



ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO

FACULTAD DE CIENCIAS

CARRERA INGENIERÍA EN BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL

ESTUDIO DE BIORREMEDIACION DE METALES PESADOS POR ACTIVIDADES AGROPECUARIAS EN EL CANTÓN MOCHA A CAUSA DE LA CENIZA VOLCÁNICA

Trabajo de Integración Curricular

Tipo: Proyecto de Investigación

Presentado para optar al grado académico de:

INGENIERO EN BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL

AUTORES: ALEX DAVID ASITIMBAY MULLO

MISHEL ANDREA YUMISEBA VIMOS

DIRECTORA: Dra. IRENE DEL CARMEN GAVILANES TERÁN, PhD.

Riobamba - Ecuador

2022

©2022, Alex David Asitimbay Mullo & Mishel Andrea Yumiseba Vimos

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento, siempre y cuando se reconozca el Derecho de Autor.

Nosotros, ALEX DAVID ASITIMBAY MULLO y MISHEL ANDREA YUMISEBA VIMOS declaramos que el presente trabajo de integración curricular es de nuestra autoría y los resultados del mismo son auténticos. Los textos en el documento que provienen de otras fuentes están debidamente citados y referenciados.

Como autores asumimos la responsabilidad legal y académica de los contenidos de este trabajo de integración curricular. El patrimonio intelectual pertenece a la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.

Riobamba, 14 de abril de 2022

A handwritten signature in blue ink, enclosed in a blue oval. The signature appears to read "D. Asitimbay".

Alex David Asitimbay Mullo
060499020-0

A handwritten signature in blue ink, enclosed in a blue oval. The signature appears to read "Mishel Vimos".

Mishel Andrea Yumiseba Vimos
060470456-9

ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DE CHIMBORAZO
FACULTAD DE CIENCIAS
CARRERA INGENIERÍA EN BIOTECNOLOGÍA AMBIENTAL

El Tribunal del Trabajo de integración curricular certifica que: el Trabajo de integración curricular: Tipo Proyecto de Investigación. **ESTUDIO DE BIORREMEDIACIÓN DE METALES PESADOS POR ACTIVIDADES AGROPECUARIAS EN EL CANTÓN MOCHA A CAUSA DE LA CENIZA VOLCÁNICA**, realizado por los señores **ALEX DAVID ASITIMBAY MULLO** y **MISHEL ANDREA YUMISEBA VIMOS**, ha sido minuciosamente revisado por los Miembros del Tribunal del Trabajo de integración curricular, el mismo que cumple con los requisitos científicos, técnicos, legales, en tal virtud el Tribunal autoriza su presentación.

FIRMA	FECHA
Ing. Victor Hugo Valverde Orozco, Dr. PRESIDENTE DEL TRIBUNAL	2022-04-14
Dra. Irene del Carmen Gavilanes Terán, PhD. DIRECTORA DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN CURRICULAR	2022-04-14
Dr. Julio Cesar Idrovo Novillo, PhD. MIEMBRO DEL TRIBUNAL	2022-04-14

DEDICATORIA

Quiero dedicar este trabajo a mis abuelitos, quienes me han acompañado en los momentos más difíciles de mi vida, dándome todo el cariño y apoyo que necesitaba; ellos fueron, son y serán siempre mi inspiración para seguir adelante. A mi hermana, que a pesar de todas nuestras peleas sé que cuento con ella. A mis tíos, que han sido como unos padres para mí, me han educado, aconsejado y motivado durante todos estos años.

David

Quisiera dedicar este trabajo primero a Dios por ser mi pilar y no dejarme caer, por siempre ser mi fortaleza y cuidarme. A mi madre Lidia, a mis tíos Teresa y Jaime quienes siempre han estado presentes en mi vida, apoyándome incondicionalmente, me han brindado valores para mi vida diaria, se han esforzado y muchas veces sacrificado por velar por mi bienestar. Ellos son mi mayor inspiración y motivación para superarme cada día, gracias a ellos hoy estoy cumpliendo una meta más.

Mishel

AGRADECIMIENTOS

Principalmente a nuestras familias quienes nos han apoyado en cada una de las decisiones que hemos tomado, por cuidarnos y ser nuestro apoyo incondicional. También queremos agradecer a los docentes y técnicos docentes de la Facultad de Ciencias que nos han dado todo su apoyo, su conocimiento y su paciencia para poder desarrollar este trabajo de integración curricular. Finalmente, nuestro más sincero agradecimiento a la Dra. Irene Gavilanes y al grupo GAIBAQ por brindarnos la oportunidad de aceptar nuevos retos y ampliar mis conocimientos.

David & Mishel

TABLA DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE TABLAS.....	xi
ÍNDICE DE FIGURAS	xii
ÍNDICE DE GRÁFICOS.....	xiv
ÍNDICE DE ANEXOS	xv
ÍNDICE DE ABREVIATURAS.....	xvi
RESUMEN.....	xvii
SUMMARY.....	xix
INTRODUCCIÓN	1

CAPÍTULO I

1. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL.....	6
1.1. Antecedentes.....	6
1.2. Marco Conceptual.....	8
1.2.1. Volcán Tungurahua	8
1.2.2. Actividad eruptiva del volcán Tungurahua	8
1.2.3. Ceniza.....	9
1.2.4. Composición de la Ceniza del volcán Tungurahua	10
1.2.5. Contaminación de Suelo	11
1.2.6. Fuentes de los contaminantes del suelo	11
1.2.6.1. Fuentes geogénicas naturales	12
1.2.6.2. Fuentes antropogénicas	12
1.2.7. Metales pesados como contaminantes del suelo	12
1.2.7.1. Plomo	13
1.2.7.2. Cadmio	13
1.2.7.3. Mercurio.....	14
1.2.7.4. Arsénico	14
1.2.7.5. Selenio.....	15
1.2.7.6. Aluminio	15
1.2.7.7. Cromo.....	15
1.2.7.8. Cobre.....	16
1.2.7.9. Disponibilidad de metales pesados en el suelo.....	16
1.2.8. Importancia del estudio de la contaminación de suelos a causa de metales pesados	17

1.2.9.	Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados.	17
1.2.9.1.	<i>pH</i>	17
1.2.9.2.	<i>Textura</i>	18
1.2.9.3.	<i>Materia orgánica</i>	18
1.2.9.4.	<i>Capacidad de intercambio catiónico (CIC)</i>	18
1.2.9.5.	<i>Densidad</i>	19
1.2.9.6.	<i>Conductividad Eléctrica</i>	20
1.2.10.	El suelo como fuente de nutrientes minerales	20
1.2.10.1.	<i>Absorción de aniones</i>	21
1.2.11.	Impactos de la contaminación del suelo en la cadena alimentaria	21
1.2.11.1.	<i>Contaminación del suelo, absorción por las plantas y contaminación de la cadena alimentaria</i>	22
1.2.11.2.	<i>Factores BCF, TF</i>	22
1.2.12.	Riesgos para la salud humana asociados a la contaminación de alimentos con metales pesados	23
1.2.12.1.	<i>Cadmio</i>	23
1.2.12.2.	<i>Plomo</i>	24
1.2.12.3.	<i>Mercurio</i>	24
1.2.12.4.	<i>Arsénico</i>	24
1.2.12.5.	<i>Selenio</i>	24
1.2.13.	Biorremediación de suelo	25
1.2.13.1.	<i>Biotransformación de metales</i>	25
1.2.13.2.	<i>Fitorremediación</i>	25
1.2.13.3.	<i>Compostaje</i>	26
1.2.13.4.	<i>Autodepuración del suelo</i>	27
1.3.	Base Legal	27
1.3.1.	<i>Constitución de la república del Ecuador</i>	27
1.3.2.	<i>Acuerdo ministerial 097-A norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados</i>	28
1.3.3.	<i>Norma técnica ecuatoriana NTE INEN-CODEX 193:2013</i>	28
1.3.4.	<i>Agencia de Protección Ambiental EPA</i>	29
1.3.5.	<i>Real decreto 9/2005</i>	29

CAPÍTULO II

2.	MARCO METODOLÓGICO	30
2.1	Localización del lugar de estudio	30

2.1.1.	<i>Descripción geográfica</i>	30
2.2.	Técnicas y métodos de análisis	31
2.2.1.	<i>Levantamiento de información mediante recolección de muestras</i>	31
2.2.1.1.	<i>Metodología de recolección de muestras</i>	31
2.2.2.	<i>Diseño experimental de muestreo</i>	32
2.2.2.1.	<i>Método de muestreo</i>	33
2.2.2.2.	<i>Preparación de muestras</i>	36
2.2.3.	Análisis físico químico del suelo	38
2.2.3.1.	<i>Determinación de pH</i>	38
2.2.3.2.	<i>Determinación de la conductividad eléctrica (CE)</i>	39
2.2.3.3.	<i>Determinación de materia orgánica</i>	39
2.2.3.4.	<i>Determinación de textura</i>	40
2.2.3.5.	<i>Determinación de la densidad real</i>	42
2.2.3.6.	<i>Determinación de la densidad aparente</i>	43
2.2.3.7.	<i>Digestión de muestras de suelo para la medición fósforo (P) y potasio (K)</i>	44
2.2.3.8.	<i>Determinación de Fósforo (P) total en suelo</i>	44
2.2.3.9.	<i>Determinación de Potasio (K) en suelo</i>	46
2.2.3.10.	<i>Determinación de Carbono y Nitrógeno en suelo</i>	46
2.2.3.11.	<i>Digestión ácida por el método de calcinación por vía húmeda para la determinación de metales pesados</i>	47
2.2.4.	Análisis de muestras de biomasa	48
2.2.4.1.	<i>Digestión de muestras de biomasa para la medición de Na, K y P</i>	48
2.2.4.2.	<i>Determinación de Sodio (Na) en biomasa</i>	49
2.2.4.3.	<i>Determinación de Potasio (K) en biomasa</i>	50
2.2.4.4.	<i>Determinación de Fósforo (P) en biomasa</i>	51
2.2.4.5.	<i>Determinación de Carbono y Nitrógeno en biomasa</i>	52
2.2.4.6.	<i>Digestión de muestras de biomasa para la determinación de metales pesados</i>	53
2.2.5.	Análisis de muestras de compost	54
2.2.5.1.	<i>Determinación de pH</i>	54
2.2.5.2.	<i>Determinación de CE</i>	54
2.2.5.3.	<i>Determinación de MO</i>	55
2.2.5.4.	<i>Determinación del índice de germinación</i>	56
2.2.5.5.	<i>Determinación de Polifenoles solubles</i>	58
2.2.5.6.	<i>Determinación de Aniones</i>	59
2.2.6.	Determinación de metales pesados por Espectroscopia de Absorción Atómica de llama	63

2.2.6.1.	<i>Determinación de Cadmio</i>	63
2.2.6.2.	<i>Determinación de Mercurio</i>	65
2.2.7.	<i>Factor de bioconcentración y translocación</i>	66

CAPÍTULO III

3.	RESULTADOS Y DISCUSIONES	67
3.1.	Resultados de las características iniciales de los materiales de partida (Suelo inicial S0 y Compost)	67
3.1.1.	<i>Resultados de los análisis físico-químicos del Suelo inicial-terreno (S0)</i>	67
3.1.2.	<i>Resultados del análisis del Compost</i>	69
3.2.	Resultados del suelo	71
3.2.1.	<i>Resultados de los análisis físico-químicos del suelo</i>	71
3.2.1.1.	<i>pH</i>	71
3.2.1.2.	<i>Conductividad eléctrica</i>	72
3.2.1.3.	<i>Materia orgánica</i>	73
3.2.2.	<i>Resultados del análisis de macronutrientes en suelos</i>	73
3.2.2.1.	<i>Fósforo (P) y Potasio (K)</i>	74
3.2.2.2.	<i>Carbono (C) y Nitrógeno (N)</i>	75
3.2.3.	<i>Resultados del análisis de metales pesados</i>	76
3.2.3.1.	<i>Cadmio (Cd)</i>	76
3.2.3.2.	<i>Mercurio (Hg)</i>	77
3.3.	Resultados de biomasa (perejil)	79
3.3.1.	<i>Resultados de macronutrientes</i>	79
3.3.1.1.	<i>Sodio (Na)</i>	79
3.3.1.2.	<i>Potasio (K)</i>	80
3.3.1.3.	<i>Fósforo (P)</i>	81
3.3.1.4.	<i>Carbono (C)</i>	82
3.3.1.5.	<i>Nitrógeno (N)</i>	83
3.3.2.	<i>Resultados de metales pesados</i>	84
3.3.2.1.	<i>Cadmio (Cd)</i>	84
3.3.2.2.	<i>Mercurio (Hg)</i>	85
3.3.3.	<i>Factores de bioacumulación</i>	86
3.3.3.1.	<i>Factor de bioconcentración (BCF)</i>	87
3.3.3.2.	<i>Factor de translocación (TF)</i>	87
3.3.4.	<i>Parámetros comerciales de las plantas</i>	88

CONCLUSIONES	90
RECOMENDACIONES	92
BIBLIOGRAFÍA	
ANEXOS	

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1-1:	Clasificación de los piroclastos por tamaño	10
Tabla 2-1:	Micronutrientes y macronutrientes para el óptimo funcionamiento de los organismos vivos	13
Tabla 3-1:	Sintomatología ocasionada por la deficiencia de los elementos nutritivos	21
Tabla 4-1:	Metales clasificados en grupos según su potencial de riesgo para la cadena alimentaria a través de la absorción por las plantas	22
Tabla 5-1:	Criterios de calidad del suelo.....	28
Tabla 6-1:	Concentraciones recomendadas de MP en hojas y raíces de plantas.....	29
Tabla 1-3:	Resultados del análisis fisicoquímico de la muestra de suelo	67
Tabla 2-3:	Resultados del análisis de la enmienda a utilizar (compost).....	69
Tabla 3-3:	Resultados de macro y micronutrientes.....	70
Tabla 4-3:	Resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de suelo	71
Tabla 5-3:	Resultados de macronutrientes en el suelo	73
Tabla 6-3:	Resultados de los metales en el suelo.....	76
Tabla 7-3:	Resultados de los factores de bioacumulación y traslocación	86
Tabla 8-3:	Resultados de los parámetros comerciales de las plantas.....	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1.	Capacidad de intercambio catiónico.....	19
Figura 1-2.	Mapa geográfico del cantón mocha.....	30
Figura 2-2.	Ubicación de los puntos de muestreo de suelo y biomasa.....	31
Figura 3-2.	Recolección de muestras	32
Figura 4-2.	Delimitación del área de muestreo	34
Figura 5-2.	Fumigación de las plántulas	34
Figura 6-2.	Recolección de muestras y determinación de los datos climatológicos	35
Figura 7-2.	Secado de muestras de suelo a temperatura ambiente.....	35
Figura 8-2.	Toma de muestras de biomasa	35
Figura 9-2.	Toma de muestras de agua	36
Figura 10-2.	Determinación de parámetros morfológicos, lavado, secado, triturado y almacenamiento en fundas ziploc	36
Figura 11-2.	Secado de muestras de biomasa y almacenamiento en frascos estériles	37
Figura 12-2.	Preparación de muestras de suelo seco.....	37
Figura 13-2.	Preparación de muestras y calibración del ph-metro.....	38
Figura 14-2.	Medición de ph en muestras de suelo.....	38
Figura 15-2.	Medición de ce en muestras de suelo	39
Figura 16-2.	Determinación de materia orgánica.....	40
Figura 17-2.	Triángulo de textura del USDA	41
Figura 18-2.	Determinación de materia orgánica.....	42
Figura 19-2.	Determinación de densidad real	43
Figura 20-2.	Determinación de densidad aparente.....	43
Figura 21-2.	Digestión de suelos con H ₂ SO ₄	44
Figura 22-2.	Determinación de Fósforo (P) en suelo.....	45
Figura 23-2.	Determinación de Potasio (K) en suelo.....	46
Figura 24-2.	Determinación de macronutrientes.....	47
Figura 25-2.	Digestiones de muestras de suelo	48
Figura. 26-2.	Almacenamiento de muestras digestadas	48
Figura 27-2.	Digestiones de muestras de biomasa	49
Figura 28-2.	Determinación de Na.....	50
Figura 29-2.	Determinación de K en EAA para muestras de biomasa	50
Figura 30-2.	Determinación de P en EAA para muestras de biomasa	52
Figura 31-2.	Determinación de macronutrientes.....	53
Figura 32-2.	Digestión de muestras de biomasa	54

Figura 33-2.	Medición de pH y ce en compost	55
Figura 34-2.	Determinación de mo en compost	56
Figura 35-2.	Determinación del índice de germinación	57
Figura 36-2.	Cuantificación del índice de germinación	58
Figura 37-2.	Determinación de polifenoles solubles.....	59
Figura 38-2.	Medición de cloruros por el método argentométrico	63
Figura 39-2.	Determinación de metales pesados mediante EAA.....	63
Figura 40-2.	Preparación de estándares para la medición de cadmio	64
Figura 41-2.	Medición de cadmio mediante EAA	64
Figura 42-2.	Calibración del equipo de eaa con generador de hidruros.....	65
Figura 43-2.	Medición de mercurio mediante eaa con generador de hidruros.....	66

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1-3. Medias marginales estimadas de Sodio	79
Gráfico 2-3. Medias marginales estimadas de Potasio	80
Gráfico 3-3. Medias marginales estimadas de Fósforo	81
Gráfico 4-3. Medias marginales estimadas de Carbono.....	82
Gráfico 5-3. Medias marginales estimadas de Nitrógeno	83
Gráfico 6-3. Medias marginales estimadas de Cadmio.....	84
Gráfico 7-3. Medias marginales estimadas de Mercurio.....	85

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO A: ADECUACIÓN DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN

ANEXO B: SIEMBRA, FUMIGACIÓN DE PLÁNTULAS Y CUIDADOS DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN

ANEXO C: PREPARACIÓN DE MUESTRAS

ANEXO D: ANÁLISIS DE SUELO

ANEXO E: ANÁLISIS DE BIOMASA

ANEXO F: ANÁLISIS DE COMPOST Y GALLINAZA

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

AA:	Absorción atómica
As:	Arsénico
B:	Boro
BCF:	Factor de bioconcentración
C:	Carbono
Ca:	Calcio
Cd:	Cadmio
CE:	Conductividad eléctrica
CIC:	Capacidad de intercambio catiónico
Cl:	Cloro
CO₂:	Dióxido de carbono
Cu:	Cobre
Da:	Densidad aparente
Dr:	Densidad real
EAA:	Espectroscopia de absorción atómica
EPP:	Equipo de protección personal
F:	Fósforo
Fe:	Hierro
GAIBAQ:	Grupo Asociado de Investigación Biotecnológica, Ambiente y Química
IG:	Índice de germinación
H:	Hidrógeno
HCl:	Ácido clorhídrico
HEA:	Actividad explosiva alta
Hg:	Mercurio
K :	Potasio
KI:	Yoduro de potasio
LEA:	Actividad explosiva baja
Mg:	Magnesio
mL:	Mililitros
Mn:	Manganeso
MO:	Materia orgánica
MP:	Metales pesados
msnc:	Metros sobre el nivel del cráter

N:	Nitrógeno
Na:	Sodio
NaBH₄:	Borohidruro de sodio
NaOH:	Hidróxido de sodio
NTE:	Normativa técnica ecuatoriana
O:	Oxígeno
P:	Fósforo
Pb:	Plomo
pH:	Potencial de hidrogeno
ppm:	Partes por millón
ppb:	Partes por billón
S:	Azufre
Se:	Selenio
TF:	Factor de traslocación
Zn:	Zinc

RESUMEN

Este trabajo de investigación tuvo como objetivo realizar un estudio sobre la biorremediación de metales pesados mediante actividades agropecuarias en el cantón Mocha, a partir del cuál se cuantificó las concentraciones de cadmio y mercurio en suelo y biomasa (perejil). Se evaluaron los parámetros que influyen en la capacidad absorbente del suelo como el pH, CE, materia orgánica, textura, macronutrientes, densidad real y aparente. Para mejorar las características del suelo se añadió una enmienda orgánica, compost, el cuál fue previamente analizado de acuerdo a los requerimientos. En cuanto a la biomasa se determinaron los parámetros comerciales y macronutrientes. Los metales pesados se analizaron a través de la metodología de espectroscopia de absorción atómica con llama y generador de hidruros, para posteriormente calcular los factores de bioconcentración y translocación, los cuales nos indican la capacidad de fitoextracción de la planta. Los resultados obtenidos fueron tabulados en Excel e ingresados en el software SPSS mediante el cual se realizó un análisis de varianza ANOVA. Las concentraciones de los metales pesados mostraron una leve disminución comparando el suelo antes y después del cultivo, los resultados fueron mejores en los suelos donde se aplicó la enmienda orgánica, esto evidencia así la capacidad acumuladora por parte de las plantas, no obstante, estas concentraciones son bajas y se encuentran por debajo de los límites permisibles establecidos. Se concluye que el proceso de biorremediación es efectivo pues permite disminuir levemente la carga de metales pesados en los suelos, esto va ayudado de la aplicación de la enmienda orgánica, que provee los nutrientes necesarios y ayuda a mejorar la tolerancia de las plantas. Se recomienda seguir realizando más estudios sobre biorremediación que permitan desarrollar nuevas alternativas para manejar suelos expuestos a ceniza volcánica.

Palabras clave: <BIORREMEDIACIÓN>, <METALES PESADOS>, <MOCHA (CANTÓN)>, <CENIZA>, <SUELO>, <BIOMASA>, <COMPOST>.

LEONARDO
FABIO MEDINA
NUSTE

Firmado digitalmente por LEONARDO FABIO
MEDINA NUSTE.
Nombre de reconocimiento (DN): cn=LEONARDO FABIO
MEDINA NUSTE, o=ENTIDAD DE
CERTIFICACION DE INFORMACIONES, l=QUITO,
serialNumber=000621485, cn=LEONARDO FABIO
MEDINA NUSTE.
Fecha: 2022.04.06 14:30:55 -0500



0619-DBRA-UTP-2022

SUMMARY

The aim of this research work was to carry out a bioremediation study on heavy metals through agricultural activities in Mocha county, it was necessary to identify the cadmium and mercury concentrations in soil and biomass (parsley). The parameters influencing the absorptive capacity of the soil such as pH, EC, organic matter, texture, macronutrients, real and apparent density were evaluated. To improve soil characteristics, an organic amendment (compost) was added; this was previously analyzed according to the requirements. Commercial parameters and macronutrients were also determined for biomass. Heavy metals were analyzed through flame and hydride generator atomic absorption spectroscopy methodology; then, the bioconcentration and translocation factors were also calculated, this evidenced the phytoextraction capacity of the plant. The results obtained were tabulated in Excel and registered in SPSS software through which an ANOVA variance analysis was carried out. The concentrations of heavy metals showed a slight decrease when comparing the soil before and after the cultivation process, the results were better in soils where the organic amendment was used, evidencing the accumulation capacity of the plants. However, these concentrations are low and are below the established permissible limits. It is concluded that the bioremediation process is effective because it causes a slight decrease in the load of heavy metals in soils together with the application of the organic amendment, which provides the necessary nutrients and helps to improve the tolerance of the plants. Further studies on bioremediation are recommended to develop new alternatives to manage soils exposed to volcanic ash.

Keywords: <BIOREMEDIATION>, <HEAVY METALS>, <MOCHA (COUNTY)>, <ASH>, <SOIL>, <BIOMASS>, <COMPOST>.



Firmado electrónicamente por:
**PAUL ROLANDO
ARMAS PESANTEZ**

INTRODUCCIÓN

Identificación del problema

El Ecuador es un país andino con una vasta colección de volcanes, 97 para ser exactos, posee territorios muy diversos debido a su compleja geografía, mismos que son custodiados desde lo alto por grandes cadenas montañosas, nevados y los ya antes mencionados edificios volcánicos, que por más de dos décadas han permanecido en estado activo, emitiendo cenizas, gases y material piroclástico a su exterior. En los registros se evidencia los datos y monitoreo de 4 volcanes en estado de erupción y 13 activos, que son de interés para los habitantes del país ecuatorial y de potencial riesgo para la salud de sus habitantes, así como para las actividades agropecuarias que a su alrededor realizan como sustento laboral (IG-EPN, 2017).

La más reciente actividad significativa tuvo como protagonista al volcán Sangay, que ha tenido una intensa participación en la segunda década del siglo y a penas empezar la tercera, ya se hizo presente con una considerable capa de material volcánico que afectaron al menos 33 cantones. Mientras que otro muy importante actor es el volcán Tungurahua que despertó en el año de 1999 y del cual su último registro se obtuvo en el año de 2016, generando efectos no solo en la provincia que tiene su nombre, sino también en la de sus vecinas, cubriéndolas de ceniza y afectando a las comunidades aledañas en sus actividades turísticas, agrícolas y ganaderas (Paladines y Zamora, 2011, pp. 41-46).

El cantón Mocha se ubica en una zona montañosa a 22 km de distancia del cantón Ambato al suroccidente de la provincia de Tungurahua, cuenta con una superficie territorial que alcanza el 2,56% del área total de su provincia, en la que 6777 habitantes conviven custodiados entre volcanes activos como lo es la “mama Tungurahua” que en reiteradas ocasiones ha causado daños en el pueblo mochano, que entre cenizas y sismos han debido reponerse y seguir adelante, a veces empezando desde cero, luego de perder sus casas, sus cultivos o sus animales, y en el peor de los casos a sus familiares más queridos (SNI, 2014, p. 18).

Su suelo altamente fértil cubre al menos el 33,61% de 85,76 km² que representa su territorio total, es ideal para las actividades agropecuarias a las que los habitantes en su mayoría se dedican. Se pueden evidenciar en el cantón suelos de tipo: Histosol, inceptisol en la zona de los páramos y mollisol en la zona central de Mocha (SNI, 2014, p. 37).

Como Mocha varios cantones más de la provincia de Tungurahua sienten los efectos de los episodios eruptivos del coloso, que al despertar lleva consigo una ola de destrucción. Por la incesante actividad del volcán, no les quedó otra alternativa a los productores que convivir con estas circunstancias naturales, pese a ello cultivos como la cebolla aumentaron a partir de 1999 por ser más resistentes a la caída del material volcánico, mientras que algunas familias se

dedicaron a la construcción de invernaderos para proteger sus sembríos y reducir las significativas pérdidas que causa una erupción en la cercanía de sus territorios (Cadena, 2019, p.21).

La ceniza además de los daños que se han mencionado afecta directamente a la fuente de todo alimento, en relación al suelo, modifica su composición química, pH, nutrientes, textura, entre otros. Dependiendo del espesor de la capa de ceniza, el suelo puede actuar naturalmente, tratando de mantener un estado productivo al depurarse por su cuenta, y en otras ocasiones precisa de la intervención humana para lograrlo, sea con métodos agropecuarios como compostaje o fitorremediación, o sencillamente métodos mecánicos tal cual es recomendado actuar mediante labrado profundo, mezclando así la capa superficial con el resto del suelo (AGROCALIDAD, 2020). Pasado los 20 centímetros de ceniza el suelo empieza a dañarse, e incluso volverse tóxico, con ello el cultivo de especies vegetales se ve imposibilitado lo cual provoca graves consecuencias a quienes tienen esta actividad como sustento, y que por un largo período de tiempo tendrán que batallar por la recuperación de su suelo, pues es la base de toda producción agrícola y base de la cadena alimentaria, sin suelo no habría vida (Diez et al., 2002, p.3).

No obstante, no todo son malas noticias, algunos experimentos en laboratorio mencionan que para suelos de textura fina la incorporación de ceniza en su composición modifica dicha propiedad, permitiendo aumentar el volumen de agua aprovechable por la planta, e inclusive el aporte de minerales al suelo, es importante para la fertilidad de este siempre y cuando las cantidades sean considerables, es decir mínimas. El beneficio o perjuicio viene dado por la cantidad, composición y tamaño de la ceniza que cae sobre el suelo (Segovia, 2015).

JUSTIFICACIÓN

Los cultivos de habas, fréjol, avena, y hierba para animales son algunos de los productos que se pierden con la presencia de ceniza del volcán Tungurahua, frente a la impotencia de los agricultores del cantón. Los animales también sufren las consecuencias, escasos de alimento y daños en su salud son las principales causas de cuantiosas pérdidas económicas que los veladores de la crianza de los animales tienen que padecer, se menciona que hasta el 50% de producción de leche del ganado se ve reducida por la falta de pasto para alimentarse (Torres et al., 2001).

Para el Dr. Dante Pinochet, la ceniza puede generar tanto efectos negativos como efectos positivos al depositarse sobre el suelo, además menciona que el 60% de los suelos de Chile están conformados por ceniza volcánica, pues asegura que el efecto negativo viene principalmente arraigado a la cantidad de ceniza que se posee en el suelo, ya que al ser muy grande la cantidad esta tardará años en mezclarse y por tanto recuperar el suelo agrícola afectado no será una tarea fácil (Segovia, 2015).

La ceniza volcánica es muy pobre en materia orgánica, conteniendo alrededor del 0,1 % en el caso del volcán Tungurahua. Sin embargo, cuenta con grandes efectos positivos, como la formación de grandes volúmenes de suelos fértiles, gracias a la capacidad remineralizadora de los productos volcánicos depositados sobre la superficie (Guevara, et al., 2009, p.21).

La (FAO, 2015, p.1) establece que los suelos son un recurso no renovable, los cuales si están contaminados afectan a los productos de consumo, de tal manera que sin suelos saludables no podríamos producirlos. Además, afirma que el 95% de nuestros alimentos son producidos de manera directa o indirecta en los suelos.

Según (Galán y Romero, 2008, p.49) la contaminación de suelos con algunos elementos químicos se produce al sobrepasar los límites habituales en los que se llegan a encontrar, generando anomalías tanto en los cultivos como el propio suelo y llegando a niveles de toxicidad. Estos elementos tienen varias formas de abandonar un suelo y es importante el control de este, para que en caso de aplicar acciones correctivas se las haga de manera inmediata, por ello en la investigación se evalúa los metales pesados a través de espectroscopia de absorción atómica.

La biodisponibilidad determina el grado de libertad de un elemento en el suelo, en contraste con lo asimilado por un organismo, el objetivo es que la calidad del suelo no se vea afectada por los niveles de contaminantes presentes en su composición, para ello se establecen rangos de calidad en normas internacionales y nacionales, en el Ecuador se rige el Acuerdo Ministerial 097-A en donde se establecen los límites que deben cumplir algunos parámetros importantes para no condicionar el óptimo desarrollo de una actividad agrícola. En este contexto, la fitorremediación de suelos aplica como organismo asimilador de estos elementos a elementos vegetales, que son capaces de absorber cantidades de minerales contaminantes y depurar el suelo (Ortiz et al., 2007, pp. 12-13).

La biorremediación es una de las alternativas relativamente reciente respecto al tratamiento de sitios contaminados que además presenta ventajas tales como: bajos costos de instalación y operación; tecnología simple de fácil aplicación; tratamiento seguro y es tecnológicamente efectivo (Velasco y Voke, 2003, p.42).

En el caso de los metales pesados, usualmente el compostaje ha sido utilizado como principal fuente de sustancias húmicas adecuadas, que favorecen la reducción de los niveles de biodisponibilidad de los metales (Walker, Clemente, & Bernal, 2004; citado en Contreras, et al., 2021, p. 25), obteniendo dichos resultados gracias al incremento en los valores de pH y el contenido de agua. Por otro lado, la contribución de nutrientes derivada del compost a un medio contaminado generando un efecto bioestimulante sobre la población microbiana autóctona (Fornes, Garcia de La Fuente, & Abad, 2009; citado en Contreras, et al., 2021, p. 25).

El presente proyecto de investigación pertenece al Grupo Asociado de Investigación en Biotecnología, Ambiente, y Química GAIBAQ de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH, quienes brindan su apoyo científico y económico en el desarrollo de este trabajo de integración curricular, que busca brindar a las comunidades agrícolas información de cómo contrarrestar los efectos nocivos de metales pesados en sus cultivos, a causa de la caída de ceniza volcánica, mejorando la calidad de sus productos y cuidando la salud de su suelo.

OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

Objetivo General:

Realizar un estudio sobre la biorremediación de metales pesados mediante actividades agropecuarias en el cantón Mocha a causa de la ceniza volcánica para la recuperación de suelos.

Objetivos Específicos:

- Realizar la caracterización fisicoquímica de los suelos del área de estudio.
- Determinar la concentración de metales pesados y el efecto de bioacumulación de metales pesados entre los distintos tratamientos aplicados en la zona de cultivo.
- Evaluar mediante espectroscopía de absorción atómica la concentración de metales pesados presentes en las muestras de suelo tomadas en la zona de cultivo del cantón Mocha.
- Identificar las propiedades físicas, químicas y morfológicas de la biomasa vegetal cultivada (perejil) en la zona de influencia del volcán Tungurahua.

CAPÍTULO I

1. MARCO TEÓRICO REFERENCIAL

1.1. Antecedentes

El proceso eruptivo del volcán Tungurahua tiene como fecha de inicio el año de 1999, a partir de esta se registró en los datos del IG-EPN tres actividades importantes en los años 2001, 2006 y 2014, con emisiones de ceniza que llegaron a provincias vecinas como Chimborazo y alcanzando otras más lejanas como Guayas y Azuay. Su última actividad de este coloso se evidencio en el 2016, a partir de ello se ha mantenido en reposo, sin embargo, el mencionado Instituto Geofísico de la EPN continúa en vigilancia, junto con otros volcanes que son monitoreados constantemente por una posible reactivación, y de este modo alertar a la ciudadanía lo antes posible (Jumbo, 2020). En cuanto la ceniza se posa en la superficie, esta afecta a la agricultura y ganadería de las poblaciones cercanas, tal afectación depende de las características físicas y químicas del material emitido por el volcán, tal como se menciona en el estudio realizado por (Guevara, 2015), pues refiere a que la granulometría y la abrasividad son los determinantes afectores de cultivos, y señala que la caída de ceniza con contenido fino superior al 20% genera pérdidas vegetales de hasta el 50% (Guevara, 2015).

Según (Beaglehole et al., 1996) la ceniza volcánica es un contaminante natural que produce efectos negativos en la vegetación y el suelo, ya que a su caída este destruye los cultivos y cambia la composición del suelo con el aporte de minerales como metales pesados conocidos por ser de alto grado contaminante para la salud humana. Además de cambiar su acidez y capacidad de retención de agua, también modifica los nutrientes, beneficio o perjuicio que puede variar con la composición y cantidad de la ceniza que cubra el terreno, pues menciona que en cierto punto la caída de este material volcánico puede resultar beneficioso por el aporte de dichos elementos que aumentarían la fertilidad al mezclarse con el suelo.

Por lo tanto, se debe controlar las propiedades del suelo para determinar si es necesario aplicar actividades de recuperación o remediación al terreno luego de la caída de ceniza, sobre todo cuando los valores encontrados son superiores a los índices establecidos por las normas nacionales, de esta forma lograr reinsertarlos en el ciclo de producción agrícola.

Es transcendental valorar el contenido de metales, tanto en suelos como en los cultivos, tomando en cuenta que la composición del suelo es uno de los factores que inciden en la transferencia de elementos traza dentro del encadenamiento suelo-planta como parte del ciclo bioquímico (Kabata-Pendias, 2004; Kabata-Pendias y Sadurski, 2004; Tóth et al., 2016; citado en Briceño et al., 2020, p.116). Al conocer el contenido de metales se puede evidenciar que el contenido de nutrientes sea el adecuado para

los cultivos, además de garantizar que los metales pesados latentemente contaminantes estén por debajo de los límites permisibles, según las normas ambientales nacionales.

Actualmente, los procesos y tecnologías para mitigar los efectos en suelos contaminados y recuperarlos son variados, los cuales se encargan de destruir los elementos contaminantes del suelo, entre los que destacan tratamientos con agentes biológicos, por su operabilidad más amigable con el ambiente y menor costo de ejecución (Ortiz et al., 2007, p.39).

Por otra parte, se puede mencionar además un medio por el cual los suelos se recuperan naturalmente a través de lo que es conocido como autodepuración, tal como menciona (Díez, 2002, p.1) en su investigación, “Capacidad de Depuración del suelo frente al Cu y Pb”, el cual expone la capacidad del suelo de impedir la movilidad de contaminantes, misma donde sus propiedades físicas (textura, materia orgánica, pH, intercambio iónico, entre otros.) son determinantes para lograr la denominada depuración, que entre estos factores también depende de la calidad de los sistemas relacionantes, como el agua, aire y biosfera. Técnicas como el compostaje son utilizadas para promover la autodepuración del suelo, pues mejoran las propiedades físicas del suelo y por consiguiente el impedimento de la movilidad de contaminantes. (Ortiz et al., 2007, p.6).

Los metales pesados presentes en el suelo contaminado pueden cambiar su estado químico por diversos factores ambientales como su saturación o en algunos casos por la intervención oportuna con medios biológicos, los cuales poseen la capacidad de transferir o acumular en su estructura metales pesados. Según demostró (Arroyave et al., 2009, p.49) en su estudio “Evaluación de bioacumulación y toxicidad de Cadmio y Mercurio en pasto llanero (*Brachiaria dictyoneura*)” la fitorremediación de Cd basado en la acumulación del metal, en la raíz un 23% y el 77% restante distribuido en tallo y hojas, además su efectividad con Hg para acumular en sus organelos y disminuir la concentración en los suelos contaminados, considerando a esta especie como un potencial medio para biorremediar suelos (Arroyave et al., 2009, p.49).

Los metales pesados presentes en el suelo contaminado pueden cambiar su estado químico por diversos factores ambientales como su saturación o la intervención oportuna con medios biológicos, los cuales poseen la capacidad de transferir o acumular en su estructura metales pesados. Según (Arroyave et al., 2009, p.49) en su estudio “Evaluación de bioacumulación y toxicidad de Cadmio y Mercurio en pasto llanero (*Brachiaria dictyoneura*)” demostró el mecanismo de tolerancia de esta especie para Cd basado en la acumulación del metal, encontrando en la raíz un 23% y el 77% restante distribuido en tallo y hojas, además de su efectividad con Hg para acumularlo en sus organelos y disminuir la concentración en los suelos contaminados, considerando a esta especie como un potencial medio para biorremediar suelos (Arroyave et al., 2009, p.49).

Finalmente, el director de la Escuela de Biología de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Dr. Alejandro Cebada, afirma que de acuerdo con la cantidad composición y condiciones climáticas, la caída de ceniza puede ser beneficioso en cuanto al enriquecimiento de este para que

los cultivos aprovechen el máximo de nutrientes y/o a su vez recuperen los minerales perdidos en el ciclo del cultivo agrícola. Dato que comparte la Dra. Rosa Hernández, investigadora de la misma Universidad, añadiendo que la caída no excesiva de ceniza volcánica permite la formación de suelos porosos, aumentando la capacidad de retención de agua lo cuál será muy bien aprovechado por las plantas (BUAP, 2012).

1.2. Marco Conceptual

1.2.1. Volcán Tungurahua

La “mama Tungurahua” llamado tradicionalmente por los comuneros, es un imponente edificio volcánico que alcanza los 5020 m de altura, consta de tres edificios sucesivos que progresivamente colapsaron hasta mantenerse el último actualmente conocido como Tungurahua III, hoy en día en período activo, cuyo inicio se evidencia en 1999 hasta la actualidad, con fuertes emisiones de ceniza, y explosiones importantes que se registraron en los años 2001, 2006 y 2014, con la presencia de flujos piroclásticos que llegaron a la superficie de los alrededores del volcán, mientras que su ceniza puede recorrer cientos de kilómetros llegando a provincias cercanas cubriendo territorios como Chimborazo, Azuay y Guayas. El último registro eruptivo del edificio volcánico fue en el año de 2016 (IG-EPN, s.f).

Según el Instituto Geográfico Militar, las erupciones volcánicas con mayor importancia registradas fueron producto del volcán Tungurahua. Inicialmente, las erupciones fueron subcontinuas presentando variadas explosiones y emisiones de gases y ceniza. El proceso eruptivo provocó una gran eliminación de gases potencialmente tóxicos compuestos por nitrógeno y azufre además de otros componentes, siendo su principal compuesto la sílice (Maldonado et al., 2018, p.8).

1.2.2. Actividad eruptiva del volcán Tungurahua

Durante el periodo de actividad entre 1999 y 2016 del volcán Tungurahua estuvo compuesto por un ciclo de larga duración de actividad entre 1999 y agosto de 2008, casi continuo con una desgasificación pasiva notable. Contando con un ciclo de actividad episódica de diciembre de 2008 a marzo de 2016, con periodos de inactividad, más frecuentes, largos y sin desgasificación significativa (Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, p.18).

Los últimos 17 años (1999-2016) se determinaron por una actividad “stop-start”, la misma que estuvo compuesta por fases de actividad corta, intermedia y de larga duración, separadas por periodos de inactividad de hasta 1 año. Los principales periodos se modificaron en longitud de días a años, donde la dinámica de la erupción podía verse afectada rápidamente de mayor a menor escala, de una fase de actividad explosiva alta (HEA: High Explosive Activity) a una fase de

actividad explosiva baja (LEA: Low Explosive Activity) o a un periodo de inactividad (Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, p.18).

(Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, p.18) determina los periodos de inactividad y fases explosivas de LEA y de HEA, en función de los siguientes criterios:

- Inactividad: La actividad sísmica se caracteriza por ser débil con algunos sismos de largo periodo (LP) y volcanotectónicos (VT). Con ninguna actividad o poca, representadas por la presencia de fumarolas débiles en el cráter y en la parte superior del cono y/o columnas de gas esporádicas de 200 a 500 msnc (Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, pp.18-19).
- Actividad explosiva baja (LEA): Determinada sísmicamente por numerosos sismos pequeños de explosión, eventos de LP y tremor es decir ocasionalmente armónico, y en relación a la actividad superficial por emisiones de ceniza y gas con explosiones de baja energía de tipo estromboliana, columnas de ceniza de hasta 3 km snc con un contenido variable de ceniza, pequeñas fuentes de corta duración de eyección incandescente con una altura de hasta 500 metros por encima del borde del cráter, así como fortuitas caídas de roca y desprendimientos de corto alcance de material piroclástico (Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, pp.18-19).
- Actividad explosiva alta (HEA): Definido primordialmente por la presencia de explosiones de alta energía (tipo vulcaniana) acompañadas por cañonazos, que se pueden alcanzar a escuchar hasta una distancia de 30 km del viento. Se describe por grandes sismos de explosión con componentes de largo periodo y señales acústicas en forma de N, eventos de largo periodo, tremores de emisión y armónicos, y terremotos volcanotectónicos. En superficie se visualizan columnas eruptivas, colectivamente entre 1-4 km snc, pero que en paroxismos pueden alcanzar de 8 a 10 km, fuentes de lava y eyecciones de material incandescente con una altura de hasta 1 km snc, así como corrientes de densidad piroclástica que alcanzaron distancias de 3 a 6,5 km desde el viento. En las columnas eruptivas presentan generalmente un alto contenido de ceniza, por lo que presenta una coloración de gris oscuro a negro. Además, se puede presentar caídas intensas de ceniza. Este tipo de actividad se encuentra relacionada con un estilo vulcaniano, que puede variar a eventos estrombolianos más o menos violento (Hidalgo et al., 2015; citado en Yaguana, 2020, pp.18-19).

1.2.3. Ceniza

La ceniza volcánica se forma por partículas liberadas por el volcán y fragmentos de sus rocas, por lo general la ceniza emitida tiene un tamaño de 2 mm de diámetro a la que se denomina lapilli de acuerdo con la clasificación de los piroclastos por tamaño (Tabla 1-1). En su composición predominan silicatos con una vasta cantidad de minerales como Si, Al, Fe, Mg, Ca, Na, Cr, Mn, P, y otros que favorecen a los suelos de cultivo como azufre en sulfato, cloro y flúor (Arequipa, 2018, p.15).

Tabla 1-1: Clasificación de los piroclastos por tamaño

Tamaño de gramo (mm)	Depósitos primarios no consolidados
< 1/16	Ceniza extremadamente fina
1/16 a 1/8	Ceniza muy fina
1/8 a 1/4	Ceniza fina
1/4 a 1/2	Ceniza mediana
1/2 a 1	Ceniza gruesa
1 a 2	Ceniza muy gruesa
2 a 4	Lapilli fino
4 a 16	Lapilli medio
16 a 64	Lapilli grueso
> 64	Bloque/bomba

Fuente: (Acuña, 2017, p. 32).

Los principales daños de la caída de ceniza son dirigidos a los seres humanos en la salud con afecciones en el sistema respiratorio y en alimentos primarios, agua, energía y otros. Estos daños dependen de la cantidad, tiempo de exposición y otros parámetros físicos y químicos del tipo de ceniza. Para ello es importante tener la caracterización completa de la ceniza de estudio, para ese caso del volcán Tungurahua.

En el estudio de la composición química de la ceniza del volcán Tungurahua, realizado por (Zeballos, 1996) se determinó que el SiO₂ prevalece con un 58%, seguido por el Al₂O₃ con un 17,2%, y con un diámetro de partícula de hasta 2 mm.

1.2.4. Composición de la Ceniza del volcán Tungurahua

Según (Acuña, 2017, pp.47-48) para la clasificación de cenizas del volcán Tungurahua se procedió a catalogarlas de acuerdo a su color, forma y grado de vesicularidad, con ayuda de un microscopio óptico, para esto se lavó la ceniza con agua en un limpiador ultrasónico por un lapso de 10 minutos y fue secada antes de ser vista bajo el binocular.

Según (Samaniego et al., 2011; citado en Acuña, 2017, p.81) los cambios químicos en el magma no generan una variación de los componentes de la ceniza; gracias al estudio realizado de la ceniza volcánica del Tungurahua del periodo eruptivo del 2010 se indica que las cenizas tienen una composición andesítica, es decir que se encontraron concentraciones importantes de aluminio, azufre, hierro, calcio, magnesio, titanio, metales alcalinos y alcalinotérreos (Sánchez, 2018, p.10).

Análisis de la ceniza de otros volcanes, indican que está principalmente compuesta por óxidos de hierro, silicio, aluminio y en menor cantidad de óxidos de metales alcalinotérreos y alcalinos, tales como óxido de calcio (CaO), óxido de magnesio (MgO), óxido de sodio (Na₂O), óxido de potasio (K₂O); además, de contener sales solubles a derivación de la condensación de ácidos minerales fuertes durante su formación (Sánchez, 2018, p.12).

Con respecto a la composición química de la ceniza, se encuentra muy asociada con la química del magma que la produjo, en otras palabras, varía desde el basalto bajo en sílice hasta la riolita silícea. Se utilizan técnicas de equipos avanzados para caracterizar adecuadamente la ceniza volcánica proporcionando información sobre su composición, dentro de las técnicas más usadas se puede mencionar la espectrometría de masas con inducción de plasma acoplado (Sánchez, 2018, p.12).

1.2.5. Contaminación de Suelo

La presencia de elementos en el suelo en cantidades superiores a las concentraciones límites se considera contaminación, generando cambios y daños en los organismos que en él se desarrollan. Estos contaminantes pueden ser de origen antropogénico o geogénico, sea cual sea el origen los suelos pueden desprenderse de sus elementos contaminantes por diferentes mecanismos, como defensa o autodepuración (volatilización, disolución, entre otros.), y mediante organismos, que pueden capturar y transformar el elemento contaminante, proceso llamado biorremediación (Rodríguez, et al., 2019, p. 57).

La contaminación del suelo hace referencia a la introducción o incremento anormal de sustancias que pueden desplegar un efecto dañino con respecto a los organismos en los ecosistemas. Ocasionalmente la contaminación puede tener un origen natural aun cuando generalmente se encuentra relacionada con la actividad antropogénica (Bautista,1999, p.17).

La biota edáfica, las plantas, la vida animal y la salud humana se ve afectada negativamente al introducir sustancias o elementos sólidos, líquidos o gaseosos (Ortega y Mejía, 2014, p.10). Con lo antes mencionado se debe tomar en cuenta la fuente de dicha contaminación además de los límites permisibles establecidos dentro de la normativa nacional vigente.

1.2.6. Fuentes de los contaminantes del suelo

Se conocen dos fuentes de los contaminantes del suelo, las geogénicas naturales como los eventos naturales tales como las erupciones volcánicas o incendios forestales que generan contaminación cuando liberan al ambiente muchos elementos tóxicos, esta contaminación natural no suele ocasionar problemas ambientales gracias a la capacidad de los vegetales para regenerarse y adaptarse. Por otra parte, están las fuentes antropogénicas que son derivadas principalmente de las actividades industriales. (Rodríguez, et al., 2019, p. 7).

1.2.6.1. Fuentes geogénicas naturales

Los metales pesados contenidos en el suelo pueden variar entre dos a tres órdenes de magnitud, para ello se debe considerar la variación natural de la concentración de elementos traza según el tipo de roca madre. Las erupciones volcánicas y la meteorización de minerales que contienen As y yacimientos minerales se establecen como fuentes naturales de As (Rodríguez, et al. 2019, p. 6). Algunos de los procesos geogénicos naturales que producen metales pesados (MP) al medio ambiente son la lixiviación de minerales, las emisiones volcánicas o la meteorización de la roca madre (Galán y Romero, 2009, p.49; Jiménez, 2017, p.44).

1.2.6.2. Fuentes antropogénicas

Durante siglos las actividades antropogénicas han generado contaminación del suelo alrededor del mundo, siendo las principales antropogénicas los químicos empleados en las actividades industriales, desechos domésticos y municipales, incluyendo las aguas residuales (Rodríguez, et al. 2019, p. 7). Los metales pesados originarios de actividades antropogénicas son frecuentes también en plantas industriales surgiendo de polvos o derrames de materias primas, desechos, productos finales, cenizas de carburantes e incendios (Rodríguez, et al. 2019, p. 9).

1.2.7. Metales pesados como contaminantes del suelo

Dentro de los variados elementos contaminantes del suelo podemos mencionar a los metales pesados, característicos por tener densidades por encima de los 5 g/cm³, aunque en términos de contaminación ambiental también se considera metales y metaloides a elementos de menor valor al mencionado. Algunos metales son necesarios siempre y cuando no supere los límites, tales como el hierro, cinc, magnesio, cobalto, y más, no obstante, hay otros metales que no cumplen ninguna función en el material edáfico y por lo tanto resultan ser tóxicos, refiriéndonos al cadmio, plata y plomo (Ortiz et al., 2007, pp. 12).

Cuando se estudia la contaminación de suelo por metales pesados, se debe considerar mucho más la especie química en la que se encuentra dicho elemento, que la cantidad presente, pues esta determina la distribución en el suelo, su toxicidad, biodisponibilidad y movilidad en el suelo para poder remediar dicho estado contaminante. Además, cabe recalcar que los metales tóxicos no se los eliminan, simplemente pueden llegar a neutralizarse, siendo necesario monitorear continuamente a los contaminantes metálicos del suelo (Ortiz et al., 2007, pp. 13).

El término “metales pesados” es utilizado de manera general para denominar a aquellos elementos que puedan provocar toxicidad o envenenamiento en concentraciones bajas. En el caso del suelo, al entrar en contacto con metales pesados estos tienden a acumularse y podría producir un

incremento o una disminución de la biodisponibilidad y toxicidad de estos contaminantes metálicos (Jiménez, 2017, pp.41-44).

Muchos de los elementos trazas son esenciales para el desarrollo y crecimiento de plantas, animales y seres humanos, aun cuando, no deben superar los umbrales permisibles debido a que pueden ser tóxicos. De manera general todos los elementos traza pueden generar efectos tóxicos si son ingeridos en cantidades altas, durante largos periodos de tiempo (Galán y Romero, 2008, p.49).

Tabla 2-1: Micronutrientes y macronutrientes para el óptimo funcionamiento de los organismos vivos

Metales pesados que son micronutrientes esenciales (unos pocos mg o µg/día)	As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Se, V, Zn
Otros micronutrientes esenciales	F, I, Si
Macronutrientes (100 mg o más por día)	Ca, Cl, Mg, P, K, Na, S
Metales pesados no esenciales	Be, Cd, Hg, (Ni), Pb, Sb, (Sn), Ti

Fuente: (Galán y Romero, 2008, p.49).

1.2.7.1. Plomo

Se encuentra a partir de residuos mineros, deposiciones atmosféricas o desde la roca madre en caso de que lo contenga. La materia orgánica y la arcilla del suelo puede inmovilizarlo, a pesar de ello, si el material edáfico contiene un pH ácido este metal es móvil pudiendo ser bioacumulado por las plantas (Barrio, 2017, p. 10).

Las dosis elevadas durante largos periodos de tiempo pueden generar una serie de efectos adversos a la salud, entre las cuales se incluyen daño cerebral severo e incluso en casos extremos puede provocar la muerte. Entre las principales fuentes de emisión del plomo se destacan las fundiciones y el procesamiento de metales, el reciclamiento de baterías ácidas de plomo, la minería a través de la ubicación de jales mineros y debido al uso de gasolinas con plomo generando contaminación de la atmósfera (Volke-Sepulveda et al. 2005; citado en Covarrubias y Cabriales, 2017, p.10).

1.2.7.2. Cadmio

El cadmio forma parte de la composición natural de rocas y suelos. Por otra parte, la concentración presente en el medio ambiente puede ser incrementada significativamente por medios humanos

debido a que es un metal altamente utilizado en industrias y productos agrícolas, acrecentando de manera progresiva su producción (Reyes et al., 2016, p.68).

La población se encuentra expuesta al cadmio por diversas fuentes entre las cuales se pueden mencionar el consumo de agua y la ingesta de comida (hojas de vegetales, granos, cereales, frutas, vísceras de animales y pescados) contaminada con este metal (Reyes et al., 2016, p.68).

Gracias a estudios realizados se ha demostrado que las concentraciones de cadmio en la sangre para no fumadores varían entre 0,4 a 1,0 $\mu\text{g/L}$, mientras que en fumadores los valores varían entre 1,4 a 4 $\mu\text{g/L}$ (NavarroAviñó et. al, 2007; Bayona, 2009; Nava-Ruiz & MéndezArmenta 2011; citado en Reyes et al., 2016, p.68).

El cadmio es conocido como uno de los metales pesados con mayor predisposición a acumularse en las plantas. El cadmio genera severos desequilibrios dentro de los procesos de nutrición y transporte de agua en las plantas (Singh y Tewari, 2003; citado en Reyes et al., 2016, p.68). La factibilidad de acumulación de cadmio por parte de los vegetales ha permitido valorarlos como fuertes aspirantes para fitorremediar este metal (Reyes et al., 2016, p.68).

1.2.7.3. Mercurio

Pueden encontrarse en forma metálica ($\text{Hg } 0$), o líquido a temperatura ambiente. Además de presentarse en formas inorgánicas como cloruro de mercurio (HgCl_2), bromuro de mercurio (HgBr_2), óxido de mercurio (HgO) o en formas orgánicas: metilmercurio $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$; este elemento tiene como fuentes naturales la actividad volcánica e incendios forestales. Por otra parte, en vegetales, el mercurio puede estar en porcentajes casi indetectables debido a su poca absorción, a diferencia de las redes tróficas acuáticas donde presenta mayor susceptibilidad a acumularse (Goetschel, 2018, pp.22-24).

A diferencia de otros metales el mercurio está presente en la atmósfera en estado gaseoso, facilitando su transporte por la biosfera. Los efectos producidos por este elemento sobre la salud humana pueden variar de acuerdo con su forma química y concentración, además de su tiempo de exposición, generando diversas afecciones entre las cuales se pueden mencionar daños a los riñones, el cerebro y causar trastornos al sistema nervioso. El mercurio puede ser bioacumulado a través de la cadena trófica en forma de metil mercurio (Covarrubias y Cabriales, 2017, p.9).

1.2.7.4. Arsénico

Al ser un metaloide, puede ser encontrado en la atmósfera, hidrosfera o en la biosfera en cuatro estados de oxidación As(V) , As(III) , $\text{As } 0$ y As(-III) (Reyes et al., 2016, p.69). El arsénico genera variantes orgánicas producto de las acciones metabólicas de microorganismos, plantas y mamíferos (Covarrubias y Cabriales, 2017, pp.9-10).

La movilidad del arsénico en suelos se ve incrementada a medida que el pH asciende. Entre de las principales fuentes antropogénicas de este metal se destacan los procesos industriales como subproductos de la combustión de combustibles fósiles y usos agrícolas como el uso de fertilizantes inorgánicos y orgánicos, cal, plaguicidas y biosólidos como compost (Jiménez, 2017, pp.52-53).

1.2.7.5. Selenio

Está presente en la corteza terrestre en pequeñas cantidades, algunas plantas son capaces de acumularlo en sus tejidos mayormente cuando el suelo contiene un pH alcalino. Su biodisponibilidad depende de la materia orgánica y de minerales como el hierro que no permite su absorción (Barrio, 2017, p.11).

Ciertas plantas lo acumulan en concentraciones hasta un 15% dentro de sus tejidos de tal manera que pueden ser plantas indicadoras. La biodisponibilidad de selenio en el suelo depende de otros iones, como el Fe y la materia orgánica que se encarga de restringir su absorción (Barrio, 2017, p.11).

1.2.7.6. Aluminio

Proviene de la alteración de silicatos con presencia de aluminio, en suelos con pH ácidos aumenta su solubilidad, pudiendo llegar al agua mediante lluvias ácidas provocando enfermedades en el cuerpo humano (Barrio, 2017, p.11).

El aluminio soluble (Al^{3+}) es un limitante importante para el crecimiento y productividad de los cultivos ácidos del mundo, generando descenso de la concentración de macronutrientes. La estructura y funcionamiento de la membrana, la síntesis de ADN, la elongación celular, la nutrición mineral y el metabolismo en general se ven afectados por la toxicidad producida por aluminio, inhibiendo el crecimiento radical, lo cual desemboca en una reducción de la toma de agua y nutrientes (Rivera et al., 2016, p.12).

1.2.7.7. Cromo

Su principal fuente es por los residuos de las fábricas de colorantes y pigmentos, trabajos de minería y aguas residuales. El consumo en exceso puede producir intoxicaciones intestinales y gástricas principalmente (Barrio, 2017, p.11).

Generalmente el cromo en forma Cr (VI), que es la más tóxica y móvil, se encuentra en sitios contaminados. Las especies más comunes de cromo VI son: cromato (CrO_4^{2-}) y el dicromato ($Cr_2O_7^{2-}$), los mismos que están dotados de la capacidad de adsorberse en la superficie del suelo

principalmente en los óxidos de Al y Fe. Por otra parte, es importante tener en cuenta que la movilidad del Cr depende de las características coloidales del suelo (Jiménez, 2017, p.52).

El Cr no corresponde a un elemento esencial para los vegetales, a pesar de ello, su forma trivalente (Cr III) se considera como un nutriente beneficioso en cantidades traza en seres humanos y animales (Jiménez, 2017, p.52), tomando en cuenta lo antes mencionado no se debe ingerir en exceso para evitar problemas de salud.

1.2.7.8. Cobre

Su contenido en suelo depende de propiedades como pH y componentes como materia orgánica y arcilla del suelo. Su presencia se relaciona directamente con la cantidad que contenga la roca madre (Barrio, 2017, p.11).

Es un oligoelemento esencial para las plantas y animales. De manera general cuando es liberado al ambiente se convierte rápidamente en una forma estable que no figura peligros en el medio ambiente, además, de que no son acumulables en el cuerpo, ni bioacumulado en las cadenas tróficas. Su principal fuente de aporte antropogénico proviene de fuentes puntuales como actividades mineras o fundiciones y prácticas agrícolas (Jiménez, 2017, p.53).

1.2.7.9. Disponibilidad de metales pesados en el suelo

La disponibilidad de metales pesados (MP) además, de otros elementos químicos en el suelo dependen de su especialización y disponibilidad (Reyes et al., 2014, pp.37-38).

Los contaminantes presentes en el suelo y sedimentos pueden encontrarse en seis formas diferentes: como películas líquidas, como partículas (contaminantes particulados), absorbidos, disueltos en el agua intersticial de los poros, o como fases sólidas en los poros (Galán y Romero, 2008, p. 50). La biodisponibilidad de metales pesados hace referencia a la cantidad disponible para ser absorbido por los vegetales. Dependiendo de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución del suelo (Galán y Romero, 2008, p.49).

De manera general los MP están presentes en el suelo de cuatro formas diferentes: la primera, pueden quedar suspendidos en el suelo debido a la adsorción, precipitación, complejación o su vez en forma fija o disuelta (Navarro et al., 2007, p.3). La segunda, ser adsorbidos encima de componentes inorgánicos; la tercera, añadirse al suelo a través de materia orgánica y la cuarta, como sólidos mixtos o puros de forma precipitada (Prieto et al., 2009, p.5). El desplazamiento de los MP suele ser muy bajo permaneciendo retenidos entre los primeros horizontes del suelo y decreciendo su concentración en los horizontes inferiores (Galán y Romero, 2008, p.49). La distribución inicialmente puede ser rápida y después lenta, dependiendo del tipo de metal, tiempo, nivel de profundidad alcanzada en el suelo, así como por las propiedades del suelo.

1.2.8. Importancia del estudio de la contaminación de suelos a causa de metales pesados

Estudios recientes demuestran la presencia de metales pesados y metaloides en hortalizas tales como la lechuga, repollo, calabaza, brócoli y papa donde se destaca la presencia mercurio (Hg), arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd), zinc (Zn), níquel (Ni) y cromo (Cr) (Singh et al., 2010; Chen et al., 2013; citado en Reyes et al., 2016, p.67).

Los numerosos estudios e inversiones destacan el gran interés y preocupación en diferentes países del mundo sobre la necesidad de valorar la contaminación de metales pesados en sistemas de agua que interactúan con productos de consumo humano como los alimentos de origen vegetal y animal (Reyes et al., 2016, p.70).

La seguridad alimentaria se puede ver drásticamente afectada, pues los metales pesados absorbidos por las plantas generan problemas de biomagnificación y bioacumulación, y estas a la vez son consumidas a lo largo de la red trófica (Chaparro et al., 2016, p.4).

1.2.9. Factores que influyen en la disponibilidad de metales pesados.

La identificación de las principales propiedades del suelo es necesaria para comprender como algunos materiales edáficos actúan frente a ciertos contaminantes metálicos.

Los procesos más significativos que perturban el comportamiento y biodisponibilidad de los metales en el suelo están relacionados con la adsorción desde la fase líquida a la fase sólida, sobre coloides orgánicos e inorgánicos, como compuestos húmicos, aluminosilicatos cristalinos y amorfos, carbonatos y oxihidróxidos de Al, Fe y Mn (Salomons y Stigliani, 1995; Calvo de Anta, 1997; citado en Rábago, 2011, p.26).

1.2.9.1. pH

La biodisponibilidad está muy relacionada con esa propiedad, muchos metales suelen estar mayormente disponibles con pH inferiores a 6, mejorando la solubilidad y por tanto la adsorción a los tejidos de plantas. Por tanto, es importante controlar este parámetro determinante de la movilidad de los metales, ciertos metales como selenio, vanadio y arsénico -pueden estar en disolución del suelo en pH alcalinos (Roca, s.f).

El potencial de hidrogeno influye en la actividad microbiana, así como también en la disponibilidad de los elementos principales para el desarrollo vegetal. En zonas agrícolas los suelos cuentan normalmente con valores de pH entre 5,5 y 8,5 (Soriano, 2018, pp. 8-9).

En los suelos el pH es una propiedad química esencial debido a que muestra que tan acida o alcalina es la solución de suelo, en donde las raíces y los microorganismos del suelo absorben sus nutrientes (Osorio, 2012, p. 1), determinando si estos se encuentran o no disponibles.

1.2.9.2. Textura

En bibliografía se menciona que suelos de textura fina provienen de minerales secundarios por tanto alto contenido de metales pesados, mientras que suelos de textura gruesa provienen de minerales primarios que no contienen cantidades de metales pesados considerables (Roca, s.f). La textura es una propiedad de gran importancia debido a que se relaciona con los procesos de degradación y potencial de producción (White,2005; citado en Camacho et al., 2017, p.6), se debe realizar una caracterización adecuada del suelo para garantizar su apropiado manejo, esta propiedad indica el porcentaje de partículas de arcilla, limo y arena en el suelo, influyendo en otras propiedades como la porosidad, la densidad aparente, el movimiento y el almacenamiento de fluidos (agua y aire) en el suelo (Lacasta et al., 2005; citado en Camacho et al., 2017, p.6).

1.2.9.3. Materia orgánica

Los elementos como cobre, cobalto, molibdeno, níquel, plomo y cinc tienen mayor afinidad con la materia orgánica, elevando su disponibilidad, generalmente aumentando su peso molecular al generar complejos con las sustancias del suelo, permitiendo el ingreso fácil de los metales a capas más profundas de la tierra (Roca, s.f). La materia orgánica desempeña un papel importante en las funciones del suelo y el medio ambiente, influye tanto de manera directa como indirecta en propiedades químicas, físicas, biológicas y ambientales. Al hablar de propiedades químicas se desempeña como reservorio de nutrientes. La MO contiene el 98% del nitrógeno y azufre, y del 30 al 50% del fósforo del suelo (Álvarez y Rimski-Korsakov, 2015, pp. 59-60). Dentro del aspecto ambiental la MO actúan de manera relevante sobre el secuestro de carbono atmosférico, aportando a la disminución de CO₂ en la atmósfera, mitigando el efecto invernadero (Álvarez y Rimski-Korsakov, 2015, pp. 59-60).

1.2.9.4. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Esta función se la confiere al contenido de materia orgánica y arcilla que tiene el suelo, un valor alto determina la capacidad alta del suelo a fijar los metales, por tanto, se aumenta el tiempo que los metales permanecen disponibles para que las plantas lo puedan adsorber (Roca, s.f).

La capacidad de intercambio catiónico cumple un rol importante como indicador de fertilidad del suelo, siendo esta la cantidad de cargas negativas concurrentes en los minerales y la composición orgánica del suelo (Arevalo y Gauggel, 2014; citado en Chávez, 2015, p. 1), una baja CIC indica la disminución del suelo para retener nutrientes siendo esto característico de los suelos arenosos o pobres en MO (FAO, 2015; citado en Chávez, 2015, p. 1).

Según (Bueno y Fernández, 2019, p.9) la CIC puede ser definida como una bóveda donde los suelos almacenan nutrientes necesarios para el adecuado desarrollo de las plantas, dentro de estos nutrientes se puede encontrar el potasio, el magnesio, el calcio, el nitrógeno, encuentran allí una zona donde almacenarse y solubilizarse en el agua del suelo.

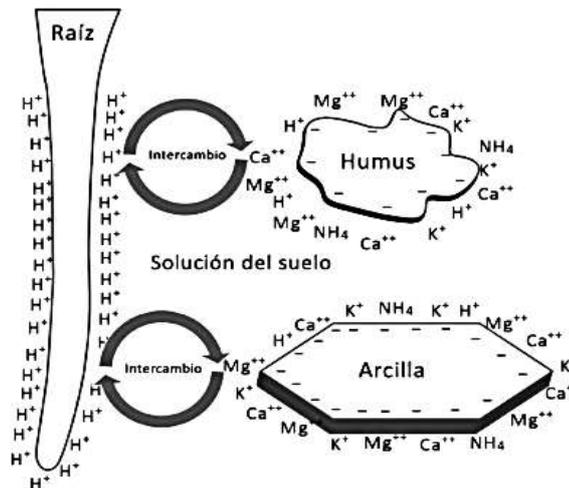


Figura 1-1. Capacidad de intercambio catiónico

Fuente: (Bonsai Menorca, 2012).

1.2.9.5. Densidad

Este parámetro se evalúa para caracterizar el tipo de suelo, valores menores a 1 g/cm^3 determina que son suelos orgánicos y volcánicos, valores entre $1 - 1,19 \text{ g/cm}^3$ arcillosos, de $1,2$ a $1,32 \text{ g/cm}^3$ francosos y mayores a $1,32 \text{ g/cm}^3$ se consideran arenosos (Viera et al., 2018, p.13).

El suelo al ser un cuerpo poroso presenta dos densidades, la real y la aparente. La densidad real (D_r) es la relación de la unidad de peso y la unidad de volumen de la fase sólida del suelo, de manera general los suelos poseen un valor promedio de D_r de $2,65 \text{ g/cm}^3$, teniendo variaciones de acuerdo a su composición química y mineralógica (Andrades et al., 2015, p.35).

La densidad aparente puede ser definida como el peso de una unidad de volumen de suelo incluyendo los espacios porosos. Cumple el rol de indicador de la compactación su aireación y porosidad (Andrades et al., 2015, p.35). Cuando la D_a aumenta, es indicador de que se incremente la compactación y por ende afecta las condiciones de retención de humedad, limitando a su vez el desarrollo de las raíces. Su valor promedio varía de acuerdo a su textura y contenido de MO (Salamanca y Sadeghian, 2005, p.382).

1.2.9.6. Conductividad Eléctrica

La conductividad eléctrica (CE) es una medida que indica de manera indirecta la concentración de sales. El suelo presenta de manera natural sales disueltas por tal motivo su CE nunca podrá ser nula. Sin bien el exceso afecta tanto al desarrollo de las plantas como a la actividad de los microorganismos presentes en el suelo (Cremona y Enríquez, 2020, pp. 6-7).

Dentro de los principales iones que comprenden las sales solubles que dan lugar a la salinidad del suelo son los cationes: calcio (Ca^{2+}), sodio (Na^+), magnesio (Mg^{2+}), potasio (K^+) y dentro de los aniones: cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-), bicarbonato (HCO_3^-) (Gallart, 2017, p.25).

1.2.10. El suelo como fuente de nutrientes minerales

El suelo es una importante fuente de nutrientes, para el desarrollo y crecimiento de la biomasa, estos nutrientes se dividen en macro y micronutrientes; los elementos Carbono (C), Hidrógeno (H) y Oxígeno (O), son absorbidos por las plantas del agua del medio y del dióxido de carbono (CO_2) (Bonadeo et al., 2017, p.225).

Dentro de los macro nutrientes se conoce Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Calcio (Ca) y Magnesio (Mg), tomando en cuenta que estos elementos se presentan en un mayor porcentaje por otro lado, los Micronutrientes se encuentran en menor porcentaje por ser aprovechados por las plantas dentro de este grupo tenemos: Hierro (Fe), Zinc (Zn), Manganeseo (Mn), Cobre (Cu), Boro (B), Cloro (Cl) y Molibdeno (Mo) (Bonadeo et al., 2017, p.225).

La falta de los nutrientes puede desencadenar una serie de sintomatologías, de no ser corregidas a tiempo puede provocar la interrupción en el desarrollo de la planta y en casos severos pueden provocar la muerte (Gutiérrez, 1997 y Piaggese, 2004; citado en Pereira et al., 2011, p.21).

Se requiere conocer la forma en la que se encuentran distribuidos los nutrientes al interior de la planta. Según (Piaggese, 2004; citado en Pereira et al., 2011, pp.21-22) los nutrientes que pueden traslocarse dentro de la planta se denominan móviles, entre los cuales se tienen al N, P, K; Mg y Mo. Sin embargo, los nutrientes que son adheridos posteriormente de su uso son S, Ca, Fe, Cu, Mn, Zn y B y son considerados como inmóviles. De tal manera que los nutrientes móviles muestran síntomas en las hojas más viejas tomando en cuenta que la planta genera una traslocación de nutrientes hacia las zonas de nuevo crecimiento. Contrariamente, los nutrientes inmóviles, presentan síntomas en las hojas más nuevas debido a que la planta no tiene la capacidad de mover dichos nutrientes (Ramos, 2011; citado en Pereira et al., 2011, p.22).

Tabla 3-1: Sintomatología ocasionada por la deficiencia de los elementos nutritivos

Segmentos de la planta	Deficiencia de nutrientes	Síntomas
Hojas maduras (N, P, K, Mg y Mo)	K y Mo	Manchas necróticas
	N, P y Mg	Sin manchas necróticas
	Mg	Nervaduras verdes
	N y S	Clorosis uniforme
	Mg y Mn	Clorosis y necrosis internerval
	K	Necrosis de los márgenes y de la punta
	N	Nervaduras amarillas
Hojas nuevas (S, Fe, Mn y Cu)	Fe y Mn	Nervaduras verdes
	S	Clorosis uniforme
	Fe, Zn y Mn	Clorosis internerval
	Ca, B y Cu	Necrosis
	Ca, B y Cu	Deformaciones
	S y Cu	Nervaduras amarillas

Fuente: Piagggesi (2004) y Ramos (2011).

1.2.10.1. Absorción de aniones

El N, P y S son los aniones retenidos por porciones de la matriz con carga positiva, siendo está muy reducida, de tal manera que un gran porcentaje de aniones quedan disueltos en la solución acuosa y son absorbidos por la raíz de las plantas. Siendo la forma absorbible del nitrógeno el nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+), por otro lado, la forma asimilable del fósforo es el fosfato (PO_4^{3-}) y del azufre el ion sulfato (SO_4^{2-}) (Casal, 2007, p.66).

El protón hidrógeno (H^+) del mismo modo se halla aprovechable en la solución del suelo y su concentración varía dependiendo del grado de acidez, siendo este parámetro sumamente importante para la disposición de los iones necesarios para la planta, teniendo en cuenta que se debe contar con un rango moderadamente ácido (5-7) el adecuado para la correcta absorción (Bonadeo et al., 2017, p.188).

1.2.11. Impactos de la contaminación del suelo en la cadena alimentaria

Un suelo saludable es la base para una buena seguridad alimentaria y un futuro sostenible, se debe tomar en cuenta que el medio afecta a los productos que son ingeridos, el agua, el aire, la salud y a todos los organismos del planeta (FAO, 2018).

1.2.11.1. Contaminación del suelo, absorción por las plantas y contaminación de la cadena alimentaria

Según (Chaney, 1980; citado en Rodríguez, et al, 2019, p. 49) acuñó el concepto “barrera suelo-plantas” haciendo referencia a un contaminante altamente toxico para las plantas a pesar de presentar concentraciones bajas, no se logran traslocar fácilmente a brotes, frutos o tubérculos, es poco probable que ingrese a la cadena alimentaria y se convierta en un riesgo.

De acuerdo a su peligro para la salud humana se han clasificado en 4 grupos, Chaney definió cuatro grupos (Chaney, 1980; citado en Rodríguez, et al, 2019, p. 49):

Tabla 4-1: Metales clasificados en grupos según su potencial de riesgo para la cadena alimentaria a través de la absorción por las plantas

Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3	Grupo 4
Plata (Ag) Cromo (Cr) Estaño (Sn) Titanio (Ti) Itrio (Y) Zirconio (Zr)	Mercurio (Hg) Plomo (Pb)	Boro (B) Cobre (Cu) Manganeso (Mn) Molibdeno (Mo) Níquel (Ni) Zinc (Zn)	Arsénico (As) Cadmio (Cd) Cobalto (Co) Molibdeno (Mo) Selenio (Se) Talio (Tl)

Fuente: (Rodríguez et al., 2019).

El Grupo 1 se refiere a los elementos que representan bajo riesgo de contaminación en la cadena alimentaria, debido a que estos no son absorbidos por las plantas al ser poco solubles en el suelo. El Grupo 2 contiene elementos fuertemente adheridos a las superficies del suelo, tomando en cuenta que no pueden ser traslocados con facilidad a los tejidos comestibles, presentando riesgos mínimos para la salud humana. El Grupo 3 está compuesto por los elementos que son absorbidos por las plantas con facilidad, no obstante, son fitotóxicos a concentraciones que representan poco riesgo para la salud humana. Finalmente, el Grupo 4 está formado por aquellos elementos que representa mayor riesgo de contaminación en la cadena alimenticia, debido a que conllevan riesgos para la salud humana o animal en concentraciones dentro de los tejidos de plantas que en general no son fitotóxicas (Rodríguez et al., 2019, p.49).

1.2.11.2. Factores BCF, TF

Existen factores que permiten evaluar la capacidad que tienen las plantas para acumular y transferir metales del suelo a la parte aérea de la planta.

- Factores BCF

El factor de bioconcentración (BCF) es el que nos permite medir la capacidad de captación de una especie vegetal al metal pesado, tanto en su raíz como en su parte aérea, en comparación con las concentraciones en el suelo contaminado, donde valores mayores a la unidad evidenciaran el poder acumulativo de la planta (Medina y Montano, 2014, p. 22).

Para la determinación del factor de bioacumulación en la raíz de la planta se emplea la siguiente fórmula (Castro et al., 2018):

$$BCF = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Raíz}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Suelo}}}$$

Para la determinación del factor de bioacumulación en la parte aérea de la planta se emplea la siguiente fórmula (Vyslouzilová, 2003):

$$BAF = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Parte aérea}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Suelo}}}$$

- Factor de traslocación

Otro coeficiente que se evalúa en este proceso de remediación biológica es el factor de traslocación (TF) que es el cociente de las concentraciones del metal contaminante en la parte aérea sobre la concentración de la raíz. Por tanto, este coeficiente indica la traslocación de metales a los brotes de la planta (Medina y Montano, 2014, p. 23).

Para la determinación del factor de translocación se emplea la siguiente fórmula (Usman et al., 2019, pp.1-2):

$$TF = \frac{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Parte comestible}}}{[\text{Concentración del metal}]_{\text{Raíz}}}$$

1.2.12. Riesgos para la salud humana asociados a la contaminación de alimentos con metales pesados

1.2.12.1. Cadmio

El cadmio tiene dos vías de ingreso al cuerpo siendo por vía respiratoria o por vía oral, transportado a la sangre llegando finalmente a concentrarse en el hígado y el riñón, provocando

daños irreversibles aún para concentraciones reducidas. De esta forma el tiempo de vida media del cadmio en los riñones puede llegar a los 30 años (Reyes et al, 2016, p.68).

1.2.12.2. Plomo

Las principales vías de exposición al plomo son: inhalación de partículas generadas por combustión de algunos materiales, La ingestión de polvo, agua o alimentos contaminados (Zurera et. al, 1987, citado en Reyes et al, 2016, p.69). Este metal generalmente tiende a distribuirse en diferentes órganos, tejidos, huesos y dientes, donde se acumula con el paso del tiempo (Sanín et. al, 1998; citado en Reyes et al, 2016, p.69).

1.2.12.3. Mercurio

El metilmercurio representa una de las formas con mayor toxicidad y suele ser fácilmente incorporado a la cadena alimenticia y bioacumulado en seres vivos. Afectando principalmente al sistema nervioso generando graves repercusiones en el cerebro en estado fetal. Es activamente perjudicial para el sistema cardiovascular y puede ser cancerígeno (Reyes et al., 2016, p.69).

1.2.12.4. Arsénico

Los efectos toxicológicos del As no se comprenden bien y se está discutiendo el proceso de transmisión a los humanos. Las altas concentraciones de As inorgánico tienen una variedad de efectos sobre la salud humana, incluidos problemas respiratorios, enfermedades cardiovasculares, trastornos gastrointestinales y efectos cancerígenos (pulmones, vejiga, piel) (Marruecos et.al, 1993, citado en Reyes et al., 2016, p.69).

1.2.12.5. Selenio

El selenio puede tener ventajas y desventajas, se conoce que es útil en concentraciones bajas para mantener una buena salud. Además, se ha comprobado que él Se reduce significativamente la incidencia de determinados cánceres (López y López, 2013, p.1398). Se puede producir vómitos, náuseas, y diarrea cuando existen exposiciones breves a altas concentraciones de Se. Si la exposición es crónica se puede generar una enfermedad conocida como Selenosis (Molina, 2019, pp. 13-14).

1.2.13. Biorremediación de suelo

Hoy en día se maneja varias vías de recuperación de suelos contaminados, ya sea por métodos químicos o biológicos, esta práctica se ha hecho más efectiva para que los contaminantes disminuyan su concentración en los suelos, y de esta forma no recurrir a la destrucción por considerarse de contaminación incontrolable (Ortiz et al., 2007, p. 22).

En este apartado se expondrá la recuperación biológica, que se basa en tratamientos que transforman los contaminantes sean orgánicos e inorgánicos como los metales pesados mediante la actividad biológica de estos agentes, entre los que destacan plantas y microorganismos para la reducción de los niveles tóxicos en suelos. La biorrecuperación se caracteriza por ser una tecnología de remediación sencilla y económica y no invasiva con el medio ambiente.

1.2.13.1. Biotransformación de metales

Los microorganismos tienen la capacidad de controlar la especiación (diferentes formas químicas), transformación a formas menos tóxicas de los metales, a través de procesos de óxido-reducción, metilación, biosorción, formación de complejos y acumulación intracelular. Presentan mecanismos que permiten movilizar o inmovilizar metales en suelos para procesos de biorrecuperación. (Ortiz et al., 2007, pp. 43-44).

La biosorción es un proceso de acumulación pasiva de metales mediante intercambio iónico, adsorción y microprecipitación cuya eficacia depende de factores ambientales como temperatura y propiedades del suelo como pH y minerales. Algunos de los microorganismos usados para biosorción son bacterias y hongos, que pueden producir compuestos polisacáridos o ácidos fúlvicos que secuestran metales (Ortiz et al., 2007, p. 45).

1.2.13.2. Fitorremediación

Se trata del uso de ciertas especies vegetales que sobreviven en suelos contaminados con metales pesados, y estas se encargan de tolerar, acumular, extraer, inmovilizar o transformar los elementos. Se caracteriza por ser un tratamiento limpio y respetuoso con el medio ambiente, su eficacia depende de la especie vegetal que se emplee (Ortiz et al., 2007, p. 47). Esta tecnología engloba cinco procesos que son:

- **Fitoestabilización:** Mediante el cultivo de plantas resistentes a contaminación, inactivan los contaminantes por la reducción de la biodisponibilidad en los suelos mediante absorción o precipitación en la raíz del vegetal (Ortiz et al., 2007, p. 47).

- Fitoextracción: Corresponde a la capacidad de las plantas de extraer el metal y acumularlo en sus tejidos, sea raíz, tallo y hojas, para luego ser retiradas del suelo junto con el agente tóxico (Ortiz et al., 2007, p. 47).
- Fitodegradación: Tipo de degradación de metales pesados llevada a cabo por plantas y microorganismos relacionados a estas materias vegetales, que se encargan de metabolizar dentro de sus estructuras y provocar degradación, las plantas mediante enzimas como la dehalogenasa, mientras que los microorganismos se nutren de sustancias liberadas por las raíces de las plantas para iniciar su actividad biológica (Ortiz et al., 2007, p. 47).
- Fitovolatilización: Volatilización los elementos tóxicos del suelo (Ortiz et al., 2007, p. 47).
- Rizofiltración: Absorbe metales pesados de aguas con el uso de las raíces de las plantas (Ortiz et al., 2007, p. 47).

Las especies vegetales toleran concentraciones de metales pesados al restringir su absorción y translocar hacia otros órganos como las hojas, mientras que otras especies lo absorben y acumulan en la biomasa aérea. Tomando en cuenta esto, la capacidad de una planta depende de la cantidad que puede absorber, translocar y secuestrar del contaminante en la parte aérea de la planta en relación con el volumen de materia vegetal producido (Medina y Montano, 2014, p. 18).

1.2.13.3. Compostaje

Se trata de estimular la biodegradación por parte de microorganismos propios del suelo en condiciones aerobias o anaerobias y termófilas propias del proceso metabólico de los individuos, transformando compuestos tóxicos orgánicos en no tóxicos. Para este se añaden a los suelos material orgánico como residuos de animales, vegetales, abonos, estiércol, madera, etc., que añaden porosidad y aporte de C y N al suelo. La descomposición microbiana produce calor el cual queda atrapado en la matriz del compost para posteriormente pasar a la etapa de enfriamiento. En el proceso de compostaje es importante controlar parámetros de temperatura, humedad y cantidad de oxígeno (Ortiz et al., 2007, p. 51).

La calidad un compost se la puede evaluar mediante indicadores como el índice de germinación o la concentración de polifenoles. Por un lado, la determinación del IG es muy ventajoso, práctico y económico para verificar la ausencia de fitotoxicidad en compost (Fain Binda et al, 2018, p.57). Para determinar el porcentaje de germinación se efectúan pruebas con muestras de semillas tomadas al azar, donde se debe tener condiciones germinativas favorables. Una prueba de IG puede desarrollarse en recipientes como macetas o latas usadas y en su defecto una caja Petri cubierta, cuando se requieran condiciones más controladas (Flolliott y Thames, 1983, p.2). Por otro lado, los polifenoles están relacionados con las propiedades fitotóxicas del material a compostar, es decir, los desechos orgánicos con altos niveles de polifenoles solubles a menudo causan problemas en

la germinación de las semillas o incluso pueden matar a las plantas si se agregan directamente (García et al., 2015, pp. 1-10).

1.2.13.4. Autodepuración del suelo

El suelo posee capacidad amortiguadora que le permite controlar cierta cantidad de contaminantes que pueden producir efectos nocivos sobre él, esta capacidad se puede llamar carga crítica y es el límite de toxicidad que un suelo puede contener y depurar. Esta capacidad depende en gran medida de parámetros propios del suelo como cantidad de materia orgánica, carbonatos, minerales como Fe y Mn, arcilla, pH, textura y actividad microbiana por su puesto. Esta es la razón por la que ya se ha mencionado que un suelo con ceniza volcánica puede recuperarse por su cuenta dependiendo de las características físicas y químicas de esta, y la cantidad y tiempo de exposición, pues como se sabe estas variantes modifican las propiedades naturales del suelo que ayudan a su depuración natural (FCH, 2015).

Para que una depuración sea efectiva como método de remediación de suelos contaminados precisa de monitorización constante y como ya se mencionó de las características geológicas, microbiológicas, físicas y químicas de la zona afectada. (Ortiz et al., 2007, p. 54).

1.3. Base Legal

La base legal para el proyecto de investigación viene dada por evidencia bibliográfica donde se hayan establecido los límites máximos y criterios de calidad que los suelos deben contener tanto de metales pesados como de minerales en general.

1.3.1. Constitución de la república del Ecuador

Corresponde a la norma legal más significativa del Estado Ecuatoriano, conformada por leyes constitucionales de carácter declarativo, en donde se detallan los derechos de los ciudadanos en forma general.

“Art.409.- Es de interés público y prioridad nacional la conservación del suelo, en especial su capa fértil. Se establecerá un marco normativo para su protección y uso sustentable que prevenga su degradación, en particular la provocada por la contaminación, la desertificación y la erosión”

1.3.2. Acuerdo ministerial 097-A norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados

El acuerdo ministerial 097-A establece en el artículo **4.7.1.2** que la remediación del suelo se realizará usando una adecuada tecnología con el objetivo de buscar soluciones que garanticen la recuperación, así como el mantenimiento constante de la calidad del suelo.

Como se menciona en el artículo **4.4.4** sobre los criterios de remediación del suelo, estos se establecen de acuerdo al uso del suelo, y tienen como la finalidad de establecer los niveles máximos de concentración de contaminantes en un suelo luego de un proceso de biorremediación. A continuación, se presentan los límites analíticos de algunos parámetros de acuerdo a los criterios de calidad del suelo:

Tabla 5-1: Criterios de calidad del suelo

Parámetro	Unidades	Valor
Conductividad	μS/cm	200
pH		6 a 8
Arsénico	mg/kg	12
Cadmio	mg/kg	0.5
Mercurio	mg/kg	0.1
Plomo	mg/kg	19
Selenio	mg/kg	1

Fuente: (Acuerdo Ministerial 07-A, 2015).

1.3.3. Norma técnica ecuatoriana NTE INEN-CODEX 193:2013

Esta norma incluye los principios que son sugeridos por el Codex Alimentarius, en donde se relacionan las toxinas y contaminantes que se encuentran presentes en ciertos piensos y alimentos, estableciendo así los límites máximos para las sustancias tóxicas y contaminantes naturales en alimentos; tal como recomienda la Comisión del Codex, estos límites deben ser aplicados a los productos que entrar al comercio internacional.

A continuación, se presentan los límites permisibles de metales pesados para los diferentes alimentos y piensos:

Tabla 6-1: Concentraciones recomendadas de MP en hojas y raíces de plantas

Metal pesado	Nombre	Unidades	Valor
Arsénico	Cultivos en general	µg/kg	0-20
Cadmio	Hortalizas de hoja	mg/kg	0.2
	Hortalizas de bulbo	mg/kg	0,05
	Raíces	mg/kg	0,1
Plomo	Hortalizas de hoja	mg/kg	0.3
	Hortalizas de bulbo	mg/kg	0,1
	Raíces	mg/kg	0,1

Fuente: (Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN-CODES 193, 2013).

1.3.4. Agencia de Protección Ambiental EPA.

Corresponde a la Agencia Estadounidense que estable valores límites para el contenido de metales en suelos. LA Agencia de Protección Ambiental considera que los metales como zinc, antimonio, talio, arsénico, selenio, berilio plomo, cadmio, plata, cromo, níquel, cobre y mercurio son contaminantes prioritarios (Environmental Protection Agency, 2016)

- La US EPA (1989) estableció como límite máximo de ingesta oral de cadmio en alimentos es de 0,001 mg/kg.
- US EPA (1995) establece como dosis de referencia de arsénico para exposición oral en alimentos de 0,004 mg/kg.

1.3.5. Real decreto 9/2005

Como se establece en esta normativa en el artículo 7, numeral 1, el suelo que esté contaminado será sujeto a acciones de recuperación en tiempos y términos ya establecidos, en el numeral 2, se menciona que la recuperación será de acuerdo al tipo de suelo, además en el numeral 3, se indica que en lo posible se debe aplicar un tratamiento in situ que contenga excelentes técnicas disponibles y que su vez garanticen una permanencia, conjuntamente el numeral 4 enfatiza en la disminución de contaminantes del suelo y si no es posibles esta disminución, se aceptaran acuerdos de reducción a la exposición que incluyan el confinamientos de suelos contaminados; de forma similar sucede con el numeral 5 en el cual un suelo podrá ser declarado como libre de contaminación cuando la resolución administrativa así lo declare y deje de ser un riesgo para los ecosistemas y la salud de los seres humanos (Ministerio de la Presidencia, 2005, p.7).

CAPÍTULO II

2. MARCO METODOLÓGICO

2.1. Localización del lugar de estudio

2.1.1. Descripción geográfica

El cantón Mocha se encuentra situado a 22 kilómetros del cantón Ambato, a una altitud de 3272 msnm ubicándose en el segmento suroccidental de la provincia de Tungurahua. Limitando al norte con la parroquia Quinchicoto del cantón Tisaleo y el cantón Cevallos; al sur con la parroquia Yanayácu referente al cantón Quero y el cantón Guano perteneciente a la provincia de Chimborazo; al este con el cantón Quero; y al oeste se encuentra limitando con la parroquia de Pilahuín del cantón Ambato. Dentro de su división política se encuentra conformado por la parroquia Matriz Mocha, y parroquia Pinguilí Santo Domingo siendo esta última una parroquia rural. Este cantón cuenta con una superficie de 86 267 Km² correspondiente al 2,56% de su área Provincial, además de disponer de un clima frío y una temperatura promedio anual que va de 10 a 15 °C (SNI, 2014, p. 18).

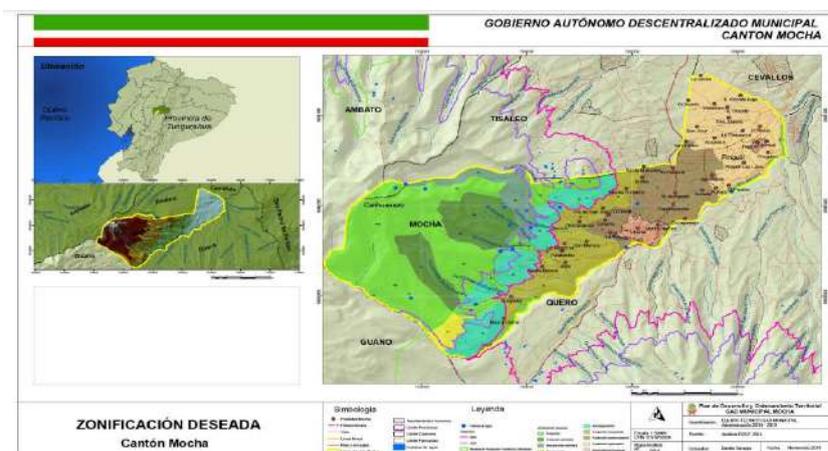


Figura 1-2. Mapa geográfico del cantón Mocha

Fuente: (SIN, 2014).

Debido a la focalización de la zona agrícola afectada, nace la necesidad de valorar el contenido de metales que han podido ser expelidos en las últimas emisiones de cenizas producidas por el volcán Tungurahua; por ello se ha dispuesto la zona de muestreo (parcelas) en la fundación San Juan Bautista estableciendo aleatoriamente los tratamientos.



Figura 2-2. Ubicación de los puntos de muestreo de suelo y biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

De esta manera en cada parcela se tomaron muestras de suelo, utilizando el método de zigzag, dentro de los distintos lugares fijados se excavó de 10-30 cm de profundidad tomando 2 kg de suelo aproximadamente, por otra parte, para las muestras de biomasa se recolectó una muestra por caballón de cada parcela (Briceño et al., 2020, p.3).

Los análisis se efectuaron en el laboratorio de Impactos Ambientales del Grupo de Investigación GAIBAQ, Laboratorio de Investigación ICEBBAF, Laboratorio de Calidad del Agua, Laboratorio de Productos Naturales, Laboratorio de análisis instrumental, Laboratorio de tecnología Farmacéutica y Laboratorio del grupo de investigación GIDAC de la Facultad de Ciencias, de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), ubicada en la Panamericana Sur kilómetro 1 1/2 del cantón Riobamba, provincia de Chimborazo.

2.2. Técnicas y métodos de análisis

2.2.1. Levantamiento de información mediante recolección de muestras

2.2.1.1. Metodología de recolección de muestras

El levantamiento de información del presente proyecto de investigación se realizó mediante observaciones y recolección de muestras in situ realizadas en la fundación San Juan Bautista del cantón Mocha, provincia de Tungurahua, con el propósito de obtener las muestras necesarias de suelo y biomasa para sus respectivos análisis estableciendo un método adecuado en la zona de muestreo afectada por la incidencia de la ceniza del volcán Tungurahua.



Figura 3-2. Recolección de muestras

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.2. Diseño experimental de muestreo

Para evaluar la incidencia de metales pesados (MP) provenientes del volcán Tungurahua, mediante biorremediación se muestrearon dos cuantificaciones (suelo y perejil) distribuidos en 6 parcelas dividido en 2 tratamientos (Blanco y Compost) cada uno con 3 réplicas.

Cada parcela fue diseñada de 6m^2 ($2\text{m} \times 3\text{m}$), separadas unas de otras en todo su ambiente por una franja de terreno sin cultivar. En cada una de las parcelas se realizaron tres caballones de 3m de longitud, con una separación de 50cm entre ellos; para la distribución de tratamientos se lo realizó aleatoriamente reduciendo la influencia de los factores externos, lo antes descrito fue establecido dentro del terreno de la fundación San Juan Bautista, zona afectada por la incidencia de la ceniza del volcán Tungurahua, según un informe de situación realizado por el ministerio de Salud Pública de 2016 “Informe de Situación Tungurahua”. Las muestras se analizaron mediante el método de investigación mixta, tomando en cuenta que los resultados son cuantitativos y cualitativos.

El suelo brinda el servicio ecosistémico de filtración, amortiguación y transformación de los contaminantes inorgánicos y orgánicos, garantizando la mejora de la calidad de las aguas subterráneas y una producción segura de alimentos (Blum, 2005, citado en Rodríguez et al., p.40), tomando en cuenta lo antes mencionado se establecieron las siguientes variables en el proyecto de investigación: potencial de hidrogeno (pH), conductividad eléctrica (CE), contenido de materia orgánica (MO), textura, densidad real, densidad aparente, metales pesados (MP) tales como cadmio (Cd), mercurio (Hg), carbono total, nitrógeno total, fósforo total, potasio total, sodio total. Se utilizó compost como enmienda dado que estimula la biodegradación (por parte de microorganismos propios del suelo ayudando a transformar compuestos tóxicos orgánicos en no tóxicos), además de que promueve la autodepuración del suelo tomando en cuenta lo antes mencionado para evaluar la calidad del compost se realizaron análisis de pH, CE, MO, C, N, K, P, índice de germinación, polifenoles y aniones.

Tanto en la fracción aérea como en la raíz de la biomasa (perejil) se identificó macronutrientes (sodio, potasio, fósforo, carbono, nitrógeno) y MP, tomando en cuenta que las hojas son las partes comestibles del producto además de ser considerado el medio de transferencia de los contaminantes, en cuanto a la raíz se determinó dichos macronutrientes por ser parte del proceso de absorción (Briceño et al., 2020, p.3).

En los suelos se valoró la calidad fisicoquímica mediante la aplicación del Acuerdo Ministerial 097-A, ANEXO 2 DEL LIBRO VI DEL TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE: NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL DEL RECURSO SUELO Y CRITERIOS DE REMEDIACION PARA SUELOS CONTAMINADOS, donde se establecen los parámetros de MP, tomando en cuenta que las actividades agrícolas son la principal fuente de ingresos de la población del Cantón Mocha.

El análisis de MP se llevó a cabo mediante espectroscopia de absorción atómica (EAA) tomando en cuenta que es un método selectivo, rápido y con un grado de sensibilidad y además de contar con una precisión aceptable (Martínez, 2020, pp. 8-9).

Mediante la concentración de metales pesados de las diferentes matrices se calcularon dos factores, el de bioacumulación (BCF) y el de translocación (TF) para evaluar la capacidad de fitorremediación de las plantas (Usman et al., 2019, p.3), se debe tomar en cuenta que un valor de BCF superior a uno muestra que la planta es un hiperacumulador, en cambio, un valor inferior a uno indica que es un excluidor, respecto al valor de (TF), permite determinar la eficiencia de la planta en la translocación de metales pesados de la raíz al brote, considerando eficiente a una planta cuando el valor de la (TF) es mayor que uno, de ser menor que uno indica una transferencia de metal ineficaz, lo que sugiere que este tipo de plantas acumula metales en las raíces y rizomas más que en los brotes o las hojas (Usman et al., 2019, p.3).

2.2.2.1. Método de muestreo

El método de muestreo utilizado en este proyecto fue probabilístico aleatorio simple, donde se definió 6 parcelas que englobaron la zona agrícola afectada por la actividad volcánica en el cantón Mocha. Con la finalidad de generar una cobertura total de cada punto muestreado se utilizó un muestreo sistemático establecido de la siguiente manera.



Figura 4-2. Delimitación del área de muestreo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Inicialmente se fijó el área a muestrear con la ayuda de estacas y piolas diferenciando cada una de las parcelas establecidas. Con guantes de protección se procedió a sembrar las plántulas de perejil, controlando diariamente los parámetros climatológicos, además de deshierbar y regar agua durante su ciclo de cultivo.

Para garantizar la calidad de la biomasa (perejil), se realizaron fumigaciones de acuerdo a las necesidades de las plántulas, con la finalidad de cumplir con los parámetros comerciales requeridos.



Figura 5-2. Fumigación de las plántulas

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Posteriormente se tomaron 6 muestras de suelos a una profundidad de 10-30 centímetros con la ayuda de un barreno para obtener una muestra de 2 Kg, preservándola en una funda ziploc, rotulándola con su código respectivo. El muestreo del suelo se lo realizó antes de realizar la siembra de las plántulas y posteriormente después de su ciclo de cultivo.



Figura 6-2. Recolección de muestras y determinación de los datos climatológicos

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.



Figura 7-2. Secado de muestras de suelo a temperatura ambiente.

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Las muestras de biomasa (perejil) fueron recolectadas de cada caballón establecidos dentro de cada parcela, desenterrando cuidadosamente la raíz en su totalidad evitando que se rompa. Dichas muestras se recolectaron al finalizar su ciclo de cultivo, posteriormente las muestras fueron transportadas al laboratorio para su almacenamiento y subsiguientemente su análisis.



Figura 8-2. Toma de muestras de biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

También se realizó la caracterización del agua que se utilizó para regar los cultivos por tal motivo se tomaron muestras de agua para su posterior análisis. Se obtuvieron cuatro variables en un lapso de un ejemplar por mes.



Figura 9-2. Toma de muestras de agua

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.2.2. Preparación de muestras

La biomasa se transportó al laboratorio del grupo asociado de investigación en biotecnología, ambiente y química “GAIBAQ”, se determinaron los parámetros morfológicos de cada especie cultivada, se separaron sus partes aéreas y las raíces, se lavaron con agua destilada, se secaron hasta obtener un peso constante a una temperatura de 60°C con la ayuda de una estufa de aire forzado, posteriormente para alcanzar un tamaño de partícula menor a 5 cm se trituraron en un molino eléctrico y se tamizaron en una malla de 50 mm de diámetro, para el almacenamiento de las muestras generadas se colocaron en bolsas ziploc adecuadamente codificadas evitando errores para los análisis posteriores.



Figura 10-2. Determinación de parámetros morfológicos, lavado, secado, triturado y almacenamiento en fundas ziploc

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Se colocaron las 3/4 partes de las muestras molidas (parte aérea y raíz) en beakers (vasos de precipitado) de 500 mL correctamente codificados, secándolos por un periodo de 24 horas a

105°C en la estufa, en vista de que los resultados deben ser reportados referente a muestras secas. Consecutivamente se colocaron en el desecador durante 30 minutos, hasta que su temperatura baje, trasvasándolos y almacenándolos en frascos plásticos estériles apropiadamente etiquetados dentro del mismo desecador para evitar que obtengan humedad.



Figura 11-2. Secado de muestras de biomasa y almacenamiento en frascos estériles

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Por otra parte, las muestras de suelo fueron secadas al aire durante un periodo de 15 días, fueron tamizadas mediante un tamiz de 2 mm eliminando piedras y guijarros, obteniendo muestras homogéneas además de un tamaño de partícula más fina.



Figura 12-2. Preparación de muestras de suelo seco

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

En cuanto a las muestras de agua, se mantuvieron en refrigeración para preservarlas, posteriormente se efectuaron análisis de pH, CE, cloruros y nitratos. Para el desarrollo del análisis de cloruros y nitratos se requirió una realizar una titulación con H_2SO_4 al 0,5 N.

En el caso del análisis de pH, y CE se requiere que el pH-metro se encuentre calibrado, para este análisis se tomó 50 mL de cada muestra con la finalidad de que los electrodos del pH-metro sean sumergidos y no se produzcan errores en su medición.



Figura 13-2. Preparación de muestras y calibración del pH-metro

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Una vez preparadas las muestras de suelo, biomasa y agua, se realizaron los diferentes análisis por triplicado con la finalidad de garantizar los resultados.

2.2.3. Análisis físico químico del suelo

2.2.3.1. Determinación de pH

Para la determinación de pH se encendió el pH-metro media hora antes de proceder a medir, con el propósito de tener un equipo calibrado (realizando la calibración con soluciones buffer de pH 4, pH 7 y pH 10) y constante; evitando así errores en las lecturas, posterior a esto se pesó 20 g de suelo trasvasándolos a vasos plásticos, agregando 50 mL de agua destilada (proporción 2:5) con una probeta de la misma proporción. Homogenizándola con una varilla de agitación constantemente durante 2 minutos, a continuación, se dejó reposar las muestras durante 30 minutos, finalmente transcurrido ese tiempo se procedió a medir el pH en el equipo y se registró los resultados. Entre las mediciones se lavó el electrodo y sensor de temperatura con agua destilada obviando errores (Gupta et al., 2012, pp. 29-32).



Figura 14-2. Medición de pH en muestras de suelo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.2. *Determinación de la conductividad eléctrica (CE)*

La conductividad eléctrica se calculó en un multiparámetro, el mismo que fue calibrado con una solución estándar de KCl 0,01N. Para esta determinación se pesó 20 g de muestra seca y tamizada en una malla de 2 mm, trasvasándola en vasos plásticos, se adicionó 40 mL de agua destilada (proporción 1:2), con la ayuda de una probeta, se agitó durante 5 minutos con la ayuda de una varilla de agitación, se dejó reposar durante media hora, posterior a este tiempo transcurrido se removió nuevamente durante 10 minutos, finalmente se midió la CE, registrando los resultados obtenidos (Gupta et al., 2012, pp. 26-29).



Figura 15-2. Medición de CE en muestras de suelo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.3. *Determinación de materia orgánica*

Para la determinación del porcentaje de materia orgánica se hizo uso del método de calcinación mediante la diferencia de pesos, con ese fin se rotuló la base de los crisoles con los códigos de cada muestra, tarándolos a una temperatura de 105°C por un periodo de 2 horas, posterior a este tiempo se colocaron los crisoles en el desecador durante media hora hasta conseguir una temperatura ambiente, consecutivamente se pesaron e identificaron como peso 1 (P1), se adicionó 5 g o 10 g de muestra previamente seca y tamizada identificándolo como peso 2 (P2), posteriormente las muestras se colocaron en la mufla a 430 °C por un lapso de 24 horas, pasado este tiempo se dejó enfriar la mufla y con la ayuda de una pinza para crisoles se retiraron las muestras y se colocaron en el desecador durante media hora, finalmente los crisoles se pesaron

identificando el peso 3 (P3). Una vez conseguidos los pesos se aplicó la siguiente fórmula para calcular el porcentaje de MO (Andrades et.al, 2015, pp. 57-59).

$$\%MO = \frac{P2-P3}{P2-P1} * 100$$

Donde:

P1= peso del crisol previamente tarado

P2= peso del crisol con la muestra adicionada

P3= peso de la muestra calcinada

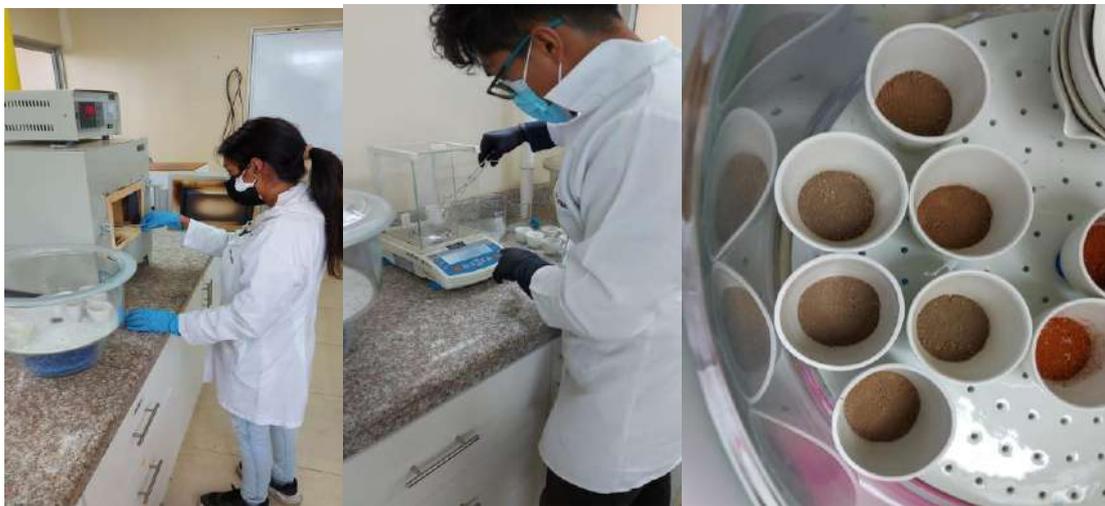


Figura 16-2. Determinación de materia orgánica

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.4. *Determinación de textura*

Para la determinación de textura se pesó 100 g de suelo previamente seco y tamizado en un vaso de precipitado de 500 o 1000 mL, previamente etiquetado, se agregó 10 mL del agente dispersante (se preparó una solución de 20g de carbonato de sodio en polvo y 75 g de hexametáfosfato de sodio en 1,62 L de agua destilada), a continuación, se agregó 200 mL de agua destilada, se agitó con ayuda de una varilla de agitación por un minuto, posteriormente se dejó reposar durante 24 horas. Transcurrido este tiempo se trasvasó todo el contenido a una probeta de 1000 mL aforando a su volumen correspondiente procurando lavar la superficie y las paredes del envase con la finalidad de eliminar partículas retenidas, se homogenizó la muestra durante un minuto, se colocó en una superficie y se introdujo el hidrómetro, se colocó un cronómetro por 40 segundos para efectuar la primera lectura, posteriormente se tomó la temperatura de la muestra y se registró el dato; para la medición de la segunda lectura, se dejó reposar la muestra durante un lapso de 2

horas, pasado este tiempo se sumergió nuevamente el hidrómetro y el termómetro durante 40 segundos. La textura se estableció haciendo uso del triángulo de texturas (Figura 17-2) con los porcentajes de arena, arcilla y limo calculado. Aplicando las siguientes fórmulas (Gupta et al., 2012, pp. 42-48):

$$\% \text{ de Arena} = 100 - \frac{PL}{g \text{ de } M} * 100$$

$$\% \text{ de Arcilla} = \frac{SL}{g \text{ de } M} * 100$$

$$\% \text{ de Limo} = 100 - (\% \text{ de arena} + \% \text{ arcilla})$$

Donde:

PL= primera lectura

SL= segunda lectura

M= muestra

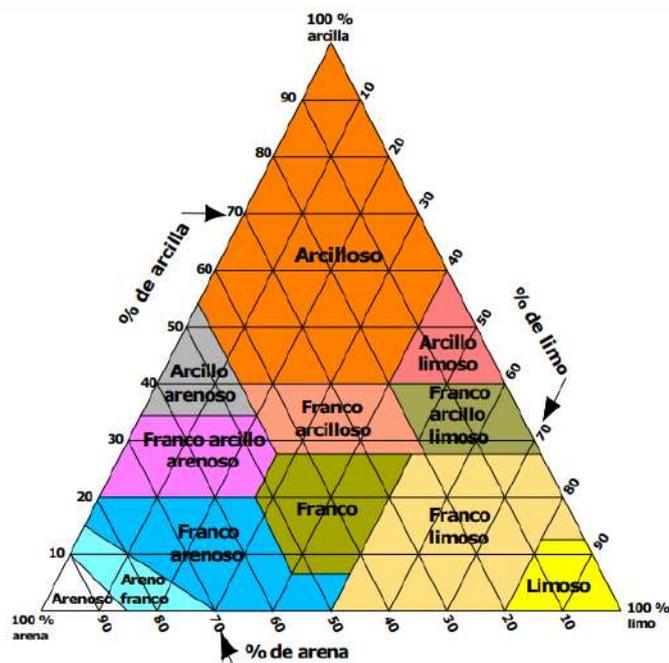


Figura 17-2. Triángulo de textura del USDA

Fuente: (USDA, 1999).



Figura 18-2. Determinación de materia orgánica

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.5. *Determinación de la densidad real*

Para la determinación de la densidad real en muestras de suelo, se pesó el picnómetro de aforo de 10 mL vacío previamente tarado y etiquetado (P1), posteriormente con ayuda de un embudo pequeño se adicionó 1 g de muestra previamente seca y tamizada, registrando el peso del picnómetro más la muestra (P2), a continuación, se añadió agua destilada por las paredes del matraz lavando el suelo que haya quedado en la parte superior, hasta la mitad de su capacidad, agitándolo durante 5 minutos con la finalidad de eliminar el aire presente en la muestra, subsiguientemente se aforó el picnómetro con agua destilada, se dejó reposar durante 30 minutos eliminando en su totalidad la presencia de burbujas de aire que puedan perturbar la medición, obteniendo el peso (P3), en último lugar se lavó el picnómetro, procediendo a aforarlo con agua destilada y se registró el peso final (P4). Para el cálculo de la densidad real se aplicó la siguiente fórmula (Andrades et.al, 2015, pp. 35-36).

$$Dr \left(\frac{\text{g}}{\text{mL}} \right) = \frac{P2-P1}{(P4-P1)-(P3-P2)}$$

Donde:

P1= peso del picnómetro tarado

P2= peso del picnómetro más la muestra

P3= peso del picnómetro aforado más la muestra

P4= peso del picnómetro aforado



Figura 19-2. Determinación de densidad real

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.6. Determinación de la densidad aparente

Se pesó 30 g de muestra seca y tamizada, con la ayuda de un embudo pequeño se adicionó progresivamente en una probeta con una capacidad de 50 mL, llevándola a una superficie plana se midió el volumen ocupado por la muestra. Para el cálculo de densidad aparente se aplicó la siguiente fórmula (Andrades et.al, 2015, pp. 35-36).

$$D_a \left(\frac{\text{g}}{\text{mL}} \right) = \frac{P_s}{V_s}$$

Donde:

P_s = peso del suelo seco

V_s = volumen de suelo ocupado en la probeta



Figura 20-2. Determinación de densidad aparente

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.7. Digestión de muestras de suelo para la medición fósforo (P) y potasio (K)

Se debe tomar en cuenta que para llevar a cabo esta metodología se necesitó obligatoriamente el uso de una cabina extractora de gases. Se pesó 0,5 g de la muestra de suelo seco y tamizado transfiriéndolo a un erlenmeyer de 100 mL, luego se adicionó cuidadosamente 10 mL de H_2SO_4 concentrado por las paredes del erlenmeyer, rotándolo de tal manera que el ácido arrastre los restos de la muestra que pudieron quedarse adheridos. Se agitó hasta formar una mezcla homogénea, dejándolo reposar durante 10 minutos agitándolo en intervalos de 2 minutos. Posteriormente se colocó un vidrio reloj sobre el erlenmeyer, llevándolo a un reverbero para calentarlo hasta que la digestión este completa obteniendo una coloración amarillenta, posteriormente se agregó 1 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2), procurando que sea gota a gota por las paredes del erlenmeyer, dejándolo digerir hasta que la solución quede clara (transparente). Se retiró de la fuente de calor dejándolo enfriar, posteriormente se adicionó con precaución 40 mL de agua destilada por las paredes del erlenmeyer, debido a la reacción generada se la dejó enfriar. Luego, se añadió dos gotas de indicador de fenolftaleína y se adicionó una solución de Na(OH) al 0,5 hasta obtener un color ligeramente rosado que perduró durante aproximadamente 30 segundos, con el propósito de neutralizar la muestra. Por último, el contenido del erlenmeyer se transfirió a un balón de 100 mL y se aforó, esta solución se conserva en refrigeración para realizar las determinaciones de P y K (Paneque et al., 2010, pp. 65-66).



Figura 21-2. Digestión de suelos con H_2SO_4

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.8. Determinación de Fósforo (P) total en suelo

Para la determinación de fósforo total (P) se prepararon dos soluciones (A y B), para la solución A se diluyeron 6 g de molibdato de amonio en 20 mL de agua destilada, añadiendo 0,1455 g de tartrato de antimonio y potasio; agitándolo hasta que se disuelva por completo, después se adicionó con cuidado 70 mL de H_2SO_4 concentrado, se dejó enfriar y disolvió con agua hasta 100

mL. Por otro lado, para la preparación de la solución B se diluyó 13,2 g de ácido ascórbico en agua destilada y se aforó a un volumen de 100 mL. Ambas soluciones deben ser refrigeradas para prolongar su conservación, partiendo de ellas se preparó la solución de trabajo, donde se tomó 17,5 mL de la solución A, se adicionó 400 mL de agua destilada, se mezcló y por último se adicionó 5mL de la solución B; aforándolo a un volumen de 500 mL. Se debe señalar que la solución trabajo puede ser conservada durante 24 horas, por lo tanto, debe ser preparada diariamente.

Las mediciones de fósforo se realizaron en el espectrofotómetro UV-VIS, para lo cual se realizó una curva de calibración, para ello primero, se preparó una solución estándar con KPO_4H_2 de 1000 ppm de P aforado a un volumen de 500 mL, partiendo de esta solución se preparó un patrón de 20 ppm de P aforado a un volumen de 50 mL, a partir de esta solución se prepararon los diferentes estándares para la curva de calibración tomando en cuenta las siguientes concentraciones: 0,1; 0,4; 0,8; 1,2 y 2 ppm; se tomó 5mL de cada estándar y se adicionó 5 mL de la solución de trabajo, se agitó, dejándolo reposar durante un lapso de 15 a 20 minutos, se midió en el equipo a una longitud de onda de 880 nm y se procedió a anotar la absorbancia para la construcción del gráfico (Paneque et al., 2010, pp. 76).

Para la preparación de las muestras a ser leídas se requiere de un proceso de neutralización para lo cual se tomó 10 mL de la muestra, se adicionó 20 mL de agua destilada y también lentamente una solución de NaOH al 10% hasta conseguir un pH entre 2,3 -2,5, posteriormente se aforó a un volumen de 100 mL con la finalidad de obtener un pH final de 7.

Finalmente se tomó 5mL de las muestras digeradas y se adicionó 5 mL de la solución de trabajo, y se las dejó reposar durante un lapso de 15 a 20 minutos, transcurrido el tiempo de reacción procedió con la lectura de las muestras en el espectrofotómetro y se registró el resultado dado en mg/L.



Figura 22-2. Determinación de Fósforo (P) en suelo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.9. Determinación de Potasio (K) en suelo

Primero se elaboró la curva de calibración para la medición de K en el equipo de absorción atómica, para lo cual se preparó una solución madre de 20 ppm K, partiendo de KCl como soluto, a partir de esta solución se prepararon estándares con concentraciones de 0,4; 0,8; 1,6; 2 y 4 ppm. Se ajustó el equipo de absorción atómica para la medición de K con agua destilada y con el patrón de 20 ppm, posteriormente se leyó cada uno los estándares menores a mayor concentración y se registraron cada una de las señales correspondientes para elaborar la curva de calibración.

Para la preparación de las muestras digestadas se tuvieron que realizar diluciones de hasta un factor 25, tomando en cuenta que todas las muestras presentaron altos valores de absorbancias para K, finalmente se tomó las muestras diluidas, se llevó al equipo para el análisis y se anotó la señal obtenida para realizar el cálculo de % K (Paneque et al., 2010, pp. 79-82).



Figura 23-2. Determinación de Potasio (K) en suelo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.10. Determinación de Carbono y Nitrógeno en suelo

Para la determinación de los macronutrientes (Carbono y Nitrógeno) en suelos se determinó en el ANALIZADOR ELEMENTAL DE COMBUSTIÓN DIRECTA marca EUROVECTOR EA3000 mediante la técnica establecida por el Laboratorio de Impactos y Protección Ambiental de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH, para el desarrollo de esta metodología las muestras se secaron a 105°C haciendo uso de una estufa durante un periodo de 24 horas, para su posterior tamizaje por una malla de 0,5 mm, a continuación en una cápsula de estaño de 9 x 5 mm se pesó entre 0,5 y 1,5 mg de muestra en un microbalanza marca METTLER TOLEDO MODELO WXT S3DU, para posteriormente encapsular las muestras doblándola y prensándola con ayuda de una

pinza, finalmente se depositaron en el muestreador automático del equipo, correctamente codificadas para evitar errores. Los pesos de cada una de la muestra fueron registrados para luego introducirlos en el software.

Para elaborar la curva de calibración se pesaron y encapsularon 5 estándares de sulfanilamida, los pesos de los estándares fueron comprendidos al igual que las muestras entre 0,5 y 1,5 mg.

Los estándares fueron colocados en los 5 primeros lugares en el muestreador automático seguido de las muestras, procediendo con el análisis. El equipo analiza cada muestra en un tiempo aproximado de 10 minutos y refleja el resultado de cada análisis como porcentaje de cada elemento contenido en la muestra.



Figura 24-2. Determinación de macronutrientes

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.3.11. Digestión ácida por el método de calcinación por vía húmeda para la determinación de metales pesados

Para realizar las digestiones de muestras de suelo se hizo uso de la técnica establecida por el Laboratorio de Impactos y Protección Ambiental de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH.

La digestión se realiza previo la determinación de MP, garantizando la eliminación o pérdida de la materia orgánica de las muestras requeridas, para ello se pesó 2 g de suelo previamente seco y tamizado, para posteriormente colocarlo en un erlenmeyer de 100 mL correctamente etiquetado y se añadió 10 mL de HNO₃ concentrado, agitando suavemente la mezcla y se dejó reposar durante 30 minutos, se cubrió con un vidrio reloj, y se colocó en un reverbero a una temperatura no mayor a 83 °C es decir a temperatura baja, y se procedió a digerir durante un periodo de 5 a 6 horas, eliminando la MO. La digestión se dio por finalizada al obtener un cambio de coloración en las muestras, pasando de un color café a transparente.



Figura 25-2. Digestiones de muestras de suelo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Subsiguientemente se dejó enfriar el erlenmeyer, para trasvasarlo y aforarlo con agua destilada en un balón de 50 mL, posteriormente la solución fue filtrada en un tubo falcón y conservándolos en refrigeración para su posterior análisis por EAA de llama.



Figura. 26-2. Almacenamiento de muestras digeradas

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4. Análisis de muestras de biomasa

2.2.4.1. Digestión de muestras de biomasa para la medición de Na, K y P

Se pesó 0,5 g de la muestra de biomasa previamente seca, triturada y tamizada, se transvasó a un erlenmeyer de 100 o 150 mL, posteriormente se adicionó con precaución 12 mL de H_2SO_4 concentrado por las paredes del erlenmeyer, agitándolo suavemente de tal manera que el ácido acarreo los restos de la muestra que pudieron permanecer en las paredes del matraz, a continuación, se añadió 0,18 g de $CuSO_4$ el mismo que actúa como catalizador. Se dejó reposar por un periodo de 10 minutos agitándolo en intervalos de 2 minutos hasta formar una mezcla homogénea.

Se colocó un vidrio reloj sobre el erlenmeyer y se procedió a calentar con ayuda de un reverbero y se dejó reflujar hasta que el contenido obtuvo una coloración trasparente o blanquecina. Se procedió a retirarlo de la fuente de calor y se dejó enfriar, consecutivamente se adicionó con cautela 50 mL de agua destilada por las paredes del erlenmeyer, dejándolo enfriar. Finalmente, el contenido del erlenmeyer se trasvasó a un balón de 100 mL, procediendo a su aforó, esta solución debe ser conservada en refrigeración para posteriormente la realización de las determinaciones de Na, K y P (Paneque et al., 2010, pp. 65-66).

Se debe tomar en cuenta que este procedimiento fue desarrollado en una campana de extracción de gases, con la finalidad de evitar accidentes.



Figura 27-2. Digestiones de muestras de biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4.2. *Determinación de Sodio (Na) en biomasa*

Para la determinación de Na en biomasa se utilizó el espectrofotómetro de absorción atómica, primero se elaboró la curva de calibración, para lo cual se requiere la preparación de una solución estándar de 20 ppm de Na utilizando como soluto NaCl, a partir de esta solución se prepararon estándares con concentraciones de 0,2; 0,5; 1; 1,5; 2. Se ajustó el EAA para la medición de Na con agua destilada y con el patrón de 20 ppm, después se procedió a leer cada uno de los patrones de menor a mayor concentración y se registraron cada una de las señales correspondientes para elaborar la curva de calibración. Finalmente se realizaron diluciones hasta factor un 25 de dilución tomando en cuenta la alta concentración de Na presente en las muestras, las mismas que sobrepasaron la curva de calibración, se tomaron las muestras digeridas y diluidas y se llevó al equipo para el análisis y registro de su resultado. (Paneque et al., 2010).



Figura 28-2. Determinación de Na

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4.3. Determinación de Potasio (K) en biomasa

Para la determinación de potasio primero se preparó la curva de calibración para calibrar el EAA, para lo cual se preparó una solución estándar de 20 ppm de K utilizando como soluto KCl, a partir de esta solución se prepararon estándares con concentraciones de 0,4; 0,8; 1,6; 2 y 4 ppm. Se ajustó el EAA para la medición de K con agua destilada y con el estándar de 20 ppm, posteriormente se leyó cada uno de los estándares de menor a mayor concentración y se registraron cada uno de los valores obtenidos para la elaboración de la curva de calibración. Se tomó las muestras digestadas y se procedieron a realizar diluciones con factores de dilución mayores a 100 tomando en cuenta que las muestras a ser analizadas presentaron altas concentraciones de K lo cual sobrepasaba la curva de calibración establecida.

Finalmente se tomaron las muestras diluidas y se llevó al EAA para su análisis y se anotó el valor obtenido (Paneque et al., 2010, pp. 80-83).



Figura 29-2. Determinación de K en EAA para muestras de biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4.4. *Determinación de Fósforo (P) en biomasa*

Para la determinación de fósforo total (P) se prepararon dos soluciones (A y B), para la solución A se diluyeron 6 g de molibdato de amonio en 20 mL de agua destilada, añadiendo 0,1455 g de tartrato de antimonio y potasio; agitándolo hasta que se disuelva por completo, después se adicionó con cuidado 70 mL de H₂SO₄ concentrado, se dejó enfriar y disolvió con agua hasta 100 mL.

Por otro lado, para la preparación de la solución B se diluyó 13,2 g de ácido ascórbico en agua destilada y se aforó a un volumen de 100 mL. Ambas soluciones deben ser refrigeradas para prolongar su conservación, pariendo de ellas se preparó la solución de trabajo, donde se tomó 17,5 mL de la solución A, se adicionó 400 mL de agua destilada, se mezcló y por último se adicionó 5 mL de la solución B; aforándolo a un volumen de 500 mL. Es necesario añadir que la solución de trabajo puede ser conservada durante 24 horas, por lo tanto, debe ser preparada diariamente.

Las mediciones de fósforo se realizaron en el espectrofotómetro UV-VIS, para lo cual se realizó una curva de calibración, para ello primero, se preparó una solución estándar con KPO₄H₂ de 1000 ppm de P aforado a un volumen de 500 mL, partiendo de esta solución se preparó un patrón de 20 ppm de P aforado a un volumen de 50 mL, a partir de esta solución se prepararon los diferentes estándares para la curva de calibración tomando en cuenta las siguientes concentraciones: 0,1; 0,4; 0,8; 1,2 y 2 ppm; se tomó 5mL de cada estándar y se adicionó 5 mL de la solución de trabajo, se agitó, dejándolo reposar durante un lapso de 15 a 20 minutos, se midió en el equipo a una longitud de onda de 880 nm y se procedió a anotar la absorbancia para la construcción del gráfico (Paneque et al., 2010, pp. 76).

Para la preparación de las muestras a ser leídas se requiere de un proceso de neutralización para lo cual se tomó 10 mL de la muestra, se adicionó 20 mL de agua destilada y se adicionó lentamente una solución de NaOH al 10% hasta conseguir un pH entre 2,3 -2,5, posteriormente se aforó a un volumen de 100 mL con la finalidad de obtener un pH final de 7.

Finalmente se tomó 5mL de las muestras digeradas y se adicionó 5 mL de la solución de trabajo, y se las dejó reposar durante un lapso de 15 a 20 minutos, transcurrido el tiempo de reacción procedió con la lectura de las muestras en el espectrofotómetro y se registró el resultado dado en mg/L.



Figura 30-2. Determinación de P en EAA para muestras de biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4.5. Determinación de Carbono y Nitrógeno en biomasa

Para determinar macronutrientes (Carbono y Nitrógeno) en biomasa (perejil) se hizo uso del ANALIZADOR ELEMENTAL DE COMBUSTIÓN DIRECTA marca EUROVECTOR EA3000 mediante la técnica establecida por el Laboratorio de Impactos y Protección Ambiental de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH, para el desarrollo de esta metodología las muestras fueron secadas a 105°C con la ayuda de una estufa durante un periodo de 24 horas, para su posterior tamizaje por una malla de 0,5 mm, subsiguientemente en una cápsula de estaño de 9 x 5 mm se pesó entre 0,5 y 1,5 mg de muestra en un microbalanza marca METTLER TOLEDO MODELO WXT S3DU, para posteriormente encapsular las muestras doblándola y prensándola con ayuda de una pinza, finalmente se depositaron en el muestreador automático del equipo, adecuadamente codificadas para evitar errores. Los pesos de cada una de la muestra fueron registrados para luego introducirlos en el software.

Para elaborar la curva de calibración se pesaron y encapsularon 5 estándares de sulfanilamida, los pesos de los estándares fueron comprendidos al igual que las muestras entre 0,5 y 1,5 mg.

Los estándares fueron depositados en los 5 primeros lugares del muestreador automático seguido de las muestras, procediendo con el análisis. El equipo analiza cada muestra en un tiempo aproximado de 10 minutos y refleja el resultado de cada análisis como porcentaje de cada elemento contenido en la muestra.



Figura 31-2. Determinación de macronutrientes

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.4.6. Digestión de muestras de biomasa para la determinación de metales pesados

Para el proceso de digestión de muestras de biomasa se realizó bajo la técnica establecida por el Laboratorio de Impactos y Protección Ambiental de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH.

La digestión debe ser realizada previamente a la determinación de MP puesto que garantiza la eliminación o pérdida de la materia orgánica de las muestras de biomasa (perejil), para esto se pesó 2 g de muestra previamente seca, triturada y tamizada, se colocó en un erlenmeyer de 100 mL previamente etiquetado y se adicionó 6 mL de la mezcla de HNO_3 y HClO_4 en proporción 2:1, se agitó suavemente y se dejó reposar durante 24 horas, transcurrido este tiempo la muestra se tapó con un vidrio reloj.

Posteriormente se calentó el contenido del erlenmeyer con ayuda de un reverbero, dándose así el proceso de reflujo, pasado 2 horas de digestadas las muestras se adicionó gota a gota 2 mL de peróxido de hidrógeno para acelerar la reacción, logrando un aumento de temperatura progresivo y a su vez consiguiendo que la muestra tome una coloración transparente y los humos que se desprendan de la digestión sean blanquecinos, el proceso generalmente duró entre 5 y 6 horas. Posteriormente se dejó enfriar el erlenmeyer, se trasvasó a un balón de 50 mL y se aforó con una solución 0,5 M de HCl, finalmente el contenido fue filtrado en un tubo falcón y almacenado en refrigeración para sus análisis posteriores.



Figura 32-2. Digestión de muestras de biomasa

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.5. Análisis de muestras de compost

2.2.5.1. Determinación de pH

Se pesó 3 g de muestra previamente seca, triturada y tamizada a la luz de una malla de 2 mm en un tubo falcon de 50 ml, se añadió 30 ml de agua destilada en una proporción 1:10, posteriormente los tubos fueron llevados al shaker por un lapso de 2 horas. Cumplido este tiempo se dejó sedimentar y se midió el pH en el líquido sobrenadante.

Se debe señalar que para evitar errores en las mediciones el equipo fue encendido con 30 minutos de anticipación a la realización de las mediciones además de ser calibrado con las soluciones buffer de pH =4, pH =7 y pH =10, además entre mediciones se limpió el electrodo y sensor de temperatura con agua destilada (Gupta et al., 2012).

2.2.5.2. Determinación de CE

Para la determinación de CE se utilizó un multiparámetro, el mismo que fue calibrado con una solución estándar de KCl 0,01 N. Para la preparación de las muestras a ser analizadas se pesó 3 g de muestra previamente seca, triturada y tamizada a la luz de una malla de 2 mm, en un tubo falcon de 50 mL, se agregó 30 mL de agua destilada en una proporción 1:10, posteriormente los tubos fueron llevados al shaker por un lapso de 2 horas. Pasado este tiempo de agitación, los tubos fueron centrifugados por 4 minutos a 2000 RPM, se filtró las muestras y se midió la conductividad eléctrica en la solución acuosa (Gupta et al., 2012).

Es preciso señalar que entre mediciones se limpió el electrodo y sensor de temperatura con agua destilada con la finalidad de evitar errores de las mediciones.



Figura 33-2. Medición de pH y CE en compost

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.5.3. *Determinación de MO*

El método utilizado para la determinación de MO es el mismo usado para suelo y biomasa, usando el método de calcinación. Inicialmente se tararon los crisoles durante 2 horas a una temperatura de 105 °C debidamente etiquetados. Transcurrido este tiempo y con ayuda de una pinza los crisoles fueron llevados a un desecador durante 30 minutos, se procedió a pesar y determinar el peso (P1), siendo este el crisol vacío, se añadió 5 g de muestra previamente seca, triturada y tamizada a la luz de una malla de 2 mm obteniendo el peso (P2).

Los crisoles fueron colocados en una mufla durante 24 horas a una temperatura de 430 °C, pasado este tiempo los crisoles se colocaron en un desecador durante 30 minutos, finalmente se pesó y se registró el peso (P3) (Andrades et al., 2015, pp.57-58).

Para calcular el porcentaje de materia orgánica presente en las muestras de biomasa se utilizó la siguiente fórmula:

$$\%MO = \frac{P2-P3}{P2-P1} * 100$$

Donde:

P1= peso del crisol previamente tarado

P2= peso del crisol con la muestra adicionada

P3= peso de la muestra calcinada



Figura 34-2. Determinación de MO en compost

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.5.4. Determinación del índice de germinación

Para la determinación del índice de germinación se aplicó la metodología de (Zucconi et al, 1981; citado en Fain Binda et al., 2018, pp.54-57), en donde se secó durante 24 horas la muestra sólida de compost eliminando la humedad, posteriormente se procedió a triturar y tamizar los solutos, se requiere 2 g de muestra para su análisis.

Previamente se preparó una dilución de la muestra sólida en una proporción 1:15, para esto: se humedeció el material con agua destilada hasta obtener el 60% de humedad, adicionando 1,5 mL por cada gramo de muestra y dejándolo reposar durante un lapso de 30 minutos. Transcurrido este tiempo se adicionó 13,5 mL de agua destilada por gramo de muestra seca, para diluir este extracto hasta el 10%.

Las muestras preparadas se agitaron en el Shaker por un periodo de 30 minutos a 1500 rpm, transcurrido este tiempo se centrifugaron a 4000 rpm durante 10 minutos. Posteriormente se realizó dos filtraciones (con papel filtro y filtro Millipore de 0,45 μm respectivamente), en embudos buchner mediante vacío para esterilizar el extracto.

En cajas Petri de 10 cm de diámetro, se cubrió su base con papel filtro, colando 8 semillas de berro y se adicionó 2 mL del extracto acuoso mojando el papel de manera total, realizando este procedimiento en un total de 10 repeticiones por cada muestra, las mismas que fueron correctamente codificadas.

Cabe destacar que es necesario también colocar un blanco en la incubadora (10 cajas Petri con agua destilada)



Figura 35-2. Determinación del índice de germinación

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Posteriormente las semillas fueron incubadas a 27,5 °C para esto las placas fueron envueltas en papel aluminio identificando la muestra y el blanco, fueron colocadas de manera aleatoria dentro de la estufa por un periodo de 48 horas en oscuridad.

Para la cuantificación se debe clasificar las Cajas Petri por muestra, se retiraron las semillas de berro y se colocaron en una hoja cuantificando el número de semillas germinadas además de la longitud alcanzada por las raíces con la ayuda de un pie de rey, este procedimiento debe ser realizado en cada una de las placas.

Los resultados se muestran como índice de germinación, el mismo que es obtenido al multiplicar el porcentaje de germinación (G) y el porcentaje de crecimiento de las raíces (L), ambos son respecto al control hecho con agua destilada, y se divide para cien.

$$IG(\%)=(\%G*\%L) / 100$$

Donde:

G= porcentaje de germinación

L= porcentaje de crecimiento de las raíces

Es preciso destacar que la cuantificación de las semillas debe ser realizada en un día de no ser el caso se debe adicionar 1 mL de una mezcla de etanol y agua relación 1:1 (v/v) con la finalidad de detener el crecimiento de las plantas.



Figura 36-2. Cuantificación del índice de germinación

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.5.5. *Determinación de Polifenoles solubles*

Para la determinación de polifenoles solubles presentes, se utilizó el método de extracción acuosa en relación 1:20, además de utilizar del método Folin-Ciocalteu (García et al., 2015, pp. 1-10); para esto se requiere de ácido gálico, Reactivo Folin-Ciocalteu de fenoles (R.A.) y Carbonato sódico 20 %.

Se pesó 2 g de la muestra previamente seca, triturada y tamizada en un tubo falcon, se adicionó 40 mL de agua destilada (1:20) y se agitó por un lapso de 2 horas. Posterior a la agitación, se centrifugó a 3000 rpm por 5 minutos, El extracto obtenido se emplea para la determinación de los polifenoles solubles. Se toma 0,25 mL del extracto con la muestra y se enrasa a 50 mL en un balón de aforo.

Para elaborar la curva patrón se pesó 1 g de ácido gálico y se aforó a un volumen de 1 L con agua destilada en matraz aforado. Esta disolución contiene 1000 ppm de ácido gálico. De esta disolución contiene 60 ppm de ácido gálico. En matraces aforados de 50 mL se tomaron: 0, 1, 2, 3, 4, y 5 mL de la disolución anterior, se añadió 2,5 mL de reactivo Folin.Ciocalteu, se agitó con la finalidad de homogenizar y posterior a 3 minutos, se adicionan 5 mL de una solución acuosa de carbonato sódico al 20%. Se agitó eliminando las burbujas generadas y se enrasó con agua destilada. Estas disoluciones contienen: 0; 1,2; 2,4; 3,6; 4,8 y 6 ppm de ácido gálico, procediendo de igual manera para las muestras problema tomando 0,25 mL de muestra y aforando en un balón de 50 mL. Se midió la absorbancia de cada uno de los patrones de menor a mayor y se elaboró la curva de calibración.

Finalmente se midió la absorbancia de cada una de las muestras en un espectrofotómetro a una longitud de onda de 725 nm, calculando la concentración de polifenoles respecto a la recta patrón.

$$\text{Conc} = \text{Abs} * \text{pendiente curva.}$$

Fórmula: $\text{Conc} * \text{factor de dilución} / \text{peso muestra (mg de ácido gálico/ kg de muestra)}$

Para calcular el factor de dilución se utilizó la siguiente fórmula:

Volumen de extracción (40) / relación muestra (2) * volumen de enrase (50) / volumen extracto (0,25)



Figura 37-2. Determinación de polifenoles solubles

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.5.6. *Determinación de Aniones*

La metodología utilizada en la determinación de aniones fue establecida por el Laboratorio de Calidad del Agua de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH.

Para la determinación de fosfatos, nitratos, sulfatos y cloruros se realizó en las muestras de compost, para esto se realizó un extracto con agua destilada de los aniones libres. Se inició pesando 2,5 g de muestra seca, molida y tamizada, se procedió a transferir a un vaso de precipitado y se adicionaron 50 mL de agua destilada. Se agitó con ayuda de una varilla de agitación a temperatura ambiente, dejándolo reposar toda la noche. Pasado el tiempo de reposo se procedió a filtrar y se realizó una dilución 1:100 (dilución inicial) con el filtrado obtenido y agua destilada. El equipo utilizado para la medición de fosfatos, nitratos y sulfatos fue el espectrofotómetro visible. Estas diluciones obtenidas se agruparon en base a su coloración evitando errores en las mediciones, tomando en cuenta que el método utilizado es colorimétrico.

- Fosfatos

Para la determinación de fosfatos se eligió el test 490 Preact. en el espectrofotómetro visible HACH; inicialmente, se midió el blanco para cada grupo de muestras, para lo cual se llenó una cubeta de vidrio hasta la línea de 10 mL con una de las diluciones iniciales de cada grupo, se limpió adecuadamente el exterior de la cubeta eliminando gotas que pudiesen afectar su medición y se colocó en el soporte portacubetas con la marca de llenado hacia el frente y se eligió en la pantalla “cero”, dando como resultado la lectura de 0,00 mg/L PO_4^{3-} (Hach Lange GmbH, 2019, p.1).

Para la preparación de la muestra, en tubos de ensayo de 10 mL se realizó una dilución 1:10 con la dilución inicial de la muestra y agua, respectivamente, luego se adicionó el reactivo PhosVer en polvo y se agitó. Posteriormente a la agitación la muestra tornó una coloración azul debido a la presencia de fosfatos y se dejó reposar durante dos minutos. Luego se llenó la cubeta con la muestra preparada del tubo, se limpió y se ubicó en el soporte, a continuación, se eligió en la pantalla “medición” y el resultado obtenido apareció en mg/L PO_4^{3-} (Hach Lange GmbH, 2019, p.1).

- Nitratos

En el espectrofotómetro visible HACH DR 2800, se eligió el test 355 N Nitrato RA PP, para la medición del blanco se siguió el mismo procedimiento utilizado en fosfatos, dando como resultado una lectura de 0,00 mg/L NO_3^- .

En los tubos se adicionó 10 ml de la dilución inicial de cada una de las muestras, se añadió el reactivo NitraVer en polvo, posteriormente se agitó y las muestras se tornaron en una coloración ámbar por la presencia de nitratos, se dejó reposar durante cinco minutos. Finalmente se llenó la cubeta con la muestra preparada en el tubo, se limpió, se colocó en el soporte, y se seleccionó en la pantalla “medición” obteniendo el resultado en mg/L NO_3^- (Hach Lange GmbH, 2019: pp.1-2).

- Sulfatos

Para la determinación de sulfatos se pesó 10 g de muestra preparada en una caja Petri llevándola a una temperatura de 100°C por un lapso de 3 horas con la finalidad de determinar la humedad. Se pesó 100 g de muestra trasvasándola a un vaso de precipitado de 500 mL y se adicionó 300 mL de agua destilada, agitándola vigorosamente por 20 s para posteriormente tapar la mezcla y dejarla reposar durante 1 hora. Transcurrido este tiempo se procedió a filtrar (agitándola antes de filtrar), consecuentemente se tomó una alícuota de 60 mL del extracto filtrado en un vaso de precipitación de volumen de 250 mL. Se calentó la solución acidificada a ebullición con ayuda de un reverbero, y cuidadosamente se adicionó 5 mL de solución caliente de BaCl_2 , agitándola bien, se debe tomar en cuenta que la temperatura deje mantenerse por debajo del punto de ebullición hasta que el líquido comenzó a clarificarse y los precipitados sedimentaron completamente.

Posteriormente se debe filtrar la suspensión de BaSO_4 sobre un papel filtro y lavar el precipitado con agua caliente hasta que se encuentre libre de cloruros, finalmente se colocó el papel filtro y contenidos en un crisol de porcelana previamente tarado y se carbonizó lentamente hasta consumir el papel sin que arda, calcinándolo durante una hora a una temperatura de 800°C.

Para calcular la concentración de sulfatos se utilizó la siguiente fórmula:

$$\text{Sulfato} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} = \frac{(W*411500)}{S}$$

Donde:

W= gramos de BaSO₄

S= gramos de muestra utilizada

El contenido de sulfatos en base seca fue determinado con la siguiente fórmula:

$$\text{SO}_4^{2-} \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{ libre de humedad} = \frac{\text{SO}_4^{2-} (\text{mg/kg tal como es recibido})}{100-\% \text{ humedad}} * 100$$

- Cloruros

Para la determinación de cloruros se inició midiendo la concentración de cloruros en el blanco, se pipeteo 50 mL de agua destilada para la preparación de la muestra en un erlenmeyer, verificando su pH con un papel indicador, verificando si este se encuentra en un rango de 6 a 8 (de no ser el caso si el pH es superior a 8 se debe añadir ácido nítrico sin embargo en el caso de estar debajo de 6 se debe adicionar bicarbonato de sodio para ajustar el rango deseado); seguidamente se debe añadir 1 mL de solución indicadora de cromato de potasio, a continuación se procede a titular con solución de nitrato de plata hasta el que indicador tome una coloración amarillo a rojo.

Consecutivamente se registró el volumen de nitrato de plata (AgNO₃) como blanco de ensayo. Para el cálculo de las concentraciones de cloruros se utilizó la siguiente fórmula:

$$T = \frac{\text{mg Cl}^- \text{ utilizado}}{\text{mL AgNO}_3 \text{ Blanco}}$$

Donde:

T= título de la solución de nitrato de plata

Se requiere estandarizar la solución de AgNO₃, para lo cual se requiere secar de 2 a 6 g de cristales de cloruro de sodio a una temperatura de 110 °C durante un lapso de una hora, posterior a esto se dejó enfriar a temperatura ambiente en un desecador. Se pesó 0,32968 de cristales de NaCl, transvasándolo en un balón aforado llevándolo a un volumen de 200 mL, posteriormente se tomó

una alícuota de 10 mL de solución de NaCl para la estandarización de AgNO₃ diluyéndola a un volumen de 50 mL. Finalmente se añadió 1 mL de la solución indicadora al 5% titulándola con AgNO₃ hasta la aparición del color.

Para la determinación de humedad se pesó 10 g de muestra preparada en una caja Petri, previamente tarada por un lapso de 3 horas a una temperatura de 110°C. Para la preparación de muestras se pesó 100 g de ella previamente seca y tamizada a una luz de tamiz de 2mm, trasvasándola en un vaso de precipitado de 500 mL, se adicionó 300 mL de agua destilada y se procedió a agitar vigorosamente durante 20s, posteriormente se tapó y se dejó reposar durante una hora.

Trascurrido este tiempo se filtró la mezcla, verificando su pH, consecutivamente se tomó una alícuota en función del ensayo cualitativo en un erlenmeyer de 100 mL, enrasando hasta 50 mL con agua destilada. Se adicionó 1 mL de solución indicadora de cromato de potasio, finalmente se tituló con la solución de nitrato de plata hasta que el indicador realice un viraje de color de amarillo a rojo registrando de manera adecuada el volumen de AgNO₃ consumido.

El contenido de cloruros presentes en muestras de suelo se determinó con la siguiente fórmula:

$$\text{Contenido de Cl}^- \frac{\text{mg}}{\text{kg}}, \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ ó ppm} = \frac{\text{mL AgNO}_3 \text{ utilizado} - B * T * 1000}{M} * D$$

Donde:

T= título, mg Cl⁻/ mL de AgNO₃

B= consumo del blanco del indicador

M= g de la muestra de suelo titulada

$$\frac{100 \text{ g muestra}}{S} = \frac{300 \text{ mL de agua}}{50 \text{ mL de alícuota}}$$

S= 16.67g

D= factor de dilución

Para expresar el contenido de cloruros en base seca, se debe determinar el porcentaje de humedad y reajustar los cálculos obtenidos mediante la siguiente fórmula:

$$\text{Contenido Cl}^-, \frac{\text{mg}}{\text{kg}} \text{ (base seca)} = \frac{\frac{\text{mg Cl}^-}{\text{kg}} \text{ secado al aire} * 100}{100 - \% \text{ de humedad}}$$



Figura 38-2. Medición de cloruros por el método argentométrico

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.6. Determinación de metales pesados por Espectroscopia de Absorción Atómica de llama

La metodología empleada en la determinación de metales pesados fue establecida en el Laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ciencias de la ESPOCH. Los estándares utilizados en la medición fueron de MARCA SIGMA-ALDRICH.



Figura 39-2. Determinación de metales pesados mediante EAA

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.6.1. Determinación de Cadmio

A partir del estándar de cadmio de 1000 ppm (mg/L) se elaboró una solución madre de 30 ppm, para lo cual se tomó 3 mL del estándar en un balón aforado y se lo llevó hasta un volumen de 100 mL, subsiguientemente de dicha solución se tomaron alícuotas de 0,5; 1; 1,5; 2,5 y 5 mL y se trasvasaron en balones de 100 mL para la preparación de estándares de 0,02; 0,04; 0,06; 0,1; 0,2 ppm (mg/L) respectivamente.

Es necesario añadir que los estándares de cadmio fueron aforados con una solución de ácido nítrico al 10% con la finalidad de que puedan ser conservados, para lo cual en cada balón se

colocaron las alícuotas (cadmio) desde la de menor hasta la de mayor concentración llevándolas a un volumen de 100 mL con dicha solución.

Todas las soluciones madres y estándares requeridos para la medición de cadmio fueron aforados con agua ultra pura TIPO I.



Figura 40-2. Preparación de estándares para la medición de cadmio

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Para realizar la medición del metal pesado se construyó la curva de calibración. Para la medición de cadmio primero se encendió el equipo de Absorción Atómica (AA) de llama Thermo SCIENTIFIC iCE 3000 AA05170304 v1,30 contiguo con el ordenador, subsecuentemente se colocó la lámpara de cátodo hueco de cadmio, se abrió la válvula de gases aire-acetileno; estableciendo la longitud de onda de 228,8 nm, inmediatamente se corrió el blanco de agua y los 5 estándares de menor a mayor concentración para establecer la curva de calibración con R_2 mayor al 0,99. Consecutivamente se corrieron las muestras digeridas de suelo, bioma (raíz y hojas); cabe mencionar que cada 20-25 muestras que eran leídas por el equipo se leía un estándar para garantizar la fiabilidad de las absorbancias.



Figura 41-2. Medición de cadmio mediante EAA

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.6.2. Determinación de Mercurio

A contar desde el estándar adquirido de mercurio de 1000 ppm (mg/L) se preparó una solución madre de 1 ppm o 1000 ppb en un balón de aforo de 100 mL, consecuentemente, de dicha solución de tomaron alícuotas de 0,5; 1; 2; 3 y 4 mL y se trasvasaron en balones de 100 mL para elaborar los estándares de 5; 10; 20; 30 y 40 ppb respectivamente.

Luego se preparó una solución de borohidruro del sodio (NaBH_4) al 0,6% (6g) e hidróxido de sodio (NaOH) al 0,5% (5g) y se lo llevó a un volumen de 1000 mL y una solución de ácido clorhídrico (HCl) al 10% en un balón aforado de 1000 mL.

El equipo funciona con gas argón, el mismo que es utilizado como un transportador, además de utilizar una celda de cuarzo, por lo cual se hace uso de un generador de hidruros VP100 con una técnica de vapor frío la cual consiste en arrastrar el vapor de mercurio generado hasta la celda de medida con la ayuda de una corriente de aire, determinando el contenido en mercurio mediante espectrofotometría de absorción atómica sin llama.



Figura 42-2. Calibración del equipo de EAA con generador de hidruros

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Para iniciar la medición de mercurio en las muestras digeridas se encendió el equipo de absorción atómica, se ubicaron las soluciones antes mencionadas en el compartimento del generador de hidruros VP100 Vapour System, subsiguientemente se colocó la lámpara de cátodo hueco de mercurio, se abrió la válvula del gas argón y se estableció la longitud de onda de 253,7 nm, a continuación se leyó el blanco de agua TIPO I y los 5 estándares menor a mayor concentración, obteniendo la construcción de la curva de calibración con R^2 mayor al 0,99. Posteriormente se corrieron las muestras digeridas de suelo y biomasa (raíz y hojas); tomando en cuenta que cada 20-25 muestras ingresadas en el equipo se leía un estándar generalmente el estándar medio para garantizar la fiabilidad de las absorbancias.



Figura 43-2. Medición de mercurio mediante EAA con generador de hidruros
Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

2.2.7. Factor de bioconcentración y translocación

Los factores de bioconcentración y translocación se determinaron para los metales pesados (Hg y Cd). El factor de bioconcentración (BCF) se determinó mediante la división entre la concentración del metal en la raíz para la concentración del metal en el suelo, en cambio para el factor de translocación (TF) se determinó mediante la división entre la concentración del metal en la parte comestible para la concentración del metal en la raíz (Castro et al., 2018, p.472).

CAPÍTULO III

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1. Resultados de las características iniciales de los materiales de partida (Suelo inicial S0 y Compost)

3.1.1. Resultados de los análisis físico-químicos del Suelo inicial-terreno (S0)

Tabla 1-3: Resultados del análisis fisicoquímico de la muestra de suelo

Muestra	pH	CE	MO	Dr	Da	Textura
		($\mu\text{S}/\text{cm}$)	(%)	(g/cm^3)	(g/cm^3)	
S0	7,37	174,80	5,33	1,40	1,20	Franco Arenoso
S0	7,27	188,34	4,95	1,26	1,16	Franco Arenoso
S0	6,75	195,54	4,43	1,09	1,20	Franco Arenoso
x-med	7,13	186,23	4,90	1,25	1,19	Franco Arenoso

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

S0= Muestra de suelo inicial, pH= Potencial de hidrogeno, CE= Conductividad eléctrica, MO= Materia orgánica, Dr= Densidad real, Da= Densidad aparente

Los resultados del potencial de hidrógeno (pH) de las muestras correspondientes al suelo inicial, tiene un valor promedio de 7,13; indicando su tendencia a la neutralidad. El pH es un indicador importante para diagnosticar la disponibilidad de nutrientes para plantas. (Toledo, 2016, p.35). La normativa ecuatoriana vigente establecida por el Acuerdo Ministerial 097-A menciona que el rango óptimo de pH para los suelos cultivables es de 6-8 expresando la neutralidad o contiguo a la neutralidad, debido a que las plantas cultivadas presentan de manera general un mejor desarrollo, además de que los elementos nutritivos están disponibles más fácilmente (Soriano, 2018, p. 3).

La conductividad eléctrica (CE) es un parámetro significativo utilizado para evaluar el nivel de sales disueltas en el agua y el suelo. Dentro de las sales se encuentran incluidos los nutrientes vegetales, fertilizantes aplicados y otros minerales disueltos (Sela, s.f). La (FAO, 2021) menciona que el rango óptimo de CE con base al peso para suelos es 0 a 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por tal motivo todos los valores obtenidos de las muestras analizadas se encuentran dentro del rango normal, considerándolos no salinos.

La materia orgánica (MO) de los suelos interviene concluyentemente en sus propiedades físicas (retención de agua, estructuración y aireación del suelo), químicas (C.I.C., poder de

amortiguación del suelo, etc.) y biológicas. La cantidad de MO en suelos fértiles fluctúa entre 1-5% la misma que depende del material vegetal, la textura del suelo (% arcilla) y del pH (determina la mayor o menor existencia de microorganismos (Andrades, 2015, pág. 61). En el caso del suelo inicial S0 se estableció una media de 4,90 % lo cual indica que se encuentra ligada a la estabilidad de los suelos, al tener un poder aglomerante, sobre todo las sustancias húmicas al unirse a la fracción mineral de permeabilidad al suelo a la vez que le permite la estabilidad

La densidad real (dr) hace referencia a la relación entre la unidad de peso y volumen de la fase sólida del suelo. Los componentes del suelo cuentan con un peso específico variado, pero condicionalmente la mayor proporción de estos radican en aluminosilicatos y sílice, ostentando una densidad real que fluctúa entre 2,6 y 2,7 g/cm³ se acoge como valor medio 2,65 g/cm³ para el análisis granulométrico (Andrades, et al. 2015, p.35). Con respecto a la densidad aparente (da), se ve influenciada por la estructura del suelo, el grado de compactación, y por sus características de expansión y contracción, que dependen a su vez del contenido de agua. En suelos arenosos la (da) suele ser alta como 1,6 g/cm³, francos arenosos cercana a 1,2 g/cm³, suelos arcillosos cercanos a 1,0 g/cm³, los suelos orgánicos o volcánicos suelen tener densidades menores a 1,0 g/cm³, suelos húmíferos de 0,7 a 1,0 g/cm³, en suelos de turba de 0,2 a 0,5 g/cm³, y en un suelo agrícola promedio, cultivado, puede tener una da de 1,3 – 1,35 g/cm³ (Calvache, 2009, p.2).

Los resultados de Densidad real (dr) del suelo inicial se encuentran en un valor medio de 1,25 g/cm³ presentando una dr ligeramente inferior respecto al rango de referencia de los suelos con textura franco-arenoso, además de presentar una densidad aparente (da) media de 1,19 g/cm³ ligeramente por debajo del valor establecido para suelos francos arenosos, siendo un valor típico de suelos porosos, lo que permite raíces bien ventiladas, con un buen drenaje, bien penetradas y bien desarrolladas (Rubio, 2010, p. 22).

La textura hace referencia a la proporción de los componentes inorgánicos del suelo, arena, limo y arcilla. Esta propiedad interviene en la fertilidad y la capacidad de retención de agua, aireación y contenido de materia orgánica (FAO, 2016, citado en Novillo et al., 2018, p.178). De la muestra analizada se pudo obtener una textura correspondiente a un suelo franco arenoso los cuales se destacan por favorecer la difusión de gases, y con eso el desarrollo de las plantas (Abi-Saab, 2012, p.60).

3.1.2. Resultados del análisis del Compost

Tabla 2-3: Resultados del análisis de la enmienda a utilizar (Compost)

Parámetro	Unidad	Valor
pH		8,40
CE	dS/m	3,35
MO	%	68,24
IG	%	95,13
Polifenoles totales	ppm	798,09

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

pH= Potencial de hidrogeno, **CE**= Conductividad eléctrica, **MO**= Materia orgánica, **IG**= Índice de germinación

Los resultados del potencial de hidrógeno (pH) de la enmienda a utilizar (compost), tiene un valor promedio de 8,40, siendo ligeramente alcalino. No obstante, de acuerdo con las diversas leyes de Italia, Bélgica, España, entre otras, sugieren un rango de valores de pH para este tipo de enmiendas orgánicas de entre 6,0 a 8,5 para permitir que exista una compatibilidad con la mayoría de las especies de plantas, lo que nos indica que nuestro compost se encuentra dentro del rango adecuado (Campitelli, 2010, p.71).

La conductividad eléctrica (CE) es otro parámetro que se considera como un indicador de calidad para las enmiendas orgánicas, especialmente cuando se usa como sustratos para la germinación de plantas. (Lasaridi et al., 2006, citado en Campitelli, 2010, p.72) propone como valor máximo 4 dS/m, debido a que es un límite tolerable por plantas moderadamente sensibles a la salinidad (Campitelli, 2010, p.72). El compost analizado presenta una conductividad promedio de 3,35 dS/m, lo que indica que está por debajo del límite máximo.

Uno de los mayores beneficios al usar un compost como fuente de materia orgánica es que contiene nutrientes fácilmente disponibles, así como de lenta liberación, son útiles para la nutrición y crecimiento de las plantas, en general el contenido de Materia orgánica debe ser >20%, de esta forma se aporta los nutrientes necesarios, nuestro compost presenta un % promedio de MO de 68.24% (Román et al., 2013, p.31).

Tabla 3-3: Resultados de macro y micronutrientes

Parámetro	Valor (%)
C	21,24
N	2,14
Parámetro	Valor ppm (mg/kg)
P	1687,5
K	12740,94
NO₃⁻	11190
PO₄³⁻	9045
SO₄²⁻	11625
Cl⁻	4990

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

C= Carbono, N=Nitrógeno, P= Fósforo, K= Potasio, IG= Índice de germinación, NO₃⁻= Nitratos, PO₄³⁻= Fosfatos, SO₄²⁻= Sulfatos, Cl⁻= Cloruros

El contenido de macronutrientes es otro indicador de la calidad del compost, de acuerdo a (Campitelli, 2010, p.68) los productos utilizados como enmiendas no deberían contener niveles menores a 20% de COT. Además, según (Román et al., 2013, p.31), se sugiere que el compost debe tener cantidades de Nitrógeno entre el 0,3% – 1,5% (3000 mg a 15000 mg por Kg de compost), de Fósforo entre 0,1% – 1,0% (1000 mg a 10000 mg por Kg de compost) y de Potasio entre 0,3% – 1,0% (3000 mg a 10000 mg por Kg de compost), teniendo en cuenta esto, los resultados del análisis del compost muestran un promedio de 21,24% de C; 2,14% de N; 1687,5 ppm (mg/kg) de P y 12740,94 ppm (mg/kg) de K, lo que nos indica que no hay un déficit de nutrientes.

En cuanto a la evaluación de la toxicidad de las enmiendas orgánicas, es necesario usar parámetros sensibles como es el Índice de Germinación (IG), que de acuerdo a lo mencionado por (Zucconi et al., 1981, citado en Campitelli, 2010, p.72) se utiliza como límite inferior de IG un valor de 50 %, y cuando hay valores superiores se indica que la enmienda orgánica está libre de fitotoxinas. Los resultados de IG obtenidos en el compost analizado en la presente tesis tuvo un valor de 95,13%, indicando la ausencia de sustancias fitotóxicas o de algún factor que limite la germinación y crecimiento de las plantas (por ejemplo, alta concentración de sales), esto nos muestra que el compost está en un nivel aceptable de estabilidad y un material libre de fitotoxinas (Zucconi et al., 1981, citado en Campitelli, 2010, p.72).

Los aniones contribuyen a la salinidad del proceso de compostaje además de favorecer el crecimiento de los vegetales, destacando entre los más importantes los cloruros, sulfatos, carbonatos y nitratos, dichos micronutrientes fueron determinados en ppm, en el caso de nitratos se obtuvo un valor medio de 11190 ppm (mg/kg), para fosfatos 9045 ppm (mg/kg), sulfatos 11625 ppm (mg/kg) y cloruros 4990 ppm (mg/kg). Según (Brown et al, 1998, p.367) en su libro titulado “Beneficial Co-Utilization of Agricultural, Municipal and Industrial by-Products” donde se

establece un rango entre 2500 ppm (mg/kg) – 3800 ppm (mg/kg) en peso seco para Cl⁻; se puede notar un ligero incremento en el porcentaje de los cloruros analizados en compost.

No obstante, se debe tener en cuenta que, los nitratos son la forma más móvil, también es la más disponible para la planta, por lo que muchos problemas se pueden evadir adicionando el compost según las necesidades fisiológicas de las plantas y, sobre todo, en terrenos poco permeables para que no exista migración de nitratos a lo largo del perfil del suelo (Findenegg, 1987 citado en Roca, s.f). Los polifenoles solubles en un compost corresponden a un parámetro muy importante respecto a la agricultura, pues están relacionados con las propiedades fitotóxicas de los materiales a compostar, pudiendo causar problemas en la germinación de las semillas o incluso matando a las plántulas si se agregan directamente. Según (Sánchez, 2018, p. 68) durante el compostaje el contenido de polifenoles solubles suele disminuir hasta valores alrededor de 1000 ppm, el resultado obtenido en nuestro compost tiene un promedio de 798,09 ppm.

3.2. Resultados del suelo

3.2.1. Resultados de los análisis físico-químicos del suelo

Tabla 4-3: Resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de suelo

Tratamiento	pH		CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		MO (%)	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2
SN	7,38	7,10	191,98	171,94	6,15	6,23
SC	7,38	7,11	505,82	198,72	1,68	8,51
<i>F-ANOVA</i>						
<i>Tratamiento</i>	0,002	0,030	35,218	7,829	37,415	20,832
	NS	NS	***	*	***	***
<i>Muestreo</i>	48,373***		12,510***		21,483***	

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

S1= Muestra de suelo antes del cultivo, S2= Muestra de suelo posterior al cultivo, SN = Suelo sin enmienda, SC= Suelo con compost, pH= Potencial de hidrogeno, CE= Conductividad eléctrica, MO= Materia orgánica.

*** Diferencia significativa con un 99,9 % de confiabilidad; ** Diferencia significativa con un 99% de confiabilidad; * Diferencia significativa con un 95% de confiabilidad; NS= no significativo.

3.2.1.1. pH

Los resultados del potencial de hidrógeno (pH) de las muestras de suelo (Tabla 4-3), no presentan una diferencia significativa entre el suelo sin enmienda (SN) y el suelo con compost (SC) tanto en las muestras S1 (suelo antes del cultivo) como en las S2 (suelo después del cultivo) sin embargo, al comparar las muestras S1 y S2 presentan un nivel de significancia menor al 0,1% entre sí. Esta variable es relevante en los suelos usados para la agricultura, afectando directamente

la absorción de nutrientes del suelo por parte de las plantas y la resolución de muchos procesos químicos que tienen lugar allí (Catalán, 2016, p. 1).

El pH es un indicador importante para diagnosticar la disponibilidad de nutrientes para plantas. El fósforo se ve particularmente afectado por el pH del suelo. Este nutriente es más utilizado por plantas con un rango de pH entre 6 y 6,5 (Toledo, 2016, p. 35).

La normativa ecuatoriana vigente establecida por el Acuerdo Ministerial 097-A donde menciona que el rango óptimo de pH para los suelos cultivables es de 6-8 expresando la neutralidad o contiguo a la neutralidad, debido a que las plantas cultivadas presentan de manera general un mejor desarrollo, además de que los elementos nutritivos están disponibles más fácilmente (Soriano, 2018, p. 3).

Las muestras analizadas se establecen en el rango de neutralidad con un valor medio de 7,10 como mínimo y 7,38 como máximo, cumpliendo con lo estipulado en la normativa, tomando en cuenta que estos rangos en suelos cultivables favorecen el desarrollo de las plantas, además de beneficiar la absorción de nutrientes.

Los suelos analizados al ser en su totalidad alcalinos tienden a reducir la disponibilidad de nutrientes como hierro, zinc, boro, manganeso y fósforo, en consecuencia, el desarrollo de las plantas se ve fuertemente limitado (Toledo, 2016, p. 42).

3.2.1.2. Conductividad eléctrica

Los resultados de conductividad eléctrica (CE) de las muestras de suelo (Tabla 4-3), presentan una diferencia significativa (significancia menor al 0.1%) entre el suelo sin enmienda (SN) y el suelo con compost (SC) del suelo S1 (antes del cultivo), en cuanto a las muestras S2 (después del cultivo) para los suelos SN y SC se presenta una diferencia con un porcentaje menor al 5% de significancia; sin embargo al realizar una comparación respecto a los suelos S1 y S2 se logra identificar una significancia menor al 0,1% entre sí.

La conductividad eléctrica (CE) es un parámetro significativo utilizado para evaluar el nivel de sales disueltas en el agua y el suelo. Dentro de las sales se encuentran incluidos los nutrientes vegetales, fertilizantes aplicados y otros minerales disueltos (Sela, s.f).

(Omuto et al., 2021, p.11) menciona en el manual técnico de la FAO que el rango óptimo de CE con base al peso para suelos es de 0 a 2 dS/m, equivalente a 0 a 2000 μ S/cm, por tal motivo todos los valores obtenidos de las muestras analizadas se encuentran dentro del rango normal, considerándolos no salinos.

3.2.1.3. Materia orgánica

En el caso de la materia orgánica (MO) en suelos los resultados obtenidos demuestran una diferencia significativa (menor al 0,1%) referente a los suelos SN y SC tanto para las muestras S1 (antes del cultivo) y S2 (después del cultivo), tomando en cuenta lo antes mencionado al realizar una comparación respecto a los suelos S1 y S2 se obtuvo una diferencia significativa menor al 0,1% entre sí.

La materia orgánica (MO) de los suelos interviene concluyentemente en sus propiedades físicas (retención de agua, estructuración y aireación del suelo), químicas (C.I.C., poder de amortiguación del suelo, etc.) y biológicas. La cantidad de MO en suelos fértiles fluctúa entre 1-5% la misma que depende del material vegetal, la textura del suelo (% arcilla) y del pH (determina la mayor o menor existencia de microorganismos (Andrades, 2015, pág. 61).

La materia orgánica con valores superiores del 2% se encuentra asociada a la estabilidad de los suelos, contando con un poder aglomerante, sobre todo las sustancias húmicas al momento de unirse a la fracción mineral dan permeabilidad al suelo a la vez que le permite la estabilidad (Pereira, 2011, p.27).

Todos los suelos presentan un porcentaje de MO por encima del rango óptimo para el desarrollo de plantas, lo que favorece una buena estructura del suelo, la aireación y la retención del agua. Estos resultados se relacionan con los niveles adecuados de fósforo y potasio encontrados en la biomasa cultivada

3.2.2. Resultados del análisis de macronutrientes en suelos

Tabla 5-3: Resultados de macronutrientes en el suelo

Tratamiento	K		P		C		N	
	ppm(mg/kg)		ppm(mg/kg)		(%)		(%)	
	S1	S2	S1	S2	S1	S2	S1	S2
SN	3400	2600	700	1000	2,39	5,67	0,62	0,79
SC	4700	2300	1200	1000	4,96	3,86	0,67	0,74
F-ANOVA								
Tratamiento	928,068 ***	3,328 NS	205,488 ***	2,390 NS	86,822 ***	75,253 ***	1,454 NS	2,467 NS
Muestreo	86,722***		0,616 NS		6,803*		17,222***	

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

S1= Muestra de suelo antes de la cosecha, S2= Muestra de suelo posterior a la cosecha, SN = Suelo sin enmienda, SC= Suelo con compost K= Potasio, P= Fósforo, C= Carbono, N= Nitrógeno

*** Diferencia significativa con un 99,9 % de confiabilidad; ** Diferencia significativa con un 99% de confiabilidad; * Diferencia significativa con un 95% de confiabilidad; NS= no significativo.

3.2.2.1. Fósforo (P) y Potasio (K)

El fósforo (P) corresponde a uno de los macronutrientes más importantes y necesarios para el crecimiento de las plantas, se puede encontrar en el suelo en compuestos orgánicos y en minerales, cumple funciones que no pueden ser reemplazadas por otro nutriente, además de que se requiere de un apropiado contenido de fósforo para lograr que la planta crezca correctamente. (Ferrando, 2013, p.7) menciona que las concentraciones de fósforo total en el suelo pueden variar en un rango general aproximado entre 0,01 – 0,10 % (100 mg a 1000 mg por Kg), sin embargo, al ser un macronutriente se puede aumentar su disponibilidad de acuerdo al tipo de cultivo que se requiera. Los resultados de fósforo (P) en las muestras S1 (suelo antes del cultivo) (Tabla 5-3), presentan una diferencia significativa menor al 0,1% entre el suelo sin enmienda (SN) y el suelo con compost (SC), mostrando un mayor porcentaje de fósforo en el SC; por otro lado, no existe diferencia significativa entre tratamientos en las muestras S2 (suelo después del cultivo), ni tampoco entre muestras S1 y S2. Los porcentajes de fósforo obtenidos en todas las muestras analizadas se encuentran entre el 0,07% y 0,12% (700 mg a 1200 mg por Kg), lo cual demuestra que hay una adecuada cantidad de este nutriente en el suelo.

Al igual que el fósforo, el potasio (K) es un macronutriente significativo para las plantas, se requiere de grandes cantidades de este nutriente, incluso parecidas a las del nitrógeno en algunos casos. Desempeña un rol relevante en la activación de enzimas que intervienen en procesos metabólicos, como la fotosíntesis, la síntesis de carbohidratos y proteínas. En el suelo se puede encontrar en cuatro formas, que se diferencian en su capacidad de suministrar para las plantas: potasio en solución, potasio intercambiable, potasio no intercambiable y potasio mineral. (INTAGRI, 2019). Las concentraciones de potasio total en el suelo pueden variar, un rango general aproximado está entre 0,04% – 0,80% (400 mg a 8000 mg por Kg), (Ferrando, 2013, p.7).

Los resultados de potasio (K) en las muestras de suelo (Tabla 5-3) presentan una diferencia significativa del 0,1% entre el suelo antes del cultivo (S1) y después del cultivo (S2), se puede evidenciar que hay una disminución de potasio en el suelo después del cultivo, teniendo como principal razón la absorción del nutriente por parte de la planta. En torno a los tratamientos, en las S1 existe una diferencia significativa menor al 0,1% entre el suelo sin enmienda (SN) y el suelo con compost (SC), mostrando un mayor porcentaje de fósforo en el SC, por otro lado, las S2 no tienen diferencia significativa. Todas las muestras analizadas presentan un porcentaje de potasio adecuado, los valores obtenidos se encuentran entre 0,23% y 0,47% (2300 mg a 4700 mg por Kg).

3.2.2.2. Carbono (C) y Nitrógeno (N)

El carbono se utiliza para evaluar la fertilidad del suelo. Sus funciones están relacionadas con el ciclo del agua y los nutrientes más móviles, afectando a la incorporación, al almacenamiento de humedad y a la biota del suelo, ya que funciona como recurso primario para el proceso metabólico de los organismos presentes. Es un indicador de calidad física, química y biológica, además, existe una relación inversamente proporcional en la mayoría de los resultados entre el % C y la densidad aparente, es decir a menor %C existe un mayor valor de densidad aparente (Rojas et al, 2018, p.11). El Departamento de agricultura de Australia (2013) menciona que la concentración de Carbono puede variar dependiendo del tipo de suelo estudiado, en suelos desérticos puede ser tan bajo como 0,3% y en suelos productivos tan alto como 14%. Los bajos niveles de COT en suelos agrícolas pueden ser una señal que indique la implementación de medidas para mejorar la calidad del suelo. Una de las principales razones por del bajo COT puede deberse a la conversión de suelo virgen en cultivos anuales, ya que puede provocar una reducción significativa en el suministro material vegetal y perturbar la capa superficial.

Los resultados de carbono (C) en las muestras de suelo S1 y S2 (Tabla 5-3), presentan una diferencia significativa menor al 0,1 % entre los tratamientos SN y SC, sin embargo, al realizar una comparación entre los suelos S1 y S2 se mostró una diferencia significativa menor al 5 %, los porcentajes de carbono obtenidos están entre el 2,39% y 5,67%; estos datos son relativamente bajos en algunos casos, teniendo como razón fundamental el tipo de suelo al que corresponde, pues al ser franco arenoso, difícilmente ayuda a la retención de carbono, es preciso destacar que el COT se encuentra relacionado con materia orgánica debido a que contribuye a la regeneración de nutrientes y al secuestro de carbono (Departamento de agricultura de Australia, 2013).

El nitrógeno es un interlocutor íntimamente relacionado con el COT. Su ciclo se desplaza fácilmente en los ecosistemas tanto forestales como agrícolas y está fuertemente influenciado por el movimiento del agua y la actividad microbiana. Su presencia denota fertilidad química e influye directamente en el desarrollo de las plantas. El nitrógeno es un macronutriente importante para el correcto crecimiento de las plantas, en el suelo se puede encontrar en forma orgánica (98%) o inorgánica (2%), las plantas solo pueden absorber el N en forma de nitratos(NO_3^-) y amoníaco (NH_4^+) (Bonadeo et al,2017, p. 245).

Los resultados de Nitrógeno (N) de las muestras de suelo (Tabla 5-3) no representan una diferencia significativa entre el suelo sin enmienda SN y el suelo con compost SC, sin embargo, al comparar las muestras de suelo antes del cultivo S1 y suelo después del cultivo S2, presentan un nivel de significancia menor al 0.1% entre sí, se puede evidenciar que hay un incremento de nitrógeno en el suelo después del cultivo. Los porcentajes de Nitrógeno de todas las muestras analizadas están entre el 0,62% y 0,79%, esto demuestra que el suelo no tiene deficiencias de N, ya que algunos autores sugieren que el contenido de N en la capa arable de la mayoría de los

suelos cultivados es de 0,06 a 0,4 %, cabe mencionar que las muestras que presentan un nivel elevado de nitrógeno no se considera como tóxico para el suelo (Ferrando, 2013, p.7).

3.2.3. Resultados del análisis de metales pesados

Tabla 6-3: Resultados de los metales en el suelo

Tratamiento	Cd		Hg	
	(ppm)		(ppm)	
	S1	S2	S1	S2
SN	0,19	0,12	0,05	0,05
SC	0,14	0,06	0,06	0,04
F-ANOVA				
Tratamiento	7,986*	12,015**	11,636**	15,077***
Muestreo	25,452***		11,356**	

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

S1= Muestra de suelo antes del cultivo, **S2=** Muestra de suelo posterior al cultivo, **SN =** Suelo sin enmienda, **SC=** Suelo con compost, **Cd=** Cadmio, **Hg=** Mercurio

*** Diferencia significativa con un 99,9 % de confiabilidad; ** Diferencia significativa con un 99% de confiabilidad; * Diferencia significativa con un 95% de confiabilidad; NS= no significativo.

3.2.3.1. Cadmio (Cd)

El contenido de cadmio (Cd) en muestras de suelo se encuentra dentro de los criterios de calidad del suelo señalados en el Acuerdo Ministerial 097-A (2015), donde se menciona que los límites de concentraciones para este metal son de 0,5 ppm (mg/kg). Los resultados obtenidos para Cd en las muestras S1 (suelos antes del cultivo) (Tabla 6-3) presentan una diferencia significativa menor al 5% entre los suelos SN y SC, por otro lado, en las muestras S2 (después del cultivo) presentan una diferencia significativa menor (1%) entre tratamientos (SN y SC). Sin embargo, al realizar un análisis comparativo entre los suelos S1 y S2 su diferencia significativa es menor al 0,1%. Observando una disminución de las concentraciones de Cd de las muestras S2 en comparación a las S1, destacando la mayor efectividad del uso de enmiendas orgánicas (compost), tomando en cuenta lo antes mencionado en comparación con otros estudios realizados se puede notar que los resultados se mantienen por debajo de los límites permisibles en relación a los suelos de nueva Zelanda que presentan valores entre 0,07-1,35 ppm (mg/kg) y los valores reportados en suelos de un área petroquímica en Sardinia, Italia donde se encuentran valores entre 0,25-1,50 ppm (mg/kg), (Briceño, et al, 2020, p.119).

Por otro lado, el 5% de Cd es reciclado y debido a su considerable movilidad, genera una importante contaminación ambiental. Además, este metal tiene una mayor tendencia a acumularse en plantas, provocando severos desequilibrios dentro de sus procesos de nutrición y transporte de agua en las plantas, sin embargo, gracias a su favorabilidad de acumulación de Cd se considera a las plantas para procesos de fitorremediación de dicho metal (Reyes et al, 2016, p. 68).

Este metal pesado se encuentra medianamente disponible en la zona de estudio tomando en cuenta que el pH del suelo bordea la neutralidad, por lo cual se presenta una disminución en la asimilación de Cd por las plantas (Barrio, 2017, p.10), evidenciándose mediante análisis de espectroscopia de absorción atómica donde se obtuvieron valores entre 0,06 -0,19 ppm, para los diferentes tratamientos al igual que en las muestras S1 y S2. En el suelo este metal proviene del uso de fertilizantes de fosfatos lo cual genera una acumulación a lo largo de la cadena alimenticia en plantas y animales (Escobar, 2016, p. 2).

3.2.3.2. Mercurio (Hg)

Las muestras de los suelos fueron evaluadas basándonos en los valores de referencia nacionales, el Acuerdo Ministerial 097-A Anexo 1 (2015), es el documento que regula los criterios de calidad ambiental que deben cumplir los suelos y establece que los límites de concentración de metales pesados tales como plomo, cadmio, arsénico, mercurio y selenio en ppm (mg/Kg) son de 19; 0,5; 12; 0,1 y 1 respectivamente.

Los resultados de la concentración de mercurio en las muestras S1 (suelo antes del cultivo) (Tabla 6-3) presentan una diferencia significativa menor al 1 % entre el suelo sin enmienda (SN) y el suelo con compost (SC), por otro lado, en las muestras S2 (suelo después del cultivo) existe una diferencia significativa menor al 0,1% entre el SN y el SC. Finalmente, al comparar las muestras S1 y S2 se muestra una diferencia significativa del 1 %, mostrando una ligera reducción de la concentración del metal pesado de las S2 en comparación a las S1, específicamente en el tratamiento del suelo con compost, evidenciando así la efectividad del mismo, pues como se menciona en otros estudios, la aplicación de enmiendas orgánicas como el compost incrementan la biomasa microbiana así como sus actividades, lo cual cambia significativamente la composición microbiana y la diversidad del suelo de la rizósfera, brindando así una alternativa efectiva para mejorar la fitoextracción por parte de las plantas en suelos contaminados con metales. Cuando se utilizan enmiendas orgánicas en el suelo, especialmente la aplicación continua de compost en cantidades adecuadas, se logra cambios positivos en la población microbiana del suelo (Munive et al., 2020, p. 179).

Las concentraciones de mercurio encontradas en todas muestras de suelo están entre un 0,04 mg/kg y 0,06 mg/kg, lo que indica que se encuentran dentro de los estándares de calidad ambiental establecidos para suelos, por el Acuerdo Ministerial 097-A (valores por debajo de 0,1 mg/kg), es

necesario destacar que existen otros valores de referencia para niveles permisibles de mercurio en varios países como México donde se establece un 23 mg/kg para uso agrícola y 310 mg/kg para uso industrial, por otra parte la Community Bureau of Reference (BCR) establece un rango de 0,08 a 1,40 mg/kg en suelos agrícolas, y finalmente en el marco del Convenio sobre la Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia de la Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa se establece un rango de entre 0,07 a 0,3 mg/kg. En este sentido, bajo todos los esquemas, la zona de estudio tiene una ligera presencia de mercurio, no obstante, no supera los límites permisibles de contaminación en ninguna normativa (Camargo et al., 2015, p. 175).

En otras investigaciones se muestran que los metales pesados no parecen convertirse un riesgo evidente cuando están por debajo de cierto límite. Una de las formas en las que se presenta el Hg en los suelos contaminados es el cinabrio y corresponde a un elemento que en la naturaleza se encuentra normalmente como sulfuro (cinabrio, metacinabrio). Es un elemento raramente encontrado en los suelos naturales no contaminados y su concentración puede estar entre 0,02 y 0,41 mg/kg (Camargo et al., 2015, p. 166).

Es necesario añadir que el mercurio en el suelo está fuertemente ligado a la materia orgánica, ya que puede ser inmovilizado por la misma; tomando en cuenta esto, la absorción por parte de las raíces de los vegetales depende de su disponibilidad en el suelo, la cual está determinada por factores fisicoquímicos como el pH, permeabilidad, la temperatura, humedad o también la presencia de aceptores de electrones. La alta disponibilidad de mercurio en los suelos significa un pH bajo y poca materia orgánica en los suelos. Con lo cual se deduce que existe una biodisponibilidad intermedia de Hg, pues el pH del suelo analizado en Mocha tiende a la neutralidad y el contenido de materia orgánica de igual forma presentan porcentajes intermedios (Vidal et al., 2010, p. 124).

3.3. Resultados de biomasa (perejil)

3.3.1. Resultados de macronutrientes

3.3.1.1. Sodio (Na)

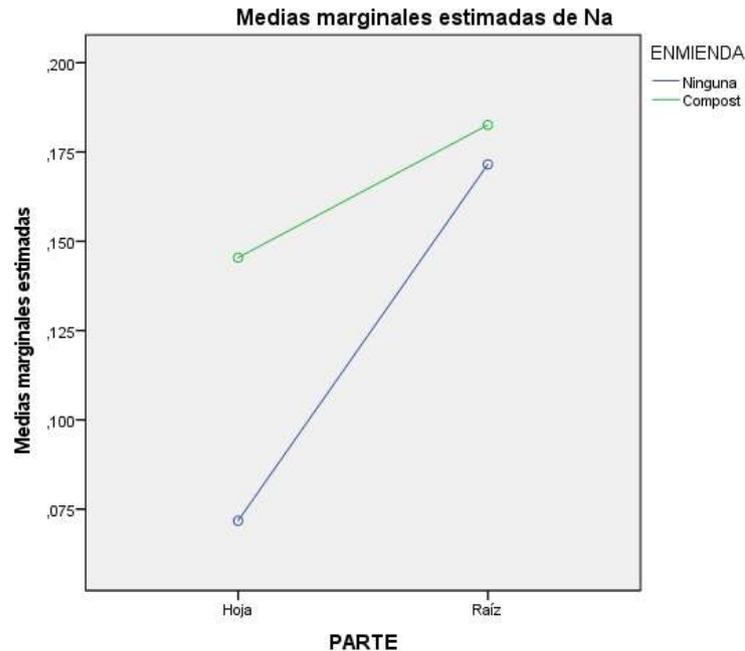


Gráfico 1-3. Medias marginales estimadas de Sodio

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

El análisis estadístico (Gráfico 1-3) reportó mayores concentraciones de Sodio (Na) en las raíces del perejil que, en sus hojas, tanto en el tratamiento sin enmienda como en el tratamiento con compost. Es necesario señalar que las plantas en general (raíces y hojas) muestran una mayor concentración de Na en el tratamiento con compost en relación al tratamiento sin enmienda. En torno a las concentraciones de Na usando la enmienda Compost, tienen una media de 1450 ppm (mg/kg) para las hojas y 1830 ppm (mg/kg) para las raíces; en cuanto el tratamiento sin enmienda, se calcula una media de 720 ppm (mg/kg) para las hojas y 1720 ppm (mg/kg) para las raíces.

El Sodio es considerado un nutriente que, aunque no cumple funciones muy importantes en las plantas, es necesario para un correcto desarrollo y crecimiento de las mismas, está relacionado en la regeneración del fosfoenolpiruvato, que es una enzima que participa en la gluconeogénesis, y puede ser utilizado como auxiliar para el metabolismo y la síntesis de la clorofila. La concentración normal de sodio en la parte comestible del perejil es de 560 ppm (mg/kg) de acuerdo a su valor nutricional, esto indica que las plantas de perejil analizadas no presentan un

déficit de sodio, cabe recalcar que en el incremento moderado de sodio no repercute en la calidad de las plantas, sin embargo, si existe un exceso se generarían grandes problemas (Monreal, 2018). En algunas especies vegetales, el sodio se puede utilizar como un reemplazo parcial del potasio y, además, es apto en el proceso de apertura y el cierre de las estomas, lo que ayuda a estabilizar el equilibrio interno de agua, pero, en pequeñas cantidades. Si la deficiencia de sodio es muy elevada, se pueden presentar problemas de floración, necrosis o clorosis, sin embargo, resulta muy difícil encontrar una deficiencia de este tipo (FERTIBOX, 2020)

3.3.1.2. Potasio (K)

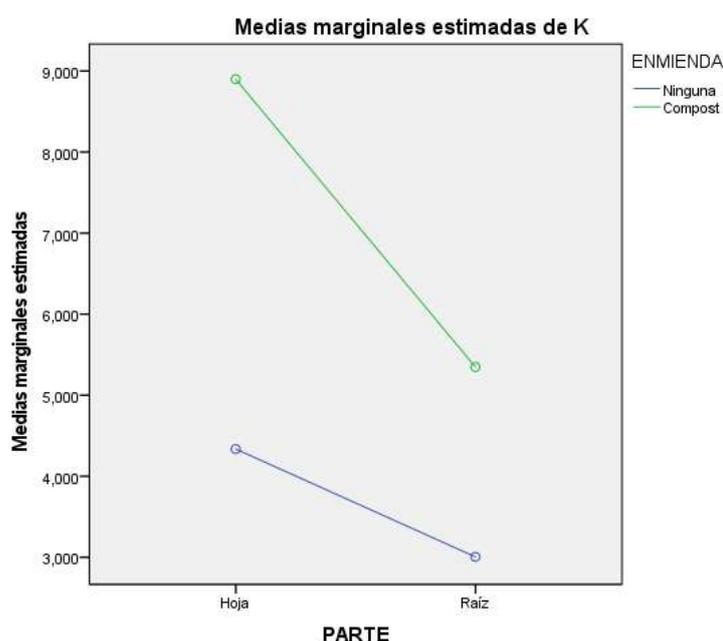


Gráfico 2-3. Medias marginales estimadas de Potasio

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

El análisis estadístico (Gráfico 2-3) reportó mayores concentraciones de Potasio (K) en las hojas de las plantas que, en sus raíces, tanto en el tratamiento sin enmienda como en el tratamiento con compost. Es necesario señalar que las plantas en general (raíces y hojas) muestran una mayor concentración de K en el tratamiento con compost en consideración al tratamiento sin enmienda. Por otra parte, las concentraciones de K usando la enmienda Compost, tienen una media de 89000 ppm (mg/kg) para las hojas y 53490 ppm (mg/kg) para las raíces; en cuanto al tratamiento sin enmienda, se calcula una media de 43370 ppm (mg/kg), para las hojas y 30060 ppm (mg/kg) para las raíces.

El potasio (K⁺) corresponde a uno de los nutrientes más primordiales en crecimiento de la planta, ya que interviene en diversos procesos fisiológicos y bioquímicos de la misma, además, cumple

un papel esencial en la activación enzimática, actividad estomática, la fotosíntesis, equilibrio anión-cación, la síntesis de proteínas, osmorregulación, transferencia de energía, resistencia al estrés biótico y abiótico, transporte en el floema. La concentración generalmente requerida de potasio en las plantas es del 1% - 5 % (10000 – 50000 mg/kg), lo que indica que las plantas no presentan un déficit de potasio, por el contrario, en algunas muestras hay cantidades mayores de potasio, se dice que es muy difícil que las plantas puedan a presentar algún síntoma por exceso de potasio, pero en el caso de que se presentara, uno de los síntomas que se pueden observar es la falta de otros nutrientes como el calcio o el magnesio (Pérez, 2017)

Aunque generalmente el K se encuentra presente en grandes cantidades en los suelos, solo una pequeña cantidad está disponible para la absorción de los vegetales. Sin embargo, es el macronutriente que presenta menos problemas de disponibilidad debido a que normalmente el abastecimiento de este elemento en los suelos es aceptable (FERTIBOX, 2019).

Cuando hay una deficiencia de potasio se pueden producir anomalías en la planta. Por lo general estas anomalías están asociadas con la clorosis o con un lento crecimiento, también se puede producir una disminución de la tolerancia a los cambios de temperatura y a estrés hídrico, o, así como también la defoliación (Sela, 2020).

3.3.1.3. Fósforo (P)

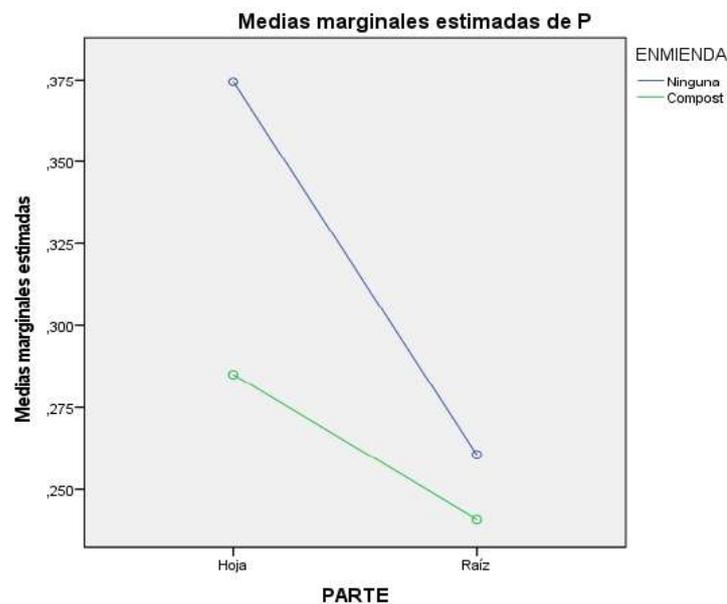


Gráfico 3-3. Medias marginales estimadas de Fósforo

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Los resultados obtenidos mediante un análisis estadístico con la ayuda del programa SPSS, reportó mayores concentraciones de Fósforo (P) en las hojas de las plantas a comparación de las concentraciones obtenidas en las raíces, presentándose tanto en los suelos SN y SC. Por otro lado,

se observa una mayor incidencia de P en el suelo sin enmienda (SN) tanto en raíces como en hojas. Las concentraciones de P en el tratamiento con compost (SC), tiene una media de 2850 ppm (mg/kg) para las hojas y 2410 ppm (mg/kg) para las raíces y en el caso del suelo sin enmienda (SN), se estableció una media de 3740 ppm (mg/kg) para hojas y 2610 ppm (mg/kg) para raíces. El fósforo es un elemento fundamental para la planta, el mismo que tiene un papel importante en el metabolismo y la estructura de la planta, este elemento es aprovechable en forma de los aniones fosfatos dihidrógeno (H_2PO_4) o fosfato monohidrógeno (HPO_4^{2-}) dependiendo del pH del suelo. El contenido de fósforo en el tejido normalmente está entre 0,1 – 0,5 % (1000 – 5000 mg/kg) del peso seco, por lo que el suelo analizado no presenta deficiencia de P, sin embargo, en algunos cultivos puede llegar hasta el 1%, de tal manera que si existe una deficiencia de fósforo genera un desarrollo lento de la planta (McKean, 1993, p. 83).

3.3.1.4. Carbono (C)

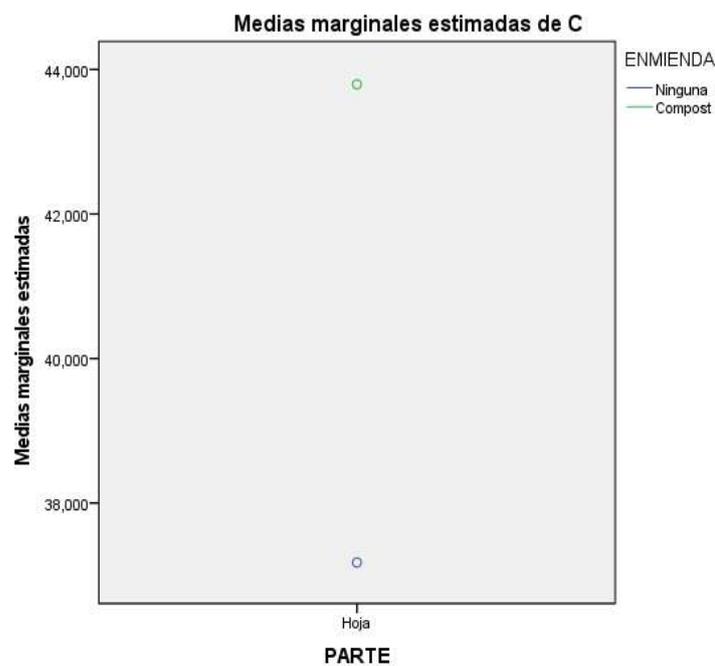


Gráfico 4-3. Medias marginales estimadas de Carbono

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Los resultados obtenidos mediante un análisis estadístico con la ayuda del programa SPSS, reportó concentraciones de Carbono (C) en las hojas de las plantas, destacando su mayor incidencia en los suelos con compost (SC) en consideración con los suelos sin enmienda (SN). Los porcentajes de carbono en el tratamiento con compost (SC), tiene una media de 43,794% para las hojas y en el caso del suelo sin enmienda (SN), se estableció una media de 37,179% para hojas. Según (Raya y Aguirre, 2009, p. 96) para la vegetación se considera como referencia general un

valor alrededor de 50 % de carbono; no obstante, este valor puede variar desde 34,6 % en las hierbas de las praderas a 52,8 % en los árboles, por lo que todas las concentraciones obtenidas cumplen con lo establecido ya que su porcentaje es mayor al 34,6% y cercano al 43%.

3.3.1.5. Nitrógeno (N)

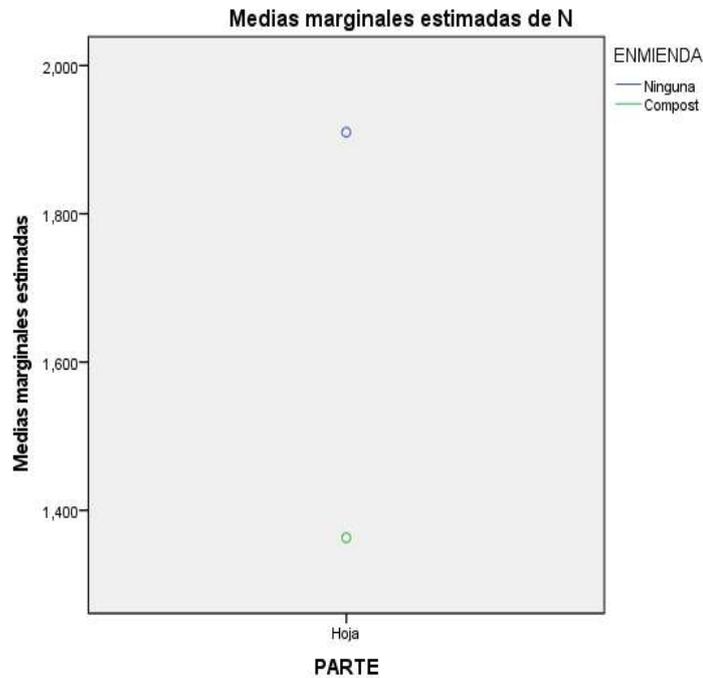


Gráfico 5-3. Medias marginales estimadas de Nitrógeno

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Los resultados obtenidos mediante un análisis estadístico con la ayuda del programa SPSS, reportó concentraciones de Nitrógeno (N) en las hojas de las plantas, destacando su mayor incidencia en los suelos sin enmienda (SN) en consideración con los suelos con compost (SC). Los porcentajes de nitrógeno en el tratamiento con compost (SC), tiene una media de 1,363% para las hojas y en el caso del suelo sin enmienda (SN), se estableció una media de 1,910% para hojas.

El Nitrógeno (N) se encuentra dentro de la planta en forma orgánica, este macronutriente tiene un rol esencial en el crecimiento del vegetal, además constituye moléculas de clorofila, aminoácidos esenciales, proteínas, enzimas, nucleoproteínas, hormonas, trifosfato de adenosina (ATP), Los valores de N en la planta expresados en relación a su peso seco total oscilan entre 1 y 5% (Perdomo, s.f, p.50).

Por otro lado, el contenido de N promedio para todos los cultivos segados a los 60 días de sembrados fue cercano al 2,5% de N, disminuyendo a medida que los cultivos alcanzaban a su etapa de fructificación (1% N), a los 120 días de sembrados (Perdomo, s.f, p.51), de tal manera que

esto se ve reflejado en el análisis estadístico realizado tomando en cuenta que las muestras de biomasa fueron obtenidas después de un periodo de 4 meses de haber sido sembradas.

En plantas, se estima que el nitrógeno oscila entre el 1 – 3.5% en base al peso seco. En algunas plantas con un contenido menor al 2% puede presentarse clorosis en las hojas (Hernández, 2002), tomando en cuenta lo antes mencionado los resultados obtenidos presentan diferencia significativa entre sí, las muestras SN y SC tienen una concentración inferior al 2%, cabe mencionar que en ciertas muestras existió una ligera deficiencia de N en el perejil, por tal motivo en ciertos puntos de muestreo se observó clorosis (amarillamiento) de las hojas de la planta por falta de clorofila, además el tamaño de la biomasa en dichos puntos era pequeño.

3.3.2. Resultados de metales pesados

3.3.2.1. Cadmio (Cd)

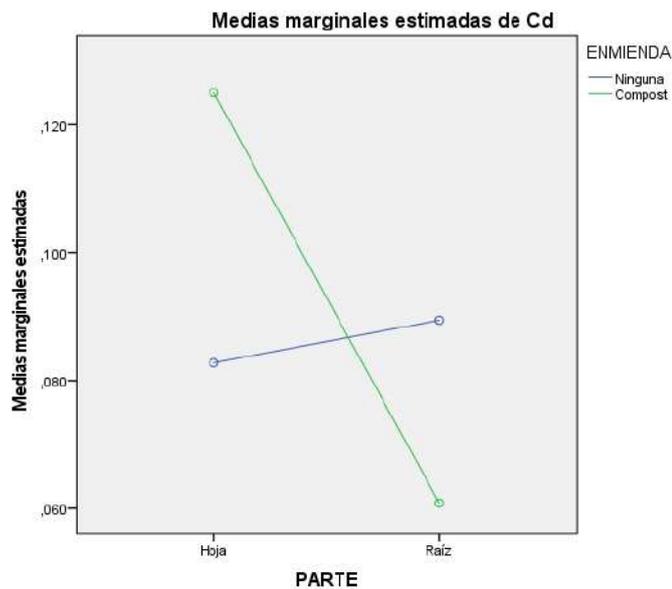


Gráfico 6-3. Medias marginales estimadas de Cadmio

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Los resultados obtenidos mediante un análisis estadístico con la ayuda del programa SPSS, reporto mayores concentraciones de Cadmio (Cd) en las hojas de las plantas a comparación de las concentraciones obtenidas en las raíces, en referencia al suelo con compost (SC). Por otro lado, se observa una mayor incidencia de Cd en las raíces en comparación de las hojas en el suelo sin enmienda (SN). Las concentraciones de Cd en el tratamiento con compost (SC), tiene una media de 0,125 ppm para las hojas y 0,061 ppm para las raíces y en el caso del suelo sin enmienda (SN), se estableció una media de 0,083 ppm para hojas y 0,089 ppm para raíces. Según los establecido en la Norma Técnica Ecuatoriana del Instituto Ecuatoriano de Normalización NTE INEN-

CODEX 193 (2013), el nivel máximo establecido para el Cd en hortalizas de hoja es de 0,2 ppm (mg/kg); observando que los valores obtenidos mediante EAA se encuentran entre 0,061 – 0,125 ppm, concluyendo que las muestras analizadas no superan los niveles máximos. Cabe mencionar que el aumento del contenido de cadmio en suelos incrementa su absorción en plantas. Por otro lado, se conoce que la biomasa absorbe una mayor cantidad de cadmio del suelo cuando el pH del suelo es bajo, esto se evidencia considerando los resultados obtenidos en perejil los cuales muestran que existe presencia de dicho metal tanto en sus hojas como en sus raíces, pero no supera los niveles máximos lo cual indica que tendría un pH alto en este caso se mantiene tendiente a la neutralidad.

3.3.2.2. Mercurio (Hg)

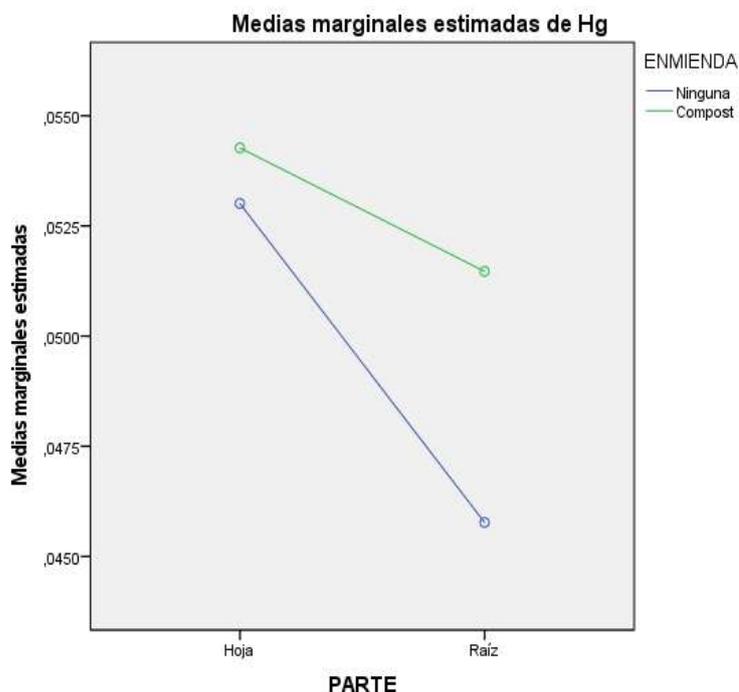


Gráfico 7-3. Medias marginales estimadas de Mercurio

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

Los resultados obtenidos muestran que hay mayores concentraciones de Mercurio (Hg) en las hojas de las plantas que, en sus raíces, tanto en el tratamiento sin enmienda como en el tratamiento con compost. (Munive et al., 2020, p.178) menciona en sus estudios que las plantas que acumulan mayores cantidades de metal en sus raíces son clasificadas como fitoestabilizadoras o exclusoras, por otro lado, si acumulan más en la parte aérea entonces serán denominadas fitoextractoras o acumuladoras (Munive et al., 2020, p.182). Las concentraciones de Hg usando la enmienda Compost, tienen una media de 0,054 ppm para las hojas y 0,051 ppm para las raíces; en cuanto el tratamiento sin enmienda, se calcula una media de 0,053 ppm para las hojas y 0,046 ppm para las raíces.

Es necesario señalar que las plantas en general (raíces y hojas) muestran una mayor concentración de Hg en el tratamiento con compost en comparación al tratamiento sin enmienda, una de las razones principales puede deberse a la aplicación de las enmiendas orgánicas en el suelo que favorece la fitoextracción, pues esto proporciona nutrientes que mantienen la tolerancia de la planta frente a altos contenidos de un metal pesado además de que ayuda a una mayor actividad hormonal y sinérgica con los microorganismos del suelo. (Munive et al., 2020, p.182) concluye que al agregar biosólidos o enmiendas orgánicas se puede mejorar la capacidad de la planta para acumular metales pesados significativamente.

El mercurio (Hg) produce uno de los más grandes problemas ambientales en la actualidad debido a su alta toxicidad y capacidad para bioacumularse y biomagnificarse (Ortega, 2011, p.34), por lo que se produce un desequilibrio ecológico y se generan graves problemas de salud pública. Por lo tanto, es sugiere que la concentración de mercurio en verduras y cereales sea mucho más baja que 0,1 ppm, los análisis realizados en el perejil muestran presencia de mercurio, sin embargo, estos no superan los límites permisibles establecidos, la presencia de mercurio en las plantas tiene como razón principal, su absorción de este metal por parte de sus raíces y transporte a sus hojas, a partir del suelo (Ortega, 2011, p.34)

La disponibilidad y estabilidad del mercurio o compuestos de mercurio en los sistemas de suelo y planta están asociados con el pH, la textura, potencial redox, humedad del suelo, contenido de materia orgánica y la forma del mercurio. Esto implica que un alto pH, cantidad de arcilla y contenido de materia orgánica ayudan a la sorción del mercurio por suelos. Por otro lado, la materia orgánica es el absorbente natural más efectivo para el mercurio en suelos ácidos (pH < 4) (Ortega, 2011).

3.3.3. Factores de bioacumulación

Tabla 7-3: Resultados de los factores de bioacumulación y traslocación

Tratamiento	Cd		Hg	
	BCF	TF	BCF	TF
SN	0,501	0,93	0,947	1,158
SC	0,436	2,06	0,901	1,054
<i>F-ANOVA</i>	2,564 NS	425,973***	1,122 NS	949,245***

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

SN = Suelo sin enmienda, SC= Suelo con compost, Cd= Cadmio, Hg= Mercurio, BCF= Factor de bioacumulación, TF= Factor de traslocación

*** Diferencia significativa con un 99,9 % de confiabilidad; ** Diferencia significativa con un 99% de confiabilidad; * Diferencia significativa con un 95% de confiabilidad; NS= no significativo.

Con los resultados obtenidos de suelo y plantas se realizaron los cálculos para determinar el factor de bioconcentración (BCF), el cual indica la capacidad o eficiencia de las plantas para acumular metales pesados en la raíz con relación a la concentración de metales existente en el suelo; y el factor de translocación (TF) el cual indica la absorción de metales pesados que realizan las plantas a los diferentes órganos vegetativos desde la raíz (Castro et al, 2018, p. 472).

Algunos autores mencionan que un valor de $TF > 1$, se considera a las plantas como acumuladoras de metales pesados, (Castro et al, 2018, p. 472), para el caso del BCF valores > 1 indican que las plantas son potencialmente hiperacumuladoras y aquellas especies que poseen un $BCF < 1$ son exclusoras (Medina y Montano, 2014, p. 22).

3.3.3.1. Factor de bioconcentración (BCF)

a) Cadmio

La biomasa analizada tanto para las muestras de suelo sin enmienda (SN) y suelo con compost (SC) presentan un $BCF < 1$, lo cual indica que la planta es exclusora de este metal en las raíces. Los valores obtenidos se encuentran entre 0,436 – 0,501 lo cual no representa una significancia significativa.

b) Mercurio

La biomasa analizada tanto para las muestras de suelo sin enmienda (SN) y suelo con compost (SC) presentan un $BCF < 1$, lo cual indica que la planta es exclusora de este metal en las raíces. Los valores obtenidos se encuentran entre 0,901 – 0,947 lo cual no representa una significancia significativa.

3.3.3.2. Factor de translocación (TF)

a) Cadmio

La biomasa analizada para las muestras de suelo sin enmienda (SN) presentan un $TF < 1$ lo cual indica que las plantas tienen un transporte ineficaz, por otro lado, en el caso de las plantas analizadas para el suelo con compost (SC) presentan un $TF > 1$ que indica que las plantas tienen un proceso eficiente de transporte del cadmio por lo que es absorbido por la parte aérea.

b) Mercurio

La biomasa analizada tanto para las muestras de suelo sin enmienda (SN) y suelo con compost (SC) presentan un TF >1, lo cual señaló la capacidad de la planta para actuar como un fitoestabilizador, siempre que los cultivos correspondieran a bajos contenidos de este metal, además, indican que la planta tiene un proceso eficiente de transporte de mercurio y que la parte aérea lo está absorbiendo. Observando los valores obtenidos se establece un rango entre 1,054 – 1,158 lo cual representa una un nivel de significancia menor al 0,1%.

3.3.4. Parámetros comerciales de las plantas

Tabla 8-3: Resultados de los parámetros comerciales de las plantas

Suelo	Peso Biomasa (kg/caballón)	Número plantas (N° de plantas/caballón)	Peso fresco de la planta (kg)	Altura planta (cm)	Ancho hojas (cm)
SN	4,267	12,22	0,353	80,733	4,022
SC	4,844	13,00	0,380	86,000	3,200
F-ANOVA	0,453 NS	1,225 NS	0,140 NS	3,203 NS	4,484 NS

Realizado por: Asitimbay, A.; Yumiseba, M. 2021.

SN= Suelo sin enmienda, SC= Suelo con compost.

*** Diferencia significativa con un 99,9 % de confiabilidad; ** Diferencia significativa con un 99% de confiabilidad;

* Diferencia significativa con un 95% de confiabilidad; NS= no significativo.

Los resultados obtenidos mediante el software SPSS muestran que no hay diferencia significativa entre tratamientos, no obstante, hay una ligera mejora en los parámetros comerciales de las plantas cultivadas con compost en consideración a las plantas cultivadas sin enmiendas.

A cerca de las características del cultivo se puede observar un promedio de 12,22 y 13 plantas por caballón y un peso promedio de cada planta de perejil de 0,353 kg en el SN y 0,380 kg en el SC; resultados similares se obtuvieron en otros estudios, donde se menciona que las plantas de perejil cultivadas pesan alrededor de 0,379 kg (Zaráuz, 2013, p.54). Es necesario destacar que el perejil pertenece a la familia de las umbelíferas, la cual corresponde a una planta bianual ó anual, según la época de siembra, tiene alturas aproximadas de 15 a 50 cm, de porte vigoroso y referente al ancho de sus hojas se encuentran entre 0,7 a 2 cm (SINAVIMO, s.f). En cuanto al rendimiento de un cultivo de perejil depende mucho de su estado vegetativo y de la altura del mismo al realizar los cortes de los tallos. Se considera que en un cultivo generalmente se obtiene alrededor de 1,5 a 2 kg de biomasa por metro cuadrado. Con esto se puede corroborar que las características de nuestro cultivo son las adecuadas.

Es necesario añadir que el perejil no exige mucho referente a la calidad del terreno, logrando un mejor crecimiento y desarrollo en suelos profundos, sueltos y ligeros y que no tengan excesiva materia orgánica; crece bien en suelos de origen aluvional, bien estructurados, ricos en humus y que tengan buena retención de humedad además de estar bien drenados; en cuanto a su textura se menciona que pueden ser suelos desde areno-arcillosos hasta arcillosos. En torno al pH del suelo, preferentemente se requieren suelos neutros o en su defecto ligeramente ácidos, pues no toleran un pH inferior a 6,5 ni superior a 8 (SINAVIMO, s.f).

CONCLUSIONES

- Se realizó la caracterización físico química del suelo del área de estudio (Mocha), donde se presentaron valores de pH, CE, densidad y materia orgánica dentro de los rangos de calidad de un suelo. Cabe recalcar que el suelo analizado presenta mayor porcentaje de arena por lo que la textura predominante en el suelo analizado es franco arenoso, razón por la cual, existen pocas reservas de nutrientes, no obstante, los niveles de macronutrientes (P, K, C, N) cumplen con los requerimientos mínimos evidenciando que hay una mayor concentración de nutrientes en el suelo tratado con compost.
- Se determinó las concentraciones de metales pesados en la Biomasa, evidenciando su capacidad de acumulación tanto en raíces como en hojas, es importante tomar en cuenta que estas concentraciones son muy bajas y que se encuentran por debajo del límite permisible establecido. Para la evaluación de bioacumulación de MP se usaron los factores (BCF) y (TF), con relación al factor (BCF), la biomasa analizada tanto para las muestras de suelo sin enmienda (SN) y suelo con compost (SC) presentaron un BCF <1 para ambos metales Cd y Hg, lo cual indica que las plantas son exclusoras de estos metales en las raíces. Los valores obtenidos para el Cd están entre 0.436-0.501, y para el Hg entre 0.901–0.947. Respecto al (TF) para el cadmio, en el (SN) el TF es <1 teniendo un transporte poco eficiente, y en el (SC) presentan un TF >1 lo que indica que las plantas tienen un proceso eficiente de transporte del cadmio de la raíz hacia las hojas. Para el mercurio, la biomasa analizada tanto para las muestras de suelo sin enmienda (SN) y suelo con compost (SC) presentan un TF >1 , lo cual señala que hay un buen transporte del metal de la raíz hacia las hojas, los valores obtenidos están entre 1.054 – 1.158.
- Las concentraciones del metal pesado Cd en las muestras de suelo antes del cultivo tuvieron un promedio de 0.19 ppm para el tratamiento sin enmienda y 0.14 ppm para el tratamiento con compost, luego del cultivo se obtuvieron promedios de 0.12 ppm para el SN y 0.06 ppm para el SC, la disminución del metal tiene como razón principal su transferencia hacia las plantas así como también el proceso de autodepuración del suelo, siendo mejor en el tratamiento con compost, esto demuestra la efectividad del estudio de biorremediación. Por otro lado, el metal pesado Hg en las muestras de suelo antes del cultivo tuvieron un promedio de 0.05 ppm para el tratamiento sin enmienda y 0.06 ppm para el tratamiento con compost, luego del cultivo se obtuvieron promedios de 0.05 ppm para el SN y 0.04 ppm para el SC, mostrando una ligera disminución de Hg en el tratamiento con compost. Es necesario señalar que estas concentraciones de MP en suelos son bajas y están por debajo del límite máximo permisible que establece la norma ambiental ecuatoriana.
- Se identificaron las características morfológicas del cultivo, en donde se analizaron los parámetros comerciales del perejil, mostrando estar dentro del rango de calidad establecido

por varios autores, las plantas tratadas con compost tienen una ligera mejora en consideración a las plantas sin enmiendas, cabe recalcar que la utilización de enmiendas orgánicas como el compost ayudaron a mejorar la capacidad de fitoextracción del metal por parte de las plantas. En torno al contenido de nutrientes, las plantas no presentan ningún déficit del mismo, presentaron una mayor concentración de K, C y Na en plantas tratadas con compost, y una mayor concentración de P y N en plantas sin enmiendas.

RECOMENDACIONES

- Desarrollar nuevas investigaciones relacionadas con el tema en otros lugares contaminados o expuestos a ceniza volcánica, de tal modo que se puedan comparar los resultados y a su vez mejorar las alternativas y opciones que se proponen a los agricultores para contrarrestar el efecto nocivo que pueden causar los metales pesados en sus cultivos.
- Se recomienda el uso de compost proveniente de residuos agroindustriales como enmienda orgánica para la biorremediación de suelos contaminados por metales pesados, como una opción amigable con el ambiente y económica para los agricultores del Cantón Mocha.

BIBLIOGRAFÍA

ACUERDO MINISTERIAL 097. *Anexo 2 del libro VI del texto unificado de legislación secundaria del ministerio del ambiente: Norma de calidad ambiental del recurso suelo y criterios de remediación para suelos contaminados.*

ACUÑA, Krupskaia. Análisis de las cenizas del Tungurahua (Granulométrico, de componentes y químico) en la primera fase eruptiva de 2010 (Enero-Marzo) [en línea] (Trabajo de titulación). Escuela Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería en Geología y Petróleos. Quito-Ecuador. 2017. pp. 32-81. [Consulta: 14 agosto 2021]. Disponible en: <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/18819>

ABI-SAAB, Rosana. Evaluación de la calidad del suelo, en el sistema productivo orgánico la estancia, Madrid, Cundinamarca, 2012. utilizando indicadores de calidad de suelos [en línea] (Trabajo de titulación). Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá-Colombia. 2012. p. 60. [Consulta: 20 enero 2022]. Disponible en: <https://repository.javeriana.edu.co/bitstream/handle/10554/8990/AbiSaabArriecheRosana2012.pdf?sequence=1>

AGROCALIDAD. *Productores afectados por la caída de ceniza reciben ayuda del gobierno nacional* [blog]. Quito: 21 septiembre, 2020. [Consulta: 17 julio 2021]. Disponible en: <https://www.agrocalidad.gob.ec/productores-afectados-por-la-caida-de-ceniza-reciben-ayuda-del-gobierno-nacional/>

ÁLVAREZ, Carina; & RIMSKI-KORSAKOV, Helena. *Manejo de la fertilidad del suelo en planteos orgánicos* [en línea]. Buenos Aires-Argentina: Editorial Facultad de Agronomía Universidad de Buenos Aires, 2015. [Consulta: 12 agosto 2021]. ISBN: 978-987-3738-08-1. Disponible en: https://www.ciaorganico.net/documypublic/126_libro_fertilidad_de_suelos-pvo_isbn.pdf#page=59

ANDRADES, Marisol; et al. *Prácticas de edafología: métodos didácticos para análisis de suelos* [en línea]. La Rioja-España: Servicio de Publicaciones, 2015. [Consulta: 07 agosto 2021]. ISBN 978-84-608-5117-2. Disponible en: <https://publicaciones.unirioja.es/catalogo/monografias/mdaa15.shtml>

AREQUIPA, Angélica. Evaluación del impacto por caída de ceniza en la agricultura y ganadería en las comunidades de San Juan, Pillate, Santa Fe de Galán, Ganshi y Pachanillay por la actividad del volcán Tungurahua en el período 1999- marzo 2014 [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Central del Ecuador, Facultad de Ingeniería en Geología, Minas, Petróleos y Ambiental. Quito-Ecuador. 2018. pp. 15-32. [Consulta: 12 agosto 2021]. Disponible en: <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/16724/1/T-UCE-0012-FIG-042.pdf>

ARRIECHE, Isabel; et al. “Interferencia de cloruros en la determinación del carbono orgánico en suelos agrícolas”. *Multiciencias* [en línea], 2013, (Venezuela) 13(4), pp. 381-388. [Consulta: 10 enero 2021]. ISSN 1317-2255. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/904/90430055006.pdf>

ARROYAVE, Catalina; et al. “Evaluación de la bioacumulación y toxicidad de cadmio y mercurio en pasto llanero (*brachiaria dictyoneura*)”. *Vitae, Revista de la facultad de química farmacéutica* [en línea], 2010, (Colombia) 17(1), pp. 45-49. [Consulta: 13 agosto 2021]. ISSN 0121-4004. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/vitae/v17n1/v17n1a06.pdf>

BARRIO, Noelia. Metales pesados en suelos y sus efectos sobre la salud [en línea] (Trabajo de fin de grado). Universidad Complutense, Facultad de farmacia, Madrid. 2017. pp. 1-20. [Consulta: 14 agosto 2021]. Disponible en: <https://eprints.ucm.es/55568/>

BAUTISTA, Francisco. *Introducción al estudio de la contaminación del suelo por metales pesados* [en línea]. Mérida-México: Ediciones de la Universidad autónoma de Yucatán, 1999. [Consulta: 10 agosto 2021]. ISBN 968-7556-82-X. Disponible en: <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=yE2Jq3z7ex4C&oi=fnd&pg=PA17&dq=contaminacion+del+suelo&ots=me0apqAgpM&sig=meoVnOoUKiys7TKFzkHAds1cf7M#v=onepage&q=contaminacion%20del%20suelo&f=false>

BEAGLEHOLE, Robert; et al. *Epidemiología básica (Reimpresión actualizada)* [en línea]. Washington, D.C.-Estados Unidos de América: Organización Panamericana de la Salud, 2003. [Consulta: 13 agosto 2021]. ISBN: 92 4 154446 5. Disponible en: <https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/3311/Epidemiolog%C3%ADa%20b%C3%A1sica.pdf?sequence=1>

BONADEO, Elena; et al. *Sistema suelo-planta* [en línea]. Río Cuarto – Argentina: UniRío Editora, 2017. [Consulta: 15 agosto de 2021]. ISBN: 978-987-688-230-9. Disponible en: <http://www.unirioeditora.com.ar/wp-content/uploads/2018/08/978-987-688-230-9.pdf>

BRICEÑO, Jorge; et al. “Evaluación del contenido de metales en suelos y tejidos comestibles de *Allium fistulosum L.* cultivado en zonas cercanas al volcán Tungurahua”. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida* [en línea], 2020, (Ecuador) (10) 32(2), pp. 114-126. [Consulta: 05 agosto 2021]. ISSN 1390-8596. Disponible en: http://scielo.senescyt.gob.ec/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1390-85962020000200114

BUAP. *Beneficiosa la ceniza volcánica para suelos y plantas.* [en línea] 2012. [Consulta: 13 agosto 2021]. Disponible en: http://cmas.siu.buap.mx/portal_pprd/wb/comunic/beneficiosa_la_ceniza_volcanica_para_suelos_y_1831#:~:text=Las%20part%C3%ADculas%20de%20ceniza%20son,pierde%20por%20el%20uso%20agr%C3%ADcola.

BUENO, Ricardo; & FERNÁNDEZ, John. “La capacidad de intercambio catiónico del suelo: una bóveda de nutrición clave en la producción de alimentos”. *Ámbito investigativo: Revistas Unisalle* [en línea], 2019, (Colombia) 4(1), pp. 6-12. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 2500-5790. Disponible en: <https://ciencia.lasalle.edu.co/ai/vol4/iss1/2/>

BROWN, Sally; et al. *Beneficial Co-Utilization of Agricultural, Municipal and Industrial by-Products* [en línea]. USA: Springer Science+Business Media, B.V, 1998. p.367. [Consulta: 26 enero 2022]. ISBN 978-94-010-6128-5. Disponible en: https://books.google.com.ec/books?id=C0XrCAAAQBAJ&pg=PA365&lpg=PA365&dq=no3+po4+so4+cl+en+compost&source=bl&ots=XG1kHEN_9k&sig=ACfU3U2QzesxLEVnVM-OxHv_YiJhmLwr2Q&hl=es&sa=X&ved=2ahUKEwjimpu1j_H1AhW9RTABHUspDD4Q6AF6BAg4EAM#v=onepage&q&f=false

CADENA, Eliana. Tendencias estacionales del sedimento de ceniza proveniente de erupciones vulcanianas del volcán Tungurahua, periodo 2015- 2019 [en línea] (Trabajo de integración curricular). Universidad San Francisco de Quito USFQ. Quito-Ecuador. 2019. p.21. [Consulta: 13 julio 2021]. Disponible en: <https://repositorio.usfq.edu.ec/bitstream/23000/8988/1/124902.pdf>

CALVACHE, Marcelo. *Física de suelos y su relación con los problemas ambientales* [en línea]. Ecuador: XII Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo, 17-19 noviembre, 2010. [Consulta: 19 enero 2022]. Disponible en: <http://www.secsuelo.org/wp-content/uploads/2015/06/8.-Marcelo-Calvache.-Fisica-de-suelos-y-ambiente-SECS-2010.pdf>

CAMACHO, Jesús; et al. “Evaluación de textura del suelo con espectroscopía de infrarrojo cercano en un oxisol de Colombia”. *Colombia Forestal* [en línea], 2017, (Colombia) 20(1), pp. 5-18. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 0120-0739. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/4239/423949141001.pdf>

CAMARGO, Juan; et al. “Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia”. *Acta Agronómica* [en línea], 2015, (Colombia) 64(2), pp. 165-177. [Consulta: 22 enero 2022]. ISSN 0120-2812. Disponible en: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122015000200008

CAMPITELLI, Paola. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Córdoba-Argentina. 2010. pp. 71-72. [Consulta: 21 enero 2022]. Disponible en: <https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/4726/Campitelli%2c%20Paola.%20Calidad%20de%20compost%20y%20vermicompuestos%20para%20su%20uso...%20.pdf?sequence=6&isAllowed=y>

CASAL, Jorge. *Las plantas, entre el suelo y el cielo* [en línea]. Buenos Aires- Argentina: Eudeba, 2007 [Consulta: 16 agosto 2021]. Disponible en: <https://elibro.net/es/ereader/epoch/101393>

CASTRO, Numa; et al. "Metales pesados en leche de vacas alimentadas con alfalfa producida en suelos irrigados con aguas residuales en Puebla y Tlaxcala, México". *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* [en línea], 2018, (México) 9(3), pp. 466-485. [Consulta: 17 agosto 2021]. ISSN 2448-6698. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-11242018000300466&lng=es&nrm=iso&tlng=es

CATALÁN, Guillermo. *El pH del suelo en la agricultura* [blog]. España: Agropal, 8 septiembre, 2016. [Consulta: 10 enero 2022]. Disponible en: <http://www.agropal.com/es/el-ph-del-suelo/>

CHAPARRO, Amanda; et al. “Desarrollo y validación de un método ambientalmente amigable para determinación de metales pesados en pastos”. *Revista de Ciencias Agrícolas* [en línea], 2016, (Colombia) 33(2), pp. 3-15. [Consulta: 11 agosto 2021]. ISSN 0120-0135. Disponible en: <http://www.scielo.org.co/pdf/rcia/v33n2/v33n2a01.pdf>

CHÁVEZ, Alejandro. Comparación de dos métodos de determinación de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de la región central de Honduras [en línea] (Trabajo de titulación). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano Honduras. Honduras. 2015. p. 1. [Consulta: 12 agosto 2021]. Disponible en: <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/4564/1/CPA-2015-021.pdf>

CONTRERAS, Melissa; et al. Eficiencia del compostaje y vermicompostaje en la biorremediación de suelos contaminados con cadmio y plomo por pasivos ambientales mineros de Huamantanga – Canta [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Nacional del Callao. Callao, Perú. 2021. p.25. [Consulta: 09 agosto 2021]. Disponible en: <http://repositorio.unac.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12952/5802/TESES-%20CONTRERAS%2c%20CUBA%2c%20ROJAS-%20FIARN-2021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

COVARRUBIAS, Sergio; & CABRIALES, Juan. “Contaminación ambiental por metales pesados en México: problemática y estrategias de fitorremediación”. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* [en línea], 2017, (México) 33, pp. 7-21. [Consulta: 11 agosto 2021]. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.esp01.01. Disponible en: <https://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/view/RICA.2017.33.esp01.01/46640>

CREMONA, María; & ENRIQUEZ, Andrea. “Algunas propiedades del suelo que condicionan su comportamiento: El pH y la conductividad eléctrica”. *Revista Presencia N° 73* [en línea], 2020, (Ecuador), pp. 5-8. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 0326-7040. Disponible en: <https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/handle/20.500.12123/7709>

DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA DE AUSTRALIA. *Soil organic carbón* [en línea].2013. [Consulta: 09 enero de 2022]. Disponible en: <https://www.agric.wa.gov.au/sites/gateway/files/2.4%20Soil%20organic%20carbon.pdf>

DEPARTAMENTO DE AGRICULTURA DE LOS ESTADOS UNIDOS DE NORTEAMÉRICA (USDA). *Guía para la Evaluación de la Calidad y Salud del Suelo* [en línea]. Estados Unidos, 1999. [Consulta: 15 agosto 2021]. Disponible en: https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051913.pdf

DIEZ, María; et al. *Capacidad de depuración del suelo frente al Cu y Pb* [en línea]. Granada-España: Ediciones Universidad Salamanca, 2002. [Consulta: 18 julio 2021]. ISBN 84-7800-811-X. Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/comun/trabajos/calidad/textodep.htm>

FAIN BINDA, Virginia; et al. “Índice de germinación como indicador de madurez en compost de residuos de incubación”. *Revista de Tecnología Agropecuaria-RTA* [en línea], 2018, (Argentina) 10(37), pp. 54-57. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 2469-1654X. Disponible en: <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/3566>

FAO. *El suelo es un recurso no renovable su conservación es esencial para la seguridad alimentaria y nuestro futuro sostenible* [blog]. Italia: 2015. [Consulta: 24 julio 2021]. Disponible en: <http://www.fao.org/3/i4373s/i4373s.pdf>

FAO. *La contaminación de los suelos está contaminando nuestro futuro* [blog]. FAO, 02 de mayo, 2018. [Consulta: 16 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.fao.org/fao-stories/article/es/c/1126977/>

FERRANDO, Marcelo. *Curso de Fertilidad de Suelos – Fósforo* [blog]. Uruguay: 2013. [Consulta: 12 octubre 2021]. Disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/fertilidad/curso/docs/Fosforo.pdf>

FERTIBOX. *El sodio y su importancia en el crecimiento vegetal* [blog]. Fertibox, 03 febrero, 2020. [Consulta: 23 enero 2022]. Disponible en: <https://www.fertibox.net/single-post/sodio-agricultura>

FERTIBOX. *El potasio y su importancia en el crecimiento vegetal* [blog]. Fertibox, 16 diciembre, 2019. [Consulta: 23 enero 2022]. Disponible en: <https://www.fertibox.net/single-post/potasio-agricultura>

FLOLLIOTT, Peter; & THAMES, John. *Recolección, manipuleo, almacenaje y pre-tratamiento de las semillas de prosopis en América Latina* [en línea]. Arizona-USA: FAO, 1983. [Consulta: 16 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.fao.org/3/Q2180S/Q2180S12.htm>

FUNDACIÓN CHILE (FCH). *Manual de Tecnologías de Remediación de Sitios Contaminados* [blog]. 2015. [Consulta: 06 septiembre 2021]. Disponible en: <https://fch.cl/publicacion/manual-de-tecnologias-de-remediacion-de-sitios-contaminados/>

GALÁN, Emilio; & ROMERO, Antonio. “Contaminación de Suelos por Metales Pesados”. *Macla: revista de la Sociedad Española de Mineralogía* [en línea], 2008, (España) (10), pp. 48-60. [Consulta: 28 julio 2021]. ISSN 1885-7264. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6404529>

GALLART, Fernando. La conductividad eléctrica del suelo como indicador de la capacidad de uso de los suelos de la zona norte del Parque Natural de la Albufera de Valencia [en línea] (Trabajo de fin de grado). Universitat Politècnica de València, Escola Tècnica Superior D'Enginyeria Agronòmica i del Medi Natural. Valencia-España. 2017. p. 25. [Consulta: 12 agosto 2021]. Disponible en: <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/94368/GALLART%20-%20La%20conductividad%20el%C3%A9ctrica%20del%20suelo%20como%20indicador%20de%20la%20capacidad%20de%20uso%20de%20los%20suelo....pdf?sequence=1>

GARCÍA, Eva; et al. *Determinación de polifenoles totales por el método de Folin-Ciocalteu.* [en línea] 2015. Universitat Politècnica de València. pp.1-10. [Consulta: 15 agosto 2021]. Disponible en: <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/52056/Garcia%20Mart%c3%adnez%20et%20al.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

GOETSCHER, L. *Los Metales Pesados: un Desafío para la Inocuidad Alimentaria en el Ecuador* [en línea]. UDLA, 2018. [Consulta: 11 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.udla.edu.ec/wp-content/uploads/2019/02/Los-Metales-Pesados-un-Desaf%20para-la-Inocuidad-Alimentaria-en-el-Ecuador-Lorena-Goetschel.pdf>

GUEVARA, A; et al. “Evaluación de la influencia de la ceniza volcánica sobre suelos agrícolas aledaños al volcán Tungurahua”. *Gestión del riesgo*, n° 6 (2009), (Ecuador) pp.21.

GUEVARA, Alicia. Estudio de las propiedades de las cenizas del volcán Tungurahua, Ecuador, para identificar los factores que determinan su impacto en suelos y cultivos [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Católica de Lovaina. Lovaina-Bélgica. 2015. p. 32. [Consulta: 13 agosto 2021]. Disponible en: <https://dial.uclouvain.be/pr/boreal/object/boreal:170338>

GUPTA, I.C; et al. *Standard Methods for Analysis of Soil Plant and Water* [en línea]. Daryaganj New Delhi-India: Scientific Publishers, 2012. [Consulta: 07 agosto 2021]. Disponible en: https://books.google.com.ec/books?id=bwQ5DwAAQBAJ&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false

HACH LANGE GMBH. *LCK 049 Orthophosphate* [blog]. 2019. [Consulta: 17 agosto 2021]. Disponible en: <https://aquaanalytics-tekhnika.ru/assets/products/87/hach-lck049-ortofosfatmetodika.pdf>

HACH LANGE GMBH. *LCK 153 Sulphate* [blog]. 2019. [Consulta: 17 agosto 2021]. Disponible en: <https://aquaanalytics-tekhnika.ru/assets/products/169/hach-lck153-sulfat-metodika.pdf>

HACH LANGE GMBH. *LCK 340 Nitrate* [blog]. 2019. [Consulta: 17 agosto 2021]. Disponible en: <https://aquaanalytics-tekhnika.ru/assets/products/129/hach-lck340-nitrat-metodika.pdf>

HERNÁNDEZ, Gil. *Nutrición Mineral de las Plantas* [blog]. Venezuela: Libro Botánica Online, 08 octubre, 2002. [Consulta: 18 enero 2022]. Disponible en: <http://www.forest.ula.ve/~rubenhg/nutricionmineral/>

INSTITUTO GEOFÍSICO DE LA POLITÉCNICA NACIONAL (IG-EPN). *Clasificación de volcanes en el ecuador* [blog]. Quito: 2017. [Consulta: 04 julio 2021]. Disponible en: <https://www.igepn.edu.ec/red-de-observatorios-vulcanologicos-rovig>

INSTITUTO GEOFÍSICO DE LA POLITÉCNICA NACIONAL (IG-EPN). *Tungurahua* [blog]. Quito. [Consulta: 13 julio 2021]. Disponible en: <https://www.igepn.edu.ec/tungurahua>

INTAGRI. *Fijación de Potasio en el Suelo* [blog]. Argentina: 11 enero, 2019. [Consulta: 08 enero 2022]. Disponible en: <https://www.intagri.com/articulos/suelos/fijacion-de-potasio-en-el-suelo>

JIMÉNEZ, R. *Introducción a la contaminación de suelos* [en línea]. Madrid-España: Mundi-prensa, 2017. [Consulta: 10 agosto 2021]. ISBN 978-84-8476-789-3. Disponible en: <https://books.google.com.ec/books?id=iZg6DwAAQBAJ&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>

JUMBO, Betty. *21 años de permanentes e intensas erupciones volcánicas* [blog]. Ecuador: El Comercio, 25 septiembre, 2020. [Consulta: 13 julio 2021]. Disponible en: <https://www.elcomercio.com/actualidad/ecuador/ecuador-erupciones-volcanicas-intensidad-monitoreo.html>

LÓPEZ, Francisco; & LÓPEZ, Luis. “Selenio y salud; valores de referencia y situación actual de la población española”. *Nutrición Hospitalaria* [en línea], 2013, (España) 28(5), pp. 1396-1406. [Consulta: 25 agosto 2021]. ISSN 0212-1611. Disponible en: <https://scielo.isciii.es/pdf/nh/v28n5/05revision04.pdf>

MALDONADO, Fausto; et al. “Enfermedades respiratorias restrictivas-obstructivas y ceniza del volcán Tungurahua en el año 2007”. *La Ciencia al Servicio de la Salud*. [En línea], 2018, (Ecuador) 9(2), pp. 7-13. [Consulta: 10 agosto 2021]. ISSN 1390-874X. Disponible en: <http://revistas.esPOCH.edu.ec/index.php/cssn/article/view/86/86>

MARTÍNEZ GUIJARRO, María. *Análisis Instrumental. Espectrometría de Absorción Atómica (EAA)* [en línea]. 2020. Valencia, España, pp. 8-9. [Consulta: 06 agosto de 2021]. Disponible en: <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/138418/Mart%20adnez%20-%20An%20alisis%20Instrumental.%20Espectrometr%20ada%20de%20Absorci%20b3n%20At%20mica%20%28EAA%29.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

McKean, Sheila. *Manual de Análisis de Suelos y Tejido Vegetal* [en línea]. 1993. [Consulta: 18 enero 2022]. Disponible en: http://ciat-library.ciat.cgiar.org/Articulos_Ciat/Digital/S593.M2_Manual_de_an%20C3%A1lisis_de_suelos_y_tejido_vegetal_Una_gu%20C3%ADa_te%20C3%B3rica_y_pr%20C3%A1ctica_de_metodologia.pdf

MEDINA, Katy; & MONTANO, Yeidy. Determinación del factor de bioconcentración y traslocación de metales pesados en el *juncus arcticus* willd. y *cortaderia rudiusscula* stapf, de áreas contaminadas con el pasivo ambiental minero Alianza - Ancash 2013 [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Nacional “Santiago Antúnez de Mayolo”, Facultad de Ciencias del Ambiente. Ancash-Perú. 2014. pp. 18-23. [Consulta: 15 agosto 2021]. Disponible en: <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/18819>

MINISTERIO DE LA PRESIDENCIA. *Real Decreto por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados* [en línea], Ecuador: 2015, [Consulta: 16 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/pdf/2005/BOE-A-2005-895-consolidado.pdf>

MINISTERIO DE SALUD PÚBLICA. *Informe de situación Tungurahua* [blog]. Tungurahua: Dirección nacional de gestión de riesgos, 1 marzo, 2016. [Consulta: 02 agosto 2021]. Disponible en: <https://reliefweb.int/sites/reliefweb.int/files/resources/Ec-InfomedeSituacionTungurahua%2020160302.pdf>

MINISTERIO DEL AMBIENTE. *Efectos y consecuencias de las erupciones volcánicas* [en línea], Ecuador: 2016, [Consulta: 16 agosto 2021]. Disponible en: https://www.ambiente.gob.ec/wpcontent/uploads/downloads/2017/03/ECOCIENCIA_VOL_2.pdf

MOLINA, Andrea. Selenio: Un elemento tóxico y esencial [en línea] (Trabajo de fin de grado). Universidad Complutense, España. 2019. [Consulta: 17 agosto 2021]. Disponible en: <http://147.96.70.122/Web/TFG/TFG/Memoria/ANDREA%20ESTEFANIA%20MOLINA%20MAISINCHO.pdf>

MOREAL, Annia. *Perejil: Propiedades, beneficios y valor nutricional de una hierba sana y sabrosa* [blog]. La vanguardia, 07 julio, 2018. [Consulta: 23 enero 2022]. Disponible en: <https://www.lavanguardia.com/comer/al-dia/20180701/45465808141/perejil-beneficios-propiedades-valor-nutricional.html>

MUNIVE, Rubén; et al. “Absorción de plomo y cadmio por girasol de un suelo contaminado, remediado con enmiendas orgánicas en forma de compost y vermicompost”. *Scientia Agropecuaria* [en línea], 2020, (Perú) 11(2), pp.177-186. [Consulta: 22 enero 2022]. ISSN 2077-9917. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2077-99172020000200177

NAVARRO, Julio; et al. “Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas”. *Revista Científica de Ecología y Medio Ambiente* [en línea], 2007, (España) 16(2), pp. 10-25. [Consulta: 11 agosto 2021]. ISSN 1132-6344. Disponible en: <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/125>

NORMA TÉCNICA ECUATORIANA NTE INEN-CODEX 193:2013. *Norma general para los contaminantes y toxinas presentes en los alimentos y piensos*

OMUTO, C.T; et al. *Mapeo de suelos afectados por salinidad – Manual técnico* [en línea]. Roma-Italia: FAO, 2021. [Consulta: 17 enero 2022]. ISBN 978-92-5-133840-7. Disponible en: https://www.fao.org/3/ca9215es/ca9215es.pdf?fbclid=IwAR1XCdsAgyM9Uqxf__dE9aRZN0cT1J9Urayg9LKufivMHzyu1-MXywLGd4w

ORTEGA, Juana; & MEJÍA, Martha. Causas y consecuencias de la contaminación del suelo [En línea] (Investigación Documental). Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. Juigalpa-Nicaragua. 2014. p. 10. [Consulta: 14 agosto 2021]. Disponible en: <https://repositorio.unan.edu.ni/774/1/10397.pdf>

ORTEGA, Rafael; et al. “Acumulación de mercurio (Hg) por caña flecha (*Gynerium sagittatum*) (Aubl) Beauv. in vitro”. *Revista Colombiana de Biotecnología* [en línea], 2011, (Colombia) 13(1), pp. 33-41. [Consulta: 23 enero 2022]. ISSN 0123-3475. Disponible en: <https://revistas.unal.edu.co/index.php/biotecnologia/article/view/22923>

ORTIZ, Irene; et al. *Técnicas de recuperación de suelos contaminados* [en línea]. España: Universidad de Alcalá, 2007, pp.33-41. [Consulta: 30 julio 2021]. Disponible en: <http://www.madrid.org/bvirtual/BVCM001700.pdf>

OSORIO, N.W. “pH del suelo y disponibilidad de nutrientes”. *Revista de Manejo Integral del Suelo y Nutrición Vegetal* [en línea], 2012, (Colombia) 1(4), pp. 1-4. [Consulta: 12 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.bioedafologia.com/sites/default/files/documentos/pdf/pH-del-suelo-y-nutrientes.pdf>

PALADINES ERREIZ, Julia Liliana; & ZAMORA ROSERO, Carla Patricia. Impacto provocado por el volcán Tungurahua en la salud de los pobladores de Penipe durante el periodo eruptivo comprendido entre el año 2003-2010 [En línea] (Trabajo de titulación). Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Facultad de Medicina. Quito-Ecuador. 2011. pp. 41-46. [Consulta: 08 julio 2021]. Disponible en: <http://repositorio.puce.edu.ec/bitstream/handle/22000/4447/TESIS.pdf?sequence=3&isAllowed=y>.

PANEQUE, Pérez; et al. *Manual de técnicas analíticas para análisis de suelo, foliar, abonos orgánicos y fertilizantes químicos* [en línea]. La Habana-Cuba: Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, 2010. [Consulta: 08 agosto 2021]. ISBN: 978-959-7023-51-7. Disponible en: https://docplayer.es/13119861-Manual-de-tecnicas-analiticas-para-analisis-de-suelo-foliar-abonos-organicos-y-fertilizantes-quimicos.html#download_tab_content

PAYERAS, Antoni. *Ácidos húmicos y Ácidos Fúlvicos* [blog]. Bonsai Menorca. [Consulta: 15 agosto 2021]. Disponible en: <http://www.bonsaimenorca.com/articulos/articulos-tecnicos/acidos-humicos-y-acidos-fulvicos/#:~:text=Los%20%C3%A1cidos%20h%C3%BAmicos%20y%20f%C3%BAlvicos%20son%20complejas%20agrupaciones%20macromoleculares%20en,alif%C3%A1ticos%20sintetizados%20por%20ciertos%20microorganismos>

PERDOMO, Carlos. *Nitrógeno-Área de suelos y aguas cátedra de fertilidad* [en línea]. Uruguay: Facultad de Agronomía, Universidad de la República. [Consulta: 19 enero 2022]. Disponible en: <http://www.fagro.edu.uy/fertilidad/publica/Tomo%20N.pdf>

PEREIRA, César; et al. *Edafología I* [en línea]. México: UAEH, 2011. [Consulta: 15 enero 2022]. Disponible en: <https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/7381/edafologia.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

PEREIRA, César; et al. *Sistemas de Producción Vegetal II* [en línea]. México: UAEH, 2011. [Consulta: 16 agosto 2021]. ISBN: 978-607-482-261-8. Disponible en: <https://www.uaeh.edu.mx/investigacion/productos/4781/>

PÉREZ, Fernando. *Parte III-Nutrición mineral* [en línea]. Perú: Universidad Nacional de Ucayali, 2017. [Consulta: 22 enero 2022]. Disponible en: <https://biblioteca.unu.edu.pe/wp-content/uploads/2016/06/LIBRO-P12.pdf>

PRIETO, Judith; et al. “Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua”. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* [en línea], 2009, (México) 10(1), p. 5. [Consulta: 11 agosto 2021]. ISSN 1870-0462. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/939/93911243003.pdf>

RÁBAGO, Isaura. Capacidad de amortiguación de la contaminación por plomo y por cadmio en suelos de la comunidad de Madrid [En línea] (Trabajo de titulación) (Doctoral). Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Farmacia. Madrid-España. 2011. p. 26. [Consulta: 14 agosto 2021]. Disponible en: <https://eprints.ucm.es/id/eprint/12511/1/T32805.pdf>

RAYA, J.C; & AGUIRRE, C.L. “Composición elemental de algunas especies de plantas silvestres mexicanas”. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* [en línea], 2009, (México) 15(2), pp. 95-99. [Consulta: 17 enero 2022]. ISSN 2007-4018. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-40182009000200002

REYES, Reinaldo; et al. “Disponibilidad de metales pesados en suelos Ferralíticos con baja actividad antrópica en San José de las Lajas, Mayabeque”. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*. [En línea], 2014, (Cuba) 23(3), pp. 37-40. [Consulta: 11 agosto 2021]. ISSN 1010-2760. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/932/93231384006.pdf>

REYES, Yuliet; et al. “Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria”. *Ingeniería Investigación y Desarrollo* [en línea], 2016, (Colombia) 16(2), pp. 66-77. [Consulta: 12 agosto 2021]. ISSN 2422-4324. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>

RIVERA, Yurany; et al. “La toxicidad por aluminio (Al^{3+}) como limitante del crecimiento y la productividad agrícola: el caso de la palma de aceite”. *Revista Palmas* [en línea], 2016, (Colombia) 37(1), pp. 11-23. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 0121-2923. Disponible en: <https://publicaciones.fedepalma.org/index.php/palmas/article/download/11696/11687>

ROCA, Ana. *Contaminación de suelos por metales pesados* [blog]. España: infoAGRO. [Consulta: 14 agosto 2021]. Disponible en: https://www.infoagro.com/abonos/contaminacion_suelos_metales_pesados.htm

ROCA, Ana. *Valoración agronómica del compost y factores limitantes de su aplicación* [blog]. España: infoAGRO. [Consulta: 25 enero 2022]. Disponible en: https://infoagro.com/abonos/valoracion_agronomica_del_compost_y_factores_limitantes.htm

RODRÍGUEZ, Natalia; et al. *La contaminación del suelo: una realidad oculta* [en línea]. Roma-Italia: FAO, 2019. [Consulta: 03 agosto 2021]. ISBN 978-92-5-131639-9. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>

ROJAS, Julieta; et al. *Guía para evaluación de la calidad de suelos de textura fina bajo agricultura en siembra directa en Chaco subhúmedo, en áreas sujetas a cambios en el uso del suelo* [en línea] (Informe Técnico). Argentina: 2018. [Consulta: 09 enero 2022]. Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/guia_evaluacion_calidad_de_suelos_chaco.pdf

ROMÁN, Pilar; et al. *Manual de compostaje del agricultor-Experiencias en América Latina* [en línea]. Santiago de Chile-Chile: FAO, 2013. [Consulta: 21 enero 2022]. ISBN 978-92-5-307844-8. Disponible en: <http://www.fao.org/3/I9183ES/i9183es.pdf>

RUBIO, Ana. La densidad aparente en suelos forestales del parque natural Los Alcornocales [En línea] (Proyecto de carrera). Universidad de Sevilla, Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola, Facultad de Farmacia. Sevilla-España. 2010. p. 22. [Consulta: 20 enero 2022]. Disponible en: <https://digital.csic.es/bitstream/10261/57951/1/La%20densidad%20aparente%20en%20suelos%20forestales%20.pdf>

SALAMANCA, Alveiro; & SADEGHIAN, Siavosh. “La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera colombiana”. *Cenicafe* [en línea], 2005, (Colombia) 5, pp. 381-397. [Consulta: 12 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.cenicafe.org/es/publications/arc056%2804%29381-397.pdf>

SÁNCHEZ, Esteban; et al. “Análisis mineralógico y multielemental de la ceniza volcánica, producto de la erupción del Cotopaxi en 2015, por difracción de rayos x (XRD) y espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP-MS) y sus posibles aplicaciones e impactos”. *InfoAnalítica* 6 [En línea], 2018, (Ecuador) 18(2), pp.9-23. [Consulta: 10 agosto 2021]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/7113386.pdf>

SÁNCHEZ, Francisco. Co-compostaje de residuos procedentes de almazara en zonas rurales del interior de la provincia de Alicante [en línea] (Trabajo de titulación). Universidad Miguel Hernández de Elche. Orihuela-España. 2018. p. 68. [Consulta: 24 enero 2022]. Disponible en: <http://dspace.umh.es/bitstream/11000/5395/1/TFM%20S%C3%A1nchez%20Garc%C3%ADa%20Francisco%20Borja.pdf>

SEGOVIA, Paola. *Posibles efectos de la ceniza volcánica en el suelo y en la vegetación* [blog]. Chile: Universidad Austral de Chile, 11 mayo, 2015. [Consulta: 22 julio 2021]. Disponible en: <https://www.forestal.uach.cl/noticias/post.php?s=2015-05-11-posibles-efectos-de-la-ceniza-volcanica-en-el-suelo-y-en-la-vegetacion#>

SELA, Guy. *La conductividad eléctrica* [blog]. España: Cropaia, 3 abril. [Consulta: 16 enero 2022]. Disponible en: <https://cropaia.com/es/blog/conductividad-electrica-del-agua-y-suelo/>

SELA, Guy. *Potasio en las plantas* [blog]. España: SMART Fertilizer software, 12 febrero, 2020. [Consulta: 22 enero 2022]. Disponible en: <https://www.smart-fertilizer.com/es/articulos/potassium-in-plants/#:~:text=El%20potasio%20es%20un%20nutriente,el%20%E2%80%9Cnutriente%20de%20calidad%E2%80%9D>.

SINAVIMO. *Petroselinum crispum* [blog]. Argentina: Sistema Nacional de Vigilancia y Monitoreo de plagas. [Consulta: 24 enero 2022]. Disponible en: <https://www.sinavimo.gob.ar/cultivo/petroselinum-crispum>

SISTEMA NACIONAL DE INFORMACIÓN (SNI). *Diagnóstico del plan de desarrollo y ordenamiento territorial del cantón mocha* [blog]. 2014. [Consulta: 11 julio 2021]. Disponible en: http://app.sni.gob.ec/sni-link/sni/PORTAL_SNI/data_sigad_plus/sigadplusdocumentofinal/1860000990001_PDOT%20CANTON%20MOCHA%20COMPILADO_14-04-2016_15-44-07.pdf

SORIANO, María. *pH del suelo*. [en línea] 2018. Universitat Politècnica de València. pp.1-10. [Consulta: 15 agosto 2021]. Disponible en: <https://riunet.upv.es/handle/10251/102382>

TOLEDO, Milton. *Manejo de suelos ácidos de las zonas altas de Honduras: conceptos y métodos* [en línea]. Primera edición. La Tegucigalpa-Honduras: Dirección de Ciencia y Tecnología Agropecuaria, 2016. [Consulta: 12 enero 2022]. ISBN 978-99979-55-01-2. Disponible en: <https://repositorio.iica.int/bitstream/handle/11324/3108/BVE17069071e.pdf;jsessionid=8D49F8E0C706D5023845396009438566?sequence=1>

TORRES, Alicia; et al. *Tungurahua: un año después* [en línea]. Quito-Ecuador: FLACSO, 2001. [Consulta: 19 julio 2021]. Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/comun/trabajos/calidad/textodep.htm>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *IRIS Assessments* [en línea]. EPA, 2016. [Consulta: 23 agosto 2021]. Disponible en: https://cfpub.epa.gov/ncea/iris_drafts/AtoZ.cfm

USMAN, Kamal; et al. “The assessment of cadmium, chromium, copper, and nickel tolerance and bioaccumulation by shrub plant *Tetraena qataranse*”. *Scientific Reports* [en línea], 2019, (United State of America) 9, pp. 1-11. [Consulta: 06 agosto de 2021]. ISSN 20452322. Disponible en:

https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC6449511/pdf/41598_2019_Article_42029.pdf

VELASCO, Juan; & VOLKE, Sepúlveda. “El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación de suelos en México”. *Gaceta Ecológica* [En línea], 2003, (México) 66, pp. 41-53. [Consulta: 09 agosto 2021]. ISSN 1405-2849. Disponible en: <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906604.pdf>

VIDAL, Jhon; et al. “Remediación de suelos contaminados con mercurio utilizando guarumo”. *Ingeniería y Desarrollo* [en línea], 2010, (Colombia) (27), pp. 113-129. [Consulta: 22 enero 2022]. ISSN 0122-3461. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85215207007>

VIERA, Mauricio; et al. “Caracterización físico-química del suelo del botadero de Portoviejo y análisis de la distribución espacial de cromo (VI), níquel, bromo y hierro”. *FIGEMPA: Investigación Y Desarrollo* [en línea], 2018, (Argentina) 1(2), pp. 10-19. [Consulta: 15 agosto 2021]. ISSN 1390-7042. Disponible en: <https://revistadigital.uce.edu.ec/index.php/RevFIG/article/view/1608>

VYSLOUZILOVÁ, M; et al. "As, Cd, Pb, and Zn uptake, by *Salix* spp. Clones grown in soils enriched by high loads os these elements”. *Revista Agricultura* [en línea], 2003, 5, pp. 191–196. [Consulta: 17 agosto 2021]. Disponible en: <https://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/52849.pdf>

YAGUANA, Dayana. Evolución geomorfológica del cráter del volcán Tungurahua: periodo eruptivo entre 2002 y 2016 [En línea] (Trabajo de titulación). Universidad Politécnica Nacional, Facultad de Ingeniería en Geología y Petróleos. Quito-Ecuador. 2020. pp.18-19. [Consulta: 13 agosto 2021]. Disponible en: <https://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/21245>

ZARÁUZ, Jorge. Comportamiento agronómico de cuatro hortalizas de hojas con tres abonos orgánicos en la hacienda Tecnilandia-Quevedo [En línea] (Trabajo de titulación). Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Quevedo-Ecuador. 2013. p. 54. [Consulta: 24 enero 2022]. Disponible en: <https://repositorio.uteq.edu.ec/bitstream/43000/526/1/T-UTEQ-0070.pdf>

ZEBALLOS, José; et al. "World Health Statistics quarterly". *Rapport Trimestriel de Statistiques Sanitaires Mondiales* [en línea], 1996, 49(3/4), pp. 204-208. [Consulta: 14 agosto 2021].
Disponible en: <https://europepmc.org/article/med/9170236>

ANEXOS

ANEXO A: ADECUACIÓN DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN



Figura 1. Colocación de divisiones de tratamientos



Figura 2. Identificación de parcelas mediante letreros

ANEXO B: SIEMBRA, FUMIGACIÓN DE PLÁNTULAS Y CUIDADOS DEL ÁREA DE INVESTIGACIÓN



Figura 3. Siembra de plántulas



Figura 4. Fumigación a las plántulas



Figura 5. Deshierbe y aporcado de plántulas



Figura 6. Riego de agua



Figura 7. Recolección de plántulas



Figura 8. Toma de muestras de suelo



Figura 9. Registro de observaciones



Figura 10. Toma de datos climatológicos

ANEXO C: PREPARACIÓN DE MUESTRAS



Figura 11. Secado de muestras al aire



Figura 12. Molienda de muestras de suelo



Figura 13. Tamizado de muestras de suelo



Figura 14. Determinación de parámetros morfológicos de biomasa



Figura 15. Molienda de muestras de biomasa



Figura 16. Muestras de biomasa en envases estériles almacenados

ANEXO D: ANÁLISIS DE SUELO



Figura 17. Preparación de la solución para medición de pH y CE en muestras de suelo.



Figura 18. Determinación de densidad real en suelo.



Figura 19. Determinación de densidad aparente en suelo.



Figura 20. Determinación de textura en suelo



Figura 21. Tarado de crisoles para determinar materia orgánica.



Figura 22. Pesado de muestras para la determinación de Carbono y Nitrógeno.



Figura 23. Neutralización para determinación de P en suelo.



Figura 24. Determinación de P en suelo.



Figura 25. Diluciones para determinación de K en suelo.



Figura 26. Determinación de K en suelo.



Figura 27. Preparación de muestras para determinación de cadmio y plomo.



Figura 28. Calibración del equipo para medición de cadmio y plomo.



Figura 29. Construcción de la curva de calibración para cadmio y plomo



Figura 30. Medición de cadmio y plomo en muestras digestadas.



Figura 31. Medición de cadmio y plomo en muestras digestadas.



Figura 32. Medición de cadmio y plomo en muestras digestadas.



Figura 33. Preparación de estándares para la determinación de mercurio.



Figura 34. Medición de mercurio mediante EAA con generador de hidruros.



Figura 35. Preparación de estándares iniciales para la determinación de selenio.



Figura 36. Preparación de estándares reducidos para la determinación de selenio.



Figura 37. Reducción de selenio en estándares.



Figura 38. libración del generador de hidruros y EAA.

ANEXO E: ANÁLISIS DE BIOMASA



Figura 39. Determinación de pH y CE.



Figura 40. Tarado de crisoles para determinación de MO



Figura 41. Digestión de biomasa para determinación de MP.



Figura 42. Preparación de estándares para determinación de P.



Figura 43. Preparación de estándares para determinación de Na y K.



Figura 44. Muestras digeridas para determinación de Na, K y P.



Figura 45. Proceso de neutralización para determinación de P en biomasa.



Figura 46. Determinación de P en biomasa.



Figura 47. Diluciones de biomasa para determinación de Na y K en biomasa.



Figura 48. Determinación de Na en biomasa.



Figura 49. Calibración del equipo para medición de cadmio y plomo.



Figura 50. Construcción de la curva de calibración para cadmio y plomo



Figura 51. Medición de cadmio y plomo en muestras digestadas.



Figura 52. Medición de cadmio y plomo en muestras digestadas.



Figura 53. Medición de mercurio mediante EAA con generador de hidruros.



Figura 54. Medición de mercurio mediante EAA con generador de hidruros.



Figura 55. Preparación de estándares reducidos para la determinación de selenio.



Figura 56. Reducción de selenio en estándares mediante calentamiento y adición de HCl.



Figura 57. Reducción de selenio en muestras mediante calentamiento y adiconamiento de HCl.



Figura 58. Calibración del generador de hidruros y EAA.

ANEXO F: ANÁLISIS DE COMPOST Y GALLINAZA



Figura 59. Determinación de pH y CE en compost y gallinaza.



Figura 60. Determinación de MO en compost y gallinaza.



Figura 61. Determinación de MO en compost y gallinaza.



Figura 62. Determinación de Aniones



Figura 63. Determinación de Aniones



Figura 64. Preparación de extractos para determinación de IG



Figura 65. Filtración de extractos para determinación de IG



Figura 66. Incubación de muestras para determinación de IG



Figura 67. Preparación de extractos para determinación de polifenoles solubles



Figura 68. Determinación de polifenoles solubles



epoch

Dirección de Bibliotecas y
Recursos del Aprendizaje

**UNIDAD DE PROCESOS TÉCNICOS Y ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO Y
DOCUMENTAL**

REVISIÓN DE NORMAS TÉCNICAS, RESUMEN Y BIBLIOGRAFÍA

Fecha de entrega: 12 / 04 / 2022

INFORMACIÓN DEL AUTOR/A (S)

Nombres – Apellidos: *Alex David Asitimbay Mullo*

Mishel Andrea Yumiseba Vimos

INFORMACIÓN INSTITUCIONAL

Facultad: *Ciencias*

Carrera: *Ingeniería en Biotecnología Ambiental*

Título a optar: *Ingeniero en Biotecnología Ambiental*

f. Analista de Biblioteca responsable: *Ing. Leonardo Medina Ñuste MSc.*

LEONARDO
FABIO MEDINA
NUSTE

Firmado digitalmente por LEONARDO
FABIO MEDINA NUSTE
Nombre de reconocimiento (DN): c=EC,
o=BANCO CENTRAL DEL ECUADOR,
ou=ENTIDAD DE CERTIFICACION DE
INFORMACION-ECIBCE, l=QUITO,
serialNumber=0000621485,
cn=LEONARDO FABIO MEDINA NUSTE
Fecha: 2022.04.12 12:44:40 -05'00'



0619-DBRA-UTP-2022