



Universidad César Vallejo

FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Métodos de Degradación por Procesos Biológicos, Físicoquímicos y
Químicos de la Atrazina en el Recurso Suelo y Medios Acuáticos:
Revisión Sistemática

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL

AUTOR:

Paniura Cuchillo, Luis Ivan (ORCID: 0000-0003-3752-0395)

ASESOR:

Dr. Lozano Sulca, Yimi Tom (ORCID: 0000-0002-0803-1261)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Tratamiento y Gestión de los Residuos

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

Esta investigación se la dedico a Dios, mis padres y a mi hermana quienes son el soporte fundamental y la razón para cumplir todas mis metas; a mi familia en general y a todas las personas que confiaron en mí en todo momento.

Agradecimientos

Agradecimiento a Dios principalmente por permitir culminar con éxito mi carrera y esta investigación, a mis padres por su motivación que conllevaron a poder concretar esta meta anhelada.

Índice de contenido

Carátula	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimientos	iii
Índice de contenidos.....	iv
Índice de tablas.....	v
Índice de figuras.....	v
Índice de gráficos.....	v
Resumen	vi
Abstract.....	vii
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III.METODOLOGÍA	14
3.1 Tipos y diseño de investigación	14
3.2 Categorías, sub categorías y matriz de categorización apriorística.....	14
3.3 Escenario de estudio	16
3.4 Participantes	16
3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos.....	16
3.6 Procedimientos	17
3.7 Rigor científico	18
3.8 Método de análisis de la Información.....	18
3.9 Aspectos éticos.....	19
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	20
V. CONCLUSIONES	33
VI. RECOMENDACIONES.....	34
REFERENCIAS	35
ANEXOS.....	46

Índice de tablas

<i>Tabla 1. Eficacia de control promedio de la atrazina para especies seleccionadas de malezas</i>	5
<i>Tabla 2. Matriz de Categorización Apriorística</i>	15
<i>Tabla 3. Mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos</i>	24
<i>Tabla 4. Eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos</i>	28

Índice de figuras

<i>Figura 1. Contaminación de la atrazina en el agua y suelo</i>	6
--	---

Índice de gráficos

<i>Gráfico 1. Tipos de degradación biológica</i>	8
<i>Gráfico 2. Tipos de métodos de tratamientos químicos y físicoquímicos para la degradación de la atrazina</i>	10
<i>Gráfico 3. Procedimiento de Selección de Investigaciones</i>	17
<i>Gráfico 4. Métodos de análisis de la información</i>	19
<i>Gráfico 5. Medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina</i>	25
<i>Gráfico 6. Procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos más usados</i>	26
<i>Gráfico 7. Métodos más usados entre los procesos biológicos, Físicoquímicos y químico</i>	27

Resumen

En este estudio se tuvo como objetivo analizar cuál es el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos, para lo cual se realizó un estudio cualitativo de tipo aplicada, añadiendo al estudio 43 artículos mediante procesos de selección. Donde, el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina es el medio hídrico con un 71% de investigaciones estudiadas. Además, los métodos más usados entre los procesos biológicos, fisicoquímicos y químicos son los procesos fisicoquímicos con un 74% de estudios que lo comprueban; así también que el método más usado de este proceso es la degradación fotocatalítica con un 44 % de estudios comprobados. Esto es debido a que en el método fotocatalítico, se producen fuertes radicales hidroxilo en presencia de un catalizador y bajo luz ultravioleta o visible, que oxidan y descomponen eficientemente el contaminante. Por último, la mayor eficiencia de degradación de la atrazina se da por la combinación en los procesos fisicoquímicos y químicos; debido a que presentan mayores porcentajes de remoción de la atrazina en menores periodos de tiempo; lo que ayuda a reducir costos.

Palabras clave: Métodos de degradación, Procesos biológicos, fisicoquímicos, químicos, Atrazina.

Abstract

The objective of this study was to analyze which is the best method between the comparison of the degradation by biological, physicochemical and chemical processes of atrazine in the soil resource and aqueous media, for which an applied qualitative study was carried out, adding 43 articles were studied through selection processes. Where, the accumulation medium in which atrazine has the greatest presence is the water medium with 71% of research studied. In addition, the most used methods among biological, physicochemical and chemical processes are physicochemical processes with 74% of studies that prove it; as well as that the most used method of this process is photocatalytic degradation with 44% of verified studies. This is because in the photocatalytic method, strong hydroxyl radicals are produced in the presence of a catalyst and under ultraviolet or visible light, which efficiently oxidize and decompose the contaminant. Lastly, the greater efficiency of atrazine degradation is due to the combination of physicochemical and chemical processes; because they present higher percentages of atrazine removal in shorter periods of time; which helps reduce costs.

Keywords: Degradation methods, Biological, physicochemical, chemical processes, Atrazine.

I. INTRODUCCIÓN

En la agricultura y la horticultura se utiliza una amplia gama de pesticidas, incluidos herbicidas y fungicidas, para proteger las plantas de insectos, mohos, etc. (Sun Ji et al., 2018, p.1). convirtiéndose en una necesidad para controlar las plagas agrícolas, incrementar la eficiencia y prevenir daños económicos considerables; ante ello, la S-Atrazina es uno de los herbicidas de cloro más utilizados en la agricultura (Shan Ruifeng et al., 2020, p.2).

Se desarrolló por primera vez en 1958 y si bien se puede encontrar con varios nombres, la atrazina con 2-cloro-4- (etilamino) -6- (isopropilamino) -s-triazina tiene el uso más amplio (Risco C. et al., 2016, p.1).

Por otro lado, la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por plaguicidas se ha convertido en un problema en los últimos años. Donde a atrazina y la simazina, de la familia de las cloro s-triazinas, son los plaguicidas que se encuentran con más frecuencia en las aguas naturales (Singh Simranjeet et al., 2018, p.1). Aunque, la atrazina es moderadamente persistente en el medio ambiente y, a pesar de su baja solubilidad, la contaminación de los recursos hídricos, se ha convertido en un problema internacional (Liu Jintong et al., 2021, p.3).

Y la concentración máxima aceptable (MAC) de atrazina en agua es de 5 µg / L, lo que indica que este pesticida es altamente tóxico; así mismo, la principal ruta de disipación de la atrazina es la biodegradación, la escorrentía y la lixiviación (Tang Jianshe et al., 2019, p.1).

Del mismo modo, la atrazina es una sustancia química persistente en el suelo que permanece en el suelo franco arcilloso durante muchos años a temperaturas inferiores a 20 ° C, afectando cultivos posteriores (Sánchez Virtudes et al., 2019, p.3). La vida media de la atrazina es de 2 a 4 semanas, mientras que los metabolitos / residuos se pueden rastrear hasta 4 meses después de la aplicación (Derakhshan Z. et al., 2018, p.1).

Finalmente, la atrazina se infiltra en el subsuelo, donde su tasa de degradación se reduce significativamente y se adsorbe a los granos del suelo. (Ouyang Wei et al., 2021, p.3).

Por tal motivo, la aplicación de herbicidas y pesticidas se convirtió en un importante problema de salud y medio ambiente en todo el mundo (Chowdhury Omtiaz et al., 2021, p.1).

Es por lo cual que se han utilizado muchos métodos tradicionales, como la cromatografía de gases (GC), la cromatografía líquida de alto rendimiento (HPLC), la espectroscopia de masas (MS), la electroquimioluminiscencia y los métodos voltamétricos, para medir los residuos de plaguicidas en los alimentos (Riemenschneider C. et al., 2017, p.2). Sin embargo, estos métodos se enfrentan a muchas desventajas, como el trabajo intensivo, la operación que consume tiempo y el complicado pretratamiento de la muestra (Kong Xiujuan et al., 2016, p.3).

Además, la escasez de un método de detección rápido, fácil y económico para detectar los residuos de plaguicidas en una matriz compleja es un gran obstáculo para el medio ambiente y la seguridad alimentaria (Derakhshan Zahra et al., 2019, p.1).

Por ello, se busca desarrollar una recopilación de estudios biológicos, Fisicoquímicos y químicos ya que, existen varios enfoques emergentes para la eliminación de atrazina del medio ambiente (Moeini Zohre et al., 2019, p.2). Entre estos se pueden describir a la filtración química, incineración, adsorción, nanofiltración, microondas, reducción química, adsorción biológica, filtración biológica, oxidación, procesos fotocatalíticos y biorremediación (Khandarkhaeva M. et al., 2017, p.1).

Ante ello, se formuló como problema de estudio: ¿Cuál es el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos?; así mismo se derivaron los problemas específicos:

PE1: ¿Cuál es el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina?

PE2: ¿Cuáles son los métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos?

PE3: ¿Cuál es la mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos?

Ante lo cual se formuló el objetivo general del estudio: Analizar cuál es el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos. Así mismo los objetivos específicos fueron:

OE1: Definir cuál es el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina

OE2: Determinar cuáles son los métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos

OE3: Determinar cuál es la mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos

El presente estudio se realizó con la finalidad de crear un portal de información para los investigadores y los futuros investigadores interesados en elegir el mejor método para la degradación de la atrazina. Por lo tanto, este estudio presenta una justificación teórica; ya que se realizará una revisión sistemática de diversos estudios actualizados, para despertar el interés en los nuevos investigadores que busquen una mejora por las contaminaciones que se ocasionan debido al uso de los herbicidas como la atrazina y que se puedan llevar a estudios prácticos los métodos más eficientes en base a los estudios de otros autores y descartar o aprobar su viabilidad.

II. MARCO TEÓRICO

Los plaguicidas pueden aumentar el rendimiento de los cultivos y mejorar la calidad de los alimentos, por ello, el uso de plaguicidas ha aumentado considerablemente. Sin embargo, el uso indiscriminado y el mal uso de los plaguicidas provocan peligros potenciales para el medio ambiente y/o problemas de seguridad alimentaria (Klodzinska S. et al., 2021, p.1).

Ante ello, la atrazina (ATR) es uno de los herbicidas clorados más utilizados en la agricultura, es de uso restringido fabricado, formulado y vendido bajo varias marcas comerciales por varias empresas agroquímicas y es el herbicida más utilizado en los EE. UU. y probablemente en el mundo (Ganesan S. et al., 2018, p.725). Es un herbicida que se usa para matar plantas de hoja ancha en entornos rurales y urbanos (Yang L. et al., 2020, p.5).

El Departamento de Agricultura de EE.UU. informa de que sólo en este país se utilizan más de 30.000 toneladas (60 millones de libras) al año. Además, la atrazina se utiliza desde hace más de 40 años y actualmente se emplea en más de 80 países (Patel V. et al., 2020, p.1).

La atrazina (C₈H₁₄ClN₅ e IUPAC ID de 1-cloro-3-etilamino-5-isopropilamino-2,4,6-triazina) es una triazina que se emplea para controlar las malezas de hoja ancha y herbáceas antes y después de la emergencia (Khan J. et al., 2017, p.2). Se utiliza sobre todo en la producción de maíz, sorgo y caña de azúcar para el control de las malas hierbas anuales de hoja ancha y gramíneas. (Vanraes P. et al., 2016, p.3).

Es muy persistente en el medio ambiente debido a su resistencia a la hidrólisis abiótica (estable a pH 5, 7 y 9) ya la fotólisis acuosa directa (estable a la luz solar a pH 7) (Moeini Z. et al., 20196, p.3). Es un herbicida selectivo, de alta solubilidad en agua, perteneciente a la familia de las s-triazinas.

Además, el compuesto tiene un potencial de volatilización limitado y solo es moderadamente susceptible a la biodegradación aeróbica, que es la principal vía de disipación de la atrazina (Akpınar I. y Yazaydin A., 2018, p.1).

Sus clasificaciones de eficacia para algunas especies de malas hierbas comunes se enumeran en la tabla 1.

Tabla N°1: Eficacia de control promedio de la atrazina para especies seleccionadas de malezas

Especies de malezas	Escribe	% control
cola de zorro gigante	Gb -	70
Corderos comunes	B ^c	90
Pigweed de raíz roja	B	95
hoja de terciopelo	B	80
Hierba inteligente de Pensilvania	B	97
Fresa común	B	90
ambrosía común	B	90
Caída de pánico	GRAMO	40
Jimsonweed	B	95
glorias de la mañana	B	90
ambrosía gigante	B	80
Hierba mora negra	B	90
Hierba de cangrejo grande	GRAMO	50

Fuente: Gothwal A. et al., (2020)

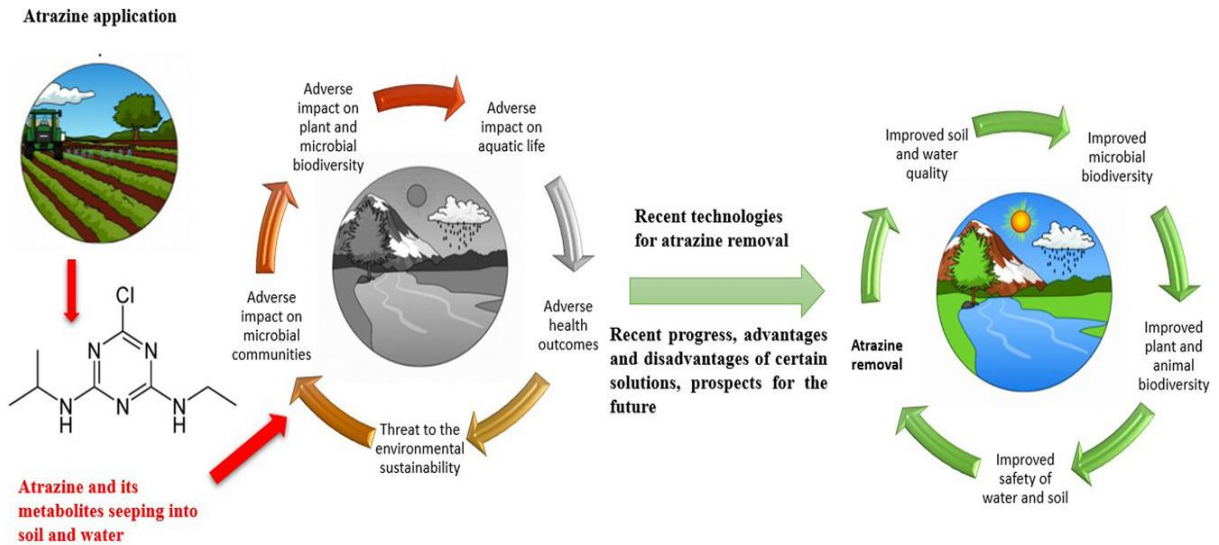
De acuerdo con la tabla 1, los datos indican que la atrazina proporciona niveles significativos de control para la mayoría de las especies de malezas importantes que están ampliamente distribuidas y aquellas que causarían una pérdida significativa de rendimiento de maíz si no se controlaran.

Debido a la baja persistencia del herbicida atrazina, se practican aplicaciones repetidas para el control de las malas hierbas en los campos agrícolas, y como resultado, grandes cantidades del herbicida llegan a los cuerpos de agua (Shawky A. et al., 2020, p.1).

Además, los residuos de atrazina en el suelo son uno de los problemas ambientales graves y continúan poniendo en riesgo el ecosistema y la salud humana (Chen Qinglin et al., 2016, p.2). En los últimos años, los estudios han demostrado un peligro potencial del uso de atrazina en la salud ambiental como le agua y suelo y en la salud humana (Pohanish R., 2016, p.5).

Los residuos de atrazina en los suelos podrían cambiar la biodiversidad de las bacterias del suelo lo que puede suponer una amenaza para la ecología del suelo y, a su vez, tener implicaciones para la fertilidad y la calidad del mismo (Dou Rongni et al., 2020, p.4).

Figura N°1: Contaminación de la atrazina en el agua y suelo



Fuente: Rostami Said et al., (2021)

Como se observa en la figura 1, la atrazina puede acumularse en suelos agrícolas y medios hídricos ocasionando problemas ambientales graves y presentar riesgos para la salud humana.

De manera similar a las microalgas, la atrazina también modifica el crecimiento, los procesos enzimáticos y la fotosíntesis en las plantas superiores; ejerciendo una severa mutagenicidad, genotoxicidad, así como una división celular defectuosa y alteración endocrina en los organismos acuáticos, sobre todo en los anfibios (Sun et al., 2020, p.24)

Así mismo, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos informó que el Nivel Máximo de Contaminante (MCL) de atrazina en el agua es de 3 gramo L⁻¹ (Luo Shuwen et al., 2021, p.3). Y debido a su larga vida media, asociada a su uso a gran escala, los residuos de atrazina permanecen como contaminantes ambientales en los cuerpos de agua (Vieira Lorena A. et al., 2021, p.1).

Su presencia en el medio acuático puede comprometer la conservación de la biodiversidad, además de causar graves daños a la salud humana y en los países en los que las normas establecen las concentraciones máximas permitidas de la atrazina en los cuerpos de aguas se encuentran en concentraciones muy superiores a las recomendadas (Vieira L. et al., 2019, p.5).

Esta situación es sumamente preocupante ya que incluso la concentración determinada por la ley no es segura para los organismos acuáticos. De hecho, los

efectos genotóxicos de la atrazina en especies de peces ya fueron reportados en concentraciones casi 6 veces menores a las recomendadas oficialmente (Vieira C. et al., 2016, p.2).

Se demostró que las concentraciones de atrazina ambientalmente relevantes son tóxicas para casi todos los miembros de la cadena alimentaria (Flood et al., 2018, p.24)

La atrazina interrumpe la función hormonal regular, causando defectos de nacimiento, tumores reproductivos y pérdida de peso en madres y embriones. La atrazina puede causar sensibilización de la piel y alergia (Gupta P., 2017, p.3). La atrazina tiene el potencial de causar pérdida de peso, daño cardiovascular, degeneración de la retina y algunos músculos, y tumores mamarios debido a una exposición de por vida a niveles superiores al MCL (Yu Lian et al., 2016, p.1).

Existe un mayor riesgo de tumores que se sabe que están asociados con factores hormonales; estos se han observado tanto en animales como en seres humanos, y son consistentes con los efectos conocidos de la atrazina en el eje gonadal pituitario hipotalámico y puede ser una neurotoxina (Hamous H. et al., 2021, p.1).

La atrazina tiene efectos reproductivos y de alteración endocrina a largo plazo y un probable carcinógeno humano (He Huijun et al., 2019, p.2). La Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) ha concluido que la atrazina es un carcinógeno del grupo 2B y el nivel máximo de contaminante (MCL) para la atrazina en el agua potable establecido por la USEPA es $3.0 \mu\text{g L}^{-1}$ (Aggelopoulos C. et al., 2018, p.1).

Debido a su toxicidad, uso generalizado, estabilidad relativamente alta en agua y suelo, es crucial determinar métodos seguros y eficientes para su eliminación (Rostami Said et al., 2021, p.1)

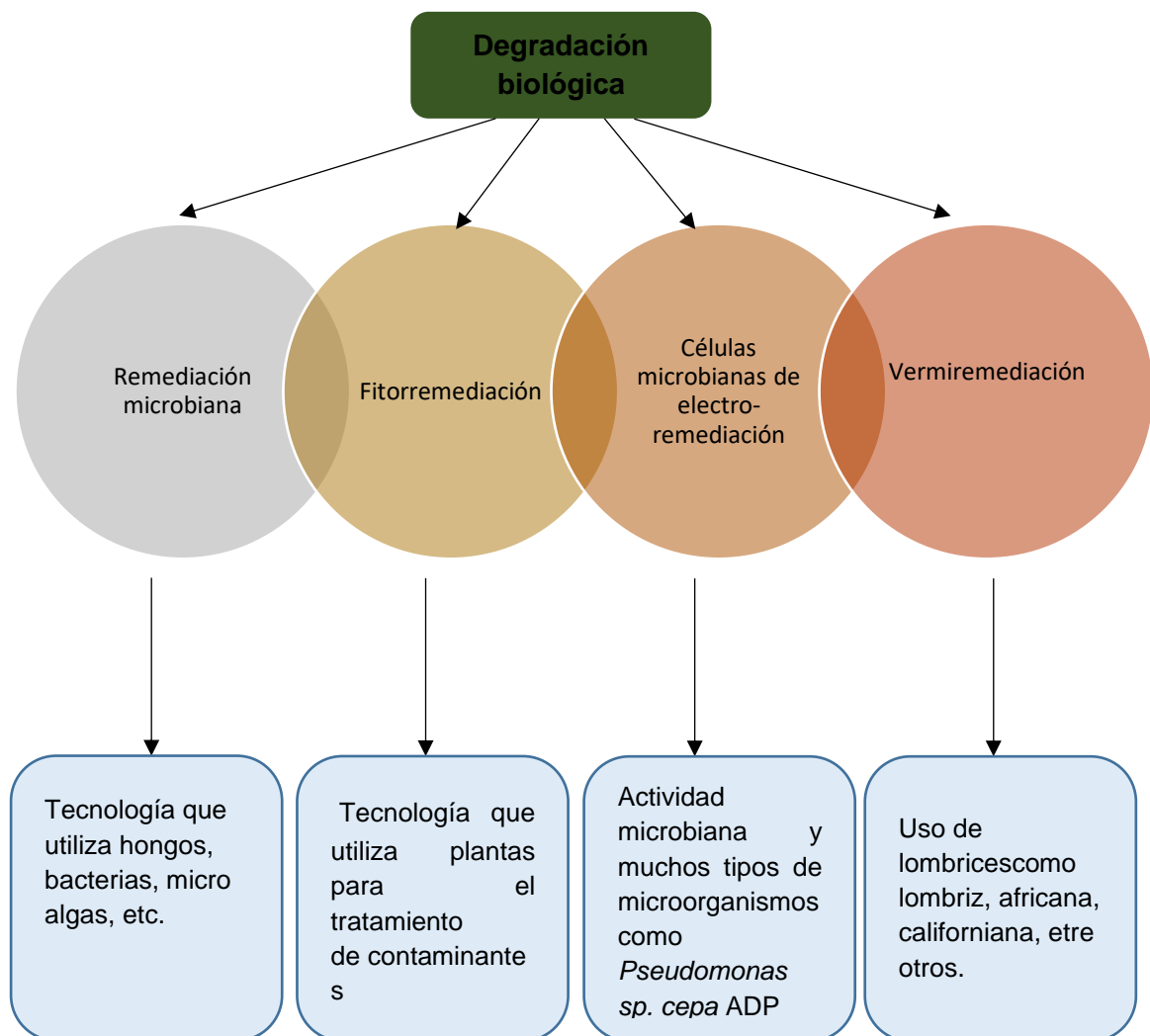
Ante lo expuesto es crucial determinar métodos seguros y eficientes para eliminar este contaminante de los ambientes; ante ello, la remediación microbiana tiene muchas ventajas, como la posibilidad de ser aplicable a gran escala, el procedimiento relativamente simple, el bajo costo y la ausencia de contaminación secundaria (Mahlalela L. et al., 2021, p.1).

En este tipo de tratamiento los microorganismos con mejor desempeño y mayor adaptación al medio tendrá un resultado más favorable esto debido a que ciertos hongos y bacterias descomponen la molécula de atrazina a través de reacciones de alquilación y cloración (Bernardo P. et al., 2017, p.5).

La degradación biológica es la forma natural de degradación de la madera, que se produce por diferentes factores ambientales como la humedad, el agua, los hongos, el ácido, los rayos ultravioleta, etc. (Ajuong E. et al., 2018, p.7).

Así también, la degradación biológica puede estar dividida de acuerdo al tipo de material que se emplee, como lo pueden ser los microorganismos, plantas, lombrices, entre otros (Yang X. y Chen S., 2021, p.1). Ver gráfico 1.

Gráfico N°1: Tipos de degradación biológica



Elaboración propia

Pero, en comparación con los métodos de pretratamiento biológico, los métodos químicos tienen un mejor efecto de degradación y una tasa más rápida de degradación de la compleja estructura lignocelulósica (Alexandropoulou M. et al., 2017, p.2). Aunque el pretratamiento químico es la estrategia más investigada, las desventajas de este método también son significativas (Meenakshindaram S. et al., 2021, p.1).

Los métodos químicos tienen desventajas similares, son efectivos, pero su costo es alto, y existe una amenaza adicional de atrazina y la filtración química en capas más profundas del suelo y las aguas subterráneas; por lo tanto, tiene un número limitado de aplicaciones reales (Baldissarelli D. et al., 2019, p.1).

Entre las técnicas químicas se la fotocatalisis es uno de los más comunes, siendo el método fotocatalítico donde se producen fuertes radicales hidroxilo en presencia de un catalizador y bajo luz ultravioleta o visible, que oxidan y descomponen el contaminante (Zhang Lin et al., 2018, p.1). Esta técnica en la degradación de la atrazina se inicia por la generación de electrones hidratados a partir de la fotoionización de IAA; estos electrones reaccionan con los protones y el oxígeno disuelto para formar radicales hidroxilo, que promueven una mayor degradación de la atrazina (Karthikeyan C. et al., 2020, p.1).

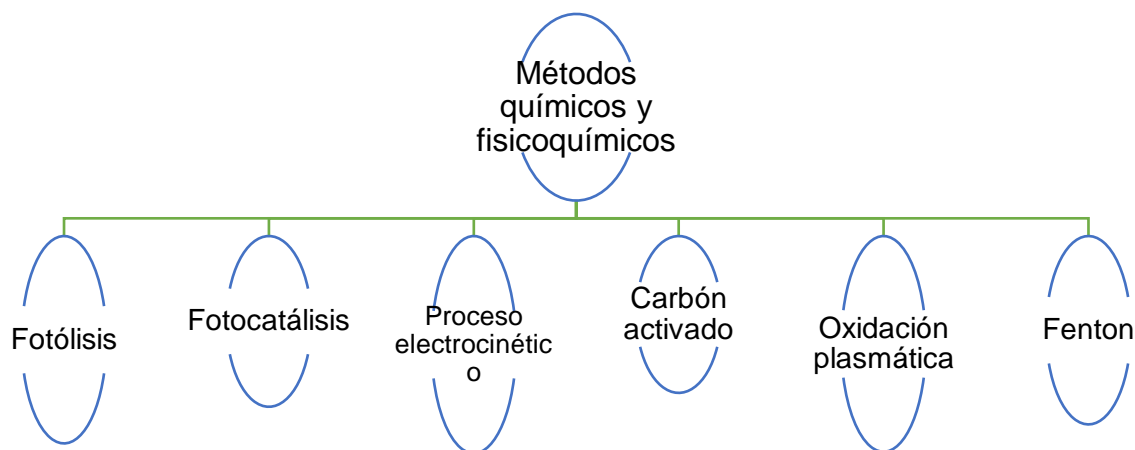
Es así que, en el tratamiento del agua se utilizan técnicas basadas en procesos físicos y/o fisicoquímicos, formándose oxidantes secundarios responsables de la mineralización de los contaminantes presentes en los herbicidas, provocando así el proceso de degradación; sin embargo, pocos estudios han demostrado la efectividad de estas técnicas en suelos (Cheng Min et al., 2016, p.1).

Por ejemplo, el uso de la técnica de proceso oxidativo avanzado, en particular el Fenton convencional, tiene la desventaja de reducir el pH del suelo, siendo preferible la adopción del proceso Fenton modificado, que puede producir $\cdot\text{OH}$ a un pH casi neutro (Cheng M. et al., 2016, p.1). El proceso de ozonización es adecuado para el tratamiento de suelos con grandes espacios porosos y baja humedad, y la oxidación por plasma es capaz de tratar suelos con contaminantes en altas concentraciones (Araújo I. et al., 2016, p.2).

Las tecnologías asistidas electroquímicamente, como la electrocinética, por otro lado, se limitan a la aplicación de un campo eléctrico entre electrodos colocados en el suelo

contaminado, contribuyendo directa o indirectamente a la eliminación del contaminante del suelo (Lopez-Vizcaíno R. et al., 2017, p.2). Así mismo, los métodos químicos y fisicoquímicos pueden clasificarse en fotocatalisis, fenton, proceso electrocinético, entre otros, como se muestra en el gráfico 2.

Gráfico N°2: Tipos de métodos de tratamientos químicos y fisicoquímicos para la degradación de la atrazina



Elaboración propia

Por otro lado, este trabajo de investigación cuenta con 25 antecedentes de los cuales se detallan los 10 más relevantes a continuación:

Wu Shaohua et al., (2018), en su trabajo examinó los rendimientos y los mecanismos para la degradación de la atrazina mediante la activación de persulfato (PS) con compuestos de hierro de valencia cero (nZVI) y grafeno (GR) a nanoescala en diversas condiciones, incluidas las dosis de nZVI/GR y PS, valor de pH, temperatura y materias orgánicas naturales (NOM). Donde los resultados mostraron que la relación de masa de 5:1 para nZVI/GR exhibió la mayor eficiencia para la degradación catalítica de la atrazina cuando se eliminó el 92,1% de la atrazina en 21 min. Así mismo, las eficiencias de degradación de la atrazina aumentaron cuando la concentración de PS aumentó de 0,2 a 1,0 mM, y se vieron favorecidas en pH ácido y alta temperatura, mientras que NOM no se vio afectada con una concentración inferior a 4 mg/L. Pudiendo concluir que estos resultados podrían proporcionar una mejor comprensión de la aplicación del sistema nZVI/GR-PS para la eliminación de atrazina de las aguas.

Zhu Jinglin et al., (2019), en su estudio, se sintetizó FePO₄ mesoporoso co-dopado a través de un sencillo método sol-gel seguido de calcinación. Donde los resultados muestran que los catalizadores resultantes poseían una gran área superficial para proporcionar sitios activos sustanciales para la activación de PMS; donde el FePO₄ co-dopado con una relación molar Co/Fe optimizada de 0,1 (CoFeP-0,1) fue muy eficaz y robusto para la degradación de la atrazina a pH = 7 en el sistema PMS con lixiviación de Co trivial (52 µg/L o menos). Pudiendo concluir del estudio que tanto el estudio experimental como el cálculo de la teoría funcional de la densidad (DFT) sugirieron que el excelente rendimiento catalítico de CoFeP-0.1 se atribuyó a la buena dispersión de las especies de Co en el FePO₄ mesoporoso y la rápida transferencia de electrones de Co²⁺ /Co³⁺ redox a través de la redistribución de carga entre el átomo de Fe y el átomo de Co.

Xu Ximeng et al., (2019), en su artículo con sepiolita como soporte, se fabricó un nuevo compuesto magnético Fe₃O₄-sepiolita mediante el método de coprecipitación. Donde los resultados de la caracterización revelan que el soporte de sepiolita podría anclar nanopartículas de Fe₃O₄ con buena dispersión y el compuesto se usó como catalizador para activar el persulfato (PS) para la degradación de la atrazina (ATZ). El 71,6 % de ATZ y el 20,9 % del TOC de la solución pudieron eliminarse después de 60 min con 92 mmol/L de PS ([ATZ]₀ = 10 mmol/L). Donde se concluye que la aplicación de Fe₃O₄-compuesto de sepiolita como catalizador es heterogéneo eficiente y reciclable para la degradación orgánica, y proporciona información sobre el desarrollo de catalizadores alternativos con buenas propiedades de adsorción.

Shen W. y Kang H., (2018), en su investigación comparó sistemáticamente la degradación de la atrazina (ATR) con sistemas aerobios de aluminio de valencia cero (ZVAL/aire) y hierro de valencia cero (ZVI/aire). Que al comparar las curvas y la velocidad de degradación de ATR en los sistemas ZVAL/Air y ZVI/Air, se observó un período de inducción significativo en el sistema ZVAL/Air, y la constante de velocidad de pseudoprimer orden de degradación de ATR en la segunda etapa por ZVAL fue 6,4 veces más rápido que el de ZVI. Las diferencias en los patrones de degradación de ATR de los dos sistemas procedían de la diferente naturaleza redox y la conductividad eléctrica del aluminio (óxido) y el hierro (óxido). Donde se encontró que ATR experimentó una vía de degradación de desalquilación oxidativa y de cloración de hidroxilo, y el ácido cianúrico de baja toxicidad fue el producto final en ambos

sistemas. Sin embargo, los iones de aluminio liberados en el sistema ZVAL/Air excedieron el valor estándar regulado, lo que podría causar contaminación ambiental.

Liu Banghai et al., (2020), presentó como objetivo examinar sistemáticamente la activación del PMS a través del biocarbón impregnado de cobalto hacia la degradación de la atrazina (ATZ), y se explicó el mecanismo de reacción subyacente. Descubriéndose que los radicales libres persistentes (PFR) contenidos en el biocarbón desempeñan un papel fundamental en el proceso de activación del síndrome premenstrual y los PFR permitieron una transferencia de electrones eficiente tanto al átomo de cobalto como al O_2 , lo que facilitó el reciclaje de $Co(III)/Co(II)$ y, por lo tanto, condujo a un excelente rendimiento catalítico. Concluyendo que, en consecuencia, el biocarbón impregnado de cobalto podría ser un catalizador eficiente y respetuoso con el medio ambiente para activar el PMS para la reducción y desintoxicación de ATZ.

Dong Xiongbo et al., (2020), en su artículo se construye un nuevo híbrido $CoNi_3O_4$ /diatomita a través del crecimiento orientado verticalmente de nanocintas 2D $CoNi_3O_4$ con espesor de capa atómica en una plantilla rentable de diatomita. Dando como resultado que los abundantes bordes expuestos y las esquinas afiladas crean más espacio abierto y sitios activos para la activación del PMS y los canales de difusión abiertos aceleran la migración de PMS y contaminantes; además tales características ofrecen al híbrido $CoNi_3O_4$ /diatomita una excelente eficiencia de activación de PMS. Concluyendo que el radical sulfato juega el papel dominante en la degradación de la atrazina y el radical superóxido contribuye al ciclo redox reversible de Co^{2+}/Co^{3+} y Ni^{2+}/Ni^{3+} .

Song Wei et al., (2019), en su estudio empleó ditonita (DTN) para activar PS y se aplicó para degradar atrazina (ATZ) sin contaminación secundaria. Donde los resultados mostraron que el ATZ podría degradarse completamente en 90 minutos por el sistema PS/DTN, además la degradación de ATZ por PS obedeció a la cinética de pseudo primer orden y los valores de la constante de velocidad aumentaron de $(4.71-5.05) \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ a $(4.59-5.09) \times 10^{-2} \text{ min}^{-1}$ con la adición de DTN. Pudiendo concluir que la presencia de Cl^- , materia orgánica natural (NOM) y una alta concentración de HCO_3^- pueden inhibir la eliminación de ATZ mientras que la baja concentración de HCO_3^- puede promover ligeramente la degradación.

Wang Xiaobing et al., (2020), en su investigación busca demostrar que la pirita (FeS_2) puede activar PS con mayor eficacia que el FeSO_4 comúnmente utilizado para la degradación de la atrazina. Donde mediante los resultados la eficiencia de degradación de atrazina de FeS_2 /PS fue 1,4 veces mayor que la de FeSO_4 /PS, mientras que la cantidad de PS consumida en el caso de FeS_2 fue solo el 53 % de esa por FeSO_4 y el mejor rendimiento de activación de PS de FeS_2 podría atribuirse a su liberación lenta y sostenible de Fe(II) disuelto, lo que inhibe la reacción de extinción entre $\text{SO}_4^{\cdot-}$ y OH^{\cdot} y los iones Fe(II) y, por lo tanto, produce especies de oxígeno más reactivas para la degradación de la atrazina. Concluyendo que este estudio revela las funciones del Fe(II) disuelto y del Fe(II) ligado a la superficie en la activación del persulfato y proporciona un activador de persulfato heterogéneo prometedor para el control de contaminantes y la remediación ambiental.

Moreira Ailton J. et al., (2017), investigó el mecanismo de degradación fotolítica de la atrazina usando un reactor UV y UV/MW (lámpara de descarga sin electrodos (Hg-EDL)). Donde después de 120 s de fotólisis UV se observó una degradación parcial de la atrazina y una posterior formación de productos de degradación de atrazina-2-hidroxi, por lo tanto, definiendo el camino de la degradación de la atrazina a través de la fotólisis UV. Al realizar la fotólisis por el método combinado UV/Microondas se obtuvo la degradación completa de la atrazina en un plazo de 5 s intervalo, además de la formación de cinco (5) productos de degradación, que son HAT, DEAT, DIAT, DEHAT y DIHAT. Concluyendo que las pruebas con la radiación de microondas aislada no fueron eficientes en la degradación de la atrazina y, por lo tanto, la energía aislada respectiva no es aplicable.

Chen Shouxian et al., (2021), en su estudio el electrodo de Ti/PbO_2 -Co-Sm se preparó con éxito mediante electrodeposición y se aplicó posteriormente para la electrocatalisis de aguas residuales del herbicida atrazina (ATZ). Donde se muestra como resultado que el electrodo Ti/PbO_2 -Co-Sm muestra el mayor potencial de evolución de oxígeno, la menor resistencia a la transferencia de carga, la mayor vida útil y la actividad electrocatalítica más eficaz en comparación con Ti/PbO_2 , Ti/PbO_2 -Sm y Ti/PbO_2 - Co electrodos; además, la máxima eficiencia de degradación del 92,6 % y la eficiencia de eliminación de DQO del 84,5 % se logran en un tiempo de electrólisis de 3 h en las condiciones óptimas (densidad de corriente 20 mA cm^{-2} , concentración de Na_2SO_4 8,0 g L^{-1} , pH 5 y temperatura 35 °C).

III. METODOLOGÍA

3.1 Tipos y diseño de investigación

El presente estudio presenta una investigación cualitativa; ya que, el objetivo es entender la realidad social de los individuos, con la intención de orientar a la solución de problemas, usando la información hallada en la recolección de información (Ezequiel et al., 2005, p.43). Por esto, el presente estudio de investigación busca ilustrar diferentes literaturas de los procesos biológicos, fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos.

El tipo de investigación es aplicada, ya que, la investigación aplicada busca solucionar el planteamiento de un problema en específico mediante investigaciones pasadas de diferentes autores (Ceroni M. et al., 2010, p.4). Debido a esto en el presente estudio de investigación se busca resolver la problemática sobre los métodos de degradación por procesos biológicos, fisicoquímicos y químicos.

Además, el diseño de investigación propuesto es narrativo de topico; el cual es el estudio de la experiencia, por ende, se va usar las experiencias ya vividas por los investigadores aplicando la recolección de información y datos de un problema en específico (Salgado A. et al., 2007, p.73). En este estudio se deja la bibliografía de cada autor con los estudios utilizados.

3.2 Categorías, sub categorías y matriz de categorización apriorística

Para el presente estudio se usó la matriz de categorización el cual se dividió en categorías y sub categorías, de acuerdo los objetivos específicos; el cual es mostrado en la siguiente tabla:

Tabla N° 2: Matriz de Categorización Apriorística

Objetivos específicos	Problemas específicos	Categoría	Subcategoría	Unidad de análisis
Definir cuál es el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina	¿Cuál es el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina?	Medio de acumulación de la atrazina (Rostami Said et al., 2021)	Medio hídrico Recurso suelo	(Bernardo P. et al., 2017, p.5), (Ajuong E. et al., 2018, p.7), (Rostami Said et al., 2021, p.1).
Determinar cuáles son los métodos más usados entre los procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos	¿Cuáles son los métodos más usados entre los procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos?	Los métodos para la degradación de la atrazina (Kong Xiujuan et al., 2016, p.3)	Filtración química Incineración Adsorción, nanofiltración microonda Reducción química Adsorción biológica	(Mahlalela L. et al., 2021, p.1), (He Huijun et al., 2019, p.2), (Aggelopoulos C. et al., 2018, p.1).
Determinar cuál es la mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos	¿Cuál es la mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos?	Eficiencia de degradación de la atrazina (Shan Ruifeng et al., 2020, p.2)	El que presente menor tiempo de aplicación El que presente mayor porcentaje de remoción	(Baldissarelli D. et al., 2019, p.1), (Zhang Lin et al., 2018, p.1), (Karthikeyan C. et al., 2020, p.1).

Elaboración propia

3.3 Escenario de estudio

El escenario es el lugar físico donde se va dar la resolución de la investigación de la degradación por procesos Biológicos, Físicoquímicos y Químicos de la Atrazina, siendo estos lugares los laboratorios y campos donde se realizó; estos escenarios son explicados en los artículos científicos; siendo estos a nivel nacional e internacional, en diversos idiomas.

3.4 Participantes

Los participantes del presente estudio de investigación son las bibliotecas electrónicas de libre acceso que nos permite acceder a diverso tipo de información de datos bibliográficos; estas fuentes son Scielo, Scopus, Dialnet, Sciencedirect y Redalyc.

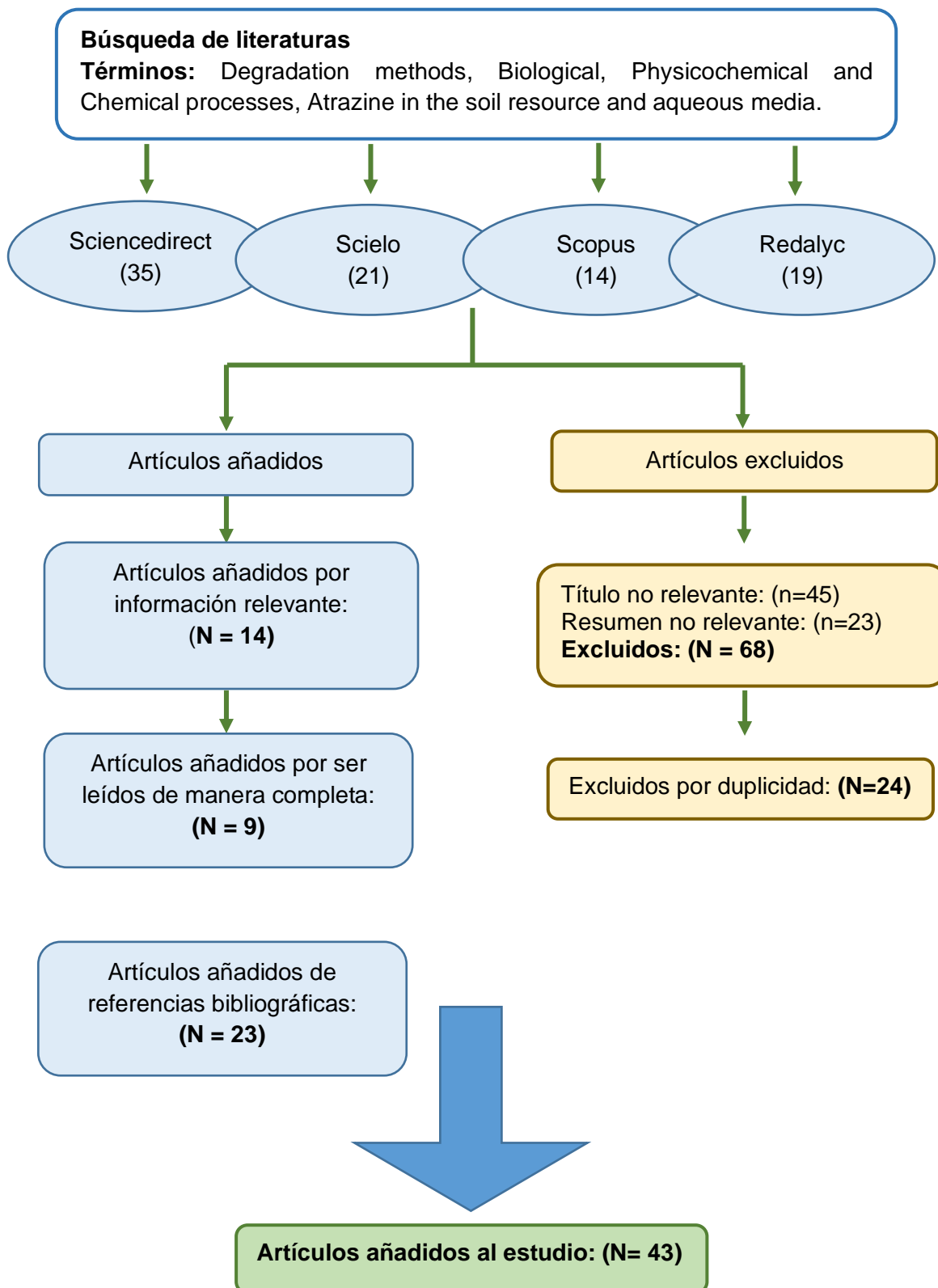
3.5 Técnicas e instrumentos de recolección de datos

El tipo de técnica empleada en el presente estudio es el análisis documental; ya que se recolectar información acerca de los métodos de degradación por procesos Biológicos, Físicoquímicos y Químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos. El análisis se puede utilizar como guía para futuras investigaciones, no obstante, la gran mayoría de investigadores creen necesario adaptar cada artículo a cada estudio de investigación específico (Hernández et al., 2014, p.415).

Así, se usó el contenido como instrumento de recolección de datos, denominado ficha de análisis de contenido (ver anexo 1), buscando obtener una revisión selectica de la base bibliográfica que es orientado de acuerdo a los objetivos específicos.

3.6 Procedimientos

Gráfico N°3: Procedimiento de Selección de Investigaciones



Elaboración propia

3.7 Rigor científico

De acuerdo a Guba et al., (1989, p.241), los rigores científicos que se usaron en la presente investigación fueron: Credibilidad, Confirmabilidad, Transferencia y consistencia.

El criterio de la credibilidad, hace referencia a que el investigador ha obtenido la información del autor original, y ello se fundamenta en la capacidad de transferir o comunicar el punto de vista del participante (Noreña et al., 2012, p.268). Este criterio se efectúa formando la información de lo que se obtuvo del autor original, y así evitando la subjetividad en la extracción de la información proporcionada.

El criterio de la confirmabilidad, es la objetividad con la que se usa la información de los estudios y así otros autores pueden indagar la información y tener la seguridad de la autenticidad de la información (Arias et al., 2011, p.503). Este criterio se cumple ya que se deja la bibliografía de los autores usados y así futuros investigadores puedan usar esta información.

El criterio de la transferencia, se describe al grado en que los resultados de la investigación se pueden trasladar a otros contextos o entornos; en tal sentido, desde la vista cualitativa, el criterio de transferencia es el principal responsable de quien realiza la generalización (Hernandez et al., 2014. P.456). Este criterio se cumple con el contenido que se dejará y será apto para ser usado por otros investigadores y aplicados en diferentes contextos.

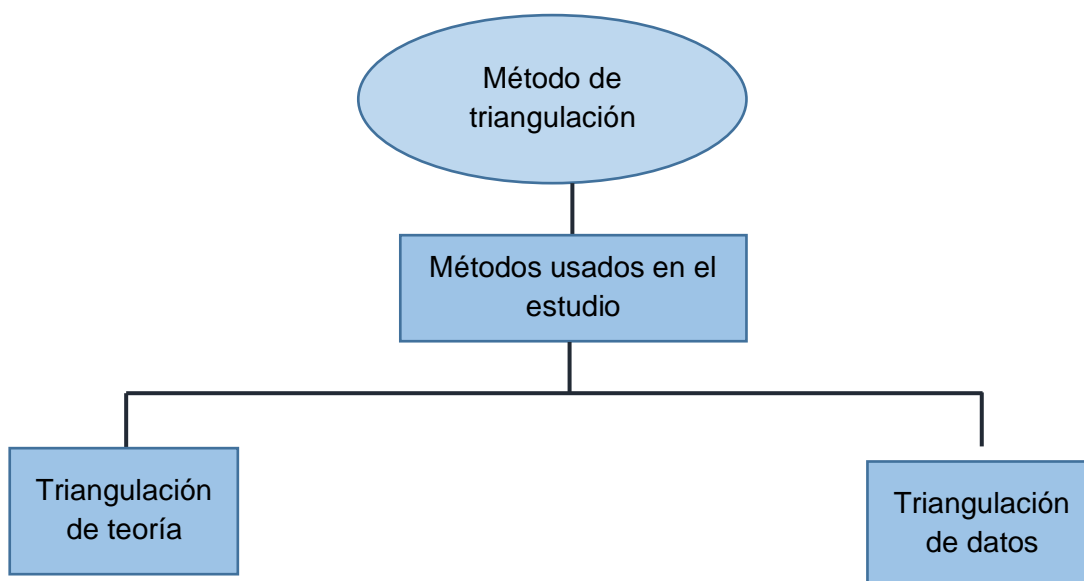
El criterio de la consistencia, está enfocado en la veracidad de la información, para esto se busca que la información se encuentre brindada y aunque esto es difícil de lograr ya que los datos son extraídos de otros estudios (Arias et al., 2011, p.503). Esto se cumple dejando la bibliográfica donde se detallan todos los autores utilizados para la investigación.

3.8 Método de análisis de la Información

El método de análisis de información se realiza siguiendo los objetivos específicos, usando el método de la triangulación, ya que nos permite usar el método de la matriz apriorística; de las cuales son divididas en categorías y subcategorías.

- Las Categorías son: Los métodos para la degradación de la atrazina, Eficiencia de degradación de la atrazina, Medio de acumulación de la atrazina.
- Las Sub categorías son: Medio hídrico, Recurso suelo, Filtración química, Incineración, Adsorción, nanofiltración, microonda, Reducción química, Adsorción biológica, El que presente menor tiempo de aplicación, El que presente mayor porcentaje de remoción

Gráfico N°4: Métodos de análisis de la información



Elaboración propia

3.9 Aspectos éticos

La presente investigación cumple con los aspectos éticos de autenticidad y veracidad de la información usando el programa anti plagio Turnitin, también se usó la Norma ISO 690 para la debida citación de los autores, así como la norma vigente de la universidad Cesar Vallejo.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo al objetivo planteado en el estudio de analizar cuál es el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos, se desarrollarán 3 objetivos específicos, en los cuales mediante la tabla 3 se describe la síntesis de los estudios analizados que permiten desarrollar el primero, segundo y tercer objetivo.

El primero objetivo mostrado en el gráfico 5, que señala el medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina, así como el gráfico 6 y 7 que demuestran también respecto a los datos de la tabla 3 los métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos, por último la tabla 4, expone la eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos.

Tabla N°3: Mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos

Método de degradación de atrazina	Tipo de proceso	Medio de acum.	dosis de atrazina	de	Eficiencia de degradación	Referencia
Remediación bacteriana <i>Pseudomonas sp. A02</i>	Biológico	Suelo	100 mg·l ⁻¹	de	24 horas 99%	Fernandes Ana F. et al. (2018)
Remediación bacteriana <i>Achromobacter sp. A01</i>					48 horas 39%	
Consorcio de microorganismos que viven en el suelo	Biológico	Suelo	1,5 mg Kg ⁻¹	de	83% después de 7 días	Domínguez Garay A. et al., (2016)
Remediación bacteriana <i>Ensifer CX-T</i>	Biológico	Suelo	100 mg·l ⁻¹	de	30 horas 100%	Ma Limi et al., (2017)

Remediación bacteriana <i>Pseudomonas</i> EGD-AKN5	Biológico	Suelo	100 mg·l ⁻¹	87 horas 98.3%	Bhardwaj Pooja et al., (2016)
Proceso tipo Fenton con Steel Converter Slag (SCS)	Químicos y fisicoquímicos	Suelo	617,5 mg·kg ⁻¹	93.7%	Chen Min et al., (2016)
Fotodegradación de atrazina en presencia de IAA y montmorillonita	Químicos y fisicoquímicos	Agua	0,74 a 74,18 u	24 horas 38,7 %, con una tasa de degradación constante de 0,022 h ⁻¹	Zhang Lin et al., (2018)
Degradación fotocatalítica Nanocables de TiO ₂ codopados con N,F	Químicos y fisicoquímicos	-	5 mg·l ⁻¹	6 horas 60%	Zhang Yanlin et al., (2016)
Degradación fotocatalítica con Fe Iluminado-TiO ₂ Nanoparticles	Químicos y fisicoquímicos	Agua	10 mg·l ⁻¹	2 horas 99.47%	Shamsedini N. et al., (2017)
Descomposición por combinación de descarga eléctrica no térmica y adsorción en membrana de nanofibras	Químicos y fisicoquímicos	Agua	30 g L ⁻¹	45 minutos 85%	Vanraes Patrick et al., (2016)
Nano hierro cerovalente / Degradación por activación de persulfato (PS) a través de compuesto de hierro de valencia cero (nZVI) y grafeno (GR) a nanoescala	Químicos y fisicoquímicos	Agua	10 mg·l ⁻¹	92,1 % en 21 min	Wu Shaohua et al. (2018)
Fotocatálisis Compuesto magnético Fe ₃ O ₄ -sepiolita	Químicos y fisicoquímicos	Agua	10 mmol L ⁻¹	71,6% en 60 minutos	Xu Ximeng et al. (2019)
Proceso electrocinético Sistema aeróbico de aluminio cerovalente (ZVAL/Air) y hierro cerovalente (ZVI/Air)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	20 mg·l ⁻¹	Máximo 96,3%	Shen Wenjuan et al. (2018)
Activación de peroximonosulfato a través de biocarbón impregnado de cobalto	Químicos y fisicoquímicos	Agua	10 mg·l ⁻¹	Eficiencia de degradación de 0,76 a 0,36 min ⁻¹	Liu Banghai et al. (2020)

Carbón activado Peroximonosulfato activado mediante CoNi ₃ O ₄ /híbrido de diatomeas	Químicos y fisicoquímicos	Agua	5 ppm	>93% en 30 minutos	Dong Xiongb et al. (2020)
Persulfato acoplado con ditionito	Químicos y fisicoquímicos	Agua	1 mg·l ⁻¹	100% en 90 minutos	Song Wei et al. (2019)
Persulfato (PS) activado por pirita (FeS ₂)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	20 mg·l ⁻¹	70% en 10 minutos	Wang Xiaobing et al. (2020)
Fotocatálisis Mecanismo de degradación fotolítica de atrazina utilizando un reactor UV y UV/MW (lámpara de descarga sin electrodos (Hg-EDL))	Químicos y fisicoquímicos	Agua	3 mg·l ⁻¹	3,35 mg L ⁻¹ en 20 min	Moreira Ailton J. et al. (2017)
Ánodo de Ti/PbO ₂ co-modificado de Co/Sm	Químicos y fisicoquímicos	Agua	20 mg·l ⁻¹	92,6% en 3 h	Chen Shouxin et al. (2021)
Fotoactivación de persulfato catalizada por hierro (sistema UV/PS/Fe ²⁺) bajo irradiación con excilamp de KrCl sin mercurio (222 nm)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	4 mg·l ⁻¹	90% en 15 minutos	Popova Svetlana et al. (2019)
Sistema Fe ₃ O ₄ /PMS en presencia de hidroxilamina (HA)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	23 mMETRO	94% en 15 minutos	Li Jun te al. (2019)
Cu–ZnO integrado con g-C ₃ N ₄ para crear Cu– ZnO/g-C ₃ Fotocatalizador de esquema directo N ₄ Z <i>para la eliminación avanzada de atrazina</i>	Químicos y fisicoquímicos	Agua	100 ppm	97% en 120 minutos	Truco Nguyen et al. (2019)
Proceso de ferrato (Fe(VI))/peroximonosulfato (PMS)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	46.5mMETRO	81,5 %, en 60 min	Wu Shaohua et al. (2018)
BaFe de tamaño nanométrico 1–xConxO ₃ polvo	Químicos y fisicoquímicos	Agua	10–40 mg L ⁻¹	>90% en 120 minutos	Jamil Tarek S. et al. (2018)
Co ₃ O ₄ /g-C ₃ Fotocatalizador híbrido N ₄ con peroximonosulfato	Químicos y fisicoquímicos	Agua	50mMETRO	78,5% después de 35 minutos	Yang Qiangbin et al. (2021)

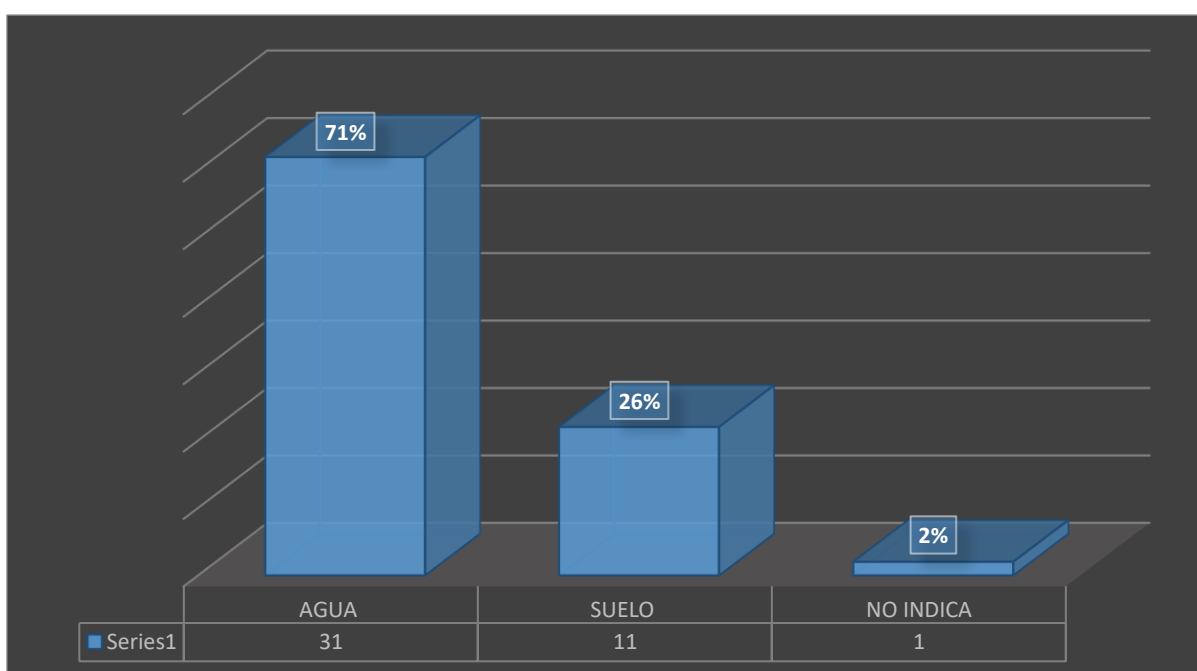
Proceso similar a Photo-Fenton usando persulfato (PS) y hierro ferroso (Fe^{2+}) bajo radiación solar simulada	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	90% en 60 minutos	Garkusheva Natalya et al. (2017)
Porfirinas de manganeso como modelos biomiméticos del citocromo P450. PhIO, PhI(OAc) ₂ , H ₂ O ₂ , t-BuOOH, m-CPBA y Oxone® como oxidantes	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$3,0 \times 10^{-5} \text{ mol}$ $6,0 \times 10^{-8} \text{ moles}$	100% cuando el diacetato de yodobenceno era el oxidante	Lages Ana L. et al. (2019)
Peroximonosulfato catalizado con óxidos dobles de CoMgAl en capas	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	98.7%	Hong Yichen et al. (2019)
Bioaumentación con <i>Pseudomonas</i> y <i>Arthrobacter</i>	Biológico	Agua	$5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	100% en 43 días	Zhao Xinyue et al. (2019)
Catalizadores basados en ZnIn ₂ S ₄	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	90% en 1h	Bo Longli et al. (2020)
La nanoescala 1-xConxO ₃ -D peroximonosulfato activado con perovskita	Químicos y fisicoquímicos	Agua	23 mMETRO	100% en 60 minutos	Wang Guoying et al. (2019)
Biodegradación bacteriana <i>Citricoccus</i> sp. cepa TT3	Biológico	Agua	50 mg L^{-1}	100% de atrazina en 66 h	Yang Xiaoyan et al. (2018)
Biorremediación bacteriana con <i>Arthrobacter</i> sp. ZXY-2	Biológico	Agua	$100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	100% después de 15 h	Zhao Xinyue et al. (2017)
CdS/BiOBr/Bi ₂ O ₃ CO ₃ materiales heteroestructurales ternarios	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	>95% en 30 minutos	Majhi Dibyananda et al. (2020)
nZVI con soporte de bentonita (B-nZVI) como catalizador para activar H ₂ O ₂ en presencia de FeS ₂	Químicos y fisicoquímicos	Agua	0,046 mM	98% en 60 minutos	Diao Zeng y Chu Wei (2021)
Persulfato activado (PS) compuesto de biocarbón y hierro cerivalente (ZVI/BC)	Químicos y fisicoquímicos	Agua	$25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$	73,47 % en 30 min	Jiang Zhao et al. (2020)
zincxCon1-xSulfito catalizado por nanomaterial Fe ₂ O ₄ bajo irradiación de luz UV-vis	Químicos y fisicoquímicos	Agua	4.4mMETRO	95% en 30 minutos	Huang Ying et al. (2018)

Rendimiento mejorado de electro-Fenton por carbono poroso dopado con flúor	Químicos y fisicoquímicos	Agua	30 mg L ⁻¹	93% en 15 minutos	Zhao Kun et al. (2018)
Cepa de <i>Bacillus atrophaeus</i> , YQJ-6	Biológico	Suelo	50 mg L ⁻¹	99,2% después de 7 días	Zhu J. et al. (2021)
Vermicompostaje con <i>Eisenia foetida</i> epigeica y <i>Amyntas robustus endogeica</i>	Biológico	Suelo	10 mg kg ⁻¹	94,9%–95,7% en 28 días	Lin Zhong et al. (2018)
Fitorremediación asistida por electrocinética (EKPR)	Biológico	Suelo	2 mg kg ⁻¹	El 80 % de la atrazina inicial se eliminó de los suelos en los primeros 4 días de tratamiento	Sánchez Virtudes et al. (2017)
Barrera de adsorción electrocinética reversible (REKAB)	Químicos y fisicoquímicos	Suelo	30 mg kg ⁻¹	90% dentro de 15 días	Dos Santos E. et al. (2017)
Método de descarga de barrera dieléctrica (DBD)	Químicos y fisicoquímicos	Suelo	100 mg kg ⁻¹	87% en 60 minutos	Aggelopoulos C. et al. (2018)
Fertilizante bioorgánico: con una Mezcla de residuos agrícolas y estiércol orgánico de ganado (76,20%), con la adición de biocarbón (4,46%), poli- (Cárido - glutámico (8,63 %) y cepas que degradan la atrazina, así como la cepa <i>Arthrobacter</i> DNS10 (0,91 × 10 ⁸ CFU g ⁻¹)	Biológico	Suelo	15 mg kg ⁻¹	>95% dentro de 10 días	Chen Yukun et al. (2019)

Elaboración propia

De acuerdo con la búsqueda de resolver el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos se requirió determinar cuáles son los métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos; siendo presentado los resultados en el gráfico 5 respecto a la tabla 3:

Gráfico 5: Medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina



Elaboración propia

De acuerdo al gráfico 5 se tiene que el 71% de investigaciones estudian la persistencia de la atrazina en el medio hídrico. De acuerdo a Niu Baoling et al., (2021, p.3), una liberación continua de atrazina del suelo al agua subterránea combinada con la baja degradación de atrazina en el agua subterránea contribuye a sus niveles elevados y alto nivel de persistencia de este contaminante.

Ello es corroborado por: Shamsedini N. et al., (2017), Vanraes Patrick et al., (2016), Wu Shaohua et al. (2018), Xu Ximeng et al. (2019), Shen Wenjuan et al. (2018), Liu Banghai et al. (2020), Dong Xiongb et al. (2020), Song Wei et al. (2019), Wang Xiaobing et al. (2020), Moreira Ailton J. et al. (2017), Chen Shouxin et al. (2021), Popova Svetlana et al. (2019), Li Jun te al. (2019), Truco Nguyen et al. (2019), Wu Shaohua et al. (2018), Jamil Tarek S. et al. (2018), Yang Qiangbin et al. (2021), Garkusheva Natalya et al. (2017), Lages Ana L. et al. (2019), Hong Yichen et al.

(2019), Zhao Xinyue et al. (2019), Bo Longli et al. (2020), Wang Guoying et al. (2019), Yang Xiaoyan et al. (2018), Zhao Xinyue et al. (2017), Majhi Dibyananda et al. (2020), Diao Zeng y Chu Wei (2021), Jiang Zhao et al. (2020), Huang Ying et al. (2018), Zhao Kun et al. (2018).

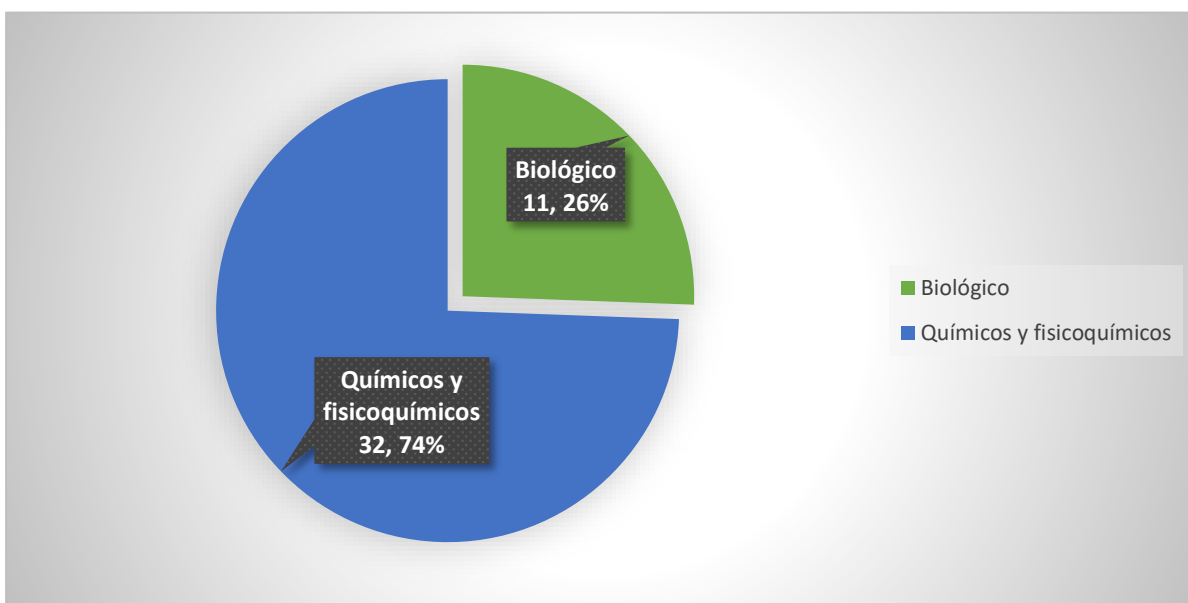
Pero de acuerdo con Chowdhury O. et al., (2021, p.2); manifiesta que las temperaturas más bajas, especialmente en las capas profundas del suelo y en las aguas subterráneas, también inhiben la degradación de la atrazina y prolongan su vida media.

Además, la atrazina en diversos fines como los agrícolas, después de su uso aparecen grandes cantidades en las escorrentías, lo que hace que el contaminante se filtre a ríos, depósitos de agua y corrientes superficiales y subterráneas (Jiang Zhao et al. 2020, p.2).

Sanchez Virtudes et al., (2017, p.3), también manifiesta que, en algunos ecosistemas acuáticos contaminados, la atrazina puede inhibir la actividad fotosintética, un eslabón principal en la cadena alimentaria, lo que genera una preocupación ecológica.

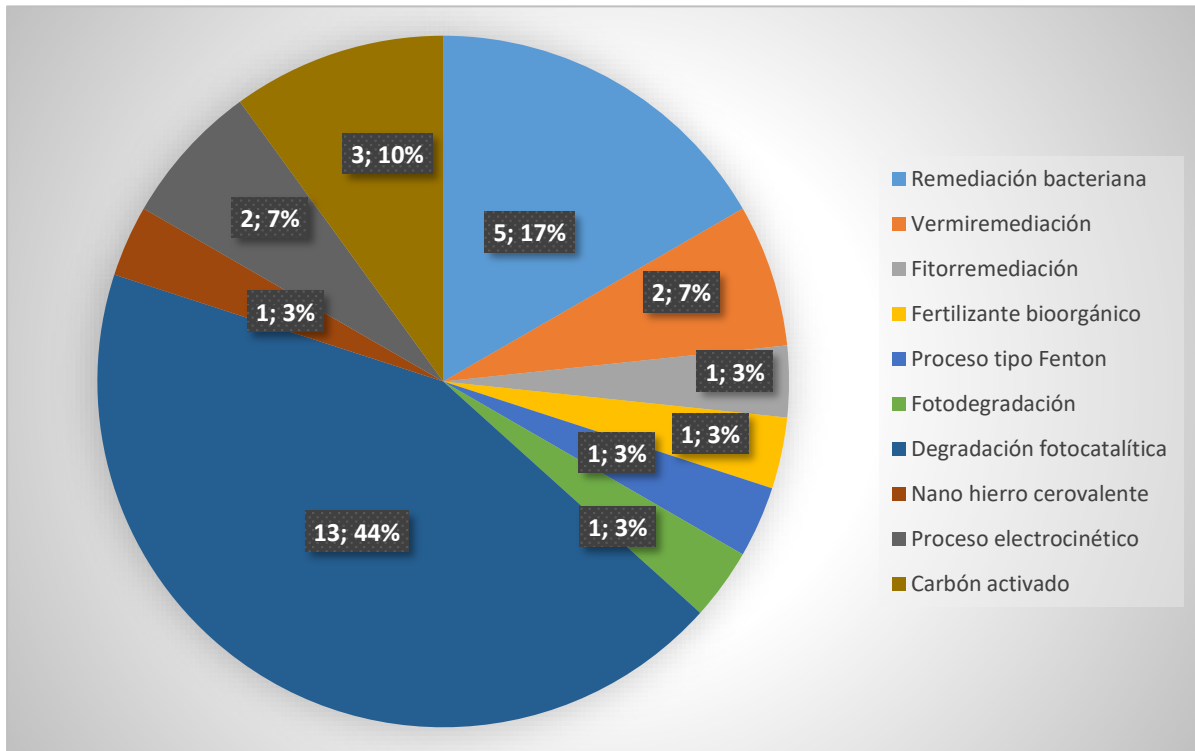
Por otro lado, los métodos más usados entre los procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos se muestran en el gráfico 6 y 7.

Gráfico N°6: Procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos más usados



Elaboración propia

Gráfico N°7: Métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos



Elaboración propia

De acuerdo con los gráficos 5 y 6 se tiene que los métodos más usados entre los procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuáticos son los procesos fisicoquímicos con un 74% de estudios que lo comprueban; así también que el método más usado de este proceso es la degradación fotocatalítica con un 44 % de estudios comprobados.

Esto es debido a que en el método fotocatalítico, se producen fuertes radicales hidroxilo en presencia de un catalizador y bajo luz ultravioleta o visible, que oxidan y descomponen eficientemente el contaminante.

Es así como Zhang Lin et al., (2018), en la tabla 3 , realiza la fotodegradación de atrazina en presencia de ácido indol-3-acético (IAA) y montmorillonita bajo irradiación de luz visible; estos electrones luego reaccionan con los protones y el oxígeno disuelto para formar radicales hidroxilo, que promueven una mayor degradación de la atrazina; además, la montmorillonita aumenta la vida útil y la eficiencia de los electrones hidratados al estabilizar los cationes radicales con cargas negativas que absorben electrostáticamente en la arcilla.

Así mismo, en los procesos fotocatalíticos usados se emplean como catalizadores óxidos de varios metales semiconductores como TiO₂, ZnO, CdS, GaP y WO₃; siendo entre los óxidos de metales semiconductores, el TiO₂ el que más se distingue en forma de anatasa debido a sus propiedades únicas, que incluyen alta actividad fotocatalítica, estabilidad química y de temperatura, no toxicidad, fácil acceso y bajo costo. Ello es corroborado por Zhang Yanlin et al., (2016), Shamsedini N. et al., (2017), Chen Shouxin et al. (2021).

Por otro lado, la remediación bacteriana es el método más usado por el proceso biológico y esto se debe a que la remediación microbiana tiene muchas ventajas, como la posibilidad de ser aplicable a gran escala, el procedimiento relativamente simple, el bajo costo y la ausencia de contaminación secundaria Wang Guoying et al. (2019), Yang Xiaoyan et al. (2018).

Pero Loro et al., (2016), señala lo contrario a la afirmación anterior, afirmando que, al mismo tiempo, varios factores, como la temperatura ambiente, la salinidad, el pH, el contenido de nutrientes, las sustancias tóxicas y otros factores, limitan la eficiencia de los microorganismos.

Pero mostrando contradicción, se encuentra Fernandes Ana F. et al. (2018); quien afirma que utilizando microorganismos con mejor desempeño y mayor adaptación al medio tendrá un resultado más favorable, ya que ciertas bacterias como es el caso de *Pseudomonas sp. A02*, que descompone la molécula de atrazina a través de reacciones de alquilación y cloración. también se encuentra Ma Limi et al., (2017) y Bhardwaj Pooja et al., (2016).

Tabla N°4: Eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos

<i>Tipo de método</i>	<i>Eficiencia de degradación</i>	<i>Referencia</i>
<i>Biológico</i>	24 horas 99%	Fernandes Ana F. et al. (2018)
	48 horas 39%	
<i>Biológico</i>	83% después de 7 días	Domínguez Garay A. et al., (2016)
<i>Biológico</i>	30 horas 100%	Ma Limi et al., (2017)
<i>Biológico</i>	87 horas 98.3%	Bhardwaj Pooja et al., (2016)

Químicos fisicoquímicos	y	93.7%	Chen Min et al., (2016)
Químicos fisicoquímicos	y	24 horas 38,7 %, con una tasa de degradación constante de 0,022 h ⁻¹	Zhang Lin et al., (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	6 horas 60%	Zhang Yanlin et al., (2016)
Químicos fisicoquímicos	y	2 horas 99.47%	Shamsedini N. et al., (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	45 minutos 85%	Vanraes Patrick et al., (2016)
Químicos fisicoquímicos	y	92,1 % en 21 min	Wu Shaohua et al. (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	71,6% en 60 minutos	Xu Ximeng et al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	Máximo 96,3%	Shen Wenjuan et al. (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	Eficiencia de degradación de 0,76 a 0,36 min ⁻¹	Liu Banghai et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	>93% en 30 minutos	Dong Xiongb et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	100% en 90 minutos	Song Wei et al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	70% en 10 minutos	Wang Xiaobing et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	3,35 mg L ⁻¹ en 20 min	Moreira Ailton J. et al. (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	92,6% en 3 h	Chen Shouxin et al. (2021)
Químicos fisicoquímicos	y	90% en 15 minutos	Popova Svetlana et al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	94% en 15 minutos	Li Jun te al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	97% en 120 minutos	Truco Nguyen et al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	81,5 %, en 60 min	Wu Shaohua et al. (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	>90% en 120 minutos	Jamil Tarek S. et al. (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	78,5% después de 35 minutos	Yang Qiangbin et al. (2021)
Químicos fisicoquímicos	y	90% en 60 minutos	Garkusheva Natalya et al. (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	100% cuando el diacetato de yodobenceno era el oxidante	Lages Ana L. et al. (2019)
Químicos fisicoquímicos	y	98.7%	Hong Yichen et al. (2019)
Biológico		100% en 43 días	Zhao Xinyue et al. (2019)

Químicos fisicoquímicos	y	90% en 1h	Bo Longli et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	100% en 60 minutos	Wang Guoying et al. (2019)
Biológico		100% de atrazina en 66 h	Yang Xiaoyan et al. (2018)
Biológico		100% después de 15 h	Zhao Xinyue et al. (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	>95% en 30 minutos	Majhi Dibyananda et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	98% en 60 minutos	Diao Zeng y Chu Wei (2021)
Químicos fisicoquímicos	y	73,47 % en 30 min	Jiang Zhao et al. (2020)
Químicos fisicoquímicos	y	95% en 30 minutos	Huang Ying et al. (2018)
Químicos fisicoquímicos	y	93% en 15 minutos	Zhao Kun et al. (2018)
Biológico		99,2% después de 7 días	Zhu J. et al. (2021)
Biológico		94,9%–95,7% en 28 días	Lin Zhong et al. (2018)
Biológico		El 80 % de la atrazina inicial se eliminó de los suelos en los primeros 4 días de tratamiento	Sánchez Virtudes et al. (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	90% dentro de 15 días	Dos Santos E. et al. (2017)
Químicos fisicoquímicos	y	87% en 60 minutos	Aggelopoulos C. et al. (2018)
Biológico		>95% dentro de 10 días	Chen Yukun et al. (2019)

Elaboración propia

Así también, la mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Fisicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos se da por la combinación en los procesos fisicoquímicos y químicos; debido a que presentan mayores porcentajes de remoción de la atrazina en menores periodos de tiempo; lo que ayuda a reducir costos.

Esto se debe a que las propiedades únicas de la atrazina hacen que sea bastante difícil lograr una alta eficiencia de su degradación usando un solo método; por tal motivo los estudios han corroborado que la combinación de algunas estrategias y el tratamiento sinérgico utilizando dos o tres enfoques, al mismo tiempo, son eficientes en degradación y reducción de tiempo. Así lo comprueban: Liu Banghai et al. (2020), Dong Xiongb et al. (2020), Song Wei et al. (2019), Wang Xiaobing et al. (2020) con

tiempos de degradación de 36 min, 30 min, 90 min y 10 min. Así también Popova Svetlana et al. (2019) y Li Jun te al. (2019).

Estudios demuestran que la presencia de electrodos como aceptores de electrones estimuló efectivamente 5 veces la tasa de biodegradación del herbicida atrazina (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-1,3,5-triazina) en comparación con atenuación natural del suelo. Además, un conjunto diferente de pruebas toxicológicas utilizando el alga verde *Pseudokirchneriella subcapitata*, la bacteria *Salmonella typhimorium* y las semillas de la planta *Sorghum saccharatum*, respectivamente, confirman que el suelo contaminado con atrazina se puede limpiar de manera efectiva en poco tiempo mediante el uso de MERC (Domínguez Garay A. et al., (2016))

Además, se encontró que la eficiencia de eliminación de atrazina varió significativamente dependiendo de la temperatura (eficiencia de degradación media: 54,30 % a 25 °C, 99,71 % a 30 °C y 84,7 % a 35 °C, $P < 0,01$) y es óptimo en condiciones neutras a ácidas (pH 5, 91,54 %; pH 7, 99,71 %; pH 9, 91,71 %, $P < 0,01$), así como bajas velocidades del agitador (100 rpm (99,38 %) y 180 rpm (99,71%) $P < 0,01$). Además, mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), los genes de degradación atzA, atzB, atzC, atzD, atzE y atzF se amplificaron con éxito utilizando cebadores altamente conservados, mientras que trzN y trzD no se detectaron (Ma Limi et al., (2017).

Por otro lado, la eficiencia de degradación de la atrazina se incrementó al aumentar la concentración inicial de atrazina, el catalizador y el tiempo de contacto Shamsedini N. et al., (2017).

Con membrana, se puede obtener una eliminación de atrazina del 85 % en comparación con una eliminación del 61 % sin membrana, con los mismos parámetros experimentales Vanraes Patrick et al., (2016).

V. CONCLUSIONES

En base a analizar cuál es el mejor método entre la comparación de la degradación por procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos se puede concluir que el proceso más usado es el físicoquímico con la aplicación fotocatalítica pero el mejor método se da con la combinación en los procesos físicoquímicos y químicos, debido a que presentan mayores porcentajes de remoción de la atrazina en menores periodos de tiempo; ante ello se exponen los tres puntos de los resultados obtenidos por los que se llegaron a dichas conclusiones:

1. El medio de acumulación en la que tiene mayor presencia la atrazina es el medio hídrico con un 71% de investigaciones estudiadas; ello debido a que, una liberación continua de atrazina del suelo al agua subterránea combinada con la baja degradación de atrazina en el agua subterránea contribuye a los niveles elevados y altos de persistencia de este contaminante.
2. Los métodos más usados entre los procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos son los procesos físicoquímicos con un 74% de estudios que lo comprueban; así también que el método más usado de este proceso es la degradación fotocatalítica con un 44 % de estudios comprobados. Esto es debido a que en el método fotocatalítico, se producen fuertes radicales hidroxilo en presencia de un catalizador y bajo luz ultravioleta o visible, que oxidan y descomponen eficientemente el contaminante.
3. La mayor eficiencia de degradación de la atrazina usando los diversos procesos biológicos, Físicoquímicos y químicos para la degradación de la atrazina en el recurso suelo y medios acuosos se da por la combinación en los procesos físicoquímicos y químicos; debido a que presentan mayores porcentajes de remoción de la atrazina en menores periodos de tiempo; lo que ayuda a reducir costos. Esto se debe a que las propiedades únicas de la atrazina hacen que sea bastante difícil lograr una alta eficiencia de su degradación usando un solo método; por tal motivo los estudios han corroborado que la combinación de algunas estrategias y el tratamiento sinérgico utilizando dos o tres enfoques, al mismo tiempo, son eficientes en degradación y reducción de tiempo.

VI. RECOMENDACIONES

En base al estudio realizado se puede realizar las siguientes recomendaciones a los futuros investigadores:

1. Se recomienda desarrollar nuevos estudios de métodos biológicos como la encapsulación microbiana dentro de diferentes materiales biodegradables que contienen características bacterianas, nutrientes, fertilizantes e incluso hormonas vegetales para suelos contaminados con contaminantes orgánicos.
2. Se recomienda realizar estudios en condiciones reales, ya que, en el análisis de los artículos científicos estudiados la gran mayoría se encuentran realizados en condiciones de laboratorio y realizar experimentos en tales condiciones incrementan las diferencias entre la eficiencia de los escenarios creados en laboratorio y la aplicación práctica real.
3. Se recomienda ampliar en estudios biológicos, ya que, aunque los tratamientos fisicoquímicos tienen la ventaja definitiva de un tiempo de tratamiento corto, su uso es mucho más costoso en comparación con los métodos biológicos y, en la mayoría de los casos, requiere que el tratamiento se realice ex situ, lo que crea una alteración significativa en todo el ecosistema y aumenta el costo operativo.

REFERENCIAS

1. AGGELOPOULOS, C. A.; TATARAKI, D.; RASSIAS, G. Degradation of atrazine in soil by dielectric barrier discharge plasma–Potential singlet oxygen mediation. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 347, p. 682-694. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.04.111>
2. Ajuong, E., Pinion, L. C., Bhuiyan, M. S. H. Degradation of Wood. Reference Module in Materials Science and Materials Engineering. 2018. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-803581-8.10537-5>
3. AKPINAR, Isil; YAZAYDIN, A. Ozgur. Adsorption of atrazine from water in metal–organic framework materials. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 2018, vol. 63, no 7, p. 2368-2375. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.jced.7b00930>
4. ALEXANDROPOULOU, Maria, et al. Fungal pretreatment of willow sawdust and its combination with alkaline treatment for enhancing biogas production. *Journal of environmental management*, 2017, vol. 203, p. 704-713. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.006>
5. ARAÚJO, Isabelle Maria Mendes de; OLIVEIRA, Ângelo Giuseppe Roncalli da Costa. Agronegócio e agrotóxicos: impactos à saúde dos trabalhadores agrícolas no nordeste brasileiro. *Trabalho, Educação e Saúde*, 2016, vol. 15, p. 117-129. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1590/1981-7746-sol00043>
6. BALDISSARELLI, D. P., et al. Remediation of soils contaminated by pesticides using physicochemical processes: a brief review. *Planta Daninha*, 2019, vol. 37. Disponible en: <https://doi.org/10.1590/S0100-83582019370100054>
7. BERNARDO, Paola; DRIOLI, Enrico. 4.9 membrane technology in the refinery and petrochemical field: research trends and recent progresses. 2017. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409547-2.12231-0>
8. BHARDWAJ, Pooja, et al. Mapeo de genes de degradación de atrazina y fenol en *Pseudomonas* sp. EGD-AKN5. *Revista de ingeniería bioquímica*, 2015, vol. 102, pág. 125-134. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2015.02.029>

9. BO, Longli, et al. Preparation, activity, and mechanism of ZnIn₂S₄-based catalysts for photocatalytic degradation of atrazine in aqueous solution. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, vol. 36, p. 101334. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101334>
10. CHENG, Min, et al. Degradación de la atrazina mediante un novedoso proceso tipo Fenton y evaluación de la influencia en el suelo tratado. *Revista de materiales peligrosos*, 2016, vol. 312, pág. 184-191. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.033>
11. CHEN, Shouxian, et al. Co/Sm-modified Ti/PbO₂ anode for atrazine degradation: Effective electrocatalytic performance and degradation mechanism. *Chemosphere*, 2021, vol. 268, p. 128799. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128799>
12. CHENG, Min, et al. Degradation of atrazine by a novel Fenton-like process and assessment the influence on the treated soil. *Journal of hazardous materials*, 2016, vol. 312, p. 184-191. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.033>
13. CHENG, Min, et al. Hydroxyl radicals based advanced oxidation processes (AOPs) for remediation of soils contaminated with organic compounds: a review. *Chemical Engineering Journal*, 2016, vol. 284, p. 582-598. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.09.001>
14. CHEN, Qinglin, et al. Soil microbial community toxic response to atrazine and its residues under atrazine and lead contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, vol. 22, no 2, p. 996-1007. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3369-7>
15. CHEN, Yukun, et al. Development of a novel bio-organic fertilizer for the removal of atrazine in soil. *Journal of environmental management*, 2019, vol. 233, p. 553-560. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.086>
16. CHOWDHURY, Imtiaz Faruk, et al. Persistence of atrazine and trifluralin in a clay loam soil undergoing different temperature and moisture conditions. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 276, p. 116687. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116687>

17. DERAKHSHAN, Zahra, et al. A comparative study of hybrid membrane photobioreactor and membrane photobioreactor for simultaneous biological removal of atrazine and CNP from wastewater: A performance analysis and modeling. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 355, p. 428-438. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.155>
18. DERAKHSHAN, Zahra, et al. Simultaneous removal of atrazine and organic matter from wastewater using anaerobic moving bed biofilm reactor: A performance analysis. *Journal of environmental management*, 2018, vol. 209, p. 515-524. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.081>
19. DIAO, Zeng-Hui; CHU, Wei. FeS₂ assisted degradation of atrazine by bentonite-supported nZVI coupling with hydrogen peroxide process in water: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 754, p. 142155. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142155>
20. DOMÍNGUEZ-GARAY, Ainara; BOLTES, Karina; ESTEVE-NÚÑEZ, Abraham. Cleaning-up atrazine-polluted soil by using microbial electroremediating cells. *Chemosphere*, 2016, vol. 161, p. 365-371. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.023>
21. DONG, Xiongbo, et al. Diatomite supported hierarchical 2D CoNi₃O₄ nanoribbons as highly efficient peroxymonosulfate catalyst for atrazine degradation. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2020, vol. 272, p. 118971. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2020.118971>
22. DOS SANTOS, E. Vieira, et al. Reversible electrokinetic adsorption barriers for the removal of atrazine and oxyfluorfen from spiked soils. *Journal of hazardous materials*, 2017, vol. 322, p. 413-420. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.032>
23. DOU, Rongni, et al. Contamination of pyrethroids and atrazine in greenhouse and open-field agricultural soils in China. *Science of the Total Environment*, 2020, vol. 701, p. 134916. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134916>
24. FERNANDES, Ana Flavia Tonelli, et al. Degradation of atrazine by *Pseudomonas* sp. and *Achromobacter* sp. isolated from Brazilian agricultural

- soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2018, vol. 130, p. 17-22. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.03.011>
25. Ganesan, S., Dickson, M. J., Keating, A. F. Pesticides. *Encyclopedia of Reproduction*. 2018. P. 724–730. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-801238-3.64412-4>
26. GARKUSHEVA, Natalya, et al. Simultaneous atrazine degradation and *E. coli* inactivation by simulated solar photo-Fenton-like process using persulfate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 2017, vol. 52, no 9, p. 849-855. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/10934529.2017.1312188>
27. GOTHWAL, Avinash, et al. Toxicity and biocompatibility aspects of dendrimers. *En Pharmaceutical Applications of Dendrimers*. Elsevier, 2020. p. 251-274. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814527-2.00011-1>
28. Gupta, P. K. Herbicides and Fungicides. *Reproductive and Developmental Toxicology*. 2017. P. 657–679. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-804239-7.00037-8>
29. HAMOUS, Hanene, et al. On the behaviour of Atrazine removal from water using fabrics as anodes and cathodes. *Chemosphere*, 2021, p. 132738. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132738>
30. HE, Huijun, et al. A review on recent treatment technology for herbicide atrazine in contaminated environment. *International journal of environmental research and public health*, 2019, vol. 16, no 24, p. 5129. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph16245129>
31. HONG, Yichen, et al. Efficient degradation of atrazine by CoMgAl layered double oxides catalyzed peroxymonosulfate: optimization, degradation pathways and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 370, p. 354-363. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.03.127>
32. HUANG, Ying, et al. Degradation of atrazine by ZnxCu1-xFe2O4 nanomaterial-catalyzed sulfite under UV-vis light irradiation: Green strategy to generate SO4⁻. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2018, vol. 221, p. 380-392. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2017.09.001>

33. JAMIL, Tarek S., et al. Visible light activity of BaFe_{1-x}Cu_xO_{3-δ} as photocatalyst for atrazine degradation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, vol. 163, p. 620-628. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.106>
34. JIANG, Zhao, et al. Removal of atrazine by biochar-supported zero-valent iron catalyzed persulfate oxidation: reactivity, radical production and transformation pathway. *Environmental Research*, 2020, vol. 184, p. 109260. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109260>
35. KARTHIKEYAN, C., et al. Recent advances in semiconductor metal oxides with enhanced methods for solar photocatalytic applications. *Journal of Alloys and Compounds*, 2020, vol. 828, p. 154281. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2020.154281>
36. KHAN, Javed Ali, et al. Degradation kinetics and mechanism of desethyl-atrazine and desisopropyl-atrazine in water with OH and SO₄⁻ based-AOPs. *Chemical Engineering Journal*, 2017, vol. 325, p. 485-494. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.05.011>
37. KHANDARKHAEVA, Marina, et al. Oxidation of atrazine in aqueous media by solar-enhanced Fenton-like process involving persulfate and ferrous ion. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2017, vol. 137, p. 35-41. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.11.013>
38. KŁODZIŃSKA, Sylvia N.; NIELSEN, Hanne Mørck. Hyaluronic acid-based nanosystems for drug delivery applications. En *Biopolymer-Based Nanomaterials in Drug Delivery and Biomedical Applications*. Academic Press, 2021. p. 221-250. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-820874-8.00021-X>
39. KONG, Xiujuan, et al. Degradation of atrazine by UV/chlorine: efficiency, influencing factors, and products. *Water research*, 2016, vol. 90, p. 15-23. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.068>
40. LAGE, Ana Luísa Almeida, et al. Efficient atrazine degradation catalyzed by manganese porphyrins: Determination of atrazine degradation products and their toxicity evaluation by human blood cells test models. *Journal of hazardous*

materials, 2019, vol. 378, p. 120748. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120748>

41. LI, Jun, et al. Surface Fe (III)/Fe (II) cycle promoted the degradation of atrazine by peroxymonosulfate activation in the presence of hydroxylamine. Applied Catalysis B: Environmental, 2019, vol. 256, p. 117782. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2019.117782>
42. LIN, Zhong, et al. Effects of two ecological earthworm species on atrazine degradation performance and bacterial community structure in red soil. Chemosphere, 2018, vol. 196, p. 467-475. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.12.177>
43. LIU, Banghai, et al. Activation of peroxymonosulfate by cobalt-impregnated biochar for atrazine degradation: The pivotal roles of persistent free radicals and ecotoxicity assessment. Journal of Hazardous Materials, 2020, vol. 398, p. 122768. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122768>
44. LIU, Jintong, et al. Physicochemical assessment of environmental behaviors of herbicide atrazine in soils associated with its degradation and bioavailability to weeds. Chemosphere, 2021, vol. 262, p. 127830. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127830>
45. LÓPEZ-VIZCAÍNO, R., et al. Scale-up of the electrokinetic fence technology for the removal of pesticides. Part II: Does size matter for removal of herbicides?. Chemosphere, 2017, vol. 166, p. 549-555. Disponible en:
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.114>
46. LUO, Shuwen, et al. Impacts of earthworm casts on atrazine catabolism and bacterial community structure in laterite soil. Journal of Hazardous Materials, 2021, p. 127778. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127778>
47. MA, Limin, et al. Rapid biodegradation of atrazine by *Ensifer* sp. strain and its degradation genes. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, vol. 116, p. 133-140. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.022>
48. MAHLALELA, Lwazi Charles, et al. Coupling biological and photocatalytic treatment of atrazine and tebuthiuron in aqueous solution. Journal of Water

- Process Engineering, 2021, vol. 40, p. 101918. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101918>
49. MAJHI, Dibyananda, et al. One pot synthesis of CdS/BiOBr/Bi₂O₂CO₃: a novel ternary double Z-scheme heterostructure photocatalyst for efficient degradation of atrazine. Applied Catalysis B: Environmental, 2020, vol. 260, p. 118222. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2019.118222>
50. MEENAKSHISUNDARAM, Shruthi, et al. Fiber degradation and carbohydrate production by combined biological and chemical/physicochemical pretreatment methods of lignocellulosic biomass-a review. Bioresource Technology, 2021, p. 125053. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125053>
51. MOEINI, Zohre, et al. Removal of atrazine from water using titanium dioxide encapsulated in salicylaldehydeNH₂MIL-101 (Cr): Adsorption or oxidation mechanism. Journal of cleaner production, 2019, vol. 224, p. 238-245. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.236>
52. MOREIRA, Ailton J., et al. The process of atrazine degradation, its mechanism, and the formation of metabolites using UV and UV/MW photolysis. Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 2017, vol. 347, p. 160-167. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2017.07.022>
53. NIU, Baoling, et al. Intermediate accumulation and toxicity reduction during the selective photoelectrochemical process of atrazine in complex water bodies. Water Research, 2021, vol. 205, p. 117663. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117663>
54. OUYANG, Wei, et al. Metabolic process and spatial partition dynamics of Atrazine in an estuary-to-bay system, Jiaozhou bay. Journal of Hazardous Materials, 2021, vol. 414, p. 125530. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125530>
55. PATEL, Vruti, et al. Dendrimers as novel drug-delivery system and its applications. En Drug Delivery Systems. Academic Press, 2020. p. 333-392. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814487-9.00008-9>

56. Pohanish, R. P. A. Sittig's Handbook of Pesticides and Agricultural Chemicals. 2016. P. 1–53. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/b978-1-4557-3148-0.00001-7>
57. POPOVA, Svetlana; MATAFONOVA, Galina; BATOEV, Valeriy. Simultaneous atrazine degradation and E. coli inactivation by UV/S₂O₈²⁻/Fe²⁺ process under KrCl excilamp (222 nm) irradiation. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, vol. 169, p. 169-177. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.11.014>
58. RIEMENSCHNEIDER, Christina, et al. An LC-MS/MS method for the determination of 28 polar environmental contaminants and metabolites in vegetables irrigated with treated municipal wastewater. Analytical Methods, 2017, vol. 9, no 8, p. 1273-1281. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C6AY02984A>
59. RISCO, C., et al. Removal of oxyfluorfen from spiked soils using electrokinetic soil flushing with the surrounding arrangements of electrodes. Science of the Total Environment, 2016, vol. 559, p. 94-102. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.174>
60. ROSTAMI, Said, et al. Métodos y tecnologías actuales para la degradación de atrazina en suelo y agua contaminados: una revisión. Tecnología e innovación ambiental, 2021, vol. 24, pág. 102019. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.102019>
61. SÁNCHEZ, Virtudes, et al. Enhancing the removal of atrazine from soils by electrokinetic-assisted phytoremediation using ryegrass (*Lolium perenne* L.). Chemosphere, 2019, vol. 232, p. 204-212. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.216>
62. SHAMSEDINI, Narges, et al. Photocatalytic degradation of atrazine herbicide with Illuminated Fe⁺ 3-TiO₂ Nanoparticles. Journal of Environmental Health Science and Engineering, 2017, vol. 15, no 1, p. 1-10. Disponible en: <https://doi.org/10.1186/s40201-017-0270-6>
63. SHAN, Ruifeng, et al. Rapid prediction of atrazine sorption in soil using visible near-infrared spectroscopy. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and

- Biomolecular Spectroscopy, 2020, vol. 224, p. 117455. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.saa.2019.117455>
64. SHAWKY, Ahmed, et al. Magnetically separable and visible light-active Ag/NiCo₂O₄ nanorods prepared by a simple route for superior photodegradation of atrazine in water. Progress in Natural Science: Materials International, 2020, vol. 30, no 2, p. 160-167. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2020.01.021>
65. SHEN, Wenjuan; KANG, Hongliang; AI, Zhihui. Comparison of aerobic atrazine degradation with zero valent aluminum and zero valent iron. Journal of hazardous materials, 2018, vol. 357, p. 408-414. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.06.029>
66. SINGH, Simranjeet, et al. Toxicity, degradation and analysis of the herbicide atrazine. Environmental chemistry letters, 2018, vol. 16, no 1, p. 211-237. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10311-017-0665-8>
67. SONG, Wei, et al. Kinetics and pathway of atrazine degradation by a novel method: Persulfate coupled with dithionite. Chemical Engineering Journal, 2019, vol. 373, p. 803-813. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.110>
68. SUN, Ji, et al. Dual functional PDMS sponge SERS substrate for the on-site detection of pesticides both on fruit surfaces and in juice. Analyst, 2018, vol. 143, no 11, p. 2689-2695. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8AN00476E>
69. TANG, Jianshe; CHEN, Weiwei; JU, Huanxian. Sensitive surface-enhanced Raman scattering detection of atrazine based on aggregation of silver nanoparticles modified carbon dots. Talanta, 2019, vol. 201, p. 46-51. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.03.108>
70. TRUC, Nguyen Thi Thanh, et al. The advanced photocatalytic degradation of atrazine by direct Z-scheme Cu doped ZnO/g-C₃N₄. Applied Surface Science, 2019, vol. 489, p. 875-882. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.05.360>


71. VANRAES, Patrick, et al. Decomposition of atrazine traces in water by combination of non-thermal electrical discharge and adsorption on nanofiber membrane. *Water Research*, 2015, vol. 72, p. 361-371. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.11.009>
72. VANRAES, Patrick, et al. Removal of atrazine in water by combination of activated carbon and dielectric barrier discharge. *Journal of Hazardous Materials*, 2016, vol. 299, p. 647-655. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.07.075>
73. VIEIRA, Ludmila Cabreira, et al. Uranium biosorption by *Lemna* sp. and *Pistia stratiotes*. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2019, vol. 203, p. 179-186. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.03.019>
74. VIEIRA, Carlos Eduardo Delfino, et al. Multiple biomarker responses in *Prochilodus lineatus* subjected to short-term in situ exposure to streams from agricultural areas in Southern Brazil. *Science of the Total Environment*, 2016, vol. 542, p. 44-56. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.071>
75. VIEIRA, Lorena AJ, et al. Water contamination with atrazine: is nitric oxide able to improve *Pistia stratiotes* phytoremediation capacity?. *Environmental Pollution*, 2021, vol. 272, p. 115971. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115971>
76. WANG, Guoying, et al. Enhanced degradation of atrazine by nanoscale LaFe_{1-x}Cu_xO_{3-δ} perovskite activated peroxymonosulfate: Performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, 2019, vol. 673, p. 565-575. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.098>
77. WANG, Xiaobing, et al. Pyrite enables persulfate activation for efficient atrazine degradation. *Chemosphere*, 2020, vol. 244, p. 125568. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125568>
78. WU, Shaohua, et al. Insights into atrazine degradation by persulfate activation using composite of nanoscale zero-valent iron and graphene: performances and mechanisms. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 341, p. 126-136. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.01.136>

79. WU, Shaohua, et al. Performances and mechanisms of efficient degradation of atrazine using peroxymonosulfate and ferrate as oxidants. *Chemical Engineering Journal*, 2018, vol. 353, p. 533-541. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.06.133>
80. XU, Ximeng, et al. Atrazine degradation using Fe₃O₄-sepiolite catalyzed persulfate: Reactivity, mechanism and stability. *Journal of hazardous materials*, 2019, vol. 377, p. 62-69. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.05.029>
81. YANG, Laxiang; YAO, Gaixiong; HUANG, Sijie. Enhanced degradation of atrazine in water by VUV/UV/Fe process: Role of the in situ generated H₂O₂. *Chemical Engineering Journal*, 2020, vol. 388, p. 124302. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124302>
82. YANG, Qiangbin, et al. Performance and mechanism of atrazine degradation using Co₃O₄/g-C₃N₄ hybrid photocatalyst with peroxymonosulfate under visible light irradiation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 2021, vol. 614, p. 126161. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.126161>
83. YANG, Xiaoyan, et al. Biodegradation of atrazine by the novel *Citricoccus* sp. strain TT3. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2018, vol. 147, p. 144-150. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.046>
84. YANG, Xunan; CHEN, Shanshan. Microorganisms in sediment microbial fuel cells: Ecological niche, microbial response, and environmental function. *Science of The Total Environment*, 2021, vol. 756, p. 144145. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144145>
85. YU, Lian, et al. Efficient removal of atrazine in water with a Fe₃O₄/MWCNTs nanocomposite as a heterogeneous Fenton-like catalyst. *RSC Advances*, 2016, vol. 5, no 57, p. 46059-46066. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C5RA04249F>
86. ZHAO, Kun, et al. Enhanced electro-Fenton performance by fluorine-doped porous carbon for removal of organic pollutants in wastewater. *Chemical*

- Engineering Journal, 2018, vol. 354, p. 606-615. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.08.051>
87. ZHANG, Lin, et al. Photodegradation of atrazine in the presence of indole-3-acetic acid and natural montmorillonite clay minerals. *Environmental Pollution*, 2018, vol. 240, p. 793-801. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.002>
88. ZHAO, Xinyue, et al. Bioaugmentation of atrazine removal in constructed wetland: Performance, microbial dynamics, and environmental impacts. *Bioresource technology*, 2019, vol. 289, p. 121618. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121618>
89. 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>
90. ZHANG, Yanlin, et al. The fabrication of innovative single crystal N, F-codoped titanium dioxide nanowires with enhanced photocatalytic activity for degradation of atrazine. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2015, vol. 168, p. 550-558. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2015.01.009>
91. ZHU, Jinglin, et al. Durable activation of peroxymonosulfate mediated by Co-doped mesoporous FePO₄ via charge redistribution for atrazine degradation. *Chemical Engineering Journal*, 2019, vol. 375, p. 122009. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122009>
92. ZHU, Jiangwei, et al. Characteristics of an atrazine degrading bacterium and the construction of a microbial agent for effective atrazine degradation. *Water and Environment Journal*, 2021, vol. 35, no 1, p. 7-17. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/wej.12491>

ANEXOS

ANEXOS N° 1

 UCV UNIVERSIDAD CÉSAR VALLEJO	FICHA DE ANÁLISIS DE CONTENIDO	
DATOS DEL AUTOR: NOMBRE(S)		
PAGINAS UTILIZADAS		
AÑO DE PUBLICACIÓN	LUGAR DE PUBLICACIÓN	
TIPO DE INVESTIGACIÓN:		
CÓDIGO:		
PALABRAS CLAVES:	Degradation methods, Biological, Physicochemical and Chemical processes, Atrazine in the soil resource, aqueous media	
EFICIENCIA DE DEGRADACIÓN DE LA ATRAZINA		
MEDIO DE ACUMULACIÓN DE LA ATRAZINA		
MÉTODOS DE DEGRADACIÓN DE LA ATRAZINA		
RESULTADOS:		
CONCLUSIONES:		

Elaboración propia