

**ANÁLISIS DE LAS CARACTERÍSTICAS Y DEL MANEJO DE LODOS EN
PLANTAS DE POTABILIZACIÓN ABASTECIDAS CON AGUA SUBTERRÁNEA**

**ESTUDIANTE
LUZ DANIELA ALZATE AMÚ
CÓDIGO 1924856**

**DIRECTORA
Prof. PATRICIA TORRES LOZADA
ING. SANITARIA, PhD.**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
PROGRAMA INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
CALI, VALLE DEL CAUCA
2025**

*Para mis padres, mi hermana, Daniel, Mily y Sally,
quienes me sostuvieron en este camino.
Para la Daniela de 15 quien lo logró con todo y miedo.*

Agradecimientos

Agradezco a mis padres por tanto amor. Por creer en mí durante todo este tiempo sin dudar por un segundo que lo lograría. Por apoyarme en cada paso e iluminar mi camino cuando me sentía perdida.

A mis profesores, por su tiempo y esfuerzo en la formación de nuevos profesionales, y por compartir con generosidad sus conocimientos y experiencias.

A Daniel por su amor y compañía durante todos estos años. Gracias por impulsarme a crecer y a creer en mí misma.

A mis amigos Carlos, Claudia, Kellyn y Víctor, por hacerme sentir que hay un lugar al que pertenezco.

Tabla de contenido

Resumen.....	6
Abstract.....	7
1. Introducción	9
2. Planteamiento del Problema.....	10
3. Justificación.....	10
4. Objetivos.....	11
5. Marco Conceptual	11
5.1 Fuentes de abastecimiento de agua.....	11
5.2 Aguas Subterráneas	12
5.3 Calidad de las aguas subterráneas.....	13
5.4 Potabilización del agua	22
5.4 Lodos Generados en Plantas de Potabilización	23
5.5 Normativa y Guías Aplicables a la Gestión de los Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas	24
6. Metodología.....	26
7. Resultados y Discusión	28
7.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Subterráneas.....	28
7.1.1 Coagulación - floculación	30
7.1.2 Electrocoagulación	32
7.1.3 Adsorción	33
7.1.4 Intercambio iónico.....	35
7.1.5 Procesos con membranas	36
7.1.6 Ablandamiento	38
7.1.8 Desinfección.....	40
7.2 Configuraciones de Plantas de Tratamiento De Agua Subterránea	45
7.3 Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas	60
7.5 Manejo de Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas	74
8. Conclusiones y Recomendaciones.....	89
9. Referencias Bibliográficas.....	90

Lista de Tablas

Tabla 1. Contaminantes comunes en las aguas subterráneas y sus límites aceptables en agua potable.....	16
Tabla 2. Tipo de documentos utilizados para la revisión de los procesos de tratamiento de aguas subterráneas.....	29
Tabla 3. Recopilación de procesos para el tratamiento del agua subterránea.....	42
Tabla 4. Configuraciones de plantas de Tratamiento de Agua Subterránea	47
Tabla 5. Esquemas de las configuraciones de plantas de tratamiento revisados	57
Tabla 6. Recopilación de características de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas subterráneas	66
Tabla 7. Tipo de documentos utilizados en la revisión del manejo de lodos generados en sistemas de aguas subterráneas.	74
Tabla 8. Porcentaje de secado en la deshidratación mecánica	77
Tabla 9. Síntesis de las experiencias de valorización de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas	83

Lista de Figuras

Figura 1. Distribución en el planeta de agua.....	12
Figura 2. Red de coocurrencia de términos clave en los documentos revisados para los procesos de tratamiento de aguas subterráneas.....	29
Figura 3. Número de artículos que respaldan los procesos de tratamiento usados en la remoción de contaminantes en aguas subterráneas.....	30
Figura 4. Red de coocurrencia de términos clave en estudios sobre lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas	60
Figura 5. Composición química reportada en los lodos según los artículos revisados....	61
Figura 6. Concurrencia de términos clave en los documentos revisados.....	74
Figura 7. Espesador por gravedad	76
Figura 8. Espesador por flotación	76
Figura 9. Filtro tambor al vacío.....	77
Figura 10. Filtro de prensa.....	77
Figura 11. Filtro de banda	78
Figura 12. Centrífuga	78
Figura 13. Geotubos.....	78
Figura 14. Proceso del manejo de los lodos generados en el tratamiento de agua subterránea.....	89

Resumen

Las aguas subterráneas constituyen un recurso hídrico fundamental de alta disponibilidad, ampliamente utilizado con fines domésticos, agrícolas e industriales, especialmente en zonas rurales de Latinoamérica, como Colombia, y en lugares con escasez de agua superficial. Sin embargo, el crecimiento poblacional y las actividades mencionadas generan un impacto negativo en la calidad de estas fuentes hídricas; por tanto, las plantas de tratamiento de estas aguas desempeñan un papel fundamental en garantizar el acceso a agua de calidad para el consumo humano. Como resultado de los procesos de tratamiento usados en estas plantas, se generan subproductos como lodos, cuyo manejo inadecuado no solo representa un riesgo significativo para el ambiente, sino que también constituye un desafío logístico considerable.

El estudio incluye la identificación de las características de las aguas subterráneas, sus modalidades de tratamiento y las propiedades fisicoquímicas y estructurales de los lodos generados. Asimismo, se exploran las alternativas de manejo de los lodos, incluyendo su potencial de valorización. Para ello, se consideraron publicaciones comprendidas dentro de una ventana de observación entre los años 2005 y 2024, incluyendo tanto artículos científicos como trabajos de grado, realizando las búsquedas en bases de datos académicas como Scopus, PubMed, Web of Science, Taylor and Francis, SciELO y Google Scholar. También se utilizaron herramientas de inteligencia artificial como Semantic Scholar y Consensus IA así como el software VOSviewer. En cuanto a los trabajos de grado, se revisaron documentos procedentes de instituciones nacionales como la Universidad del Valle, Universidad de La Salle, Universidad Piloto y Universidad de Antioquia, y de instituciones internacionales como la Universidad Politécnica Salesiana (Ecuador) y la Universidad Nacional de Rosario (Argentina). Se formularon preguntas orientadoras que sirvieron como criterios de inclusión para la selección de los artículos científicos y se elaboró una matriz de análisis para el estudio de la bibliografía recopilada.

Se identificó que la calidad del agua subterránea muestra una alta variabilidad espacial influenciada por interacciones geoquímicas entre el agua y las formaciones rocosas del subsuelo, así como de actividades humanas, especialmente las relacionadas con la minería y la agricultura; sin embargo, una característica común es su baja turbiedad y color aparente en comparación con las aguas superficiales, debido a la escasa presencia de sólidos suspendidos. Entre los contaminantes más comunes del agua subterránea se encuentran tanto sustancias de origen geogénico como biogénico, así como contaminantes antropogénicos, y patógenos. Destacan los metales como hierro y manganeso, así como arsénico y flúor. También se han identificado compuestos inorgánicos como nitratos, fosfatos y cloruros, además de iones como calcio, sodio y magnesio.

Respecto a las diversas formas de tratamiento, se encontró que éstas dependen de las características del agua cruda, entre las que se destacan la coagulación-floculación, oxidación-precipitación, electrocoagulación, adsorción, intercambio iónico, procesos con membranas, ablandamiento con cal y desinfección; mostrando diversas posibilidades a diversos entornos y contextos. Entre todas, la coagulación-floculación se identificó como el método más común en la literatura revisada. Así mismo, dado el bajo contenido de sólidos suspendidos y turbiedad en el agua cruda, se identificó una baja producción de lodos en comparación con los sistemas de

tratamiento abastecidos con aguas superficiales; estos lodos presentan elementos como hierro, calcio, fósforo, arsénico, manganeso y aluminio, además de una estructura compuesta por fases amorfas y cristalinas, con variabilidad en el tamaño de partícula y porosidades dominadas por microporos y mesoporos.

En cuanto al manejo, se evidenció que la disposición en vertederos e incluso en fuentes de agua superficiales, sigue siendo una práctica común. Sin embargo, se han explorado diversas opciones de valorización, como su aprovechamiento en la industria de la construcción, la recuperación de metales y el tratamiento de aguas. Se resalta la importancia de realizar estudios toxicológicos que evalúen la seguridad de las alternativas de gestión y la necesidad de desarrollar más marcos normativos que regulen el manejo de los lodos y promuevan la valorización de los mismos, lo que además de reducir su impacto ambiental, contribuirá a su integración en un modelo de economía circular.

Palabras clave: Aguas subterráneas, tratamiento de aguas subterráneas, tratamiento de lodos, valorización de lodos.

Abstract

Groundwater is a fundamental and highly available water resource, widely used for domestic, agricultural, and industrial purposes, especially in rural areas of Latin America, such as Colombia, and in regions with limited surface water. However, population growth and the aforementioned activities negatively affect the quality of these water sources. Therefore, groundwater treatment plants play a key role in ensuring access to safe water for human consumption. As a result of the treatment processes used in these plants, by-products such as sludge are generated, and their inadequate management not only poses a significant environmental risk but also represents a considerable logistical challenge.

This study includes the identification of the characteristics of groundwater, the treatment methods applied, and the physicochemical and structural properties of the sludge generated. It also explores sludge management alternatives, including its valorization potential. To this end, publications from the period 2005 to 2024 were reviewed, including both scientific articles and undergraduate theses. The search was conducted in academic databases such as Scopus, PubMed, Web of Science, Taylor and Francis, SciELO, and Google Scholar. Artificial intelligence tools such as Semantic Scholar and Consensus AI were also used, along with the VOSviewer software. Regarding undergraduate theses, documents from national institutions such as Universidad del Valle, Universidad de La Salle, Universidad Piloto, and Universidad de Antioquia were included, as well as international institutions such as Universidad Politécnica Salesiana (Ecuador) and Universidad Nacional de Rosario (Argentina). Guiding questions were formulated to serve as inclusion criteria for selecting scientific articles, and an analysis matrix was developed to study the collected bibliography.

The quality of groundwater was found to be highly variable across different locations, influenced by geochemical interactions between the water and subsurface rock formations, as well as human activities—particularly mining and agriculture. However, a common feature is its low turbidity and apparent color compared to surface waters, due to the low presence of suspended solids. Among the most common groundwater contaminants are substances of

geogenic and biogenic origin, anthropogenic pollutants, and pathogens. Notable contaminants include metals such as iron and manganese, as well as arsenic and fluoride. Inorganic compounds such as nitrates, phosphates, and chlorides have also been identified, along with ions like calcium, sodium, and magnesium.

Regarding treatment methods, these vary depending on the raw water characteristics. Common processes include coagulation-flocculation, oxidation-precipitation, electrocoagulation, adsorption, ion exchange, membrane processes, lime softening, and disinfection, offering various options for different contexts and settings. Among these, coagulation-flocculation emerged as the most frequently cited method in the reviewed literature. Due to the low levels of suspended solids and turbidity in raw groundwater, sludge production was found to be lower than in surface water treatment systems. The resulting sludge contains elements such as iron, calcium, phosphorus, arsenic, manganese, and aluminum, and typically exhibits a structure composed of both amorphous and crystalline phases, with variability in particle size and porosity dominated by micropores and mesopores.

In terms of management, the disposal of sludge in landfills—and even in surface water bodies—remains a common practice. However, various valorization options have been explored, such as its use in the construction industry, metal recovery, and water treatment. The importance of conducting toxicological studies to assess the safety of management alternatives is emphasized, as well as the need to develop more regulatory frameworks that govern sludge management and promote its valorization. These efforts not only reduce environmental impact but also support the integration of sludge into a circular economy model.

Keywords: Groundwater, sludge treatment, sludge valorization, groundwater treatment.

1. Introducción

Las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) representan un componente esencial en la garantía de acceso a agua de calidad y segura para las comunidades. Su misión radica en captar agua de potenciales fuentes hídricas y transformarla, a través de operaciones físicas y procesos, principalmente químicos, en un recurso que cumpla rigurosamente con los estándares de calidad exigidos por las normativas vigentes en un lugar específico. Estas PTAP son pilares fundamentales para el desarrollo de la sociedad, debido a su alta influencia en la protección de la salud pública y, en consecuencia, en la mejora de la calidad de vida de los ciudadanos (Rey et al., 2020).

Una fuente importante de abastecimiento para las PTAP son las aguas subterráneas, las cuales representan la mayor reserva de agua dulce en el mundo, siendo una fuente de agua potable para miles de millones de personas, y sirviendo como solvente y refrigerante para uso industrial, así como agua de riego en la agricultura (Griebler et al., 2015, Jerroumi et al., 2023). Sin embargo, el crecimiento industrial, la gestión inadecuada de residuos y el uso intensivo de productos químicos, que son liberados al medio ambiente, han incrementado el riesgo de contaminación de las aguas subterráneas, por lo que hoy en día, su calidad puede llegar a ser deficiente en diversas partes del mundo (Griebler et al., 2015), lo que refuerza la necesidad de sistemas de tratamiento efectivos.

Las PTAP cuentan con distintas instalaciones que tienen como finalidad eliminar o reducir a los niveles aceptables, los contaminantes presentes en el agua cruda, llevándola a niveles adecuados de calidad para el consumo humano. Sin embargo, estos procesos no están exentos de generar subproductos, fundamentalmente lodos, cuyo origen principal se encuentra en la separación de los sólidos presentes y en la aplicación de sustancias químicas, principalmente coagulantes, destinadas a lograr una separación más eficiente de las partículas suspendidas y coloidales presentes en el agua (Díaz et al., 2020). Una gestión adecuada de estos subproductos es imperativa, ya que un manejo incorrecto podría tener un impacto ambiental negativo considerable (Díaz et al., 2020).

En el caso de las aguas subterráneas, los lodos generados en las PTAP presentan una composición heterogénea, compuesta principalmente por compuestos inorgánicos como óxidos de manganeso y hierro (Ong et al., 2017), y una estructura amorfa y porosa, caracterizada por partículas de tamaño y formas irregulares (Azeddine et al., 2023). Generalmente, los lodos generados en las PTAP son transportados a otras instalaciones (línea de manejo y tratamiento de lodos) donde en general se someten a procesos de espesamiento y deshidratación antes de su disposición final en vertederos (Husillos et al., 2010; Zwane et al., 2024). Sin embargo, en algunos casos, estos residuos son vertidos directamente en cuerpos de agua, ocasionando impactos ambientales importantes.

Dado el papel fundamental de las aguas subterráneas como fuente de agua potable, especialmente en zonas rurales y regiones con escasez de agua superficial (López, 2018), el presente estudio tuvo como objetivo la revisión de las modalidades de tratamiento de aguas subterráneas, así como el análisis de las características de los lodos generados en PTAP que procesan aguas subterráneas, y de las posibles alternativas para su manejo.

2. Planteamiento del Problema

La generación de lodos en PTAP es una consecuencia de los procesos de tratamiento y un desafío global importante. Se estima que la producción diaria de lodos a nivel mundial supera las 10,000 toneladas (Ahmad et al., 2017), siendo predominantes aquellos generados en sistemas de tratamiento abastecidos con aguas superficiales, que presentan niveles mucho más elevados de turbiedad, color aparente y sólidos suspendidos que las aguas subterráneas (Odell, 2010), lo que genera preocupaciones importantes relacionadas a su disposición y los costos asociados (Babatunde et al., 2007). Estos lodos, considerados residuos, poseen una composición química con compuestos cuyo manejo inadecuado puede acarrear consecuencias ambientales sustanciales (Torres et al., 2023).

En muchos países en desarrollo, el vertido directo de lodos en cuerpos de agua sigue siendo una práctica común, lo que provoca acumulación no deseada y contaminación con efectos adversos en los ecosistemas acuáticos (Ahmad et al., 2017). Este proceso deteriora la calidad de los cuerpos de agua receptores, al incrementar la concentración de sólidos, ocasionar sedimentación, elevar los niveles de sólidos suspendidos, color aparente y turbiedad, inhibir la actividad biológica y elevar las concentraciones de aluminio, hierro y otros elementos (Wolff et al., 2015).

Asimismo, la disponibilidad limitada de terrenos para la disposición de lodos y las posibles responsabilidades ambientales asociadas a su disposición en vertederos, como el riesgo de lixiviación de contaminantes, constituyen una preocupación considerable (Babatunde et al., 2007; Ruj et al., 2021; Sullivan et al., 2010).

En este contexto, es preciso implementar un manejo adecuado de estos residuos para avanzar hacia el desarrollo sostenible de los procesos de potabilización del agua. Para ello, es fundamental conocer sus características, las cuales están intrínsecamente vinculadas a las particularidades del agua cruda y al proceso de tratamiento aplicado (Ahmad et al., 2017).

En este sentido, enfrentar este desafío implica la identificación y comprensión de las características específicas de los lodos en plantas de potabilización. El presente trabajo plantea abordar este problema con un enfoque en los lodos generados en sistemas de tratamiento de agua abastecidos con aguas subterráneas, mediante una revisión sistemática de literatura, contribuyendo a la revisión y análisis del conocimiento relacionado con la gestión de estos residuos en el escenario específico del tratamiento de las aguas subterráneas.

3. Justificación

El tratamiento de agua subterránea es esencial para garantizar un suministro seguro y de calidad para consumo humano. Sin embargo, el manejo de los lodos generados, al ser considerados residuos, representan un desafío ambiental y logístico significativo, especialmente en contextos donde su manejo inadecuado puede ocasionar graves impactos en los ecosistemas y riesgos para la salud pública.

La gestión de estos lodos es un tema clave desde el punto de vista económico y ambiental, debido al costo de adquisición de tierras para su disposición y al impacto asociado con la lixiviación de sustancias tóxicas al suelo y al agua subterránea (Zwane et al., 2024). Sin embargo, también representa una oportunidad para avanzar hacia modelos sostenibles que

integren estrategias responsables de manejo, fomenten su valorización y contribuyan a la economía circular.

Ante el incremento en la generación de lodos y el creciente interés en la reducción y reutilización de residuos, diversos estudios han explorado alternativas para su aprovechamiento en distintos sectores como la industria de la construcción, el tratamiento de aguas y la recuperación de materiales (Babatunde et al., 2007). Estas investigaciones buscan proponer opciones para minimizar su impacto ambiental y, al mismo tiempo, promover su valorización dentro de un modelo de economía circular.

En este contexto, resulta pertinente conocer las características de los lodos generados en plantas de tratamiento de agua subterránea considerando que, para una gestión adecuada de estos residuos, es fundamental comprender su composición química y propiedades texturales (Likus et al., 2021). El presente trabajo de grado pretende contribuir a la sistematización y análisis del conocimiento disponible, identificando enfoques y resultados relacionados con las características, composición y manejo de los lodos generados en plantas de potabilización abastecidas con agua subterránea, así como con los procesos y configuraciones empleados para su tratamiento.

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Analizar las características y el manejo de lodos producidos en plantas de potabilización abastecidas con agua subterránea.

4.2 Objetivos Específicos

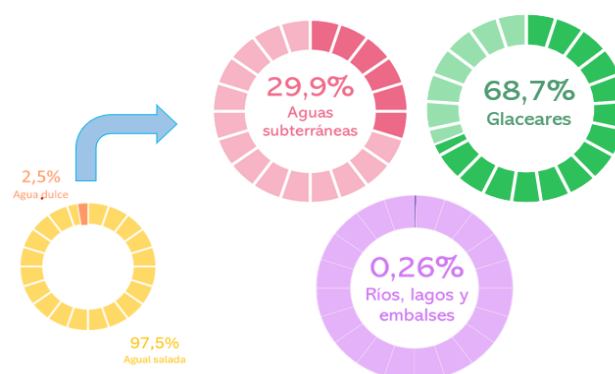
- ❖ Identificar las modalidades de tratamiento de agua potable utilizadas en el caso del uso de agua subterránea como fuente de abastecimiento.
- ❖ Analizar las características de los lodos generados en las diferentes unidades de tratamiento de las PTAP.
- ❖ Plantear posibles alternativas para el manejo de los lodos generados.

5. Marco Conceptual

5.1 Fuentes de abastecimiento de agua

El agua es un recurso renovable imprescindible para todo ser vivo en la Tierra. Sin embargo, el agua dulce comprende solo el 2.5% del agua total disponible, y esta pequeña fracción se distribuye entre agua subterránea, glaciares, ríos, lagos y embalses (Shiklomanov, 2009), como se observa en la **Figura 1**.

Figura 1. *Distribución en el planeta de agua*



Fuente: Shiklomanov, (2009).

Factores como el crecimiento poblacional, el cambio climático y la contaminación antropogénica han repercutido negativamente en la calidad y disponibilidad de las fuentes hídricas destinadas al abastecimiento humano (Song et al., 2023). La contaminación de los cuerpos de agua, tanto por fuentes naturales como antropogénicas, incluyendo vertimientos residuales municipales, escorrentía superficial y residuos industriales, puede introducir contaminantes como patógenos, compuestos inorgánicos y metales pesados (Kundo et al., 2024), los cuales representan un riesgo considerable para la salud humana, haciendo indispensable su eliminación.

El agua destinada al consumo humano debe cumplir con parámetros fisicoquímicos y organolépticos que garanticen su inocuidad, pues no deben representar ningún riesgo para la salud (Guidelines for Drinking-water Quality, 2008). El proceso para obtener agua potable requiere una serie de tratamientos físicos y químicos que mejoren su calidad y aseguren su seguridad para el consumo humano. Estos tratamientos forman parte de un sistema de potabilización, cuyas etapas están equipadas con tecnologías especializadas para el tratamiento del agua (Chila, 2019).

5.2 Aguas Subterráneas

Las aguas subterráneas se definen como el agua ubicada en las capas rocosas debajo de la superficie terrestre (Lerner, 2009). Su recarga se debe principalmente a factores como la infiltración causada por precipitación y riego, la pérdida de agua de los ríos y el flujo lateral (Li et al., 2015). Estas aguas representan la mayor reserva de agua dulce a nivel mundial. Este recurso es esencial, contribuyendo al agua utilizada en diversos sectores, incluyendo en su orden la agricultura, el consumo humano (previo tratamiento para su potabilización) y la industria, con un 42 %, 36 % y 27 % respectivamente (Jerroumi et al., 2023).

La vulnerabilidad de las aguas subterráneas en general se encuentra asociada a condiciones climáticas como la precipitación, la humedad, y la evapotranspiración, así como a la interacción entre el ciclo biológico natural del agua y las actividades antropogénicas (Burri et al., 2019), las cuales afectan la disponibilidad del recurso mediante la alteración de las tasas de recarga a través del cambio de la cobertura del suelo, y la extracción del recurso (Lerner, 2009). Así mismo, otros factores como el uso del suelo, las actividades industriales y

canalización de cuerpos hídricos pueden aumentar el riesgo de contaminación en las aguas subterráneas (Burri et al., 2019) generando problemas relacionados al vertido de contaminantes en la superficie y el arrastre de contaminantes a través de la precipitación (Wang et al., 2023). Muchos compuestos químicos pueden prevalecer en las aguas subterráneas durante semanas o incluso décadas, dependiendo de las características fisicoquímicas del compuesto y las condiciones ambientales (Burri et al., 2019).

Las características presentes en la matriz geológica, como la porosidad y permeabilidad, ejercen una influencia directa en su capacidad de almacenamiento, abarcando aspectos clave como la tasa y magnitud de la recarga, el flujo, el transporte, el tiempo de residencia y la profundidad. En el caso de acuíferos poco profundos, el agua ingresa de manera directa y vertical desde las aguas superficiales, lo que implica que la calidad de estas aguas tiene un impacto directo sobre la del sistema subterráneo. En contraste, el flujo hacia acuíferos profundos suele ser de manera indirecta y puede extenderse a lo largo de años o décadas. Esta condición puede ofrecer cierta protección frente a la contaminación inicial, pero también podría representar una desventaja en caso de que el agua se contamine, ya que la remediación en ese punto sería una tarea compleja (Burri et al., 2019).

Además de la geología, otros factores como la topografía del terreno y la cobertura vegetal influyen en la dinámica de las aguas subterráneas. En terrenos planos, se facilita la infiltración, mientras que en pendientes pronunciadas se favorece el escurrimiento superficial (Burri et al., 2019). Esta dinámica conlleva una redistribución del agua y, por lo tanto, a una transformación de sus características, influenciada por las condiciones biogeoquímicas del entorno (Wang et al., 2023).

5.3 Calidad de las aguas subterráneas

La calidad de estas aguas experimenta variaciones significativas relacionadas con las sustancias presentes en el entorno geológico, que almacena y transmite agua subterránea, así como con factores externos (Wang et al., 2023). Debido a que el agua se desplaza mucho más lentamente en los acuíferos que en la superficie, se crea un espacio temporal propicio para interacciones químicas entre el agua y la roca, ejerciendo una influencia directa en la calidad del líquido, afectando características como la dureza y el pH (Burri et al., 2019). Esta característica implica que el estado de estas aguas sea altamente variable y dependa directamente de las características del acuífero anfitrión (Lerner, 2009).

Las sustancias presentes en las aguas subterráneas se pueden clasificar según su origen y características de la siguiente manera: sustancias geogénicas, contaminantes antropogénicos, elementos biogénicos, contaminantes emergentes y patógenos. Dentro de estas categorías, las sustancias geogénicas son compuestos que se originan por la interacción entre el agua y las formaciones geológicas, dependiendo del tipo de roca y la ubicación geográfica. Entre los ejemplos más relevantes se encuentran el arsénico (As) y el flúor (F) (Wang et al., 2023). No obstante, algunos de estos elementos también pueden tener origen antropogénico. Por ejemplo, el arsénico y el hierro pueden incorporarse al agua subterránea como consecuencia de vertidos de residuos industriales (Masood et al., 2023), mientras que el flúor puede provenir de productos farmacéuticos, insecticidas y fertilizantes super fosfatados, entre otros (Sharma et al., 2017).

El manganeso (Mn), presente de forma natural en rocas sedimentarias, también puede ingresar a las fuentes subterráneas por actividades humanas como descargas industriales y minería, lo que contribuye al aumento de sus concentraciones. Se han reportado niveles de hasta 750 µg/L en aguas subterráneas de Pakistán y 522 µg/L en acuíferos de China (Jerroumi et al., 2023).

El arsénico, por su parte, es altamente tóxico incluso en concentraciones muy bajas, inferiores a 100 µg/L. Su presencia en aguas subterráneas puede deberse tanto a fuentes naturales, como rocas férricas y piritas de hierro, como a fuentes antropogénicas, incluyendo residuos industriales y actividades mineras (Da'ana et al., 2021).

La contaminación antropogénica en las aguas subterráneas está principalmente relacionada con el uso del suelo; el cual se puede dividir en tres categorías principales: el sector urbano, agrícola e industrial (Burri et al., 2019). En el caso del sector urbano, las aguas subterráneas pueden sufrir contaminación a través de diversas rutas que incluyen la infraestructura citadina, como fugas en las redes de alcantarillado y conexiones ilegales de desagüe. Asimismo, la contaminación puede ocurrir mediante la infiltración del escurrimiento superficial del agua. Por otro lado, los cuerpos hídricos receptores de aguas residuales, tanto tratadas como no tratadas, también pueden influir en la contaminación de los acuíferos (Burri et al., 2019).

La contaminación generada por el uso del suelo del sector agrícola está directamente relacionada con la presencia de sustancias biogénicas como carbono (C), nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) (Wang et al., 2023); puesto que, los productos químicos utilizados en la agricultura pueden alcanzar las capas subterráneas mediante infiltración directa o bien, mediante aguas superficiales ya contaminadas. De hecho, se estima que entre el 50% y el 70% de todo el nitrógeno empleado como nutriente en cultivos, se pierde a través de la lixiviación (Burri et al., 2019).

Los acuíferos poco profundos, debido a su nivel freático superficial y a la ausencia de una capa impermeable continua, son especialmente vulnerables a contaminantes como nitratos y cloruros, que provienen principalmente de la infiltración de aguas residuales y del uso intensivo de fertilizantes agrícolas. Asimismo, aunque cationes como Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} son comunes en las aguas subterráneas, en estos acuíferos se han registrado valores significativamente más altos, también asociados a la infiltración de aguas residuales utilizadas en el riego agrícola (Gao et al., 2023; Gu et al., 2018; Lapworth et al., 2017; Sefie et al., 2018). Además, contienen mayores concentraciones de flúor, asociado al contenido de fluoruro en las rocas anfitrionas, y de potasio, derivado del uso de fertilizantes potásicos (Yan et al., 2021). Por estas razones, se recomienda que las aguas subterráneas poco profundas se destinen preferentemente al riego agrícola, en lugar del consumo humano (Gu et al., 2018).

Por otro lado, los acuíferos profundos, aunque suelen estar mejor protegidos, pueden verse afectados por concentraciones de nitratos (NO_3^-) y sulfatos (SO_4^{2-}), especialmente en regiones con presencia de formaciones carbonatadas o en zonas de extracción de carbón (Gao et al., 2023). Por su mayor profundidad y mejor calidad general, se recomienda priorizar su uso para consumo humano y doméstico (Gu et al., 2018).

Industrias como la galvanoplastia, la fabricación de pigmentos y baterías, constituyen fuentes importantes de contaminación por cadmio, al igual que los vertederos no gestionados y el uso de fertilizantes fosfatados (Koju et al., 2019).

Los pesticidas por su parte, se consideran los contaminantes orgánicos más frecuentes en las aguas subterráneas urbanas. Estos productos pueden hallarse en forma de compuestos puros o como una mezcla, algunos son hidrofóbicos por lo que pueden estar o no disueltos en el agua. Generalmente los acuíferos porosos filtran mejor los pesticidas en comparación con los acuíferos cársticos, los cuales son más propensos a este tipo de problemas (Burri et al., 2019).

Es importante resaltar que el historial de uso del suelo resulta tan relevante como su utilización actual, especialmente en términos de la adición de productos químicos. Dependiendo de factores como la permeabilidad del suelo y los ciclos climáticos, estos productos pueden persistir en los suelos durante décadas. Esto implica que la contaminación de las aguas subterráneas debido a estas actividades puede seguir siendo motivo de preocupación incluso después de que hayan cesado en una determinada área (Baillieux et al., 2019).

Los contaminantes emergentes son aquellos que no han sido motivo de preocupación, pero que, se conocen por su influencia en la salud, entre ellos se encuentran: Productos farmacéuticos y de cuidado personal, disruptores, endocrinos, aditivos alimentarios, compuestos perfluorados, y microplásticos (Wang et al., 2023). La contaminación por productos farmacéuticos ha emergido como un problema creciente en las últimas décadas, manifestándose en la proliferación de estos compuestos en los cuerpos de agua, tanto superficiales como subterráneos; la introducción de estos productos en los acuíferos ocurre principalmente a través de la emisión de aguas residuales, desbordamientos y fugas en la infraestructura de alcantarillado. Por otro lado, se encuentran los productos farmacéuticos de origen veterinario, que ingresan a las aguas subterráneas a través de la excreta de los animales y el uso de estiércol animal en la agricultura (Burri et al., 2019).

La excreción de fármacos veterinarios representa una preocupación significativa, con estimaciones que sugieren que entre el 50% y el 90% de las dosis administradas al ganado se excretan en el medio ambiente (García et al., 2010). Esta situación ha resultado en la detección de antibióticos veterinarios en pozos de agua subterránea, especialmente en áreas cercanas a corrales de alimentación animal (Batt et al., 2006).

Los patógenos presentes en las fuentes subterráneas provienen principalmente de heces humanas y animales, debido a la falta de protección contra la intrusión de líquidos contaminados y las descargas de aguas residuales (Wang et al., 2023). Estos contaminantes se filtran a través del suelo contaminado, tanques sépticos y fugas en las infraestructuras de saneamiento (Lerner, 2009).

Contar con una comprensión clara de la composición fisicoquímica del agua subterránea, su comportamiento y los contaminantes potenciales a los que está expuesta permite analizar de manera más efectiva los procesos de tratamiento más adecuados y sus distintos enfoques. La **Tabla 1** sintetiza los contaminantes comunes en las aguas subterráneas y sus límites aceptables en agua potable según normativa nacional e internacional.

Tabla 1. *Contaminantes comunes en las aguas subterráneas y sus límites aceptables en agua potable*

Contaminantes	Fuentes	Vías	Límites aceptables en agua potable
Contaminantes agrícolas			
Nitrato (nitrato, nitrito, ion amonio)	Fertilizante que contiene nitrógeno	Exceso de nitrato que se infiltra a través del suelo.	NO ₃ ⁻ 45 mg/L (BIS, 2012) NO ₃ ⁻ 50 mg/L (OMS, 2022) NO ₃ ⁻ 10 mg/L (EPA, 2000)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) NO ₂ ⁻ 0,1 mg/L (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) NO ₂ ⁻ 3 mg/L (OMS, 2022) NO ₂ ⁻ 1 mg/L (EPA, 2000)
Fosfato (Organofosfatos)	Fertilizante fosfatado, insecticidas organofosforados	Escorrentía agrícola, erosión, meteorización de rocas y minerales, efluentes de aguas residuales, descargas industriales	0,5 mg/L (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana)
Magnesio	Minerales que contienen magnesio	Descomposición de rocas ígneas	30 mg/L (BIS, 2012) 36 mg/L (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana)
Cloruros	Fertilizantes	Lixiviación y escorrentía	250 mg/L (BIS, 2012)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana)
Agroquímicos (Organoclorados, Organofosforados, Organonitrógenados)	Productos químicos agrícolas utilizados para controlar insectos y plagas	Lixiviación y escorrentía	Simazina 0.004 mg/L (EPA, 2000) Diquat 0.02 mg/L (EPA, 2000) Diquat 0.03 mg/L (OMS, 2022) Glifosato 0.7 mg/L (EPA, 2000) Glifosato 0.9 mg/L (OMS)
Contaminantes geogénicos			
Flúor	Minerales portadores de flúor presentes en rocas ígneas y sedimentarias	Lixiviación y meteorización de minerales portadores de flúor	1 mg/L (BIS, 2012) 1.5 mg/L (OMS, 2022) 4 mg/L (EPA, 2000)
Hierro	Minerales que contienen hierro	Meteorización de minerales portadores de hierro, metabolismo de plantas y animales	1 mg/L (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) 0.3 mg/L (BIS, 2012)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana)

Contaminantes	Fuentes	Vías	Límites aceptables en agua potable
Manganeso	Minerales del suelo, sedimento, materiales biológicos	Lixiviación y meteorización de minerales portadores de manganeso	0.1 mg/L (BIS, 2012) 0.08 mg/L (OMS, 2022) 0,1 mg/L (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana)
Metales pesados (As, Cd, Cr, Pb, Ni)	Elementos naturales de la corteza terrestre, residuos biomédicos, etc	Meteorización de rocas sedimentarias y volcánicas, adsorción, oxidación-reducción, disolución, precipitación y coprecipitación	As-0.01 mg/L (BIS, 2012)/(OMS, 2022)/ (Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) As-0.05 mg/L (EPA, 2000) Cd-0.003 mg/L (BIS, 2012)/(OMS, 2022)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) Cd-0.005 mg/L (EPA, 2000) Cr-0.05 mg/L (BIS, 2012)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) Cr-0.1 mg/L (EPA, 2000) Pb-0.01 mg/L (BIS, 2012)/(OMS, 2022)/(Resolución 2115 de 2007 Norma colombiana) Pb-0.015 mg/L (EPA, 2000)

Fuente: (Pradhan et al., 2023) y (Abascal, 2022).

Nota. BIS: Bureau of Indian Standards; OMS: Organización Mundial de la Salud; EPA: U.S. Environmental Protection Agency.

Los avances tecnológicos de las últimas décadas han permitido profundizar en el conocimiento de las aguas subterráneas, sus características y los riesgos asociados a su contaminación (Burri et al., 2019). La variedad de estudios sobre la calidad del agua subterránea en diferentes regiones del mundo ofrece una visión integral de los desafíos y las particularidades asociadas con este recurso vital. Esta comprensión ha evidenciado que la vulnerabilidad de los acuíferos está estrechamente relacionada con las actividades humanas, siendo este recurso esencial para el suministro de agua potable, así como para el desarrollo de actividades agrícolas e industriales (Lapworth et al., 2017). Por ello, la prevención de la contaminación se vuelve un aspecto clave para su preservación.

La compilación de estudios sobre la calidad del agua subterránea ha permitido tener una visión más amplia del estado de este recurso en diferentes regiones del mundo, destacando además los parámetros comúnmente utilizados para su evaluación, los cuales abarcan desde indicadores microbiológicos hasta mediciones fisicoquímicas, como el pH, la conductividad eléctrica y la presencia de metales pesados.

Por ejemplo, Li et al. (2015) evaluaron la calidad del agua de 63 pozos de agua subterránea no confinada destinada al consumo humano y riego, ubicados en la cuenca de Guanzhong en China. Los resultados indican que se trata de un agua ligeramente alcalina, con un rango de pH entre 7,8 y 8,37.

En cuanto a la calidad para consumo humano, se observó que el 30.16% de los pozos presentaba buena calidad, el 57.14% tenía calidad media, el 11.11% se encontraba en calidad deficiente y el 1.59% tenía calidad muy deficiente. Los principales contaminantes identificados fueron la dureza total, la presencia de sólidos totales disueltos, sulfato (SO_4^{2-}), cloruro (Cl^-), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y aceite. Cabe destacar que la presencia de nitritos y nitratos se atribuyó a la actividad humana.

Asimismo, se señaló que los pozos con la peor calidad estaban más cercanos al río Weihe, sugiriendo que la contaminación de este río afecta negativamente la calidad de las aguas subterráneas en la zona.

Li et al. (2016) llevaron a cabo un estudio para evaluar la calidad del agua subterránea en el noroeste de China. Se recolectaron 31 muestras para la investigación, midiendo diversos parámetros como el pH, sólidos totales disueltos, dureza, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amonio (NH_4^+), iones principales como sodio (Na^+), potasio (K^+), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}) y sulfato (SO_4^{2-}), así como metales pesados como manganeso (Mn), zinc (Zn), arsénico (As) y cromo (Cr). Los resultados indicaron que el agua es ligeramente alcalina, con un 29% de las muestras presentando sólidos disueltos por encima de los límites establecidos por las regulaciones chinas. Además, se observó contaminación por nitrógeno atribuida a actividades agrícolas, contaminación con fluoruro relacionada con la disolución de minerales, y contaminación con manganeso vinculada a la presencia de una planta de electrólisis de manganeso.

Por otro lado, Lapworth et al. (2017) realizaron un estudio para evaluar la contaminación en acuíferos superficiales (0–50 m) y profundos (60–160 m), así como la vulnerabilidad de los acuíferos profundos frente a la migración vertical de contaminantes antropogénicos y los riesgos de degradación asociados a fuentes de contaminación geogénica en el noroeste de India, específicamente en la región de Bist-Doab en el Punjab. En esta

investigación se analizaron diversos parámetros, tales como nitratos (NO_3^-), cloruros (Cl), sulfatos (SO_4^{2-}), arsénico (As), selenio (Se), flúor (F), plomo (Pb) y uranio (U).

Los resultados indicaron que, en términos generales, las concentraciones de estos parámetros disminuyen con la profundidad, a excepción del arsénico en los sitios urbanos, y del flúor, selenio y arsénico en los sitios agrícolas, donde no se observaron tendencias claras. Las concentraciones de nitrato fueron significativamente más altas en las aguas subterráneas poco profundas de las áreas agrícolas en comparación con las áreas urbanas, manteniéndose elevadas frente a las aguas subterráneas profundas. Asimismo, se encontraron concentraciones de cloruros más altas en las aguas subterráneas poco profundas en comparación con las profundas.

A su vez, las aguas subterráneas poco profundas mostraron concentraciones de plomo (Pb) considerablemente más altas en comparación con las aguas profundas. Además, se observaron concentraciones significativamente más altas de bicarbonatos (HCO_3) en las aguas subterráneas poco profundas de las áreas urbanas.

En cuanto a los contaminantes geogénicos potenciales como el selenio, arsénico, fluoruro y uranio, se identificaron tendencias contrastantes con la profundidad, destacando la complejidad en la distribución de estos elementos y la influencia tanto de las condiciones redox como de las características litológicas del acuífero en su movilidad y concentración.

Un contexto más cercano se presenta en el estudio llevado a cabo por Dias et al. (2018), en el que se evaluó la calidad del agua del acuífero Serra Geral en el municipio de Toledo, Brasil. La investigación abarcó un periodo de 16 meses y se centró en 10 pozos, analizando diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos y comparando los resultados con los límites establecidos por la legislación brasileña. Además, se examinó la composición elemental de los sedimentos de los pozos que contenían agua, con el propósito de compararla con la composición del pozo en sí.

Los análisis incluyeron parámetros como pH, conductividad eléctrica, los parámetros evaluados incluyeron la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda bioquímica de oxígeno a cinco días (DBO_5), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), coliformes totales y *Escherichia coli* (*E. coli*). Los resultados revelaron que la DQO, la DBO_5 , los nitritos y nitratos se encontraban por debajo de los límites establecidos por la normativa, y no se detectó la presencia de coliformes totales ni *E. coli*. No obstante, se observó una notable variabilidad en los niveles de pH y conductividad eléctrica entre las muestras, resultando en pozos con un pH bastante básico. Esto se atribuyó a la diversidad en los tipos de roca y a la influencia de otro acuífero cercano que tenía un pH elevado.

Además, se identificaron pozos contaminados con elementos como hierro y plomo, siendo esta contaminación asociada a su presencia natural en la composición del suelo. Asimismo, se observó que los niveles más altos de estos metales se registraron justo después de periodos lluviosos, sugiriendo una conexión con la percolación de la lluvia.

En el análisis de la composición de los elementos, se encontraron altas concentraciones de aluminio (Al), potasio (K), calcio (Ca), titanio (Ti), manganeso (Mn) y hierro (Fe) en los sedimentos, aunque estos no se reflejaron en niveles elevados en el agua subterránea. Este hallazgo indica que, si bien no constituyen un problema inmediato, la meteorización de las rocas y la percolación del agua de lluvia podrían plantear riesgos potenciales en el futuro.

El estudio llevado a cabo por Faye et al. (2022), tuvo el propósito de evaluar la calidad del agua subterránea para uso doméstico en Burkina Faso, específicamente en la región de Cascadas, ubicada al sureste del país. El estudio se basó en 58 puntos de muestreo, donde se midieron 30 parámetros distintos, incluyendo pH, temperatura, conductividad eléctrica, nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), ortofosfatos (PO_4^{3-}), amonio (NH_4^+), flúor (F^-), sodio (Na^+), potasio (K^+), así como algunos metales como arsénico (As), hierro (Fe), plomo (Pb) y zinc (Zn). Además, se incluyeron carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) y cloruro (Cl^-) en el análisis. También se realizaron pruebas microbiológicas para medir la presencia de coliformes totales y fecales.

Los resultados revelaron que las aguas subterráneas analizadas son ácidas y ricas en hierro, lo que las clasificó como aguas agresivas con niveles de corrosión que iban desde severos hasta significativos. Algunos pozos superaron los niveles aceptables tanto para hierro como para manganeso. Se observaron bajos niveles de nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), cloruros (Cl^-) y sulfatos (SO_4^{2-}), los cuales no excedían los límites establecidos. Además, se identificó una fuerte contaminación microbiológica, atribuida a las actividades agropastoriles cercanas a los pozos, la presencia de residuos domésticos y letrinas.

Por otro lado, el estudio de Govarchin et al. (2023) se centró en examinar la influencia específica de la ganadería en la calidad del agua en veintiséis manantiales del lago Çıldır en Turquía, tanto antes como después de períodos pastoriles. Durante el estudio, se midieron diversos parámetros, como oxígeno disuelto (OD), pH, iones como cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{2-}), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+), así como constituyentes microbiológicos como coliformes totales (TC), coliformes fecales (FC), principalmente *Escherichia coli*, y estreptococos fecales (FS), entre otros.

Los resultados revelaron que los niveles de nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y amonio (NH_4^+) se mantuvieron bajos en ambos periodos de tiempo. Esta tendencia se atribuyó principalmente a factores como un suelo con baja permeabilidad y altas pendientes, los cuales contribuyen a la pérdida por escorrentía, así como a procesos de volatilización, amonificación y adsorción al suelo. Sin embargo, se observó un aumento significativo en la contaminación microbiana. El porcentaje de aguas en las que se detectó contaminación por coliformes totales aumentó del 56% al 92%, coliformes fecales del 26% al 85%, y de *E. coli* del 11% al 71%.

Estos resultados subrayan la marcada influencia de las actividades ganaderas en las aguas subterráneas. Asimismo, evidencian que, si bien la teoría ofrece un marco útil para comprender las características fisicoquímicas del recurso y sus principales fuentes de contaminación, es fundamental considerar las particularidades de cada caso, ya que cada situación presenta condiciones propias que pueden afectar tanto la dinámica del sistema como sus riesgos asociados.

Masood et al. (2023) evaluaron la calidad del agua subterránea destinada tanto al consumo doméstico como al riego en cinco regiones de la provincia de Punjab, Pakistán: Rawalpindi, Sargodha, Gujranwala, Faisalabad y Lahore, mediante el uso de índices de calidad de agua y un enfoque geoespacial. Este estudio destaca la relevancia del agua subterránea en el país, ya que aproximadamente el 70% del suministro de agua potable proviene de fuentes subterráneas.

Se realizaron evaluaciones del agua considerando parámetros fisicoquímicos como pH, cloruro (Cl^-), fluoruro (F^-), hierro (Fe^{2+}), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), arsénico (As), dureza

total, bicarbonato (HCO_3^-), calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), así como color, sabor, turbiedad y sólidos totales disueltos (TDS). Además, se incluyeron parámetros microbiológicos como coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli*. También se evaluaron indicadores de riesgo, entre ellos la conductividad eléctrica (CE), carbonatos de sodio residual (RSC) y la relación de adsorción de sodio (SAR).

Los resultados revelaron que las aguas son alcalinas, con una turbidez que variaba entre 2 NTU y 9 NTU, y los TDS oscilaban entre 75 mg/L y 1350 mg/L. Los niveles de nitrógeno se encontraron en un rango de 2mg/L a 18 mg/L. Se identificaron zonas contaminadas con arsénico que superan los 10 mg/L y áreas con contaminación de hierro con valores entre 0,2 mg/L y 8 mg/L. Además, se observó contaminación microbiana, atribuida a una gestión inadecuada de residuos sólidos, vertimientos municipales y la presencia de pozos sépticos al aire libre, además de la contaminación propiciada por los ríos Ravi y Nullah Lai, así como el canal Lahore.

El análisis de 1094 puntos de datos en el área de estudio reveló que los contaminantes microbianos fueron la principal contribución a la contaminación del agua subterránea, con un 27% y un 19% de las muestras superando los límites de umbral para coliformes totales y *E. coli*, respectivamente. Le siguieron el arsénico (9%), el hierro (7%) y el nitrato (6%) en toda la provincia. Como resultado se concluyó que aproximadamente el 38% del agua estudiada no es apta para consumo.

Por otro lado, el acuífero del Valle del Cauca se encuentra dividido en tres niveles: el nivel A, que es el más superficial; el nivel B, compuesto principalmente por capas de arcilla; y el nivel C, que corresponde al acuífero profundo o confinado (CVC, 2017).

Las aguas subterráneas poco profundas (nivel A), donde se ubica la mayoría de los pozos de captación, se clasifican como de tipo bicarbonatada-cálcico-magnésica o magnésico-cálcica, lo que indica una predominancia de bicarbonatos como anión principal y de calcio y magnesio como cationes dominantes. La composición química de estas aguas está estrechamente relacionada con la mineralogía de las rocas que conforman el acuífero, las cuales están compuestas principalmente por minerales ferromagnesianos y feldespatos plagioclasas (CVC, 2017).

En contraste, las aguas subterráneas profundas (nivel C) se caracterizan por presentar composiciones bicarbonatada-sódica o clorurada-sódica, siendo estas más frecuentes en sectores de los municipios de Cali y Yumbo. En estos pozos profundos se ha reportado una disminución en las concentraciones de bicarbonato y calcio, junto con un aumento en los niveles de sodio y cloruros (CVC, 2017).

Además, la distribución espacial de elementos como el hierro (Fe) y el manganeso (Mn) también presenta variaciones dentro del acuífero. Las concentraciones más bajas, con valores inferiores a 0.3 mg/L, se encuentran en municipios como Palmira, El Cerrito, Ginebra, Guacarí, Buga, Yumbo y Vijes. En contraste, los valores más altos, entre 1.0 y 5.0 mg/L, se han reportado en zonas como Jamundí, Candelaria, el norte de Cartago, el este de Zarzal y el corregimiento del Hormiguero, áreas que se caracterizan por un uso intensivo del suelo con fines agrícolas (Marín, 2011).

Diversas investigaciones han resaltado la diversidad de condiciones que caracterizan estas aguas y cómo su calidad puede verse influida por múltiples factores. Entre ellos se incluyen aspectos geológicos, como la composición del suelo y las formaciones subyacentes,

que afectan la mineralización y la presencia de ciertos compuestos; los impactos antropogénicos, responsables de introducir sustancias químicas y microorganismos patógenos; y las características geográficas, como el clima y la topografía, que influyen en los procesos de infiltración, recarga y flujo subterráneo.

5.4 Potabilización del agua

La potabilización es el proceso mediante el cual se trata el agua según el tipo de fuente de la que proviene, con el objetivo de hacerla apta para el consumo humano. Dependiendo de la calidad del agua cruda, se aplican diferentes tecnologías y combinaciones de tratamiento, lo que permite alcanzar distintos niveles de remoción de impurezas. Entre los procesos más comunes se encuentran la clarificación (que abarca la adición de productos químicos como coagulantes y floculantes y la sedimentación), la filtración y la desinfección (Instituto Nacional de Salud, 2011).

En este sentido, las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) juegan un papel fundamental, ya que son las encargadas de implementar estos procesos para transformar el agua captada desde diversas fuentes hídricas en un recurso seguro y conforme con los estándares de calidad exigidos por la normativa vigente (Rey et al., 2020). Estas plantas son un componente importante en el desarrollo de las comunidades, al contribuir directamente a la protección de la salud pública y a la mejora de la calidad de vida de la población (Rey et al., 2020).

En el caso de las aguas subterráneas, es común aplicar procesos específicos para remover compuestos como el hierro y el manganeso, que suelen encontrarse en forma disuelta. Uno de los métodos más utilizados es la oxidación seguida de filtración, mediante la cual estos metales se transforman en partículas insolubles al ser expuestos a agentes oxidantes como el aire, el cloro o el permanganato de potasio. Posteriormente, las partículas formadas se eliminan a través de medios filtrantes como arena o antracita (Odell, 2010; Wang et al., 2023).

Las tecnologías de membrana, como la nanofiltración, la ósmosis inversa y la electrodiálisis, son ampliamente utilizadas por su eficacia frente a una variedad de compuestos. Estas permiten la remoción eficiente de nitratos, arsénico, y de sales disueltas en aguas salinas, siendo especialmente útiles en zonas costeras (Casas, 2020).

Por otro lado, el intercambio iónico se emplea tanto para la eliminación de nitratos, como de otros compuestos inorgánicos relevantes, entre ellos arsénico, fluoruros, metales pesados y sustancias responsables de la dureza del agua (Odell, 2010; Casas, 2020). La adsorción también representa una alternativa eficaz para tratar estos contaminantes, utilizando materiales como carbón activado, alúmina activada y óxidos de hierro, que los retienen eficientemente en sus superficies (Da'ana et al., 2021; Peechattukudy et al., 2017; Boving et al., 2022).

La coagulación y floculación ayuda en la remoción de partículas coloidales, además han sido aplicadas con éxito en el tratamiento de flúor, favoreciendo la formación de agregados que luego pueden ser separados por sedimentación o filtración (Thomas et al., 2022; Guzmán et al., 2016).

5.4 Lodos Generados en Plantas de Potabilización

La eliminación de impurezas coloidales y suspendidas, como limo, arena, arcilla y partículas húmicas, junto con los productos coagulantes empleados en los procesos de potabilización del agua, genera un subproducto conocido como lodo (Ahmad et al., 2017; Babatunde et al., 2007; Likus et al., 2021). Su composición varía en función de la fuente de agua cruda, los productos químicos utilizados y los procesos y operaciones unitarias aplicados (Ippolito et al., 2011).

La cantidad y composición pueden verse afectadas por cambios en los parámetros de tratamiento, lo que da lugar a lodos con características diversas (Ahmad et al., 2017; Azeddine et al., 2023). Sin embargo, en términos generales, estos residuos están compuestos por fracciones de suelo, materiales orgánicos e hidróxidos metálicos hidratados de aluminio (Al), hierro (Fe) y otros metales (Ippolito et al., 2011). A escala mundial, se estima que la producción diaria de lodos de plantas de potabilización supera las 10.000 toneladas, y que una planta de tratamiento puede generar alrededor de 100.000 toneladas al año (Ahmad et al., 2017).

En el tratamiento de aguas subterráneas, los lodos no solo se generan por el uso de coagulantes, sino también como resultado de la precipitación de metales disueltos, principalmente hierro y manganeso (Zhu et al., 2019). Se ha reportado una producción de hasta 5 toneladas de lodo por día en una planta con una capacidad de tratamiento de 80.000 m³/día (Kutty et al., 2011). Estos lodos contienen dichos metales, generalmente en forma de óxidos metálicos (Ong et al., 2017).

La gestión de los lodos generados en plantas de potabilización representa un desafío significativo debido al aumento en los volúmenes producidos, la baja proporción de materiales degradables y la amenaza potencial que su disposición inadecuada supone para el medio ambiente (Azeddine et al., 2023; Dahhou et al., 2023).

Dado que los lodos están compuestos principalmente por agua, requieren procesos de deshidratación. El grado de deshidratación y, en consecuencia, la metodología aplicada y los costos asociados, dependen del nivel de sequedad final requerido (Dahhou et al., 2023). Generalmente, los lodos se secan y se disponen en vertederos; sin embargo, esta práctica puede representar un riesgo ambiental, ya que pueden contener metales que, al lixiviarse, pueden contaminar el entorno (Zwane et al., 2024). En muchos países incluso es común el vertimiento directo de los lodos en cuerpos de agua sin tratamiento previo, lo que da lugar a la acumulación de sedimentos y a la contaminación de estos ecosistemas (Bernegossi et al., 2022).

Se ha documentado que estos residuos pueden generar toxicidad crónica en organismos acuáticos, afectando su tasa de mortalidad y reduciendo su fecundidad (Sotero et al., 2005). Asimismo, su descarga incrementa la concentración de sólidos sedimentables, la turbiedad, la demanda química de oxígeno (DQO), la dureza, la alcalinidad, la conductividad eléctrica y la presencia de metales como hierro y aluminio en las fuentes receptoras. Estos impactos son más severos en épocas de menor precipitación, cuando los caudales disminuyen y la capacidad de dilución del cuerpo de agua se ve reducida (Sotero et al., 2007).

Si bien el aluminio presente en los lodos generalmente no se considera tóxico debido a sus bajas concentraciones, estos residuos pueden contener otros metales pesados que actúan de manera aditiva o sinérgica con el aluminio y el hierro, aumentando su toxicidad. No obstante, algunas características del lodo, como el pH, la presencia de ligandos orgánicos naturales, altas

concentraciones de calcio, elevada dureza y contenido de sólidos suspendidos, pueden reducir la toxicidad de los metales presentes. A pesar de ello, su vertimiento en cuerpos de agua sigue siendo considerado perjudicial para los ecosistemas acuáticos (Sotero et al., 2007).

Estudios previos sobre la utilización de dichos lodos incluyen la recuperación de coagulantes, el uso de los lodos en la fabricación de agregados y aditivos para cemento, ladrillos, así como adsorbentes de bajo costo en la eliminación de metales en el tratamiento de aguas residuales (Ong et al., 2017; Zhu et al., 2019).

La gestión de los lodos generados en plantas de potabilización es crucial para determinar su destino ambiental y las posibles rutas de exposición para la biota terrestre y acuática. Además, la creciente conciencia ambiental impulsa la adopción de enfoques basados en la economía circular. En este contexto, las estrategias de gestión podrían convertir estos residuos en subproductos valiosos, reduciendo costos de disposición y cumpliendo con la normativa vigente. Por lo tanto, es importante el estudio de alternativas de reutilización sostenible para estos lodos (Bernegossi et al., 2022).

5.5 Normativa y Guías Aplicables a la Gestión de los Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas

En Colombia, aunque no existe una normativa exclusiva para los lodos generados en sistemas de potabilización de aguas subterráneas, sí se cuenta con un marco regulatorio general que establece lineamientos para gestión, tratamiento y disposición de los lodos generados en el tratamiento de agua potable. Este marco incluye disposiciones ambientales y sanitarias que deben considerarse para evitar afectaciones a las fuentes hídricas y al entorno.

Uno de los principales referentes normativos es el Artículo 25 del Decreto 3930 de 2010, que establece actividades no permitidas en relación con los vertimientos a cuerpos de agua. Este artículo prohíbe expresamente:

“Disponer en cuerpos de aguas superficiales, subterráneas, marinas y sistemas de alcantarillado, los sedimentos, lodos y sustancias sólidas provenientes de sistemas de tratamiento de agua o equipos de control ambiental, y otras tales como cenizas, cachaza y bagazo. Para su disposición deberá cumplirse con las normas legales en materia de residuos sólidos” (Decreto 3930 de 2010).

Este enunciado implica que los lodos generados en procesos de potabilización no pueden ser vertidos directamente en cuerpos de agua ni en sistemas de alcantarillado, y que su disposición debe realizarse conforme a la legislación vigente en materia de residuos sólidos.

En ese sentido, la Resolución 330 de 2017, por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS), establece lineamientos específicos para el manejo de estos residuos. En su Artículo 123, se indica que los lodos generados como subproductos del proceso de potabilización deben ser muestreados con fines de evaluación, aprovechamiento y disposición final. Para ello, deben analizarse parámetros como: pH, humedad, temperatura, sólidos suspendidos totales, sólidos suspendidos volátiles, sólidos totales, así como residuos de los insumos químicos utilizados en los procesos unitarios de tratamiento y los contaminantes remanentes que ingresan al sistema.

Asimismo, se establece la obligación de cuantificar el volumen y la cantidad de lodos producidos por unidad de tratamiento.

Por su parte, el Artículo 125 de la misma resolución dispone que los lodos generados deben ser sometidos a tratamientos de homogeneización, espesamiento y deshidratación, y enfatiza que en ningún caso está permitida su descarga o almacenamiento sin tratamiento previo.

De igual manera, el Artículo 126 señala que, una vez tratados, los lodos deben ser dispuestos conforme a las indicaciones de la autoridad ambiental local.

Por otro lado, la Resolución 2309 del 24 de febrero de 1986, establece las normas relacionadas con el manejo de los residuos especiales. Si bien esta resolución no está dirigida específicamente a los lodos generados en plantas de potabilización, en su Artículo 2 se define como residuos especiales a:

“Los objetos, elementos o sustancias que se abandonan, botan, desechan, descartan o rechazan y que sean patógenos, tóxicos, combustibles, inflamables, explosivos, radiactivos o volatilizables, y los empaques y envases que los hayan contenido, como también los lodos, cenizas y similares.”

Esto indica que, dependiendo de sus características, los lodos pueden ser clasificados como residuos especiales, especialmente si presentan propiedades tóxicas, inflamables o volatilizables. La resolución establece criterios para identificar residuos especiales según su peligrosidad, incluyendo concentraciones específicas de elementos tóxicos, además de lineamientos para su almacenamiento, y procedimientos para obtener las autorizaciones requeridas para su transporte, tratamiento y disposición final. Esta resolución puede ser útil como referencia complementaria para la evaluación inicial de lodos, en particular cuando se requiere determinar su potencial peligrosidad.

En complemento, se encuentra el Decreto 4741 de 2005, mediante el cual se reglamenta parcialmente la gestión integral de los residuos o desechos peligrosos en Colombia. Si bien el decreto no menciona explícitamente a los lodos de potabilización como residuos peligrosos, establece que:

“Residuo o desecho peligroso es aquel que, por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables, infecciosas o radiactivas, puede causar riesgo o daño para la salud humana y el ambiente. Así mismo, se considera residuo o desecho peligroso los envases, empaques y embalajes que hayan estado en contacto con ellos.”

El Anexo III del decreto describe las características de peligrosidad que deben evaluarse para clasificar un residuo como peligroso. Este anexo puede ser particularmente útil como herramienta técnica de referencia para valorar si los lodos generados en sistemas de potabilización presentan riesgos que los clasifiquen dentro de esta categoría, y si, por tanto, deben ser gestionados bajo los lineamientos exigidos por esta normativa.

Por otro lado, La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency, EPA) publicó en 2011 la guía titulada Drinking Water Treatment Residuals Management Technical Report. Aunque este documento no constituye una normativa obligatoria, funciona como referencia para la gestión adecuada de estos residuos. En ella se describen diversas alternativas de tratamiento, entre las que se encuentran:

- ❖ La deshidratación mecánica, que incluye tecnologías como los filtros prensa y las centrífugas.

- ❖ La deshidratación no mecánica, a través de lagunas o estanques de almacenamiento, donde los lodos se sedimentan y compactan, así como el uso de lechos de secado.
- ❖ El secado térmico, en el que se aplica calor para evaporar el agua contenida en los lodos, aunque esta opción es poco utilizada debido a sus altos costos operativos.

En cuanto a la disposición final, la guía señala que, por lo general, estos lodos no son considerados residuos peligrosos y pueden ser reciclados, dispuestos en vertederos o aplicados en suelos. La aplicación en suelos es más común con lodos provenientes del ablandamiento con cal, ya que estos pueden contribuir a la neutralización del pH del suelo. En contraste, los lodos de coagulación, como los generados con alumbre, no ofrecen beneficios agronómicos y suelen utilizarse únicamente como material de relleno.

Se establece que la aplicación ideal de estos lodos debe hacerse en cultivos no alimentarios, áreas de recuperación de minas y zonas forestales. No obstante, se advierte sobre posibles riesgos, como la acumulación de metales en el suelo y en el agua subterránea, y la adsorción de fósforo por parte de lodos de hidróxido de aluminio e hidróxido de hierro, lo que puede disminuir la fertilidad del suelo.

Complementariamente, la EPA, a través del Título 40 del Código de Regulaciones Federales (40 CFR), define los lodos generados en plantas de potabilización como residuos sólidos. En particular, la Parte 258 establece los criterios aplicables a los vertederos destinados a la disposición de estos residuos, regulando aspectos como las restricciones de ubicación, los criterios de diseño y los requisitos de monitoreo ambiental, entre otros lineamientos necesarios para la promoción de una disposición menos riesgosa.

Es importante mencionar que, a nivel internacional, existe poca normativa específicamente dirigida a la gestión de los lodos generados en el tratamiento de agua potable. La mayoría de la información disponible se encuentra enfocada en el manejo de los lodos producidos en plantas de tratamiento de aguas residuales, lo que evidencia una brecha regulatoria en el ámbito del tratamiento de agua potable. Esta situación dificulta la gestión de sus residuos, ya que existen vacíos en los lineamientos que se deben seguir, no solo en cuanto a su tratamiento y disposición final, sino también respecto a las opciones de valorización, lo que representa un desafío para la implementación de prácticas sostenibles y ambientalmente responsables en la gestión de estos lodos.

6. Metodología

Para elaborar este trabajo de grado y cumplir con los objetivos planteados, se realizó la búsqueda de artículos en bases de datos académicas como Scopus, PubMed, Web of Science, Taylor and Francis y Google Scholar. Además, se utilizaron herramientas de inteligencia artificial como Semantic Scholar y Consensus IA, que facilitan la búsqueda de artículos en temas específicos (Codina, 2018; consensus, s.f), así como el software VOSviewer una herramienta para construir y visualizar redes bibliométricas (VOSviewer, s.f).

Adicionalmente, se identificaron nuevos artículos mediante la revisión de las referencias bibliográficas de los documentos encontrados previamente. También se incluyeron trabajos de grado de instituciones nacionales como la Universidad del Valle, la Universidad de

La Salle, la Universidad Piloto y la Universidad de Antioquia, así como de instituciones internacionales como la Universidad Politécnica Salesiana (Ecuador) y la Universidad Nacional de Rosario (Argentina).

Para la gestión de referencias bibliográficas, se utilizó el software Mendeley (Elsevier, s.f) y la ventana de observación comprendió el período entre 2005 y 2024. Los temas centrales de la búsqueda fueron:

- ❖ Procesos y configuraciones de tratamiento de aguas subterráneas.
- ❖ Lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas.
- ❖ Manejo y uso de los lodos de tratamiento de aguas subterráneas.

Esta división permitió una contextualización clara de cada uno de los temas y facilitó la conexión entre los objetivos propuestos. Para cada una de las partes mencionadas, se construyó una matriz de análisis propia, que incluyó los siguientes campos: nombre del artículo, país, año de publicación, número de citas y observaciones importantes sobre el artículo.

En la primera parte del trabajo, los procesos de tratamiento de aguas subterráneas fueron seleccionados en función de los principales contaminantes identificados en el marco conceptual. Para la búsqueda se usaron palabras clave en inglés como: “Groundwater treatment technologies”, “Groundwater purification methods”, “Groundwater manganese removal”, “Groundwater fluoride remediation” y “Groundwater arsenic remediation”, “Brackish groundwater treatment” y en español como: “Tratamiento de aguas subterráneas”, “Potabilización de aguas subterráneas”, y “Técnicas de tratamiento en aguas subterráneas”. Los documentos seleccionados fueron escogidos bajo los siguientes criterios:

Responder a las preguntas:

- ❖ ¿Qué procesos son eficientes para la remoción de contaminantes del agua subterránea?
- ❖ ¿Cuáles son las ventajas y desventajas de los procesos de tratamiento?
- ❖ ¿Qué factores influyen en la remoción de los contaminantes en el agua subterránea?

Para las configuraciones de tratamiento de aguas subterráneas se buscó identificar aquellas comúnmente empleadas en este tipo de recurso. Se utilizaron palabras clave en inglés como: “Groundwater”, “Evaluation of treatment plants”, “Groundwater treatment plants”, “Groundwater treatment trains” y “Treatment processes for groundwater” y en español como: “Plantas de tratamiento de aguas subterráneas” y “Trenes de tratamiento de aguas subterráneas”. Los documentos seleccionados fueron escogidos bajo los siguientes criterios:

Responder a la pregunta:

- ❖ ¿Qué configuraciones de tratamiento se utilizan para tratar el agua subterránea?

Respecto al aspecto “Lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas”, se utilizaron palabras clave en inglés como: “Groundwater”, “Sludge”, “Groundwater treatment sludge” y “Groundwater treatment waste” y en español como: “Lodos”, “Agua subterránea”, “Residuos de tratamiento de aguas” para identificar los documentos relevantes, se revisaron aquellos que cumplieran con los siguientes criterios:

- ❖ Abordar exclusivamente los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas.

Responder a las preguntas:

- ❖ ¿Cuáles son las características fisicoquímicas de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas?
- ❖ ¿Cuáles son las características estructurales de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas?

Para la última parte “manejo y uso de los lodos de tratamiento de aguas subterráneas” se realizó una búsqueda con las siguientes palabras clave en inglés: “Groundwater”, “Sludge”, “Water treatment iron sludge”, “ Safe disposal”, “Alum sludge”, “Iron sludge”, “Water treatment iron sludge”, “Water treatment residuals”, “Waste management”, “Sludge valorization”, y las siguientes palabras clave en español: “Lodos”, “Agua subterránea”, “Manejo de lodos” “Aprovechamiento de lodos”.

Se escogieron los documentos que cumplieran con los siguientes criterios:

Responder a las preguntas:

- ❖ ¿Qué tratamiento reciben los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas subterráneas?
- ❖ ¿Qué manejo reciben los lodos generados en el tratamiento de agua subterránea?
- ❖ ¿Qué usos pueden tener los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas?

7. Resultados y Discusión

7.1 Procesos de Tratamiento de Aguas Subterráneas

Para la primera parte de esta sección, se recopilaron y organizaron un total de 33 documentos científicos relacionados con procesos de tratamiento de aguas subterráneas, seleccionados conforme a los criterios establecidos en la metodología. La información extraída de estos documentos se sistematizó en una matriz de análisis que incluyó campos como: nombre del artículo, año de publicación, autor, país, tipo de tecnología evaluada, contaminantes tratados y tipo de documento (Anexo 1). También se elaboró otra matriz complementaria que vincula cada proceso de tratamiento con los contaminantes (Anexo 2) que logra remover, junto con el número de artículos que respaldan cada relación identificada.

Esta sistematización permitió identificar patrones frecuentes y tendencias en el uso de diferentes procesos para la remoción de contaminantes específicos. A continuación, se presenta un análisis de los resultados encontrados a través de diagramas y tablas con información detallada sobre las tecnologías documentadas.

La mayoría de los documentos analizados corresponden a artículos publicados en revistas científicas. Sin embargo, también se incluyeron capítulos de libros académicos relacionados con el tema, con el fin de enriquecer el análisis. La **Tabla 2** resume el tipo y la proporción de los documentos utilizados:

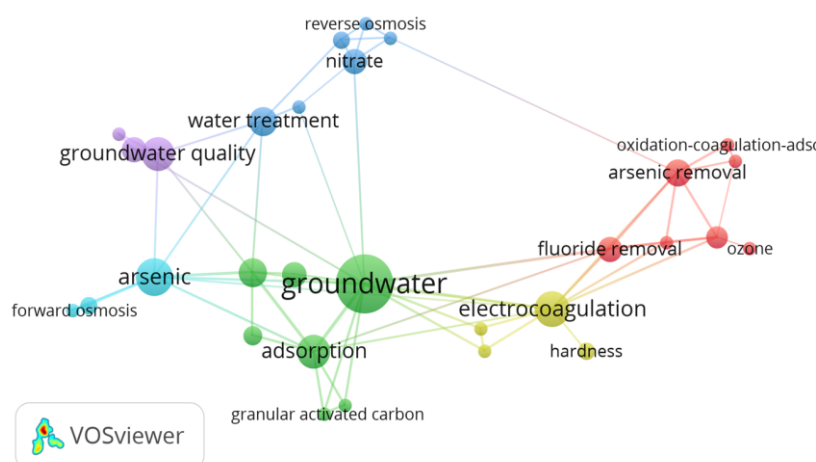
Tabla 2. Tipo de documentos utilizados para la revisión de los procesos de tratamiento de aguas subterráneas

Tipo de documento	Número de documentos	%
Revista científica	30	90,9
Capítulo de libros	3	9,09

Fuente: Elaboración propia

La **Figura 2** presenta una red de términos realizada a través del software VOSviewer y construida a partir de las palabras clave más frecuentes en los documentos incluidos. El tamaño de cada nodo refleja la frecuencia del término, mientras que el grosor y la intensidad de los enlaces indican la fuerza de coocurrencia entre dos conceptos.

Figura 2. Red de coocurrencia de términos clave en los documentos revisados para los procesos de tratamiento de aguas subterráneas



Fuente: Elaboración propia

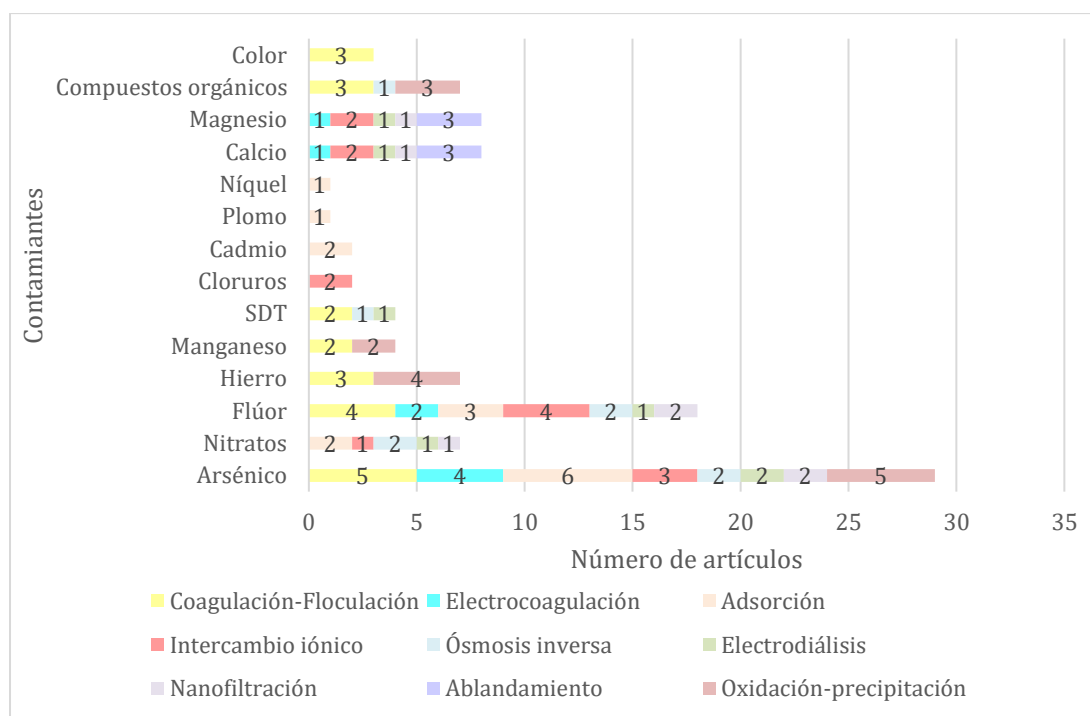
Se observa que “groundwater” ocupa una posición central en la red, con fuertes conexiones hacia términos como “adsorption”, “arsenic”, “electrocoagulation” y “water treatment”, lo que evidencia su papel como eje temático principal. También se identifican agrupamientos temáticos: por ejemplo, un grupo vinculado al tratamiento con ozono y coagulación (rojo), otro centrado en adsorción y materiales como el carbón activado (verde), y uno más asociado a ósmosis inversa y la remoción de nitratos (azul).

Esta visualización permite identificar las relaciones más estudiadas entre tecnologías y contaminantes, así como los enfoques predominantes en la literatura revisada sobre el tratamiento de aguas subterráneas. Asimismo, la figura evidencia una clara correspondencia entre las palabras claves identificadas en los documentos analizados y aquellas utilizadas en las estrategias de búsqueda descritas en la sección metodológica.

La **Figura 3** muestra el número de artículos que respaldan la remoción de un contaminante presente en las aguas subterráneas, a través de una determinada tecnología. Se observa una mayor frecuencia de estudios relacionados con la remoción de arsénico, flúor, hierro y nitratos, así como una presencia destacada de tecnologías como la coagulación-

floculación, la adsorción y la electrocoagulación; lo que refleja versatilidad dentro del tratamiento de aguas subterráneas. Esta visualización proporciona un panorama inicial que orienta el análisis que se desarrolla a continuación.

Figura 3. Número de artículos que respaldan los procesos de tratamiento usados en la remoción de contaminantes en aguas subterráneas.



Fuente: Elaboración propia

Los procesos de tratamiento del agua subterránea eliminan una variedad de contaminantes. Existen procesos de tratamiento del agua altamente efectivos que pueden abordar con éxito la contaminación del agua subterránea, incluso en casos de alta concentración de contaminantes, transformando el agua en una fuente potable limpia. No obstante, es importante destacar que no existe una solución universal para todos los casos (Boving et. al 2022). En general, la elección del proceso de tratamiento específico depende de factores importantes como la naturaleza de los contaminantes específicos presentes en el agua cruda, la eficiencia del proceso, la inversión inicial requerida, los costos de operación y mantenimiento y las condiciones locales. Estos procesos se combinan estratégicamente en una secuencia conocida como cadena de tratamiento, diseñada para eliminar una amplia variedad de impurezas presentes en el agua (Kresic, 2009).

A continuación, se presentan los procesos más comunes para el tratamiento de las aguas subterráneas.

7.1.1 Coagulación - floculación

La coagulación es un proceso mediante el cual se desestabilizan las partículas suspendidas o disueltas en el agua, las cuales generalmente poseen una carga eléctrica negativa. Para lograr esta desestabilización, se añaden coagulantes catiónicos, lo que favorece la

agregación de las partículas y la formación de flóculos de mayor tamaño. Estos flóculos pueden ser posteriormente eliminados mediante procesos de sedimentación o filtración (Mondal et al., 2013). La eficacia de la coagulación depende de diversos factores, como el pH, la temperatura del agua, el tipo y la dosis del coagulante, así como el tiempo de contacto (Leszczyński, 2019).

Las aguas subterráneas generalmente presentan una turbiedad mucho menor que las aguas superficiales, lo que está asociado a un bajo contenido de sólidos suspendidos (Odell, 2010). Sin embargo, pueden contener sólidos disueltos y, en algunas circunstancias, sólidos suspendidos si el pozo de extracción no está en buenas condiciones o se opera inadecuadamente. En tales casos, el proceso de coagulación-floculación es una solución eficaz para el manejo de estos contaminantes (Thomas et al., 2022).

La coagulación-floculación es también eficaz en la remoción de contaminantes microbiológicos, como bacterias y virus, así como de metales presentes en aguas subterráneas, entre ellos arsénico, hierro y manganeso. Además, permite reducir el color verdadero y sustancias orgánicas disueltas. (Leszczyński, 2019; Mondal et al., 2013; Odell, 2010; Thomas et al., 2022). No obstante, según Odell. (2010), para una eliminación efectiva de estos elementos generalmente se requiere un tratamiento previo de oxidación. Los coagulantes más utilizados para el tratamiento incluyen sulfato de aluminio, sulfato férrico e hidróxido de calcio (Guzmán et al., 2016).

Según Ghosh et al. (2019), los coagulantes a base de hierro son más efectivos para la remoción de arsénico que los basados en aluminio, ya que pueden operar en un rango de pH más amplio. Además, los hidróxidos de hierro tienen mayor afinidad con el arsénico en comparación con los hidróxidos de aluminio.

El flúor, otro contaminante común en las aguas subterráneas, también puede eliminarse mediante la coagulación-floculación. Este proceso se apoya en la precipitación con cal, formando fluoruro de calcio, que es insoluble en agua. Además, la adición de sales de aluminio como coagulante favorece la formación de hidróxido de aluminio, el cual absorbe el flúor, facilitando su eliminación. Esta técnica, conocida como el método Nalgonda, tiene algunas desventajas, como la posibilidad de dejar un sabor desagradable en el agua, la producción de lodos y la presencia de residuos de aluminio (Jadhav et al., 2015; Kashyap et al., 2023).

Existen también coagulantes naturales que pueden ofrecer soluciones más económicas y eficientes para el tratamiento del agua. Pandey et al. (2020) evaluaron el uso de *Azadirachta indica* y *Moringa oleifera* como coagulantes naturales en el tratamiento de aguas subterráneas. Aunque ambos coagulantes mostraron buenos resultados de manera individual, su combinación fue la más efectiva, ajustando el pH a niveles adecuados para agua potable y logrando una remoción de aproximadamente 60% de sólidos disueltos, 60% de turbiedad, 57% de flúor y 87% de E. coli.

Leszczyński (2019) evaluó la adición del proceso de coagulación en una planta de tratamiento de aguas subterráneas a escala real, cuya línea de tratamiento consistía originalmente en aireación, filtración en dos etapas y desinfección. Aunque este sistema era eficiente en la remoción de hierro y manganeso, no lograba reducir adecuadamente el color verdadero ni la demanda química de oxígeno con permanganato. Para el estudio se utilizaron dos coagulantes: sulfato de aluminio hidratado y cloruro de polialuminio (PAC), los cuales se dosificaron antes de la primera etapa de filtración, con dosis que variaron entre 4 y 20 mg/L y tiempos de contacto de 10 y 15 minutos. Los resultados mostraron que el coagulante más eficaz

fue el cloruro de polialuminio: con una dosis de 16 mg/L se logró una remoción del 68% del color (reduciéndolo a 9 mgPt-Co, cumpliendo el valor objetivo de ≤ 15 mgPt-Co) y una remoción del 53.8% de la demanda química de oxígeno (reduciéndolo a 3.1 mg/L, muy cercano al límite deseado de 3.0 mg/L).

Bordoloi et al. (2013) evaluaron la eficiencia del proceso OCOP (oxidación-coagulación a pH optimizado) para remover arsénico y hierro en aguas subterráneas, tanto a nivel de laboratorio como en sistemas domésticos en comunidades rurales. El tratamiento consistió en ajustar el pH con NaHCO_3 , oxidar As(III) y Fe(II) con KMnO_4 , y coagular con FeCl_3 , seguido de sedimentación y filtración. Las concentraciones iniciales de As oscilaron entre 67–211 $\mu\text{g/L}$ y de Fe entre 2.5–16.25 mg/L. Se alcanzaron remociones superiores al 96% para As y 94% para Fe, cumpliendo con los límites de la OMS en todos los casos.

El estudio evidenció que la eficiencia aumentaba con la dosis de coagulante, aunque también lo hacía la concentración de hierro residual, sin exceder los límites normativos. Además, se observó que a mayor concentración inicial de arsénico se requería mayor dosis de oxidante, y que aniones competidores como sulfato, fosfato y silicato disminuían la eficiencia del proceso al interferir con los sitios de adsorción, lo que puede corregirse aumentando la dosis de coagulante.

7.1.2 Electrocoagulación

La electrocoagulación es comúnmente usada para la remoción de aguas subterráneas contaminadas con arsénico (As) y flúor (F). Consiste en la aplicación de corriente eléctrica a través de un reactor electrolítico conectado a un ánodo y un cátodo que generalmente son de hierro o aluminio. Cuando la corriente eléctrica es aplicada, el ánodo se disuelve liberando especies metálicas y el cátodo libera gas hidrógeno. Las especies acuosas liberadas por el ánodo se unen químicamente a los aniones de arsénico (As) y flúor (F) formando flocs y que pueden ser removidos mediante sedimentación o filtración. Los lodos generados en este proceso están compuestos principalmente por óxidos e hidróxidos metálicos fácilmente deshidratables (Thomas et al., 2022). Para la remoción de arsénico suelen usarse electrodos de aluminio y de hierro (Ghosh et al., 2019).

Esta alternativa puede producir un agua tratada con concentraciones de flúor (F) menores a 1 mg/l; sin embargo, la duración del tratamiento y la eficiencia de remoción es directamente proporcional a la dosificación de carga (Thomas et al., 2022). Además, presenta limitaciones como la necesidad de equipos y la generación de lodos que requieren un manejo adecuado (Jerroumi et al., 2023). Así mismo, el rendimiento del proceso se ve afectado por un alto contenido de sólidos totales disueltos, y los electrodos requieren ser reemplazados periódicamente (Thomas et al., 2022).

Amarine et al. (2020) estudiaron la remoción de nitratos en agua subterránea sintética mediante electrocoagulación con electrodos de aluminio. Obtuvieron una remoción del 94,41% tras 150 minutos de tratamiento, identificando que la eficiencia de remoción depende de factores como el voltaje suministrado, la superficie sumergida de los electrodos y el tiempo de tratamiento.

Şık et al. (2017) también estudiaron la eficiencia de este proceso para la remoción de arsénico en aguas subterráneas, utilizando un reactor con electrodos de hierro en forma de bola

para el ánodo y de titanio para el cátodo. Los resultados mostraron porcentajes de remoción superiores al 96%, y señalaron que la eficiencia de remoción está directamente relacionada con la corriente aplicada, el tiempo de operación y el área superficial expuesta de los electrodos, hallazgos que coinciden con el estudio realizado por Amarine et al. (2020).

Guzmán et al. (2016) investigaron la remoción simultánea de arsénico y flúor en aguas subterráneas profundas mediante electrocoagulación. Los resultados mostraron que la concentración de arsénico disminuyó de 43 $\mu\text{g/L}$ a menos de 10 $\mu\text{g/L}$. Para el flúor, la concentración inicial de 2,5 mg/L se redujo a 0,39 mg/L tras el tratamiento. Además, se observaron reducciones en la presencia de sulfatos y fosfatos. El estudio destacó que la velocidad media de flujo es un factor crucial para la eliminación de arsénico y hierro, obteniéndose los mejores resultados en rangos de 0,91 a 1,82 cm/s para el arsénico y a 1,82 cm/s para el flúor.

7.1.3 Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual una sustancia, llamada adsorbato, se adhiere a otra, denominada adsorbente. Este proceso puede ocurrir de dos formas: adsorción física y adsorción química. La adsorción física se produce cuando la unión entre el adsorbente y el adsorbato es debida a fuerzas de Van der Waals. Por otro lado, la adsorción química, también conocida como quimisorción, se da cuando la unión se realiza a través de fuerzas de enlace químico (Jerroumi et al., 2023).

Existen adsorbentes convencionales ampliamente utilizados, como el carbón activado, la alúmina y la zeolita. Sin embargo, también existen adsorbentes no convencionales, como los residuos de algodón, la cáscara de coco y las hojas de café. Los adsorbentes pueden regenerarse después de su uso mediante un proceso de desorción; esto significa que pueden ser reutilizados, lo que ayuda a reducir costos y hacer que la técnica sea más respetuosa con el medio ambiente (Jerroumi et al., 2023).

La adsorción es uno de los métodos más eficaces para la remoción de contaminantes inorgánicos en aguas subterráneas, incluyendo tanto nitratos como metales pesados como el cadmio (Cd). Dentro de los adsorbentes más efectivos se encuentran aquellos compuestos por óxidos metálicos, en especial los que contienen hierro (Fe) y aluminio (Al), debido a su naturaleza anfotérica, que les permite interactuar con una amplia variedad de iones (Koju et al., 2018; Peechattukudy et al., 2017). En particular, los materiales basados en óxidos e hidróxidos de hierro, como los hidróxidos férricos, han demostrado ser altamente eficientes en la remoción de iones metálicos, siendo ampliamente utilizados en la eliminación de arsénico (Da'ana et al., 2021; Odell, 2010).

Sin embargo, la eficiencia de remoción está influenciada por la concentración inicial de arsénico, el pH, la temperatura y la presencia de otros iones competitivos en el agua como fosfatos (Katsoyiannis., et al 2008). Algunos adsorbentes comúnmente usados para la remoción de arsénico son la alúmina activada, la arena recubierta con óxidos de hierro, carbón activado e hidróxido de férrico granular (Ghosh et al., 2019). La alúmina activada también ha sido ampliamente utilizada para la remoción de flúor del agua subterránea, sin embargo, su eficiencia se ve limitada a un rango de pH ácido (Jadhav et al., 2015; Kashyap et al., 2023; Singh et al., 2020).

El tamaño de la partícula del medio filtrante es importante para la cinética del proceso, tamaños de partícula más pequeñas tienen una mayor cinética, pero requieren mayores presiones para alcanzar un flujo adecuado (Thomas et al., 2022).

Moşneag et al. (2012) investigaron la eficacia del carbón activado granular como adsorbente en el tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con nitratos. Los resultados mostraron que el carbón activado demostró ser altamente efectivo en su eliminación, con un desempeño óptimo a temperaturas bajas, específicamente a 15°C y 20°C, siendo esta última la más favorable. Se observaron porcentajes de remoción superiores al 68% con tiempos de contacto que variaron entre 30 y 120 minutos. Además de su eficacia en la remoción de nitratos, se constató que este adsorbente contribuyó a la disminución de los niveles de conductividad eléctrica, dureza y sólidos disueltos en el agua tratada.

Letchipia et al. (2023) produjeron un bioadsorbente a partir de residuos de cáscara de sandía, tanto modificada con ácido cítrico como sin modificar, para la remoción de arsénico presente en agua subterránea. Las cáscaras de sandía fueron recolectadas durante 8 meses en un puesto de fruta, luego se secaron, molieron y tamizaron, obteniendo así el bioadsorbente natural. Para obtener el bioadsorbente modificado, se utilizó ácido cítrico como sustancia quelante.

La evaluación de la remoción se llevó a cabo utilizando aguas de distintos pozos, con concentraciones de arsénico de 0, 1, 13, 22 y 65 µg/L. Para cada concentración, se tomaron 20 ml de muestra y se mezclaron con 0,5 g de adsorbente durante dos periodos de tiempo: 2 y 4 horas. Posteriormente, las muestras fueron separadas por centrifugación y filtradas para medir las concentraciones de arsénico remanente. Cada experimento se repitió tres veces.

Los resultados mostraron que el bioadsorbente natural presentó las mayores eficiencias de remoción tras 4 horas de tratamiento, con un aumento en la eficiencia a medida que aumentaba la concentración inicial de arsénico, alcanzando porcentajes de remoción superiores al 90%. El bioadsorbente modificado no mostró altos porcentajes de remoción en ninguno de los dos tiempos evaluados, excepto en la concentración de 1 µg/L, donde se obtuvo una remoción superior al 80% en ambos tiempos. Estos resultados destacan el potencial del bioadsorbente natural para la remoción de arsénico de aguas subterráneas.

Girkar et al. (2024) desarrollaron un filtro vertical de uso doméstico empleando un adsorbente natural a partir de la funcionalización química del bagazo de caña de azúcar mediante la adición de cloruro de potasio, para formar biocarbón con el fin de eliminar flúor de las aguas subterráneas. El filtro estaba compuesto por biocarbón funcionalizado y pellets hechos de una mezcla de yeso de París y bagazo de caña, dispuestos entre dos capas de espuma de poliuretano. Se trataron muestras de agua subterránea provenientes de ocho pozos en India, obteniéndose eficiencias de remoción que oscilaron entre el 59,77% y el 86,2%. En todas las muestras analizadas, los niveles de flúor se mantuvieron por debajo de los valores recomendados por la OMS.

Koju et al. (2018) evaluaron la eficiencia de nanopartículas de alúmina, tanto sintetizadas como modificadas con compuestos cargados negativamente como carboximetilcelulosa (CMC), ácido húmico y glicerol, para la remoción de cadmio (Cd^{2+}) en agua subterránea simulada contaminada. El estudio consideró el efecto de diversas condiciones experimentales, incluyendo el pH (2–8), la concentración inicial de Cd (5–200 µg/L), la dosis del adsorbente (0,1–0,7 g/L) y el tiempo de contacto (5–480 minutos). Los resultados

mostraron que las nanopartículas modificadas con CMC y ácido húmico presentaron menor eficiencia, mientras que las modificadas con glicerol y las no modificadas eliminaron más del 99 % del Cd^{2+} con una dosis de 0,7 g/L, cumpliendo con el límite de 3 $\mu\text{g/L}$ establecido por la OMS. La mayor parte de la remoción ocurrió durante la primera hora, alcanzándose el equilibrio alrededor de los 180 minutos. La eficiencia disminuyó a medida que aumentaba la concentración inicial de cadmio, lo que sugiere una saturación progresiva de los sitios activos en la superficie del adsorbente. La máxima remoción se alcanzó a pH 8, donde la superficie de las nanopartículas presenta carga negativa, favoreciendo la atracción electrostática con los cationes de cadmio.

Aziz et al. (2016) estudiaron la remoción de plomo (Pb), níquel (Ni) y cadmio (Cd) en agua subterránea sintética, utilizando como adsorbentes materiales naturales elaborados a partir de semillas de Moringa oleifera y cáscara de plátano. Los ensayos se realizaron con cada biomasa por separado y también en combinación, empleando concentraciones de 200 mg/L para los adsorbentes individuales y 200 + 200 mg/L para la mezcla.

Los resultados mostraron que, en el caso del plomo, la eficiencia de remoción aumentó con su concentración inicial. Con el uso exclusivo de moringa, se alcanzó un 81 % de remoción a una concentración inicial de 60 $\mu\text{g Pb/L}$. La cáscara de plátano mostró un comportamiento similar, aunque con una eficiencia menor, alcanzando un máximo del 58 % también a 60 $\mu\text{g Pb/L}$. La combinación de ambas biomásas mostró un rendimiento similar al de la moringa sola.

En contraste con el Pb, las eficiencias de remoción de níquel disminuyeron al aumentar su concentración inicial. Con moringa, la remoción bajó de 98 % a 42 % cuando dicha concentración pasó de 10 a 30 $\mu\text{g Ni/L}$. Esta disminución fue menos pronunciada con cáscara de plátano (de 78 % a 48 %) y con la combinación (de 74 % a 67 %).

Al igual que lo observado con el níquel, la remoción de cadmio (Cd) fue más eficiente cuando se utilizó la combinación de biomásas. Sin embargo, al aumentar la concentración inicial de Cd de 3 a 5 $\mu\text{g/L}$, se evidenció una disminución en la eficiencia de adsorción, atribuida a la saturación de los sitios activos en la superficie de los materiales. En el caso de la moringa, la remoción descendió de 60 % a 56 %; con cáscara de plátano, de 85 % a 64 %; y con la combinación, de 97 % a 63 %.

7.1.4 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso utilizado para la remoción de diversos contaminantes presentes en el agua subterránea. Existen dos tipos de sistemas según el tipo de ion a remover: el intercambio catiónico y el intercambio aniónico. El intercambio catiónico utiliza una resina con atracción por moléculas cargadas positivamente, inicialmente cargada con iones de enlace débiles, como el sodio. Cuando el agua contaminada entra en contacto con la resina, ocurre el intercambio entre los iones de sodio y los iones positivos que se desean remover, como hierro, calcio y magnesio. En el intercambio aniónico, la resina se carga con iones de cloruro, permitiendo la remoción de iones cargados negativamente como nitratos, arsénico y fluoruros mediante el intercambio con los iones de cloruro en la resina (Odell, 2010).

Para el caso del arsénico, factores como el pH, la concentración inicial y el tipo de resina, determinan la eficiencia de remoción. De hecho, iones como sulfatos, carbonatos y bicarbonatos pueden afectar el proceso debido a su afinidad con las resinas (Ghosh et al., 2019).

Lo mismo ocurre para la remoción de flúor, pues altos niveles de pH disminuyen su eficiencia, y la presencia de bicarbonatos, sulfatos y cloruros altera el proceso (Kashyap et al., 2023; Singh et al., 2020). Para la remoción de flúor mediante intercambio iónico se han realizado modificaciones en las resinas con ciertos metales como cerio, hierro, circonio con el fin de mejorar los resultados (Jadhav et al., 2015).

Singh et al. (2020) llevaron a cabo un estudio para evaluar la remoción de flúor del agua subterránea utilizando una resina de intercambio iónico impregnada con circonio, denominada HAIX-Zr. Para identificar las condiciones óptimas de operación, el estudio comenzó con experimentos en lotes utilizando agua destilada con flúor, con el fin de determinar el rango de pH adecuado y temperatura. Para el caso del agua subterránea real, se realizó un experimento de flujo continuo mediante un lecho fijo compuesto por dos columnas: la primera contenía una resina de intercambio catiónico débil, utilizada para ajustar el pH del agua que ingresaba a la segunda columna, donde se encontraba la resina HAIX-Zr. Se observó que la capacidad de adsorción aumentaba al reducir el pH, mientras que la variación de la temperatura no tuvo un impacto significativo en la eficiencia de remoción. El pH óptimo de operación fue de 4.5 a 5, logrando tratar alrededor de 3000 volúmenes de lecho de agua subterránea con concentraciones de flúor en la salida inferiores a 1 mg/L, cumpliendo con el límite establecido por la OMS. Sin embargo, la presencia de iones como sulfato, cloruro, fosfato y nitrato afectó el proceso de remoción, siendo el bicarbonato el ion que más influyó negativamente. Además, se reportó una reducción del 63% en los sólidos disueltos totales.

Hailu et al. (2019) utilizaron el método de intercambio iónico con zeolita natural para remover la dureza de aguas subterráneas, evaluando variables como pH, tamaño de partícula, dosis de zeolita y temperatura. Obtuvieron eficiencias de remoción del 80.2% para calcio, 84.8% para magnesio y 81.0% para la dureza total, bajo condiciones óptimas de pH 6.9, tamaño de partícula de 1 mm, 50 g/L de zeolita y 25 °C. A pH bajos, la alta concentración de protones compite con los iones de dureza, reduciendo la eficacia. Tamaños menores favorecen la formación de grumos que limitan el intercambio, y tamaños mayores presentan menor área superficial. Dosis inferiores ofrecen menos sitios activos, mientras que dosis mayores no mejoran la remoción. La temperatura óptima facilita la movilidad iónica, mientras que valores extremos afectan negativamente el proceso. El estudio concluye que este método permite reducir la dureza a niveles aceptables según la OMS, siendo una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas subterráneas.

7.1.5 Procesos con membranas

Los procesos de membrana han demostrado ser efectivos en la eliminación de diversos contaminantes en el tratamiento del agua subterránea, incluyendo nitratos, arsénico y flúor (Amina et al., 2022; Jadhav et al., 2015; Mondal et al., 2013). Generalmente, se utilizan procesos de membrana como la electrodiálisis, ultrafiltración, ósmosis inversa, y nanofiltración. Las membranas presentan diversos tamaños de poro, lo que les permite remover desde contaminantes suspendidos hasta iones monovalentes (Algieri et al., 2022).

La electrodiálisis consiste en la separación de iones a través de membranas de intercambio iónico, que permiten el paso de iones con una carga específica, bajo la influencia de un campo eléctrico como fuerza impulsora (Amina et al., 2022).

Por su parte, la ultrafiltración emplea una membrana de porosidad fina (0,01 μm), eficaz para reducir la turbiedad y remover protozoos, quistes, bacterias, virus y sólidos disueltos de alto peso molecular. Este proceso genera un flujo de agua tratada y otro con los contaminantes retenidos sobre la membrana.

La ósmosis inversa, en cambio, utiliza membranas semipermeables con poros de aproximadamente 0,0001 μm , lo que permite eliminar contaminantes a nivel molecular, como sales disueltas y compuestos orgánicos (Zirrahi et al., 2024). Su funcionamiento se basa en la aplicación de presión para forzar el paso del agua a través de la membrana, generando dos corrientes: una de agua tratada, que se almacena, y otra denominada agua de rechazo, que contiene los sólidos disueltos retenidos (Thomas et al., 2022).

La nanofiltración también opera mediante presión, al igual que la ósmosis inversa y la ultrafiltración, pero sus poros son de mayor tamaño, lo que la hace menos eficiente en la eliminación de sales. Sin embargo, es ampliamente utilizada para el ablandamiento del agua, ya que presenta una alta capacidad de remoción de iones divalentes, como calcio y magnesio, y requiere menos energía que la ósmosis inversa (Ahdab et al., 2021).

La nanofiltración y la ósmosis inversa son los procesos de membrana más recomendados para la remoción de arsénico, siempre que las concentraciones de sólidos suspendidos sean bajas. Sin embargo, su eficacia es mayor frente a arseniato (As V), por lo que se sugiere un proceso de oxidación previa en casos donde el arsénico se encuentra como arsenito (As III) (Mondal et al., 2013). Además, la ósmosis inversa también se emplea para la eliminación de nitratos, alcanzando eficiencias de hasta el 80 % (Zirrahi et al., 2024)

En el caso del flúor, los métodos más comunes incluyen ósmosis inversa, electrodiálisis y nanofiltración (Jadhav et al., 2015; Kashyap et al., 2023).

Para el tratamiento de aguas subterráneas salobres, la ósmosis inversa es la tecnología más utilizada, con una capacidad de remoción de entre el 98 % y el 99,2 % de los sólidos disueltos totales. La electrodiálisis también se emplea para la reducción de salinidad, aunque, a diferencia de la ósmosis inversa, que puede aplicarse a aguas con distintos niveles de salinidad, la electrodiálisis se utiliza principalmente en aguas con un contenido de sólidos disueltos totales (TDS) inferior a 5.000 mg/L, debido a consideraciones de costo (Ahdab et al., 2021).

Pese a esa limitación, la electrodiálisis ofrece una alta eficiencia de remoción para iones multivalentes, como calcio y magnesio, y también permite la eliminación de iones monovalentes, como sodio y cloruro, cuando se aplica un voltaje suficientemente alto (Ahdab et al., 2021).

Además, en comparación con las membranas de ósmosis inversa, las membranas utilizadas en electrodiálisis tienen una vida útil significativamente mayor: aproximadamente 10 años para las membranas de intercambio aniónico y 15 años para las de intercambio catiónico (Ahdab et al., 2021).

Los procesos de membrana generalmente ofrecen la ventaja de prescindir de compuestos químicos como coagulantes, floculantes, y ajustes de pH, garantizando agua de excelente calidad en un diseño compacto. Sin embargo, tienen limitaciones, ya que son susceptibles a la actividad biológica del agua tratada, lo que puede provocar el crecimiento de biopelículas en la membrana. Además, niveles elevados de turbiedad, hierro y manganeso

pueden obstruir las membranas, requiriendo cambios más frecuentes o estrategias de pretratamiento como la oxidación (Jerroumi et al., 2023).

En el caso de la ósmosis inversa, es común la precipitación de sales inorgánicas, como carbonatos, sulfatos y sílice, sobre la superficie de la membrana, lo que también puede causar incrustaciones. En estas situaciones, se recomienda el uso de pretratamientos específicos, como filtros para eliminar arenas provenientes de los pozos, o la adición de productos químicos, como ácidos, para prevenir incrustaciones asociadas al pH (Ahdab et al., 2021).

Además, es importante gestionar adecuadamente las aguas de rechazo, que pueden estar enriquecidas con contaminantes, para prevenir la contaminación de las fuentes hídricas (Thomas et al., 2022).

Aliaskari et al. (2021) realizaron un estudio sobre la remoción de nitratos, flúor y arsénico de aguas subterráneas salobres mediante electrodialisis, evaluando el impacto de parámetros operativos como el caudal (30 a 70 L/h), la concentración inicial de contaminantes, el pH (2 a 12), la salinidad (0 a 10 g/L de NaCl) y el potencial eléctrico (5 a 25 V). Los resultados mostraron que, a potenciales eléctricos superiores a 15 V, se logró una remoción casi completa de nitratos, alcanzando hasta un 99% de eliminación a un caudal de 70 L/h, sin que la variación del pH o el aumento de la salinidad afectaran significativamente su eficiencia, cumpliendo con los límites establecidos por la OMS para agua potable.

En contraste, la remoción de arsénico y flúor fue menos eficiente. El arsénico alcanzó una eliminación máxima del 83% a potenciales eléctricos elevados (25 V) y su remoción se vio fuertemente influenciada por el pH, siendo más eficiente en condiciones ácidas (72% a pH 2) y drásticamente menor en pH básico (12% a pH 12). La remoción de flúor, aunque más alta que la del arsénico, alcanzando hasta un 94%, no siempre cumplió con los estándares de la OMS (1.5 mg/L). Además, ambos contaminantes se vieron afectados negativamente por el aumento de la salinidad debido a la competencia iónica.

El estudio demostró que la electrodialisis es altamente eficiente para la remoción de nitratos, pero no logra cumplir con los estándares establecidos para arsénico y flúor bajo las condiciones evaluadas.

Touir et al. (2021) compararon la remoción de nitratos utilizando membranas de ósmosis inversa y nanofiltración en una planta piloto, trabajando con presiones de 5 a 25 bares. Ambos métodos lograron niveles seguros de nitratos para el consumo humano, pero la nanofiltración, con una tasa de recuperación del 83%, alcanzó una remoción del 98,23%, superior al 80% de la ósmosis inversa. Sin embargo, el agua producida estaba casi desmineralizada, lo que precisa un proceso de remineralización posterior.

7.1.6 Ablandamiento

El ablandamiento con cal se utiliza generalmente para eliminar la dureza del agua causada por la alta presencia de calcio y magnesio, que suelen estar presentes en forma de bicarbonatos, $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ y $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$. El proceso consiste en añadir un exceso de hidróxido de calcio ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) para aumentar el pH. Cuando el pH se eleva por encima de 10 unidades, la cal reacciona con los bicarbonatos, formando precipitados de carbonato de calcio (CaCO_3) e hidróxido de magnesio ($\text{Mg}(\text{OH})_2$). Estos precipitados forman lodos que se eliminan mediante sedimentación. Al finalizar el proceso, es importante agregar acondicionadores de pH al agua

para reducir su pH a niveles adecuados. Así mismo, esta técnica puede remover el hierro y el manganeso en sus formas reducidas (Odell, 2010).

Kausley et al. (2022) compararon el ablandamiento con cal y carbonato de sodio con la electrocoagulación para tratar la dureza y la conductividad del agua subterránea en Pune, India. La combinación de cal y carbonato de sodio eliminó el 86,7% de la dureza, pero aumentó la conductividad en un 14%. La electrocoagulación removi6 el 83,3% de la dureza y redujo la conductividad en un 48,9%. Sin embargo, al a6adir hidr6xido de sodio (NaOH) en el proceso de electrocoagulación con el fin de mejorar el rendimiento, se alcanz6 una remoci6n del 99% de dureza, aunque la conductividad aument6 en un 56%. Con hidr6xido de calcio (Ca(OH)_2), se elimin6 el 91% de la dureza y la conductividad disminuy6 un 49%. El estudio sugiere el uso de cal y carbonato de sodio como m6todo efectivo para tratar la dureza en aguas subterráneas, y la aplicaci6n de electrocoagulación con Ca(OH)_2 para casos donde se requiera una mayor reducci6n de s6lidos disueltos totales (TDS), s6lidos suspendidos y contaminantes orgánicos.

Ulusoy et al. (2019) por su parte, evaluaron la eficiencia del ablandamiento electroquímico para la remoci6n de dureza y alcalinidad en aguas subterráneas a trav6s del uso de electrodos de acero inoxidable. Sus resultados mostraron que la eficiencia del proceso est6 directamente relacionada con la densidad de corriente, ya que una mayor intensidad favorece la generaci6n de iones hidroxilo (OH^-) en el c6todo, los cuales reaccionan con los iones de calcio y magnesio formando precipitados insolubles. Tambi6n se observ6 que el pH influye significativamente, valores mayores a 9 favorecen la precipitaci6n de dureza, pero disminuyen la eficiencia en la remoci6n de alcalinidad debido al exceso de OH^- no consumido. El tiempo de tratamiento fue otro factor clave; aunque a mayor tiempo se incrementa la remoci6n de dureza, tiempos prolongados reducen la eficiencia de remoci6n de alcalinidad, atribuido al agotamiento de Ca^{2+} y Mg^{2+} en soluci6n. Bajo condiciones 6ptimas de pH 7.24, densidad de corriente de 11.36 mA/cm^2 y 30 minutos de tratamiento, se alcanzaron eficiencias de remoci6n del 90% para dureza total y del 92% para alcalinidad.

7.1.7 Oxidaci6n - Precipitaci6n

Se trata de una t6cnica utilizada para eliminar contaminantes como hierro y manganeso del agua. Este m6todo implica la formaci6n de precipitados mediante oxidaci6n, que luego se eliminan generalmente por filtraci6n (Guillen et al., 2019).

La oxidaci6n tambi6n es una t6cnica utilizada en la remoci6n de ars6nico, en donde se busca pasar de arsenito (As (III)) a su forma menos m6vil arseniato (As (V)) (Ghosh et al., 2019). Existen diversos m6todos para lograr la oxidaci6n de los contaminantes. Una de ellas es la aireaci6n, que introduce ox6geno al agua mediante t6cnicas como el rociado, que descompone el agua en gotas peque6as, aumentando as6 la superficie de contacto entre el agua y el aire; o mediante el uso de bandejas, donde el agua cae en forma de cascada. Otros oxidantes com6nmente utilizados incluyen el ozono, el cloro y el permanganato (Odell, 2010; Sanjrani et al., 2019); de hecho, el permanganato de potasio es un oxidante usualmente utilizado en la remoci6n de ars6nico, as6 como el per6xido de hidr6geno, el cual tiene una mayor eficiencia de oxidaci6n si hay presencia de hierro en el agua. En general, para la oxidaci6n de ars6nico los factores m6s importantes son la concentraci6n inicial y el tipo de oxidante (Ghosh et al., 2019).

Un estudio similar al de Bordoloi et al. (2013) fue realizado por Bora et al. (2016), en el que se evaluó la remoción de arsénico de agua subterránea utilizando un método modificado de oxidación-coagulación. En este caso, se aprovecha el hierro presente en el agua para optimizar el proceso y reducir los costos de los reactivos. Los reactivos utilizados en el estudio fueron permanganato de potasio (KMnO_4) como oxidante, cloruro férrico (FeCl_3) como coagulante y bicarbonato de sodio (NaHCO_3) para ajustar el pH.

Los resultados indicaron que la eficiencia en la eliminación de arsénico mejoró con el aumento de la concentración de Fe^{2+} y la dosis de KMnO_4 . La reacción entre Fe^{2+} y KMnO_4 facilita la formación de dióxido de manganeso (MnO_2), que favorece la adsorción de iones arseniato, mientras que el Fe^{3+} resultante forma coágulos que ayudan en la remoción del arsénico. Además, una mayor concentración de Fe^{2+} en el agua redujo la cantidad de coagulante (FeCl_3) necesario. Este método demostró ser altamente efectivo, logrando disminuir las concentraciones de arsénico de 290-25 $\mu\text{g/L}$ a menos de 2 $\mu\text{g/L}$, y las de hierro de 23-2 mg/L a menos de 0,01 mg/L .

Febriyana et al. (2020) evaluaron la remoción de hierro, cloruros y sólidos totales disueltos (TDS) en aguas subterráneas mediante un sistema de tratamiento compuesto por aireación difusa como pretratamiento, seguida de filtración avanzada con diferentes combinaciones de medios, incluyendo resinas de intercambio iónico, carbón activado y membranas de microfiltración de 1 μm . Los mejores resultados se obtuvieron con la combinación aireación – microfiltración – resina, alcanzando eficiencias de remoción de 97,39% para TDS, 98,39% para hierro y 97,41% para cloruros, cumpliendo con los estándares de calidad para agua potable establecidos en Indonesia. Entre las observaciones del estudio, se destacó que durante la etapa de aireación el parámetro con mayor remoción fue el hierro, con una reducción del 63%, mientras que la filtración con resina fue particularmente efectiva para la eliminación de sólidos disueltos y cloruros.

7.1.8 Desinfección

La desinfección química se refiere al uso de productos químicos para eliminar o inactivar microorganismos patógenos presentes en el agua. Históricamente, el cloro ha sido el desinfectante más utilizado, y su aplicación ha sido una de las medidas más efectivas para preservar la salud pública. Este proceso implica generalmente la adición de gas cloro al agua, proporcionando además desinfección residual durante su distribución (Thomas et al., 2022).

Otra técnica de desinfección química es la cloraminación, en la cual el cloro residual en el agua se combina con amoníaco para formar monocloramina antes de la distribución. Aunque esta técnica es menos efectiva que el cloro como desinfectante, ofrece un residuo más estable en el sistema de distribución (Odell, 2010).

Dada la toxicidad del gas cloro, se han propuesto alternativas como el hipoclorito de calcio o de sodio, así como el óxido de cloro, que son especies que liberan cloro y tienen una buena eficiencia, además de ofrecer mayor seguridad (Thomas et al., 2022).

A causa de la preocupación por la formación de subproductos tóxicos durante la desinfección del agua mediante cloración, como los trihalometanos, se han explorado alternativas que no utilizan cloro como agente desinfectante. Uno de estos procesos es la ozonización. El ozono es un poderoso oxidante, con un potencial de oxidación superior al del

cloro y el hipoclorito (Odell, 2010). Sin embargo, su acción oxidante es tan rápida que se disipa rápidamente sin dejar un residuo estable en el sistema de distribución, lo que significa que no brinda protección continua contra la contaminación microbiana (Thomas et al., 2022).

Además de su función en la desinfección, la ozonización se utiliza para la remoción de materia orgánica del agua. En los sistemas de tratamiento, se aplica comúnmente en dos etapas: la pre-ozonización, que optimiza los procesos de coagulación, y la post-ozonización, que suele ser seguida por filtros biológicos para la eliminación de subproductos biodegradables. Para aumentar la eficacia en la remoción de materia orgánica, existen procesos avanzados de ozonización, como la ozonización avanzada, que combina ozono (O_3) con peróxido de hidrógeno (H_2O_2). Esta combinación favorece la generación de radicales hidroxilos ($-OH$), un oxidante altamente reactivo capaz de eliminar una gama más amplia de contaminantes orgánicos que el ozono por sí solo (Tubic et al., 2011).

A diferencia de la desinfección química, la radiación ultravioleta produce muy pocos subproductos. Funciona dañando el material genético dentro de las células de los microorganismos, lo que les impide crecer o reproducirse. La sensibilidad de los microorganismos a la luz UV varía, y se establece una relación dosis-respuesta irradiando muestras de agua con diferentes dosis de UV y luego midiendo la concentración de microorganismos viables antes y después de la exposición (Odell, 2010).

La **Tabla 3** resume los principales procesos de tratamiento utilizados, los tipos de contaminantes que remueven, así como sus respectivas ventajas y desventajas.

Tabla 3. *Recopilación de procesos para el tratamiento del agua subterránea*

Proceso	Contaminantes	Ventajas	Limitaciones	Referencia
Coagulación-Floculación	Arsénico, hierro, manganeso, SDT, flúor, turbiedad, color verdadero, bacterias, virus	- Bajos costos operativos.	- Se requiere el uso de químicos	(Bora et al., 2016); (Ghosh et al., 2019); (Jadhav et al., 2015); (Kashyap et al., 2023); (Mondal et al., 2013); (Odell, 2010); (Pandey et al., 2020); (Thomas et al., 2022).
Adsorción	Arsénico, nitratos, flúor, plomo, níquel, cadmio	- Simplicidad de operación - Adsorbentes reutilizables	- Eliminación de adsorbentes	(Da'ana et al., 2021); (Girkar et al., 2024); (Ghosh et al., 2019); (Odell, 2010); (Peechattukudy et al., 2017); (Sanjrani et al., 2019).
Intercambio iónico	Calcio, magnesio, arsénico, hierro, mercurio, nitratos, flúor	- Comercialmente disponible	- El proceso puede verse afectado por la presencia de iones en el agua. - Alto costo de las resinas	(Algieri et al., 2022); (Ghosh et al., 2019); (Hailu et al., 2019); (Jadhav et al., 2015); (Kashyap et al., 2023); (Odell, 2010); (Singh et al., 2020).
Ablandamiento	Calcio, magnesio, hierro, manganeso	- Efectivo en la reducción de dureza	- Ajuste de pH necesario	(Kausley et al., 2022); (Odell, 2010).

Proceso	Contaminantes	Ventajas	Limitaciones	Referencia
Electrocoagulación	Nitratos, arsénico, flúor	- No requiere adición de químicos - Altas eficiencias de remoción	- Requerimiento de equipos - Cambio periódico de los electrodos - La eficiencia puede verse afectada por la presencia de sólidos disueltos	(Amarine et al., 2020); (Ghosh et al., 2019); (Jadhav et al., 2015); (Kashyap et al., 2023); (Thomas et al., 2022).
Oxidación – precipitación	Arsénico, hierro	- Bajo costo operativo - Proceso simple	- Proceso lento	(Algieri et al., 2022); (Bora et al., 2016); (Ghosh et al., 2019); (Mondal et al., 2013); (Sanjrani et al., 2019).
Ósmosis inversa	Nitratos, arsénico, flúor, SDT, compuestos orgánicos	- Generalmente no requiere adición de químicos - Altas eficiencias - Resulta más rentable para el tratamiento de la salinidad en comparación con la electrodiálisis	- Ensuciamiento de la membrana - Requerimiento de equipos - Alto consumo de energía - Susceptible al crecimiento de biopelículas - Producción de efluente concentrado	(Ahdab et al., 2021); (Algieri et al., 2022); (Jadhav et al., 2015); (Jerroumi et al., 2023); (Kashyap et al., 2023); (Mondal et al., 2013); (Touir et al., 2021).
Nanofiltración	Arsénico, flúor, calcio, magnesio	- Altas eficiencias de remoción - Mayor eficiencia energética en comparación a la ósmosis inversa - No requiere adición de químicos	- Posible necesidad de remineralización - Susceptible al crecimiento de biopelículas - Susceptible a obstrucciones	(Algieri et al., 2022); (Jadhav et al., 2015); (Jerroumi et al., 2023); (Kashyap et al., 2023); (Mondal et al., 2013); (Pervov et al., 2023); (Touir et al., 2021).
Electrodiálisis	Nitratos, flúor, SDT, calcio, magnesio	- No requiere adición de químicos - Altos porcentajes de remoción	- Alto consumo de energía - Producción de efluente	(Ahdab et al., 2021);

Proceso	Contaminantes	Ventajas	Limitaciones	Referencia
		- Alta vida útil de las membranas	concentrado - Requerimiento de equipos - Susceptible al crecimiento de biopelículas - Susceptible a obstrucciones	(Aliaskar et al., 2021); (Amina et al., 2022); (Jadhav et al., 2015); (Jerroumi et al., 2023); (Kashyap et al., 2023).

Fuente: Elaboración propia

7.2 Configuraciones de Plantas de Tratamiento De Agua Subterránea

Para esta sección se revisaron 7 documentos, de los cuales el 100% fueron artículos de revistas científicas. Se presentan las configuraciones de tratamiento utilizadas para la remoción de contaminantes como arsénico, hierro, manganeso y materia orgánica, estas configuraciones están conformadas a partir de los tratamientos revisados en la sección anterior. La información extraída de estos documentos se sistematizó en una matriz de análisis que incluyó campos como: nombre del artículo, año de publicación, país, configuración de tratamiento evaluada, contaminantes tratados, y tipo de documento (Anexo 3).

Los procesos de coagulación-floculación son ampliamente utilizados en el tratamiento de aguas subterráneas y constituyen un denominador común en los estudios revisados. Es frecuente la implementación de procesos de oxidación previos a la coagulación-floculación, lo que concuerda con lo expuesto por Guzmán et al. (2016) en la sección 7.1.1. Entre los contaminantes abordados, el arsénico destaca como uno de los principales. La combinación de coagulación-floculación-adsorción evaluada por Chiavola et al. (2019) logró reducir las concentraciones de As desde 925.70 $\mu\text{g/L}$ hasta niveles inferiores a 0.01 $\mu\text{g/L}$, con una eficiencia de remoción superior al 99 %. Este tratamiento aprovechó el hierro presente en el agua para formar óxidos de hierro que actúan como coagulantes naturales, resaltando la influencia de las condiciones iniciales del agua en la eficacia del proceso. No obstante, se observó que valores elevados de pH disminuyen la capacidad de adsorción, mientras que un aumento del caudal incrementa la concentración de As en el efluente.

Por su parte, el tratamiento integrado de aireación, oxidación biológica, coagulación, filtración y desinfección estudiado por Katsoyiannis et al. (2008) logró remociones significativas de Fe y Mn, alcanzando concentraciones finales de 5 $\mu\text{g/L}$ para ambos, y reduciendo el As hasta 4 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, la oxidación de As(III) durante la aireación fue limitada debido a la baja concentración inicial de Fe(II) presente en el agua, lo que impidió la formación suficiente de óxidos de hierro para catalizar eficazmente la conversión a As(V). La presencia de fosfatos también interfirió con la adsorción del arsénico en los óxidos de hierro y manganeso presentes en los filtros de oxidación biológica, de modo que las etapas de coagulación y filtración presentaron mejores resultados en su eliminación.

La combinación de oxidación-coagulación-adsorción estudiada por Bora et al. (2017) esta vez en aguas subterráneas sintéticas, mostró altos niveles de remoción para As, Fe y Mn, obteniendo concentraciones finales inferiores a 1 $\mu\text{g/L}$ para As, 0.03 mg/L para Fe y 0.009 mg/L para Mn. La eficiencia del proceso se vio favorecida por el uso de permanganato de potasio (KMnO_4) como agente oxidante y cloruro férrico (FeCl_3) como coagulante, destacando que mayores concentraciones de Mn favorecen la remoción de As gracias a la formación de óxidos de manganeso (MnO_2). En este caso, la adición de oxidantes permitió optimizar la remoción.

En cuanto a la remoción de materia orgánica, el estudio de Tubac et al. (2011) destacó la eficacia de un tratamiento compuesto por pre-ozonización, coagulación, sedimentación, filtración, ozonización intermedia y adsorción, logrando una remoción de hasta el 90 % del carbono orgánico total (COT), de la cual el 51 % se alcanzó en las etapas de coagulación, sedimentación y filtración. La incorporación de ozonización previa e intermedia mejoró

considerablemente la eficiencia del tratamiento; sin embargo, no se observaron ventajas significativas al utilizar ozono combinado con peróxido de hidrógeno respecto al uso de ozono solo, resaltando aspectos importantes a tener en cuenta, al momento de analizar la relación costo-beneficio del tratamiento.

En lo referente a la remoción de turbiedad, el tratamiento de coagulación-sedimentación-filtración estudiado por Agudosi et al. (2018) mostró resultados prometedores, resaltando la eliminación de cloro residual, compuestos orgánicos, color y sabor a través de adsorción en la etapa de filtración con arena. Pruss et al. (2018) también documentó la reducción de la turbiedad y de metales como Fe y Mn mediante procesos de filtración precedidos de aireación.

La **Tabla 4** resume las distintas configuraciones de plantas de tratamiento de aguas subterráneas revisadas, las cuales abarcan experiencias a nivel de laboratorio, planta piloto y escala real. Se describen los contaminantes objetivo, las eficiencias de remoción alcanzadas y observaciones relevantes reportadas en cada estudio.

Tabla 4. Configuraciones de plantas de Tratamiento de Agua Subterránea

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Coagulación -floculación - adsorción	Laboratorio	As	Subterránea pH = 7.7 As = 925.70 µg/L Fe = 9.85 mg/L Mn = 1.13mg/L Si = 8.40 mg/L Cl- = 421 mg/L SO ₄ ²⁻ =922.04 mg/L	-Aprovechamiento del Fe presente en el agua para la formación de óxidos de hierro que actúan como coagulante -Mezcla lenta = 2h -Mezcla rápida = 0.5h -Sedimentación = 1h	Valores de As inferiores a 0.01 µg/L en ambos tratamientos	-pHs altos disminuyen la remoción por adsorción - Aumento del caudal del afluente incrementa la concentración de As en el efluente - La filtración en arena es más económica que la coagulación-floculación.	0.6407 €/m3	(Chiavola et al., 2019)
Filtración en arena – adsorción	Laboratorio			- Tamaño de partícula: 0.6-0.9 mm - Flujo descendente - Tiempo de contacto: 1.33 - 0.66 min -Adsorbente comercial basado en óxido ferroso: A33E - pH de adsorción: 7			0.5015 €/m3	

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Aireación-oxidación biológica a través de filtración ascendente - coagulación - filtración en arena descendente - desinfección	PTAP	Fe, Mn, NH_4^+ y As	Subterránea As(tot) = 20 $\mu\text{g/L}$ Fe = 14 $\mu\text{g/L}$ Mn = 235 $\mu\text{g/L}$ NO_3^- = 0.24 $\mu\text{g/L}$ NH_4^+ = 1.2 $\mu\text{g/L}$ PO_4^{3-} = 550 $\mu\text{g/L}$ SO_4^{2-} = 0.49 $\mu\text{g/L}$	- Aireación de 7 minutos - Los filtros ascendentes de oxidación biológica están conformados por arena (0.4 -0.8 mm) y antracita (0.8 - 1.6mm) - La coagulación se realiza con 13 mL/ m^3 de clorosulfato de hierro (FeClSO_4). -El filtro descendente está compuesto por antracita y dos capas de arena, con granulometrías de 1–3 mm y 3–6 mm, respectivamente. -La desinfección se lleva a cabo con hipoclorito de sodio (NaOCl) al 12 %.	As(tot) = 4 $\mu\text{g/L}$ Fe = 5 $\mu\text{g/L}$ Mn = 5 $\mu\text{g/L}$ NO_3^- = 4.3 $\mu\text{g/L}$ NH_4^+ = 0.05 $\mu\text{g/L}$ PO_4^{3-} = 30 $\mu\text{g/L}$ SO_4^{2-} = 3.4 $\mu\text{g/L}$	- La oxidación de arsénico mediante aireación es limitada debido a la poca cantidad de hierro. - La presencia de fosfatos disminuye la remoción de Arsénico mediante adsorción con óxidos de hierro y manganeso formados en los filtros de oxidación biológica. - La mayoría del arsénico se remueve en la etapa de coagulación - filtración.	-	(Katsoyiannis et al., 2008)

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/ composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Oxidación-coagulación-adsorción	Laboratorio	As, Fe, Mn	Subterránea sintética As = 100 µg/L Fe: 1-8 mg/L Mn: 0.5-5.0 mg/L Cl ⁻ : 6.7 mg/L F ⁻ : 0.21 mg/L SO ₄ ²⁻ : 7.5 mg/L Na ⁺ : 13.4 mg/L K ⁺ = 8.7 mg/L Mg ²⁺ = 1.34 mg/L Ca ²⁺ : 0.8 mg/L	- Permanganato de potasio (KMnO ₄): utilizado como oxidante, con concentraciones óptimas variables según las condiciones del agua. -Cloruro férrico (FeCl ₃): empleado como coagulante, también con concentraciones óptimas variables. -Bicarbonato de sodio (NaHCO ₃): utilizado como acondicionador de pH, con dosificación ajustada según las necesidades del tratamiento.	As < 1 µg/L Mn < 0,009 mg/L Fe < 0.03 mg/L	-Aumento en la concentración de permanganato de potasio (KMnO ₄) aumenta la remoción del arsénico debido a su oxidación. -La presencia de hierro en el agua forma óxidos de hierro que remueven el arsénico mediante adsorción. -El aumento en la concentración de hierro presente en el agua disminuye la cantidad requerida de coagulante. -El aumento de Mn aumenta la remoción de As, debido a su	0.326 USD/m ³	(Bora et al., 2017)

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Coagulación-sedimentación-filtración	Planta piloto	Turbiedad	pH: 6.3 Nitratos: 0,91mg/L Fluoruro: 1.29 (mg/L) SDT: 376 ppm Cl: 2.40 mg/L Fe: 0.2 mg/L Dureza: 45 mg/L Alcalinidad total: 41 mg/L Salinidad total 40 mg/L Turbiedad: 35 NTU	-Desinfectante: hipoclorito de sodio (NaOCl) -Acondicionador de pH: hidróxido de sodio (NaOH) -Coagulante: cloruro férrico (FeCl₃) -Tamaño de la arena: 0.15–0.35 mm -Adsorbente: carbón activado	pH: 7.5-8.2 Turbiedad: 4.5 NTU SDT: 320 mg/L Fe: 0.25 mg/L Cl: 150 mg/L Dureza: 60 mg/L Alcalinidad total: 58 mg/L Salinidad total 55 mg/L	adsorción por los dióxido de manganeso (MnO₂) formados. -La dosis requerida de KMnO₄ aumenta ligeramente con el aumento de [Fe²⁺] -Se utilizaron varios equipos, como tanques de almacenamiento y tratamiento, un mezclador, un filtro de arena y un purificador de carbón. -El FeCl₃ fue elegido como coagulante por su amplio rango de pH y menor costo frente a las sales de aluminio.	445.50 USD	(Agudosi et al., 2018)

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/ composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referen cia
						-El desinfectante se agregó antes de la filtración. -Los flóculos se eliminaron durante la filtración. -La adsorción eliminó el cloro residual, compuestos orgánicos, color y sabor. - Los niveles de Fe y Cl aumentaron tras la adición de hipoclorito de sodio (NaOCl) y cloruro férrico (FeCl₃), respectivamente; sin embargo, se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la OMS.		

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/ composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Aireación al aire libre-sedimentación-filtración	Planta piloto	Color, turbiedad, Fe y Mn	Subterránea pH: 7.12 Fe: 4.65 mg/L Mn: 0.15 mg/L Turbiedad: 1.41 NTU Color: 27 mg Pt/L	Q= 2800-300 L/h Arena de cuarzo (0.71-1.25mm) Antracita (1.4-2.5 mm). Masa catalítica G-1 (1.0-3.0mm)	pH: 7.32 Fe: 0.014 mg/L Mn: 0.02 mg/L Turbiedad: 0.51 NTU Color: 15mg Pt/L	-La estación piloto consistía en un aireador de agua (bandejas de aireación), dos tanques de contacto, un sedimentador de flujo múltiple y tres columnas de filtración. -Se utilizó masa catalítica G-1, un material granular, en las columnas de filtración como medio filtrante para la remoción de Mn. -Para garantizar una correcta eliminación del hierro en los lechos filtrantes, el agua que ingresa a los filtros debe contener entre el	-	(Pruss et al., 2018)

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
Pre-ozonización-coagulación - sedimentación - filtración - ozonización intermedia-adsorción	Planta piloto	Materia orgánica	Subterráneas pH: 7.48 [HCO ₃ ⁻]: 909 mg/L Turbiedad: 0.52 NTU COT: 7.64 mg C/L	Coagulante: FeCl ₃ 200 g/m ³ Floculante: Magnafloc LT26 0.2 g/m ³ Pre-ozonización: 2.2 g O ₃ /m Tiempo de sedimentación 100 min Material filtrante: arena y antracita Ozonización intermedia: 1.3 O ₃ /m ³ Adsorbente: CAG	90% de remoción para COT	30% y el 50% del hierro total en su forma oxidada (Fe ³⁺).	-	(Tubac et al., 2011)
Coagulación-sedimentación-filtración-nanofiltración-desinfección	Laboratorio	Fe, As	Subterránea COT: 0.98 mg/L pH: 9.40 As 24.5 µg/L Turbiedad: 0.37 NTU F: 7.89 mg/L Fe: 0.33 mg/L	Coagulante: Al ₂ (SO ₄) ₃ Mezcla rápida: 200 rpm durante 1 min Mezcla lenta: 20 rpm durante 15 min Tiempo de sedimentación: 6h		-Se evaluaron 10 configuraciones de tratamiento basadas en el esquema inicial de coagulación-sedimentación-filtración con	\$0.212 /m ³	(Jung et al., en 2021)

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
			Alcalinidad: 245 mg/L de CaCO ₃ TDS: 800 mg/L Cl: 154.55 mg/L	Material filtrante: alúmina activada Velocidad de filtración: 11.33 ml/min. Membrana NF90 Presión de nanofiltración: 120 PSI		diversos medios (arena de cuarzo, arena granular y alúmina activada) y filtración por membrana (nanofiltración y ósmosis inversa). La configuración óptima seleccionada fue: coagulación-sedimentación-filtración-nanofiltración-desinfección. -La coagulación redujo significativamente las concentraciones de As; la filtración con medios las redujo aún más, y la filtración con membrana eliminó		

Tren de tratamiento	Nivel de investigación	Contaminante a remover	Tipo de agua/ composición	Condiciones óptimas recomendadas de operación	Capacidades de remoción	Observaciones	Costo	Referencia
						casi todo lo restante. - La turbidez se redujo mayormente en la coagulación, con poco efecto adicional en las filtraciones posteriores. -La coagulación eliminó la mayor parte del Fe total, y los iones de Fe restantes se eliminaron mediante filtración de medios y filtración de membrana.		

Fuente: Elaboración propia

En general, los estudios revisados tanto en términos de los procesos como de las configuraciones de tratamiento coinciden en que la eficacia de los procesos de tratamiento de aguas subterráneas está estrechamente relacionada con la composición del agua cruda. No obstante, las condiciones específicas del tratamiento pueden potenciar o limitar el desempeño de una tecnología determinada. Por ejemplo, en los procesos de coagulación, la conocida afinidad entre los hidróxidos de hierro y el arseniato (As V) explica los altos porcentajes de remoción observados para este contaminante (Ghosh et al., 2019; Katsoyiannis et al., 2008). Sin embargo, esta eficacia puede verse comprometida si el arsénico se encuentra mayoritariamente en su forma reducida (As III), la cual requiere una etapa previa de oxidación para lograr una remoción efectiva.

En la electrocoagulación, variables como la velocidad de flujo, la intensidad de corriente, la superficie activa de los electrodos y el tiempo de tratamiento son determinantes para lograr una remoción eficaz de contaminantes, particularmente en el caso de metales pesados y nutrientes (Amarine et al., 2020; Şık et al., 2017).

Por otro lado, tecnologías como el intercambio iónico y la adsorción se ven especialmente afectadas por la presencia de iones competidores en el agua. En estos procesos, aniones y cationes como fosfatos, bicarbonatos, sulfatos o cloruros pueden competir con el contaminante objetivo por los sitios activos de las resinas o adsorbentes, reduciendo así la eficiencia de remoción (Ghosh et al., 2019; Kashyap et al., 2023; Singh et al., 2020). Además, el pH influye directamente en la carga superficial del adsorbente, afectando la atracción o repulsión electrostática entre este y el contaminante. A esto se le suma la saturación, que ocurre a medida que aumenta la concentración del contaminante, limitando la disponibilidad de espacios libres para la adsorción, lo que limita la eficiencia del proceso (Koju et al., 2018; Aziz et al., 2016).

Los resultados muestran que la eficacia del tratamiento no puede analizarse de forma aislada, sino que debe entenderse como una interacción entre el contaminante, las propiedades del agua, la tecnología empleada y las condiciones operativas del sistema.

La **Tabla 5** presenta los esquemas correspondientes a las diversas configuraciones de tratamiento revisadas.

Tabla 5. Esquemas de las configuraciones de plantas de tratamiento revisados

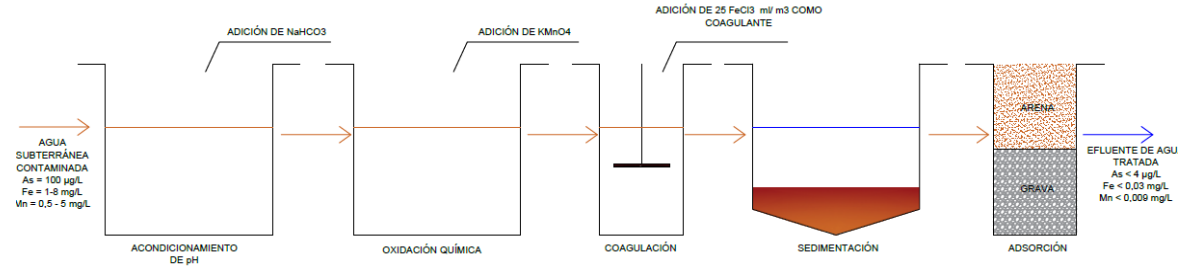
Tren de tratamiento	Esquema	Fuente
Coagulación - floculación - adsorción	AGUA SUBTERRÁNEA CONTAMINADA As: 925 µg/L COAGULACIÓN MEZCLA RÁPIDA 0,5 HORAS FLOCULACIÓN MEZCLA LENTA 2 HORAS ADICIÓN DE REINFLOCK EA 70 (POLIELECTROLITO) COMO FLOCULANTE 0,25 - 1 MG/L SEDIMENTACIÓN 1 HORA EFLUENTE DE AGUA TRATADA As < 0,01 µg/L	(Chiavola et al., 2019)
Filtración en arena - adsorción	AGUA SUBTERRÁNEA CONTAMINADA As: 925 µg/L FILTRACIÓN RÁPIDA EN ARENA ADSORCIÓN CON RESINAS RECUBIERTAS CON ÓXIDOS DE HIERRO EFLUENTE DE AGUA TRATADA As < 0,01 µg/L	(Chiavola et al., 2019)
Aireación-oxidación biológica a través de filtración ascendente - coagulación - filtración en arena descendente - desinfección	AGUA SUBTERRÁNEA CONTAMINADA As = 20 µg/L Fe = 14 µg/L NH4 = 1,2 µg/L Mn = 235 µg/L TANQUE DE AERACIÓN 7 MINUTOS FILTRACIÓN ASCENDENTE ANTRACITA ARENA ADICIÓN DE 13 FeClSO4 ml/m3 COMO COAGULANTE COAGULACIÓN FILTRACIÓN DESCENDENTE ANTRACITA ARENA ADICIÓN DE 1,17 NaOCl/L/h AL 12% DESINFECCIÓN EFLUENTE DE AGUA TRATADA As = 4 µg/L Fe = 5 µg/L NH4 = 0,05 µg/L Mn = 5 µg/L	(Katsoyiannis et al., 2008)

Tren de tratamiento

Esquema

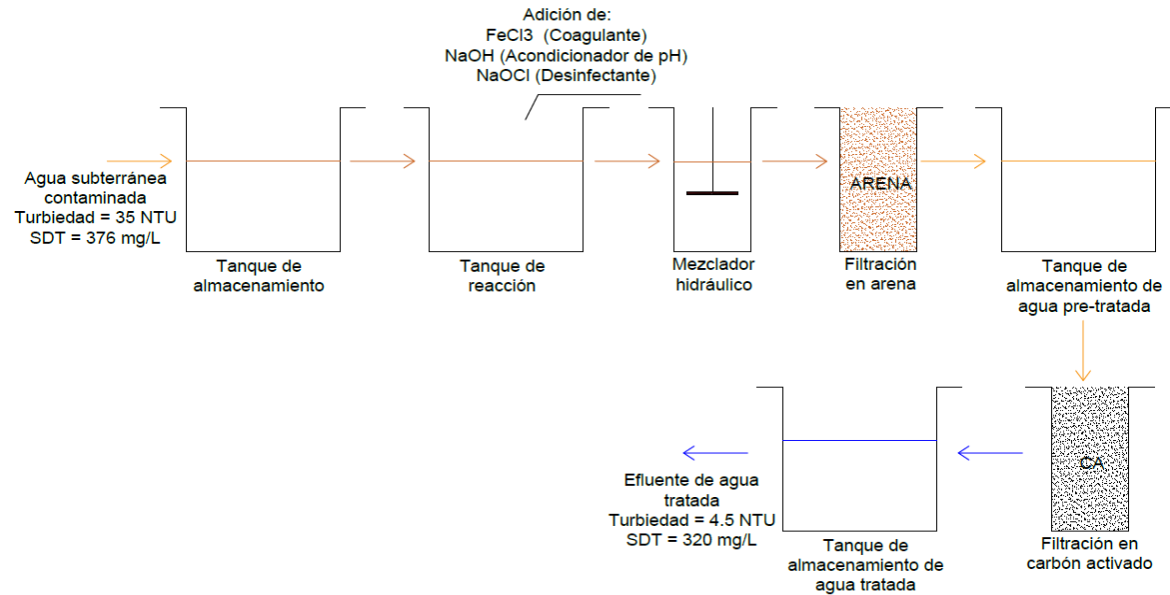
Fuente

Oxidación-
coagulación-
adsorción

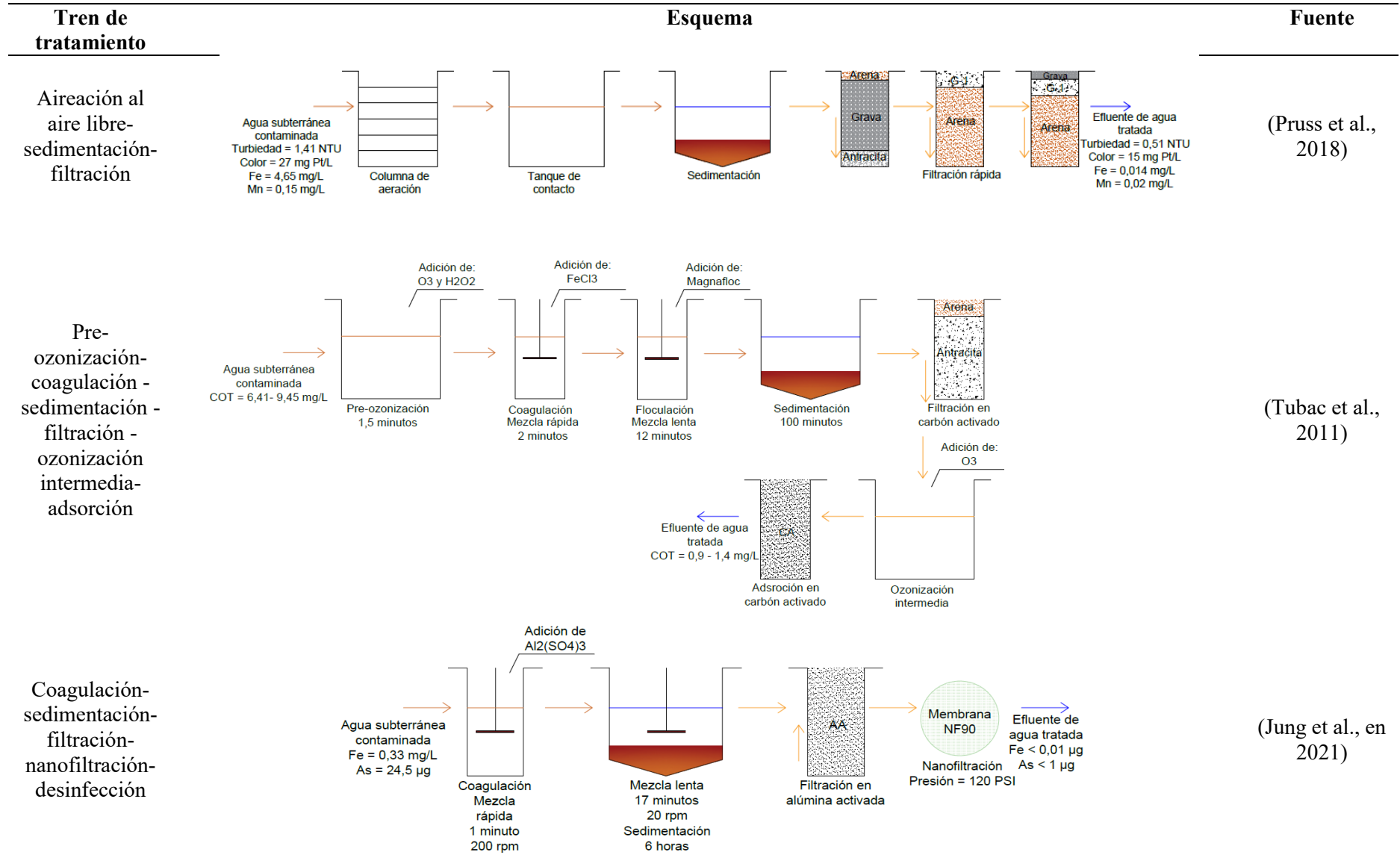


(Bora et al.,
2017)

Coagulación-
sedimentación-
filtración



(Agudosi et
al., 2018)



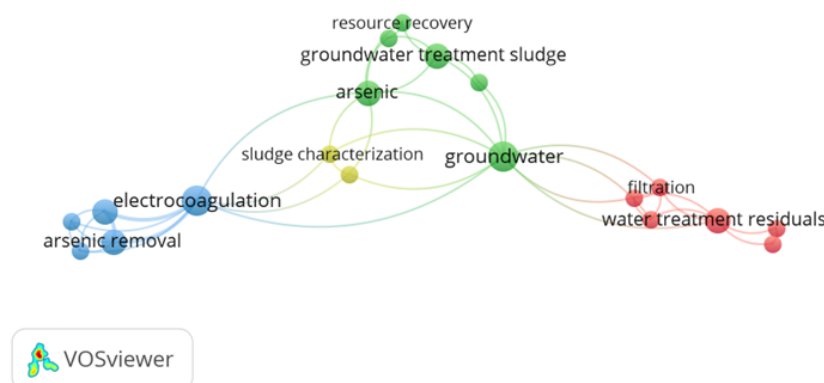
Fuente: Elaboración propia

7.3 Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas

En esta sección se revisaron 9 documentos de los cuales el 100% fueron en formato de revista científica, con los que se realizó una matriz de análisis que incluyó campos como: Nombre del artículo, año de publicación, país y elementos químicos principales presentes en los lodos y tipo de documento (Anexo 4). Adicionalmente, se elaboró una matriz complementaria que recopila los elementos químicos presentes en los lodos descritos en los artículos revisados, así como la frecuencia con la que cada elemento fue reportado (Anexo 5). Es importante señalar que, en algunos casos, un mismo artículo analizaba más de un lodo proveniente de diferentes tratamientos. Por esta razón, para la construcción de la matriz se consideró cada lodo estudiado como una unidad independiente, y no únicamente el número total de artículos revisados.

La **Figura 4** muestra la relación entre los términos más frecuentemente utilizados en los artículos revisados, revelando los conceptos centrales abordados por la literatura. El tamaño de cada nodo indica la frecuencia del término, mientras que los colores representan agrupaciones temáticas formadas a partir de la proximidad y coocurrencia entre términos.

Figura 4. Red de coocurrencia de términos clave en estudios sobre lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas



Fuente: Elaboración propia

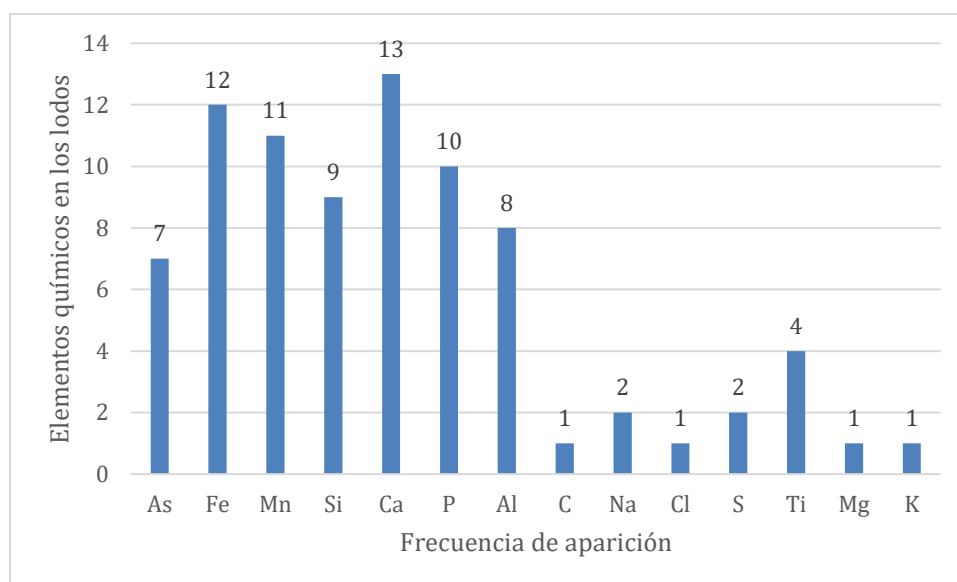
La red evidencia que los términos más recurrentes están relacionados con la caracterización de lodos, la remoción de arsénico y los procesos aplicados, como la electrocoagulación y la filtración. El término “groundwater treatment sludge” actúa como nodo central, lo que indica su fuerte conexión con distintos enfoques de estudio, como la recuperación y el análisis de residuos.

Esto sugiere que la literatura revisada no solo se ha centrado en los procesos de tratamiento, sino también en comprender las propiedades del lodo generado. Además, se destaca la relevancia del arsénico como contaminante prioritario en los sistemas de tratamiento de aguas subterráneas. La figura también permite visualizar la correspondencia entre las

palabras clave utilizadas en los artículos analizados y aquellas empleadas en las estrategias de búsqueda descritas en la sección metodológica.

La **Figura 5** muestra que los elementos más frecuentemente reportados fueron el calcio (Ca), hierro (Fe), manganeso (Mn), fósforo (P) y sílice (Si), aluminio (Al) y arsénico (As). Esta tendencia concuerda con la naturaleza de las aguas subterráneas, así como los procesos de tratamiento aplicados, especialmente aquellos que emplean oxidación, coagulación y electrocoagulación, donde se generan óxidos metálicos como productos principales y precipitados de calcio.

Figura 5. Composición química reportada en los lodos según los artículos revisados



Fuente: Elaboración propia

Estos resultados reflejan el perfil químico característico de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas, donde predominan elementos asociados a la formación de óxidos e hidróxidos metálicos, tales como Fe, Mn, Ca, Al, y As, así como compuestos de Si y P, que pueden estar presentes por disolución del medio filtrante o por la composición del agua cruda. La alta frecuencia del calcio se relaciona con la su precipitación en procesos de electrocoagulación, mientras que la presencia de arsénico en varios lodos evidencia su remoción a través de mecanismos como adsorción y coprecipitación. En contraste, elementos como sodio, potasio, azufre y magnesio fueron reportados con menor frecuencia. Este análisis proporciona un primer acercamiento general a la composición de los lodos y presenta un punto de partida para la caracterización fisicoquímica y estructural que se desarrolla a continuación.

Los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas son un subproducto importante de los procesos de tratamiento, se forman en diversas etapas del tratamiento donde se capturan y retienen impurezas y contaminantes (Hernández et al., 2006).

Las normativas sobre los vertimientos de estos lodos han hecho necesario buscar métodos sostenibles para su manejo y disposición, de hecho, estos pueden tener aplicaciones en diversos sectores, como el tratamiento de aguas residuales y la producción de cemento (Wołowiec et al., 2019). Sin embargo, comprender las características fisicoquímicas de los

lodos generados en los procesos de tratamiento es fundamental, ya que estas propiedades determinan los métodos adecuados para su tratamiento, su disposición final y los costos asociados (Demirel et al., 2021).

Los resultados encontrados por Wołowiec et al. (2019) indicaron que los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas estaban compuestos principalmente por óxidos de hierro, seguidos de sílice, óxidos de fósforo, calcio y manganeso. La fase mineral predominante fue la ferrihidrita amorfa, acompañada por cuarzo, calcita y feldespato en menor proporción. En términos texturales, el lodo presentó un área superficial específica de $145 \text{ m}^2/\text{g}$, comparable con materiales comúnmente usados como adsorbentes, como la zeolita, y una estructura porosa con predominio de microporos y mesoporos.

Estos resultados reflejan la influencia de la composición del agua cruda y de los procesos aplicados, particularmente la oxidación del hierro durante la aireación, en la formación del lodo. La estructura desordenada y la presencia de óxidos metálicos respaldan su potencial uso como material adsorbente.

Por otro lado, en Wang et al. (2023) se mostró que, en todas las plantas, las fracciones de arsénico superaban los 180 mg/kg de lodo seco. La planta Lunde presentó la concentración más baja de arsénico en el afluente y, consecuentemente, la menor fracción de este elemento en los lodos. En contraste, las plantas Kerte y Holmehave registraron las fracciones más altas de arsénico en los lodos, a pesar de contar con concentraciones intermedias de arsénico en el afluente. Por su parte, la planta Mol, aunque recibió mayores concentraciones de arsénico en el afluente, mostró una fracción intermedia en los lodos. Sugiriendo que la fracción de arsénico en los lodos no depende únicamente de su concentración en el afluente, también está influenciada por otros factores como la presencia de solutos como Fe, Mn, Ca, compuestos competidores (P, Si, carbono orgánico disuelto) que pueden interferir en la adsorción del arsénico, cambios en el pH, y la eficiencia operativa ya que evitar la sobredosificación de hierro puede reducir la cantidad de lodo y su contenido de arsénico.

Las plantas de Holmehave, Lunde y Mol mostraron características de oxihidróxidos de hierro mal cristalinos. Por otro lado, las muestras de Kerte y Dhaphapi presentaron minerales cristalinos. En Kerte se detectó la presencia de cuarzo y una menor cantidad de calcita (CaCO_3), así como una pequeña cantidad de dolomita, un mineral que contiene calcio, carbonato y magnesio. Estos resultados en Kerte se atribuyen a pérdidas del lecho filtrante de arena durante el lavado, que se mezclaron con los lodos formados. En Dhaphapi, se detectó cuarzo, probablemente proveniente de la mezcla con granos de arena en los lechos de secado, y calcita en mayor cantidad. La formación de calcita se atribuye al proceso de electrocoagulación, donde la reducción del ion hidrógeno (H^+) para formar H_2 , aumenta el pH cerca del cátodo, lo que favorece la formación de CaCO_3 . No obstante, en general, los lodos no contenían estructuras cristalinas, lo que se atribuye a la adsorción de elementos como arsénico, fósforo y sílice en los precipitados de hierro.

En cuanto al área superficial, todos los lodos superaron los $90 \text{ m}^2/\text{g}$, siendo Holmehave y Mol los más altos, lo que coincide con sus características de fase. Las pruebas de lixiviación indicaron que los lodos liberan niveles por debajo del umbral para ser considerados residuos peligrosos ($5,0 \text{ mg/L}$ USEPA) aunque se mencionan críticas a estas pruebas por subestimar las especies tóxicas en condiciones reales.

Likus et al. (2021) también estudiaron las características fisicoquímicas y texturales de los lodos generados en el lavado de filtros de cuatro plantas de tratamiento de agua subterránea, que operaban mediante procesos de aireación, filtración y desinfección. La diferencia en los tratamientos radicaba en que en las plantas 1, 3 y 4 se utilizaba aireación presurizada, mientras que en la planta 2 se realizaba en un tanque abierto, además de usar un polielectrolito en el agua de lavado para acelerar la sedimentación. Las muestras se recogieron del clarificador, luego se secaron, molieron y tamizaron para su análisis.

Los resultados mostraron que la fase principal en todas las muestras era ferrihidrita mal cristalina, junto con la presencia de cuarzo, atribuida a la liberación de material filtrante durante el retrolavado, la falta de cristalización se atribuye a la presencia de iones como sílice, magnesio, calcio y materia orgánica que interfieren en el proceso. El lodo de la planta 4 presentó la mayor cantidad de cuarzo, mostrando una estructura más cristalina. También se encontraron pequeñas cantidades de calcita y feldespato.

En cuanto a la composición química, se observó que está relacionada tanto con el tipo de tratamiento como con la composición del agua cruda. El manganeso, por ejemplo, se adhiere a los granos de los filtros y no se elimina de ahí fácilmente, lo que explica su baja concentración en los lodos.

Las pruebas de lixiviación indicaron que los lodos no se consideran residuos peligrosos, sugiriendo su posible uso como adsorbentes.

En cuanto a las características texturales, los lodos de las plantas 1, 2 y 3 mostraron una alta proporción de microporos y mesoporos, lo cual está en línea con su mayor área superficial. Por otro lado, los lodos de la planta 4, que presentaban una estructura más cristalina y ordenada, mostraron mayores valores de mesoporos y macroporos, lo que explica su menor área superficial.

En el estudio realizado por Demirel et al. (2021) se analizaron los lodos provenientes de un tratamiento con electrocoagulación en aguas subterráneas contaminadas con arsénico, los resultados mostraron que la fase principal son los hidróxidos/oxihidróxidos de aluminio con agregados de estructura principalmente amorfa con un tamaño entre 200 μm y 2 mm. En cuanto a la composición química se encontró principalmente carbono, oxígeno, y aluminio, así como sodio, azufre y arsénico. Los resultados coinciden con las propiedades del agua y el método de tratamiento utilizado, pues la presencia de aluminio se atribuye al aluminio proveniente de los electrodos, sin embargo, se aclaró que el carbono encontrado no se atribuye a las propiedades del lodo, sino más bien a una banda de carbono utilizada para fijar la muestra a la superficie de soporte durante los análisis. Castañeda et al. (2019) También estudiaron los residuos provenientes de electrocoagulación, en agua subterránea contaminada con arsénico y sílice hidratada, el proceso se llevó a cabo con electrodos de aluminio. Los resultados mostraron un lodo de estructura amorfa con agregados de hasta 20 μm conformados de partículas de 100 nm, se observó que están estructurados principalmente por aluminosilicatos debido a la reacción entre el aluminio y la sílice y la calcita generada por la precipitación de los iones carbonato durante el proceso de electrocoagulación. En cuanto a la composición química se encontró la presencia de aluminio, sílice y oxígeno en mayor medida, así como cloro, azufre, potasio, calcio y arsénico.

La investigación de Zubrytè et al. (2020) muestra el análisis de los lodos generados en una planta de tratamiento de agua subterránea, cuyo objetivo es eliminar hierro y manganeso

mediante un proceso de aireación en cascada seguido de filtración. Los lodos resultantes fueron deshidratados en la planta mediante una prensa. Los resultados indicaron que el lodo posee una estructura amorfa y porosa, compuesta por partículas con un tamaño que oscila entre 50 y 200 nm.

En cuanto a su composición química, se identificaron elementos como: hierro, oxígeno, calcio, fósforo, hidrógeno y silicio, además de trazas de otros elementos como aluminio, bario, potasio, arsénico y cloro. Al expresar esta composición en forma de óxidos, como se detalla en la **Tabla 6**, se observa que el óxido férrico (Fe_2O_3) es el compuesto principal, representando el 77.99% en porcentaje de masa. Se menciona además que dada su composición química los lodos no representan un material peligroso.

En cuanto a las fases presentes, se observó que la maghemita, una forma cristalina del óxido de hierro con estructura cúbica es la fase predominante. Además, se detectó la presencia de sílice, atribuida probablemente a pérdidas del material filtrante.

Ong et al. (2017) estudiaron los lodos generados en una planta de tratamiento de aguas subterráneas que operaba con una configuración de aireación, cloración con hipoclorito de sodio y filtración con arena verde de manganeso. Los resultados indicaron la presencia de óxidos de hierro y manganeso, los cuales se formaron a partir de los procesos de aireación y oxidación con hipoclorito de sodio, aunque no se detallaron las fases específicas de estos compuestos. Además, se identificaron partículas lisas, que se atribuyeron a la presencia de arena, mientras que las partículas rugosas se asociaron a la precipitación de metales.

En cuanto al tamaño de las partículas, las fracciones medianas, con un tamaño entre 250 y 500 μm , fueron las más predominantes, representando el 41,20% del peso total. Estas fueron seguidas por las partículas grandes, mayores a 500 μm , con un 39,90%, y las más pequeñas, menores a 250 μm , que constituyeron el 18,90%. Se observó una relación entre el tamaño de las partículas y su composición, ya que las partículas más pequeñas contenían una mayor proporción de hierro y manganeso en comparación con las más grandes, que presentaban una mayor proporción de arena. Esto sugiere que el hierro y el manganeso tienden a concentrarse en las partículas más finas.

Por otro lado, Guzmán et al. (2016) analizaron los lodos generados durante el proceso de electrocoagulación de agua subterránea y observaron que presentaba una estructura irregular con un tamaño de partícula que variaba en función de la densidad de corriente aplicada. A mayor intensidad de corriente, mayor era el tamaño. Se identificaron tanto fases amorfas, que no fueron clasificadas específicamente, como fases cristalinas, entre las que se incluyen merwinita ($\text{Ca}_3\text{Mg}(\text{SiO}_4)_2$), anortita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$), albita ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$), boggsite ($\text{NaCa}_2(\text{Al}_5\text{Si}_{19}\text{O}_{48})\text{H}_2\text{O}$), cordierita ($\text{Mg}_2\text{Al}_4\text{Si}_5\text{O}_{18}$), tremolita ($\text{Ca}_2\text{Mg}_5(\text{Si}_8\text{O}_{22})(\text{OH})_2$) y rosenhahnita ($\text{Ca}_3\text{SiO}_8(\text{OH})_2$). En cuanto a la composición química, se encontró que esta también varía según la densidad de corriente aplicada, siendo el oxígeno el elemento más abundante en todas las intensidades, seguido por aluminio y silicio, la composición química se muestra más detalladamente en la **Tabla 6**

El estudio elaborado por Qu et al. (2020) presenta el análisis realizado a los lodos procedentes de una planta de tratamiento de aguas subterráneas con el objetivo de transformarlos en un adsorbente para la eliminación de cromo en aguas residuales. Los análisis revelaron que la composición química de los lodos estaba dominada por el hierro, seguido por el manganeso, silicio y aluminio. En cuanto a las fases minerales, se identificó principalmente

la presencia de ferrihidrita ($\text{Fe}_3\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) poco cristalina, hematita (Fe_2O_3), y óxidos de silicio y aluminio, como cuarzo (SiO_2), dmisteinbergita ($\text{CaAl}_2\text{Si}_2\text{O}_8$) y caolinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$).

Finalmente, Zeng et al. (2019) analizaron los lodos provenientes de una planta de tratamiento de aguas subterráneas que utiliza aireación y biofiltración para eliminar altos contenidos de hierro y manganeso. Los resultados mostraron que el lodo presentaba un área superficial de $253.152 \text{ m}^2/\text{g}$ y una estructura rugosa, principalmente mesoporosa, con un diámetro de poro promedio de 3.6914 nm . Esta estructura estaba formada por partículas finas y amorfas, lo cual se atribuye a la presencia de manganeso, silicio, potasio y calcio, que interfieren en el proceso de cristalización de los óxidos de hierro. El hierro fue el elemento principal en los lodos.

En la **Tabla 6** se detallan las características fisicoquímicas y estructurales de los lodos de los artículos revisados.

Tabla 6. *Recopilación de características de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas subterráneas*

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
Aeración-filtración con antracita y cuarzo-ozonización-filtración con carbón activado-desinfección	pH= 7.37 Turbiedad: 8.67 NTU Fe: 1.56 mg/l Mn: 0.61mg/l COT: 4.97mg/l Mg: 11.5 mg/l Na: 25.75mg/l Ca: 93.75mg/l As: 2.1µg/L	Sulfato férrico Fe ₂ (SO ₄) ₃ como coagulante	- Principalmente ferrihidrita amorfa (Fe ₂ O ₃ ·5H ₂ O), acompañada en menor proporción por cuarzo (SiO ₂), calcita (CaCO ₃) y feldespato.	Óxidos de hierro: 43.65%, Sílice : 7.2% Óxidos de fósforo 4.03% Óxidos de calcio: 3.94% Óxidos de manganeso: 3.11%	-Área superficial específica del lodo:145 m ² /g -La distribución de poros mostró la siguiente proporción: microporo: 27.7% mesoporos: 59.2% macroporos: 13.1%	Adsorbente	(Wołowiec et al., 2019)
Aireación-filtración (Planta Holmehave)	As: 1.1–12.2 µg/L	-	-Oxihidróxidos de hierro cristalinos	As: 0.0942 % Fe: 35.1 % P: 2.0 % Ca: 4.21 % Mn: 1.12 % Pérdida por ignición (LOI): 14.3 %	-Área superficial específica: 224 m ² /g	Recuperación de As, Fe, Mn y P	(Wang et al., 2023)
Aireación-filtración (Planta Lunde)	As: 1.4 –3.4µg/L	-	-Oxihidróxidos de hierro cristalinos	As: 0.0188 % Fe: 33.2 % P: 1.44 %	-Área superficial específica: 102 m ² /g		

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
				Ca: 4.1 % Mn: 0.236 % Pérdida por ignición: 14.8 %			
Adición de sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) (Planta Kerte)	12–22 $\mu\text{g/L}$	Sulfato férrico	- Principalmente cuarzo (SiO_2), seguido de calcita (CaCO_3) en menor proporción y trazas de dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$).	As: 0.1199 % Fe: 18.8 % P: 1.7 % Ca: 7.0 % Mn: 7.87 % Pérdida por ignición: 12.4 %	-Área superficial específica: 134 m^2/g		
Adsorción biológica (Planta Mol)	36–50 $\mu\text{g/L}$		-Oxihidróxidos de hierro mal cristalinos	As: 0.0817 % Fe: 18.4 % P: 0.49 % Ca: 9.46 % Mn: 0.101 % Pérdida por ignición: 14.4 %	-Área superficial específica: 263 m^2/g		
Electrocoagulación (Planta Dhaphapi)	250–300 $\mu\text{g/L}$		- Principalmente calcita (CaCO_3), con menor proporción de cuarzo (SiO_2)	As: 0.0563 % Fe: 42.2 % P: 1.65 % Ca: 0.493 % Mn: 0.031 % Pérdida por ignición: 11.6 %	-Área superficial específica: 102 m^2/g		

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
Aireación-filtración-desafección (Planta 1)	Color: 10 mg Pt/L Turbiedad: 27 NTU Dureza: 352 CaCO ₃ /L pH: 7 Fe: 2,49 mg/L Mn: 0,382 mg/L COT: 2,62 mg/L		- La fase principal fue ferrihidrita mal cristalina (Fe ₂ O ₃ ·5H ₂ O), seguida de cuarzo (SiO ₂)	Óxido de hierro (III) (Fe ₂ O ₃): 55.76 % Dióxido de silicio (SiO ₂): 8.09 % Óxido de manganeso (II) (MnO): 4.33 % Óxido de calcio (CaO): 4.11 % Pentóxido de fósforo (P ₂ O ₅): 1.69 % Óxido de aluminio (Al ₂ O ₃): 0.28 % Dióxido de titanio (TiO ₂): 0.03 % Pérdida por ignición: 25.12%	Área superficial: 246 m ² /g Porcentaje de macroporos: 15% Porcentaje de microporos: 36% Porcentaje de mesoporos: 48%		(Likus et al., 2021)
Aireación-filtración-desinfección (Planta 2)	Color: 33 mg Pt/L Turbiedad: 15,3 NTU Dureza: 290 CaCO ₃ /L pH: 7.3 Fe: 3.62 mg/L Mn: <0,15 mg/L COT: 3.53 mg/L	Polielectrolito como coagulante	La fase principal fue ferrihidrita mal cristalina (Fe ₂ O ₃ ·5H ₂ O), seguida de cuarzo (SiO ₂), así como pequeñas cantidades de calcita (CaCO ₃) y feldespato.	Óxido de hierro (III) (Fe ₂ O ₃): 32.17 % Óxido de calcio (CaO): 17.72 % Dióxido de silicio (SiO ₂): 4.11 % Pentóxido de fósforo (P ₂ O ₅): 3.28 % Óxido de aluminio (Al ₂ O ₃): 0.58 Óxido de manganeso (II) (MnO): 0.29 %	Área superficial: 203 m ² /g Porcentaje de macroporos: 22% Porcentaje de microporos: 36% Porcentaje de mesoporos: 41%	Adsorbente	

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
Aireación-filtración-desinfección (Planta 3)	Color: 10 mg Pt/L Turbiedad: 6.4 NTU pH: 7.2 Fe: 1 mg/L Mn: 0,13 mg/L COT: 1.2 mg/L		La fase principal fue ferrihidrita mal cristalina ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), seguida de cuarzo (SiO_2) y pequeñas cantidades de calcita (CaCO_3).	Dióxido de titanio – TiO_2 : 0.02 % Pérdida por ignición: 40.62% Óxido de hierro (III) (Fe_2O_3): 44.88 % Dióxido de silicio (SiO_2): 6.15 % Óxido de manganeso (II) (MnO): 2.29 % Óxido de calcio (CaO): 5.85 % Pentóxido de fósforo (P_2O_5): 8.69 % Óxido de aluminio (Al_2O_3): 0.60 % Dióxido de titanio (TiO_2): 0.03 % Pérdida por ignición: 30.63%	Área superficial: 144 m ² /g Porcentaje de macroporos: 16% Porcentaje de microporos: 29% Porcentaje de mesoporos: 54%		
Aireación-filtración-desinfección (Planta 4)	Color: 200 mg Pt/L Turbiedad: 12.4 NTU Dureza: 235 CaCO_3/L pH: 7.3 Fe: 2,9 mg/L Mn: 0,130 mg/L		La fase principal es cuarzo (SiO_2), seguida de ferrihidrita mal cristalina ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), junto con pequeñas cantidades de	Óxido de hierro (III) (Fe_2O_3): 36.51 % Dióxido de silicio (SiO_2): 28.68 % Óxido de manganeso (II) (MnO): 1.36 % Óxido de calcio (CaO): 3.97 %	Área superficial: 49 m ² /g Porcentaje de microporos: 16% Porcentaje de mesoporos: 55%		

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
Electrocoagulación	COT: 4.7 mg/L		calcita (CaCO_3) y feldespato.	Pentóxido de fósforo (P_2O_5): 4.85 % Óxido de aluminio (Al_2O_3): 2.20 % Dióxido de titanio (TiO_2): 0.05 % Pérdida por ignición: 21.21%			
	Arsénico total: 1000 $\mu\text{g/l}$ pH 6.01 Conductividad: 2178.00 $\mu\text{S/cm}$	-	Hidróxidos/oxihidróxidos de aluminio	C: 31.66% O: 47.14% Al: 15.95% S: 1.82% Na: 3.33% As: 0.09%	Estructura principalmente amorfa con un tamaño de agregados entre 200 μm y 2 mm	-	(Demirel et al., 2021)
Electrocoagulación	Arsénico: 23 $\mu\text{g/L}$ Sílice hidratada: 154 mg/L,	-	Aluminosilicatos y calcita	O: 72.17% Al: 15.16% Si: 4.02% Na: 3.80% Cl: 2.54% As: 0.004%	Estructura amorfa con agregados de hasta 20 μm conformados de partículas de 100 nm	-	(Castañeda et al., 2019)

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
	Sulfato: 160 mg/L, Fosfato: 0.3 mg / L, pH: 7.5 conductividad: 550: $\mu\text{S}/\text{cm}$						
Aireación-filtración	Fe: 1mg/L	-	Maghemita en forma cristalina ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) y sílice (SiO_2)	Óxido de hierro (III) (Fe_2O_3): 77.99 % Dióxido de silicio (SiO_2): 5.23 % Óxido de calcio (CaO): 7.42 % Pentóxido de fósforo (P_2O_5): 7.42 % Óxido de manganeso (II) (MnO): 0.48 % Trióxido de azufre (SO_3): 0.57 % Óxido de aluminio (Al_2O_3): 0.13 %	Estructura amorfa y porosa conformado con partículas de un tamaño entre 50 y 200 nm	Adsorbente	(Zubrytè et al., 2020)
Aireación-cloración-filtración	-	Hipoclorito de sodio	Óxidos de hierro y manganeso	-	Tamaños de partícula principalmente medianos y grandes mayores a 250 μm	Adsorbente	(Ong et al., 2017)

Tratamiento	Calidad del agua	Químicos utilizados en el tratamiento	Fases del lodo	Composición química del lodo	Propiedades texturales del lodo	Posible uso del lodo según el autor	Autor
Electrocoagulación	Arsénico: 43 µg/L fluoruro: 2.5 mg/L sulfato: 89.6 mg/L fosfato: 1.8 mg/L sílice hidratada: 112.4 mg/L Dureza: 9.8 mg/L, Alcalinidad: 31.3 mg/L ph 7.6 Conductividad 993 µs/cm	-	Fases cristalinas como: Merwinita (Ca ₃ Mg(SiO ₄) ₂), Anortita (CaAl ₂ Si ₂ O ₈), Albita (NaAlSi ₃ O ₈), Boggsite (NaCa ₂ (Al ₅ Si ₁₉ O ₄₈)H ₂ O) Cordierita (Mg ₂ Al ₄ Si ₅ O ₁₈), tremolita (Ca ₂ Mg ₅ (Si ₈ O ₂₂)(OH) ₂) Rosenhahnita (Ca ₃ SiO ₈ (OH) ₂).	Para 4 mA/cm ² O: 54.6% Na: 7.11% Mg: 0% Al: 29.29% Si: 7.19% Ca: 1.83% Para 5 mA/cm ² : O: 55.31% Na: 4.99% Mg: 1.74% Al: 32.16% Si: 6.68% Ca: 1.13% Para 6 mA/cm ² : O: 55.22% Na: 3.12% Mg: 1.97% Al: 33.02% Si: 5.7% Ca: 0.98%	Tamaños de partícula entre 150 µm y 500 µm	-	(Guzmán et al., 2016)
Aireación-biofiltración	Fe: 10 mg/L Mn: 0.8-1 mg/L.	-	-	Fe: 89% Si: 4.3% K: 2.4% Ca: 4% Mn: 0.3%	Estructura amorfa, mesoporosa con tamaño de poro de 3.6914 nm y un área superficial de 253.152 m ² /g	Adsorbente	(Zeng et al., 2019)

La revisión de las características fisicoquímicas de los lodos mostró que estas dependen no solo de la composición química del agua subterránea cruda, sino también de la configuración del tratamiento, los químicos utilizados y las condiciones operativas. Esto se evidenció en el estudio de Wang et al. (2023), donde las concentraciones de arsénico en los lodos no se correlacionaron con la concentración de arsénico en el agua subterránea, sino que se atribuyeron principalmente al tipo de tratamiento y a la presencia de ciertos iones en el agua. De manera similar, Guzmán et al. (2016) observaron variaciones en la composición química de los lodos según la intensidad de corriente aplicada en el proceso de electrocoagulación. Asimismo, en el estudio de Likus et al. (2021), se encontró una baja concentración de manganeso en los lodos, explicada por el atrapamiento de este metal en los filtros de arena, lo cual dificulta su liberación y reduce su presencia en los lodos resultantes.

Se observó que el hierro es el elemento predominante en los lodos de los artículos analizados, se encuentra principalmente en forma de óxidos de hierro, con concentraciones que oscilan entre el 32.17 % y el 77.99 % en peso (Likus et al., 2021; Zubrytè et al., 2020); Este alto contenido de hierro está relacionado con procesos de oxidación y desferización empleados para remover hierro disuelto en el agua cruda. También se encontraron otros elementos como el calcio, el silicio, el fósforo, el manganeso y el aluminio generalmente en forma de óxidos.

El calcio es un precursor de la calcita, cuya formación es favorecida en procesos de electrocoagulación debido a las condiciones alcalinas que favorecen su precipitación (Castañeda et al., 2019; Wang et al., 2023). Por otro lado, los compuestos de aluminio se atribuyen principalmente a los residuos de electrocoagulación, derivados del uso de electrodos de aluminio y al uso de coagulantes (Castañeda et al., 2019). En cuanto al silicio, este se origina en gran medida a la pérdida del lecho filtrante y de los lechos de secado (Wang et al., 2023).

Respecto a las estructuras, se puede decir que los lodos de tratamiento de aguas subterráneas se caracterizan por una combinación de fases amorfas y, en menor medida, cristalinas, con un predominio de oxihidróxidos de hierro mal cristalizados como la ferrihidrita, así como cuarzo y calcita en menor medida, acompañados en algunos casos por hidróxidos de aluminio y aluminosilicatos principalmente en los procesos de electrocoagulación. La poca cristalización se puede atribuir a la presencia de elementos como el manganeso, silicio, potasio y calcio que interfieren en la cristalización (Zeng et al., 2019).

También se puede decir que los lodos mostraron variabilidad en el tamaño de partícula, presentando valores desde 50 nm hasta 500 μm (Demirel et al., 2021; Zubrytè et al. 2020;) lo que indica a su vez variabilidad en el tamaño de sus poros. Ong et al. (2017) relacionaron el tamaño de partícula con la composición del lodo, pues notaron que los tamaños más pequeños y rugosos se atribuían a precipitaciones de hierro y manganeso, mientras que tamaños más grandes y lisos se atribuían a la presencia de arenas, lo que concuerda con los resultados de Likus et al. (2021) en los que los lodos con menor área superficial, presenta un mayor contenido de cuarzo, lo que se refleja en una menor cantidad de microporos y una mayor cantidad de macroporos y mesoporos. Por otro lado, Guzmán et al. (2016) notaron que el tamaño de partícula formada en el proceso de coagulación estaba directamente relacionado con la intensidad de corriente, teniendo mayores tamaños a intensidades más altas. A pesar de la variabilidad en los tamaños de partícula, se evidenció que los mesoporos y microporos son los resultados más encontrados en los estudios lo que contribuye a sus grandes áreas superficiales con valores reportados de hasta 263 m^2/g (Wang et al., 2023).

7.5 Manejo de Lodos Generados en Sistemas de Potabilización de Aguas Subterráneas

En esta sección se analizaron 16 documentos relacionados con el manejo de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas, seleccionados conforme a los criterios establecidos en la metodología. La información fue organizada en una matriz de análisis que incluyó campos como el nombre del artículo, año de publicación, país, una clasificación según si el documento abordaba aspectos de tratamiento o de valorización de los lodos y tipo de documento (Anexo 6).

La mayoría de los documentos revisados corresponden a artículos científicos; no obstante, también se incluyeron libros, trabajos de grado y documentos normativos relevantes. La **Tabla 7** presenta el tipo y la proporción de los documentos considerados en la revisión del manejo de lodos generado en sistemas de aguas subterráneas.

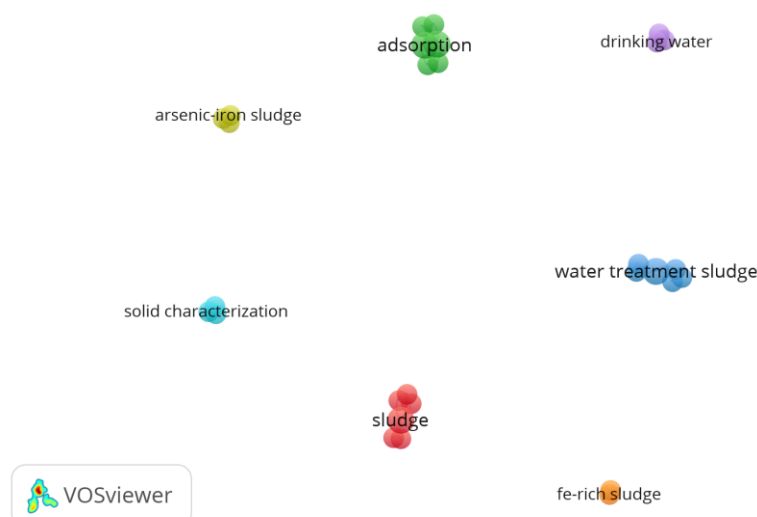
Tabla 7. Tipo de documentos utilizados en la revisión del manejo de lodos generados en sistemas de aguas subterráneas.

Tipo de documento	Número de documentos	%
Revista científica	13	72,2%
Trabajos de grado	3	16,7%
Capítulo de libros	1	5,5%
Normativa	1	5,5%

Fuente: Elaboración propia

La **Figura 6** evidencia la dispersión temática entre los estudios analizados, donde cada grupo de términos representa una línea de investigación particular, como la adsorción de metales o el estudio de lodos ricos en hierro y arsénico. Esta dispersión sugiere que, si bien todos los trabajos se centran en los residuos generados durante el tratamiento de agua, existe una diversificación en cuanto a los enfoques y aplicaciones abordadas en la literatura.

Figura 6. Concurrencia de términos clave en los documentos revisados



Fuente: Elaboración propia

La gestión de lodos generados en plantas de tratamiento de agua es un tema preocupante debido a la carencia de recursos, la necesidad de espacios para su disposición y, muchas veces, la falta de interés en su manejo adecuado. Generalmente, estos residuos son depositados directamente en los cuerpos de agua, aumentando el riesgo de contaminación tanto en aguas superficiales como subterráneas, (Ruj et al., 2021; Hassan et al., 2014).

La literatura sobre la toxicidad de los lodos generados en el tratamiento de aguas presenta diversas opiniones. Por ejemplo, Ahmad et al. (2016) destaca que algunos estudios sugieren que el lodo de alumbre puede afectar el crecimiento de algas en cuerpos de agua receptores y que el lodo férrico es más tóxico a largo plazo en comparación con el de alumbre. Hassan et al. (2014) menciona que cuando lodos con arsénico se depositan en el suelo, pueden liberar sustancias tóxicas que se acumulan en las plantas. Sin embargo, estudios como los de Likus et al. (2028) han demostrado, mediante pruebas de lixiviación, que estos lodos no se consideran materiales peligrosos, debido a la baja concentración de elementos tóxicos como arsénico, bario, cadmio, mercurio, entre otros.

Por otro lado, Ruj et al. (2021) subraya que los lodos generados en plantas de tratamiento de aguas subterráneas con alto contenido de arsénico son altamente lixiviables y presentan un riesgo de contaminación para el agua subterránea. También menciona la importancia de considerar que, aunque las pruebas de lixiviación puedan mostrar concentraciones mínimas de arsénico a corto plazo, la lixiviación prolongada puede aumentar las concentraciones de contaminantes en el suelo y en el agua subterránea. Murillo et al. (2022) señala que las pruebas de lixiviación en lodos con arsénico pueden subestimar la percolación de residuos alcalinos generados en tratamientos por ablandamiento con cal debido a su efecto buffer, así como la capacidad quelante de ciertos residuos.

Además de considerar que estas pruebas no tienen en cuenta las condiciones óxido-reductoras, que influyen directamente en la solubilidad del arsénico. Mientras que, Ahmad et al. (2016) menciona que la preocupación principal en cuanto a la toxicidad de los lodos está relacionada con la acumulación de metales pesados en el entorno terrestre.

La elección de una alternativa para el manejo de los lodos está sujeta a múltiples aspectos, como el análisis de la sustentabilidad técnica y económica, los requerimientos legales, de salud pública y ambientales. Además, es fundamental destacar que, para cada opción de destino final, existe un nivel óptimo de contenido de humedad. Para gestionar estos lodos de manera efectiva, es necesario llevar a cabo un proceso de concentración que tiene como objetivo obtener lodos con una consistencia más sólida, similar a una "torta seca" (Araque et al., 2018).

El Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico (RAS, 2017) establece los lineamientos para el manejo de los lodos generados en las plantas de tratamiento de agua potable, e incluye dentro de los procesos recomendados la homogeneización, el espesamiento y la deshidratación.

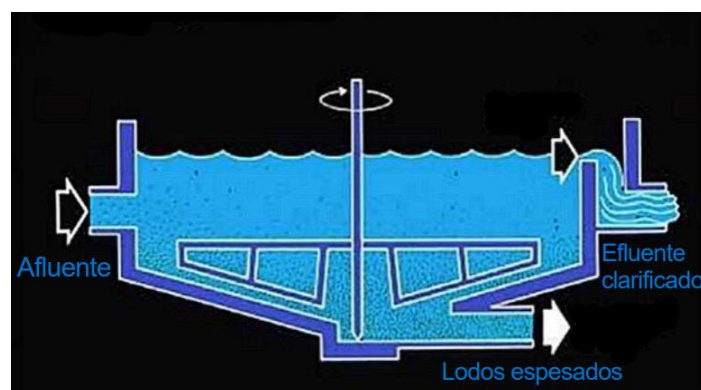
La homogeneización tiene como objetivo unificar la composición del lodo, reduciendo la variabilidad tanto en su concentración como en su volumen, especialmente en las plantas de tratamiento de lodos. Este procedimiento es especialmente importante antes del espesamiento, ya que la eficiencia de esta etapa puede verse afectada negativamente cuando el lodo presenta fluctuaciones en su concentración (Fernández, 2022).

El espesamiento tiene como finalidad incrementar la concentración de sólidos en el lodo y reducir su contenido de agua, con el propósito de disminuir la carga sobre procesos posteriores, como la deshidratación, y permitir un diseño más compacto de estas unidades. Esta operación se lleva a cabo en unidades específicas, siendo las más comunes los espesadores por gravedad y por flotación. En algunos casos, se adicionan pequeñas dosis de polímeros sintéticos para mejorar la eficiencia del proceso (Fernández, 2022; Gutierrez et al., 2014).

El espesamiento por gravedad se realiza comúnmente en tanques de hormigón, circulares o rectangulares, cuya losa de fondo presenta una forma cónica con una pendiente pronunciada. Estos tanques suelen estar equipados con barredores que facilitan la recolección de los sólidos sedimentados, mientras que el sobrenadante es extraído mediante vertederos periféricos (Murillo, 2022).

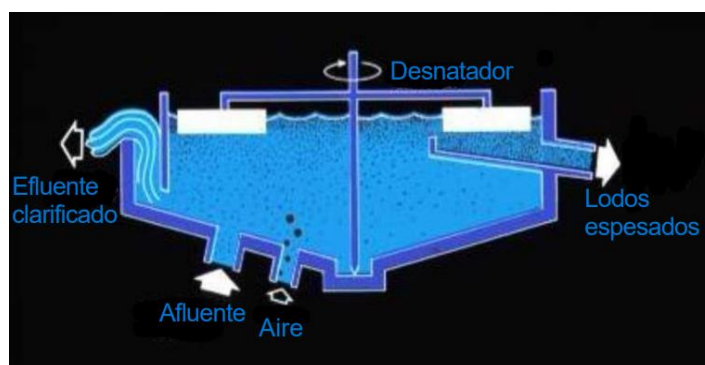
En el caso del espesamiento por flotación, se presuriza la mezcla de lodos con aire para generar la adherencia de burbujas a las partículas sólidas, lo que permite su ascenso y separación del agua (Fernández, 2022).

Figura 7. *Espesador por gravedad*



Fuente: American Water Chemicals

Figura 8. *Espesador por flotación*



Fuente: American Water Chemicals

La deshidratación de lodos en las plantas de tratamiento de agua potable es un proceso crucial que busca reducir su contenido de agua y humedad. Como resultado de este proceso, se logra un aumento en la concentración de sólidos por unidad de volumen (Díaz et al., 2020). La

necesidad de llevar a cabo la deshidratación de los lodos responde a varias razones, que incluyen la reducción de costos de transporte, la diversificación de alternativas de disposición y el cumplimiento ambiental (Díaz et al., 2020; Murillo, 2022).

La dificultad para deshidratar lodos varía en función del tipo de lodo y su contenido de agua. La deshidratación puede llevarse a cabo mediante distintos sistemas, como los mecanizados o los basados en filtración/evaporación (Díaz et. al, 2020).

En cuanto a la deshidratación mecánica se encuentran diversas opciones, como los filtros al vacío, que suelen emplearse para la deshidratación de lodos tratados con cal. También se incluyen los filtros prensa de plato y marco, los filtros de prensa con diafragma, los filtros prensa de banda y las centrífugas. Los filtros al vacío, los filtros prensa de banda y las centrífugas se clasifican como sistemas de baja presión, mientras que los demás filtros prensa operan a presiones más altas, logrando lodos más concentrados. La elección del equipo depende de la concentración deseada; no obstante, los sistemas de baja presión suelen ser más económicos y pueden complementarse con un secado al aire para optimizar el proceso (Murillo, 2022). Además, es común que en la deshidratación mecánica se requieran procesos de preacondicionamiento (Ospanov et al., 2024).

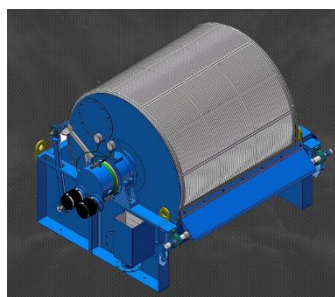
El acondicionamiento tiene como objetivo facilitar la deshidratación de los lodos, especialmente cuando estos presentan una consistencia gelatinosa que dificulta su secado. Este proceso puede ser de tipo químico, mediante la adición de sustancias como cloruro férrico, cal, sulfato de alúmina o polímeros orgánicos; o de tipo térmico, en el cual los lodos se calientan a temperaturas entre 160 y 210 °C bajo presión durante periodos cortos, provocando cambios en su estructura que mejoran su manejo (Fernández, 2022).

Tabla 8. *Porcentaje de secado en la deshidratación mecánica*

Proceso	Secado de la torta (%)
Filtro de tambor al vacío	15-25
Centrífuga	20-25
Filtro de banda	20-25
Filtro de prensa	40-45

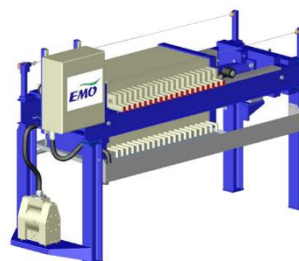
Fuente: (Murillo, 2022)

Figura 9. *Filtro tambor al vacío*



Fuente: PROEQUIP

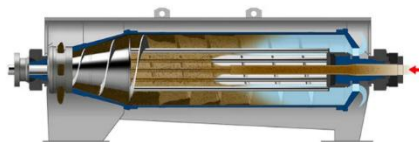
Figura 10. *Filtro de prensa*



Fuente: EMO

Figura 11. Filtro de banda

Fuente: Alfa Laval

Figura 12. Centrífuga

Fuente: Flottweg

Por otro lado, se encuentran los lechos de secado, utilizados en lugares donde se dispone de suficiente espacio y condiciones climáticas favorables. Estos lechos están compuestos por un manto de grava, sobre el cual se coloca una capa de arena. El lodo se vierte sobre el lecho para permitir su deshidratación mediante procesos de filtración y evaporación. Existen también lechos de secado con distintos tipos de cobertura diseñados para crear una atmósfera controlada que favorezca y acelere el secado (Murillo, 2022).

Otro método de deshidratación son los geotubos, que consisten en almacenar los lodos dentro de unidades fabricadas con geotextiles de polipropileno en forma de bolsa. Estas unidades cumplen la función de contener los lodos y promover el drenaje del agua a través de los poros del material. Sin embargo, esta tecnología presenta ciertas desventajas, como el alto costo de las unidades, la necesidad de contar con espacio disponible para su instalación y los tiempos prolongados requeridos para lograr una deshidratación efectiva (Murillo, 2022).

Figura 13. Geotubos

Fuente: Murillo, 2022

El paso siguiente a la deshidratación es la disposición final, o bien el aprovechamiento. Una metodología utilizada para la disposición de lodos con arsénico es su vertido en fosas de concreto protegidas con arena. Sin embargo, sin una estabilización previa, existe el riesgo de que el arsénico siga lixiviándose. Estas fosas también se emplean para desechar materiales de filtración y adsorbentes del proceso de tratamiento. A menudo, no están selladas, lo que permite que durante lluvias e inundaciones se genere contaminación. Debido a esta tendencia a lixiviar, los vertederos no se consideran la forma más segura de disposición para lodos con arsénico; sin embargo, se utilizan ampliamente debido a su sencillez y bajo costo (Ruj et al., 2021; Sullivan et al., 2010).

Para disminuir los riesgos, es necesario llevar a cabo un proceso de estabilización previo. El uso de vertederos para la disposición de los lodos ya estabilizados es una metodología valorada. En el caso de los lodos contaminados con arsénico, un método de

estabilización es la adición de cal (Ca(OH)_2), que permite la formación de compuestos de baja solubilidad en agua, como el arsenato de calcio ($\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$), reduciendo significativamente las posibilidades de lixiviación de arsénico. Sin embargo, este método presenta inestabilidad a largo plazo en presencia de dióxido de carbono (CO_2) atmosférico, ya que este gas puede reaccionar con los compuestos de calcio y arsénico, provocando su descomposición y liberación gradual. Por ello, es crucial minimizar el contacto con la atmósfera para garantizar una inmovilización efectiva y duradera (Ruj et al., 2021).

La cementación también se emplea como método de estabilización de lodos con arsénico, se usa como pretratamiento antes de la disposición en vertederos. Este tratamiento consiste en agregar cemento para promover la solidificación del lodo y reducir su lixiviación; el arsénico queda atrapado en la matriz de cemento a través de adsorción y coprecipitación en la estructura de silicato de calcio hidratado. Este método también es usado para la construcción de bloques de cemento y zócalos de cemento para letrinas fabricados con lodos de arsénico (Sullivan et al., 2010). No obstante, el proceso de cementación presenta limitaciones, ya que el aumento del pH debilita la matriz y puede liberar nuevamente el arsénico. También afecta la exposición al vapor atmosférico, los ciclos de remojo y secado y la carbonatación del Ca(OH)_2 presente en el cemento. La adición de sulfato de hierro y cal al cemento mejora la estabilización del lodo, disminuyendo la lixiviación gracias a que el calcio ayuda a inmovilizar el arsénico al aumentar el pH y reducir su solubilidad, mientras que el hierro contribuye a la formación de complejos estables (Ruj et al., 2021).

La posibilidad de utilizar el lodo proveniente de aguas subterráneas en el área de la construcción ya ha sido estudiada. Ávila et al. (2016) llevaron a cabo un estudio comparativo de las características químicas de los óxidos presentes en dos tipos de lodos: uno generado en el tratamiento de aguas subterráneas (B) y otro proveniente del tratamiento de aguas superficiales (A), en contraste con el cemento Portland. Todo esto con el objetivo de evaluar sus similitudes y la posibilidad de su utilización en el ámbito de la construcción. Se estudiaron óxidos, esenciales en la formación de minerales clave del concreto: alita (resistencia inicial), belita (resistencia a largo plazo y curado), celita (fraguado) y felita (endurecimiento lento). Para la comparación se tomó como referencia la NTC 321, que define las especificaciones químicas y físicas para el cemento Portland.

Los resultados indicaron que el lodo derivado del tratamiento de aguas superficiales (lodo A) solo cumple con los valores mínimos de SiO_2 y MgO , mientras que el lodo proveniente del tratamiento de aguas subterráneas (lodo B) cumple con las concentraciones requeridas para CaO , Fe_2O_3 , MgO y Al_2O_3 , pero no alcanza el contenido mínimo de SiO_2 establecido por la normativa. Aunque el lodo B no puede sustituir completamente al cemento, se concluyó que tiene un potencial significativo como sustituto parcial en la fabricación de materiales de construcción. Además, se consideró la posibilidad de mezclar ambos tipos de lodos para suplir la deficiencia de SiO_2 en el lodo B, lo que permitiría el aprovechamiento de ambos lados.

Siguiendo la línea de la construcción, otros investigadores han explorado la opción de fabricar ladrillos a partir de residuos de tratamiento de agua subterránea. Según Hassan et al. (2014), la composición química principal de la arcilla utilizada en ladrillos incluye sílice, alúmina y óxido férrico, componentes similares a los presentes en los lodos de tratamiento de agua subterránea. En su estudio, se investigó la viabilidad de crear ladrillos mezclando arcilla con lodos de arsénico y de hierro provenientes de una planta de tratamiento de aguas

subterráneas. Se prepararon cuatro muestras de ladrillo con diferentes concentraciones de lodo en la mezcla lodo-arcilla. Estas muestras se sometieron a pruebas de contenido de humedad, gravedad específica, capacidad de absorción de agua, resistencia a la compresión y lixiviación.

Los resultados indicaron que el contenido de humedad disminuyó a mayor proporción de lodo, mientras que la absorción de agua y la gravedad específica aumentaron. La resistencia a la compresión fue óptima con un 6% de lodo, alcanzando 15,1 MPa, valor que supera el mínimo exigido por la norma AASHTO (American Association of State Highway and Transportation Officials), que establece 14,7 MPa para ladrillos de primera clase. A mayores proporciones, la resistencia disminuyó significativamente.

En cuanto a la lixiviación, los niveles de arsénico superaron el límite establecido por la OMS (0,01 mg/L) en condiciones ácidas (pH 3) en todas las proporciones. No obstante, en condiciones neutras (pH 6,5), los ladrillos con 6% de lodo cumplieron con el límite permitido por la normativa local de Bangladesh (0,05 mg/L). En todos los casos, el hierro se mantuvo dentro de los límites aceptables. En medio alcalino (pH 12), la liberación de ambos metales fue aún menor, destacándose el 6% de lodo como la proporción más estable y segura para minimizar la lixiviación.

El estudio concluye que los lodos pueden ser utilizados en la fabricación de ladrillos, siempre que se limite su proporción y se evite su exposición a condiciones extremas de pH.

Por otro lado, Trang et al. (2021) también estudiaron la viabilidad de producir ladrillos a partir de residuos generados en el tratamiento de aguas subterráneas. Para ello, se utilizaron lodos y cenizas volantes provenientes de una planta de energía térmica como agregados, en sustitución de la arcilla en la fabricación de ladrillos de adobe. El estudio se basó en los estándares de calidad establecidos por la norma nacional de Vietnam para ladrillos de adobe, TCVN 6477–2016 (MOC, 2016). La investigación consistió en una serie de experimentos en los que se variaron las proporciones de lodo, cemento y cenizas volantes, con un enfoque principal en la resistencia a la compresión de los ladrillos.

Se determinó que el 50% de lodo es el límite máximo aceptable para mantener la resistencia mínima exigida (3.5 MPa). Al incorporar 15% de cenizas volantes, se redujo el uso de cemento sin comprometer la calidad. Finalmente, la adición de 0.5% de fibras de polipropileno mejoró la resistencia y cohesión interna, alcanzando 4 MPa. La mezcla óptima (50% lodo, 35% cemento, 15% cenizas y 0.5% fibras) resultó apta para la construcción de muros y cercas, especialmente en fábricas industriales o viviendas.

Además de la construcción, se ha estudiado el aprovechamiento de los lodos en el tratamiento de aguas. Como ejemplo, se tiene el estudio de Albrektienė et al. (2019) en el que se usaron lodos de hierro derivados del tratamiento de aguas subterráneas para la remoción de materia orgánica natural en el tratamiento de agua del río Neris en Lituania. El lodo fue secado, molido y aplicado en diferentes dosis, tanto solo como en combinación con ácido sulfúrico (H_2SO_4) y sulfato de aluminio hidratado ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}$) en diversas concentraciones.

El uso exclusivo del polvo de hierro logró remociones limitadas (<25%) que no cumplían con el estándar de calidad de agua de Lituania (HN24:2017), que establece un límite máximo de 5.0 mgO_2/L . Sin embargo, al combinarlo con el ácido sulfúrico, las remociones mejoraron significativamente, alcanzando hasta 55.5% para materia orgánica y 50% para color, cumpliendo con los estándares. Sin embargo, se observó una disminución en el pH del agua a niveles entre 3.78 y 5.48, lo cual requeriría ajustes de pH antes de su consumo.

Por otro lado, la combinación de sulfato de aluminio y polvo de hierro mostró resultados favorables, alcanzando remociones de hasta un 67,3% de materia orgánica y un 46,4% del color. Además, esta mezcla aceleró el proceso de sedimentación en un 50%. Los resultados sugieren que los lodos de hierro tienen un alto potencial para ser reutilizados en la remoción de materia orgánica y color en el tratamiento de aguas superficiales.

Kutty et al. (2013) evaluaron el uso de lodos ricos en hierro, generados en plantas de tratamiento de aguas subterráneas, como adsorbente en un sistema biológico de lodos activados para la remoción de cobre en aguas residuales sintéticas. Se compararon tres reactores: uno con lodos, otro con un adsorbente híbrido elaborado a partir de lodos y cáscara de arroz, y un reactor control sin adsorbente. Todos los sistemas fueron expuestos progresivamente a concentraciones crecientes de cobre durante 76 días.

Los resultados indicaron que de manera general los reactores con lodos y lodos y cáscara de arroz lograron mejores tasas de remoción de cobre en comparación con el reactor control en las distintas fases. En la fase final (15 mg/L de Cu^{2+}), las eficiencias de remoción fueron del 85 % para el reactor control, 95 % para el reactor con lodos y 94 % para el reactor con lodos y cáscara de arroz. El reactor con lodos mostró el mejor rendimiento general y una mayor concentración de sólidos volátiles en licor de mezcla, que representan la biomasa activa.

El estudio concluye que los lodos de tratamiento de aguas subterráneas pueden ser reutilizados como adsorbentes efectivos en sistemas biológicos, mejorando la eficiencia del tratamiento y la resistencia de la biomasa frente a contaminantes tóxicos como el cobre.

También se ha estudiado la posibilidad de extraer metales de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas. Ong et al. (2018) investigaron la recuperación de hierro (Fe) y manganeso (Mn) a partir de estos lodos mediante un proceso combinado de lixiviación ácida reductora y precipitación de hidróxido, con el fin de evaluar la eficiencia de dicha recuperación.

El método consistió en añadir ácido sulfúrico (H_2SO_4) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al lodo, para posteriormente mezclar y separar el lixiviado resultante. Los resultados mostraron que la concentración de H_2SO_4 influye directamente en la cantidad de Mn extraído: con 0,3 mol/L se logró la lixiviación completa (100%) del Mn. En contraste, la lixiviación de Fe fue menor; con la misma concentración de ácido solo se logró el 63% de extracción. Esto sugiere que el H_2SO_4 se agotó al reaccionar prioritariamente con el Mn, lo que indica que el ácido favorece la reacción con el Mn sobre el Fe.

La relación sólido-líquido también influyó en la eficiencia del proceso. Se observó que una mayor cantidad de sólido disminuye la lixiviación, siendo 1:18,3 la proporción óptima. Además, al emplear H_2O_2 como agente reductor, se seleccionó 25 °C como temperatura de operación.

Para separar el Fe y el Mn del lixiviado, se añadió hidróxido de potasio (KOH) con el propósito de elevar el pH y promover la precipitación selectiva. Así, el Fe precipita por completo a pH 4, mientras que el Mn comienza a precipitar solo a pH superiores a 6.

La recuperación de Fe y Mn cobra relevancia al considerar el potencial de emplearlos para obtener compuestos de ferromanganeso con aplicaciones potenciales como adsorbentes en la eliminación de contaminantes. Asimismo, el Mn recuperado puede utilizarse para sintetizar óxido de manganeso (MnO_2), que también resulta eficaz en la eliminación de contaminantes. De esta forma, la extracción de metales no solo permite aprovechar y valorizar

estos recursos, sino también generar un lodo con menor contenido de metales, reduciendo su impacto ambiental.

El estudio anterior fue complementado con un estudio adicional llevado a cabo también por Ong et al. (2018) en el que se investigó la síntesis de MnO_2 a partir del manganeso lixiviado de lodos de tratamiento de agua subterránea, con el objetivo de evaluar su capacidad para adsorber iones de níquel en soluciones contaminadas. La síntesis se llevó a cabo mediante la adición de permanganato de potasio (KMnO_4). En la adsorción de níquel se analizó el efecto del pH, así como la cinética de este proceso. Para ello, se mezclaron 10 g/L de MnO_2 con 25 mL de solución de níquel a diferentes concentraciones, manteniendo la mezcla durante 120 minutos a 50 rpm y a 25 °C.

Los resultados mostraron que el MnO_2 sintetizado presentaba un potencial zeta negativo en un rango de pH ácido, específicamente entre 2 y 8 unidades, lo que sugiere su capacidad para adsorber metales pesados con carga positiva. Además, el pH no tuvo una influencia significativa en la adsorción del níquel a ninguna de las concentraciones evaluadas. Sin embargo, se observó que un aumento en la concentración de níquel en la solución mejoraba el proceso de adsorción, alcanzando hasta 138,42 mg de níquel por gramo de adsorbente a una concentración inicial de 200 mg/L. Asimismo, se determinó que la adsorción ocurre a través de quimisorción.

El estudio concluyó que el MnO_2 obtenido a partir de lodos de tratamiento de agua subterránea es un adsorbente prometedor para la eliminación de iones de níquel. Además, el proceso es económicamente viable y posee un alto potencial para su aplicación comercial.

Por otro lado, Gao et al. (2023) evaluaron la síntesis de erdita, un sulfuro hidratado de sodio y hierro con propiedades adsorbentes, a partir de un lodo generado en el tratamiento de aguas subterráneas. Este lodo contenía Fe, Al, Si, Mn y Ca en proporciones de 15.2%, 11.9%, 6.1%, 4.0% y 2.0%, respectivamente. El objetivo principal fue emplear la erdita como adsorbente para la remoción de metales pesados (zinc y níquel) de aguas residuales provenientes de la galvanoplastia.

Durante la síntesis, se obtuvieron diferentes materiales de erdita que fueron evaluados a nivel de laboratorio. Para ello, se mezclaron 0.1 g del material con 20 mL de agua residual, agitando la solución a 200 rpm durante 4 horas. Posteriormente, los flóculos formados fueron separados mediante centrifugación a 6300 rpm durante 6 minutos. Los resultados demostraron que el adsorbente seleccionado es altamente eficaz en la eliminación de zinc y níquel de las aguas residuales, reduciendo las concentraciones de 89.5 mg/L a 0.31 mg/L para zinc y de 12.7 mg/L a 0.44 mg/L para níquel, cumpliendo con la normativa de vertimientos industriales en China.

El estudio también comparó estos resultados con los obtenidos mediante adsorbentes comerciales, como carbón activado, cloruro de polialuminio (PAC) y sulfato poliférrico (PFS). Los resultados mostraron que la erdita superó significativamente a todos estos adsorbentes en términos de eficiencia. Esto permitió concluir que es viable aprovechar los lodos de tratamiento de aguas subterráneas para producir un adsorbente eficaz en la remoción de metales pesados.

La **Tabla 9** presenta un resumen de las experiencias de valorización de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas descritas previamente, incluyendo algunos detalles específicos de cada estudio que no se mencionaron previamente.

Tabla 9. *Síntesis de las experiencias de valorización de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas*

Aplicación del lodo	Material tratado	Observaciones	Resultados	Autores
Sustituto parcial en la fabricación de materiales de construcción	Lodo	- Se analizaron las concentraciones de óxidos presentes en el lodo, incluyendo CaO, SiO₂, Fe₂O₃, MgO y Al₂O₃. - Se compararon estas características con las de lodos generados en el tratamiento de aguas superficiales.	- El lodo cumple con los requerimientos de CaO, Fe₂O₃, MgO y Al₂O₃, pero no alcanza el contenido mínimo de SiO₂. - Tiene potencial como sustituto parcial en la fabricación de materiales de construcción. - Su mezcla con lodos provenientes del tratamiento de aguas superficiales podría compensar la deficiencia de sílice y mejorar su desempeño.	Ávila et al. (2016)
Fabricación de ladrillos con lodos de Fe y As	Lodo rico en Fe y As	- Se elaboraron muestras de ladrillos incorporando diferentes proporciones de lodo en la mezcla lodo-arcilla: 3 %, 6 %, 9 % y 12 %. - Las pruebas de lixiviación en medio ácido evidenciaron un aumento en la liberación de hierro y arsénico a medida que se incrementaba la proporción de lodo y disminuía el pH. - En condiciones alcalinas (pH 12), la lixiviación de estos metales fue considerablemente menor en comparación con el medio ácido.	- La proporción óptima de lodo fue del 6 %, alcanzando una resistencia a la compresión de 15.1 MPa, lo cual cumple con los estándares para ladrillos de primera clase. - Se observó una baja lixiviación de Fe y As en medios neutros y alcalinos; sin embargo, el material no es apto para su uso en ambientes ácidos.	Hassan et al. (2014)
Fabricación de ladrillos de adobe a partir de lodo y ceniza volante	Lodo y ceniza volante	- Cuando el contenido de lodo superó el 50 % en peso, la resistencia a la compresión de los ladrillos fue inferior al valor mínimo exigido de 3.5 MPa, según la normativa. - El incremento en la proporción de cenizas volantes provocó una disminución en la resistencia a la compresión.	- La composición óptima fue de 50 % de lodo, 35 % de cemento, 15 % de ceniza volante y 0.5 % de fibra de polipropileno (PP). - Los ladrillos alcanzaron una resistencia a la compresión de 4 MPa. - Cumplieron con los requisitos establecidos por la norma nacional de Vietnam para ladrillos de	Trang et al. (2021)

Aplicación del lodo	Material tratado	Observaciones	Resultados	Autores
Adsorbente para la remoción de materia orgánica y color de aguas superficiales	Lodo rico Fe	- La incorporación de fibras de polipropileno mejoró notablemente la resistencia mecánica de los ladrillos.	adobe, TCVN 6477–2016.	Albrektienė et al. (2019)
		- Se seleccionaron doce dosis del polvo de lodo (0.1, 0.3, 0.5, 0.7, 0.8, 0.9, 1, 2, 3, 4, 5 y 6 g/L) para los ensayos. - Se evaluó el polvo de hierro tanto de forma individual como en combinación con ácido sulfúrico (0.95 %) y con sulfato de aluminio hidratado en concentraciones de 10, 20 y 30 mgAl/L. - Para cada prueba, 1 L de agua del río se mezcló con la dosis de polvo seleccionada, agitando durante 1 minuto a 200 rpm y luego durante 10 minutos a 50 rpm; posteriormente, se dejó sedimentar por 10 minutos y se filtró. - El polvo de hierro por sí solo no alcanzó las remociones requeridas por la normativa de calidad del agua en Lituania. - Las mejores eficiencias se lograron con dosis bajas de polvo y mayor proporción de ácido, alcanzando remociones efectivas de materia orgánica.	- La combinación de 0.3 g de polvo de hierro con 8 mL de ácido logró una remoción de materia orgánica de hasta el 55%, cumpliendo con los estándares normativos. - Para la remoción de color, el uso de 8 mL de ácido junto con 0.3, 0.5 y 0.7 g de polvo alcanzó eficiencias del 50%, 49.95% y 45.32%, respectivamente, todas dentro de los límites aceptables. - La aplicación de ácido sulfúrico provocó una disminución del pH del agua entre 3.78 y 5.48, lo que implica la necesidad de ajustar el pH antes del consumo. - La combinación de 20 mgAl/L de sulfato de aluminio con 0.1 g de polvo de hierro logró una remoción del 48.9% de materia orgánica, cumpliendo con la normativa vigente. - Con 30 mgAl/L de sulfato de aluminio y 0.1 g de polvo de hierro se obtuvo una remoción del 67.3% de materia orgánica. - Asimismo, la combinación de 20 mgAl/L de sulfato de aluminio con 0.1 g de polvo logró una remoción de color del 46.4%. - La tasa de sedimentación aumentó en un 50% al utilizar el coagulante en conjunto con el polvo de hierro.	

Aplicación del lodo	Material tratado	Observaciones	Resultados	Autores
Adsorbente para remoción de Cu de agua residuales sintéticas	Lodo rico en Fe y cenizas de cáscara de arroz	- El experimento se realizó en tres reactores biológicos de lodos activados con un volumen de 8.6 L: un reactor de control (solo biomasa), un reactor con adición de lodos y un reactor con una mezcla de lodos y cenizas de cáscara de arroz. - Se estableció un período de aclimatación de 15 días. - El ensayo se desarrolló en ocho fases: las dos primeras correspondieron a la aclimatación sin presencia de cobre, mientras que en las fases 3 a 8 se añadieron concentraciones crecientes de Cu^{2+} (0.5, 1, 2, 5, 10 y 15 mg/L). - En la fase 8, con una concentración de cobre de 15 mg/L, se observó un aumento en los niveles residuales de cobre en todos los reactores, lo que indicó que se había alcanzado el umbral de toxicidad del sistema.	- Los reactores con adición de lodos, así como aquellos con lodos combinados con cenizas de cáscara de arroz, mostraron mejores tasas de remoción de cobre en comparación con el reactor control. - En la fase final (15 mg/L de Cu^{2+}), las eficiencias de remoción fueron del 85 % en el reactor control, 95 % en el reactor con lodos y 94 % en el reactor con lodos y cenizas. - El reactor con lodos alcanzó la mayor concentración de sólidos volátiles en el licor mezcla (MLVSS), con 1899 mg/L, seguido por el reactor con lodos y cenizas (1866 mg/L), mientras que el reactor control presentó concentraciones considerablemente más bajas. - El uso de estos adsorbentes mejoró significativamente la tolerancia de la biomasa frente a la toxicidad inducida por el cobre.	Kutty et al. (2013)
Recuperación de Fe y Mn de los lodos	Lodo rico en Fe y Mn	- El método consistió en añadir ácido sulfúrico (H_2SO_4) y peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al lodo, seguido de una mezcla y posterior separación del lixiviado obtenido. - La relación sólido-líquido influyó significativamente en la eficiencia del proceso de lixiviación. - Al emplear H_2O_2 como agente reductor, no se observaron variaciones importantes en el rendimiento dentro del rango de temperatura de 15 °C a 45 °C, por lo que se seleccionó 25 °C como temperatura óptima de	- Con 0,3 mol/L de ácido sulfúrico se logró la lixiviación completa (100%) del Mn. En contraste, la lixiviación de Fe fue menor; con la misma concentración de ácido solo se logró el 63%	Ong et al. (2018)

Aplicación del lodo	Material tratado	Observaciones	Resultados	Autores
		operación. - La velocidad de agitación y el tiempo óptimos fueron de 150 rpm durante 5 minutos para el manganeso (Mn), y de 300 rpm durante 1 minuto para el hierro (Fe), aunque la extracción de Fe siempre fue menor. - Para recuperar selectivamente el Fe y el Mn del lixiviado, se añadió hidróxido de potasio (KOH) con el objetivo de elevar el pH y favorecer su precipitación diferenciada.		
Evaluación de MnO_2 sintetizado a partir de la recuperación de Mn de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas como adsorbente para Ni	Mn lixiviado de lodo	- La síntesis de MnO_2 se realizó mediante la reacción entre permanganato de potasio (KMnO_4) y cloruro de manganeso (MnCl_2). - Para evaluar su capacidad de adsorción de níquel, se mezclaron 10 g/L de MnO_2 con 25 mL de solución de níquel, utilizando concentraciones iniciales de 10, 25, 50, 100, 150 y 200 mg/L. - Las mezclas se agitaron durante 120 minutos a una velocidad de 50 rpm. - La temperatura de operación fue de 25 °C.	- El pH no mostró una influencia significativa en la adsorción de níquel, independientemente de la concentración evaluada. - A mayor concentración inicial de níquel, se incrementó la capacidad de adsorción, alcanzando un máximo de 138,42 mg de Ni por gramo de adsorbente a 200 mg/L. - El mecanismo de adsorción identificado fue de tipo quimisorción. - El MnO_2 sintetizado a partir de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas demostró ser altamente eficaz y rentable para la remoción de níquel en soluciones acuosas.	Ong et al. (2018)
Evaluación de erdita sintetizada a partir de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas para remoción de Zn y Ni de	Lodo con Fe, Al, Si, Mn y Ca	- Se mezclaron 0,1 g del material sintetizado con 20 mL de agua residual, agitando la solución a 200 rpm durante 4 horas. - Posteriormente, los flóculos formados se separaron mediante centrifugación a 6300 rpm durante 6 minutos.	- Para la remoción de zinc, el material EP-R-D5 logró una eficiencia del 96,65 %, mientras que los adsorbentes comerciales presentaron menores eficiencias: carbón activado (0 %), cloruro de polialuminio (44 %), sulfato poliférrico (66 %) y zeolita (33 %).	Gao et al. (2022)

Aplicación del lodo	Material tratado	Observaciones	Resultados	Autores
aguas residuales de galvanoplastia		- El estudio comparó la capacidad de adsorción del material sintetizado con la de adsorbentes comerciales como el carbón activado, el cloruro de polialuminio (PAC) y el sulfato poliférrico (PFS).	- En cuanto al níquel, el EP-R-D5 alcanzó una remoción del 96,54 %, frente a valores más bajos en los adsorbentes comerciales: carbón activado (37 %), cloruro de polialuminio (13 %), sulfato poliférrico (22 %) y zeolita (60 %).	

El uso de lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas ha sido explorado en diversas aplicaciones como en la fabricación de materiales de construcción, el tratamiento de aguas contaminadas y la recuperación de metales, sugiriendo una oportunidad de integración de estos residuos en la economía circular. Sin embargo, estos avances deben considerarse con una mirada crítica, reconociendo tanto su potencial como sus limitaciones.

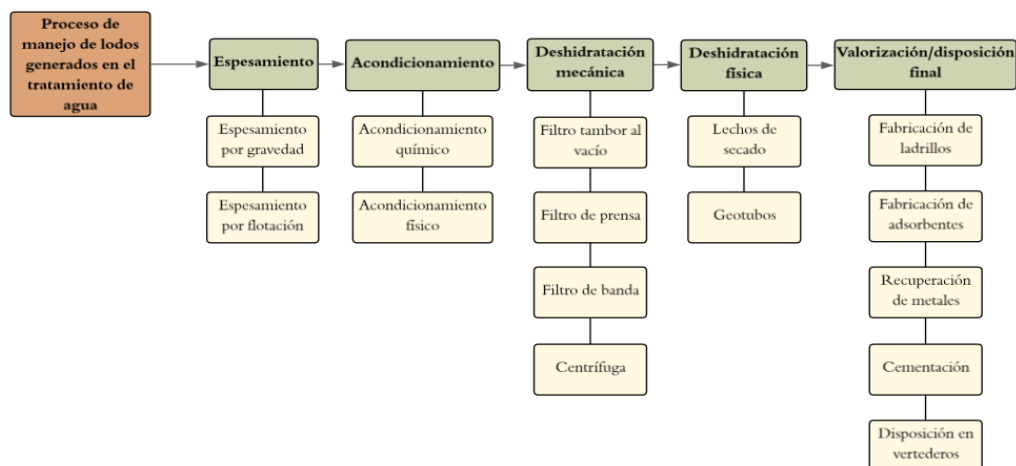
En el ámbito de la construcción, uno de los factores clave es el cumplimiento de las exigencias de calidad y seguridad establecidas por las normativas locales. Los estudios revisados coinciden en que, si bien es factible incorporar lodos en la fabricación de materiales como ladrillos y bloques, su proporción debe mantenerse baja para garantizar la resistencia estructural mínima requerida. En este sentido, la cantidad de lodo empleada en los ensayos exitosos fue relativamente reducida, como se evidenció en los trabajos de Hassan et al. (2014) y Trang et al. (2021). No obstante, al proyectar estas aplicaciones a escalas industriales, incluso pequeñas proporciones pueden representar volúmenes significativos de lodo reutilizado, con un impacto ambiental y económico considerable. Además, estudios como el de Trang et al. (2021) demostraron que la combinación del lodo con otros materiales, como cenizas volantes y fibras poliméricas, puede mejorar notablemente las propiedades mecánicas del producto final, ampliando así su aplicabilidad y rendimiento.

Por otro lado, la reutilización de lodos en el tratamiento de aguas se fundamenta en la composición química rica en metales como hierro y manganeso, que les otorga propiedades adsorbentes. Esto ha sido aprovechado en estudios que evalúan su eficacia para remover contaminantes como materia orgánica, color y metales pesados como níquel, zinc y cobre (Ong et al., 2018; Albrektiené et al., 2019). Estos resultados son especialmente relevantes cuando se comparan con adsorbentes comerciales tradicionales, ya que en varios casos los lodos modificados demostraron igualar o incluso superar su eficiencia (Gao et al., 2022). Esta competitividad sugiere una oportunidad para reducir el uso de insumos vírgenes, y promover soluciones más sostenibles en el tratamiento de aguas. Además, al igual que en la fabricación de materiales de construcción, estudios como el de Kutty et al. (2013) evidenciaron que el desempeño de estos lodos puede potenciarse mediante su combinación con otros materiales, como en el caso del uso de cenizas de cáscara de arroz junto con lodos de hierro, lo cual dio muy buenas eficiencias de remoción de cobre en el sistema biológico.

En conjunto, los resultados presentados refuerzan la necesidad de considerar el lodo no solo como un residuo inevitable, sino como un recurso con diversas vías de valorización. El desafío radica en escalar estas soluciones, adaptarlas a contextos locales, y evaluar su viabilidad técnica y económica a largo plazo. En este sentido, se hace necesaria la creación de más marcos normativos que regulen el manejo de los lodos y contemplen no solo el tratamiento y la disposición final sino también incentivos que promuevan su valorización, y los posicione como un material competitivo en el mercado.

Las distintas etapas del proceso de manejo de los lodos generados en el tratamiento de aguas subterráneas se presentan de manera sintetizada en la **Figura 14**.

Figura 14. *Proceso del manejo de los lodos generados en el tratamiento de agua subterránea.*



Fuente: (Ospanov et al., 2024)

8. Conclusiones y Recomendaciones

Las aguas subterráneas constituyen un recurso hídrico muy importante para diversos sectores, especialmente para el consumo humano, ya que representan la fuente de agua dulce más abundante a nivel mundial. Los artículos revisados evidencian que parámetros como la dureza, los niveles de nitratos, cloruros, sólidos disueltos y la presencia de metales como arsénico, hierro y manganeso son comunes en este tipo de aguas, y reflejan tanto procesos naturales como impactos antrópicos. Por ello, las plantas de tratamiento de agua desempeñan un papel esencial en la protección de la salud pública.

La revisión de los procesos de tratamiento de agua subterránea mostró una amplia variedad de opciones para su potabilización, como coagulación-floculación, oxidación-precipitación, electrocoagulación, adsorción, intercambio iónico, procesos con membranas y ablandamiento, que pueden ser combinadas entre sí para formar configuraciones de tratamiento que reduzcan los contaminantes hasta alcanzar concentraciones seguras para el consumo humano. Sin embargo, la elección de los procesos depende de diversos factores, como los contaminantes de interés, las condiciones económicas y sociales, y las características del agua a tratar. Cada proceso presenta ventajas, limitaciones y condiciones de operación que deben tenerse en cuenta para fomentar su efectividad y viabilidad. Además, el uso de reactivos naturales es una alternativa que presenta un enfoque más sostenible al aprovechar recursos renovables, y fomentar la economía circular.

Por otro lado, la generación de lodos durante el proceso de tratamiento de aguas subterráneas, aunque es de menor magnitud comparada con las tecnologías de tratamiento de aguas superficiales, es un problema persistente que merece atención. Estos lodos contienen diversos elementos, siendo el hierro el componente principal, acompañado de calcio, fósforo, arsénico, manganeso y aluminio. Su estructura está formada por una combinación de fases amorfas y cristalinas, con un predominio de oxihidróxidos de hierro poco cristalizados, como

la ferrihidrita, y en menor proporción, cuarzo y calcita, además de la presencia ocasional de hidróxidos de aluminio y aluminosilicatos.

Estos lodos también exhiben variabilidad en el tamaño de las partículas lo que refleja una variabilidad en su porosidad, predominando los microporos y mesoporos. Debido a su composición química y la posibilidad de lixiviación de elementos contaminantes, es fundamental implementar un manejo adecuado para prevenir la contaminación del suelo y de los cuerpos hídricos cercanos.

Las investigaciones científicas revisadas amplían las posibilidades para su disposición, tratamiento y valorización. Se han propuesto diversas alternativas, tales como el uso de los lodos en la industria de la construcción, la recuperación de metales y su reutilización en procesos de tratamiento de agua. La valorización de los lodos desempeña un papel crucial en la integración de estos residuos dentro de la economía circular, lo que permite que la industria de la potabilización de agua avance hacia la sostenibilidad y que, a su vez, se generen beneficios económicos a partir de lo que, de otro modo, sería un residuo.

Aunque es importante destacar los avances en las investigaciones para ampliar las opciones de tratamiento, disposición y aprovechamiento de los lodos, es preciso considerar la existencia de ciertos desafíos que aún se presentan. Entre ellos se encuentran aspectos logísticos, la falta de recursos económicos, la necesidad de espacio, el cumplimiento de normativas para la producción de nuevos materiales y la evaluación de su estabilidad a largo plazo. Así como la escasez de guías y normativas específicas tanto para su tratamiento y disposición final, como para las opciones de valorización. Asimismo, es preciso superar barreras relacionadas con la competitividad en el mercado, basada en la relación costo-beneficio, y la aceptación del uso de lodos como materia prima.

También es importante considerar las diferencias en la composición química de los lodos al proponer alternativas de valorización realizar estudios toxicológicos previos. Asimismo, se requiere una regulación que oriente los procesos de valorización, acompañada de campañas de sensibilización y alianzas entre sectores técnicos, científicos y gubernamentales.

Por otro lado, es necesario que las soluciones propuestas sean escalables, económicamente viables y adaptables a distintos contextos. Finalmente, el tratamiento de aguas subterráneas y la gestión de sus lodos representan una valiosa oportunidad para la investigación, tanto en laboratorio como en condiciones piloto, que permita evaluar su aplicación real y su potencial a distintas escalas.

9. Referencias Bibliográficas

- A., Moeck, C., Perrochet, P., & Hunkeler, D. (2015). Estimer l'évolution de la qualité d'une eau souterraine par fonctions de transfert. *Hydrogeology Journal*, 23(7), 1449–1463. <https://doi.org/10.1007/S10040-015-1279-5/FIGURES/8>
- Abo-El-Enein, S. A., Shebl, A., & El-Dahab, S. A. (2017). Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Applied Clay Science*, 146, 343-349.
- Agudosi, E. S., Abdullah, E. C., Mubarak, N. M., Khalid, M., Pudza, M. Y., Agudosi, N. P., & Abutu, E. D. (2018). Pilot study of in-line continuous flocculation water treatment

plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(6), 7185–7191. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.11.001>

Ahdab, Y. D., & Lienhard, J. H. (2021). Desalination of brackish groundwater to improve water quality and water supply. In *Global Groundwater* (pp. 559-575). Elsevier.

Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016). Sustainable management of water treatment sludge through 3 'R' concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1-13

Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2017). Sludge quantification at water treatment plant and its management scenario. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(9). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6166-1>

Alafa Laval. (s.f). Filtro banda. <https://www.alfalaval.com.co/productos-y-soluciones/separacion/filtros-y-tamices/filtro-banda/>

Albrektienė, R., Karaliūnas, K., & Bazienė, K. (2019). Sustainable reuse of groundwater treatment iron sludge for organic matter removal from river Neris water. *Sustainability* 11 (3), 639.

Algieri, C., Pugliese, V., Coppola, G., Curcio, S., Calabro, V., & Chakraborty, S. (2022). Arsenic removal from groundwater by membrane technology: Advantages, disadvantages, and effect on human health. In *Groundwater for Sustainable Development* (Vol. 19). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100815>

Aliaskari, M., & Schäfer, A. I. (2021). Nitrate, arsenic and fluoride removal by electrodialysis from brackish groundwater. *Water Research*, 190. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116683>

Amarine, M., Lekhlif, B., Sinan, M., El Rharras, A., & Echaabi, J. (2020). Treatment of nitrate-rich groundwater using electrocoagulation with aluminum anodes. *Groundwater for Sustainable Development*, 11, 100371.

American Water Chemicals. (s.f). Espesamiento de Lodos. <https://www.membranechemicals.com/es/water-treatment/espesamiento-de-lodos/>

Araque Tamayo, D., y Monsalve Guzmán, L. (2018). Evaluación de alternativas para el manejo y disposición final de los lodos generados en la planta de potabilización del municipio de Melgar - Tolima [Trabajo de grado, Universidad de la Salle]. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=1816&context=ing_ambiental_sanitaria

Arboleda Valencia, J (1992). Teoría y práctica de la Purificación del agua [Archivo PDF]. <https://cidta.usal.es/cursos/etap/modulos/libros/teoria.pdf>

Ávila, P. Y, Velasquez, S. R., Valencia, J. J., Ramírez, M. C., & Muñoz, A. P. (2017). Análisis comparativo de la concentración de óxidos presentes en el cemento portland y lodos de plantas de tratamiento de agua potable. *Afinidad*, 74(577).

Azeddine, F., Sergio, P. A., Angélique, L., El Khadir, L., Ali, I., & El Houssayne, B. (2023). Rheological behavior and characterization of drinking water treatment sludge from Morocco. *Clean Technologies*, 5(1), 259-273.

Aziz, N. A. A., Jayasuriya, N., & Fan, L. (2016). Adsorption study on Moringa oleifera seeds and Musa cavendish as natural water purification agents for removal of lead, nickel and cadmium from drinking water. In *IOP conference series: materials science and engineering* (Vol. 136, No. 1, p. 012044). IOP Publishing.

Azizah, R. N., Saputri, T., & Prayogo, W. (2022). Identification of Sludge Production In Water Treatment Installations of Urban Drinking Water Companies. *Journal of Community Based Environmental Engineering and Management*, 6(1), 35-39.

Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2007). Constructive approaches toward water treatment works sludge management: an international review of beneficial reuses. *Critical reviews in environmental science and technology*, 37(2), 129-164.

Batt, A. L., Snow, D. D., & Aga, D. S. (2006). Occurrence of sulfonamide antimicrobials in private water wells in Washington County, Idaho, USA. *Chemosphere*, 64(11), 1963–1971. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2006.01.029>

Beltman, W. H. J., Boesten, J. J. T. I., Van Der Zee, S. E. A. T. M., & Quist, J. J. (1996). Analytical modeling of effects of application frequency on pesticide concentrations in wells. *Ground Water*, 34(3), 470–479. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02028.x>

Bernegossi, A. C., Freitas, B. L. S., Castro, G. B., Marques, J. P., Trindade, L. F., de Lima e Silva, M. R., ... & Ogura, A. P. (2022). A systematic review of the water treatment sludge toxicity to terrestrial and aquatic biota: state of the art and management challenges. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 57(4), 282-297.

Biswajit, R., Chakraborty, S., Nayak, J., & Chatterjee, R. (2021). Treatment of arsenic sludge generated from groundwater treatment plant: A review towards a sustainable solution. *South African Journal of Chemical Engineering*, 37, 214–226. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2021.06.003>

Bora, A. J., Gogoi, S., Baruah, G., & Dutta, R. K. (2016). Utilization of co-existing iron in arsenic removal from groundwater by oxidation-coagulation at optimized pH. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(3), 2683–2691. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.05.012>

Bora, A. J., Mohan, R., & Dutta, R. K. (2017). Simultaneous removal of arsenic, iron and manganese from groundwater by oxidation-coagulation-adsorption at optimized pH. *Water Science and Technology: Water Supply*, 18(1), 60–70. <https://doi.org/10.2166/ws.2017.092>

Bordoloi, S., Nath, S. K., Gogoi, S., & Dutta, R. K. (2013). Arsenic and iron removal from groundwater by oxidation–coagulation at optimized pH: Laboratory and field studies. *Journal of hazardous materials*, 260, 618-626.

Boving, T., Craver, V., Labhasetwar, P., Sabatini, David. (2022). Sustainable groundwater treatment technologies for underserved rural communities in emerging economies.

Bureau of Indian Standards. (2012). Drinking water specification (IS 10500:2012). Central Pollution Control Board, Ministry of Environment, Forest and Climate Change, Government of India. https://cpcb.nic.in/wqm/BIS_Drinking_Water_Specification.pdf

Burri, N. M., Weatherl, R., Moeck, C., & Schirmer, M. (2019). A review of threats to groundwater quality in the anthropocene. In *Science of the Total Environment* (Vol. 684, pp. 136–154). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.236>

Buvaneshwari, S., Riotte, J., Sekhar, M. et al. Potash fertilizer promotes incipient salinization in groundwater irrigated semi-arid agriculture. *Sci Rep* 10, 3691 (2020). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60365-z>

Casas Tapia, L. (2020). Análisis de alternativas de tratamiento para la potabilización de aguas subterráneas en la Isla de San Andrés [Trabajo de grado, Universidad de

Antioquia].https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/18144/5/CasasLesma_2020_AlternativasPotabilizacionAguas.pdf

Castaneda, L. F., Coreno, O., & Nava, J. L. (2019). Arsenic and hydrated silica removal from groundwater by electrocoagulation using an up-flow reactor in a serpentine array. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103353.

Castro Sánchez, P., y Delgado García, P. (2020). Propuesta de alternativa para el aprovechamiento de lodos generados en la planta de tratamiento de agua potable del municipio de Subachoque [Trabajo de grado, Fundación Universidad de América].<http://repository.uamerica.edu.co/bitstream/20.500.11839/7794/1/6142450-2020-1-IQ.pdf>

Cevallos, O., Giancarlo, M., Guerrero, B., Dolores, M. (2021). Gestión de calidad y crecimiento empresarial: Análisis bibliométrico. *Revista Venezolana de Gerencia (RVG)*, 26(93), 318-333.

Chiavola, A., D'Amato, E., Sirini, P., Caretti, C., & Gori, R. (2019). Arsenic Removal from a Highly Contaminated Groundwater by a Combined Coagulation-Filtration-Adsorption Process. *Water, Air, and Soil Pollution*, 230(4). <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4142-9>

Chi-Chuan Kan, Aldwin, H., Rivera, K., Arazo, R., y De Luna, M., (2017). Hexavalent chromium removal from aqueous solution by adsorbents synthesized from groundwater treatment residuals *Sustainable Environment Research*, 27(4), 163–171. <https://doi.org/10.1016/j.serj.2017.04.001>

Chila, M. (2019). Mejora de la productividad en un sistema de potabilización de agua [Trabajo de grado de maestría, Universidad Politecnica Salesiana].

Codina, L. (15 enero de 2018). *Semantic Scholar: buscador académico con componentes de Inteligencia Artificial*

<https://www.luiscodina.com/semantic-scholar-buscador-academico/>

Connected Papers. (s.f).

<https://www.connectedpapers.com/about>

Consensus. (s.f).

<https://consensus.app/home/about-us/>

Da'ana, D. A., Zouari, N., Ashfaq, M. Y., Abu-Dieyeh, M., Khraisheh, M., Hijji, Y. M., & Al-Ghouti, M. A. (n.d.). Removal of Toxic Elements and Microbial Contaminants from Groundwater Using Low-Cost Treatment Options. <https://doi.org/10.1007/s40726-021-00187-3/Published>

Dahhou, M., Moussaouiti, M., Morhi, M., Gamouh, S., y Moustahsine, S. (2017) Drinking water sludge of the Moroccan capital: Statistical analysis of its environmental aspects. *Revista ScienceDirect*.<https://doi.org/10.1016/j.jtusci.2016.09.003>

Dahhou, M., El Hamidi, A., & El Moussaouiti, M. (2023). Reusing drinking water sludge: physicochemical features, environmental impact and applications in building materials: a mini review. *Chemistry Africa*, 6(3), 1145-1161.

De Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano [Archivo PDF].<http://www.ingenieroambiental.com/4014/tres.pdf>

Decreto 3930 de 2010: Por el cual se reglamenta parcialmente el Título I de la Ley 9ª de 1979, así como el Capítulo II del Título VI - Parte III del Decreto Ley 2811 de 1974, en

cuanto a usos del agua y residuos líquidos, y se dictan otras disposiciones. Diario Oficial No. 47.866. <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=40620>

Demirel, T., Özmen, F. K., Yavuz, Y., & Koparal, A. S. (2022). The effect of electrocoagulation (EC) on total arsenic, arsenite (As³⁺) and arsenate (As⁵⁺) species removal from model groundwater investigating toxicity and sludge characteristic. *Applied Water Science*, 12(6), 138.

Devic, G., Djordjevic, D., & Sakan, S. (2014). Natural and anthropogenic factors affecting the groundwater quality in Serbia. *Science of the Total Environment*, 468, 933-942.

Díaz Gómez, J., Cifuentes Osorio, G., Sierra Cárdenas, E., Villalobos Enciso, J., Lara Mendoza, C., Silva Leal, J., Bittencourt, S., Mansur Aisse, M., Fernandes, F., Silveira, C., Kiyomi Kuroda, E., Pinheiro Pompeo, R., Pissinati Pelaquim, F., Souza Teixeira, R. (2020). De la generación al aprovechamiento sostenible de lodos y biosólidos de tratamiento de aguas y aguas residuales [Archivo PDF].

Duque, P., Meza, O., Giraldo, D., y Barreto, K. (2020). Economía Social y Economía Solidaria: un análisis bibliométrico y revisión de literatura. *Revista de Estudios Cooperativos*. <https://dx.doi.org/10.5209/REVE.75566>

Elsevier. (s.f)

<https://www.elsevier.com/es-es/products/mendeley>

EMO. (s.f). Filtro de prensa de placas. <https://www.emolatina.es/tecnologia-y-productos-emo-france/deshidratacion/filtro-prensa/>

Faye, M. D., Kafando, M. B., Sawadogo, B., Panga, R., Ouédraogo, S., & Yacouba, H. (2022). Groundwater Characteristics and Quality in the Cascades Region of Burkina Faso. *Resources*. <https://doi.org/10.3390/resources11070061>

Febriyana, N. A., & Masduqi, A. (2020). Aeration-Advanced Filtration (AAF) Treatment for Reducing Iron and Chloride in Natural Groundwater. *IPTEK The Journal for Technology and Science*, 31(2), 169-177.

Fernández Montes, Y. (2022). Estudio del potencial aprovechamiento de los lodos de la PTAP Progresar

E.S.P.. Retrieved from https://ciencia.lasalle.edu.co/ing_ambiental_sanitaria/2004

Flottweg. (s.f). Las centrífugas Decanter de la serie X de Flottweg. <https://www.flottweg.com/es/la-gama-de-productos/centrifugas/serie-x/>

fractured volcanic rock aquifer: Lake Çıldır watershed (NE Turkey). *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(3). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11016-z>

Gandhi, T., Venkatesh Sampath, P., y Maliyekkal, S. (2022). A critical review of uranium contamination in groundwater: Treatment and sludge disposal. *Science of the Total Environment*, 825, 153947–153947. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153947>

Gao, M., Li, X., Qian, J., Wang, Z., Hou, X., Gui, C., ... & Zuo, X. (2023). Hydrochemical characteristics and controlling factors of shallow and deep groundwater in the Heilongdong Spring Basin, Northern China. *Sustainability*, 15(21), 15447.

Gao, Y., Liang, D., Zhang, Y., Chen, Y., Zhu, S., Zhang, H., & Sun, T. (2023). Using waste to treat waste: clean production of erdite/zeolite composite flocculant from groundwater treatment sludge for real electroplating wastewater treatment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 25(3), 979-995.

García-Galán, M. J., Garrido, T., Fraile, J., Ginebreda, A., Díaz-Cruz, M. S., & Barceló, D. (2010). Simultaneous occurrence of nitrates and sulfonamide antibiotics in two ground water bodies of Catalonia (Spain). *Journal of Hydrology*, 383(1–2), 93–101. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2009.06.042>

Ghosh (Nath), S., Debsarkar, A., & Dutta, A. (2019). Technology alternatives for decontamination of arsenic-rich groundwater—A critical review. In *Environmental Technology and Innovation* (Vol. 13, pp. 277–303). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.003>

Giraldo Robledo, S., Osorio Zuluaga, G., López Espinosa, C. (2014). Networking en pequeña empresa: una revisión bibliográfica utilizando la teoría de grafos. *Revista Vínculos*. <http://revistas.udistrital.edu.co/ojs/index.php/vinculos>

Girkar, M., Shukla, S. P., Bharti, V., Kumar, K., Kumar, S., & Rathi Bhuvaneswari, G. (2024). Removal of fluoride from groundwater by chemically functionalized sugarcane bagasse biochar and bagasse pellets in a fixed-bed sorption system. *Desalination and Water Treatment*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100044>

Govarchin, S. M., Yolcubal, İ., Şener, A., Sanğu, E., Güneş, K., & Beşiktaş, M. (2023). The impact of livestock activities and geochemical processes on groundwater quality of

Griebler, C., & Avramov, M. (2015). Groundwater ecosystem services: a review. *Freshwater Science*, 34(1), 355–367.

Gu, X., Xiao, Y., Yin, S., Hao, Q., Liu, H., Hao, Z., ... & Yan, H. (2018). Hydrogeochemical characterization and quality assessment of groundwater in a long-term reclaimed water irrigation area, North China Plain. *Water*, 10(9), 1209.

Guidelines for Drinking-water Quality (2008). THIRD EDITION INCORPORATING THE FIRST AND SECOND ADDENDA Volume 1 Recommendations Geneva 2008 WHO Library Cataloguing-in-Publication Data.

Guillen, J., Jaramillo, A., Baquerizo, R., y Córdova, R (2021). Estudio de los procesos de remoción de hierro y manganeso en aguas subterráneas: una revisión.

Gutiérrez-Rosero, J. A., Ramírez-Fajardo, Á. I., Rivas, R., Linares, B., & Paredes, D. (2014). Tratamiento de lodos generados en el proceso convencional de potabilización de agua. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 13(25), 13–27.

Guzmán, A., Nava, J. L., Coreño, O., Rodríguez, I., & Gutiérrez, S. (2016a). Arsenic and fluoride removal from groundwater by electrocoagulation using a continuous filter-press reactor. *Chemosphere*, 144, 2113–2120. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.108>

Hailu, Y., Tilahun, E., Brhane, A., Resky, H., & Sahu, O. (2019). Ion exchanges process for calcium, magnesium and total hardness from ground water with natural zeolite. *Groundwater for Sustainable Development*, 8, 457–467.

Hassan, K. M., Fukushi, K., Turikuzzaman, K., & Moniruzzaman, S. M. (2014). Effects of using arsenic–iron sludge wastes in brick making. *Waste management*, 34(6), 1072–1078.

Hernández, D., Villegas, J., Castaño, J., Paredes, D. (2006). Aprovechamiento de lodos aluminosos generados en sistemas de potabilización, mediante su incorporación como agregado en materiales de construcción. *Revista ingenierías* <https://www.researchgate.net/publication/237039850>

Husillos, R. N., Ramírez, S. M., Varela, M. B., Guillem, M., Puig, J., Larrotcha, E., & Flores, J. (2010). Re-use of drinking water treatment plant (DWTP) sludge: characterization

and technological behaviour of cement mortars with atomized sludge additions. *Cement and Concrete Research*, 40(5), 778-786.

Instituto Nacional de Salud. (2011). Manual para la toma de muestras de agua para consumo humano. <https://www.ins.gov.co/sivicap/Documentacin%20SIVICAP/2011%20Manual%20toma%20de%20muestras%20agua.pdf>

Ippolito, J. A., Barbarick, K. A., & Elliott, H. A. (2011). Drinking water treatment residuals: a review of recent uses. *Journal of environmental quality*, 40(1), 1-12.

Jadhav, S. V., Bringas, E., Yadav, G. D., Rathod, V. K., Ortiz, I., & Marathe, K. V. (2015). Arsenic and fluoride contaminated groundwaters: A review of current technologies for contaminants removal. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 162, pp. 306–325). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.020>

Jerroumi, S., Amarine, M., & Gourich, B. (2023). Technological trends in manganese removal from groundwater: A review. In *Journal of Water Process Engineering* (Vol. 56). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104365>

Jung, B., Menk, D., Watts, M. J., & Jassby, D. (2021). Evaluation and Optimization of Treatment Technologies Treating Groundwater from the Arbuckle-Timbered Hills Aquifer in Oklahoma. *ACS ES and T Water*, 1(6), 1380–1389. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.0c00249>

Kanel, S., Das, T., Varma, R., y Nadagouda, M. (2023) Arsenic Contamination in Groundwater: Geochemical Basis of Treatment Technologies. *ResearchGate*. <https://doi.org/10.1021//acsenvironau.2c00053>

Kashyap, P., Kaushal, J., & Rani, L. (2023a). Remediation Techniques Used for Removal of Fluoride from Groundwater: A Concise Review. *Journal of Physics: Conference Series*, 2603(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/2603/1/012053>

Katsoyiannis, I. A., Zikoudi, A., & Hug, S. J. (2008). Arsenic removal from groundwaters containing iron, ammonium, manganese and phosphate: A case study from a treatment unit in northern Greece. *Desalination*, 224(1–3), 330–339. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.06.014>

Kashyap, P., Kaushal, J., & Rani, L. (2023, October). Remediation Techniques Used for Removal of Fluoride from Groundwater: A Concise Review. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 2603, No. 1, p. 012053). IOP Publishing.

Kausley, S. B., Desai, K. S., Patil, R. A., Malhotra, C. P., & Pandit, A. B. (2022). Comparative study of lime softening, soda ash process, and electrocoagulation for the removal of hardness from groundwater. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, 88(3), 379–391. <https://doi.org/10.1007/s43538-022-00096-z>

Koju, N. K., Song, X., Wang, Q., Hu, Z., & Colombo, C. (2018). Cadmium removal from simulated groundwater using alumina nanoparticles: behaviors and mechanisms. *Environmental Pollution*, 240, 255-266.

Khatrri, N., & Tyagi, S. (2015). Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. *Frontiers in Life Science*, 8(1), 23–39. <https://doi.org/10.1080/21553769.2014.933716>

Kresic, N (2009) Capítulo 6, Groundwater Resources, Sustainability, Management, and Restoration [Archivo PDF]. <http://water.lecture.ub.ac.id/files/2015/04/6-7-group-rabu.pdf>

Krishna, K., Aryal, A., y Jansen, T. (2016). Comparative study of ground water treatment plants sludges to remove phosphorous from wastewater. *Journal of Environmental Management*, 180, 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.006>

Kundu, D., Dutta, D., Joseph, A., Jana, A., Samanta, P., Bhakta, J. N., & Alreshidi, M. A. (2024). Safeguarding drinking water: A brief insight on characteristics, treatments and risk assessment of contamination. In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 196, Issue 2). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12311-z>

Kundu, D., Dutta, D., Joseph, A., Jana, A., Samanta, P., Bhakta, J. N., & Alreshidi, M. A. (2024). Safeguarding drinking water: A brief insight on characteristics, treatments and risk assessment of contamination. In *Environmental Monitoring and Assessment* (Vol. 196, Issue 2). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12311-z>

Kutty, S., Khaw, S., Lai, C., & ISA, M. (2013). Removal of Copper Using Groundwater Treatment Plant Sludge (GWTPS) Adsorbent in Continuous Flow Activated Sludge System. *Recent Advances in Urban Planning and Construction*, 76-82.

Lapworth, D. J., Krishan, G., MacDonald, A. M., & Rao, M. S. (2017). Groundwater quality in the alluvial aquifer system of northwest India: new evidence of the extent of anthropogenic and geogenic contamination. *Science of the total Environment*, 599, 1433-1444.

Lerner, D. N., & Harris, B. (2009). The relationship between land use and groundwater resources and quality. *Land Use Policy*, 26(SUPPL. 1). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2009.09.005>

Leszczyński, J. (2019). Color Removal from Groundwater by Coagulation and Oxidation Processes. *Journal of Ecological Engineering*, 20(9), 138-144.

Letchipia, J. O., González-Trinidad, J., Júnez-Ferreira, H. E., Bautista-Capetillo, C., Robles Roveló, C. O., & Contreras Rodríguez, A. R. (2023). Removal of arsenic from semiarid area groundwater using a biosorbent from watermelon peel waste. *Heliyon*, 9(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13251>

Li, P., Li, X., Meng, X., Li, M., & Zhang, Y. (2016). Appraising Groundwater Quality and Health Risks from Contamination in a Semiarid Region of Northwest China. *Exposure and Health*, 8(3), 361–379. <https://doi.org/10.1007/s12403-016-0205-y>

Li, P., Wu, J., & Qian, H. (2016). Hydrochemical appraisal of groundwater quality for drinking and irrigation purposes and the major influencing factors: a case study in and around Hua County, China. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(1), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2059-1>

Likus, M., Komorowska-Kaufman, M., Pruss, A., Zych, Ł., & Bajda, T. (2021). Iron-based water treatment residuals: Phase, physicochemical characterization, and textural properties. *Materials*, 14(14), 3938.

Litter, M. I., Ingallinella, A. M., Olmos, V., Savio, M., Difeo, G., Botto, L., Torres, E. M. F., Taylor, S., Frangie, S., Herkovits, J., Schalamuk, I., González, M. J., Berardozi, E., García Einschlag, F. S., Bhattacharya, P., & Ahmad, A. (2019). Arsenic in Argentina: Technologies for arsenic removal from groundwater sources, investment costs and waste management practices. *Science of the Total Environment*, 690, 778–789. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.358>

López-Velandia, C. C. (2018). Análisis de las características isicoquímicas del agua subterránea de la cuenca del río Chicú, Colombia, usando indicadores hidroquímicos y estadística multivariante. *Ingeniería y Ciencia*, 14(28), 35-68.

Maldonado Yactayo, V. (2000). Capítulo 7 Sedimentación, Manual I para Plantas Potabilizadoras, Tomo II [Archivo PDF]. <http://www.ingenieroambiental.com/4014/siete.pdf>

Maldonado Yactayo, V. (2000). Capítulo 9 Filtración, Manual I para Plantas Potabilizadoras, Tomo II [Archivo PDF]. <http://www.ingenieroambiental.com/4014/nueve.pdf>

Marin Burbano, L. (2011). Remoción de hierro y manganesopor oxidación con cloro y filtración en grava [Trabajo de grado de maestría, Universidad del Valle]. https://www.academia.edu/31303171/REMOCION_DE_HIJERO_Y_MANGANES_O_POR_OXIDACION_CON_CLORO_Y_FILTRACION_EN_GRAVA

Masood, M. U., Rashid, M., Haider, S., Naz, I., Pande, C. B., Heddarn, S., Alshehri, F., Elkhachy, I., Ahsan, A., & Sammen, S. S. (2024). Exploring Groundwater Quality Assessment: A Geostatistical and Integrated Water Quality Indices Perspective. *Water (Switzerland)*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/w16010138>

Mondal, P., Bhowmick, S., Chatterjee, D., Figoli, A., & Van der Bruggen, B. (2013). Remediation of inorganic arsenic in groundwater for safe water supply: A critical assessment of technological solutions. In *Chemosphere* (Vol. 92, Issue 2, pp. 157–170). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.097>

Monte Blanco, S. P. D., Módenes, A. N., Scheufele, F. B., Marin, P., Schneider, K., Espinoza-Quñones, F. R., Roberto Paraíso, P., & Bergamasco, R. (2018). Groundwater quality monitoring of the Serra Geral aquifer in Toledo, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 53(14), 1243–1252. <https://doi.org/10.1080/10934529.2018.1528038>

Moşneag, S. C., Popescu, V., Dinescu, A., & Borodi, G. (2013). Utilization of granular activated carbon adsorber for nitrates removal from groundwater of the Cluj region. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 48(8), 918–924. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.762735>

Motlagh, A. M., Yang, Z., & Saba, H. (2020a). Groundwater quality. *Water Environment Research*, 92(10), 1649–1658. <https://doi.org/10.1002/WER.1412>

Murillo, C. E. (2022). Tratamiento de barroes generados en plantas de remoción de arsénico por procesos de coagulación-adsorción-filtración. [Trabajo de grado de especialización, Univerisad Nacional de Rosario].

Odell, L. (2010) Treatment Technologies for Groundwater. <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/70218/1/1684.pdf>

Olumuyiwa, I., Otieno, F., y Ochieng, G (2012) Groundwater: Characteristics, qualities, pollutions and treatments: An overview https://openscholar.dut.ac.za/bitstream/10321/801/1/otieno_2012.pdf

Ong, D. C., de Luna, M. D. G., Pingul-Ong, S. M. B., & Kan, C. C. (2018). Manganese and iron recovery from groundwater treatment sludge by reductive acid leaching and hydroxide precipitation. *Journal of environmental management*, 223, 723-730.

Ong, D. C., Pingul-Ong, S. M. B., Kan, C. C., & de Luna, M. D. G. (2018). Removal of nickel ions from aqueous solutions by manganese dioxide derived from groundwater treatment sludge. *Journal of cleaner production*, 190, 443-451.

Ong, D., Kan, C.-C., Mae, S., & Daniel, M. (2017). Utilization of groundwater treatment plant (GWTP) sludge for nickel removal from aqueous solutions: Isotherm and kinetic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(6), 5746–5753. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.046>

Ortiz Fontecha, J., y Tovar Barrios, J., (2019). Propuesta de manejo de los lodos generados en la planta potabilizadora de La Mesa (Cundinamarca) [Trabajo de grado, Universidad de la Salle]. https://ciencia.lasalle.edu.co/cgi/viewcontent.cgi?article=2127&context=ing_ambiental_sanitaria

Ospanov, K., Kuldeyev, E., Andraka, D., & Alzhigitova, M. (2024). Pilot Study on the Possibility of Improving Water Treatment Sludge Management in Almaty. *Water*, 16(19), 2849.

Pandey, P., Khan, F., Ahmad, V., Singh, A., Shamshad, T., & Mishra, R. (2020). Combined efficacy of *Azadirachta indica* and *Moringa oleifera* leaves extract as a potential coagulant in ground water treatment. *SN Applied Sciences*, 2, 1-8.

Peechattukudy, L. A., & Dhoble, R. M. (2017). Removal of Nitrate from Water by Adsorption-A Review. In *IJSTE-International Journal of Science Technology & Engineering* | (Vol. 3). www.ijste.org

Pervov, A., & Spitsov, D. (2023). Control of the Ionic Composition of Nanofiltration Membrane Permeate to Improve Product Water Quality in Drinking Water Supply Applications. *Water*, 15(16), 2970.

Pradhan, B., Chand, S., Chand, S., Rout, P. R., & Naik, S. K. (2023). Emerging groundwater contaminants: A comprehensive review on their health hazards and remediation technologies. In *Groundwater for Sustainable Development* (Vol. 20). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100868>

Proequip. (s.f). Filtros de Tambor de Vacío Continuo. <https://www.proequip.com.mx/filtros-de-tambor-de-vacio-continuo>

Pruss, P., Pruss, A., & Komorowska-Kaufman, M. (2018). Configuration of a pilot station in a technological investigation of groundwater treatment. *E3S Web of Conferences*, 44. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400148>

Raigosa Restrepo, M. (2012). Evaluación de alternativas para el manejo de lodos provenientes de plantas de potabilización de agua de los municipios del departamento de Risaralda mediante el análisis costo-beneficio [Trabajo de pregrado, Universidad Tecnológica de Pereira]. <https://repositorio.utp.edu.co/server/api/core/bitstreams/3fac6506-b92e-4d2e-89cc-1f0efe5c22df/content>

Ramos Valencia, A., Duque Chaves, C., y Pérez Giraldo, D. (2008). Propuesta para el mejoramiento de los lodos aluminosos generados en la planta de tratamiento de agua potable Villa Santana, municipio de Pereira, Risaralda [Trabajo de grado, Universidad Libre Seccional Pereira]. <https://repository.unilibre.edu.co/bitstream/handle/10901/18999/PROPUESTA%20PARA%20EL%20MANEJO%20DE%20LOS%20LODOS.pdf?sequence=1>

Resolución número 0330 de 2017. "Por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS". <https://faolex.fao.org/docs/pdf/col170777.pdf>

Resolución número 2115 de 2007. “Por medio de la cual se señalan características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano”. <https://minvivienda.gov.co/sites/default/files/normativa/2115%20-%202007.pdf>

Resolución 2309 de 1986. “Por medio de la cual se dictan normas para el cumplimiento del contenido del Título III de la Parte 4 del Libro 1 del Decreto -Ley número 811 de 1974 y de los Títulos I, III y XI de la Ley 9 de 1979, en cuanto a Residuos Especiales”. <https://www.mincit.gov.co/ministerio/normograma-sig/procesos-de-apoyo/gestion-de-recursos-fisicos/resoluciones/resolucion-2309-de-1986.aspx>

Rey Molina, J., y Pinilla Zuñiga, L. (2020). Diseño de una planta de tratamiento de agua potable en el municipio de Riosucio- Chocó [Trabajo de grado, Universidad Piloto de Colombia]. <http://repository.unipiloto.edu.co/bitstream/handle/20.500.12277/9398/TESIS%2022-10-2020.pdf?sequence=1>

Rotiroti, M., McArthur, J., Fumagalli, L., Stefania, G. A., Sacchi, E., & Bonomi, T. (2017). Pollutant sources in an arsenic-affected multilayer aquifer in the Po Plain of Italy: Implications for drinking-water supply. *Science of the Total Environment*, 578, 502-512.

Sanjrani, M. A., Zhou, B., Zhao, H., Bhutto, S. A., Muneer, A. S., & Xia, S. B. (2019). Arsenic contaminated groundwater in China and its treatment options, a review. In *Applied Ecology and Environmental Research* (Vol. 17, Issue 2, pp. 1655–1683). Corvinus University of Budapest. https://doi.org/10.15666/aeer/1702_16551683

Sanjrani, M., Zhou, B., Bhutto, S., Muneer, A., y Xia, S. (2019). Arsenic contaminated groundwater in China and its treatment options, a review. 17(2), 1655–1683. https://doi.org/10.15666/aeer/1702_16551683

Sefie, A., Aris, A. Z., Ramli, M. F., Narany, T. S., Shamsuddin, M. K. N., Saadudin, S. B., & Zali, M. A. (2018). Hydrogeochemistry and groundwater quality assessment of the multilayered aquifer in Lower Kelantan Basin, Kelantan, Malaysia. *Environmental earth sciences*, 77, 1-15.

Sharma, S., & Bhattacharya, A. (2017). Drinking water contamination and treatment techniques. In *Applied Water Science* (Vol. 7, Issue 3, pp. 1043–1067). Springer Verlag. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0455-7>

Shiklomanov, I. A. (2009). Appraisal and Assessment of world water resources. *Water International*, 25(1), 11–32. <https://doi.org/10.1080/02508060008686794>

Şık, E., Demirbas, E., Goren, A. Y., Oncel, M. S., & Kobya, M. (2017a). Arsenite and arsenate removals from groundwater by electrocoagulation using iron ball anodes: Influence of operating parameters. *Journal of Water Process Engineering*, 18, 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.06.004>

Singh, S., German, M., Chaudhari, S., & Sengupta, A. K. (2020). Fluoride removal from groundwater using Zirconium Impregnated Anion Exchange Resin. *Journal of Environmental Management*, 263. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110415>

Song, Y., Phipps, J., Zhu, C., & Ma, S. (2023). Porous Materials for Water Purification. In *Angewandte Chemie - International Edition* (Vol. 62, Issue 11). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/anie.202216724>

Sotero-Santos, R. B., Rocha, O., & Povinelli, J. (2005). Evaluation of water treatment sludges toxicity using the Daphnia bioassay. *Water Research*, 39(16), 3909-3917.

Sotero-Santos, R. B., Rocha, O., & Povinelli, J. (2007). Toxicity of ferric chloride sludge to aquatic organisms. *Chemosphere*, 68(4), 628-636.

Srkalović, D. (2017). The origin of magnesium in the groundwaters of northeastern bosnia, 17(1), 21-26. <https://doi.org/10.7251/afts.2017.0917.021S>

Thomas, B., Vinka, C., Pawan, L., & David, S. (2022). Sustainable groundwater treatment technologies for underserved rural communities in emerging economies. *Science of the Total Environment*, 813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152633>

Torres, P., Hernández, D., y Paredes, D. (2012). Uso productivo de lodos de plantas de tratamiento de agua potable en la fabricación de ladrillos cerámicos. *Revista de Ingeniería de Construcción*, 27(3), 145–154. <https://doi.org/10.4067/s0718-50732012000300003>

Torres-Lozada, P., Arango Vallejo, L., Torres Lopez, W. (2023). Evaluación del aprovechamiento de lodos de plantas de tratamiento de agua potable en la preparación de adobe como material de construcción sostenible. *Revista EIA*. <http://orcid.org/0000-0001-9323-6677>

Touir, J., El-Ghizizel, S., Zeggar, H., Belhamidi, S., Elazhar, F., Tahaikt, M., Taky, M., & Elmidaoui, A. (2021). Nanofiltration and reverse osmosis membrane for nitrate removal: performance study and economic evaluation. *Moroccan Journal of Chemistry*, 9(1), 057–068. <https://doi.org/10.48317/IMIST.PRSM/morjchem-v9i1.24357>

Trang, N. T. M., Ho, N. A. D., & Babel, S. (2021). Reuse of waste sludge from water treatment plants and fly ash for manufacturing of adobe bricks. *Chemosphere*, 284, 131367.

Tubić, A., Agbaba, J., Dalmacija, B., Perović, S. U., Klačnja, M., Rončević, S., & Ivančev-Tumbas, I. (2011). Removal of natural organic matter from groundwater using advanced oxidation processes at a pilot scale drinking water treatment plant in the central banat región (Serbia). *Ozone: Science and Engineering*, 33(4), 267–278. <https://doi.org/10.1080/01919512.2011.581117>

Ulusoy, M., y Şimşek, I. (2024). Eficacia del ablandamiento electroquímico para eliminar la dureza en aguas subterráneas reales. *Revista de Electroquímica Aplicada*, 1-14.

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2011). Drinking water treatment residuals management: Technical report (EPA 820-R-11-003). <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/dw-treatment-residuals-mgmt-tech-report-sept-2011.pdf>

U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (s.f.). Estándares nacionales primarios de calidad del agua potable. Agencia de Protección Ambiental de EE. UU. <https://archive.epa.gov/water/archive/web/html/estandares.html>

U.S. Environmental Protection Agency. (s.f.). Title 40—Protection of environment. Chapter I—Environmental Protection Agency. Subchapter I—Solid wastes. Legal Information Institute, Cornell Law School. <https://www.law.cornell.edu/cfr/text/40/chapter-I/subchapter-I>

VOSviewer. (s.f) <https://www.vosviewer.com/>

Wang, K., Holm, P. E., U. Brinkmann Trettenes, Siva Bandaru, D. van Halem, & Genuchten, van. (2023). Molecular-scale characterization of groundwater treatment sludge from around the world: Implications for potential arsenic recovery. *Water Research*, 245, 120561–120561. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120561>

Wang, Y., Yuan, S., Shi, J., Ma, T., Xie, X., Deng, Y., Du, Y., Gan, Y., Guo, Z., Dong, Y., Zheng, C., & Jiang, G. (2023). Groundwater Quality and Health: Making the Invisible

Visible. In *Environmental Science and Technology* (Vol. 57, Issue 13, pp. 5125–5136). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08061>

Wolff, E., Wilfrid Keller Schwabe, & Samuel Vieira Conceição. (2015). Utilization of water treatment plant sludge in structural ceramics. *Journal of Cleaner Production*, 96, 282–289. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.018>

Wołowiec, M., Pruss, A., Komorowska-Kaufman, M., Lasocka-Gomuła, I., Grzegorz Rzepa, y Bajda, T.(2019). The properties of sludge formed as a result of coagulation of backwash water from filters removing iron and manganese from groundwater. *SN Applied Sciences*. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0653-7>

World Health Organization (WHO). (2022). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. Volume 1: Recommendations (WHO/HEP/ECH/WSH/2022.1). <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/352532/9789240045064-eng.pdf>

Yan, J., Chen, J., & Zhang, W. (2021). Study on the groundwater quality and its influencing factor in Songyuan City, Northeast China, using integrated hydrogeochemical method. *Science of The Total Environment*, 773, 144958.

Zeng, H., Qiao, T., Zhao, Y., Yu, Y., Zhang, J., & Li, D. (2019). Characterization and arsenic adsorption behaviors of water treatment residuals from waterworks for iron and manganese removal. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(24), 4912.

Zhu, S., Lin, X., Dong, G., Yu, Y., Yu, H., Bian, D., ... & Huo, M. (2019). Valorization of manganese-containing groundwater treatment sludge by preparing magnetic adsorbent for Cu (II) adsorption. *Journal of environmental management*, 236, 446-454.

Zirrahi, F., Hadi, M., Nodehi, R. N., Milan, E. G., Bashardoust, P., Abolli, S., & Alimohammadi, M. (2024). A systematic review on the investigation of optimal operating conditions of the reverse osmosis process in nitrate removal from drinking water. *Results in Engineering*, 21, 101947.

Zubrytė, E., Gefenienė, A., Kaušpėdienė, D., Ragauskas, R., Binkienė, R., Selskienė, A., & Pakštas, V. (2020). Fast removal of Pb (II) and Cu (II) from contaminated water by groundwater treatment waste: impact of sorbent composition. *Separation Science and Technology*, 55(16), 2855-2868.

Zupic, I., y Čater, T. (2015). Métodos bibliométricos en gestión y organización. *Revista Sage Journals*. <https://doi.org/10.1177/1094428114562629>

Zwane, Q. I., Tshangana, C. S., Mahlangu, O. T., Snyman, L. W., Msagati, T. A. M., & Muleja, A. A. (2024). Hierarchical Approach to the Management of Drinking Water Sludge Generated from Alum-Based Treatment Processes. *Processes*, 12(9), 1863.