.3. EN LA EXTRACCIÓN DE LOS METALES PESADOS POR LAS PLANTAS

En el Cuadro 43, se observa que la planta de maíz acumula en promedio mayor cantidad de plomo en las raíces (95 por ciento) y foliar (5 por ciento) en todos los tratamientos, al respecto (Kabata-Pendias, 2000) menciona que en algunas plantas, el Pb es capaz de acumularse principalmente en las raíces siendo mínima su presencia en otras partes u órganos de los cultivos; aunque algunos otros autores han reportados trazas de este elemento incluso

en granos como los de cebada (López, *et al.*, 2005). De manera similar su disponibilidad para las plantas está en función del pH del suelo.

Cuadro 43: Extracción de plomo (mg/kg) por cultivo de maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		
	FOLIAR	RAICES	TOTAL
MA T1 (Compost) (M-M)	3.11	26.67	29.78
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	0.57	27.53	28.10
MA T3 (Químico) (M-M)	1.33	15.72	17.05
MA T4 (Compost) (G-M)	1.10	26.35	27.45
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	3.98	40.31	44.29
MA T6 (Químico) (G-M)	2.28	26.89	29.17

Rotación de Cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz) (G-M) (Girasol – Maíz)

Asimismo en los suelos de la localidad del Mantaro se observa que existe una mayor absorción de plomo después de la rotación de cultivos Girasol – Maíz; respecto al efecto residual de las enmiendas orgánicas contribuyen a una mayor extracción, como en el caso de los tratamientos MA T1 (Compost), MA T2 (Vermicompost) y MA T5 (Vermicompost) que con 44.29 mg/kg de Pb es el tratamiento de mayor extracción para el total de Pb, el tratamiento MA T3 (Químico) con rotación de cultivo Maíz - Maíz ocupa el último lugar con 17.05 mg/kg de Pb.

En el Cuadro 44, para la extracción de cadmio se observa que la planta de maíz igual que en el extracción de plomo se acumulan en promedio mayor cantidad en las raíces (85 por ciento) y foliar (15 por ciento) para el suelo de la localidad del Mantaro en todos los tratamientos existe una mayor absorción debido principalmente a la movilidad del cadmio, las enmiendas orgánicas contribuyen a una mayor extracción de cadmio como en los tratamientos MA T1 (Compost), MA T2 (Vermicompost) y MA T4 (Compost) quien tiene el mayor promedio con 10.53 mg/kg de Cd, siendo el Tratamiento MA T3 (Químico) con promedio de 4.43 mg/kg de Cd el de menor valor de absorción del cadmio.

Cuadro 44: Extracción de cadmio (mg/kg) por el cultivo de maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		TOTAL
	FOLIAR	RAICES	
MA T1 (Compost) (M-M)	0.71	5.19	5.90
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	1.20	5.79	6.99
MA T3 (Químico) (M-M)	0.59	3.84	4.43
MA T4 (Compost) (G-M)	0.60	9.93	10.53
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	0.85	3.63	4.48
MA T6 (Químico) (G-M)	0.94	6.91	7.85

Rotación de Cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

Además se puede observar que luego de la rotación de cultivos Girasol – Maíz existe un mayor promedio de absorción para cadmio. Al respecto para (Chan y Hale 2004), en la planta, el cadmio se acumula preferentemente en la raíz secuestrado en la vacuola de las células, y solo una pequeña parte es transportada a la parte aérea de la planta concentrándose en orden decreciente en tallos, hojas, frutos y semillas. Una vez en la raíz, el cadmio puede pasar al xilema a través del apoplasto y/o a través del simplasto formando complejos (Clemens *et al.* 2002).

4.5.4. EN LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN (FBC) Y TRANSLOCACIÓN (FT) DE LOS METALES PESADOS

Al realizar los cálculos de Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados plomo y cadmio (Cuadros 45, 46, 47 y 48) para las plantas de maíz en su efecto residual en los suelos de la localidad del Mantaro se observa que en todos los tratamientos presentan valores < 1, lo que califica al maíz como una planta excluyente o estabilizadora, coincidiendo con (Dickinson *et al.*, 2009) que mencionan cuando el FBC y el FT (ambos) son mayores de 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son menores de 1, es una planta excluyente.

Cuadro 45: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FBC
	FOLIAR	SUELO	
MA T1 (Compost) (M-M)	3.11	189.63	0.02
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	0.57	170.81	0.00
MA T3 (Químico) (M-M)	1.33	206.81	0.01
MA T4 (Compost) (G-M)	1.10	202.40	0.01
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	3.98	208.29	0.02
MA T6 (Químico) (G-M)	2.28	231.12	0.01

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

Cuadro 46: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FT
	FOLIAR	RAICES	
MA T1 (Compost) (M-M)	3.11	26.67	0.12
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	0.57	27.53	0.02
MA T3 (Químico) (M-M)	1.33	15.72	0.08
MA T4 (Compost) (G-M)	1.10	26.35	0.04
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	3.98	40.31	0.10
MA T6 (Químico) (G-M)	2.28	26.89	0.08

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

Cuadro 47: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FBC
	FOLIAR	SUELO	
MA T1 (Compost) (M-M)	0.71	6.60	0.11
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	1.20	6.76	0.18
MA T3 (Químico) (M-M)	0.59	6.73	0.09
MA T4 (Compost) (G-M)	0.60	7.03	0.09
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	0.85	6.90	0.12
MA T6 (Químico) (G-M)	0.94	7.72	0.12

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

Cuadro 48: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FT
	FOLIAR	RAICES	
MA T1 (Compost) (M-M)	0.71	5.19	0.14
MA T2 (Vermicompost) (M-M)	1.20	5.79	0.21
MA T3 (Químico) (M-M)	0.59	3.84	0.15
MA T4 (Compost) (G-M)	0.60	9.93	0.06
MA T5 (Vermicompost) (G-M)	0.85	3.63	0.23
MA T6 (Químico) (G-M)	0.94	6.91	0.14

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

4.6. ESTUDIO DEL EFECTO RESIDUAL DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PLANTAS DE MAÍZ (*Zea mays*): Localidad MUQUI.

A continuación se muestran los resultados de la respuesta del cultivo de Maíz (*Zea mays*), producto del efecto residual de la aplicación de las enmiendas orgánicas en la 2da. Campaña en los suelos de la localidad de Muqui.

4.6.1 EN LA ALTURA DE PLANTAS

En la Figura 32, al realizar la prueba de comparación múltiple Duncan (Anexo 44) para los tratamientos en los suelos de la localidad del Muqui, se observa que no existe diferencia estadística significativa entre los tratamientos, existiendo un mayor desarrollo (crecimiento) en los tratamientos MU T4 (Compost), MU T5 (Vermicompost) y MU T2 (Vermicompost) con promedios de 98.83, 98.00 y 90.50 cm.; en los suelos de esta localidad se aprecia un efecto residual de las enmiendas orgánicas, los resultados además nos indican que los tratamientos luego de rotación de cultivos Girasol - Maíz presentan un mayor desarrollo comparados con la rotación de cultivo Maíz - Maíz como se observa en la Figura 32 es decir existe un efecto favorable en el desarrollo del cultivo después de la rotación de cultivos Girasol - Maíz.

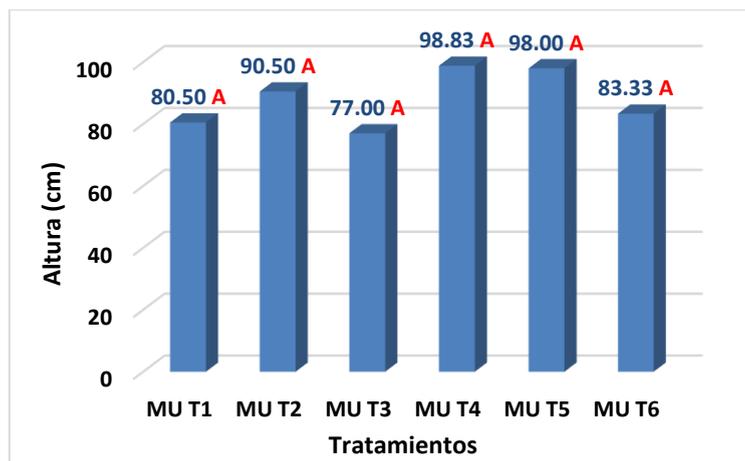


Figura 32: Altura (cm) de Plantas de Maíz Semana 6. Localidad: Muqui.

4.6.2. EN EL PESO FOLIAR, RAÍCES Y TOTAL

En la Figura 33, en la evaluación de Materia Seca Foliar se observa de acuerdo a la prueba de significación Duncan que en los suelos de la localidad de Muqui, los Tratamientos MU T2 (Vermicompost) y MU T4 (Compost) con 61.25 g y 58.07 g respectivamente superan estadísticamente a los demás tratamientos, ocupando el último lugar el tratamiento MU T3 (Químico) con 28.75 g luego de la rotación de cultivos Maíz - maíz.

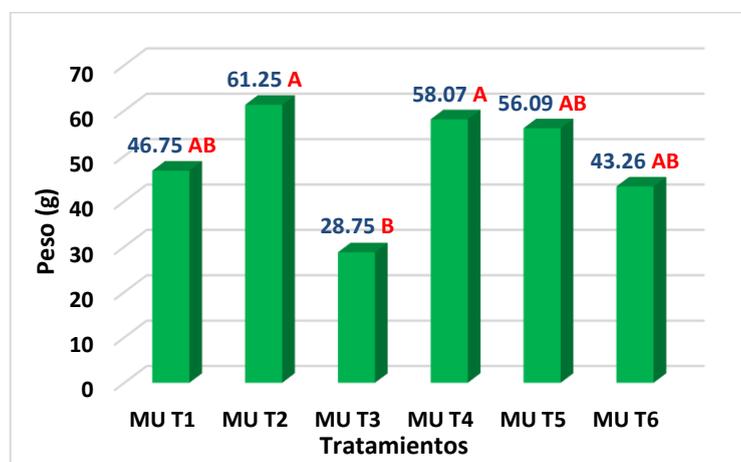


Figura 33: Materia Seca Foliar (g) de Maíz. Localidad: Muqui.

En la Figura 34, los resultados en la evaluación de materia seca de raíces se observa en los suelos de la localidad de Muqui que el Tratamiento MU T2 (Vermicompost) con rotación de cultivos maíz – maíz con 24.70 g ocupa el primer lugar de acuerdo a la prueba de significación Duncan seguido de los tratamientos MU T6 (Qco), MU T4 (Compost) y MU T5 (Vermicompost) con rotación de cultivo Girasol – Maíz, superando a los demás tratamientos, se tiene que el tratamiento testigo MU T3 (Químico) estadísticamente ocupa el

último lugar evidenciándose así el efecto de las enmiendas orgánicas para la evaluación de materia seca de raíces. Al respecto, Laich (2011) menciona que agregar compost al suelo provoca diversos efectos benéficos como el aporte de nutrientes, estimula el desarrollo radicular e incorpora microorganismos beneficiosos al suelo implicados en el ciclo de diferentes nutrientes. Al obtener mayores valores en materia seca de raíces es importante porque permite una mayor extracción de los contaminantes.

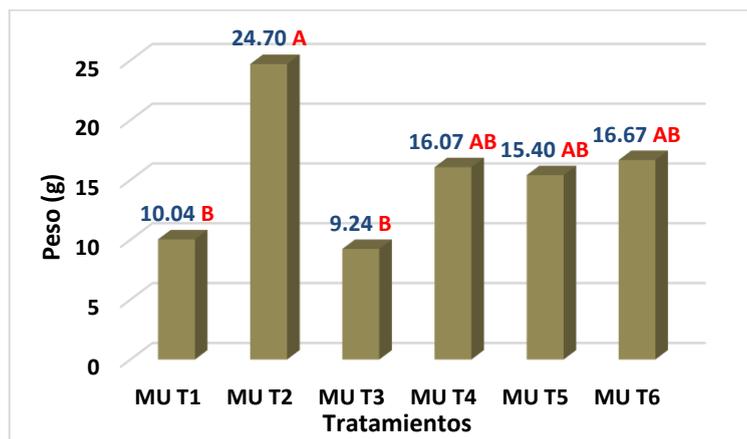


Figura 34: Materia Seca (g) de las Raíces de Maíz. Localidad: Muqui.

En la figura 35, al obtener Materia Seca Total de las plantas (Foliar y Raíces) se observa en los suelos de la localidad de Muqui; que el tratamiento MU T2 (Vermicompost) presenta el mayor valor con 85.95 g siendo estadísticamente similar a los tratamientos MU T4 (Compost) y MU T5 (Vermicompost), ocupando el último lugar el tratamiento MU T3 (Químico) sembrado en la rotación de cultivos Maíz - Maíz, este mayor peso de materia seca total de planta nos sugiere los mayores valores de absorción de elementos nutritivos y metales pesados, condicionado al efecto de las enmiendas orgánicas y las características de los suelo CIC y % arcilla.

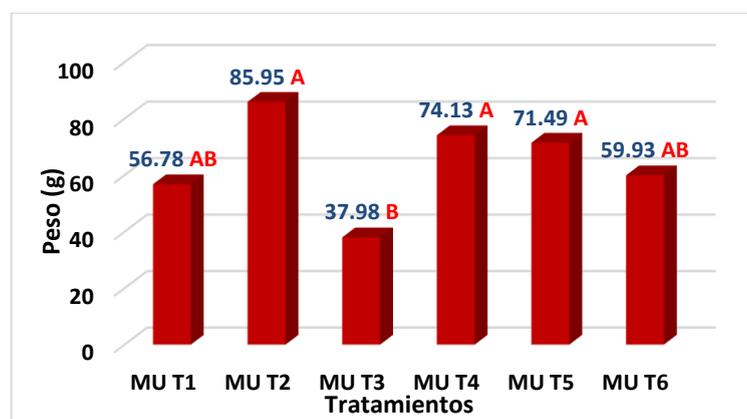


Figura 35: Materia Seca Total (g) de Maíz. Localidad: Muqui.

4.6.3. EN LA EXTRACCIÓN DE LOS METALES PESADOS POR LAS PLANTAS

En el Cuadro 49, los resultados de extracción de plomo en el suelo de la localidad de Muqui, se observa que la planta de maíz acumula en promedio mayor cantidad de plomo en las raíces (97 por ciento) y foliar (3 por ciento), asimismo se tiene que existe ligeramente un mayor promedio de absorción de plomo después de la rotación de cultivos después de Maíz - Maíz, debemos considerar que en la localidad de Muqui el suelo tiene menor CIC y % de arcilla presentando una menor retención del plomo, las enmiendas orgánicas no muestran efectos para una mayor extracción del plomo en esta segunda campaña; ya que los tratamientos MU T3 y MU T6 (Químicos) presentan los mayores valores para el total de extracción con 268.65 y 205.59 mg/kg de Pb, el tratamiento MU T3 (Químico) luego de monocultivo Maíz - Maíz presenta el mayor promedio de extracción del plomo.

Cuadro 49: Extracción de plomo (mg/kg) por cultivo de Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		TOTAL
	FOLIAR	RAICES	
MU T1 (Compost) (M-M)	5.10	202.7	207.80
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	4.07	141.6	145.67
MU T3 (Químico) (M-M)	7.85	260.8	268.65
MU T4 (Compost) (G-M)	5.75	151.5	157.25
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	4.94	185.6	190.54
MU T6 (Químico) (G-M)	6.19	199.4	205.59

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

En el Cuadro 50, los resultados para el caso de extracción de cadmio, se observa que la planta de maíz igual que en el caso de extracción de plomo acumulan en promedio mayor cantidad en las raíces (94 por ciento) y foliar (6 por ciento), las enmiendas orgánicas contribuyen ligeramente a una mayor extracción de cadmio como es el caso del tratamiento MU T4 (Compost) con 14.57 mg/kg de Cd, ocupando el primer lugar el Tratamiento MU T3 (Químico) con 14.58 mg/kg de Cd, además se observa que luego de la rotación de cultivos Girasol – Maíz existe ligeramente un mayor promedio de absorción para cadmio.

Cuadro 50: Extracción de Cadmio (mg/kg) por el cultivo de Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		TOTAL
	FOLIAR	RAICES	
MU T1 (Compost) (M-M)	0.70	12.86	13.56
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	0.74	11.56	12.30
MU T3 (Químico)(M-M)	1.21	13.37	14.58
MU T4 (Compost) (G-M)	0.92	13.65	14.57
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	0.59	13.19	13.78
MU T6 (Químico) (G-M)	1.19	13.33	14.52

Rotación de cultivos: (M-M) (Maíz – Maíz)/(G-M) (Girasol – Maíz)

4.6.4. EN LOS FACTORES DE BIOCONCENTRACIÓN (FBC) Y TRANSLOCACIÓN (FT) DE LOS METALES PESADOS

Al realizar los cálculos de Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados plomo y cadmio (Cuadros 51, 52, 53 y 54) por las plantas de maíz como efecto residual en los suelos de la localidad de Muqui, se observa que todos los tratamientos presentan valores <1, lo que califica al maíz como una planta excluyente o estabilizadora; al respecto (Dickinson *et al.*, 2009) menciona que cuando el FBC y el FT (ambos) son mayores de 1, la planta se clasifica como acumuladora. Si el FBC y FT son menores de 1, es una planta excluyente. Otros investigadores concluyen que el estudio de la concentración de EPT en la planta no debería ser el único factor que determine si una planta es excluyente o no.

Cuadro 51: Factor de Bioconcentración (FBC) de Plomo/Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FBC
	FOLIAR	SUELO	
MU T1 (Compost) (M-M)	5.10	1259.72	0.004
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	4.07	1326.20	0.003
MU T3 (Químico)(M-M)	7.85	1623.72	0.005
MU T4 (Compost) (G-M)	5.75	1470.54	0.004
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	4.94	1532.53	0.003
MU T6 (Químico) (G-M)	6.19	1492.68	0.004

Cuadro 52: Factor de Translocación (FT) de Plomo/Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Pb (mg/kg)		FT
	FOLIAR	RAICES	
MU T1 (Compost) (M-M)	5.10	202.7	0.03
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	4.07	141.6	0.03
MU T3 (Químico)(M-M)	7.85	260.8	0.03
MU T4 (Compost) (G-M)	5.75	151.5	0.04
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	4.94	185.6	0.03
MU T6 (Químico) (G-M)	6.19	199.4	0.03

Cuadro 53: Factor de Bioconcentración (FBC) de Cadmio/Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FBC
	FOLIAR	SUELO	
MU T1 (Compost) (M-M)	0.70	9.39	0.07
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	0.74	9.20	0.08
MU T3 (Químico)(M-M)	1.21	11.31	0.11
MU T4 (Compost) (G-M)	0.92	9.26	0.10
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	0.59	10.40	0.06
MU T6 (Químico) (G-M)	1.19	10.74	0.11

Cuadro 54: Factor de Translocación (FT) de Cadmio/Maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Cd (mg/kg)		FT
	FOLIAR	RAICES	
MU T1 (Compost) (M-M)	0.70	12.86	0.05
MU T2 (Vermicompost) (M-M)	0.74	11.56	0.06
MU T3 (Químico)(M-M)	1.21	13.37	0.09
MU T4 (Compost) (G-M)	0.92	13.65	0.07
MU T5 (Vermicompost) (G-M)	0.59	13.19	0.04
MU T6 (Químico) (G-M)	1.19	13.33	0.09

4.7. ANÁLISIS FACTORIAL PARA EXTRACCIÓN DE PLOMO (mg/kg) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: A=ROTACIÓN DE CULTIVOS, B=ENMIENDAS Y C=ÓRGANOS

A continuación se muestran los resultados del análisis estadístico de la extracción del plomo y su respuesta de los distintos factores involucrados.

En el Cuadro 55, de acuerdo al análisis factorial para la extracción de plomo (mg/kg) considerando los factores A=Rotación de Cultivos (A1: Maíz-Maíz, A2: Girasol-Maíz), B=Enmiendas (B1: Compost, B2: Vermicompost, B3: Químico) y C=Órganos (C1: Raíz, C2: Foliar), se observa una alta significación estadística para los factores de localidades y órganos realizando las pruebas de significación estadística Duncan, se debe mencionar que no existe significación estadística para los factores de rotación de cultivos y enmiendas.

Cuadro 55: Análisis factorial 2x3x2 para extracción de Pb (mg/kg). Localidades: Mantaro y Muqui.

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fc.	Sig.
Localidades	1	41638.338	41638.338	14.290	* *
A (Rotación)	1	76.184	76.184	0.026	n.s.
B (Enmiendas)	2	930.796	465.398	0.159	n.s.
C (Órganos)	1	66024.060	66024.060	22.659	* *
AB	2	1063.754	531.877	0.182	n.s.
AC	1	92.748	92.748	0.031	n.s.
BC	2	813.025	406.513	0.139	n.s.
ABC	2	872.815	436.408	0.149	n.s.
Error	15	43707.008	2913.801		
TOTAL	23	155218.728			
S = 53.980		X = 56.306		C.V. = 95.87 %	

En el Cuadro 56, de acuerdo a la prueba de significación Duncan, se observa que en los suelos de la localidad de Muqui ocupa el primer lugar para extracción de Pb con un promedio de 97.96 mg/kg, siendo mucho menor en los suelos de la localidad del Mantaro con un

promedio de 14.65 mg/kg, debemos tener en cuenta que los contenidos de Pb en el suelo para cada localidad (ver cuadros 14 y 15) fueron influyentes para el comportamiento en la extracción de Pb por el cultivo.

Cuadro 56: Prueba de significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) de los suelos de las localidades: Mantaro y Muqui.

O.M.	Localidad	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Muqui	97.96	A
2	Mantaro	14.65	B

A.L.S.(T)0.05 = 46.90

En el Cuadro 57, la prueba de significación para los órganos del cultivo de maíz, se observa que son las raíces donde se acumula en mayor cantidad el plomo con un promedio de 108.76 mg/kg, siendo mucho menor la translocación hacia la parte aérea con un promedio de 3.86 mg/kg, por lo que el cultivo de maíz realiza principalmente el proceso de estabilización del plomo en dichos suelos.

Cuadro 57: Prueba de significación de Duncan para extracción de Pb (mg/kg) en órganos del cultivo de maíz.

O.M.	Órgano	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Raíz	108.76	A
2	Foliar	3.86	B

A.L.S.(T)0.05 = 46.90

Al respecto para Celis (2000), menciona que el Pb a pesar de ser soluble en el suelo, es absorbido principalmente por los pelos de las raíces, y es almacenado en un grado considerable en las paredes celulares, esta absorción varía significativamente en relación con la concentración presente en los suelos, así como por las varias formas en que el Pb se presenta. Asimismo mencionan Alvarado, *et al.*, (2011), que cuando el plomo se encuentra presente en el suelo puede entrar en la raíz a través de la difusión pasiva. Además, respecto a la absorción de Pb en plantas, se ha demostrado que la mayor parte de éste se queda en las raíces (Kumar *et al.* 1995, mencionado por Alvarado *et al.* 2011). Las raíces pueden secretar a la rizosfera sustancias capaces de movilizar metales, denominadas fitosideróforos (Lone *et al.*, 2008). También pueden excretar protones, que acidifican la rizosfera e incrementan la disolución de metales ya que pueden desplazar los cationes de metales pesados adsorbidos en partículas del suelo (Alford *et al.*, 2010). Los exudados radiculares pueden disminuir el pH de la rizosfera en una o dos unidades, esto hace que aumente la concentración de metales pesados en disolución

promoviendo su desorción (Thangavel and Subbhuraam, 2004). Además de esto, los microorganismos rizosféricos (mayoritariamente bacterias y hongos micorriza) pueden aumentar considerablemente la biodisponibilidad de metales pesados en el suelo, ya que las interacciones de sideróforos microbianos puede aumentar la labilidad de los metales y aumentar la absorción radicular (Mench et al., 2009).

4.8. ANÁLISIS FACTORIAL DE EXTRACCIÓN DE CADMIO (mg/kg) EN AMBAS LOCALIDADES CONSIDERANDO LOS FACTORES: A=ROTACIÓN DE CULTIVOS, B=ENMIENDAS Y C=ÓRGANOS

A continuación se muestran los resultados del análisis estadístico de la extracción del cadmio y su respuesta de los distintos factores involucrados.

En el Cuadro 58, los resultados de acuerdo al análisis factorial para la extracción de cadmio considerando los factores: A=Rotación de Cultivos (A1: Maíz-Maíz, A2: Girasol-Maíz), B=Enmiendas (B1: Compost, B2: Vermicompost, B3: Químico)) y C=Órganos (C1: Raíz, C2: Foliar) nos indica que existe una alta significación estadística para los efectos en los suelos de las localidades y órganos del cultivo realizando las pruebas de significación respectivas, además se debe tener en cuenta que no existe significación para los factores rotación de cultivos y las enmiendas orgánicas.

Cuadro 58: Análisis factorial 2x3x2 para extracción de Cd (mg/kg) de los suelos de las Localidades: Mantaro y Muqui.

F. de V.	G.L.	S.C.	C.M.	Fc.	Sig.
Localidades	1	77.508	77.508	13.2717	* *
A (Rotación)	1	2.647	2.647	0.4532	n.s.
B (Enmiendas)	2	3.080	1.540	0.2637	n.s.
C (Órganos)	1	442.128	442.128	75.7053	* *
AB	2	2.873	1.437	0.2460	n.s.
AC	1	2.727	2.727	0.4669	n.s.
BC	2	4.036	2.018	0.3455	n.s.
ABC	2	1.856	0.928	0.1589	n.s.
Error	15	87.602	5.840		
TOTAL	23	624.456			
S = 2.417		X = 5.145		C.V. = 46.97 %	

En el Cuadro 59, de acuerdo a la prueba de significación, se observa que el suelos de la localidad del Mantaro ocupa el primer lugar en la extracción de Cd con un promedio de 6.94 mg/kg, siendo superior estadísticamente al suelo de la localidad del Muqui con un promedio de 3.35 mg/kg, debemos tener en cuenta que los contenidos de Cd y las características de los

suelos para cada localidad (ver Cuadros 14 y 15) fueron influyentes para las extracción por los cultivos.

Cuadro 59: Prueba de Significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en los suelos de las Localidades: Mantaro y Muqui.

O.M.	Localidad	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Mantaro	6.94	A
2	Muqui	3.35	B

A.L.S.(T)0.05 = 2.10

En el cuadro 60, la prueba de significación para los órganos del cultivo de maíz, se observa que son las raíces donde se acumulan en mayor cantidad el cadmio con un promedio de 9.44 mg/kg, siendo estadísticamente mucho menor la translocación hacia la parte aérea (foliar) con un promedio de 0.85 mg/kg, el cultivo de maíz realiza principalmente el proceso de estabilización para el cadmio en dichos suelos.

Cuadro 60: Prueba de significación de Duncan para extracción de Cd (mg/kg) en los órganos del cultivo de maíz.

O.M.	Órgano	Promedio (mg/kg)	Significación
1	Raíz	9.44	A
2	Foliar	0.85	B

A.L.S.(T)0.05 = 2.10

4.9. EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LOS SUELOS CON EL CULTIVO DE MAÍZ

A continuación se muestran los resultados de los efectos de las enmiendas orgánicas y el cultivo de Maíz (*Zea mays*) en las propiedades químicas y biológicas de los suelos de ambas localidades.

En el cuadro 61, se observa que los suelos analizados al final del cultivo de maíz en la primera siembra, presentan diferentes valores producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas y la extracción de nutrientes, cuyos tratamientos presentaron diferentes contenidos de biomasa aérea y radicular del cultivo de maíz.

En el caso del suelo de la localidad del Mantaro, se puede observar como efectos una ligera disminución del pH con el uso de las enmiendas orgánicas (compost y Vermicompost) aumento de la C.E. y M.O., disminución de P y K producto de la absorción por el cultivo.

Cuadro 61: Resultados de los análisis de fertilidad de los suelos agrícolas al final del experimento con maíz. Fecha: 03 de Noviembre 2016.

Trat.	pH (1:1)	C.E. dS/m	CaCO₃ %	M.O. %	P mg/kg	K mg/kg	Al⁺³ + H⁺ cmol+/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg
Localidad: Mantaro									
Inicial	7,30	0,18	0,00	3,56	29,7	239,00	0,00	208,24	6,76
MA -T1	6,97	1,09	0,00	4,31	17,8	99,00	0,00	220,96	7,60
MA -T2	7,17	1,13	0,00	5,09	32,1	118,00	0,00	187,65	7,24
MA -T3	7,30	1,20	0,00	3,45	29,3	135,00	0,00	173,90	7,29
Localidad: Muqui									
Inicial	7,85	0,38	15,70	2,30	15,8	149,00	0,00	1174,44	8,26
MU -T1	8,02	0,87	14,30	2,05	24,7	74,00	0,00	1854,16	9,25
MU -T2	8,07	0,91	14,80	2,73	26,0	68,00	0,00	1703,77	8,98
MU -T3	8,09	0,82	15,70	2,00	14,9	58,00	0,00	2114,28	9,43

Referente a los metales pesados Pb y Cd en los suelos de la localidad del Mantaro se observa que existe una disminución para los Tratamientos MA T2 y MA T3 para el Pb, en el caso del Cd existe un ligero incremento en su contenido en todos los tratamientos. Al respecto (Zeng *et al.*, 2011), menciona que la M.O. presente en el suelo es uno de los principales factores que determinan la biodisponibilidad de los metales pesados, enmiendas con alto contenido de M.O. disminuyen la disponibilidad de metales pesados mediante la formación de complejos con las sustancias húmicas presentes en ella. Lo anterior puede ocasionar que los metales pesados cambien de una forma soluble e intercambiable a una forma insoluble asociada con MO o con los carbonatos presentes en la fracción residual del suelo (Clemente, Escobar & Pilar, 2006).

En el caso de los suelos de la localidad de Muqui se observa como efectos un ligero aumento del pH y C.E. con el uso de las enmiendas orgánicas (Compost y Vermicompost), disminución ligera de carbonatos por efecto de la enmienda orgánica, no existe un aumento de M.O., disminución de P y K en general producto de la absorción de nutrientes por parte del cultivo de maíz. Al respecto también Duran y Henríquez (2010) reportaron incrementos no significativos de pH en el sustrato a dosis crecientes de vermicompost luego de cuatro siembras de sorgo en un periodo de 30 días cada una.

Referente a los metales pesados Pb y Cd en los suelos de la localidad de Muqui se observa que no existe una disminución en el contenido de Pb y Cd comparados a los análisis iniciales del suelo, se debe considerar que dichos suelos contiene sedimentos mineros ocasionados por la sedimentación de las aguas de riego del río Mantaro luego de las inundaciones en

periodos de lluvia lo que explicaría los resultados finales hallados. Además se menciona que es importante resaltar que los resultados obtenidos después de la aplicación de una enmienda dependen de las propiedades del suelo, sustrato o residuo de mina y de la capacidad de adsorción de la enmienda (Barbafieri *et al.*, 2013; Houben *et al.*, 2012). En algunos casos se ha reportado mayor disponibilidad de algunos elementos después de la adición de dichas enmiendas (Gonzalez-Chavez *et al.*, 2016; Hernández-Soriano y Jiménez-López 2012, Zhang y Zhang 2010).

Por otro lado en el cuadro 62 para los resultados de los análisis microbiológicos en los suelos iniciales y finales de los suelos de la localidad del Mantaro, como efecto se observa diferentes comportamientos por la adición de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) en general disminuye el número de organismos aerobios y anaerobios siendo más evidente en el tratamiento testigo que solo recibió fertilización química, asimismo todos los tratamientos presentan una mayor actividad microbiana; estas diferencias son importantes para evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en la fitoextracción de metales pesados. Al respecto Laich (2011) señala que, la utilización de un compost provoca diversos efectos benéficos como: aporta nutrientes y microorganismos beneficiosos al suelo, estimula el desarrollo radicular e incrementa la microbiota rizosférica con efecto biocontrolador. Al incorporar al suelo el compost, se introduce una alta variedad de microorganismos implicados en el ciclo de diferentes nutrientes y en procesos de biocontrol de fitopatógenos.

Cuadro 62: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para la Localidad del Mantaro. Fecha: 16/04/2016 y 20/10/2016.

Características	Unidad	Inicial	MA-T1	MA-T2	MA-T3
Recuento de aerobios mesófilos viables	UFC/g	15 x 10⁶	12 x 10 ⁶	12 x 10 ⁶	14 x 10 ⁶
Recuento de anaerobios	UFC/g	41 x 10⁵	48 x 10 ⁴	49 x 10 ³	15 x 10 ⁴
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0037	0.0174	0.0174	0.0187

En los suelos de la Localidad de Muqui cuadro 63, se observa para los análisis microbiológicos en los suelos iniciales y finales, los efectos muestran diferentes comportamientos por la adición de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) en general disminuye la presencia en número de organismos aerobios y anaerobios, asimismo todos los tratamientos presentan una mayor actividad microbiana, si comparamos al análisis inicial que tenía valor cero, solo con el desarrollo del cultivo de maíz se genera actividad

microbiana; estas diferencias son importantes para evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en la fitoextracción de metales pesados. Al respecto Marschner (2012) menciona que el crecimiento y la actividad de los microorganismos en el suelo, está principalmente limitado por la disponibilidad de carbono, los exudados de las raíces son generalmente de bajo peso molecular y de fácil descomposición, por lo tanto, la densidad de población de los microorganismos es considerablemente más alta en la rizosfera que en el suelo a granel. Además los suelos manejados con incorporación de enmiendas orgánicas, presentan mayores valores de respiración basal y biomasa microbiana lo que mejora las condiciones físicas del suelo (Jaurixje *et al.* 2013). Asimismo Orozco *et al.*, (2016) en su trabajo de la combinación de biofertilización y fertilización química, lombricomposta y aserrín de pino como acolchado reporta que influyó positivamente sobre la capacidad de almacenamiento de agua en un 10.36%, la capacidad de intercambio catiónico (83,05%), la materia orgánica (24,41%) y la biomasa microbiana del suelo (113,99%).

Cuadro 63: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para la Localidad de Muqui. Fecha: 16/04/2016 y 20/10/2016.

Características	Unidad	Inicial	MU - T1	MU- T2	MU-T3
Recuento de aerobios mesòfilos viables	UFC/g	16 x 10⁶	66 x 10 ⁵	18 x 10 ⁵	79 x 10 ⁵
Recuento de anaerobios	UFC/g	48 x 10⁵	14 x 10 ³	50 x 10 ²	39 x 10 ²
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0000	0.0153	0.0192	0.0115

4.10. EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LAS PROPIEDADES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE LOS SUELOS CON EL CULTIVO DE GIRASOL

A continuación se muestran los resultados de los efectos de las enmiendas orgánicas y cultivo de Girasol (*Heliantus annuus*) en las propiedades del suelo.

En el cuadro 64, se observa que los suelos analizados presentan diferentes efectos en sus valores producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas y la extracción de nutrientes del cultivo de girasol cuyos tratamientos tuvieron diferentes contenidos de biomasa aérea y radicular.

Se puede observar en ambas localidades una ligera disminución del pH con el uso de las enmiendas orgánicas (compost y Vermicompost) aumento de la C.E. y M.O. disminución de P y K producto de la absorción por el cultivo. Lo que coincide con Cantero *et al.* (2016)

donde obtuvieron resultados similares con variaciones mínimas en el pH con la incorporación de compost en diferentes dosis, una disminución en el primer ciclo de cultivo de maíz y luego un incremento con un segundo ciclo de cultivo de fríjol.

Cuadro 64: Resultados de los análisis de fertilidad de los suelos agrícolas al final del experimento con girasol. Fecha: 09/12/2016.

Trat.	pH (1:1)	C.E. dS/m	CaCO₃ %	M.O. %	P mg/kg	K mg/kg	Al⁺³ + H⁺ cmol+/kg	Pb mg/kg	Cd mg/kg
Localidad: Mantaro									
Inicial	7,30	0,18	0,00	3,56	29,7	239,00	0,00	208,24	6,76
MA -T4	6,67	2,46	0,00	4,36	23,3	119,00	0,00	218,17	7,86
MA -T5	6,82	2,10	0,00	4,94	23,1	103,00	0,00	226,18	8,21
MA -T6	6,63	2,05	0,00	3,77	14,2	109,00	0,00	246,75	7,90
Localidad: Muqui									
Inicial	7,85	0,38	15,70	2,30	15,8	149,00	0,00	1174,44	8,26
MU -T4	7,50	2,08	15,30	2,30	20,8	46,00	0,00	2796,91	9,62
MU -T5	7,57	1,66	15,30	2,76	21,7	47,00	0,00	2605,14	9,27
MU -T6	7,69	1,63	14,80	2,14	12,3	41,00	0,00	2774,00	9,64

Por otro lado además de la inmovilización de EPT, las enmiendas orgánicas pueden modificar las propiedades químicas del suelo como pH, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, y físicas, tales como retención de humedad, densidad aparente del suelo e incluso color (EPA, 2007).

Asimismo Castelo-Gutiérrez et al., (2016) mencionan como alternativas de desarrollo sostenible, el uso de las enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompots y los productos derivados de los mismos han adquirido un especial auge por su capacidad de restituir al suelo una cierta proporción de materia orgánica para mejorar sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Vermicompost y compost, muestran potencial como acondicionador del suelo, que mejora directamente las características fisicoquímicas del suelo como materia orgánica, densidad aparente y CIC.

Referente a los metales pesados Pb y Cd en los suelos de ambas localidades se observa que existe un incremento en todos los tratamientos posiblemente producto de la solubilización de los metales pesados influido por las enmiendas orgánicas. Se debe considerar que en el suelo de Muqui presenta deposición de la sedimentación de las aguas de riego del río Mantaro lo que explicaría los resultados elevados para el caso del plomo. El plomo se adsorbe por la materia orgánica en el suelo. Si el suelo tiene alto porcentaje de carbonato de Ca, se forma carbonato de Pb y disminuye la absorción por las plantas (Ruda de Schenquer

et al. 2004). Asimismo incorporar la proporción adecuada de enmienda en suelos contaminados con EPT promueve la sorción, precipitación y secuestro de los EPT por complejación (EPA, 2007), lo que puede reducir la disponibilidad de estos elementos. Además, las enmiendas pueden mejorar las características físicas y químicas del suelo contaminado (Kumpiene *et al.*, 2012; González - Chávez *et al.*, 2016).

En el Cuadro 65, en los resultados de los análisis microbiológicos de los suelos inicial y finales, para el suelo de la localidad del Mantaro, se observa diferentes efectos por la adición de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) en general disminuyen el número de organismos aerobios y anaerobios siendo más evidente en el tratamiento testigo que solo recibió fertilización química, asimismo todos los tratamientos presentan una mayor actividad microbiana, la actividad biológica del suelo se ve favorecida por el aporte de un número importante de bacterias y sobre todo su riqueza en materia orgánica la que favorece el desarrollo de los microorganismos del mismo suelo, que con su actividad estimulan el crecimiento vegetal; estos aportes son importantes para evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas en la fitoextracción de metales pesados.

Cuadro 65: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para la Localidad del Mantaro. Fecha: 16/04/2016 y 05/12/2016.

Características	Unidad	Inicial	MA - T4	MA - T5	MA -T6
Recuento de aerobios mesófilos viables	UFC/g	15 x 10⁶	24 x 10 ⁶	14 x 10 ⁶	12 x 10 ⁶
Recuento de anaerobios	UFC/g	41 x 10⁵	63 x 10 ²	78 x 10 ²	69 x 10 ⁰
Actividad microbiana	mg CO2/g.h	0.0037	0.0223	0.0224	0.0230

En el cuadro 66, en los suelos de la Localidad de Muqui para los análisis microbiológicos de los suelos inicial y finales, se observa diferentes efectos por la adición de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) en general disminuye la presencia en número de organismos aerobios y anaerobios, asimismo todos los tratamientos presentan una mayor actividad microbiana, si comparamos al análisis inicial que tenía valor cero se observa que con el desarrollo del cultivo se genera actividad microbiana. Al respecto Khan, (2006) menciona que las poblaciones microbianas rizosféricas parecen tener un importante impacto en la fitorremediación de sitios contaminados por metales pesados. Afectan la movilidad y captación del metal en la planta por liberación de agentes quelantes, acidificación del suelo, solubilización de fosfatos y reacciones Redox, además producen fitohormonas que

promueven el crecimiento vegetal. Las interacciones establecidas entre los metales presentes en el suelo, las plantas hiperacumuladoras y la microbiota de estos ecosistemas son estudiadas en profundidad en el contexto de la biotecnología ambiental, con el objetivo de implementar métodos factibles de remoción, recuperación o detoxificación de metales pesados.

Cuadro 66: Resultados de los análisis microbiológicos de los suelos para la Localidad de Muqui. Fecha: 16/04/2016 y 05/12/2016.

Características	Unidad	Inicial	MU - T4	MU - T5	MU - T6
Recuento de aerobios mesófilos viables	UFC/g	16 x 10⁶	69 x 10 ⁵	59 x 10 ⁵	63 x 10 ⁵
Recuento de anaerobios	UFC/g	48 x 10⁵	41 x 10 ²	24 x 10 ²	34 x 10 ²
Actividad microbiana	mg CO ₂ /g.h	0.0000	0.0122	0.0152	0.0125

4.11. EFECTO DE LAS ENMIENDAS ORGÁNICAS (COMPOST Y VERMICOMPOST DE STEVIA) EN LOS METALES PESADOS DE LOS SUELOS POR EL EFECTO RESIDUAL DEL CULTIVO DE MAÍZ

A continuación se muestran los resultados del efecto residual de las enmiendas orgánicas y cultivo de Maíz (*Zea mays*) en los metales pesados plomo y cadmio del suelo en una 2da. Campaña.

Cuadro 67: Contenido de Pb y Cd (mg/kg) al final del experimento del efecto residual con maíz. Localidad: Mantaro.

Tratamientos	Pb (mg/kg)			Cd (mg/kg)		
	Inicial	Cosecha 1	Cosecha 2	Inicial	Cosecha 1	Cosecha 2
MA T1	208.24	220.96	189.63	6.76	7.60	6.60
MA T2	208.24	187.50	170.81	6.76	7.24	6.76
MA T3	208.24	173.90	206.81	6.76	7.29	6.73
MA T4	208.24	218.17	202.40	6.76	7.86	7.03
MA T5	208.24	226.18	208.29	6.76	8.21	6.90
MA T6	208.24	246.75	231.12	6.76	7.90	7.72

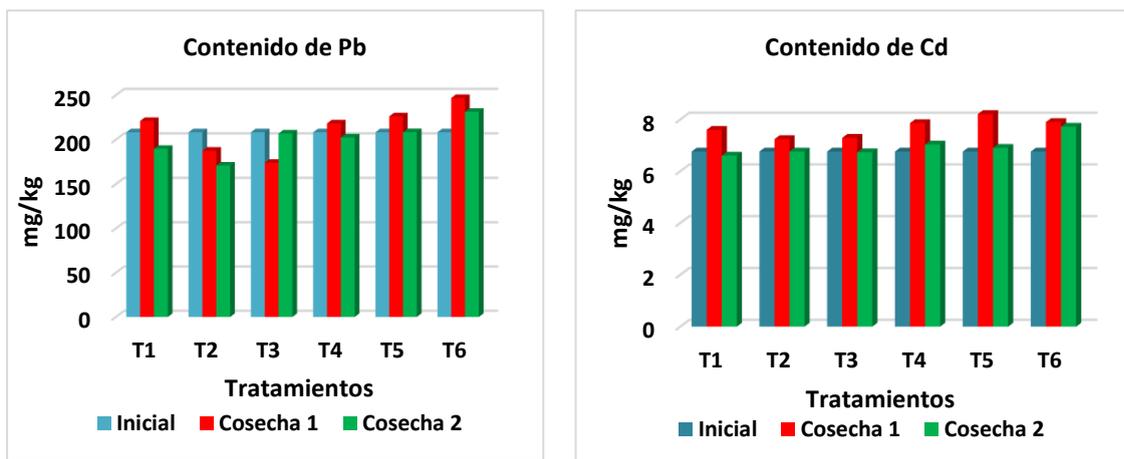


Figura 36: Contenidos de Pb y Cd (mg/kg). Localidad: Mantaro.

Al evaluar los resultados de los análisis de plomo y cadmio para los suelos de la localidad del Mantaro en el Cuadro 67 y figura 36 se observa que los efectos en los valores producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas es variable referente a los metales pesados Pb y Cd en la Cosecha 1 existe un aumento en la concentración en la mayoría de los tratamientos posiblemente producto de la solubilización de los metales pesados por las enmiendas orgánicas, para luego en la cosecha 2 disminuir en su contenido, siendo en el caso de plomo el tratamiento MA T2 (Vermicompost) el de menor valor con 170.81 mg/kg de Pb; en el caso de Cd el tratamiento MA T1 (Compost) el de menor valor con 6.60 mg/kg de Cd; se observa producto de la fitorremediación realizada un mayor efecto para plomo que cadmio. Al respecto, la idea de usar enmiendas de suelo para aumentar la concentración de biodisponibles metales pesados en los suelos y posteriormente facilitar la absorción de metales por fitoextractores fue originalmente inspirado por estudios sobre nutrición de plantas (Marschner, 1995). Este enfoque ha sido frecuentemente probado eficiente en Fitoextracción de Pb (Huang et al., 1997; Komárek et al., 2007; Shen et al., 2002). Sin embargo, su eficacia en la Fitoextracción de Cd es siempre menos segura, lo cual se debe en gran parte al hecho de que el Cd en los suelos suele ser fácilmente biodisponible (Evangelou et al., 2007; Santos et al., 2006; Sun et al., 2001; Tandy et al., 2006). Los estudios que se lleven a cabo con enmiendas deben considerar el tiempo de estabilización, así como dirigir la atención a efectos de largo plazo o programas piloto en condiciones de campo. Para la selección de una enmienda se debe considerar que el proceso de adsorción puede ser reversible (Gonzalez-Chavez *et al.*, 2016) y que, aun si los EPT se precipitan o adsorben, existe la posibilidad de que se disuelvan o liberen nuevamente. Esto va a depender de las condiciones físicas, químicas y biológicas prevalecientes en el suelo contaminado y la enmienda adicionada Vangronsveld *et al.* (2009).

En el Cuadro 68 y figura 37, los resultados de los análisis para los suelos de la localidad de Muqui se observa que los efectos en los valores como producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas es variable referente a los metales pesados Pb y Cd en la Cosecha 1 existe un incremento en la concentración en todos los tratamientos posiblemente producto de la solubilización de los metales pesados por las enmiendas orgánicas que por efecto de su oxidación lenta, produce gas carbónico, lo que contribuye a solubilizar algunos elementos minerales del suelo, para luego en la cosecha 2 en el caso de Pb disminuir su contenido considerablemente sin reducir por debajo del contenido inicial, el tratamiento MU T1 (Compost) es el de menor contenido con 1259.72 mg/kg de Pb, en el caso de Cd en todos los tratamientos aumentan el contenido respecto al inicial, se observa que los tratamientos químicos son los de mayor contenido en el suelo, todo esto a pesar que se reporta extracciones por los cultivos de maíz y girasol.

Cuadro 68: Contenido de Pb y Cd (mg/kg) al final del experimento de efecto residual con maíz. Localidad: Muqui.

Tratamientos	Pb (mg/kg)			Cd (mg/kg)		
	Inicial	Cosecha 1	Cosecha 2	Inicial	Cosecha 1	Cosecha 2
MU T1	1174.44	1854.16	1259.72	8.26	9.25	9.39
MU T2	1174.44	1703.77	1326.20	8.26	8.98	9.20
MU T3	1174.44	2114.28	1623.72	8.26	9.43	11.31
MU T4	1174.44	2796.91	1470.54	8.26	9.62	9.26
MUT5	1174.44	2605.14	1532.53	8.26	9.27	10.40
MU T6	1174.44	2774.00	1492.68	8.26	9.64	10.74

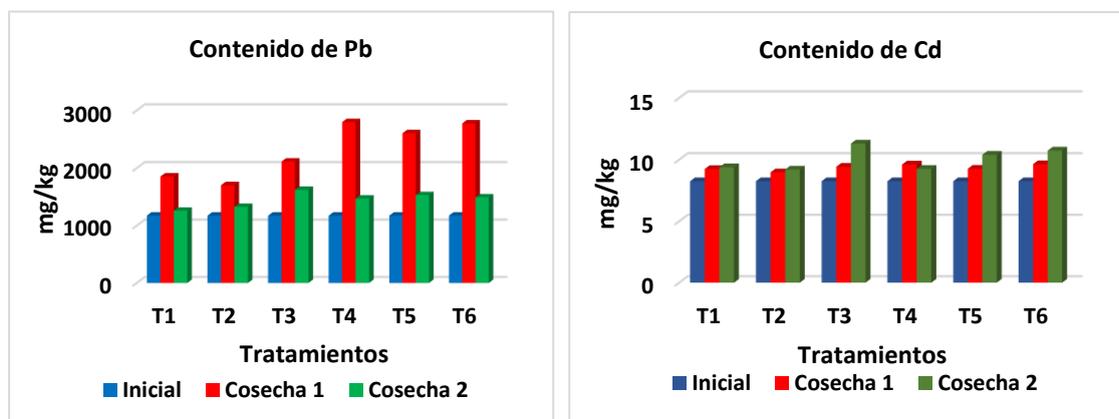


Figura 37: Contenidos de Pb y Cd (mg/kg). Localidad: Muqui.

Al respecto según Galende *et al.* (2014), quienes encontraron que las enmiendas (Vermicompost y estiércol de ovino) pueden reducir la disponibilidad de Cd (extractable con CaCl₂) en un residuo de mina ácido. La nula respuesta a la adición de enmiendas orgánicas se puede atribuir a que el Cd se une débilmente a la materia orgánica (McBride, 1994). Las enmiendas también aceleran los procesos de inmovilización que incluyen: sorción, precipitación, complejación y reacciones redox (Houben *et al.*, 2012). Sin embargo, también se puede incrementar la solubilidad de algunos componentes tóxicos (Hernández-Soriano y Jiménez-López, 2012), por lo que antes de su aplicación a larga escala es necesario realizar pruebas piloto con evaluación a través del tiempo.

Se menciona que una de las limitaciones de la Fitorremediación es el excesivo tiempo requerido para la recuperación del suelo. Se calcula que la descontaminación satisfactoria de suelos moderadamente contaminados requiere una eliminación de 200-1.000 kg de metal por hectárea y por año, en un período de veinte años (Cunningham., 1995). En la última década, más de 60 especies de plantas han sido probadas bajo condiciones de campo para explorar su potencial para la Fitoextracción de Cd. Entre ellos, *T. caerulea*, *Brassica juncea*, *Helianthus annuus*, *Zea mays*, *Brassica napus*, y *Salix viminalis* es la especie más ampliamente investigada. La mayoría de este tipo de estudio se ha llevado a cabo con un enfoque en la comparación de las remociones % Cd de diferentes cultivares/clones de la misma especie o diferentes especies dentro del mismo género para seleccionar variedades de plantas superiores para extraer Cd de los suelos (Lombi *et al.*, 2000; Mertens *et al.*, 2006; Nehnevajova *et al.*, 2005). Para muchos investigadores de recuperación de suelos contaminados, la fitorremediación se considera la única alternativa eco-sustentable para el tratamiento *in situ* de suelos contaminados con EPT (Barbafieri *et al.*, 2013; Vamerali *et al.*, 2010). Esta es una tecnología amigable con el ambiente, no invasiva y permite recuperar la estructura y la función del suelo. Se estima que su costo es de 10 a 100 veces más barato en comparación con los métodos físicos y químicos que se usan tradicionalmente, cuyo costo varía de 0.27 a 1.6 millones de dólares por hectárea (Kidd *et al.*, 2009). No obstante, esta tecnología depende de variables específicas del sitio a restaurar, como características del suelo, niveles de contaminación, tipo de vegetación y clima (Barbafieri *et al.*, 2013). Muchas de estas hacen que el éxito de la fitorremediación, y por tanto, el establecimiento de cubiertas vegetales no sea siempre fácil de alcanzar (Mendez y Maier, 2008). La fitorremediación no es un sencillo remedio o receta que sea aplicable para todos los suelos contaminados, antes de que esta tecnología pueda volverse técnicamente eficiente y económicamente viable, hay

algunas limitaciones que necesitan ser superadas. Por ejemplo, sus mecanismos tanto moleculares, bioquímicos y fisiológicos, son pocos conocidos e insuficientemente entendidos (Freitas *et al.*, 2004).

Por ello, algunos investigadores han propuesto utilizar suelos degradados para la producción de biocombustibles (Edrisi y Abhilash, 2016; de Carvalho *et al.*, 2015; ECD, 2009; Ruiz-Olivares *et al.*, 2013), lo cual tiene ventajas adicionales, tales como asegurar que la producción de bioenergéticos no sea en tierras productivas, que no se utilicen cultivos de interés alimenticio y que el uso de biocombustibles reduce la necesidad de energía fósil y de emisiones de CO₂ a la atmosfera.

V. CONCLUSIONES

Bajo las condiciones del presente estudio y de acuerdo a los resultados obtenidos, se puede concluir:

1. En los suelos de la localidad del Mantaro con el cultivo de Maíz, el uso de las enmiendas orgánicas (compost y Vermicompost) tienen como efecto la disminución del pH, aumento de la C.E. y M.O. disminución de P y K. En la localidad de Muqui se tuvo un aumento del pH y C.E., disminución ligera de carbonatos, no existe un aumento de M.O., disminución de P y K.
2. En los suelos de ambas localidades con el cultivo de Girasol, el uso de las enmiendas orgánicas (compost y vermicompost) permiten una ligera disminución del pH, un aumento de la C.E. y M.O. con una disminución de P y K disponibles.
3. Para el cultivo de maíz con el uso del vermicompost tuvo los mayores efectos en altura de plantas, peso de tallos, hojas y raíces en ambas localidades contribuyendo a una mayor cantidad de materia seca total.
4. Para el cultivo de girasol con el uso del vermicompost en el suelo de la localidad de Muqui se logró los mayores efectos en altura de plantas, peso de tallos, hojas, flores y raíces y en el suelo de la localidad del Mantaro fue con el compost contribuyendo a una mayor cantidad de materia seca total.
5. Los Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados plomo y cadmio para las plantas de maíz presentan valores < 1 lo que califica al maíz como una planta exclusora o estabilizadora.
6. Los Factores de Bioconcentración (FBC) y Translocación (FT) de los metales pesados plomo y cadmio para las plantas de girasol presentan para plomo valores < 1 lo que califica como una planta exclusora o estabilizadora; en el caso de cadmio existen valores > 1 lo que indica que se realiza translocación hacia las partes foliares.
7. La planta de maíz acumula el plomo y cadmio en mayor cantidad en las raíces luego en orden descendente en las hojas y los tallos respectivamente; incrementándose ante una mayor presencia de plomo en el suelo.

8. La planta de girasol acumula el plomo en mayor cantidad en las raíces luego en orden descendente en las hojas, flores y tallos respectivamente; incrementándose ante un mayor contenido de plomo en el suelo.
9. La planta de girasol acumula el cadmio en mayor cantidad en las raíces luego en orden descendente en las hojas, tallos y flores respectivamente, observándose una translocación importante hacia las partes foliares.
10. La fitorremediación no es una técnica aplicable para zonas con altas concentraciones de metales pesados y con heterogeneidad de la contaminación como los suelos de la localidad de Muqui, ya que es una técnica de largo plazo.

VI. RECOMENDACIONES

1. Las enmiendas orgánicas a utilizarse deben producirse abundantemente y no tener problemas de adquisición en la zona donde se pretende aplicar, además de tener bajo costo.
2. Evaluar el efecto de la incorporación constante de las enmiendas orgánicas en suelos con problemas de degradación con metales pesados.
3. Los estudios de recuperación de suelos degradados que se lleven a cabo con enmiendas orgánicas deben considerar el tiempo de estabilización, así como dirigir la atención a efectos de largo plazo.
4. Como alternativa de utilización de suelos degradados con altos contenidos de metales pesados como los de la localidad de Muqui sería la producción de cultivos biocombustibles, a fin de no contaminar los cultivos alimenticios.
5. Realizar análisis microbiológicos del agua utilizada para los riegos ya que podrían tener efectos desfavorables en los cultivos.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-MONEIM MR A., HOSSAM S. EL-BELTAGI. 2011. Discharge of lead contamination by natural compounds pectin and chitin: biochemical analysis of DNA, RNA, DNase, RNase and GOT in albino rat as an early biomarker of lead toxicity. Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine, S226-S231.

ADRIANO, D.C.; WENZEL, W.W.; VANGRONSVELD, J.; BOLAN, N.S. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. Geoderma 122: 121-142.

AGENCIA PARA SUSTANCIAS TÓXICAS Y EL REGISTRO DE ENFERMEDADES (ATSRD). 1999. DEPARTAMENTO DE SALUD Y SERVICIOS HUMANOS de los EE.UU., Servicio de Salud Pública Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Disponible en www.atsdr.cdc.gov/es

AGENCIA PARA SUSTANCIAS TÓXICAS Y EL REGISTRO DE ENFERMEDADES (ATSRD). 2007. DEPARTAMENTO DE SALUD Y SERVICIOS HUMANOS de los EE.UU., Servicio de Salud Pública Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. Disponible en www.atsdr.cdc.gov/es

AGRO&MEAT. 2015. Consultado 12 de setiembre 2015. Disponible en: <http://www.agromeat.com/89371/un-cultivo-multiproposito-enmendar-el-suelo-y-mejorar-la-producción>

ALFORD, E.R., PILON-SMITS, E.A.H., PASCHKE, M.W., 2010. Metallophytes – a view from the rhizosphere. Plant Soil 337, 33–50.

ALKORTA, I.; HERNÁNDEZ-ALLICA, J.; BECERRIL, J.M.; AMEZAGA, I.; ALBIZU, I.; GARBISU, C. 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Reviews in Environmental Science & Biotechnology 3: 71-90.

ALLOWAY, B.J. 1999. *Soil Processes and Behavior of Metals. Heavy Metals in Soils*. 22nd Ed. London: Blackie Academic & Professional.

ALLOWAY, B. J. 2013. *Heavy metals in soils, trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. 3ra ed. Reading, UK: Springer.

ALVARADO; DASGUPTA; AMBRIZ; SANCHEZ; VILLEGAS. 2011. Hongos micorrízicos arbusculares y la fitorremediación de plomo, Instituto de Investigaciones Químico Biológicas, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Cd. Universitaria, Morelia, C.P. 58060, Michoacán, México.

AMERY, F. et al. 2007. The Copper-Mobilizing-Potential of Dissolved Organic Matter in Soils Varies 10-Fold Depending on Soil Incubation and Extraction Procedures. In: *Environmental Science & Technology*, 41 (7), 2277-2281.

ARTHUR E.L., RICE P.J., RICE P.J., ANDERSON T.A., BALADI S.M., HENDERSON K.L., COATS J.R. 2005. Phytoremediation: an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences* 24: 109-122.

ATIYEH, RM; SUBLER, S; EDWARDS, CA; BACHMAN, G; METZGER, JD; SHUSTER, W. 2000. Effects of vermicomposts and composts on plant growth in horticultural container media and soil. *Pedo biologia* 44: 579-590.

BAKER, A.J.M. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* 8: 279 – 284.

BANNON, D.I. et al. 2009. Evaluation of Small Arms Range Soils for Metal Contamination and Lead Bioavailability. *Environmental Science & Technology*, 43 (24), 9071-9076.

BARBAFIERI M., DADEA C., TASSI E., BRETZEL F., FANFANI L. 2011. Uptake of heavy metals by native species growing in a mining area in Sardinia, Italy: discovering native flora for phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation* 13: 985-997.

BARBAFIERI M., JAPENGA J., ROMKENS P., PETRUZZELLI G., PEDRON F. 2013. Protocols for applying phytotechnologies in metal contaminated soils. *In: D. K. Gupta (ed). Plant-based Remediation Processes. Soil Biology 35. Springer. New York. pp. 19-38.*

BATISTA, G. R. y CHAVEZ, R. A. 2009. Fitorremediación de metales pesados y microorganismos. *Revista electrónica de la Agencia del Medio Ambiente. Año 9, N° 16, 2009. Cuba.*

BEESELEY L., MORENO-JIMENEZ E., GOMEZ-EYLES J.L., HARRIS E., ROBINSON B., SIZMUR T. 2011. A review of biochars potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution 159: 3269-3282.*

BEESELEY L., INNEH O.S., NORTON G. J., MORENO-JIMENEZ E., PARDO T., CLEMENTE R., DAWSON J.J.C. 2014. Assessing the influence of compost and biochar amendments on the mobility and toxicity of metals and arsenic in a naturally contaminated mine soil. *Environmental Pollution 186: 195-202.*

BELTRÁN-MORALES, FA; GARCÍA-HERNÁNDEZ, JL; RUIZ-ESPINOZA, FH; PRECIADO-RANGEL, P; FORTIS-HERNÁNDEZ, M; GONZÁLEZ-ZAMORA, A; VALDEZ-CEPEDA, D. 2016. Efectos de sustratos orgánicos en el crecimiento de seis variedades de chile jalapeño (*Capsicum annuum* L.). *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios 3(7): 143-149.*

BERTI, WILLIAM R. and SCOTT D. (s. f.). *Cunningham, In-Place Inactivation of Pb in Pb-Contaminated Soils.*

BINNER, E; MENDEZ, L; MIYASHIRO, V. 2016. Gestión de residuos sólidos municipales en el Perú y en Austria. Mitigación de impactos ambientales en el clima y el agua. Lima. Fondo Editorial – UNALM. 186 p.

BOE, BO DEL E. 2013. Real Decreto 506/2013, de 28 de junio, sobre productos fertilizantes. 2013: 51119.

BOSECKER, K. 2001. Microbial leaching in environmental clean-up programs. *Hydrometallurgy, 59(2-3), 245-248.*

BOUSSEN, S., SOUBRAND, M., BRIL, H., OUERFELLI, K., & ABDELJAOUD, S. 2013. Transfer of lead, zinc and cadmium from mine tailings to wheat (*Triticum aestivum*) in carbonated mediterranean (*Northern Tunisia*) soils. *Geoderma*, 192, 227-236.

BOWEN, M. 1979. Environmental Chemistry of the Elements. *Academic Press, London* 333.

BLAKE, L., & GOULDING, K. W. T. 2002. Effects of atmospheric deposition, soil pH and acidification on heavy metal contents in soils and vegetation of seminatural ecosystems at Rothamsted experimental station, UK. *Plant and Soil*, 240(2), 235-251.

BLUM, W.E.H. 1998. Basic concepts: degradation, resilience, and rehabilitation. pp. 1-16 In: R. Lal et al (eds.) *Methods for Assessment of Soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

BRENNAN, M.A., SHELLEY M.L. 1999. A model of the uptake, translocation, and accumulation of lead (Pb) by maize for the purpose of phytoextraction. *Ecological Engineering* 12 (4): 271–297

CANTERO, A; BAILÓN, R; VILLANUEVA, R; CALIXTO, M DEL C; ROBLES, F. 2016. Compost made with green waste as an urban soil improver. *Ingeniería Agrícola y Biosistema* 8: 71-83.

CARRILLO-GONZALEZ R., GONZALEZ-CHAVEZ M.C.A. 2006. Metal accumulation in wild plants surrounding mining wastes. *Environmental Pollution* 144: 84-92.

CARRILLO-GONZALEZ R., MALDONADO-TORRES A., GONZALEZ-CHAVEZ M.C.A., CRUZ DIAZ J. 2014. Estabilización de elementos potencialmente tóxicos en residuos de mina por aplicación de roca fosfórica y vermicompost. *Ciencia en la frontera: Revista de ciencia y tecnología de la UACJ* 12: 15-26.

CASAS, R. 2012. El suelo de cultivo y las condiciones climáticas. España. Editorial Paraninfo. 237 p.

CASTELO-GUTIÉRREZ, AA; GARCÍA-MENDÍVIL, HA; CASTRO-ESPINOZA, L; LARES-VILLA, F; ARELLANO-GIL, M; FIGUEROA-LÓPEZ, P; GUTIÉRREZ-

CORONADO, MA. 2016. Residual mushroom compost as soil conditioner and bio- fertilizer in tomato production. *Revista Chapingo Serie Horticultura* 22(2): 83-93.

CELIS, R.; KOSKINEN, W.C.; HERMOSIN, M.C.; ULIBARRI, M.A.; CORNEJO, J. 2000. Triadimefon Interactions with organoclays and organohydrotalcites. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 36-43.

CERRÓN, V. 2009. Impacto de la contaminación de las aguas acidas provenientes de las empresas mineras en la Cuenca Hidrográfica del Rio Mantaro y su efecto en la Producción Agrícola del Valle del Mantaro. Tesis Doctoral. UNFV - Lima.

COLLINS CHRIS D. and FINNEGAN E. 2010. Modeling the Plant Uptake of Organic Chemicals, Including the Soil–Air–Plant Pathway. *Environmental Science & Technology*, 44 (3), 998-1003.

CORDOVA S., NEAMAN A., GONZALEZ I., GINOCCHIO R., FINE P. 2011. The effect of lime and compost amendments on the potential for the revegetation of metal-polluted, acidic soils. *Geoderma* 166: 135-144.

CORDERO J., GUEVARA M., MORALES E., LODEIROS C. (2005) Efecto de metales pesados en el crecimiento de la microalga tropical *Tetraselmis chuii* (*Prasinophyceae*). *Revista Biología Tropical*, 53: 325-330.

CORTES-JIMENEZ E.V., MUGICA-ALVAREZ V., GONZALEZ-CHAVEZ M.C.A., CARRILLO-GONZALEZ R., GORDILLO M.M., MIER M.V. 2013. Natural revegetation of alkaline tailing heaps at Taxco, Guerrero, Mexico. *International Journal of Phytoremediation* 15: 127-141.

CORTÉS-D, DL; PÉREZ-B, JH; CAMACHO-TAMAYO, JH. 2013. Relación espacial entre la Conductividad Eléctrica y algunas propiedades químicas del suelo. *U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* 16(2): 401-408.

CORVASCE, M; ZSOLNAY, A; D’ORAZIO, V; LOPEZ, R; MIANO, TM. 2006. Characterization of water extractable organic matter in a deep soil profile. *Chemosphere* 62(10): 1583-1590.

CUELLAR-SANCHEZ A. 2016. Fitorremediación de suelos contaminados con plomo mediante el uso de *Ricinus communis* y hongos micorrizico arbusculares. Tesis de doctorado. Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo, México.

CUNNINGHAM, S.D.; BERTI, W.R.; HUANG, J.W. 1995. Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology* 13: 393-397.

CUNNINGHAM, S.D.; OW, D.W. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology* 110: 715-719.

CHAN, D.Y.; HALE, B.A. 2004. Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars: uptake and a retranslocation as sources of variation. *Journal of Experimental Botany*.

CHANEY, R.L.; ANGLE, J.S.; BROADHURST, C.L.; PETERS, C.A.; TAPPERO, R.V.; SPARKS, D.L. 2007. Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *Journal of Environmental Quality* 36: 1429-1443.

CHEN, J.; GAILLARDET J. and LOUVAT, P. 2008. Zinc Isotopes in the Seine River Waters, France: A Probe of Anthropogenic Contamination. *Environmental Science & Technology*, 42 (17), 6494-6501.

CLEMENTE, R., ESCOBAR, A., & PILAR, B., M. 2006. Heavy metals fractionation and organic matter mineralization in contaminated calcareous soil amended with organic material. *Bioresource Technology*, 97(15), 1894-1901.

De CARVALHO C.M., SILVEIRA S., LA-ROVERE E.L., IWAMA A.Y. 2015. Deforested and degraded land available for the expansion of palm oil for biodiesel in the state of para in the Brazilian amazon. *Renewable and sustainable energy reviews* 44: 867-876.

DE HAAN, F.A.M., W.H. VAN RIEMSDIJK y S.E.A.T.M. VAN DER ZEE. 1993. General concept of soil quality. pp. 155-170. In: J.P. Eijsackers, T. Hamers (eds.) *Integrated Sediment Research: A Basis for Proper Protection*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, the Netherlands.

DE LA PUENTE, J. A. 2013. Manual de compostaje para agricultura ecológica. Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural.

DELGADO-MORENO, L; PEÑA, A. 2009. Compost and vermicompost of olive cake to bioremediate triazines-contaminated soil. *Science of The Total Environment* 407(5):1489-1495.

DELGADO, M.R. 2012. Optimización de las variables implicadas en el proceso de compostaje de RSU para minimizar la emisión de compuestos orgánicos volátiles. Huelva-España, Universidad de Huelva. 175 p.

DELGADO, M. 2012. Norma ambiental para el Distrito Federal NADF-020-AMBT-2011. 2012: 69-83.

DEMOND, A. et al. 2008. Statistical Comparison of Residential Soil Concentrations of PCDDs, PCDFs, and PCBs from Two Communities in Michigan. *Environmental Science & Technology*, 42 (15), 5441-5448.

DENG H., YE Z.H., WONG M.H., 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal contaminated sites in China. *Environmental Pollution* 132: 29-40.

DERMONT, G., BERGERON, G., MERCIER, G., & RICHER-LAFLECHE, M. 2008. Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 1-31.

DICKINSON, N.M.; BAKER, A.J.M.; DORONILLA, A.; LAIDLAW, S.; REEVES, R.D. 2009. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies. *International Journal of Phytoremediation* 11, 97-114.

DING, D; ZHAO, Y; FENG, H; PENG, X; SI, B. 2016. Using the double-exponential water retention equation to determine how soil pore-size distribution is linked to soil texture. *Soil and Tillage Research* 156: 119-130.

DURAN, L; HENRÍQUEZ, C. 2010. El vermicompost: su efecto en algunas propiedades del suelo y la respuesta en planta 1. *Agronomía Mesoamericana* 21(1021-7444): 85-93.

EDRISI S.A., ABHILASH P.C. 2016. Exploring marginal and degraded lands for biomass and bioenergy production: An Indian scenario. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54: 1537-1551.

EL-HADDAD, ME; ZAYED, MS; EL-SAYED, GAM; HASSANEIN, MK; ABD EL-SATAR, AM. 2014. Evaluation of compost, vermicompost and their teas produced from rice straw as affected by addition of different supplements. *Annals of Agricultural Sciences* 59(2):243-251.

EPA (Environmental Protection Agency). 2007. The use of soil amendments for remediation, revitalization and reuse EPA 542-R-07-013. U. S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.

ERNST, W.H.O. 2005. Phytoextraction of mine wastes – Options and impossibilities. *Chemic der Erde* 65:29–42.

EVANGELOU, M.H., BAUER, U., EBEL, M. Y SCHAEFFER, A. 2007. La influencia de EDDS y EDTA sobre la absorción de metales pesados de Cd y Cu del suelo con tabaco *Nicotiana tabacum*. *Chemosphere* , 68, 345-353

FAO. 2016. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Obtenido de Portal de suelos de la FAO: <http://www.fao.org/soils-portal/levantamiento-de-suelos/propiedades-del-suelo/propiedades-fisicas/es/>

FERGUSON, J.E. 1990. The heavy metals: Chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press, Sydney.

FORNES, F; MENDOZA-HERNÁNDEZ, D; GARCÍA-DE-LA-FUENTE, R; ABAD, M; BELDA, RM. 2012. Bio resource Technology Composting versus vermicomposting: A comparative study of organic matter evolution through straight and combined processes. *Bio resource Technology* 118: 296-305.

FREITAS, H. , PRASAD, M. N. V. AND PRATAS, J. 2004. Heavy Metals in the Plant Community of Sao Domingo an Abandoned Mine in SE Portugal: Possible Applications in Mine Remediation. *Environmental International*, 30: 65-72.

GADD, G. M. 2010. Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156 (Pt 3), 609-643.

GALENDE M. A., BECERRIL J. M., GOMEZ-SAGASTI M. T., BARRUTIA O., EPELDE L., GARBISU C., HERNANDEZ A. 2014. Chemical stabilization of metal-contaminated mine soil: early short-term soil amendment interactions and their effects on biological and chemical parameters. *Water Air and Soil Pollution* 225:1863.

GAMIZ, B. et al. 2010. Organ clays as Soil Amendments to Increase the Efficacy and Reduce the Environmental Impact of the Herbicide Fluometuron in Agricultural Soils. *J. Agric. Food Chem.*, 58 (13), 7893-7901.

GARBISU, C.; ALKORTA I. 2003. Basic concepts on heavy metal soil bioremediation. *Eur. J. Min. Proc. & Environ. Protect.* 3: 58–66

GARCÍA, Y. 2015. Calidad de agua con fines de riego. *Medio Ambiente* 35: 1-12.

GARCÍA, E. 2013. Estrategias para la recuperación de suelos degradados en ambientes semiáridos: adición de dosis elevadas de residuos orgánicos de origen urbano y su implicación en la fijación de carbono. s.l., Universidad de Murcia. 321 p.

GARCÍA, I.; DORRONSORO, C. 2002. Contaminación por metales pesados. Departamento de edafología y química agrícola de España.

GONZALEZ-CHAVEZ M.C., CARRILLO-GONZALEZ R. 2013. Tolerance of *Chrysanthemum maximum* to heavy metals: the potential for its use in the revegetation of tailings heaps. *Journal of Environmental Sciences* 25:367-375.

GONZALEZ-CHAVEZ M.C., CARRILLO-GONZALEZ R., HERNANDEZ-GODINEZ M.I., EVANGELISTA-LOZANO S. 2016. *Jatropha curcas* and assisted phytoremediation of a mine tailing with biochar and a mycorrhizal fungus. *International Journal of Phytoremediation* doi.org/10.1080/15226514.2016.1207602.

GONZÁLEZ-CHÁVEZ M.C.A.; CARRILLO-GONZÁLEZ R.; SÁNCHEZ-LÓPEZ A.S. 2017. Definiciones y problemática en la investigación científica en aspectos de fitorremediación de suelos. *Agro productividad* Vol. 10 N° 4 Abril 2017. Pp 3 -7. México.

HAVERKAMP, R.T., PARLANGE, J.Y., 1986. Predicting the water-retention curve from particle-size distribution: 1. Sandy soils without organic matter. *Soil Sci.* 142, 325–339.

HERNÁNDEZ, A; CASTILLO, H; OJEDA, D; ARRAS, A; LÓPEZ, J; SÁNCHEZ, E. 2010. Effect of vermicompost and compost on lettuce production. *Chilean Journal of Agricultural Research* 70(4): 583-589.

HERNÁNDEZ, J. 2011. Bio recuperación de suelos salinos con el uso de materiales orgánicos. s.l., Universidad Politécnica de Madrid. 143 p.

HERNANDEZ-SORIANO M. C., JIMENEZ-LOPEZ J. C. 2012. Effect of soil water content and organic matter addition on the speciation and bioavailability of heavy metals. *Environmental Science* 423: 55-61.

Houben D., Pircar J., Sonnet P. 2012. Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration* 123: 87-94.

Huang, J.W., Chen, J.J., Berti, W.R. y Cunningham, S.D. 1997. Fitorremediación de suelos contaminados con plomo: papel de los quelatos sintéticos en la Fitoextracción de plomo. *Reinar. Sci. Technol.* 31, 800-805.

Iretskaya, S.N. y S.H. Chien. 1999. Comparison of cadmium uptake by five different food grain crops grown on three soils of varying pH. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 30:441-448.

Jaurixje, M; Torres, D; Mendoza, B; Henríquez, M; Contreras, J. 2013. Propiedades físicas y químicas del suelo y su relación con la actividad biológica bajo diferentes manejos en la zona de Quíbor, Estado Lara. *Bioagro* 25(1316-3361): 47-56.

Jinadasa, P.N.; P.J. Milham; C.A. Hawkins; P.S. Cornish; P.A. Williams; C.J. Kaldor y J.P. Conroy. 1997. Survey of cadmium levels in vegetables and soils of Greater Sydney, Australia. *J. Environ. Qual.* 26:924-933.

KAEMMERER, M. 2003. Valoración biológica de desechos orgánicos y evaluación de su potencial para utilizarlos en la remediación de suelos contaminados, Proyecto de Investigación.

KABATA-PENDIAS, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press, Inc. Boca Raton. USA. pp. 365, 413.

KABATA-PENDIAS, A., & MUKHERJEE, A. B. 2007. *Trace elements from soil to human*. Berlin: Springer.

KAZUYA, W. 2001. Microorganisms relevant to bioremediation. *Current Opinion in Biotechnology*, 12(3), 237-241.

KHAN A. 2006 Mycorrhizoremediation an enhanced form of phytoremediation. *Journal Zhejiang Univ. Sci. B.*, 7: 503-514.

KRÄMER, U. 2005. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Current Opinion in Biotechnology* 16: 133–141.

KIDD P., BARCEL, J., BERNA, M.P., NAVARI-IZZ, F., POSCHENRIEDE, C., SHILE, S., CLEMENT R., MONTEROSO C. 2009. Trace element behavior at the root-soil interface: implications in phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany* 67: 243-259.

KOMÁREK, M., TLUSTOS, P., SZÁKOVÁ, J., CHRASTNY, V. Y ETTLER, V. 2007. El uso de maíz y álamo en la Fitoextracción mejorada de quelante del plomo a partir de contaminantes en suelos agrícolas. *Chemosphere*, 67, 640-651.

KOMAREK M., VANĚK A., ETTLER V. 2013. Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides: A review. *Environmental Pollution* 172, 9-22.

KUMAR; DUSHENKOV; MOTTO; RASKIN. 1995. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environ. Sci. Technol.* 29, 1232-1238.

KUMPIENE J., LAGERKVIST A., MAURICE C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-a review. *Waste Management* 28: 215-225.

KUMPIENE J., FITTS J.P., MENCH M. 2012. Arsenic fractionation in mine spoils 10 years after aided phytostabilization. *Environmental Pollution* 166: 82-88.

KUIPER I., LAGENDIJK E.L., BLOEMBERG G.V., LUGTENBERG B.J. 2004. Rhizoremediation: A beneficial plant-microbe interaction. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 17: 6-15.

LAICH, F. 2011. El papel de los microorganismos en el proceso de compostaje. Instituto Canario de Investigaciones Agrarias. ICIA. 2011: 1-7.

LAL, R. 1998. Agronomic impact of soil degradation. pp. 459-473. In: R. Lal et al. (eds.) *Methods for Assessment of soil Degradation*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

LASAT M. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal Environ. Qual.*, 31: 109-121.

LAYTON, D.W. and BEAMER, P.I. 2009. Migration of Contaminated Soil and Airborne Particulates to Indoor Dust. *Environmental Science & Technology*, 43 (21), 8199-8205.

LEE S.H.; LEE J.S., CHOI Y.J., KIM J.G. 2009. In situ stabilization of cadmium, lead and zinc-contaminated soil using various amendments. *Chemosphere* 77: 1069-1075.

LI, Y.M., CHANEY R.L., SCHENEITER, A.A. MILLER, J.F. 1994. Screening for low grain cadmium phenotypes in sunflower, durum wheat and flax. *Plant and soil*, 167, 275-280.

LOGAN, T.J. 1990. Chemical degradation of soil. pp. 187-221. In: R. Lal, B.A. Stewart (eds.) *Soil Degradation*. Advances in Soil Science Vol. 11. Springer-Verlag. New York, USA.

LOFTS, S.; SPURGEON, D. and SVENDSEN, C. 2005. Fractions Affected and Probabilistic Risk Assessment of Cu, Zn, Cd, and Pb in Soils Using the Free Ion Approach, *Environmental Science & Technology*, 39 (21), 8533-8540.

LONE, M.I., HE, Z., STOFFELLA, P.J., YANG, X., 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: progresses and perspectives. *J. Zhejiang Univ. – Sci. B* 9, 210–220.

LOMBI, E., ZHAO, F.J., DUNHAM, S.J. Y MCGRATH, S.P. 2000. Acumulación de cadmio en poblaciones de *Thlaspi caerulescens* y *Thlaspi goesingense*. *New Phytol.* , 145, 11-20.

LOMBI, E. et al. 2003. Lability of Cd, Cu, and Zn in Polluted Soils Treated with Lime, Beringite, and Red Mud and Identification of a Non-Labile Colloidal Fraction of Metals Using Isotopic Techniques, *Environmental Science & Technology*, 37 (5), 979-984.

LÓPEZ, P., GUZMÁN, F.A., SANTOS, E.M., PRIETO, F., ROMÁN, A.D. 2005. Evaluación de la calidad física de diferentes variedades de cebada (*hordeum sativum jess*) cultivadas en los estados de Hidalgo y Tlaxcala, México. *Revista Chilena de Nutrición*, 32: 247-253.

LORESTANI B., CHERAGHI M., YOUSEFI N. 2011. Phytoremediation potential of native plants growing on heavy metals contaminated soil of copper mine in Iran. *World Academic Science Engineering and Technology* 77: 377-382.

LOVLEY, D. R., & COATES, J. D. 1997. Bioremediation of metal contamination. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(3), 285-289.

LU, A., ZHANG, S., & SHAN, X. 2005. Time effect on the fractionation of heavy metals in soils. *Geoderma*, 125(3-4), 225-234.

MA, Y., PRASAD, M. N. V., RAJKUMAR, M., & FREITAS, H. 2011. Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnology Advances*, 29(2), 248-258.

MADEJÓN, E.; PÉREZ DE MORA, A.; FELIPE, E.; BURGOS, P.; CABRERA, F. 2006. Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution* 139: 40-52.

MAHDY A. M., ELKHATIB, E.A. AND FATHI, N.O. 2007. Cadmium, Copper, Nickel, and Lead Availability in Biosolids-amended Alkaline Soils, *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 1: 354-363.

MALKOWSKI E., KURTYKA R., KITA A., KARCZ W. 2005 Accumulation of Pb and Cd and its effect on Ca distribution in Maize seedlings. *Polish Journal of Environmental Studies* 14 (2): 203-207

MARMIROLI, M., ANTONIOLI, G., MAESTRI, E., MARMIROLI, N. 2005. Evidence of the involvement of plant ligno-cellulosic structure in the sequestration of Pb: an X-ray spectroscopy-based analysis. *Environ. Pollut.* 134: 217–227.

MARSCHNER, P. 1995. *Nutrición mineral de plantas superiores*. Londres, Inglaterra: Prensa académico.

MARSCHNER, P. 2012. *Mineral Nutrition of Higher Plants Third Edition*. s.l., Elsevier Ltd., 651.

MELGAREJO, MR; BALLESTEROS, MI; BENDECK, M. 1997. Evaluación de algunos parámetros fisicoquímicos y nutricionales en humus de lombriz y compost derivados de diferentes sustratos. *Colombiana de Química* No.26 (2): 11-19.

MEMON A. R.; AKTOPRAKLIGIL D.; ÖZDEMİR A.; VERTII A. 2001. Metal accumulation and detoxification mechanisms in plants, *Turkish Journal of Botany*, Vol. 25, pp. 111-121.

MENCH, M.; SCHWITZGUÉBEL, J.P.; SCHROEDER, P.; BERT, V.; GAWRONSKI, S.; GUPTA, S. 2009. Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification, and sequestration, and consequences to food safety. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 876- 900.

MENDEZ M.O., MAIER R.M. 2008. Phytostabilization of mine tailings in arid and semiarid environments: an emerging remediation technology. *Environmental Health Perspectives* 116: 278-283.

MENGEL, KONRAD; KIRKBY, ERNEST. 1987. Principio de Nutrición Vegetal. International Potash Institut, 4ta edición. Suiza, 607 p.

MERTENS, J., VERVAEKE, P., MEERS, E. Y TACK, F.M. 2006. Cambios estacionales de metales en sauce (*Salix* sp.) significa fitorremediación en sedimento dragado. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1962-1968.

MERTENS, J.; VAN NEVEL, L.; DE SCHRIJVER, A.; PIESCHAERT, F.; OOSTERBAAN, A.; TACK, F.M.G.; VERHEYEN, K. 2007. Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental Pollution* 149: 173.

MILLER J.R., MILLER S.M.O. 2007. Contaminated rivers a geomorphological geochemical approach to site assessment and remediation. Springer. Netherlands. pp. 327-350.

MORENO, D.A. et al. 2002. Accumulation of Zn, Cd, Cu, and Pb in Chinese cabbage As Influenced by Climatic Conditions under Protected Cultivation. *J. Agric. Food Chem.*, 50 (7), 1964-1969.

MORENO, E. 2010. Recuperación de suelos mineros contaminados con arsénico mediante fitotecnologías. Tesis Doctoral UAM, Madrid 41:224.

McBRIDE B.M. 1994. Environmental chemistry of soils. Oxford University Press, New York. 397 p.

McGRATH, S.P.; ZHAO, F.J. 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils, *Current Opinion in Biotechnology* 14: 277-282.

NAVARRO, S; NAVARRO, G. 2003. Química Agrícola. Ed. Mundi-Prensa. 2 ed. Madrid, s.e., 432.

NAVARRO-AVIÑÓ J.P., AGUILAR ALONSO I., LÓPEZ-MOYA J.R. 2007. Asociación Española de Ecología Terrestre. *Ecosistemas* 16 (2): 10-25.

NEHNEVAJOVA, E., HERZIG, R., FEDERER, G., Y ERISMANN, K.H. 2005. Cultivares de girasol para la Fitoextracción de metales. *Int. J. Phytoremed.* , 7, 337-349

NICHOLSON, F. A., SMITH, S. R., ALLOWAY, B. J., CARLTON SMITH, C., & CHAMBERS, B. J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the Total Environment*, 311(1-3), 205-219.

NIGAM, R.; S. SRIVASTAVA; S. PRAKASH Y M.M. SRIVASTAVA. 2001. Cadmium mobilization and plant availability - the impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant Soil*. 230:107-113.

NOLAN, A.L.; MCLAUGHLIN, M.J. and MASON, S.D. 2003. Chemical Speciation of Zn, Cd, Cu, and Pb in Pore Waters of Agricultural and Contaminated Soils Using Donnan Dialysis, *Environmental Science & Technology*, 37 (1), 90-98.

NOURI J., LORESTANI B., YOUSEFI N., KHORASANI N., HASANI A.H., SEIF F., CHERAGHI M. 2011. Phytoremediation potential of native plants grown in the vicinity of Ahangaran lead-zinc mine (Hamedan, Iran). *Environmental Earth Sciences* 62: 639-644.

NOWACK, B.; SCHULIN, R.; ROBINSON, B.H. 2006. Critical assessment of chelatat-enhanced metal phytoextraction. *Environmental Science & Technology* 40: 5225-5232.

OROZCO, A; VALVERDE, M; TRÉLLES, R; CHÁVEZ, C; BENAVIDES, R. 2016. Propiedades físicas, químicas y biológicas de un suelo con biofertilización cultivado con manzano. *Terra Latino Americana* 34(2395-8030): 441-456.

OSHE GARTY, WILLIAM M. BRACKEN and CURTIS D. KLAASSEN. 1986. Cadmium uptake by rat red blood cells. *Toxicology*, 42, 111-119.

PARK J.H., BOLAN N. 2013. Lead immobilization and bioavailability in microbial and root interface. *Journal of Hazardous Materials* 261: 777-783.

PEREA-VELEZ Y.S., CARRILLO-GONZALEZ R., SOLIS-DOMINGUEZ F.A., GONZALEZ- CHAVEZ M.C.A. 2015. Fitorremediación de un residuo de mina asistida con enmiendas y bacterias promotoras de crecimiento. *Revista Latinoamericana de Biotecnología Ambiental y Algal* 6:31-49.

- PEUKE, A.D.; RENNENBERG, H. 2005. Phytoremediation. *EMBO Reports* 6: 497-501.
- PENG, J., SONG, Y., PENG, P., CUI, X., & QIU, G. 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2-3), 633-640.
- PILON-SMITS, E.2005. Phytoremediation. *Annual Reviews in Plant Biology* 56: 15–39.
- PORTA, J; LÓPEZ, M; ROQUERO, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Madrid, Ediciones Mundi-Prensa. 960 p.
- QUIROGA, A; BONO, A. 2012. Manual de fertilidad y evaluación del suelo. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. INTA Argentina, s.e., 156.
- RAJKUMAR, M., SANDHYA S., PRASAD, M. N. V., & FREITAS, H. (2012). Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnology Advances*, 30(6), 1562-1574.
- RASKIN, I.; SMITH, R.D.; SALT, D.E. 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology* 8: 221-226.
- REY GARCÍA, P. 2002. Organismos modificados genéticamente: oportunidades ambientales y dificultades políticas. *Ecosistemas*, Año XI.
- REYES, M; BARRETO, L. 2010. Efecto de la materia orgánica del suelo en la retención de contaminantes. *Revista Épsilon*, Nro. 16. Enero- Junio 2011. 31-45. Colombia.
- RICARDO, J; REYES, B. 2004. Materiales Orgánicos Utilizados como Fertilizantes o Acondicionadores de Suelos. *Tecnicaña* no.8: 33-40.
- ROBINSON, B.; SCHULIN, R.; NOWACK, B.; ROULIER, S.; MENON, M.; CLOTHIER, B.; GREEN, S.; MILLS, T. 2006. Phytoremediation for the management of metal flux in contaminated sites. *Forest, Snow & Landscape Research* 80:221–234.
- ROMAN, P. 2013. Manual del compostaje del agricultor experiencias en América Latina. Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y Agricultura, Santiago.

RUBENACKER, A; CAMPITELLI, P; SERENO, R; CEPPI, S. 2004. Recuperación Química de un suelo degradado mediante la utilización de un vermicompost. Redalyc.org 2: 96.

RUIZ, O. A., CARRILLO G. R., GONZALEZ C. M.C.A., SOTO H. R.M. 2013. Potential of castor bean (*Ricinus communis* L.) for phytoremediation of mine tailings and oil production. Journal of Environmental Management 114: 316-323.

RUZICA ROZGAJ, VILENA KASUBA, and ALEKSANDRA FUCIC. 2002. Genotoxicity of cadmium chloride in human lymphocytes evaluated by the comet assay and cytogenetic tests. J. Trace Elem. Med. Biol. Vol 16, pp. 187-192.

SAAVEDRA, M. 2007. Biodegradación de Alperujo utilizando hongos del género *Pleurotus* y anélidos de la especie *Eisenia foetida* Granada - España, Universidad de Granada. 195 p.

SAEZ, A. 2000. Optimización de los métodos para mejorar la calidad del compost de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. Madrid - España, Universidad Politécnica de Madrid. 243 p.

SALT, D.E.; BLAYLOCK, M.; KUMAR, N.P.B.A.; DUSHENKOV, V.; ENSLEY, B.D.; CHET, I.; RASKIN, I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology 13: 468-474.

SALT, D.E.; SMITH, R.D.; RASKIN, I. 1998. Phytoremediation. Annual Review Plant Physiology & Plant Molecular Biology 49: 643-668.

SANTOS, F.S., HERNÁNDEZ-ALLICA, J., BECERRIL, J.M., AMARAL-SOBRINHO, N., MAZUR, N., Y CARLOS, G. 2006. Fitoextracción con *Brachiaria decumbens* inducida por quelatos en suelos contaminados con metales. *Chemosphere*, 65, 43-50.

SAKAI, M. et al. 2009. Relationship between Dieldrin Uptake in Cucumber and Solvent-Extractable Residue in Soil. *J. Agric. Food Chem.*, 57 (23), 11261-11266.

SINIA, S.N. DE IA. 2005. Norma Chilena de Calidad de Compost NCh2880. 2005: 2-3.

SUN, B., ZHAO, F.J., LOMBI, E. Y McGRATH, S.P. 2001. Lixiviación de metales pesados de suelos contaminados usando EDTA. *Environ. Pollut.* , 113, 111-120.

SHEN, Z.G., LI, X.D., WANG, C.C., CHEN, H.M. Y CHUA, H. 2002. Fitoextracción de Plomo en suelos contaminados con especies de plantas de biomasa alta. *J. Environ. Qual.* , 31, 1893-1900.

SCHNOOR, J.L.; LICHT, L.A.; MCCUTCHEON, S.C.; WOLFE, N.L.; CARREIRA, L.H. 1995. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants. *Environmental Science & Technology* 29: 318-323.

SPALDING, P.; BROOKS SCOTT, C. AND WATSON, D.B. (2010). Hydrogel-Encapsulated Soil: A Tool to Measure Contaminant Attenuation In Situ. *Environmental Science & Technology*, 44 (8), 3047-3051.

STEPHEN, J. R., & MACNAUGHTON, S. J. 1999. Developments in terrestrial remediation of metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 10(3), 230-233.

TABAK, H. H., LENS, P., VAN HULLEBUSCH, E. D., & DEJONGHE, W. 2005. Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides–1. Microbial processes and mechanisms affecting bioremediation of metal contamination and influencing metal toxicity and transport. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 4(3), 115-156.

TANDY, S., SCHULIN, R., Y NOWACK, B. 2006. Fitoextracción captación de metales asistida con quelantes EDDS relacionado con la concentración de metal solubilizado. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 2753 - 2758.

TANG, W-W; ZENG, G-M; GONG, J-L; LIANG, J; XU, P; ZHANG, C; HUANG, B-B. 2014. Impact of humic/fulvic acid on the removal of heavy metals from aqueous solutions using nanomaterials: A review. *Science of the Total Environment* 468–469:1014-1027.

TARAZONA, J.V.; FERNÁNDEZ, M.D.; VEGA, M.M. 2005. Regulation of contaminated soils in Spain. A new legal instrument. *Journal of Soils & Sediments* 5: 121-124.

TENECELA, X. 2012. Producción de humus de lombriz mediante el aprovechamiento y manejo de los residuos orgánicos. Ecuador, Universidad de Cuenca. 113 p.

TERRA ECOLOGÍA PRÁCTICA. 2008. Consultado 12 de octubre 2015. Disponible en: <http://www.terra.org/categorias/articulos/el-cultivo-de-la-estevia-y-su-uso-en-la-agricultura>

TOGNETTI, C; LOAS, F; MAZZARINO, MJ; HERNANDEZ, MT. 2005. Composting vs. Vermicomposting: A Comparison of End Product Quality. *Compost Science & Utilization* 13(1): 6-13.

THANGAVEL, P., SUBBHURAAM, C., 2004. Phytoextraction: role of hyperaccumulators in metal contaminated soils. *Proc. Indian Natl. Sci. Acad. Part B* 70, 109–130.

TSANG, D.C.W. and LO, M.C. (2006). Competitive Cu and Cd Sorption and Transport in Soils: A Combined Batch Kinetics, Column, and Sequential Extraction Study, *Environmental Science & Technology*, 40 (21), 6655-6661.

ULMANU M., MATS T., ANGER I., GAMENT E., OLANESCUS G., PREDESCUE C., SOHACIU M. 2007. The remedial treatment of soil polluted with heavy metals using fly ash. *UPB. Science Bulletin, Series B* 69: 109-116.

VALLES-ARAGÓN, MC; OJEDA-BARRIOS, DL; GUERRERO-PRIETO, VM; PRIETO-AMPARAN, JA; SÁNCHEZ-CHAVEZ, E. 2017. Calidad de agua para riego en una zona Nogalera del estado de Chihuahua. *Int. Contam. Amb.* 33(1): 85-97.

VALLS, M., & DE LORENZO, V. 2002. Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS Microbiology Reviews*, 26(3), 327-338.

VAMERALI T., BANDIERA M., MOSCA G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters* 8: 1-17.

VAN DER ENT A., BAKER A.J.M., REEVES R.D., POLLARD A.J., SCHAT H. 2013. Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fictions. *Plant and Soil* 362: 319-334.

VANGRONSVELD J.C.H.M., CUNNINGHAM S.D., LEPP N.W., MENCH M. 1998. Physico-chemical aspects and efficiency of trace elements immobilization by soil amendments. *In*: Vangronsveld J., Cunningham S. D. (Eds), Metal-contaminated soils: In situ Inactivation and Phytoremediation. R.G. Landes Co., Georgetown, TX, pp. 151-182.

VANGRONSVELD, J.; HERZIG, R.; WEYENS, N.; BOULET, J.; ADRIAENSEN, K.; RUTTENS, A.; THEWYS, T.; VASSILEV, A.; MEERS, E.; NEHNEVAJOVA, E.; VAN DER LIE, D.; MENCH, M. 2009. Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research* 16: 765-794.

VAN DEUREN, J., LLOYD, T., CHETRY, S., LIOU, R., & PECK, J. 2002. Remediation technologies screening matrix and reference guide. 4th edition, Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). Recuperado de <https://frtr.gov/matrix2/section1/toc.html>). Platinum International Inc.

VAN NEVEL, L.; MERTENS, J.; OORTS, K.; VERHEYEN, K. 2007. Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? *Environmental Pollution* 150: 34-40.

VEGA, CE; MEJÍA, JA. 2017. Performance of *Phaseolus vulgaris* under partial root-zone drying cultivated in a hydrogravitropic system response. *Scientia Agropecuaria* 8(2): 137-147.

VERBRUGGEN, N.; HERMANS, C.; SCHAT, H. 2009. Mechanisms to cope with arsenic or cadmium excess in plants. *Current Opinion in Plant Biology*: 12364-12372.

VERKLEIJ, J.A.C.; GOLAN-GOLDHIRST, A.; ANTOSIEWISZ, D.M.; SCHWITZGUÉBEL, J.P.; SCHRÖDER, P. 2009. Dualities in plant tolerance to pollutants and their uptake and translocation to the upper plant parts. *Environmental and Experimental Botany* 67, 10-22.

VILLALOBOS, F.; FERERES, E. 2016. Principles of Agronomy for Sustainable Agriculture. Eds. F. Villalobos; E. Fereres. 1ed. s.l., Springer International Publishing, 555.

VOLKE-SEPÚLVEDA, T., VELASCO-TREJO, J. A., & DE LA ROSA-PÉREZ, D. A. 2005. *Suelos contaminados por metales pesados y metaloides*. México: INE-Semarnat.

WANG, Y. P., AND CHAO, C.C. 1992. Effects of Vesicular- Arbuscular Mycorrhizae and Heavy Metals on the Growth of Soybean and Phosphate and Heavy Metal Uptake by Soybean in Major Soil Groups of Taiwan. *Journal Agricultural Association China New Series* 157: 6-20.

YOON J., CAO X., ZHOU Q., MA L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment* 368, 456-464.

ZHANG, H.; SELIM, H.M. 2008. Reaction and transport of arsenic in soils: equilibrium and kinetic modeling. *Advances in Agronomy* 98: 45-115.

ZHANG M., ZHANG H. 2010. Co-transport of dissolved organic matter and heavy metals in soils induced by excessive phosphorus applications. *Journal of Environmental Science* 22: 598-606.

ZENG, F., ALI, S., ZHANG, H., OUYANG, Y., QIU, B., WU, F., & ZHANG, G. 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, 159(1), 84-91.

VIII. ANEXOS

ANEXO 1: Promedio por tratamiento de Altura de planta de Maíz (cm). Localidad: Mantaro.

SEMANAS	MA T1	MA T2	MA T3
1	21.00	25.22	22.11
2	30.33	37.33	30.33
3	39.33	43.33	38.56
4	53.11	55.56	48.22
5	57.00	61.44	53.56
6	64.78	69.67	63.33
7	72.00	84.78	70.56
8	80.00	86.56	78.67
9	97.11	104.89	94.78
10	119.67	124.89	108.78

ANEXO 2: Promedio por tratamiento de Altura de planta de Maíz (cm). Localidad: Muqui.

SEMANAS	MU T1	MU T2	MU T3
1	27.00	29.78	21.78
2	32.44	34.56	30.56
3	38.67	39.78	34.11
4	40.11	45.33	36.11
5	43.00	45.89	39.56
6	48.22	52.33	45.22
7	56.56	61.56	50.67
8	63.67	71.78	59.56
9	75.44	85.33	72.11
10	89.33	97.22	86.33

ANEXO 3: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de las Hojas de Maíz (g). Mantaro

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	R/T	MA T1	MA T2	MA T3
R1	110.72	131.14	128.69	R1	20.62	26.78	24.17
R2	129.91	138.83	93.01	R2	23.83	27.54	18.52
R3	108.00	123.94	109.82	R3	21.21	25.13	22.29
Promedio	116.21	131.30	110.51	Promedio	21.89	26.48	21.66

ANEXO 4: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de las Hojas de Maíz (g). Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	R/T	MU T1	MU T2	MU T3
R1	79.54	92.71	79.83	R1	18.21	20.75	15.74
R2	67.47	76.75	83.80	R2	16.32	17.62	15.63
R3	69.57	81.95	67.58	R3	13.33	18.75	14.87
Promedio	72.19	83.80	77.07	Promedio	15.95	19.04	15.41

ANEXO 5: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de los Tallos de Maíz (g). Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	R/T	MA T1	MA T2	MA T3
R1	353.09	365.63	373.82	R1	48.55	51.05	50.01
R2	356.06	366.15	315.92	R2	51.76	51.54	42.21
R3	353.70	392.39	359.99	R3	50.73	58.33	47.30
Promedio	354.28	374.72	349.91	Promedio	50.35	53.64	46.51

ANEXO 6: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de los Tallos de Maíz (g). Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	R/T	MU T1	MU T2	MU T3
R1	209.65	176.39	173.81	R1	34.17	25.48	24.64
R2	197.10	200.42	168.06	R2	31.55	35.34	22.19
R3	165.56	234.75	161.79	R3	20.61	35.64	25.43
Promedio	190.77	203.85	167.89	Promedio	28.78	32.15	24.09

ANEXO 7: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de raíces de Maíz (g). Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	R/T	MA T1	MA T2	MA T3
R1	90.54	120.48	77.82	R1	14.10	20.18	14.92
R2	67.26	78.83	29.58	R2	12.48	13.69	9.35
R3	105.32	126.32	72.31	R3	16.00	24.40	13.56
Promedio	87.71	108.54	59.90	Promedio	14.19	19.42	12.61

ANEXO 8: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de raíces de Maíz (g). Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	R/T	MU T1	MU T2	MU T3
R1	22.56	36.83	37.67	R1	12.15	13.66	11.42
R2	26.56	31.80	45.30	R2	11.74	11.41	11.34
R3	30.48	42.78	42.60	R3	10.22	15.09	11.17
Promedio	26.53	37.14	41.86	Promedio	11.37	13.39	11.31

ANEXO 9: Promedio del Total de Peso Fresco y Materia seca de las plantas de maíz (g). Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	R/T	MA T1	MA T2	MA T3
R1	554.35	575.60	580.33	R1	83.27	98.01	89.10
R2	553.23	583.81	438.51	R2	88.07	92.77	70.08
R3	567.02	642.65	542.12	R3	87.94	107.86	83.15
Promedio	558.20	600.69	520.32	Promedio	86.43	99.55	80.78

ANEXO 10: Promedio del Total de Peso Fresco y Materia seca de las plantas de maíz (g). Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	R/T	MU T1	MU T2	MU T3
R1	311.75	305.93	291.31	R1	64.53	59.89	51.80
R2	291.13	308.97	297.16	R2	59.61	64.37	49.16
R3	265.61	359.48	271.97	R3	44.16	69.48	51.47
Promedio	289.50	324.79	286.81	Promedio	56.10	64.58	50.81

ANEXO 11: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de hojas (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T2 (VC1)	26.48	A
2	MA T1 (C1)	21.89	B
3	MA T3 (Qco)	21.66	B
4	MU T2 (VC1)	19.04	BC
5	MU T1 (C1)	15.95	C
6	MU T3 (Qco)	15.41	C

ANEXO 12: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de tallos (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T2 (VC1)	53.64	A
2	MA T1 (C1)	50.35	A
3	MA T3 (Qco)	46.51	A
4	MU T2 (VC1)	32.15	B
5	MU T1 (C1)	28.78	B
6	MU T3 (Qco)	24.09	B

ANEXO 13: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamiento	Promedio (g)	Significación
1	MA T2 (VC1)	19.42	A
2	MA T1 (C1)	14.19	B
3	MU T2 (VC1)	13.39	B
4	MA T3 (Qco)	12.61	B
5	MU T1 (C1)	11.37	B
6	MU T3 (Qco)	11.31	B

ANEXO 14: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca Total (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamiento	Promedio (g)	Significación
1	MA T2 (VC1)	99.55	A
2	MA T1 (C1)	86.43	AB
3	MA T3 (Qco)	80.77	B
4	MU T2 (VC1)	64.58	C
5	MU T1 (C1)	56.10	C
6	MU T3 (Qco)	50.81	C

ANEXO 15: Promedio por tratamiento de Altura de planta de Girasol (cm). Localidad: Mantaro.

SEMANAS	MA T4	MA T5	MA T6
1	34.17	23.67	23.33
2	44.00	31.83	32.17
3	46.50	35.50	35.33
4	53.00	42.00	42.67
5	61.67	52.50	53.00
6	64.83	57.83	58.67
7	71.83	64.33	68.00
8	78.83	73.33	74.00
9	89.50	82.33	83.00
10	102.83	94.17	93.17
11	108.50	99.33	96.67
12	120.17	107.17	102.00
13	122.17	110.17	103.67
14	122.17	110.17	105.50

ANEXO 16: Promedio por tratamiento de Altura de planta de Girasol (cm). Localidad: Muqui.

SEMANAS	MU T4	MU T5	MU T6
1	17.83	25.67	17.83
2	21.17	30.33	20.50
3	28.50	37.83	23.67
4	40.33	46.33	31.83
5	46.00	51.00	38.17
6	58.83	60.50	46.83
7	65.50	67.00	53.00
8	72.67	73.83	59.33
9	82.67	84.67	70.17
10	88.00	93.33	73.67
11	95.00	103.83	78.00
12	97.83	107.83	80.00
13	97.83	107.83	81.50

ANEXO 17: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de las Hojas de Girasol (g). Mantaro.

R/T	MA T4	MA T5	MA T6	R/T	MA T4	MA T5	MA T6
R1	113.54	78.70	50.53	R1	33.18	21.55	17.42
R2	74.53	66.67	91.45	R2	23.50	17.19	28.68
R3	99.61	91.11	77.04	R3	33.25	28.82	25.21
Promedio	95.89	78.83	73.01	Promedio	29.98	22.52	23.77

ANEXO 18: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de las Hojas de Girasol (g). Muqui.

R/T	MU T4	MU T5	MU T6	R/T	MU T4	MU T5	MU T6
R1	63.61	43.69	19.03	R1	22.44	15.58	10.69
R2	59.94	74.68	40.36	R2	17.63	25.05	11.78
R3	46.34	73.86	43.40	R3	15.06	24.23	15.84
Promedio	56.63	64.08	34.26	Promedio	18.37	21.62	12.77

ANEXO 19: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de los Tallos de Girasol (g). Mantaro.

R/T	MA T4	MA T5	MA T6	R/T	MA T4	MA T5	MA T6
R1	278.96	184.87	116.84	R1	73.32	36.92	27.43
R2	171.42	133.12	270.81	R2	38.49	29.04	77.64
R3	334.75	264.81	200.49	R3	91.70	72.09	52.46
Promedio	261.71	194.27	196.05	Promedio	67.83	46.01	52.51

ANEXO 20: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de los Tallos de Girasol (g). Muqui.

R/T	MU T4	MU T5	MU T6	R/T	MU T4	MU T5	MU T6
R1	147.84	87.75	47.71	R1	33.37	19.64	11.70
R2	142.95	194.56	81.29	R2	32.35	49.02	17.71
R3	132.45	206.47	97.97	R3	29.22	47.75	21.88
Promedio	141.08	162.93	75.66	Promedio	31.65	38.80	17.10

ANEXO 21: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de flores de Girasol (g). Mantaro.

R/T	MA T4	MA T5	MA T6	R/T	MA T4	MA T5	MA T6
R1	222.36	221.51	140.12	R1	38.68	41.26	22.09
R2	222.19	227.01	178.19	R2	42.00	49.84	31.08
R3	206.49	253.86	202.62	R3	36.77	48.27	41.30
Promedio	217.01	234.13	173.64	Promedio	39.15	46.46	31.49

ANEXO 22: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de flores de Girasol (g). Muqui.

R/T	MU T4	MU T5	MU T6	R/T	MU T4	MU T5	MU T6
R1	245.48	219.12	137.80	R1	42.62	49.80	33.85
R2	206.23	241.16	97.26	R2	42.42	37.49	16.16
R3	211.47	192.98	209.44	R3	41.89	31.82	34.40
Promedio	221.06	217.75	148.17	Promedio	42.31	39.71	28.14

ANEXO 23: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de raíces de Girasol (g). Mantaro.

R/T	MA T4	MA T5	MA T6	R/T	MA T4	MA T5	MA T6
R1	53.24	39.27	11.68	R1	18.44	13.94	7.31
R2	20.67	15.87	35.68	R2	10.94	9.61	15.66
R3	56.78	34.01	44.39	R3	19.80	14.08	16.44
Promedio	43.56	29.72	30.58	Promedio	16.39	12.54	13.13

ANEXO 24: Promedio del Peso Fresco y Materia seca de raíces de Girasol (g). Muqui.

R/T	MU T4	MU T5	MU T6	R/T	MU T4	MU T5	MU T6
R1	26.75	17.97	5.46	R1	11.77	8.44	4.23
R2	23.64	81.69	12.74	R2	10.02	16.66	6.53
R3	24.16	82.58	22.95	R3	11.38	17.14	10.04
Promedio	24.85	60.74	13.72	Promedio	11.06	14.08	6.93

ANEXO 25: Promedio del Total de Peso Fresco y Materia seca de las plantas de girasol (g). Mantaro.

R/T	MA T4	MA T5	MA T6	R/T	MA T4	MA T5	MA T6
R1	668.10	524.35	319.17	R1	163.61	113.66	74.25
R2	488.81	442.67	576.13	R2	114.93	105.68	153.04
R3	697.63	643.79	524.54	R3	181.51	163.25	135.41
Promedio	618.18	536.94	473.28	Promedio	153.35	127.53	120.90

ANEXO 26: Promedio del Total de Peso Fresco y Materia seca de las plantas de girasol (g). Muqui.

R/T	MU T4	MU T5	MU T6	R/T	MU T4	MU T5	MU T6
R1	483.68	368.53	210.00	R1	110.19	93.46	60.47
R2	432.76	592.09	231.65	R2	102.42	128.23	52.18
R3	414.42	555.89	373.76	R3	97.55	120.93	82.16
Promedio	443.62	505.50	271.80	Promedio	103.39	114.21	64.94

ANEXO 27: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de hojas (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (Compost)	29.98	A
2	MA T6 (Químico)	23.77	AB
3	MA T5 (Vermicompost)	22.52	ABC
4	MU T5 (Vermicompost)	21.62	ABC
5	MU T4 (Compost)	18.38	BC
6	MU T6 (Químico)	12.77	C

ANEXO 28: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de tallos (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (Compost)	67.83	A
2	MA T6 (Químico)	52.51	AB
3	MA T5 (Vermicompost)	46.01	AB
4	MU T5 (Vermicompost)	38.80	AB
5	MU T4 (Compost)	31.65	AB
6	MU T6 (Químico)	17.10	B

ANEXO 29: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de flores (g). Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T5 (Vermicompost)	46.46	A
2	MU T4 (Compost)	42.31	AB
3	MU T5 (Vermicompost)	39.70	ABC
4	MA T4 (Compost)	39.15	ABC
5	MA T6 (Químico)	31.49	BC
6	MU T6 (Químico)	28.14	C

ANEXO 30: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g).
Localidades: Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamiento	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (Compost)	16.39	A
2	MU T5 (Vermicompost)	14.08	AB
3	MA T6 (Químico)	13.13	AB
4	MA T5 (Vermicompost)	12.54	AB
5	MU T4 (Compost)	11.06	AB
6	MU T6 (Químico)	6.93	B

ANEXO 31: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca Total (g). Localidades:
Mantaro y Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (Compost)	153.35	A
2	MA T5 (Vermicompost)	127.53	A
3	MA T6 (Químico)	120.90	A
4	MU T5 (Vermicompost)	114.21	AB
5	MU T4 (Compost)	103.39	AB
6	MU T6 (Químico)	64.94	B

ANEXO 32: Altura (cm) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	MA T4	MA T5	MA T6
R1	78.50	101.50	139.00	133.00	110.00	120.00
R2	99.00	113.00	140.00	113.50	113.00	104.00
R3	120.50	118.50	120.00	113.00	123.50	116.50
Promedio	99.33	111.00	133.00	119.83	115.50	113.50

ANEXO 33: Materia Seca Foliar (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	MA T4	MA T5	MA T6
R1	62.39	64.31	73.90	78.84	68.01	64.25
R2	61.44	65.34	69.06	59.49	57.63	51.97
R3	70.22	72.14	64.40	64.50	62.52	60.90
Promedio	64.69	67.26	69.12	67.61	62.72	59.04

ANEXO 34: Materia Seca Raíces (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	MA T4	MA T5	MA T6
R1	15.08	10.97	9.05	12.01	12.62	7.45
R2	6.90	6.71	7.68	12.73	6.42	7.73
R3	6.81	11.58	11.31	12.62	10.76	10.83
Promedio	9.59	9.75	9.35	12.46	9.93	8.67

ANEXO 35: Materia Seca Total (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Mantaro.

R/T	MA T1	MA T2	MA T3	MA T4	MA T5	MA T6
R1	77.47	75.29	82.95	90.85	80.63	71.69
R2	68.34	72.04	76.73	72.23	64.05	59.69
R3	77.03	83.71	75.71	77.13	73.28	71.73
Promedio	74.28	77.01	78.47	80.07	72.65	67.71

ANEXO 36: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidad: Mantaro.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	MA T3 (Qco) (M-M)	133.00	A
2	MA T4 (C1) (G-M)	119.83	A
3	MA T5 (VC1) (G-M)	115.50	AB
4	MA T6 (Qco) (G-M)	113.50	AB
5	MA T2 (VC1) (M-M)	111.00	AB
6	MA T1 (C1) (M-M)	99.33	B

ANEXO 37: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca foliar (g). Localidad: Mantaro.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T3 (Qco) (M-M)	69.12	A
2	MA T4 (C1) (G-M)	67.61	A
3	MA T2 (VC1) (M-M)	67.26	A
4	MA T1 (C1) (M-M)	64.69	A
5	MA T5 (VC1) (G-M)	62.72	A
6	MA T6 (Qco) (G-M)	59.04	A

ANEXO 38: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidad: Mantaro.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (C1) (G-M)	12.46	A
2	MA T5 (VC1) (G-M)	9.93	A
3	MA T2 (VC1) (M-M)	9.75	A
4	MA T1 (C1) (M-M)	9.59	A
5	MA T3 (Qco) (M-M)	9.35	A
6	MA T6 (Qco) (G-M)	8.67	A

ANEXO 39: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca Total (g). Localidad: Mantaro.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MA T4 (C1) (G-M)	80.07	A
2	MA T3 (Qco) (M-M)	78.47	A
3	MA T2 (VC1) (M-M)	77.01	A
4	MA T1 (C1) (M-M)	74.28	AB
5	MA T5 (VC1) (G-M)	72.65	AB
6	MA T6 (Qco) (G-M)	67.71	B

ANEXO 40: Altura (cm) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	MU T4	MU T5	MU T6
R1	80.50	72.00	57.00	119.50	84.50	95.00
R2	103.50	100.00	103.00	113.50	111.00	88.00
R3	57.50	99.50	71.00	63.50	98.50	67.00
Promedio	80.50	90.50	77.00	98.83	98.00	83.33

ANEXO 41: Materia Seca Foliar (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	MU T4	MU T5	MU T6
R1	55.16	48.30	18.21	74.73	58.64	39.47
R2	62.35	71.44	39.87	71.68	55.25	43.91
R3	22.74	64.02	28.16	27.80	54.39	46.40
Promedio	46.75	61.25	28.75	58.07	56.09	43.26

ANEXO 42: Materia Seca Raíces (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	MU T4	MU T5	MU T6
R1	12.46	15.60	5.69	6.62	16.72	21.77
R2	12.46	20.32	11.23	18.71	13.05	15.28
R3	5.18	38.17	10.80	22.87	16.44	12.95
Promedio	10.04	24.70	9.24	16.07	15.40	16.67

ANEXO 43: Materia Seca Total (g) de plantas de Maíz. Efecto residual. Localidad: Muqui.

R/T	MU T1	MU T2	MU T3	MU T4	MU T5	MU T6
R1	67.63	63.90	23.90	81.35	75.36	61.24
R2	74.81	91.76	51.10	90.39	68.30	59.19
R3	27.92	102.19	38.96	50.66	70.83	59.35
Promedio	56.78	85.95	37.98	74.13	71.49	59.93

ANEXO 44: Prueba de comparación múltiple de Duncan para altura de planta (cm). Localidad: Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (cm)	Significación
1	MU T4 (C1) (G-M)	98.83	A
2	MU T5 (VC1) (G-M)	98.00	A
3	MU T2 (VC1) (M-M)	90.50	A
4	MU T6 (Qco) (G-M)	83.33	A
5	MU T1 (C1) (M-M)	80.50	A
6	MU T3 (Qco) (M-M)	77.00	A

ANEXO 45: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca foliar (g). Localidad: Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MU T2 (VC1) (M-M)	61.25	A
2	MU T4 (C1) (G-M)	58.07	A
3	MU T5 (VC1) (G-M)	56.09	AB
4	MU T1 (C1) (M-M)	46.75	AB
5	MU T6 (Qco) (G-M)	43.26	AB
6	MU T3 (Qco) (M-M)	28.75	B

ANEXO 46: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca de raíces (g). Localidad: Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MU T2 (VC1) (M-M)	24.70	A
2	MU T6 (Qco) (G-M)	16.67	AB
3	MU T4 (C1) (G-M)	16.07	AB
4	MU T5 (VC1) (G-M)	15.40	AB
5	MU T1 (C1) (M-M)	10.04	B
6	MU T3 (Qco) (M-M)	9.24	B

ANEXO 47: Prueba de comparación múltiple de Duncan para materia seca Total (g). Localidad: Muqui.

O. de M.	Tratamientos	Promedio (g)	Significación
1	MU T2 (VC1) (M-M)	85.95	A
2	MU T4 (C1) (G-M)	74.13	A
3	MU T5 (VC1) (G-M)	71.49	A
4	MU T6 (Qco) (G-M)	59.93	AB
5	MU T1 (C1) (M-M)	56.78	AB
6	MU T3 (Qco) (M-M)	37.98	B

Favor de revisar los anexos del 48 al 57 en el ejemplar impreso,
disponible en la Sala Tesis de la Biblioteca Agrícola Nacional
"Orlando Olcese".