



Universidad César Vallejo

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Remediación Sostenible de Sitios Contaminados con Pesticidas
Mediante el Uso de la Biodegradación: Revisión Sistemática

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL

AUTOR:

García Meléndez, Diego Miguel (ORCID: 0000-0002-5912-3115)

ASESOR:

Dr. Sernaque Aucchuasi, Fernando Antonio (ORCID: 0000-0003-1485-5854)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ
2022

DEDICATORIA

A mis padres David y Lily, a los cuales admiraré siempre por su constante apoyo incondicional hacia sus hijos. A mis hermanos, que son el motivo de superarme día a día.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme salud, sabiduría, por permitirme seguir creciendo como persona y en lo profesional, también por cuidar tanto a mi familia.

Al Doctor. Sernaque Auccahuasi Fernando Antonio, por sus asesoría, orientación, consejos y buenos deseos que hicieron posible la elaboración de esta Investigación

ÍNDICE DEL CONTENIDO

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimientos	iii
Índice de contenido.....	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de figuras	vi
Índice de gráficos.....	vii
Resumen	viii
Abstract	ix
I. INTRODUCCIÓN.....	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	17
3.1. Tipo y diseño de investigación.....	17
3.2. Categoría, subcategoría y matriz de categorización	17
3.3. Escenario de estudio	19
3.4. Participantes	19
3.5. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	19
3.6. Procedimiento	19
3.7. Rigor científico.....	21
3.8. Método de análisis de información	21
3.9. Aspectos éticos	22
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	23
V. CONCLUSIONES.....	31
VI. RECOMENDACIONES.....	32
REFERENCIAS	33
ANEXOS.....	44

ÍNDICE DE TABLAS

<i>Tabla 1. Clasificación de las principales clases químicas de pesticidas</i>	5
<i>Tabla 2. Resumen de algunos grupos de fungicidas de uso común</i>	6
<i>Tabla 3. Enfermedades importantes controlados por fungicidas</i>	7
<i>Tabla 4. Asociaciones entre la exposición a clases específicas de pesticidas y el cáncer específico</i>	9
<i>Tabla 5. Fases de la degradación de los pesticidas</i>	12
<i>Tabla 6. Matriz de Categorización Apriorística</i>	18
<i>Tabla 7. Organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas</i>	23
<i>Tabla 8. Promedio de remoción de los pesticidas</i>	26
<i>Tabla 9. Clase química con mayor degradación</i>	29

ÍNDICE DE FIGURAS

<i>Figura 1. Mapa de EEUU</i> -----	4
<i>Figura 2. Modelo conceptual de un sistema de manejo de malezas</i> -----	6
<i>Figura 3. Uso de pesticidas para el agua años 2013 a 2017</i> -----	8
<i>Figura 4. Proceso de remediación por pesticidas</i> -----	11

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Procedimiento de selección de artículos _____ 20

Resumen

El presente trabajo de investigación presenta una metodología de tipo cualitativo de diseño narrativo, y tiene como objetivo de determinar cuál es la importancia de los organismos encargados de la biodegradación de pesticidas en sitios contaminados para una remediación sostenible; para lo cual se realizó el estudio de 83 artículos; mediante un proceso de selección.

Se obtuvo que el organismo más usado son las bacterias, seguida de las enzimas y consorcios microbianos, mientras que los hongos y algas son usados en menor cantidad. Además, el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados es alta; siendo encontrado los diversos organismos como bacterias, hongos, algas, consorcios microbianos y enzimas en un promedio de remoción de 80 al 100% y las condiciones de reacción se llevaron a cabo en experimentos de incubación en su mayoría, así también los experimentos por lotes en ensayos de laboratorio fueron otro de los más usados. Por último, la clase química con mayor degradación son los plaguicidas contaminantes organoclorados, seguida de los organofosfato, anilino pirimidina, carbamatos, piretroides, neonicotinoides y triazines; esto es debido a que la distribución de organoclorados (OC), incluidos HCH, DDT y PCB en suelos urbanos es un riesgo para la salud ambiental y humana.

Palabras clave: contaminación, plaguicidas, biodegradación, bacterias, hongos.

Abstract

The present research work presents a qualitative methodology of narrative design, and its objective is to determine the importance of the organisms responsible for the biodegradation of pesticides in contaminated sites for sustainable remediation; for which 83 articles were studied through a selection process.

It was obtained that the most used organism are bacteria, followed by enzymes and microbial consortia, while fungi and algae are used in smaller quantities. In addition, the average removal rate of pesticides in contaminated sites is high; being found the various organisms such as bacteria, fungi, algae, microbial consortia and enzymes in an average removal rate of 80 to 100% and the reaction conditions were carried out in incubation experiments mostly, as well as batch experiments in laboratory trials were another of the most used. Finally, the chemical class with the highest degradation is organochlorine pesticide contaminants, followed by organophosphate, anilinopyrimidine, carbamates, pyrethroids, neonicotinoids and triazines; this is because the distribution of organochlorines (OC), including HCH, DDT and PCBs in urban soils is a risk to environmental and human health.

Keywords: contamination, pesticides, biodegradation, bacteria, fungi.

I. INTRODUCCIÓN

Los pesticidas son compuestos químicos utilizados en todo el mundo para diferentes propósitos y estos productos químicos son bien conocidos por su larga vida, alta toxicidad y lento proceso de degradación. CITA Muchos países desarrollados, incluido el sur de Asia países prohibieron el uso de pesticidas por sus efectos adversos (Sarker S. et al., 2021, p.1)

Debido a ello el uso excesivo de pesticidas está provocando graves problemas de calidad del agua en diversas partes del mundo como es el caso de Europa, y los ecosistemas acuáticos se ven afectados negativamente por los peligrosos efectos de la contaminación química pasada y presente. (Huesker F. et al., 2022, p.185)

La palabra “pesticidas” es una palabra compleja que abarca todos los compuestos que se aplican para destruir o regular plagas; esto incluye insecticidas (insectos), herbicidas (malas hierbas) y fungicidas (hongos). (Hassaan M. et al., 2020, p.1)

Como resultado, su amplio uso genera la contaminación del suelo por residuos de pesticidas, que se ha convertido en un problema de creciente preocupación debido a la alta persistencia en el suelo y la toxicidad de algunos pesticidas para las especies no objetivo. (Silva V. et al., 2018, p.1). Además, la aplicación excesiva de pesticidas sintéticos para mejorar la productividad agrícola viene causando la contaminación de los ecosistemas suelo y agua (Kumar S. et al., 2019, p.313)

Así mismo, el sistema global de producción agrícola basada en productos químicos (CBA, por sus siglas en inglés) ha traído consecuencias sociales y ambientales, como la contaminación de sedimentos del fondo y alimentos, así como efectos negativos en la salud. (Bernasconi C. et al., 2021, p.1)

Para promover la colaboración internacional en la gestión de la contaminación ambiental y la protección de la salud humana, llevamos a cabo un estudio a nivel mundial sobre la gestión de pesticidas para la calidad del agua dulce superficial. (Li Z. et al., 2022, p.1). Donde, el uso de pesticidas es una de las principales bases de la intensificación agrícola observada en las últimas décadas.

El principal efecto toxicológico de estos pesticidas cuando se exponen a un ser vivo engloba la irremediable inhibición de la enzima acetilcolinesterasa (AChE) que interviene en la neurotransmisión de señales y por tanto su inhibición provoca

alteraciones en las vías respiratorias y la transmisión neuromuscular. (Kausha J. et al., 2021, p.1)

Por tales motivos, las preocupaciones sobre los posibles impactos negativos de los pesticidas de uso actual (CUP) tanto para el medio ambiente como para la salud humana han aumentado en todo el mundo. (Degrendele C. et al., 2022, p.1)

Varios autores han informado que la aplicación de biodegradación para la recuperación de sitios contaminados con pesticidas es un método nuevo y sólido, comúnmente conocido como fitorremediación. (Kumar S. et al., 2019, p.313)

Por la realidad problemática expuesta y el método de remediación sostenible propuesta se plantea el siguiente problema de estudio:

¿Cuál es la importancia de los organismos encargados de la biodegradación de pesticidas en sitios contaminados para una remediación sostenible? así mismo se propusieron los siguientes problemas específicos del estudio:

PE1: ¿Cuál es el organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas?

PE2: ¿Cuál es el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible?

PE3: ¿Cuál es la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible?

De igual manera se buscó plantear el objetivo del estudio planteando el siguiente objetivo general: **Determinar cuál es la importancia de los organismos encargados de la biodegradación de pesticidas en sitios contaminados para una remediación sostenible.** Así mismo se plantearon los siguientes objetivos específicos del estudio:

OE1: Definir cuál es el organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas.

OE2: Clasificar cuál es el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible.

OE3: Identificar cuál es la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible

La investigación se justifica teóricamente en la necesidad de brindar mayor información de la contaminación con pesticidas con estudios ya existentes tomados con una antigüedad menor a 6 años, con el objetivo de resolver la contaminación mediante el uso de la biodegradación, teniendo como fin servir de fuente para futuros estudios o investigaciones que traten sobre la remediación de contaminantes con pesticidas.

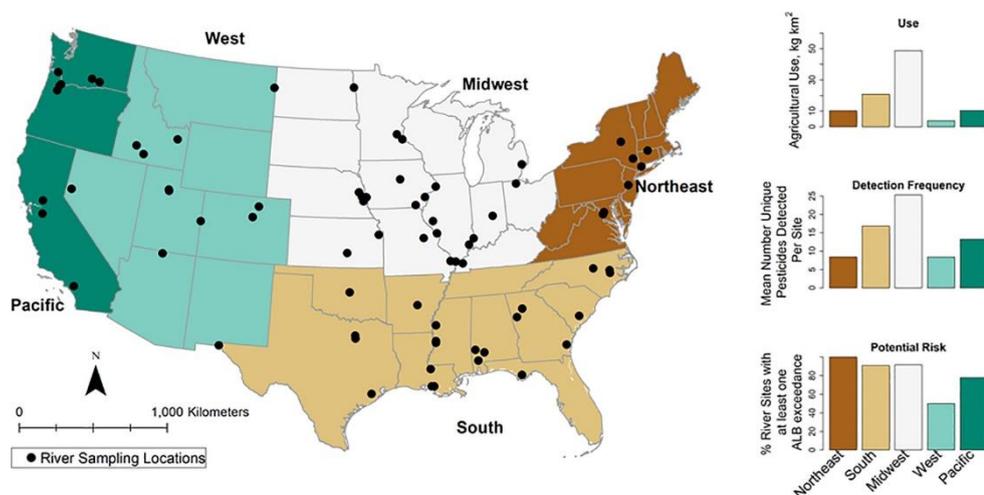
II. MARCO TEÓRICO

Los pesticidas se definen como un agente químico utilizado para destruir varios tipos de plagas donde la raíz de la palabra viene del latín “cida” que significa matar (Suriyaprakash R. et al., 2021, p.1).

A nivel mundial, se utilizan casi 3 mil millones de kg de pesticidas cada año con un presupuesto de ~40 mil millones de dólares; debido a este uso extensivo ha aumentado el rendimiento de los cultivos y ha llevado a una reducción significativa de las pérdidas de cosecha y, por lo tanto, ha mejorado la disponibilidad de alimentos (Sharma A. et al., 2020, p.1).

El uso de pesticidas en los Estados Unidos fue de 647 millones de libras en 1964, alcanzando un máximo en 1979 con 1,144 millones de libras y parece haberse nivelado a 950 millones de libras (Mohamed A. et al., 2018, p.43).

Figura N°1. Mapa de EEUU



Fuente: Sarah M. et al., (2021)

Debido a su naturaleza no biodegradable, pueden persistir en la naturaleza durante años y se consideran un riesgo biológico potente (Yahaya A. et al., 2017, p1).

Los cuales se clasifican con mayor frecuencia en función de las especies objetivo sobre las que actúan, dentro de cada clase existen varias subclases, con características químicas y toxicológicas sustancialmente diferentes (Niaoumakis M. et al., 2017, p.1).

Por ejemplo, entre el 2013 y 2017 el uso de plaguicidas fue de 353×10^6 kg año⁻¹ de los cuales casi el 88% representa el uso de herbicidas, insecticidas el 6% y fungicidas 6% (Medalie L. et al., 2020, p.4)

Tabla N°1 Clasificación de las principales clases químicas de pesticidas

Tipo de pesticida	Clase de productos químicos
Insecticidas	Hidrocarburos clorados, ésteres de ácido fosfórico, carbamatos, piretroides naturales y sintéticos, dinitrofenoles, microbianos (microorganismos causantes de enfermedades y sus productos metabólicos), botánicos
herbicidas	Ácidos fenoxialifáticos, amidas sustituidas, nitroanilinas, ureas sustituidas, carbamatos, tiocarbamatos, nitrógeno heterocíclico, dinitrofenoles
fungicidas	Fungicidas inorgánicos (a base de azufre, cobre o mercurio), fungicidas orgánicos (p. ej., ditiocarbamatos), fungicidas sistémicos (p. ej., bencimidazoles), antibióticos (producidos por microorganismos)

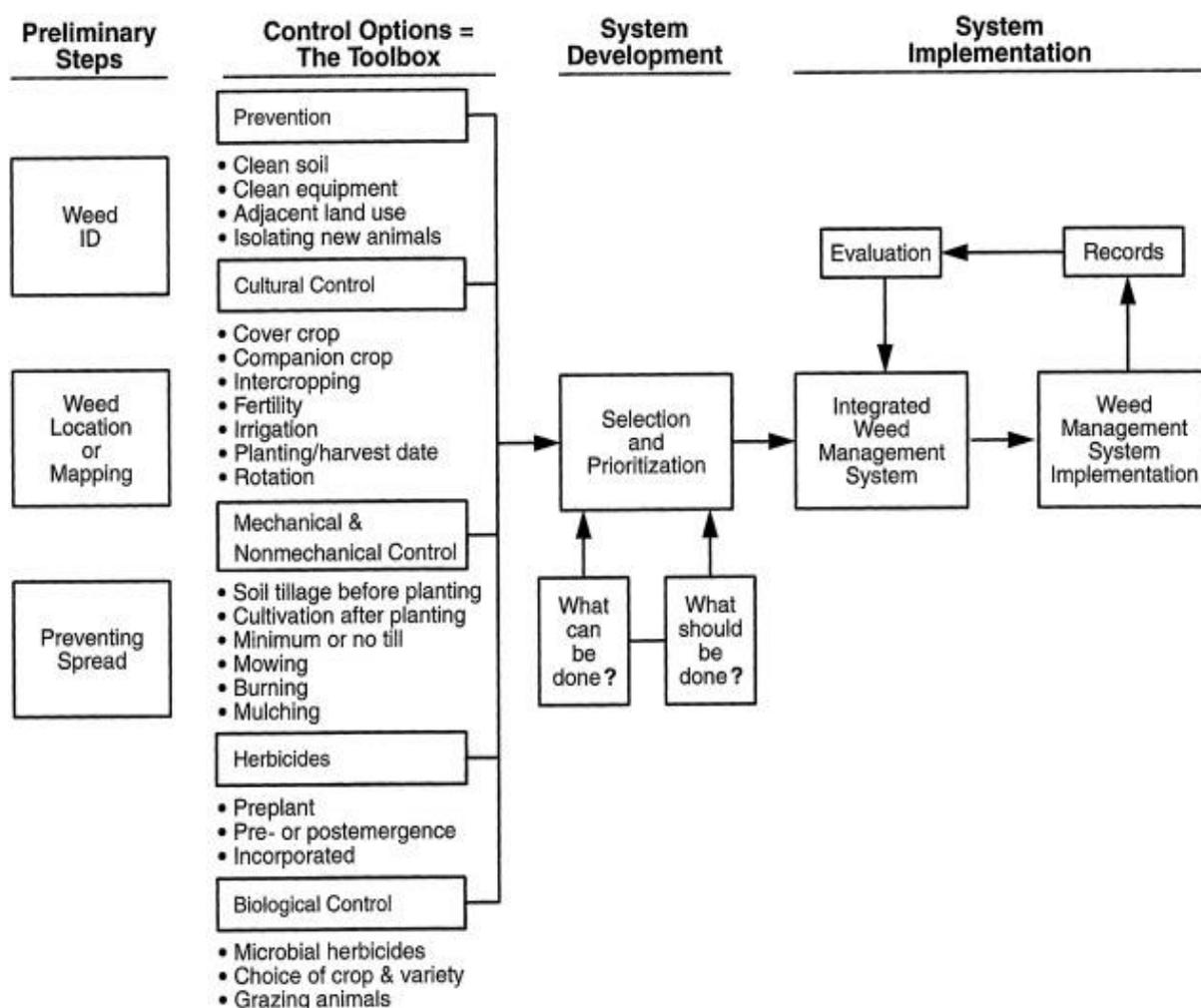
Fuente: Mohamed A. et al., (2018)

Estos insecticidas, se han utilizado ampliamente para controlar insectos nocivos en la agricultura, la silvicultura, la horticultura, la salud pública y la medicina; de tal manera que su uso en la agricultura ha contribuido a aumentos dramáticos en la producción de cultivos y en la cantidad (Malik JK. et al., 2017, p1).

Estos son representados principalmente por inhibidores de la acetilcolinesterasa y organoclorados resultaron ser la primera categoría de plaguicidas involucrados en intoxicaciones, tanto en insectos, así como sobre mamíferos tales como humanos (Bertero A. et al., 2020, p1).

Los herbicidas, se utilizan en ecosistemas agrícolas y silvestres para reducir la densidad de malezas y promover el crecimiento de especies deseables (Beasley RV et al., 2020, p.23). Hay dos categorías principales de herbicidas clasificados por modo de acción: herbicidas de contacto (afectan solo la parte de la planta que tocan) y herbicidas translocados (pueden trasladarse a otra parte de las plantas) (Mensaje R. et al., 2021, p.4). Así mismo, el manejo de malezas debe seguir un modelo conceptual, el cual se muestra en el gráfico 2.

Figura N°2. Modelo conceptual de un sistema de manejo de malezas



Fuente: Zimdahl RI et al., (2018)

Los fungicidas, se utilizan para suprimir el crecimiento de hongos o esporas de hongos, los cuales tienen un papel en la protección de frutas, hortalizas y tubérculos durante el almacenamiento (Singh Pk. et al., 2019, p.15). (Ver tabla 2).

Tabla N°2. Resumen de algunos grupos de fungicidas de uso común

Grupo familiar (basado en el modo de acción (MOA))	Nombre abreviado del grupo familiar	Familia química	Ejemplo de ingrediente activo (ai)
Inhibidores de la desmetilación	DMI	triazol	Epoxiconazol
Inhibidores externos de quinona	QoI	Estrobilurina (strob)	piraclostrobina
Inhibidores de la succinato deshidrogenasa	SDHI	carboxamida	isopirazam
Carbamatos de metil bencimidazol	CMB	bencimidazol	carbendazima

Fuente: Finch HJS. et al (2014)

Tabla N°3. Enfermades importantes controlados por fungicidas

Cultivo	Enfermedades importantes contra las que se utilizan fungicidas
Cebada	Carbón suelto (<i>Ustilago nuda</i>), raya (<i>Puccinia striiformis</i>)
Arroz	Añublo del arroz (<i>Magnaporthe grisea</i> , anam. <i>Piricularia oryzae</i>), añublo de la vaina (<i>Rhizoctonia solani</i> , anam. <i>Thanatephorus cucumeris</i>)
Trigo	Royas (<i>Puccinia</i> spp.), carbones (<i>Tilletia</i> spp.), carbones sueltos (<i>Ustilago</i> spp.)
Papa	Tizón tardío (<i>Phytophthora infestans</i>)
Cacao	Vaina negra (<i>Phytophthora palmivora</i>)
Café	Roya de la hoja (<i>Hemileia vastatrix</i>), enfermedad de la baya (<i>Colletotrichum coffeanum</i>)
Plátano	Sigatoka negra y parda (amarilla) (<i>Mycosphaerella</i> spp.), mal de Panamá (<i>Fusarium oxysporum</i>)
Uvas	Oídio (<i>Uncinula necator</i>), mildiú veloso (<i>Plasmopora viticola</i>), <i>Botrytis cinerea</i>
fruta de pepita	Sarna del manzano (<i>Ventura inaequalis</i>), sarna del peral (<i>V. pirina</i>), oídio (<i>Podesphaera leucotricha</i>)
Algodón	Macrosporiosis (<i>Alternaria macrospora</i>), complejo de enfermedades de las plántulas
Vegetales	Oídio (<i>Sphaerotheca fuliginea</i>), tizón temprano (<i>Verticillium</i> spp.), marchitamiento (<i>Pythium</i> spp.)
Remolacha azucarera	Mancha foliar (<i>Cerospora</i> spp.)

Fuente: Inteligente Na. et al., (2003)

Debido al amplio uso de los pesticidas, se considera una de las mayores amenazas para los ecosistemas de agua, suelo y la vida humana (Stackpole SM. et al., 2021, p.1).

En el caso del recurso suelo, la contaminación con el suelo depende de la fuerza con la que se une a los componentes del suelo y de la rapidez con que se degrada; también, depende de las condiciones ambientales en el momento de la aplicación (Bento C. et al., 2017, p.3).

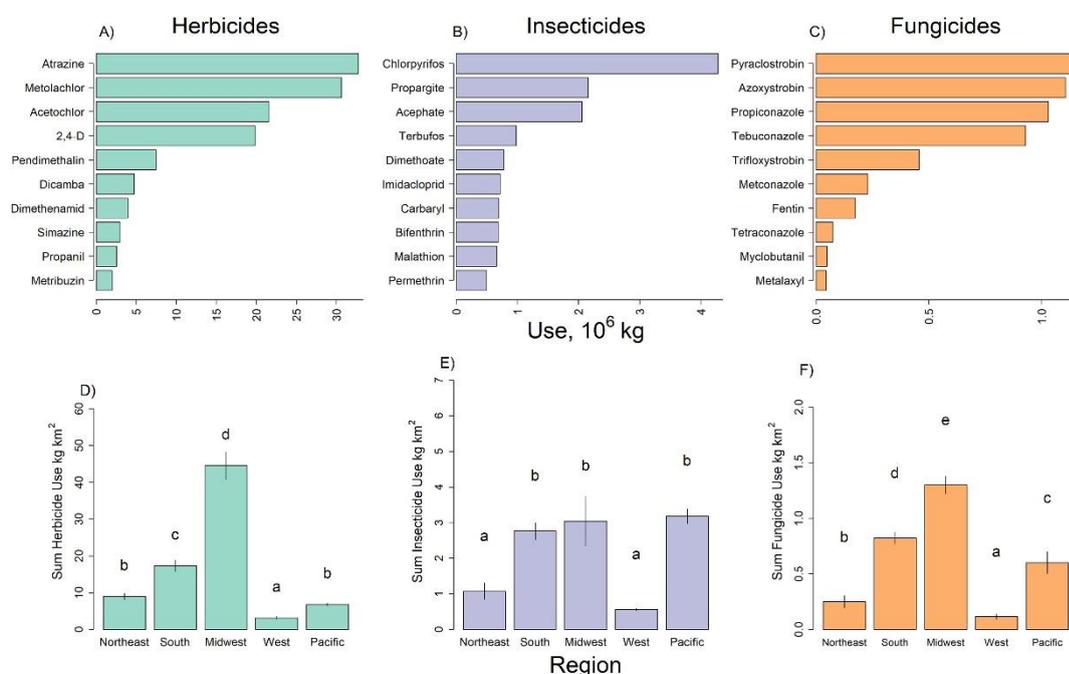
Este tipo de contaminación es un problema mundial, debido a esto muchas jurisdicciones abordan este problema con valores guía reglamentarios (RGV) que

especifican la concentración máxima permitida de contaminantes en el suelo (Kierczak J. et al., 2021, p.1).

Así también, la contaminación del agua por pesticidas se da de manera directa e indirecta, a veces, la concentración parece estar por debajo de los niveles de toxicidad aguda; sin embargo, su exposición a largo plazo exhibe un impacto crónico en la salud humana (Malla M. et al., 2021, p.1).

Debido a esto se realizó un estudio en el cual se registró 3094 estándares de calidad de agua dulce superficial para 184 pesticidas diferentes de 53 países y se clasificaron según los tipos de pesticidas y los tipos estándar (Li Z. et al., 2022, p.1).

Figura N°3. Uso de pesticidas para el agua años 2013 a 2017



Fuente: Atwood D. et al., (2017)

La exposición humana es bastante común con niveles altos que ocurren en entornos laborales (actividades de producción y fumigación en la agricultura), niveles bajos en los hogares (tratamientos de jardines y césped) y como residuos en los alimentos (Bolognesi C. et al., 2019, p.2).

Debido a ello, los efectos retardados en la salud asociados con la exposición a pesticidas incluyen leucemia, linfomas, sarcomas de tejidos blandos y cánceres de cerebro, huesos y estómago en agricultores, rociadores y trabajadores de producción (Goldman Sm. et al., 2017, p.85). También pueden desempeñar un papel en la

aparición de la enfermedad de Parkinson y los defectos del desarrollo (Rasheed Mz. et al., 2016. p.34). Siendo así demostrado en la tabla 4 los efectos en la salud causados por la exposición de diversos pesticidas.

Tabla N°4. Asociaciones entre la exposición a clases específicas de pesticidas y el cáncer específico

SITIO DEL CÁNCER	PESTICIDA	CASOS EXPUESTOS (MÉTRICA DE EXPOSICIÓN)
Próstata	Butilato [*] <i>Herbicida</i> <i>Tiocarbamato</i>	37 (LD)
	Clordecona <i>insecticida</i> <i>ciclodieno</i>	41 (ug/l en plasma)
	DDT <i>Insecticida</i> <i>Organoclorado</i>	114 (LD)
	Fonofos [*] <i>Insecticida</i> <i>Etilfosfonotioato de fenilo</i>	49 (LD)
	Lindano <i>Herbicida</i> <i>Nitrofenil éter</i>	71 (LD)
	Simazina <i>Herbicida</i> <i>Triazina</i>	70 (LD)
Cáncer de pulmón	Clorpirifos [*] <i>Insecticida</i> <i>Organotiofosfatado</i>	73 (LD)
	Diazinón [*] <i>Insecticida</i> <i>Organotiofosfatado</i>	27 (LD)
	Dieldrín [*] <i>Insecticida</i> <i>Ciclodieno</i>	10 (LD)
Cáncer colorrectal	<i>Carbamato de oxima</i> <i>insecticida</i> aldicarb	15 (LD)
	<i>Ácido benzoico</i> herbicida <i>dicamba</i>	50 (LD)
	EPTC <i>Herbicida</i> <i>Tiocarbamato</i>	39 (LED)

SITIO DEL CÁNCER	PESTICIDA	CASOS EXPUESTOS (MÉTRICA DE EXPOSICIÓN)
	Imzetapir <i>herbicida imidazolinona</i>	79. (IWLD)
	Trifluralin <i>Herbicida dinitroanilina</i>	85 (IWLD)
	<i>Insecticida clordano ciclodieno</i>	9 (ILD)
	Clorpirifos <i>Insecticida organotiofosfatado</i>	41 (LD)
	Pendimetalina <i>Herbicida dinitroanilina</i>	34 (LD)
Cáncer de páncreas	DDT <i>Insecticida Organoclorado</i>	6 (alguna vez expuesto)
	EPTC <i>Herbicida Tiocarbamato</i>	14 (IWLD)
	Pendimetalina <i>Herbicida dinitroanilina</i>	14 (IWLD)
Melanoma	<i>Carbamato insecticida carbarilo</i>	76 (LD)
	Maneb / Mancozeb <i>Fungicida Ditiocarbamato polimérico</i>	17 (LD)
	Paratión <i>Insecticida Organotio Fosfato</i>	21 (LD)
	Toxafeno <i>Insecticida Organoclorado</i>	8 (LD)
Leucemia	<i>Insecticida clordano ciclodieno</i>	18 (LD)
	Diazinón <i>Insecticida Organotiofosfato</i>	11 (LD)
Linfoma no Hodgkin	Clordano (como oxiclordano) Insecticida, ciclodieno	329 (niveles de oxiclordano en sangre)

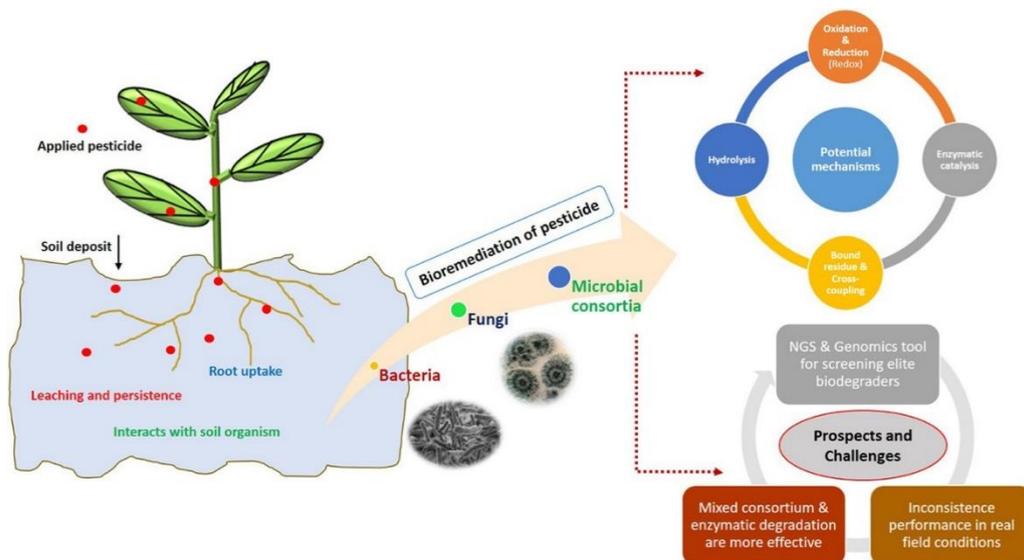
SITIO DEL CÁNCER	PESTICIDA	CASOS EXPUESTOS (MÉTRICA DE EXPOSICIÓN)
	Lindano <i>Herbicida</i> <i>Nitrofenil éter</i>	12 (IWLD)
Cáncer de vejiga	Imzetapir <i>herbicida</i> <i>imidazolinona</i>	41 (IWLD)

Fuente: Organización Mundial de la Salud et al., (2020)

Por tal motivo, la remediación de pesticidas mediante el uso de biodegradación es un enfoque más verde y ecológico para la degradación completa o la transformación de pesticidas en metabolitos no tóxicos utilizando agentes vivos como degradadores potenciales (Morillo E. et al., 2017, p.3).

Entre los impulsores microbianos, las bacterias, los hongos, las algas y los consorcios mixtos, incluidos los microbios potenciales, son los principales transformadores o mediadores para una biorremediación eficaz debido a sus actividades biocatalíticas (Zeb A. et al., 2020, p.1).

Figura N°4. Proceso de remediación por pesticidas



Fuente. Zeng S. et al., (2017)

Las eficiencias de remoción de estos procesos dependen del tipo de contaminante y de las condiciones químicas y físicas del suelo; la regulación sobre el uso de

plaguicidas está estrictamente relacionada con sus impactos ambientales (Raffa C. et al., 2021, p1). Durante los procesos de biodegradación, los microorganismos utilizan los plaguicidas como cosustratos en sus reacciones metabólicas junto con otros nutrientes, eliminándolos así del medio ambiente (Morillo E. et al., 2017, p.312).

Un papel clave en los mecanismos de biotransformación lo llevan a cabo enzimas, como hidrolasas, peroxidasas y oxigenasas, que influyen y catalizan las reacciones bioquímicas (Sun S. et al., 2018, p.240); el proceso de degradación se puede dividir en tres fases como indica la tabla N°5.

Tabla N°5. Fases de la degradación de los pesticidas

TIPO DE FASE	DESCRIPCIÓN
FASE 1	Los pesticidas se transforman en productos más solubles en agua y menos tóxicos mediante reacciones de oxidación, reducción o hidrólisis.
FASE 2	Los productos de la Fase 1 se convierten en azúcares y aminoácidos, que tienen mayor solubilidad en agua y menor toxicidad.
FASE 3	Conversión de los metabolitos de la Fase 2 en conjugados secundarios menos tóxicos.

Elaboración propia

El tiempo de degradación es un parámetro relevante a evaluar cuando se planifica una actividad de biodegradación; por lo general, se interpreta mediante el modelo de primer orden, que depende de la concentración de contaminantes al principio y al final del proceso (Khajezadeh M. et al., 2020, p.1).

A lo largo de los años, se identificaron varias cepas bacterianas capaces de degradar los plaguicidas presentes en los suelos. Cada bacteria tiene una especificidad que la hace particularmente adecuada para un proceso degradativo (Gaur N. et al., 2018, p.1604).

Este enfoque es comparativamente rentable, ecológico y no destructivo en comparación con las técnicas de remediación físicas y químicas (Sun S. et al., 2017, p.1). Sin embargo, la biorremediación microbiana y enzimática de pesticidas y sus metabolitos tóxicos ha exhibido varias limitaciones, tales como condiciones de

crecimiento óptimas, desempeño inconsistente, adaptación lenta al ambiente adverso y especificidad a los pesticidas (Singh T. et al, 2017, p.1).

Se mencionan así a continuación los antecedentes más relevantes de la biodegradación sostenible de sitios contaminados con pesticidas:

Amani Fatemeh et al., (2018); en su estudio presentó como metodología de estudio experimental el aislamiento de dos cepas bacterianas degradantes de diazinón y clorpirifos de suelos contaminados con plaguicidas. Las cepas bacterianas aisladas se identificaron mediante el gen de ARN ribosomal 16S y el análisis de ésteres metílicos de ácidos grasos. Como resultado se observó una fuerte correlación entre el crecimiento microbiano y la degradación de los dos organofosforados. En promedio, las cepas bacterianas 1 y 2 degradaron el 88,27 % y el 82,45 % del diazinón aplicado inicialmente en el medio y degradaron el 81,07 % y el 88,35 % del clorpirifos aplicado inicialmente durante 20 días, respectivamente. Concluyendo que, las cepas bacterianas aisladas pueden tener el potencial de uso en la biorremediación de suelos contaminados con diazinón y clorpirifos.

Powthong Pannapa et al., (2016); presentó como objetivo de investigación analizar el potencial de biodegradación del DDT mediante el enriquecimiento y el aislamiento de bacterias degradadoras del DDT del suelo y el agua en áreas agrícolas. Donde la metodología experimental de estudio muestra que los microorganismos crecieron en medios mínimos con DDT como única fuente de carbón y se seleccionaron seis de 40 aislados bacterianos aumentando las concentraciones de DDT. Como resultados, la degradación del DDT fue cuantificada por los cultivos de enriquecimiento degradando S4-67.95%, S13-65.05%, S37-65.45%, S39-67.25%, W30-65.20% y W37-67.55% de la cantidad inicial de DDT, respectivamente, en 7 días; además, el óptimo de temperatura, pH, y la salinidad del aislado también se investigó y reveló que una temperatura óptima de 37 a 45 °C fue capaz de crecer en un amplio rango de NaCl y pH.

Carles Louis et al., (2018); en su artículo científico centró una mezcla de tres herbicidas comúnmente aplicados en cultivos de maíz dentro de una quincena, a saber, mesotriona (β -triketona), nicosulfuron (sulfonilurea) y S-metolaclo (cloroacetanilida). Las rutas metabólicas de mesotriona y nicosulfurón se determinaron cualitativa y cuantitativamente con una cepa bacteriana (*Bacillus*

megaterium Mes11). En la metodología de estudio esta cepa fue aislada de un suelo agrícola y capaz de biotransformar ambos herbicidas. Aunque estas vías no se vieron afectadas en el caso de mezclas de herbicidas binarias o ternarias, la cinética de desaparición del nicosulfurón y también la formación de metabolitos de mesotriona y nicosulfurón se modularon fuertemente. Dando como resultado que se evidenciaron interacciones sinérgicas para todas las mezclas de compuestos originales y se obtuvo toxicidad sinérgica, antagonista o aditiva dependiendo de la mezcla de metabolitos. En conclusión, los resultados enfatizan la necesidad de tener en cuenta el ingrediente activo y los metabolitos en conjunto para la determinación del destino ambiental y la toxicidad de las mezclas de plaguicidas.

Zaffar Habiba et al., (2018); presentó como objetivo de su estudio el uso de una cepa bacteriana capaz de utilizar endosulfán como única fuente de azufre fue aislada de suelo contaminado con pesticidas e identificada como *Pseudomonas* sp. sobre la base de 16S rRNA. Se realizó como metodología experimental la aplicación de experimentos por lotes a varias concentraciones iniciales de endosulfán, es decir, 5, 25, 50, 75 y 100 mg/l para estudiar su tasa de degradación. Presentando como resultados que después de tres días de incubación, la cepa aislada degradó entre el 70% y el 80% de cada concentración inicial en comparación con el control; además, la degradación del endosulfán aumentó con el tiempo de incubación y se observó la máxima degradación después de 5 días de incubación. Concluyendo que la bacteria recién aislada ataca el resto de azufre para su degradación.

Zeng Shengquan et al., (2017); en su estudio científico investigó la degradación del herbicida isoproturon utilizando *Trametes versicolor* lacasa y sus sistemas mediadores de lacasa. Los resultados mostraron que en 24 h, el isoproturon se degradó por completo en presencia de 0,3 U/mL de lacasa y 1 mM (HBT); en comparación con los mediadores naturales, los mediadores sintéticos son más efectivos en la degradación de isoproturon mediada por lacasa y la degradación se produjo a un pH ácido y la temperatura óptima fue de 50 °C.

Feng Fayn et al., (2017); presentó como objetivo de su investigación el aislamiento de una cepa de bacteria endofítica (HJY) de cebollino chino (*Allium tuberosum* Rottl. ex Spreng), capaz de degradar clorpirifos (CP). Los resultados mostraron que la inoculación de la cepa HJY- *gfp* en cebollino chino resultó en una mayor degradación de CP dentro de las plantas que en plantas sin inocular y con la aplicación por

inmersión, se eliminó hasta el 70 y el 66 % de la PC de los brotes y las raíces de las cebolletas chinas inoculadas, respectivamente, además, se eliminó hasta un 75 % de PB del suelo que contenía plantas inoculadas con HJY -gfp.

Mori Toshio et al., (2017); en su trabajo científico examinó la degradación de CLO por el hongo de la podredumbre blanca *Phanerochaete sordida* en medio líquido limitado en nitrógeno. El resultado muestra que después de una incubación de 20 días a 30 °C, el 37 % de CLO se degradó en los cultivos. Además, la adición de inhibidores del citocromo P450 al medio de cultivo redujo notablemente la degradación de CLO por *P. sordida*. Y la peroxidasa de manganeso, una de las principales enzimas ligninolíticas secretadas por este hongo, no se llevó a cabo la degradación de CLO.

Singh P. et al., (2016); en su estudio presentó como objetivo desarrollar un sistema de base biológica compatible con el medio ambiente que pueda desintoxicar rápidamente el suelo y el agua contaminados por el uso excesivo de pesticidas organofosforados (OP). Donde el clorpirifos se utilizó como plaguicida modelo, ya que se degrada lentamente debido a su baja solubilidad en fase acuosa (2 ppm) y la formación del intermedio antibacteriano 3,5,6, tricloropiridinol (TCP). Los resultados presentaron la tasa de degradación en el sistema de suspensión a base de suelo y agua fue lenta, ya que se necesitaron 10 días para degradar el 82 % del clorpirifos agregado (50 mg/kg) mediante un posible cultivo mixto CS2 compuesto por aislados F-3 y CH-y. Esto podría deberse a la fuerte afinidad de sorción del clorpirifos por los componentes del suelo, lo que limita su biodisponibilidad.

Zhang Hao et al., (2018); en su trabajo, se investigó el desarrollo de la actividad de fosfotriesterasa entre PON1 y DFPasa utilizando el método de teoría funcional de densidad híbrida B3LYP. Sobre la base de la diferencia del sitio activo entre PON1 y DFPasa, se diseñaron modelos de tipo salvaje y mutante (una molécula de agua que reemplaza a Asn270 en PON1). Los resultados indicaron que la sustitución de una molécula de agua por Asn270 en PON1 tuvo poco efecto sobre la actividad enzimática en la cinética, mientras que fue más eficiente en la termodinámica, que es esencial para la hidrólisis de DFP. El ion 2+ conecta indirectamente el ion Ca 2+ estructural enterrado a través de enlaces de hidrógeno en la DFPasa. Puede reducir la plasticidad de la estructura enzimática y posiblemente cambiar la preferencia de sustrato de paraoxon a DFP, lo que implica una transición evolutiva de centros catalíticos mononucleares a dinucleares.

Purg Miha et al., (2017); en su estudio científico, utilizó simulaciones empíricas de enlaces de valencia para investigar el mecanismo catalítico de la DFPasa, así como la temperatura, el pH y los efectos mutacionales, lo que demuestra que es probable que la DFPasa y la PON1 también utilicen mecanismos catalíticos idénticos para hidrolizar sus respectivos sustratos. Sin embargo, El examen detallado de las estructuras estáticas y las simulaciones dinámicas demuestra diferencias sutiles pero significativas en las propiedades electrostáticas y la penetración del solvente de los dos sitios activos y, lo que es más importante, el papel de los residuos que no hacen contacto directo con ninguno de los sustratos al actuar como "interruptores de especificidad". entre las dos enzimas. Específicamente, se demuestra que los residuos clave que son estructural y funcionalmente críticos para la actividad de paraoxonasa de PON1 evitan que pueda hidrolizar DFP con su grupo saliente de fluoruro.

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipo de investigación

La investigación es tipo aplicada, se basa en los conocimientos ya aprendidos de otros investigadores, con el objetivo de dar solución a problemas específicos (Sánchez, Reyes & Mejía, 2018, p.79). Según Veland, Siri, et al., (2018, p.14), la investigación aplicada mide la eficacia de los conocimientos ya adquiridos, buscando ampliar los conocimientos sobre un tema en específico. Ante lo mencionados, el presente estudio tuvo como objetivo principal buscar la posible solución a la remediación sostenible de sitios contaminados.

La investigación es tipo cualitativo, ya que, el objetivo es entender la realidad social de los individuos o grupos sociales lo más cercano posible (Edgar T. y Manz D., 2017, p.271). Dicho ello, el presente estudio desarrolla una investigación tipo cualitativo debido a que busca analizar los sucesos obtenidos por los investigadores sobre la contaminación con pesticidas.

También, el diseño es narrativo de tópico, siendo esto referido a un conjunto de técnicas analíticas para interpretar textos que tienen una forma histórica (Figgou L. y Pavlopoulos V., 2015, p.544). De acuerdo a ello, el diseño va recolectar datos y experiencias vividas de los sujetos que tuvieron relación con el objetivo a investigar, registrando los sucesos tal como se vivieron de quienes lo experimentaron o lo relataron.

3.2 Categoría, subcategoría y matriz de categorización

Para el presente estudio de investigación se usó la matriz apriorística, el cual se divide en categorías y subcategorías de acuerdo al objetivo específico planteado (Ver tabla N°6)

Tabla N° 6. Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de Análisis
Definir cuál es el organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas	¿Cuál es el organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas?	Organismo más usado en la remediación (Medalie L. et al., 2020, p.4)	- <i>Acinetobacter</i> - <i>Alcaligenes</i> - <i>Bacillus sp.</i> - <i>Pseudomonas sp.</i>	(Sun S. et al., 2017, p.1), (Carles Louis et al., 2018, p.2), (Khajezadeh M. et al., 2020, p.1)
Clasificar cuál es el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible	¿Cuáles es el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible?	Promedio de remoción de los pesticidas (Raffa C. et al., 2021, p1)	- Promedio alto - Promedio bajo - Promedio medio	(Degrendele C. et al., 2022, p.1), (Morillo E. et al., 2017, p.312), (Zaffar Habiba et al., 2018, p.2)
Identificar cuál es la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible	¿Cuál es la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible?	La clase química con mayor degradación (Huesker F. et al., 2022, p.185)	- Organoclorados - Organofosfato - Anilino pirimidina - Carbamatos - Piretroides - Neonicotinoideos - Triazinas	(Kumar S. et al., 2019, p.313), (Zeng Shengquan et al., 2017, p.2), (Singh T. et al, 2017, p.1)

Elaboración propia

3.3 Escenario de estudio

El escenario del presente estudio son las bibliotecas virtuales y los centros de estudios (laboratorios o campo) y que son interés del presente estudio; siendo estos lugares los diversos artículos mencionados en la bibliografía.

3.4 Participantes

Para el presente estudio se considera como principal fuente a los artículos científicos extraídos de las plataformas Scielo, Scopus, Sciencedirect; de las cuales se extrajo la información necesaria para resolver nuestro objetivo específico.

3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

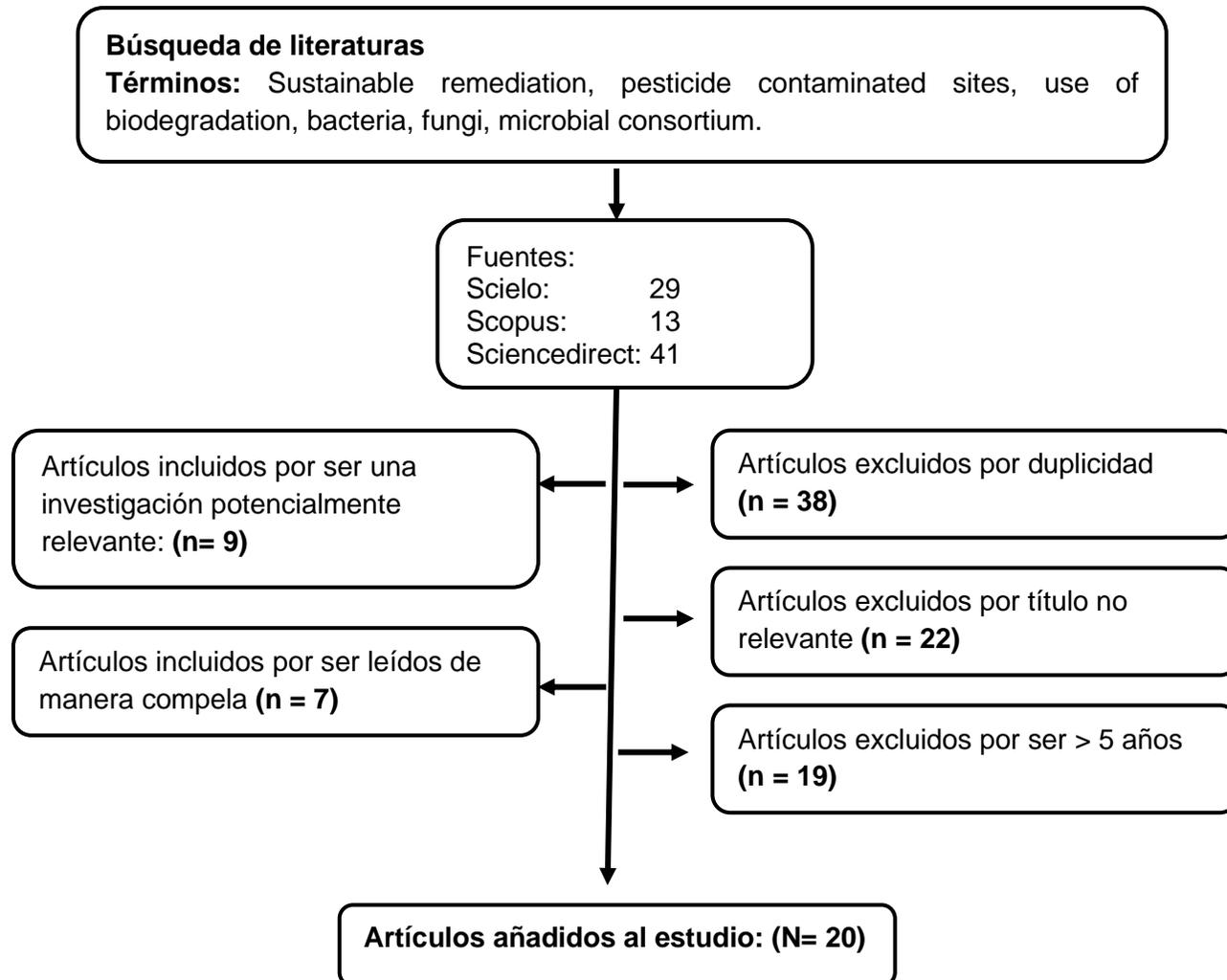
El tipo de técnica usada para el estudio es el análisis documental; ya que se analizar estudios sobre remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas mediante el uso de la biodegradación. El análisis documental tiene una técnica establecida; y sus diversas etapas deben estar perfectamente definidas; ello es relevante al orientar cualitativamente la herramienta con el objetivo de limitar su potencial subjetividad (Hernández et al., 2014, p. 415).

Se utilizó una ficha como instrumento de recolección de datos, el cual se denomina como ficha de análisis (Ver anexo N°1). Esta ficha sirve como codificador de los datos contenidos en el estudio (Orellana y Sánchez, 2006, p.207). En esta ficha se encuentra el año de publicación, lugar de publicación, título de investigación, palabras claves, etc.

3.6 Procedimientos

En el siguiente grafico N°1 se describe el procedimiento de selección de los diversos artículos científicos encontrados de las diferentes plataformas encontradas, las cuales son descritas en el ítem 3.4

Gráfico N° 1. Procedimiento de selección de artículos



Elaboración propia

3.7 Rigor científico

El criterio de la credibilidad, este criterio hace referencia a que tan bien el investigador recibió la información dada por el autor original, a la vez en la capacidad de transmitir la perspectiva del participante; esta información debe ser válida y verídica, tomada de fuentes confiables y calificadas, los cuales abarquen sobre los objetivos específicos de la investigación (Salgado Levano et al., 2007, p.6). Esto se obtiene mediante la certeza de los documentos extraídos de portales web confiables y verídicos como los mencionados en el ítem 3.4, que brindan la confianza de la información.

El criterio de la Transferibilidad; este criterio consiste en la transferencia de los resultados y las conclusiones obtenidas a otros contextos similares al estudio, el cual puede ser fuente para otros estudios de investigación, aplicada a otros contextos, con un correcto desenvolvimiento teórico, metodológico y científico (Noreña et al., 2012, p.5). Este criterio se cumple dejando la bibliografía de todos los artículos científicos usados para el presente estudio.

El criterio de la consistencia o dependencia, este criterio es también denominado el de la replicabilidad, cumple en coincidir con por lo menos dos investigadores (Salgado Lévano, 2007, p. 5). También, se cumple con la descripción detallada del procedimiento de recolección de datos y análisis sobre remediación sostenible de sitios contaminados con pesticida.

El criterio de la confirmabilidad o auditabilidad, este criterio implica garantizar la veracidad de la información es decir que los resultados no fueron afectados por motivación, interés o inclinación del propio investigador (Murphy F. y Yielder J., 2010, p.11). Este criterio se cumple aplicando las técnicas de triangulación.

3.8 Método de análisis de información

El análisis se realizó utilizando las categorías y sub categorías cada uno representado por su objetivo específico, limitando los criterios como la ficha de análisis (anexo N°1).

Las Categorías son:

- ✓ Promedio de remoción de los pesticidas.
- ✓ La clase química con mayor degradación.

- ✓ Organismo más usado en la remediación.

Las sub categorías son:

- ✓ Subcategoría 1: Acinetobacter, Alcaligenes, Bacillus sp., Pseudomonas sp.
- ✓ Subcategoría 2: Promedio alto, Promedio bajo, Promedio medio
- ✓ Subcategoría 3: Organoclorados, Organofosfato, Anilino pirimidina, Carbamatos, Piretroides, Neonicotinoides, Triazinas

3.9 Aspectos éticos

Se utilizaron los siguientes aspectos éticos para el desarrollo óptimo del presente trabajo de investigación:

- La veracidad de los datos pasando por la revisión de sistemática antiplagio (Turnitin)
- ISO 690, para el correcto uso y descripción de las referencias bibliográficas usadas.
- Guía de productos observables de la Universidad Cesar Vallejo, se respeta el código de ética estipulado por la universidad.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Debido a que un consorcio microbiano puede ser un enfoque económico y ecológico teniendo en cuenta las características multifuncionales en comparación con las técnicas convencionales de biorremediación que utilizan una sola cepa eficaz, se busca definir cuál es el organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas; para lo cual se presenta la tabla 7.

Tabla N°7. Organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas

TIPO DE ORGANISMO EMPLEADO	ORGANISMO	TIPO DE PESTICIDA	AUTOR (ES)
BACTERIA	<i>Acinetobacter</i>	Diazinón	Amani Fatemeh et al., (2018)
	<i>Bacillus sp.</i> , <i>Brevibacterium sp.</i> , <i>Pseudomonas putida F1</i> , <i>Bacillus subtilis</i> y <i>Rhizobium sp.</i>	Imidacloprid	Sabourmoghaddam N. et al., (2016)
	<i>B. firmus</i>	DDT	Powthong Pannapa et al., (2016)
	cepas de <i>Bacillus a saber</i> , DR-39, CS-126, TL-171, y TS-204	Micobutanil, tetraconazol y flusilazol (fungicida)	Salunkhe Varsha P. et al., (2016)
	<i>Bacillus megaterium</i> Mes11	Mesotriona	Carles Luis et al., (2018)
	<i>Chryseobacterium sp.</i>	DDT	Qu Jie et al., (2016)
	<i>Novosphingobium</i> , strain DY4	2,4-diclorofenoxiacético (herbicida)	Dai Yu et al., (2016)
	<i>Pseudomonas sp.</i>	Endosulfan	Zaffar Habiba et al., (2018)
	<i>Sphingomonas sp.</i> cepa HJY	Clorpirifos	Feng Fayun et al., (2017)
HONGO	<i>Phanerochaete sordida</i> (hongo de la podredumbre blanca)	Clotianidina	Mori Toshi et al., (2017)
	<i>Trametes versicolor</i> (aislado puro aislado de hongos)	Imiprothin + cipermetrina (mezcla)	Mir Tutusaus J. et al., (2015)

ALGAS	<i>Skeletonema costatum, Emiliana huxleyi</i> (algas)	Glifosato	Wang Cong et al., (2016)
CONSORCIO MICROBIANO	Consortio bacteriano (<i>Pseudomonas, Klebsiella, Stenotrophomonas, Ochrobactrum, y Bacillus</i> y su cultivo mixto)	Clorpirifos	Singh Partapbir et al., (2016)
	Consortio bacteriano (cepas de <i>Pseudomonas spp. GA07, GA09 y GC04</i>)	Glifosato	Zhao Haoyu et al., (2016)
ENZIMAS	Lacasa con fuente de <i>Trametes versicolor</i>	Isoproturón	Zeng Shengquan et al., (2017)
	Lacasa con fuente de <i>Trametes versicolor</i>	Procimidona y 3,5-DCA (metabolito)	Sarker Aniruddha et al., (2020)
	Lacasa con fuente de <i>Pseudomonas sp.</i>	Clorpirifos, diclorofos, y monocrotofos	Chauhan Prakram et al., (2018)
	Lacasa con fuente de <i>Trametes versicolor</i>	Pirimetanil, isoproturón	Jin Xiaoting et al., (2016)
	Lacasa con fuente de <i>Trametes versicolor</i>	Clorpirifos	Das Anamika et al., (2017)
	Lacasa con fuente de <i>Aspergillus sp.</i>	2,4-Diclorofenol	Yang Yu Xiang et al., (2016)

Elaboración propia

El organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas son las bacterias, seguida de las enzimas y consorcios microbianos, mientras que los hongos y algas son usados en menor cantidad.

Ello es debido a su poder de degradación de plaguicidas de diversas clases químicas que presentan las bacterias (Kumar S. et al., 2018, p.2). Respaldo a lo

mencionado se encuentra el estudio de Maqbool Z. et al. (2016, p.1), quien describió diversas cepas fúngicas potenciales que desencadenan los procesos, incluyendo la hidroxilación, la desmetilación, la dechloración, la dioxigenación, la esterificación, la deshidrocloración y la oxidación, durante la biodegradación de plaguicidas de diversas clases químicas.

Pero ello es rechazado por lo expuesto en el estudio de Raut S. et al., (2020, p.3), quien indica que, aunque la remediación bacteriana predomina sobre otras remedaciones microbianas, ciertos hongos y algas son considerados como armas potenciales para la degradación de agroquímicos notorios en los suelos.

Así también lo manifiestan Mori Toshi et al., (2017) y Wang Cong et al., (2016); quienes emplearon hongos y algas *Phanerochaete sórdida* (hongo de la podredumbre blanca) y *Skeletonema costatum*, *Emiliania huxleyi* (algas), respectivamente.

Además, Ali Neelum et al., (2019, p.3), apoya lo anteriormente mencionado, afirmando que los hongos se encuentran entre los biorecursos o recursos biológicos que han sido ampliamente caracterizados y aplicados para la biodegradación y biorremediación de pesticidas. Así mismo, se encontró que las cepas de hongos albergan diferentes procesos que incluyen hidroxilación, desmetilación, dechloración, dioxigenación, esterificación, deshidrocloración, oxidación, etc. durante la biodegradación de diferentes pesticidas que tienen diferentes grupos funcionales (Spina F. et al., 2018, p.1).

Pero también la aplicación enzimática para la degradación de plaguicidas ha cobrado un gran interés; y ello lo corroboran Zeng Shengquan et al., (2017), Sarker Aniruddha et al., (2020), Chauhan Prakram et al., (2018), Jin Xiaoting et al., (2016), Das Anamika et al., (2017), Yang Yu Xiang et al., (2016); siendo el segundo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas.

Ello es debido a que estas enzimas pueden hidrolizar una amplia variedad de inhibidores de los pesticidas Isoproturón, Procimidona y 3,5-DCA (metabolito) Clorpirifos, diclorofos, y monocrotofos, Pirimetanil, isoproturón, Clorpirifos y 2,4-Diclorofenol.

Por otro lado, se buscó también clasificar cuál es el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible, presentando los resultados en la tabla 8.

Tabla N°8. Promedio de remoción de los pesticidas

TIPO DE ORGANISMO EMPLEADO	CONDICIÓN DE REACCIÓN	% DE REMOCIÓN	AUTOR (ES)
BACTERIA	experimento por lote de 20 días	88.27% remediación	Amani Fatemeh et al., (2018)
	Ensayo por lotes de 25 días	25.36%-45.48% remediación	Sabourmoghaddam N. et al., (2016)
	Bioensayo de siete días	67.55% remediación	Powthong Pannapa et al., (2016)
	20 días de bioaumentación	>85% de biodegradación después de 20 días	Salunkhe Varsha P. et al., (2016)
	5 h de incubación	99% de eliminación	Carles Luis et al., (2018)
	Experimento de 45 días	80,3% de eliminación	Qu Jie et al., (2016)
	Siete días bioaumentación	50%-95% biodegradado después de 3 y 7 días, respectivamente	Dai Yu et al., (2016)
	Cinco días incubación	70%-80% de eliminación	Zaffar Habiba et al., (2018)
	Incubación de seis días	78,6% de remediación	Feng Fayun et al., (2017)
HONGO	20 días en un ensayo de laboratorio	37% de degradación	Mori Toshi et al., (2017)
	en 2 días para la imiprotina y 15 días para la cipermetrina	>90% de degradación	Mir Tutusaus J. et al., (2015)

ALGAS	No indica	98% de degradación	de Wang Cong et al., (2016)
CONSORCIO MICROBIANO	10 días de incubación	82% de remediación	Singh Partapbir et al., (2016)
	lote de 18 días estudio	Dos a tres veces de degradación que el tratamiento no inoculado	Zhao Haoyu et al., (2016)
ENZIMAS	24 h incubación	68%-100% degradación a las 24 h incubación	Zeng Shengquan et al., (2017)
	24 h incubación	90%-100% degradación a las 24 h incubación	Sarker Aniruddha et al., (2020)
	6 horas de incubación	45%-83% de degradación a las 6 horas de incubación	Chauhan Prakram et al., (2018)
	incubación de 24 horas	100% de degradación a ensayo de incubación de 24 horas	Jin Xiaoting et al., (2016)
	12 h de incubación	Degradar >90% del plaguicida a las 12 h de incubación	Das Anamika et al., (2017)
	24 h de incubación	42,28% de eliminación de pesticida a las 24 h de incubación	Yang Yu Xiang et al., (2016)

Elaboración propia

De acuerdo con la comparación de los estudios presentados en la tabla 8, se tiene que el promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible es alta; siendo encontrado los diversos

organismos como bacterias, hongos, algas, consorcios microbianos y enzimas en un promedio de remoción de 80 al 100%.

Además, las condiciones de reacción se llevaron a cabo en experimentos de incubación en su mayoría, así también los experimentos por lotes en ensayos de laboratorio fueron otro de los más usados.

Así Carles Luis et al., (2018), utilizando como tipo de organismo una cepa bacteriana mediante una condición de reacción para un mayor porcentaje de remoción en las bacterias se da en procesos de incubación con periodos de 5 h de incubación obtuvo un 99% de eliminación.

Así también, en el estudio de Zhao et al., (2016, p.1), el consorcio bacteriano de las cepas de *Pseudomonas spp.* GA07, GA09 y GC04 exhibió una excelente capacidad de degradación en un ensayo de laboratorio por lotes para remediar el herbicida glifosato.

De la misma manera, Zaffar Habiba et al., (2018) y Feng Fayun et al., (2017) realizaron la incubación de dos cepas bacterianas en 5 y 6 días respectivamente, obteniendo 80 % y 78.6% de eliminación y remediación de la contaminación por pesticidas. Pero el consorcio microalga-bacteria más eficaz puede ser alentado para acelerar el co-metabolismo para la biorremediación efectiva de varios pesticidas (McLellan et al., 2019).

Así McLellan J. et al., (2019, p.4), menciona que el consorcio mixto o el efecto sinérgico de la rizosfera pueden mejorar la biorremediación fúngica de los pesticidas en comparación con la degradación de una sola cepa.

Pero también el proceso de bioaugmentación incrementa los márgenes de remoción; así lo demuestran Dai Yu et al., (2016) y Salunkhe Varsha P. et al., (2016); quienes presentaron un proceso de bioaugmentación de las bacterias en 7 y 20 días respectivamente, presentando porcentajes de biodegradación 95% y mayor al 85% respectivamente.

Apoyando a los resultados Jin Xiaoting et al., (2016), demuestra que mediante un proceso de incubación de 24 horas las enzimas usadas generaron el 100% de degradación de los pesticidas Pirimetanil y isoproturón. Por su parte Zeng Shengquan et al., (2017) y Sarker Aniruddha et al., (2020) también apoyan las afirmaciones echas

mediante los resultados expuestos en sus estudios; donde la incubación de las enzimas Lacasa con fuente de *Trametes versicolor* para ambos, se dieron en un periodo de 24 horas, obteniendo porcentajes de degradación del 68% al 100% y del 90% al 100%, respectivamente.

Pero también, varios factores influyen en la tasa de remediación de agroquímicos por parte de las algas, incluyendo las cepas de algas, la naturaleza de los contaminantes y los factores ambientales, como los nutrientes, el agua, el pH, la salinidad, la tensión de oxígeno, la temperatura y la intensidad de la luz (Bhat Srtaj A. et al., 2020, p.3).

Por otro lado, la identificación de la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible, se muestra en la tabla 9.

Tabla N°9. Clase química con mayor degradación

CLASE DE PLAGUICIDA	NOMBRE DEL PLAGUICIDA	MICROORGANISMO EXAMINADO	AUTOR (ES)
Organoclorados	DDT	<i>Stenotrophomonas sp. DDT-1</i>	Pan Xiong et al., (2016), Powthong Pannapa et al., (2016) , Qu Jie et al., (2016)
	Alacloro y Endosulfán	<i>Micrococcus sp. cepa 2385</i>	Pathak Ashish et al., (2016), Zaffar Habiba et al., (2018)
Organofosfato	Clorpirifos	<i>Cupriavidus nantongensis X1</i>	Fang Lian Cheng et al., (2016)
	Glifosato	<i>Enterobacter sp. E20</i>	Cao Gaoyi et al., (2019)
Anilinopirimidina	Cyprodinil	<i>Acinetobacter johnsonii LXL_C1</i>	Wang Weijun et al., (2019)
Carbamatos	Carbaril	<i>Pseudomonas putida XWY-1</i>	Zhu Shijun et al., (2019)
Piretroides	Deltametrina	<i>Lysinibacillus sp. ZJ6</i>	Hao Xiangxiang et al., (2018)
Neonicotinoides	Acetaprimid	<i>Pigmentiphaga sp. cepa D-2</i>	Yang Hongxing et al., (2020)
Triazines	Atrazina	<i>Arthrobacter sp. ZXY-2</i>	Zhao Xinyue et al., (2017)

Elaboración propia

De acuerdo con la tabla 9, se tiene que la clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible son los plaguicidas contaminantes organoclorados, seguida de los organofosfato, anilino pirimidina, carbamatos, piretroides, neonicotinoides y triazines; esto es debido a que la distribución de organoclorados (OC), incluidos HCH, DDT y PCB en suelos urbanos es un riesgo para la salud ambiental y humana.

Esto es corroborado por: Pan Xiong et al., (2016), Powthong Pannapa et al., (2016), Qu Jie et al., (2016), Pathak Ashish et al., (2016) y Zaffar Habiba et al., (2018).

Así también Sparks T. et al., (2016, p.122), manifiesta que los pesticidas obsoletos (por ejemplo, los organoclorados, los organofosforados, los carbamatos, los piretroides y algunos herbicidas de amplio espectro) han sido prohibidos o no se recomiendan para su aplicación en el campo, ya que, estos plaguicidas utilizados recientemente han mostrado persistencia en los lugares aplicados.

Los plaguicidas obsoletos también pueden contaminar las tierras de cultivo aplicadas y los ecosistemas del suelo circundante, incluso después de años de aplicación. Un vertido inadecuado y unos pesticidas residuales inciertos pueden acelerar esta contaminación inesperada (Rani R. et al., 2019, p.2).

Así, algunos plaguicidas prohibidos (por ejemplo, el DDT, el endosulfán y el BHC) también podrían contribuir a la incertidumbre de la gestión sostenible y futura gestión de los plaguicidas en los lugares aplicados (Sun S. et al., 2018, p.3).

V. CONCLUSIONES

De acuerdo con los resultados mostrados se puede concluir que los organismos como las bacterias, algas, hongos, entre otros, son enfoques comparativamente rentables, ecológicos y no destructivos en comparación con las técnicas de remediación física y química; y se demuestran las conclusiones acerca de la importancia de los organismos encargados de la biodegradación de pesticidas en sitios contaminados para una remediación sostenible, en los siguientes puntos:

- I. El organismo más usado en la remediación sostenible de sitios contaminados con pesticidas son las bacterias, seguida de las enzimas y consorcios microbianos, mientras que los hongos y algas son usados en menor cantidad. Debido a que las cepas bacterianas presentan un poder de degradación de plaguicidas de diversas clases químicas.
- II. El promedio de remoción de los pesticidas en sitios contaminados empleando organismos para una remediación sostenible es alta; siendo encontrado los diversos organismos como bacterias, hongos, algas, consorcios microbianos y enzimas en un promedio de remoción de 80 al 100%. Además, las condiciones de reacción se llevaron a cabo en experimentos de incubación en su mayoría, así también los experimentos por lotes en ensayos de laboratorio fueron otro de los más usados.
- III. La clase química con mayor degradación por los organismos en la remediación sostenible son los plaguicidas contaminantes organoclorados, seguida de los organofosfato, anilino pirimidina, carbamatos, piretroides, neonicotinoides y triazines; esto es debido a que la distribución de organoclorados (OC), incluidos HCH, DDT y PCB en suelos urbanos es un riesgo para la salud ambiental y humana.

VI. RECOMENDACIONES

En base a los estudios revisados se pudo llegar a la conclusión de la escasa aplicación de microorganismos para la biodegradación de pesticidas en sitios contaminados para una remediación sostenible, siendo en su mayoría los estudios físicos y químicos los más encontrados; ante ello se puede realizar las siguientes recomendaciones:

- I. Debido a que la mayoría de los microbios potenciales para la biorremediación de plaguicidas en condiciones de campo requieren cierta adaptación con factores ambientales, como la temperatura, el pH, la humedad y la SOM, se recomienda realizar mayores estudios en condiciones de campo y no solo de laboratorio, para una adecuada evaluación de la eficiencia de los microbios propuestos.
- II. Se recomienda realizar estudios comparativos de un solo consorcio microbiano y de varios, para determinar la compatibilidad del co - metabolismo y la transformación de los pesticidas objetivo y agroquímicos objetivo, determinando así la potencialidad de un solo microbio o del uso combinado de varios.
- III. Se recomienda también realizar enfoques más ecológicos para la degradación completa o la transformación de los plaguicidas en metabolitos no tóxicos utilizando agentes vivos como degradadores potenciales; por ejemplo: cepas de élite de microorganismos y enzimas funcionales derivadas, especies eficaces de lombrices de tierra para la vermirremediación y especies vegetales potenciales para la fitorremediación.

REFERENCIAS

1. ALI, Neelum, et al. Endocrine disrupting pesticides in soil and their health risk through ingestion of vegetables grown in Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26, no 9, p. 8808-8820. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04287-y>
2. ATWOOD, Donald; PAISLEY-JONES, Claire. Pesticides industry sales and usage: 2008–2012 market estimates. US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2017, vol. 20460. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147147>
3. BEASLEY, Val Richard. Direct and indirect effects of environmental contaminants on amphibians. 2020. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11274-6>
4. BENTO, Célia PM, et al. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental pollution*, 2017, vol. 220, p. 1079-1089. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.033>
5. BERTERO, Alessia, et al. Types of pesticides involved in domestic and wild animal poisoning in Italy. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 707, p. 136129. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341>
6. Bertero, A., Chiari, M., Vitale, N., Zanoni, M., Faggionato, E., Biancardi, A., & Caloni, F. (2020). Types of pesticides involved in domestic and wild animal poisoning in Italy. *Science of The Total Environment*, 707, 136129. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136129>
7. BHAT, Sartaj Ahmad, et al. Remediation of pesticides through microbial and phytoremediation techniques. En *Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation*. Springer, Singapore, 2020. p. 235-245. Disponible en: http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2_13

8. CAO, Gaoyi; JIA, Xudong; ZHENG, Yuyuan. Draft genome sequence of *Enterobacter* sp. E20, isolated from glyphosate polluted soil. 2019. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.25236/isafb.2019.036>
9. CARLES, Louis, et al. Biodegradation and toxicity of a maize herbicide mixture: mesotrione, nicosulfuron and S-metolachlor. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, vol. 354, p. 42-53. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.04.045>
10. CHAUHAN, Prakram Singh; JHA, Bhavanath. Pilot scale production of extracellular thermo-alkali stable laccase from *Pseudomonas* sp. S2 using agro waste and its application in organophosphorous pesticides degradation. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2018, vol. 93, no 4, p. 1022-1030. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/jctb.5454>
11. DAI, Yu, et al. Bioremediation using *Novosphingobium* strain DY4 for 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid-contaminated soil and impact on microbial community structure. *Biodegradation*, 2015, vol. 26, no 2, p. 161-170. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10532-015-9724-7>
12. DAS, Anamika; SINGH, Jatinder; YOGALAKSHMI, K. N. Laccase immobilized magnetic iron nanoparticles: fabrication and its performance evaluation in chlorpyrifos degradation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, vol. 117, p. 183-189. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.01.007>
13. GOMES, Hiago de O., et al. A socio-environmental perspective on pesticide use and food production. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, vol. 197, p. 110627. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110627>
14. DEGRENDELE, Céline, et al. Current use pesticides in soil and air from two agricultural sites in South Africa: Implications for environmental fate and human exposure. *Science of the Total Environment*, 2022, vol. 807, p. 150455. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150455>
15. FANG, Lian-Cheng, et al. Complete genome sequence of a novel chlorpyrifos degrading bacterium, *Cupriavidus nantongensis* X1. *Journal of Biotechnology*,

2016, vol. 227, p. 1-2. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.04.012>

16. FENG, Fayun, et al. Isolation, colonization, and chlorpyrifos degradation mediation of the endophytic bacterium *Sphingomonas* strain HJY in Chinese Chives (*Allium tuberosum*). *Journal of agricultural and food chemistry*, 2017, vol. 65, no 6, p. 1131-1138. Disponible en:
<https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b05283>
17. FINCH, Steve; SAMUEL, Alison; LANE, Gerry P. Lockhart and wiseman's crop husbandry including grassland. Elsevier, 2014. Disponible en:
<https://doi.org/10.1533/9781782423928.1.119>
18. GAUR, Nisha; NARASIMHULU, Korrapati; PYDISETTY, Y. Recent advances in the bio-remediation of persistent organic pollutants and its effect on environment. *Journal of cleaner production*, 2018, vol. 198, p. 1602-1631. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.076>
19. GOLDMAN, Samuel M., et al. Pesticides and Parkinson's disease: current experimental and epidemiological evidence. En *Advances in Neurotoxicology*. Academic Press, 2017. p. 83-117. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/bs.ant.2017.07.004>
20. HAO, Xiangxiang, et al. Screening and genome sequencing of deltamethrin-degrading bacterium ZJ6. *Current microbiology*, 2018, vol. 75, no 11, p. 1468-1476. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00284-018-1546-5>
21. HASSAAN, Mohamed A.; EL NEMR, Ahmed. Pesticides pollution: Classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, 2020, vol. 46, no 3, p. 207-220. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.007>
22. HÜESKER, Frank; LEPENIES, Robert. Why does pesticide pollution in water persist?. *Environmental Science & Policy*, 2022, vol. 128, p. 185-193. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.11.016>

23. JIN, Xiaoting, et al. Conditions optimizing and application of laccase-mediator system (LMS) for the laccase-catalyzed pesticide degradation. *Scientific Reports*, 2016, vol. 6, no 1, p. 1-7. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep35787>
24. KAUSHAL, Jyoti; KHATRI, Madhu; ARYA, Shailendra Kumar. A treatise on Organophosphate pesticide pollution: Current strategies and advancements in their environmental degradation and elimination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, vol. 207, p. 111483. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111483>
25. Khajezadeh M, Abbaszadeh-Goudarzi K, Pourghadamyari H, Kafilzadeh F. A newly isolated *Streptomyces rimosus* strain capable of degrading deltamethrin as a pesticide in agricultural soil. *J Basic Microbiol*. 2020 May;60(5):435-443. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/jobm.201900263>
26. KIERCZAK, Jakub; PIETRANIK, Anna; PĒDZIWIATR, Artur. Ultramafic geoecosystems as a natural source of Ni, Cr, and Co to the environment: A review. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 755, p. 142620. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142620>
27. KUMAR, Sanjeev, et al. Restoration of pesticide-contaminated sites through plants. En *Phytomanagement of polluted sites*. Elsevier, 2019. p. 313-327. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00012-0>
28. KUMAR, Shardendu, et al. Microbial degradation of organophosphate pesticides: a review. *Pedosphere*, 2018, vol. 28, no 2, p. 190-208. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60017-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60017-7)
29. LI, Zijian; FANTKE, Peter. Toward harmonizing global pesticide regulations for surface freshwaters in support of protecting human health. *Journal of Environmental Management*, 2022, vol. 301, Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113909>

30. MALIK, Jitendra K., et al. Chlorinated hydrocarbons and pyrethrins/pyrethroids. En Reproductive and developmental toxicology. Academic Press, 2017. p. 633-655. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804239-7.00036-6>
31. MALLA, Muneer Ahmad, et al. Contaminación de los recursos hídricos subterráneos por plaguicidas. En Contaminación del Agua. Prensa Académica, 2021. p. 99-107. Disponible en <https://doi.org/10.15359/ru.33-2.6>
32. MAQBOOL, Zahid, et al. Perspectives of using fungi as bioresource for bioremediation of pesticides in the environment: a critical review. Environmental Science and Pollution Research, 2016, vol. 23, no 17, p. 16904-16925. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7003-8>
33. MCLELLAN, James; GUPTA, Sanjay Kumar; KUMAR, Manish. Feasibility of using bacterial-microalgal consortium for the bioremediation of organic pesticides: application constraints and future prospects. En Application of Microalgae in Wastewater Treatment. Springer, Cham, 2019. p. 341-362. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-030-13913-1_16
34. MEDALIE, Laura, et al. Influencia del uso de la tierra y la región sobre el glifosato y el ácido aminometilfosfónico en los arroyos de los EE. UU. Ciencia del medio ambiente total, 2020, vol. 707, pág. 136008. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147147>
35. MENSAJE, Robin; SZÉKÁCS, András; ZALLER, Johann G. Herbicidas: breve historia, uso agrícola y posibles alternativas para el control de malezas. En Herbicidas. Elsevier, 2021. pág. 1-20. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823674-1.00002-X>
36. MIR-TUTUSAUS, Josep Anton, et al. Degradation of selected agrochemicals by the white rot fungus *Trametes versicolor*. Science of the total environment, 2015, vol. 500, p. 235-242. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.116>
37. Mohamed, A.-MO, & Paleologos, EK (2018). Fuentes y características de los desechos. Fundamentos de ingeniería geoambiental, 43–62. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804830-6.00002-8>

38. MORI, Toshio, et al. Bioremediation of the neonicotinoid insecticide clothianidin by the white-rot fungus *Phanerochaete sordida*. *Journal of hazardous materials*, 2017, vol. 321, p. 586-590. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.09.049>
39. MORILLO, E.; VILLAVERDE, J. Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 2017, vol. 586, p. 576-597. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.020>
40. NIAOUNAKIS, Michael. Environmental, Social, and Economic Impacts. *Management of Marine Plastic Debris*, 2017, p. 57-126. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-44354-8.00002-1>
41. ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD, et al. La OMS recomendó la clasificación de pesticidas por peligrosidad y las pautas para la clasificación 2019. *Organización Mundial de la Salud*, 2020. Disponible en: <https://doi.org/10.1006/enrs.2001.4264>
42. PAN, Xiong, et al. Biodegradation of DDT by *Stenotrophomonas* sp. DDT-1: characterization and genome functional analysis. *Scientific reports*, 2016, vol. 6, no 1, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/srep21332>
43. PATHAK, Ashish, et al. Whole genome sequence analysis of an Alachlor and Endosulfan degrading *Micrococcus* sp. strain 2385 isolated from Ochlockonee River, Florida. *Journal of Genomics*, 2016, vol. 4, p. 42. Disponible en: <https://doi.org/10.7150/jgen.16156>
44. POWTHONG, Pannapa, et al. Isolation, identification and analysis of DDT-degrading bacteria for agriculture area improvements. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 2016, vol. 14, no 1, p. 131-136. Disponible en: ISSN: 1459-0255
45. QU, Jie, et al. Novel *Chryseobacterium* sp. PYR2 degrades various organochlorine pesticides (OCPs) and achieves enhancing removal and complete degradation of DDT in highly contaminated soil. *Journal of*

Environmental Management, 2015, vol. 161, p. 350-357. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.025>

46. RAFFA, Carla Maria; CHIAMPO, Fulvia. Bioremediation of agricultural soils polluted with pesticides: a review. *Bioengineering*, 2021, vol. 8, no 7, p. 92. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/bioengineering8070092>
47. RANI, Rupa, et al. Application of plant growth promoting rhizobacteria in remediation of pesticides contaminated stressed soil. En *New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering*. Elsevier, 2019. p. 341-353. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818258-1.00029-7>
48. RASHEED, Md Zeeshan; TABASSUM, Heena; PARVEZ, Suhel. Mitochondrial permeability transition pore: a promising target for the treatment of Parkinson's disease. *Protoplasma*, 2017, vol. 254, no 1, p. 33-42. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00709-015-0930-2>
49. RAUT, Sangeeta. Microbial Degradation of Organophosphate Pesticides: A Review. *Microbial Fermentation and Enzyme Technology*, 2020, p. 207-225. Disponible en: <https://books.google.es/books?id=VX3gDwAAQBAJ&lpg=PT171&ots=puScTLv4uM&dq=Microbial%20Degradation%20of%20Organophosphate%20Pesticides%3A%20A%20Review&lr&hl=es&pg=PT171#v=onepage&q=Microbial%20Degradation%20of%20Organophosphate%20Pesticides:%20A%20Review&f=false>
50. SABOURMOGHADDAM, Nasrin; ZAKARIA, Mohamad Pauzi; OMAR, Dzolkhifli. Evidence for the microbial degradation of imidacloprid in soils of Cameron Highlands. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2016, vol. 14, no 2, p. 182-188. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jssas.2014.03.002>
51. SALUNKHE, Varsha P., et al. Enhanced dissipation of triazole and multiclass pesticide residues on grapes after foliar application of grapevine-associated

- bacillus species. *Journal of agricultural and food chemistry*, 2015, vol. 63, no 50, p. 10736-10746. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b03429>
52. SARKER, Aniruddha, et al. Comparative catalytic degradation of a metabolite 3, 5-dichloroaniline derived from dicarboximide fungicide by laccase and MnO₂ mediators. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, vol. 196, p. 110561. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110561>
53. SARKER, Shudeepta, et al. Level of pesticides contamination in the major river systems: A review on South Asian countries perspective. *Heliyon*, 2021, vol. 7, no 6, p. e07270. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e07270>
54. Sharma, A., Shukla, A., Attri, K., Kumar, M., Kumar, P., Suttee, A., ... Singla, N. (2020). Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201, 110812. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>
55. Silva, V., Mol, H. G. J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2018). Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of The Total Environment*. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
56. SILVA, Vera, et al. Pesticide residues in European agricultural soils—A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 2019, vol. 653, p. 1532-1545. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
57. SINGH, Tanvi; SINGH, Dileep K. Phytoremediation of organochlorine pesticides: Concept, method, and recent developments. *International journal of phytoremediation*, 2017, vol. 19, no 9, p. 834-843. Disponible en <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1290579>
58. SINGH, Pradeep Kumar, et al. Food hazards: Physical, chemical, and biological. En *Food safety and human health*. Academic Press, 2019. p. 15-65. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-816333-7.00002-3>
59. SINGH, Partapbir; SAINI, Harvinder Singh; RAJ, Mayil. Rhamnolipid mediated enhanced degradation of chlorpyrifos by bacterial consortium in soil-water

system. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, vol. 134, p. 156-162.
Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.07.020>

60. SPARKS, Thomas C.; NAUEN, Ralf. IRAC: Mode of action classification and insecticide resistance management. *Pesticide biochemistry and physiology*, 2015, vol. 121, p. 122-128. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.11.014>
61. SPINA, F., et al. Fungi as a toolbox for sustainable bioremediation of pesticides in soil and water. *Plant Biosystems-An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 2018, vol. 152, no 3, p. 474-488. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/11263504.2018.1445130>
62. STACKPOOLE, Sarah M., et al. Pesticides in US Rivers: Regional differences in use, occurrence, and environmental toxicity, 2013 to 2017. *Science of the Total Environment*, 2021, vol. 787, p. 147147. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147147>
63. SUN, Shi-Lei, et al. Biodegradation of the neonicotinoid insecticide acetamiprid in surface water by the bacterium *Variovorax boronicumulans* CGMCC 4969 and its enzymatic mechanism. *Rsc Advances*, 2017, vol. 7, no 41, p. 25387-25397. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C7RA01501A>
64. SUN, Shixian, et al. Pesticide pollution in agricultural soils and sustainable remediation methods: a review. *Current Pollution Reports*, 2018, vol. 4, no 3, p. 240-250. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0092-x>
65. SURIYAPRAKASH, Rajadesingu, et al. Soil contamination, risk assessment and nanobioremediation. En *Nanomaterials for Soil Remediation*. Elsevier, 2021. p. 239-258. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822891-3.00012-8>
66. WANG, Cong, et al. Differential growth responses of marine phytoplankton to herbicide glyphosate. *PloS one*, 2016, vol. 11, no 3, p. e0151633. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151633>

67. WANG, Weijun, et al. Complete genome sequence of the cyprodinil-degrading bacterium *Acinetobacter johnsonii* LXL_C1. *Microbial pathogenesis*, 2019, vol. 127, p. 246-249. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.micpath.2018.11.016>
68. YAHAYA, Abdulrazaq, et al. Occurrences of organochlorine pesticides along the course of the Buffalo River in the Eastern Cape of South Africa and its health implications. *International journal of environmental research and public health*, 2017, vol. 14, no 11, p. 1372. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph14111372>
69. YANG, Hongxing, et al. Pigmentiphaga sp. strain D-2 uses a novel amidase to initiate the catabolism of the neonicotinoid insecticide acetamiprid. *Applied and environmental microbiology*, 2020, vol. 86, no 6, p. e02425-19. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1128/aem.02425-19>
70. YANG, Yu-Xiang, et al. USPIO assisting degradation of MXC by host/guest-type immobilized laccase in AOT reverse micelle system. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 23, no 13, p. 13342-13354. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6502-y>
71. ZAFFAR, Habiba, et al. A newly isolated *Pseudomonas* sp. can degrade endosulfan via hydrolytic pathway. *Pesticide biochemistry and physiology*, 2018, vol. 152, p. 69-75. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2018.09.002>
72. ZEB, Aurang, et al. Insights into the mechanisms underlying the remediation potential of earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 740, p. 140145. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140145>
73. ZENG, Shengquan; QIN, Xueli; XIA, Liming. Degradation of the herbicide isoproturon by laccase-mediator systems. *Biochemical Engineering Journal*, 2017, vol. 119, p. 92-100. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.12.016>
74. ZHAO, Haoyu, et al. Bioremediation potential of glyphosate-degrading *Pseudomonas* spp. strains isolated from contaminated soil. *The Journal of*

general and applied microbiology, 2016, vol. 61, no 5, p. 165-170. Disponible en: <https://doi.org/10.2323/jgam.61.165>

75.ZHAO, Xinyue, et al. Complete genome sequence of *Arthrobacter* sp. ZXY-2 associated with effective atrazine degradation and salt adaptation. *Journal of biotechnology*, 2017, vol. 248, p. 43-47. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2017.03.010>

76.ZHU, Shijun, et al. Genome analysis of Carbaryl-degrading strain *Pseudomonas putida* XWY-1. *Current Microbiology*, 2019, vol. 76, no 8, p. 927-929. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s00284-019-01637-4>

ANEXOS

ANEXOS N° 1

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO	
DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)		
PÁGINAS UTILIZADAS	AÑO DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACIÓN
TIPO DE INVESTIGACIÓN:		
CÓDIGO:		
PALABRAS CLAVES:	Sustainable Remediation, Pesticide Contaminated Sites, Use of Biodegradation	
ORGANISMO MAS USADO EN LA REMEDIACIÓN		
PROMEDIO DE REMOCIÓN DE LOS PESTICIDAS		
LA QUÍMICA MAYOR DEGRADACIÓN	CLASE CON	
RESULTADOS:		
CONCLUSIONES:		

Elaboración propia