



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

**DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO
AMBIENTE**



TESIS

**EVALUACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICO - QUÍMICAS, PLOMO
ASIMILABLE Y VALOR AMBIENTAL EN SUELO AGRÍCOLA ANTE
EXPOSICIÓN AL BOTADERO QUITASOL, ABANCAY - APURÍMAC**

PRESENTADA POR:

BRAULIO PÉREZ CAMPANA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

PUNO, PERÚ

2022

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

EVALUACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICO -
QUÍMICAS

AUTOR

BRAULIO PÉREZ CAMPANA PÉREZ CAM
PANA

RECuento DE PALABRAS

26922 Words

RECuento DE CARACTERES

147264 Characters

RECuento DE PÁGINAS

103 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

2.1MB

FECHA DE ENTREGA

Jun 7, 2023 12:32 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Jun 7, 2023 12:34 PM GMT-5

● 17% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos

- 16% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 8% Base de datos de trabajos entregados
- 4% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)





UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

TESIS

EVALUACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICO - QUÍMICAS, PLOMO ASIMILABLE Y VALOR AMBIENTAL EN SUELO AGRÍCOLA ANTE EXPOSICIÓN AL BOTADERO QUITASOL, ABANCAY - APURÍMAC

PRESENTADA POR:

BRAULIO PÉREZ CAMPANA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTORIS SCIENTIAE EN CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE


.....
Dr. GREGORIO PALOMINO CUELA

PRIMER MIEMBRO


.....
Dr. JAVIER MAMANI PAREDES

SEGUNDO MIEMBRO


.....
Dr. ROBERTO CHAVEZ FLORES

ASESOR DE TESIS


.....
Dr. WALTER ALEJANDRO ZAMALLOA CUBA

Puno, 06 de diciembre de 2022

ÁREA: Ciencias de la Ingeniería

TEMA: Evaluación de Propiedades físico y químicas, plomo asimilable y valor ambiental en suelo agrícola ante exposición al botadero quitasol, Abancay-Apurímac.

LÍNEA: Recursos Naturales y Medio Ambiente.



DEDICATORIA

- A la memoria de mis padres, Sr. Demetrio Pérez Orellana y Sra. Adriana Campana Chaparro De Pérez, por darme todo el apoyo espiritual.
- A mi esposa, Sra. Nohemí Salas Pacheco De Pérez, compañera y alentadora de mi vida.
- A mis hijos, Javier Luis Pérez Salas, Braulio Pérez Salas, Ana Gutiérrez Vilcas, Adriana Cañizalez Lopez por su apoyo motivador constante para lograr en todo momento, la superación profesional.
- A mis nietos, Elvis Pérez Gutiérrez, Yojan Javier Pérez Gutiérrez y Luis Javier Pérez Gutiérrez, por sus solidaridades emocionales.
- Al M.Sc. Juan Alarcon Camacho, colega y compañero de estudios del doctorado, por su empezó incansable hasta lograr el peldaño alcanzado de Doctoris Scientiae en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente.



AGRADECIMIENTOS

- A la Universidad Nacional del Altiplano Puno, por seleccionar en cada módulo del Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, excelentes profesionales.
- A Dios, por darme complacencia en toda mi vida.
- A los docentes de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional del Altiplano, por sus orientaciones profesionales para lograr el cumplimiento de los objetivos.
- Al Dr. Walter Alejandro Zamalloa Cuba, por su asesoramiento y la conclusión de mi trabajo de investigación.
- Al Dr. George Argota Pérez, coasesor y amigo, quien supo apoyar con el diseño metodológico sobre tema del trabajo de investigación.
- Al Dr. Gregorio Palomino Cuela, Presidente del Miembro de Jurados.
- Al Dr. Javier Mamani Paredes, Primer Miembro de Jurado.
- Al Dr. Roberto Chavez Flores, Segundo Miembro de Jurado.
- Al Dr. Walter Alejandro Zamalloa Cuba, Asesor del Trabajo de Investigación del Doctorado.
- A la Srta. Lizbeth Roxana Palomino Chicche, por su apoyo en la digitación.



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	vii
RESUMEN	viii
ABSTRACT	viiiix
INTRODUCCIÓN	1

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico	2
1.1.1. Dimensión de la calidad de los suelos	2
1.2 Antecedentes	19
1.2.1. Botadero sanitario: análisis físico-químicos en suelos agrícolas	23
1.2.2. Movilidad y persistencia ambiental del plomo en suelos agrícolas	24

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema	26
2.2 Enunciados del problema	27
2.2.1. Problema general	27
2.2.2. Problemas específicos	27
2.3 Justificación	27
2.4 Objetivos	28
2.4.1. Objetivo general	28
2.4.2. Objetivos específicos	28
2.5 Hipótesis	28
2.5.1. Hipótesis general	28
2.5.2. Hipótesis específicas	28

...



CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1	Lugar de estudios	29
3.2	Población	29
3.3	Muestra	30
3.4	Método de investigación	30
3.4.1.	Determinación de la materia orgánica en el suelo agrícola	30
3.4.2.	Determinación del pH en el suelo agrícola	31
3.4.3.	Determinación de plomo asimilable en el suelo agrícola	32
3.4.4.	Determinación del costo ambiental sostenible relativo en el suelo agrícola	32
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	34
3.5.1.	Descripción del método Walkley Black para la materia orgánica.	34
3.5.2.	Descripción del pH en el suelo agrícola.	35
3.5.3.	Descripción del plomo en el suelo agrícola.	35
3.5.4.	Aplicación de prueba estadística inferencial.	36

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1	Evaluación de la materia orgánica y el pH del suelo agrícola	37
4.2	Evaluación del costo ambiental sostenible relativo en el suelo agrícola	45
CONCLUSIONES		49
RECOMENDACIONES		50
BIBLIOGRAFÍA		51
ANEXOS		84



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo.	33
2. Categorías del costo ambiental sostenible relativo / intervalo.	33
3. Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica I – período lluvia).	37
4. Pruebas de Múltiple Rangos (Bonferroni HSD).	38
5. Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica II – período de seca).	38
6. Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg.kg^{-1}) / réplica I - período de lluvia.	42
7. Prueba múltiple de rangos / prueba de Bonferroni HSD / Pb asimilable / estaciones de muestreo.	43
8. Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg.kg^{-1}) / réplica II - período de seca.	43
9. Estimación del costo ambiental sostenible relativo / parámetros físico-químicos / exposición al plomo asimilable.	46



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Imagen satelital / botadero de residuos sólidos Quitasol, Abancay-Perú.	29
2. Suelo agrícola en el relleno sanitario Quitasol.	85
3. Muestreo de la capa superficial del relleno sanitario Quitasol.	85



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Suelo agrícola en el relleno sanitario Quitasol.	85
2. Resultados del Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C.	86
3. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.	91
4. Límite máximo permisible del plomo en suelo agrícola / Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.	92

RESUMEN

El tratamiento inadecuado de los desechos urbanos de los botaderos de residuos sólidos representa un riesgo ambiental por las modificaciones subyacentes que pueden generarse hacia los suelos; de modo que, la sistematicidad evaluativa sobre las propiedades físico-químicas permite prevenir cualquier alteración relacionada con su valor de uso. El objetivo del proyecto fue evaluar propiedades físico-químicas, plomo asimilable y valor ambiental del suelo agrícola ante exposición al botadero de Quitasol en Abancay, Apurímac. En noviembre de 2017 y febrero del 2020 se seleccionó mediante un muestreo probabilístico aleatorio, tres muestras de suelo agrícola. En condiciones de laboratorio se determinó, la materia orgánica mediante el método de Walkley-Black, el pH se registró con el equipo Hanna Hi 2898 y el plomo asimilable se cuantificó por espectrofotometría de adsorción atómica con plasma inductivamente acoplado. Los resultados fueron: réplica (periodo húmedo) materia orgánica = punto de muestreo 1; 1.69%; 2; 1.12%, 3; 0.30%; pH = punto de muestreo 1; 7.05, 2; 7.06, 3; 7.26 y Plomo (Pb) asimilable = punto de muestreo 1; 11.26, 2; 12.81, 3; 163.70 mg.kg-1. Para la réplica (periodo seco) los resultados fueron: materia orgánica = punto de muestreo 1; 2.38 %, 2; 1.85% 3; 3.06%, pH = punto de muestreo 1; 7.42, 2; 7.69, 3; 7.58 y plomo (Pb) asimilable para los tres puntos de muestreo fue menor 0.87 mg.kg-1. El porcentaje de la materia orgánica fue limitada, a pesar que el valor del pH estuvo en la neutralidad, pero no es lo recomendado para el rendimiento de los cultivos. El cociente del costo ambiental sostenible relativo según las determinaciones fue de 0.56 lo que indicó, recurso poco sostenible relativo. Se concluye que, la materia orgánica y el plomo (Pb) disponible influyen en el valor de uso limitado del suelo agrícola.

Palabras claves: Botadero, costo ambiental, materia orgánica, pH, plomo y residuos sólidos.



ABSTRACT

The inadequate treatment of urban waste from solid waste dumps represents an environmental risk due to the underlying modifications that can be generated to soils; therefore, the systematic evaluation of their physicochemical properties allows preventing any alteration related to their use value. The objective of the project was to evaluate physicochemical properties, assimilable lead and environmental value of agricultural soil in the face of exposure to the Quitasol dump in Abancay, Apurimac. In November 2017 and February 2020, three samples of agricultural soil were selected by random probability sampling. Under laboratory conditions, organic matter was determined by the Walkley-Black method, pH was recorded with Hanna Hi 2898 equipment and assimilable lead was quantified by atomic adsorption spectrophotometry with inductively coupled plasma. The results were: replicate (wet period) organic matter were: replicate (wet period) organic matter = sampling point 1; 1.69%; 2; 1.12%, 3; 0.30%; pH = sampling point 1; 7.05, 2; 7.06, 3; 7.26 and Assimilable lead (Pb) = sampling point 1; 11.26, 2; 12.81, 3; 163.70 mg.kg-1. For the replicate (dry period) the results were: organic matter = sampling point 1; 2.38 %, 2; 1.85% 3; 3.06%, pH = sampling point 1; 7.42, 2; 7.69, 3; 7.58 and assimilable lead (Pb) for the three sampling points was less 0.87 mg.kg-1. The percentage of organic matter was limited, although the pH value was at neutral, but not recommended for crop yield. The relative sustainable environmental cost quotient according to the determinations was 0.56, which indicated a relatively unsustainable resource. It is concluded that, organic matter and available lead (Pb) influence the limited use value of agricultural soil.

Keywords: Environmental cost, landfill, lead, organic matter, pH and solid waste.

INTRODUCCIÓN

Los residuos sólidos urbanos, generalmente se destinan a botaderos sanitarios donde generan lixiviados y gases tóxicos en condiciones de descomposición físico – químico, sobre la materia orgánica donde se depositan, el cual trae como consecuencia riesgos potenciales a la salud y del ecosistema (Kiss y Encarnación, 2006; Ziraba *et al.*, 2016).

La presencia de lixiviados en los botaderos sanitarios traen afección a los cuerpos hídricos en suelos agrícolas alterando el desarrollo de las plantas y en ciertos casos contaminando las aguas superficiales (Colomer *et al.*, 2013; Dzotsi *et al.*, 2016; Songso, 2017).

La eficiencia de los residuos sólidos que son destinados a los botaderos sanitarios resulta baja y una de las principales causas radica en los limitados presupuestos por parte de los gobiernos locales pudiendo afectarse al costo final de tratamiento lo que conlleva, a perjudicar algunos recursos aledaños de los botaderos de residuos sólidos como son los suelos agrícolas (Hoornweg y Bhada, 2012).

Una adecuada gestión de residuos sólidos urbanos requiere, personal altamente capacitado, disponibilidad operativa presupuestaria, programas sostenibles de gestión, intercambio comunicacional entre municipios y comunidades para que pueda garantizarse posteriormente, la sostenibilidad ambiental sobre el valor de uso de cualquier recurso sostenible (Bernache, 2014).

Los debates y posibles acuerdos sobre la relación del crecimiento económico y efectos ambientales fueron establecidos en la agenda global durante los primeros años de la década del setenta donde se discutía con relación al concepto de eco-desarrollo; y luego en los años ´80, debido a las crisis económicas como ambientales a nivel mundial, todo el debate entonces se orientó hacia los objetivos de un desarrollo en forma sustentable (Bernache, 2011a; Urquidi, 2018a).

La gestión de los botaderos, se puede combinar las dos visiones temporales de desarrollo sustentable; primero, la de corto y mediano plazo, caracterizada por reciclar para disminuir las cantidades posibles a llegar hasta los sitios de disposición final y la segunda, a largo plazo que persigue reducir la producción de residuos y la transformación de los hábitos de consumo de la población (Bernache, 2014).

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1 Dimensión de la calidad de los suelos

1.1.1.1 Sostenibilidad ambiental de los suelos agrícolas ante la disposición de residuos sólidos

La sostenibilidad ecológica durante la intensificación de la producción agrícola, resulta un desafío actual ante el crecimiento demográfico, degradación paulatina de los recursos naturales y el aumento de los gases de efecto invernadero que modifica el cambio climático global, de manera que, existe la obligación no solo de concentrar esfuerzos, sino además de incorporar elementos más perdurables (WDR, 2008).

Se creyó que la degradación de los suelos, estaría dada a la reducción de los insumos químicos y, por tanto, a implementar una agricultura orgánica. Sin embargo, la limitación en el uso de fertilizantes y plaguicidas, reducen los rendimientos más rápidamente que la contaminación ambiental, de manera que, con razón de alimentar a una población cada vez más creciente, la respuesta ante tal necesidad, no debe ser propiamente la reducción de fertilizantes y plaguicidas (Friedrich, 2007).

Se ha comunicado que la pérdida de carbono del suelo por acciones de labranzas mecánicas, constituye el principal factor de que los suelos pierden su capa protectora, disminuyan la biodiversidad, exista pérdida de la materia orgánica y de estructura en los suelos; y por lo tanto, de las

capacidades de éstos en responder a eventos extremos y recuperarse de impactos ambientales es por ello que se condicionan mayores compactaciones, aumento de escorrentías de aguas superficiales y erosión, unido al aumento de plagas, enfermedades y malezas como resultados visibles del mal estado de salud ambiental de los suelos que afectan prácticamente el rendimiento de casi todos los cultivos a nivel global (Montgomery, 2007).

Por otra parte, una de las causas que se suma a la pérdida de los usos de suelos agrícolas, es la disposición sin tratamientos de desechos sólidos. La Organización de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (ONUUDI, 2007), ha definido a los desechos sólidos como todo producto generado por una determinada actividad y que, en múltiples casos, es complejo su reincorporación a los ciclos biogeoquímicos, por cuanto se hace necesario que se implemente un programa de medidas con carácter preventivo, las cuales deberán estar encaminadas a la reducción o mitigación y donde la sociedad en general, tiene que estar involucrada. Para ello, es prudente que exista un adecuado nivel tecnológico, oportunidades de mercado e incentivos con carácter legal para que toda actividad de reutilización y reciclaje de materiales pueda implementarse en todos los sectores locales (El-Hamouz, 2008) y con la participación de forma conjunta del sector privado (Ahmed y Ali, 2004).

Asimismo, la vegetación es un componente fundamental para el funcionamiento de todo ecosistema pudiendo preservar fauna, proporcionar refugio a microorganismos e insectos, además, de representar fuente de alimento para muchas especies animales, insectos y vertebrados donde todo cambio en el paisaje, la creciente urbanización y las extensas áreas afectadas por los humanos han originado modificaciones en la biodiversidad (Křováková *et al.*, 2015; Tang *et al.*, 2017) debido a, la degradación que se produce en el suelo siendo desfavorable como ecosistema (Li *et al.*, 2013; Xuejiang *et al.*, 2015) unido al inadecuado uso del propio suelo (Cerdà *et al.*, 2009; Wong *et al.*, 2015).

Una de las actividades antropogénicas que cambia ecosistemas naturales y

que se subestimó durante decenas de años es relleno sanitario (Koda *et al.*, 2016; Wong *et al.*, 2015). El vertedero es el método de propagación más utilizado a nivel mundial para eliminar los residuos sólidos urbanos (RSU) (Koda *et al.*, 2016; Wong *et al.*, 2015). La disposición de los RSU en los vertederos conlleva una serie de riesgos ambientales (contaminación del aire, suelo y agua subterránea, riesgo de incendios y explosiones, malos olores o daños a la vegetación) y preocupaciones sobre la salud humana (Adamcová *et al.*, 2017; Nannoni *et al.*, 2015). Durante el vertido de residuos, se libera a la atmósfera una amplia gama de contaminantes como son gases y materias particulares (PM) (Majdinasab y Yuan, 2017).

Se conoce que, los vertederos de residuos sólidos municipales liberan numerosos contaminantes para el medio ambiente como los metales: Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{+} , xenobióticos, hidrocarburos aromáticos, fenoles, etc.) o gas de vertedero (CO_2 , CH_4 , CO , H_2S , etc.) (Han *et al.*, 2016; Youcai y Ziyang, 2016).

De forma constante se buscan métodos efectivos para evaluar el impacto ambiental que generan los rellenos sanitarios, pero entre las grandes dificultades está el poco uso de datos de monitoreo previamente obtenidos y modelos matemáticos apropiados, diferentes se calculan los parámetros ambientales (Dangi *et al.*, 2015). Estos parámetros presentan diversas formas de impacto en los vertederos sobre elementos ambientales, así como poder determinar las propias características de los elementos (Zamorano *et al.*, 2005). Un gran número de autores han sugerido diferentes métodos para la evaluación del impacto ambiental de rellenos sanitarios nuevos o sanitarios (Dangi *et al.*, 2015; Omar *et al.*, 2012; Yang *et al.*, 2014). Sin embargo, se han desarrollado muy pocas metodologías para la evaluación del impacto ambiental de vertederos que ya son insuficientemente controlados (Arrieta *et al.*, 2016).

En ese sentido se evidencia, que desde hace varios años se ha intentado generar un cambio, a través de llamados de atención sobre el tratamiento adecuado de los residuos industriales (Hincapié y Aguja, 2003) pero en múltiples ocasiones, los resultados han sido infructuosos, ya que nuevos

elementos de contaminación para los suelos como son los metales, están siendo incorporados (diversas naturalezas) y entre ellos, la presencia de plomo.

1.1.1.2 Contaminación por exposición a metales pesados en suelos

Los procesos geoquímicos que originan las rocas en condiciones normales determinan su contenido en metales (De la Roca y Hernandez, 2004). Rocas básicas y ultramáficas solidificadas, a partir del magma, pueden incorporarse metales tales como el Co, Ni, Zn y Cr entre otros. En cambio, las rocas ácidas que son las últimas en solidificar tienden a enriquecerse en Pb, el cual es capaz de sustituir al K^+ en diferentes minerales (Kidd *et al.*, 2007). La concentración de elementos metálicos y no metálicos en la biósfera, han sido separados en dos grupos denominados macro y microelementos, según su contenido en la materia seca viva sea mayor o menor que 0.01%. En el caso de los microelementos, algunos son indispensables para el desarrollo de procesos biológicos, los cuales también son reconocidos como oligoelementos, siendo requeridos por los seres vivos en pequeñas cantidades. Dentro de los oligoelementos se pueden mencionarse al B, Cu, Co, Fe, Mo, Mn, Ni y el Zn. Estos elementos se encuentran en concentraciones que oscilan entre 0.1 y 0.001 $mg.kg^{-1}$ pero superado este umbral de concentración pueden ser tóxicos (García, 2005).

Sin embargo, existen otros metales sin función biológica conocida, cuya presencia en determinadas cantidades en seres vivos ocasiona disfunciones orgánicas (Ej.: Pb y Hg), además del As como metaloide (Lopez, 2005).

Según Gratão *et al.* (2005), metales pesados son aquellos elementos químicos que tienen una densidad mayor que $5 g/cm^3$ o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos). Pero este término suele ser utilizado en el lenguaje corriente con una connotación negativa que hace referencia al riesgo de toxicidad que genera su presencia cuando supera determinados niveles en el suelo.

Dentro de las matrices ambientales, el suelo es el medio más estático donde los metales pueden permanecer durante mucho tiempo, siendo el riesgo elevado ante su exposición, ya que no son biodegradables (Calderón *et al.*, 2003; Qadir y Malik, 2011), además, que se pueden bioacumular y luego biomagnificarse (Molina *et al.*, 2012; Vullo, 2003). Dentro de las primeras consecuencias directas ante la exposición a metales en el suelo, está ausencia de vegetación o pérdida de la productividad del suelo, biodiversidad disminuida y contaminación de las aguas superficiales como subterráneas por infiltración (Wong, 2003). Los niveles para considerar un suelo contaminado dependen del elemento en cuestión, uso del suelo y la legislación de cada país (Bernal *et al.*, 2007).

En general se considera que la movilidad de los metales en el suelo es muy baja, quedando acumulados en las primeras capas, produciéndose lixiviación en muy bajas cantidades y por ende, quedando expresada solo a los horizontes sub-superficiales. Es por ello que un buen criterio de diagnóstico por contaminación antrópica, obedece a la presencia elevada de concentraciones que son retenidas en el horizonte superficial, al no poder descender las mismas hacia diferentes niveles de profundidad. De igual manera, los términos contaminación y polución de suelos han sido definidos de forma independiente en diversas publicaciones. Knox *et al.* (1987), refiere al término contaminación del suelo como un estado químico desviado de la concentración normal pero que no ocasiona un efecto perjudicial a los organismos. En cambio, la polución ocurre cuando uno o varios elementos y/o sustancia(s) están presente(s) en concentración(es) mayor(es) que la(s) permisible(s) o normal(es) (background) como resultado de la actividad humana y con un efecto perjudicial en el medio ambiente y sus componentes.

Los suelos no son considerados polucionados a menos que exista un límite de concentración que afecte los procesos biológicos (Kabata, 2010). Esta diferencia es menos acusada en los trabajos publicados en lengua castellana que en general, no se distingue entre polución y contaminación, usando comúnmente como sinónimos, siendo el de contaminación más aplicada. Para poder hablar de suelos contaminados es necesario tener una

referencia de cuando están libres de contaminantes. El nivel basal o background se define como la concentración natural de un elemento en un suelo que no ha sido alterado por la actividad humana (Gil *et al.*, 2002).

Según Bech *et al.* (2002), un suelo está libre de contaminantes cuando está dentro de estos niveles basales. Es importante también conocer estos valores en el momento de descontaminar los suelos para así, saber hasta qué punto se debe limpiar y cuáles son los niveles aceptables. La dinámica de metales en el suelo, incluye cuatro vías: a) movilización a las aguas superficiales o subterráneas, b) transferencia a la atmosfera por volatilización, c) absorción por las plantas e incorporación a las cadenas tróficas y d) retención de metales pesados en el suelo (Bernal *et al.*, 2007).

En el suelo los metales pueden estar en seis compartimentos principales, asociados de formas diversas a los constituyentes del suelo: 1) dentro de las redes cristalinas de los minerales primarios (no alterados: heredados de la roca madre) y de constituyentes secundarios (procedentes de la alteración edafogénica); 2) adsorbidos en las fases de hidróxido de hierro, aluminio y manganeso; 3) secuestrados o ligados a los restos vegetales y animales (son liberado a medida que se van mineralizando estos residuos); 4) incluidos en las macromoléculas orgánicas; 5) en forma intercambiable (ion) asociados a la superficie de las arcillas minerales y a la materia orgánica y; 6) en forma soluble, coloide o particulada, en la solución del suelo. Es importante destacar que la toxicidad de los metales en el suelo depende de la biodisponibilidad del mismo donde expresa que el término biodisponibilidad, representa la propiedad de un elemento para pasar de un compartimento (Ej.: suelo) hacia un ser vivo (López, 2005).

Esta movilidad que se define como la aptitud de transferencia de metales entre compartimentos, está determinada por la forma, el número de cargas y la energía de retención de los metales pesados (Reid, 2001) y se ve influenciada por factores externos (pH, temperatura, humedad, ambiente químico, *etc.*) aunque también se puede asociar con el uso del suelo (Kabata, 2011).

Las formas geoquímicas de los metales en suelos contaminados afectan la solubilidad, lo cual influencia directamente la disponibilidad hacia las plantas (Zhang *et al.*, 1997). La especiación y la localización de contaminantes en el suelo están relacionados con su forma química en el momento de la importación, debido a que va regular no sólo su disponibilidad (según se encuentre disuelto, adsorbido, ligado o precipitado), sino también el grado de toxicidad (Kabata, 2011) e influirá decisivamente en el efecto contaminante producido. Por tanto, la biodisponibilidad de contaminantes depende de sus propiedades químicas, las propiedades del suelo, las condiciones ambientales y la actividad biológica (Pilon, 2005).

Finalmente, el problema de la contaminación por metales pesados es cada vez más grave con el aumento de la industrialización y la perturbación de ciclos biogeoquímicos naturales. A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales pesados son esencialmente no biodegradables y, por lo tanto, se acumulan en el medio ambiente. La acumulación de metales pesados en los suelos y las aguas representan un riesgo para la salud ambiental y humana (Ali *et al.*, 2013). Varios investigadores han identificado claramente la influencia de la actividad humana como la principal causa de contaminación del ecosistema con metales pesados (Gworek *et al.*, 2016; Mazur *et al.*, 2015; Yin *et al.*, 2016; Zhu *et al.*, 2016).

Los vertederos acumulan grandes cantidades de desechos como son los metales pesados (Sánchez *et al.*, 2007) y son una fuente importante de efluentes líquidos, lixiviados denominados, que pueden tener un impacto adverso en el medio ambiente cuando se liberan de manera incontrolada (Koda *et al.*, 2016; Li *et al.*, 2006).

1.1.1.3 Toxicidad por exposición a plomo

El plomo se ubica en el grupo IVA (metales) de la Tabla periódica. Es un metal gris azulino que existe en forma natural y aproximadamente, en la corteza terrestre su concentración es del 0.002 %. Este elemento, es generalmente obtenido de la galena (PbS), la anglesita (PbSO₄) y la

curositá (PbCO_3). El Pb es tóxico para el sistema nervioso y se asocia con la depresión de muchas funciones endócrinas, aunque no hay evidencia de efectos teratogénicos o carcinogénicos. El uso más amplio del Pb elemental es para la fabricación de acumuladores; también es usado para la fabricación de tetra-etilo de plomo, pinturas, cerámicas, forros para cables, elementos de construcción, vidrios especiales, pigmentos, soldadura suave y municiones (Córdova, 2008).

La principal vía de exposición para la población general es por la ingesta de comida y aire, mientras que la exposición ocupacional ocurre en los trabajadores de plantas de esmaltado e industrial de refinería, manufactura de baterías, plásticos y pinturas (Nava y Mendez, 2011).

Entre la mayor parte de las emisiones de plomo hacia la atmósfera proviene de actividades como la minería, la producción de materiales industriales y de la quema de combustibles fósiles. El plomo se usa en la fabricación de baterías, municiones, productos metálicos (soldaduras y cañerías) y en dispositivos para evitar irradiación con Rayos X. Entre sus principales usos se encuentran los siguientes: antidetonante en gasolinas, fabricación de baterías, producción de municiones, fabricación de soldaduras, producción de pinturas, vidriado de utensilios de barro, tanques de almacenamiento, protección contra radiaciones ionizantes “g” y “x”, en computadoras, televisores y equipo médico (RMN), soldaduras para equipo de cómputo, cerámicas para tecnología de ultrasonido y lentes de alta precisión para láser y fibras ópticas (Valdivia, 2007).

Las dos principales vías de contaminación son la aérea y la oral; la vía dérmica es relativamente efectiva como barrera a la entrada del tóxico. Después de la ingestión de plomo, este metal se absorberá dependiendo de la forma, tamaño, tránsito gastrointestinal, estado nutricional y la edad; hay mayor absorción de plomo si la partícula es pequeña, si hay deficiencia de hierro y/o calcio, si hay gran ingesta de grasa o inadecuada ingesta de calorías, si el estómago está vacío y si se es niño, ya que en ellos la absorción de plomo es de 30 a 50 % mientras que en el adulto es de 10 %. Por vía inhalatoria, se da por la inhalación de vapores, humos y polvo fino.

El paso del plomo del compartimento pulmonar a la sangre se da por difusión, tras la disolución de las partículas. La absorción por la exposición a nivel respiratorio es del 50 % al 100 % (Nava y Méndez, 2011).

Algunas de las condiciones que aumentan la absorción del plomo por esta vía son: sales solubles en grasas, presencia de solventes orgánicos, partículas finas, reducción de la humedad, aumento de la frecuencia respiratoria, aumento de temperatura, reducción de la mucosidad e inflamación pulmonar. El daño a la mucosa y a los alveolos por el hábito de fumar facilita el paso del plomo a la sangre. La absorción por la piel solo tiene importancia en el contacto con compuestos orgánicos, como el tetraetilo de plomo. Algunos factores que pueden aumentar la absorción por esta vía son: sales solubles en grasas, presencia de solventes orgánicos, elementos abrasivos en la piel, humedad extrema, adelgazamiento de la piel, sudoración excesiva, aumento de temperatura y heridas (Valdivia, 2007).

El plomo es ampliamente distribuido en el cuerpo e interfiere con varios bioquímicos procesa por su unión a sulfhidrilo y otras funciones nucleofílicas funcionales grupos y que contribuyen al estrés oxidativo (Kasten *et al.*, 2010). Puede alterar las funciones fisiológicas e inducir numerosos efectos adversos en el sistema respiratorio como la enfermedad pulmonar obstructiva crónica (EPOC) cambios en el pulmón (Khazdair *et al.*, 2012), asma (Ho *et al.*, 1998), nervioso sistema (Jusko *et al.*, 2008), cardiovascular (Vaziri y Rodríguez, 2006), digestivo (Van de Wiele *et al.*, 2007) y trastornos en el riñón (Fowler *et al.*, 1980).

Se ha descubierto que el plomo induce estrés oxidativo por la producción excesiva de radicales libres, y causan daño a la membrana celular, a través de la peroxidación lipídica, que media la activación de cascadas de señalización inflamatoria (Zelikoff *et al.*, 1993). Proceso de inflamación tiene un esencial papel en los efectos adversos para la salud inducidos por el plomo (Kurabi *et al.*, 2016).

Del 5 al 15 % del plomo inorgánico ingerido es absorbido, a través de la mucosa gastrointestinal; sin embargo, esto el porcentaje depende de la

edad, el embarazo y el factor nutricional como estado de calcio, zinc, hierro, magnesio y fosfato. Se ha indicado que la absorción de plomo en niños es más rápida que adultos. La deficiencia de calcio, zinc, hierro, magnesio y fosfato aumentó la absorción gastrointestinal de plomo (Russel, 1988). El tetraetilo o el alquil-plomo (gasolina con plomo) entre el plomo inorgánico solo puede ser absorbido, a través de la piel (Bolanowska, 1968).

Alrededor del 99 % del plomo circulante está unido a los eritrocitos y se difunde en el cerebro, el hígado, la corteza renal, la aorta, los pulmones, el bazo, los dientes y huesos durante 4–6 semanas (Hohnadel *et al.*, 1973). En adultos, alrededor del 80-95 % de plomo se deposita en el hueso mientras que en los niños aproximadamente el 70 % se deposita en el hueso. El plomo se deposita en el hueso hasta 30 años y aumenta con edad. El plomo inorgánico no se metaboliza y se excreta sin cambios en la orina. La excreción fecal del plomo absorbido puede ocurrir a través de la secreción en la bilis, el líquido gástrico y la saliva (Barltrop y Meek, 1979).

Se indicó que el plomo también puede excretarse a través de las uñas y el sudor (Omokhodion y Crockford, 1991). Nivel de plomo en sangre igual o $> 10 \mu\text{g} / \text{dl}$ no es seguro para bebés, niños y mujeres en edad fértil la edad y los niveles en sangre iguales o $> 30 \mu\text{g} / \text{dl}$ no son seguros para los trabajadores en exposición ocupacional (Barry, 1975).

La toxicidad del plomo se relaciona principalmente con la capacidad de los iones de plomo metálico para reemplazar otros cationes bivalentes como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} y cationes monovalentes como Na^{+} , que finalmente perturba la homeostasia celular y cambios en diversos procesos biológicos, incluida la adhesión celular, señalización celular, plegamiento de proteínas, maduración, apoptosis, transporte iónico, regulación enzimática, equilibrio oxidante-antioxidante y respuestas inflamatorias (Jaishankar *et al.*, 2014).

El Pb, en el suelo, se encuentra principalmente en forma de Pb^{2+} , también es conocido su estado de oxidación $+4$. Algunos de los compuestos insolubles son $\text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO_3 , PbS , PbSO_4 . La velocidad de oxidación

depende de factores como la humedad, la temperatura, el pH, el potencial redox, la cantidad de materia orgánica o la roturación de los suelos.

El uso del plomo se ha incrementado considerablemente en este siglo y continúa haciéndose. Es importante valorar el efecto que esta desproporcionada movilización del metal está teniendo en sus niveles ambientales, ya que a pesar de las medidas tomadas para evitar o controlar la polución con plomo, los seres humanos siempre han estado expuestos a este elemento, pero los récords de envenenamiento se han incrementado sustancialmente en décadas recientes debido a su uso como producto del proceso industrial. En consecuencia, hay la necesidad de reducir significativamente el contaminante del ambiente y controlar la exposición de los seres humanos a su toxicidad (Aranguren, 1999).

El Pb es el metal tóxico más extendido y presente en casi todos los compartimentos ambientales. En el caso del reino animal, los estudios en mamíferos han arrojado que bloquea la transmisión del impulso nervioso y la liberación de acetilcolina, posee gran afinidad por las mitocondrias e inhibe la fosforilación oxidativa. Su exposición produce anemia como resultado de dos efectos básicos relacionados con la disminución de la longevidad de los glóbulos rojos y la inhibición de enzimas que intervienen en la síntesis de hemoglobina (Nordberg *et al.*, 2009).

La toxicidad del plomo fue conocida por los antiguos egipcios quienes lo usaron como veneno con propósitos homicidas. No solamente los romanos y egipcios usaron el plomo, sino que además los antiguos griegos. Geólogos franceses han descubierto que la nieve que cayó durante el tiempo de la dominación griega, contenía una inesperada alta concentración de plomo. El monto de plomo precipitado de la atmósfera 500 A.C. y 300 D.C., representó un 15 % de la contaminación causada en este siglo por la gasolina. Hay evidencias de su uso en China y en México precolombino (Emsley, 1994).

El plomo no es un tóxico sistémico en el reino vegetal, ya que no se difunde por el sistema vascular de la planta y no contamina, o contamina poco las partes aéreas consumibles. Esta característica añadida a su efímera

persistencia en las aguas, contribuye a explicar su bajo poder de biomagnificación a través de la cadena alimentaria. En cambio, las hojas o los frutos se pueden ver más expuestos a este metal por la cercanía a las industrias o autopistas.

El mucílago (segregado por la cofia) puede retener en sus cargas negativas cationes como el Pb^{2+} , previniendo la entrada de este metal al ápice radicular. Sin embargo, al ser biodegradado, el sistema radicular queda desprotegido y el plomo ingresa uniéndose con los grupos carboxilo del ácido urónico del mucílago. Una posible vía del transporte del plomo a través de la membrana plasmática parece que es a través de los canales catiónicos de la misma, tales como los canales de calcio.

Asimismo, el Ca^{2+} bloquea el transporte del Pb^{2+} dentro de la raíz, apreciando así una mayor acumulación del metal en esta parte. El plomo se mueve en el apoplasto de la raíz en una forma radial a través del córtex y se acumula en la endodermis. La endodermis actuará como una barrera parcial para evitar el paso del metal hacia la parte aérea. Y es la banda de Caspari, que se encuentra en la endodermis, el responsable de restringir el transporte del plomo. Se ha demostrado que el plomo se retiene más en la membrana citoplasmática que en la pared celular. Además, la distribución del plomo en la raíz dependerá de la concentración de plomo, resultando que a bajas concentraciones de plomo predomina el flujo de iones plomo en el apoplasto, mientras que a altas concentraciones del metal la barrera funcional de la membrana plasmática es dañada y una gran cantidad de plomo ingresa al interior de las células. La pared celular y las vacuolas juntas suman 96 % del plomo absorbido (Seregin *et al.*, 2004).

El plomo es una sustancia tóxica que se va acumulando en el organismo afectando a diversos sistemas del organismo con efectos especialmente dañinos en los niños de corta edad. La intoxicación por plomo recibe el nombre de saturnismo y ocupa el primer lugar dentro de las intoxicaciones laborales en el ámbito mundial. El uso generalizado del plomo ha dado lugar en muchas partes del mundo con graves problemas de salud pública (Montes, 2006).

Con el aumento de los procesos industriales antropogénicos, los iones del plomo (II) se han descargado ampliamente en el medio ambiente y convertirse en uno de los metales pesados peligrosos (Duman *et al.*, 2007). Datos recientes sobre la industria líder mundial reveló que China se había convertido en el mayor productor de plomo por el Servicio Geológico de Estados Unidos en 2016 y 2017 (Bi *et al.*, 2019). Mientras tanto, el Registro de Sustancias Tóxicas y de los EE. UU. señaló que, los iones de plomo persisten la segunda sustancia peligrosa prioritaria (Dias *et al.*, 2019).

Se informó que los iones de plomo son sustancias no esenciales para el crecimiento de las plantas. Una vez absorbido por las plantas, varios tipos de efectos adversos, incluidos biosíntesis de clorofila, fotosíntesis y homeostasis redox incluso a bajas concentraciones se induciría debido a la no biodegradabilidad y bioacumulación en el suelo agrícola (Bi *et al.*, 2019).

Entre todos los daños inducidos por iones de plomo a las plantas, la mayoría efecto tóxico frecuente y frecuente es la creciente generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que podrían conducir a la interrupción del estado redox de las células (Días *et al.*, 2019). Múltiples sitios u orgánulos en la célula son objetivos de un exceso de ROS e incluso las proteínas constituyen el primer objetivo oxidativo (Nishiyama *et al.*, 2011; Pourrut *et al.*, 2008).

Como metal redoxinactivo, los iones de plomo pueden inactivar proteínas funcionales mediante la formación de enlaces covalentes con grupos sulfhidrilo en comparación con metales redox-activos a través, de reacciones catalizadoras de Haber-Weiss / Fenton (Yang *et al.*, 2015). Además, los iones de plomo también pueden inhibir las funciones de las proteínas mediante la unión con otros grupos funcionales (por ejemplo, -COOH y -NH₂) a diferencia de otros microelementos con cierta movilidad (Gupta *et al.*, 2010; Shahid *et al.*, 2014).

En células vegetales al igual que el Zn (II) y Cu (II), los iones de plomo muestran un mínimo translocación y se acumulan principalmente en los

tejidos de la raíz (Fargašová, 2001). Sobreexposición a iones de plomo, el sistema antioxidante sería perturbado y generado oxígeno reactivo excesivo especies (Shahid *et al.*, 2014).

Para inhibir los daños por ROS inducidos por metales pesados, las plantas han desarrollado mecanismos enzimáticos y no enzimáticos para proteger por daños oxidativos (Ashry *et al.*, 2010; El-Sayed *et al.*, 2015).

1.1.1.4 Costo ambiental de la contaminación

La degradación ambiental condiciona que todo recurso natural sea más limitante; pues la persistencia de contaminantes disueltos y/o acumulados, puede indicar en ciertos casos, estado irreversible por su valor de uso (He *et al.*, 2014).

Dentro de las grandes incertidumbres para muchas sociedades está conocer, cuál sería el costo ambiental de la contaminación, pues la problemática no es tan simple como pudiera parecer ya que la calidad, además, de ser referida a la variación de los parámetros físico-químicos y microbiológicos, presencia de elementos químicos naturales que superan sus concentraciones o xenobióticos disponibles (Argota y Iannacone, 2014; Corwin y Bradford, 2008; García y Iannacone, 2014; Guimarães *et al.*, 2012; Wang y Zang, 2014), también se incluye entender, cuánto resultaría la recuperación y accesibilidad de los recursos hídricos una vez que se encuentren impactados por actividades antropogénicas (Dixit *et al.*, 2015; Shortle, 2013).

La gran inquietud científica sobre los diferentes contaminantes no es únicamente que, puedan entrar al ambiente por diversas vías sino, que los criterios específicos de calidad ambiental, no son establecidos para todos los contaminantes identificados de manera que, las consecuencias culminan en incorrectos diseños sobre tratamientos para eliminarlos de las aguas residuales (Eggen *et al.*, 2010; Watanabe *et al.*, 2010) y entre éstos se encuentran los metales pesados.

La contaminación por metales pesados en realidad, tampoco es un problema reciente derivado de la industrialización, ya que comenzó

cuando se inició el procesamiento de minerales (Forstner y Wittman, 1983). Desde entonces, el uso de los metales y sus impactos sobre el medioambiente se han acelerado siendo visible en el siglo XX (Gupta *et al.*, 2013; Kashyap *et al.*, 2016; Sheykhi y Moore, 2016).

Las fuentes naturales de metales que impactan en el ambiente por lo general, no son significativas en comparación a la generada por las actividades humanas (Dixit *et al.*, 2015).

Las malas prácticas en continuar descargando sin tratamiento alguno desechos hace que la concentración de metales siga en aumento (Ali *et al.*, 2016; Capangpangan y Sanchez, 2016; Rodríguez *et al.*, 2015).

Los residuos sólidos urbanos que finalmente terminan en un sitio de disposición final, luego se descomponen por vía aerobia pero la vía anaerobia es el proceso que más prevalece, originando productos no deseados como lixiviados y gases tóxicos. Las condiciones favorables para los procesos físico-químicos y bioquímicos de la descomposición, es promovida por el agua pluvial sobre la materia depositada (Kiss y Encarnación, 2006).

La presencia de lixiviados, además, de los malos olores dada la generación de gases tóxicos procedentes de sitios de disposición final como son los rellenos sanitarios, puede traer consigo afectación hacia los suelos agrícolas o forestales donde altera el crecimiento de las especies, así como la disminución de la productividad del propio suelo; y en algunos casos, contaminación de las aguas superficiales ante posibles cercanías (Colomer *et al.*, 2013).

La gestión de residuos sólidos urbanos, por lo general, es una responsabilidad de los gobiernos locales y donde en múltiples casos, dado los costos de asignación bajo sobre los presupuestos, esta actividad no se muestra con total eficiencia (Hoornweg y Bhada, 2012). Para una adecuada gestión de residuos sólidos urbanos se requiere, personal altamente capacitado, disponibilidad operativa presupuestaria, programas

sostenibles de gestión, intercambio comunicacional entre municipios y comunidades entre otros aspectos (Bernache, 2014).

Los debates y posibles acuerdos sobre la relación del crecimiento económico y efectos ambientales fueron establecidos en la agenda global durante los primeros años de la década del setenta donde se discutía con relación al concepto de eco-desarrollo; y luego en los años ´80, debido a las crisis económicas como ambientales a nivel mundial, todo el debate entonces se orientó hacia los objetivos de un desarrollo en forma sustentable (Bernache, 2011b; Urquidi, 2018b).

Para la gestión de los residuos, había que combinar las dos visiones temporales de desarrollo sustentable; primero, la de corto y mediano plazo, caracterizada por reciclar para disminuir las cantidades posibles a llegar hasta los sitios de disposición final y la segunda, a largo plazo que persigue reducir la producción de residuos y la transformación de los hábitos de consumo de la población (Bernache, 2012).

Por lo general, sobre el tema de residuos sólidos ha existido diversos enfoques de estudios donde pueden mencionar los relacionados a su ciclo de vida (Güereca *et al.*, 2015; Stamou y Antizar, 2016), metodología y tecnología para su aprovechamiento (Korai, Mahar, & Uqaili, 2016), caracterización en las propias localidades evaluación de impactos ambientales de contaminantes generados por los residuos (Gallego *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2011) y análisis de estrategias sobre los escenarios para la gestión de los residuos sólidos urbanos (Potdar *et al.*, 2016; Wilson *et al.*, 2015).

Convencionalmente, la evaluación del riesgo de lixiviados en vertederos se basa en la identificación de contaminantes individuales a través de análisis químicos. Sin embargo, los análisis químicos pueden determinar la presencia de un conjunto de contaminantes presentes. Pero en muchos casos la mayor parte de los contaminantes tóxicos permanecen sin ser detectados. La razón principal de esto es su ocurrencia en bajas concentraciones o polaridad y conduce a subestimar la toxicidad de los lixiviados de rellenos sanitarios (Thomas *et al.*, 2009).

Además, los análisis químicos no revelan las interacciones complejas entre los contaminantes. En comparación con el enfoque de análisis químico, un enfoque de bioensayo es ventajoso ya que integra los efectos biológicos de todos los compuestos presentes, teniendo en cuenta factores como la biodisponibilidad, el sinergismo o el antagonismo (Farré y Barceló, 2003).

Por lo tanto, el uso de bioensayos como herramientas de detección para caracterizar contaminantes en una variedad de matrices ambientales como los lixiviados en vertederos se ha convertido en una herramienta popular y poderosa en el campo de la toxicología ambiental (Wilke, Riepert, Koch, & Kühne, 2008).

La evaluación toxicológica de los lixiviados de vertederos tanto tratados como no tratados, es esencial para examinar el impacto del lixiviado descargado en el medio ambiente. La reducción de la toxicidad del lixiviado tratado ayuda a evaluar la eficacia de la estrategia de remediación (Ganey y Boyd, 2005).

A nivel internacional, los rellenos sanitarios ya es un problema ambiental debido a la toxicidad que generan sobre las diferentes matrices como las aguas, el suelo y el aire. Sin embargo, los estudios para conocer sus posibles efectos no deseados, han sido limitados, pues la citotoxicidad y genotoxicidad entre otros, resulta desconocida. Es por ello que el uso con determinados modelos de experimentación, resultan necesario para su conformación. En un estudio realizado en Rio dos Sinos, Sur de Brasil sobre eliminación de la toxicidad del lixiviado del vertedero por procesamiento híbrido del proceso de oxidación avanzado y adsorción se utilizó, por ejemplo, *Allium cepa*, (Klauck *et al.*, 2017).

En otro estudio realizado en Malasia y referido a la evaluación de la identificación de la toxicidad del lixiviado de rellenos sanitarios fueron utilizados peces, gambas y semillas de plantas. En este estudio, fue revelándose los efectos no deseados por la presencia de determinados compuestos como fueron posiblemente ácidos orgánicos, algunos oxidantes, así como compuestos orgánicos no polares (Budi *et al.*, 2016), que, por lo general, siempre están presentes en los rellenos sanitarios.

En el Reino Unido, fue realizado un estudio sobre eliminación de metales tóxicos durante el tratamiento biológico de los lixiviados de vertederos donde se proporcionó evidencia adicional de que muchos metales trazas están presentes no en forma iónica, sino como complejos orgánicos; esto hace probable que su eliminación, a niveles bajos sea más difícil y costosa (Robinson, 2017).

Asimismo, ha sido señalado en otro estudio realizado en la República del Congo sobre lixiviado que drenan del relleno sanitario municipal controlado: Caracterización geoquímica detallada y pruebas de toxicidad fue mencionado que, los lixiviados de vertederos no deben desecharse en el medio ambiente (suelo o agua superficial) sin tratamiento previo (Mavakala *et al.*, 2016) y donde se observa, a nivel nacional de la República del Perú, que en los vertederos o rellenos sanitarios, no existe una clasificación sobre la disposición final de residuos, pues estudios e investigaciones están basadas sobre pequeños valores de uso con relación a lo que se dispone como por ejemplo; investigación experimental de la *Vieira peruana* utilizada como agregado fino en hormigón (Varhen *et al.*, 2017) o la adopción y disposición de ordenadores nuevos y usados en Lima, Perú donde los vertederos representan el destino final sin considerar su reutilización u otro tipo de almacén (Kahhat y Williams, 2010). Finalmente, este tipo de práctica, genera de la misma forma, toxicidades ambientales.

1.2 Antecedentes

Los suelos son sistemas complejos y dinámicos donde constituyen un componente esencial del planeta, pues cumple diversas funciones para la vida humana y sus relaciones sociales. El suelo es un componente imprescindible de la naturaleza, el cual está constituido por minerales, aire, agua, materia orgánica, macro, meso y microorganismos, los cuales al interactuar, cumplen funciones bióticas como abióticas (Blum, 2005; Bone *et al.*, 2010; Soil Survey Staff - NRCS/USDA, 2014), ya que el suelo es parte esencial de los ciclos biogeoquímicos donde hay distribución, transporte, almacenamiento y transformación de materiales y energía, los cuales son necesarios para la vida en el planeta (Van Miegroet y Johnson, 2009).

La importancia del suelo como componente ambiental esencial para el desarrollo de las sociedades, así como su contribución a la reproducción y regulación de los ecosistemas, no se puede negar, aunque su valoración social, radica sobre lo que representa en términos de propiedad (Burbano, 2010).

Si bien es cierto que la degradación ambiental de los suelos ha sido referida a su disminución como capacidad de producción o de cumplir con sus funciones ambientales (Lal *et al.*, 2012), las actividades industriales, mineras y urbanas insostenibles que generan residuos sólidos, líquidos o gaseosos, ocasionan alta peligrosidad.

El inadecuado manejo de residuos orgánicos provenientes de la producción animal (ganadería, porcicultura, avicultura, entre otros) o de rellenos sanitarios, puede generar problemas de contaminación de suelos (FAO, 2007).

En el Perú, la contaminación por residuos sólidos alcanza niveles alarmantes a nivel nacional y se explica por factores tales como el crecimiento de la población (con hábitos de consumo inadecuados y educación ambiental precaria), procesos migratorios desordenados, flujos comerciales insostenibles y mal manejo de los residuos por la mayoría de las municipalidades (Rengifo *et al.*, 2016).

Hasta final del año 2009, el 77.5 % de los residuos que se generan en el ámbito nacional eran dispuestos en calles, botaderos públicos, cursos de agua superficiales o áreas costeras, o bien se segregaban de manera clandestina, lo que generaba contaminación ambiental del suelo y agua (MINAM, 2012), aunque en la actualidad, estas malas prácticas se mantienen en todos los departamentos a nivel nacional.

Nabavi *et al.* (2017) en su estudio realizado sobre el pronóstico del uso de energía e impactos ambientales para el sistema de reciclaje de la gestión de residuos sólidos municipales se encontró, que la toxicidad generada en los sitios de disposición final, es causada por el aumento de sustancias y compuestos indeseables con relación a la falta de eliminación de los desechos, siendo el sistema de transporte la razón medular sobre la gestión.

Schreck y Wagner (2017) consideran que, la gestión de los residuos sólidos y quizás esto podría ser vista como una acción para la mitigación ambiental, está sobre un área análisis empírica, es decir, recoger datos que sean suficientes con relación a sectores generadores de residuos, lo cual podrían utilizarse para dimensionar las políticas públicas y lograr

determinadas ganancias de bienestar social que puedan ser acordadas donde la recogida de datos podrían ser transversales (medir o simular el comportamiento del mercado, a través de muchos agentes en un período de tiempo determinado), series temporales (centradas en un agente durante varios períodos de tiempo) o ambas (centradas en múltiples agentes a través de múltiples períodos de tiempo en un análisis de panel).

Las razones ambientales y su debate, ha tenido visibilidad después de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo celebrada en Río de Janeiro-Brasil en 1992 y donde se debatió sobre los impactos que el desarrollo "supuestamente genera" pero que efectos de igual modo, causa sobre los ecosistemas y la salud de la población de manera que, la búsqueda de mecanismos para mitigar todo tipo de presión social que perjudique al medio ambiente, fue y sigue siendo un gran desafío (Gouveia, 2012) donde uno de los recursos naturales más afectados, es el suelo perteneciente a las zonas urbanas.

Los suelos de las zonas urbanas, están compuestos por diversos materiales de origen tanto natural como artificial y donde la acumulación antropogénica sobre la superficie natural forma estrato específico definido en la literatura como capas culturales (Sándor y Szabó, 2014; Shaw *et al.*, 2010). La discontinuidad litológica suelo (LDS) se caracteriza por la aparición de cambios de contraste en las clases de textura, composición mineralógica de los horizontes o capas individuales de diferentes edades (Waroszewski *et al.*, 2018).

La LDS constituye una estimable fuente de información de tipo valiosa, no sólo sobre las escalas temporales de la propia formación del suelo, además, sobre la dirección de la pedogénesis (Waroszewski *et al.*, 2021).

Finalmente, todo depósito expuesto y con carácter acumulativo sobre los suelos, es valorado como contaminante y por ende, deberá tratarse en su condición de archivos naturales de manera que, los suelos pueden ser vistos en su condición de geo-archivos, donde muchos estudios en suelos correspondientes a zonas o áreas urbanas han mostrado, contener contaminantes por ejemplo; metales pesados (Birch *et al.*, 2011).

La contaminación con metales pesados como resultado de la actividad humana ha tenido lugar en cada etapa de la formación del suelo urbano (Sándor y Szabó, 2014), pero este contenido de metales también puede estar influenciado por la presencia y cantidad de

materia orgánica (Lehmann y Stahr, 2007) o proceder de lixiviados generados por rellenos sanitarios (Masao *et al.*, 2016).

Los cambios de estilo de vida, modo de producción y consumo de la población, ha estado enmarcado sobre el desarrollo económico, crecimiento demográfico, urbanización y la revolución tecnológica donde los residuos sólidos (RS) tanto en cantidad como diferenciación, han sido parte de los resultados directos de estos procesos sobre todo, en las grandes ciudades y centros urbanos, siendo muchos de ellos de origen sintético, representando serios problemas a la salud humana y los ecosistemas (Ferreira y dos Anjos, 2001).

En las próximas décadas se espera, que los RS sean duplicados debido al crecimiento de la población, creciente urbanización, desarrollo social y económico de los países de ingresos bajos y medianos (Karak *et al.*, 2012).

La proporción de residuos sólidos domésticos representa el 62% del total de los RS. Por lo tanto, es necesario utilizar métodos que podrían conducir a una reducción de las emisiones. Además, dado que las actividades municipales producen la mayor cantidad de Residuos en todo el mundo, existen varias actividades que podrían utilizarse para hacer frente a estos (Leme *et al.*, 2014).

El reciclaje de residuos municipales es una de estas actividades que deben ser realizadas por los municipios, donde el mismo de manera efectiva, puede permitir la recuperación de materiales reciclables valiosos y puede disminuir el impacto ambiental negativo (Gundupalli *et al.*, 2017).

Un sistema integrado de gestión de residuos es uno de los principales retos para el desarrollo sostenible. La Gestión Integrada de Residuos Sólidos (GIRS), representa un enfoque contemporáneo y sistemático de la gestión de residuos sólidos. La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) define la GIRS: como un sistema completo de reducción, recolección, compostaje, reciclado y eliminación de desechos (Alqader y Hamad, 2012).

La eliminación de residuos sólidos urbanos en vertederos está atrayendo mucha atención debido al impacto claramente negativo en el medio ambiente derivado de su manejo inadecuado. Los impactos incluyen el deterioro del paisaje, producción de polvo y lixiviados y las emisiones de gases contaminantes (Palmiotto *et al.*, 2014). Sin embargo,

los GIRS pueden ser vistos como una fuente de energía doméstica ampliamente disponible, debido a su importante contenido energético ya su producción continua.

1.2.1 Botadero sanitario: análisis físico-químicos en suelos agrícolas

La excavación de vertederos inseguros permite la prevención de riesgos ambientales y, por ende, están diseñados para la recuperación de recursos sin afectar su calidad físico-química (Krook *et al.*, 2012). Sin embargo, dentro de los graves problemas está la movilización de grandes volúmenes de tierras afectando la integridad del suelo (Jani *et al.*, 2016) donde sus características en función a las funciones de las capas se ven imitadas (Burlakovs *et al.*, 2021; Kaartinen *et al.*, 2013) y, por tanto, aumentan la probabilidad de riesgo cuando no se realizan estudios inmediatos para reconocer la contaminación que podría generarse (Brandstätter *et al.*, 2014; Kaczala *et al.*, 2017).

Si bien es cierto que, los vertederos municipales en todo el mundo consisten principalmente de suelo (Krook *et al.*, 2012; Parrodi *et al.*, 2018), resultan limitados comparar, cuál es la calidad de los parámetros físico-químicos una vez que se hayan impactados.

Con el fin de minimizar el riesgo de eliminación de desechos al medio ambiente, se supone que cada vertedero de desechos debe tener un sistema eficaz de sellado y drenaje. El sistema de sellado evita la penetración del agua de lluvia en el vertedero y lixiviado en el ambiente, pero también asegura que el lixiviado no permanezca en el cuerpo del vertedero (Kurniawan *et al.*, 2006).

El lixiviado se transporta, a través de sistemas de canales cerrados a piscinas y pueden seguir utilizándose en varios los procesos tecnológicos del relleno sanitario o se tratan en la planta de tratamiento de aguas residuales antes de ser liberados al alcantarillado y con ello, se garantiza que los parámetros físico-químicos de calidad de los suelos se mantengan en valores aceptables (Brennan *et al.*, 2016).

Sin embargo, durante la purificación no siempre es posible eliminar todo contaminantes del lixiviado (Osaki *et al.*, 2006), por lo que aún representan un peligro potencial para los humanos y el medio ambiente (calidad de los suelos), ya que la descomposición de la materia orgánica e inorgánica, además, del

enjuagado de los residuos sólidos depositado en el vertedero resulta acelerada (Kjeldsen *et al.*, 2002).

Precisamente, el lixiviado resultante (degradación de la materia orgánica, la generación de gas de vertedero, el desarrollo de la temperatura y la edad del vertedero que influye en las propiedades de los lixiviados), es quien perjudica las propiedades físico-químicas de los suelos (Rapti y Vaccaro, 2006). Es por ello que, la variación de las propiedades físico-químicas en los suelos adyacentes a los vertederos se debe a la composición de los lixiviados (Aygün *et al.*, 2018; Gupta y Rajamani, 2015; Renou *et al.*, 2008; Thomas *et al.*, 2009b).

1.2.2 Movilidad y persistencia ambiental del plomo en suelos agrícolas

Los metales son persistentes, es decir, no pueden ser creados o degradados mediante procesos biológicos ni de forma antropogénica. Una vez que han entrado en los ecosistemas, se transforman a través de procesos biogeoquímicos y se distribuyen entre varias especies con distintas características físico-químicas, por ejemplo: material particulado ($>0.45 \mu\text{m}$), coloidal ($1 \text{ nm}-0.45 \mu\text{m}$) y especies disueltas ($=1 \text{ nm}$) (Martorell, 2010).

Los metales pesados están presentes naturalmente en los suelos, pero se ha comprobado que en los últimos años se ha venido presentando una acumulación antropogénica por diversas actividades de tipo industrial, agrícola y mala disposición de residuos sólidos (García, 2000; Giuffré *et al.*, 2005).

Dentro de los principales metales que son ampliamente contaminantes ambientales se encuentra el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y mercurio (Hg) (Reilly, 2003).

Las concentraciones normales en el suelo no contaminado están entre 5 – 25 mg/kg. En áreas contaminadas se pueden encontrar en el suelo concentraciones de hasta 8 g/kg. A distancias de 1 hasta 25 metros de las vías de tránsito más importantes, las concentraciones de plomo en los suelos pueden llegar hasta los 2,000 mg/kg. Una vez que el plomo está disponible en el suelo, queda retenido en la fase orgánica de las capas superiores (2 cm – 5 cm) (Nolasco, 2001).



No todo el plomo del suelo presenta el mismo grado de movilidad o biodisponibilidad. La distribución química del plomo en el suelo depende del pH del suelo, de la mineralogía, de la textura, del contenido en materia orgánica, así como de la naturaleza de los compuestos de plomo contaminantes. Ruby et al. (1996) mostraron que las diferencias encontradas en la bioaccesibilidad del plomo en humanos y animales están relacionadas con la especiación química del plomo en los suelos y en los materiales residuales a los que los sujetos fueron expuestos.

En la mayoría de los suelos de los entornos rurales y urbanos se pueden acumular uno o más metales pesados por encima de los valores definidos, con concentraciones suficientemente altas como para causar riesgos a la salud humana, plantas, animales, ecosistemas, u otros medios de comunicación. Los metales pesados se vuelven esencialmente contaminantes en los ambientes de suelos debido a D'Amore *et al.* (2005):

- a) Sus tasas de generación a través de los ciclos artificiales son más rápidos en relación con los naturales
- b) Las concentraciones de los metales en los productos desechados son relativamente altos en comparación con aquellos en el medio receptor, y
- c) La forma química (especies) en la que un metal se encuentra en el sistema ambiental receptor puede hacerlo más biodisponible

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

Una de las principales dificultades que genera el crecimiento urbano en las sociedades resulta la disposición final con poca tecnología de tratamiento de los residuos sólidos urbanos (Bernache, 2014; Bustos, 2009; Potter y Elaine, 2006) y entre ellos destacan los clasificados como orgánicos quienes ocupan el mayor volumen en los rellenos sanitarios (Madurwar *et al.*, 2013; Pappu *et al.*, 2007; Perez, 2010; Valdés *et al.*, 2000).

Ante la poca eficiencia de políticas ambientales relacionadas con el tratamiento de los residuos sólidos municipales (Hincapié y Aguja, 2003), la construcción de los rellenos sanitarios, no cumplen su funcionamiento sostenible (Raut *et al.*, 2011) trayendo consigo, deterioro en el bienestar social y económico en las poblaciones aledañas a los rellenos sanitarios (Louro, 2013).

Si bien es cierto que algunos productos generados de los rellenos sanitarios como el biogás, es aprovechado con diversos fines (da Silva *et al.*, 2019; Karak *et al.*, 2012; Mora *et al.*, 2015) pero los lixiviados que se producen ocasionan contaminación (Ay *et al.* 2010) donde no solo se modifica la materia orgánica y el pH del suelo (Gil *et al.*, 2012), también la disponibilidad de los metales pesados (Dixit *et al.*, 2015), y entre ellos el plomo (Nordberg *et al.*, 2009) significan un desequilibrio irreparable sobre las propiedades funcionales edafológicas en los suelos agrícolas (Calderón *et al.*, 2003; Qadir y Malik, 2011), de modo que, el costo ambiental presente a considerarse como razón de sostenibilidad puede ser elevado.

2.2 Enunciados del problema

2.2.1 Problema general

¿Cómo es la propiedad físico-química, plomo asimilable y el valor ambiental en suelo agrícola por exposición al botadero de Quitasol, Abancay-Apurímac?

2.2.2 Problemas específicos

- ¿Qué propiedades físico-químicas podrían evaluarse en el suelo agrícola?
- ¿Cómo parámetros podrían indicar la asimilación del plomo en el suelo agrícola?
- ¿Cuál podría ser el valor ambiental sostenible del suelo agrícola?

2.3 Justificación

El proyecto de investigación permitió conocer, la sostenibilidad ambiental del suelo agrícola adyacente al botadero de residuos sólidos de Quitasol, pues el vertimiento inadecuado de los residuos sólidos que se producen, constituye un serio problema de salud a la población residente (Munyai y Nunu, 2020), ya que se describe en la literatura científica que la proximidad a los desechos con tratamiento ineficiente, ocasiona enfermedades respiratorias, mayor riesgo de cáncer, bajo peso al nacimiento y anomalías congénitas entre otras (Mattiello *et al.*, 2013; Ncube *et al.*, 2017). De igual modo, se produce contaminación del aire y luego, existe afectación a los cultivos cuando se depositan partículas en su superficie como son los metales pesados (Das *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2017; Wiedinmyer *et al.*, 2014).

Ante el reconocimiento sobre la conservación de las propiedades del tipo del suelo agrícola, existe la relevancia social, si se permite las actividades agrícolas seguras, pues uno de los grandes problemas en los sitios de depósitos finales es la presencia combinada de los residuos sólidos urbanos con los desechos electrónicos (Grant y Oteng, 2021; Oduro *et al.*, 2019), y estos contribuyen de manera significativa al cambio climático, pues a largo plazo se liberan gases de efecto invernadero que también, perjudican a la salud comunitaria (Premakumara *et al.*, 2018).

La investigación presentó como alcance, la disponibilidad de recursos materiales, financieros y humanos permitiéndose ejecutar las acciones que se declararon en el plan

de diseño metodológico, según el tiempo asignado. De igual modo, tuvo todo el juicio de valor ético, ya que se sostuvo en la caracterización del suelo agrícola, el cual se observó en estado de impacto ante el botadero de residuos sólidos que se encuentra en la Comunidad Campesina Quitasol, Abancay-Apurímac.

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

Evaluar propiedades físico-químicas, plomo asimilable y valor ambiental del suelo agrícola ante exposición al botadero de Quitasol en Abancay, Apurímac.

2.4.2 Objetivos específicos

- Comparar la materia orgánica y el pH del suelo agrícola.
- Determinar el plomo asimilable en el suelo agrícola.
- Demostrar el costo ambiental sostenible relativo del suelo agrícola.

2.5 Hipótesis

2.5.1 Hipótesis general

Si existe variación de las propiedades físico-químicas, plomo asimilable y en el valor ambiental del suelo agrícola, entonces existe exposición al botadero de Quitasol, Abancay-Apurímac.

2.5.2 Hipótesis específicas

- La variación de la materia orgánica y el pH influyen en la productividad del suelo agrícola.
- La acumulación del plomo en el suelo agrícola afecta en la productividad.
- La variación de la materia orgánica y el pH como la acumulación del plomo influyen en la estimación del costo ambiental sostenible del suelo agrícola.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudios

El estudio se realizó en el suelo agrícola y cercano al botadero de Quitasol, Provincia de Abancay, Región de Apurímac-Perú, a una altitud de 2159 m.s.n.m. y coordenadas en UTM: E 72.55.40, N 84.13.39.00 / de acuerdo al datum WGS-84 (figura 1).



Figura 1. Imagen satelital / botadero de residuos sólidos Quitasol, Abancay-Perú.

3.2 Población

Durante los periodos de lluvia y seca se analizó, el suelo agrícola cercano al botadero de residuos sólidos de Quitasol y mediante un muestreo no probabilístico por conveniencia se extrajo muestras de suelo. (anexo 1).

3.3 Muestra

Mediante un muestreador de tipo manual se seleccionó, tres puntos de exposición desde la capa arable (anexo 2), y se extrajo muestras del suelo agrícola a dos profundidades (0-10 cm y 15-30 cm), según lo indicado por (Aquino *et al.*, 1989), pues se sustenta ante la presencia de los sistemas radiculares de las plantas.

El total de muestra a analizar fueron tres, las cuales procedieron de un pool, a partir de tres sub-muestras que conformaron una sola muestra representativa o compuesta de cada punto de muestreo.

Luego, las muestras se depositaron en bolsas de polietileno previa identificación (P1, P2 y P3), homogenizándose para obtener, 1 kilogramo (Aquino *et al.*, 1989), y enviadas al Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (Lima, Perú) donde se realizó el análisis.

3.4 Método de investigación

3.4.1 Determinación de la materia orgánica en el suelo agrícola

La materia orgánica se evaluó, mediante el método de Walkley-Black donde se consideró un estado de humedad con factor igual a 1.72 pudiendo asumirse que, el 58 % de la materia orgánica del suelo fue carbono orgánico. En el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. se siguió el siguiente procedimiento de análisis para su determinación:

- a) Se pesó 1.0 g de muestra de suelo y depositó a un Erlenmeyer de 500 ml.
- b) Se añadió 20 ml de $K_2Cr_2O_7$ (1N) cubriendo toda la muestra sin salpicaduras.
- c) Se añadió con probeta 20 ml de ácido sulfúrico concentrado.
- d) Se agitó y dejó reposar durante 30 min.
- e) Se añadió 200 ml de agua destilada, se agitó y se dejó reposar durante 1 hora.
- f) Se filtró la suspensión y cercioró no presentar turbidez el filtrado (re-filtre si es necesario).
- g) Se leyó en espectrofotómetro a una $\lambda = 590$ nm utilizando el patrón 0.00 para el ajuste del equipo: $M.O (\%) = (A \times 100 \times 1.72) / (m \times P)$.

Donde

- $m =$ Pendiente ($m = y / x$)
- $y =$ Valor de la absorbancia
- $x =$ Valor de la concentración de carbono (%)
- $A =$ Absorbancia
- $P =$ Peso de la muestra en gramos
- $1.72 =$ Factor de conversión del C a MO ($1/ 0.58$)

Los resultados fueron comparados con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 debido a que, en el Perú la norma regulatoria identificada por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo, no menciona el valor clasificado de la materia orgánica.

3.4.2 Determinación del pH en el suelo agrícola

Mediante el uso del instrumento Hanna HI 9828 se midió el pH en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. y para ello se siguió el siguiente procedimiento:

- a) Se pesó 10 gramos de suelo y se añadió 25 ml de agua destilada.
- b) Se agitó vigorosamente con agitador magnético durante 5 minutos.
- c) Se dejó reposar durante 30 minutos para equilibrar la solución.
- d) Finalmente, se agitó las muestras antes de tomar la lectura en condiciones de laboratorio.

Los resultados fueron comparados con la Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 debido a que, en el Perú la norma regulatoria identificada por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo, no menciona el valor clasificado para el pH.

3.4.3 Determinación de plomo asimilable en el suelo agrícola

En el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. se midió la concentración del plomo asimilable mediante el siguiente procedimiento:

- a) Se pesó 5 gramos de esta matriz ambiental, donde se le añadió 50 ml de HCl (1N), centrifugándose luego a 3000 r.p.m. y se filtró.
- b) La cuantificó mediante la técnica de espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial (ICP-AES), la cual es una de las más utilizadas para la determinación de analitos ambientales debido al alto grado de automatización que ofrece, así como a su buena sensibilidad, reproducibilidad y rapidez de trabajo (Gonzalvez et al., 2009). Dicha cuantificación se realizó en el Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C. (anexo 3).

Los resultados fueron comparados con el límite máximo permisible declarado por el Decreto Supremo No. 011-2017 MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.

3.4.4 Determinación del costo ambiental sostenible relativo en el suelo agrícola

Ante la inexistencia de una expresión matemática del valor ambiental referida a parámetros físico-químicos del suelo agrícola, entonces se utilizó la fórmula del costo ambiental sostenible relativo reportada por (Argota *et al.*, 2017) donde se expresa lo siguiente:

$$RESCO = \frac{\sum_i^n COA}{\sum_i^n CONP}$$

- RESCO = costo ambiental sostenible relativo*
- COA = costo de evaluación (condición sobre cumplimiento de parámetros físico-químicos y metal seleccionado)
- CONP = costo de prevención normativo (número de parámetros físico-químicos y metal medido)
- i) observación inicial y n) observación final

* Sostenible relativo se indica, por determinación sobre algunos parámetros, la precisión analítica del instrumento y el costo de análisis según el número de muestra.

Mediante la fórmula señalada puede conocerse la sostenibilidad del recurso suelo agrícola de acuerdo, al cumplimiento de parámetros (COA) obteniéndose un cociente, según el tipo de categorías (Tablas 1 y 2).

La aplicación del RESCO, fue para el período de lluvia debido a la mayor descomposición de la materia orgánica y la generación de lixiviados. Igualmente para el periodo seco con la finalidad comparar los resultados de los dos periodos.

Tabla 1

Criterio de puntuación / costo ambiental sostenible relativo.

Criterio	Puntuación
cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	1
no cumple el valor establecido por la norma regulatoria utilizada	0

Tabla 2

Categorías del costo ambiental sostenible relativo / intervalo.

Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo
Recurso sostenible relativo	1.0
Recurso moderadamente sostenible relativo	0.85 – 0.99
Recurso ligeramente sostenible relativo	0.6 – 0.84
Recurso poco sostenible relativo	0.41 – 0.59
Recurso no sostenible relativo	0.0 – 0.4

3.4.4.1 Categorías de sostenibilidad relativa.

- a) Recurso sostenible relativo: uso del recurso con muy baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia.
- b) Recurso moderadamente sostenible relativo: uso del recurso con baja probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios muy puntuales.

- c) Recurso ligeramente sostenible relativo: uso del recurso con probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia donde se genera cambios no puntuales.
- d) Recurso poco sostenible relativo: uso del recurso con elevada probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia que generan determinadas pérdidas.
- e) Recurso no sostenible relativo: uso del recurso con muy elevada probabilidad de daños ambientales y para la salud pública por transferencia que resultan invalidantes.

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

3.5.1 Descripción del método Walkley Black para la materia orgánica.

El método consiste en una oxidación de forma incompleta del carbono orgánico ante la reacción sobre determinada cantidad con dicromato de potasio, el cual interviene como agente oxidante según el exceso de ácido sulfúrico concentrado. El resultado de la mezcla sulfo-crómica facilita una temperatura óptima para oxidar el carbono orgánico que está contenido en la muestra de suelo. Luego, el exceso de dicromato de potasio se valora mediante una solución de sulfato ferroso amónico hexahidratado. El dicromato de potasio reducido es equivalente al carbono orgánico que existe en la muestra de suelo. La indicación del resultado en porcentaje de materia orgánica se multiplica por un determinado factor de corrección, ya que la combustión del carbono es incompleta.

3.5.1.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** dicromato de potasio, ácido sulfúrico concentrado, ácido fosfórico, sulfato ferroso amónico, sulfato de plata, fluoruro de sodio, di-fenilamina, agua destilada
- b) **Materiales** balones de aforo (1000 ml), vasos de precipitación (250 ml), varilla de vidrio, botellas ámbar de vidrio (1000 ml), tamices ASTM (4, 8, 12, 20, 40), erlenmeyer (250 ml), pipetas (5 y 10 ml) bureta, probeta de vidrio (50 ml), gotero soporte universal, papel de filtro

- c) **Equipos:** balanza analítica, agitador magnético, cronómetro digital campana extractora de gases, espectrofotómetro

3.5.2 Descripción del pH en el suelo agrícola.

Se considera la presencia de electrodos de antimonio que permite la determinación del pH en tiempo real. Los electrodos de antimonio se calibran antes y después de la determinación de pH en campo usando soluciones tampón estándar de pH 4 y 7. La medición electroquímica de la concentración efectiva de iones H^+ se realiza mediante la inmersión de electrodos en la proporción de 1:2.5 y KCl (1N).

3.5.2.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

- a) **Reactivos:** soluciones buffer pH 4-7, agua destilada
- b) **Materiales:** vasos de precipitación (250 ml), botellas ámbar de vidrio (1000 ml), pipetas (5 y 10 ml), agitador magnético
- c) **Equipos:** agitador magnético, instrumento Hanna HI 9828

3.5.3 Descripción del plomo en el suelo agrícola.

Se considera la analítica por digestión ácida donde previamente se seca la muestra de suelo y se le adiciona una mezcla de ácido perclórico, ácido sulfúrico y ácido nítrico. Luego la muestra se calienta con añadidura de ácido nítrico concentrado hasta la obtención de sales húmedas. se cuantifica la lectura de concentración mediante espectrometría de plasma inductivamente acoplado con vista axial.

3.5.3.1 Descripción del uso de reactivos, materiales, equipos.

Reactivos: ácido perclórico, ácido clorhídrico, ácido nítrico, agua destilada

Materiales: vasos de precipitación (250 ml), pipetas (5 y 10 ml)

Equipos: balanza analítica, mufla, plancha de calentamiento, centrífuga, espectrómetro de plasma inductivamente acoplado con vista axial

3.5.4 Aplicación de prueba estadística inferencial.

Se utilizó el programa estadístico profesional Statgraphics Centurion versión 18 para el análisis de los datos que refieren a la materia orgánica, pH y plomo asimilable. La prueba de normalidad (distribución normal de Gauss) de las mediciones para cada una de las variables fue mediante el test de bondad de ajuste: distribución del estadístico Kolmogorov–Smirnov (contraste de hipótesis: $[D = \max | F_n(x) - F_o(x)|]$ ($F_n(x)$ la función de distribución muestral y $F_o(x)$ la función teórica o correspondiente a la población normal especificada en la hipótesis nula).

Se comparó la diferencia de significancia entre las fuentes de variación según, los valores promedios de cada variable (Montgomery, 1991). Para diferenciar los promedios de grupos de tratamiento se utilizó, la prueba de contraste múltiple de rango de Bonferroni HSD. Los resultados se consideraron significativos a un nivel de confianza del 95% ($p < 0.05$).

c) Aplicación de prueba estadística inferencial.

Se utilizó el programa estadístico profesional Statgraphics Centurion versión 18 para el análisis de los datos. La prueba de normalidad (distribución normal de Gauss) de las mediciones para cada variable fue mediante el test de bondad de ajuste: distribución del estadístico Kolmogorov–Smirnov (contraste de hipótesis: $[D = \max | F_n(x) - F_o(x)|]$ ($F_n(x)$ la función de distribución muestral y $F_o(x)$ la función teórica o correspondiente a la población normal especificada en la hipótesis nula). Se comparó la diferencia de significancia entre las fuentes de variación según los valores promedios de cada variable en estudio (Montgomery, 2004).

Para diferenciar los promedios de grupos, se utilizó la prueba de contraste múltiple de rango mediante la prueba de Bonferroni HSD. Los resultados se consideraron significativos a un nivel de confianza del 95 % ($p < 0.05$).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Evaluación de la materia orgánica y el pH del suelo agrícola

La materia orgánica y el pH son dos de los principales parámetros que le confieren propiedades funcionales a la productividad del suelo (Meng *et al.*, 2019). Se muestra, los valores de la materia orgánica y el pH para el período lluvia en los puntos de exposición del suelo agrícola cercano al botadero de residuos sólidos donde el porcentaje de la materia orgánica se encontró en las clases de muy baja, baja y media (Tabla 3) lo cual, se consideró, según este parámetro como un suelo agrícola poco productivo. En el caso del pH el suelo agrícola fue neutro. Asimismo, hubo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para el porcentaje de la materia orgánica ($F = 14647$; $p < 0.00$) entre los tres puntos de selección de las muestras (Tabla 4).

Tabla 3

Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica I – período lluvia).

Puntos de muestreo	Materia orgánica	pH		
1	1.69	7.05		
2	1.12	7.06		
3	0.30	7.26		
Referencia*	Muy baja	< 0.5	Fuertemente ácido	< 5.0
	Baja	0.6-1.5	Moderadamente ácido	5.1-6.5
	Media	1.6-3.5	Neutro	6.6-7.3
	Alta	3.6-6.0	Medianamente alcalino	7.4-8.5
	Muy alta	> 6.0	Fuertemente alcalino	> 8.5

Fuente: * Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (anexo 4).

Tabla 4
Pruebas de Múltiple Rangos (Bonferroni HSD).

Punto de exposición	Significancia
1	A
2	B
3	c

Leyenda: las letras, indican no homogeneidad entre los grupos.

Sin embargo, en durante el período seco los porcentajes de la materia orgánica, aumentaron y el pH se halló en la escala medianamente alcalina (Tabla 5).

Tabla 5
Materia orgánica (%) y pH en el suelo agrícola (réplica II – período de seca).

Puntos de muestreo	Materia orgánica	pH		
1	2.38	7.42		
2	1.85	7.69		
3	3.06	7.58		
Referencia*	Muy baja	< 0.5	Fuertemente ácido	< 5.0
	Baja	0.6-1.5	Moderadamente ácido	5.1-6.5
	Media	1.6-3.5	Neutro	6.6-7.3
	Alta	3.6-6.0	Medianamente alcalino	7.4-8.5
	Muy alta	> 6.0	Fuertemente alcalino	> 8.5

Fuente: * Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000 (anexo 5).

Durante un estudio que se realizó en Campeche (México) se observó, que el incremento de la materia orgánica de 3.6 % a 5.66 % mejoró de forma significativa, la edad de los árboles y el rendimiento de cultivos de mangos. Se observó que, la materia orgánica desde 0 a 20 cm de profundidad fue aumentando en el tiempo para el cultivo de maíz y las hortalizas (Medina *et al.* 2017). En este proyecto de investigación, el mayor porcentaje de materia orgánica correspondió a 3.06 % y se puede describir como inferior al estudio de referencia lo que significaría que el rendimiento de toda siembra podrá ser demorada o improductiva.

En La Habana (Cuba) se realizó un estudio sobre el carbono lábil como indicador de cambios en dos suelos donde se usó, diferentes concentraciones de carbono: 226.14±43.99 y 546.72±36.31. Se observó variaciones y se menciona, que se relacionan

al tipo de suelo (Ginebra et al., 2015). En este proyecto de investigación, el carbono lábil no se midió, pero se supone que su contenido, quizás fue bajo ante la observación limitada del crecimiento sobre las plantaciones agrícolas y la vegetación.

Asimismo, se realizó un estudio sobre las propiedades físicas del suelo en diferentes sistemas agrícolas en la provincia de Los Ríos (Ecuador) donde se midió, el porcentaje de materia orgánica en presencia de un bosque, maíz, cacao, pasto y palma aceitera. La materia orgánica se registró a seis intervalos de profundidades (0-0.1; 0.1-0.2; 0.2-0.3; 0.3-0.4; 0.4-0.5 y 0.5-0.6). Se encontró, diferencias estadísticamente significativas en el cuarto y sexto nivel de profundidad donde los mayores porcentajes de la materia orgánica se midieron en la parte superficial y en presencia del suelo con pasto. El porcentaje de la materia orgánica varió entre 13.6 % y 25.0 % (Novillo *et al.*, 2018). En este proyecto de investigación, el muestreo del suelo correspondió a la capa arable donde se corresponde con el mayor nivel de la materia orgánica, igualmente a lo descrito, pero no se observó rendimiento de cultivos e incluso, en el período de lluvia donde el porcentaje aumentó.

Raison y Rab (2001) indican que, la materia orgánica es un componente fundamental en los procesos edáficos de modo que, cualquier variación produce efecto negativo hacia la productividad del suelo como sistema agrícola. El contenido bajo dificulta la formación de agregados y que se interpreta como refiere Alvarado *et al.* (2003), una disminución del flujo hídrico, aire y calor y quizás, esta información significó que la composición del suelo no sea la óptima para el rendimiento productivo agrícola.

El contenido de materia orgánica en suelos agrícolas es el resultado del balance entre las adiciones de residuos orgánicos y su tasa de mineralización (Galvis, 2000; Volke et al., 1993). Aunque, en este proyecto no se determinaron en el suelo agrícola condiciones de temperatura, humedad, contenido de elementos nutritivos, tipo y cantidad de coloides, condiciones de aireación del suelo y la composición de los residuos orgánicos, se considera que estos parámetros (Strahm y Harrison, 2008), afectan la productividad y es muy probable, que al menos uno de ellos, no fueran adecuados para corroborar la limitación productiva que se observó.

Ante las condiciones aerobias favorables del suelo una fracción del carbono se mineraliza siendo acumulado como humus estable (Lefèvre *et al.*, 2017), lo cual, condiciona a la interacción de la fauna edáfica y, por ende; al metabolismo de las raíces de las plantas (Fortín *et al.*, 1996). Cualquier carencia de partículas asociadas de arcilla e inestabilidad

química por compuestos altamente tóxicos pueden descomponer a la materia orgánica (Six et al., 2002), y si bien se observó presencia de materia orgánica, este porcentaje no se consideró bajo, influyendo en la productividad limitada del suelo.

La biota representa una fracción participativa en la descomposición y transformación del suelo agrícola y esta se muestra a diferentes capas de perfil (Aguilera, 2000; Rosell, 1999). En este proyecto no se determinó la fracción húmica estable (ácidos fúlvicos, ácidos húmicos y huminas) que le confiere estabilidad al suelo productivo (Aguilera, 2000; Galantini, 2014), y de la misma manera, se probable que dicha fracción se encontrara en concentraciones bajas. En el caso de la fracción húmica constituyen el principal componente (aproximadamente el 50 %) de la materia orgánica (Hayes y Clapp, 2001; Simpson *et al.*, 2007), y dado que el valor fue bajo, puede extrapolarse que las sustancias húmicas en el suelo agrícola fueron de contenido bajo.

Finalmente, las características del suelo agrícola les confiere determinadas propiedades funcionales ante su probable productividad y entre los parámetros se encuentra la materia orgánica (Colombo *et al.*, 1998). Por muy favorables que sean las características del suelo, es evidente que la capacidad depuradora no es ilimitada donde el suelo no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar todos los contaminantes que recibe y por ello, en un determinado momento, cuando se superan los umbrales críticos, entonces se puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos en las cadenas tróficas. La combinación de la capacidad de retención del suelo, por un lado, y la entrada de productos químicos al mismo tiempo, determina el tipo de respuesta medioambiental. Una buena planificación ambiental debe considerar la capacidad de almacenaje del suelo y la entrada de productos químicos, ya que estos dos factores determinan el tipo de respuesta (García, 2005).

Es una necesidad combatir el hambre a nivel global, y para hacerlo se requiere el manejo de la composición de nutrientes enfatizándose la acumulación de materia orgánica (Bado y Bationo, 2018; de Valença *et al.*, 2017), en caso contrario el impacto sobre los cultivos y luego, en el bienestar humano será preocupante (Barrett y Bevis, 2015), y uno de esos cultivos es el maíz, pues su rendimiento resultará más lento, cuando el ciclo de la materia orgánica es demorado (Cates y Ruark, 2017; Wood *et al.*, 2016).

Asimismo, otro de los parámetros influyentes a la calidad productiva y estable del suelo es el pH (Skujins, 1976), pues el mismo determina el potencial de oxidación-reducción

(García, 2005), textura y estructura (Lopez, 2005), la capacidad de intercambio catiónico (Brady, 2008), regula las actividades del suelo (Dick *et al.* 1988), además de la movilidad de los metales (García, 2005). En ocasiones, cuando el pH se encuentra en la clase neutra, puede tener consecuencias negativas para su valor de uso (Ramos y Zúñiga, 2008), y durante el período de lluvia para este proyecto de investigación, este parámetro se halló en tal rango.

Durante un estudio que se realizó en Colombia sobre la relación entre el pH y la disponibilidad de nutrientes se observó, que cuando el pH se elevó de 5.5 a 6.0, entonces hubo que requerir la aplicación de materiales escalantes para disminuir los niveles de Al y Fe, pero sin afectar elementos esenciales como el N y K (Rosas *et al.*, 2017). Para ambos periodos (lluvia y seca), los valores de pH estuvieron por encima del rango fuertemente ácido, aunque la mayor productividad se reconoce desde mediadamente alcalino.

Otro estudio sobre la calidad del suelo agrícola en la ciudad de Tuxcacuesco, Jalisco (México) se observó, que los valores de pH en suelo se presentaron en un rango de 7.1 a 8.5 (Medina *et al.*, 2016). Se mencionó que, si bien fue aceptado este valor, se requirió modificar algunas prácticas para aumentar las concentraciones de N, P, K y la materia orgánica cuya finalidad fue mejorar la fertilidad del suelo como recurso. En este proyecto de investigación, hubo valores en la escala neutra lo que indica que la fertilidad del suelo se afecta e influye sobre la materia orgánica antes mencionada.

Las variaciones de la materia orgánica y el pH del suelo modifican los procesos vitales para valorar toda productividad (Mujica, 1996), y en este proyecto fue preocupante que el porcentaje de la materia orgánica variara de un periodo a otro, reconocerse que sea significativo. Asimismo, considerar que el pH es un parámetro que condiciona la disponibilidad de elementos tóxicos como son los metales pesados, independientemente que se mayor preocupación ambiental sea cuando está en el rango fuerte y moderadamente ácido.

La fertilidad y la calidad del suelo están vinculados a la productividad agrícola (Stockmann *et al.*, 2015), donde el pH es un factor indispensable para determinar el uso del suelo (Wiesmeier *et al.*, 2012). Independientemente, de patrones que son específicos en ciertos lugares relacionados con el pH, por lo general en casi todos es similar y muestra gran influencia sobre el contenido de carbono del suelo que está directamente asociada a la materia orgánica (Wiesmeier *et al.*, 2019). En este estudio existió esa variabilidad de

rango de un período a otro, lo que pudo suponerse en correlación con el porcentaje de la materia orgánica.

El pH mantiene una correlación generalmente negativa en condiciones naturales con el contenido de carbono orgánico total y que este se asociada al porcentaje de materia orgánica (Reisser *et al.*, 2016). Cuando la materia orgánica está en descomposición, libera ácidos orgánicos, lo que conduce a valores de pH del suelo más bajos. En este estudio, el pH estuvo en el rango de la neutralidad para el periodo de lluvia y moderadamente alcalino durante el periodo de seca. Por el contrario, los valores de pH relativamente altos aceleran la descomposición del carbono orgánico del suelo, lo que resulta en una disminución de la capacidad de almacenamiento del carbono orgánico total (McGrath y Zhang, 2003) y, por ende; en sostenerse los nutrientes para su capacidad de intercambio catiónico (Fabian *et al.*, 2014; Reisser *et al.*, 2016). Como ejemplos, hemos elegido cuatro referencias con análisis estadístico cuantitativo sobre la relación entre ellas (Gebrehiwot *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2016).

4.1. Evaluación del plomo asimilable en el suelo agrícola

La Tabla 6, muestra las concentraciones de plomo en los puntos de muestreo seleccionados del botadero de residuos sólidos donde solo un valor superó el límite máximo permisible. Asimismo, hubo diferencias estadísticamente significativas ($F = 6766.41$; $p < 0.00$) entre los puntos de selección de las muestras (Tabla 7). Los puntos de muestreo se realizaron en el mes de enero en épocas más altas de las precipitaciones pluviales

Tabla 6
Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola ($mg.kg^{-1}$) / réplica I – período de lluvia.

Puntos de muestreo	Pb
1	11.26
2	12.81
3	163.70
Referencia *	70 mg. Kg⁻¹

* Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo (anexo 5).

Tabla 7

Prueba múltiple de rangos / prueba de Bonferroni HSD / Pb asimilable / estaciones de muestreo.

Puntos de muestreo	Promedio de concentración	Significancia
1	11.26	a
2	12.81	b
3	163.70	C

Legenda: las letras, indican no homogeneidad entre los grupos.

La Tabla 8, muestra las concentraciones de plomo en los puntos de muestreo seleccionados del botadero de residuos sólidos donde las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección: 0.87 mg.kg^{-1} y en el valor que recomienda la norma. Los puntos de muestreo se realizaron en el mes de junio en épocas más baja de las precipitaciones pluviales

Tabla 8

Concentración de Pb asimilable en suelo agrícola (mg.kg^{-1}) / réplica II - período de seca.

Puntos de muestreo	Pb
1	< 0.87
2	< 0.87
3	< 0.87
Referencia *	70 mg.kg^{-1}

* Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo (anexo 5).

Según Martin (2000), cuando el contenido de metales pesados en el suelo alcanza niveles que rebasan los límites máximos permitidos causan efectos inmediatos como inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, disturbio funcional en otros componentes del ambiente, así como disminución de las poblaciones microbianas del suelo. Una vez que los metales se encuentran en el suelo, éstos pueden quedar retenidos en el mismo, pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos (Pagnanelli *et al.*, 2004).

Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida

retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de la especiación química del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han *et al.*, 2003).

Según los resultados obtenidos se puede observar que, los puntos de selección de muestreo, presentaron diferentes concentraciones asimilables donde su distribución no fue homogénea siendo la exposición de tipo aleatoria con lo cual, pudo modificarse la composición y calidad del suelo. Cuando los metales quedan retenidos en el suelo, afecta la clase textural, provoca ausencia o baja presencia de la estructura edáfica, interfiere en las propiedades químicas, disminuye el contenido de nutrientes fundamentales, provoca ruptura de los ciclos biogeoquímicos, dificultad de enraizamiento, disminuye la capacidad de intercambio de iones e influye en la retención de agua (Colombo *et al.*, 1998; García y Dorronsoro, 2002).

Durante un estudio que se realizó en Magdalena (Colombia) sobre la presencia de plomo en suelos, las concentraciones oscilaron entre 178.45 y 794.04 a 5.0 cm de profundidad donde se requirió presentar alternativas de plantas bioacumuladoras para la fitorremediación (Peláez *et al.*, 2016). En este proyecto de investigación, las concentraciones estuvieron por debajo de lo hallado en el estudio de referencia, pero del mismo modo, se mostró contaminación en el suelo agrícola.

En su gran mayoría los metales pesados entran en la cadena alimentaria por contaminación en los suelos y particularmente, en aquellos sitios donde existen prácticas de cultivos (Díez *et al.*, 2009). La acumulación en las plantas inhibe o activa algunos procesos enzimáticos que afectan la productividad (Mayank *et al.*, 2012).

Específicamente, el plomo carente de valor biológico, debido a su tamaño, pero la carga química que posee puede sustituir al calcio acumulándose en los tejidos óseos (OMS, 2013; Qaisar *et al.*, 2013). Esta absorción dependerá principalmente del estado nutricional del individuo, siendo mayor cuando la dieta es pobre en calcio, hierro y proteínas.

Según varios estudios de suelos contaminados y plantas alimenticias en zonas donde existían concentraciones de plomo se encontró que, las concentraciones en el suelo fueron alrededor de: 171 a 5.906 mg/kg en Madrid (Cala y Kunimine, 2003), 24 a 600 mg/kg en la India (Fakayode y Onianwa, 2002), 138 mg/kg en hortalizas de la Habana-Cuba (Olivares *et al.*, 2013), 51.000 mg/kg en Canadá (Skinner y Salin, 1995), 37.600 mg/kg en El Salvador (Herrera y Francke, 2009), 11.113 mg/kg de suelo en Maracay

(Carrasquero, 2006) por lo que, la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2011), presentó su preocupación frente al incremento de la contaminación alimentaria ante la exposición de suelos contaminados por plomo.

Agudelo *et al.* (2011) señalan que, las plantas germinadas en tierra con mezclas (exposición a contaminantes con metal) presentan mayor absorción de manera que, toda actividad agrícola relacionada con los sitios de exposición tendría un riesgo en el tiempo de acumular plomo aún, cuando las plantas no se vean afectadas y muestren cierta respuesta de retención (Marrero *et al.*, 2012; Sarvajeet *et al.*, 2012).

Mahdieh *et al.* (2013) indican que, en la fase de germinación, se genera la mayor cantidad de absorción de plomo, pues durante este proceso se produce gran cantidad de biomasa foliar donde el plomo quedará retenido en el tejido del vegetal. Del mismo modo, cuando las plantas producen de forma constante nuevos brotes y su estructura es muy fibrosa, el incremento en la acumulación de los metales resulta mayor (Flores *et al.*, 2015; Zhou *et al.*, 2014).

4.2 Evaluación del costo ambiental sostenible relativo en el suelo agrícola

Al asignarle, el código de puntuación según las concentraciones de plomo asimilable en los puntos de selección y para el período de lluvia, la estimación de costo ambiental fue de 0.56 indicándose una categoría de recurso poco sostenible relativo (Tabla 9).

$$\text{RESCO} = \frac{\sum^n \text{COA}}{\sum_i^n \text{CONP}}$$

- $\text{RESCO} = \text{MO} [\text{punto de muestreo 1}] + \text{pH} [\text{punto de muestreo 1}] + \text{Pb} [\text{punto de muestreo 1}] + \text{MO} [\text{punto de muestreo 2}] + \text{pH} [\text{punto de muestreo 2}] + \text{Pb} [\text{punto de muestreo 1}] + \text{MO} [\text{punto de muestreo 3}] + \text{pH} [\text{punto de muestreo 3}] + \text{Pb} [\text{punto de muestreo 3}] / 9$
- $\text{RESCO} = \text{MO} [0] + \text{pH} [1] + \text{Pb} [1] + \text{MO} [0] + \text{pH} [0] + \text{Pb} [1] + \text{MO} [0] + \text{pH} [1] + \text{Pb} [1] / 9$
- $\text{RESCO} = [5] / 9 = 0,56$

Según, el valor hallado pudo interpretarse que, el suelo como recurso fundamental socio-ecológico (Wu *et al.*, 2020) estuvo comprometido por exposición al plomo y ello indicó,

posible influencia en la seguridad humana y desarrollo local ante posibles actividades agrícolas (Jiang *et al.*, 2017).

El costo sostenible ambiental de la exposición al plomo en el suelo agrícola estimado, supone un uso del recurso con elevada probabilidad de daños ambientales donde su potencial toxicológico puede ser significativo a largo plazo, tal y como lo señala (Zhu *et al.*, 2017).

Tabla 9

Estimación del costo ambiental sostenible relativo / parámetros físico-químicos / exposición al plomo asimilable.

No.	Categoría de sostenibilidad relativa	Intervalo	Valor
I	Recurso sostenible relativo	1.0	
II	Recurso moderadamente sostenible relativo	0.85 – 0.99	
III	Recurso ligeramente sostenible relativo	0.6 – 0.84	
IV	Recurso poco sostenible relativo	0.41 – 0.59	0.56
V	Recurso no sostenible relativo	0.0 – 0.4	

Todo metal que se acumula en el suelo-vegetación se transforma en forma sólida en biometilación de manera que la probabilidad de magnificarse, a través de la cadena trófica es elevada (Eziz *et al.*, 2018).

Diversos métodos son usados para evaluar la exposición de metales pesados en los suelos con el objetivo de señalar su posible contaminación influencia antropogénica. Entre ellos se encuentra el factor de enriquecimiento: EF (Loska *et al.*, 2003; Sinex y Wright, 1988), índice de geoacumulación: Igeo (Muller, 1969), factor de contaminación: CF (Tomlinson *et al.*, 1980): y el índice de carga de contaminación: PLI (Madrid *et al.*, 2002).

En el caso del factor de contaminación, se relaciona la concentración del metal (C_m) con respecto a la concentración de fondo (C_f) generándose un cociente como se señala en la fórmula siguiente:

$$CF = C_m / C_f$$

Esta concentración de fondo significa el valor regulatorio establecido de manera que, en este estudio, la fórmula utilizada se relacionó, pues en el caso de la concentración del metal, fue sustituida por un código de puntuación ($0 \neq 1$) en dependencia del cumplimiento con respecto al límite máximo establecido. De igual modo, se estableció un cociente pudiendo estimarse bajo una categoría establecida, un posible valor en el uso

del recurso suelo según lo asignado ante el número de parámetros que se determinó siendo la materia orgánica, el pH y las concentraciones asimilables de plomo en los tres puntos de muestreo.

Asimismo, el índice de carga de contaminación indica que, si el valor obtenido es mayor a 1 ($PLI > 1$), entonces el área investigada está contaminada. La expresión que se expresa es como la siguiente:

$$\bullet \text{ PLI} = \sqrt[n]{Cf_1 \times Cf_2 \times Cf_3 \times Cf_n}$$

En el estudio realizado por Balta *et al.* (2020), se indicó que el área estuvo expuesta a la contaminación, pues los valores hallados fueron: $Cf = 1.37$ y $PLI = 1.55$. En este estudio la correspondencia fue de 0.8 lo cual, señaló un área afectada y en tal sentido, pudo asumirse la influencia negativa del botadero Quitasol.

Finalmente, la absorción por plomo en el suelo puede verse incrementada por valores de pH entre 3.0 – 8.5 (Lee *et al.*, 1998) y a pesar de encontrarse en la clase neutra el pH, puede indicarse un riesgo en el suelo agrícola del botadero Quitasol.

Los vertederos de residuos sólidos municipales liberan numerosos contaminantes para el medio ambiente mediante los lixiviados y entre los elementos está el Pb^{2+} (Han *et al.*, 2016; Youcai y Ziyang, 2016). No existe una metodología integral que sea robusta para los lixiviados y con ello se podría preservar la calidad del ambiente (Butt *et al.*, 2008). Por lo general, solo se hace la evaluación del impacto ambiental donde se mide el efecto negativo de parámetros (Canter, 1996), cálculos ambientales, pero esto dicta se reconocer el verdadero efecto que producen los vertederos sanitarios cuando no son controlados (Dangi *et al.*, 2015).

Reconocer la necesidad primaria de controlar la calidad ambiental que existe en suelos agrícolas aledaños a rellenos sanitarios, sigue siendo una gran preocupación, pues las limitaciones en los estudios ambientales, arrojan inseguridad en cualquier valor de uso que se considere. Algunos resultados obtenidos señalan presencia de cáncer en residentes de zonas próximas a los rellenos sanitarios (Elliott *et al.*, 2008; Mattiello *et al.*, 2013b). Deberá considerarse que, la aplicación de tecnologías de remediación solo sería posible cuando se presenten adecuadas evaluaciones ambientales que consideren, el análisis e



interpretación relevante según el impacto de los contaminantes que se generan en los rellenos sanitarios.

Para el periodo de seca ya no se realiza los cálculos ESCO, para la evaluación del costo ambiental sostenible relativo del suelo agrícola, porque la referencia de 70 mg.kg^{-1} es mayor a las tres muestras obtenidas en el resultado que es de menor 0.87 mg.kg^{-1} de plomo (Pb).

CONCLUSIONES

- Al comparar la materia orgánica y el pH del suelo agrícola nos demuestra el porcentaje de la materia orgánica fue mayor en el periodo de seca comparando con el periodo de lluvia el porcentaje osciló entre 1.85 y 3.06 % correspondiendo al rango de porcentaje medio a alto. En el caso del pH se encontró en el rango neutro (7.05-7.26) durante el periodo de lluvia y moderadamente alcalino (7.42-7.69) en el periodo de seca. Ambos parámetros de calidad del suelo agrícola variaron de un periodo a otro.
- Determinando el plomo asimilable en el suelo agrícola las concentraciones de plomo en el periodo de seca se encontraron por debajo del valor que recomendó el valor de la norma ambiental es menor de 0.87 mg.kg^{-1} en los tres puntos de muestreo con referencia a 70.0 mg.kg^{-1} de acuerdo al Decreto supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de calidad del suelo (Anexo 5). En la época de lluvias la concentración de plomo asimilable en el suelo agrícola en el punto de muestreo P1 fue de 11.26, punto de muestreo P2 de 12.81, en el punto de muestreo P3 de $163.70 \text{ mg.kg}^{-1}$ de acuerdo Decreto supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de calidad del suelo (Anexo 5) lo que indica que hay presencia de plomo asimilable en el suelo agrícola y es perjudicial a la salud humana, existe bioacumulación en cultivos.
- Demostrando el costo ambiental sostenible relativo en suelo agrícola; El valor ambiental del suelo agrícola fue de 0.56 y se estimó como recurso ambiental poco sostenible relativo (ubicándose dentro de la categoría de sostenibilidad relativa: 0.41-0.59) de manera que el suelo agrícola, no es adecuado para esta actividad. Es decir, existe la probabilidad elevada al estar impactado de manera ambiental el suelo, entonces por biomagnificación ocurra daños a la salud humana.



RECOMENDACIONES

- Es necesario las comparaciones de bioensayos de toxicidad ante la menor concentración observable prevista para reconocer los daños inmediatos.
- Determinado la presencia de plomo asimilable en el suelo agrícola es conveniente cambiar de cultivos en este caso con floricultura de las especies de rosas, margaritas, gladiolos, girasoles y otras especies de la zona.
- Determinando el costo ambiental sostenible relativo del suelo agrícola; se debe incorporar a la evaluación del costo ambiental sostenible relativo indicadores biológicos para reconocerse mayor precisión en el valor utilitario del suelo agrícola ante el impacto del botadero.

BIBLIOGRAFÍA

- Adamcová, D., Radziemska, M., Ridošková, A., Bartoň, S., Pelcová, P., Elbl, J., ... Vaverková, M. D. (2017). Environmental assessment of the effects of a municipal landfill on the content and distribution of heavy metals in *Tanacetum vulgare* L. *Chemosphere*, *185*, 1011-1018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.060>
- Agudelo, D. M., Casadiegos, C. P., & Sánchez, D. L. (2011). Características De Ansiedad Y Depresión En Estudiantes Universitarios. *International Journal of Psychological Research*, *1*(1), 34-39. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=299023503006>
- Aguilera, S. M. (2000). Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. En *Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14*.
- Ahmed, S. A., & Ali, M. (2004). Partnerships for solid waste management in developing countries: linking theories to realities. *Habitat International*, *28*(3), 467-479. [https://doi.org/10.1016/S0197-3975\(03\)00044-4](https://doi.org/10.1016/S0197-3975(03)00044-4)
- Ali, H., Khan, E., & Sajad, M. A. (2013). Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere*, *91*(7), 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Ali, M. M., Ali, M. L., Islam, M. S., & Rahman, M. Z. (2016). Preliminary assessment of heavy metals in water and sediment of Karnaphuli River, Bangladesh. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, *5*, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.01.002>
- Alqader, A. A., & Hamad, J. (2012). Municipal Solid Waste Composition Determination Supporting the Integrated Solid Waste Management in Gaza Strip. *International Journal of Environmental Science and Development*, 172-176. Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Municipal-Solid-Waste-Composition-Determination-the-Alqader-Hamad/182dbf30d579baed858ac6f7edb1bddd9a64d486>
- Alvarado, B., Rivera, B., Porras, J., & Vigil, A. (2003). *Transferencias intergubernamentales en las finanzas municipales del Perú*. Lima: Consorcio de

Investigación Económica y Social - Universidad del Pacífico.

- Aquino, R., Camacho, M., & Llanos, G. (1989). *Métodos para análisis de agua, suelos y residuos sólidos*. Lima: Instituto de Desarrollo y Medio Ambiente (IDMA). Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONCYTEC).
- Aranguren, F. (1999). El Plomo En El Medio Geográfico: Una Amenaza Silente Lead in the Geographic Environment: a Silent Threat. *Semestral. Déposito Legal GEOENSEÑANZA. Semestral. Déposito Legal*, 44(11), 121-15597. Recuperado de <http://www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/20914/1/articulo6.pdf>
- Argota, G., Argota, H., & Iannacone, J. (2017). COSTO AMBIENTAL SOSTENIBLE RELATIVO A LA VARIABILIDAD FISICO-QUÍMICA DE LAS AGUAS SOBRE LA DISPONIBILIDAD DE METALES EN EL ECOSISTEMA SAN JUAN, SANTIAGO DE CUBA, CUBA. *The Biologist*, 14(2). <https://doi.org/10.24039/rtb201614299>
- Argota, P. G., & Iannacone, J. (2014). Computerized gecotox methodology for the prediction of ecotoxicological risk from exposure to contamination effects in environmental effluents and aquatic ecosystems. *The Biologist*, 12(2), 181-193.
- Arrieta, G., Requena, I., Toro, J., & Zamorano, M. (2016). Adaptation of EVIAVE methodology for monitoring and follow-up when evaluating the environmental impact of landfills. *Environmental Impact Assessment Review*, 56, 168-179. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.10.001>
- Ashry, K. M., El-Sayed, Y. S., Khamiss, R. M., & El-Ashmawy, I. M. (2010). Oxidative stress and immunotoxic effects of lead and their amelioration with myrrh (*Commiphora molmol*) emulsion. *Food and Chemical Toxicology*, 48(1), 236-241. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2009.10.006>
- Aygun, A., Dogan, S., Argun, M. E., & Ates, H. (2018). Removal of sulphate from landfill leachate by crystallization. *Environmental Engineering Research*, 24(1), 24-30. <https://doi.org/10.4491/eer.2017.179>
- Bado, V. B., & Bationo, A. (2018). *Integrated Management of Soil Fertility and Land Resources in Sub-Saharan Africa: Involving Local Communities*.

<https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.02.001>

- Balta, S., Emirtekin, E., Kircaburun, K., & Griffiths, M. D. (2020). Neuroticism, Trait Fear of Missing Out, and Phubbing: The Mediating Role of State Fear of Missing Out and Problematic Instagram Use. *International Journal of Mental Health and Addiction*, 18(3), 628-639. <https://doi.org/10.1007/s11469-018-9959-8>
- Bartrop, D., & Meek, F. (1979). Effect of Particle Size on Lead Absorption from the Gut. *Archives of Environmental Health: An International Journal*, 34(4), 280-285. <https://doi.org/10.1080/00039896.1979.10667414>
- Barrett, C. B., & Bevis, L. E. M. (2015). The self-reinforcing feedback between low soil fertility and chronic poverty. *Nature Geoscience*, 8(12), 907-912. <https://doi.org/10.1038/ngeo2591>
- Barry, P. S. (1975). A comparison of concentrations of lead in human tissues. *Occupational and Environmental Medicine*, 32(2), 119-139. <https://doi.org/10.1136/oem.32.2.119>
- Bech, J., Poschenrieder, C., Barceló, J., & Lansac, A. (2002). Plants from Mine Spoils in the South American Area as Potential Sources of Germplasm for Phytoremediation Technologies. *Acta Biotechnologica*, 22(1-2), 5-11. [https://doi.org/10.1002/1521-3846\(200205\)22:1/2<5::AID-ABIO5>3.0.CO;2-B](https://doi.org/10.1002/1521-3846(200205)22:1/2<5::AID-ABIO5>3.0.CO;2-B)
- Bernache, G. (2011a). Ciudades mexicanas y su manejo de residuos. *Hacia la sustentabilidad*, 133-138. Recuperado de [http://www.redisa.uji.es/artSim2011/GestionYPoliticaAmbiental/Ciudades mexicanas y su manejo de residuos.pdf](http://www.redisa.uji.es/artSim2011/GestionYPoliticaAmbiental/Ciudades%20mexicanas%20y%20su%20manejo%20de%20residuos.pdf)
- Bernache, G. (2011b). Ciudades mexicanas y su manejo de residuos. *Hacia la sustentabilidad*, 133-138.
- Bernache, G. (2014). La gestión de los residuos sólidos: un reto para los gobiernos locales. *Sociedad y Ambiente*, 1(7), 72-98. <https://doi.org/10.31840/sya.v0i7.1592>
- Bernal, M. P., Clemente, R., Vazquez, S., & Walker, D. J. (2007). Aplicación de la fitorremediación a los suelos contaminados por metales pesados en Aznalcóllar.



Ecosistemas, 16(2), 67-76.

- Bi, M., Zhang, H., Yuan, L., Zhao, L., & Liu, R. (2019). Molecular mechanisms of lead-induced changes of selenium status in mice livers through interacting with selenoprotein P. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 175, 282-288. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.059>
- Birch, S., Cole, S., Hunt, K., Edwards, B., & Reaney, E. (2011). Self-harm and the positive risk taking approach. Can being able to think about the possibility of harm reduce the frequency of actual harm? *Journal of Mental Health*, 20(3), 293-303. <https://doi.org/10.3109/09638237.2011.570809>
- Blum, W. E. H. (2005). Functions of Soil for Society and the Environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 4(3), 75-79. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-2236-x>
- Bolanowska, W. (1968). Distribution and Excretion of Triethyllead in Rats. *Occupational and Environmental Medicine*, 25(3), 203-208. <https://doi.org/10.1136/oem.25.3.203>
- Bone, J., Head, M., Barraclough, D., Archer, M., Scheib, C., Flight, D., & Voulvoulis, N. (2010). Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. *Environment International*, 36(6), 609-622. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.04.010>
- Brandstätter, C., Laner, D., Prantl, R., & Fellner, J. (2014). Using multivariate regression modeling for sampling and predicting chemical characteristics of mixed waste in old landfills. *Waste Management*, 34(12), 2537-2547. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.009>
- Brennan, R. B., Healy, M. G., Morrison, L., Hynes, S., Norton, D., & Clifford, E. (2016). Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. *Waste Management*, 55, 355-363. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.010>
- Budi, S., Suliasih, B. A., Othman, M. S., Heng, L. Y., & Surif, S. (2016). Toxicity identification evaluation of landfill leachate using fish, prawn and seed plant. *Waste Management*, 55, 231-237. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.022>

- Burbano, H. (2010). El Suelo Al Servicio De La Sociedad Y Su Rol En El Contexto De Los Cambios Globales. *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas.*, XI(2), 53-62. Recuperado de <https://revistas.udenar.edu.co/index.php/rtend/article/view/548/607>
- Burlakovs, J., Pilecka, J., Grinfelde, I., Arbidans, L., Arina, D., & Setyobudi, R. H. (2021, diciembre 16). *Sustainable landfill fine fraction of waste reuse opportunities covering layer development.* 303-310. <https://doi.org/10.22616/rrd.27.2021.043>
- Bustos, C. (2009). La problemática de los desechos sólidos. *Economía*, 027, 121-144. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/1956/195614958006.pdf>
- Butt, Y. M., Combi, J. A., Drake, J., Finley, J. P., Konopelko, A., Lister, M., ... Shepherd, D. (2008). TeV J2032+4130: a not-so-dark accelerator? *Monthly Notices of the Royal Astronomical Society*, 385(4), 1764-1770. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2966.2008.12959.x>
- Cala, V., & Kunimine, Y. (2003). Distribución de plomo en suelos contaminados en el entorno de una planta de reciclaje de baterías ácidas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(3), 109-115. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/370/37019301.pdf>
- Calderón, J., Ortiz-Pérez, D., Yáñez, L., & Díaz-Barriga, F. (2003). Human exposure to metals. Pathways of exposure, biomarkers of effect, and host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 93-103. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00053-8](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00053-8)
- Canter, L. W. (1996). *Environmental Impact Assessment* (2.^a ed.). New York: Mc Graw Hill Interamericana Editores S.A.
- Capangpangan, R. Y., & Sanchez, P. B. (2016). Evaluation of Potential Ecological Risk and Contamination Assessment of Heavy Metals in Sediment Samples using Different Environmental Quality Indices – A Case Study in Agusan River, Caraga Philippines. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 8(1), 1-16. Recuperado de <http://www.innspub.net/jbes/evaluation-of-potential-ecological-risk-and-contamination-assessment-of-heavy-metals-in-sediment-samples-using-different-environmental-quality-indices-a-case-study-in-agusan-river-caraga-ph/>

- Carrasquero, A. (2006). Determinación de los niveles de contaminación con plomo en los suelos y polvo de las calles de la ciudad de Maracay. *Agronomía Tropical*, 56(2), 237-252. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2006000200006&lng=es&tlng=es.
- Cates, A. M., & Ruark, M. D. (2017). Soil aggregate and particulate C and N under corn rotations: responses to management and correlations with yield. *Plant and Soil*, 415(1-2), 521-533. <https://doi.org/10.1007/s11104-016-3121-9>
- Cerdà, A., Morera, A. G., & Bodí, M. B. (2009). Soil and water losses from new citrus orchards growing on sloped soils in the western Mediterranean basin. *Earth Surface Processes and Landforms*, 34(13), 1822-1830. <https://doi.org/10.1002/esp.1889>
- Colombo, L. D., Mangione, S. B., & Figlioglia, A. (1998). Soil profile distribution of heavy metals in soil atended with sewage sludge for eight years. *Agr. Med. Inter. J. of Agric. Sci.*, 128, 273-283.
- Colomer, F. J., Altabella, J., García, F., Herrera, L., & Robles, F. (2013). Influencia de la ubicación de los rellenos sanitarios en el impacto ambiental . Caso de España. *Ingeniería*, 17(Mayo-Agosto), 141-151.
- Colomer, F. J., Esteban, J., García, F., & Herrera, L. (2013). Influencia de la ubicación de los rellenos sanitarios en el impacto ambiental . Caso de España. *Ingeniería*, 17(Mayo-Agosto), 141-151. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46730913005>
- Córdoba, D. (2008). *Toxicología* (5.^a ed.). Mexico D.F.: Manual Moderno.
- Corwin, D. L., & Bradford, S. A. (2008). Environmental Impacts and Sustainability of Degraded Water Reuse. *Journal of Environmental Quality*, 37(S5), S-1-S-7. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0210>
- D'Amore, J. J., Al-Abed, S. R., Scheckel, K. G., & Ryan, J. A. (2005). Methods for Speciation of Metals in Soils. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1707-1745. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0014>

- da Silva, B. A., Giongo, P. R., de Aquino Martins, P. T., Alves Barbosa, T., Moraes, V. H., Cavalcante, T. J., & Marcomini Giongo, A. M. (2019). Soil erosion vulnerability in the southern part of the Meia Ponte watershed, Goias, Brazil. *Idesia (Arica)*, 37(2), 81-86. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292019000200081>
- Dangi, M. B., Fernandez, D., Bom, U. B., Belbase, S., & Kaphle, R. (2015). Evaluation of environmental impact assessment report preparation and public participation in landfill projects in Nepal. *Habitat International*, 46, 72-81. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.10.021>
- Das, B., Bhave, P. V., Sapkota, A., & Byanju, R. M. (2018). Estimating emissions from open burning of municipal solid waste in municipalities of Nepal. *Waste Management*, 79, 481-490. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.013>
- De la Roca, J., & Hernandez, M. (2004). Evasión tributaria e informalidad en el Perú: una aproximación a partir del enfoque de discrepancias en el consumo. *Cies*, 1, 2-66. Recuperado de <http://cies.org.pe/sites/default/files/investigaciones/evasion-tributaria-e-informalidad-en-el-peru-una-aproximacion-a-partir-del-enfoque-de-discrepancias-en-el-consumo.pdf>
- de Valença, A. W., Vanek, S. J., Meza, K., Ccanto, R., Olivera, E., Scurrah, M., ... Fonte, S. J. (2017). Land use as a driver of soil fertility and biodiversity across an agricultural landscape in the Central Peruvian Andes. *Ecological Applications*, 27(4), 1138-1154. <https://doi.org/10.1002/eap.1508>
- Dias, M. C., Mariz-Ponte, N., & Santos, C. (2019). Lead induces oxidative stress in *Pisum sativum* plants and changes the levels of phytohormones with antioxidant role. *Plant Physiology and Biochemistry*, 137, 121-129. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2019.02.005>
- Díez, C., Pacheco, D., Caso, A. De, García, J., & García, E. (2009). El desarrollo de los componentes del lenguaje desde aspectos psicolingüísticos. *Journal of Developmental and Educational Psychology*, 2(1), 129-135.
- Dixit, R., Wasiullah, Malaviya, D., Pandiyan, K., Singh, U., Sahu, A., ... Paul, D. (2015). Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*, 7(2), 2189-



2212. <https://doi.org/10.3390/su7022189>

- Duman, F., Aksoy, A., & Demirezen, D. (2007). Seasonal Variability of Heavy Metals in Surface Sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133(1-3), 277-283. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9580-3>
- Dzotsi, E., Odoom, J., Opore, J., & Davies-Teye, B. (2016). Outbreak of Cholera, Greater Accra Region, Ghana, 2014. *Journal of Scientific Research and Reports*, 9(3), 1-12. <https://doi.org/10.9734/JSRR/2016/21461>
- Eggen, T., Moeder, M., & Arukwe, A. (2010). Municipal landfill leachates: A significant source for new and emerging pollutants. *Science of The Total Environment*, 408(21), 5147-5157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.07.049>
- El-Hamouz, A. M. (2008). Logistical management and private sector involvement in reducing the cost of municipal solid waste collection service in the Tubas area of the West Bank. *Waste Management*, 28(2), 260-271. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.11.012>
- El-Sayed, Y. S., Lebda, M. A., Hassinin, M., & Neoman, S. A. (2015). Chicory (*Cichorium intybus* L.) Root Extract Regulates the Oxidative Status and Antioxidant Gene Transcripts in CCl₄-Induced Hepatotoxicity. *PLOS ONE*, 10(3), e0121549. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0121549>
- Elliott, P., Richardson, S., Abellan, J. J., Thomson, A., de Hoogh, C., Jarup, L., & Briggs, D. J. (2008). Geographic density of landfill sites and risk of congenital anomalies in England. *Occupational and Environmental Medicine*, 66(2), 81-89. <https://doi.org/10.1136/oem.2007.038497>
- Emsley, J. . (1994). *Ancient world was poisoned by lead*. Recuperado de https://hero.epa.gov/hero/index.cfm/reference/details/reference_id/47167
- Eziz, M., Mohammad, A., Mamut, A., & Hini, G. (2018). A human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils of Yanqi Basin, Silk Road Economic Belt, China. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24(5), 1352-1366. <https://doi.org/10.1080/10807039.2017.1412818>

- Fabian, Y., Sandau, N., Bruggisser, O. T., Aebi, A., Kehrli, P., Rohr, R. P., ... Bersier, L.-F. (2014). Plant diversity in a nutshell: testing for small-scale effects on trap nesting wild bees and wasps. *Ecosphere*, 5(2), art18. <https://doi.org/10.1890/ES13-00375.1>
- Fakayode, S., & Onianwa, P. (2002). Heavy metal contamination of soil, and bioaccumulation in Guinea grass (*Panicum maximum*) around Ikeja Industrial Estate, Lagos, Nigeria. *Environmental Geology*, 43(1-2), 145-150. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0633-9>
- FAO. (2007). Land evaluation Towards a revised framework. *Land and Water Discussion Paper*, 124.
- FAO. (2011). *Prácticas de Conservación de Suelos y Agua para la Adaptación Productiva a la Variabilidad Climática*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/as-as431s.pdf>
- Fargašová, A. (2001). Phytotoxic Effects of Cd, Zn, Pb, Cu and Fe on *Sinapis Alba* L. Seedlings and their Accumulation in Roots and Shoots. *Biologia plantarum*, 44(3), 471-473. <https://doi.org/10.1023/A:1012456507827>
- Farré, M., & Barceló, D. (2003). Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 22(5), 299-310. [https://doi.org/10.1016/S0165-9936\(03\)00504-1](https://doi.org/10.1016/S0165-9936(03)00504-1)
- Ferreira, J. A., & dos Anjos, L. (2001). Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais Public and occupational health issues related to municipal solid waste management. *Cad. Saúde Pública*, 17(3), 689-696.
- Flores, M. L., Hattab, S., Hattab, S., Boussetta, H., Banni, M., & Hernández, L. E. (2015). Specific mechanisms of tolerance to copper and cadmium are compromised by a limited concentration of glutathione in alfalfa plants. *Plant Science*, 233, 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2015.01.013>
- Forstner, U., & Wittman, G. T. (1983). *Metal Pollution in the Aquatic Environment* (2.^a ed.). New York: Springer. Recuperado de

- [https://www.scirp.org/\(S\(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45\)\)/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1565401](https://www.scirp.org/(S(czeh2tfqyw2orz553k1w0r45))/reference/ReferencesPapers.aspx?ReferenceID=1565401)
- Fowler, B. A., Kimmel, C. A., Woods, J. S., McConnell, E. E., & Grant, L. D. (1980). Chronic low-level lead toxicity in the rat. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 56(1), 59-77. [https://doi.org/10.1016/0041-008X\(80\)90131-3](https://doi.org/10.1016/0041-008X(80)90131-3)
- Friedrich, T. (2007). Degradation of Natural Resources and Measures for Mitigation. *International Seminar on Enhancing Extension of Conservation Agriculture Techniques in Asia and the Pacific*, (January), 24-26.
- Galantini, J. A. (2014). *Trigo En La Región Semiárida Pampeana*. (January 2001).
- Gallego, E., Roca, F. J., Perales, J. F., Guardino, X., Gadea, E., & Garrote, P. (2016). Impact of formaldehyde and VOCs from waste treatment plants upon the ambient air nearby an urban area (Spain). *Science of The Total Environment*, 568, 369-380. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.007>
- Galvis, A. (2000). . Propuesta para generar indicadores sobre la productividad de los suelos agrícolas. En R. Quintero (Ed.), *La edafología y sus perspectivas al siglo XXI*. México D.F.: Montecillo.
- Ganey, P. E., & Boyd, S. A. (2005). An Approach to Evaluation of the Effect of Bioremediation on Biological Activity of Environmental Contaminants: Dechlorination of Polychlorinated Biphenyls. *Environmental Health Perspectives*, 113(2), 180-185. <https://doi.org/10.1289/ehp.6935>
- García, I., & Dorronsoro, C. (2002). *Contaminación por metales pesados*. Barcelona: Departamento de edafología y química agrícola de España.
- García, L. (2005). *Autoconcepto, autoestima y su relación con el rendimiento académico*. (Tesis de pregrado). Universidad Autónoma de Nuevo León, Nuevo León, México.
- García, L., & Iannacone, J. (2014). Pseudomonas aeruginosa an additional indicator of drinking water quality: A South American bibliographic analysis. *The Biologist*, 12(2), 133-152.
- García, M. (2000). Evaluación sanitaria de plomo en aguas en Cuba. *Revista Cubana de*

- Higiene y Epidemiología*, 38(3), 179-183. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032000000300004&lng=es&tlng=es.
- Gebrehiwot, T., Mekonen, H. H., Hailu Gebru, T., Kiros, K. G., Gebresilassie, B., Teklu, G., ... Haileslassie, Y. (2020). Prevalence and Associated Factors of Early Postnatal Care Service Use Among Mothers Who Had Given Birth Within the Last 12 Months in Adigrat Town, Tigray, Northern Ethiopia, 2018. *International Journal of Women's Health, Volume 12*, 869-879. <https://doi.org/10.2147/IJWH.S266248>
- Gil, C., Ramos, J., & Boluda, R. (2002). Niveles estándar de Cu, Zn y Co y evaluación de la contaminación en los suelos de los invernaderos de la comarca del poniete (Almería, España). *Edafología*, 9(3), 283-294.
- Gil, M., Soto, A., Usma, J., & Gutiérrez, O. (2012). Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments Contaminantes emergentes em águas, efeitos e possíveis tratamentos. *Producción + Limpia* -, 7(2), 52-73. Recuperado de <http://www.scielo.org.co/pdf/pml/v7n2/v7n2a05.pdf>
- Ginebra, M., Rodríguez, M., Calero, B., Ponce, D., & Font, L. (2015). Carbono lábil como un indicador de cambios en dos suelos bajo diferentes usos. *Cultivos Tropicales*, 36(3), 64-70.
- Giuffré, L., Ratto, S., Marbán, L., Schonwald, J., & Romaniuk, R. (2005). Riesgo por metales pesados en horticultura urbana. *Ciencia del suelo*, 23(1), 101-106. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672005000100012&lng=es&tlng=es.
- Gonzalvez, A., Cervera, M. L., Armenta, S., & de la Guardia, M. (2009). A review of non-chromatographic methods for speciation analysis. *Analytica Chimica Acta*, 636(2), 129-157. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2009.01.065>
- Gouveia, N. (2012). Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, 17(6), 1503-1510. <https://doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>
- Grant, R., & Oteng, M. (2021). Formalising E-waste in Ghana: An emerging landscape



- of fragmentation and enduring barriers. *Development Southern Africa*, 38(1), 73-86.
<https://doi.org/10.1080/0376835X.2020.1823822>
- Gratão, P. L., Polle, A., Lea, P. J., & Azevedo, R. A. (2005). Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. *Functional Plant Biology*, 32(6), 481.
<https://doi.org/10.1071/FP05016>
- Güereca, L. P., Sosa, R. O., Gilbert, H. E., & Reynaga, N. S. (2015). Life cycle assessment in Mexico: overview of development and implementation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(3), 311-317. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0844-9>
- Guimarães, M. H. E., Mascarenhas, A., Sousa, C., Boski, T., & Ponce Dentinho, T. (2012). The impact of water quality changes on the socio-economic system of the Guadiana Estuary: an assessment of management options. *Ecology and Society*, 17(3), art38. <https://doi.org/10.5751/ES-05318-170338>
- Gundupalli, S. P., Hait, S., & Thakur, A. (2017). A review on automated sorting of source-separated municipal solid waste for recycling. *Waste Management*, 60, 56-74.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.015>
- Gupta, A., & Rajamani, P. (2015). Toxicity Assessment of Municipal Solid Waste Landfill Leachate Collected in Different Seasons from Okhala Landfill Site of Delhi. *Journal of Biomedical Science and Engineering*, 08(06), 357-369.
<https://doi.org/10.4236/jbise.2015.86034>
- Gupta, D. K., Huang, H. G., Yang, X. E., Razafindrabe, B. H. N., & Inouhe, M. (2010). The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *Journal of Hazardous Materials*, 177(1-3), 437-444.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.052>
- Gupta, N., Yadav, K. K., Kumar, V., & Singh, D. (2013). Assessment of physicochemical properties of Yamuna River in Agra City. *International Journal of ChemTech Research*, 5(1), 528-531.
- Gworek, B., Dmuchowski, W., Koda, E., Marecka, M., Baczewska, A., Brągoszewska, P., ... Osiński, P. (2016). Impact of the Municipal Solid Waste Łubna Landfill on



- Environmental Pollution by Heavy Metals. *Water*, 8(10), 470.
<https://doi.org/10.3390/w8100470>
- Han, Y.-G., Kwok, B. H., & Kernan, M. J. (2003). Intraflagellar Transport Is Required in *Drosophila* to Differentiate Sensory Cilia but Not Sperm. *Current Biology*, 13(19), 1679-1686. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2003.08.034>
- Han, Z., Ma, H., Shi, G., He, L., Wei, L., & Shi, Q. (2016). A review of groundwater contamination near municipal solid waste landfill sites in China. *Science of The Total Environment*, 569-570, 1255-1264.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.201>
- Hayes, M. H. B., & Clapp, C. E. (2001). HUMIC SUBSTANCES: CONSIDERATIONS OF COMPOSITIONS, ASPECTS OF STRUCTURE, AND ENVIRONMENTAL INFLUENCES. *Soil Science*, 166(11), 723-737. <https://doi.org/10.1097/00010694-200111000-00002>
- He, J., Zhang, H., Guo, X., Song, M., Zhang, J., & Li, X. (2014). Ecological risk and economic loss estimation of heavy metals pollution in the Beijiang River. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 21(2), 189-199. <https://doi.org/10.2478/eces-2014-0015>
- Herrera, P., & Francke, P. (2009). Análisis de la eficiencia del gasto municipal y de sus determinantes. *Economía*, 32(63), 113-178.
- Hincapié, Á. M., & Aguja, E. A. (2003). Agregado reciclado. *Revista Universidad EAFIT*, 39(132), 76-89. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/215/21513208.pdf>
- Ho, S. F., Sam, C. T., & Embi, G. Bin. (1998). Lead exposure in the lead-acid storage battery manufacturing and PVC compounding industries. *Occupational Medicine*, 48(6), 369-373. <https://doi.org/10.1093/occmed/48.6.369>
- Hohnadel, D. C., Sunderman, F. W., Nechay, M. W., & McNeely, M. D. (1973). Atomic Absorption Spectrometry of Nickel, Copper, Zinc, and Lead in Sweat Collected from Healthy Subjects during Sauna Bathing. *Clinical Chemistry*, 19(11), 1288-1292. <https://doi.org/10.1093/clinchem/19.11.1288>



- Hoorweg, D., & Bhada, P. (2012). *What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management*. Washington D.C: World Bank. Recuperado de <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/17388>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60-72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Jani, Y., Kaczala, F., Marchand, C., Hogland, M., Kriipsalu, M., Hogland, W., & Kihl, A. (2016). Characterisation of excavated fine fraction and waste composition from a Swedish landfill. *Waste Management & Research*, 34(12), 1292-1299. <https://doi.org/10.1177/0734242X16670000>
- Jiang, Y., Chao, S., Liu, J., Yang, Y., Chen, Y., Zhang, A., & Cao, H. (2017). Source apportionment and health risk assessment of heavy metals in soil for a township in Jiangsu Province, China. *Chemosphere*, 168, 1658-1668. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.088>
- Jusko, T. A., Henderson, C. R., Lanphear, B. P., Cory-Slechta, D. A., Parsons, P. J., & Canfield, R. L. (2008). Blood Lead Concentrations < 10 µg/dL and Child Intelligence at 6 Years of Age. *Environmental Health Perspectives*, 116(2), 243-248. <https://doi.org/10.1289/ehp.10424>
- Kaartinen, T., Sormunen, K., & Rintala, J. (2013). Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, 56-66. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.02.036>
- Kabata, A. (2010). *Trace Elements in Soils and Plants* (4.^a ed.). London: CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10158>
- Kaczala, F., Mehdinejad, M. H., Lääne, A., Orupõld, K., Bhatnagar, A., Kriipsalu, M., & Hogland, W. (2017). Leaching characteristics of the fine fraction from an excavated landfill: physico-chemical characterization. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(1), 294-304. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0418-3>
- Kahhat, R. F., & Williams, E. D. (2010). Adoption and disposition of new and used



- computers in Lima, Peru. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(8), 501-505.
<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.10.006>
- Karak, T., Bhagat, R. M., & Bhattacharyya, P. (2012a). Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15), 1509-1630.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2011.569871>
- Karak, T., Bhagat, R. M., & Bhattacharyya, P. (2012b). Municipal Solid Waste Generation, Composition, and Management: The World Scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(15), 1509-1630.
<https://doi.org/10.1080/10643389.2011.569871>
- Kashyap, R., Verma, K. S., Bhardwaj, S. K., Mahajan, P. K., Sharma, J. K., & Sharma, R. (2016). Water chemistry of Yamuna river along Ponta Sahib industrial hub of Himachal Pradesh, India. *Research in Environment and Life Sciences*, 9, 277-281.
- Kasten, J., Heo, Y., & Lawrence, D. A. (2010). Impact of developmental lead exposure on splenic factors. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 247(2), 105-115.
<https://doi.org/10.1016/j.taap.2010.06.003>
- Khazdair, M. R., Boskabady, M. H., Afshari, R., Dadpour, B., Behforouz, A., Javidi, M., ... Tabatabaie, S. S. (2012). Respiratory Symptoms and Pulmonary Function Testes in Lead Exposed Workers. *Iranian Red Crescent Medical Journal*, 14(11), 738-743.
<https://doi.org/10.5812/ircmj.4134>
- Kidd, P. S., Castro, C. B., Lestón, M. G., & Monterroso, C. (2007). Aplicación de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: El género *Alyssum* L. *Ecosistemas*, 16(2), 26-43. Recuperado de <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/126>
- Kiss, G., & Encarnación, G. (2006). Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final G ábor K iss K öfalusi * y G uillermo E ncarnación A guilar *. *Gaceta Ecológica*, (79), 39-51.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.



- Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
<https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Klauck, C. R., Giacobbo, A., Altenhofen, C. G., Silva, L. B., Meneguzzi, A., Bernardes, A. M., & Rodrigues, M. A. S. (2017). Toxicity elimination of landfill leachate by hybrid processing of advanced oxidation process and adsorption. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 246-255. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.07.006>
- Knox, S. A., Gamedinger, A. P., Adriano, D. C., Kolka, R. K., & Kaplan, D. I. (1987). Biology and Fertility of Soil S Oribatid mites in urban zones of West Berlin *. *Bioremediation of Contaminated soils*, (37), 81-84.
- Koda, E., Sieczka, A., & Osinski, P. (2016). Ammonium Concentration and Migration in Groundwater in the Vicinity of Waste Management Site Located in the Neighborhood of Protected Areas of Warsaw, Poland. *Sustainability*, 8(12), 1253. <https://doi.org/10.3390/su8121253>
- Korai, M. S., Mahar, R. B., & Uqaili, M. A. (2016). Optimization of waste to energy routes through biochemical and thermochemical treatment options of municipal solid waste in Hyderabad, Pakistan. *Energy Conversion and Management*, 124, 333-343. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.07.032>
- Krook, J., Svensson, N., & Eklund, M. (2012). Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32(3), 513-520. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>
- Křováková, K., Semerádová, S., Mudrochová, M., & Skaloš, J. (2015). Landscape functions and their change – a review on methodological approaches. *Ecological Engineering*, 75, 378-383. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.12.011>
- Kurabi, A., Pak, K., Ryan, A. F., & Wasserman, S. I. (2016). Innate Immunity: Orchestrating Inflammation and Resolution of Otitis Media. *Current Allergy and Asthma Reports*, 16(1), 6. <https://doi.org/10.1007/s11882-015-0585-2>
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. S. (2006). Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, 125(1), 35-57. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.07.006>



- Lal, R., Safriel, U., & Boer, B. (2012). Zero Net Land Degradation: a sustainable development goal to Rio+20. *UNCCD Position Paper for Rio+20*, (May), 6. Recuperado de http://catalogue.unccd.int/991_Zero_Net_Land_Degradation_Report_UNCCD_May_2012.pdf
- Lee, S.-Z., Chang, L., Yang, H.-H., Chen, C.-M., & Liu, M.-C. (1998). Adsorption characteristics of lead onto soils. *Journal of Hazardous Materials*, 63(1), 37-49. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(98\)00203-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(98)00203-9)
- Lefèvre, C., Rekik, F., V, A., & Wiese, L. (2017). *Carbono Orgánico del Suelo*. Recuperado de www.fao.org/publications
- Lehmann, A., & Stahr, K. (2007). Nature and significance of anthropogenic urban soils. *Journal of Soils and Sediments*, 7(4), 247-260. <https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
- Leme, R., Amaral, A., Zaina, L., & Casadei, V. (2014). Interaction with Mobile Devices by Elderly People: The Brazilian Scenario. En *7th International Conference on Advances in Computer-Human Interactions (ACHI'14)*. Barcelona.
- Li, G., Sang, N., & Guo, D. (2006). Oxidative damage induced in hearts, kidneys and spleens of mice by landfill leachate. *Chemosphere*, 65(6), 1058-1063. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.02.056>
- Li, X.-L., Gao, J., Brierley, G., Qiao, Y.-M., Zhang, J., & Yang, Y.-W. (2013). RANGELAND DEGRADATION ON THE QINGHAI-TIBET PLATEAU: IMPLICATIONS FOR REHABILITATION. *Land Degradation & Development*, 24(1), 72-80. <https://doi.org/10.1002/ldr.1108>
- Lopez, L. (2005). *La identidad cultural en una proyección axiológica y formativa. (Tesis de grado)*.
- Loska, K., Wiechula, D., Barska, B., Cebula, E., & Chojnecka, A. (2003). Assessment of arsenic enrichment of cultivated soils in Southern Poland. *Polish Journal of Environmental Studies*, 12(2), 187-192.



- Louro, A. (2013). The garbage collection services and the environmental hygiene in Havana. *Revista Cubana de Salud Publica*, 39(2), 402-405.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., & Madrid, F. (2002). Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, 49(10), 1301-1308. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00530-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00530-1)
- Madurwar, M. V., Ralegaonkar, R. V., & Mandavgane, S. A. (2013). Application of agro-waste for sustainable construction materials: A review. *Construction and Building Materials*, 38, 872-878. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2012.09.011>
- Mahdieh, M., Yazdani, M., & Mahdieh, S. (2013). The high potential of Pelargonium roseum plant for phytoremediation of heavy metals. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(9), 7877-7881. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3141-3>
- Majdinasab, A., & Yuan, Q. (2017). Performance of the biotic systems for reducing methane emissions from landfill sites: A review. *Ecological Engineering*, 104, 116-130. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.015>
- Marrero, J., Amores, I., & Coto, O. (2012). Fitorremediación, una tecnología que involucra a plantas y microorganismos en el saneamiento ambiental. *ICIDCA. Sobre los Derivados de la Caña de Azúcar*, 46(3), 52-71.
- Martin, C. W. (2000). Heavy Metals Trends in Floodplain Sediments and Valley Fill. *Catena*, (39), 53-68.
- Martorell, J. J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa Suratlántica andaluza afectados por Contaminación difusa. (Tesis Doctoral)*. Universidad de Cadiz, Cadiz, España.
- Masao, F. T., Ichumbaki, E. B., Cherin, M., Barili, A., Boschian, G., Iurino, D. A., ... Manzi, G. (2016). New footprints from Laetoli (Tanzania) provide evidence for marked body size variation in early hominins. *eLife*, 5. <https://doi.org/10.7554/eLife.19568>
- Mattiello, A., Chiodini, P., Bianco, E., Forgiione, N., Flammia, I., Gallo, C., ... Panico, S. (2013a). Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and



- incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *International Journal of Public Health*, 58(5), 725-735. <https://doi.org/10.1007/s00038-013-0496-8>
- Mattiello, A., Chiadini, P., Bianco, E., Forgione, N., Flammia, I., Gallo, C., ... Panico, S. (2013b). Health effects associated with the disposal of solid waste in landfills and incinerators in populations living in surrounding areas: a systematic review. *International Journal of Public Health*, 58(5), 725-735. <https://doi.org/10.1007/s00038-013-0496-8>
- Mavakala, B. K., Le Faucheur, S., Mulaji, C. K., Laffite, A., Devarajan, N., Biey, E. M., ... Poté, J. (2016). Leachates draining from controlled municipal solid waste landfill: Detailed geochemical characterization and toxicity tests. *Waste Management*, 55, 238-248. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.028>
- Mayank, P., Grossman, J., Wuest, S., Boisson-Dernier, A., Roschitzki, B., Nanni, P., ... Grossniklaus, U. (2012). Characterization of the phosphoproteome of mature Arabidopsis pollen. *The Plant Journal*, 72(1), 89-101. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2012.05061.x>
- Mazur, Z., Radziemska, M., Fronczyk, J., & Jeznach, J. (2015). Heavy metal accumulation in bioindicators of pollution in urban areas of northeastern Poland. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24(1a), 216-223. Recuperado de <https://bw.sggw.edu.pl/info/article/WULSa41cad3706144aafb55359dde8766640/Publikacja+%25E2%2580%2593+Heavy+metal+accumulation+in+bioindicators+of+pollution+in+urban+areas+of+northeastern+Poland+%25E2%2580%2593+Szko+%25C5%2582a+G+%25C5%2582%25C3%25B3wna+Gospo>
- McGrath, D., & Zhang, C. (2003). Spatial distribution of soil organic carbon concentrations in grassland of Ireland. *Applied Geochemistry*, 18(10), 1629-1639. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(03\)00045-3](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00045-3)
- Medina, E. K., Mancilla, O. R., Larios, M. M., Guevara, R. D., Olguín, J. L., & Barreto, O. A. (2016). Calidad del agua para riego y suelos agrícolas en Tuxcacuesco, Jalisco. *Idesia (Arica)*, (ahead), 0-0. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292016005000035>
- Meng, F., Baud, P., Ge, H., & Wong, T. (2019). The Effect of Stress on Limestone

- Permeability and Effective Stress Behavior of Damaged Samples. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 124(1), 376-399. <https://doi.org/10.1029/2018JB016526>
- MINAM. (2012). Informe anual de residuos sólidos municipales y no municipales en el Perú Gestión 2012. *Ministerio del Ambiente*, 270. Recuperado de <https://redrrss.minam.gob.pe/material/20140423145035.pdf>
- Molina, C., Ibañez, C., & Gibon, F.-M. (2012). Proceso de Biomagnificación de Metales Pesados en un Lago Hiperhalino (Poopó, Oruro, Bolivia): Posible Riesgo en la Salud de Consumidores. *Ecología en Bolivia*, 47(2), 99-118. Recuperado de http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v47n2/v47n2_a03.pdf
- Montes, J. (2006). Goya, Fortuny, Van Gogh, Portinari: el saturnismo en los pintores a lo largo de tres siglos. *Revista Clínica Española*, 206(1), 30-32. [https://doi.org/10.1016/S0014-2565\(06\)72707-2](https://doi.org/10.1016/S0014-2565(06)72707-2)
- Montgomery, D. (2007). *Dirt: the erosion of civilizations*. Los Angeles: University California Press.
- Montgomery, D. C. (1991). *Diseño y análisis de experimentos*. México D.F.: Iberoamérica.
- Montgomery, Douglas. (2004). *Control Estadístico de la Calidad (Introduction to Statistical Quality Control)* (3.^a ed.). México D.F.: Limusa-Wiley.
- Mora, E. H., Vera, M. A., & Melgarejo, Z. A. (2015). Planificación estratégica y niveles de competitividad de las Mipymes del sector comercio en Bogotá. *Estudios Gerenciales*, 31(134), 79-87. <https://doi.org/10.1016/j.estger.2014.08.001>
- Mujica, J. N. (1996). Flexibilización Colocacion Y Empresas De Servicios. *Derecho & Sociedad*, 153-157. Recuperado de <https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/derechoysociedad/article/view/14354/14969>
- Muller, G. (1969). Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River. *GeoJournal*, (2), 108-118. Recuperado de [https://www.scirp.org/\(S\(351jmbntvnsjt1aadkposzje\)\)/reference/ReferencesPapers](https://www.scirp.org/(S(351jmbntvnsjt1aadkposzje))/reference/ReferencesPapers).

aspx?ReferenceID=1803049

- Munyai, O., & Nunu, W. N. (2020). Health effects associated with proximity to waste collection points in Beitbridge Municipality, Zimbabwe. *Waste Management, 105*, 501-510. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.02.041>
- Nabavi, A., Bayat, R., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Afrasyabi, H., & Berrada, A. (2017). Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. *Journal of Cleaner Production, 154*, 602-613. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.033>
- Nannoni, F., Santolini, R., & Protano, G. (2015). Heavy element accumulation in Evernia prunastri lichen transplants around a municipal solid waste landfill in central Italy. *Waste Management, 43*, 353-362. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.013>
- Nava, C., & Mendez, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de neurociencias, 16*(3), 140-147. Recuperado de <https://www.medigraphic.com/pdfs/arcneu/ane-2011/ane113f.pdf>
- Ncube, F., Ncube, E. J., & Voyi, K. (2017). A systematic critical review of epidemiological studies on public health concerns of municipal solid waste handling. *Perspectives in Public Health, 137*(2), 102-108. <https://doi.org/10.1177/1757913916639077>
- Nishiyama, Y., Allakhverdiev, S. I., & Murata, N. (2011). Protein synthesis is the primary target of reactive oxygen species in the photoinhibition of photosystem II. *Physiologia Plantarum, 142*(1), 35-46. <https://doi.org/10.1111/j.1399-3054.2011.01457.x>
- Nolasco, M. G. (2001). *Determinación de la concentración de plomo en suelos de lima metropolitana y su repercusión en la contaminación ambiental. (Tesis de grado)*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú.
- Nordberg, M., Templeton, D. M., Andersen, O., & Duffus, J. H. (2009). Glossary of terms used in ecotoxicology (IUPAC Recommendations 2009). *Pure and Applied Chemistry, 81*(5), 829-970. <https://doi.org/10.1351/PAC-REC-08-07-09>

- Novillo, I., Carrillo, M., Cargua, J., & Moreira, V. (2018). Propiedades físicas del suelo en diferentes sistemas agrícolas. *Temas Agrarios*, 23(2), 177-187.
- Oduro, K., Afful, A., Kotey, V. N., & De Vries, N. (2019). Working with the Informal Service Chain as a Locally Appropriate Strategy for Sustainable Modernization of Municipal Solid Waste Management Systems in Lower-Middle Income Cities: Lessons from Accra, Ghana. *Resources*, 8(1), 12. <https://doi.org/10.3390/resources8010012>
- Olivares, S., García, D., Lima, L., Saborit, I., Llizo, A., & Pérez, P. (2013). Niveles de cadmio, plomo, cobre y zinc en hortalizas cultivadas en una zona altamente urbanizada de la ciudad de la habana, Cuba. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 29(4), 285-293. Recuperado de <https://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v29n4/v29n4a6.pdf>
- Omar, D., Karuppanan, S., & AyuniShafiea, F. (2012). Environmental Health Impact Assessment of a Sanitary Landfill in an Urban Setting. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 68, 146-155. <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2012.12.214>
- Omokhodion, F., & Crockford, G. (1991). Lead in sweat and its relationship to salivary and urinary levels in normal healthy subjects1. *The Science of The Total Environment*, 103(2-3), 113-122. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(91\)90137-4](https://doi.org/10.1016/0048-9697(91)90137-4)
- OMS. (2013). *Estadísticas sanitarias mundiales 2013: una mina de información sobre salud pública mundial*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud. Recuperado de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/82062>
- ONUUDI. (2007). *Guía para la Gestión Integral de los Desechos Sólidos Urbanos*. Recuperado de http://193.138.105.50/filestorage/download/?file_id=72852
- Osaki, K., Kashiwada, S., Tatarazako, N., & Ono, Y. (2006). Toxicity Testing of Leachate from Waste Landfills Using Medaka (*Oryzias Latipes*) for Monitoring Environmental Safety. *Environmental Monitoring and Assessment*, 117(1-3), 73-84. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-7670-x>
- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., & Toro, L. (2004). Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution

- detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 132(2), 189-201.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.05.002>
- Palmiotto, M., Fattore, E., Paiano, V., Celeste, G., Colombo, A., & Davoli, E. (2014). Influence of a municipal solid waste landfill in the surrounding environment: Toxicological risk and odor nuisance effects. *Environment International*, 68, 16-24.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.03.004>
- Pappu, A., Saxena, M., & Asolekar, S. R. (2007). Solid wastes generation in India and their recycling potential in building materials. *Building and Environment*, 42(6), 2311-2320. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.04.015>
- Parrodi, J. C. H., Höllen, D., & Pomberger, R. (2018). CHARACTERIZATION OF FINE FRACTIONS FROM LANDFILL MINING: A REVIEW OF PREVIOUS INVESTIGATIONS. *Detritus*, 2(1), 46. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13663>
- Peláez, M.-J., Bustamante, J.-J., & Gómez, E.-D. (2016). Presencia de cadmio y plomo en suelos y su bioacumulación en tejidos vegetales en especies de brachiaria en el Magdalena Medio colombiano. *Luna Azul*, 43(43), 82-101.
<https://doi.org/10.17151/luaz.2016.43.5>
- Perez Carrera, F. de las M. (2010). Conciencia tributaria en los contribuyentes, Venezuela 2010. En *VI Concurso Universitario "Promoviendo Lideres Socialmente Responsables"*. Caracas. Recuperado de <https://qdoc.tips/fatima-mercedes-perez-pdf-free.html>
- Pilon, E. (2005). PHYTOREMEDIATION. *Annual Review of Plant Biology*, 56(1), 15-39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Potdar, A., Singh, A., Unnikrishnan, S., Naik, N., Naik, M., Nimkar, I., & Patil, V. (2016). Innovation in Solid Waste Management through Clean Development Mechanism in Developing Countries. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 193-200.
<https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.078>
- Potter, M., & Elaine, S. (2006). Thermodynamic, Michigan State University. *Thomson Learning*.

- Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guiresse, M., & Pinelli, E. (2008). Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *Journal of Plant Physiology*, *165*(6), 571-579. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2007.07.016>
- Premakumara, D. G. J., Menikpura, S. N. M., Singh, R. K., Hengesbaugh, M., Magalang, A. A., Ildefonso, E. T., ... Silva, L. C. (2018). Reduction of greenhouse gases (GHGs) and short-lived climate pollutants (SLCPs) from municipal solid waste management (MSWM) in the Philippines: Rapid review and assessment. *Waste Management*, *80*, 397-405. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.09.036>
- Qadir, A., & Malik, R. N. (2011). Heavy Metals in Eight Edible Fish Species from Two Polluted Tributaries (Aik and Palkhu) of the River Chenab, Pakistan. *Biological Trace Element Research*, *143*(3), 1524-1540. <https://doi.org/10.1007/s12011-011-9011-3>
- Qaisar, R., Renaud, G., Hedstrom, Y., Pöllänen, E., Ronkainen, P., Kaprio, J., ... Larsson, L. (2013). Hormone replacement therapy improves contractile function and myonuclear organization of single muscle fibres from postmenopausal monozygotic female twin pairs. *The Journal of Physiology*, *591*(9), 2333-2344. <https://doi.org/10.1113/jphysiol.2012.250092>
- Raison, R. J., & Rab, M. A. (2001). Guiding concepts for the application of indicators to interpret change in soil properties and processes in forests. En «*Criteria and indicators for sustainable forest management*». *Papers presented at a IUFRO/CIFOR/FAO conference «Sustainable forest management: fostering stakeholder input to advance development of scientifically based indicators» held in Melbourne, Austral* (pp. 231-258). UK: CABI Publishing. <https://doi.org/10.1079/9780851993928.0231>
- Ramos, E., & Zúñiga, D. (2008). Efecto De La Humedad, Temperatura Y Ph Del Suelo En La Actividad Microbiana a Nivel De Laboratorio. *Ecología Aplicada*, *7*(1-2), 123. <https://doi.org/10.21704/rea.v7i1-2.367>
- Rapti, D., & Vaccaro, C. (2006). Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. *Engineering Geology*, *85*(1-2), 111-121.

<https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2005.09.032>

- Raut, S. P., Ralegaonkar, R. V., & Mandavgane, S. A. (2011). Development of sustainable construction material using industrial and agricultural solid waste: A review of waste-create bricks. *Construction and Building Materials*, 25, 4037-4042. Recuperado de <https://www.semanticscholar.org/paper/Development-of-sustainable-construction-material-A-Raut-Ralegaonkar/72aa03c27a83efa7dc88bec4de721872bd862398>
- Reid, R. J. (2001). Mechanisms of Micronutrient Uptake in Plants. *Australian Journal of Plant Physiology*, 28, 659-666. Recuperado de <https://www.scirp.org/%28S%28vtj3fa45qm1ean45vvffcz55%29%29/reference/referencespapers.aspx?referenceid=2414136>
- Reilly, C. (2003). Metal Contamination of Food: Its Significance for Food Quality and Human Health. En *Nutrition Bulletin* (Vol. 28). <https://doi.org/10.1046/j.1467-3010.2003.00356.x>
- Reisser, M., Purves, R. S., Schmidt, M. W. I., & Abiven, S. (2016). Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Frontiers in Earth Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/feart.2016.00080>
- Rengifo, H., Acevedo, M., Aldana, M., & Calvo, E. (2016). Aproximación Diagnóstica Y Propuesta De Políticas Generales En Materia De Salud Ambiental. En *Investigaciones Breves*. Lima: Ediciones Nova Print SAC. Recuperado de http://www.ecominga.uqam.ca/PDF/BIBLIOGRAPHIE/GUIDE_LECTURE_4/3/2.Rengifo_Cuellar_AcevedoTovar_AldanaDuran_CalvoBuendia.pdf
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468-493. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Robinson, T. (2017). Removal of toxic metals during biological treatment of landfill leachates. *Waste Management*, 63, 299-309. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.032>

- Rodríguez, J. A., De Arana, C., Ramos, J. J., Gil, C., & Boluda, R. (2015). Impact of 70 years urban growth associated with heavy metal pollution. *Environmental Pollution*, 196, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.10.014>
- Rosas, G., Puentes, Y. J., & Menjivar, J. C. (2017). Relación entre el pH y la disponibilidad de nutrientes para cacao en un entisol de la Amazonia colombiana. *Corpoica Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, 18(3), 529-541. https://doi.org/10.21930/rcta.vol18_num3_art:742
- Rosell, R. A. (1999). Materia orgánica, fertilidad de suelos y productividad de cultivos. Proceed. En *XIV Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo*. Pucon.
- Russel, W. E. (1988). *Russell's soil condition and plant growth*. London: University of Reading, Department of soil science. Longman.
- Sánchez, A., Peñarroja, C., Oliveira, C. A., & Nadal, J. (2007). Bioaccumulation of metals and effects of a landfill in small mammals. Part II. The wood mouse, *Apodemus sylvaticus*. *Chemosphere*, 70(1), 101-109. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.047>
- Sándor, G., & Szabó, G. (2014). Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. *Soil Science Annual*, 65(1), 2-9. <https://doi.org/10.2478/ssa-2014-0001>
- Sarvajeet, G., Naser, A., Iqbal, A., Thangavel, P., Sridevi, G., & Pacheco, A. (2012). Metal Hyperaccumulation and Tolerance in *Alyssum*, *Arabidopsis* and *Thlaspi*: An Overview. En N. Anjum, I. Ahmad, E. Pereira, A. Duarte, S. Umar, & N. Khan (Eds.), *The Plant Family Brassicaceae. Contribution Towards Phytoremediation*. Moscú: Board.
- Schreck, M., & Wagner, J. (2017). Incentivizing secondary raw material markets for sustainable waste management. *Waste Management*, 67, 354-359. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.036>
- Seregin, I. V., Shpigun, L. K., & Ivanov, V. B. (2004). Distribution and Toxic Effects of Cadmium and Lead on Maize Roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, 51(4), 525-533. <https://doi.org/10.1023/B:RUPP.0000035747.42399.84>

- Shahid, M., Pourrut, B., Dumat, C., Nadeem, M., Aslam, M., & Pinelli, E. (2014). *Heavy-Metal-Induced Reactive Oxygen Species: Phytotoxicity and Physicochemical Changes in Plants*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-06746-9_1
- Shaw, J. E., Sicree, R. A., & Zimmet, P. Z. (2010). Global estimates of the prevalence of diabetes for 2010 and 2030. *Diabetes Research and Clinical Practice*, 87(1), 4-14. <https://doi.org/10.1016/j.diabres.2009.10.007>
- Sheykhi, V., & Moore, F. (2016). Environmental risk assessment of heavy metals pollution in aquatic ecosystem—A case study: Sediment of Kor River, Iran. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22(4), 899-910. <https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1118677>
- Shortle, J. (2013). Economics and Environmental Markets: Lessons from Water-Quality Trading. *Agricultural and Resource Economics Review*, 42(1), 57-74. <https://doi.org/10.1017/S1068280500007619>
- Simpson, A. J., Song, G., Smith, E., Lam, B., Novotny, E. H., & Hayes, M. H. B. (2007). Unraveling the Structural Components of Soil Humins by Use of Solution-State Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy. *Environmental Science & Technology*, 41(3), 876-883. <https://doi.org/10.1021/es061576c>
- Sinex, S. A., & Wright, D. A. (1988). Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 19(9), 425-431. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(88\)90397-9](https://doi.org/10.1016/0025-326X(88)90397-9)
- Six, J., Callewaert, P., Lenders, S., De Gryze, S., Morris, S. J., Gregorich, E. G., ... Paustian, K. (2002). Measuring and Understanding Carbon Storage in Afforested Soils by Physical Fractionation. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 1981-1987. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1981>
- Skinner, C. D., & Salin, E. D. (1995). Determination of lead in soils surrounding a lead-acid battery manufacturer. *Water Quality Research Journal of Canada*, 30, 299-304.
- Skujins, J. J. (1976). Nitrogen Retention in Cool Desert Soils. En *Progress reports*. Recuperado de https://digitalcommons.usu.edu/dbiome_progress/51



- Soil Survey Staff - NRCS/USDA. (2014). Keys to soil taxonomy. *Soil Conservation Service*, 12, 360. Recuperado de http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- Songsore, J. (2017). The Complex Interplay between Everyday Risks and Disaster Risks: The Case of the 2014 Cholera Pandemic and 2015 Flood Disaster in Accra, Ghana. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 26, 43-50. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2017.09.043>
- Stamou, I., & Antizar-Ladislao, B. (2016). A life cycle assessment of the use of compost from contaminated biodegradable municipal solid waste with silver and titanium dioxide nanoparticles. *Journal of Cleaner Production*, 135, 884-891. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.150>
- Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., ... Field, D. J. (2015). Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6, 9-16. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001>
- Strahm, B. D., & Harrison, R. B. (2008). Controls on the Sorption, Desorption and Mineralization of Low-Molecular-Weight Organic Acids in Variable-Charge Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 72(6), 1653-1664. <https://doi.org/10.2136/sssaj2007.0318>
- Tang, Y., Liu, Q., Jing, J., Yang, Y., & Zou, Z. (2017). A framework for identification of maintenance significant items in reliability centered maintenance. *Energy*, 118, 1295-1303. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.11.011>
- Thomas, D. J. L., Tyrrel, S. F., Smith, R., & Farrow, S. (2009). Bioassays for the Evaluation of Landfill Leachate Toxicity. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 12(1), 83-105. <https://doi.org/10.1080/10937400802545292>
- Tomlinson, D. L., Wilson, J. G., Harris, C. R., & Jeffrey, D. W. (1980). Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33(1-4), 566-575. <https://doi.org/10.1007/BF02414780>
- Urquidi, V. (2018a). *Desarrollo sustentable y cambio global*. México D. F.: El Colegio

- de México. Recuperado de <https://www.cervantesvirtual.com/obra/desarrollo-sustentable-y-cambio-global-924603/>
- Urquidi, V. (2018b). *Desarrollo sustentable y cambio global*. México D. F.: El Colegio de México.
- Valdés, L., Santana, O., Rodríguez, B., Santurio, A., & Márquez, A. (2000). Hiperlipidemias asociadas al embarazo en diabéticas y no biabéticas. *Revista Cubana de Obstetricia y Ginecología*, 11(3), 153-159. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0138-600X2011000200007
- Valdivia, M. (2007). Intoxicación por plomo. *Revista Sociedad Peruana Médica*, 18(1), 22-27. Recuperado de <https://sisbib.unmsm.edu.pe/BVrevistas/spmi/v18n1/pdf/a05v18n1.pdf>
- Van de Wiele, T. R., Oomen, A. G., Wragg, J., Cave, M., Minekus, M., Hack, A., ... Sips, A. J. A. M. (2007). Comparison of five in vitro digestion models to in vivo experimental results: Lead bioaccessibility in the human gastrointestinal tract. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 42(9), 1203-1211. <https://doi.org/10.1080/10934520701434919>
- Van Miegroet, H., & Johnson, D. W. (2009). Feedbacks and synergism among biogeochemistry, basic ecology, and forest soil science. *Forest Ecology and Management*, 258(10), 2214-2223. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.007>
- Varhen, C., Carrillo, S., & Ruiz, G. (2017). Experimental investigation of Peruvian scallop used as fine aggregate in concrete. *Construction and Building Materials*, 136, 533-540. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.01.067>
- Vaziri, N. D., & Rodríguez, B. (2006). Mechanisms of Disease: oxidative stress and inflammation in the pathogenesis of hypertension. *Nature Clinical Practice Nephrology*, 2(10), 582-593. <https://doi.org/10.1038/ncpneph0283>
- Volke, H. V., Frausto, R. J., & Merino, B. C. (1993). La materia orgánica del suelo como función de factores físicos y el uso y manejo del suelo. *Terra Nueva Etapa*, 11, 85-91. Recuperado de [https://www.scirp.org/\(S\(oyulxb452alnt1aej1nfow45\)\)/reference/referencespapers](https://www.scirp.org/(S(oyulxb452alnt1aej1nfow45))/reference/referencespapers).

aspx?referenceid=2651316

- Vullo, D. L. (2003). Microorganismos Y Metales Pesados: Una Interacción En Beneficio Del Medio Ambiente. *Química Viva*, 2(3), 93-104. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/863/86320303.pdf>
- Wang, T., Kang, F., Cheng, X., Han, H., & Ji, W. (2016). Soil organic carbon and total nitrogen stocks under different land uses in a hilly ecological restoration area of North China. *Soil and Tillage Research*, 163, 176-184. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.05.015>
- Wang, Xiaodi, & Zang, S. (2014). Distribution characteristics and ecological risk assessment of toxic heavy metals and metalloid in surface water of lakes in Daqing Heilongjiang Province, China. *Ecotoxicology*, 23(4), 609-617. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1177-y>
- Wang, Xuejiang, Chen, J., Yan, X., Wang, X., Zhang, J., Huang, J., & Zhao, J. (2015). Heavy metal chemical extraction from industrial and municipal mixed sludge by ultrasound-assisted citric acid. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 27, 368-372. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.01.016>
- Wang, Y., Cheng, K., Wu, W., Tian, H., Yi, P., Zhi, G., ... Liu, S. (2017). Atmospheric emissions of typical toxic heavy metals from open burning of municipal solid waste in China. *Atmospheric Environment*, 152, 6-15. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.017>
- Waroszewski, J., Pietranik, A., Sprafke, T., Kabała, C., Frechen, M., Jary, Z., ... Erban Kochergina, Y. V. (2021). Provenance and paleoenvironmental context of the Late Pleistocene thin aeolian silt mantles in southwestern Poland – A widespread parent material for soils. *CATENA*, 204, 105377. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105377>
- Waroszewski, J., Sprafke, T., Kabała, C., Musztyfaga, E., Łabaz, B., & Woźniczka, P. (2018). Aeolian silt contribution to soils on mountain slopes (Mt. Ślęza, southwest Poland). *Quaternary Research*, 89(3), 702-717. <https://doi.org/10.1017/qua.2017.76>
- Watanabe, P. H., Thomaz, M. C., Ruiz, U. dos S., dos Santos, V. M., Fraga, A. L.,

- Pascoal, L. A. F., ... de Faria, H. G. (2010). Effect of inclusion of citrus pulp in the diet of finishing swines. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 53(3), 709-718. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132010000300028>
- WDR. (2008). *Agriculture for Development, World Development Report*. Washington D.C: World Bank, Washington, DC.
- Wiedinmyer, C., Yokelson, R. J., & Gullett, B. K. (2014). Global Emissions of Trace Gases, Particulate Matter, and Hazardous Air Pollutants from Open Burning of Domestic Waste. *Environmental Science & Technology*, 48(16), 9523-9530. <https://doi.org/10.1021/es502250z>
- Wiesmeier, M., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Haug, S., Reischl, A., ... Kögel-Knabner, I. (2012). Soil organic carbon stocks in southeast Germany (Bavaria) as affected by land use, soil type and sampling depth. *Global Change Biology*, 18(7), 2233-2245. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02699.x>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützwow, M., Marin-Spiotta, E., ... Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Wilke, B.-M., Riepert, F., Koch, C., & Kühne, T. (2008). Ecotoxicological characterization of hazardous wastes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70(2), 283-293. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.10.003>
- Wilson, D. C., Rodic, L., Cowing, M. J., Velis, C. A., Whiteman, A. D., Scheinberg, A., ... Oelz, B. (2015). 'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. *Waste Management*, 35, 329-342. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.10.006>
- Wong, M.H. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50(6), 775-780. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00232-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00232-1)
- Wong, Ming Hung, Chan, Y. S. G., Zhang, C., & Ng, C. W. (2015). Comparison of Pioneer and Native Woodland Species Growing on Top of an Engineered Landfill,



- Hong Kong: Restoration Programme. *Land Degradation & Development*, 27(3), 500-510. <https://doi.org/10.1002/ldr.2380>
- Wood, S. A., Sokol, N., Bell, C. W., Bradford, M. A., Naeem, S., Wallenstein, M. D., & Palm, C. A. (2016). Opposing effects of different soil organic matter fractions on crop yields. *Ecological Applications*, 26(7), 2072-2085. <https://doi.org/10.1890/16-0024.1>
- Wu, H., Yang, F., Li, H., Li, Q., Zhang, F., Ba, Y., ... Zhu, J. (2020). Heavy metal pollution and health risk assessment of agricultural soil near a smelter in an industrial city in China. *International Journal of Environmental Health Research*, 30(2), 174-186. <https://doi.org/10.1080/09603123.2019.1584666>
- Yang, N., Damgaard, A., Lü, F., Shao, L.-M., Brogaard, L. K.-S., & He, P.-J. (2014). Environmental impact assessment on the construction and operation of municipal solid waste sanitary landfills in developing countries: China case study. *Waste Management*, 34(5), 929-937. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.017>
- Yang, Q., Wang, L., Zhou, Q., & Huang, X. (2015). Toxic effects of heavy metal terbium ion on the composition and functions of cell membrane in horseradish roots. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 111, 48-58. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.002>
- Yin, H., Tan, N., Liu, C., Wang, J., Liang, X., Qu, M., ... Liu, F. (2016). The associations of heavy metals with crystalline iron oxides in the polluted soils around the mining areas in Guangdong Province, China. *Chemosphere*, 161, 181-189. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.018>
- Youcai, Z., & Ziyang, L. (2016). *Pollution Control and Resource Recovery: Municipal Solid Wastes at Landfill*. London: Butterworth-Heinemann. Recuperado de <https://www.amazon.com/Pollution-Control-Resource-Recovery-Municipal/dp/0128118679>
- Zamorano, M., Garrido, E., Moreno, B., Paolini, A., & Ramos, A. (2005). *Environmental Diagnosis Methodology For Municipal Waste Landfills As A Tool For Planning And Decision-making Process* (Vol. 84). London: WIT Press. <https://doi.org/10.2495/SPD050531>



- Zelikoff, J. T., Parsons, E., & Schlesinger, R. B. (1993). Inhalation of Particulate Lead Oxide Disrupts Pulmonary Macrophage-Mediated Functions Important for Host Defense and Tumor Surveillance in the Lung. *Environmental Research*, 62(2), 207-222. <https://doi.org/10.1006/enrs.1993.1106>
- Zhang, M., Alva, A. K., Li, Y., & Calvert, C. (1997). Chemical association of Cu, Zn, Mn and Pb in selected sandy citrus soils. *Soil science*, 162, 181–188.
- Zhang, T., Fiedler, H., Yu, G., Ochoa, G. S., Carroll, W. F., Gullett, B. K., ... Touati, A. (2011). Emissions of unintentional persistent organic pollutants from open burning of municipal solid waste from developing countries. *Chemosphere*, 84(7), 994-1001. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.070>
- Zhou, P., Yang, F., Ren, X., Huang, B., & An, Y. (2014). Phytotoxicity of aluminum on root growth and indole-3-acetic acid accumulation and transport in alfalfa roots. *Environmental and Experimental Botany*, 104, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2014.02.018>
- Zhu, J., Wang, Q., Yu, H., Li, M., & He, N. (2016). Heavy metal deposition through rainfall in Chinese natural terrestrial ecosystems: Evidences from national-scale network monitoring. *Chemosphere*, 164, 128-133. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.08.105>
- Zhu, L., Liu, J., Xu, S., & Xie, Z. (2017). Deposition behavior, risk assessment and source identification of heavy metals in reservoir sediments of Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142, 454-463. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.039>
- Ziraba, A. K., Haregu, T. N., & Mberu, B. (2016). A review and framework for understanding the potential impact of poor solid waste management on health in developing countries. *Archives of Public Health*, 74(1), 55. <https://doi.org/10.1186/s13690-016-0166-4>



ANEXOS

Anexo 1. Suelo agrícola en el relleno sanitario Quitasol.



Figura 2. Suelo agrícola en el relleno sanitario Quitasol.



Figura 3. Muestreo de la capa superficial del relleno sanitario Quitasol.

Anexo 2. Resultados del Laboratorio Acreditado Envirotest S.A.C.

Envirotest
Environmental Testing Laboratory S.A.C.

INACAL
DA - Perú
Laboratorio de Ensayo
Acreditado

Registro N° LE-056

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE-056

IAS
INTERNATIONAL
ACCREDITATION
SERVICE®

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC., - IAS
CON REGISTRO TL - 658

INFORME DE ENSAYO N° 172651 CON VALOR OFICIAL

Nombre del Cliente : CENTRO DE INVESTIGACIONES AMTAWI
Dirección : Jr. Revolución 405
Solicitado Por : Sr. George Argota Pérez
Referencia : Coifización N° 04125-17
Proyecto : Reservado por el cliente
Procedencia : Puno
Muestreo Realizado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AMTAWI
Cantidad de Muestra : 3
Producto : Suelo
Fecha de Recepción : 2017/05/16
Fecha de Ensayo : 2017/05/16 al 2017/06/04
Fecha de Emisión : 2017/06/05

La muestra fue recepcionada en buenas condiciones

I. Resultados

Código de Laboratorio		172651-01	172651-02	172651-03
Código de Cliente		No Indica	No Indica	No Indica
Fecha de Muestreo		06/06/2017	06/06/2017	06/06/2017
Hora de Muestreo (h)		06:00 - 06:15	06:30 - 06:45	07:00 - 07:15
Tipo de Producto		Suelo	Suelo	Suelo

Tipo Ensayo	Unidad	L.C.M.	Resultados		
ACREDITADO ANTE EL INACAL-DA					
Fisicoquímicos (Peso Seco)					
pH	Und. pH	0,01 ND	7,05	7,26	7,28

Legend: L.C.M. = Límite de cuantificación del método; L.D.M. = Límite de detección del método. "N" = Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado. "M" = Mayor al rango lineal permitido por la técnica analítica. "—" = No Analizado.
ND = Resolución cuantificable; ND = Límite de Detección del Método

Código de Laboratorio		172651-01	172651-02	172651-03
Código de Cliente		No Indica	No Indica	No Indica
Fecha de Muestreo		06/06/2017	06/06/2017	06/06/2017
Hora de Muestreo (h)		06:00 - 06:15	06:30 - 06:45	07:00 - 07:15
Tipo de Producto		Suelo	Suelo	Suelo

Tipo Ensayo	Unidad	L.C.M.	Resultados		
ACREDITADO ANTE EL IAS					
Fisicoquímicos (Peso Seco)					
Organic Matter	mg/Kg PS	0,30	1,69	1,12	<0,30

Legend: L.C.M. = Límite de cuantificación del método; L.D.M. = Límite de detección del método. "N" = Menor que el L.C.M. o L.D.M. indicado. "M" = Mayor al rango lineal permitido por la técnica analítica. "—" = No Analizado.



Registro N° LE-056

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE-456



INTERNATIONAL
ACCREDITATION
SERVICE®

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
INTERNATIONAL ACCREDITATION SERVICE, INC., - IAS
CON REGISTRO TL - 628

INFORME DE ENSAYO N° 172651 CON VALOR OFICIAL

Código de Laboratorio	172651-01	172651-02	172651-03
Código de Cliente	No Indica	No Indica	No Indica
Fecha de Muestreo	08/08/2017	08/08/2017	08/08/2017
Hora de Muestreo (h)	06:00 - 06:15	06:30 - 06:45	07:00 - 07:15
Tipo de Producto	Suelo	Suelo	Suelo
Tipo Ensayo ACREDITADO ANTE EL INACAL-DA	Unidad	L.D.M.	Resultados
Metales (ICP-AES) (Peso Seco)			
Pb	Flomo	mg/Kg PS	0.67
			12.81
			163.7
			11.26

Leyenda: L.C.M. = Límite de cuantificación del método; L.D.M. = Límite de detección del método; "*" = Menor que al L.C.M. o L.D.M. indicado; "+" = Mayor al rango de trabajo; "..." = No Analizado.

II - Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencia	Título
Fisicoquímicos		
pH - Suelo	EPA Method 8045 D; Rev. 4., 2004	Soil and waste pH
Organic Matter	Mexican Official Standard Norm Method 021-2000, 2002: As-07: Establishing Specifications of Fertility, Salinity and Soil Classification, Study, Sampling and Analysis	Soil Organic Matter by Walkley-Black titration procedure
Metales (ICP-AES)	EPA Method 3050-B; Rev. 07, 1996 EPA Method 200.7; Rev. 4.4., 1994	Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils. / Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry ICP-AES.

SIGLAS: "EPA": U.S. Environmental Protection Agency. Methods for Chemical Analysis.

Alfonso Vilca M.
GCSSA
C.Q.P. N° 587

Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada, según la cadena de custodia correspondiente.



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE 456



INFORME DE ENSAYO N° 201242 CON VALOR OFICIAL

Razón Social : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACION SUPERIOR "ANTAW"
 Domicilio Legal : JR. PAZ SOLDÁN 123 - PUNO
 Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACION SUPERIOR "ANTAW"
 Referencia : Orden N° 0351-20
 Proyecto : Resguardo por el cliente
 Procedencia : ADAMCAY - APURIMAC
 Muestra Realizada Por : EL CUENTE
 Cantidad de Muestra : 3
 Producto : Suelo
 Fecha de Recepción : 04/03/2020
 Fecha de Ensayo : 04/03/2020 # 13/03/2020
 Fecha de Emisión : 13/03/2020

I. Resultados

Código de Laboratorio	201242-1	201242-2	201242-3
Código de Cliente	S-49-BQ	S-P2-BQ	S-P3-BQ
Fecha de Muestra	01/03/2020	01/03/2020	01/03/2020
Hora de Muestra (H)	08:30	08:45	09:30
Ubicación Geográfica (MUN. DE)	NO INICIA	NO INICIA	NO INICIA
Tipo de Producto	SUELO	SUELO	SUELO
Tipo Ensayo	Unidad	L.C.M.	Resultado
Acidicidad (pH) Suelo			
pH	Unid. pH	0.01 ¹⁾	7.42 7.89 7.58

Unidad L.C.M. = Límite de Distribución del Método; S.M. = Límite de Detección del Método; N° = Número de L.C.M. o L.D.M. detectado; N° = Mayor de los tres valores permitidos por la misma analítica; "L" = No analizado.

II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Método Referencia	Título
Acidicidad		
pH	EPA Method 8042 D Rev. 4, 2004. Soil and waste pH	
SO2AS	EPA U.S. Environmental Protection Agency. Methods for Chemical Analysis	

Alma Valdez C.
 Quím. Alma Valdez C.
 Superior de Laboratorio Químico
 CQP N° 576

Los resultados obtenidos corresponden a una muestra representativa, según se indica en el informe correspondiente. Toda muestra se debe analizar dentro de un periodo de validez de los resultados de acuerdo a las normas de acreditación de INACAL. El tiempo de validez de los resultados depende de la complejidad de la muestra y del tipo de análisis. Para mayor información consulte a los departamentos de control de calidad y control de calidad de la muestra. Laboratorio de Medio Ambiente - Universidad Nacional del Altiplano, Sede Puno. Calle 123, Puno. Teléfono: (010) 522-3758 / 523-1120. RUC: 205114649

== FIN DEL REPORTE ==

CALLE BARRIO CERRILLO 40 URB. PANAYACOMA - LIMA 31 - PERU. CONTACTO TELEFÓNICO (511) 522-3758 / 523-1120. RUC: 205114649

ENVIROTEST S.A.C. PUNO 11, PUNO 2050900

info@envirotest.com.pe / www.envirotest.com.pe

Página 1 de 2



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO
PERUANO DE ACREDITACION INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE-656



INFORME DE ENSAYO N° 201241 CON VALOR OFICIAL

Razón Social : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWA"
Domicilio Legal : JR. PAZ SOLDÁN 123 - PUNO
Solicitado Por : CENTRO DE INVESTIGACIONES AVANZADAS Y FORMACIÓN SUPERIOR "ANTAWA"
Referencia : Cotización N° 0351-20
Proyecto : Reservado por el cliente
Procedencia : ADAMCAY - APURÍMAC
Muestra Realizada Por : EL CLIENTE
Cantidad de Muestra : 3
Producto : Suelo
Fecha de Recepción : 04/03/2020
Fecha de Ensayo : 04/03/2020 al 13/03/2020
Fecha de Emisión : 13/03/2020

I. Resultados

Código de Laboratorio	201241-01	201241-02	201241-03
Código de Cliente	S-P1-00	S-P2-00	S-P3-00
Fecha de Muestra	01/03/2020	01/03/2020	01/03/2020
Hora de Muestra (H)	08:30	08:35	09:00
Ubicación Geográfica (WGS 84)	NO INDICA	NO INDICA	NO INDICA
Tipo de Producto	Suelo	Suelo	Suelo

Tipo Ensayo	Unidad	L.O.M.	Resultados		
Metales (ICP-AES) (Peso Seco)					
Pb	Pb/mg	0.07	<0.07	<0.07	<0.07

Legenda: L.O.M. = Límite de cuantificación del método; L.L.M. = Límite de detección del método; *M = Menor que el L.C.M. o L.O.M. incluido; ** = Mayor al rango de trabajo; ** = No analizado.

II. Métodos y Referencias

Tipo Ensayo	Norma Referencia	Título
Metales (ICP-AES)		
Metales (Plata, Aluminio, Arsénico, Boro, Bario, Berilio, Calcio, Cadmio, Cero, Cobalto, Cromo, Cobre, Hierro, Potasio, Litio, Magnesio, Manganeso, Molibdeno, Sodio, Níquel, Fósforo, Plomo, Antimonio, Selenio, Silicio, Estaño, Estroncio, Titanio, Talio, Vanadio, Zinc)	EPA Method 200.7 Rev 4.4, 1994.9 EPA Method 3050-B Rev 02, 1994	Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma-Atomic Emission Spectrometry (ICP-OES) of Acid Digestion of Sediments, Sludges and Soils

EXELAS: EPA U.S. Environmental Protection Agency, Methods for Chemical Analysis.

Alma Vargas C.
Quím. Alma Vargas C.
Supervisora de Laboratorio Inorgánica
C.Q.P. N° 576

Los resultados presentados corresponden a los datos obtenidos según el método de análisis correspondiente. Estos resultados incluyen un coeficiente de variación de precisión interlaboratorio. El tiempo de entrega de los reportes de análisis depende de la complejidad de los métodos de análisis y de la disponibilidad de los reactivos necesarios para el análisis. Este informe es propiedad de Envirotest S.A.C. y no debe ser utilizado para fines ajenos a los que fue emitido. Para cualquier consulta o comentario, favor comunicarse al correo: info@envirotest.com.pe

*** FIN DEL INFORME ***

Calle B.N.Z. C 1080 40 UTM. Paratupacata - Lirisa 31 - PUNO, Central Telefónica (511) 822-3758 / 823-1828, PUC. 959 114 649

Código PE-100-04-01, Rev. 11, Fecha: 01/02/2020

info@envirotest.com.pe / www.envirotest.com.pe

Página 1 de 9

Anexo 3. Norma Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000.

SEGUNDA SECCION
SECRETARIA DE MEDIO AMBIENTE
Y RECURSOS NATURALES

NORMA Oficial Mexicana NOM-021-RECNAT-2000, Que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos. Estudios, muestreo y análisis.

Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

CASSIO LUISELLI FERNANDEZ, Subsecretario de Fomento y Normatividad Ambiental de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Presidente del Comité Consultivo Nacional de Normalización de Medio Ambiente y Recursos Naturales, con fundamento en lo dispuesto en los artículos 32 bis fracciones I, II, III, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 1 y 6 fracción VIII del Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; 1o. fracciones V, VI y VII, 5o. fracciones V y XI, 6o., 36 fracción V, 37 y 37 Bis, 98 fracciones I, II, III y IV, 99 fracción VII, 101 Bis, 102, 160 y 171 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 1o., 2o., 5o. fracciones I y XVIII y 44 de la Ley Forestal; 1o. y 2o. fracción XIX del Reglamento de la Ley Forestal; 40 fracción X, 47 fracción IV de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, 34 de su Reglamento, y

Interpretación de Resultados de Materia Orgánica

Los valores de referencia para clasificar la concentración de la materia orgánica en los suelos minerales y volcánicos se presenta en el cuadro siguiente:

Clase	Materia orgánica (%)	
	Suelos volcánicos	Suelos no volcánicos
Muy bajo	< 4.0	< 0.5
Bajo	4.1 - 6.0	0.6 - 1.5
Medio	6.1 - 10.9	1.6 - 3.5
Alto	11.0 - 16.0	3.6 - 6.0
Muy Alto	> 16.1	> 6.0

Interpretación de resultados

Para la clasificación del suelo en cuanto a su valor de pH se presenta el cuadro siguiente:

Clasificación	pH
Fuertemente ácido	< 5.0
Moderadamente ácido	5.1 - 6.5
Neutro	6.6 - 7.3
Medianamente alcalino	7.4 - 8.5
Fuertemente alcalino	> 8.5

Anexo 4. Límite máximo permisible del plomo en suelo agrícola / Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM. Estándares de Calidad para Suelo.

ANEXO ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL (ECA) PARA SUELO				
Parámetros en mg/kg PS ⁽²⁾	Usos del Suelo ⁽¹⁾			Métodos de ensayo ^{(7) y (8)}
	Suelo Agrícola ⁽³⁾	Suelo Residencial/ Parques ⁽⁴⁾	Suelo Comercial ⁽⁵⁾ / Industrial/ Extractivo ⁽⁶⁾	
INORGÁNICOS				
Arsénico	50	50	140	EPA 3050 EPA 3051
Bario total ⁽¹⁵⁾	750	500	2 000	EPA 3050 EPA 3051
Cadmio	1,4	10	22	EPA 3050 EPA 3051
Cromo total	**	400	1 000	EPA 3050 EPA 3051
Cromo VI	0,4	0,4	1,4	EPA 3060/ EPA 7199 ó DIN EN 15192 ⁽¹⁶⁾
Mercurio	6,6	6,6	24	EPA 7471 EPA 6020 ó 200.8
Plomo	70	140	800	EPA 3050 EPA 3051



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo BRAULIO PEREZ CAMPANA
identificado con DNI 23805962 en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:

"EVALUACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICO - QUÍMICAS, PLOMO ASIMILABLE Y VALOR
AMBIENTAL EN SUELO AGRÍCOLA ANTE EXPOSICIÓN AL BOTADERO QUITASOL, ABANCAY
-APURÍMAC"

para la obtención de Grado, Título Profesional o Segunda Especialidad.

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los "Contenidos") que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexas, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno 29 de MAYO del 2023


FIRMA (obligatoria)



Huella



Universidad Nacional
del Altiplano Puno



Vicerrectorado
de Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo BRAULIO PEREZ CAMPANA _____
identificado con DNI 23805962 _____ en mi condición de egresado de:

Escuela Profesional, Programa de Segunda Especialidad, Programa de Maestría o Doctorado

CIENCIA, TECNOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE _____

informo que he elaborado el/la Tesis o Trabajo de Investigación denominada:
"EVALUACIÓN DE PROPIEDADES FÍSICO – QUÍMICAS, PLOMO ASIMILABLE Y VALOR
AMBIENTAL EN SUELO AGRÍCOLA ANTE EXPOSICIÓN AL BOTADERO QUITASOL, ABANCAY
-APURÍMAC"

Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno 29 de MAYO del 2023



FIRMA (obligatoria)



Huella