

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

Efecto del humus de lombriz, nutri abonaza y compost en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, Huánuco

Por:

Jhon Noe Huaraca Fernandez

Lourdes Pérez Sosa

Asesor:

PhD. Leonor Segunda Bustinza Cabala

Co-asesor:

Dr. Hugo Alfredo Huamaní Yupanqui

Lima, junio de 2019

**DECLARACIÓN JURADA
DE AUTORÍA DEL INFORME DE TESIS**

PhD. Leonor Segunda Bustinza Cabala, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado: **“Efecto del humus de lombriz, nutri abonaza y compost en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, Huánuco”** constituye la memoria que presenta los Bachilleres Jhon Noe Huaraca Fernandez y Lourdes Pérez Sosa, para aspirar al título Profesional de Ingeniero Ambiental, cuya tesis ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente constancia en Lima, a los 21 días del mes de junio del 2019.



PhD. Leonor Segunda Bustinza Cabala

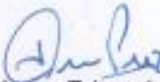
Efecto del humus de lombriz, nutri abonaza y compost en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, Huánuco

TESIS

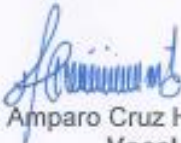
Presentada para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental


JURADO CALIFICADOR


Mg. Iliana Del Carmen Gutiérrez Rodríguez
Presidenta


Mg. Jackson Edgardo Perez Carpio
Secretario


Mg. Joel Hugo Fernández Rojas
Vocal


Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Vocal


PhD. Bustinza Capala, Leonor Segunda
Asesor

Lima, 20 de junio de 2019

DEDICATORIA

A nuestros padres: Epifanía Fernandez Leyva, Armando Huaraca
Cerazo, Mardonia Sosa Figueroa y Félix Pérez Ramírez y
hermanos por el apoyo económico y moral que nos brindaron en el
desarrollo de la tesis.

AGRADECIMIENTOS

- ✓ A Dios todopoderoso, el creador de todo y proveedor de cosas grandiosas, quien ayudó a culminar el informe de tesis.
- ✓ A la asesora, PhD. Leonor Segunda Bustinza Cabala y al co-asesor Dr. Hugo A. Huamaní Yupanqui, por el aporte profesional, orientación y confianza en el desarrollo de la investigación.
- ✓ A la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, en la persona del Mg. César Dávila y de la señora Daría Solís Hermosilla, por facilitarnos la parcela con plantación del cacao para el desarrollo del estudio en campo.
- ✓ A la Universidad Nacional Agraria de la Selva, en la persona del Ing. Gilmer Milton Neira Trujillo, Sr. Zósimo Pujay Campo y la Bach. María Malca Quezada, por brindarnos las facilidades para los análisis de las muestras en estudio en el laboratorio de análisis de suelo, agua y ecotoxicología.
- ✓ A la Universidad Peruana Unión por la formación profesional y personal.
- ✓ Al PhD. Noe Benjamín Pampa Quispe por el apoyo en el análisis estadístico.
- ✓ Al Mg. Hugo Fernandez Rojas y al MSc. Javier Linkolk Lopez Gonzales por los aportes en el dictamen del informe de tesis.
- ✓ A la Lic. Gina Marita Tito Tolentino por los aportes en la revisión de la tesis.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTOS	v
RESUMEN	xix
CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN.....	21
1.1. Identificación del Problema	21
1.2. Justificación de la Investigación	22
1.3. Presuposición Filosófica	23
1.4. Objetivos de la Investigación	24
1.4.1. Objetivo general.....	24
1.4.2. Objetivos específicos.....	24
CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	25
2.1. Antecedentes de la Investigación.....	25
2.1.1. A nivel mundial.	25
2.1.2. A nivel del continente americano.	27
2.1.3. A nivel nacional.	30
2.1.4. A nivel local.	31
2.2. Suelo	32
2.2.1. Calidad del suelo.	33
2.2.2. Salud del suelo.	35
2.2.3. Clasificación del suelo.	35
2.2.4. Usos del suelo.	36
2.2.5. Suelo agrícola.....	36
2.2.6. Contaminación del suelo agrícola por metales pesados.	36
2.3. Metales Pesados	36
2.4. Cadmio (Cd)	38
2.4.1. Fraccionamiento del cadmio en el suelo.	41
2.4.2. Fuentes de contaminación del suelo por cadmio.	43
2.4.3. Contenido de cadmio en la roca fosfórica.	43

2.4.4.	Biodisponibilidad del cadmio.....	44
2.4.5.	Factores que influyen en la biodisponibilidad del cadmio.....	45
2.4.6.	Absorción del cadmio por las plantas.....	49
2.4.7.	Bioacumulación del cadmio y sus efectos en las plantas.....	50
2.4.8.	Efectos del cadmio sobre la absorción de nutrientes.....	51
2.5.	Técnicas de Remediación de Suelos Contaminados con Cadmio.....	52
2.6.	Enmienda Orgánica	54
2.6.1.	Efecto de las enmiendas orgánicas en la disponibilidad de cadmio.....	55
2.6.2.	Nutri abonaza o gallinaza compuesta.....	56
2.6.3.	Humus de lombriz, vermicompost, lombricompost o compost de lombriz.....	61
2.6.4.	Compost.....	63
2.6.4.1.	<i>beneficios del compost “Wanunchasqa”</i>	66
2.6.4.2.	<i>propiedades del compost</i>	66
2.6.4.3.	<i>diferencias entre el bocashi y el compost</i>	67
2.7.	Ácidos húmicos.....	70
2.7.1.	Características de los ácidos húmicos.....	71
2.7.2.	Composición y estructura de los ácidos húmicos.....	71
2.7.3.	Propiedades del ácido húmico.....	72
2.8.	Cacaotero o árbol de cacao (<i>Theobroma cacao L.</i>).....	72
2.8.1.	Tipos generales de cacao.....	73
2.8.2.	Clon CCN-51 [Colección Castro Naranjal].....	75
2.8.3.	Descripción de la planta de cacao.....	76
2.8.4.	Características de los suelos para las plantaciones de cacao.....	80
2.8.5.	Nutrientes que necesita el cacao.....	80
2.8.6.	Fertilización del cacao.....	80
2.8.7.	Sustancias dañinas para el cacao.....	80
	CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	81
3.1.	Lugar de Ejecución	81
3.2.	Características Climatológicas de la Zona de Estudio.....	83

3.3.	Condiciones Meteorológicas de la Zona de Investigación	83
3.4.	Tipo de Investigación	84
3.5.	VARIABLES EVALUADAS	84
3.5.1.	VARIABLES INDEPENDIENTES.....	84
3.5.2.	VARIABLES DEPENDIENTES.	84
3.6.	Para la Determinación de Cadmio (Cd) y las Propiedades Físicoquímicas del Suelo con Plantación de Cacao.....	85
3.6.1.	Muestreo del suelo.	85
3.6.2.	Análisis de las propiedades físicoquímicas del suelo.	86
3.7.	Para el Análisis del Contenido de Cadmio en los Granos Secos de Cacao sin Cáscara.....	90
3.7.1.	Muestreo de los granos de cacao.	90
3.7.2.	Análisis de almendras de granos de cacao.....	91
3.9.	Para la Aplicación de las Enmiendas Orgánicas Seleccionadas en el Suelo con Plantación de Cacao	93
3.9.1.	Determinación de la dosis de aplicación de las enmiendas orgánicas.	93
3.9.2.	Aplicación de las enmiendas orgánicas.	94
3.10.	Diseño Experimental.....	97
3.11.	Cálculos.....	99
3.12.	Análisis estadístico	99
3.13.	Comparación de los resultados.....	100
3.14.	Flujo experimental.....	101
CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN		102
4.1.	Caracterización del Suelo en Estudio.....	102
4.2.	Efecto de las Enmiendas Solas y Mixtas en las Propiedades Físicoquímicas del Suelo	105
4.2.1.	Efecto de las enmiendas orgánicas sobre el pH del suelo	107
4.2.2.	Efecto de las enmiendas orgánicas en el porcentaje de materia orgánica del suelo	114

4.2.3. Efecto de las enmiendas orgánicas en la capacidad de intercambio catiónico	119
4.2.4. Efecto de las enmiendas orgánicas en Nitrógeno Total	125
4.2.5. Efecto de las enmiendas orgánicas en fósforo disponible en el suelo.....	130
4.2.6. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre potasio disponible en el suelo	134
4.2.7. Efecto de las enmiendas orgánicas en las concentraciones de cadmio total en el suelo	138
4.2.8. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre las concentraciones de cadmio disponible en el suelo.....	146
4.2.9. Correlación de Cadmio con otras variables de suelo.....	155
4.3. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre Cd en Granos de Cacao sin Cascarilla	158
4.3.1. Correlación de Cd total en almendra de grano de cacao con Cd en suelo.....	163
4.4. Caracterización de las Enmiendas Orgánicas Seleccionadas.....	164
CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	167
5.1. Conclusiones	167
5.2. Recomendaciones	168
REFERENCIAS.....	169
ANEXOS.....	202

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Indicadores químicos y físicos de la calidad del suelo (Acevedo et al., 2005)	34
Tabla 2. Clasificación de algunos metales pesados por su densidad y toxicidad (E-Esencial; T-Tóxico) (Cabildo, et al., 2017).	37
Tabla 3. Propiedades del cadmio (Cabildo, et al., 2017).	40
Tabla 4. Propiedades de la gallinaza compuesta (M&DS, s.f).....	57
Tabla 5. Características fisicoquímicas de la gallinaza (Peláez et al, 1999, citado por estrada (2005)).....	58
Tabla 6. Porcentaje de calcio y magnesio en la dolomita (M&DS, s.f).....	59
Tabla 7. Porcentaje de calcio y azufre en el sulfato de calcio (M&DS, s.f)	60
Tabla 8. Composición mínima garantizada del compost “Wanunchasqa” (M&F orgánicos, s.f).....	65
Tabla 9. Propiedades físicas y químicas de los diferentes tipos de bocashi (Pérez et al., 2008).....	68
Tabla 10. Propiedades fisicoquímicas de los diferentes tipos de compost (Pérez et al., 2008).....	69
Tabla 11. Intervalos de pH para el cacao (Porta, López-Acevedo y Roquero, 2003)...75	
Tabla 12. Descripción del clon CCN-51	76
Tabla 13. Datos meteorológicos de los meses de evaluación (SENAMHI, 2018-2019)	83
Tabla 14. Métodos usados para los análisis de las propiedades fisicoquímicos del suelo	89
Tabla 15. Análisis del cadmio total en los granos de cacao sin cascarilla	91
Tabla 16. Métodos usados para el análisis del humus de lombriz, gallinaza compuesta y compost.....	93
Tabla 17. Composición y proporción de enmiendas solas y combinadas del T1 al T10	97
Tabla 18. Diseño de experimentos de mezclas de 3 factores para la remoción de los parámetros fisicoquímicos después de la aplicación de las enmiendas en el suelo de la plantación de cacao	98
Tabla 19. Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo (MINAM, 2017).....	100
Tabla 20. Análisis inicial de las principales propiedades fisicoquímicas del suelo en estudio	102
Tabla 21. Efecto de las enmiendas solas y combinadas sobre las características fisicoquímicas del suelo	105
Tabla 22. Análisis de varianza para la selección del modelo para el variable pH	109

Tabla 23. Ajuste general del modelo cuadrático, variable pH.....	110
Tabla 24. Coeficiente para modelo cuadrático de la variable pH.....	112
Tabla 25. Análisis de varianza para la selección del modelo para la variable MO (%), $\alpha=0.05$	115
Tabla 26. Ajuste general del modelo lineal, variable MO (%)	115
Tabla 27. Coeficiente para el modelo lineal de la variable materia orgánica (%) en el suelo	117
Tabla 28. Análisis de varianza de ajuste secuencial de modelos de complejidad creciente para CIC (meq/100g), $\alpha=0.05$	120
Tabla 29. Ajuste general del modelo cúbico especial, variable CIC (meq/100g)	120
Tabla 30. Coeficiente del modelo cúbico especial de la CIC (meq/100g) del suelo ...	123
Tabla 31. ANOVA para la selección del modelo para la variable N total (%), $\alpha=0.05$	126
Tabla 32. Ajuste general del modelo lineal, variable N total (%).....	126
Tabla 33. Coeficientes del modelo lineal del porcentaje de nitrógeno total en el suelo	129
Tabla 34. ANOVA para la selección del modelo del fósforo, $\alpha=0.05$	131
Tabla 35. Ajuste general del modelo lineal, variable P disponible (mg/kg)	131
Tabla 36. Coeficientes del modelo lineal de la variable fósforo (mg/kg)	132
Tabla 37. ANOVA para la selección de modelo de la variable Potasio disponible (mg/kg) en el suelo, $\alpha=0.1$	135
Tabla 38. Ajuste general del modelo lineal, variable K disponible (mg/kg) en el suelo	135
Tabla 39. Coeficiente para modelo lineal de la variable potasio disponible en el suelo	137
Tabla 40. Análisis de Varianza para Cd total en el suelo, $\alpha=0.05$	140
Tabla 41. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd total (mg/kg) en el suelo	140
Tabla 42. Coeficientes de modelo cuadrático de la variable Cd total en el suelo	143
Tabla 43. Porcentaje de remoción de Cd total en suelos con plantación de cacao ...	145
Tabla 44. Análisis de Varianza para modelo de Cd disponible en el suelo, $\alpha=0.15$...	147
Tabla 45. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd disponible (mg/kg) en el suelo	147
Tabla 46. Coeficientes del modelo cúbico especial del Cd disponible (mg/kg) en el suelo	150
Tabla 47. Porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo con plantación de cacao	152

Tabla 48. ANOVA para modelo del porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo	152
Tabla 49. Ajuste general del modelo cúbico para porcentaje de inmovilización de cadmio	153
Tabla 50. Correlación de cadmio con pH, CIC y MO del suelo.....	155
Tabla 51. Análisis fisicoquímico inicial de las almendras del grano de cacao.....	158
Tabla 52. Concentraciones de cadmio en cotiledones (almendra) de granos de cacao	158
Tabla 53. ANOVA para modelo de Cd total en almendra del grano de cacao	160
Tabla 54. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao	160
Tabla 55. Coeficientes del modelo cuadrático del Cd total en almendra del grano de cacao	161
Tabla 56. Remoción de cadmio en almendra de grano de cacao.....	163
Tabla 57. Correlación de Pearson entre la concentración de Cd total en almendra de grano de cacao con Cd disponible y total del suelo	163
Tabla 58. Caracterización química de las enmiendas solas y combinadas utilizadas en el experimento.....	164
Tabla 59. Caracterización fisicoquímica de las enmiendas utilizadas en el experimento	165
Tabla 60. Costos de la aplicación de las enmiendas orgánicas en las plantaciones de cacao	232

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Efecto de aumentar la CIC en las fracciones de Cd dentro del suelo (Honma et al., 2015)	42
Figura 2. Influencia del pH en la concentración de distintos metales en la solución del suelo (Kabata-Pendias & Pendias, 2010)	46
Figura 3. Concentración de Cd disuelto en el suelo (eje y) en tres suelos diferentes a diferentes valores de pH (Blume et al., 2010).....	47
Figura 4. Representación esquemática de las fuentes de cadmio, absorción por las plantas, efectos sobre el crecimiento de las plantas y la salud humana y cómo las enmiendas orgánicas reducen la absorción de Cd por las plantas y mejoran el crecimiento de las plantas (Khan et al., 2017).	51
Figura 5. Los posibles mecanismos de la materia orgánica que afectan el Cd en el suelo (Ahmad et al., 2014).....	56
Figura 6. Gallinaza compuesta de 50 kg (M&DS, s.f)	57
Figura 7. Dolomita de 50 kg (M&DS, s.f)	59
Figura 8. Sulfato de calcio de 50 kg (M&DS, s.f)	60
Figura 9. Humus de lombriz roja californiana.....	61
Figura 10. Compost “Wanunchasqa”	65
Figura 11. Aspecto de la planta del árbol de cacao Criollo (Souza, Moreira, Sarmiento y Costa, 2018).....	74
Figura 12. Aspecto de la planta y fruto del árbol de cacao Forastero (Souza et al., 2018).	74
Figura 13. Clon CCN-51	75
Figura 14. Raíz principal de una planta de cacao (Zúñiga-García et al., 2006).....	77
Figura 15. Aspecto de la fruta del árbol de cacao (Souza et al., 2018).	79
Figura 16. Ubicación del sitio de estudio	82
Figura 17. Croquis del campo experimental de 2 574 m ²	96
Figura 18. Suelo enmendado con humus de lombriz	99
Figura 19. Comparación de medias de los tratamientos de la variable potencial de hidrógeno (pH) en el suelo	107
Figura 20. Gráfica de Pareto para el variable pH, MS Residual 0.0124881	110
Figura 21. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del pH en suelo, R ² =68.38%, R ² ajustado = 61.79%.....	111
Figura 22. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable pH, R ² = 0.6838, R ² ajust. = 0.6179.....	113
Figura 23. Comparación de medias de los tratamientos de materia orgánica (%) ...	114

Figura 24. Diagrama de Pareto del porcentaje de materia orgánica del suelo, MS Residual = 0.0699891	116
Figura 25. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la variable materia orgánica (%) en el suelo.....	117
Figura 26. Gráfica de los efectos de los componentes para examinar el efecto de cada componente sobre la respuesta, modelo lineal, variable MO (%), $R^2 = 0.3088$, R^2 ajust. = 0.2576.....	118
Figura 27. Comparación de medias de los tratamientos para CIC (meq/100g)	119
Figura 28. Diagrama de Pareto para la variable Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (meq/100g), MS Residual 1.447962.....	121
Figura 29. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la CIC (meq/100g)	122
Figura 30. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo especial cúbico, variable de respuesta CIC (meq/100g), $R^2 = 0.4769$, R^2 ajust. = 0.3404	124
Figura 31. Comparación de medias de los tratamientos para N total (%)	125
Figura 32. Diagrama de Pareto de la variable nitrógeno total (%), MS Residual = 0.0001714.....	127
Figura 33. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Nitrógeno total (%)	128
Figura 34. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable de respuesta N total (%), $R^2 = 0.3526$, R^2 ajust. = 0.3047	129
Figura 35. Comparación de medias de los tratamientos del fósforo disponible (mg/kg) en el suelo.....	130
Figura 36. Diagrama de Pareto de la concentración de fósforo, MS Residual 0.994608	131
Figura 37. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la variable fósforo (mg/kg).....	132
Figura 38. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable fósforo disponible (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.2666$, R^2 ajust. = 0.2122.....	133
Figura 39. Comparación de medias de los tratamientos para el potasio disponible (mg/kg).....	134
Figura 40. Diagrama de Pareto de la concentración de potasio (mg/kg), MS Residual = 126.4079	136
Figura 41. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del potasio disponible (mg/kg) en el suelo.....	137
Figura 42. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable K disponible (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.179$, R^2 ajust. = 0.1182.....	138

Figura 43. Comparación de medias de los tratamientos con enmiendas orgánicas del cadmio total en el suelo.....	139
Figura 44. Diagrama de Pareto para Cd total (mg/kg) en el suelo, MS (media cuadrática) Residual = 0.0004737	141
Figura 45. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd total (mg/kg) en el suelo	142
Figura 46. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable Cd total (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.6406$, R^2 ajust. = 0.5657	144
Figura 47. Comparación de medias de los tratamientos con enmiendas para cadmio disponible en el suelo.....	146
Figura 48. Diagrama de Pareto de la variable Cadmio disponible en el suelo, MS Residual=0.00021	148
Figura 49. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd disponible (mg/kg) en el suelo.....	149
Figura 50. Gráfica de Pareto para porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo, MS Residual 20.19441	153
Figura 51. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo, modelo cúbico, $R^2=52.08\%$, R^2 ajustado = 30.51%	154
Figura 52. Superficie de respuesta de porcentaje de inmovilización de cadmio en suelo, modelo cúbico, $R^2 = 0.5208$, R^2 ajust. = 0.3051	155
Figura 53. Cd total (mg/kg) en grano de almendra de cacao	159
Figura 54. Tabla de Pareto para la variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao, MS Residual = 0.10699	160
Figura 55. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd total (mg/kg) en la almendra del grano de cacao	161
Figura 56. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao, $R^2 = 0.7506$, R^2 ajust. = 0.6986	162
Figura 57. Identificación del área en estudio con plantación de cacao.....	202
Figura 58. Delimitación de la parcela en estudio y división en 10 sub parcelas	202
Figura 59. Identificación de las plantas para el tratamiento 1	203
Figura 60. Identificación de las plantas para el tratamiento 2	204
Figura 61. Identificación de las plantas para el tratamiento 3	205
Figura 62. Identificación de las plantas para el tratamiento 4	206
Figura 63. Identificación de las plantas para el tratamiento 5	207
Figura 64. Identificación de las plantas para el tratamiento 6	208
Figura 65. Identificación de las plantas para el tratamiento 7	209

Figura 66. Identificación de las plantas para el tratamiento 8	210
Figura 67. Identificación de las plantas para el tratamiento 9	211
Figura 68. Identificación de las plantas para el tratamiento 10	212
Figura 69. Limpieza y extracción de la muestra de suelo con ayuda de una barrena espiral	213
Figura 70. Sub muestras de suelo listas para la homogenización.....	213
Figura 71. Homogenización de las sub muestras y muestra para análisis en el laboratorio.....	214
Figura 72. Secado de las muestras de suelo al aire libre.....	214
Figura 73. Molido y tamizado de suelo seco	214
Figura 74. Medición de pH del suelo y lectura de manganeso con EAA de llama.....	215
Figura 75. Pesado de 5 g de suelo en un vaso de plástico	215
Figura 76. Adición de 20 ml de Solución Extractante EDTA 0.05M pH 7.0	215
Figura 77. Agitado de la muestra por espacio de 20 minutos	216
Figura 78. Filtrado de la muestra para la obtención del extracto.....	216
Figura 79. Extracto para la lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica ...	217
Figura 80. Metodología de análisis de cadmio disponible	217
Figura 81. Reactivos para la extracción de cadmio total e suelo.....	217
Figura 82. Pesado de 2 g de suelo en matraz de 125 ml con sus respectivos embudos	217
Figura 83. Digestión de la muestra y filtrado.....	218
Figura 84. Extracto y lectura de cadmio total en el EAA de llama	218
Figura 85. Metodología para la extracción de cadmio total, EPA 3050	218
Figura 86. Muestreo de las mazorcas de cacao	219
Figura 87. Despulpado y secado de los granos de cacao.....	219
Figura 88. Mazorcas de cacao de los tratamientos 1 y 2	219
Figura 89. Mazorcas de cacao de los tratamientos 3 y 4	220
Figura 90. Mazorcas de cacao de los tratamientos 5 y 6	220
Figura 91. Mazorcas de cacao de los tratamientos 7 y 8	220
Figura 92. Mazorcas de cacao de los tratamientos 9 y 10	221
Figura 93. Secado de los granos de cacao para el descascarillado.....	221
Figura 94. Molido y digestión de la almendra del grano de cacao.....	221
Figura 95. Filtrado del extracto y lectura de Cd total.....	222
Figura 96. Enmiendas orgánicas para caracterización	222
Figura 97. Secado y medición de pH de las enmiendas orgánicas seleccionadas....	222
Figura 98. Limpieza alrededor de la planta para la aplicación de las enmiendas orgánicas	223

Figura 99. Plantaciones de cacao libres de hojarascas para la aplicación de las enmiendas	223
Figura 100. Traslado de las enmiendas orgánicas.....	223
Figura 101. Enmiendas trasladadas al campo.....	224
Figura 102. Mezcla de la gallinaza compuesta con el compost “Wanunchasqa”.....	224
Figura 103. Pesaje de las enmiendas orgánicas para la aplicación en la superficie del suelo	225
Figura 104. Humus de lombriz para la aplicación a las plantaciones de cacao.....	225
Figura 105. Aplicación del humus de lombriz alrededor de la planta de cacao	226
Figura 106. Aplicación de las enmiendas seleccionadas a las plantas de cacao del clon CCN-51	226
Figura 107. Recubrimiento de las enmiendas aplicadas con las hojarascas del cacao	227
Figura 108. Visita del co asesor al campo experimental	227
Figura 109. Encharcamiento del T5: gallinaza compuesta (33%) + Compost (67%) .	228
Figura 110. Encharcamiento del T6: Humus de lombriz (33%) + compost (67%)	228
Figura 111. Superficie de respuesta de la variable pH, modelo cuadrático $R^2=0.6838$, R^2 ajust.=0.6179.....	229
Figura 112. Superficie de respuesta de N total (%), modelo lineal, $R^2=0.3526$, R^2 ajust.=0.3047	229
Figura 113. Superficie de respuesta de P disponible (mg/kg) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.2666$, R^2 ajust.=0.2122	229
Figura 114. Superficie de respuesta de K disponible (mg/kg) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.179$, R^2 ajust.=0.1182	230
Figura 115. Superficie de respuesta de CIC (meq/100g) en el suelo, modelo especial cúbico, $R^2=0.4769$, R^2 ajust.=0.3404.....	230
Figura 116. Superficie de respuesta de MO (%) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.3088$, R^2 ajust.=0.2576.....	230
Figura 117. Superficie de respuesta de Cd total en suelo, modelo cuadrático, $R^2=0.6406$, R^2 ajust.=0.5657.....	231
Figura 118. Superficie de respuesta de Cd disponible (mg/kg) en el suelo, modelo cúbico especial, $R^2 = 0.3427$, R^2 ajust. = 0.1713	231
Figura 119. Superficie de respuesta de Cd total (mg/kg) en almendra de grano de cacao, modelo cúbico especial, $R^2 = 0.7733$, R^2 ajust. = 0.7142.....	231

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Muestreo de suelo	202
Anexo 2. Análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo	215
Anexo 3. Análisis de cadmio disponible	215
Anexo 4. Análisis de cadmio total	217
Anexo 5. Muestreo y análisis de los granos de cacao sin cascarilla	219
Anexo 6. Caracterización de las enmiendas seleccionadas.....	222
Anexo 7. Aplicación de las enmiendas orgánicas	223
Anexo 8. Visita al campo experimental	227

RESUMEN

Uno de los problemas serios que se presentan en muchos suelos con plantación de cacao es la presencia de cadmio en concentraciones elevadas que conducen a una absorción significativa por los cacaotales que lo acumulan en sus almendras, constituyendo un riesgo para la salud de los seres vivos. La búsqueda de estrategias tecnológicas limpias para reducir las concentraciones de cadmio en el suelo y por consiguiente en el grano de cacao conllevó a evaluar el efecto del humus de lombriz (HL), nutri abonaza (NA) y compost (C) en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao. La evaluación se realizó durante los meses de setiembre del 2018 – febrero de 2019, en un terreno de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, Tingo María, Huánuco, en un área de 2 574 m² con 286 plantas de cacao. La experimentación consistió en 10 tratamientos, 3 repeticiones, mediante la aplicación de enmiendas solas (T1: 100%NA, T2: 100%HL, T3: 100%C) y mixtas (T4: 33%NA+67%HL, T5: 33%NA+67%C, T6: 33%HL+67%C, T7: 67%NA+33%HL, T8: 67%NA+33%C, T9: 67%HL+33%C, T10: 33.33%NA+33.33%hl+33.33%C) con dosis de 22.5 kg/planta. Se recolectaron muestras de suelo a una profundidad de 30 cm y a un radio de 75 cm del tronco del cacao, muestras de granos de cacao y enmiendas orgánicas que se sometieron a análisis fisicoquímicos seleccionados (textura, pH, MO, CIC, N total, P, K disp., Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺, Cd total y disponible). El cadmio se cuantificó con espectrometría de absorción atómica. Los datos se analizaron con el programa Statistics 13.4 mediante un diseño experimental de mezclas (diseño símplex reticular) de 3 factores. La caracterización de enmiendas permitió conocer la concentración de cadmio y la riqueza en materia orgánica. Los resultados mostraron que el pH del suelo, MO, N total, Ca⁺², Mg⁺², K⁺, Na⁺ y CIC se incrementaron considerablemente con la adición de enmiendas en los 10 tratamientos; asimismo, una reducción significativa de Cd total en suelos en 24.04% (T5), cadmio disponible en 54% (T8) y en almendras de cacao en 73% (T7). El Cd total en el suelo, en todos los tratamientos, se adecuó al ECA para suelo de uso agrícola, a excepción del T1. Por lo tanto, la adición de estas enmiendas orgánicas a suelos contaminados con cadmio es una alternativa viable y sostenible para la inmovilización de este metal en el suelo y la consiguiente disminución de Cd en las almendras de cacao.

Palabras clave: cacao, cadmio, compost, diseño de mezclas, humus de lombriz, nutri abonaza, pH, suelo, biodisponibilidad

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

1.1. Identificación del Problema

La contaminación del entorno natural por la existencia de metales pesados es un problema universal debido a su naturaleza indestructible y por los efectos tóxicos en los seres vivos (Aikpokpodion, Lajide & Aiyesanmi, 2012). Asimismo, la contaminación de los suelos con metales pesados es un inconveniente cada vez mayor y una amenaza para la biota ambiental, ya que estos metales no se descomponen y; por lo tanto, su concentración total en los suelos sigue siendo muy larga después de su introducción (Ramtahal et al., 2016; Wuana & Okiemen, 2011). Uno de los metales pesados más problemáticos, es el cadmio, y su acumulación excesiva en los suelos agrícolas conduce a una absorción elevada por los cultivos e inevitablemente constituye un riesgo para la salud de los seres vivos a través de las cadenas alimentarias (Guo, Ding, Zhou, Huang, & Wang, 2018).

La contaminación del suelo con cadmio (Cd), es el resultado de fuentes antropogénicas tales como la minería, procesamiento de minerales, actividades agrícolas, uso de sustancias químicas, fertilizantes fosfatados y eliminación de desechos contaminados con cadmio; asimismo, de fuentes naturales tales como la actividad volcánica, roca madre, lixiviación de minerales, incendios forestales y otros, que plantean un desafío creciente a la calidad del suelo, la seguridad alimentaria y a la salud humana (He, He, Yang, Stoffella & Baligar, 2015). El Cd, en comparación con otros metales pesados como el cobre (Cu) y el plomo (Pb), demuestra una mayor movilidad a lo largo de la cadena alimentaria y en el ambiente. El cadmio es fácilmente absorbido por las plantas, aunque no tiene funciones biológicas esenciales (Gramlich et

al., 2018). Este elemento, es dañino para la salud de las personas y tóxico para la biota en concentraciones aun mínimas (He et al., 2015).

Una de las plantas que puede absorber el cadmio es el cacao (*Theobroma cacao L.*). Esta absorción ha generado preocupación pública, debido a que se han encontrado altas concentraciones de Cd en los granos de cacao (Chavez et al., 2015; Ramtahal et al., 2016). El Perú es un país exportador de cacao, siendo este el octavo producto de mayor envío al exterior, y el segundo en la agroindustria, con aproximadamente 150 mil hectáreas a nivel nacional. Además, la presencia de cacao, cultivo alternativo, en la Amazonía peruana, ha permitido enfrentar la erradicación de la hoja de coca. Sin embargo, la exigencia de la Unión Europea, a través del Reglamento (UE) N°488/2014 al contenido máximo que varía de 0.10 - 0.80 mg/kg de cadmio en los productos de cacao y chocolate pone en jaque esta situación, que rige a partir del 1 de enero del 2019.

La existencia de cadmio en suelos con plantación de cacao es, actualmente, un serio problema para cooperativas y agricultores en varias zonas cacaoteras del Perú, porque limita la venta del cacao a los mercados europeos (Francia, Bélgica e Inglaterra) (Huamaní-Yupanqui, Huauya-Rojas, Mansilla-Minaya, Florida-Rofner y Neira-Trujillo, 2012). En varias investigaciones se ha observado que la planta de cacao absorbe metales pesados del suelo, específicamente el cadmio en mayor proporción y lo concentra en sus semillas grasosas (Augustburger et al., 2000).

En investigaciones realizadas tales como de Niño (2015) se encontraron la existencia de cadmio en las almendras de cacao y en sus productos derivados; este metal pesado se halla de modo natural en la corteza terrestre en forma de minerales, del que, puede ser captado por las plantas y tomadas de ellas por las personas, lo que crea un riesgo potencial para la salud (Prieto-Méndez, Gonzáles-Ramírez, Román-Gutiérrez y Prieto-García, 2009). También, se puede incorporar de forma antropogénica, los estudios muestran que cuando se aplican pesticidas para proteger los cultivos del

ataque de plagas y enfermedades, solo el 15% alcanza el objetivo, mientras que el 85% restante se distribuye entre el suelo y el aire, de esta manera se acumula y contamina el ambiente (Aikpokpodion et al., 2012). Asimismo, Gramlich et al. (2018) indican que las aplicaciones de fertilizantes y pesticidas en el pasado todavía son una posible fuente de contaminación del suelo con Cd.

Cárdenas-Morales (2012) encontró altas concentraciones de cadmio disponible en las parcelas de cacao: Trampolín, Afilador y Naranjillo pertenecientes a los agricultores de la cooperativa agraria industrial Naranjillo, Tingo María, Huánuco-Perú. En esta ciudad, la siembra de cacao orgánico representa una actividad socioeconómica muy importante que genera divisas para los agricultores exportadores a los mercados internacionales. La existencia de niveles elevados de cadmio en estas parcelas es un problema ya que la planta del cacao puede absorberla y almacenarla en sus semillas grasosas y por consiguiente exceder el contenido máximo de 0.10 - 0.80 mg/kg de cadmio en los diversos productos de cacao y chocolate dirigido a Europa.

Por lo tanto, se necesitan urgentemente estrategias de manejo efectivas para reducir la absorción de cadmio por las plantas de cacao. Por lo que, esta investigación se planteó con el objetivo de evaluar el efecto del humus de lombriz, nutri abonaza y compost solos y combinados en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao (*Theobroma cacao L.*) de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga - CAICAH, Tingo María, Huánuco.

1.2. Justificación de la Investigación

La problemática que afrontan varias cooperativas y productores de cacao en Latinoamérica; en especial, nuestro Perú, Huánuco (Leoncio Prado), es la presencia de cadmio en los granos de cacao por encima de los límites máximos permisibles. Para enfrentar esta situación, se necesitan urgentemente estrategias viables (económica, ambiental y socialmente) como la adición de enmiendas orgánicas.

En el aspecto económico, la producción de cacao es estratégico y fundamental para el desarrollo y la economía de una nación, ya que permite aumentar la calidad de vida de los pequeños productores y sus parientes (Gonzales-Guaman, 2016). Además, el cacao es una fuente importante de ingresos para los hogares rurales de 16 departamentos de Perú, ubicados principalmente en Ceja de Selva, constituyendo una actividad económica inclusiva al desarrollarse en zonas ex cocaleras, comunidades nativas y zonas de frontera; asimismo, es fuente de empleo para las familias campesinas (Ministerio de Agricultura y Riego, [MINAGRI], 2018).

Por lo tanto, es muy importante trabajar en la reducción de la absorción de cadmio por la planta de cacao por lo que es una estrategia significativa para disminuir la concentración de cadmio en los granos. Estas acciones permitirán a los productores satisfacer cada vez más estrictas normas de seguridad alimentaria para los productos de cacao, en cuanto al contenido de Cd (Ramtahal et al., 2016) y por consiguiente vender sus productos a los mercados de la Unión Europea y obtener más ingresos económicos. La reducción de la absorción de Cd por la planta de cacao se logrará aplicando enmiendas orgánicas tales como la nutri abonaza, humus de lombriz y compost; los cuales son de bajo costo y potenciales para aumentar el pH del suelo.

En el aspecto ambiental, el cacao es un cultivo que se caracteriza por defender la ecología de la zona, no solo por tratarse de un cultivo perenne, sino que además se cultiva asociado con sombra –como un sistema agroforestal constituyendo una medida de adaptación y mitigación al cambio climático (MINAGRI, 2018). La aplicación de

enmiendas orgánicas ayuda a mejorar y conservar la calidad del suelo; asimismo, minimiza el uso de sustancias químicas en la producción de cacao. La estabilización in situ del cadmio mediante el uso de enmiendas orgánicas es una técnica amigable y respetuosa con el ambiente que se utiliza para la remediación de suelos contaminados con este metal (Houben et al., 2012; Kirkham, 2006). La materia orgánica crea complejos con el cadmio y minimiza su posterior movilización y bioacumulación.

La inmovilización química in situ ha adquirido recientemente prominencia en la remediación de suelos agrícolas contaminados debido a su rentabilidad, su rápida implementación y su capacidad de extenderse a grandes áreas (Li & Xu, 2014; Sun et al., 2016; Zhao et al., 2015). Asimismo, con el uso de enmiendas no se extraen los metales del suelo; sin embargo, se inmovilizan en una forma menos soluble. La disminución de la solubilidad restringe la disponibilidad y la toxicidad de los metales para las plantas y los organismos del suelo (Adriano, 2001).

En el aspecto social, el cacao es un cultivo de gran relevancia social en 16 regiones de nuestro país ya que es un producto primordial en reemplazo de cultivos ilícitos como el cultivo de la hoja de coca destinado al narcotráfico (MINAGRI, 2018). Por ello, es inevitable desarrollar investigaciones en el cacao, determinando la existencia de cadmio en su suelo para la implementación de una estrategia de control del cadmio en las zonas cacaoteras donde se haya verificado que existen concentraciones que están por encima de los estándares establecidos. Esta estrategia consiste en la adición de enmiendas orgánicas, de bajo costo, al suelo para la reducción de la absorción de cadmio por la planta de cacao.

1.3. Presuposición Filosófica

El ser humano tiene a su disposición recursos naturales, como el suelo y la vegetación, para la satisfacción racional de sus necesidades a lo largo de su vida. De este privilegio otorgado, el hombre está abusando, sobreexplotando los recursos, hasta llevarlos a un estado de crisis y no recuerda su deber de cuidar el ambiente, su hogar

en esta tierra, que Dios creó con todo amor para sus hijos. El privilegio y el deber otorgado al individuo, se encuentra registrado en el libro de Génesis 2:15, donde indica que “Dios tomó al ser humano y lo colocó en el jardín del Edén, para que lo labrara y lo cuidara”.

El hombre ha generado y está generando impactos negativos más que positivos, en los recursos naturales, como en el suelo y en la vegetación. Para colmo, la humanidad no es consciente para revertir estos impactos y sigue en su mundo de irracionalidad. Por otro lado, Dios brindó técnicas de conservación y protección para que el hombre no tenga problemas con la calidad y salud del suelo y viva feliz, manteniendo las propiedades y las características del suelo y de la vegetación en un buen estado a lo largo del tiempo para el aprovechamiento integral de su familia y de sus semejantes.

1.4. Objetivos de la Investigación

1.4.1. Objetivo general.

- ✓ Evaluar el efecto del humus de lombriz, nutri abonaza y compost en la inmovilidad del cadmio en suelos con plantación del cacao (*Theobroma cacao L.*) de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga, Tingo María, Huánuco.

1.4.2. Objetivos específicos.

- ✓ Determinar la concentración de cadmio total y biodisponible y las propiedades fisicoquímicas seleccionadas (textura, N total, P y K disponible, CIC, MO, pH y cationes de cambio) del suelo antes y después del tratamiento.
- ✓ Analizar la concentración de cadmio total en las almendras de cacao antes y después del tratamiento.
- ✓ Determinar las propiedades químicas (Cd total, pH, MO, CE, N, P₂O₅, Ca, Mg, Na y K) de la nutri abonaza, humus de lombriz y compost, luego aplicarlo en el suelo.
- ✓ Comparar los resultados encontrados con las normas vigentes.

CAPÍTULO II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Antecedentes de la Investigación

2.1.1. A nivel mundial.

En la provincia de Guangdong, China, grandes áreas de arrozales fueron contaminadas con cadmio (Cd); para reducir la absorción y la acumulación de Cd en la planta utilizaron estiércol orgánico con tres cantidades diferentes de materia orgánica (0, 0.5, 1.5 kg/m²) en tres campos de arroz (Fogang, Dabaoshan, Fankou). Los resultados mostraron que la aplicación de estiércol orgánico aumentó efectivamente el rendimiento del grano y redujo la acumulación de Cd en el arroz integral. La adición de estiércol orgánico aumentó el pH del suelo y el contenido de materia orgánica en los suelos (Xiao, Ouyang, Li, & Ye, 2017). Por ello concluyeron que, en los campos contaminados con Cd, es apropiado usar estiércol orgánico como una enmienda para reducir la acumulación de Cd en el grano de arroz.

En las investigaciones de Liu, Chen, Cai, Liang, & Huanq (2009) de la universidad Huazhong en China se demostraron que la adición de compost de estiércol de pollo no solo es efectiva para reducir la absorción de Cd por las semillas y los tallos de trigo; sino que también mejora el rendimiento de este cultivo. La adición de compost de estiércol de pollo dio como resultado más de un 70% de reducción de Cd soluble/intercambiable en los suelos. El efecto de la remediación del compost en el suelo contaminado con Cd se vio influenciado por la cantidad de adición de compost y el nivel de Cd del suelo. La adición de compost fue efectiva para reducir la fitotoxicidad de Cd al disminuir más del 50% de la absorción del mismo por el tejido de trigo. El alivio de la fitotoxicidad del Cd por compost se atribuyó principalmente al aumento del pH del suelo,

la complejación del Cd por la materia orgánica. En esta investigación concluyeron que el compost de estiércol de pollo puede ser utilizado de manera segura y efectiva para inmovilizar el Cd en el suelo, y así no sea absorbido por las plantas.

En la Universidad Agrícola de Huazhong, Wuhan -China, Chen et al. (2010) investigaron la efectividad del compost, producido a partir de estiércol de aves de corral y paja, sobre el crecimiento y la calidad de los vegetales (col china) en diversos suelos contaminados con Cd y los mecanismos de acción del compost sobre la biodisponibilidad y la fitotoxicidad del Cd. En este estudio, el suelo empleado fue amarillo-marrón (Alfisol) tratado con varios niveles de Cd (0-50 mg/kg) que se modificó con cantidades crecientes de compost de 0 a 120 g/kg. La aplicación de compost transformó 47.8% – 69.8% de Cd soluble/ intercambiable a la fracción unida al orgánico, y consecuentemente disminuyó la absorción de Cd por pak choi (col china) en 56.2% – 62.5% en comparación con el suelo no enmendado. El alivio de la biodisponibilidad de Cd por compost se atribuyó principalmente al aumento del pH del suelo y la complejación de Cd por materia orgánica, incluida la materia orgánica disuelta. En general, la aplicación de compost presentó una alternativa para mejorar el rendimiento de la vegetación contra el estrés de Cd y en la restauración de suelos contaminados con Cd, aunque el efecto varió con la cantidad de adición de compost y los niveles de Cd en el suelo.

Kwiatkowska-Malina (2018) de la Universidad Tecnológica de Varsovia, Polonia, presentó, en su estudio, la utilidad de la materia orgánica contenida en el carbón pardo, las preparaciones derivadas del carbón pardo y el estiércol de vaca para disminuir la absorción de cadmio por las plantas al inmovilizar en el suelo y, en consecuencia, reducir el cadmio que pueden ingresar a la cadena alimenticia. En esta investigación, se encontró que la preparación derivada de carbón marrón aplicada en el suelo fue efectiva en la inmovilización de Cd.

En España, Pérez-de-Mora, Madejón, Burgos, & Cabrera (2006) realizaron estudios con diferentes enmiendas tales como: leonardita, basura, compost de residuos municipales, compost de biosólidos y cal de remolacha azucarera, en un suelo contaminado con Cd. En este estudio mostraron que los tratamientos con compost de biosólidos, cal de remolacha y compost de residuos municipales aumentan el pH del suelo y reducen las concentraciones de Cd extraíbles con CaCl_2 0.01 M de manera más eficiente, especialmente en los 2 primeros años de estudio.

En Nueva Zelanda, Bolan, Adriano, Duraisamy, & Mani (2003) usaron dos suelos de pasto, Egmont y Manawatu, que variaron en su contenido de materia orgánica para examinar los efectos del compost biosólido sobre la carga superficial y la subsiguiente adsorción/complejación de cadmio. Los suelos se trataron con cuatro niveles de compost biosólido (0, 25, 50 y 100 g/kg de suelo). En este estudio se demostró que las enmiendas del suelo como el compost biosólido y los abonos que son ricos en materia orgánica pero inherentemente bajos en contenido de metales actúan como “sumideros” al secuestrar los metales en los suelos, por lo tanto, reduciendo su efecto fitotóxico sobre el crecimiento de las plantas.

2.1.2. A nivel del continente americano.

En Canadá, Sarwar et al. (2010) demostraron la existencia de una relación lineal indirecta entre el pH del suelo y la biodisponibilidad de Cd; es decir, con una disminución en el pH del suelo, la absorción de metal por parte de las plantas es mucho mayor; por lo tanto, es posible que, en suelos ácidos contaminados con Cd, la disponibilidad sea mayor en comparación con el neutro y suelos alcalinos. La disponibilidad de cadmio en dichos suelos se puede disminuir al manipular el pH del suelo mediante el uso de varias enmiendas. El contenido de materia orgánica es otro factor importante del suelo que afecta la disponibilidad de Cd en el suelo, ya que es capaz de retener cationes metálicos, la materia orgánica actúa como un sorbente primario de metales pesados en suelos de bosques orgánicos. En este estudio concluyeron que, en suelos contaminados con Cd,

el uso de varias enmiendas orgánicas como el estiércol de granja, compost, biosólidos y compost biosólido puede reducir efectivamente la disponibilidad de Cd para las plantas.

Investigaciones realizadas en Nicaragua por Orozco y Thienhaus (1997) sobre el efecto del abono orgánico (gallinaza) en plantaciones de cacao en desarrollo, demuestran que existe influencia del fertilizante orgánico (gallinaza), sobre la precocidad de floración y fructificación, por ende, sobre el número de frutos prendidos que presentaron las parcelas tratadas con este material. Esto amerita que las raíces se encuentran en condiciones de mayor capacidad de absorción de agua y nutrientes por factores como: mayor retención de humedad, aireación, mayor actividad microbiana y mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC). Con referente a las bases intercambiables, observaron el incremento del calcio en las parcelas de todos los productores observándose un incremento del pH en el suelo. Los autores de esta investigación, recomiendan el uso de abonos orgánicos, por las ventajas que éstos presentan, como alternativas para mejorar las condiciones edáficas y de esta manera aumentar la productividad de los cultivos y reducir la dependencia de fertilizantes químicos. Asimismo, mencionan que se debe continuar con estudios para determinar el efecto del fertilizante orgánico en cacao en estado adulto y ampliar las investigaciones hacia otras materias orgánicas factibles para usarse en el cultivo de cacao.

En Honduras, Gramlich et al. (2018) efectuaron una encuesta en 55 fincas de cacao y determinaron las concentraciones de Cd en las hojas, testa y almendras de cacao y analizaron sus relaciones con una variedad de factores de suelo y sitio circundantes, a escala de árboles individuales. Los resultados mostraron, un promedio de 2.6 ± 0.4 mg/kg de Cd en las hojas mayores que en las almendras. Sin embargo, con un promedio de 1.1 ± 0.2 mg/kg, las concentraciones de Cd en las almendras excedían el límite propuesto por la Unión Europea. Por otro lado, como no encontraron ninguna influencia de la aplicación de fertilizantes o la proximidad a los sitios industriales, llegaron a la conclusión de que las diferencias en el Cd del suelo entre los sitios se

debieron a la variación natural. De todos los factores incluidos en el artículo, el Cd de suelo disponible con Gradientes Difusivos en Películas Delgadas (DGT) fue el mejor predictor de Cd en almendra ($R^2 = 0.5$). Las mayores concentraciones de Cd en almendra se encontraron en sustratos aluviales.

Chavez et al. (2016) realizaron una evaluación de las enmiendas como una alternativa de remediación para los suelos contaminados con cadmio en plantaciones de cacao. En esta evaluación se recogieron muestras de suelo de la capa superficial (0–15 cm) de tres fincas de cacao ubicadas en el sur de Ecuador. Las enmiendas con las cuales trabajaron fueron el humus de lombriz y zeolita. La primera enmienda se obtuvo de una granja de cacao local y se produjo a partir de estiércol de ganado y residuos de cosecha. La segunda enmienda fue comprada a un proveedor local. Ambas enmiendas tenían un comportamiento de sorción similar; sin embargo, las constantes de sorción obtenidas del modelo de Freundlich revelaron una mayor capacidad de sorción de Cd por el humus de lombriz que la zeolita. El experimento de incubación confirmó la efectividad del humus de lombriz sobre la zeolita en la inmovilización de Cd. La aplicación de humus de lombriz al 2% redujo significativamente el Cd en los suelos estudiados. Estos resultados indican que el humus de lombriz es una enmienda prometedora para la remediación de suelos contaminados con Cd, además de otros beneficios de mejorar la calidad del suelo.

Pereira de Araújo et al. (2017) evaluaron la toxicidad del Cd en plantas jóvenes del genotipo de cacao CCN-51 cultivados con diferentes concentraciones de Cd (0, 0.05 y 0.1 g/kg suelo) mediante cambios fotosintéticos, antioxidantes, moleculares y ultraestructurales, en un invernadero del campus de la Universidad Estatal de Santa Cruz, Bahía, Brasil. También, recogieron plántulas con 120 días de crecimiento de los diferentes tratamientos y separaron las raíces, tallos y hojas. Asimismo, expresaron que el aumento de la concentración de Cd en el suelo altera la absorción de nutrientes minerales por competencia o sinergismo, cambia la actividad fotosintética causada por la reducción del contenido de pigmento cloroplastídico y el daño a la maquinaria

fotosintética. Adicionalmente, mostraron las alteraciones ultraestructurales en raíces y hojas con el aumento de la concentración de Cd en el suelo, cuya toxicidad causó la rotura de biomembranas en las células de la raíz y la hoja, la reducción del número de granos de almidón en las células foliares, el aumento de plastoglobules en cloroplastos y presencia de cuerpos multivesiculados en células radiculares. Además, concluyeron que la toxicidad de Cd causa daños en la maquinaria fotosintética, metabolismo antioxidante, expresión génica y daños irreversibles en la ultraestructura de las células radiculares de las plantas de cacao CCN-51, cuya intensidad de daño depende del tiempo de exposición al metal.

2.1.3. A nivel nacional.

Arévalo-Gardini et al. (2017) realizaron un estudio en 70 plantaciones de cacao entre 10 a 15 años de edad localizadas en las principales áreas de producción de nuestro país: zona sur (Cusco), centro (Huánuco, Junín y San Martín) y norte (Amazonas, Cajamarca, Piura y Tumbes) con el objetivo de determinar el contenido de cadmio total en el suelo con plantación de cacao. Para lo cual, muestrearon el suelo a 6 profundidades (0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm) de 8 calicatas distribuidas al azar en forma de zigzag dentro de cada plantación y determinaron las propiedades físicas y químicas del suelo tales como textura, conductividad eléctrica, pH, iones disponibles (P, K), Cd, bases intercambiables (K, Ca, Mg), acidez intercambiable (Al, H), materia orgánica y CIC. En los resultados se apreciaron valores mayores de cadmio en la zona norte (0.2 ug/g) seguido de la zona central (0.08 ug/g) y zona sur (0.00 ug/g). El Cd mostró correlación positiva y significativa ($p < 0.05$) con el pH, MO, P disponible e intercambiable, CIC, Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ ($r=0.33$, 0.33 , 0.32 , 0.40 , 0.35 , 0.51 y 0.36 respectivamente) y con $Al^{3+}+H^+$ la correlación fue negativa ($r=-0.22$).

En la ciudad de Tarapoto del departamento de San Martín, el 28 de abril del 2017, Francisco Reyes desarrolló un curso taller relacionado a la fertilidad de suelos y producción de abonos orgánicos para reducir la absorción de cadmio en el cultivo de

cacao. En el curso trataron temas relacionados al desarrollo de tecnologías adaptables a la producción orgánica y convencional para el manejo integrado del cultivo del cacao, nuevas tecnologías para la recuperación de suelos degradados, técnicas para la producción de los abonos orgánicos, uso de enmiendas orgánicas para reducir la absorción de cadmio en el cultivo de cacao, producción de compost, biol y biorepelentes (Info cafés, 2017).

En las regiones de Huánuco y Ucayali, Huamaní-Yupanqui et al. (2012) evaluaron los contenidos de cadmio y plomo en suelos y hojas de cacao en 22 parcelas con cultivos orgánicos en producción con 7 años de edad, de las cuales 5 se localizaron en Ucayali y 17 en Huánuco. En la evaluación encontraron que el suelo contiene un promedio de cadmio disponible de 0.53 ppm. Asimismo, en el tejido foliar hallaron valores promedio de cadmio de 0.21 ppm.

2.1.4. A nivel local.

Cárdenas-Morales (2012) en su tesis: “Presencia de cadmio en algunas parcelas de cacao orgánico en la Cooperativa Agraria Industrial Naranjillo – Tingo María- Perú” mostró parcelas de cacao con concentraciones significativas de cadmio disponible en las localidades de Trampolín, Afilador y Naranjillo con valores de 1.63, 1.82 y 1.03 ppm. En el análisis estadístico de sus datos, encontró una correlación positiva no significativa entre los valores de cadmio en el suelo con los valores de algunas propiedades físicas y químicas del suelo como arcilla, pH, CaCO_3 , materia orgánica, fósforo y una correlación negativa no significativa entre el Cd de suelo y la CIC, Ca y Mg. Concluyó, que el valor promedio de cadmio disponible en los suelos es 0.66 ppm, el cadmio total a nivel foliar es de 2.84 ppm, en almendras y cascarillas de 1.55 y 2.04 ppm respectivamente.

Asimismo, en la localidad de Supte, distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado, departamento de Huánuco, Huaynates–Natividad (2013) investigó una parcela cacaotera contaminada con cadmio para disminuir su concentración; para ello,

determinó la concentración de cadmio en el suelo y aplicó 2 fuentes de materia orgánica (compost y guano de isla) en dosis de 0.5, 1 y 1.5 kg, durante los meses de junio a noviembre del 2013. Los resultados mostraron que la aplicación del compost y guano de isla disminuye la concentración de cadmio en el suelo. En este estudio, el autor recomienda realizar investigaciones similares con diferentes tipos de enmiendas, es decir varias fuentes de materia orgánica en parcelas de cacao contaminadas por cadmio; asimismo, sugiere evaluar la absorción de cadmio a nivel de las almendras de cacao.

2.2. Suelo

El suelo es un material no consolidado que tiene una composición muy variada de arena, arcilla, limo, cierta cantidad de aire, humus, agua y organismos (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2014). Asimismo, es un recurso no renovable, en una escala del tiempo humano, capaz de degradarse y si no se hace buen uso de él, el daño lo sufrirán las próximas descendencias (Cabildo et al., 2017; Ruda, Mongiello y Acosta, 2004), porque al modificarse el ecosistema se restringe la función del suelo como soporte de la actividad biológica de muchos microorganismos y de compartimiento principal del ciclo de nutrientes (Usón, Boixadera, Bosch y Enrique, 2010).

Asimismo, el suelo es un sistema natural evolucionado a partir de una mezcla de minerales y restos orgánicos, bajo el dominio del clima y del medio biológico (Ruda et al., 2004). Además, es un sistema complejo de compuestos minerales y orgánicos sometido a continuos procesos dinámicos. Presenta así unas propiedades físicas (principalmente la estructura porosa), químicas (debido a la existencia de superficies de gran reactividad) (como se ve en la Tabla 1) y biológicas (alta actividad metabólica), que le hacen ser un sistema esencial en el control de los ciclos geoquímicos superficiales, capaz de realizar funciones de filtración, descomposición, neutralización o inactivación, almacenamiento y regulación de la concentración en disolución, y de la movilidad de un

gran número de sustancias, por lo que sirve de barrera protectora a otros medio más sensibles como los hidrobiológicos o los biológicos.

La importancia del suelo radica en las funciones esenciales que desempeña, siendo la base no sólo para la agricultura y para los diferentes ecosistemas, sino que de él depende toda la vida del planeta (Moreno, Moral, García-Morales, Pascual y Bernal, 2014). El suelo proporciona, a las plantas, el agua y los nutrientes que éstas necesitan para crecer, el oxígeno que requieren sus raíces para respirar, además del medio que les sirve de soporte (Casas, 2011). Por otro lado, la salud y calidad de los suelos determinan la calidad ambiental y la sostenibilidad agrícola y, como consecuencia de ambas la salud de animales, plantas y humanos (Doran & Zeiss, 2000).

El intercambio iónico es un proceso esencialmente superficial, siendo el mismo una propiedad de los coloides y como en ellos la superficie externa es muy alta. Asimismo, influye en las siguientes características del suelo: capacidad nutricional, estructura, pH y capacidad amortiguadora. Este complejo es la parte reactiva del suelo y su conocimiento es necesario para entender: cómo manejarlo, de qué manera protegerlo frente a la erosión o al agregado de sustancias químicas que pueden perjudicarlo, siendo de particular importancia saber cómo hacer una correcta fertilización (Ruda et al., 2004).

2.2.1. Calidad del suelo.

La calidad del suelo se refiere a la capacidad del suelo de satisfacer las necesidades de las personas, como el crecimiento de un cultivo en particular (Paz-Ferreiro, 2006; MINAM, 2014). El concepto de la calidad del suelo variará en función del uso que se vaya a dar al mismo (agrícola, forestal, urbano, industrial, etc) (Moreno et al., 2014). Asimismo, es un término que está asociado con la aptitud de un suelo para un uso específico, que incluye un componente inherente, determinado por las propiedades físicas y químicas del suelo dentro de las limitaciones establecidas por el clima y el ecosistema (Doran & Zeiss, 2000). Además, la calidad del suelo es el estado

del suelo en función de sus características químicas, físicas y biológicas que le otorgan una capacidad de sustentar un potencial ecosistémico antropogénicas y natural (MINAM, 2014).

2.2.1.1. indicadores de la calidad del suelo.

Los indicadores de la calidad del suelo son las variables que sirven para evaluar la condición del suelo. Además, son una herramienta de medición que ofrece información sobre los procesos, propiedades y las características del suelo. Asimismo, los indicadores de la calidad del suelo pueden ser las propiedades químicas, físicas y biológicas, o los procesos que acontecen en él.

Tabla 1. Indicadores químicos y físicos de la calidad del suelo (Acevedo et al., 2005)

Indicador	Relación con las funciones y condiciones del suelo
Textura	Transporte y retención de agua y minerales, desgaste del suelo.
Materia orgánica (C y N orgánico)	Estabilidad, grado de erosión y fertilidad del suelo.
pH	Función biológica y química, límites para el crecimiento de las plantas y actividad microbiana.
Conductividad eléctrica	Actividad de los vegetales y microbiológica, límites para el crecimiento de las plantas y la actividad microbiológica.
N, P y K extraíble	Indicadores de rendimiento y calidad ambiental, disponibilidad de nutrientes para las plantas y pérdida potencial de N.
CIC	Fertilidad de suelo, potencial productivo.
Metales pesados disponibles	Niveles de toxicidad para el crecimiento de la planta y la calidad del cultivo.

2.2.2. Salud del suelo.

La salud del suelo es la condición de un suelo como consecuencia de su manejo y es la que brinda una imagen completa de la funcionalidad de este recurso no renovable. Es decir, es sinónimo de sostenibilidad (Doran & Zeiss, 2000). Un suelo sano mantiene una comunidad variada de organismos que le ayudan a cumplir sus diferentes funciones y servicios ecosistémicos. Además, es la base del sistema alimentario, porque se logra cultivos sanos que a su vez proveen a la gente (Bot & Benites, 2005).

2.2.3. Clasificación del suelo.

El suelo se clasifica según su origen y su situación. La primera, se divide en dos grupos: inorgánico y orgánico. La segunda, en suelo residual y transportado. Los principales agentes del transporte son: el hielo, el agua, el viento y la gravedad. Según el medio de transporte se distinguen: suelos coluviales o aluviales.

2.2.3.1. *suelo coluvial.*

El suelo coluvial es el producto de cierta meteorización (descomposición o transformación debida al viento, sol, agua, etc) de la superficie de la roca madre que cae por gravedad. Tiene mezcla de tamaños. Un ejemplo típico es el llamado pie de monte (González-Caballero, 2012).

2.2.3.2. *suelo aluvial.*

El suelo aluvial es el resultado del aporte de sedimentos durante las crecidas de ríos. Es de color gris claro a amarillento, compuesto por humus, cuarzo, mica blanca, caolinita, rutilo y albita. Además, es un suelo rico en nutrientes y por su volumen y textura, almacena mucha agua (Joglar, 2005). Asimismo, es el suelo formado por el material sedimentario que llevan los ríos, cuya textura y variedad determinan los distintos sedimentos aluviales: es un suelo fértil que por lo general se encuentra en las vegas de los ríos (Quirós, 1954).

2.2.4. Usos del suelo.

Uso de suelo es una expresión importante de las intervenciones de las personas en el ambiente y se puede referir a un asentamiento urbano o a su zonificación prevista dentro de su Plan de Desarrollo Urbano y sus reservas territoriales, a zonas habitacionales e industriales, a centros de producción acuícola, a complejos turísticos, a muelles y puertos, a un campo agrícola, a potreros, a Áreas Naturales Protegidas, etc (Medellín, 2002). El recurso suelo es un elemento indispensable, que soporta la formación social, económica y política de la sociedad.

2.2.5. Suelo agrícola.

El suelo agrícola es un suelo dedicado a la producción de forrajes, cultivos y pastos cultivados. Además, es aquel suelo con aptitud para el desarrollo de la ganadería y el crecimiento de los cultivos. Asimismo, incluye tierras clasificadas como agrícolas que mantienen un hábitat para especies transitorias y permanentes, además de fauna y flora nativa, como es el caso de las áreas naturales protegidas (MINAM, 2017).

2.2.6. Contaminación del suelo agrícola por metales pesados.

En el suelo existen elementos minoritarios que se encuentran en concentraciones muy bajas, uno de estos elementos, son los denominados metales pesados (Cabildo, et al., 2017). Los metales pesados ingresan al suelo agrícola a partir de fuentes naturales y antropogénicas. Las fuentes naturales más significativos son la meteorización de minerales, erosión y la actividad volcánica, mientras que las fuentes antropogénicas incluyen el uso de pesticidas, fertilizantes (fosfato) y biosólidos en la agricultura, vertidos industriales y de lodos, deposición atmosférica, etc (Modaihsh, Swailem, & Mahjoub, 2004).

2.3. Metales Pesados

Los metales pesados son elementos químicos con alta densidad (mayor a 4 g/cm³), peso y masa atómico por encima de 20 (excluyendo a los metales alcalinos y

alcalino-térreos) y son tóxicos en concentraciones bajas (Concon, 2009 y Shimada, 2005). Algunos de estos elementos están ilustradas en la Tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de algunos metales pesados por su densidad y toxicidad (E-Esencial; T-Tóxico) (Cabildo, et al., 2017).

Metal	Plantas		Animales		Densidad (g/cm³)
Hg		T		T	13.59
Pb		T		T	11.34
Mo	E		E	T	10.2
Cu	E	T	E	T	8.92
Ni		T	E		8.90
Co			E		8.9
Cd		T		T	8.65
Fe	E		E		7.86
Cr			E		7.20
Mn	E	T	E		7.2
Zn	E	T	E		7.14

La mayoría de los minerales tienden a estar más utilizables a pH ácido; excepto, Se, As, Cr y Mo. Por otro lado, la materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio y quelatos, por lo que su disponibilidad va a depender de la solubilidad de los complejos formados (Cabildo, et al., 2017). Por otra parte, los metales pesados en los suelos pueden estar presentes en varias formas con diferentes niveles de solubilidad de la siguiente manera: disueltos (en la solución del suelo), intercambiables (en los componentes orgánicos e inorgánicos), componentes estructurales de las redes en los suelos y precipitado insolubles con otros componentes del suelo (Aydinalp & Marinova, 2003; Zalidis, Barbayiarinis & Matsi, 1999). Por lo general, solo las primeras dos formas pueden ser absorbidas y utilizadas por las plantas.

Por lo tanto, la absorción de un metal por la planta depende principalmente de la movilidad del metal y la disponibilidad en los suelos.

Además, la movilidad y la disponibilidad de metales pesados están controladas por las características de adsorción y desorción de los suelos (Krishnamurti, Huang & Kozak, 1999). Se ha demostrado que la adsorción y desorción de metales pesados se asocia con propiedades del suelo, incluyendo pH, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, estado de oxidación-reducción, contenido de minerales de arcilla, carbonato de calcio, óxidos de hierro y manganeso (Antoniadis, Robinson & Alloway, 2008; Kashem & Singh, 2001; Usman, Kuzyakov & Stahr, 2004).

2.4. Cadmio (Cd)

El cadmio es uno de los tres grandes venenos de los metales pesados, junto con mercurio y plomo y no cumple ninguna función biológica esencial conocida, pero se recoge y se acumula en las raíces, brotes, y partes comestibles de las plantas junto con los elementos esenciales (Rascioa & Navari, 2011; Yang et al., 2017). La acumulación en la planta y su distribución es variable (Augstburger et al., 2000). El cadmio se encuentra al final de la segunda fila de elementos de transición, directamente debajo del zinc en la tabla periódica y tiene una similitud química con este elemento, un micronutriente esencial para plantas y animales (Cabildo, et al., 2017). Sus propiedades se reflejan en la Tabla 3. Asimismo, en sus compuestos, el cadmio aparece como el ion divalente de cadmio (II), de forma natural, como sulfuro de cadmio (CdS) o carbonato de cadmio (CdCO₃).

El cadmio (Cd) es uno de los metales pesados más problemáticos, altamente tóxico y fácilmente bioacumulable (Khan, Khan, Khan, & Alam, 2017; Jarup, 2002). Además, es un elemento, altamente cancerígeno que puede causar reacciones tóxicas incluso en baja concentración (Khan et al., 2015). En el humano afecta principalmente a los órganos blanco como el hígado, riñón y los pulmones, siendo sus vías de absorción: respiratoria, gastrointestinal y dérmica, produciendo nefrotoxicidad,

hepatotoxicidad, teratogenicidad, neurotoxicidad y alteraciones del sistema productivo tanto femenino como masculino (Acosta, Figueira, y González, 2009).

La presencia de Cd en el suelo proviene de fuentes naturales y antropogénicas, y se considera que es de gran preocupación ambiental (Pan et al., 2016). Asimismo, es un elemento químico no biodegradable (no reciclable), que se acumula en el ambiente y es de comprobada toxicidad para las personas, debido al amplio uso de sus innumerables aplicaciones. El uso más significativo de Cd es en baterías de Níquel, como fuentes de energía recargables o secundarias que exhiben alto rendimiento, larga vida, bajo mantenimiento y alta tolerancia al estrés físico y eléctrico. Los recubrimientos de cadmio proporcionan un buen recubrimiento de resistencia a la corrosión a los buques y otros vehículos, particularmente en entornos de alto estrés como el marino y el aeroespacial. Otros usos del cadmio son como pigmentos, estabilizadores para cloruro de polivinilo (PVC), en aleaciones y compuestos electrónicos. También, el cadmio está presente como una impureza en varios productos: fertilizantes de fosfato, detergentes y productos derivados del petróleo (Cabildo, et al., 2017).

El riesgo de depósito de contaminantes en cultivos y suelos a causa del ingreso de elementos presentes en los agroquímicos, actividades industriales o por contaminación ambiental, ha causado alerta en muchos países del mundo (Acosta et al., 2009). El cadmio, especialmente, es extraído por las plantas de los suelos contaminados y es incorporado a la cadena alimenticia. Este elemento puede alterar el metabolismo humano ya que compite con el hierro, cobre, zinc, manganeso y selenio en los sistemas biológicos. Los vegetales, frutos, semillas, granos (café, cacao, trigo, té y arroz), pescados, crustáceos y los moluscos pueden representar una fuente significativa de cadmio (Acosta et al., 2009).

Tabla 3. Propiedades del cadmio (Cabildo, et al., 2017).

Propiedades	Unidad	Valor
Número atómico	-	48
Peso atómico	-	112.41
Valencia química	-	2
Densidad relativa	g/cm ³	8.65
Punto de fusión	°C	320.9
Punto de ebullición	°C	765

La especiación de cadmio en el suelo es dependiente de la composición del suelo, por ejemplo, altamente material parental, presencia de materia orgánica, óxidos, constituyentes inorgánicos, mientras que también se verá afectado por el valor de pH del suelo. En la mayoría de los suelos, el 99% del Cd está asociado con los sólidos del suelo y solo una pequeña fracción ocurre en la solución del suelo (Simmler, 2012). El cadmio en la solución del suelo es el foco principal de la química de Cd del suelo, ya que es la fuente predominante de la cual, las plantas absorben Cd y otros nutrientes (Gray, 1998).

En la mayoría de los suelos, el ion libre Cd⁺², es la especie de Cd soluble dominante, o como complejos de Cd solubles con iones inorgánicos como el cloruro o el azufre (Blume et al., 2016). Una vez que se libera Cd en la solución del suelo, ya sea como resultado de la disolución o debido a la adición de fertilizantes, el Cd⁺² se divide entre la solución, las fases mineral y orgánica del suelo. La concentración de este Cd⁺² en solución depende de las reacciones químicas que experimenta en el suelo. Estas reacciones incluyen procesos de intercambio iónico, sorción/desorción y complejación (Gray, 1998).

2.4.1. Fraccionamiento del cadmio en el suelo.

El cadmio existe en el suelo en varias formas físico-químicas con diferente disponibilidad para las plantas. Por lo tanto, los cambios en las formas de cadmio en los suelos muestran cierta información sobre el mecanismo de estabilización del cadmio después de la aplicación de aditivos para el suelo. Los esquemas de extracción secuencial se usan comúnmente para determinar la distribución o partición de Cd en diferentes formas químicas (Mahar, Wang, Li, & Zhang, 2015).

La concentración total de Cd en el suelo se refiere a la cantidad total de Cd que se encuentra en las fracciones en todo el suelo (f. intercambiable + f. unida a carbonato + f. asociada a óxidos de Fe y Mn + f. unida a materia org. + f. residual). Estas fracciones van desde Cd en la solución del suelo hasta el Cd intercambiable que se encuentra en las arcillas y la materia orgánica. La concentración total de Cd en el suelo juega un papel importante en la determinación de la biodisponibilidad de Cd y la absorción resultante por las plantas. Cuanto mayor sea la abundancia de Cd en el suelo, menos espacio habrá en los sitios de unión al suelo que adsorben Cd. Por lo tanto, habrá una mayor cantidad de iones Cd en la solución del suelo, potencialmente disponible para la absorción de la planta. Una mayor concentración de cadmio en el suelo aumentará directamente la absorción por las plantas, por lo tanto, una menor concentración de Cd dará como resultado una menor absorción por las plantas (Rys, 2008). Asimismo, Onyatta & Huang (1999) informaron que la biodisponibilidad de Cd en suelos tropicales está en función de la concentración total de Cd.

Tessier (1979) ha desarrollado un procedimiento analítico que involucra extracciones químicas secuenciales para la partición de cadmio en cinco fracciones. La fracción intercambiable de Cd consiste en que el metal está unido a material coloidal o particulado. El Cd intercambiable se encuentra en el equilibrio entre la solución del suelo y las superficies del suelo donde está unido (inmovilizado) por procesos de adsorción, o soluble para la absorción de la planta. La forma inmovilizada también se puede

encontrar en la solución del suelo como resultado de la adsorción reversible y se puede movilizar fácilmente, por lo tanto, es intercambiable, y biodisponible para la absorción de la planta. Sigel, Sigel, & Sigel (2013) indicaron que la cantidad del Cd intercambiable disminuye a un pH más alto porque el metal se puede adsorber en sitios que son menos accesibles y solo puede ser desplazado por la extracción con ácido. También, encontraron que las fracciones de Cd intercambiables disminuyen considerablemente en algunos casos a un pH más bajo.

La CIC del suelo juega un papel importante en la determinación de la cantidad de Cd intercambiable que hay en la solución del suelo (Honma, Ohba, Makino, & Ohyama, 2015). Esto se debe a que a medida que aumenta la CIC, se encontrará más Cd intercambiable en los sitios de unión en los coloides del suelo y esto disminuirá la cantidad de Cd intercambiable en solución. Mientras que, cuando el CIC de un suelo es bajo, se encontrará un Cd más intercambiable en la solución del suelo, ya que hay suficiente espacio en los sitios de unión para ser adsorbidos en los coloides del suelo (Figura 1).

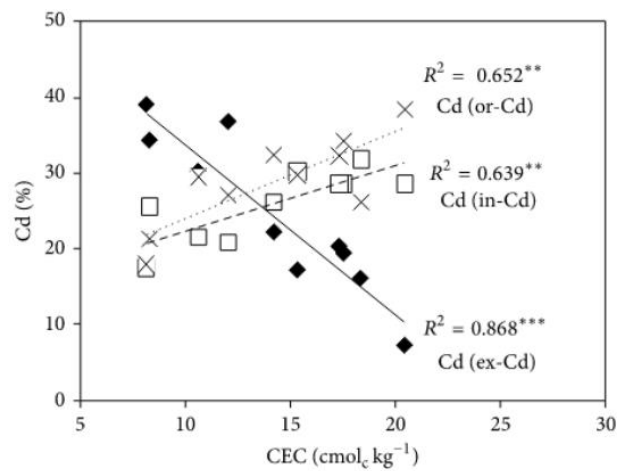


Figura 1. Efecto de aumentar la CIC en las fracciones de Cd dentro del suelo (Honma et al., 2015)
(Cd % se refiere a la cantidad de Cd encontrada en cada variable; or-Cd = Cd orgánico; in-Cd = Cd inorgánico; ex-Cd = Cd intercambiable)

La fracción intercambiable es la forma más móvil y biodisponible en el suelo, y se han encontrado correlaciones constantes entre la concentración de metal de la

fracción intercambiable y la concentración de metal en las plantas (Zhou et al., 2014). Por otra parte, la fracción soluble puede acomplejar el cadmio, facilitar su movilidad en el suelo y al mineralizarse, dejar al metal en forma más disponible para las plantas (Clemente & Bernal, 2006).

2.4.2. Fuentes de contaminación del suelo por cadmio.

El cadmio se introduce en el medio ambiente del suelo mediante procesos tanto naturales como antropogénicos (Bolan et al., 2010; Liu et al., 2013). Khan et al. (2017) mencionan que la contribución total de fuentes naturales (meteorización de roca madre, erupciones volcánicas e incendios forestales) hacia la contaminación por Cd en el suelo es 10% en comparación a las fuentes antropogénicas. Por otro lado, más del 90% de Cd se libera al medio ambiente de origen antropogénico, estas fuentes incluyen el uso de combustible fósil, la combustión, trabajos metalúrgicos, desechos de la industria del cemento, aguas residuales, lodos municipales e industriales, la minería, la fundición y procesamiento de mineral. Otras fuentes de Cd incluyen la fabricación de plásticos de cloruro de polivinilo, aleaciones, fungicidas, soldaduras, aceite de motor y fabricación de caucho y textiles Khan et al (2017) (como se citó en (Tamaddon y Hogland, 1993)).

El cadmio ingresa a los suelos agrícolas principalmente de procesos industriales, fertilizantes fosfatados y deposición atmosférica, y luego se transfiere a la cadena alimentaria (Chaffei, et al., 2004). En los suelos agrícolas el empleo de fertilizantes fosfatados es la fuente principal de contaminación del suelo por cadmio; estos fertilizantes son obtenidos a partir de la roca fosfórica; el cadmio de los fertilizantes de fosfato constituye más del 50% de la entrada total de este metal al suelo (Rodríguez-Serrano et al., 2008; De Meeus et al., 2002).

2.4.3. Contenido de cadmio en la roca fosfórica.

El cadmio (Cd) es un oligoelemento no esencial que se acumula en los suelos agrícolas mediante la aplicación de fertilizantes de fosfato ricos en Cd. El Cd se produce naturalmente como una impureza en el fosfato de roca a concentraciones de 1-200

mg/kg de roca y está presente en los fertilizantes comerciales de fosfato (P). La aplicación de fertilizantes de P es la principal fuente de adición anual de Cd en los suelos agrícolas. Las importantes fuentes de Cd en suelos agrícolas provienen de la fertilización fosforada; la materia prima de los fertilizantes fosforados es la roca fosfórica, que contiene apatita, P y Cd en cantidades que varían entre 8 y 500 mg/kg (Laegreid et al., 1999).

Estudios realizados en Chile mostraron que la roca fosfórica contiene alrededor de 6 mg/kg de Cd (Bonomelli, Bonilla y Valenzuela, 2003). Las investigaciones que se realizaron en Brasil muestran que los contenidos de Cd en fertilizantes varían entre 0,6 y 3,5 mg/kg (Prochnow, Plese & Abreu, 2001). En Estados Unidos, Nueva Zelandia y Australia existen diversos estudios acerca de la concentración de cadmio en los fertilizantes y el efecto de su acumulación en suelos y plantas. Estos estudios realizados indican que la aplicación insistente de fertilizantes fosforados incrementa las cantidades de Cd en el suelo (Bonomelli et al., 2003).

2.4.4. Biodisponibilidad del cadmio.

El cadmio biodisponible es la fracción del Cd total en el agua intersticial y las partículas del suelo que esta fácilmente disponible para los organismos receptores (plantas, microorganismos, etc). Asimismo, es la parte de la concentración de Cd del suelo disponible para las plantas. La enmienda de la materia orgánica afecta significativamente la disponibilidad de Cd en el suelo al traer cambios en las propiedades fisicoquímicas del suelo como el pH, la CE y la concentración de macro y micronutrientes (Khan et al. 2014). La modificación del suelo contaminado con Cd mediante materia orgánica se considera una opción ecológica para inmovilizar metales traza en el suelo y reducir la absorción por las plantas. Las enmiendas orgánicas debido a la gran cantidad de materia orgánica humificada minimizan la biodisponibilidad de los metales por adsorción o por la formación de complejos estables con sustancias húmicas (Shuman, 1999).

La biodisponibilidad es la fracción de Cd que está disponible para ser absorbido por plantas. La biodisponibilidad depende de la solubilidad y movilidad de los metales en la solución del suelo. Solo los metales asociados a las fracciones solubles e intercambiables están realmente disponibles para las plantas; por ello, la concentración total de los metales en el suelo no refleja necesariamente los niveles de metales biodisponibles (Del Socorro- Bravo et al., 2014).

La biodisponibilidad de Cd en el suelo se puede investigar mediante la extracción química. Los agentes quelantes (0.05 M DTPA y 0.05M EDTA) se han documentado como más confiables para predecir la disponibilidad de Cd en las plantas y son más impresionantes en la eliminación de complejos metálicos y orgánicos solubles (Sims & Johnson, 1991; Zhu et al., 2012).

2.4.5. Factores que influyen en la biodisponibilidad del cadmio.

La concentración biodisponible es la principal preocupación con respecto a su absorción y acumulación en las plantas en lugar de la concentración total de Cd en el suelo. Entonces, en cualquier estudio, se deben medir tanto la concentración total como la concentración biodisponible. Varios factores afectan la biodisponibilidad de Cd en el suelo, incluido el pH del suelo, la presencia de materia orgánica y la capacidad de intercambio iónico que son los principales factores, estos factores influyen en la solubilidad de los compuestos de Cd y la liberación de Cd en la solución del suelo o afectan la capacidad de las plantas para absorber el Cd del suelo (Sarwar et al., 2010).

En particular, la disponibilidad de Zn y Cd en el suelo depende de la materia orgánica del suelo, los óxidos, las partículas de arcilla y el pH (Schulin, Khoshgoftarmanesh, Afyuni, Nowack, Frossard, 2009; Smolders and Mertens, 2013).

2.4.5.1. potencial de hidrógeno (pH).

El potencial de hidrógeno es una medida de la concentración de iones hidrógeno en una muestra. Un pH de 7 se dice que es neutro, todo lo que es menor a 7 es ácido y todo lo que es mayor a 7 es básico (Reinoso, 2001). El pH es uno de los factores más

importantes que controlan la disponibilidad de Cd (Barančiková, Madams & Rybár 2004) a medida que el pH disminuye, aumenta la absorción de Cd por la planta (Kirkham, 2006). Tudoreanu & Phillips (2004) mencionan que existe una relación lineal indirecta entre el pH del suelo y la biodisponibilidad o la absorción de Cd por las plantas. Alloway (1995) & Lassat (2001) (como se citó en Callirgos-Rodríguez, 2014) sostienen que cuando los suelos son ácidos, hay una competencia por los sitios de intercambio entre los cationes metálicos y los iones H^+ . A medida que el pH del suelo disminuye se origina la desorción de los metales pesados, incrementando su concentración y biodisponibilidad en la solución suelo. Al incrementar el pH en el suelo, los metales pesados son removidos y adsorbidos por los coloides del suelo, restringiendo su movilidad y biodisponibilidad; del mismo modo (ver Tabla 2), Kabata-Pendias (2000) (como se citó en He, He, Yang, Stoffella, & Baligar, 2015) declaran que el Cd es móvil en el rango de pH de 4.5 - 5.5 en el suelo, mientras que a valores de pH más altos lo convierte en formas insolubles, por ende el cadmio queda retenidos en el suelo.

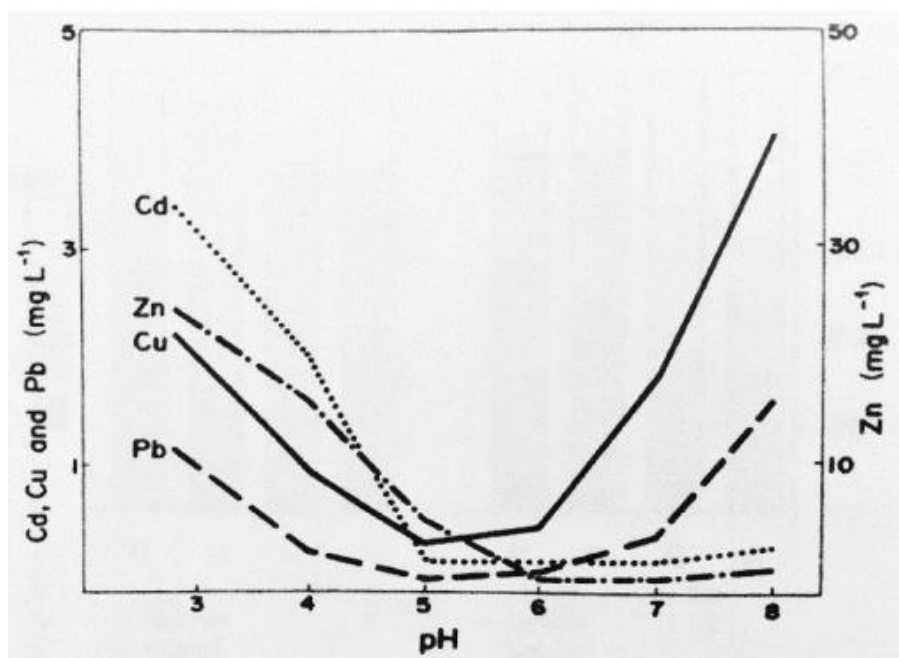


Figura 2. Influencia del pH en la concentración de distintos metales en la solución del suelo (Kabata-Pendias & Pendias, 2010)

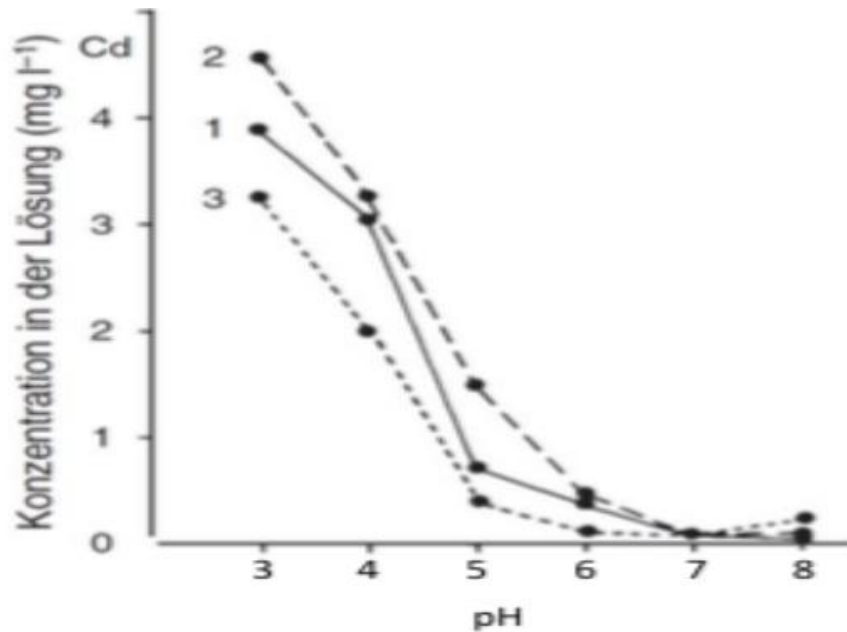


Figura 3. Concentración de Cd disuelto en el suelo (eje y) en tres suelos diferentes a diferentes valores de pH (Blume et al., 2010)

2.4.5.2. capacidad de intercambio catiónico (CIC).

La capacidad de intercambio catiónico es un fenómeno basado en la presencia de cargas en las arcillas y demás partículas coloidales de los suelos. Por medio de estas cargas, los iones que son liberados de minerales que han sido sometidos a procesos de meteorización o provenientes de compuestos orgánicos en descomposición, del agua de lluvia o de riego y de los fertilizantes, pueden ser absorbidos por las partículas del suelo y bajo esta condición son retenidos en forma relativamente inmóvil. Gusiatin y Klimiuk, (2012) (como se citó en He et al., 2015) afirman que la CIC es otro factor importante que influye en la movilidad de Cd en el suelo. El Cd está fuertemente ligado a las superficies de minerales de arcilla, óxidos de Fe, Al y humus, disminuyendo así su movilidad en suelos arcillosos (Hong et al., 2002 (como se citó en He et al., 2015)). La CIC está directamente relacionado con la capacidad del suelo de adsorber metales pesados; un suelo que posee una capacidad de intercambio catiónico (CIC) elevada ostenta más lugares de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para la retención y adsorción de metales (Azevedo, Ferracciú y Grimarés,

2003). Los suelos que presentan alta capacidad de intercambio catiónico (ricos en materia orgánica y con elevados contenidos de arcilla), dan como resultado la inmovilización de los metales pesados por quedar estos retenidos por adsorción al complejo coloidal del suelo (Ruda et al., 2004 (como se citó en Callirgos - Rodríguez, 2014)). Un aumento en la carga superficial resultante de la adsorción específica de encalado y aplicación de materia orgánica conduce a aumentos en la adsorción de Cd (Bolan & Duraisamy, 2003 (como se citó en He et al., 2015)). En general, cuanto mayor es la capacidad de intercambio catiónico, mayor es la capacidad de retener los metales pesados como el cadmio.

2.4.5.3. *materia orgánica.*

La materia orgánica es la fracción orgánica del suelo que incluye vegetales y animales en diferentes estados de descomposición, tejidos y células de organismos que viven en el suelo y sustancias producidas por los habitantes del mismo (Cepeda, 2009). Estudios realizados por Ge & Hendershot (2005) demostraron que la materia orgánica en el suelo es el principal sorbente para metales pesados en las regiones templadas. Los suelos orgánicos tienen una alta afinidad de sorción por el Cd, hasta 30 veces más que los suelos minerales (Kirkham, 2006). Generalmente la materia orgánica se acumula en la capa superficial del suelo ya sea como materiales a granel o como recubrimiento de material particulado. La materia orgánica es un componente reactivo importante en suelos capaces de retener cationes metálicos (He et al., 2015). La aplicación de materia orgánica a un suelo contaminado puede reducir la capacidad de extracción y la biodisponibilidad de Cd, Zn y Pb, sobre todo porque aumenta el pH del suelo (Houben et al., 2013).

En estudios realizados por He et al. (2015) se observó que la presencia de 5% y 10% de biochar disminuyó las concentraciones extraíbles de Cd, Zn y Pb durante los siguientes 56 días. Hao et al. (2012) informaron que el estiércol de cerdo la cual es materia orgánica disminuyó significativamente las concentraciones de Cd y Zn en el girasol (*Helianthus annuus*). Los residuos orgánicos como estiércol de granja, estiércol

de aves de corral, estiércol de cerdo, compost, biosólidos, lodo de alcantarillado, desechos domésticos, paja y una amplia gama de enmiendas orgánicas combinadas pueden utilizarse como enmiendas del suelo para reducir la disponibilidad de Cd (Jadia & Fulekar, 2009; Sarwar et al., 2010; Hao et al., 2012).

Los metales pesados tienden a formar complejos con la materia orgánica (ácidos húmicos y fúlvicos) en el suelo, que son diferentes para cada metal (Stevenson, 1994). La materia orgánica juega un papel importante no solo en la formación de complejos, sino también en la retención de metales pesados en una forma intercambiable. El cadmio se retiene en una forma intercambiable y está más fácilmente disponible (Haghiri, 1974).

En la investigación de Schweizer, Seitz, Van der Heijden, Schulin, & Tandy (2018) se muestra que la materia orgánica del suelo fue un factor clave para la concentración de zinc en el suelo y especialmente de cadmio en los tres sistemas agrícolas (fincas orgánicas con uso de compost, granjas orgánicas con uso de estiércol no compuesto y granja convencional con fertilización integrada de fertilizantes sintéticos y pequeñas cantidades de estiércol no compuesto).

El uso de enmiendas orgánicas en suelos contaminados con cadmio controla la transferencia de cadmio del suelo a la planta al aumentar el pH del suelo. A medida que el pH del suelo aumenta, las concentraciones de cadmio en la solución del suelo disminuyen y la acumulación de cadmio en las plantas también disminuye (Chaudri et al., 2007; K. Liu et al., 2015). El aumento en el pH del suelo mejora la disociación de H⁺ de los grupos funcionales tales como hidroxilo, fenólico, carbonilo y carboxilo, mejorando así la afinidad por los iones de cadmio (Bolan et al., 2003).

2.4.6. Absorción del cadmio por las plantas.

Las plantas en el suelo toman Cd del agua intersticial del suelo. Si bien la mayor parte del Cd en los suelos generalmente se asocia con los coloides del suelo (> 98%), con solo una pequeña fracción del total está disponible para la absorción de la planta

en la solución del suelo (Christensen & Haung, 1999). Al manipular las cantidades de sitios de unión de cationes disponibles en los suelos, la cantidad de Cd disuelto se puede reducir, lo que resulta en una reducción posterior en la absorción por las plantas (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007). Esto se puede lograr mediante varios métodos diferentes, como cambiar el pH del suelo (por ejemplo, mediante encalado) o mediante la introducción de sitios de unión adicionales. Por ejemplo, los óxidos de Fe y Mn absorben Cd (Zasoski y Burau, 1988; Backes et al., 1995) y se pueden usar para reducir el movimiento de Cd en la solución del suelo. Las sustancias húmicas, producidas durante el proceso de descomposición de los materiales orgánicos, incluyen un gran grupo de polímeros orgánicos amorfos y coloidales (McLaren y Cameron, 1996). Estas moléculas llevan una carga predominantemente negativa que surge de los grupos funcionales ionizables carboxilo e hidroxilo fenólico, que permiten que las sustancias húmicas actúen como intercambiadores de cationes en el suelo y, por lo tanto, eliminen los cationes metálicos de la solución (McLaren y Cameron, 1996). La sorción específica también juega un papel importante (Pentari et al., 2009). Como Cd es un oligoelemento calcófilo, se espera que se una a los grupos de azufre orgánico (Kabata-Pendias & Mukherjee, 2007), R-SH, R-S-R, R-SS-R y heterocíclico S, que pueden estar presentes en la materia orgánica (por ejemplo, lignito) (Calkins, 1994).

Varias enmiendas orgánicas e inorgánicas se utilizan en tierras agrícolas para mejorar las condiciones físicas y químicas del suelo (Sarwar et al., 2008). Además, tanto las enmiendas orgánicas (por ejemplo, aserrín, turba, compost, etc.) como inorgánicas (por ejemplo, cal) pueden reducir efectivamente la solubilidad del Cd y la absorción de la planta en suelos altamente contaminados (Bolan et al., 2003; Guo et al., 2006).

2.4.7. Bioacumulación del cadmio y sus efectos en las plantas.

Clemens (2006) sostiene que la captación de Cd del suelo por las plantas depende de su concentración y biodisponibilidad, mientras que una pequeña cantidad se toma directamente desde la atmósfera a través de deposición en seco de polvo contaminado. La entrada de los metales pesados a las células vegetales se produce a

través de los mismos sistemas de transporte utilizados para llevar a cabo la absorción de macro y micronutrientes. A partir del suelo contaminado, el Cd puede ser absorbido fácilmente por las raíces de las plantas y luego transportado a partes sobre el suelo donde interactúa con productos bioquímicos y procesos fisiológicos, que afectan la morfología de la planta y tasa de crecimiento (Sgherri, Quartacci, Izzo, & Navari- Izzo, 2002). Yang et al. (2011) & Jan et al. (2010) mencionan que se han realizado varios estudios sobre la transferencia de Cd a las plantas del suelo contaminado con Cd. Sin embargo, se ha prestado poca atención a los mecanismos implicados en la bioacumulación de Cd en diferentes especies de plantas y entornos de suelo. Khan, Rehman, Khan, Khan & Shah (2010) mencionan que la transferencia de suelo a planta generalmente se mide como una relación entre las concentraciones de Cd en la planta y la concentración de Cd en el suelo respectivo como se explica en la siguiente equivalencia.

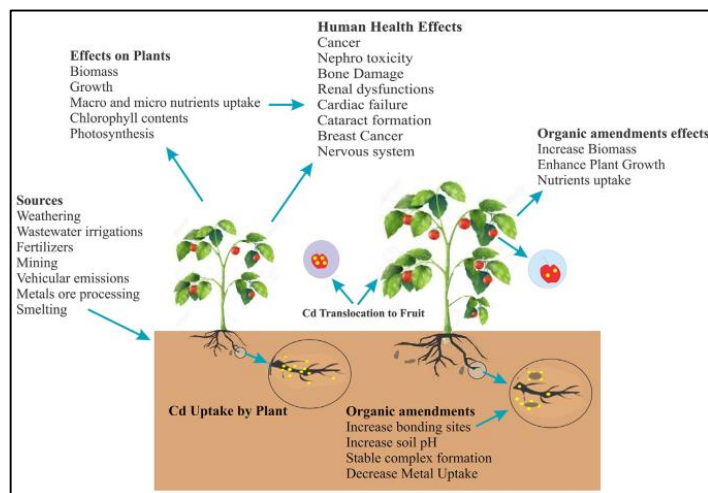


Figura 4. Representación esquemática de las fuentes de cadmio, absorción por las plantas, efectos sobre el crecimiento de las plantas y la salud humana y cómo las enmiendas orgánicas reducen la absorción de Cd por las plantas y mejoran el crecimiento de las plantas (Khan et al., 2017).

2.4.8. Efectos del cadmio sobre la absorción de nutrientes.

Khan, Khan, Khan, Qamar, & Waqas (2015) señalan que el Cd tiene un impacto negativo significativo en los valores nutricionales de las plantas y tasa de crecimiento.

La mayoría de las plantas cultivadas en suelo contaminado con Cd son deficientes en nutrientes. En la parte de la raíz el Cd causa deficiencia de mineral, compitiendo por la absorción con minerales que tienen propiedades químicas similares como Ca y Mg. Altas concentraciones de Cd pueden causar la reducción de Ca, Mg y K en los tejidos de las plantas (Khan et al., 2017 (como se citó en (Barcelo y Poschenrieder, 1990))).

La bioacumulación de Cd causa la alteración de varias funciones fisiológicas al afectar el metabolismo del N. Al ser una parte importante de los componentes genéticos, estructurales y metabólicos, el N juega un papel importante en el crecimiento y metabolismo de las plantas (Chaffei et al., 2004). En algunos vegetales estudiados como es el caso del girasol, la captación y translocación de nutrientes esenciales ha sido desequilibrada por el Cd, causando el agotamiento de P, Mn, Fe y Mg en sus hojas (Júnior et al., 2014). En las plantas, la toxicidad del Cd se asocia con la inhibición del crecimiento y los desequilibrios en muchos niveles de macro y micronutrientes. La presencia de Cd en las plantas da como resultado muchas alteraciones fisiológicas que afectan tanto al metabolismo del nitrógeno como a los carbohidratos (Chaffei et al., 2004).

2.5. Técnicas de Remediación de Suelos Contaminados con Cadmio

La remediación es el proceso de tomar medidas para reducir, aislar o eliminar la contaminación de un entorno con el objetivo de prevenir la exposición a personas o animales (Coker, 2006). La remediación del suelo contaminado con cadmio depende de la fracción biodisponible de cadmio en el suelo. Existen varias técnicas de remediación de suelos contaminados con cadmio como: solidificación, desorción térmica, técnicas de electro dirección, extracción de vapor de suelo, lavado de suelos, excavación, la estabilización química in situ, la estabilización física in situ y la biorremediación. Entre estas técnicas, la estabilización in situ es un método basado en la aplicación de enmiendas al suelo, como cal, compost y biochar, para estabilizar los contaminantes y reducir su biodisponibilidad (Ozdes et al., 2009). Esta técnica minimiza el riesgo de

contaminación de la cadena alimentaria al reducir la absorción de metal por las plantas de alimentos y la contaminación fuera del sitio a través de la erosión y lixiviación.

Las técnicas de inmovilización se centran en reducir la disponibilidad y la actividad de los oligoelementos, pero no en eliminar el contaminante del suelo. Estas técnicas se basan en la adición de enmiendas adecuadas para acelerar los procesos naturales del suelo (reacciones de absorción, precipitación y complejación), con el objetivo de disminuir la movilidad y la disponibilidad de los elementos tóxicos (Bolan et al., 2003).

La estabilización in situ del suelo (también conocida como enmienda del suelo o secuestro/inmovilización de contaminantes) presenta una alternativa de remediación atractiva que se asocia con una baja huella de carbono y costos moderados. Con la adición de sorbentes reactivos, la movilidad de los metales y la biodisponibilidad en el suelo contaminado se pueden suprimir a través de la adsorción, intercambio de cationes, complejación de la superficie, co precipitación, precipitación de la superficie y/o transformación en la superficie del sorbente (Kumpiene, Lagerkvist, & Maurice, 2008; Tica, Udovic, & Lestan, 2011).

La estabilización in situ es uno de los métodos más comunes para la remediación de suelos con eficiencia y bajo costo (Pérez de Mora et al., 2006; Lee, Lee, Jeong Choi, & Kim, 2009). Implica aplicar aditivos al suelo con el propósito de reducir la movilidad y la disponibilidad de los metales pesados en el suelo. Las distintas enmiendas tienen diferentes habilidades para inmovilizar metales pesados en el suelo. Bajo algunas condiciones, una enmienda puede ser efectiva para inmovilizar un metal, pero puede ser ineficaz para otro, o incluso puede aumentar la movilidad (González, García, Del Moral, & Simón., 2012; Houben, Pircar, & Sonnet, 2012). Por ejemplo, la harina de huesos y el estiércol podrían disminuir las concentraciones de Cd y Zn en los lixiviados del suelo, mientras que aumentan las concentraciones de Pb en los lixiviados del suelo en comparación con el tratamiento de control (Houben et al., 2012). Por otro lado, las técnicas de estabilización no reducen las concentraciones totales de elementos traza y,

por lo tanto, los suelos afectados seguirán contaminados en términos de concentraciones totales (Pérez de Mora, 2006).

La estabilización química es un método de remediación in situ que utiliza enmiendas de bajo costo para reducir la movilidad y disponibilidad de contaminantes en el suelo contaminado (Lee et al., 2009). La aplicación de ciertas enmiendas al suelo puede disminuir la solubilidad de los contaminantes y, por lo tanto, reducir los efectos perjudiciales de los metales pesados (por ejemplo, Cd) en los receptores, como microorganismos, plantas, animales, cuerpos de agua y humanos (Lombi et al., 2002).

2.6. Enmienda Orgánica

Una enmienda orgánica es cualquier material orgánico, incluido el compost, los abonos animales, desechos orgánicos, bio-fertilizantes residuos de cultivos o acondicionadores sintéticos del suelo que se incorporan al suelo o se aplican en la superficie para mejorar el crecimiento de la planta. La característica común de las enmiendas orgánicas del suelo es que contienen materia orgánica. Notablemente, en algunos estudios, las combinaciones de diferentes tipos de enmiendas han demostrado mejores resultados que su aplicación individual. En cuanto a la forma de aplicación de las enmiendas al suelo, el método más extenso de enmiendas es la aplicación en la superficie del suelo (en la parte superior). Esto es porque el vuelco y la mezcla de enmiendas y suelos generarían mayores costos económicos y causaría mayor perturbación forzando la mezcla de los horizontes (Hueso–Gonzales et al., 2017).

El uso de residuos orgánicos como enmiendas para la recuperación de suelos contaminados con elementos traza, como el cadmio, es una estrategia ampliamente utilizada porque mejora las condiciones fisicoquímicas y biológicas de los suelos, favorece el crecimiento de las plantas y puede disminuir la biodisponibilidad de los metales en los suelos, entre ellos el cadmio (Walker, Clemente, & Bernal, 2004). Por otro lado, la movilidad de los metales catiónicos y los metaloides aniónicos en los suelos es afectada por las enmiendas del suelo de diferentes maneras. La complejación es un

mecanismo importante que controla la movilidad de los metales catiónicos, mientras que la competencia por los sitios disponibles en los minerales del suelo entre metaloides y enmiendas del suelo podría ser un factor dominante involucrado en la sorción/desorción de metaloides (Violante et al., 2010).

La adición de enmiendas orgánicas puede aumentar la complejación de Cd en el suelo, lo que resulta en una disminución de la fitodisponibilidad de los metales (Bolan & Duraisamy, 2003). Especialmente, en suelos modificados con estiércol, una gran parte de cadmio en solución de suelo está complejada con carbono orgánico disuelto (Moreno, Hernández, Pérez, & García, 2002). Puschenreiter, Horak, Friesl, & Hartl (2005) revisaron que las enmiendas orgánicas como el estiércol de granja reducen la transferencia de metales a los cultivos.

Varios residuos orgánicos (abonos animales, biosólidos, etc) se han utilizado ampliamente para remediar los suelos contaminados con metales pesados (Pardo, Bernal, & Clemente, 2014; Sebastian & Prasad, 2014). Estos materiales orgánicos pueden no solo modificar la solubilidad y toxicidad de los metales pesados, sino que también pueden mejorar la función del ecosistema del suelo.

2.6.1. Efecto de las enmiendas orgánicas en la disponibilidad de cadmio.

La biodisponibilidad es un factor principal que gobierna la toxicidad de Cd en el suelo. La materia orgánica afecta significativamente la disponibilidad de Cd en el suelo al producir cambios en las propiedades físico-químicas del suelo como el pH, la CE y la concentración de macro y micro nutrientes (Khan et al., 2014). La materia orgánica juega un papel vital con respecto a la biodisponibilidad de metales traza en el suelo. La materia orgánica se considera una opción ecológica para inmovilizar metales trazas en el suelo y reducir la absorción por las plantas (Khan et al., 2017).

En muchos estudios se ha demostrado que la adición de enmiendas orgánicas a los suelos aumenta la inmovilización de los metales a través de reacciones de adsorción. La retención inducida por la enmienda orgánica del metal se atribuye a un

aumento en la carga superficial (Hee et al., 2011). Bolan et al. (2003) afirman que la adición de compost aumenta la carga superficial de los suelos enmendados, lo que se atribuye a un mayor pH y carga superficial del compost. La concentración de Cd en el suelo no disminuye con el uso de enmiendas orgánicas, pero reduce su biodisponibilidad. Los minerales orgánicos, compuestos de aluminio y fosfatos, presentes en enmiendas orgánicas, retienen los metales pesados (Khan et al., 2017). La materia orgánica en el suelo convierte el Cd soluble / intercambiable en una fracción de enlace orgánico, lo que reduce la absorción (Han-Song et al., 2010).

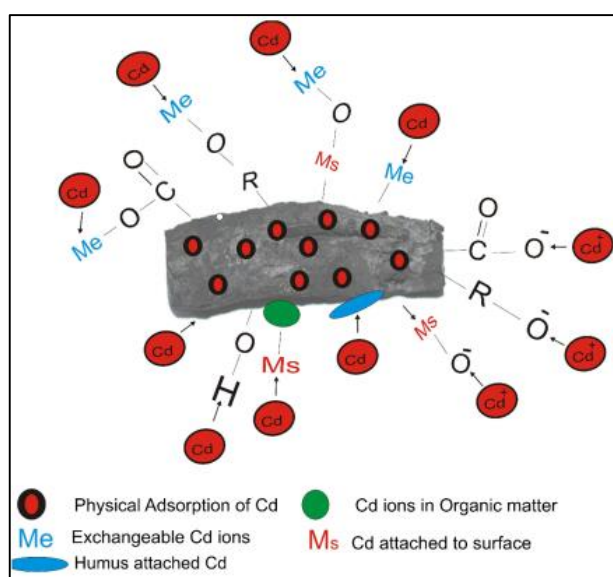


Figura 5. Los posibles mecanismos de la materia orgánica que afectan el Cd en el suelo (Ahmad et al., 2014).

2.6.2. Nutri abonaza o gallinaza compuesta.

Nutri abonaza es un combinado orgánico natural que resulta de la mezcla física de gallinaza procesada (70%), dolomita (20%) y sulfato de calcio (10%) (Figura 6), que permiten obtener excelentes resultados en cultivos de trópico como café, cacao, cítricos, palma aceitera, etc. El valor nutritivo de la gallinaza (guano de gallinas ponedoras) es mayor que el de otros abonos orgánicos pues es especialmente rica en proteínas y minerales (Minerales & Derivados Sudamericana SAC [M&DS], s.f) (Tabla 4).



Figura 6. Gallinaza compuesta de 50 kg (M&DS, s.f)

Tabla 4. Propiedades de la gallinaza compuesta (M&DS, s.f)

N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	SO ₄	pH
1.5-2%	4.0-4.5%	2.8-3%	>20%	4-5%	>8%	8.00

2.6.2.1. *gallinaza.*

La gallinaza es la combinación de excretas de las gallinas, residuos de alimentos y el material fibroso de la cama con cal, a esta se une microorganismos de la biota intestinal, plumas, huevos rotos y la porción que no es digerible, se compone de una mezcla de deyecciones y de un material absorbente que puede ser viruta, pasto seco, cascarillas, entre otros. La diferencia en la composición física, química y microbiológica determina el tipo de tratamiento y calidad de los productos (Estrada-Pareja, 2005). La gallinaza incorporada al suelo aporta nutrientes, aumenta la retención de la humedad y mejora la actividad biológica y, por tanto, la fertilidad y la productividad del suelo.

Liu, Chen, Cai, Liang, & Huang (2009) mencionan que en el experimento que realizaron para evaluar el efecto de la gallinaza sobre la inmovilización y biotoxicidad de Cd en suelos, tuvieron resultados favorables, por lo que el alivio de la fitotoxicidad del Cd por compost se atribuyó principalmente al aumento del pH del suelo, la complejación del Cd por la materia orgánica. Este experimento demuestra que el compost de gallinaza

es efectivo en la inmovilización de Cd en los suelos y se puede usar para remediar los suelos contaminados con metales pesados.

a. Características fisicoquímicas de la gallinaza

La gallinaza es fuente de abono orgánico y su apropiado manejo y aprovechamiento es una excelente alternativa para ofrecer nutrientes a las plantas y a la vez mejorar las características físicas y químicas del suelo. Solo la quinta parte del alimento que consume las aves es utilizada para su producción, el resto es eliminado en el estiércol y la orina (Carhuancho, 2012). Los abonos de aves de corral son en su mayoría de aspectos físicos uniformes y ricos en fibra, nitrógeno amoniacal y humedad.

Tabla 5. Características fisicoquímicas de la gallinaza (Peláez et al, 1999, citado por estrada (2005))

Parámetro	Gallinaza en piso	Gallinaza en jaula	Pollinaza
Conductividad (mS/cm)	1.6	6.9	4.1±0.1
pH	8.0	9.0	9.50±0.2
Cenizas (%)	14	23,7	39 ±3
Humedad (%)	34.8	57.8	25.8±0.2
Fósforo (P ₂ O ₅)	3.6	7.39	4.6±0.2
Potasio (K ₂ O%)	0.89	1.9	2.1 ±0.1
Nitrógeno (%)	2.02	3.2	2.3±0.1
Relación C/N	12.1	6.2	10.0
Materia orgánica (%)	42.1	34.1	2.3±5
C.I.C (meq/100g de muestra)	77	58.2	-
C.I.C (meq/100g MO)	138	226	125.0
Carbono orgánico (%)	24.4	19.8	23±01

2.6.2.2. *dolomita.*

La dolomita es una enmienda agrícola (Figura 7), empleada básicamente para corregir la acidez de los suelos, sobre todo en condiciones de trópico (selva alta y baja). Aporta calcio y magnesio de disposición gradual para la planta (Tabla 6), permitiendo liberar nutrientes que se encuentran en el suelo, pero que las plantas no la pueden aprovechar por la acidez del mismo (M&DS, s.f).



Figura 7. Dolomita de 50 kg (M&DS, s.f)

Tabla 6. Porcentaje de calcio y magnesio en la dolomita (M&DS, s.f)

Ca	CaO	Mg	MgO
21.5%	30%	12.90%	21.54%

2.6.2.3. *sulfato de calcio.*

Sulfato de calcio es un fertilizante granulado (Figura 8), fuente muy económica y ecológica de proveer azufre y calcio (Tabla 7), elementos esenciales en el desarrollo y producción de todos los cultivos. Asimismo, es apto para realizar mezclas físicas con otros fertilizantes convencionales como urea, fosfato di amónico, cloruro de potasio, etc (M&DS, s.f).



Figura 8. Sulfato de calcio de 50 kg (M&DS, s.f)

Tabla 7. Porcentaje de calcio y azufre en el sulfato de calcio (M&DS, s.f)

Ca	CaO	S	SO₄
22.50%	31.50%	17.80%	53.00%

2.6.3. Humus de lombriz, vermicompost, lombricompost o compost de lombriz.

El humus de lombriz son los excrementos de las lombrices y es uno de los abonos orgánicos de alta calidad, debido a que tiene su efecto en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Durán-Ramírez et al., 2013; Hussaini, 2013). Asimismo, es un abono ecológico, completamente inodoro, neutro y no tóxico que se obtiene mediante la transformación del estiércol compostado usando lombriz roja californiana (*Eisenia foetida*). Posee una gran riqueza en flora microbiana que incorporado al suelo aumenta la fertilidad biológica de este. Su alto contenido de ácidos húmicos y fúlvicos lo convierte en un eficaz colaborador en las funciones fitoreguladores del crecimiento vegetativo (M&DS, s.f).



Figura 9. Humus de lombriz roja californiana

Vermicompost es el producto final del proceso de vermicompostaje que involucra la acción colectiva de lombrices y microbios. Durante este proceso, los desechos se convierten en estiércol útil al reducir los efectos nocivos de los desechos (Bhat et al., 2018). Asimismo, vermicompost es uno de los abonos orgánicos ricos en nutrientes en el mundo y demostró un papel positivo en el crecimiento y desarrollo de la planta. Este

abono contiene nutrientes como nitrógeno, potasio, fósforo y calcio, que están fácilmente disponibles para las plantas (Atiyeh, Arancon, Edwards, & Metzger, 2001).

El vermicompost es un material más estable que el compost y contiene más proporción de ácidos húmicos y fúlvicos; al igual que el compost, mejora la estructura de suelo, aumenta la retención de agua, aporta microorganismos benéficos, además de enzimas y otros metabolitos que participan en la transformación de la materia orgánica (Román, Martínez y Pantoja, 2013). Asimismo, es rico en población microbiana (hongos, bacterias y actinomicetos) que lo hace apto para el crecimiento de las plantas (Tomati et al., 1987). También, el vermicompost contiene enzimas y nutrientes que aumentan el crecimiento de las plantas y reducen las enfermedades de las mismas (Abbasi & Ramasamy, 1999; Hussain et al., 2017).

El vermicompost es un material estabilizado, homogéneo, libre de olor y turba que contiene cantidades significativas de nutrientes con bajo nivel de sustancias tóxicas (Ndegwa & Thompson, 2001). Asimismo, es un producto que presenta un alto contenido de CIC y humedad, gran distribución de partículas, alta concentración de nutrientes (Ca, Mg, Na, K, P, S, N) y un color negro característico debido a la presencia de sustancias húmicas (Pereira, & Arruda, 2003).

2.6.3.1. *vermicompostaje.*

El vermicompostaje es la valorización del material de desecho por la tecnología de la lombriz de tierra; generalmente, es una descomposición no termófila de los residuos orgánicos en un valioso producto final (vermicompost) por la acción combinada de las lombrices de tierra y los microorganismos mesófilos (Pathma & Sakthivel, 2012; Bhat, Singh, & Vig, 2013). En el proceso de vermicompostaje, las lombrices se airean, fragmentan el sustrato al aumentar el área superficial de los microbios y al modificar la actividad microbiana en los residuos orgánicos para la descomposición (Lavalle et al., 2006). La forma no disponible de minerales como el nitrógeno, fósforo, potasio y calcio, etc, en los materiales orgánicos se convierten en formas disponibles para la planta por

el intestino de la lombriz que secretan varias enzimas, viz. lipasas, proteasas, celulasas, amilasas, quitinasas, etc. (Hand, 1988).

En el vermicompostaje, el producto final (vermicompost) tiene un contenido nutricional más alto que el compostaje térmico, lo que se debe a la mayor tasa de mineralización y humificación por las lombrices (Albanell et al., 1988). Los agro-residuos también son materia prima potencial para que las lombrices reciclen los nutrientes en las tierras agronómicas, lo que a su vez mantiene la calidad del suelo (Sharma & Garg, 2018).

El vermicompostaje es un proceso biológico que involucra interacciones entre lombrices y microorganismos que convierten eficientemente diferentes tipos de desechos orgánicos en estiércol rico en nutrientes (Pigatin et al., 2016; Amouei., Yousefi, & Khosravi., 2017). La acción mutua de lombrices y microorganismos altera las propiedades biológicas, físicas y químicas del material de desecho y los convierte en vermicompost. Asimismo, el vermicompostaje convierte la materia prima en un producto estabilizado que puede usarse en los campos agrícolas para mejorar la productividad de los cultivos y la salud del suelo (Sharma & Garg 2018).

2.6.3.2. *beneficios de la utilización de humus de lombriz*

La utilización de humus de lombriz produce varios beneficios para los agricultores, las industrias, el medio ambiente y la economía nacional en general. La producción de vermicompost y sus usos son respetuosos con el medio ambiente, protectores y restauradores, ya que desvían los desechos de los vertederos y también reducen la emisión de gases de efecto invernadero (GEI) debido a la cantidad muy pequeña de energía utilizada en su proceso de producción (Hussaini, 2013).

2.6.4. Compost.

El compost es un material orgánico de bajo costo producido de residuos (Lima, Raimondi, Schalch, & Rodrigues, 2018). El uso principal del compost es como fertilizante orgánico, favoreciendo el crecimiento y desarrollo de las plantas; esta es una forma de

agregar valor a este material y también puede considerarse como una solución respetuosa con el medio ambiente al minimizar la necesidad de aplicaciones químicas (Lelis y Pereira, 1999; Kiehl, 2004, Mehta, Palni, Franke-Whittle & Sharma, 2014).

El compost contiene elementos fertilizantes para las plantas, aunque en forma orgánica y en menor proporción que los fertilizantes minerales de síntesis. Una de las mayores ventajas del uso de compost como aporte de materia orgánica es que en él se encuentran presentes nutrientes tanto disponibles como de lenta liberación, útiles para la nutrición de las plantas. Asimismo, el compost presenta un alto contenido de materia orgánica (Román, Martínez y Pantoja, 2013).

El compost “Wanunchasqa” es un bio abono acondicionador y fertilizante orgánico del suelo, formulado para aplicaciones generales en la agricultura orgánica o convencional, contiene elementos mayores y menores de fuentes orgánicas y naturales, e incluyen microorganismos benéficos de la rizósfera como levaduras, hongos y bacterias, que estimulan e incrementan la fertilidad biológica del suelo, ayuda a solubilizar nutrientes que normalmente están presentes en el suelo de forma insoluble (M&F orgánicos, s.f).

El compost “Wanunchasqa” libera un número de hongos y bacterias de la rizósfera que colonizan la zona de la raíz ayudando en la disponibilidad y asimilación de nutrientes, la combinación de materia orgánica estabilizada, nutrientes de lenta liberación y microorganismos benéficos, crean las condiciones ideales de raíz y suelo que aseguran un óptimo crecimiento, vigor y sanidad de las plantas (M&F orgánicos, s.f).



Figura 10. Compost “Wanunchasqa”

Tabla 8. Composición mínima garantizada del compost “Wanunchasqa” (M&F orgánicos, s.f).

Elementos	Valores	Unidad	Elementos	Valores	Unidad
pH	6.5-7.5	-	Mn	400	ppm
CE	7.6	dS/m	Fe	2 000	ppm
MO	40-50	%	B	300	ppm
N	1.5-2	%	Relación C/N	30	-
P ₂ O ₅	1.5-2	%	Ret. de humedad	100	%
K ₂	1.5-2	%	Ácidos húmicos	12	%
CaO	10-13	%	Ácidos fúlvicos	5	%
MgO	6.0-8.0	%	Mineralización	80	%
H _d	25	%	C	45	%
Na	0.36	%	Cu	120	ppm
S	1.5	%	Zn	245	ppm

El compost puede servir como agente de inmovilización fuerte. Además, puede reducir la disponibilidad de cadmio en el suelo y puede facilitar la remediación de los suelos contaminados con Cd debido a la alta capacidad de adsorción de la materia orgánica (Coker, 2006). Asimismo, Muscolo, Papalia, Settineri, Mallamaci, & Jeske-Kaczanowska (2018) estudiaron la capacidad del compost como mejorador del suelo

evaluando, posteriormente, los cambios en las propiedades químicas y bioquímicas del suelo, 90 días después de la aplicación.

La aplicación de compost es de considerable interés como medio para mantener una estructura adecuada del suelo, para agregar materia orgánica que se pierde debido a la práctica de la agricultura intensiva y para la nutrición de las plantas (Gigliotti, Businelli, & Giusquiani, 1996; Petruzzelli, 1996). Asimismo, los compost pueden ser una alternativa interesante para la fertilización de campo como para la protección de las plantas contra la infección por fitopatógenos (Cayuelaa et al., 2008) y el crecimiento de las plantas.

2.6.4.1. *beneficios del compost “Wanunchasqa”.*

“Wanunchasqa” aporta: rizobacterias, promotoras de crecimiento que producen una variedad de sustancias que incrementan y estimulan el crecimiento de las plantas; bacterias libres y simbióticas, fijadoras de nitrógeno atmosférico favoreciendo el crecimiento de la planta; bacterias solubilizadora de fósforo, solubilizan el fósforo de fuentes minerales insolubles no disponibles a las plantas en formas que esta lo pueden asimilar; bacterias descomponedoras de materia orgánica, rompen la estructura de la materia orgánica convirtiéndola en humus; hongos estimulantes, ayuda el desarrollo radicular creando una simbiosis en el hongo y la planta; hongos entomopatógenos, ayudan a mantener la sanidad de los suelos y el cultivo controlando el desarrollo de los patógenos (M&F orgánicos, s.f).

2.6.4.2. *propiedades del compost.*

La adición de compost induce un gran número de efectos positivos en la biología del suelo y en sus condiciones fisicoquímicas. El compost actúa como alimento y soporte de los microorganismos, mejora la estructura del suelo, reduce la evaporación, aligera suelos arcillosos, mejora el drenaje, reduce la erosión, aumenta la capacidad hídrica y gaseosa, otros (M&F orgánicos, s.f) y aumenta el poder tampón al igual que la capacidad de intercambio catiónico. Al ser usado como fertilizante posee la propiedad de liberar los nutrientes de manera lenta, lo que puede ser favorable en ecosistemas en que la

pérdida de nitrógeno por lixiviación es probable. La materia orgánica aporta macronutrientes y micronutrientes (Avendaño-Rojas, 2003).

2.6.4.3. *diferencias entre el bocashi y el compost.*

Para la elaboración del bocashi se necesita de 14 a 21 días; por ello, la degradación del material no se encuentra muy avanzado al final de ese período. Este proceso hace del bocashi un abono sin terminar, bioquímicamente no estabilizado, que continuará su degradación una vez aplicado al suelo (Cerrato, Leblanc, Cruz, y Genao, 2006). El uso del compost tiene como finalidad suministrar minerales en la nutrición inorgánica a los cultivos. El propósito principal del bocashi es activar y aumentar el número de microorganismos benéficos en el suelo, también suplir alimentos y materia orgánica para los organismos que se encuentran en el suelo. En comparación con el compost, hay un efecto inmediato, hay sostenibilidad sobre los fertilizantes líquidos. Es un fertilizante versátil, indispensable para la agricultura orgánica (Gómez-Tequia y Tovar-Gil, 2008). Los estudios realizados por Pérez, Céspedes y Núñez (2008) muestran las diferencias en las características físico-químicas del bocashi y del compost (ver Tabla 9 y Tabla 10).

Tabla 9. Propiedades físicas y químicas de los diferentes tipos de bocashi (Pérez et al., 2008).

Tipo de bocashi	Porcentaje de los elementos (%)												
	pH	CE dS cm ⁻¹	MO	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Humedad (%)
Resultado de diferentes análisis del bocashi	8.1	8.92	32.1	1.48	3.87	2.26	11.66	1.19	0.47	0.0380	0.0139	0.0249	40
	8.8	13.48	44.7	1.48	6.11	3.63	21.73	1.47	0.44	0.1028	0.0702	0.0989	26.4
	8.6	21.2	20.1	1.52	1.56	2.98	11.43	1.35	1.24	0.0473	0.0084	0.0477	10.1
	8.2	17.66	40.2	1.67	1.35	2.59	4.58	1.18	1.22	0.0437	0.0050	0.0247	46.1
	6.7	14.3	40.2	1.39	0.78	1.50	8.17	0.84	1.54	0.0390	0.0046	0.0285	46.1
	8.4	6.95	22.1	1.09	1.24	1.80	7.5	1.23	2.00	0.0494	0.0070	0.0311	13.1
Promedio	8.13	13.75	33.23	1.44	2.49	2.46	10.85	1.21	1.15	0.05	0.02	0.04	30.30
EE	0.31	2.17	4.19	0.08	0.85	0.32	2.43	0.09	0.25	0.01	0.01	0.01	6.61
CV	9.19	38.58	30.87	13.46	83.76	31.77	54.88	17.56	52.56	46.14	141.35	67.66	53.47

EE= Error estándar; CV= coeficiente de variación. MO= Materia Orgánica; CE= Conductividad eléctrica.

Tabla 10. Propiedades fisicoquímicas de los diferentes tipos de compost (Pérez et al., 2008)

Tipo de compst	Contenido de los elementos (%)												
	pH	CE dS cm ⁻¹	MO	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Cu	Zn	Humedad (%)
Resultado de diferentes análisis del Compost	7.6	1.48	52.0	1.47	0.84	0.92	10.26	1.88	2.82	0.075	0.0050	0.0100	52.0
	7.4	1.27	44.8	1.32	0.88	0.81	9.14	1.78	2.62	0.0475	0.0056	0.0091	44.8
	8.6	22.20	29.4	1.41	1.33	2.54	10.90	1.28	1.33	0.0373	0.0067	0.0249	22.7
	8.6	7.74	20.1	1.15	0.95	1.82	5.94	1.41	3.66	0.0632	0.0065	0.0129	41.5
	8.0	5.24	25.4	1.19	0.60	1.25	5.37	1.51	2.78	0.0614	0.0115	0.0147	46.9
	8.6	5.24	25.4	1.12	0.64	1.24	5.12	1.24	2.84	0.0483	0.0062	0.0172	46.3
	7.8	6.06	42.8	2.28	0.57	1.05	5.94	1.24	1.27	0.0342	0.0051	0.0189	52.2
	8.3	9.73	46.8	1.21	0.95	1.88	6.7	1.15	1.32	0.0446	0.0056	0.0304	25.9
	6.6	0.84	27.9	0.82	0.78	0.21	2.53	0.57	1.89	0.0886	0.0040	0.0119	44.5
Promedio	7.94	6.61	34.9 6	1.33	0.84	1.30	6.88	1.34	2.33	0.06	0.01	0.02	41.87
EE	0.23	2.19	3.86	0.13	0.08	0.23	0.90	0.13	0.32	0.01	0.00071	0.00024	3.52
Coeficiente de variación	8.52	99.43	33.1 3	30.30	27.99	52.82	39.42	0.13	38.73	32.38	34.26	42.65	25.23

EE= Error estándar; CV= coeficiente de variación. MO= Materia Orgánica; CE= Conductividad eléctrica.

2.7. Ácidos húmicos

Los ácidos húmicos (AH) son macromoléculas que comprenden sustancias húmicas (SH), que son materia orgánica distribuida en el suelo terrestre, agua natural y sedimentos resultantes de la descomposición de residuos vegetales y naturales (Alice, Lopes, & Andrade 2016). Asimismo, en la materia orgánica humificada (MOH), los ácidos húmicos cumplen una función fundamental en la detención del cadmio, por lo que forman enlaces fuertes en sus grupos fenólicos y carboxílicos, los ácidos fenólicos movilizan el metal por fenómenos de complejación y solubilización (Del Socorro- Bravo et al., 2014).

El ácido húmico (HA) es un tipo de materia orgánica con varios grupos funcionales activos, como hidroxilo, carboxilo y amino (González et al., 2014). Además, Shi et al. (2016) indican que el ácido húmico se ha utilizado ampliamente para estimular la fertilidad del suelo y disminuir la movilidad de los metales. En el estudio que realizaron, el ácido húmico (HA) actuó como una barrera natural para limitar la acumulación de Pb y Cd en las plantas.

Clemente y Bernal (2006) muestran que las SH promueven la formación de macroagregados, incrementando el contenido de carbono orgánico y la capacidad de intercambio catiónico en el suelo, del mismo modo estas sustancias se usan para promover el desarrollo y nutrición de plantas, en todos los suelos, pero por lo general en suelos con poco contenido de arcilla y materia orgánica. Cortes, Bravo, Martín, y Menjivar (2016) mencionan que los ácidos húmicos agregados a suelos contaminados con metales pesados modifican la asociación con los diferentes componentes edáficos, disminuyendo, en general, los factores de movilidad. En investigaciones realizadas el Cd, presentó un mayor factor de movilidad, el cual disminuyó con la adición de los ácidos húmicos como consecuencia del incremento de los sitios de intercambio. Asimismo, Yu, Wan, Younoussa & Li (2018) afirman que las SH pueden reducir la movilidad y la bioaccesibilidad del Cd en el suelo y, por lo tanto, inhibir su absorción por las plantas. Burlakovs, Klavins, Osinska & Purmalis (2013) aseguran que las SH son el grupo más

extendido de sustancias orgánicas en el entorno natural y tienen una gran estabilidad, se pueden utilizar como agentes para la remediación de suelos contaminados con metales pesados. Se ha demostrado que las SH pueden unirse a los iones metálicos y cambiar sus formas de especiación en los suelos.

Estudios realizados en Letonia muestran que la remediación mediante el uso de sustancia húmicas ha mostrado buenos resultados para disminuir el contenido de metales pesados biológicamente disponibles. Se ha demostrado que el aumento de la cantidad de aditivos de SH permite disminuir la cantidad de iones de metales pesados biológicamente disponibles y aumentar el contenido de complejos metálicos estables. El aumento de la concentración de SH aumenta con la materia orgánica y los sulfuros asociados y formas estables en el suelo. El aumento significativo de la cantidad de SH en el suelo arenoso disminuye las formas de intercambio libre fácilmente disponibles. La adición de SH al suelo mejora la formación de complejos metálicos estables donde los metales pesados están menos disponibles para las plantas, por lo que disminuye la cantidad de cationes de intercambio libre.

2.7.1. Características de los ácidos húmicos.

Según, Sierra (2017) los ácidos húmicos son compuestos orgánicos con alto contenido en carbono, que presentan distintas cualidades:

En medio básico son solubles y en medio ácido precipitan. Presenta un color que va de negro intenso a pardo. Debido a una polimerización alta, presentan un elevado peso molecular. El contenido de carbono está comprendido entre 55% y 60%. Tiene una elevada Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC). En el suelo forman estructuras estables en unión fuerte con las arcillas. Y presentan un gran poder quelatante sobre los macro y microelementos.

2.7.2. Composición y estructura de los ácidos húmicos.

Los ácidos húmicos se componen principalmente de grupos fenólicos, ácido carboxílico y éter, pero también pueden incluir azúcares y péptidos (Stevenson, 1994

(como se citó en Alice et al., 2016)); sin embargo, los grupos fenólicos y carboxílicos son más frecuentes en las estructuras de AH. La gran estructura de una molécula de ácidos húmicos está compuesta de porciones hidrófilas, que consisten en grupos OH, y porciones hidrofóbicas, que consisten en cadenas alifáticas y anillos aromáticos. Güngör & Bekbölet (2010) mencionan que los ácidos húmicos (AH) adsorben los metales en sus grupos funcionales, fenólicos, hidroxílicos y carboxílicos, su movilidad depende de características como potencial redox, fuerza iónica, grado de madurez, pH, estabilidad del complejo húmico y de la interacción de este complejo con los constituyentes del suelo. La composición elemental media de HA extraídos de diferentes fuentes, incluidos AH comerciales, son aproximadamente 50% C, 35% O y 5% H, con el porcentaje restante distribuido entre N y S (Alice et al., 2016).

2.7.3. Propiedades del ácido húmico

Las principales propiedades de AH, tales como la solubilidad, la dependencia del pH, la interacción con grupos hidrófobos y la quelación de metales, están relacionadas con su estructura, es decir, su anfifilicidad y los diferentes grupos funcionales que comprenden cada molécula (Alice et al., 2016).

2.8. Cacaotero o árbol de cacao (*Theobroma cacao L.*)

El cacao es una especie leñosa tropical de la familia *Sterculiaceae*, reclasificada en la familia *Malvaceae*, procedente de Mesoamérica (Romero, Álvarez y Ferrer, 2016). Tiene el nombre botánico "*Theobroma cacao L.*". Se origina en las regiones selváticas de América tropical, donde hasta hoy se encuentra en estado salvaje, desde Perú hasta México. Los botánicos creen que el cacao se origina en las cabeceras del río Amazonas y se ha expandido en dos grupos importantes: Criollo y Forastero (Pires, 2003). El criollo, que se extendió hacia el norte hasta el río Orinoco, penetrando América Central y el sur de México, produce frutos grandes con una superficie arrugada, delgada o gruesa, que presenta un color rojo o verde (Tucci et al., 1996). Además, sus semillas son grandes,

con un interior blanco o violeta pálido. El forastero, se ha extendido a través de la cuenca del Amazonas hacia las Guayanas.

El árbol cacaotero, en cultivo, puede alcanzar 3 a 5 m de alto, tiene semillas que contienen una cantidad importante de polifenoles, grasas y una variedad de componentes provechosos para la salud (Díaz-José, Aguilar-Ávila, Rendón-Medel, y Santoyo-Cortés, 2013). Asimismo, la almendra del cacao pasa por un proceso de fermentación y secado para ser materia prima de diversas industrias del chocolate y derivados.

Además, el cacao es un cultivo bandera en el Perú (Arévalo-Gardini et al., 2016) de valor económico, social y cultural. Los principales departamentos productores de cacao son: Cusco, Ayacucho, Amazonas, Junín, San Martín, Huánuco y Cajamarca. Asimismo, el cultivo de cacao es una opción sostenible para hacer frente a la economía cocalera. A nivel nacional existe 97 611 ha sembradas. De los cuales, el 46% del área sembrada lo concentran los departamentos de Cajamarca, Amazonas, Huánuco y San Martín.

2.8.1. Tipos generales de cacao.

Lineo (2016) señala que, desde el punto de vista genético o botánico, la especie *Theobroma cacao L.* se clasifica en: criollo, trinitario y forastero.

2.8.1.1. criollo.

Es un árbol débil, de lento crecimiento, bajo rendimiento y más susceptibles a enfermedades y plagas que otras variedades. Se cultiva en México, Guatemala, Nicaragua, Venezuela, Colombia, Perú, Trinidad, islas del Caribe, Jamaica e isla de Granada.



Figura 11. Aspecto de la planta del árbol de cacao Criollo (Souza, Moreira, Sarmento y Costa, 2018).

2.8.1.2. *forastero.*

Es un cacao ordinario nativo de Brasil, Bolivia, Perú y Colombia. Se siembra principalmente en: Ecuador, Perú, Colombia, Guayanas, Brasil y Venezuela. Tiene un excelente rendimiento, cosecha precoz, árbol vigoroso y resistente a las enfermedades. En el Perú, existen 2 tipos de forastero: de alto y bajo Amazonas.



Figura 12. Aspecto de la planta y fruto del árbol de cacao Forastero (Souza et al., 2018).

2.8.1.3. *trinitario.*

Es un híbrido entre el forastero y el criollo, originario de la isla Trinidad que se diseminó en Latinoamérica y El Caribe. Es más aromático que el Forastero y más resistente que el Criollo. Una variedad importante es el cacao CCN-51, un cacao convencional.

2.8.2. Clon CCN-51 [Colección Castro Naranjal].

El CCN 51 es una variedad altamente productiva, resistente a la enfermedad y precoz que produce vainas y frijoles grandes después de solo 2 años de trasplante al campo. Los granos tienen un alto contenido de grasa (54%). Asimismo, CCN 51 fue desarrollado por H. Castro a principios de la década de 1960 en Ecuador a partir de los cruces de ICS 95 (un tipo Trinitario que se desarrolló a partir de cruces entre genotipos de grupos genéticos Criollo y Amelonado) x IMC 67 (Iquitos mezcló Calabacillo, un genotipo del Amazonas superior) (Boza et al., 2014).



Figura 13. Clon CCN-51

Tabla 11. Intervalos de pH para el cacao (Porta, López-Acevedo y Roquero, 2003)

Especie	Óptimo	Tolerancia para rendimiento satisfactorio
Cacao (<i>Theobroma cacao</i>)	6.0-7.0	4.5-8.0

Tabla 12. Descripción del clon CCN-51

Color del fruto inmaduro: rojo	Disposición de un par de lomos: pareados
Forma del fruto: elíptico	Numero de semillas por fruto: 35-55
Forma del ápice del fruto: obtuso	Tamaño de la semilla: mediana
Rugosidad del fruto: fuertemente rugoso	Forma de semilla en sección o corte longitudinal: elíptica
Tamaño del fruto: grande	Forma de semilla en sección o corte transversal: intermedia
Grosor de la cáscara del fruto: intermedia	Color de cotiledones: morado

2.8.3. Descripción de la planta de cacao.

Según los datos de CEPLAC (2001), la planta de cacao se puede describir de la siguiente manera:

2.8.3.1. altura.

Puede alcanzar 5 a 8 m de altura y 4 a 6 m de diámetro de corona. Sin embargo, puede alcanzar hasta 20 m en condiciones de bosque, debido a la competencia por la luz con otras especies.

2.8.3.2. sistema de raíz.

El cacao posee raíz principal y secundaria profunda. La longitud y forma de la raíz pivotante varía según la estructura, textura y la consistencia del suelo. En suelos profundos con buena aireación puede tener un crecimiento de la raíz pivotante de hasta 2 m. Las raíces secundarias son responsables de la nutrición de la planta y generalmente, entre el 70% y el 90% de estas se encuentran en los primeros 30 cm del suelo.

En el cultivo de cacao las raíces secundarias son las que conforman la cabellera de adsorción de agua y nutrientes para la planta. Este sistema radicular se encuentra en los primeros 20 cm de profundidad del suelo (Gómez-Aliaga, García-Blas, Tong y Gonzales-Huerta, 2014)

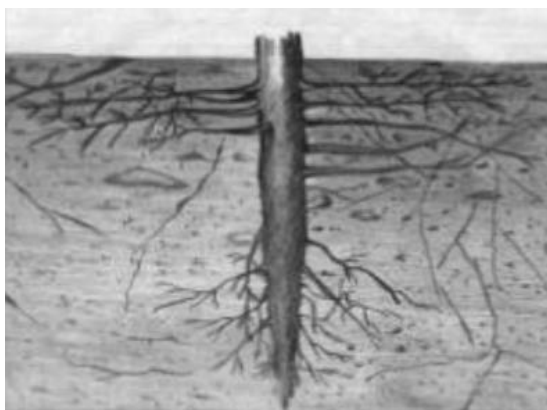


Figura 14. Raíz principal de una planta de cacao (Zúñiga-García et al., 2006).

La planta de cacao tiene una raíz principal, que crece a más de un metro de profundidad y es útil para sostener a la planta. Asimismo, posee muchas raíces secundarias que se encuentran distribuidas alrededor del árbol y a poca profundidad. Estas raíces son las que se encargan de agarrar los nutrientes del suelo (Zúñiga-García et al., 2006).

2.8.3.3. tallo.

Es erecto, y con 2 años de edad, el crecimiento de la yema terminal se detiene con 1.0 a 1.5 m de altura. Después, aparecen las primeras coronas compuestas de 3 a 5 ramas principales, que se multiplican en otras ramas laterales y secundarias. En los primeros años, el árbol de cacao presenta corteza de tallos lisos. Más tarde, debido al desarrollo de cojines florales, se vuelve áspero y resistente.

2.8.3.4. hojas.

Las hojas son oblongas, acuminadas y glabras con una costilla central prominente. Cuando son nuevos, dependiendo del clon o cultivar tienen un color que va del verde (más o menos rosado) al violeta, dependiendo de la cantidad de antocianina presente. Cuando envejecen, las hojas pierden su pigmentación, se vuelven verde pálido, y finalmente, verde oscuro y rígido.

2.8.3.5. flores.

Las flores de cacao aparecen en cojines florales en el tronco o ramas leñosas, de los brotes que se desarrollan en las axilas de las hojas viejas. Las flores son hermafroditas y tienen la siguiente constitución: cinco pétalos, cinco estaminodios, cinco estambres y un pistilo cuyo ovario tiene cinco óvulos. Las flores del cacao tienen características estructurales que limitan su polinización exclusivamente por insectos pertenecientes a la familia Ceratopogonidae, género *Forcipomya*.

En la región amazónica, el árbol de cacao tiene dos picos de floración: un menor que coincide con el inicio del período menos lluvioso y uno principal que ocurre al final de la estación seca y al comienzo de la estación lluviosa. Anualmente, un árbol de cacao adulto puede producir más de 10 000 flores, pero solo alrededor de 0.1% se convierte en fruta. Las flores no polinizadas caen dentro de las 48 h. por otro lado, las flores polinizadas, y fertilizadas permanecen fijas en el pedúnculo y desarrollan la fruta.

2.8.3.6. fruto.

Presenta un pericarpio carnoso compuesto por tres partes distintas: el epicarpio, que es carnoso y grueso, cuyo extracto epidérmico externo puede estar pigmentado. El mesocarpio, que es delgado y duro, pero no muy lignificado, y el endocarpio, que es carnoso y no muy grueso. Por lo general, la fruta cuando es inmadura es verde y amarilla cuando está madura. Otros son morados (vino tinto) en la fase del desarrollo y naranja en el período de maduración. El período entre la polinización y la maduración de la fruta varía de 140 a 205 días, con un promedio de 167 días. El índice de fruta (número de frutos requeridos para obtener 1 kg de cacao comercial) generalmente es de 15 a 31 frutos.



Figura 15. Aspecto de la fruta del árbol de cacao (Souza et al., 2018).

El grano de cacao es un producto de gran relevancia comercial para el Perú, por ser el 5° producto más importante a nivel nacional, tanto por superficie como por número de productores. El grano de cacao representa 76% del volumen total exportado de cacao y sus preparaciones, y el principal mercado es la Unión Europea, al cual se destina más del 70% del total de exportaciones de grano de cacao (MINAGRI, 2018).

2.8.3.7. semilla.

La forma varía de elipsoide a ovoide con 2-3 cm de longitud. Está cubierto por pulpa mucilaginosa blanca que tiene un sabor ácido-dulce. El embrión tiene dos cotiledones con colores que van desde el blanco hasta el violeta. Las semillas de cacao son muy sensibles a los cambios de temperatura y mueren en poco tiempo cuando sufren deshidratación.

2.8.3.8. cosecha

La cosecha comienza en el segundo año. Desde el segundo hasta el cuarto año, los frutos se pueden cosechar prácticamente durante todo el año. A partir del quinto año, la cosecha se produce en dos periodos: temporada de cosecha, de noviembre a febrero y fuera de temporada, de abril a agosto (CEPLAC, 2001). En la práctica, el cambio en el color de la corteza, de verde a amarillo o rojo dependiendo de la variedad, indica el punto de cosecha de la fruta de cacao (Efraim, 2009).

2.8.4. Características de los suelos para las plantaciones de cacao.

Los suelos deben ser profundos, tener un buen drenaje y una buena capacidad de almacenamiento de agua. El pH debe oscilar entre 4-7.5 debiéndose garantizar una cantidad suficiente de material orgánico (Augstburger et al., 2000).

2.8.5. Nutrientes que necesita el cacao.

Potasio, nitrógeno, calcio, fósforo, manganeso, azufre, boro, magnesio y zinc. La aplicación de fertilizante es inevitable para el reemplazo de nutrientes del suelo que se extraen anualmente a través de la cosecha de vainas de cacao. El uso efectivo del fertilizante en el cacao mejora el rendimiento, calidad del producto, rentabilidad y protección del ambiente (Opeyemi, Fidelis, Ademola, & Philip, 2005).

2.8.6. Fertilización del cacao.

En el cultivo de cacao se utilizan 2 métodos de fertilización: en corona e inyección. El primero, consiste en aplicar la cantidad suficiente de fertilizante (humus, compost, entre otros) alrededor de cada planta, se hace una zanja de unos 5 a 10 cm de profundidad alrededor del árbol, a distancia de 50 cm hasta 1 m, se riega la cantidad suficiente del fertilizante necesario en la zanja y se tapa con tierra o con malezas. El segundo, consiste en depositar el fertilizante en hoyos de 5 a 10 cm de profundidad, los hoyos se abren alrededor de cada planta, utilizando un estaca o un ahoyador, la distancia más indicada para esta fertilización es la misma que se dio para la aplicación de fertilizantes en corona (Durán-Ramírez et al., 2013).

2.8.7. Sustancias dañinas para el cacao.

La planta de cacao absorbe ligeramente metales pesados que existen por naturaleza en suelos y los aglomera en sus semillas grasosas (Augstburger et al., 2000).

CAPÍTULO III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Lugar de Ejecución

El experimento se realizó entre los meses de setiembre del 2018 a febrero de 2019, en una parcela con plantación del cacao, ubicada en el fundo San Juan, localidad de Puerto Ángel, distrito de Pueblo Nuevo, provincia de Leoncio Prado, departamento de Huánuco - Perú. Esta parcela se encuentra a una elevación de 608 m sobre el nivel del mar y sus coordenadas geográficas UTM son 382765E, 8994537N (Figura 16). El fundo San Juan es de propiedad de la señora Daría Solís Herмосilla, socia de la Cooperativa Agroindustrial Cacao Alto Huallaga.

La investigación se llevó a cabo en el cultivo de cacao (*Theobroma cacao L.*) del clon CCN-51, de 10 años de edad, cultivado en monocultivo a plena luz del sol, bajo condiciones de cultivo en producción. Las plantas de cacao se encuentran a una distancia de 3 m entre árbol y árbol. El área de la parcela en estudio fue de 2 574 m² con presencia de cadmio en el suelo y en almendras de granos de cacao.

Los estudios fisicoquímicos de las muestras de suelos, enmiendas orgánicas (nutri abonaza, humus de lombriz y compost) y granos de cacao sin cascarilla se realizaron en el laboratorio de análisis de suelo, agua y ecotoxicología de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS) ubicada en el km 1.5, carretera Tingo María, Huánuco-Perú.

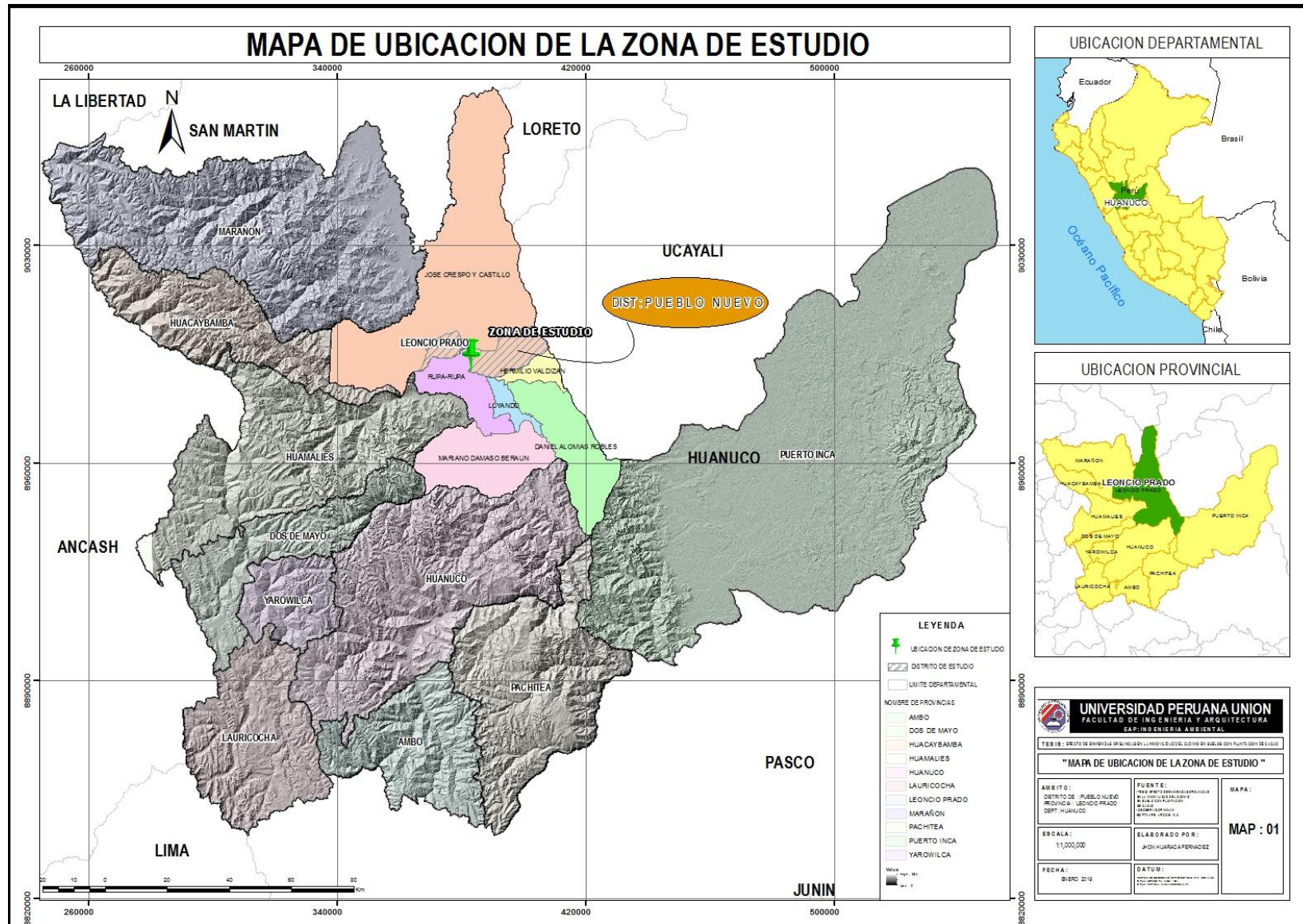


Figura 16. Ubicación del sitio de estudio

3.2. Características Climatológicas de la Zona de Estudio

La provincia de Leoncio Prado presenta un clima tropical, cálido y húmedo, con características diferenciadas por la variación de temperaturas y el volumen de precipitación pluvial.

La precipitación anual para el sitio es de 2 679 mm, la época de mayor volumen de precipitación se presenta entre los meses de noviembre a marzo y la época de menor precipitación comprende los meses de mayo a octubre. La temperatura media anual es de 26°C. Y la humedad relativa mensual promedio es de 85.67% y su ritmo de variación está de acuerdo al ciclo de lluvias, es así que durante la estación de lluvias se registra una mayor humedad (SENAMHI [Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú], 2018).

3.3. Condiciones Meteorológicas de la Zona de Investigación

Las temperaturas máximas, mínimas y medias, precipitación y humedad relativa, de acuerdo a la Estación Meteorológica “Tulumayo” (estación más cercana a la zona de estudio), se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Datos meteorológicos de los meses de evaluación (SENAMHI, 2018-2019)

Año	Mes	Temperatura (°C)			Precipitación (mm)	Humedad Rel. (%)
		Máxima	Mínima	Media		
2018	Setiembre	33	19	26	68.1	75.75
2018	Octubre	31	21	26	401.9	80.88
2018	Noviembre	30	21	26	505.1	83.72
	e					
2018	Diciembre	31	21	26	309.6	82.22
2019	Enero	30	21	26	324.8	82.99
2019	Febrero	31	21	26	189.5	79.86

3.4. Tipo de Investigación

La investigación es de tipo cuasi experimental por lo que se manipula intencionadamente variables independientes para mirar su consecuencia y relación con una o varias variables dependientes (Hernández-Sampieri, Fernández-Collado y Baptista-Lucio, 2010).

En las investigaciones cuasi experimentales, el investigador varía deliberadamente los valores de la variable independiente para poder ver los efectos que causa dicha variación en la variable dependiente, pero no ejerce el grado de control característico del método experimental. Generalmente, la metodología cuasi experimental se lleva a cabo en una situación real o de campo, donde una o más variables independientes son manipuladas por el investigador en condiciones controladas solo hasta donde permita la situación (Nieto y Rodríguez, 2010).

La metodología de investigación cuasi-experimental se utiliza para estudiar el posible efecto causal de las intervenciones o de los tratamientos en situaciones abiertas, es decir, fuera del contexto del laboratorio, donde el control es escaso y la aleatorización en la asignación de las unidades no resulta posible (Balluerka y Vergara, 2002).

3.5. Variables Evaluadas

3.5.1. Variables independientes.

Enmiendas orgánicas (nutri abonaza, humus de lombriz roja californiana y compost)

3.5.2. Variables dependientes.

Cadmio disponible, Cd total en suelo y en almendra de grano de cacao, pH, materia Orgánica, N total, Fósforo y Potasio disponible, Capacidad de Intercambio Catiónico, Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+} y K^{+} .

3.6. Para la Determinación de Cadmio (Cd) y las Propiedades Físicoquímicas del Suelo con Plantación de Cacao

3.6.1. Muestreo del suelo.

Se hizo el reconocimiento y delimitación de la parcela con plantación de cacao (Anexo 1: Figura 58). Los cultivos anteriores al cacao fueron papaya y plátano. El muestreo de las sub muestras del suelo agrícola, antes de la aplicación de las enmiendas orgánicas, se realizó con el método de zig-zag sugerido por Sieverding (1991), del área bajo la proyección de la copa del árbol de cacao. Para la colecta de las muestras de suelo, se removió previamente el conjunto de hojas secas caídas del árbol de cacao y de otras plantas que cubrían cada punto. Luego, con la ayuda de una barrena de acero inoxidable se tomaron 17 sub muestras de la capa superficial (0-30 cm) del suelo (Akkajit, & Tongcumpou, 2010) (Anexo 1: Figura 69). Las porciones de suelo obtenidos, de cada punto de muestreo, fueron depositadas en un balde para ser mezcladas encima de un costal, de éste se transfirieron 1 kg de suelo a una bolsa plástica con cierre hermético previamente identificada (Anexo 1: Figura 70 y Figura 71). La muestra de suelo fue llevada al laboratorio de análisis de suelo de la Universidad Nacional Agraria de la Selva (UNAS) para la determinación de las propiedades del suelo con plantación de cacao antes del tratamiento.

A los 120 días después de la aplicación de las enmiendas orgánicas se realizaron los muestreos (Zeng et al., 2011), de forma localizada, debajo de cada árbol, se tomaron 8 sub muestras de suelo a distancias iguales entre sí en un círculo con un radio de 75 cm alrededor del tronco del árbol de cacao (Gramlich et al., 2018), a una profundidad de 0.30 m utilizando una barrena de acero inoxidable. Las muestras recolectadas alrededor de cada árbol fueron compuestas, mientras que cada una de las tres muestras recolectadas para cada tratamiento se mantuvieron separadas y analizadas como réplicas (Lewis et al., 2018). Se tomaron 3 muestras por cada tratamiento haciendo un

total de 30 muestras para 10 tratamientos, las cuales fueron etiquetadas y llevadas al laboratorio para los análisis respectivos.

Materiales y equipos para el muestreo del suelo

Para el muestreo del suelo con plantación de cacao en el fundo San Juan se emplearon los siguientes materiales y equipos:

Materiales

- ✓ Costales de 50 Kg
- ✓ Wincha de 5 m
- ✓ Bolsas ziploc
- ✓ Lapiceros
- ✓ Hojas bond
- ✓ Pala recta
- ✓ Barrena de acero inoxidable
- ✓ Plumón indeleble delgado
- ✓ Balde de 8 L
- ✓ Libreta de notas
- ✓ Machete

Equipos

- ✓ Computadora
- ✓ Cámara digital
- ✓ Impresora
- ✓ GPS

3.6.2. Análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo.

En el laboratorio, las muestras de suelo, se secaron al aire libre durante 72 horas sobre fuentes limpias (Anexo 1: Figura 72). Luego, fueron molidas en un mortero para pasar a través de un tamiz de acero inoxidable de 2 mm de diámetro (Anexo 1: Figura

73). Las muestras tamizadas se guardaron en bolsas con su respectiva etiqueta para los análisis.

Los análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo se realizaron siguiendo los protocolos recomendados (como se indica en la Tabla 14) antes y después de la aplicación de las enmiendas orgánicas. Todos los análisis se realizaron por triplicado.

Materiales y equipos

Materiales

- ✓ Probetas de 1 000 ml
- ✓ Reloj con cronómetro
- ✓ Termómetro
- ✓ Embudos
- ✓ Vasos precipitado
- ✓ Pizetas con agua destilada
- ✓ Matraces Erlenmeyer
- ✓ Fiolas de diferentes volúmenes
- ✓ Espátulas
- ✓ Papeles filtro
- ✓ Tubos de ensayo
- ✓ Gradilla porta tubos
- ✓ Pipetas de microlitro de 100, 1000 y 5000

Equipos

- ✓ Hidrómetro Bouyocuos (densímetro de suelos)
- ✓ Balanza
- ✓ pH metro
- ✓ Conductímetro
- ✓ Espectrofotómetro de absorción atómica
- ✓ Espectrómetro de UV visible
- ✓ Agitador de muestras

- ✓ Campana extractora
- ✓ Titulador automático

Insumo

- ✓ Muestra de suelo seco

Reactivos

- ✓ Hexametáfosfato de sodio al 10%
- ✓ Bicarbonato de sodio 0.5 M pH 8.5
- ✓ Molibdato de amonio
- ✓ Carbón activado
- ✓ Agua destilada
- ✓ Ácido nítrico concentrado
- ✓ Peróxido de hidrógeno al 30%
- ✓ Ácido clorhídrico
- ✓ Hipoclorito de sodio
- ✓ Cloruro de magnesio
- ✓ Acetato de amonio 1N pH 7.0
- ✓ Cloruro de sodio al 10%
- ✓ Óxido de lantano 0.5 M
- ✓ Dicromato de potasio 1 N
- ✓ Solución de sulfato ferroso 0.5 N
- ✓ Indicador di-fenilamina sulfúrica
- ✓ Ácido sulfúrico concentrado
- ✓ EDTA (Ácido etilendiaminotetraacético) 0.05M pH 7.0
- ✓ Solución Extractante Mehlich 3

Tabla 14. Métodos usados para los análisis de las propiedades fisicoquímicos del suelo

Propiedades fisicoquímicas	Método
Arena, arcilla y limo (%)	Bouyoucos (1962)
Clase Textural	Triángulo textural
pH (1:1)	Potenciómetro
Conductividad eléctrica (1:1)	Conductímetro
P disponible	Olsen modificado (1954) y lectura con espectrofotómetro Uv visible
Nitrógeno total	Kjeldahl
K disponible	Acetato de amonio 1 N pH 7 y lectura con espectrofotometría de absorción atómica (AAS) de llama
Materia orgánica	Walkley y Black (1934)
Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	Acetato de amonio 1 N pH 7 (suelos con pH >5.5) (Rhoades, 1982)
Cadmio total	EPA 3050 y lectura con AAS de llama
Cadmio (Cd) disponible	Extractante EDTA 0.05 M pH 7 y lectura con AAS de llama
Calcio (Ca), Magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na) cambiables	Extracción con acetato de amonio y lectura con AAS de llama
Humedad	Gravimétrico
Zinc y Manganeseo disponible	Mehlich 3 y lectura con AAS de llama

La textura (% de arena, arcilla y limo) se determinó con el método de Bouyoucos. El pH y la CE del suelo se midieron a una relación de suelo/agua de 1:1 (p/v) utilizando un medidor de pH (PB-11 Sartorius, Alemania) (Liu, & Lin, 2013) y conductividad eléctrica (Kyntel Tri Meter serie N°IA123651). Fósforo disponible se determinó con el método de Olsen modificado (1954) y su cuantificación en todos los extractos se hizo por medio de un espectrofotómetro Uv visible Thermo Scientific Genesys 10S a 660 nm. Para la determinación de potasio disponible se empleó el método de saturación con acetato de amonio 1N pH 7, luego del proceso se hizo dilución de 1/100 y su concentración se determinó mediante un espectrofotómetro de absorción atómica

(Varian SpectrAA 55B). Los cationes cambiabiles (K, Na, Ca y Mg) y CIC se determinaron mediante el método de intercambio de amonio convencional a pH 7.

El cadmio total en el suelo se determinó siguiendo las pautas del método de digestión de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos [EPA] 3050, que consiste en adiciones de ácido nítrico (HNO_3) 1:1 y concentrado, peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30%, agua desionizada y ácido clorhídrico concentrado a una temperatura constante de $95 \pm 5^\circ \text{C}$. Este método elimina todos los cadmios en los suelos, excepto los Cd unidos a minerales de silicato (EPA, 1996). Después de la digestión, todos los extractos de la muestra se cuantificaron mediante espectrometría de absorción atómica (AAS) de llama (Anexo 4: Figura 81, Figura 82, Figura 83y Figura 84).

Los cadmios disponibles se extrajeron de 5 g de suelo con 20 ml de EDTA 0.05 M (Tica, Udovic, & Lestan, 2011) pH 7.0. La mezcla se agitó por espacio de 20 minutos en un agitador vertical; después, la suspensión se filtró con papel filtro N°40 y se obtuvo el extracto para la lectura por medio de un equipo de espectrometría de absorción atómica de llama (Varian SpectrAA 55B, Alemania) (Anexo 3: Figura 75, Figura 76, Figura 77, Figura 78, Figura 79 y Figura 80). El límite de cuantificación para cadmio fue 0.02 mg/L. Los resultados obtenidos se sometieron a análisis estadístico.

3.7. Para el Análisis del Contenido de Cadmio en los Granos Secos de Cacao sin Cáscara

3.7.1. Muestreo de los granos de cacao.

El 7 de setiembre de 2018, se muestreó 1 mazorca de cacao de cada árbol seleccionado para el suelo y se recolectaron 17 mazorcas de cacao del clon CCN-51 de toda el área en estudio para el análisis inicial (Figura 86). Luego, los granos frescos fueron extraídos de cada mazorca, mezclados en una muestra compuesta y almacenados en un balde para ser llevadas a un lugar adecuado para su fermentado y secado por un periodo de 5 días, hasta que tuvieran una humedad de 8%. Finalmente, los granos de cacao secos fueron recogidos y etiquetados correctamente en las bolsas

ziploc para ser llevadas al laboratorio y ser analizadas (Sánchez- Rodríguez et al., 2017) (Figura 87). Asimismo, el 22 de febrero de 2019, al finalizar el experimento se recolectaron 1-3 mazorcas por árbol de cacao, a partir de tres árboles replicados por cada tratamiento y se siguió el mismo procedimiento del muestreo inicial (ver Anexo 5: Figura 88, Figura 89, Figura 90, Figura 91 y Figura 92).

3.7.2. Análisis de almendras de granos de cacao.

En el laboratorio, los granos de cacao secos se colocaron en una estufa Memmert a 70°C durante 48 horas (Anexo 5: Figura 93). Luego, estos granos se pelaron a mano para separar los granos de cacao de la cáscara externa (revestimiento de almendras). Los granos pelados se molieron en un mortero de porcelana para la posterior digestión (Anexo 5: Figura 94), extracción y cuantificación de cadmio total.

El análisis de cadmio total en el grano de cacao sin cascarilla se realizó con el método de digestión ácida por vía húmeda; para lo cual, se pesaron 2.00 g de muestra en un matraz de 125 ml, en seguida se agregó ácido nítrico (HNO_3) concentrado (12ml) y ácido perclórico ($HClO_4$) concentrado (3ml) (Wei & Zhou, 2005), se colocó embudos para ayudar al reflujo y se sometió a mineralización nítrico-perclórica. Se colocaron las muestras en una plancha de calentamiento a 180°C por 1 hora y media hasta la digestión total. La digestión se completó cuando empezó a emanar humo blanco y formó un líquido incoloro. Se filtró los extractos en una fiola de 25 ml. La determinación de Cd total se realizó mediante un espectrofotómetro de absorción atómica de llama (FAAS) (Anexo 5: Figura 94 y Figura 95).

Tabla 15. Análisis del cadmio total en los granos de cacao sin cascarilla

Parámetro químico	Método
Cadmio total	Digestión ácida por vía húmeda y lectura con Espectrofotómetro de absorción atómica.

3.8. Caracterización de las Enmiendas Orgánicas Seleccionadas

Se seleccionaron tres materiales orgánicos (nutri abonaza, humus de lombriz y compost de estiércol) fácilmente disponibles como enmiendas del suelo. Estas

enmiendas se adquirieron de dos proveedores de agroquímicos (M&DS SAC y M&F orgánicos E.I.R.L) en la ciudad de Tingo María, distrito de Rupa Rupa, provincia de Leoncio Prado y departamento de Huánuco-Perú. La nutri abonaza fue una mezcla de gallinaza procesada, dolomita y sulfato de calcio, que se vende comercialmente como “Gallinaza compuesta”; el humus de lombriz fue producido a partir de estiércol de vacuno y cerdo y el compost fue elaborado de residuos animales (80%) en presencia de una pequeña cantidad de residuos vegetales (10%) con la ayuda de microorganismos eficientes y se vende comercialmente como “Wanunchasqa”. Los que se llevaron al laboratorio, para ser secadas al aire, molidas y pasadas en un tamiz de 2 mm (Anexo 6: Figura 96 y Figura 97), para los respectivos análisis de Cd total, CE, materia orgánica y pH siguiendo las metodologías consignados en la Tabla 16.

Para la determinación de cadmio total y minerales en las enmiendas se empleó el método de digestión ácida por vía seca, el cual, consiste en pesar 2 gramos de muestra molida y seca en crisol, colocar en muflas a 650°C por 5 horas, luego, humedecerlo con agua destilada, adicionar lentamente 2 ml de HCl concentrado, evaporar el contenido hasta sequedad, añadir 2 ml del agua destilada y 2 ml de HCl concentrado, calentar suavemente a fin de permitir la disolución, filtrar con agua caliente a una fiola de 50 ml y hacer lectura con el espectrofotómetro de absorción atómica de llama.

Tabla 16. Métodos usados para el análisis del humus de lombriz, gallinaza compuesta y compost

Parámetro químico	Método
Cadmio (Cd) total	Digestión ácida por vía seca y lectura con Espectrometría de absorción atómica (EAA) de llama
Materia orgánica	Walkley y Black (1934)
Conductividad eléctrica (CE)	Pasta de saturación
Nitrógeno total	Kjendhal Buchi Alemania
Fósforo	Metavanadato Espectro UV Visible –Thermo Scientific USA
pH	Potenciómetro (pH metro, Sartorius, Alemania)
Determinación de Ca, Mg, K, Na	EEA Varian Alemania
Determinación de micro elementos (Fe, Mn, Zn, Cu)	Espectrometría de absorción atómica (EAA) (Varian, Alemania)
Humedad	Gravimétrico, Estufa (Memmert, Alemania) a 105°C

3.9. Para la Aplicación de las Enmiendas Orgánicas Seleccionadas en el Suelo con Plantación de Cacao

3.9.1. Determinación de la dosis de aplicación de las enmiendas orgánicas.

Peso de la capa arable de 1 hectárea (ha)

Masa = Área de 1 ha x Profundidad x Densidad aparente

Densidad aparente suelo franco arcillo limoso = $0.8 \text{ Tm}/\text{m}^3$

Masa = $100 \text{ m} \times 100 \text{ m} \times 0.3 \text{ m} \times 0.8 \text{ Tm}/\text{m}^3$

Masa = $2\,400 \text{ Tm}$

Materia orgánica con la que cuenta mi suelo

Materia orgánica = 1.09%

$$2\,400 \text{ Tm} \times \frac{1.09}{100} = 26.16 \frac{\text{Tm}}{\text{ha}}$$

Materia orgánica que necesita mi suelo

$$2\ 400 \frac{Tm}{ha} \times \frac{(3 - 1.09)}{100} = 45.84 \frac{Tm}{ha}$$

Los abonos orgánicos tienen que ser aplicados a tasas muy altas (20-40 tn/ha por año) para compensar por el contenido bajo de nutrientes y para suplir suficiente humus a fin de mejorar la condición física del suelo (Durán-Ramírez et al., 2013). En general, el efecto directo consiste en provocar una variación de pH (Thompson y Troeh, 2002). Aplicaciones de estiércol de más de 10 toneladas muestran efectos positivos, tanto en las características físicas y químicas del suelo, como en la alta producción de frutos (Zavaleta-García, 1992).

Aporte de la hojarasca

Todos los suelos obtienen algún tipo de materia orgánica de los residuos de las cosechas que permanecen en el terreno (Finck, 2013). El aporte de materia orgánica de la hojarasca bajo un cultivo de cacao de 5 años es de 6 t/ha.año.

Dosis para aplicación

En el estudio, se utilizaron 25 toneladas de enmiendas orgánicas para una densidad de siembra de 1111 árboles de cacao (3.0 m x 3.0 m) por hectárea, obteniendo una dosis de 22.5 kg/planta.

3.9.2. Aplicación de las enmiendas orgánicas.

Materiales

- ✓ Pala
- ✓ 10 Costales de 50 Kg
- ✓ Balanza de 20 kg
- ✓ Balde
- ✓ Toldera pequeña

Insumos

Gallinaza compuesta/Nutri abonaza, Humus de lombriz roja californiana y Compost “Wanunchasqa”

El experimento de campo se realizó en el fundo San Juan, a partir del 5 de setiembre de 2018 hasta 22 de febrero de 2019. Se delimitó la parcela seleccionada y se dividió en 10 sub parcelas para los tratamientos correspondientes. Para lo cual, se necesitó, cintas de delimitación (rafia) y machete. Luego, se hizo la limpieza alrededor del tronco de cada planta de cacao para la aplicación de las enmiendas orgánicas en la superficie del suelo (Anexo 7: Figura 98 y Figura 99).

Las enmiendas orgánicas fueron trasladadas al campo, pesadas y mezcladas para las respectivas aplicaciones (Anexo 7: Figura 100, Figura 101, Figura 102 y Figura 103). La gallinaza compuesta, humus de lombriz roja californiana y compost “Wanunchasqa” fueron aplicadas en la superficie del suelo (parte superior) a 40 cm del tronco del cacao, alrededor de cada planta en un diámetro de 70 cm (Anexo 7: Figura 105 y Figura 106). Luego, éstas fueron tapadas con las hojarascas del cacao (Benito-Sullca, 2009) para que la planta se alimente lentamente, a medida que el agua lleve los nutrientes hasta las raíces (Anexo 7: Figura 107).

La nutri abonaza, humus de lombriz, y compost se aplicaron solos y en combinación entre ellos, de forma localizada en 12 plantas por tratamiento, en proporción de 22.5 kg/planta. Un total de 11 tratamientos estuvieron involucrados en el experimento de campo, junto con el tratamiento de control. Después de la aplicación de las enmiendas, cada tratamiento fue replicado por triplicado. Asimismo, el suelo de control y enmendado se analizaron a los 120 días después de la aplicación.

Asimismo, se realizaron control de las malezas con motoguadaña, ejecutándose cada mes y medio, dejando así la parcela con plantación de cacao libre de éstas. Sin embargo, antes de la aplicación de las enmiendas orgánicas no se realizaron las podas correspondientes.

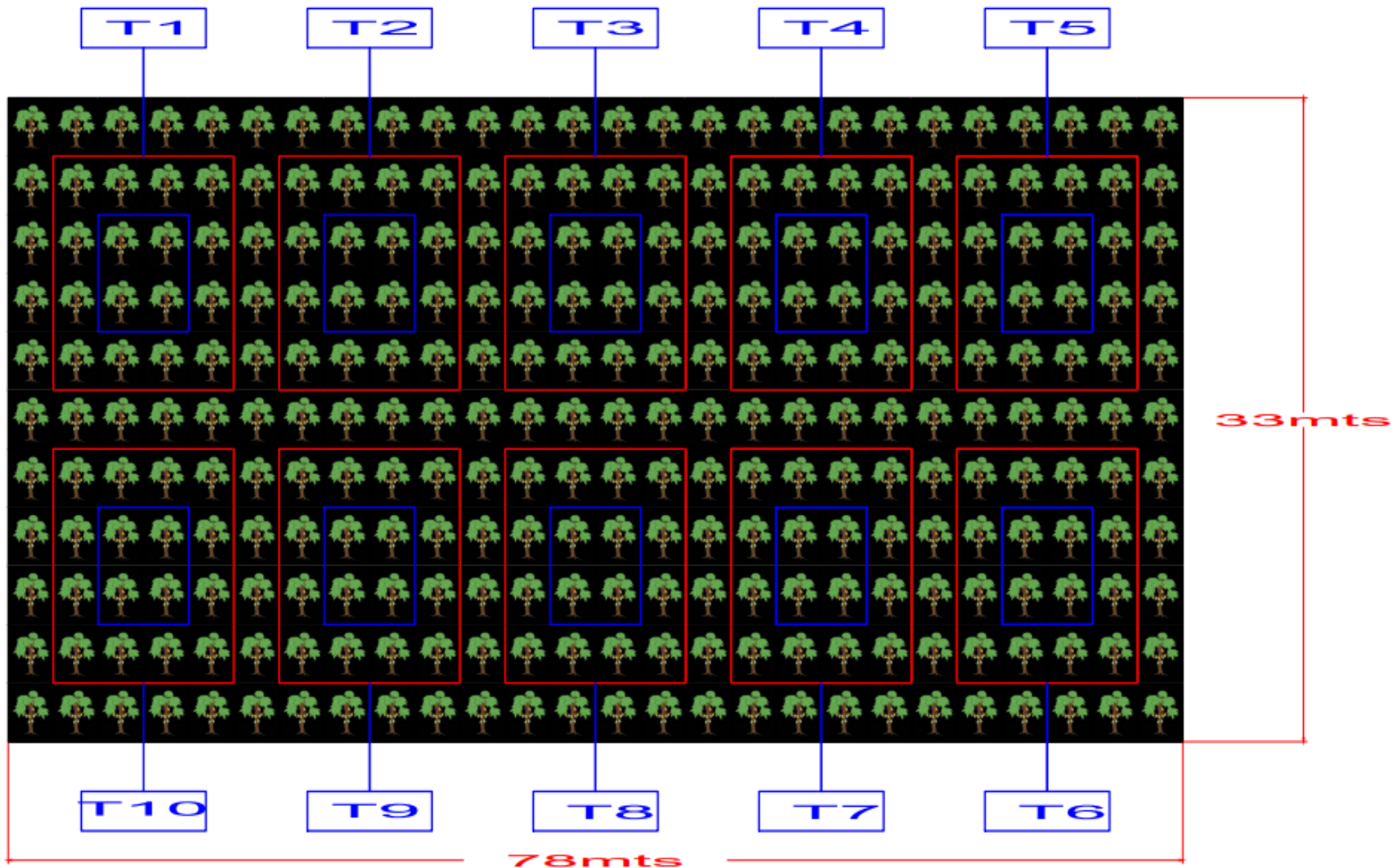


Figura 17. Croquis del campo experimental de 2 574 m²

3.10. Diseño Experimental

El experimento en el campo fue conducido bajo un Diseño de Experimentos de Mezclas, Diseño Símplex Reticular (Látice), de 3 factores por triplicado (Tabla 18) y 1 suelo no enmendado como control. Se trabajó con 10 tratamientos mediante aplicaciones de enmiendas orgánicas solas (Nutri abonaza (NA), humus de lombriz (HL) y compost (C)) y combinadas (NA + HL, NA + C, HL + C, NA + HL + C) (Tabla 17)

Tabla 17. Composición y proporción de enmiendas solas y combinadas del T1 al T10

Tratamiento	Composición	Proporción (%)	Proporción (kg)
T_1	NA	100	180
T_2	HL	100	180
T_3	C	100	180
T_4	NA + HL	33 + 67	59+121
T_5	NA + C	33 + 67	59+121
T_6	HL + C	33 + 67	59+121
T_7	NA + HL	67 + 33	121+59
T_8	NA + C	67 + 33	121+59
T_9	HL + C	67 + 33	121+59
T_{10}	NA + HL + C	33.33+33.33+33.33	60+60+60

Tabla 18. Diseño de experimentos de mezclas de 3 factores para la remoción de los parámetros fisicoquímicos después de la aplicación de las enmiendas en el suelo de la plantación de cacao

Tratamiento	Variables independientes			Variables dependientes																	
	Nutri abonaza (%)	Humus de lombriz (%)	Compost (%)	Cd_t (mg/kg)			Cd_b (mg/kg)			pH (unidad)			CE (mS/cm)			CIC (meq/100g)			MO (%)		
				R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
1	100	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	0	100	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	0	0	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	33	67	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	33	0	67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	0	33	67	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	67	33	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	67	0	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	0	67	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	33.33	33.33	33.33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

R: Réplica Cd_t : Cadmio total Cd_b : Cadmio biodisponible



Figura 18. Suelo enmendado con humus de lombriz

3.11. Cálculos

El porcentaje de inmovilización de cadmio (IM) se calculó mediante el método de Lee et al. (2013) como sigue:

$$IM(\%) = \frac{\text{Cd extraíble con EDTA en control} - \text{Cd extr. con EDTA en muestra tratada}}{\text{Cd extraíble con EDTA en control}} \times 100$$

3.12. Análisis estadístico

Todos los datos experimentales fueron analizados usando Excel 2013 y el programa STATISTICS versión 13.4. Se realizó el análisis de varianza (ANOVA) de una vía para detectar los efectos de las enmiendas seleccionadas (nutri abonaza, humus de lombriz roja californiana y compost) sobre la materia orgánica, pH, capacidad de intercambio catiónico, nitrógeno total, fósforo y potasio disponible, cadmio disponible y total en los suelos y cadmio total en las almendras de cacao. La normalidad de los datos se verificó con el Test Shapiro – Wilk. La homogeneidad de las variaciones se verificó con la prueba de Levene. Los análisis estadísticos se realizaron a un nivel de confianza al 85, 90 y 95% ($p < 0.15$, $p < 0.1$ y $p < 0.05$).

Se hizo la comparación múltiple de medias por Tukey ($p < 0.1$ y $p < 0.05$). Los datos obtenidos a partir del análisis del suelo y almendras de cacao fueron procesados

y analizados mediante el análisis de correlación de Pearson. El análisis de correlación se utilizó para investigar las relaciones entre las concentraciones de cadmio en el suelo y en la almendra de cacao con las propiedades químicas del suelo (pH, CIC, MO) y también se usó para investigar las relaciones entre las concentraciones de cadmio en suelos y en las almendras de cacao.

Se empleó superficie de respuesta para analizar una respuesta, que se puede mostrar como una superficie, cuando se investiga el efecto que tiene al variar factores cuantitativos en los valores que toma una variable dependiente (Figuroa, 2003). Asimismo, se emplea para modelar y analizar problemas en aplicaciones donde la respuesta de interés está influenciada por variables independientes que maximizan, minimizan o cumplen ciertas restricciones en la variable de respuesta (Chacín, 2000; Figuroa, 2003). Además, permite que el investigador inspeccione de manera visual, la respuesta promedio para cierta zona de los niveles de los factores de interés y evaluar su sensibilidad a dichos factores. También, pretende localizar las condiciones óptimas de operación de un proceso (Bradley, 2007).

3.13. Comparación de los resultados

Se comparó los datos obtenidos de cadmio total con la normativa vigente para suelo.

Tabla 19. Estándares de calidad ambiental (ECA) para suelo (MINAM, 2017)

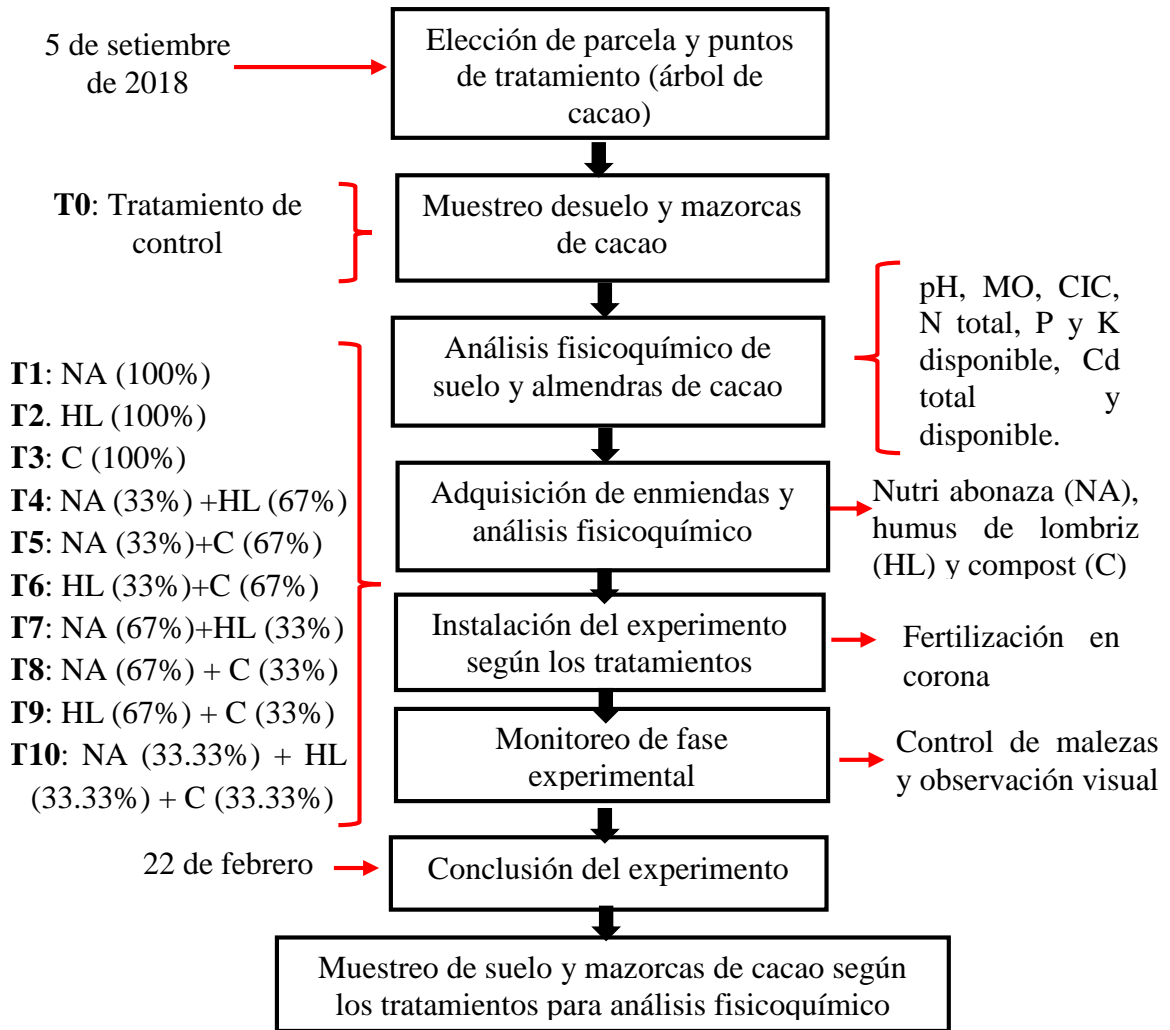
Parámetro mg/Kg PS ⁽¹⁾	Usos del suelo			Métodos de ensayo
	Suelo Agrícola	Suelo Residencial/ Parques	Suelo Comercial/ Industrial/ Extractivo	
Cadmio	1.4	10	22	EPA 3050 EPA 3051

(1) PS: Peso seco

En los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo aprobado mediante D.S. N°011-2017-MINAM, está establecido que para suelos de “Uso agrícola” la concentración máxima de cadmio total es de 1.4 mg/kg de suelo seco. Por otro lado, la

Unión Europea establece que en suelos agrícolas las máximas concentraciones totales permitidas de cadmio es 3 ppm (Acevedo, 2005).

3.14. Flujo experimental



CAPITULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización del Suelo en Estudio

Tabla 20. Análisis inicial de las principales propiedades fisicoquímicas del suelo en estudio

Parámetros	Unidad	Suelo (00-30 cm)
Potencial de hidrógeno (pH) (H ₂ O)	-	5.73
Materia orgánica (M.O)	%	1.11
Arena	%	17
Arcilla	%	32
Limo	%	51
Clase textural	-	Franco Arcillo limoso
Conductividad eléctrica	mS/cm	0.14
Cadmio disponible	mg/kg	0.33
Cadmio total	mg/kg	1.73
*CIC	Cmol(+)/kg	9.63
Nitrógeno total	%	0.06
Fósforo	mg/kg	7.32
Potasio	mg/kg	70.05
Calcio (Ca) cambiabile	Cmol (+)/kg	7.61
Magnesio (Mg) cambiabile	Cmol(+)/kg	1.68
Potasio (K) cambiabile	Cmol (+)/kg	0.11
Sodio (Na) cambiabile	Cmol(+)/kg	0.24
Manganeso	ppm	108.43
Zinc	ppm	1.05

Los valores indican la media de una muestra con tres repeticiones, * cmol(+)/kg = meq/100g

En la Tabla 20 se observa una evaluación inicial del estado del suelo. El suelo fue franco arcillo limoso (17% de arena, 32% de arcilla y 51% de limo) de textura moderadamente fina y MINAGRI (2018) menciona que los suelos francos a arcillosos son los más apropiados para el cacao. Asimismo, el pH del suelo fue medianamente ácido (5.73), según la clasificación de Horneck, Sullivan, Owen, & Hart (2011); sin embargo, las plantas de cacao prefieren suelos ligeramente ácidos (pH aproximadamente de 6.5) (Finck, 2013) donde está la máxima disponibilidad de nutrientes y por ello MINAGRI (2018) recomienda incrementarlo gradualmente.

La materia orgánica del suelo fue bajo (1.11<2%) y MINAGRI (2018) menciona que los suelos cacaoteros deben ser ricos en materia orgánica, mayor a 4% (alto). Para lo cual, se debe emplear abonos orgánicos tales como compost, humus de lombriz, entre otros. Mendoza-Solano (2012) clasifica a la CIC de 12 a 20 como moderadamente alta, mayor a 20 como alta; en nuestros resultados, la CIC fue 9.63 Cmol(+)/kg, la cual es considerado como bajo. El suelo cuenta con nivel medio de fósforo disponible (7.32 mg/kg) (Bernier y Bortolameolli, s.f), bajo potasio disponible (70.05<100 mg/kg) y conductividad eléctrica (0.14<2 mS/cm, muy ligeramente salino) (Andrades y Martínez, 2014). El Ca intercambiable fue del nivel medio (7.61 Cmol(+)/kg) (se encuentra dentro del rango de 5.01-9) (Bernier y Bortolameolli, s.f). El Mg intercambiable fue 1.68 Cmol(+)/kg, valor considerado alto dentro del rango de 1.01-2 (Bernier y Bortolameolli, s.f).

Además, el potasio intercambiable fue bajo (0.11< 0.25 Cmol(+)/kg) (Bernier y Bortolameolli, s.f). La presencia de Na intercambiable en el suelo fue de nivel medio, 0.24 Cmol(+)/kg, valor comprendido entre 0.21-0.30 Cmol(+)/kg (Bernier y Bortolameolli (s.f). INTAGRI (s.f) menciona que el Zn de 1.05 ppm es bajo. El suelo en estudio es considerado de baja fertilidad y contaminado con cadmio.

La concentración de cadmio total en el suelo en estudio fue 1.73 mg/kg y superó el valor límite de 1.4 mg/kg de suelo seco del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para

suelo de “Uso agrícola” aprobado mediante D.S. N°011-2017-MINAM. MINAGRI (2018) menciona que se debe instalar las plantaciones de cacao en suelos agrícolas que tengan menos de 1.4 mg/kg de cadmio.

4.2. Efecto de las Enmiendas Solas y Mixtas en las Propiedades Fisicoquímicas del Suelo

Tabla 21. Efecto de las enmiendas solas y combinadas sobre las características fisicoquímicas del suelo

Tratamiento	Variables independientes			Variables dependientes														
	NA (%)	HL (%)	C (%)	CE (mS/cm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Bases cambiables (Cmol(+)/kg)				pH	CIC (meq/100g)	MO (%)	N total (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Cd _T (mg/kg)	Cd _b (mg/kg)
							K	Ca	Mg	Na								
T ₀	*Control			0.14	108	1.05	0.11	7.61	1.68	0.24	5.73	9.63	1.11	0.06	7.32	70.1	1.73	0.33
T ₁	100	0	0	0.28	83.7	6.50	0.30	17.82	3.57	0.84	6.36	22.52	2.95	0.15	7.78	129.1	1.42	0.16
T ₂	0	100	0	0.16	85.8	2.59	0.32	17.55	3.80	0.79	6.05	22.45	3.16	0.16	8.78	133.9	1.36	0.15
T ₃	0	0	100	0.23	95.6	3.79	0.36	18.78	3.61	0.97	6.53	23.71	3.63	0.18	6.94	126.1	1.34	0.15
T ₄	33	67	0	0.21	76.5	2.88	0.32	18.33	3.55	0.66	6.26	22.87	3.53	0.18	7.27	131.0	1.39	0.18
T ₅	33	0	67	0.35	77.3	6.54	0.48	19.19	3.62	0.57	6.54	23.84	2.89	0.15	7.18	127.6	1.32	0.18
T ₆	0	33	67	0.29	77.7	4.06	0.38	18.32	3.25	0.57	6.38	22.52	3.61	0.18	6.14	110.1	1.36	0.18
T ₇	67	33	0	0.33	75.5	4.89	0.43	17.64	3.49	0.57	6.48	22.14	2.87	0.15	8.08	141.4	1.38	0.16
T ₈	67	0	33	0.32	88.1	5.88	0.48	17.70	4.56	0.57	6.38	23.30	3.35	0.17	6.59	138.7	1.35	0.15
T ₉	0	67	33	0.21	102	6.49	0.45	17.17	3.57	0.56	6.15	21.75	3.47	0.17	7.90	121.8	1.37	0.18
T ₁₀	33.3	33.3	33.3	0.26	83.9	3.81	0.34	16.06	3.20	0.56	6.38	20.16	3.43	0.17	7.78	118.8	1.38	0.16

Los valores indican la media de una muestra con tres repeticiones, *sin adición de enmienda orgánica

La suma de las proporciones de todas las enmiendas en cada mezcla es del 100%. En la Tabla 21, se muestran resultados promedios de tres repeticiones en un diseño de mezclas, diseño símplex reticular de tres componentes. Asimismo, se aprecia que la adición de las enmiendas nutri abonaza, humus de lombriz y compost solas y combinadas modificaron las características del suelo como la materia orgánica, capacidad del intercambio catiónico y pH del suelo, creando condiciones favorables para la inmovilización de Cd en el suelo (Liu et al., 2009).

Luego de haber realizado los tratamientos mediante enmiendas orgánicas para la inmovilidad de Cd en el suelo, se obtuvieron resultados así como muestra la Tabla 21, donde se puede observar que el cadmio total en el suelo disminuyó de 1.73 mg/kg a un rango de 1.32 a 1.42 mg/kg. Estos valores son similares a los reportados por Huaynates (2013), quien inicialmente encontró en el suelo 2.31mg/kg de cadmio, y aplicó enmiendas orgánicas (compost y guano de isla), los resultados del nivel de cadmio disminuyeron en los tratamientos en un rango de 1.12 a 1.85 mg/kg de cadmio total en el suelo. Argüello et al. (2018) muestra en su investigación que el incremento en la materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico y pH reducen significativamente la concentración de cadmio total en el suelo. El incremento en el pH del suelo generalmente conduce a la generación de sitios de sorción con carga más negativa, la formación de especies de hidroxilo de cationes metálicos y la precipitación de Cd^{2+} como $\text{Cd}(\text{OH})_2$ o CdCO_3 , y da lugar a una disminución del cadmio total y la disponibilidad de Cd en el suelo (Hamon et al., 2002).

Asimismo, los resultados mostraron un ligero incremento de la conductividad eléctrica (0.14 a 0.35mS/cm), una disminución de la disponibilidad de manganeso (108 a 75.5 ppm) (Finck, 2013) e incremento del zinc.

4.2.1. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre el pH del suelo

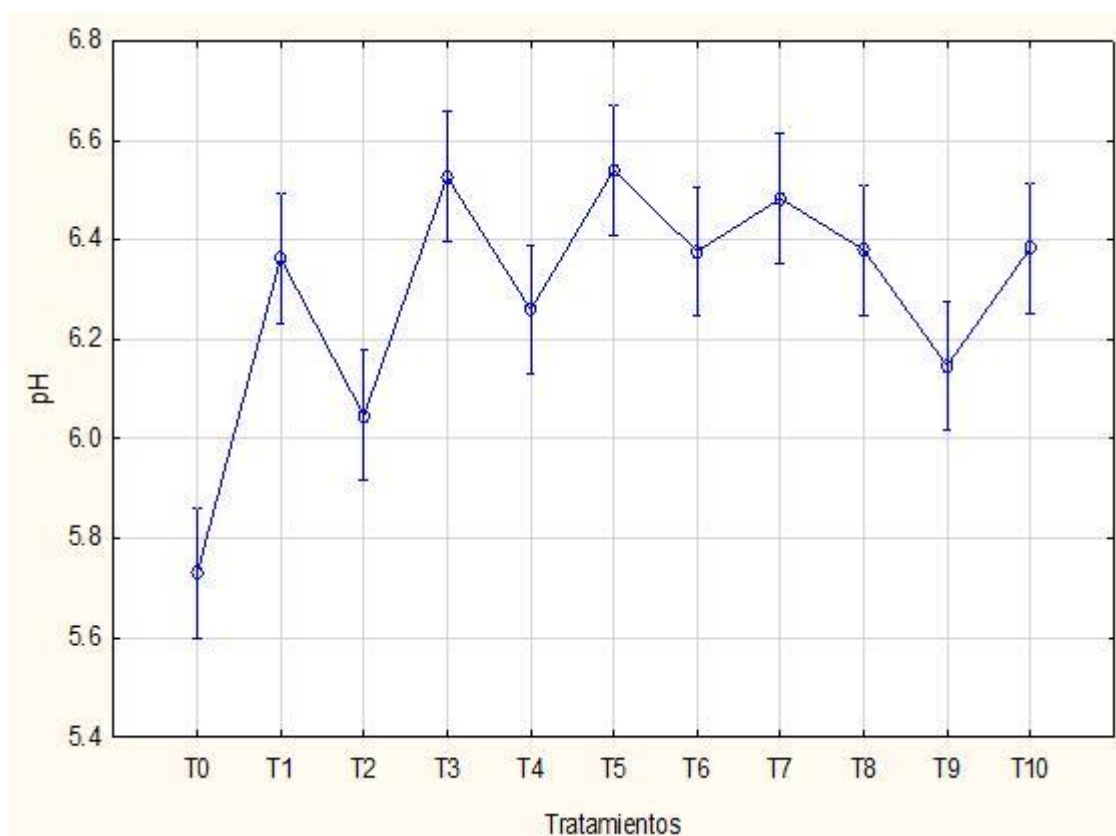


Figura 19. Comparación de medias de los tratamientos de la variable potencial de hidrógeno (pH) en el suelo

En la Figura 19, se puede apreciar que el pH del suelo varió de 5.73 a 6.54, desde medianamente ácido hasta ligeramente ácido. Las enmiendas solas y combinadas dieron como resultado un incremento en el pH del suelo en comparación con el suelo no enmendado (T0) (pH=5.73) dado que las enmiendas orgánicas empleadas tenían un pH más alto que el suelo inicial (Tabla 58 y Tabla 21) y efectivamente amortiguaron el pH. Es decir, cada enmienda redujo la acidez del suelo.

La combinación de 33% de nutri abonaza con 67% de compost (T5), 100% de compost (T3) y 67% de NA con 33% de HL (T7) presentaron el mayor incremento en el pH del suelo (6.54, 6.53 y 6.48). El aumento del pH después de la adición de los materiales orgánicos podría deberse en gran medida a la adición de cationes básicos y la producción de amoníaco (NH_3) durante la descomposición. La nutri abonaza contiene

20% de dolomita que aporta Ca y Mg al suelo. El incremento del pH en este experimento puede beneficiar la precipitación y la sorción de Cd. Entre los factores del suelo, el pH (Peng et al., 2009) y la materia orgánica son los más importantes que controlan la disponibilidad de Cd. Por otro lado, aunque el humus de lombriz roja californiana utilizado al 100% tenía valor de pH más alto (7.95) (Tabla 24), ya no era propenso a las transformaciones biológicas repentinas y por ello, tuvo menos efecto sobre el pH del suelo (6.05).

En muchos suelos, el aumento inducido por el pH en la carga negativa se debe principalmente a la disociación del H⁺ de los grupos funcionales débilmente ácidos de la materia orgánica (Bolan et al., 2003). Se ha informado que el pH es una variable determinante para la movilidad y biodisponibilidad del cadmio en los suelos (Zeng et al., 2011). El cambio de pH puede afectar la protonación o desprotonación de los grupos funcionales y la valencia del cadmio en soluciones acuosas (Kazy, Das, & Sar, 2006; Liu et al., 2016).

El uso de enmiendas orgánicas en suelos contaminados con cadmio controla la transferencia de cadmio del suelo a la planta al aumentar el pH del suelo. El incremento del pH del suelo puede aumentar la carga negativa en la superficie de los coloides del suelo, promover la formación de óxidos de hierro y manganeso en el suelo, y aumentar la capacidad de adsorción y los sitios de adsorción hacia elementos potencialmente tóxicos, como cadmio. A medida que el pH del suelo aumenta, las concentraciones de cadmio en la solución del suelo disminuyen y la acumulación de cadmio en las plantas también disminuye (Chaudri et al., 2007; Liu et al., 2015). El aumento en el pH del suelo mejora la disociación de H⁺ de los grupos funcionales tales como hidroxilo, fenólico, carbonilo y carboxilo, mejorando así la afinidad por los iones de cadmio (Bolan et al., 2003).

Tabla 22. Análisis de varianza para la selección del modelo para el variable pH

Modelo	SS	Df	MS	SS	Df	MS	F	P	R ²	R ² ajust.
				Error	Error	Error				
Lineal	0.525	2	0.263	0.423	27	0.016	16.78	0.000	0.554	0.521
Cuadrática	0.123	3	0.041	0.300	24	0.012	3.277	0.038	0.684	0.618
Cúbico especial	0.000	1	0.000	0.300	23	0.013	0.008	0.928	0.684	0.601
Total ajust.	0.948	29	0.033							

SS: Suma de cuadrados, MS: medias cuadráticas, Df: Grados de libertad

El análisis de varianza, reportó que los modelos lineales y cuadráticas son significativos y explican satisfactoriamente el efecto de las enmiendas nutri abonaza, humus de lombriz y compost en el pH del suelo. Sin embargo, el modelo cuadrático fue elegido por tener el efecto estadístico significativo más próximo al valor del nivel de confianza ($p = 0.038$) y por poseer un elevado coeficiente de determinación ($R^2 = 68.38\%$). R^2 es la proporción de varianza representada por el modelo respectivo, en las mediciones de la variable dependiente (pH). El R^2 ajustado se aplica al valor R^2 y un ajuste para el número de términos en el modelo respectivo. Se tiene que tener en cuenta que la proporción de varianza explicada en este contexto se refiere a la variabilidad de los valores predecibles de la variable dependiente en torno a la media respectiva, no a 0.

Lo más importante a considerar es la mejora incremental en el ajuste cuando se agregan parámetros adicionales; es decir, a medida que se ajustan modelos más complejos. En este ejemplo, el modelo cuadrático proporciona una mejora sobre el modelo lineal.

Tabla 23. Ajuste general del modelo cuadrático, variable pH

Source	SS	Df	MS	F value	p value
Modelo	0.648073	5	0.129615	10.37908	0.000022
Total Error	0.299714	24	0.012488		
Lack of fit	0.040247	4	0.010062	0.77557	0.553981
Pure Error	0.259467	20	0.012973		
Total adjusted	0.947787	29	0.032682		

SS: *sum of square*, df: *degree of freedom*, MS: *Means square*

El valor de F del modelo de 10.04 implica que el modelo es significativo. Solo hubo un 0.0022% de probabilidad de que un valor de F del modelo pudiera ocurrir debido al ruido. Falta de ajuste (*lack of fit*) de valor F de 0.78 implica que la falta de ajuste no fue significativa en relación con el error puro, lo que indica que el modelo fue adecuadamente preciso para predecir cualquier combinación de factores independientes en los rangos de estudio. Hubo un 55.40% de probabilidad de que se produjera una falta de ajuste de valor F debido al ruido.

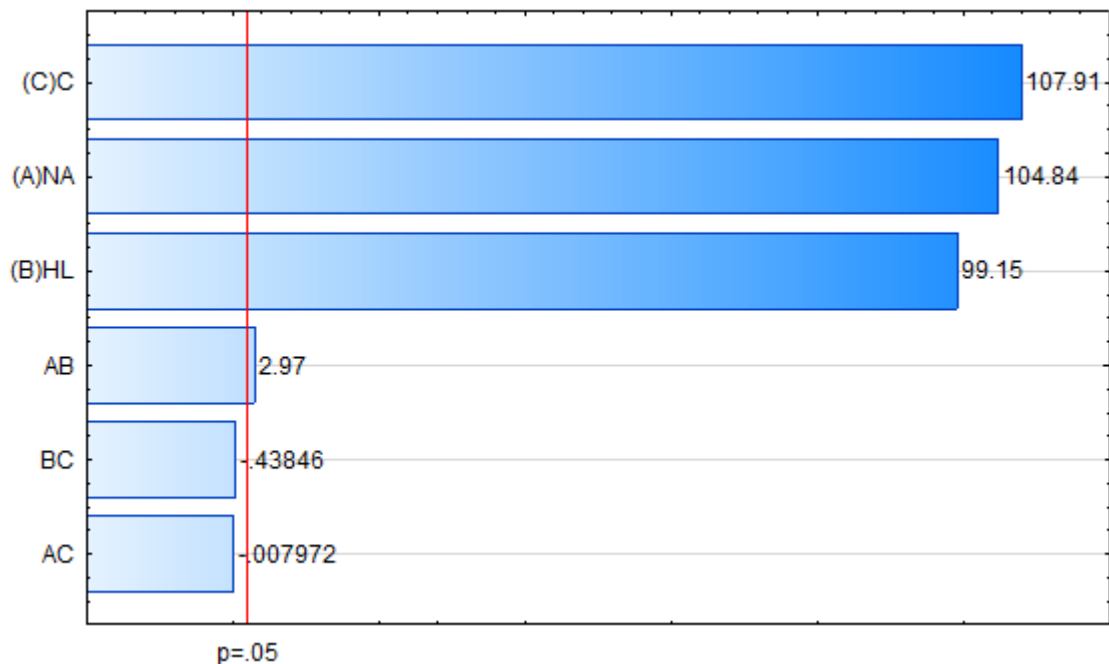


Figura 20. Gráfica de Pareto para el variable pH, MS Residual 0.0124881

En la Figura 20, se observa que las concentraciones de compost (C), nutri abonaza (A) y humus de lombriz (B) y la interacción de nutri abonaza con humus de lombriz (AB) tuvieron efectos significativos en el pH del suelo. Sin embargo, la enmienda compost (C) fue más significativa en el incremento del pH que la combinación binaria de nutri abonaza con humus de lombriz (AB).

El compost contiene sustancias alcalinas que trabajan contra la acidificación del suelo (Álvarez, 2007). El compost hará disponibles nutrientes del suelo para que las raíces de las plantas puedan absorberlas. El compost reguló el valor de pH en el suelo (ver en Tabla 21). Muchos metales, como el cadmio, forman compuestos insolubles en condiciones de pH alcalino (Durán-Ramírez et al., 2013).

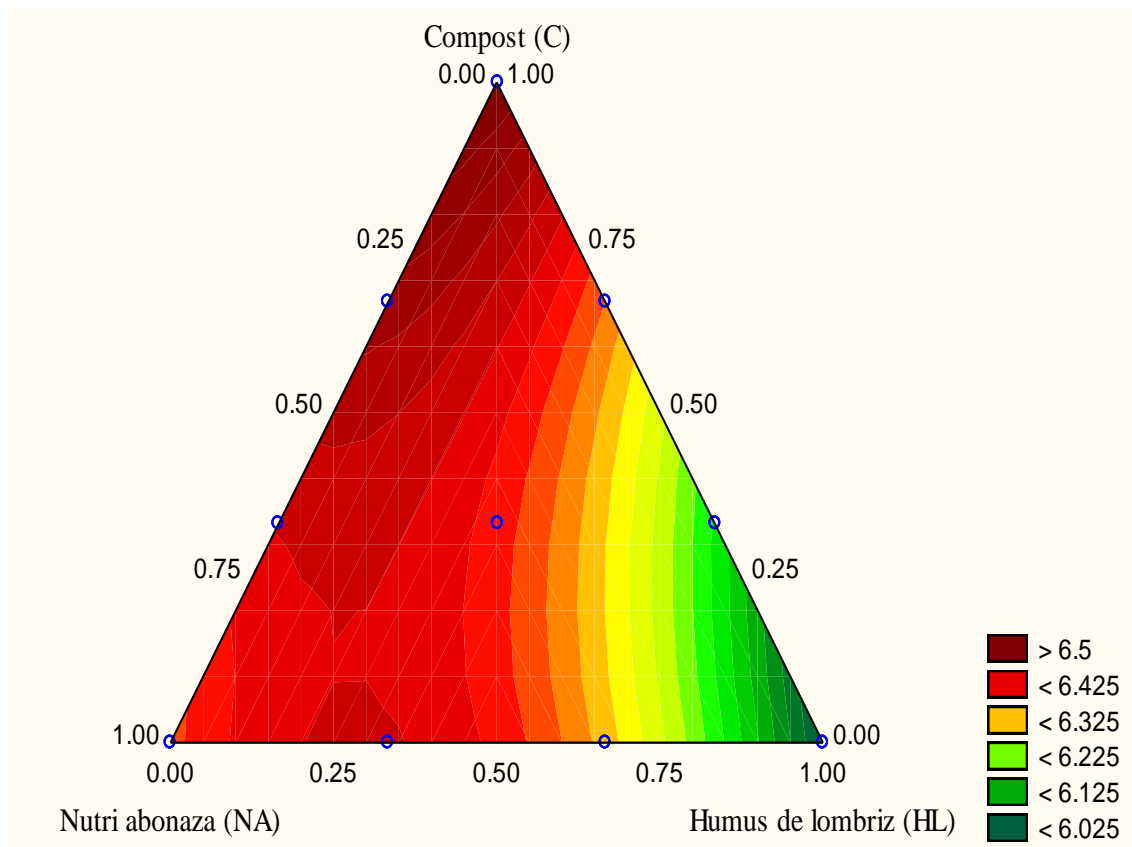


Figura 21. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del pH en suelo, $R^2=68.38\%$, R^2 ajustado = 61.79%

En la Figura 21, se observa la gráfica del diseño simplex reticular de 3 componentes (Nutri abonaza, humus de lombriz y compost). Los tres vértices (esquinas

del triángulo) (1, 0, 0) (0, 1, 0) (0, 0, 1) son las mezclas puras, mientras que los puntos localizados en los tres lados del triángulo son mezclas binarias o mezclas de dos componentes y el punto en el interior del símplex es la mezcla de los tres componentes. Los valores deseables de pH se encuentran entre las regiones de color rojo y rojo rubí. La aplicación de 100% de compost (T3), 33% de NA y 67% de C (T5) y 67% de NA y 33% de HL (T7) generan pH mayores a 6.4. A proporciones de 0.00 - 0.67 de nutri abonaza y humus de lombriz de 0.00-0.20 y compost de 0.20 - 1.00, se obtuvieron mejores resultados (mayores valores) para pH del suelo. Se puede trabajar con un 25% de nutri abonaza y 75% de compost para un pH de 6.5, la cual es óptima para suelos con plantaciones de cacao.

Tabla 24. Coeficiente para modelo cuadrático de la variable pH

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(24)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A)NA	6.3659	0.0607	104.8398	0.0000	6.2406	6.4912
(B)HL	6.0207	0.0607	99.1541	0.0000	5.8953	6.1460
(C)C	6.5526	0.0607	107.9140	0.0000	6.4273	6.6779
AB	0.7971	0.2688	2.9656	0.0067	0.2424	1.3519
AC	-0.0021	0.2688	-0.0080	0.9937	-0.5569	0.5526
BC	-0.1179	0.2688	-0.4385	0.6650	-0.6726	0.4369

$R^2=68.38\%$, R^2 ajustado= 61.79% , MS Residual = 0.0124881

La ecuación del modelo cuadrático para el variable pH se presenta a continuación:

$$\text{pH en suelo} = 6.37 * \text{NA} + 6.02 * \text{HL} + 6.55 * \text{C} + 0.80 * \text{NA} * \text{HL}$$

En el modelo cuadrático se muestra que el componente compost de mezcla pura genera un pH con la máxima concentración. La mezcla de los componentes nutri abonaza (NA) y humus de lombriz (HL) es positivo por ello produce valores más altos de pH de los que se esperarían si nos limitáramos a promediar las concentraciones de las mezclas puras; es decir, tienen efectos de mezclado sinérgicos.

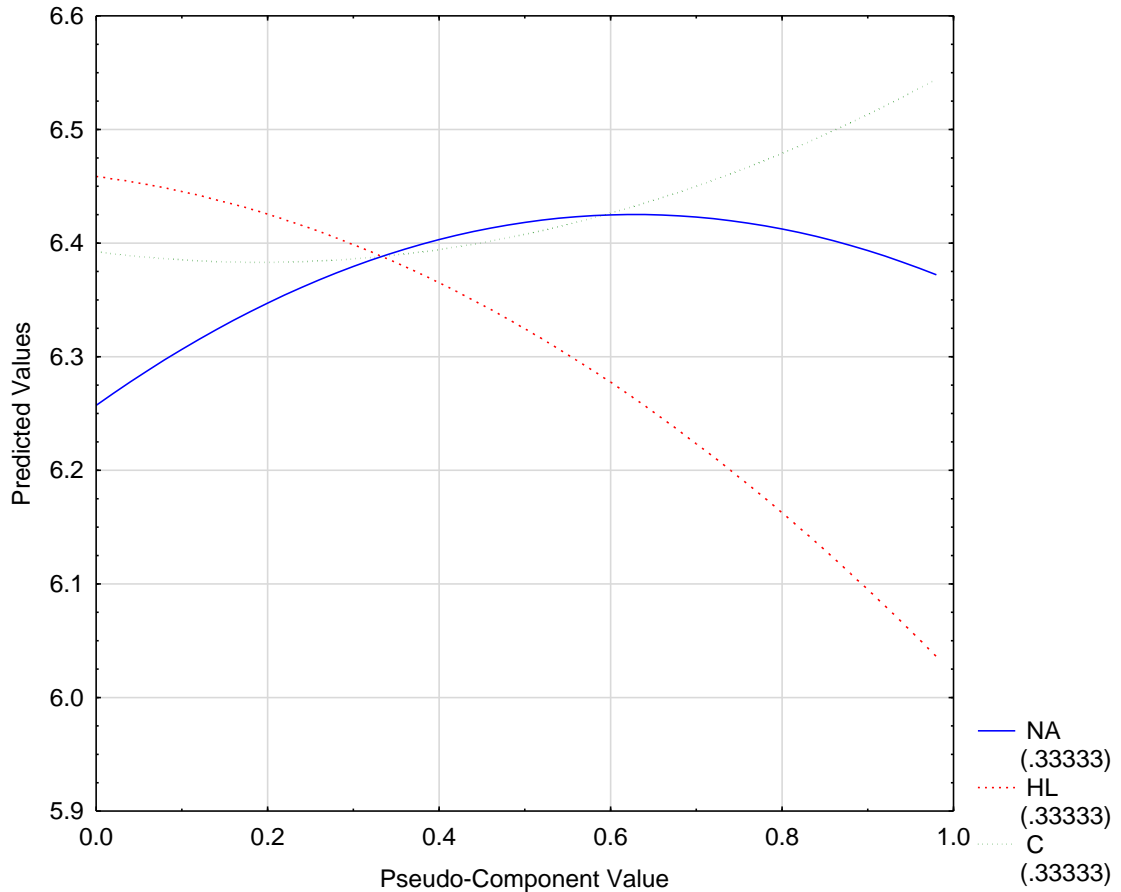


Figura 22. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable pH, $R^2 = 0.6838$, R^2 ajust. = 0.6179

En la Figura 22, claramente se observa que cuanto menos humus de lombriz (HL), mayores son los valores de la variable dependiente (pH). De hecho, mirando hacia atrás en el gráfico de contorno, parece que se puede esperar la mayor respuesta cuando el HL está en su mínimo y los otros dos componentes están presentes en proporciones aproximadamente iguales. Además, se aprecia que cuanto mayor proporción de Compost (C) haya en la mezcla, mayor será el valor esperado para el pH del suelo.

El incremento observado en el pH de los suelos puede ser atribuido al contenido de cationes básicos (Ca, Mg, K) presentes en estas enmiendas. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Tambone, Genevini y Adani (2007), a los de Solórzano, Alvarado y Briceño (1996) y Orozco y Muñoz (2012).

4.2.2. Efecto de las enmiendas orgánicas en el porcentaje de materia orgánica del suelo

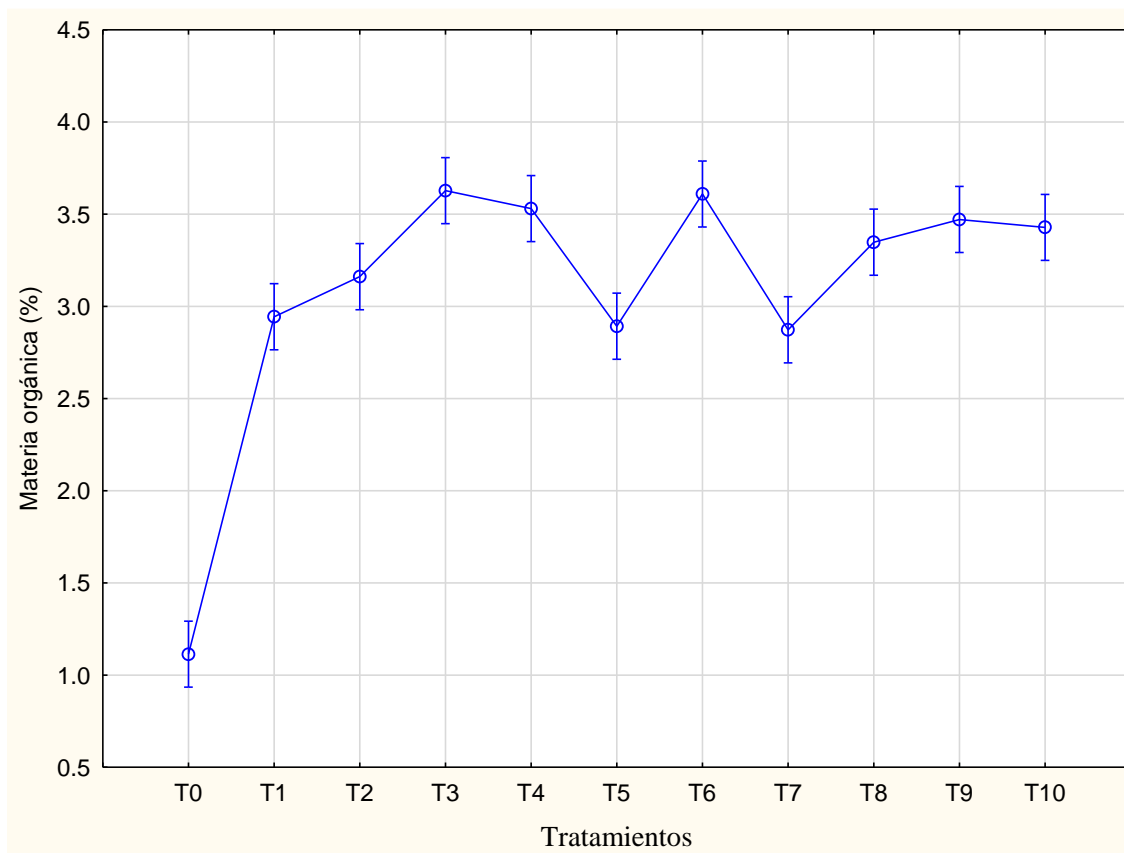


Figura 23. Comparación de medias de los tratamientos de materia orgánica (%)

En la Figura 23, se aprecia que el contenido de materia orgánica en el suelo fue mejorado a través de la aplicación de las enmiendas orgánicas. La nutri abonaza y humus de lombriz fueron equivalentes en el contenido de materia orgánica (Tabla 58) y en su capacidad para elevar la materia orgánica del suelo, pero la aplicación de compost al 100% (T3) y compost al 67% con humus de lombriz al 37% (T6) mostraron mayores valores de materia orgánica en el suelo (3.63 y 3.61%), debido al gran contenido de materia orgánica de estas enmiendas (Román et al., 2013).

La materia orgánica es un componente reactivo importante en suelos capaces de retener cationes metálicos, como cadmio (He et al., 2015).

Tabla 25. Análisis de varianza para la selección del modelo para la variable MO (%), $\alpha=0.05$

Modelo	SS Efecto	Df Efecto	MS Efecto	SS Error	Df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajust.
Lineal	0.844	2	0.422	1.890	27	0.070	6.031	0.007	0.309	0.258
Cuadrátic.	0.156	3	0.052	1.734	24	0.072	0.719	0.550	0.366	0.234
Cúbico especial	0.050	1	0.050	1.684	23	0.073	0.685	0.416	0.384	0.223
Total ajustado	2.734	29	0.094							

SS: *Sum of Squares* (Suma de cuadrados), MS: *Mean Square* (cuadrado medio), Df: *Degrees of freedom* (Grados de libertad), mezcla total: 1, 30 corridas

En la Tabla 25, se muestra que el modelo lineal tiene efecto estadístico significativo más próximo al valor del nivel de confianza ($p=0.007$) para el porcentaje de materia orgánica del suelo con plantación de cacao. El modelo lineal proporciona un ajuste adecuado a los datos.

Tabla 26. Ajuste general del modelo lineal, variable MO (%)

Source	SS	df	MS	F	P
Model	0.844191	2	0.422096	6.030876	0.006835
Total Error	1.889706	27	0.069989		
Lack of Fit	1.285906	7	0.183701	6.084823	0.000669
Pure Error	0.603800	20	0.030190		
Total Adjusted	2.733897	29	0.094272		

SS: *sum of square*, df: *degree of freedom*, MS: *Means square*

En la Tabla 26, se aprecia que el modelo lineal es estadísticamente significativo ($p<0.05$).

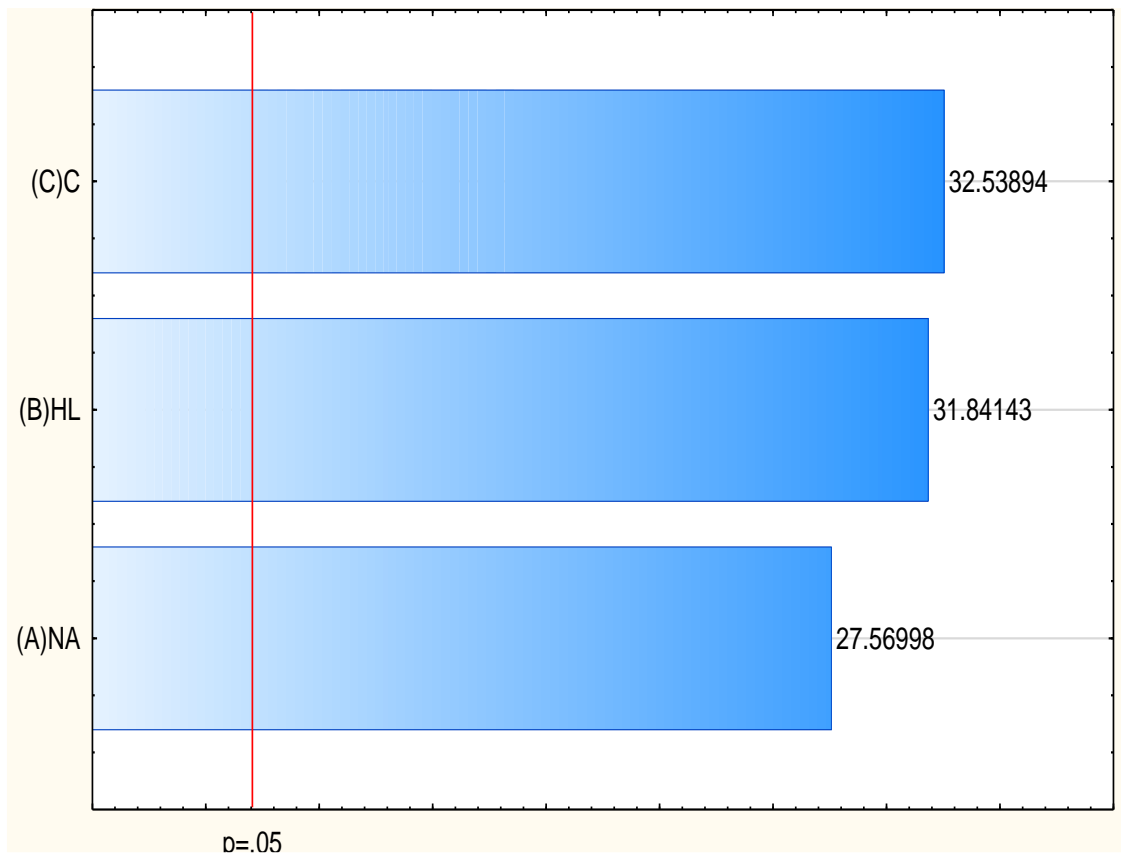


Figura 24. Diagrama de Pareto del porcentaje de materia orgánica del suelo, MS
Residual = 0.0699891

En la Figura 24, se observa la significancia estadística del efecto de las variables compost (C), humus de lombriz (HL) y nutri abonaza (NA) sobre el porcentaje de materia orgánica del suelo. Las variables C, HL y NA son estadísticamente significativas, por lo tanto tuvieron efecto en la variable materia orgánica. El compost fue la variable de mayor influencia en el porcentaje de materia orgánica en comparación con la nutri abonaza. Es decir, a mayores concentraciones de C se va obtener mejores resultados para MO en el suelo.

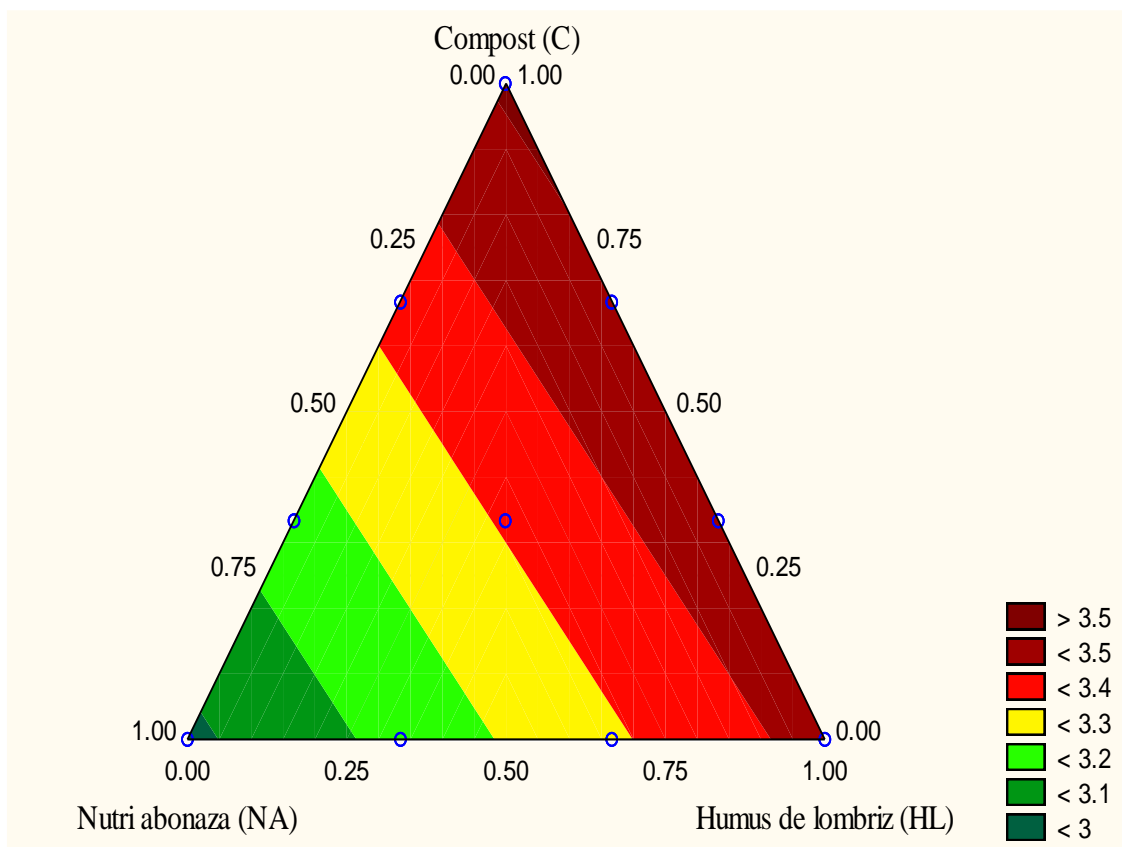


Figura 25. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la variable materia orgánica (%) en el suelo

En la Figura 25, se resume las proporciones de la mezcla mediante un gráfico triangular equilátero. Los mejores resultados se muestran en los T3, T2, T6 y T9. El porcentaje de materia orgánica del suelo se incrementa a mayores proporciones de la enmienda compost y a menores proporciones de la enmienda nutri abonaza. Resultados similares encontraron Xiao, Ouyang, Li & Ye (2017).

Tabla 27. Coeficiente para el modelo lineal de la variable materia orgánica (%) en el suelo

Factor	Coefficient Estimate	Standard Error	T(27)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A) NA	2.9777	0.1080	27.5700	0.0000	2.7561	3.1993
(B) HL	3.4390	0.1080	31.8414	0.0000	3.2174	3.6606
(C) C	3.5143	0.1080	32.5389	0.0000	3.2927	3.7359

$R^2=30.88\%$, R^2 ajustado= 25.76% , MS Residual = 0.0699891

La ecuación del modelo lineal para el variable MO (%) se presenta a continuación:

$$MO(\%) = 2.98 * NA + 3.44 * HL + 3.51 * C$$

El coeficiente de la enmienda compost es mayor que la de humus de lombriz y la de nutri abonaza; por ello, la enmienda compost origina el máximo porcentaje de materia orgánica del suelo con plantación de cacao. Los resultados muestran que las enmiendas compost y humus de lombriz son los más recomendables para mayores porcentajes de materia orgánica en el suelo.

La materia orgánica tiene incidencia sobre propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo y da lugar a múltiples interrelaciones (Porta et al., 2003).

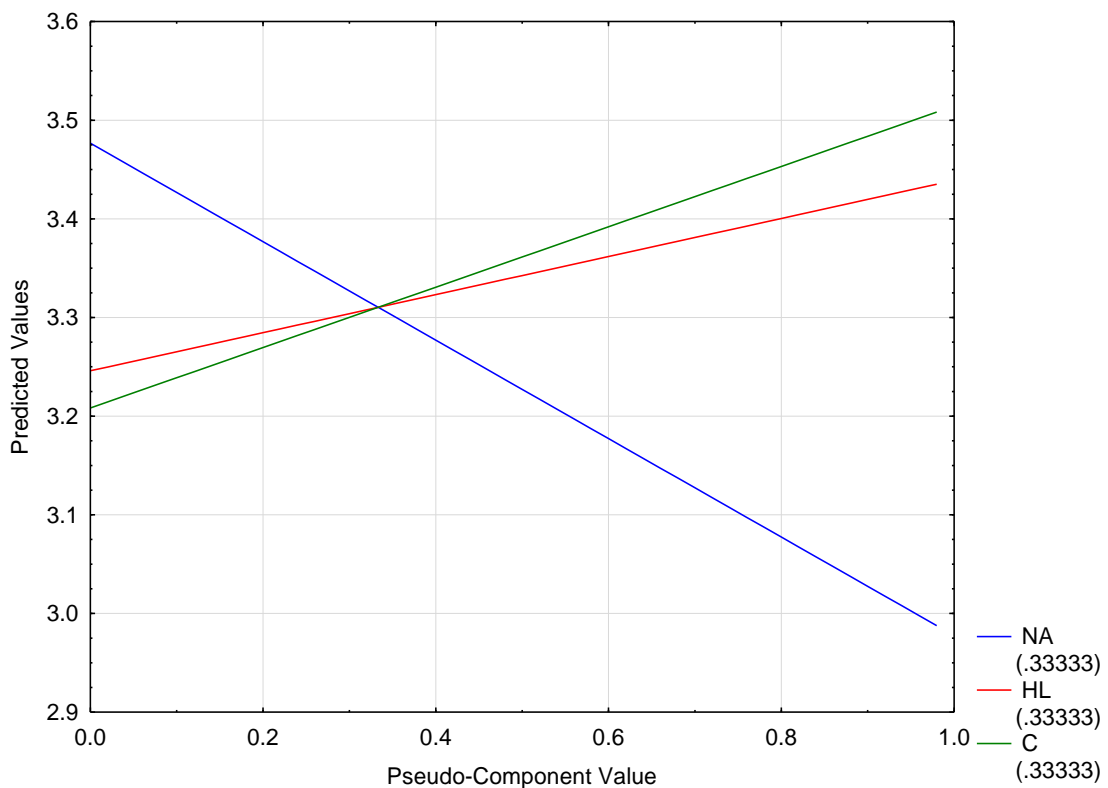


Figura 26. Gráfica de los efectos de los componentes para examinar el efecto de cada componente sobre la respuesta, modelo lineal, variable MO (%), $R^2 = 0.3088$, R^2 ajust. = 0.2576

Con las enmiendas humus de lombriz y compost se pueden obtener mayores porcentajes de materia orgánica en el suelo.

4.2.3. Efecto de las enmiendas orgánicas en la capacidad de intercambio catiónico

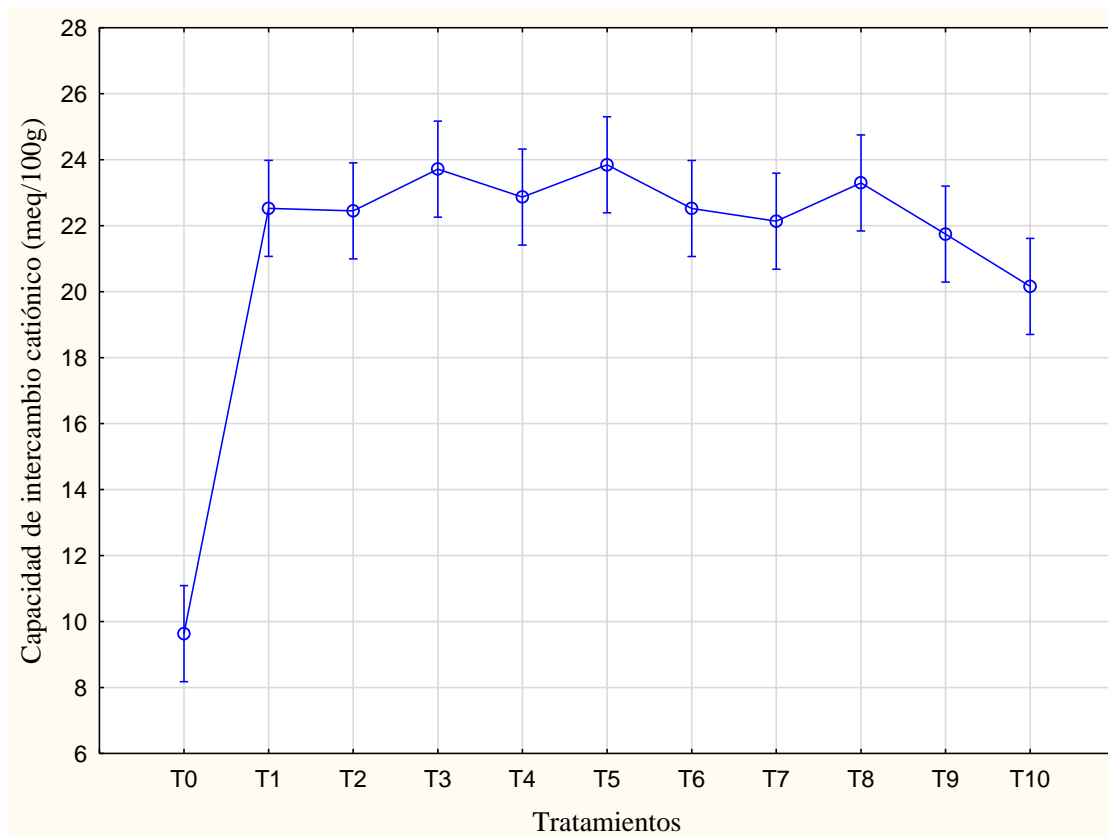


Figura 27. Comparación de medias de los tratamientos para CIC (meq/100g)

La capacidad de intercambio catiónico en el suelo fue modificada por las enmiendas adicionadas al suelo. Altas concentraciones de capacidad de intercambio catiónico se encontraron en los tratamientos (5 y 3) (23.85 y 23.71 meq/100g). El T5 está compuesta por 67% de compost + 33% de nutri abonaza y el T3 por 100% de compost.

La capacidad de intercambio catiónico, es la capacidad que poseen los coloides del suelo para retener o intercambiar cationes. Entre más alta sea la CIC es mayor la cantidad de cationes que pueden ser retenidos en la fase coloidal (Azevedo et al., 2003).

La materia orgánica acrecienta la capacidad de intercambio catiónico (Durán-Ramírez et al., 2013). La CIC del suelo con plantación de cacao debe ser superior a 12 meq/100g. La CIC es un factor importante que influye en la movilidad de Cd en el suelo (He et al., 2015). La CIC está directamente relacionado con la capacidad del suelo de

adsorber metales pesados como el cadmio; un suelo que posee una capacidad de intercambio catiónico elevada ostenta más lugares de intercambio en la fracción coloidal del suelo, los que estarán disponibles para la retención y adsorción de metales (Silveira, Alleoni, & Guilherme, 2003). Los suelos que presentan alta capacidad de intercambio catiónico, dan como resultado la inmovilización de los metales pesados por quedar estos retenidos por adsorción al complejo coloidal del suelo (Callirgos-Rodríguez, 2014). En general, cuanto mayor es la capacidad de intercambio catiónico, mayor es la capacidad de retener los metales pesados como el cadmio.

Tabla 28. Análisis de varianza de ajuste secuencial de modelos de complejidad creciente para CIC (meq/100g), $\alpha=0.05$

Modelo	SS	Df	MS	SS Error	Df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajust.
Lineal	6.15	2	3.08	57.51	27	2.13	1.44	0.25	0.10	0.03
Cuadrática	11.16	3	3.72	46.36	24	1.93	1.93	0.15	0.27	0.12
Cúbico especial	13.05	1	13.05	33.30	23	1.45	9.01	0.01	0.48	0.34
Total ajustado	63.67	29	2.20							

SS: Suma de cuadrados, MS: medias cuadráticas, Df: Grados de libertad

Para decidir cuál de los modelos de complejidad creciente proporciona un ajuste lo suficientemente bueno para los datos observados, se compararon los modelos de manera jerárquica. El ajuste del modelo cúbico especial fue significativo ($p<0.05$) y predictivo.

Tabla 29. Ajuste general del modelo cúbico especial, variable CIC (meq/100g)

Source	SS	Df	MS	F	P
Model	30.36277	6	5.060461	3.494885	0.013249
Total Error	33.30313	23	1.447962		
Lack of Fit	1.01580	3	0.338599	0.209741	0.888454
Pure Error	32.28733	20	1.614367		
Total Adjusted	63.66590	29	2.195376		

El modelo cúbico especial es estadísticamente significativo ($p<0.05$). Asimismo, el ajuste del modelo es significativo y por lo tanto es predictivo.

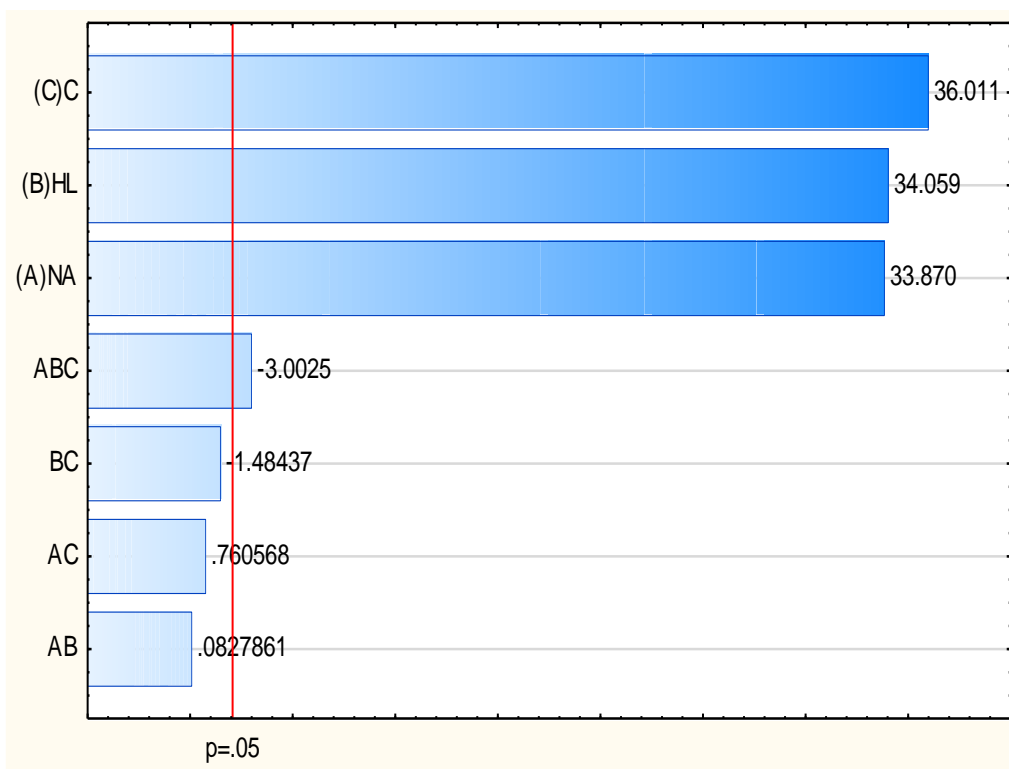


Figura 28. Diagrama de Pareto para la variable Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) (meq/100g), MS Residual 1.447962

En la Figura 28, se observa la significancia estadística en un orden decreciente de los componentes compost (C), Humus de lombriz (B) y nutri abonaza (A) solas y mezcladas para la variable capacidad de intercambio catiónico CIC (meq/100g). Tanto la mezclas puras de compost (C), Humus de lombriz (B) y nutri abonaza (A) como la mezcla de estos tres componentes (ABC) son estadísticamente significativos, lo que implica que estos componentes son determinantes en la concentración de la CIC. Sin embargo, a menor concentración de la interacción de los componentes ABC se obtiene mayor concentración de CIC. Las mezclas binarias (BC, AC y AB) no han sido estadísticamente significativos a un nivel de significancia de 0.05.

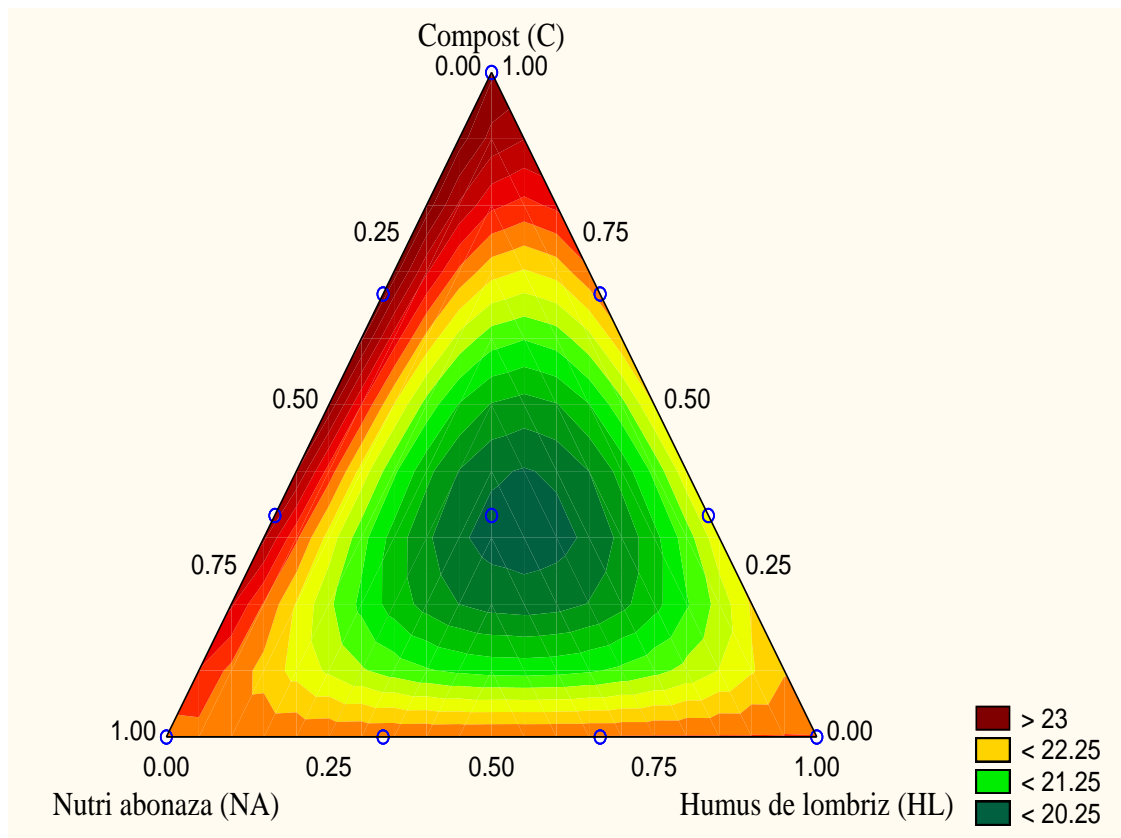


Figura 29. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la CIC (meq/100g)

En la Figura 29, se aprecia que las proporciones de 0.00-0.70 de NA, 00-0.15 de HL y 0.20-1.00 de C, son las mejores proporciones de mezclas para la obtención de mayores valores para CIC (meq/100 g). Los suelos con CIC alta son menos susceptibles a la lixiviación de cationes como potasio (K^+), magnesio (Mg^{2+}) y otros cationes (*Cornell University Cooperative Extension, 2017*).

Las sustancias húmicas tienen 3–15 $Cmolc/kg$ de CIC. Esta propiedad química de los compost hace que aumente el pH y los sitios negativos en el suelo (Kim et al., 2017).

Tabla 30. Coeficiente del modelo cúbico especial de la CIC (meq/100g) del suelo

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(23)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A) NA	22.38	0.66	33.87	0.00	21.02	23.75
(B) HL	22.51	0.66	34.06	0.00	21.14	23.87
(C) C	23.80	0.66	36.01	0.00	22.43	25.16
AB	0.26	3.09	0.08	0.93	-6.13	6.65
AC	2.35	3.09	0.76	0.45	-4.04	8.74
BC	-4.58	3.09	-1.48	0.15	-10.97	1.80
ABC	-68.01	22.65	-3.00	0.01	-114.87	-21.15

R²=47.69%, R² ajustado=34.04%, MS Residual = 1.447962

$$CIC \left(\frac{meq}{100g} \right) = 22.38 * NA + 22.51 * HL + 23.80 * C - 68.01 * NA * HL * C$$

La enmienda compost es la que genera mayor capacidad de intercambio catiónico en el suelo, seguido por la enmienda humus de lombriz y nutri abonaza. Es decir, a mayores concentraciones de compost se va obtener mayores concentraciones de CIC en el suelo. La interacción de los componentes nutri abonaza (NA), humus de lombriz (HL) y Compost (C) tienen efectos de mezclado antagónicos; es decir, a menor interacción de las tres enmiendas se obtiene mayores concentraciones de CIC en el suelo.

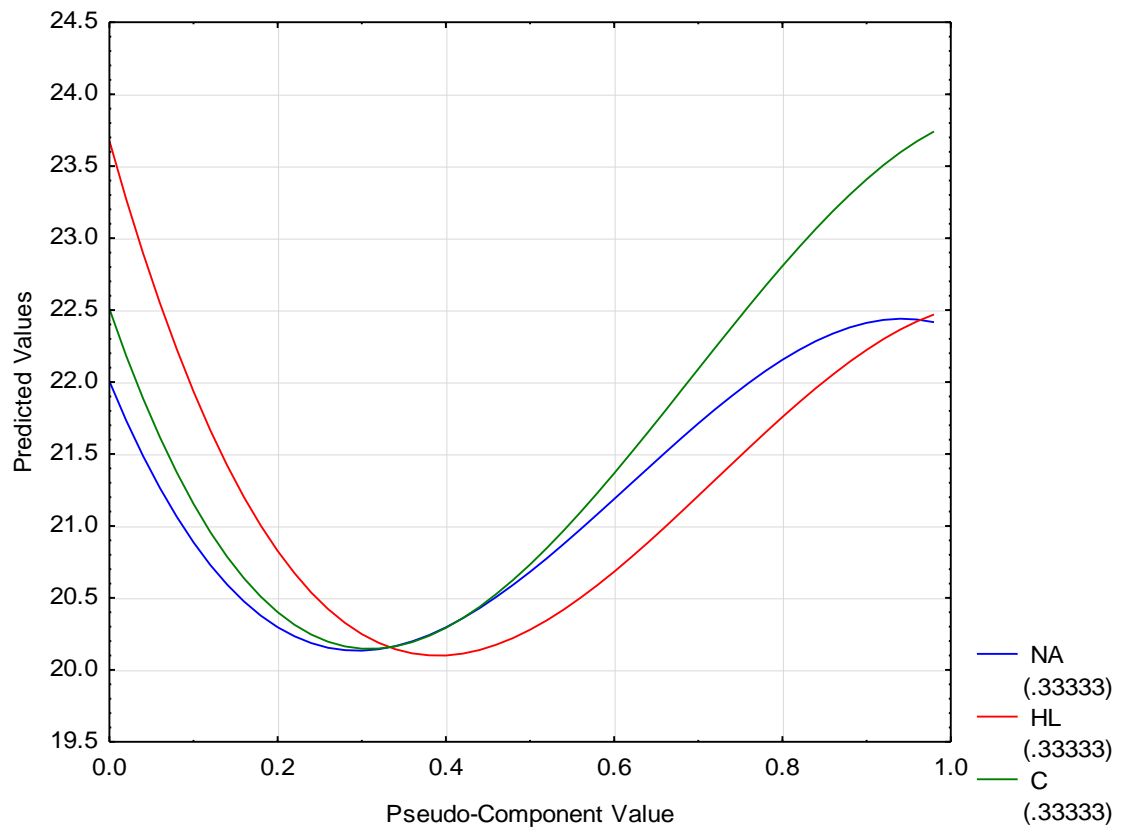


Figura 30. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo especial cúbico, variable de respuesta CIC (meq/100g), $R^2 = 0.4769$, R^2 ajust. = 0.3404

4.2.4. Efecto de las enmiendas orgánicas en Nitrógeno Total

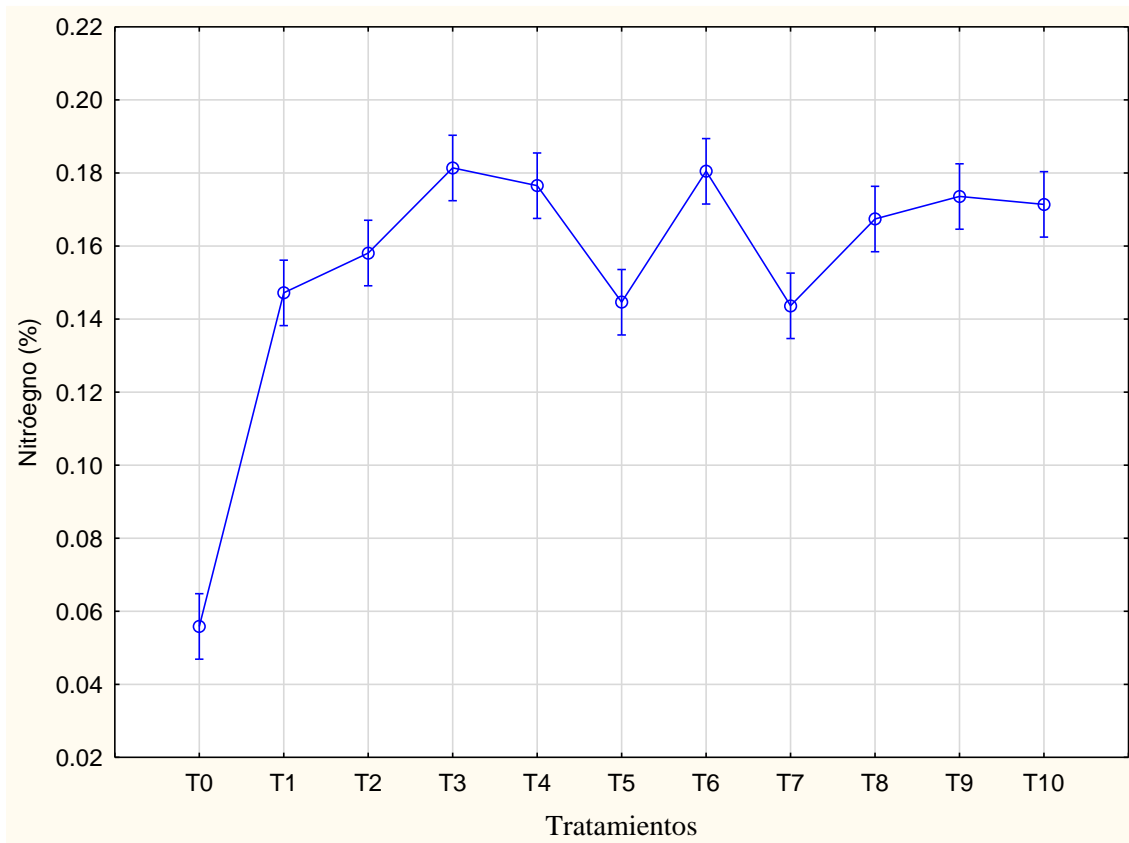


Figura 31. Comparación de medias de los tratamientos para N total (%)

Los tratamientos 3 (100% compost), 6 (67% compost + 37% humus de lombriz) y 4 (33% NA + 67%HL) condujeron a los mayores porcentaje de nitrógeno total en el suelo. Todos los tratamientos incrementaron el nitrógeno total debido a que el compost, humus de lombriz y nutri abonaza (gallinaza compuesta) aportan este nutriente (Durán-Ramírez et al., 2013). El nitrógeno presente en el compost tiene una doble función. Una pequeña proporción puede utilizarse para la nutrición de las plantas. La mayor proporción del nitrógeno está orgánicamente retenido o limitado en cuanto a su disponibilidad, y su uso en su mayor parte es para la producción de humus (Álvarez, 2007).

Tabla 31. ANOVA para la selección del modelo para la variable N total (%), $\alpha=0.05$

Modelo	SS	df	MS	SS Error	df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajust.
Lineal	0.003	2	0.001	0.005	27	0.000	7.353	0.003	0.353	0.305
Cuadrático	0.001	3	0.000	0.004	24	0.000	1.051	0.388	0.428	0.309
Cúbico especial	0.000	1	0.000	0.004	23	0.000	0.129	0.723	0.431	0.283
Total ajust.	0.007	29	0.000							

SS: Suma de cuadrados, MS: medias cuadráticas, Df: Grados de libertad

En la Tabla 31, se observa que el modelo lineal se ajusta mejor a los datos de N total (%).

Tabla 32. Ajuste general del modelo lineal, variable N total (%)

Source	SS	df	MS	F	P
Model	0.002520	2	0.001260	7.353026	0.002823
Total Error	0.004627	27	0.000171		
Lack of Fit	0.003227	7	0.000461	6.585034	0.000409
Pure Error	0.001400	20	0.000070		
Total Adjusted	0.007147	29	0.000246		

En la Tabla 32, se aprecia que el modelo lineal es estadísticamente significativo ($P=0.002823<0.05$).

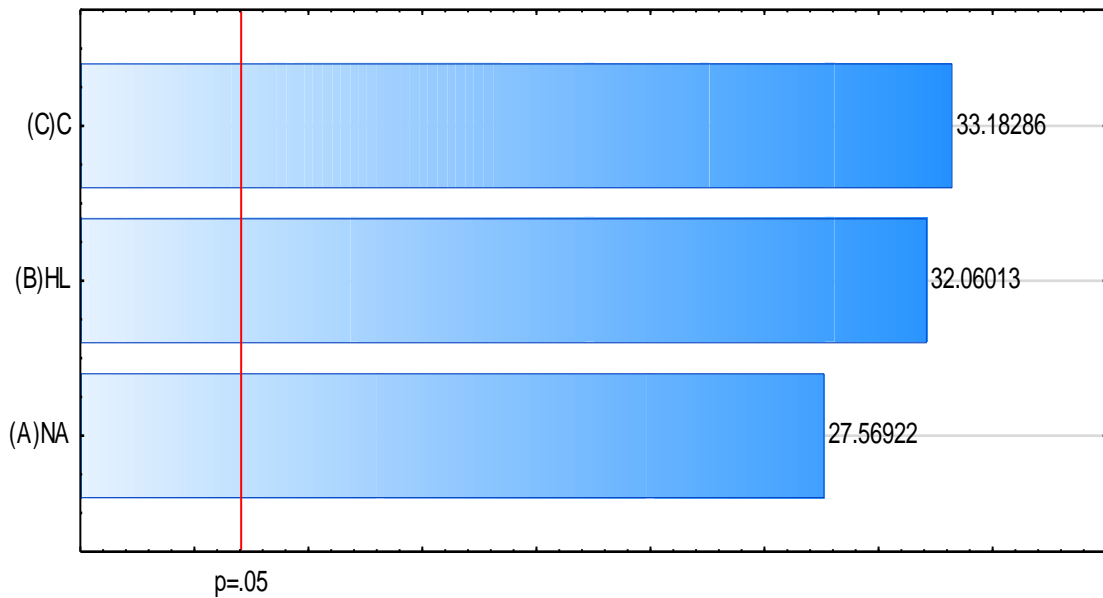


Figura 32. Diagrama de Pareto de la variable nitrógeno total (%), MS Residual = 0.0001714

En la Figura 32, se observa la significancia estadística del efecto de las variables compost (C), humus de lombriz (HL) y nutri abonaza (NA). Estas variables son estadísticamente significativas ($\alpha = 0.05$), por lo que cruzan la línea de referencia. A mayores concentraciones de compost se obtuvieron mayores porcentajes de nitrógeno total en el suelo.

El nitrógeno total es la sumatoria de las diversas formas de nitrógeno orgánico e inorgánico.

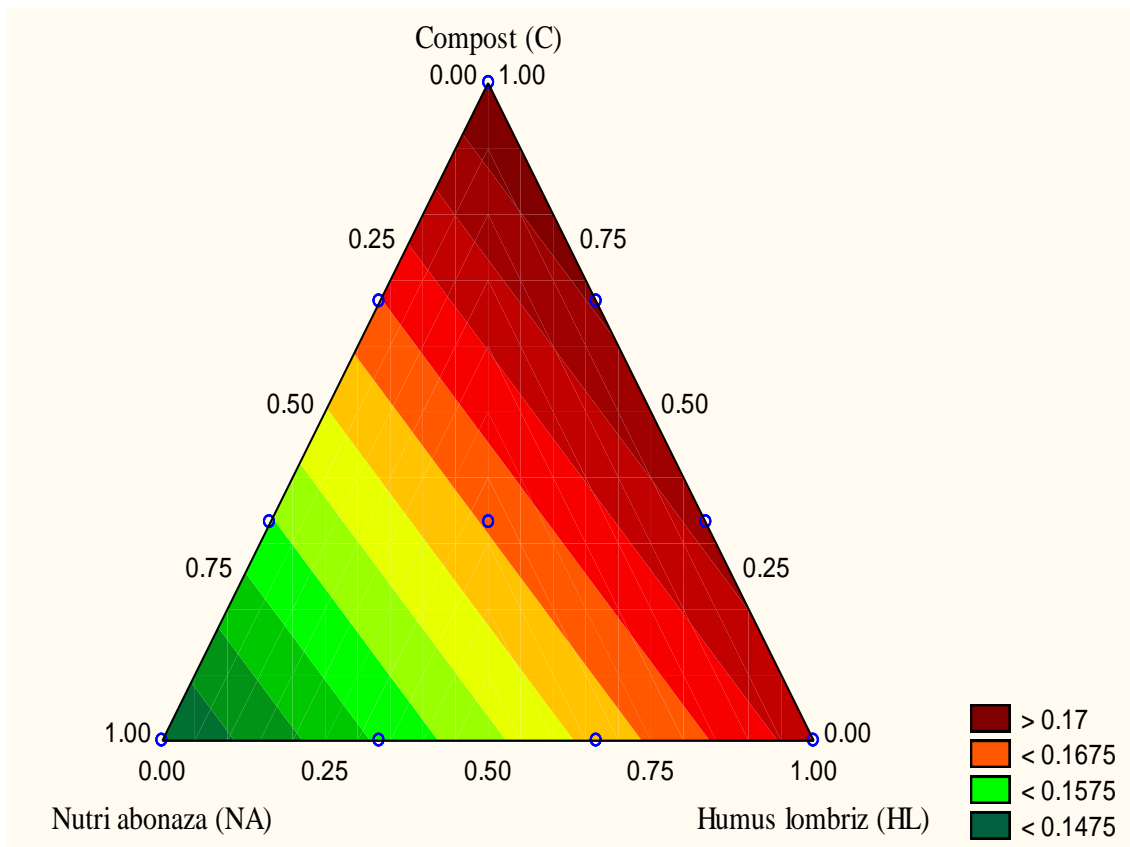


Figura 33. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Nitrógeno total (%)

La región de interés (valores mayores) es el color rojo rubí que contiene 1.7% de Nitrógeno total en el suelo. A menores concentraciones de NA y a mayores, de HL se obtienen mejores resultados.

La mayor concentración de N total en el suelo producto de la aplicación de las enmiendas orgánicas (NA, HL y C) se deriva del contenido de materia orgánica de estas enmiendas, es posible que al incrementarse los valores de pH de los suelos, se promueva una mayor actividad de las bacterias que transforman el N orgánico al inorgánico (Orozco y Muñoz, 2011).

Tabla 33. Coeficientes del modelo lineal del porcentaje de nitrógeno total en el suelo

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(27)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A) NA	0.15	0.01	27.57	0.00	0.14	0.16
(B) HL	0.17	0.01	32.06	0.00	0.16	0.18
(C) C	0.18	0.01	33.18	0.00	0.17	0.19

$R^2=35.26\%$, R^2 ajustado= 30.47% , MS Residual = 0.0001714

$$\text{Nitrógeno total (\%)} = 0.15 * \text{NA} + 0.17 * \text{HL} + 0.18 * \text{C}$$

La enmienda compost es la que genera mayor porcentaje de nitrógeno en el suelo, seguido por humus de lombriz y nutri abonaza.

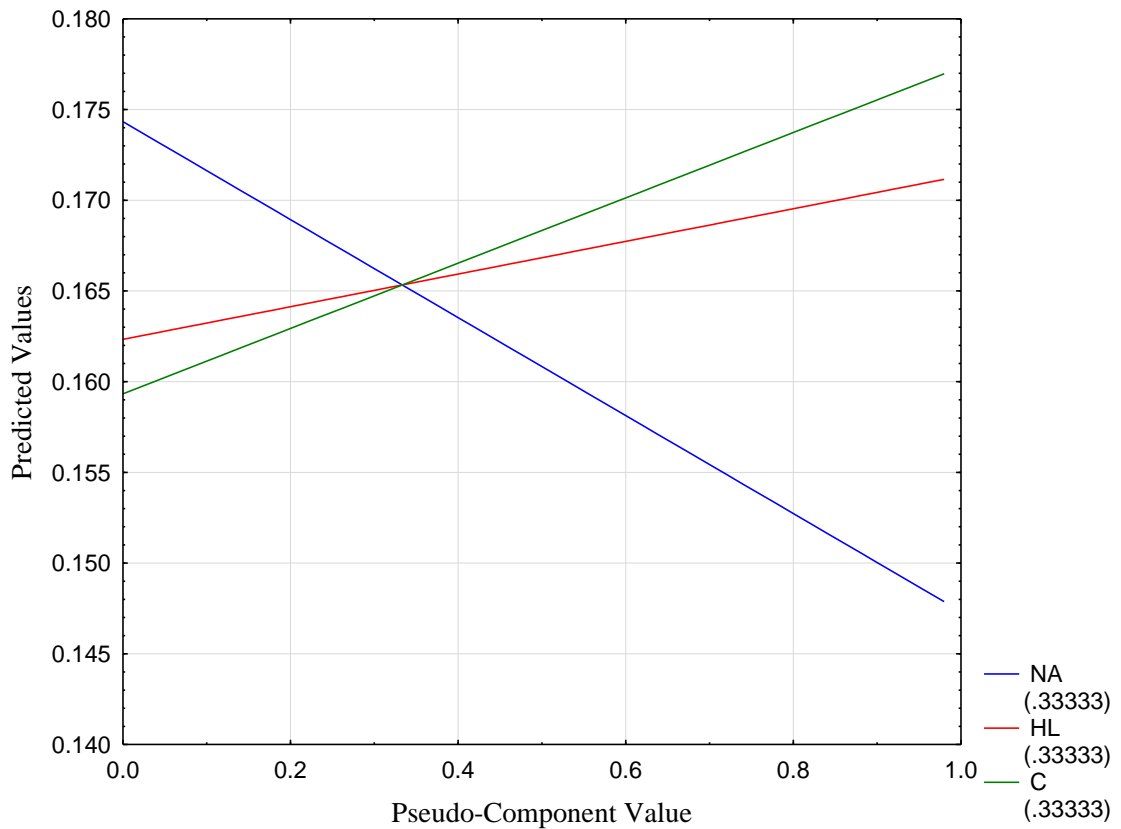


Figura 34. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable de respuesta N total (%), $R^2 = 0.3526$, R^2 ajust. = 0.3047

4.2.5. Efecto de las enmiendas orgánicas en fósforo disponible en el suelo

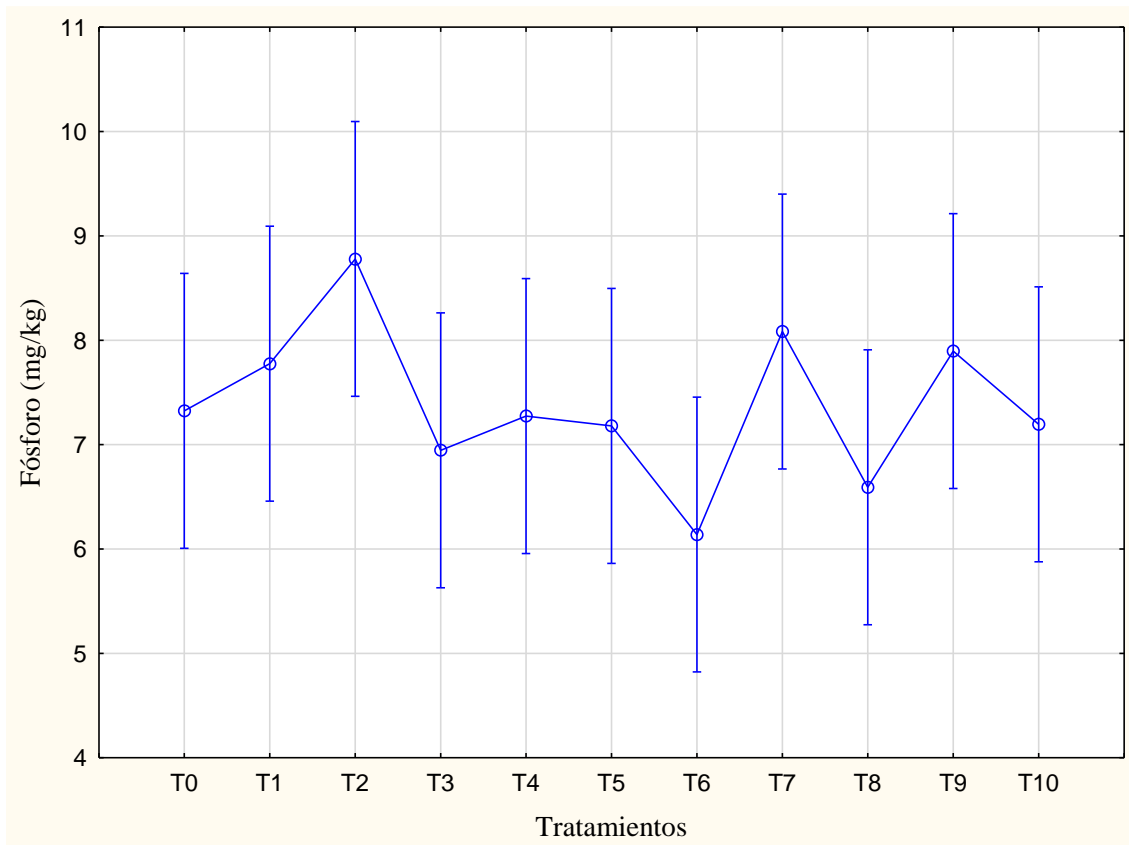


Figura 35. Comparación de medias de los tratamientos del fósforo disponible (mg/kg) en el suelo

Mayores concentraciones de fósforo disponible en el suelo son aportadas por 100% de humus de lombriz (T2), 67% de NA + 33% de HL (T7), 67% de HL+33% de C (T9) y 100% de Nutri abonaza (T1). Sin embargo, en los otros tratamientos descendieron los niveles de fósforo disponible. La disponibilidad de fósforo disminuye en suelos frescos y húmedos.

Vázquez y Loli (2018) mencionan que la disponibilidad de fósforo en el suelo aumenta con la incorporación de enmiendas orgánicas. Sin embargo, en la investigación se encontró una ligera disminución de este elemento. La materia orgánica mejora la nutrición en fósforo, es posible que a través de favorecer el desarrollo de microorganismos que actúan sobre los fosfatos. Tal vez la formación de complejos

arcillo-húmicos o la quelatación contribuyan a solubilizar los fosfatos inorgánicos insolubles (Durán-Ramírez et al., 2013).

Tabla 34. ANOVA para la selección del modelo del fósforo, $\alpha=0.05$

Modelo	SS	df	MS	SS Error	df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajust.
Lineal	9.759	2	4.880	26.854	27	0.995	4.906	0.015	0.267	0.212
Cuadrático	0.548	3	0.183	26.307	24	1.096	0.167	0.918	0.282	0.132
Cúbico especial	2.154	1	2.154	24.152	23	1.050	2.051	0.166	0.340	0.168
Total ajust.	36.614	29	1.263							

El modelo lineal se ajusta a los datos de fósforo disponible ($p=0.015$, $R^2=26.7\%$).

Tabla 35. Ajuste general del modelo lineal, variable P disponible (mg/kg)

Source	SS	df	MS	F	P
Model	9.75945	2	4.879727	4.906181	0.015223
Total Error	26.85442	27	0.994608		
Lack of Fit	11.92308	7	1.703298	2.281508	0.070034
Pure Error	14.93133	20	0.746567		
Total Adjusted	36.61387	29	1.262547		

En la Tabla 35, se puede apreciar que *Lack of Fit* (Falta de ajuste) no es significativo ($p<0.05$). Por lo tanto, el ajuste del modelo es significativo.

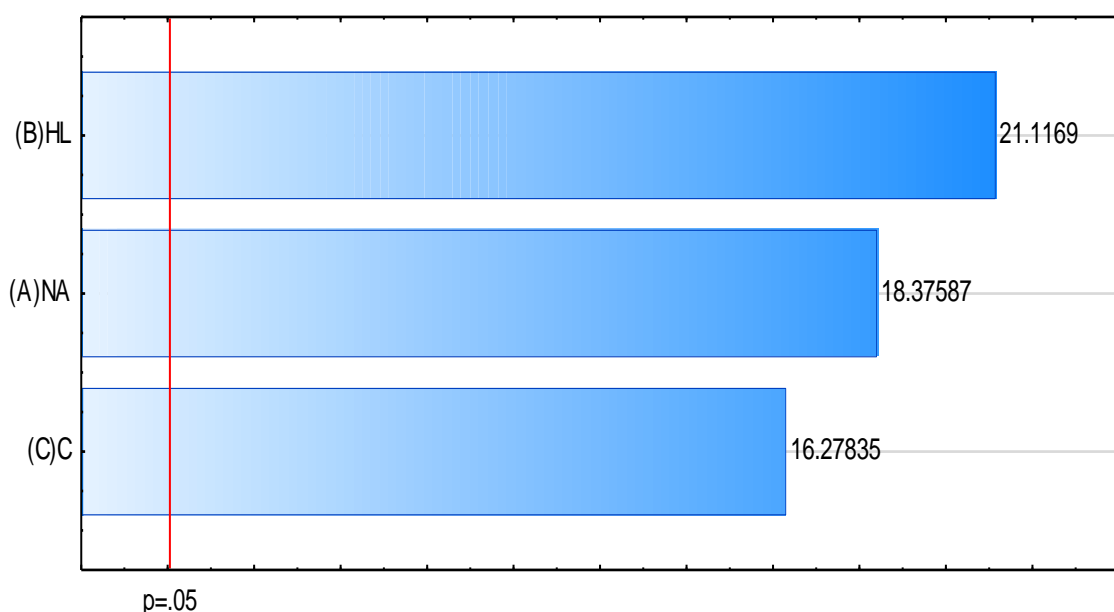


Figura 36. Diagrama de Pareto de la concentración de fósforo, MS Residual 0.994608

En la Figura 36, se observa la significancia estadística del efecto de las variables compost (C), Humus de lombriz (HL) y nutri abonaza (NA). Estas variables son estadísticamente significativas ($\alpha = 0.05$), están por encima o superior de la línea de referencia. Mayores concentraciones de cada una de las enmiendas generan altas concentraciones de fósforo disponible en el suelo.

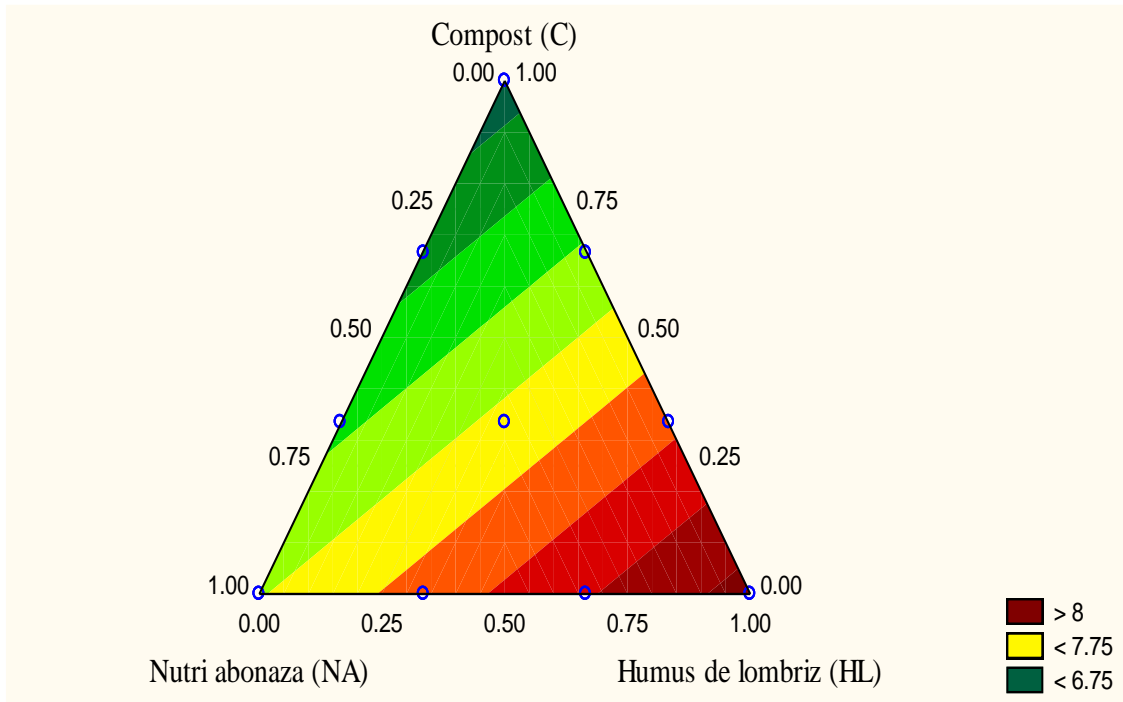


Figura 37. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta de la variable fósforo (mg/kg)

La región de interés (valores mayores) se encuentra entre el color naranja y rojo rubí. Esta región abarca fósforo disponible de 7.75 a 8 mg/kg en el suelo. Los mejores resultados se obtienen con humus de lombriz y compost.

Tabla 36. Coeficientes del modelo lineal de la variable fósforo (mg/kg)

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(27)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A) NA	7.48	0.41	18.38	0.00	6.65	8.32
(B) HL	8.60	0.41	21.12	0.00	7.76	9.43
(C) C	6.63	0.41	16.28	0.00	5.79	7.46

$R^2=26.66\%$, R^2 ajustado= 21.22% , MS Residual = 0.994608

$$\text{Fósforo } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}}\right) \text{ en suelo} = 7.48 * \text{NA} + 8.60 * \text{HL} + 6.63 * \text{C}$$

La enmienda humus de lombriz genera mayor concentración de fósforo en el suelo.

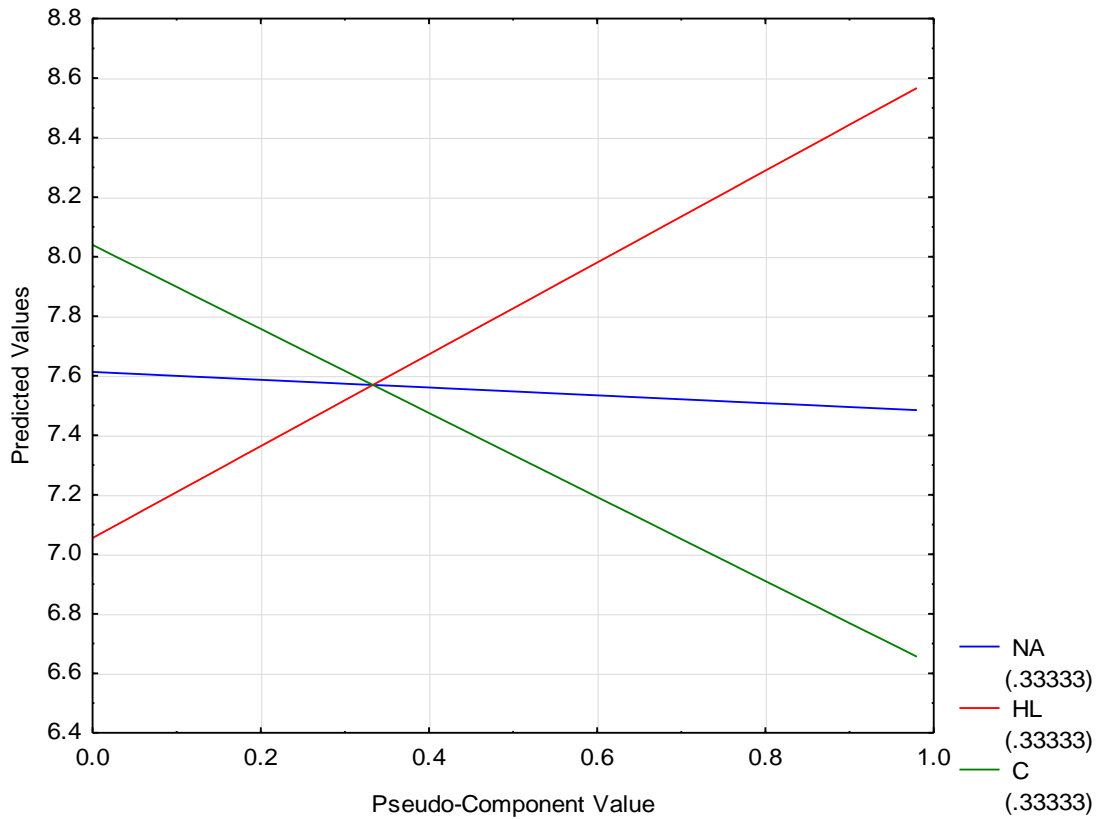


Figura 38. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable fósforo disponible (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.2666$, R^2 ajust. = 0.2122

En la Figura 38 se puede apreciar que a mayores proporciones de compost se tiene menores concentraciones de Cd disponible en el suelo.

4.2.6. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre potasio disponible en el suelo

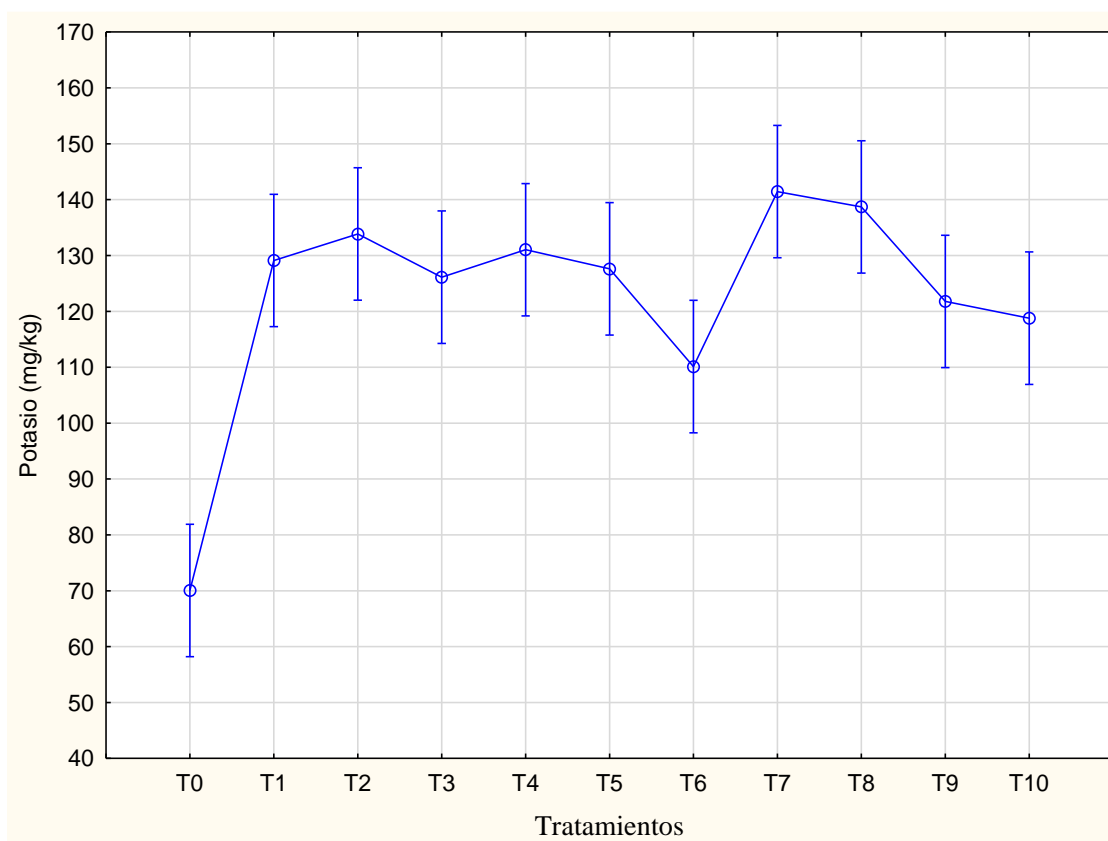


Figura 39. Comparación de medias de los tratamientos para el potasio disponible (mg/kg)

Se obtuvieron valores sustancialmente más altos de potasio disponible cuando se aplicaron las enmiendas orgánicas, en comparación con el suelo de control sin adición de enmienda. En el tratamiento 7, se obtuvo mayor concentración de potasio en comparación con todos los tratamientos.

La materia orgánica acrecienta el contenido de potasio. Parece que las sustancias húmicas aumentan la liberación de potasio fijado a las arcillas (Durán-Ramírez et al., 2013).

Tabla 37. ANOVA para la selección de modelo de la variable Potasio disponible (mg/kg) en el suelo, $\alpha=0.1$

Modelo	SS	df	MS	SS Error	df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajust.
Lineal	744.105	2	372.052	3413.014	27	126.408	2.943	0.070	0.179	0.118
Cuadrático	627.841	3	209.281	2785.173	24	116.049	1.803	0.173	0.330	0.190
Cubico especial	230.426	1	230.426	2554.747	23	111.076	2.074	0.163	0.385	0.225
Total ajustado	4157.119	29	143.349							

La Tabla 37 contiene resultados de pruebas jerárquicas de diferentes modelos de complejidad creciente para potasio disponible (mg/kg) en el suelo. El modelo que se ajusta a los datos de esta variable es el lineal ($p=0.07$, $R^2=18\%$).

Tabla 38. Ajuste general del modelo lineal, variable K disponible (mg/kg) en el suelo

Source	SS	Df	MS	F	P
Model	744.105	2	372.0524	2.943268	0.069770
Total Error	3413.014	27	126.4079		
Lack of Fit	1493.594	7	213.3705	2.223280	0.076269
Pure Error	1919.421	20	95.9710		
Total Adjusted	4157.119	29	143.3489		

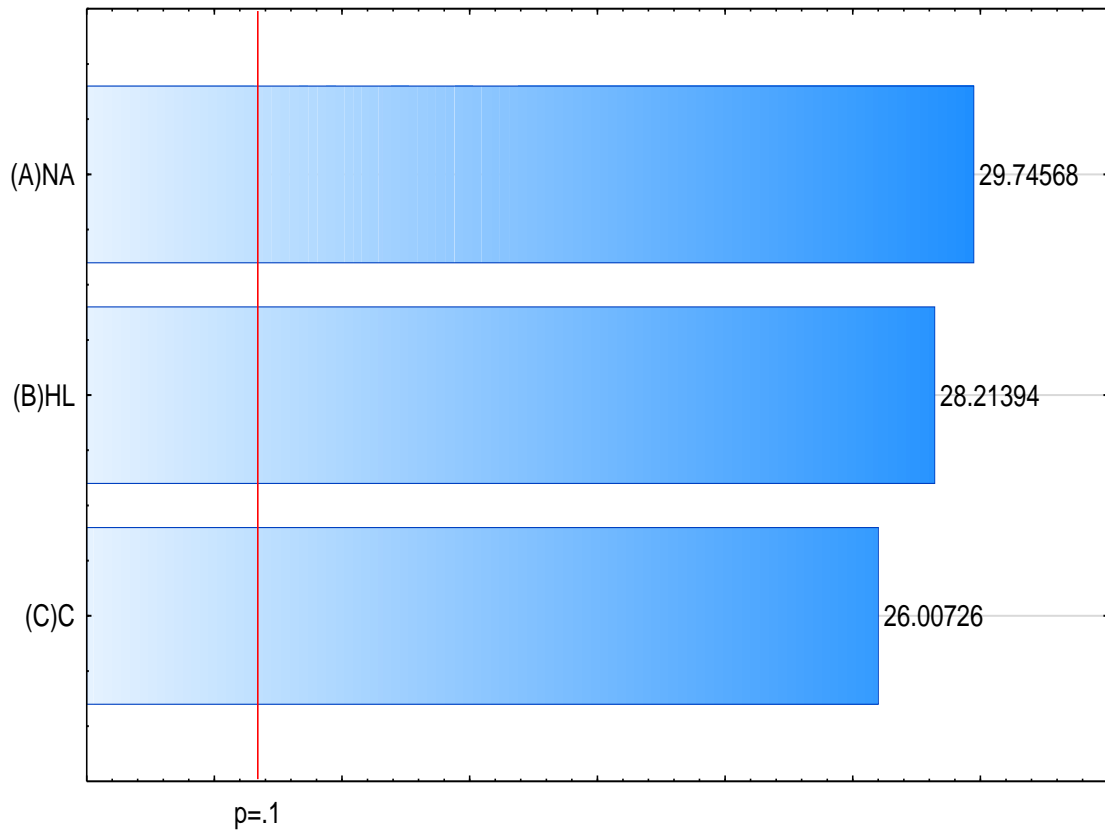


Figura 40. Diagrama de Pareto de la concentración de potasio (mg/kg), MS Residual = 126.4079

En la Figura 40, se observa que los componentes nutri abonaza (A), humus de lombriz (B) y compost (C) son estadísticamente significativas, por lo que cruzan la línea de referencia. La variable de mayor influencia en la concentración de potasio en el suelo es la enmienda nutri abonaza.

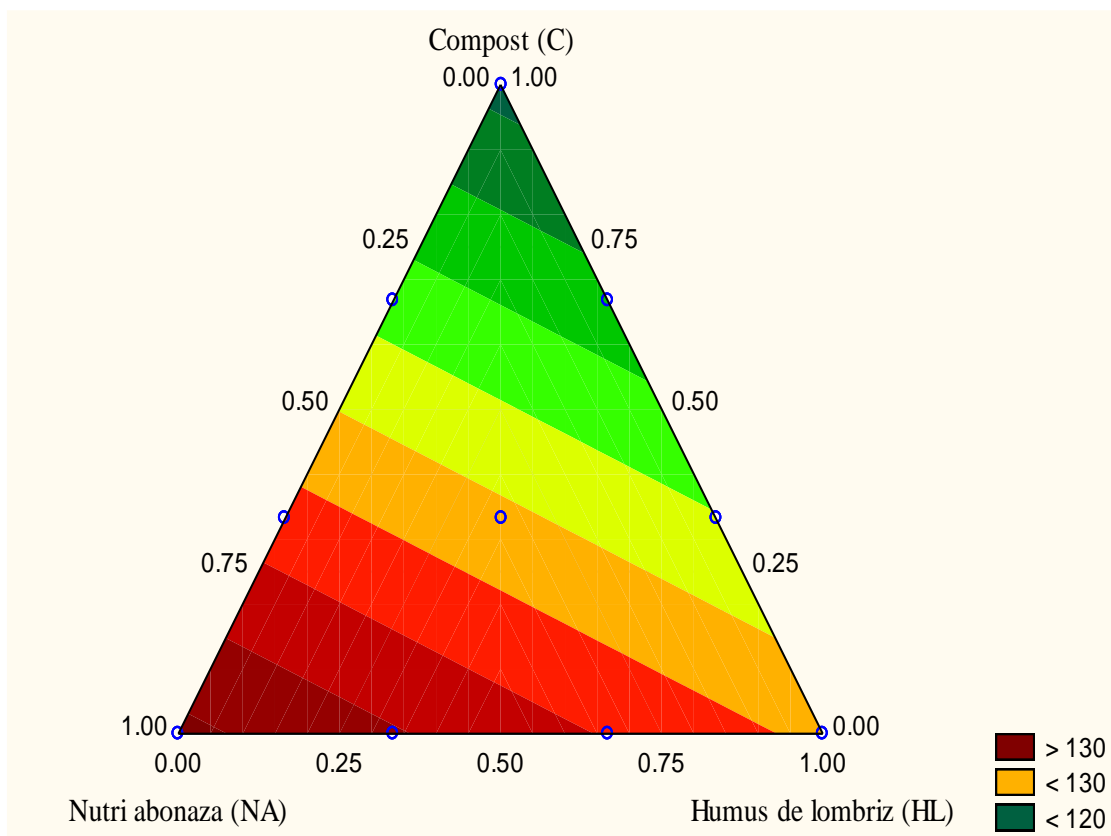


Figura 41. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del potasio disponible (mg/kg) en el suelo

En la Figura 41, se muestra que a medida que uno se mueve a lo largo de los lados del triángulo que se muestra en el plano horizontal, las combinaciones de los tres componentes cambian; sin embargo su suma siempre permanece igual (debido a la forma triangular del plano). La superficie que se muestra indica que cuanto más nutri abonaza (NA) haya en la mezcla, mayor será el potasio disponible en el suelo. La superficie es completamente lineal.

Tabla 39. Coeficiente para modelo lineal de la variable potasio disponible en el suelo

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(27)	P	-90. % Cnf.Limt	+90. % Cnf.Limt
(A) NA	136.53	4.59	29.75	0.00	128.71	144.35
(B) HL	129.50	4.59	28.21	0.00	121.68	137.32
(C) C	119.37	4.59	26.01	0.00	111.55	127.19

$R^2 = 17.90\%$, R^2 ajustado = 11.82%, MS Residual = 126.4079

$$\text{Potasio } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = 136.53 * \text{NA} + 129.50 * \text{HL} + 119.37 * \text{C}$$

La enmienda que mayor influencia tiene en la disponibilidad de potasio en el suelo es la nutri abonaza, seguido por el humus de lombriz y compost.

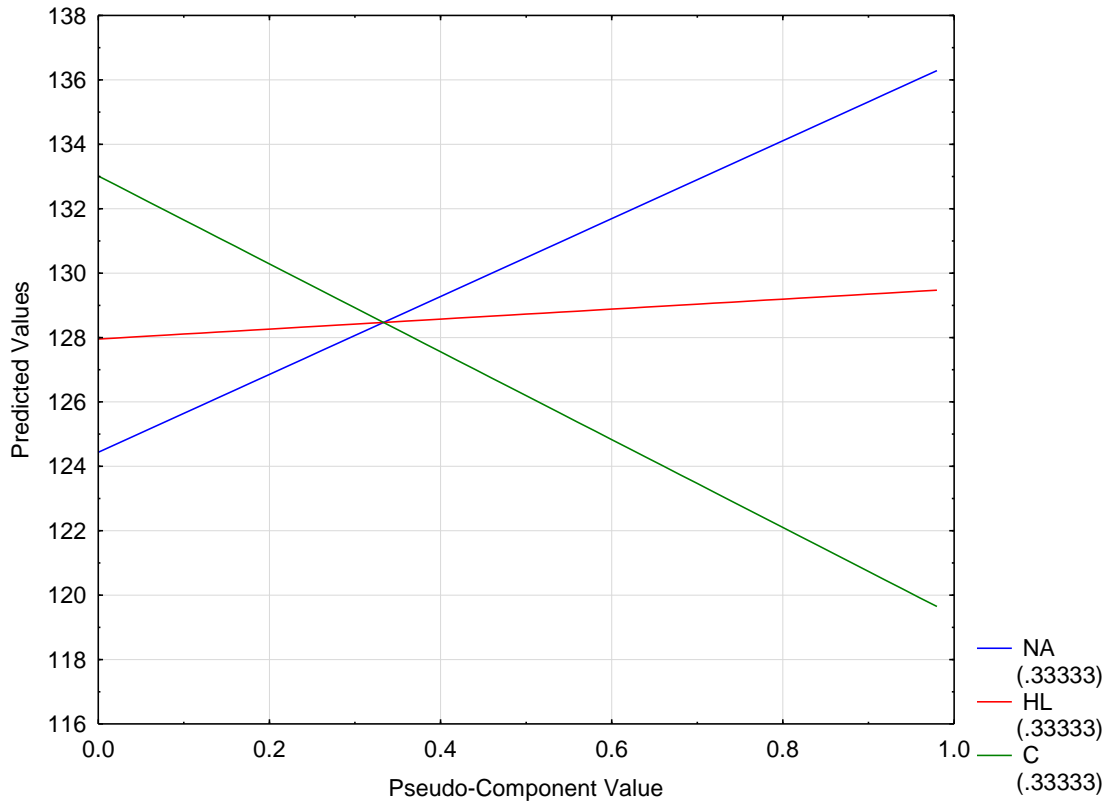


Figura 42. Gráfica de los efectos de los componentes, modelo lineal, variable K disponible (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.179$, R^2 ajust. = 0.1182

Mayores valores de K disponible en el suelo se alcanzan con mayores proporciones de la enmienda humus de lombriz.

4.2.7. Efecto de las enmiendas orgánicas en las concentraciones de cadmio total en el suelo

Las concentraciones pseudo-totales de cadmio en el suelo cambiaron significativamente por la aplicación de las enmiendas orgánicas solas y mixtas, en comparación con el suelo de control sin adición de enmiendas (Tabla 21).

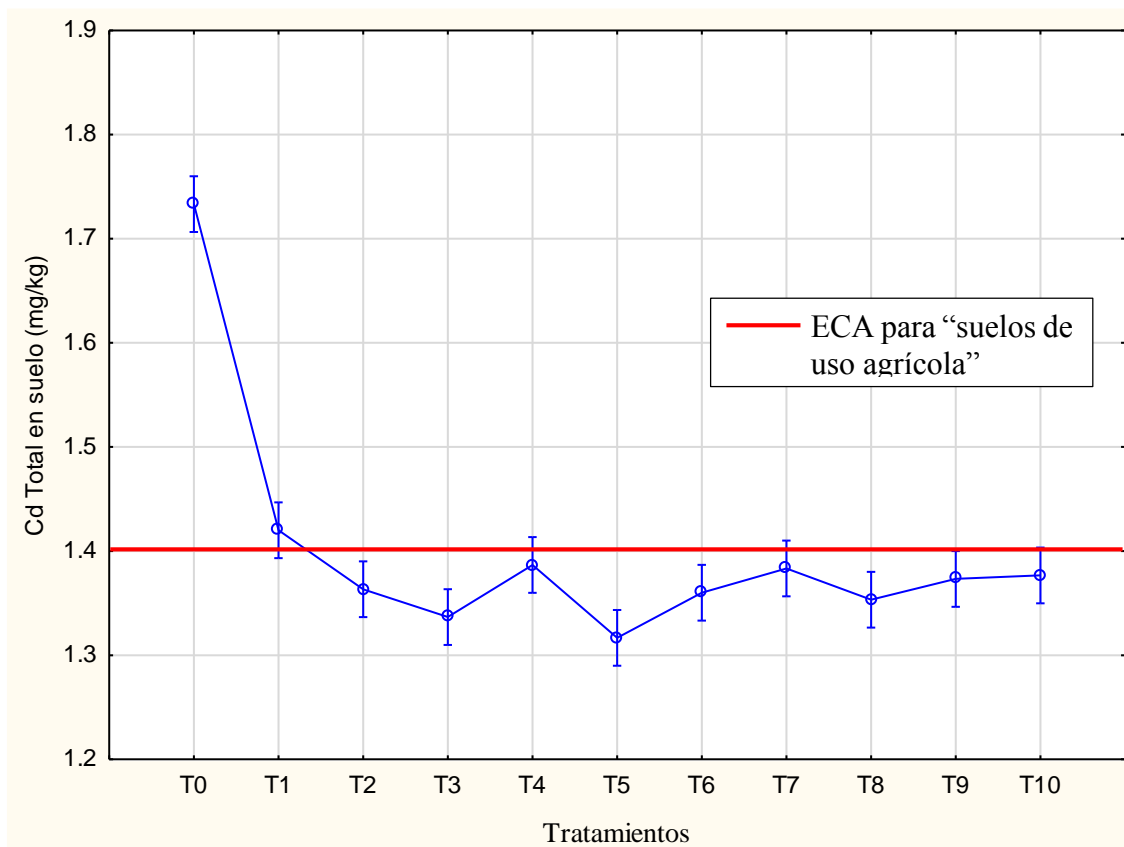


Figura 43. Comparación de medias de los tratamientos con enmiendas orgánicas del cadmio total en el suelo

El suelo sin adición de enmienda (T0) representaba un riesgo potencial ($Cd > 1.4$ mg/kg de suelo seco). Las concentraciones de Cd total en las muestras de suelo con tratamiento están dentro de los valores del ECA para uso del suelo agrícola ($Cd < 1.4$ mg/kg), a excepción del tratamiento 1 (nutri abonaza al 100%). Sin embargo, todas las enmiendas tuvieron efecto en la disminución de cadmio en el suelo.

Al incrementar el pH en el suelo, el cadmio es removido y adsorbido por los coloides del suelo, restringiendo su movilidad y biodisponibilidad (He et al., 2015).

Selección del modelo apropiado para el contenido de cadmio total en el suelo

Tabla 40. Análisis de Varianza para Cd total en el suelo, $\alpha=0.05$

Modelo	SS	Df	MS	SS Error	Df Error	MS Error	F	P	R ²	R ² ajustado
Lineal	0.013	2	0.007	0.019	27	0.001	9.541	0.001	0.414	0.371
Cuadrático	0.007	3	0.002	0.011	24	0.001	5.041	0.008	0.641	0.566
Cúbico especial	0.001	1	0.001	0.011	23	0.001	1.795	0.194	0.667	0.580
Total Ajust.	0.032	29	0.001							

SS: Suma de cuadrados, MS: medias cuadráticas, Df: Grados de libertad

El análisis de varianza, en el Diseño Simplex Látxice, reportó que los modelos lineales y cuadráticas son significativos y explican satisfactoriamente el efecto de la nutri abonaza, humus de lombriz y compost en la concentración de cadmio total en el suelo. Sin embargo, el modelo cuadrático fue elegido por tener el efecto estadístico significativo más próximo al valor del nivel de confianza ($p = 0.008$) y por poseer un elevado coeficiente de determinación ($R^2 = 64.06\%$).

Tabla 41. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd total (mg/kg) en el suelo

Source	SS	Df	MS	F	P
Model	0.020261	5	0.004052	8.554339	0.000092
Total Error	0.011369	24	0.000474		
Lack of Fit	0.001636	4	0.000409	0.840183	0.515918
Pure Error	0.009733	20	0.000487		
Total Adjusted	0.031630	29	0.001091		

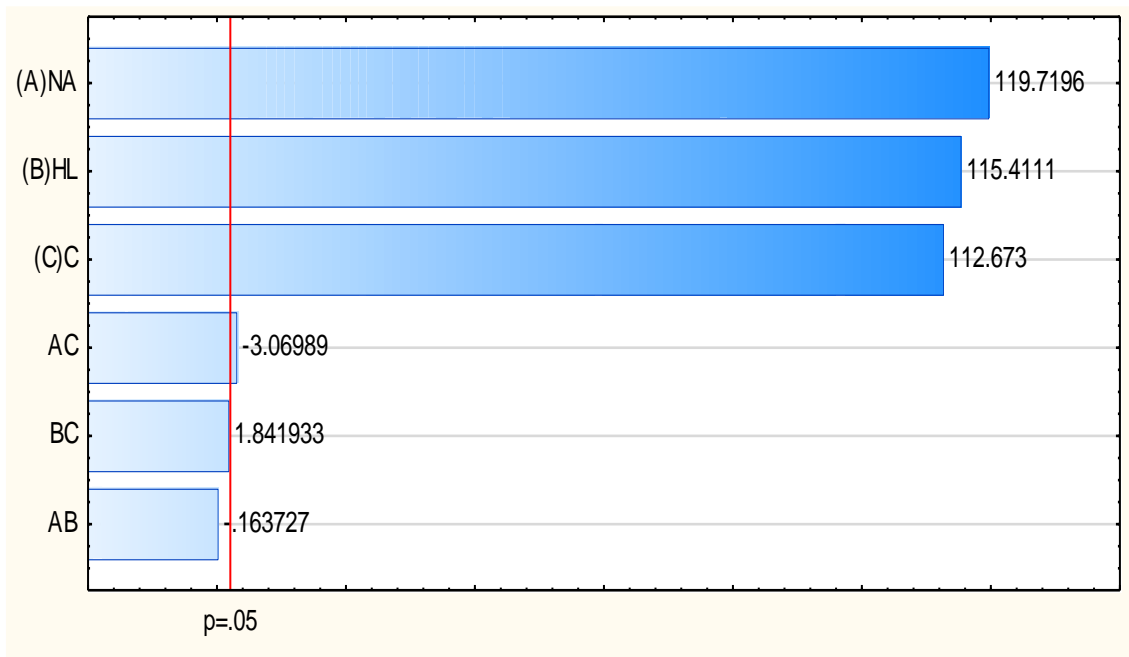


Figura 44. Diagrama de Pareto para Cd total (mg/kg) en el suelo, MS (media cuadrática)
Residual = 0.0004737

En la Figura 44, se puede apreciar un Diagrama de Pareto para la variable Cd total en el suelo, donde las variables nutri abonaza (A), humus de lombriz (B), compost (C) y la combinación de nutri abonaza y compost (AC) fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$). Por otro lado, la combinación binaria de humus de lombriz con compost (BC) y nutri abonaza con humus de lombriz (AB) fueron variables no significativas en el tratamiento. Las mezclas puras (mezclas que son 100% de un solo componente) de las enmiendas nutri abonaza, humus de lombriz y compost tuvieron un efecto significativo en la mayor concentración de cadmio total en el suelo. Por otro lado, a mayores concentraciones de la combinación binaria de nutri abonaza + compost, es menor la concentración de cadmio total en el suelo.

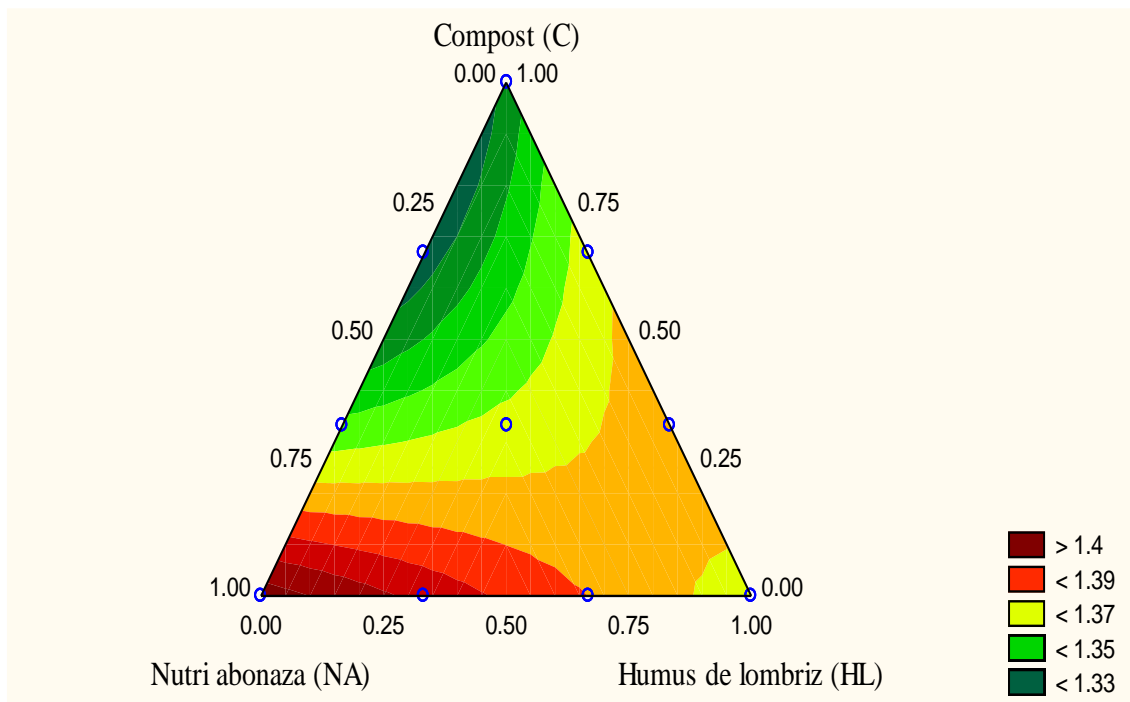


Figura 45. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd total (mg/kg) en el suelo

En la Figura 45, se puede apreciar que los valores deseables de cadmio total en el suelo se encuentran en las regiones que van de color rojo claro a verde oscuro. A 33% de nutri abonaza y 67% de compost (T5) se obtienen valores menores de 1.33 mg/kg de Cd en el suelo. Asimismo, se puede trabajar con 25% de Nutri abonaza y 75% de compost.

Además, en la Figura 45, se observa la influencia de la enmienda nutri abonaza y el compost, a medida que la proporción de la enmienda nutri abonaza (NA) aumenta, la concentración de cadmio en el suelo incrementa; es decir, existe una relación directa. La adición de la enmienda compost en mayores proporciones da como resultado menores concentraciones de cadmio en el suelo. Resultados similares encontraron Liu et al. (2009) donde el efecto de remediación del compost se vio influenciado por la cantidad de adición de compost y el nivel de cadmio del suelo. Por lo tanto, para obtener mejores resultados de Cd total en el suelo, se debe agregar menor proporción de la enmienda nutri abonaza y mayor proporción de compost al suelo.

Tabla 42. Coeficientes de modelo cuadrático de la variable Cd total en el suelo

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(24)	p	-95. % Cnf.Limt	+95. % Cnf.Limt
(A)NA	1.4158	0.0118	119.7196	0.0000	1.3914	1.4402
(B)HL	1.3649	0.0118	115.4111	0.0000	1.3404	1.3893
(C)C	1.3325	0.0118	112.6730	0.0000	1.3081	1.3569
AB	-0.0086	0.0524	-0.1637	0.8713	-0.1166	0.0995
AC	-0.1607	0.0524	-3.0699	0.0053	-0.2688	-0.0527
BC	0.0964	0.0524	1.8419	0.0779	-0.0116	0.2045

$R^2=64.06\%$, R^2 ajustado= 56.57% , MS Residual = 0.0004737

El diseño símplex reticular es un diseño de puntos de frontera. Asimismo, el modelo cuadrático para diseño de mezclas fue expresado de la siguiente manera:

$$E(y) = \sum_{i=1}^p \beta_i x_i + \sum_{i<j}^p \beta_{ij} x_i x_j$$

y = variable dependiente o función de respuesta

β_{ij} = coeficiente del efecto de interacción entre los pares de variables de predicción $x_i x_j$

$x_i x_j$ = representan la interacción entre las variables independientes x_i

x_i = variables independientes

$$\text{Cd total suelo} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = 1.42 * \text{NA} + 1.36 * \text{HL} + 1.33 * \text{C} - 0.16 * \text{NA} * \text{C}$$

Donde:

NA: Nutri abonaza, HL: Humus de lombriz, C: compost

El modelo cuadrático es una representación adecuada de la respuesta. Se observa que $\beta_1(1.42) > \beta_2(1.36) > \beta_3(1.33)$; es decir, el componente 1 (nutri abonaza) produce la máxima concentración de Cd total en el suelo. En este trabajo, al evaluar los coeficientes del modelo cuadrático se observó que las tres enmiendas orgánicas individualmente influyen positivamente en concentraciones mayores de Cd total en el suelo. Los componentes nutri abonaza (NA) y compost (C) tienen efectos de mezclado antagónicos (Cho, Shin, Choi, & Kovach, 2009), ya que es negativa; es decir, a mayores

concentraciones producen respuestas menores de cadmio total en el suelo con plantación de cacao.

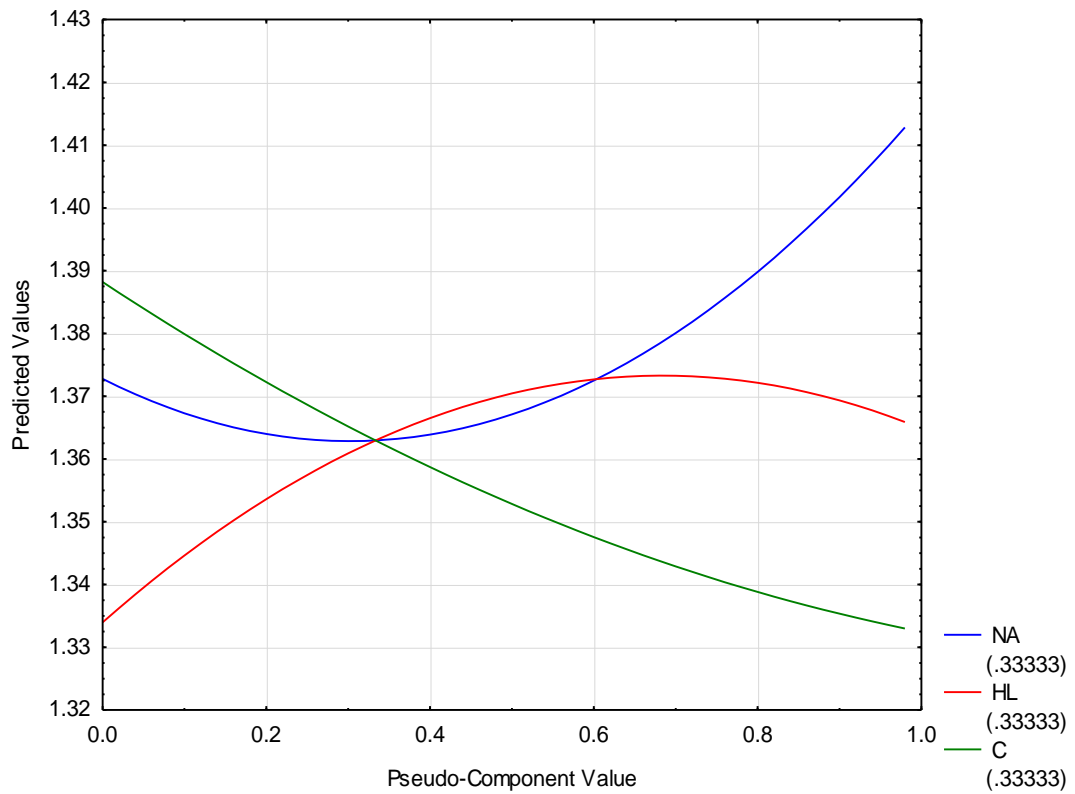


Figura 46. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable Cd total (mg/kg) en el suelo, $R^2 = 0.6406$, R^2 ajust. = 0.5657

A menores proporciones de humus de lombriz se tiene menos Cd en el suelo de plantación de cacao.

Tabla 43. Porcentaje de remoción de Cd total en suelos con plantación de cacao

Tratamiento	Variables independientes			Variable dependiente			
	Nutri abonaza (%)	Humus de lombriz (%)	Compost (%)	Porcentaje de remoción de Cd total en suelo			
				R1	R2	R3	Promedio
1	100	0	0	18.13	17.92	18.18	18.08
2	0	100	0	18.13	23.12	22.73	21.33
3	0	0	100	21.05	23.7	23.86	22.87
4	33	67	0	19.88	19.65	20.45	19.99
5	33	0	67	22.81	25.43	23.86	24.03
6	0	33	67	19.88	22.54	22.16	21.53
7	67	33	0	19.3	20.81	20.45	20.19
8	67	0	33	20.47	20.23	25	21.90
9	0	67	33	21.05	19.65	21.59	20.76
10	33.33	33.33	33.33	19.3	21.39	21.02	20.57

La mejor remoción de Cd total en el suelo se logró con el tratamiento 5 (33% de NA + 67% de C).

4.2.8. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre las concentraciones de cadmio disponible en el suelo

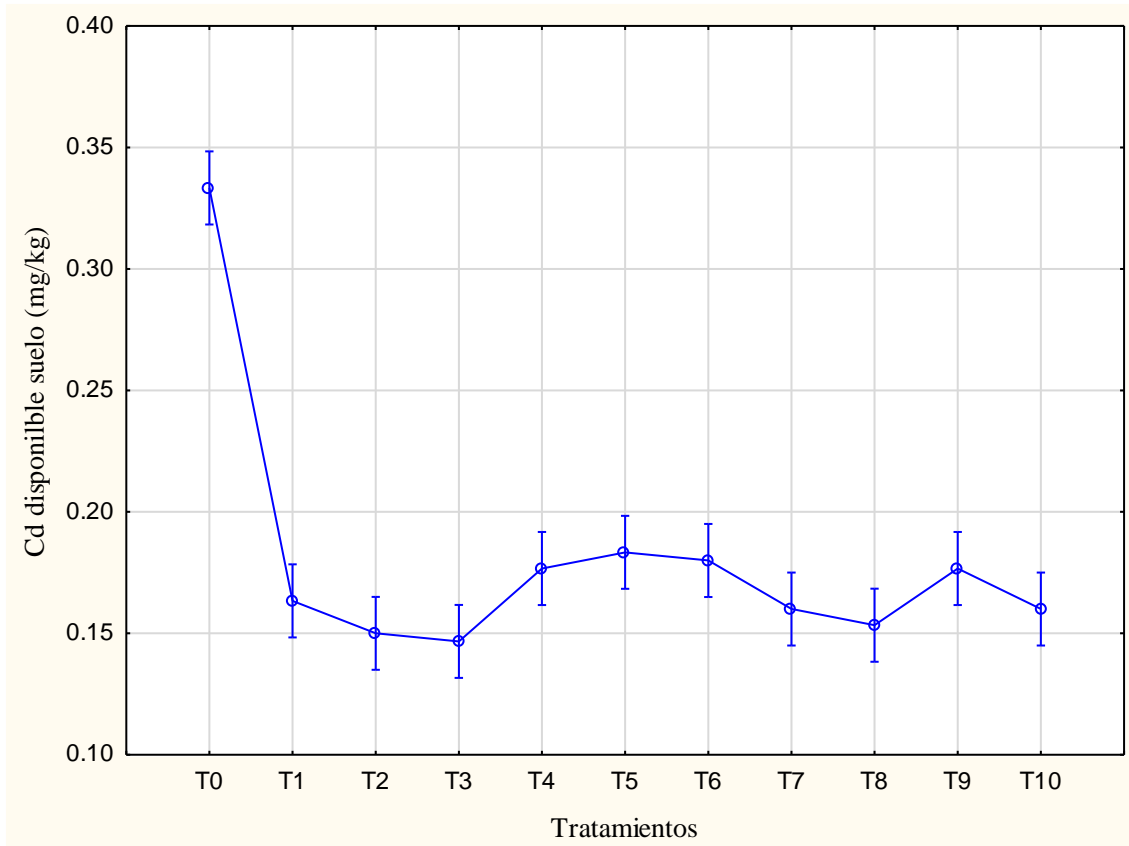


Figura 47. Comparación de medias de los tratamientos con enmiendas para cadmio disponible en el suelo

Los resultados muestran claramente que más Cd se adsorbió con compost de estiércol al 100% (T3) y con humus de lombriz al 100% (T2); por ello, se muestra bajos niveles de cadmio en el suelo. Esto podría explicarse por la unión de Cd con grupos funcionales dentro de la materia orgánica del compost y del humus de lombriz. Se ha documentado que los niveles altos de grupos funcionales, por ejemplo, grupos carbonilo, carboxilo, hidroxilo y amino, están contenidos en la materia orgánica del compost y del humus de lombriz permitiendo inmovilizar el cadmio.

El Cd extraído con EDTA se considera disponible para las plantas en el sistema del suelo. La disminución de Cd extraído con EDTA 0.05M pH 7 en el suelo enmendado puede atribuirse a la asociación de Cd con la materia orgánica sólida de las enmiendas orgánicas. En general, se ha reconocido que la unión entre Cd y materia orgánica en los

suelos podría reducir la movilidad de Cd (Arnesen & Singh, 1998). Asimismo, la complejación de Cd con la materia orgánica disuelta de las enmiendas puede reducir la disponibilidad de Cd para las plantas de cacao.

Las enmiendas orgánicas disminuyeron la movilidad/biodisponibilidad del cadmio principalmente porque aumentaron el pH del suelo. Otro factor importante que controla la biodisponibilidad del metal es la cantidad y calidad de la materia orgánica presente (Tabla 58).

La inmovilización de Cd mediante enmiendas se realiza principalmente por los atributos de precipitación, complejación, adsorción o intercambio iónico que ofrece un menor transporte y biodisponibilidad en el suelo (Porter et al., 2004).

Tabla 44. Análisis de Varianza para modelo de Cd disponible en el suelo, $\alpha=0.15$

Modelo	SS	Df	MS	SS Error	Df Error	MS Error	F	p	R ²	R ² ajust.
Lineal	0.000	2	0.000	0.007	27	0.000	0.099	0.906	0.007	0.000
Cuadrático	0.002	3	0.001	0.006	24	0.000	2.198	0.114	0.221	0.059
Cúbico especial	0.001	1	0.001	0.005	23	0.000	4.251	0.051	0.343	0.171
Total ajust.	0.007	29	0.000							

SS: Suma de cuadrados, MS: medias cuadráticas, Df: Grados de libertad

En la Tabla 44, se muestra que, el modelo cúbico especial se ajusta mejor a los datos ($p=0.05$, $R^2=34.3\%$).

Tabla 45. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd disponible (mg/kg) en el suelo

Source	SS	Df	MS	F	P
Model	0.002519	6	0.000420	1.998850	0.107314
Total Error	0.004831	23	0.000210		
Lack of Fit	0.002231	3	0.000744	5.720391	0.005387
Pure Error	0.002600	20	0.000130		
Total Adjusted	0.007350	29	0.000253		

El modelo cúbico especial es estadísticamente significativa ($p < 0.15$). Esto indica que el cadmio disponible tiene relación con las enmiendas orgánicas.

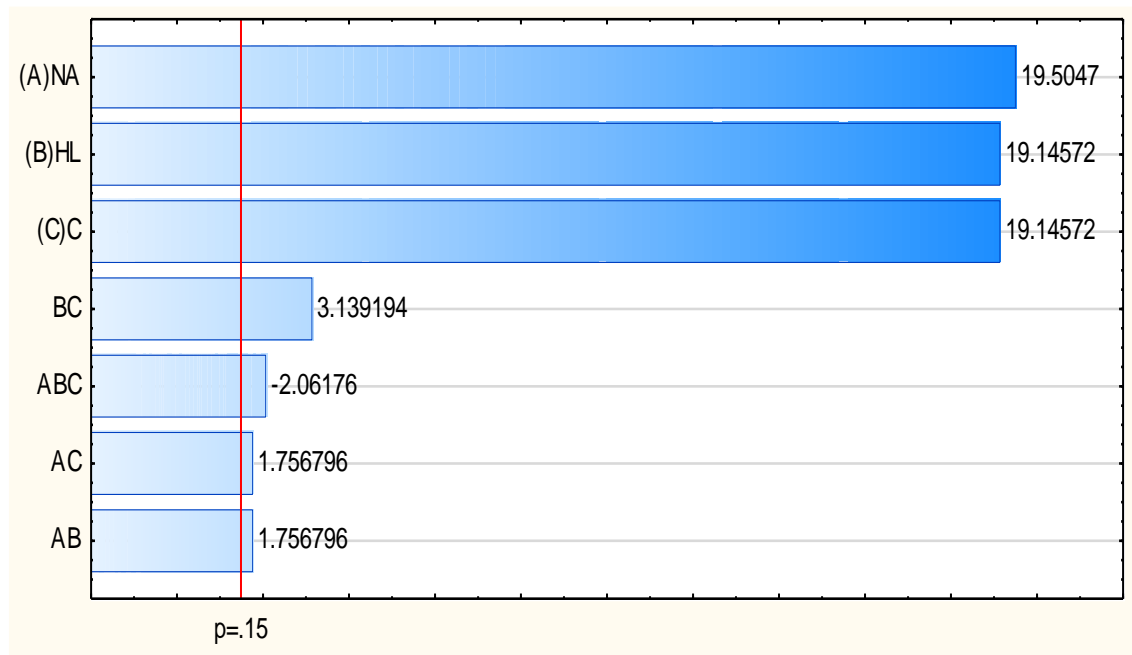


Figura 48. Diagrama de Pareto de la variable Cadmio disponible en el suelo, MS Residual=0.00021

En la Figura 48, se observa que los componentes nutri abonaza (A), Humus de lombriz (B) y compost (C), son estadísticamente significativas. A mayor concentración de Nutri abonaza vamos a tener mayores concentraciones de Cd disponible en el suelo. Entonces, se debe trabajar con menores concentraciones de NA para tener menos cadmio disponible en el suelo. Las mezclas binarias de los componentes (BC, AC y AB), también son significativas, pero en menor proporción; es decir, tienen menor influencia en el incremento de cadmio disponible en comparación con los componentes individuales. La mezcla de los tres componentes (ABC) es estadísticamente significativos a un nivel de significancia de 0.15 y a mayor concentración de la interacción de los tres componentes se reduce la concentración de cadmio disponible en el suelo.

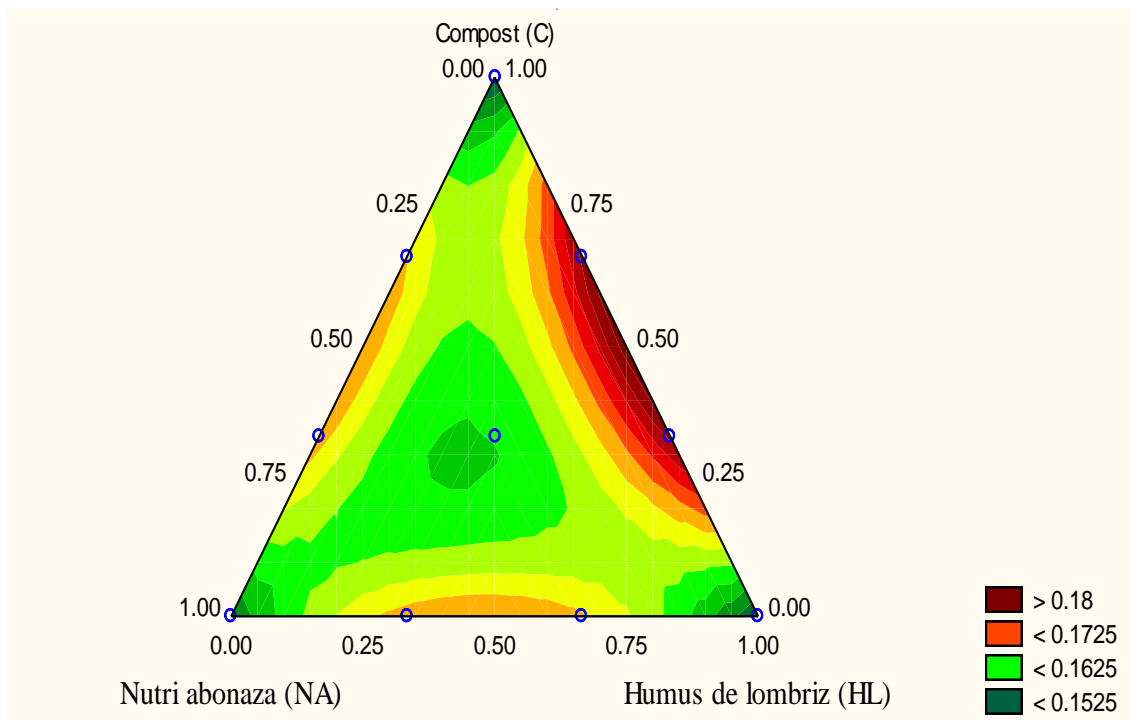


Figura 49. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd disponible (mg/kg) en el suelo

En la Figura 49, la región de interés (menor concentración de Cd disponible en el suelo), está representada por la zona de color verde oscuro, que incluye los tratamientos 2 (100% de humus de lombriz), 3 (100% de compost) y 1 (100% de nutri abonaza). Huazhong et al. (2010) encontraron resultados similares a lo de la investigación, que el alivio de biodisponibilidad de Cd por compost se atribuyó principalmente al aumento del pH del suelo y la complejación de Cd por materia orgánica, incluida la materia orgánica disuelta.

La materia orgánica derivada del compost incluye una cantidad significativa de sustancias húmicas, que contienen una variedad de grupos funcionales como carboxilo y varios hidroxilos. Algunos de estos grupos funcionales pueden unirse a metales para formar complejos orgánicos y quelatos (Stevenson, 1994; Chang-Chien et al., 2006). El presente estudio reveló el efecto del compost, humus de lombriz y nutri abonaza en el suelo contaminado con Cd. Los materiales orgánicos remedian eficazmente el suelo contaminado con cadmio transformándolo de las fracciones solubles e intercambiables a la fracción asociada con la materia orgánica (Shuman, 1999).

Los metales pesados, cadmio, tienden a formar complejos con la materia orgánica (húmicos y fúlvicos) en el suelo (Stevenson, 1995). La materia orgánica juega un papel importante en la formación de complejos y en la retención de metales pesados en una forma intercambiable (Haghiri, 1974).

Las sustancias húmicas, producidas durante el proceso de descomposición de los materiales orgánicos, incluyen un gran grupo de polímeros orgánicos amorfos y coloidales (McLaren y Cameron, 1996). Estas moléculas llevan una carga predominantemente negativa que surge de los grupos funcionales ionizables carboxilo e hidroxilo fenólico, que permiten que las sustancias húmicas actúen como intercambiadores de cationes en el suelo y, por lo tanto, eliminen los cationes metálicos de la solución (McLaren y Cameron, 1996).

Tabla 46. Coeficientes del modelo cúbico especial del Cd disponible (mg/kg) en el suelo

Factor	Coeff.	Std. Err.	T(23)	P	-85. % Cnf.Limt	+85. % Cnf.Limt
(A) NA	0.16	0.01	19.50	0.00	0.14	0.17
(B) HL	0.15	0.01	19.15	0.00	0.14	0.17
(C) C	0.15	0.01	19.15	0.00	0.14	0.17
AB	0.07	0.04	1.76	0.09	0.00	0.13
AC	0.07	0.04	1.76	0.09	0.00	0.13
BC	0.12	0.04	3.14	0.00	0.05	0.18
ABC	-0.56	0.27	-2.06	0.05	-1.03	-0.09

R²=34.27%, R² ajustado=17.13%, MS Residual = 0.00021

Cadmio disponible en el suelo está representado por la siguiente ecuación:

$$\text{Cd disp. suelo} \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = 0.16 * \text{NA} + 0.15 * \text{HL} + 0.15 * \text{C} + 0.07 * \text{NA} * \text{HL} + 0.07 * \text{NA} * \text{C} + 0.12\text{HL} * \text{C} - 0.56 * \text{NA} * \text{HL} * \text{C}$$

La nutri abonaza genera Cd disponible en el suelo con la máxima concentración. Además, puesto que los coeficientes del NAHL, NAC y HLC son positivos, la mezcla de los componentes NAHL, NAC y HLC produce valores más altos de la concentración de Cd disponible en el suelo de los que se esperarían si nos limitáramos a promediar las concentraciones de Cd disponible de las mezclas puras. Se trata de un ejemplo de los efectos de mezclado “sinérgicos”. Para contar con menor concentración de cadmio

disponible en el suelo (respuesta esperada) se debe aplicar mayores concentraciones de la interacción de NAHLC.

En el presente experimento, los suelos fueron enmendados con nutri abonaza, humus de lombriz y compost por un periodo de 4 meses. Wang et al. (2018) investigaron los efectos de remediación mediante humus de lombriz en suelos contaminados con cadmio y mostraron que el cadmio extraíble (biodisponible) en el suelo disminuyó en 6.8%. Este estudio demostró que la adición de humus de lombriz al suelo reduce la biodisponibilidad de cadmio, y mejora las propiedades de los indicadores bioquímicos del suelo. Asimismo, explican que la reducción en la biodisponibilidad de cadmio fue debido al contenido de carbono altamente humificado, estos pueden potencialmente influir en la capacidad de absorción y de inmovilización de los componentes del suelo para el Cd. La formación de complejos insolubles y la adsorción con materia orgánica sólida dan como resultado una movilidad reducida de Cd (Irfan Sohail et al., 2019). En el estudio realizado por Zhu et al. (2017) se muestra que utilizaron humus de lombriz con pH = 7.25 (muy similar al de nuestro, pH=7.95), CIC = 92.62 cmol_c/kg (Centimoles carga cada un kilogramo de suelo) y con poros irregulares, estas propiedades fisicoquímicas influyeron en la adsorción del cadmio, por ende, se redujo la biodisponibilidad de Cd. Además, el humus de lombriz contiene una masa de ácidos húmicos que tienen la capacidad de alterar la distribución de fracciones del cadmio y posee ácidos carboxílicos en la estructura molecular que responden a los procesos de intercambio de protones entre ácidos orgánicos débiles y cationes de cadmio (Clemente y Bernal, 2006).

En la reducción de la biodisponibilidad de Cd, el humus de lombriz combinado con otras enmiendas, como el compost y la nutri abonaza, realiza mejores efectos de remediación, sintéticamente la aplicación combinada de diferentes tipos de enmiendas podría tener la capacidad de compensar las deficiencias de la enmienda de mezcla pura y promover el progreso de la remediación (Guo et al., 2018; Wang et al., 2018). En general, los materiales compostados contienen cantidades muy grandes de humus. El

humus está cargado negativamente, sus superficies contienen grupos funcionales tales como COO⁻ y OH⁻, que pueden causar la desprotonación de la solución del suelo. El humus generalmente tiene una carga superficial comparativamente mayor en comparación con el componente del suelo mineral (Irfan Sohail et al., 2019).

Inmovilidad de cadmio en suelos con plantación de cacao

Tabla 47. Porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo con plantación de cacao

Tratamiento	Variables independientes			Variable dependiente			
	Nutri abonaza (%)	Humus de lombriz (%)	Compost (%)	% de inmovilización de cadmio en el suelo			
				R1	R2	R3	Promedio
1	100	0	0	48.39	55.88	48.57	50.95
2	0	100	0	54.84	58.82	51.43	55.03
3	0	0	100	54.84	55.88	57.14	55.95
4	33	67	0	45.16	44.12	51.43	46.90
5	33	0	67	38.71	50.00	45.71	44.81
6	0	33	67	41.94	50.00	45.71	45.88
7	67	33	0	45.16	52.94	57.14	51.75
8	67	0	33	51.61	55.88	54.29	53.93
9	0	67	33	38.71	52.94	48.57	46.74
10	33.33	33.33	33.33	48.39	52.94	54.29	51.87

Varios estudios han mostrado que la inmovilización de Cd en suelos y la reducción de la biodisponibilidad de este metal se atribuyen principalmente a las siguientes reacciones: formación de Cd en una variedad de minerales Cd insolubles, como CdCO₃ y Cd₃(OH)₂ (Hong et al., 2014). El pH induce la adsorción de Cd²⁺ a las partículas del suelo y al humus (Hong et al., 2007).

Tabla 48. ANOVA para modelo del porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo

Model	SS Effect	Df Effect	MS Effect	SS Error	Df Error	Ms Error	F	P	R2	R ² adjust.
Lineal	4.71	2	2.35	838.09	27	31.04	0.08	0.93	0.01	0.00
Cuadrático	149.26	3	49.75	688.83	24	28.70	1.73	0.19	0.18	0.01

Cúbico especial	83.21	1	83.21	605.62	23	26.33	3.16	0.09	0.28	0.09
Cúbico	201.73	3	67.24	403.89	20	20.19	3.33	0.04	0.52	0.31
Total adj.	842.79	29	29.06							

En la Tabla 48, se aprecia que el modelo cúbico se ajusta mejor a los datos de porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo ($p < 0.05$, $R^2 = 52\%$).

Tabla 49. Ajuste general del modelo cúbico para porcentaje de inmovilización de cadmio

Source	SS	df	MS	F	p
Model	438.9035	9	48.76706	2.414880	0.048273
Total Error	403.8881	20	20.19441		
Lack of Fit	0.0000	0	0.00000		
Pure Error	403.8881	20	20.19441		
Total Adjusted	842.7917	29	29.06178		

El ajuste del modelo cúbico es estadísticamente significativo ($p < 0.05$). El ajuste del modelo es predictivo.

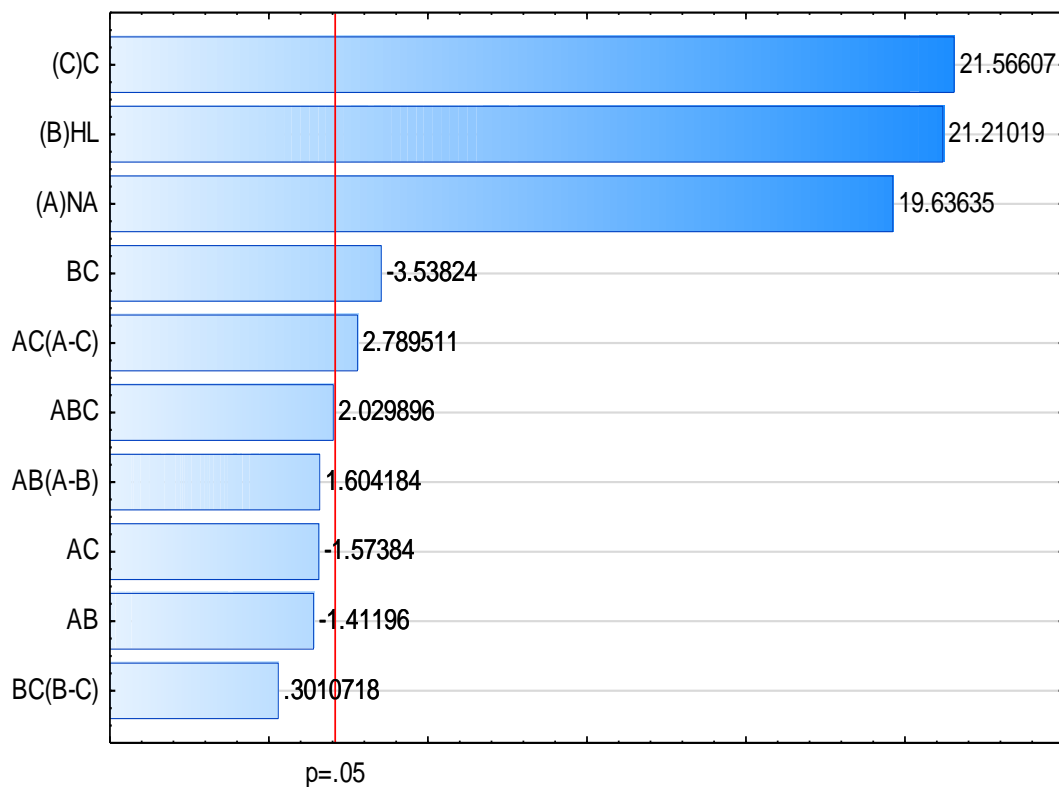


Figura 50. Gráfica de Pareto para porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo, MS Residual 20.19441

Las enmiendas compost (C), humus de lombriz (B) y nutri abonaza (A) y la interacción de BC y AC (A-C) tuvieron efecto significativo en la inmovilización de cadmio en el suelo con plantación de cacao.

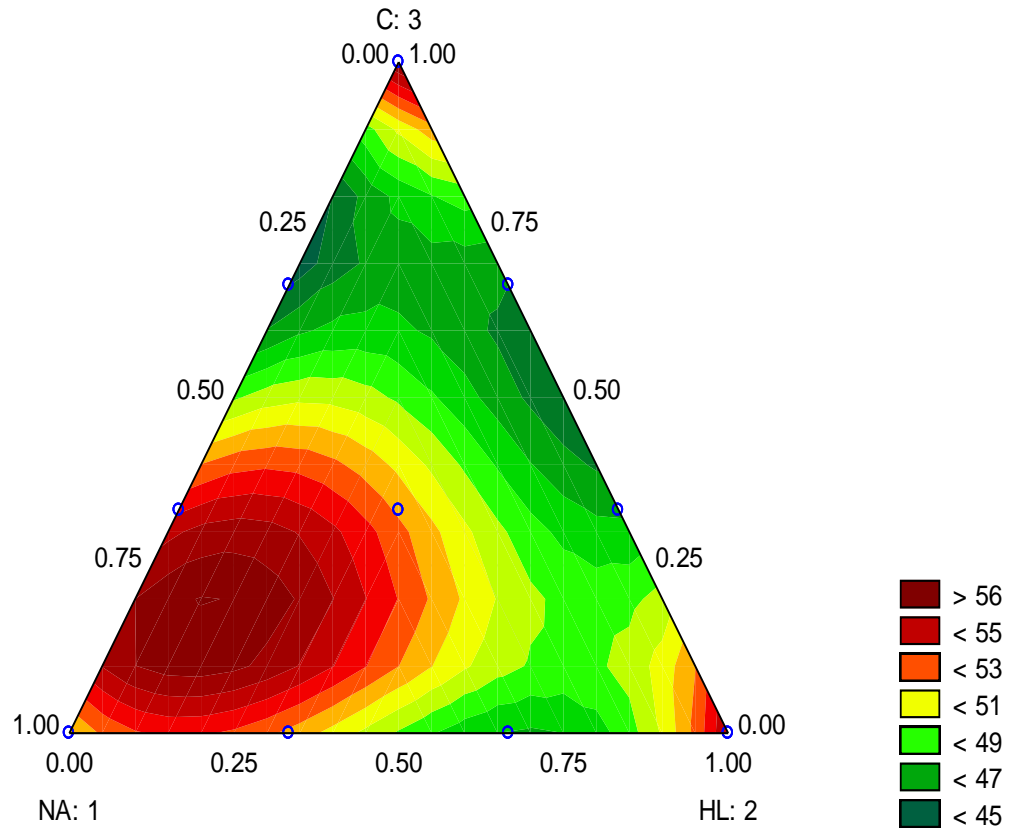


Figura 51. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del porcentaje de inmovilización de cadmio en el suelo, modelo cúbico, $R^2=52.08\%$, R^2 ajustado = 30.51%

Mayor porcentaje de inmovilización se logró con menor proporción de humus de lombriz y a mayor de nutri abonaza. Asimismo, con las enmiendas solas de compost y humus de lombriz. En la práctica se recomienda utilizar enmiendas orgánicas combinadas, ya que esta combinación de enmiendas se complementa (Guo et al., 2018).

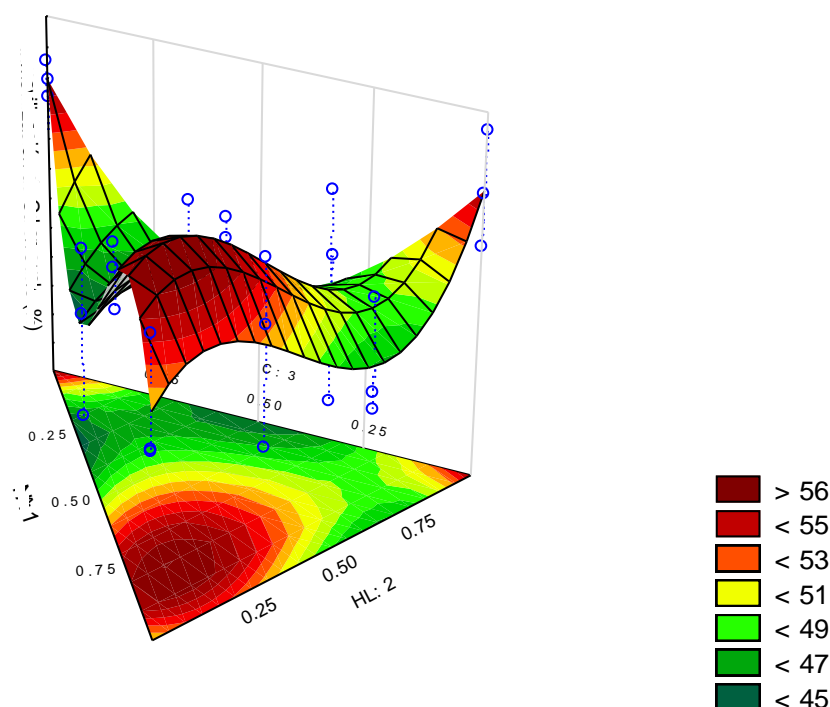


Figura 52. Superficie de respuesta de porcentaje de inmovilización de cadmio en suelo, modelo cúbico, $R^2 = 0.5208$, R^2 ajust. = 0.3051

Mayor porcentaje de inmovilización se logró a la participación de nutri abonaza y humus de lombriz.

4.2.9. Correlación de Cadmio con otras variables de suelo.

Tabla 50. Correlación de cadmio con pH, CIC y MO del suelo

Grupos		Cd disponible (mg/kg)	Cd total (mg/kg)	Cd total grano (mg/kg)
pH	Correlación de Pearson	-0.677**	-0.773**	-0.599**
	Sig. (bilateral)	0.000	0.000	0.000
CIC (meq/100g)	Correlación de Pearson	-0.881**	-0.946**	-0.720**
	Sig. (bilateral)	0.000	0.000	0.000
MO (%)	Correlación de Pearson	-0.854**	-0.887**	-0.571**
	Sig. (bilateral)	0.000	0.000	0.001

Utilizando el análisis de correlación de Pearson, se encontraron relaciones negativas significativas entre el Cd disponible en el suelo y pH ($r=-0.677$, $p<0.001$). A medida que el pH del suelo aumenta, las concentraciones de cadmio en la solución del

suelo disminuyen (Chaudri et al., 2007; K. Liu et al., 2015; Shi et al., 2019). Asimismo, el Cd disponible con la CIC ($r=-0.881$, $p<0.001$) y Cd disponible con materia orgánica ($r=-0.854$, $p<0.001$) tuvieron una relación negativa significativa. Además, cadmio total en grano de cacao y pH ($r=-0.599$, $p<0.001$).

Un estudio previo indicó que el pH del suelo desempeñaba el papel más importante en el control de la biodisponibilidad de los metales pesados del suelo en comparación con las otras propiedades del suelo, como la materia orgánica y la capacidad de intercambio de cationes (Peng et al., 2009). Sin embargo, en nuestra investigación encontramos que la capacidad de intercambio catiónico tuvo mayor influencia en la reducción de la disponibilidad de Cd en el suelo (Tabla 50). El incremento en el pH del suelo generalmente conduce a la generación de sitios de sorción con carga más negativa, la formación de especies de hidroxilo de cationes metálicos y la precipitación de Cd^{2+} como $\text{Cd}(\text{OH})_2$ o CdCO_3 , y da lugar a una disminución de la disponibilidad de Cd en el suelo (Ruttens et al., 2010; Hamon et al., 2002).

Está demostrado que en suelos bien provistos de nutrientes las probabilidades de bioacumulación del cadmio son menores. Varios estudios han examinado las relaciones entre las propiedades del suelo y el Cd disponible para las plantas. Se sabe que el cadmio está más disponible en suelos ácidos que en neutros o calcáreos (Hattori et al. 2006). También, Domínguez et al. (2009) enfatizaron que la concentración de Cd disponible disminuye con un aumento en el pH del suelo. Gramlich et al. (2018) informaron que el pH del suelo afecta la concentración de cadmio en el grano de cacao. El pH del suelo se ha informado comúnmente como una variable “maestra” que controla el destino del Cd en el suelo. También, han informado que otros atributos del suelo, como el contenido de materia orgánica, CIC, contenido de arcilla y concentración total de metales, afectan el comportamiento del Cd en los suelos (Wang et al., 2004).

Las soluciones orgánicas, ácidos húmicos y microorganismos tomarán parte en las reacciones de intercambio iónico en los suelos. Las enmiendas orgánicas aumentan

la retención del cadmio al aumentar la carga superficial (Clark et al., 2007). La reacción físico-química entre MO y Cd ayudará a la transformación de Cd en formas más estables. La MO mejorará el metabolismo de los microorganismos en los suelos, lo que puede acelerar la transformación indirectamente (Matos-Moreira et al., 2011).

El análisis de regresión multivariable mostró que las concentraciones de Cd en almendras de cacao se redujeron al disminuir el cadmio total en el suelo, el cadmio disponible en el suelo y al aumentar el pH del suelo, la capacidad de intercambio catiónico y la concentración de materia orgánica. Esto indica que el incremento de pH del suelo, materia orgánica y la capacidad de intercambio catiónico en el suelo influyen en la disminución de la concentración de cadmio total en el suelo, el cadmio disponible en el suelo y el cadmio total en las almendras de cacao. Similares resultados obtuvieron Argüello et al. (2018) al realizar un análisis de regresión multivariable entre el cadmio total del suelo, el pH del suelo y el contenido de cadmio total en almendras de cacao; demostraron que las concentraciones de Cd en las almendras de cacao aumentaron al aumentar el Cd total del suelo y al disminuir el pH del suelo.

Huauya-Rojas y Huamaní-Yupanqui (2014) hallaron en sus investigaciones que las mayores concentraciones de cadmio disponible se relacionan con la capacidad de intercambio catiónico. Chavez et al. (2016) demostraron que en los suelos ecuatorianos, la disponibilidad de Cd para las plantas de cacao se vio afectada por el pH del suelo y la materia orgánica.

4.3. Efecto de las enmiendas orgánicas sobre Cd en Granos de Cacao sin Cascarilla

Tabla 51. Análisis fisicoquímico inicial de las almendras del grano de cacao

Parámetro químico	Unidad	Valor
Humedad	%	2.56
Nitrógeno (N)	%	2.84
Fósforo (P_2O_5)	%	0.05
Calcio (Ca)	%	0.05
Magnesio (Mg)	%	0.02
Potasio (K)	%	0.10
Sodio (Na)	%	0.01
Cadmio total (Cd_T)	ppm	1.39
Cobre (Cu)	ppm	6
Hierro (Fe)	ppm	18
Zinc (Zn)	ppm	8
Manganeso (Mn)	ppm	4

En el análisis inicial de las almendras de cacao se observó presencia de Cd por encima del valor umbral establecido de 0.8 mg/kg.

Tabla 52. Concentraciones de cadmio en cotiledones (almendra) de granos de cacao

Tratamiento	Variables independientes			Variable dependiente			
	Nutri abonaza (%)	Humus de lombriz (%)	Compost (%)	Cd total (mg/kg) en almendra de grano de cacao			
				R1	R2	R3	Promedio
0	0	0	0	1.36	1.42	1.38	1.39
1	100	0	0	1.03	0.97	1.01	1.00
2	0	100	0	0.63	0.58	0.6	0.60
3	0	0	100	0.67	0.69	0.66	0.67
4	33	67	0	0.63	0.52	0.63	0.59
5	33	0	67	0.57	0.64	0.69	0.63
6	0	33	67	1	0.96	0.98	0.98
7	67	33	0	0.35	0.39	0.4	0.38
8	67	0	33	0.75	0.69	0.78	0.74
9	0	67	33	0.75	0.97	0.86	0.86
10	33.33	33.33	33.33	0.74	0.82	0.76	0.77

El contenido de cadmio total en las almendras de cacao que se encontraron en la investigación fluctúan entre 1.36 y 1.42 mg/kg. Similares resultados encontraron en investigaciones realizadas por Chavez et al. (2015) quienes demostraron niveles de Cd

en granos de cacao que oscilaron entre 0.02 y 3.00 mg/ kg. Ramtahal et al. (2016) informaron valores que oscilan entre 0.35 y 3.82 mg/ kg en semillas de cacao producidas en Trinidad y Tobago, y Arévalo-Gardini et al. (2017) encontraron concentraciones de más de 0.8 mg/kg en 57% de las muestras de granos de cacao en Perú. Gramlich et al. (2018) informaron valores promedio entre 0.1 y 1.8 mg/kg de Cd en las almendras de cacao en Honduras.

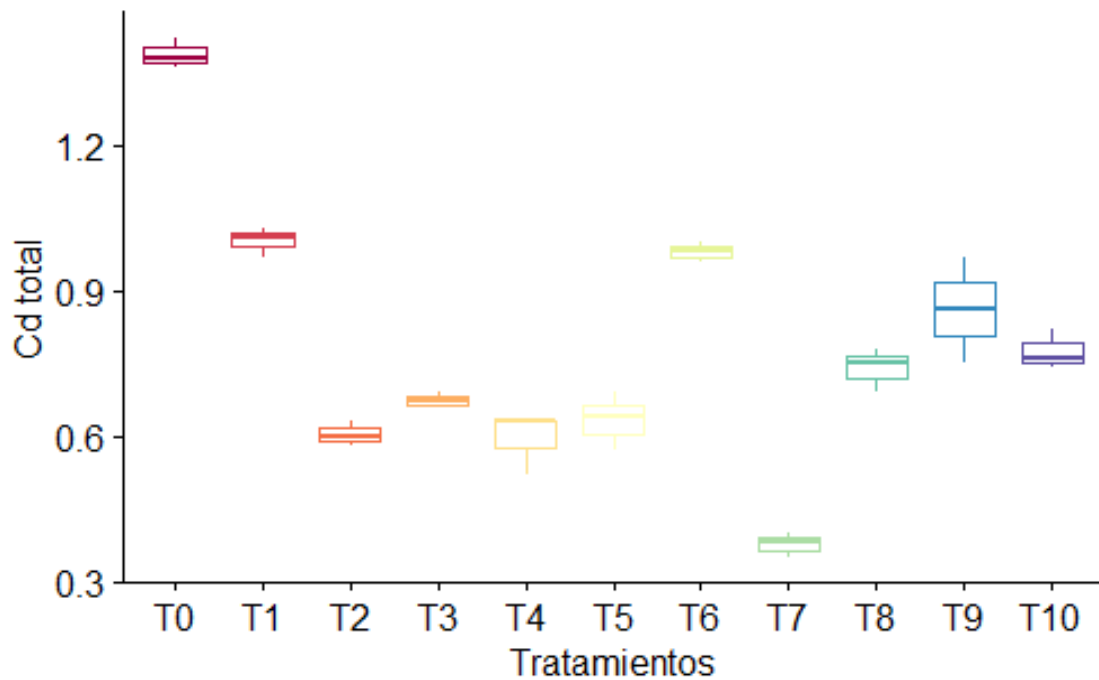


Figura 53. Cd total (mg/kg) en grano de almendra de cacao

Las concentraciones de cadmio total en almendras de granos de cacao en los 10 tratamientos se encontraron entre 0.38 mg/kg a 1.00 mg/kg. La concentración más alta de cadmio total ocurrió en el tratamiento T1, mientras que la más baja estuvo en el tratamiento T7. No obstante, la concentración de cadmio total en las almendras de cacao en los tratamientos T2, T3, T4, T5, T7, T8 y T10 estuvo por debajo del valor umbral (0.8mg/kg) seleccionado en este estudio. Los tratamientos T1, T6 y T9 estuvieron por encima del límite permisible. Otros países, organizaciones y productores de cacao han establecido diferentes niveles permisibles de Cd en cacao, por ejemplo, Malasia establece un nivel más alto (1.00 mg/kg) mientras que Australia tiene un nivel más bajo (0.5 mg/ kg), en este estudio, se utilizan 0,8 mg/kg en almendra de cacao como umbral.

El estiércol de aves de corral puede reducir la concentración de Cd en los granos (Ihnat & Fernandes, 1996).

Tabla 53. ANOVA para modelo de Cd total en almendra del grano de cacao

Modelo	SS	df	MS	SS error	df error	MS error	F	p	R-Sqr	R-Sqr Adj.
Lineal	0.059	2	0.030	0.970	27	0.036	0.825	0.449	0.058	0.000
Cuadrático	0.713	3	0.238	0.257	24	0.011	22.227	0.000	0.751	0.699
Cúbico especial	0.023	1	0.023	0.233	23	0.010	2.307	0.142	0.773	0.714
Total ajustado	1.030	29	0.036							

Tabla 54. Ajuste general del modelo lineal, variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao

Source	SS	df	MS	F	P
Model	0.772743	5	0.154549	14.44508	0.000001
Total Error	0.256777	24	0.010699		
Lack of Fit	0.203777	4	0.050944	19.22426	0.000001
Pure Error	0.053000	20	0.002650		
Total Adjusted	1.029520	29	0.035501		

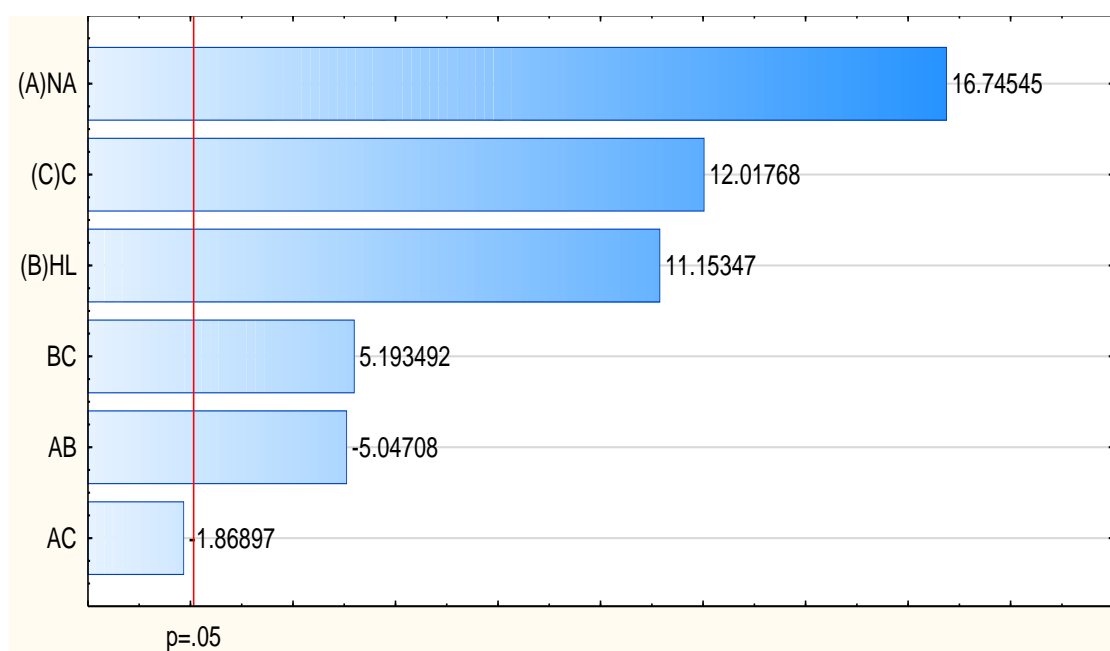


Figura 54. Tabla de Pareto para la variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao, MS Residual = 0.10699

En la Figura 54, se muestra que, a menores concentraciones individuales de nutri abonaza, compost y humus de lombriz se va lograr menores niveles de cadmio en las almendras de grano de cacao.

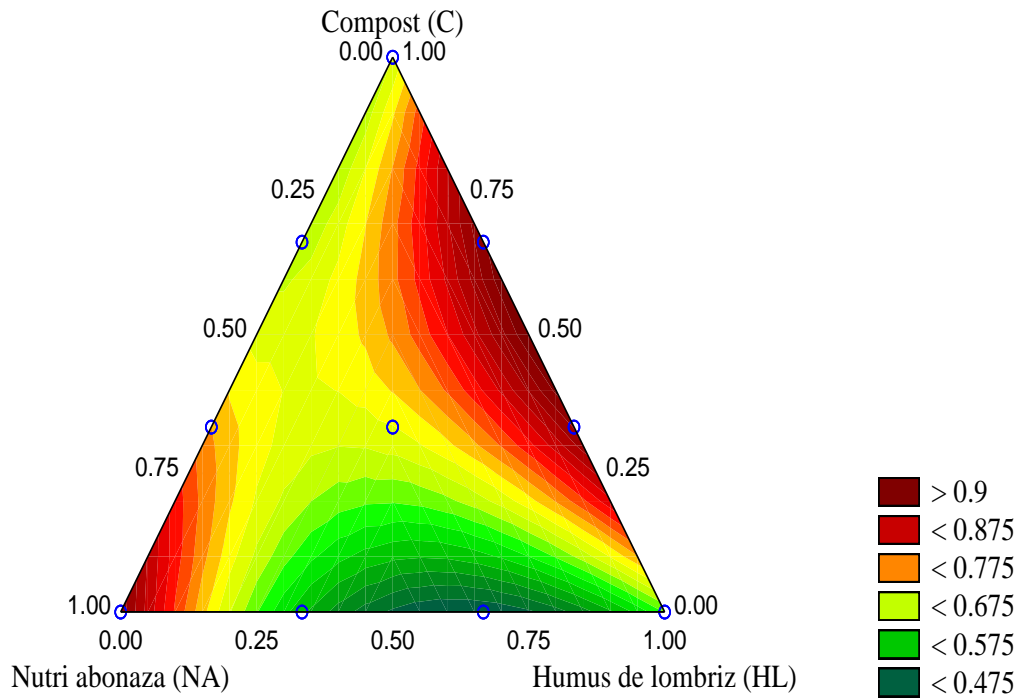


Figura 55. Gráfica de contorno de la superficie de respuesta del Cd total (mg/kg) en la almendra del grano de cacao

La región amarilla y verde oscura contiene bajos niveles de Cd, las cuales son deseables para esta investigación.

Tabla 55. Coeficientes del modelo cuadrático del Cd total en almendra del grano de cacao

Factor	Coeff.	Std.Err.	t(24)	p	-95.0% Cnf.Limt	+95.0% Cnf.Limt
(A) NA	0.94	0.06	16.75	0.00	0.83	1.06
(B) HL	0.63	0.06	11.15	0.00	0.51	0.74
(C) C	0.68	0.06	12.02	0.00	0.56	0.79
AB	-1.26	0.25	-5.05	0.00	-1.77	-0.74
AC	-0.47	0.25	-1.87	0.07	-0.98	0.05
BC	1.29	0.25	5.19	0.00	0.78	1.81

$R^2 = 75.06$, R^2 ajustado= 69.86%, MS Residual=0.010699

Ecuación de modelo cuadrático de Cd total en almendra de grano de cacao

$$\text{Cd total } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg}} \right) = 0.94 * \text{NA} + 0.63 * \text{HL} + 0.68 * \text{C} - 1.26 * \text{NA} * \text{HL} + 1.29 * \text{HL} * \text{C}$$

A mayores interacciones de nutri abonaza y humus de lombriz se va obtener bajos niveles de cadmio en la almendra de grano de cacao. Los signos positivos en los coeficientes del modelo sugieren sinergia, indicando que los efectos combinados o de interacción entre las enmiendas orgánicas generan respuestas mayores cuando se mezclan. Asimismo, el signo negativo implica antagonismo entre las enmiendas orgánicas; es decir, que se producen respuestas menores (menores niveles de cadmio en almendras de grano de cacao).

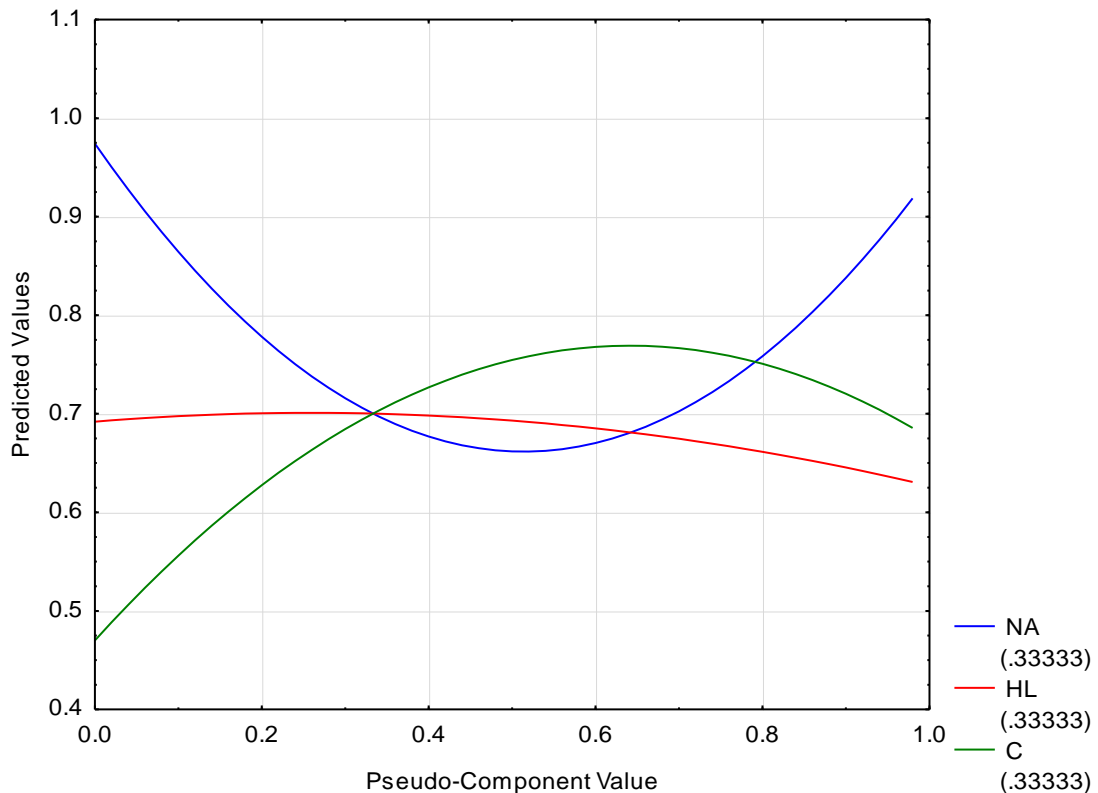


Figura 56. Gráfica de traza de la respuesta estimada, modelo cuadrático, variable Cd total (mg/kg) en almendra de cacao, $R^2 = 0.7506$, R^2 ajust. = 0.6986

Tabla 56. Remoción de cadmio en almendra de grano de cacao

Tratamiento	Variables independientes			Variable dependiente			
	Nutri abonaza (%)	Humus de lombriz (%)	Compost (%)	Porcentaje de remoción de cadmio en almendra de grano de cacao			
				R1	R2	R3	Promedio
1	100	0	0	24.26	31.69	26.81	27.59
2	0	100	0	53.68	59.15	56.52	56.45
3	0	0	100	50.74	51.41	52.17	51.44
4	33	67	0	53.68	63.38	54.35	57.14
5	33	0	67	58.09	54.93	50	54.34
6	0	33	67	26.47	32.39	28.99	29.28
7	67	33	0	74.26	73.24	71.01	72.84
8	67	0	33	44.85	51.41	43.48	46.58
9	0	67	33	44.85	31.69	37.68	38.07
10	33.33	33.33	33.33	45.59	42.25	44.93	44.26

La mejor remoción de Cd en almendra de cacao se logró en el T7 (67% de Na + 33% HL) en 73%.

4.3.1. Correlación de Cd total en almendra de grano de cacao con Cd en suelo

Tabla 57. Correlación de Pearson entre la concentración de Cd total en almendra de grano de cacao con Cd disponible y total del suelo

Grupos		Cd total grano de cacao
Cd disponible (ppm) suelo	Correlación de Pearson	0,728**
	Sig. (bilateral)	.000
Cd total (ppm) suelo	Correlación de Pearson	0,745**
	Sig. (bilateral)	0.000

Cd disponible y total en el suelo presentaron una correlación significativa positiva con el contenido de cadmio total en almendra del grano de cacao. Se encontraron relaciones positivas significativas entre Cd total en grano de cacao y Cd total en suelo ($r=0.745$, $p<0.001$)

4.4. Caracterización de las Enmiendas Orgánicas Seleccionadas

Tabla 58. Caracterización química de las enmiendas solas y combinadas utilizadas en el experimento

N°	Enmiendas orgánicas	pH	CE (mS/cm)	MO (%)	N (%)	P ₂ O ₅ (%)	K (%)	Na (%)	Ca (%)	Mg (%)	Cd _T (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)
1	NA (100%)	7.35	17.63	28.64	1.61	0.16	0.18	0.10	0.86	0.52	2.40	121	51
2	HL (100%)	7.95	12.64	48.64	2.73	0.19	0.24	0.09	0.33	0.43	0.10	168	47
3	C (100%)	7.80	19.55	26.74	1.40	0.09	0.26	0.01	0.94	0.42	0.35	155	58
4	NA (33%)+ HL (67%)	7.76	13.76	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	NA (33%)+C (67%)	7.93	> 19.99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	HL (33%) + C (67%)	7.94	16.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	NA (67%) + HL (33%)	7.94	15.99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	NA (67%) + C (33%)	8.00	16.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	HL (67%) + C (33%)	7.90	12.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10	NA (33.33%) + HL (33.33%) + C (33.33%)	7.76	16.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

NA: Nutri Abonaza; HL: humus de lombriz; C: compost; CIC: capacidad de intercambio catiónico; -: no determinado. Los valores indican el promedio de tres repeticiones.

En la Tabla 58, se puede apreciar los resultados de la caracterización de las enmiendas donde el humus de lombriz, compost y nutri abonaza presentan un pH que se encuentra dentro del rango recomendado por el Instituto de Ecología [INECOL] (2008) para humus de lombriz y compost y por Estrada (2005) para nutri abonaza quienes mencionan que el pH ideal de estas enmiendas para suelos agrícolas debe estar en un rango de 5.5 a 8. El compost queda con un pH entre 7 y 8 e indica que está maduro (estable) (Durán-Ramírez et al., 2013). La CE de una enmienda orgánica al final del proceso de compostaje debe oscilar entre 5 y 8 mS/cm (Saviozzi et. al., 1997). Arrieche (2008) menciona que la CE para la gallinaza se encuentra en un rango de 11 - 12 mS/cm. En nuestros resultados la CE se encuentra por encima de lo recomendado. El porcentaje de materia orgánica para humus de lombriz y compost debe encontrarse en un rango de 20 a 50% (INECOL, 2008) y de la nutri abonaza debe ser 26% (Arrieche, 2008), en nuestro análisis la materia orgánica para las 3 enmiendas se encuentra dentro del rango (48.64%, 26.74% y 28.64%). En cuanto, al contenido de N, P₂O₅, K, Ca y Mg, debe ser superior a 2% (Alvaro et al., 2017) y el Na debe encontrarse en un rango de 0.13 a 0.70% (Arrieche, 2008); en nuestros resultados, los valores fueron muy cercanos a los límites mencionados. La concentración de zinc en el humus de lombriz fue muy similar a lo de Arrieche (2008), quien encontró un valor de 48.7mg/kg.

Lazcano et al. (2008) mencionan que, el alto grado de mineralización del humus de lombriz produce mayores niveles de P disponible. Asimismo, la Tabla 58, muestra la caracterización seleccionada de las enmiendas orgánicas solas y mixtas. Las enmiendas presentan un pH alcalino, alta conductividad eléctrica, rico en materia orgánica. Las concentraciones de Cd en estas enmiendas orgánicas fueron inferiores a los límites establecidos para el uso agrícola a excepción de nutri abonaza.

Tabla 59. Caracterización fisicoquímica de las enmiendas utilizadas en el experimento

Parámetros	Nutri abonaza	Humus de lombriz	Compost
Color	Marrón	Negro	Marrón oscuro
Humedad (%)	1.43	8.33	3.18

Cobre (ppm)	15	13	21
Hierro (ppm)	193	20	515

El compost se aplica a las tierras de cultivo para mantener y mejorar la estructura del suelo y la nutrición de las plantas (Gigliotti et al., 1996). Sin embargo, la presencia de metales pesados en compost es la principal causa de los efectos adversos en la salud humana y animal, transmitida a través de la cadena alimentaria desde el suelo, el agua subterránea y las plantas (Senesi et al., 1999). En consecuencia, el análisis exacto del contenido de metales pesados, como el cadmio, en compost es muy importante para el monitoreo de rutina, la evaluación de riesgos y la regulación de medio ambiente.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

La aplicación de nutri abonaza, humus de lombriz y compost en condiciones de campo, a un suelo franco arcillo limoso, inmoviliza el cadmio disponible en el suelo para las plantas de cacao (*Theobroma cacao L.*) y el Cd total en el mismo. Sin embargo, las enmiendas nutri abonaza al 33% y compost al 67% (T5) inmovilizaron mejor el cadmio en el suelo, teniendo en cuenta otras características del suelo como pH, MO y CIC.

Las enmiendas redujeron las concentraciones de cadmio total en almendras de granos de cacao de antes y después.

Las enmiendas: nutri abonaza, humus de lombriz y compost mejoraron el pH, porcentaje de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico (CIC), nitrógeno; la disponibilidad de Ca, Mg y K; en el caso del fósforo, el comportamiento fue irregular; pero en conjunto crearon condiciones favorables para la inmovilización de Cd en el suelo con plantación de cacao. Por lo tanto, el humus de lombriz, nutri abonaza y compost son recomendables para la reducción de cadmio en los suelos con cultivos de cacao. El compost tuvo mejor comportamiento que el humus de lombriz roja californiana porque mejoró el pH del suelo y la reserva de materia orgánica en el mismo.

Las enmiendas orgánicas aplicadas por sus características químicas son fuente de nitrógeno, fósforo y potasio y por su pH alcalino, mejoraron la acidez del suelo. En relación al Cd, se encontró en mínimas cantidades en el humus de lombriz, compost y en la nutri abonaza, se presentó en mayor concentración (2.40 mg/kg).

De acuerdo a las normas vigentes:

- ✓ El suelo agrícola sin incorporación de enmiendas no es recomendable para cultivo de plantas según el ECA para suelo de uso agrícola, aprobado mediante D.S. N°011-2017-MINAM, después de los tratamientos se logró su mejora, los análisis demostraron su aptitud por estar debajo de 1.4 mg/kg.
- ✓ Las almendras de cacao antes del experimento no eran aptas para consumo porque sobrepasaban el valor umbral de 0.8 mg/kg (reglamento UE, N°488/2014); después de los tratamientos, las concentraciones bajaron a 0.38 mg/kg (T7), lo que indica que son aptas para consumo humano.
- ✓ Las enmiendas humus de lombriz y compost presentan trazas de Cd, aceptables para uso agrícola según la norma del Instituto Nacional de Normalización NCh 2880, excepto la nutri abonaza.

5.2. Recomendaciones

- ✓ Investigar el humus de lombriz, nutri abonaza y compost con otras dosis en plantaciones de cacao.
- ✓ Realizar investigaciones sobre la concentración de cadmio total en las hojarascas del cacao.
- ✓ Aplicar las enmiendas empleadas en otras variedades de cacao para la reducción de cadmio.
- ✓ Evaluar el efecto de las enmiendas orgánicas a largo plazo (3-5 años) para controlar la mitigación del Cd en el suelo y en la almendra de cacao.
- ✓ Replicar esta investigación en otras zonas cacaotera de nuestro país con el mismo problema de cadmio.
- ✓ Emplear enmiendas de alta calidad con bajo contenido de cadmio
- ✓ Aplicar las enmiendas orgánicas para remediar otros contaminantes como plomo.
- ✓ Buscar otros métodos de aplicación de las enmiendas orgánicas en campo, por ejemplo, entierro superficial (15-20 cm).

REFERENCIAS

- Abbasi, S.A., & Ramasamy, E.V. (1999). *Biotechnological methods of pollution control*. Recuperado de https://books.google.com.pe/books/about/Biotechnological_Methods_of_Pollution_Co.html?id=KT2rca7JzJQC&redir_esc=y
- Acevedo, E. et al., (2005). Criterios de calidad de suelo agrícola. Ministerio de la Agricultura. Servicio agrícola y ganadero. Gobierno de Chile.
- Acosta, M.E., Figueira, L. y González, J. (2009). Cadmio. Efectos en la salud y el ambiente. *Informe Médico, volumen 11(11)*, 597-605. Recuperado de <http://eds.b.ebscohost.com/eds/pdfviewer/pdfviewer?vid=3&sid=98922328-333e-4292-94b3-50844ff0ef8c%40sessionmgr103>
- Adriano, D. C (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environment; Biogeochemistry, bioavailability and risk of metals*. University of Georgia, USA: Springer
- Aikpokpodion, P.E., Lajide, L.A. & Aiyesanmi, A.F. (2012). Assessment of Heavy Metals Mobility in Selected Contaminated Cocoa Soils in Ondo State, Nigeria. *Global Journal of Environmental Research, volume 6(1)*, 30-35. Doi: 10.5829/idosi.gjer.2012.6.1.385
- Akkajit, P., & Tongcumpou, C. (2010). Fractionation of metals in cadmium contaminated soil: Relation and effect on bioavailable cadmium. *Geoderma, volume 156(3-4)*, 126–132. Doi: 10.1016/j.geoderma.2010.02.007
- Alice, B. G., Lopes, M. F. & Andrade, S.H. (2016). Humic acids: Structural properties and multiple functionalities for novel technological developments. *Materials Science and Engineering C, volume 62*, 967-974. Doi: <https://dx.doi.org/10.1016/j.msec.2015.12.001>
- Álvarez, de la P.J. (2007). Estudio de usos innovadores de los compost urbanos en Europa. Recuperado de

https://www.researchgate.net/publication/311572640_Estudio_de_usos_innovadores_del_compost_en_Europa

- Amouei, A. I., Yousefi, Z., & Khosravi, T. (2017). Comparison of vermicompost characteristics produced from sewage sludge of wood and paper industry and household solid wastes. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, volume 15(1), 1-6. Doi: 10.1186/s40201-017-0269-z
- Andrades, M y Martínez, E. (2014). *Fertilidad del suelo y parámetros que la definen*. Recuperado de: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=267902>
- Antoniadis, V., Robinson, J.S., Alloway, B.J. (2008). Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. *Chemosphere*, volume 71 (4), 759-764. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.10.015>
- Arévalo-Gardini, E., Obando-Cerpa, M., Zúñiga-Cernades, L., Arévalo-Hernández, C., Baligar, V. y He, Z. (2016). Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao (*Theobroma cacao L.*) en tres regiones del Perú. *Ecología Aplicada*, volumen 15(2), 81-89. Doi: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.747>
- Arnesen, A. K. M., & Singh, B. R. (1998). Plant uptake and DTPA-extractability of Cd, Cu, Ni and Zn in a Norwegian alum shale soil as affected by previous addition of dairy and pig manures and peat. *Canadian Journal of Soil Science*, volume 78(3), 531–539. Doi: 10.4141/s97-093
- Arrieche - Isabel, L. (2008). *Efecto de la fertilización orgánica y química en suelos degradados cultivados con maíz (zea mays L) en el estado Yaracuy, Venezuela* (tesis doctoral). Universidad de Valladolid, Venezuela.
- Atiyeh, R.M., Arancon, N., Edwards, C.A., & Metzger, J.D. (2001). The influence of earthworm processed pig manure on the growth and productivity of marigolds.

- Bioresource Technology, volume 81(2), 103-108. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11762902>
- Augstburger, F., Berger, J., Censkowsky, U., Heid, P., Milz, J. y Streit, C. (2000). *Agricultura Orgánica en el trópico y subtrópico*. Recuperado de <https://www.naturland.de/images/SP/Productores/cacao.pdf>
- Avendaño-Rojas, D. A. (2003). *El proceso del compostaje*. Chile: Pontificia Universidad de Chile. Recuperado de <https://docplayer.es/17073510-El-proceso-de-compostaje.html>
- Aydinalp, C. & Marinova, S. (2003). Distribution and Forms of Heavy Metals in Some Agricultural Soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, volume 12(5), 629-633. Recuperado de <http://www.pjoes.com/Distribution-and-Forms-of-Heavy-Metals-r-nin-Some-Agricultural-Soils,87601,0,2.html>
- Azevedo, S. M., Ferracciú, A.L y Grimarães, G.L. (2003). Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, volume 60, 793-806. Recuperado de <https://www.scielo.br/pdf/sa/v60n4/a29v60n4.pdf>
- Backes, C.A., McLaren, R.G., Rate, A.W., & Swift, R.S. (1995). Kinetics of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. *Soil Science Society of America Journal*, volume 59(3), 778-785. Doi: 10.2136/sssaj1995.03615995005900030021x
- Baki, M.H., Shemirani, F., & Khani, R. (2013). Potential of sawdust as a green and economical sorbent for simultaneous preconcentration of trace amounts of cadmium, cobalt, and lead from water, biological, food, and herbal samples. *Journal of food science*, volume 78(5), 797-804. Doi: 10.1111/1750-3841.12104
- Balluerka, L.N., Vergara, I.A. (2002). *Diseños de investigación experimental en psicología: modelos y análisis de datos mediante el SPSS 10.0*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=8420534471>

- Barancíková, G., Madams, M. & Rybár, O. (2004). Crop contamination by selected trace elements. *Journal of Soils and Sediments*, volume 4, 37-42. Recuperado de [https:// link.springer.com/article/10.1007/BF02990827](https://link.springer.com/article/10.1007/BF02990827)
- Beiyuan, J., Yasser, M.A., Beckers, F., Daniel, C. T., Yong, S.O. & Rinklebe, J. (2017). Mobility and Phytoavailability of As and Pb in a contaminated soil using pine sawdust biochar under systematic change of redox conditions. *Chemosphere*, volume 178, 110 -118. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.022
- Benito-Sullca, J.A. (2009). Manejo Integrado del cultivo de cacao. *Instituto Nacional de Innovación Agraria -INIA*, Serie Folleto N°4-09, 17. Recuperado de http://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/inia/177/1/Cultivo_cacao_2009.pdf
- Bernier, R., y Bortolameolli, G. (s.f). *Técnica de diagnóstico de fertilidad del suelo, fertilización de praderas, cultivos y mejoramiento de praderas*. Recuperado de: <http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR25546.pdf>
- Bhat, S. A., Singh, J., & Vig, A. P. (2013). Vermiremediation of dyeing sludge from textile mill with the help of exotic earthworm *Eisenia fetida* Savigny. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 20(9), 5975–5982. Doi: 10.1007/s11356-013-1612-2
- Bhat, S. A., Singh, S., Singh, J., Kumar, S., Bhawana & Vig, A. P. (2018). Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms: vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. *Bioresource technology*, volume 252, 172-179. Doi: 10.1016/j.biortech.2018.01.003
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Horn, R., Kandeler, E., Kogel-Knabner, I., Kretschmar, R., et al. (2010). *Scheffer/Schachtschabel—Lehrbuch der Bodenkunde*. Berlin, Germany: Spektrum Akademischer Verlag
- Blume, H.-P., Brümmer, G. W., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. (2016). *Scheffer/Schachtschabel/Soil Science*. Doi: 10.1007/978-3-642-30942-7

- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Mani, P. A., & Duraisamy, A. (2003). Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect on lime addition. *Plant and Soil*, volume 251(2), 187–198. Doi: 10.1023/a:1023037706905
- Bolan, N.S., Adriano, D.C, Duraisamy, P. & Mani, A. (2003). Immobilization and Phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition. *Plant and Soil*, volume 256(1), 231-241. Doi: 10.1023/A:1026288021059
- Bolan, N.S., & Duraisamy, V.P., (2003). Role of inorganic and organic soil amendments on immobilisation and phytoavailability of heavy metals: a review involving specific case studies. *Australian Journal of Soil Research*, volume 41(3), 533–555. Doi: 10.1071/SR02122
- Bonomelli, C., Boilla, C. y Valenzuela, A. (2003). Efecto de la fertilización fosforada sobre el contenido de cadmio en cuatro suelos de Chile. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, volumen 38(10), 1179-1186. Recuperado de <http://www.scielo.br/pdf/pab/v38n10/18299>
- Bot, A. y Benites, J. (2005). *The importance of soil organic matter. Key to drought-resistant soil and sustained food production*. Recuperado de www.fao.org/3/a-a0100e.pdf
- Bouyoucos, G.J. (1962). Hydrometer method improved for making particle-size analyses of soils. *Agronomy Journal*, volume 54, 464–465. Doi: 10.2134/agronj1962.00021962005400050028x
- Boza, E.J., Motamayor, J.C., Amores, F.M., Amador, S.C., Tondo, C.L., Livingstone, D.S., Schnell, R.J, & Gutiérrez, O.A. (2014). Genetic characterization of the cacao cultivar CCN 51: its impact and significance on global cacao improvement and production. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, volume 139 (2), 219–229. Doi: <https://doi.org/10.21273/JASHS.139.2.219>

- Bradley, N. (2007). *The response surface methodology* (Tesis de maestría). Recuperado de https://scholarworks.iu.edu/dspace/bitstream/handle/2022/16795/NBradley_thesis.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Browder, J.O., Trondoli Matricardi, E.A., & Abdala, W.S. (1996). Is sustainable tropical timber production financially visible? A comparative analysis of mahogany silviculture among small farmers in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, volume 16, 147-159.
- Burlakovs, J., Klavins, M., Osinska, L., & Purmalis, O. (2013). The Impact of Humic Substances as Remediation Agents to the Speciation Forms of Metals in Soils. *Procedia APCBEE*, volume 5, 192-196. Doi: 10.1016/j.apcbee.2013.05.034
- Cabildo, M. M.; Cornago, R. M.; Escolástico, L. C.; Esteban, S. S.; López, G. C. y Sanz, del C. D. (2017). *Bases Químicas del Medio Ambiente*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=8436268059>
- Calkins, W.H. (1994). The chemical forms of sulfur in coal: a review. *Fuel*, volume 73(4), 475-484. Doi: 10.1016/0016-2361(94)90028-0
- Callirgos - Rodríguez, C. M. (2014). *Evaluación de la capacidad fitorremediadora de la especie chrysopogon zizanioides mediante la incorporación de enmiendas en relaves mineros* (Tesis pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.
- Cárdenas-Morales, A. A. (2012). *Presencia de Cadmio en algunas parcelas de cacao orgánico de la Cooperativa Agraria Industrial Naranjillo-Tingo María-Perú* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo María.
- Carhuancho, F. (2012). Aprovechamiento del estiércol de gallina para la elaboración de biol en biodigestores tipo Batch como propuesta al manejo de residuo avícola (Tesis pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima.

- Casas, F. R. (2011). *El suelo de cultivo y las condiciones climáticas*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=8428332878>
- Cayuelaa, M.L., Millnerb, P.D., Meyerc, S.L.F., & Roiga, A. (2008). Potential of olive mill waste and compost as biobased pesticides against weeds, fungi, and nematodes. *Science of the Total Environment. Environmental*, volume 399(1-3), 11-18. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.03.031
- Cepeda, J.D. (2009). *Química de los suelos*. Ciudad de México, México: Editorial Trillas.
- Cerrato, M.E., Leblanc, H.A., Cruz, W., y Genao, A. (2006). Tiempos de estabilización de bokashis elaborados en fincas de la Universidad Earth. *Tierra Tropical*, volumen 2(2), 161-167. Recuperado de <http://tierratropical.org/es/editions/edition-2-2-2006/the-time-of-stabilization-of-bokashis-produced-on-the-farms-at-earth-university/>
- Chacín, L.F. (2000). Diseño y Análisis de Experimentos para generar Superficies de Respuesta. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=9800018107>
- Chaffei, C., Pageau, K., Suzuki, A., Gouia, H., Ghorbel, M.H., & Masclaux-Daubresse, C. (2004). Cadmium Toxicity Induced Changes in Nitrogen Management in *Lycopersicon esculentum* Leading to a Metabolic Safeguard Through an Amino Acid Storage Strategy. *Plant Cell Physiol*, volume 45(11), 1681-1693. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15574844>
- Chang-Chien, S. W., Wang, M. C. & Huang, C. C. (2006). Reactions of compost-derived humic substances with lead, copper, cadmium, and zinc. *Chemosphere*, volume 64(8), 1353–1361. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.041
- Chavez, E., He, Z.L., Stoffella, P.J., Mylavarapu, R.S., Li, Y.C., Moyano, B., Baligar, V.C. (2015). Concentration of cadmium in cacao beans and its relationship with soil cadmium in southern Ecuador. *Science of the Total Environment*, volume 533, 205–214. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.06.106

- Chavez, E., He, Z. L., Stoffella, P. J., Mylavarapu, R., Li, Y., & Baligar, V.C. (2016). Evaluation of soil amendments as a remediation alternative for cadmium-contaminated soils under cacao plantations. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 23(17), 17571–17580. Doi: 10.1007/s11356-016-6931-7
- Chen, H.-S., Huang, Q.-Y., Liu, L.-N., Cai, P., Liang, W., & Li, M. (2010). Poultry Manure Compost Alleviates the Phytotoxicity of Soil Cadmium: Influence on Growth of Pakchoi (*Brassica chinensis L.*). *Pedosphere*, volume 20(1), 63–70. Doi: 10.1016/s1002-0160(09)60283-6
- Cho, B. R., Shin, S., Choi, Y., & Kovach, J. (2009). Development of a multidisciplinary optimization process for designing optimal pharmaceutical formulations with constrained experimental regions. *The International Journal of Advanced Manufacturing Technology*, volume 44(9-10), 841–853. Doi: 10.1007/s00170-008-1895-5
- Christensen, T.H., & Haug, P. (1999). Solid Phase Cadmium and the Reactions of Aqueous Cadmium with Soil Surfaces. *Cadmium in Soils and Plants*, volume 85, 65-96. Recuperado de https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-011-4473-5_4
- Clemens, S. (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*, volume 88, 1707-1719. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biochi.2006.07.003>
- Clemente, R., & Bernal, M.P. (2006). Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbón in two contaminated soils amended with humic acides. *Chemosphere*, volume 64, 1264-1273. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.058>

- Coker, C. (2006). Environmental remediation by composting. *BioCycle*, volume 47 (12), 18–23. Recuperado de <https://www.biocycle.net/2006/12/14/environmental-remediation-by-composting/>
- Comisión Europea (CE). (2014) Reglamento (UE) No 488/2014 de la Comisión de 12 de mayo de 2014 que modifica el Reglamento (CE) No 1881/2006 por lo que respecta al contenido máximo de cadmio en los productos alimenticios. *Diario Oficial de la Unión Europea*. Recuperado de <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A32014R0488>
- Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira [CEPLAC] (2001). *Sistema de producao de cacau para a Amazônia brasileira*. Recuperado de <https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br/consulta/busca?b=ad&id=390385&biblioteca=vazio&busca=autoria:%22SILVA,%20A.%20DE%20P.%22&qFacets=autoria:%22SILVA,%20A.%20DE%20P.%22&sort=&paginacao=t&paginaAtual=1>
- Cornell University Cooperative Extension [CUCE]. (2017). Cation Exchange Capacity (CEC). *Agronomy Fact Sheet Series*, vol. 22, 1-2. Recuperado de <http://nmsp.cals.cornell.edu/publications/factsheets/factsheet22.pdf>
- Cortes, P. L., Bravo, R.I., Martín, P.F. y Menjivar., F. J. (2016). Extracción secuencial de metales pesados Zinc en dos suelos contaminados (Andisol y Vertisol) enmendados con ácidos húmicos. *Acta Agronómica*, volumen 65, 232-238. Doi: <https://doi.org/10.15446/acag.v65n3.44485>
- Dawson, G.F., MD, MS, FAAEP (2009). Interpretación fácil de la bioestadística: La conexión entre la evidencia y las decisiones médicas. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=8480868597>
- De Meeus, C., Eduljee, G.H. & Hutton, M. (2002). Assessment and management of risks arising from exposure to cadmium in fertilisers. *The Science of the Total*

Environment, volume 291, 167-187. Doi: [https://doi. https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)01098-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)01098-1)

Del Socorro- Bravo, R.I., Arboleda, P.C. y Martín, F.P. (2014). Efecto de la calidad de la materia orgánica asociada con el uso y manejo de suelos en la retención de cadmio, en sistemas altoandinos de Colombia. *Acta agronómica*, volumen 63(2), 164-174 Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/acag/v63n2/v63n2a09.pdf>

Díaz-José, O., Aguilar-Ávila, J., Rendón-Medel, R. y Santoyo-Cortés, H. (marzo de 2013). Current state of and perspectives on cocoa production in Mexico. *Ciencia e Investigación Agraria*, volumen 40(2), 279-289. Doi: <http://dx.doi.org/10.7764/rcia.v40i2.1095>

Domínguez, M. T., Madrid, F., Marañón, T., & Murillo, J. M. (2009). Cadmium availability in soil and retention in oak roots: Potential for phytostabilization. *Chemosphere*, volume 76(4), 480–486. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.03.026

Doran, J. W. & Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, volume 15, 3-11. Recuperado de <http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/15>

Durán-Ramírez, F., Alba-Cuéllar, N., Guerrero, K.L., y Zambrano, E. (2013). *Rehabilitación del suelo agrícola con compostaje*. Bogotá, Colombia: Grupo Latino Editores.

Efraim, P. (2009). Contribuição a melhoria de qualidade de produtos de cacau no Brasil, por meio da caracterização de derivados de cultivares resistentes a vassoura-de-bruxa e de sementes danificadas pelo fungo (tese doutorado). Recuperado de <http://repositorio.unicamp.br/jspui/handle/REPOSIP/255232>

Estrada-Pareja, M. (2005). Manejo y procesamiento de la gallinaza. *Lasallista de Investigación*, volumen 2(1), 43-48. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/695/69520108.pdf>

- Fan, K.C., Hsi, H.C., Chen, C.W., Lee, H.L., Hseu, Z.Y. (2011). Cadmium accumulation and tolerance of mahogany (*Swietenia macrophylla*) seedlings for phytoextraction applications. *Journal of Environmental Management*, volume 92, 2818-2822. Doi: 10.1016/j.jenvman.2011.06.032
- Figueroa, P.G. (2003). Optimización de una superficie de respuesta utilizando JMP IN. *Mosaicos Matemáticos*, volumen 11, 17-23. Recuperado de <http://semana.mat.uson.mx/MemoriasXVII/XIII/gudelia.pdf>
- Finck, A. (2013). *Fertilizantes y fertilización*. Barcelona, España: Editorial Reverté
- Ge, Y., & Hendershot, W. (2005). Modeling Sorption of Cd, Hg and Pb in Soils by the NICA-Donnan Model. *Soil & Sediment Contamination*, volume 14, 53-69. Doi: 10.1080/15320380590891817
- Gigliotti, G., Businelli, D., & Giusquiani, P. L. (1996). Trace metals uptake and distribution in corn plants grown on a 6-year urban waste compost amended soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, volume 58(2-3), 199-206. Doi: 10.1016/0167-8809(96)01032-8
- Gogo, S., Shreeve, T. G., & Pearce, D. M. E. (2010). Geochemistry of three contrasting British peatlands: Complex patterns of cation availability and implications for microbial metabolism. *Geoderma*, volume 158(3-4), 207–215. Doi: 10.1016/j.geoderma.2010.04.031
- Gómez-Aliaga, R., García-Blas, R., Tong, F. y Gonzales-Huerta, C. (2014). *Paquete tecnológico del cultivo del cacao*. Recuperado de <http://docplayer.es/8404643-Paquete-tecnologico-del-cultivo-del-cacao-fino-de-aroma.html>
- Gómez-Tequia, A. N. y Tovar-Gil, X. del P. (2008). *Elaboración de un abono orgánico fermentado a partir de residuos de flores (Pétalos de Rosas) y su caracterización para uso en la producción de albahaca (Ocimum basilicum L.)* (Tesis de

pregrado). Recuperado de
<http://www.javeriana.edu.co/biblos/tesis/ciencias/tesis121.pdf>

González, M. A., Pavlovic, I., Rosas-Delgado, R., & Barriga, C. (2014). Removal of Cu²⁺, Pb²⁺, and Cd²⁺ by layered double hydroxide- humate hybrid, sorbate and sorbent comparative studies. *Chemical Engineering Journal*, volume 254, 605-611. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.132>

González-Caballero, M. (2012). *El terreno*. Barcelona, España: Edicions de la Universitat Politècnica de Catalunya, SL.

González, V., García, I., Del Moral, F., & Simón, M. (2012). Effectiveness of amendments on the spread and phytotoxicity of contaminants in metal – arsenic polluted soil. *Journal of Hazardous Materials*, volume 205-206, 72-80. Doi: [10.1016/j.jhazmat.2011.12.011](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.011)

Gonzales-Guaman, C. E. (2016). *Evaluación de la concentración mínima aceptable e identificación de metales pesados presentes en el grano de cacao del Ecuador* (Tesis de pregrado). Recuperado de <http://repositorio.utmachala.edu.ec/bitstream/48000/7789/1/Gonzalez.pdf>

Gramlich, A., Tandy, S., Gauggel, C., López, M., Perla, D., Gonzalez, V., Schullin, R. (2018). Soil cadmium uptake by cocoa in Honduras. *Science of The Total Environment*, volume 612, 370-378. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.145>

Gray, C. (1998). *The phytoavailability of Cadmium in some New Zealand Soils* (Doctoral thesis). Lincoln University, Christchurch.

Güngör, E. B. Ö., & Bekbölet, M. (2010). Zinc release by humic and fulvic acid as influenced by pH, complexation and DOC sorption. *Geoderma*, volume 159(1-2), 131-138. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.004>

Guo, F., Ding, C., Zhou, Z., Huang, G., & Wang, X. (2018). Effects of combined amendments on crop yield and cadmium uptake in two cadmium contaminated

- soils under rice-wheat rotation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, volume 148, 303–310. Doi:10.1016/j.ecoenv.2017.10.043
- Guo, G.L., Zhou, Q.X., & Ma, L.Q. (2006). Availability and assessment of fixing additives for the in situ remediation of heavy metal contaminated soils: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, volume 116 (1-3), 513-528. Doi: 10.1007/s10661-006-7668-4
- Hamon, R.E., McLaughlin, M.J., & Cozens, G. (2002). Mechanisms of Attenuation of Metal Availability in In Situ Remediation Treatments. *Environmental Science & Technology*, volume 36 (18), 3991–3996. Doi: 10.1021 / es025558g
- Hand, P. (1988). *Earthworm Biotechnology (vermicomposting)*. In: Greenshields R. (eds) Resources and Applications of Biotechnology. Palgrave Macmillan, London. Recuperado de <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-349-09574-25>
- Hattori, H., Kuniyasu, K., Chiba, K., & Chino, M. (2006). Effect of chloride application and low soil pH on cadmium uptake from soil by plants. *Soil Science and Plant Nutrition*, volume 52(1), 89–94. Doi: 10.1111/j.1747-0765.2006.00007.x
- He, S., He, Z., Yang, X., Stoffella, P. J. & Baligar, V. C. (2015). Soil biogeochemistry, plant physiology, and phytoremediation of Cadmium contaminated soils. *Advances in Agronomy*, volume 134, 134-225. Doi: <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2015.06.005>
- Hong, C. O., Lee, D. K., Chung, D. Y., & Kim, P. J. (2007). Liming Effects on Cadmium Stabilization in Upland Soil Affected by Gold Mining Activity. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, volume 52(4), 496–502. doi:10.1007/s00244-006-0097-0
- Hong, C. O., Owens, V. N., Kim, Y. G., Lee, S. M., Park, H. C., Kim, K. K., ... Kim, P. J. (2014). Soil pH Effect on Phosphate Induced Cadmium Precipitation in Arable Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, volume 93(1), 101–105. doi:10.1007/s00128-014-1273-y

- Honma, T., Ohba, H., Makino, T., & Ohyama, T. (2015). Relationship between Cadmium Fractions Obtained by Sequential Extraction of Soil and the Soil Properties in Contaminated and Uncontaminated Paddy Soils. *Journal of Chemistry*, volume 2015, 1–9. Doi:10.1155/2015/714680
- Horneck, D, Sullivan, D., Owen, J., & Hart, J. (2011). *Soil Test Interpretation Guide*. Recuperado de <https://catalog.extension.oregonstate.edu/ec1478>
- Houben, D., Pircar, J., & Sonnet, P. (2012). Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability. *Journal of Geochemical Exploration*, volume 123, 87-94. Doi: 10.1016/j.gexplo.2011.10.004
- Huamani-Yupanqui, H. A., Huauya-Rojas, M.A., Mansilla-Minaya, L.G., Florida-Rofner, N. y Neira-Trujillo, G. M. (2012). Presencia de metales pesados en cultivo de cacao (*Theobroma cacao L.*) orgánico. *Acta Agronómica*, volumen 61(4), 339-344. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169926831006>
- Huauya, M. y Huamani, H. (2014). Macrofauna edáfica y metales pesados en el cultivo de cacao, *Theobroma Cacao L.* (Malvaceae). *The Biologist*, volumen 12(1), 45-55. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4754850>
- Huaynates - Natividad, J. L. (2013). *Efecto de la materia orgánica en la absorción de cadmio por el suelo, en la localidad de Supte* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria de la Selva, Tingo Maria-Huánuco.
- Hueso-González, P., Muñoz-Rojas, M. y Martin-Murillo, J.F. (2018). The role of organic amendments in drylands restoration. *Environmental Science & Health*, volume 5, 1-6. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.12.002>
- Hussain, N., Abbasi, T., Abbasi, S.A. (2017). Enhancement in the productivity of ladies finger (*Abelmoschus esculentus*) with concomitant pest control by the vermicompost of the weed salvinia (*Salvinia molesta*, Mitchell). *International*

Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture, volume 6 (4), 335-343. Doi: 10.1007/s40093-017-0181-7

Hussaini, A. (2013). Vermiculture bio-technology: An effective tool for economic and environmental sustainability. *African Journal of Environmental Science and Technology*, volume 7(1), 56-60. Doi: 10.5897/AJEST12.021

Ihnat, M. & Fernandes, L. (1996). Trace elemental characterization of composted poultry manure. *Bioresource Technology*, volume 57(2), 143–156. Doi: 10.1016/0960-8524(96)00061-2

Info cafés, (28 de abril de 2017). Socializarán enmiendas orgánicas para reducir absorción de cadmio en cultivo de cacao [Consultas técnicas]. Recuperado de: <https://www.diariovoces.com.pe/79690/socializaran-enmiendas-organicas-reducir-absorcion-cadmio-cultivo-cacao>.

Instituto de Ecología [INECOL]. (2008). *Humus de lombriz (Lombricomposta)- especificaciones y métodos de prueba*. Recuperado de <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2007/nmx-ff-109-scfi-2008.pdf>

Instituto para la Innovación Tecnológica en la Agricultura [INTAGRI] (s.f). *La importancia del zinc en las plantas y su dinámica en el suelo*. Recuperado de: <https://www.intagri.com/articulos/nutricion-vegetal/la-importancia-del-zinc-en-las-plantas-y-su-dinamica-en-el-suelo#>

Irfan Sohail, M., Arif, M., Rauf, A., Rizwan, M., Ali, S., Saqib, M., & Zia-ur-Rehman, M. (2019). Organic Manures for Cadmium Tolerance and Remediation. *Cadmium Tolerance in Plants*, 19–67. Doi: 10.1016/b978-0-12-815794-7.00002-3

Jadia, C. d. & Fulekar, M. H. (2009). Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African Journal of Biotechnology*, volume 8(6), 921-928. Doi: 10.5897/AJB2009.000-9152

- Jarup, L. (2002). Cadmium overload and toxicity. *Nephrology Dialysis Transplantation*, volume 17, 35-39. Recuperado de [http:// paperity.org/p/54019740/cadmium-overload-and-toxicity](http://paperity.org/p/54019740/cadmium-overload-and-toxicity)
- Joglar, R. L. (2005). *Biodiversidad de Puerto Rico: vertebrados terrestres y ecosistemas*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=8x8IAQAAMAAJ>
- Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. (2010) *Trace Elements in Soils and Plants*. Recuperado de <http://base.dnsgb.com.ua/files/book/Agriculture/Soil/Trace-Elements-in-Soils-and-Plants.pdf>
- Kabata-Pendias, A., & Mukherjee, A. B. (2007). *Trace elements from soil to human*. Berlin, Germany: Springer.
- Kashem, M.A. & Singh, B.R. (2001). Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH and solubility of Cd, Ni and Zn. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, volume 61(3), 247-255. Recuperado de <https://link.springer.com/article/10.1023/A:1013762204510>
- Kazy, S. K., Das, S. K., & Sar, P. (2006). Lanthanum biosorption by a *Pseudomonas sp.*: equilibrium studies and chemical characterization. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, volume 33(9), 773–783. Doi: 10.1007/s10295-006-0108-1
- Khan, M. A., Khan, S., Khan, A. & Alam, M. (2017). Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of the Total Environment*, volume 601-602, 1591-1605. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.030>
- Khan, A., Khan, S., Khan, M.A., Qamar, Z. & Waqas, M. (2015). The uptake and bioaccumulation of heavy metals by food plants, their effects on plants nutrients, and associated health risk. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 22, 13772-13799. Doi: 10.1007/s11356-015-4881-0

- Khan, S., Rehman, S., Khan, A.Z., Khan, M.A. & Shah, M.T. (2010). Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxicol Environmental Safety*, volume 73, 1820-1827. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.08.016>
- Khan, S., Reid, B. J., Li, G., & Zhu, Y.-G. (2014). Application of biochar to soil reduces cancer risk via rice consumption: A case study in Miaoqian village, Longyan, China. *Environment International*, volume 68, 154–161. Doi: [10.1016/j.envint.2014.03.017](https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.017)
- Kiehl, E.J. (2004). Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto, fourth ed. (Piracicaba).
- Kim, S. U., Owens, V. N., Kim, S. Y., & Hong, C. O. (2017). Effect of different way of bottom ash and compost application on phytoextractability of cadmium in contaminated arable soil. *Applied Biological Chemistry*, volume 60(4), 353–362. Doi: [10.1007/s13765-017-0287-7](https://doi.org/10.1007/s13765-017-0287-7)
- Kirkham, M.B. (2006). Cadmium in plants on polluted soils: effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma*, volume 137(1-2), 19–32. Doi: [10.1016/j.geoderma.2006.08.024](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.024)
- Krishnamurti, G.S., Huang, P.M., Kozak, L.M. (1999). Sorption and desorption kinetics of cadmium from soils: influence of phosphate. *Soil Science*, volume 164(12), 888-898. Recuperado de <https://www.osti.gov/biblio/20080447>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., & Maurice, C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management*, volume 28(1), 215–225. Doi: [10.1016/j.wasman.2006.12.012](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012)
- Kwiatkowska-Malina, J. (2018). Functions of organic matter in polluted soils: The effect of organic amendments on phytoavailability of heavy metals. *Applied Soil Ecology*, volume 123, 542–545. Doi:[10.1016/j.apsoil.2017.06.021](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.021)

- Laegrid, M., Bockman, O.C., & Kaarstad, E.O. (1999). Agriculture fertilizers and environment. *Wallingford*, 294. Recuperado de <https://www.amazon.com/Agriculture-Fertilizers-Environment-Cabi-Publishing/dp/0851993583>
- Lazcano, C., Gómez-Brandón, M., & Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*, vol. 72(7), 1013–1019. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.04.016
- Lee, S.-H., Lee, J.-S, Jeong Choi, Y., & Kim, J.-G. (2009). In situ stabilization of cadmium -, lead-, and zinc-contaminated soil using various amendments. *Chemosphere*, volume 77(8), 1069-1075. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.08.056
- Lee, S.-J., Lee, M.-E., Chung, J. W., Park, J. H., Huh, K. Y., & Jun, G.-I. (2013). Immobilization of Lead from Pb-Contaminated Soil Amended with Peat Moss. *Journal of Chemistry*, volume 2013, 1–6. Doi:10.1155/2013/509520
- Lelis, M.P.N., Pereira Neto, J.T. (1999). Estudo e avaliação do balanço de umidade na compostagem. In: 20° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, pp. 1699–1708.
- Lewis, C., Lennon, A. M., Eudoxie, G., & Umaharan, P. (2018). Genetic variation in bioaccumulation and partitioning of cadmium in *Theobroma cacao* L. *Science of The Total Environment*, volume 640-641, 696–703. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.365
- Li, J. & Xu, Y. (2014). Immobilization of Cd in a paddy soil using moisture management and amendment. *Environ Sci Pollut Res*, volume 22 (7), 5580-5586. Doi 10.1007/s11356-014-3788-5
- Lima, J. Z., Raimondi, I. M., Schalch, V., & Rodrigues, V. G. S. (2018). Assessment of the use of organic composts derived from municipal solid waste for the adsorption

- of Pb, Zn and Cd. *Journal of Environmental Management*, volume 226, 386–399.
Doi:10.1016/j.jenvman.2018.08.047
- Liu, L., Chen, H., Cai, P., Liang, W., Huang, Q. (2009). Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost. *Journal of Hazardous Materials*, volume 163(2-3), 563-567. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.07.004
- Liu, C.-C., & Lin, Y.-C. (2013). Reclamation of copper-contaminated soil using EDTA or citric acid coupled with dissolved organic matter solution extracted from distillery sludge. *Environmental Pollution*, volume 178, 97–101. Doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.034
- Liu, Y., Xiao, T., Ning, Z., Li, H., Tang, J. & Zhou, G. (2013). High cadmium concentration in soil in the Three Gorges region: Geogenic source and potential bioavailability. *Applied Geochemistry*, volume 37, 149-156. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- Liu, J., Zhao, C., Zhang, Z., Liao, J., Liu, Y., & Cao, X. (2016). Fluorine effects on U (VI) sorption by hydroxyapatite. *Chemical Engineering Journal*, volume 288, 505–515. Doi: 10.1016/j.cej.2015.12.045
- Lombi, E., Zhao, F.-J., Zhang, G., Sun, B., Fitz, W., Zhang, H., & McGrath, S. P. (2002). In situ fixation of metals in soils using bauxite residue: chemical assessment. *Environmental Pollution*, volume 118(3), 435–443. Doi: 10.1016/s0269-7491(01)00294-9
- Mahar, A., Wang, P., Li, R., & Zhang, Z. (2015). Immobilization of Lead and Cadmium in Contaminated Soil Using Amendments: A Review. *Pedosphere*, volume 25(4), 555–568. Doi: 10.1016/s1002-0160(15)30036-9
- Matos-Moreira, M., Elvira López-Mosquera, M., Cunha, M., Jesús Sáinz Osés, M., Rodríguez, T., & Carral, E. V. (2011). Effects of Organic Fertilizers on Soil

Physicochemistry and on the Yield and Botanical Composition of Forage over 3 Years. *Journal of the Air & Waste Management Association*, volume 61(7), 778–785. Doi: 10.3155/1047-3289.61.7.778

McLaren, R.G., & Cameron, K.C. (1996). *Soil science: sustainable production and environmental protection*. Oxford University Press.

Medellín, P. M. (14 de noviembre de 2002). *Agenda Pendiente VII: Uso de suelo*. San Luis Potosí: Diario de San Luis. Recuperado de <http://repositorio.minagri.gob.pe/handle/MINAGRI/478>

Mehta, C.M., Palni, U., Franke-Whittle, I.H., & Sharma, A.K. (2014). Compost: its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Management*, volume 34, 607–622. Doi: 10.1016/j.wasman.2013.11.012.

Mendoza - Solano, R. (2012). *Efecto de la materia orgánica, arcilla y pH en la CIC de los suelos del Sur-Oeste del distrito El Mantaro, Jauja* (tesis de pregrado). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo

Minerales & Derivados Sudamericana SAC [M&DS] (s.f). *Enmiendas Agrícolas Cálcidas, Abonos Naturales y Abonos orgánicos*. Lima, Perú: Pacífico.

Ministerio de Agricultura y Riego [MINAGRI] (2018). *Aprueban documento denominado “Lineamientos de muestreo para la determinación de niveles de cadmio en suelos, hojas, granos y productos derivados de cacao”, R.M. N° 0451-2018-MINAGRI*. Lima: El Peruano. Recuperado de <https://busquedas.elperuano.pe/download/url/aprueban-documento-denominado-lineamientos-de-muestreo-para-resolucion-ministerial-no-0451-2018-minagri-1713361-2>

Ministerio del Ambiente [MINAM] (2017). *Aprueban Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo, D.S.N°011-2017-MINAM*. Lima: El Peruano. Recuperado de <http://sinia.minam.gob.pe/download/file/fid/59914>

- Ministerio del Ambiente [MINAM] (2014). *Guía para muestreo de suelos*, en el marco del D.S.N°002-2013-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo. Lima: Dirección General de Calidad Ambiental. Recuperado de <http://sinia.minam.gob.pe/normas/aprueban-guia-muestreo-suelos-guia-elaboracion-planes-descontaminacion>
- Modaihsh, A.S., Swailem, M.S. & Mahjoub, M.O. (2004). Heavy Metals Content of Comercial Inorganic Fertilizers Used in the Kingdom of Saudi Arabia. *Agricultural and Marine Sciences*, volume 9(1), 21-25. Doi: <http://dx.doi.org/10.24200/jams.vol9iss1pp21-25>
- Moreno, J.L., Hernández, T., Pérez, A., & García, C. (2002). Toxicity of cadmium to soil microbial activity: effect of sewage sludge addition to soil on the ecological dose. *Applied Soil Ecology*, volume 21(2), 149–158. Doi: 10.1016/S0929-1393(02)00064-1
- Moreno, J.; Moral, R. García-Morales, J.L.; Pascual, J.A. y Bernal, M.P. (2014). *Residuos orgánicos en la restauración/rehabilitación de suelos degradados y contaminados*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=8484766896>
- Muscolo, A., Papalia, T., Settineri, G., Mallamaci, C., & Jeske-Kaczanowska, A. (2018). Are raw materials or composting conditions and time that most influence the maturity and/or quality of composts? Comparison of obtained composts on soil properties. *Journal of Cleaner Production*, volume 195, 93–101. Doi:10.1016/j.jclepro.2018.05.204
- Ndegwa, P.M., & Thompson, S.A. (2001). Integrating composting and vermicomposting in the treatment and bioconversion of biosolids. *Bioresource Technology*, volume 76(2), 107–112. Doi: 10.1016/s0960-8524(00)00104-8

- Niño, B.D. (2015). *Cuantificación de cadmio en cacao proveniente del occidente de Boyacá por la técnica analítica de voltamperometría* (Tesis de pregrado). Recuperado de <https://repositorio.uptc.edu.co/bitstream/001/1425/2/TGT-174.pdf>
- Onyatta, J.O., & Huang, P.M. (1999). Chemical speciation and bioavailability index of cadmium for selected tropical soils in Kenya. *Geoderma*, *volume* 91(1-2), 87–101. Doi: 10.1016/s0016-7061(99)00002-6
- Opeyemi, A.A., Fidelis, O.A., Ademola, B., & Philip, O. (2005). Quality Management Practices in Cocoa Production in South-Western Nigeria. *Conference on International Research on Food Security, Natural Resource Management and Rural Development*. Recuperado de: <http://www.tropentag.de/2005/abstracts/full/29.pdf>
- Orozco, M., Thienhaus, S. (1997). Efecto de la Gallinaza en plantaciones de cacao (*Theobroma Cacao L.*) en desarrollo. *Agronomía mesoamericana*, *volumen* 8(1), 81-92. Recuperado de http://www.mag.go.cr/rev_meso/v08n01_081.pdf
- Orozco, R.R, Muñoz, H.R. (2012). Efecto de abonos orgánicos en las propiedades químicas del suelo y el rendimiento de la mora (*Rubus adenotrichus*) en dos zonas agroecológicas de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, *volumen* 25(1), 16-31. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4835576>
- Ozdes, D., Gundogdu, A., Kemer, B., Duran, C., Senturk, H.B., Soylak, M. (2009). Removal of Pb (II) ions from aqueous solution by a waste mud from copper mine industry: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of Hazardous Materials*, *volume* 166(2-3), 1480–1487. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.12.073>
- Pardo, T., Bernal, M. P., & Clemente, R. (2014). Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: I. Effects on trace

- elements and nutrients solubility and leaching risk. *Chemosphere*, volume 107, 121–128. Doi:10.1016/j.chemosphere.2014.03.023
- Pathma, J., & Sakthivel, N. (2012). Microbial diversity of vermicompost bacteria that exhibit useful agricultural traits and waste management potential. *SpringerPlus*, volume 1(26), 1-19. Doi: 10.1186/2193-1801-1-26
- Paz-Ferreiro, J. (2006). *Propiedades bioquímicas de suelos de prado de Galicia*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=nul5vDjLjloC>
- Peng, J., Song, Y., Yuan, P., Cui, X., & Qiu, G. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediment. *Journal of Hazardous Materials*, volume 161(2-3), 633–640. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.04.061
- Pentari, D., Perdikatsis, V., Katsimicha, D., & Kanaki, A. (2009). Sorption properties of low calorific value Greek lignites: removal of lead, cadmium, zinc and copper ions from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, volume 168 (2-3), 1017-1021. Doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.02.131
- Pereira, M. G., & Arruda, M. A. Z. (2003). Vermicompost as a natural adsorbent material: characterization and potentialities for cadmium adsorption. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, volume 14(1), 39–47. Doi: 10.1590/s0103-50532003000100007
- Pereira de Araújo, R., Furtado de Almeida, A.-A., Silva Pereira, L., Mangabeira, P. A. O., Olimpio Souza, J., Pirovani, C. P., Ahnert, D., & Baligar, V. C. (2017). Photosynthetic, antioxidative, molecular and ultrastructural responses of young cacao plants to Cd toxicity in the soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, volume 144, 148–157. Doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.06.006
- Pérez, A., Céspedes, C., y Núñez, P. (2008). Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República

- Dominicana. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, volumen 8 (4), 10-29. Recuperado de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rcsuelo/v8n3/art02.pdf>
- Pérez de Mora, A., Madejón, E., Burgos, P., & Cabrera, F. (2006). Trace element availability and plant growth in a mine-spill contaminated soil under assisted natural remediation I. Soils. *Science of The Total Environment*, volume 363(1-3), 28–37. Doi:10.1016/j.scitotenv.2005.10.015
- Pérez de Mora, A., Madejón, E., Burgos, P., & Cabrera, F. (2006). Trace element availability and plant growth in a mine – spill – contaminated soil under assisted natural remediation II. Plants. *Science of the Total Environment*, volume 363(1-3), 38-45. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.10.016
- Petruzzelli, G. (1996). Heavy Metals in Compost and their Effect on Soil Quality. *The Science of Composting*, 213-223. Doi: 10.1007/978-94-009-1569-5_21
- Pigatin, L. B. F., Atoloye, I. A., Obikoya, O. A., Borsato, A. V., & Rezende, M. O. O. (2016). Chemical study of vermicomposted agroindustrial wastes. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, volume 5(1), 55–63. Doi: 10.1007/s40093-016-0117-7
- Porta, C.J., López-Acevedo, M. y Roquero, C. (2003). *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. Madrid, España: Ediciones Mundi-Prensa.
- Porter, S. K., Scheckel, K. G., Impellitteri, C. A., & Ryan, J. A. (2004). Toxic Metals in the Environment: Thermodynamic Considerations for Possible Immobilization Strategies for Pb, Cd, As, and Hg. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, volume 34(6), 495–604. Doi: 10.1080/10643380490492412
- Prieto-Méndez, J., Gonzáles-Ramírez, C.A., Román-Gutiérrez, A.D., y Prieto-García, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, volumen 10(1), 29-44. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93911243003>

- Puschenreiter, M., Horak, O., Friesl, W., Hartl, W. (2005). Low-cost agricultural measures to reduce heavy metal transfer into food chain (review). *Plant Soil and Environment*, volume 51(1), 1–11. Doi: 10.17221/3549-PSE
- Quirós, T. A. (1954). *Geografía de Costa Rica*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=UwplAAAAMAAJ>
- Ramtahal, G., Chang, Y.I., Bekele, I., Bekele, F., Lawrence, W., Maharaja, K., Harrynanan, L., (26/01/16). Relationships between Cadmium in Tissues of Cacao Trees and soils in plantations of Trinidad and Tobago. *Food and Nutrition Sciences*, volume 7(1), 37-43. Doi: <http://dx.doi.org/10.4236/fns.2016.71005>
- Reinoso, M.A. (2001). *Evaluación de las pérdidas de calidad de postcosecha de la zanahoria blanca (Arracacia xhantorrhiza Bancroft)* (Tesis de pregrado). Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=9SQgAgAAQBAJ>
- Rodríguez-Serrano, M., Martínez-de la Casa, N., Romero-Puertas, M.C., Del Río, L.A., y Sandalio, L.M. (2008). Toxicidad del cadmio en Plantas. *Ecosistemas*, volumen 17(3), 139-146. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=558>
- Román, P., Martínez, M. M., y Pantoja, A. (2013). *Manual de compostaje del agricultor: Experiencias en América Latina*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-i3388s.pdf>
- Romero, E. F, Álvarez-Vargas, J.R. y Ferrer, C.N. (2016). Evaluación del desempeño de un secador directo sobre semillas de cacao (*Theobroma cacao L.*). *Avances en Investigación agropecuaria*, volumen 20(1), 25-30. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=83747942003>
- Ruda, de S. E.; Mongiello, A. y Acosta, A. (2004). *Contaminación y salud del suelo*. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?isbn=9875082449>
- Ruttens, A., Adriaensen, K., Meers, E., De Vocht, A., Geebelen, W., Carleer, R., ... Vangronsveld, J. (2010). Long-term sustainability of metal immobilization by soil

amendments: Cyclonic ashes versus lime addition. *Environmental Pollution*, volume 158(5), 1428–1434. Doi: 10.1016/j.envpol.2009.12.037

Rys, G.J. (2008). *Cadmium in New Zealand Agriculture Report of the Cadmium Working Group*. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/263927404_Cadmium_in_New_Zealand_Agriculture_Report_of_the_Cadmium_Working_Group

Sarwar, N., Saifullah., Malhi, S.S., Zia, M.H., Naeem, A., Babia, S. & Farida, G. (2010). Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, volume 90, 925-937. Doi: 10.1002/jsfa.3916

Sarwar, G., Schmeisky, H., Hussain, N., Muhammad, S., Ibrahim, M., & Safdar, E. (2008). Improvement of soil physical and chemical properties with compost application in rice-wheat cropping system. *Pakistan Journal of Botany*, volume 40(1), 275-282. Recupereate of <https://pdfs.semanticscholar.org/7b51/9c22965061fce3f173b08ca97f2930f8877e.pdf>

Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Riffaldi, R., y Vanni, G. (1997). Papel de los constituyentes químicos de la paja de trigo y la lechada de cerdo en su descomposición en el suelo. *Biología y fertilidad de los suelos*, volumen 25 (4), 401-406. Doi: 10.1007 / s003740050332

Schulin, R., Khoshgoftarmanesh, A., Afyuni, M., Nowack, B., & Frossard, E. (2009). Effects of soil management on zinc uptake and its bioavailability in plants. In: Banuelos, G., & Lin, Z. (Eds.), *Development and Uses of Biofortified Agricultural Products* (95–114). Boca Raton, USA: CRC Press

Schweizer, S. A., Seitz, B., van der Heijden, M. G. A., Schulin, R., & Tandy, S. (2018). Impact of organic and conventional farming systems on wheat grain uptake and

- soil bioavailability of zinc and cadmium. *Science of The Total Environment*, volume 639, 608–616. Doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.187
- Sebastian, A., & Prasad, M. N. V. (2013). Cadmium minimization in rice. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, volume 34(1), 155–173. Doi: 10.1007/s13593-013-0152-y
- Senesi, G.S., Baldassarre, G., Senesi, N., & Radina, B. (1999). Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*, volume 39 (2), 343-377. Doi: 10.1016/s0045-6535(99)00115-0
- Serret-Guasch, N., Giralt-Ortega, G. y Quintero- Rios, M. (2016). Caracterización de aserrín de diferentes maderas. *Tecnología Química*, volumen 36, 468-479. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852016000300012
- Sgherri, C., Quartacci, M.F., Izzo, R. & Navari- Izzo, F. (2002). Relation between lipoic acid and cell redox status in wheat grown in excess copper. *Plant Physiology and Biochemistry*, volume 40(6-8), 591-597. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0981-9428\(02\)01421-3](https://doi.org/10.1016/S0981-9428(02)01421-3)
- Shaheen, Th. I. & Emam, H.E (2017). Sono-chemical synthesis of cellulose nanocrystals from Wood sawdust using Acid hidrolisis. *International Journal of Biological Macromolecules*, volume 107, 1599-1606. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.10.028>
- Sharma, K. & Garg, V. K. (2018). Comparative analysis of vermicompost quality produced from rice straw and paper waste employing earthworm *Eisenia fetida* (Sav.). *Bioresource Technology*, volume 250, 708–715. Doi:10.1016/j.biortech.2017.11.101
- Shi, L., Guo, Z., Peng, C., Xiao, X., Feng, W., Huang, B., & Ran, H. (2019). Immobilization of cadmium and improvement of bacterial community in contaminated soil following a continuous amendment with lime mixed with

- fertilizers: A four-season field experiment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, volume 171, 425–434. Doi: 10.1016/j.ecoenv.2019.01.006
- Shi, Y., Huang, Z., Liu, X., Imran, S., Peng L., Dai, R. & Deng, Y. (2016). Environmental materials for remediation of soils contaminated with lead and cadmium using maize (*Zea mays* L.) growth as a bioindicator. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 23(7), 6168-6178. Doi: 10.1007/s11356-015-5778-7
- Shuman, L. M. (1999). Organic Waste Amendments Effect on Zinc Fractions of Two Soils. *Journal of Environment Quality*, volume 28(5), 1442. Doi: 10.2134/jeq1999.00472425002800050008x
- Sierra, C. (2017). Una mirada a los ácidos húmicos y a su efectividad en el suelo. *El Mercurio*. Recuperado de <http://www.elmercurio.com/Campo/Noticias/Analisis/2016/05/17/Una-mirada-a-los-acidos-humicos-y-a-su-efectividad-en-el-suelo.aspx>
- Sigel, A., Sigel, H., & Sigel, R. K. (Eds.). (2013). *Cadmium: From Toxicity to Essentiality*. Doi: 10.1007/978-94-007-5179-8
- Silveira, M.L.A., Alleoni, L.R.F., & Guilherme, L.R.G. (2003). Biosolids and heavy metals in soils. *Scientia Agricola*, vol. 60(4), 793-806. Doi: 10.1590/S0103-90162003000400029
- Simmler, M. (2012). *In situ fixation of cadmium in New Zealand pastureland using lignite as a fixing additive*. Lincoln University, Lincoln.
- Sims, J. T., & Johnson, G. V. (1991). Micronutrient soil test. In Mortvedt J. J., Cox, F. R., Shuman, L. M., & Welch, R. M. (eds.), *Micronutrients in Agriculture* (427–476). Madison, Wisconsin, USA: Soil Science Society of America
- Smolders, E., Mertens, J. (2013). Cadmium. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and Their Bioavailability* (283-312). Doi: 10.1007/978-94-007-4470-7

- Solórzano, J.; Alvarado, G. & Briceño, J. (1996) *Evaluación de enmiendas orgánicas en el cultivo de la mora silvestre cv Vino (Rubus praecipus) en la Cima de Dota, San José*. X Congreso Nacional Agronómico y II Congreso de Suelos. San José: Editorial UNED.
- Souza, P. A., Moreira, L. F. Sarmiento, D. H., Costa, F. B. (2018). Cacao—*Theobroma cacao*. *Exotic fruits Reference Guide*, 69-76. Doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803138-4.00010-1>
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Recuperado de <https://www.wiley.com/en-us/Humus+Chemistry%3A+Genesis%2C+Composition%2C+Reactions%2C+2nd+Edition-p-9780471594741>
- Sun, Y., Xu, Y., Wang, L., Liang, X., & Li, Y. (2016). Reliability and stability of immobilization remediation of Cd polluted soils using sepiolite under pot and field trials. *Environmental Pollution*, volume 208, 739-746. Doi: 10.1016/j.envpol.2015.10.054
- Tambone, F.; Genevini, P. & Adani, F. (2007). The Effects of Short-Term Composta Application on Soil Chemical Properties and Nutritional Status of Maize Plant. *Compost Science and Utilization*, volume 15(3), 176-183. Doi: 10.1080/1065657X.2007.10702330
- Thompson, L.M. y Troeh, F.R. (2002). *Los suelos y su fertilidad*. Barcelona, España: Editorial Reverté.
- Tica, D., Udovic, M., & Lestan, D. (2011). Immobilization of potentially toxic metals using different soil amendments. *Chemosphere*, volume 85(4), 577–583. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.06.085
- Tomati, U., Grappelli, A., & Galli, E. (1987). The presence of growth regulators in earthworm-worked wastes. In: Bonvieini-Paglioi, A.M, Omodeo, P. (eds), *On*

earthworms. Proceedings of international symposium on earthworms: selected symposia and monographs (423-435). Modena, Italy: Unione Zoologica Italiana, Mucchi.

Tucci, M.L.S, Abreu, M.F., Coral, F.J., Futino, A.M., Alfonsi, R.R., Saes, L.A (1996). Teores de gordura e ácidos graxos de clones de cacau nas condições do Vale do Ribeira (SP). *Bragantia*, volume 55(2), 207-213. Doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87051996000200001>

Tudoreanu, L. & Phillips, C. J. (2004). Modeling Cadmium Uptake and accumulation in plantas. *Advances in Agronomy*, volume 84, 121-157. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84003-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84003-3)

United States Environmental Protection Agency [USEPA]. (1996). *Method 3050B: Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils*. Selected Analytical Methods for Environmental Remediation and Recovery (SAM). Recuperado de <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>

Usman, A.R., Kuzyakov, Y., Stahr, K. (2004). *Sorption, desorption, and immobilization of heavy metals by artificial soil*. Recuperado de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.561.7512&rep=rep1&type=pdf>

Usón, M. A.; Boixadera, L. J.; Bosch, S. A. y Enrique, M. A. (1ª edición). (2010). *Tecnología de suelos: Estudio de casos*. Lérida, España: Edicions de la Universitat de Lleida.

Vázquez, J. y Loli, O. (2018). Compost y vermicompost como enmiendas en la recuperación de un suelo degradado por el manejo de *Gypsophila paniculata*. *Scientia Agropecuaria*, vol. 9(1), 43-52. Recuperado de <http://www.scielo.org.pe/pdf/agro/v9n1/a05v9n1.pdf>

- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A., & Pigna, M. (2010). Mobility and Bioavailability of Heavy Metals and Metalloids in Soil Environments. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, volume 10(3), 268-292. Doi: 10.4067/s0718-95162010000100005
- Walker, D. J., Clemente, R., & Bernal, M. P. (2004). Contrasting effects of manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste. *Chemosphere*, volume 57(3), 215-224. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.05.020
- Walkley, A. & Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, volume 37(1), 29–38. Doi: 10.1097/00010694-193401000-00003
- Wang, X., Shan, X., Zhang, S., & Wen, B. (2004). A model for evaluation of the phytoavailability of trace elements to vegetables under the field conditions. *Chemosphere*, volume 55(6), 811–822. Doi:10.1016/j.chemosphere.2003.12.003
- Wang, Y., Xu, Y., Li, D., Tang, B., Man, S., Jia, Y., y Xu, H. (2018). Vermicompost and biochar as bio-conditioners to immobilize heavy metal and improve soil fertility on cadmium contaminated soil under acid rain stress. *Science of the Total Environment*, volume 621(9), 1057-1065. Doi: 10.1016/ j.scitotenv.2017.10.121
- Wei, S., & Zhou, Q.-X. (2005). Phytoremediation of Cadmium-Contaminated Soils by *Rorippa globosa* Using Two-Phase Planting. *Environmental Science and Pollution Research - International*, volume 13(3), 151–155. Doi: 10.1065/espr2005.06.269
- Wuana, R. A. & Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network Ecology*, volume 2011, 1-20. Doi: <http://dx.doi.org/10.5402/2011/402647>

- Xiao, A., Ouyang, Y., Li, W. C. & Ye, Z. (2017). Effect of organic manure on Cd and As accumulation in brown rice and grain yield in Cd-As- contaminated paddy fields. *Environmental Science and Pollution Research*, volume 24(10), 9111-9121. Doi: 10.1007/s11356-017-8460-4
- Yu, Y., Wan, Y., Younoussa, C. A. & Li, H. (2018). Effects of the addition and ageing of humic acid-based amendments on the solubility of Cd in soil solution and its accumulation in rice. *Chemosphere*, volume 196, 303-310. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.002>
- Zalidis, G., Barbayiarinis, N., Matsi, T., 1999. Forms and distribution of heavy metals in soils of the Axios delta of northern Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, volume 30(5-6), 817-827. Doi: 10.1080/00103629909370248
- Zarcinas, B. A., Ishak, C. F., McLaughlin, M. J., & Cozens, G. (2004). Heavy metals in soils and crops in Southeast Asia. *Environmental Geochemistry and Health*, volume 26(3-4), 343–357. Doi: 10.1007/s10653-005-4669-0
- Zasoski, R., & Burau, R. (1988). Sorption and sorptive interaction of cadmium and zinc on hydrous manganese oxide. *Soil Science Society of America Journal*, volume 52 (1), 81-87. Doi: 10.2136/sssaj1988.03615995005200010014x
- Zavaleta-García, A. (1992). *Edafología el suelo en relación con la producción*. Lima, Perú: Biblioteca Nacional del Perú.
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., & Zhang, G. (2011). The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environmental Pollution*, volume 159(1), 84–91. Doi: 10.1016/j.envpol.2010.09.019
- Zhao, F.J., Ma, Y., Zhu, Y.G., Tang, Z., & McGrath, S.P. (2015). Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. *Environ. Sci. Technol.*, volume 49, 750–759. Doi: 10.1021/es5047099.

- Zhou, H., Zhou, X., Zeng, M., Liao, B.-H., Liu, L., Yang, W.-T., Wu, Y.-M., Qiu, Q.-Y., & Wang, Y.-J. (2014). Effects of combined amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on contaminated paddy soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, volume 101, 226-232. Doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.01.001
- Zhu, W., Du, W., Shen, X., Zhang, H., & Ding, Y. (2017). Comparative adsorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ by cow manure and its vermicompost. *Environmental Pollution*, 227, 89–97. doi:10.1016/j.envpol.2017.04.048
- Zhu, Q. H., Huang, D.Y., Liu, S. L., Luo, Z. C., Zhu, H. H., Zhou, B., Lei, M., Rao, Z. X., & Cao, X. L. (2012). Assessment of single extraction methods for evaluating the immobilization effect of amendments on cadmium in contaminated acidic paddy soil. *Plant Soil Environment*, volume 58 (2), 98–103. Doi: 10.17221/358/2011-PSE
- Zúñiga-García, M. et al. (2006). *Cultivo del cacao en sistemas agroforestales*. Recuperado de <https://es.slideshare.net/cesarorubio/guia-cacao-parapromotores>

ANEXOS

Anexo 1. Muestreo de suelo



Figura 57. Identificación del área en estudio con plantación de cacao



Figura 58. Delimitación de la parcela en estudio y división en 10 sub parcelas



Figura 59. Identificación de las plantas para el tratamiento 1



Figura 60. Identificación de las plantas para el tratamiento 2



Figura 61. Identificación de las plantas para el tratamiento 3



Figura 62. Identificación de las plantas para el tratamiento 4



Figura 63. Identificación de las plantas para el tratamiento 5



Figura 64. Identificación de las plantas para el tratamiento 6



Figura 65. Identificación de las plantas para el tratamiento 7



Figura 66. Identificación de las plantas para el tratamiento 8



Figura 67. Identificación de las plantas para el tratamiento 9



Figura 68. Identificación de las plantas para el tratamiento 10



Figura 69. Limpieza y extracción de la muestra de suelo con ayuda de una barrena espiral



Figura 70. Sub muestras de suelo listas para la homogenización



Figura 71. Homogenización de las sub muestras y muestra para análisis en el laboratorio



Figura 72. Secado de las muestras de suelo al aire libre



Figura 73. Molido y tamizado de suelo seco

Anexo 2. Análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo



Figura 74. Medición de pH del suelo y lectura de manganeso con EAA de llama

Anexo 3. Análisis de cadmio disponible



Figura 75. Pesado de 5 g de suelo en un vaso de plástico



Figura 76. Adición de 20 ml de Solución Extractante EDTA 0.05M pH 7.0



Figura 77. Agitado de la muestra por espacio de 20 minutos



Figura 78. Filtrado de la muestra para la obtención del extracto



Figura 79. Extracto para la lectura en el espectrofotómetro de absorción atómica

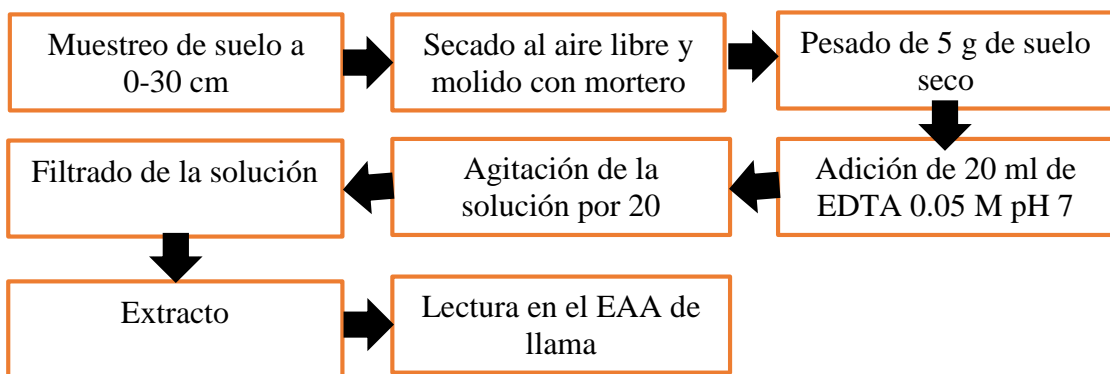


Figura 80. Metodología de análisis de cadmio disponible

Anexo 4. Análisis de cadmio total



Figura 81. Reactivos para la extracción de cadmio total e suelo



Figura 82. Pesado de 2 g de suelo en matraz de 125 ml con sus respectivos embudos



Figura 83. Digestión de la muestra y filtrado

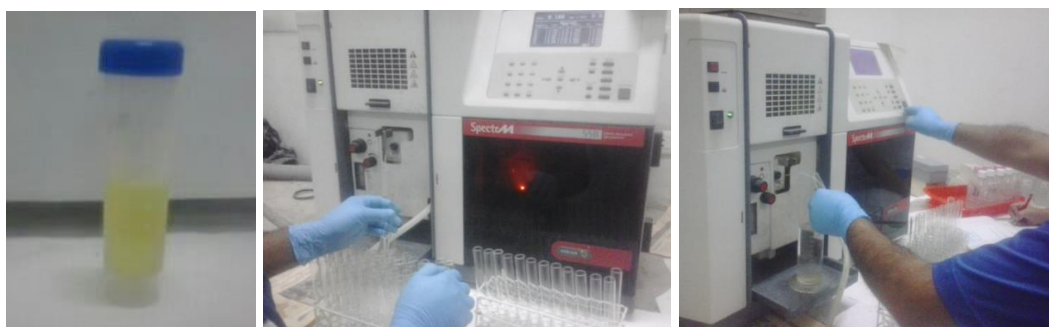


Figura 84. Extracto y lectura de cadmio total en el EAA de llama

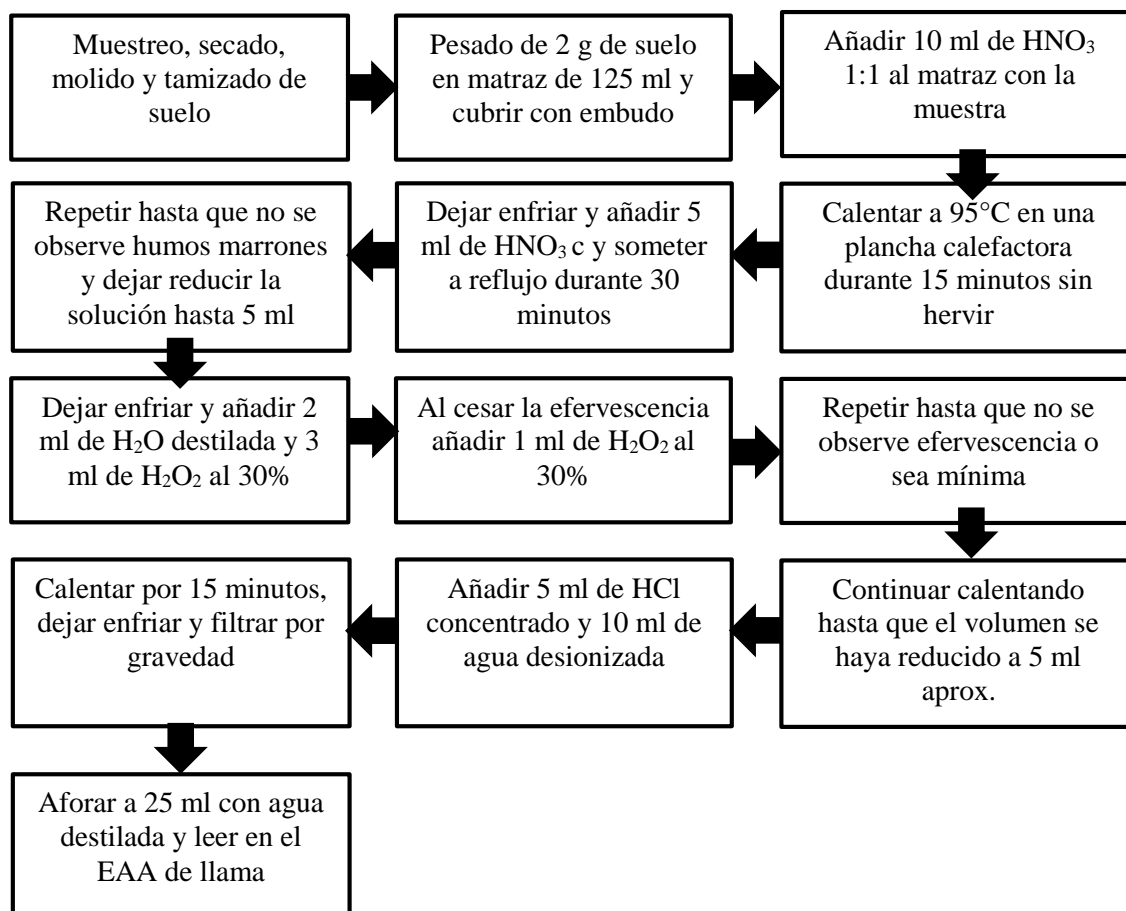


Figura 85. Metodología para la extracción de cadmio total, EPA 3050

Anexo 5. Muestreo y análisis de los granos de cacao sin cascarilla



Figura 86. Muestreo de las mazorcas de cacao



Figura 87. Despulpado y secado de los granos de cacao



Figura 88. Mazorcas de cacao de los tratamientos 1 y 2



Figura 89. Mazorcas de cacao de los tratamientos 3 y 4



Figura 90. Mazorcas de cacao de los tratamientos 5 y 6



Figura 91. Mazorcas de cacao de los tratamientos 7 y 8



Figura 92. Mazorcas de cacao de los tratamientos 9 y 10



Figura 93. Secado de los granos de cacao para el descascarillado



Figura 94. Molido y digestión de la almendra del grano de cacao

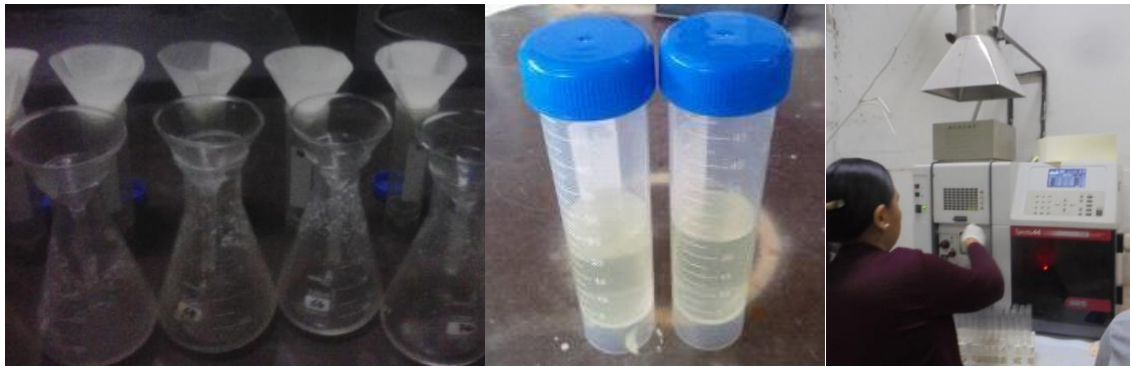


Figura 95. Filtrado del extracto y lectura de Cd total

Anexo 6. Caracterización de las enmiendas seleccionadas



Figura 96. Enmiendas orgánicas para caracterización

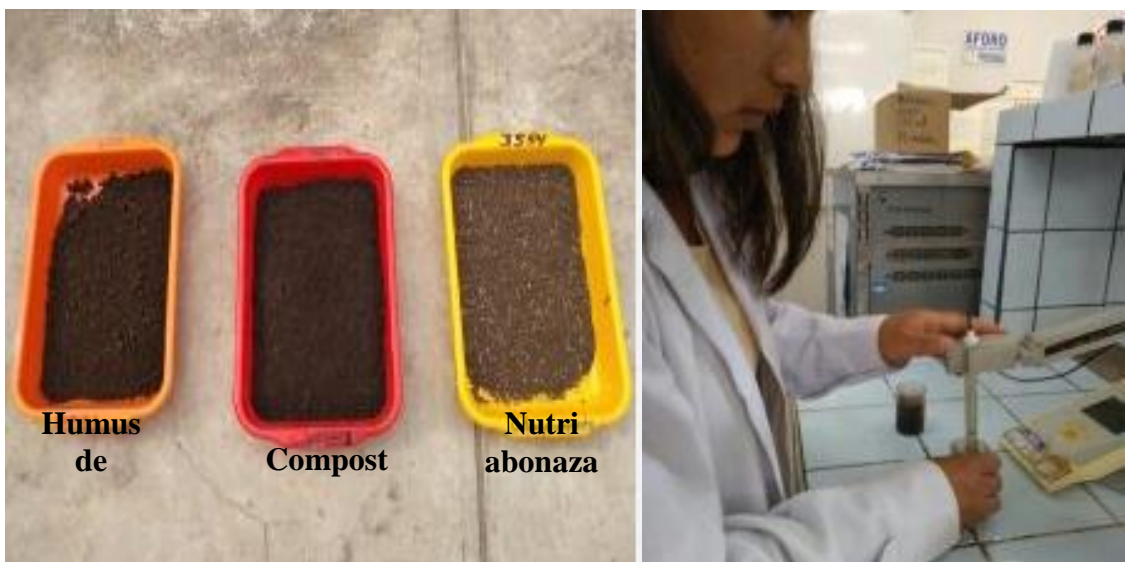


Figura 97. Secado y medición de pH de las enmiendas orgánicas seleccionadas

Anexo 7. Aplicación de las enmiendas orgánicas



Figura 98. Limpieza alrededor de la planta para la aplicación de las enmiendas orgánicas



Figura 99. Plantaciones de cacao libres de hojarasca para la aplicación de las enmiendas



Figura 100. Traslado de las enmiendas orgánicas

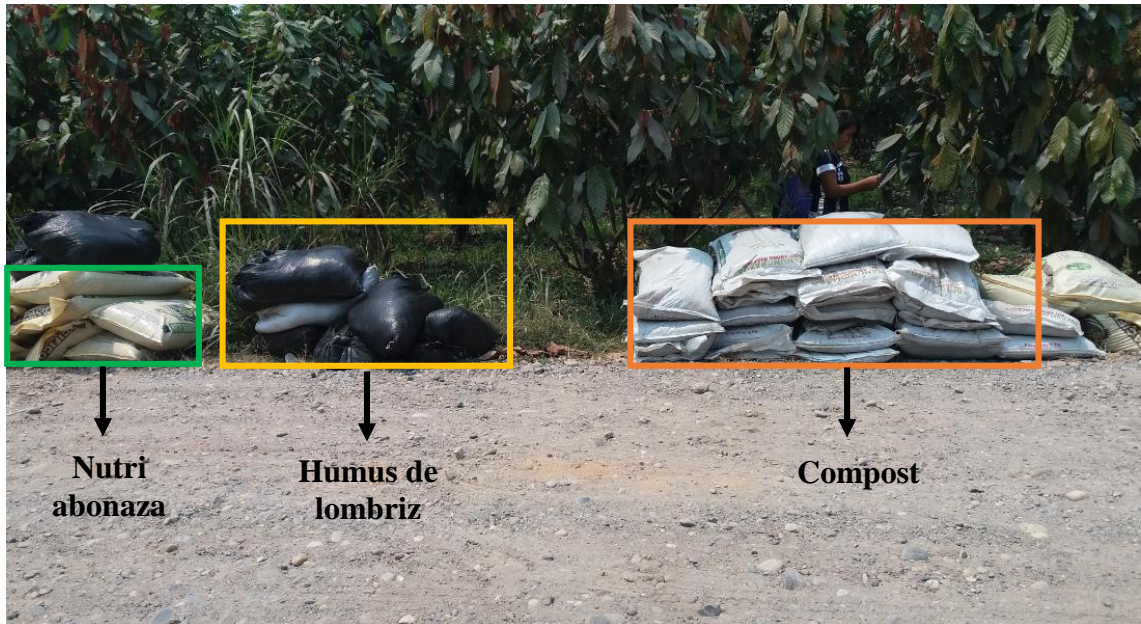


Figura 101. Enmiendas trasladadas al campo



Figura 102. Mezcla de la gallinaza compuesta con el compost "Wanunchasqa"



Figura 103. Pesaje de las enmiendas orgánicas para la aplicación en la superficie del suelo



Figura 104. Humus de lombriz para la aplicación a las plantaciones de cacao



Figura 105. Aplicación del humus de lombriz alrededor de la planta de cacao



Figura 106. Aplicación de las enmiendas seleccionadas a las plantas de cacao del clon CCN-51



Figura 107. Recubrimiento de las enmiendas aplicadas con las hojarascas del cacao

Anexo 8. Visita al campo experimental



Figura 108. Visita del co asesor al campo experimental



Figura 109. Encharcamiento del T5: gallinaza compuesta (33%) + Compost (67%)



Figura 110. Encharcamiento del T6: Humus de lombriz (33%) + compost (67%)

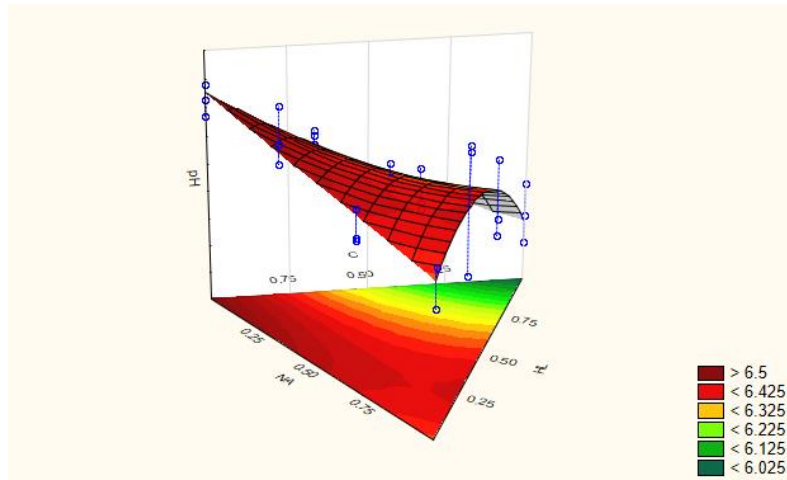


Figura 111. Superficie de respuesta de la variable pH, modelo cuadrático $R^2=0.6838$, R^2 ajust.=0.6179

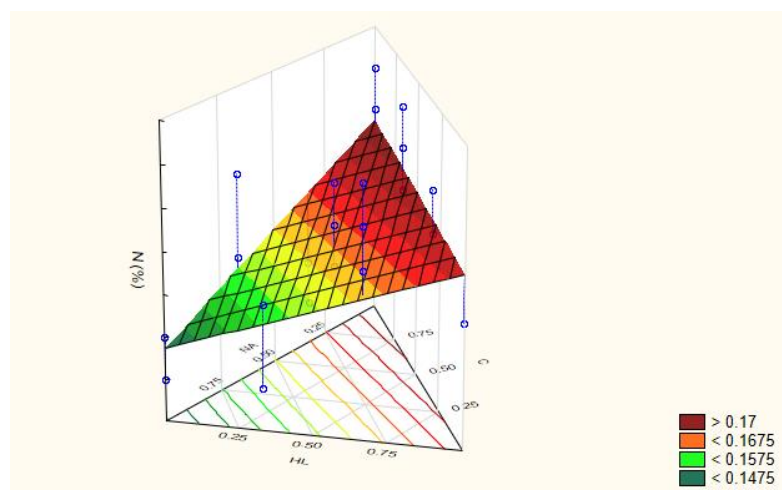


Figura 112. Superficie de respuesta de N total (%), modelo lineal, $R^2=0.3526$, R^2 ajust.=0.3047

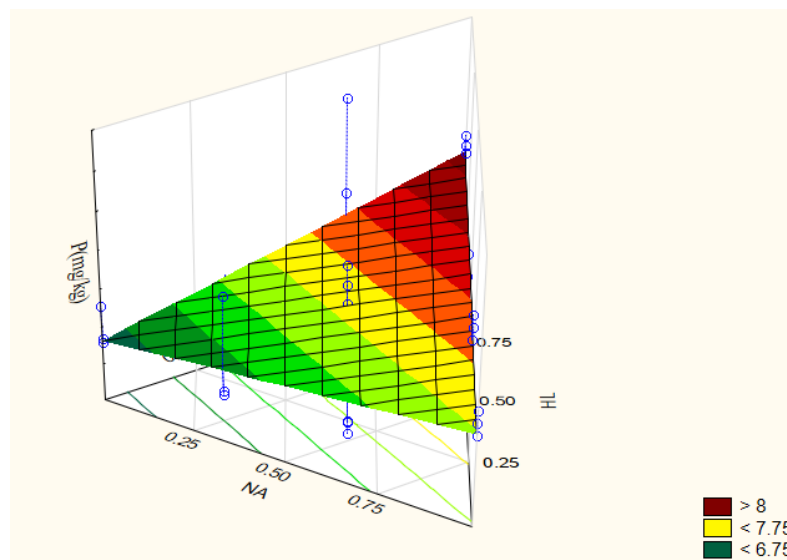


Figura 113. Superficie de respuesta de P disponible (mg/kg) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.2666$, R^2 ajust.=0.2122

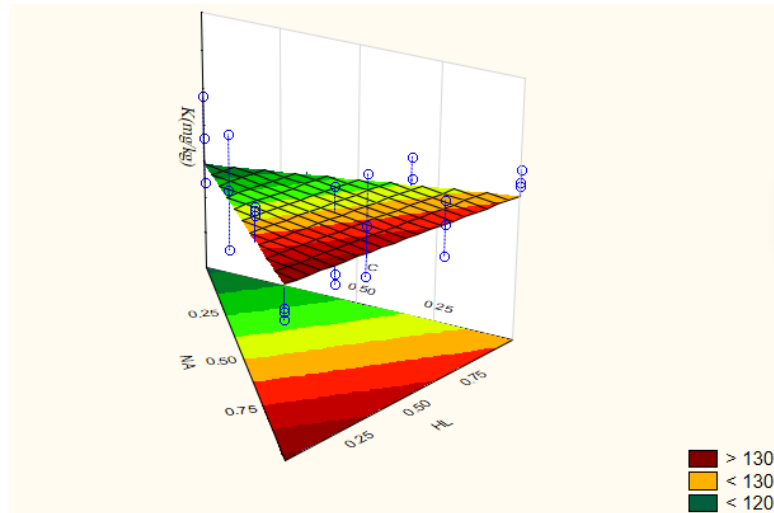


Figura 114. Superficie de respuesta de K disponible (mg/kg) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.179$, R^2 ajust.=0.1182

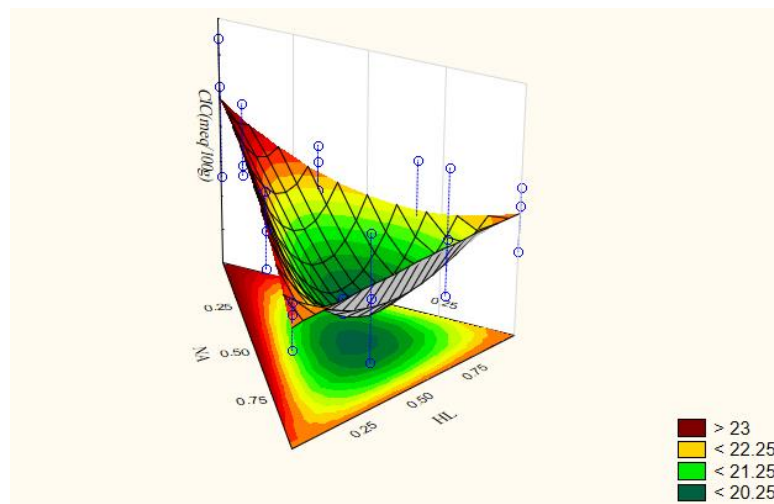


Figura 115. Superficie de respuesta de CIC (meq/100g) en el suelo, modelo especial cúbico, $R^2=0.4769$, R^2 ajust.=0.3404

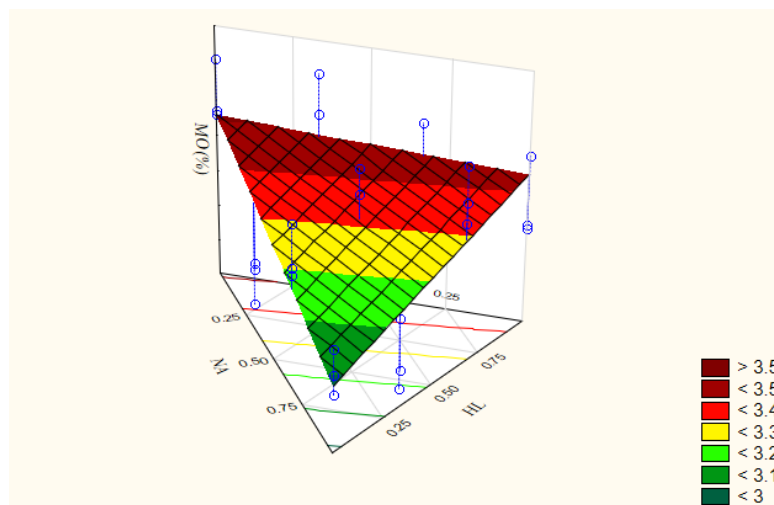


Figura 116. Superficie de respuesta de MO (%) en el suelo, modelo lineal, $R^2=0.3088$, R^2 ajust.=0.2576

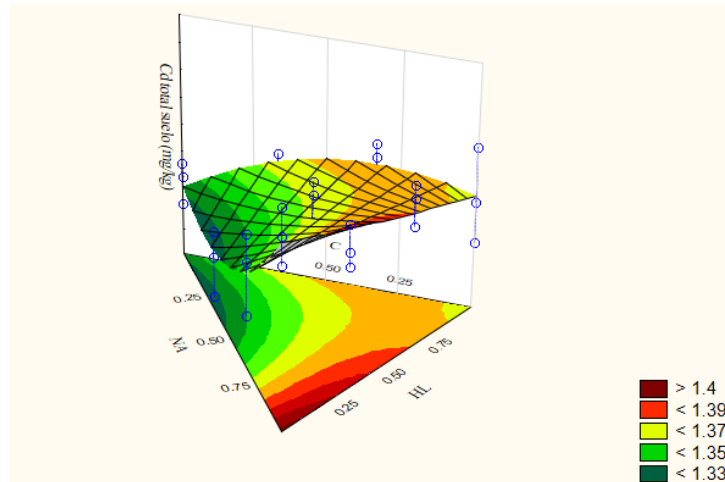


Figura 117. Superficie de respuesta de Cd total en suelo, modelo cuadrático, $R^2=0.6406$, R^2 ajust.=0.5657

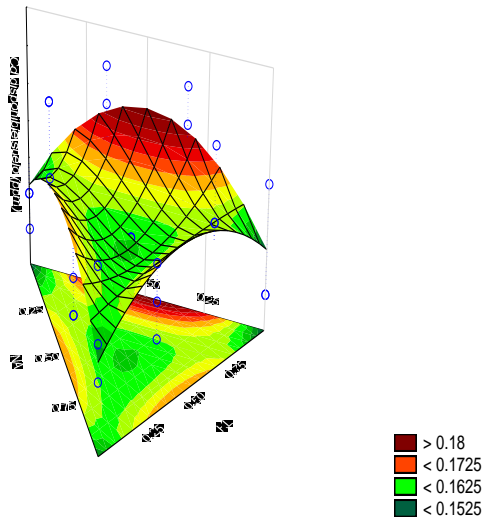


Figura 118. Superficie de respuesta de Cd disponible (mg/kg) en el suelo, modelo cúbico especial, $R^2 = 0.3427$, R^2 ajust. = 0.1713

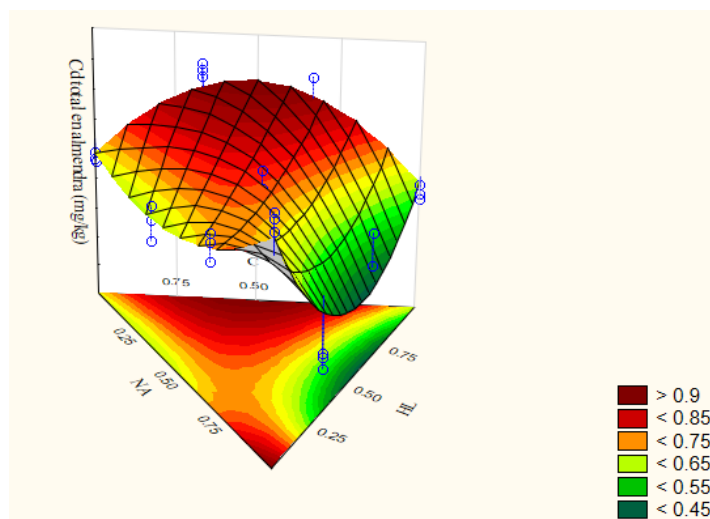


Figura 119. Superficie de respuesta de Cd total (mg/kg) en almendra de grano de cacao, modelo cúbico especial, $R^2 = 0.7733$, R^2 ajust. = 0.7142

Tabla 60. Costos de la aplicación de las enmiendas orgánicas en las plantaciones de cacao

Ítem	Actividades	Materiales/Insumos	Cantidad	Unidad de medida	Costo unitario (s/.)	Costo parcial (S/.)
1.1	Compra de enmiendas orgánicas	Gallinaza compuesta	600	Kg	0.60	360
		Humus de lombriz roja californiana	600	Kg	0.80	480
		Compost	600	Kg	0.60	360
1.2	Transporte de las enmiendas al campo	Alquiler de camioneta	1	Unidad	100	100
1.3	Limpieza de terreno	Mano de obra no calificada	2	Jornal	30	60
1.4	Pesado y mezclado de enmiendas	Mano de obra no calificada	3	Jornal	30	90
		Alquiler de pala, manta, balde	3	Unidad	10	30
Costo total (s/.)						1480