



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



FACULTAD DE
INGENIERÍA
UDELAR

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE INGENIERÍA

Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental

Efectos sobre el entorno del vertido de lodos de plantas potabilizadoras

Autor: Paola Terzano

Tutor: Alice Elizabeth González

**Montevideo, Uruguay
2025**

FACULTAD DE INGENIERÍA

El tribunal docente integrado por los abajo firmantes aprueba la tesis de investigación:

Título:

Autor:

Tutor:

Carrera: Maestría en Ingeniería Ambiental

Puntaje:

.....
.....
.....

Tribunal:

Profesor

.....

(Nombre y firma)

Profesor

.....

(Nombre y firma)

Profesor

.....

(Nombre y firma)

Fecha

.....

Tabla de Contenido

| | |
|---|-----------|
| Resumen | 8 |
| 1. Introducción | 9 |
| 1.1 Formulación del problema | 10 |
| 1.2 Justificación | 11 |
| 2. Objetivos | 13 |
| 2.1 Objetivos general | 13 |
| 2.2 Objetivos específicos | 13 |
| 3. Revisión bibliográfica | 15 |
| 3.1 Consideraciones generales | 15 |
| 3.2 Normativa nacional vigente | 18 |
| 3.2.1 Protección de fuentes de abastecimiento | 18 |
| 3.2.1.1 Código de Aguas aprobado por Decreto de Ley 14859 | 19 |
| 3.2.1.2 Decreto 253/79 y sus modificaciones | 20 |
| 3.2.2 Calidad de agua potable | 20 |
| 3.2.2.1 Norma interna de calidad de agua potable-OSE | 20 |
| 3.2.3 Gestión de residuos | 21 |
| 3.2.3.1 Reglamento de gestión de residuos sólidos industriales y asimilados-Dto. 182/13 | 21 |
| 3.3 Calidad del Agua Bruta | 23 |
| 3.3.1 Características químicas inorgánicas | 24 |
| 3.3.1.1 pH | 24 |
| 3.3.1.2 Alcalinidad | 24 |
| 3.3.2 Características físicas | 25 |
| 3.3.2.1 Turbidez | 25 |
| 3.3.2.2 Sólidos Disueltos Totales (SDT)-Sólidos Suspensos Totales (SST) | 26 |
| 3.3.2.3 Color verdadero-Color aparente | 26 |
| 3.4 Tecnologías de Tratamiento de Agua | 28 |
| 3.4.1 Clasificación general | 28 |
| 3.4.2 Procesos y operaciones unitarias en el tratamiento de agua | 29 |
| 3.4.2.1 Pretratamiento o tratamiento preliminar | 30 |
| 3.4.2.2 Tecnología de ciclo completo (o convencional) | 31 |
| 3.4.2.3 Desinfección | 39 |
| 3.4.2.4 Tratamientos especiales | 40 |
| 3.5 Productos químicos utilizados en el tratamiento de agua | 41 |
| 3.5.1 Tipos de coagulantes | 42 |
| 3.5.2 Características de sales metálicas | 45 |
| 3.5.2.1 Sulfato de aluminio | 46 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 3.5.2.2 | Cloruro férrico | 48 |
| 3.5.3 | Comportamiento químico de sales metálicas | 48 |
| 3.5.3.1 | Hidrólisis | 48 |
| 3.5.3.2 | Solubilidad de sales metálicas | 52 |
| 3.5.3.3 | Regiones operacionales para acción de sales metálicas | 54 |
| 3.5.4 | Otros coagulantes-PAC | 57 |
| 3.6 | Generación de residuos en el tratamiento de agua | 58 |
| 3.6.1 | Consideraciones Generales | 58 |
| 3.6.2 | Caracterización cualitativa de residuos de plantas potabilizadoras | 60 |
| 3.6.2.1 | Lodo de sedimentador | 61 |
| 3.6.2.2 | Efluente de lavado de filtros | 69 |
| 3.6.3 | Cuantificación de residuos de plantas potabilizadoras | 72 |
| 3.6.3.1 | Método de balance de masa | 72 |
| 3.6.3.2 | Método de estimación a partir de ecuaciones empíricas | 72 |
| 3.7 | Gestión de residuos de plantas potabilizadoras | 77 |
| 3.7.1 | Procesos y operaciones unitarias en el tratamiento de residuos de plantas potabilizadoras | 79 |
| 3.7.1.1 | Ecualización | 80 |
| 3.7.1.2 | Acondicionamiento | 80 |
| 3.7.1.3 | Espesamiento | 80 |
| 3.7.1.4 | Deshidratación | 81 |
| 3.7.1.5 | Secado e incineración | 84 |
| 3.7.2 | Formas de Destino Final de Lodo | 85 |
| 3.7.2.1 | Recuperación de coagulante | 86 |
| 3.7.2.2 | Disposición en plantas potabilizadoras | 87 |
| 3.7.2.3 | Disposición en plantas depuradoras | 88 |
| 3.7.2.4 | Aplicación en suelo | 91 |
| 3.7.2.5 | Reutilización en materiales de construcción | 95 |
| 3.7.2.6 | Reutilización como adsorbente de contaminantes | 98 |
| 3.8 | Aluminio | 101 |
| 3.8.1 | Comportamiento en el ambiente | 101 |
| 3.8.2 | Toxicidad | 104 |
| 3.8.3 | Efectos en biota terrestre | 107 |
| 3.8.4 | Efectos en biota acuática | 110 |
| 3.9 | Hierro | 122 |
| 3.9.1 | Comportamiento en el ambiente | 122 |
| 3.9.2 | Toxicidad | 126 |
| 3.9.3 | Efectos en biota terrestre | 128 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 3.9.4 | Efectos en biota acuática | 131 |
| 3.8 | Impactos Disposición de Lodos en Cuerpos Receptores | 142 |
| 3.8.1 | Impactos Disposición de Lodos en Cursos de Agua | 142 |
| 3.8.2 | Impactos Disposición de Lodos en Suelo | 151 |
| 4 | Potabilización del Agua-Situación Actual en Uruguay | 154 |
| 4.1 | Introducción-Sistemas de Potabilización en Uruguay | 154 |
| 4.2 | Producción de Agua Potable | 158 |
| 4.3 | Generación de Lodo | 160 |
| 4.4 | Caracterización de Lodos | 164 |
| 4.5 | Gestión de Lodos | 168 |
| 4.6 | Metodología para la estimación del impacto de metales en cuerpos receptores | 170 |
| 5 | Conclusiones y recomendaciones | 191 |
| 6 | Referencias bibliográficas | 194 |
| 7 | Anexos | 206 |
| | Anexo A – Características de lodos de plantas potabilizadoras | 206 |
| | Anexo B- Metales | 210 |
| | Anexo C - Suelo | 242 |
| | Anexo D - Componentes de la biota acuática de agua dulce | 250 |
| | Anexo E – Fisiología de peces de agua dulce | 257 |
| | Anexo F – Potabilización en Uruguay | 261 |

Lista de Tablas

| | |
|--|-----|
| Tabla 1 -Clasificación sustancias húmicas | 27 |
| Tabla 2 -Requisitos químicos para el sulfato de aluminio-Componentes mayoritarios | 46 |
| Tabla 3 -Requisitos químicos para el sulfato de aluminio-Elementos trazas | 47 |
| Tabla 4 -Requisitos químicos generales para la bauxita | 47 |
| Tabla 5 -Impurezas máximas permitidas para la bauxita | 48 |
| Tabla 6 -Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentadores convencionales, utilizando sales de aluminio y sales de hierro como coagulante | 62 |
| Tabla 7 -Características de lodos descartados en sedimentadores convencionales y de alta tasa, utilizando sales de aluminio como coagulante | 66 |
| Tabla 8 -Características de lodos descartados en sedimentadores convencionales y de alta tasa, utilizando sales de hierro como coagulante | 66 |
| Tabla 9 -Tecnología de tratamiento y características del sistema de lavado, del método de filtración y de los coagulantes usados en plantas potabilizadoras A, B, C | 70 |
| Tabla 10 -Características de las aguas de lavado de los filtros de varias plantas potabilizadoras | 71 |
| | |
| Tabla 11 -Distribución porcentual de la producción de agua potable por región | 160 |
| Tabla 12 -Distribución de las plantas según tamaño de producción | 160 |
| Tabla 13 -Composición del lodo de los sedimentadores (convencionales y de alta tasa) | 165 |
| Tabla 14 -Resultado de ensayos de lixiviado a lodos de sedimentadores | 167 |
| Tabla 15 -Resumen de gestión de lodos de plantas potabilizadoras de Uruguay | 170 |
| Tabla 16 -Estimación del caudal de agua producido y población servida | 175 |
| Tabla 17 -Estimación del caudal másico de lodo y población servida | 177 |
| Tabla 18 -Relación entre caudal másico de lodo y población servida | 178 |
| Tabla 19 -Relación entre rango de población servida y caudal másico de lodo | 179 |
| Tabla 20 -Relación rango de población servida y concentración de aluminio en curso agua receptor | |
| 181 | |
| Tabla 21 -Relación rango de población servida y concentración de hierro en curso agua receptor | 181 |
| | |
| Tabla C1 -Valores medios de CIC en función de la textura | 249 |
| Tabla F1 -Distribución de la producción de agua potable según las regiones | 261 |
| Tabla F2 -Resultados de balance de masa-concentraciones finales de hierro y aluminio | 263 |

Lista de Figuras

| | |
|---|-----|
| Figura 1 -Sistema integrado de tratamiento de agua y de los residuos generados | 16 |
| Figura 2 -Clasificación general de las tecnologías de tratamiento de agua | 29 |
| Figura 3 -Principales caminos para coagulación por adsorción y neutralización y por barrido usando sulfato de aluminio | 34 |
| Figura 4 -Modelo hipotético para Al^{+3} -reacciones | 49 |
| Figura 5 -Modelo hipotético para Fe^{+3} -reacciones | 51 |
| Figura 6 -Diagramas de equilibrio de solubilidad en agua del hidróxido de aluminio | 52 |
| Figura 7 -Diagramas de equilibrio de solubilidad en agua del hidróxido de hierro | 53 |
| Figura 8 -Diagrama de coagulación para remoción de turbidez utilizando sulfato de aluminio | 56 |
| Figura 9 -Diagrama de coagulación para remoción de turbidez utilizando cloruro férrico | 57 |
| Figura 10 -Flujograma de una planta potabilizadora de ciclo completo, métodos de tratamiento y disposición final de residuos | 79 |
| Figura 11 -Distribución porcentual de las formas aluminio en una solución del acuerdo al pH | 100 |
| Figura 12 -Diagrama estabilidad para formas sólidas y disueltas de hierro | 122 |
| Figura 13 -Distribución de sistemas de potabilización de agua según rango poblacional | 152 |
| Figura 14 -Mapa regional operativo | 154 |
| Figura 15 -Procedencia del agua elevada por región | 154 |
| Figura 16 -Producción anual de lodo por servicio | 160 |
| Figura 17 -Distribución porcentual de producción de lodo según servicio | 161 |
| | |
| Figura B1 -Esquema general del ciclo de un metal. Interrelación entre los compartimentos de la Tierra | 215 |
| Figura B2 -Procesos de transferencia, transporte y transformación de metales en los diferentes compartimentos ambientales | 216 |
| Figura B3 -Las tres fases de acción tóxica propuesta por Mc Carty | 219 |
| Figura B4 -Representación conceptual de los diferentes flujos de metales en ecosistemas acuáticos | 221 |
| Figura B5 -Disponibilidad de micronutrientes en función del pH en el suelo | 235 |
| Figura C1 -Cationes adsorbido en el complejo de cambio | 248 |

Resumen

La presente tesis analiza los impactos ambientales derivados del vertido de lodos generados en plantas potabilizadoras de agua, con especial énfasis en sus efectos sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres. Estos residuos, producidos principalmente en las etapas de coagulación, sedimentación y lavado de filtros, contienen una variedad de compuestos potencialmente contaminantes, entre ellos aluminio, hierro, sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes. Su disposición inadecuada puede representar un riesgo para la calidad del agua y la biota de los cuerpos receptores.

El estudio incluyó una revisión detallada del marco normativo vigente, así como la caracterización de los residuos generados y sus posibles efectos sobre el ambiente. Se abordaron los impactos potenciales de los sólidos suspendidos, la materia orgánica y los nutrientes, y se realizó un análisis específico para los metales, mediante la aplicación de un modelo de balance de masas. Este modelo permitió estimar la concentración final de aluminio y hierro en distintos escenarios definidos por el caudal del cuerpo receptor y el tamaño poblacional abastecido, comparando los resultados con estándares internacionales de calidad de agua para la protección de la vida acuática.

Los resultados muestran que el riesgo ambiental es significativo en la mayoría de los escenarios evaluados, especialmente cuando los vertidos se realizan en cursos de agua de bajo caudal o en sistemas que abastecen a poblaciones superiores a 5.000 habitantes. El cumplimiento de los límites propuestos para aluminio ($55 \mu\text{g/L}$) y hierro ($300 \mu\text{g/L}$) solo se verifica en condiciones de bajo volumen de residuos y alta capacidad de dilución del cuerpo receptor.

Se concluye que es necesario fortalecer el marco normativo y técnico para la gestión de estos residuos, así como promover su tratamiento, monitoreo y disposición segura, minimizando sus impactos sobre el ambiente y la salud de los ecosistemas.

1. Introducción

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6) plantea la necesidad de garantizar el acceso universal al agua potable y a servicios de saneamiento adecuados, promoviendo una gestión sostenible de los recursos hídricos. Este objetivo es esencial para el bienestar humano, el desarrollo socioeconómico y la sostenibilidad ambiental. Sin embargo, una gestión inadecuada de los residuos generados en las plantas potabilizadoras, particularmente los lodos, puede comprometer su cumplimiento.

Los lodos provenientes del proceso de potabilización contienen sustancias como metales y compuestos químicos que, si no son tratados y dispuestos correctamente, pueden contaminar fuentes de agua superficiales y subterráneas. Esta contaminación deteriora la calidad del agua, afecta la biodiversidad acuática y genera impactos negativos sobre la salud humana y los ecosistemas.

Además, el vertido incontrolado de estos residuos reduce la disponibilidad de agua limpia para consumo humano e industrial, lo que exige tratamientos adicionales o la búsqueda de nuevas fuentes de abastecimiento.

La sostenibilidad en la gestión del agua no solo implica su disponibilidad, sino también un manejo adecuado de los residuos generados durante su tratamiento. No obstante, muchas plantas potabilizadoras carecen de la infraestructura y planificación necesarias para la gestión segura de los lodos, evidenciando una fragmentación en la gestión integral del recurso hídrico.

El tratamiento del agua potable y la disposición de residuos deben abordarse de manera conjunta para evitar impactos negativos (afectando la sostenibilidad del recurso hídrico a largo plazo)

La disposición inadecuada de lodos en ríos, lagos o suelos puede alterar profundamente los ecosistemas, reducir la capacidad de regeneración natural de los cuerpos de agua, modificar la estructura del suelo e impactar negativamente el equilibrio ambiental.

Esta problemática compromete no solo el cumplimiento del ODS 6, sino también de otros objetivos relacionados, como el ODS 3 (salud y bienestar), el ODS 11 (ciudades sostenibles) y el ODS 13 (acción por clima).

El consumo global de agua se ha multiplicado por seis en el último siglo, alcanzando aproximadamente 4.600 km³ anuales, y se estima que podría llegar a entre 5.500 y 6.000 km³ para 2050 (Burek et al., 2016, citado en UNESCO, 2021). Este crecimiento está impulsado por factores como el aumento poblacional, la urbanización y la expansión de actividades industriales y agrícolas. Sin embargo, la disponibilidad de agua es cada vez más incierta debido al cambio climático, el uso del suelo y otros factores globales (ONU-Agua, 2017; UNESCO, 2021).

En este contexto, la producción de lodos también ha aumentado, generando nuevos desafíos en su manejo. Sin estrategias adecuadas para su tratamiento y disposición, pueden surgir impactos como el desperdicio de agua tratada, la contaminación de cuerpos receptores y el encarecimiento de los procesos de potabilización (UNESCO, 2021). Por ello, es fundamental integrar la gestión de los lodos en la planificación hídrica y promover soluciones sostenibles que minimicen su impacto.

Entre los riesgos ambientales más relevantes se encuentra la eutrofización provocada por lodos ricos en materia orgánica y nutrientes, así como la acumulación de metales y sustancias químicas en el agua y los suelos. Estos efectos no solo afectan la calidad del recurso, sino que comprometen la salud pública y la viabilidad de los ecosistemas acuáticos.

En suma, la gestión sostenible del agua requiere abordar integralmente los residuos derivados de su tratamiento. La implementación de prácticas adecuadas para el manejo y disposición de lodos es clave para alcanzar los objetivos de sostenibilidad y proteger tanto a las generaciones presentes como futuras.

1.1 Formulación del problema

En las plantas potabilizadoras, una práctica común es la disposición directa de lodos generados, sin tratamiento previo, lo cual representa un riesgo significativo para el ambiente. Estos residuos se producen de manera continua y varían en cantidad y composición, lo que dificulta su manejo, tratamiento y disposición final.

La falta de una gestión adecuada puede ocasionar la contaminación de cuerpos de agua, la

degradación de suelos y riesgos potenciales para la salud pública.

A pesar de la relevancia, en muchas regiones aún no se han implementado estrategias eficaces para su tratamiento y aprovechamiento, lo que evidencia la necesidad de investigar alternativas sostenibles que contribuyan a una gestión ambientalmente responsable.

En este contexto, este trabajo busca analizar la problemática de la disposición inadecuada de los lodos generados en plantas potabilizadoras, así como evaluar posibles soluciones orientadas a una gestión más eficiente y sostenible de estos residuos.

1.2 Justificación

Los estudios sobre plantas potabilizadoras han centrado su atención, en general, en la calidad del agua tratada, mientras que los aspectos relacionados con los residuos generados – especialmente los lodos – han sido menos abordados. En la revisión bibliográfica realizada para este trabajo se constató que existen pocos estudios que analicen de manera específica el impacto ambiental derivado de la descarga de estos residuos en ecosistemas acuáticos.

Asimismo, se identificó una limitada disponibilidad de información sobre las consecuencias de la disposición inadecuada de estos lodos, particularmente en cuerpos de agua. Por ello, resulta fundamental avanzar en la caracterización de sus propiedades y en la evaluación de sus efectos sobre el ambiente, en especial sobre la biota acuática, con el fin de generar información relevante para la toma de decisiones en materia de gestión ambiental.

A su vez, la identificación de deficiencias en los sistemas de manejo, tratamiento, aprovechamiento y disposición de los lodos destaca la necesidad urgente de desarrollar estrategias sostenibles. En el caso específico de Uruguay, la escasez de estudios técnicos sobre esta problemática refuerza la necesidad de generar información contextualizada que permita abordar el desafío de manera integral.

Este documento se encuentra estructurado en 5 capítulos. En el capítulo 2 se presentan los objetivos del trabajo. En el capítulo 3, se desarrolla una revisión bibliográfica, abordando el proceso

de potabilización, los factores que influyen en la generación de residuos, y las tecnologías aplicadas. Incluye secciones de caracterización y gestión de lodos, la presencia de metales como hierro y aluminio, y los posibles impactos ambientales asociados a su disposición. En el capítulo 4 se presenta la metodología y el desarrollo del estudio de caso. Por último, en el capítulo 5 se presentan las conclusiones de este trabajo y se esbozan posibles líneas de trabajo a futuro.

2. Objetivos

2.1 Objetivo General

La detección de esta problemática evidencia la necesidad de identificar los posibles impactos o efectos que esta situación podría tener en el ambiente. En este sentido, *el objetivo principal de este trabajo es analizar los impactos ambientales derivados de la gestión deficiente de los lodos generados en plantas potabilizadoras, específicamente en su disposición sin tratamiento previo en cuerpos receptores de agua y suelos, con el fin de contribuir a generar información útil para su gestión y mitigación de impactos.*

2.2 Objetivos Específicos

- **Identificar los factores que influyen en la cantidad y calidad de los lodos generados en plantas potabilizadoras**, considerando variables como el tipo de fuente de agua tratada (superficial o subterránea), las características del agua bruta, los insumos químicos empleados en la potabilización, las variaciones estacionales y los parámetros operativos de cada planta.
- **Caracterizar los lodos generados en plantas potabilizadoras** en términos de su composición físico-química, con especial énfasis en la presencia de materia orgánica y metales, particularmente hierro y aluminio, ya que estos son los principales componentes derivados del uso de coagulantes en el proceso de potabilización. Se busca obtener una caracterización estandarizada que permita evaluar su impacto ambiental.
- **Analizar los impactos potenciales de la descarga de lodos en cuerpos receptores y en los ecosistemas asociados**, poniendo el foco en el comportamiento de los metales como hierro y aluminio.
- **Realizar una aproximación preliminar al problema en base a datos disponibles aportados por OSE**, con el fin de evaluar la magnitud de la problemática en Uruguay. Se analizará la situación actual en la que la mayoría de las plantas potabilizadoras vierten sus lodos

directamente en cuerpos de agua sin recibir tratamiento previo, identificando las principales limitaciones en la gestión y las posibles medidas de mitigación que podrían implementarse.

3. Revisión bibliográfica

3.1 Consideraciones Generales

Las plantas potabilizadoras de agua tienen como objetivo principal eliminar los riesgos presentes en las fuentes de abastecimiento, mediante una serie de procesos y operaciones que, en conjunto, aseguran una calidad adecuada del agua potable (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Cada etapa de tratamiento está diseñada para eliminar contaminantes específicos, y su eficacia depende de una integración adecuada entre ellas.

Desde un punto de vista tecnológico, agua de cualquier calidad puede, teóricamente, ser transformada en agua potable. No obstante, los costos asociados y la complejidad operativa pueden hacer inviable el uso de ciertos cursos de agua como fuente de abastecimiento (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008).

El tratamiento de agua implica una interacción entre tres componentes fundamentales: el ambiente, la tecnología y la comunidad.

Ambiente: se refiere a la oferta hídrica, considerando la calidad y cantidad de agua bruta disponible.

Comunidad: incluye a los beneficiarios del servicio, así como el personal encargado de operar las plantas.

Tecnología: representa las soluciones desarrolladas para mitigar los riesgos derivados de la interacción entre ambiente y comunidad.

La presencia de contaminantes como metales o microorganismos en las fuentes de abastecimiento, generalmente asociada a actividades antrópicas, genera riesgos que deben ser enfrentados mediante soluciones tecnológicas. Estas tecnologías buscan adecuar el agua a los estándares de potabilidad vigentes.

Una planta potabilizadora eficiente no solo debe reducir los riesgos en el agua bruta, sino también minimizar la generación de residuos y asegurar su tratamiento, aprovechamiento y

disposición final de forma ambientalmente segura. En este sentido, se plantea una visión integral del proceso de potabilización, que incluye no solo el tratamiento del agua, sino también de los residuos generados, como los lodos. Este enfoque da origen al concepto de **Sistema Integrado de Tratamiento (SIT)**, el cual considera los componentes ambiental y comunitario en la gestión del recurso hídrico y sus residuos (Di Bernardo, L., et al., 2012).

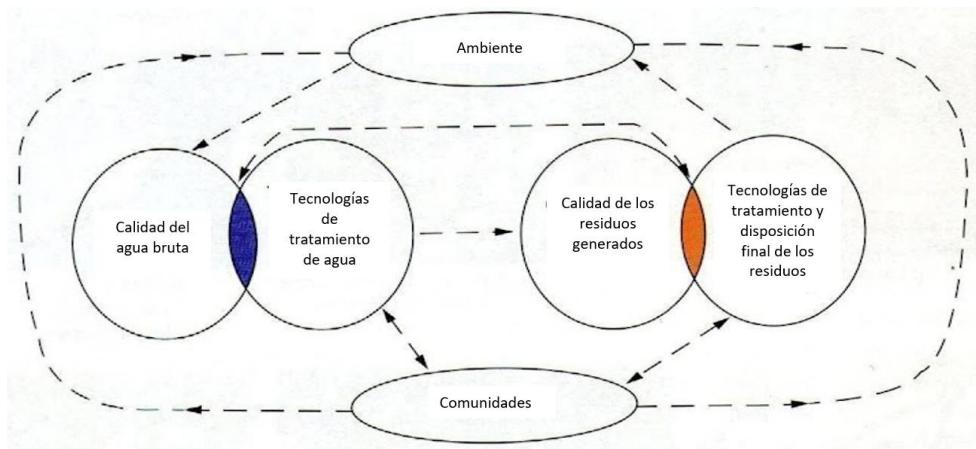


Figura 1. Sistema integrado de tratamiento de agua y de los residuos generados (Adaptado: Di Bernardo et al., 2012)

Una planta potabilizadora debe ser eficiente en la disminución de los riesgos presentes en el agua bruta conforme a la normativa, y al mismo tiempo, generar la menor cantidad posible de residuos, facilitando su tratamiento, aprovechamiento y disposición ambientalmente segura.

Desde una perspectiva de gestión, la potabilización del agua puede entenderse como un proceso industrial, en el cual el agua bruta actúa como materia prima. A través de diversas operaciones físicas y químicas, esta se transforma en un producto final: el agua potable. Este proceso requiere la utilización de insumos como productos químicos y energía, y genera residuos que deben ser adecuadamente gestionados (Cordeiro, 1999).

Para evaluar los posibles impactos ambientales asociados a las plantas potabilizadoras, es necesario considerar no solo la calidad del agua tratada, sino también la del agua bruta, la calidad de los insumos utilizados, las condiciones operativas y, de manera crucial, la gestión y disposición final de los residuos generados.

En el caso de Uruguay, la gestión de los residuos generados en las plantas potabilizadoras, especialmente los lodos, presenta importantes deficiencias. Segundo datos proporcionados por OSE correspondientes al año 2018, de un total de 61 plantas potabilizadoras de distinto porte, únicamente nueve no vierten sus residuos directamente en cuerpos de agua sin tratamiento previo. De estas, cinco plantas de menor tamaño conducen los lodos hacia lagunas de decantación, mientras que las otras cuatro aplican tratamientos más específicos, como filtros de banda, tubos geotextiles o centrífugas, como en la planta de la ciudad de Durazno. En estos casos, los lodos deshidratados se disponen en vertederos municipales o en terrenos propios.

Lo más preocupante es que la planta de Aguas Corrientes (AA.CC.), responsable de aproximadamente el 70 % de los lodos generados en el país, tampoco cuenta con un sistema adecuado de tratamiento y descarga directamente en un cuerpo de agua. Esta situación refleja una contradicción en la gestión ambiental del agua potable: mientras se impulsa la protección de fuentes hídricas, se perpetúan prácticas que las contaminan.

El vertido inadecuado de lodos puede ocasionar impactos ambientales significativos, tanto directos como indirectos, sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres (Di Bernardo et al., 2012). Esta problemática evidencia la necesidad de soluciones sostenibles y de una mayor conciencia ambiental por parte de las instituciones responsables.

Frente a este contexto, se plantea el desarrollo de un **Sistema Integrado de Tratamiento (SIT)** como alternativa conceptual. Este sistema comprende todas las etapas del manejo de lodos—desde su generación y caracterización hasta su tratamiento, valorización y disposición final— dentro del proceso general de potabilización.

Su objetivo es reducir los impactos negativos, fomentar una gestión sostenible y alinearse con el **Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6)**, que promueve el acceso universal al agua potable y al saneamiento adecuado (Naciones Unidas, 2017).

El SIT no debe entenderse como una solución única, sino como una herramienta flexible y adaptable a las condiciones locales, que permita orientar decisiones técnicas y políticas hacia una

gestión más eficiente y responsable.

En los apartados siguientes, se abordará el marco normativo vigente que regula los distintos aspectos del proceso, así como los factores que inciden en la generación de lodos — como la calidad del agua bruta, la tecnología empleada y los productos químicos utilizados—, y se caracterizarán los lodos generados en términos de cantidad y calidad. Asimismo, se analizarán los métodos disponibles para su tratamiento y los impactos ambientales que pueden derivarse de una disposición inadecuada.

3.2 Normativa Nacional Vigente

Para analizar los potenciales impactos ambientales que pueden derivarse de una gestión inadecuada de los lodos generados en plantas potabilizadoras, resulta imprescindible definir el marco normativo vigente.

Esta revisión debe contemplar los distintos aspectos del sistema de tratamiento de agua potable, integrando una **visión holística**, en línea con lo propuesto por Cordeiro (1999).

Dado que el proceso de potabilización puede considerarse un proceso industrial, es necesario abordar tres componentes principales: **la protección de las fuentes de abastecimiento, la calidad del agua potable, y la gestión de los residuos generados.**

3.2.1 Protección de Fuentes de Abastecimiento

La normativa vinculada a la calidad del agua tiene como objetivo principal prevenir el deterioro de los ecosistemas acuáticos, garantizar la disponibilidad del recurso hídrico en cantidad y calidad suficientes para distintos usos, y fomentar una gestión sostenible de este recurso esencial para el desarrollo.

3.2.1.1 Código de Aguas Aprobado por Decreto de Ley 14859 (15/12/1978). En cuanto a la calidad de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, el Código de Aguas establece un principio o regla general prohibitiva y una excepción permisiva.

El principio general establecido en el **artículo 144** del Código de Aguas, *prohíbe la introducción en las aguas o la colocación en lugares desde los cuales puedan derivar hacia ellas, sustancias, materiales o energía susceptibles de poner en peligro la salud humana o animal, deteriorar el medio ambiente natural o provocar daños.*

Para el efectivo cumplimiento de dicha regla, se faculta al Ministerio competente, a dictar las providencias y aplicar las medidas necesarias.

Sin perjuicio de ello y a vía de excepción, el **artículo 145** habilita al Ministerio competente, a permitir las actividades contenidas en la prohibición, “*cuando el cuerpo receptor permita los procesos naturales de regeneración o cuando el interés público en hacerlo sea superior al de la conservación de las aguas*”, adoptando las medidas necesarias para prevenir el daño o advertir el peligro.

Si tales operaciones fueran permitidas, dispone el **artículo 146**, el Ministerio competente podrá establecer los límites máximos dentro de los cuales los cuerpos receptores podrán ser afectados, así como imponer el tratamiento previo de los efluentes para regenerar las aguas.

Adviértase cómo claramente en la sistemática de Código de Aguas, los vertimientos aun permitidos, no conforman un “uso” posible de las aguas.

Este marco fue reglamentado mediante el **Decreto 253/79, de 09/05/1979**, y decretos modificativos posteriores, que genéricamente establecieron los criterios de clasificación de los cuerpos receptores (artículo 3), así como los estándares de calidad de los cursos de aguas (artículo 5) y los estándares de vertido a los que deben ajustarse los efluentes (artículo 11).

3.2.1.2 Decreto 253/79 y sus Modificaciones (09/05/1979). Para prevenir la contaminación de las aguas, en el año 1979 se aprueba el Decreto 253, en aplicación de lo establecido en el Código de Aguas.

Este Decreto y sus modificaciones, en su **Art. 3** clasifica los cuerpos o cursos de agua del país según sus usos actuales o potenciales en cuatro clases. Las aguas destinadas o que puedan ser destinadas al abastecimiento de agua potable, se clasifican como Clase 1.

En su **Art. 5** se encuentran las características del curso o cuerpo de agua según su clasificación (estándares de calidad para cada uno de los usos definidos). Asimismo, en el **Art. 11**, se establecen los límites máximos para los vertidos de efluentes en alcantarillado público, cursos de agua o infiltración a terreno, que incluyen parámetros físicos, químicos, microbiológicos y condiciones organolépticas.

El **Art. 12**, por su parte no admite vertimiento de residuos provenientes de la depuración de aguas residuales o que contengan sustancias o elementos que pueden producir directa o indirectamente inconvenientes en las redes de alcantarillado o los cuerpos receptores.

3.2.2 Calidad del Agua Potable

3.2.2.1 Norma interna de Calidad de Agua Potable –OSE (diciembre 2012). En la misma se establecen los parámetros indicadores y los valores límites admitidos para prevenir y controlar los riesgos para la salud humana, que pueden ser causados por el consumo directo o indirecto del agua. Esta se basa en el **Reglamento Bromatológico Nacional (Decreto 3125/94** del 05/07/1994, modificado por el **Decreto 375/11** del 03/11/2011), que adopta la **Norma UNIT 833:2008** (reimpresión corregida julio 2010), la cual define los requisitos que debe cumplir el agua potable en todo el país, independientemente del origen o método de tratamiento.

Es una norma de aplicación obligatoria en todas las zonas del país donde OSE lleva a cabo operaciones. Asimismo, todos los procesos e instalaciones destinados a la producción o distribución de agua para consumo humano que implemente la Administración, deben garantizar el cumplimiento de las disposiciones de esta norma interna.

3.2.3 Gestión de Residuos

3.2.3.1 Reglamento de Gestión de Residuos Sólidos Industriales y Asimilados-Decreto

182/2013 (20/06/2013). El Decreto 182/2013 (20/06/2013) tiene como objetivo establecer un marco para la gestión ambientalmente adecuada de los residuos sólidos industriales y de otros generados en actividades asimiladas, atendiendo a todos los aspectos que hacen a su gestión integral, incluyendo desde su generación, clasificación, almacenamiento, transporte, reciclado, valorización, tratamiento y disposición final.

En el **Art. 2** se establecen criterios rectores para la gestión integral de los mismos, tales como priorización de minimización de generación frente a otra alternativa; promoción de procesos tales como reúso, reciclado y otras formas de valorización de residuos, como la valorización energética; entre otros criterios.

En el **Art.3** se define residuo o desecho, toda sustancia, material u objeto del cual se dispone o elimina, se tiene la intención de disponer o eliminar, o se está obligado a disponer o eliminar.

Por operaciones de disposición o eliminación se entienden aquellas que se establecen como alternativas de destino final, incluyéndose además el reciclaje u otras formas de valorización.

Los residuos sólidos incluyen todo residuo o desecho en fase sólida o semisólida, líquida o gaseosa, que por sus características fisicoquímicas no pueda ser ingresado en los sistemas tradicionales de emisiones.

En el **Art.4** se enumeran las actividades que quedan incluidos en este reglamento, y en el numeral 7) se tiene la prestación de servicio de potabilización o suministro de agua potable.

En el **Art.7** se establecen categorías para los residuos comprendidos en este decreto. Categorías I y II, según presenten una o más propiedades (inflamable, corrosivo, reactivos, etc.), presenten riesgos biológicos por contener agentes patógenos y no convencionales o cuando el resultado de la aplicación del test de lixiviación supere ciertas concentraciones establecidas en dicha norma para metales y ecotoxicidad.

Se elaboró un catálogo para facilitar la aplicación de las categorías de residuos, donde se

encuentran categorizados, discriminados por actividad comprendida.

Según el Catálogo de Residuos Sólidos industriales y asimilados, los residuos de captación, tratamiento y suministro de agua se encuentran en la categoría 3600.

Dentro de la categoría se encuentran:

- **360001-lodos de potabilización: arena, tierra, material orgánico e inorgánico arrastrado por el agua, sulfato de aluminio**
- 360002-residuos sólidos de la filtración primaria y cribado
- 360003-carbón activado usado
- 360004-resinas intercambiadoras de iones saturadas o usadas (*)
- 360005-residuos generados en el tratamiento de emisiones al aire
- 360006-residuos procedentes de los sistemas de membranas que contienen metales pesados (*)
- 360099-residuos no especificados en las demás categorías, ni en la categoría 9999

(*) considerados categoría I

De acuerdo con las definiciones de la normativa se consideran residuos sólidos aquellos que, independientemente de ser sólidos, semisólidos, líquidos o gaseosos, por sus características no puedan ser ingresados en sistemas tradicionales de tratamiento de emisiones.

Por lo tanto, corrientes de efluentes cuyas características de calidad no permiten su vertido como efluente ni su tratamiento en sistemas tradicionales de efluentes, se regulan bajo el Decreto 182/13. En caso contrario, aplican las disposiciones del Decreto 253/79.

En el caso de las plantas potabilizadoras los principales residuos del proceso son las corrientes líquidas con sólidos en suspensión, llamados lodos de potabilización, que resulta del lavado de las unidades de sedimentación y filtración.

Mientras que los efluentes de filtros pueden gestionarse como líquidos bajo el Decreto 253/79, los generados en los sedimentadores deben ser tratados como residuos sólidos de acuerdo con el Decreto 182/13, y de categoría II (no peligrosos), por su composición y características según el Catálogo de residuos.

A pesar de la existencia de un marco normativo aplicable, su cumplimiento en Uruguay presenta importantes limitaciones. Se identifican vacíos regulatorios relevantes, como la ausencia de criterios específicos para la categorización de los lodos generados en los procesos de potabilización, así como deficiencias en los parámetros analíticos considerados. Por ejemplo, metales como el hierro y el aluminio no siempre son considerados de manera adecuada en los análisis. Asimismo, resulta necesario revisar los límites admisibles de ciertos parámetros, así como aspectos metodológicos clave, como la determinación del contenido de metales directamente sobre la muestra sólida, en lugar de limitarse al análisis del lixiviado obtenido a través de ensayos de lixiviación.

Además, el control estatal resulta insuficiente, lo que permite la persistencia de prácticas inadecuadas en la disposición de estos residuos. En este sentido, se vuelve imprescindible la implementación de normas más estrictas, fortalecimiento de los mecanismos de fiscalización y sanciones efectivas. La ausencia de estos elementos compromete la sostenibilidad del sistema de abastecimiento y genera impactos ambientales significativos, como la contaminación de suelos y cuerpos de agua.

3.3 Calidad del Agua Bruta

Para satisfacer la demanda de agua, el hombre recurre a fuentes naturales superficiales y subterráneas, cuya calidad varía en función de su origen, las características del entorno geológico, y la influencia de actividades humanas (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Las aguas superficiales incluyen ríos, lagos y embalses que son directamente alimentadas por la precipitación y escorrentía, mientras que las subterráneas provienen de acuíferos recargados por percolación a través de capas del suelo y subsuelo.

Ambos tipos de fuentes presentan variabilidad en su calidad. Las **aguas superficiales**, aunque más accesibles, son más susceptibles a la contaminación debido a su exposición directa a descargas residuales, escorrentía agrícola, y procesos naturales como la erosión.

Por otro lado, las **aguas subterráneas** suelen presentar una mejor calidad inicial debido a la

protección natural que ofrece el suelo y el subsuelo frente a la contaminación superficial, actuando como filtros naturales. No obstante, es común que contengan concentraciones elevadas de ciertos minerales, como hierro o manganeso, lo cual hace necesario aplicar tratamientos específicos. Sin embargo, en términos generales, las exigencias de tratamiento para este tipo de agua son menores en comparación con las aguas superficiales.

La calidad del agua bruta está determinada por una amplia gama de parámetros físicos, químicos y biológicos. En esta sección se describen algunas características **representativas e importantes en términos de salud pública, aspectos estéticos del agua y en la eficiencia de los procesos de tratamiento.**

3.3.1 Características Químicas Inorgánicas

3.3.1.1 pH. El pH es una medida del grado de acidez o basicidad de una solución, y se define como $-\log (H^+)$.

Los valores de pH en aguas naturales no contaminadas, frecuentemente varían entre 5,5 a 8,5, controlados principalmente por el equilibrio del sistema ácido carbónico (CO_2 disuelto, H_2CO_3 , HCO_3^- , CO_3^{2-}).

El pH influye directamente en procesos como la coagulación, filtración y la desinfección (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Por tanto, su monitoreo y ajuste son cruciales para la eficiencia del tratamiento de potabilización.

3.3.1.2 Alcalinidad. La alcalinidad representa la capacidad del agua para neutralizar ácidos, la cual está determinada principalmente por la presencia de carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-) e hidróxidos (OH^-). Esta propiedad se relaciona estrechamente con el pH y con el equilibrio del sistema ácido-base del ácido carbónico.

La alcalinidad actúa como un agente amortiguador del pH, y su presencia es fundamental en procesos como la coagulación. Dependiendo del rango de pH presente en el agua, se pueden

identificar distintas especies químicas predominantes:

pH 12,3-9,4: predominan OH⁻ y CO₃²⁻

pH 9,4-8,3: predominan CO₃²⁻ y HCO₃⁻

pH 8,3-4,4: predominan HCO₃⁻

El control de la alcalinidad es crucial durante el tratamiento del agua, ya que influye directamente en la eficiencia del proceso de coagulación. Es importante que sus valores se mantengan dentro de un rango adecuado, evitando extremos que puedan comprometer el rendimiento del tratamiento. Cuando se detectan niveles de alcalinidad demasiado bajos o altos, se requiere su corrección mediante la adición de sustancias como cal hidratada o carbonato de sodio, con el fin de ajustar el pH a valores óptimos para el proceso.

3.3.2 Características Físicas

3.3.2.1 Turbidez. La turbidez es una medida de la interferencia en la transmisión de la luz a través del agua, debido a la presencia de partículas suspendidas que dispersan la luz. Se expresa en unidades nefelométricas de turbidez (NTU) (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008).

La turbidez en un agua puede ser ocasionada por una gran variedad de materiales en suspensión que varían en tamaño, desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, entre otras arcillas, limo, materia orgánica (sustancias orgánicas, particularmente sustancias húmicas y algas) e inorgánica finamente dividida, organismos planctónicos y microorganismos.

En las aguas superficiales, los valores de turbidez pueden variar entre 1 a 1000 NTU, dependiendo de factores como el uso del suelo, la escorrentía y las condiciones hidrológicas de la cuenca hidrográfica (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Estas aguas suelen presentar una distribución heterogénea de partículas en cuanto a tamaño y composición.

Es un parámetro clave para determinar el grado de tratamiento requerido para potabilizar el agua, así como para evaluar la eficiencia de los procesos de coagulación, sedimentación y filtración.

3.3.2.2 Sólidos disueltos totales (SDT)-Sólidos suspendidos totales (SST). Los sólidos disueltos totales (SDT) en las aguas naturales son debidos a sales inorgánicas, como carbonatos, cloruros, sulfatos, nitratos, y cationes como Ca, Mg, Na, K, y pequeñas cantidades de materia orgánica. Su origen puede estar en la disolución de minerales durante el paso del agua por formaciones geológicas, así como por la escorrentía agrícola o descargas industriales.

Algunos componentes de SDT pueden provocar corrosión o incrustación en redes de distribución y valores elevados aumentan la solubilidad de los precipitados de aluminio y de hierro, e influyen en la cinética de coagulación.

Es un parámetro más significativo para aguas subterráneas que para aguas superficiales.

Los sólidos suspendidos totales (SST) son debidos a las partículas que tienen más de 1 micrómetro y pueden influir en el desempeño de procesos como la filtración directa o lenta.

Existe una relación empírica entre turbidez (T) y SST: $SST \text{ (mg/L)} = a * T^b \text{ (NTU)}$ (con diferentes valores de a y b) que permite una estimación rápida en planta.

Los coeficientes empíricos a y b , determinados experimentalmente, varían según el tipo de agua, la naturaleza de las partículas en suspensión (orgánicas, inorgánicas, tamaño y forma) y las condiciones locales de cada planta (Di Bernardo et al., 2011).

3.3.2.3 Color verdadero, color aparente. El color del agua se define como la capacidad que presenta para absorber ciertas longitudes de onda de la luz incidente, lo que depende de la presencia de sustancias disueltas o en suspensión (Arboleda, 2000).

Se distingue entre **color verdadero**, o sea el color de la muestra una vez que se ha removido su turbidez, y el **color aparente**, que incluye no solamente el color debido a las sustancias disueltas sino también al color debido al material suspendido.

La remoción del color no responde únicamente a criterios estéticos, sino también a razones sanitarias, ya que estas sustancias actúan como precursores de trihalometanos y otros compuestos

orgánicos halogenados cuando la desinfección es realizada con cloro libre.

El color del agua está influenciado por factores como el pH y el tamaño molecular de las sustancias presentes.

En aguas naturales, el color verdadero (real), aunque puede atribuirse a la presencia de hierro, generalmente se debe a la materia orgánica disuelta, compuesta por **sustancias húmicas**, provenientes de la descomposición de plantas y animales.

Aunque la estructura molecular de dichas sustancias no se conoce con precisión debido a su complejidad, se sabe, según Arboleda Valencia (2000), que están compuestas principalmente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno, en proporciones variables.

Estas sustancias presentan una composición química heterogénea y una naturaleza coloidal, con pesos moleculares que pueden variar desde aproximadamente 200 hasta más de 50000 (Arboleda Valencia, 2000). Su carácter ácido se atribuye a la presencia de diversos grupos funcionales ionizables, como carboxilos y grupos fenólicos, que influyen significativamente en su comportamiento químico en medios acuosos.

Se clasifican en cuatro fracciones principales: ácido fúlvico, ácido húmico, ácido himatomelánico y carbón húmico (humina), según su solubilidad en diferentes condiciones de pH, así como peso molecular, tal como se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 1. Clasificación sustancias húmicas (Adaptado: Arboleda Valencia, 2000)

| Sustancia | Proporción en el agua (%) | Característica | PM | Composición (%) | | |
|----------------------|---------------------------|---|------|-----------------|-----------|------------|
| | | | | C | H | N |
| Ácido fúlvico | 58-86 | Fracción soluble en ácidos minerales y NaOH | - | 54,87-59,32 | 5,56-6,47 | 0,57-2,41 |
| Ácido húmico | 3,8-16,2 | Fracción soluble en NaOH e insoluble en ácidos minerales y alcohol | <500 | 39,0-51,0 | 4,52-4,80 | 11,86-2,39 |
| Ácido himatomelánico | 10,2-32,2 | Fracción soluble en NaOH y alcohol; insoluble en ácidos minerales | 800 | - | - | - |
| Humina | - | Residuo de separación de los compuestos anteriores (insoluble en agua y NaOH) | - | - | - | - |

Los principales componentes de las sustancias húmicas son los ácidos fúlvicos (AF) y los ácidos húmicos (AH). Los AF, de menor peso molecular y mayor densidad de carga negativa, son solubles en todo el rango de pH y predominan en aguas naturales. En cambio, los AH, con mayor peso molecular,

son más abundantes en suelos y también solubles en un amplio intervalo de pH.

Debido a sus características fisicoquímicas, los ácidos fúlvicos presentan una mayor dificultad para ser removidos mediante coagulación, en comparación con los ácidos húmicos. Esto se debe principalmente a su elevada densidad de carga negativa, que reduce la eficacia del proceso. Como indica Di Bernardo et al. (2011), para lograr una coagulación eficiente en aguas con igual concentración de color verdadero, se requiere una dosis mayor de coagulante cuando predominan los AF, en comparación con aquellas en las que dominan los AH.

3.4 Tecnologías de Tratamiento de Agua

3.4.1 Clasificación General

Independiente de otras variables, la calidad del agua bruta desempeña un papel fundamental en el proceso de potabilización del agua, ya que influye tanto en la preselección de las tecnologías de tratamiento como en la eficiencia del proceso.

Dado que las fuentes de agua bruta presentan calidades diversas, estas pueden ser tratadas mediante distintas tecnologías, lo que genera lodos con cantidades y composiciones significativamente diferentes.

Según Di Bernardo et al. (2010), con base exclusivamente en la calidad de agua bruta, las tecnologías de tratamiento de agua pueden ser clasificadas en dos grandes grupos: **sin coagulación química y con coagulación química**, como se muestra en la figura 2.

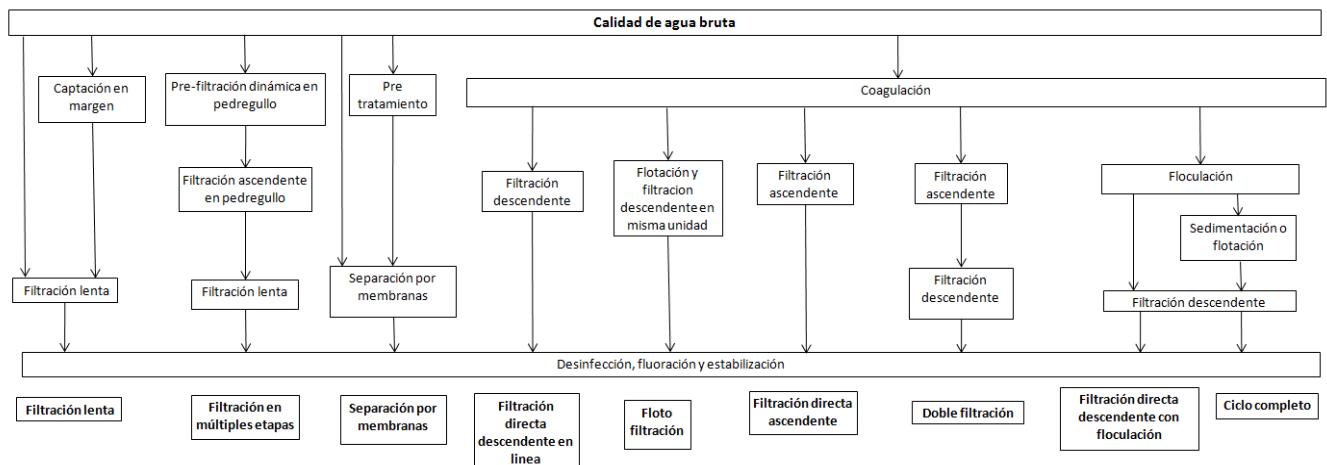


Figura 2. Clasificación general de las tecnologías de tratamiento de agua (Adaptado: Di Bernardo et al, 2012)

El proceso de coagulación desempeña un papel fundamental en la generación de residuos en las plantas potabilizadoras, excepto en aquellas que utilizan tecnologías como la **filtración lenta**, la **filtración en múltiples etapas y la separación por membrana sin pretratamiento**. La presencia o ausencia de este proceso representa la principal diferencia entre las tecnologías de **ciclo completo** y las de **filtración directa** (Di Bernardo et al., 2012).

En las plantas potabilizadoras de ciclo completo, la coagulación se lleva a cabo principalmente mediante el **mecanismo de barrido**, lo cual implica la formación de un exceso de precipitados del metal coagulante. En contraste, en las plantas de filtración directa, la coagulación ocurre mediante la neutralización de cargas de las impurezas presentes en el agua bruta. Como resultado, tanto la masa seca como el volumen de residuos generados en las plantas de ciclo completo son mayores que en las plantas de filtración directa (Di Bernardo et al., 2012).

3.4.2 Procesos y Operaciones Unitarias en el Tratamiento de Agua

Diversos procesos y operaciones unitarias pueden integrarse en las tecnologías de tratamiento de agua. La selección de una u otra combinación depende principalmente de la calidad del agua bruta. A continuación, se presentan los fundamentos y las principales características de cada

uno de ellos (Di Bernardo et al., 2011).

3.4.2.1 Pre-tratamiento o Tratamiento Preliminar. El proceso de pretratamiento, comprende el acondicionamiento físico y/ o químico del agua bruta. El **acondicionamiento físico** incluye la remoción de sólidos flotantes gruesos como ramas o troncos, mediante rejas, así como partículas sólidas suspendidas separables por sedimentación simple o desarenado (EPA, 2011). Estos residuos, generados en la etapa de captación de agua bruta, no se consideran parte del proceso de potabilización.

En el proceso de **acondicionamiento químico** del agua se incluyen diversas operaciones. Una de ellas es la **preoxidación**, la cual consiste en la aplicación de agentes oxidantes, como el dióxido de cloro o el ozono, con el propósito de degradar la materia orgánica presente, eliminar olores y sabores indeseables, y oxidar metales disueltos como el hierro y el manganeso, algo particularmente importante en el tratamiento de aguas subterráneas (Di Bernardo et al., 2011).

Otra operación es la **prealcalinización**, que se lleva a cabo cuando el agua no posee suficiente alcalinidad para reaccionar adecuadamente con el coagulante —por ejemplo, el sulfato de aluminio—. En estos casos, se hace necesario adicionar compuestos alcalinizantes como cal hidratada, soda cáustica o ceniza de soda para garantizar la eficiencia del proceso de coagulación (EPA, 2011).

Finalmente, se puede aplicar la **adsorción en carbón activado**, que puede presentarse en forma granular o en polvo. Esta operación permite eliminar compuestos orgánicos, toxinas, metabolitos, así como sustancias responsables de color, sabor y olor en el agua.

Cabe destacar que esta operación, a diferencia de las dos primeras, genera residuos, los cuales son arrastrados y eliminados posteriormente en la etapa de sedimentación.

Las siguientes secciones se desarrollan con base en la información técnico-operativa presentada por Di Bernardo et al. (2012) y Arboleda (2000), referentes en el tratamiento mediante tecnología de ciclo completo y la desinfección del agua potable.

3.4.2.2 Tecnología de Ciclo Completo (o convencional). La tecnología de ciclo completo, también denominada tratamiento convencional, es una de las más ampliamente utilizadas. Consiste en una secuencia de operaciones unitarias que incluyen: **coagulación (mezcla rápida), floculación (mezcla lenta), decantación y filtración.**

Coagulación

El agua bruta proveniente de fuentes superficiales, como ríos y arroyos, contiene una variedad de partículas coloidales y en suspensión, responsables de su turbiedad y color. Estas partículas, en su mayoría con carga eléctrica negativa y de pequeño tamaño, no sedimentan por acción de la gravedad ni tienden a agregarse de manera espontánea debido a la repulsión electrostática entre ellas.

Para facilitar su remoción, se emplean **coagulantes químicos** que neutralizan las cargas eléctricas de las impurezas, promoviendo su aglomeración en microflóculos susceptibles de sedimentarse o filtrarse.

Los coagulantes más comúnmente utilizados en plantas potabilizadoras son sales de iones metálicos, las que se pueden agrupar en dos categorías generales: coagulantes a base de aluminio, y coagulantes a base de hierro. Dentro de estos se encuentran compuestos como el sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), el cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), el sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), el sulfato ferroso ($\text{FeSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) y el policloruro de aluminio (PAC) (o cloruro de polialuminio).

Asimismo, se pueden utilizar polímeros orgánicos sintéticos (polielectrolitos), aunque estos suelen emplearse como auxiliares de coagulación, reforzando la formación de flóculos más grandes y densos.

La **coagulación** es un proceso fisicoquímico en el que, mediante la dosificación de un coagulante y una agitación rápida (mezcla rápida durante 30 a 60 segundos), se desestabilizan las partículas presentes en el agua.

Esta mezcla rápida facilita la dispersión homogénea del coagulante y promueve su interacción con los coloides presentes, lo que da lugar a la formación de microflóculos o flóculos primarios. La

calidad de estos flóculos iniciales es determinante para la eficacia del proceso de floculación que le sigue.

Este proceso combina dos fenómenos complementarios: uno **químico**, referido a las reacciones entre el coagulante y el agua, donde se generan especies hidrolizadas con carga positiva o precipitados del metal del coagulante; y otro **físico**, que implica el transporte de dichas especies para interactuar con las impurezas presentes en el agua. La eficiencia del proceso depende de variables como la dosis de coagulante y el pH del medio.

Las especies hidrolizadas de los iones metálicos pueden desestabilizar y reaccionar con las partículas coloidales a través de cuatro mecanismos, ya sea de forma individual o combinada. El primero es la **compresión de la doble capa eléctrica**, que reduce la repulsión entre las partículas y favorece su aglomeración. Luego está la **adsorción y neutralización de carga**, donde los iones metálicos contrarrestan las cargas negativas de los coloides, facilitando su unión. Otro mecanismo es el **barrido y arrastre de partículas**, que ocurre cuando los precipitados formados durante la reacción atrapan las impurezas y las eliminan del sistema. Finalmente, se encuentra la **adsorción y formación de puentes químicos**, en la que las especies hidrolizadas actúan como enlaces entre partículas, permitiendo la formación de flóculos más grandes y fácilmente removibles.

El mecanismo predominante en el proceso de coagulación depende de las condiciones operativas específicas.

Es importante señalar que la coagulación por barrido no excluye la posibilidad de que, simultáneamente o en una etapa inicial, también ocurra coagulación por adsorción y neutralización de cargas. En la práctica, la coagulación convencional se lleva a cabo mediante una combinación de mecanismos que interactúan, se superponen y se complementan entre sí.

El mecanismo de **adsorción y neutralización de cargas** consiste en la adsorción de especies

hidrolizadas con cargas positivas, derivadas de metales en formas mononucleares y polinucleares, sobre la superficie de las partículas coloidales presentes en el agua, las cuales generalmente poseen carga negativa.

Al añadirse el coagulante, estos iones metálicos **neutralizan las cargas superficiales** de los coloides, reduciendo la repulsión electrostática entre ellos y permitiendo su acercamiento. Una vez satisfecha la demanda de coagulante, se inicia la formación de aglomerados que incluyen precipitados metálicos y productos de hidrólisis, evolucionando desde microflóculos hasta macroflóculos.

Posteriormente, estos macroflóculos aumentan de tamaño y sedimentan con mayor rapidez, arrastrando consigo las partículas coloidales suspendidas en el agua y facilitando su remoción. Este mecanismo se caracteriza por requerir una menor dosis de coagulante y operar a valores de pH más bajos en comparación con el mecanismo de barrido.

Por otro lado, el **mecanismo de coagulación por barrido**, se produce cuando se agrega una concentración de coagulante suficientemente elevada como para superar el límite de solubilidad de ese compuesto en el agua, en particular de los hidróxidos de aluminio y de hierro Al(OH)_3 y Fe(OH)_3 . En estas condiciones, dichos hidróxidos precipitan como resultado de su reacción con la alcalinidad y el agua, generando una masa esponjosa conocida como floc de barrido. Esta estructura es capaz de atrapar, durante su descenso, a los coloides y partículas suspendidas, las cuales quedan incorporadas dentro del precipitado y son removidas por sedimentación o flotación.

Este mecanismo predomina cuando se emplean dosis elevadas de coagulante y se opera a valores de pH más altos.

En términos generales, los flóculos formados mediante este mecanismo de barrido tienden a ser de mayor tamaño y, por ende, presentan mejores características de sedimentación o flotación que aquellos generados por **adsorción y neutralización de cargas**, especialmente cuando se utiliza el sulfato de aluminio como coagulante.

En sistemas de Ciclo Completo (CC) y de floto-filtración, prevalece el mecanismo de barido.

En contraste, las plantas con sistemas de filtración directa (descendente, ascendente o doble) dependen principalmente de la neutralización de carga.

La siguiente figura ilustra los principales mecanismos de coagulación que pueden ocurrir al utilizar sulfato de aluminio: adsorción-neutralización de cargas y por barido.

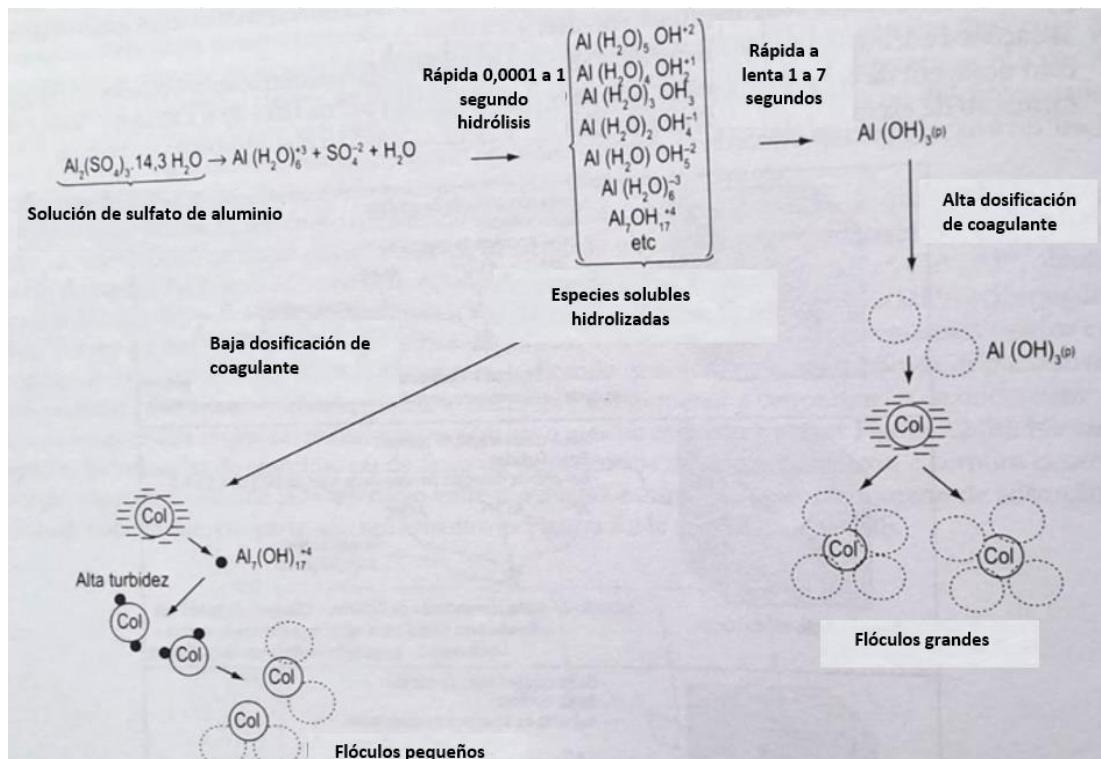


Figura 3. Principales caminos para coagulación por adsorción y neutralización y por barido usando sulfato de aluminio (Adaptado de Di Bernardo, et al., 2012)

El proceso de coagulación es realizado en unidades de mezcla rápida, que pueden ser hidráulicas (como vertederos, canales Parshall, e inyectores), mecánicas (cámaras de mezcla tipo Backmix) o especiales (mezcladores estáticos o in-line blenders), seleccionadas según el caudal, la calidad del agua bruta y las condiciones operativas disponibles.

La eficiencia del proceso de coagulación está influenciada principalmente por dos factores determinantes.

En primer lugar, las características del agua bruta, tales como la turbidez, el color verdadero,

el pH, la alcalinidad, la concentración de sólidos suspendidos y disueltos, así como la distribución del tamaño de las partículas.

En segundo lugar, las condiciones operativas del proceso, que incluyen el tipo y la dosis del coagulante utilizado, el pH de operación, el tiempo de mezcla y el gradiente de velocidad aplicado durante la agitación.

Floculación

La floculación es una operación unitaria que sigue a la coagulación y tiene como finalidad promover el crecimiento de partículas desestabilizadas mediante su aglomeración en estructuras de mayor tamaño, denominadas flóculos. Estas partículas, al haber perdido su estabilidad electrostática durante la etapa de coagulación, pueden unirse entre sí a través de mecanismos físicos, favoreciendo su posterior remoción por sedimentación o flotación.

Este proceso se basa en la agitación controlada del agua durante un periodo que suele oscilar entre 20 y 40 minutos. La agitación, de baja intensidad, permite el contacto entre las partículas coaguladas, facilitando su colisión y adhesión progresiva. El resultado es la formación de flóculos con características adecuadas de tamaño, peso y resistencia mecánica, capaces de ser separados eficientemente en unidades de clarificación como sedimentadores o unidades de flotación.

La floculación puede llevarse a cabo en sistemas hidráulicos, tales como canales con deflectores (baffles), unidades tipo Alabama o de flujo helicoidal, así como en sistemas mecánicos provistos de agitadores de paletas o turbinas, según el diseño de la planta. Entre los parámetros operativos más relevantes se encuentran la velocidad de agitación (expresada como gradiente de velocidad, G) y el tiempo de retención hidráulica. Una agitación excesiva puede fragmentar los flóculos formados, mientras que una agitación insuficiente puede generar flóculos frágiles y poco sedimentables. Asimismo, el tipo y la dosis del coagulante utilizado, así como las características fisicoquímicas del agua bruta, influyen significativamente en la eficiencia del proceso.

Clarificación por Sedimentación y/o Flotación

La clarificación constituye la primera etapa efectiva de remoción de sólidos en el tratamiento del agua potable, y tiene como objetivo principal la separación de los flóculos formados durante la coagulación y floculación. Esta etapa permite una significativa reducción de turbidez, color y sólidos suspendidos totales, mejorando la calidad del agua antes de su paso a los procesos de filtración.

Sedimentación

La sedimentación es un proceso físico basado en la acción de la gravedad, mediante el cual las partículas suspendidas con mayor densidad que el agua experimentan un movimiento descendente, facilitando su separación de la fase líquida. En los sedimentadores, al disminuir la velocidad de flujo del agua floculada, se permite que los flóculos (partículas no discretas) se depositen progresivamente en el fondo del tanque.

Los sedimentadores se clasifican en función de su diseño y dinámica hidráulica, e incluyen unidades de flujo horizontal, flujo vertical ascendente, flujo radial con brazos raspadores, y sedimentadores lamelares o de alta tasa. Estos últimos utilizan módulos de placas inclinadas o tubos plásticos paralelos que reducen la distancia de sedimentación y aumentan la superficie efectiva, permitiendo una mayor eficiencia en menor espacio.

La decantación convencional implica el uso de grandes tanques, típicamente de flujo horizontal, con o sin sistemas mecánicos de remoción de lodos. En contraste, las unidades de alta tasa, de menor tamaño, incorporan elementos como placas inclinadas o lonas de plástico, subdividiendo el espacio en compartimentos, de forma tal de optimizar el asentamiento de los flóculos en un volumen reducido, siendo ideales cuando el espacio disponible es limitado o se requiere una alta tasa superficial.

Flotación por aire disuelto

Como alternativa a la sedimentación, la clarificación también puede realizarse mediante

flotación por aire disuelto (*Dissolved Air Flotation*, DAF). Este proceso consiste en inyectar microburbujas de aire en el agua, las cuales se adhieren a los flóculos, disminuyendo su densidad aparente y provocando su ascenso hacia la superficie. Allí, los sólidos flotantes pueden ser removidos mediante mecanismos de raspado superficial.

La flotación es particularmente efectiva en aguas brutas con alto contenido de algas, sólidos de baja densidad o color verdadero elevado. Aunque implica un mayor consumo energético que la sedimentación, ofrece ventajas como menor ocupación de espacio, mayor eficiencia en condiciones específicas de calidad del agua y mayor adaptabilidad en climas cálidos o cuerpos de agua eutrofizados.

Consideraciones generales

Tanto la sedimentación como la flotación generan lodos como subproducto del proceso de clarificación.

La elección entre uno u otro método depende de factores como la calidad del agua bruta, los requerimientos operativos, el espacio disponible y los costos asociados.

Filtración

La filtración es una operación unitaria esencial dentro del tratamiento de agua potable, cuyo objetivo es remover partículas suspendidas, coloidales y microorganismos que no fueron eliminados en etapas anteriores como la sedimentación o la flotación. Este proceso se lleva a cabo mediante el paso del agua a través de un medio granular o poroso, lo que permite atrapar impurezas por mecanismos físicos y físico-químicos.

En una planta potabilizadora convencional o de ciclo completo, la filtración representa la última barrera de remoción de sólidos antes de la desinfección, por lo cual desempeña un papel crucial en la producción de agua apta para consumo humano, en cumplimiento de los estándares de calidad bacteriológica y físico-química.

Clasificación de los filtros

Los sistemas de filtración pueden clasificarse según diversos criterios técnicos:

- **Fuerza impulsora del flujo:** filtros de gravedad y filtros a presión.
- **Velocidad del flujo:** filtros lentos (tasa de filtración entre 1–5 m³/m²·día) y filtros rápidos (120–600 m³/m²·día).
- **Dirección del flujo:** descendente, ascendente, horizontal o biflujo.
- **Régimen hidráulico:** caudal constante o caudal variable con carga constante.
- **Tipo de medio filtrante:** *homogéneos* o *simples* cuando están compuestos por un material filtrante (arena). *Diales*, cuando hay 2 materiales filtrantes (regularmente arena y antracita; arena y carbón activado granular) o *múltiples* cuando cuentan con más de dos tipos de materiales filtrantes.
- **Mecanismo de retención:**
 - *Filtración superficial:* la retención ocurre en la capa superior del medio filtrante, predominando el tamizado.
 - *Filtración en profundidad:* las partículas son retenidas a lo largo de todo el espesor del medio, a través de mecanismos como interceptación, sedimentación interna y difusión.

En las plantas de ciclo completo, de floto-filtración y de filtración directa, el método más utilizado es la **filtración rápida con acción en profundidad**. Este tipo de filtración permite una alta tasa de tratamiento y se adapta a variaciones en la calidad del agua bruta. El desempeño del proceso depende de la adecuada selección del medio filtrante, del diseño hidráulico y de las condiciones operativas.

Durante la filtración, la remoción de partículas se produce a través de 3 mecanismos principales: **transporte** de las partículas hacia la superficie del medio filtrante por sedimentación, difusión o flujo convectivo; **adherencia** de las partículas a las partículas del medio por atracción física o química y **desprendimiento** por posible liberación de partículas retenidas debido a cambios de flujo

o saturación del medio.

Con el tiempo, la acumulación de sólidos en el medio filtrante incrementa la pérdida de carga y puede comprometer la calidad del agua filtrada, evidenciada por un aumento en la turbidez, color o presencia de microorganismos. Este deterioro suele ser consecuencia de una sobrecarga de sólidos o de una coagulación-floculación deficiente.

Para restaurar la capacidad del filtro, es necesario realizar un lavado, generalmente a contracorriente (retrolavado), el cual consiste en introducir agua en sentido ascendente a alta velocidad. Este procedimiento provoca la expansión del medio granular y la liberación de partículas retenidas, **generando una corriente residual** que debe ser gestionada adecuadamente para evitar impactos ambientales.

3.4.2.3 Desinfección. Este proceso se realiza posteriormente a la sedimentación y filtración, una secuencia necesaria para reducir la carga de materia orgánica, turbidez y microorganismos presentes en el agua bruta. La eliminación previa de estas partículas mejora notablemente la eficacia del desinfectante, ya que la turbidez puede proteger a los microorganismos de su acción o reaccionar con el agente desinfectante, reduciendo su disponibilidad.

Los métodos de desinfección se dividen en dos grandes categorías: físicos y químicos.

Métodos físicos: comprenden técnicas como la exposición a la luz solar, el calor y la radiación ultravioleta (UV). Estos métodos pueden ser efectivos bajo condiciones específicas, aunque presentan la limitación de no dejar un desinfectante residual en el agua.

Métodos químicos: incluyen una amplia variedad de compuestos, entre los que se encuentran el ozono, dióxido de cloro, peróxido de hidrógeno, ácido peracético, yodo, permanganato de potasio, bromo, ferratos, compuestos clorados (como el hipoclorito de sodio y el cloro gaseoso), así como los procesos de oxidación avanzada.

Entre estos, **el cloro** y sus derivados representan el desinfectante más utilizado a nivel mundial, debido a su alta eficacia, bajo costo, facilidad de dosificación y, especialmente, su capacidad

de dejar un **residual de cloro libre**. Este residual permite mantener la desinfección a lo largo de todo el sistema de distribución, brindando una protección continua frente a posibles recontaminaciones.

La eficiencia del proceso de desinfección depende de factores como la **dosis del desinfectante**, el **tiempo de contacto**, el **pH**, la **temperatura** del agua y la **presencia de materia orgánica**. Es importante considerar que, aunque este proceso no genera residuos sólidos visibles, puede dar lugar a la formación de **subproductos de desinfección** (SPD), como los trihalometanos (THM) y ácidos haloacéticos, especialmente cuando se emplean compuestos clorados en presencia de materia orgánica. Estos subproductos pueden representar riesgos para la salud si no se controlan adecuadamente.

3.4.2.4 Tratamientos Especiales. En función de las características particulares del agua bruta, es posible incorporar tratamientos especiales complementarios al esquema convencional de potabilización. Entre los más utilizados se encuentran la ósmosis inversa (OI), ablandamiento, intercambio iónico y la oxidación química.

La **ósmosis inversa** es un proceso de membrana que consiste en aplicar presión sobre una solución salina para superar su presión osmótica, forzando así el paso del disolvente (agua) a través de una membrana semipermeable. Esta membrana permite el paso del agua, pero retiene sales disueltas, sólidos de bajo peso molecular y diversos contaminantes. Se utiliza principalmente para la eliminación de sales (como sodio y cloruros), metales (como arsénico), compuestos responsables de la dureza, patógenos y turbiedad (Hailemariam, R. H. et al 2019).

El **ablandamiento del agua** es una técnica destinada a reducir la dureza, la cual se debe principalmente a la presencia de compuestos de calcio y magnesio. Generalmente se lleva a cabo mediante **intercambio iónico**, a través de un lecho de resinas sintéticas (catiónicas, aniónicas o mixtas) que intercambian iones presentes en el agua por otros más deseables. Además de la remoción de cationes que generan dureza, ciertas resinas aniónicas permiten eliminar contaminantes como nitratos o fluoruros, dependiendo de su selectividad (EPA, 2011).

La **oxidación química** es otra alternativa que puede aplicarse en distintas etapas del tratamiento, tanto en el pretratamiento como en la desinfección. Consiste en la incorporación de agentes oxidantes como el ozono, el permanganato de potasio, el peróxido de hidrógeno o el dióxido de cloro, con el objetivo de degradar materia orgánica, compuestos inorgánicos, microcontaminantes, así como mejorar la eficiencia en la remoción de color, sabor y olor (Von Gunten, 2003).

A diferencia de los procesos convencionales como la coagulación o la sedimentación, estos tratamientos no generan lodos, pero sí producen residuos en forma de **corrientes líquidas concentradas** (como en el caso de la ósmosis inversa) o **residuos sólidos** (como las resinas agotadas de intercambio iónico), los cuales requieren un manejo y disposición final adecuados conforme a la normativa ambiental aplicable.

3.5 Productos Químicos Utilizados en el Tratamiento de Agua

El uso de productos químicos en el tratamiento de agua es fundamental para la producción y la calidad del agua potable. Estos productos no solo impactan el proceso de potabilización, sino también la cantidad y calidad de los residuos generados. La cantidad de productos químicos utilizados está directamente relacionada con la calidad del agua bruta; a menor calidad del agua, mayor es la necesidad de estos productos.

Sin embargo, la cantidad no es el único aspecto relevante, ya que la calidad de los productos químicos también es crucial. Algunos de estos productos pueden contener impurezas que afectan la calidad del agua tratada, así como la composición de residuos del proceso y también puede incrementar los costos de producción debido a la mayor cantidad de residuos generados.

En los sistemas de tratamiento de agua se utilizan diversos productos químicos con funciones específicas. Para el ajuste del pH, se emplean ácidos como el clorhídrico (HCl) y el sulfúrico (H_2SO_4), así como bases como la cal y la soda. El carbón activado actúa como adsorbente, mientras que los coagulantes, tales como las sales metálicas de aluminio y hierro, o productos orgánicos específicos, juegan un papel clave en la eliminación de partículas suspendidas. Además, se utilizan auxiliares de

coagulación y floculación, como polímeros naturales y sintéticos, y diversos oxidantes, como el cloro, el ozono y el permanganato de potasio, que contribuyen a la desinfección y eliminación de contaminantes.

De todos estos productos, los coagulantes tienen la mayor influencia en la generación de residuos en las plantas potabilizadoras, tanto en términos de cantidad como de calidad. Su uso es indispensable en todas las plantas potabilizadoras, ya que se aplican en grandes volúmenes, convirtiéndolos en un factor crítico dentro del proceso de potabilización.

3.5.1 *Tipos de Coagulantes*

Los **coagulantes y floculantes** son productos utilizados en el tratamiento de agua para eliminar partículas suspendidas y mejorar la claridad del agua. Su principal función es facilitar la sedimentación y filtración de impurezas (Metcalf & Eddy, 2016; Arboleda, 2000). Los **coagulantes** son compuestos químicos capaces de desestabilizar partículas coloidales presentes en el agua bruta. Esto ocurre al neutralizar las cargas eléctricas que mantienen las partículas en suspensión, lo que permite la formación de microflóculos (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Por otro lado, los **floculantes** son compuestos que aglomeran las partículas desestabilizadas por el coagulante, formando flóculos más grandes y pesados, lo que facilita su sedimentación y posterior filtración (AWWA, 1996; Metcalf & Eddy, 2016).

En los sistemas de tratamiento de agua, los **coagulantes inorgánicos**, generalmente basados en sales metálicas, son los más utilizados. Estas sales liberan iones con carga positiva que neutralizan las partículas en suspensión (Metcalf & Eddy, 2016; Arboleda Valencia, 2000). Entre las sales metálicas más comunes se encuentran el sulfato de aluminio ($(Al_2(SO_4)_3$), el sulfato férrico ($Fe_2(SO_4)_3$) y el cloruro férrico ($FeCl_3$). Estos compuestos actúan mediante la formación de hidróxidos gelatinosos insolubles que tienen una alta capacidad de adsorción y neutralización de las cargas de los coloides (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008; Metcalf & Eddy, 2016). El pH es un factor crítico en la eficiencia de estos

coagulantes, ya que determina la solubilidad y la carga superficial de los hidróxidos formados (Arboleda, 2000; Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008).

Los **coagulantes metálicos pre-hidrolizados** representan una mejora significativa respecto a los coagulantes simples, ya que son parcialmente neutralizados con una base durante su fabricación, lo que reduce la acidificación del agua tratada y mejora su rendimiento en diferentes rangos de pH (Metcalf & Eddy, 2016; Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). Un ejemplo común es el cloruro de polialuminio (PAC), cuya fórmula química puede representarse generalmente como $(Al_2(OH)_nCl_{6-n} \cdot xH_2O)$ (n variando entre 1 y 5).

Este compuesto presenta una estructura polimérica formada por unidades de cloruro de aluminio, lo que le confiere una alta capacidad de adsorción y neutralización de cargas, favoreciendo la formación de flóculos más grandes, densos y estables. Su uso permite una mayor eficiencia en la remoción de turbidez y materia orgánica disuelta, con menor generación de lodos y menor consumo de alcalinidad (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008; Arboleda, 2000).

Entre los **coagulantes naturales de origen vegetal**, los compuestos derivados de **taninos** han demostrado una eficacia significativa en el tratamiento de agua potable, especialmente en la remoción de turbidez y color. Estos compuestos fenólicos, obtenidos a partir de diversas especies vegetales, presentan propiedades coagulantes adecuadas para aplicaciones en agua destinada al consumo humano (Lima et al., 2020).

Los taninos son moléculas polifenólicas biodegradables con la capacidad de formar complejos con proteínas, macromoléculas y minerales. Se extraen principalmente de la corteza de árboles como la Acacia negra (*Acacia mearnsii*). Una de sus principales ventajas es que no afectan significativamente el pH del agua tratada, ya que no consumen alcalinidad y mantienen su eficacia en un rango de pH de 4,5 a 8,0 (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008).

A nivel comercial, los taninos son utilizados como base para la formulación de coagulantes

orgánicos, como el **tanato cuaternario de amonio**, un polímero catiónico de baja masa molecular, conocido comercialmente como **Tanfloc**. Estudios han evaluado su viabilidad como sustituto del sulfato de aluminio en el tratamiento de aguas para consumo humano (Coral et al., 2009; Skoronski et al., 2014).

Otros coagulantes naturales de origen vegetal provienen de extractos o partes de plantas como semillas, raíces, hojas o frutos. Entre los ejemplos estudiados se encuentran la *Moringa oleífera*, las semillas de nirmali (*Strychnos potatorum*) y ciertos extractos de cactus (Lima et al., 2020).

Aunque estos biocoagulantes no se encuentran ampliamente disponibles en el mercado, investigaciones han demostrado su capacidad para lograr eficiencias de tratamiento comparables a las de los coagulantes químicos en aguas con turbidez moderada (**50 a 500 NTU**) (Lima et al., 2020). En particular, los extractos de semillas de **Moringa oleífera** han mostrado efectividad bajo condiciones específicas de turbidez y composición del agua (Sánchez-Peña et al., 2013).

Coagulantes naturales no vegetales, si bien son menos frecuentes, ciertos productos de origen animal exhiben propiedades coagulantes. Un ejemplo es la **quitina**, un polisacárido extraído de la concha de crustáceos. Su derivado, el **quitosano**, es un biopolímero catiónico que forma complejos con partículas en suspensión y materia orgánica en el agua, lo que facilita su eliminación durante el proceso de coagulación y floculación (Rodríguez et al., 2020). Además, el quitosano es un material biodegradable, no tóxico y con alta capacidad de adsorción (Lima et al., 2020).

Los **floculantes sintéticos** se componen de macromoléculas, obtenidas mediante la polimerización de monómeros sintéticos. Estos monómeros pueden incluir grupos funcionales ionizables, lo que permite clasificarlos en función de la naturaleza de la carga en aniónicos, neutros y catiónicos. Entre los aniónicos, se encuentran las poliacrilamidas aniónicas y copolímeros de ácido acrílico, en el grupo de los neutros predominan poliacrilamidas sin grupos ionizables y los catiónicos incluyen poliaminas y poliacrilamidas catiónicas, que en ciertos casos pueden ser utilizados también

como coagulantes (Degremont, 1991; Metcalf & Eddy, 2016; Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008).

La acción de estos polímeros se basa en la formación de complejos mediante la adsorción, ya que los sitios con cargas positivas o negativas de las largas cadenas moleculares interactúan con las partículas suspendidas en el agua (Di Bernardo & Sabogal Paz, 2008). A diferencia de los coagulantes inorgánicos, tales como las sales de aluminio y hierro, que actúan mediante reacciones de neutralización y la formación de complejos gelatinosos, los floculantes sintéticos no generan estos precipitados. Como consecuencia, el proceso de coagulación-floculación asistido por floculantes sintéticos es prácticamente independiente de la alcalinidad del agua y puede realizarse en un rango amplio de pH (entre 4,0 y 12,0) (Metcalf & Eddy, 2016; Degremont, 1991).

Floculantes naturales

Entre los **floculantes orgánicos** naturales se encuentran aquellos derivados de fuentes marinas como el alginato de sodio o vegetales como los almidones extraídos del maíz, papa entre otros. Son polisacáridos naturales que, por su estructura molecular, tienen capacidad para interactuar con partículas suspendidas presentes en el agua (Lima et al., 2020).

3.5.2 Características de Sales Metálicas

Las sales metálicas utilizadas como coagulantes, se agrupan en sales de aluminio y de hierro. Las primeras generan un floc ligeramente pesado, siendo el sulfato de aluminio el coagulante más empleado en plantas potabilizadoras debido a su bajo costo y facilidad de manejo (Arboleda, 2000).

Las sales de hierro presentan ciertas ventajas respecto a las de aluminio, ya que forman flocs más pesados y con mayor velocidad de sedimentación. Además, operan eficazmente en un rango de pH más amplio. Por ello, se utilizan cuando el sulfato de aluminio no proporciona una coagulación eficiente o cuando es necesario mejorar el rendimiento de los sedimentadores sobrecargados mediante el aumento del peso del floc. Entre las sales de hierro más empleadas se encuentran el cloruro férrico, el sulfato férrico y el sulfato ferroso (Arboleda, 2000).

3.5.2.1 Sulfato de Aluminio. También se le conoce como alumbre; se provee a nivel comercial principalmente en polvo o granulado de color marfil, ordinariamente hidratada, que con el almacenaje suele convertirse en terrones relativamente duros (Arboleda, 2000).

Su fórmula química es $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ (n igual a 14 o 18) y en términos de alúmina equivalente (Al_2O_3) presenta aproximadamente un 8,5 % para producto líquido y 17 % para la presentación sólida (Metcalf-Eddy, 2016).

Existen normas nacionales e internacionales que establecen los requisitos para el sulfato de aluminio comercial utilizado en el tratamiento de agua.

La Norma UNIT 1228:2019-Productos químicos para tratamiento de agua-sulfato de aluminio-Definiciones y requisitos, establece las especificaciones técnicas del sulfato de aluminio, tanto en forma sólida como líquida.

La composición química que debe cumplir el coagulante comercial, de acuerdo con esa norma está en las Tablas 2 y 3, respecto a componentes mayoritarios y componentes trazas.

Tabla 2. Requisitos químicos para el sulfato de aluminio-Componentes mayoritarios (Adaptado: Norma UNIT 1228:2019)

| Parámetro | Sulfato de aluminio sólido Concentración (g/ 100g producto) | Sulfato de aluminio en solución Concentración (g/ 100g producto) |
|---|--|---|
| Al(III) como Al_2O_3 | Base hidrato $\geq 17,0$ Base bauxita $\geq 14,0$ | Base hidrato $\geq 17,0$ Base bauxita $\geq 14,1$ |
| Fe total como Fe_2O_3 | Base hidrato $\leq 0,05$ Base bauxita $\leq 3,0$ | Base hidrato $\leq 0,05$ Base bauxita $\leq 3,1$ |
| Residuo insoluble en agua | Base hidrato $\leq 0,6$ Base bauxita $\leq 2,0$ | Base hidrato $\leq 0,6$ Base bauxita $\leq 2,1$ |
| Acidez libre como H_2SO_4 | A definir por el comprador | A definir por el comprador |

Tabla 3. Requisitos químicos para el sulfato de aluminio-Elementos trazas (Adaptado: Norma UNIT 1228:2019)

| Parámetro | Concentración (g/ 100g producto) |
|----------------|---|
| Manganoso (Mn) | Base hidrato ≤ 0,057 Base bauxita ≤ 0,25 |
| Arsénico (As) | ≤ 0,005 |
| Mercurio (Hg) | ≤ 0,002 |
| Cadmio (Cd) | ≤ 0,005 |
| Plomo (Pb) | ≤ 0,02 |
| Cromo (Cr) | ≤ 0,02 |
| Selenio (Se) | ≤ 0,005 |

Sulfato de aluminio base hidrato: sulfato de aluminio fabricado a partir de hidróxido de aluminio hidratado

Sulfato de aluminio base bauxita: sulfato de aluminio fabricado a partir de bauxita

En Norma UNIT 1270:2018-*Productos químicos para tratamiento de agua-Materias primas para la fabricación de sulfato de aluminio a partir de bauxita-Definiciones y requisitos*, establece los requisitos químicos que deben cumplir las materias primas utilizadas en la producción de sulfato de aluminio, específicamente la bauxita y el ácido sulfúrico. La calidad de los coagulantes metálicos depende en gran medida de la pureza de estas materias primas y del proceso de fabricación empleado.

En esta norma, la composición química exigida para la bauxita se detalla en la tabla 4, correspondiente a los requisitos generales, y en la tabla 5, que especifica los límites máximos permitidos de impurezas.

Tabla 4. Requisitos químicos generales para la bauxita (Adaptado: Norma UNIT 1270:2018)

| Parámetro | Concentración (%) |
|--------------------------------------|-------------------|
| Aluminio (Al_2O_3) | ≥ 52 |
| Residuo insoluble en mezcla acida | ≤ 7 |
| Humedad | ≤ 2 |
| Pérdida por calcinación | ≤ 30 |
| Hierro (Fe_2O_3) | ≤ 10 |

Tabla 5. Impurezas máximas permitidas para la bauxita (Adaptado: Norma UNIT 1270:2018)

| Parámetro | Requisito (mg/kg de bauxita) |
|----------------|------------------------------|
| Arsénico (As) | ≤ 20 |
| Mercurio (Hg) | ≤ 6 |
| Cadmio (Cd) | ≤ 15 |
| Plomo (Pb) | ≤ 60 |
| Cromo (Cr) | ≤ 70 |
| Selenio (Se) | ≤ 17 |
| Manganoso (Mn) | ≤ 1 200 |

3.5.2.2 Cloruro Férrico FeCl_3 . Comercialmente, este compuesto se encuentra en tres presentaciones: cristales hidratados de color amarillo o café, cristales anhidros de color verde oscuro, y solución acuosa con una concentración del 35 % a 45 % (Arboleda, 2000).

Su fórmula química es $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, y en términos de hierro equivalente (Fe_2O_3) contiene aproximadamente un 59 % para producto sólido y alrededor del 20 % en solución líquida (Di Bernardo, 2011).

Independientemente de su forma comercial, el cloruro férrico se utiliza disuelto en concentraciones que varían entre el 2 y el 20 %. Su rango de efectividad cubre un amplio espectro de pH, desde valores tan bajos como 4 hasta 11 (Arboleda, 2000).

Los lodos provenientes de la coagulación con hierro son altamente corrosivos, de color café oscuro, y presentan una fuerte capacidad de tinción, lo que dificulta su manejo y disposición adecuada (Arboleda, 2000).

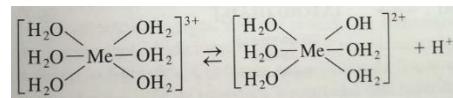
3.5.3 Comportamiento Químico de Sales Metálicas

3.5.3.1 Hidrólisis. Para comprender el proceso de agregación efectuada por adición de sales metálicas, hay que considerar inicialmente, la formación de productos de hidrólisis de iones metálicos.

Cuando se adicionan sales metálicas al agua bruta durante el tratamiento, se desencadenan una serie de reacciones de hidrólisis que dan lugar a especies hidrolizadas solubles, como monómeros, dímeros e incluso pequeños complejos poliméricos de hidróxidos metálicos. Estas especies son

responsables de los efectos observados en la agregación de partículas.

La hidrólisis de sales de metales trivalentes, como el hierro y el aluminio, puede representarse mediante reacciones en las que se forman complejos hidroxilados:



Asimismo, se ha propuesto que, con la adición de una base en cantidad suficiente, la disociación puede continuar hasta generar iones negativos como $\text{Me}((\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4)^-$.

Además, muchos compuestos de coordinación presentan carácter anfotérico, lo que significa que pueden comportarse tanto como ácidos como bases fuertes, dependiendo del medio en el que se encuentren. Por ejemplo $\text{Al}(\text{OH})_3$ se disuelve en presencia de ácidos en exceso para formar $\text{Al}^{3+}(\text{ac})$, mientras que en exceso de hidróxido se disuelve para formar el ion aluminato $\text{Al}(\text{OH})_4^- (\text{ac})$

Hidrólisis de sulfato de aluminio

Se ha observado que las reacciones intermedias de hidrólisis del ion Al^{3+} son considerablemente más complejas de lo que se plantea en los modelos convencionales que asumen simplemente la adición de una base a una solución acuosa. Para comprender la química de estas reacciones y los productos generados, resulta útil utilizar un modelo hipotético que represente las múltiples etapas y especies involucradas en la hidrólisis del Al^{3+} .

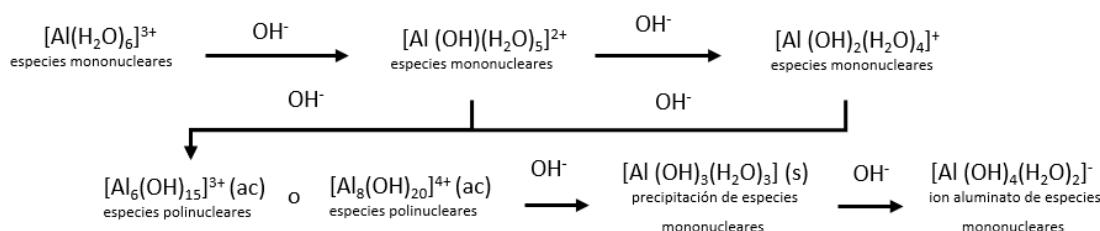
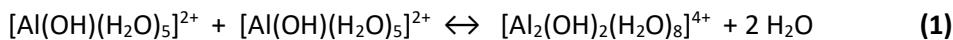


Figura 4. Modelo hipotético para Al^{3+} -reacciones (Adaptado: Metcalf and Eddy, 2016)

Antes de alcanzar el punto en que se forma un ion aluminato de carga negativa, generalmente ocurre un proceso de polimerización, representado por la siguiente reacción:



Entre los polímeros que se cree están presentes en soluciones acuosas de aluminio se incluyen especies tales como: $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{3+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ y $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$.

Estas múltiples combinaciones de productos de hidrólisis muestran la complejidad del sistema, siendo probable que uno o varios de estos polímeros sean los principales responsables de la eficacia observada del aluminio como coagulante.

Dado que la hidrólisis ocurre de forma progresiva, la eficiencia del coagulante varía en función del tiempo de reacción. Además, a medida que las reacciones de hidrólisis avanzan, se incrementa la concentración de iones H^+ , lo que provoca una disminución del pH. Este descenso puede obstaculizar la formación de precipitados necesarios para los mecanismos de coagulación.

El valor del pH en el sistema está directamente regulado por la alcalinidad del agua, una variable crítica en el proceso de coagulación. Si el agua presenta una alcalinidad natural suficiente, la adición de sulfato de aluminio provoca una reacción con los bicarbonatos presentes, como se muestra a continuación:



De esta reacción resulta que cada gramo de sulfato de aluminio hidratado consume aproximadamente con 0.45 g de alcalinidad expresada como CaCO_3

Para asegurar un pH adecuado y estable, es fundamental que la alcalinidad natural esté presente en exceso. En caso contrario, es necesario añadir alcalinidad, la cual puede suministrarse mediante cal viva (CaO), cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), carbonato de sodio, entre otros compuestos. Por ejemplo:



En esta reacción, por cada gramo de sulfato de aluminio hidratado, se requieren aproximadamente 0,33 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o 0,25 g de CaO para mantener una alcalinidad óptima en el sistema.

Hidrólisis de cloruro de hierro

El comportamiento químico del cloruro férrico es análogo al del sulfato de aluminio. La hidrólisis del Fe^{3+} también conduce a la formación de especies monoméricas como $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, que posteriormente evolucionan hacia polímeros tales como $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Fe}_3(\text{OH})_4^{5+}$, entre otros.

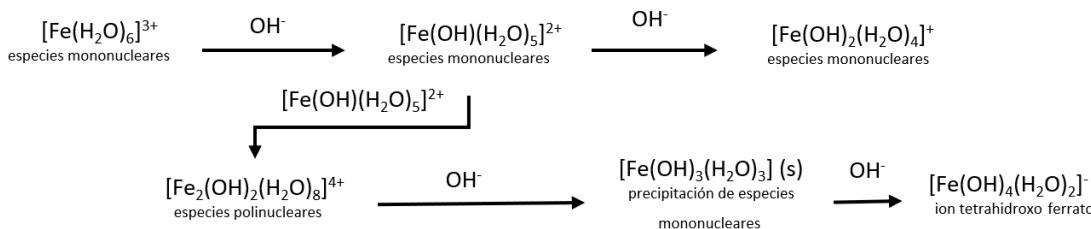
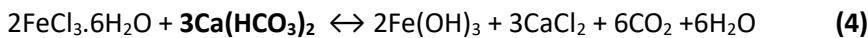


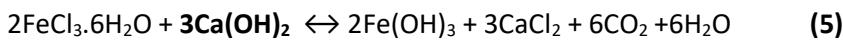
Figura 5. Modelo hipotético para Fe^{+3} -reacciones (Adaptado: Metcalf and Eddy, 2016)

Estas especies hidrolizadas tienen la capacidad de neutralizar cargas y formar precipitados que coadyuvan en la remoción de partículas suspendidas.

La reacción simplificada entre el cloruro férrico y la alcalinidad natural del agua puede expresarse como:



Esta reacción implica un consumo de aproximadamente 0,92 g de alcalinidad (como CaCO_3) por cada gramo de FeCl_3 (hidratado). En caso de alcalinidad insuficiente, se debe adicionar, por ejemplo, cal o cal hidratada, de acuerdo con la reacción:



Aquí, se requieren 0,68 g de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ o 0,52 g de CaO por gramo de cloruro férrico hidratado.

3.5.3.2 Solubilidad de Sales Metálicas. La eficacia de los coagulantes metálicos, como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, está estrechamente relacionada con la solubilidad de sus hidróxido $\text{Al(OH)}_3(s)$ y de $\text{Fe(OH)}_3(s)$, respectivamente. Esta solubilidad, a su vez, depende principalmente del pH del medio, ya que regula el equilibrio entre las especies solubles e insolubles de estos metales.

Las Figuras 5 y 6 presentan los diagramas de solubilidad de Al(OH)_3 y Fe(OH)_3 en función del pH, a 25 °C. En estos diagramas, se ilustran las concentraciones molares logarítmicas de las especies metálicas en equilibrio con sus respectivos hidróxidos precipitados.

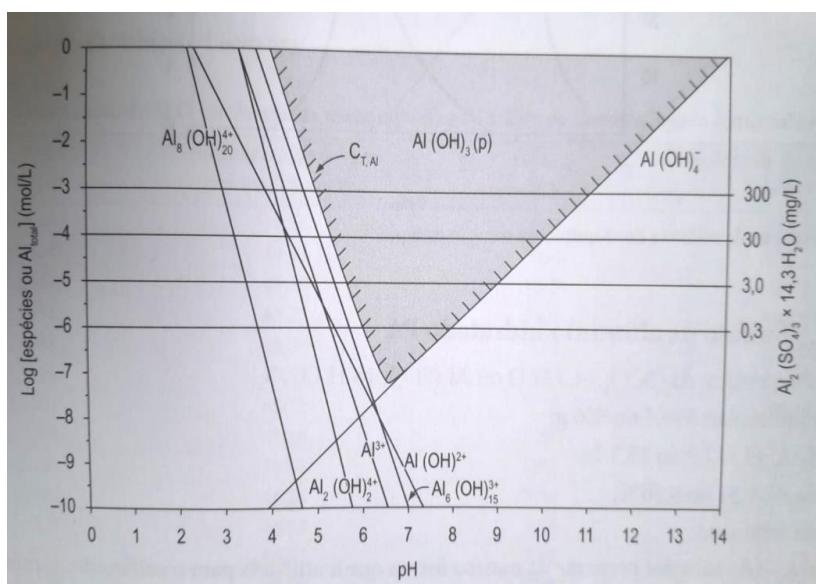


Figura 6. Diagramas de equilibrio de solubilidad en agua del hidróxido de aluminio (Adaptado: Di Bernardo, 2011)

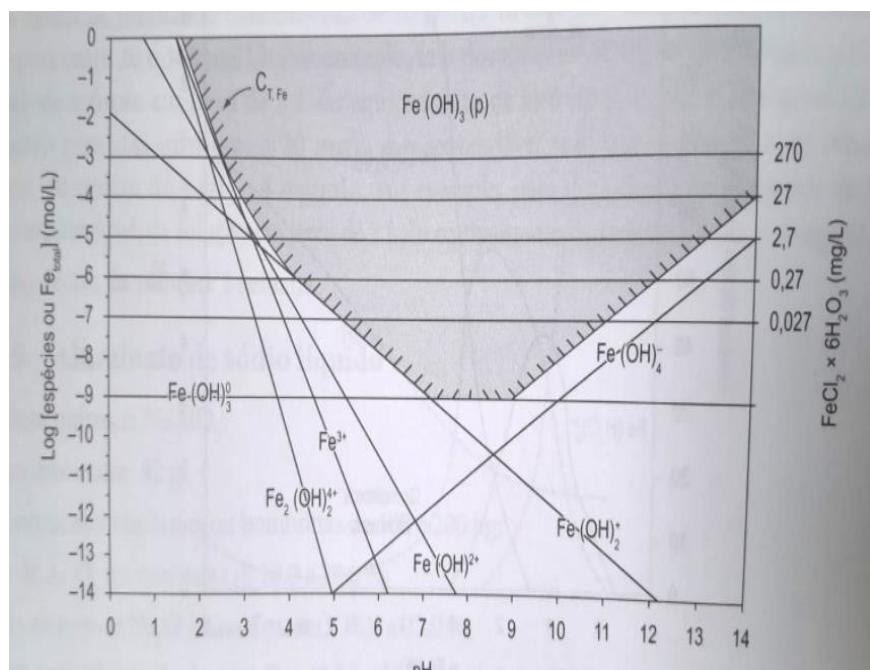


Figura 7. Diagramas de equilibrio de solubilidad en agua del hidróxido de hierro (Adaptado: Di Bernardo, 2011)

Las líneas continuas representan la concentración residual total de aluminio o hierro en solución tras la precipitación, mientras que las zonas sombreadas indican las condiciones operativas (dosis de coagulante y pH) típicas en procesos de coagulación por barrido, es decir, aquellos en los que se adiciona un exceso de coagulante para arrastrar los contaminantes coloidales.

En el caso del aluminio, la precipitación óptima de Al(OH)_3 ocurre en un rango de pH entre 5,0 y 7,0, alcanzando su mínima solubilidad en torno a pH 6,0. Cuando el pH es inferior a 5,5, el hidróxido de aluminio es altamente soluble, predominando especies catiónicas como Al^{3+} y complejos poliméricos como $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$. Entre pH 5,5 y 8,5, el aluminio presenta una eficiencia óptima como coagulante, siendo las especies disueltas predominantes $(\text{Al(OH})_2)^+$ en pH ligeramente ácido y $(\text{Al(OH})_4)^-$ en condiciones neutras o ligeramente básicas. A valores superiores a pH 8,5, el aluminio vuelve a solubilizarse, reduciendo su eficacia como coagulante.

Para el hierro, el comportamiento es similar, aunque el rango óptimo de precipitación de Fe(OH)_3 se encuentra entre pH 7,0 y 9,0, con una solubilidad mínima cerca de pH 8,0.

En ambos casos, fuera del rango ideal, la presencia de especies solubles puede comprometer

tanto la eficiencia del proceso de coagulación como la calidad del agua tratada, debido al aumento de metales residuales.

Estos comportamientos resaltan la importancia de controlar el pH y la alcalinidad del agua durante el proceso de coagulación. Una alcalinidad adecuada favorece la formación de hidróxidos metálicos insolubles y evita la solubilización excesiva de los coagulantes metálicos, garantizando su efectividad y reduciendo el riesgo de contaminación por metales disueltos.

3.5.3.3 Regiones operacionales para acción de sales metálicas. Debido a la complejidad de las reacciones químicas involucradas en la coagulación con sales metálicas, no existe una teoría única y completa que describa con exactitud la acción de los iones metálicos hidrolizados. No obstante, se han desarrollado modelos experimentales que permiten aproximarse a la comprensión del comportamiento de estas sustancias en función de variables como el pH y la dosificación del coagulante.

Con el objetivo de evaluar de forma cuantitativa el desempeño del aluminio como coagulante en función del pH, Amirtharajah y Mills (1982) propusieron un modelo gráfico que resulta de la superposición del diagrama de solubilidad del hidróxido de Al/ Fe con curvas de dosificación de sal metálica versus pH de mezcla rápida. Este modelo está orientado a aguas con elevada turbiedad en relación con el color verdadero y permite visualizar el comportamiento de las especies hidrolizadas de aluminio según la concentración molar, el pH y la dosis aplicada.

El diagrama, reproducido en las Figuras 7 y 8, permite identificar las cantidades relativas de especies hidrolizadas y precipitados formados, en función del pH y la dosificación del coagulante. Además, delimita regiones operacionales caracterizadas por pares de valores pH–dosis, asociados a mecanismos específicos de coagulación, tales como el barrido por precipitación, la adsorción con neutralización de carga y la reestabilización de partículas coloidales.

Sin embargo, los autores enfatizan que estas regiones no son absolutas. Las fronteras entre mecanismos pueden variar dependiendo de las características físico-químicas del agua en tratamiento

(por ejemplo, alcalinidad, carga coloidal, temperatura, etc.), por lo cual se recomienda elaborar diagramas específicos para cada fuente de agua a tratar. Dichos diagramas deben considerar también factores como los requisitos de remoción de turbiedad y color, así como la eficiencia de productos químicos y costos operativos.

En general, los diagramas permiten establecer regiones óptimas de remoción de turbiedad, sedimentación y filtración, en función del pH y la dosificación de sales metálicas.

Para el caso del **sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$)**, se identifican tres regiones principales de coagulación:

- 1- **Región A – Coagulación por barrido (sweep floc):** ocurre típicamente entre pH 6 y 8, con dosis de sulfato de aluminio entre 30 y 100 mg/L. La eficiencia óptima se alcanza con pH entre 7 y 8 y dosis de 20 a 60 mg/L.
- 2- **Región B – Adsorción y neutralización de cargas:** se manifiesta entre pH 5 y 7, con dosis de 3 a 30 mg/L. Aquí predominan especies solubles de aluminio que actúan por mecanismos electrostáticos.
- 3- **Región C – Re-estabilización:** se presenta a pH menores de 6 y depende de la dosis de coagulante. En esta zona, un exceso de aluminio soluble puede inducir la repulsión de partículas coloidales, afectando negativamente el proceso de agregación.

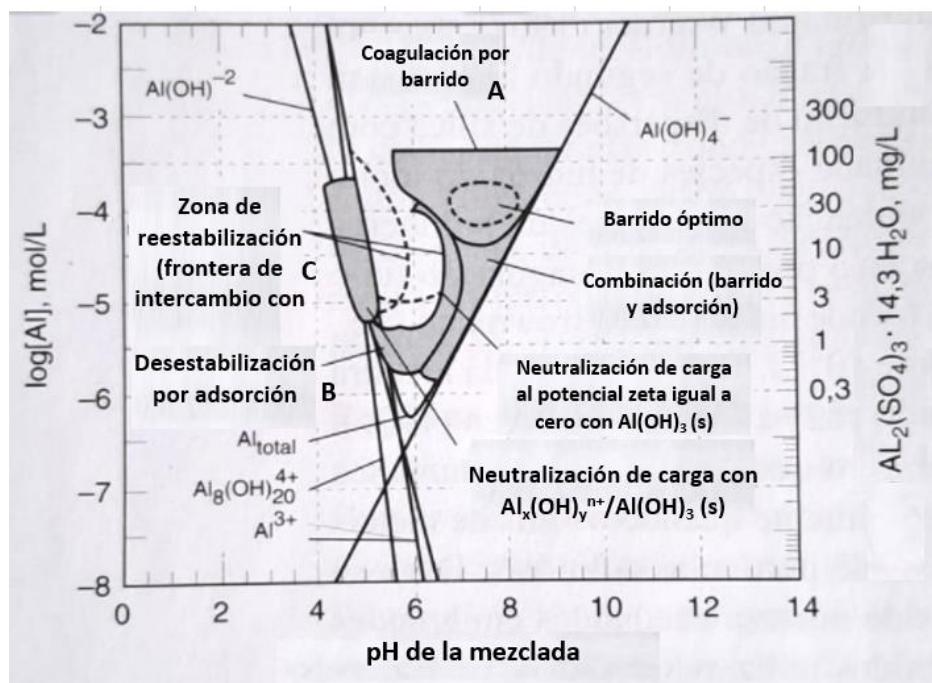


Figura 8. Diagrama de coagulación para remoción de turbidez utilizando sulfato de aluminio (Adaptado: Metcalf and Eddy, 2016)

Del mismo modo, para el **cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)** se identifican tres regiones operacionales:

- 1- **Región A – Coagulación por barrido:** se extiende entre pH 6 y 9, con dosis entre 27 y 170 mg/L.
- 2- **Región B – Adsorción y neutralización de cargas:** predomina entre pH 4.5 y 6, con dosis entre 27 y 270 mg/L.
- 3- **Región C – Re-estabilización:** ocurre a valores de pH menores de 6, donde el exceso de especies solubles de hierro puede provocar la desestabilización del sistema coloidal.

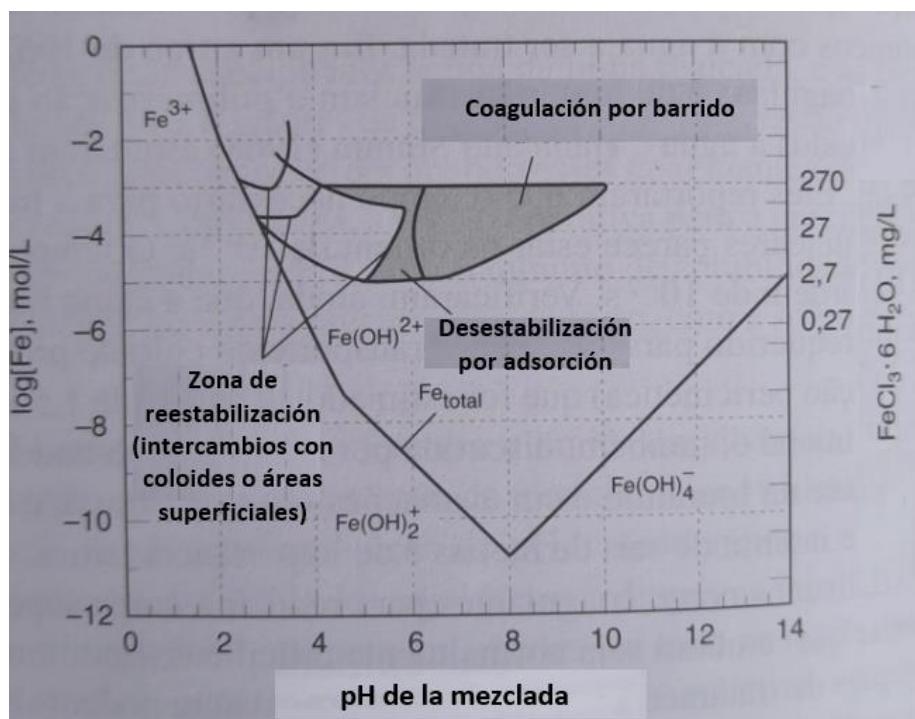


Figura 9. Diagrama de coagulación para remoción de turbidez utilizando cloruro férrico (Adaptado: Metcalf and Eddy, 2016)

3.5.4 Otros Coagulantes-PAC

El policloruro de aluminio (PAC) es un coagulante inorgánico ampliamente utilizado en los procesos de potabilización de agua, debido a su alta eficiencia en un amplio rango de pH, que generalmente oscila entre 4,0 y 9,0, siendo óptimo entre 5,0 y 8,0.

A diferencia del sulfato de aluminio, el PAC está compuesto por especies prehidrolizadas de aluminio, lo que le confiere una mayor estabilidad y eficacia incluso en condiciones de baja temperatura, donde otros coagulantes presentan limitaciones operativas (Bratby, 2006).

Una de sus principales ventajas es el menor consumo de alcalinidad en comparación con otros coagulantes metálicos. Esta característica se relaciona directamente con la basicidad del PAC, es decir, con la proporción de especies poliméricas cargadas positivamente (como el complejo Al_{13}^{7+}), las cuales desempeñan un papel clave en la neutralización de cargas y la formación de flóculos. Coagulantes con alta basicidad consumen menos alcalinidad, lo que disminuye la necesidad de adicionar productos químicos para la corrección del pH del agua tratada.

Además, el PAC requiere dosis menores que el alumbre para lograr eficiencias similares o superiores en la remoción de turbidez y sólidos suspendidos, lo que se traduce en una menor generación de lodos y, por consiguiente, una reducción en los costos de manejo y disposición final. En muchos casos, el uso de PAC también permite prescindir del uso de auxiliares de coagulación, como los polielectrolitos, lo que simplifica el proceso y mejora su viabilidad operativa.

Otra ventaja importante es su eficacia en la remoción de turbidez y aluminio residual, lo que mejora la calidad final del agua tratada. Cuanto mayor es la carga positiva de las especies de aluminio presentes en el coagulante, mayor es su capacidad de desestabilizar las partículas coloidales. En este sentido, el PAC contiene inicialmente una mayor proporción de especies de alta carga, como Al_{13}^{7+} , en comparación con el sulfato de aluminio, lo cual justifica su mayor eficiencia en muchos contextos de tratamiento.

En conjunto, el policloruro de aluminio representa una alternativa eficiente, versátil para los procesos de coagulación en plantas potabilizadoras, especialmente en escenarios con variaciones en la calidad del agua bruta. (Bratby, 2006).

3.6 Generación de residuos en el tratamiento de agua

3.6.1 Consideraciones Generales

El proceso de potabilización del agua, al igual que otras actividades industriales, involucra una serie de operaciones físico-químicas que pueden generar residuos con potencial impacto ambiental. En ese contexto, la generación continua de residuos en las plantas potabilizadoras representa un desafío importante en **términos de gestión y disposición adecuada**, no solo por el volumen que se produce, sino también por las características fisicoquímicas de dichos residuos.

De acuerdo con la American Society of Civil Engineers y la American Water Works Association (1996), los residuos típicamente generados en una planta potabilizadora pueden clasificarse en cuatro categorías principales:

- **Lodos:** provenientes de procesos como la descarga de sedimentadores, unidades de flotación por aire disuelto (DAF), lavado de filtros, ablandamiento y remoción de hierro y manganeso.
- **Concentrados salinos:** resultantes de tecnologías como ósmosis inversa, electrodiálisis y sistemas de intercambio iónico.
- **Materiales agotados:** incluyen medios filtrantes usados, carbón activado y resinas de intercambio iónico que han alcanzado su vida útil.
- **Emisiones gaseosas:** generadas en unidades de tratamiento de olores o en procesos de eliminación de compuestos volátiles mediante técnicas como el air-stripping.

Cornwell et al. (1987), citados por Di Bernardo et al. (2008), destacan que los principales residuos generados en estas instalaciones provienen del lavado de filtros y de la descarga de los sedimentadores. Particularmente en las plantas que operan bajo un esquema de ciclo completo, se distinguen dos flujos principales de residuos: uno derivado del lavado de filtros, caracterizado por un mayor volumen, pero baja concentración de sólidos, y otro asociado a la descarga y limpieza de sedimentadores, que presenta una mayor concentración de sólidos suspendidos. Estas diferencias en caudal y concentración de sólidos hacen necesaria la adopción de estrategias diferenciadas para su tratamiento y gestión.

Adicionalmente, otras actividades rutinarias, como la limpieza de unidades de pretratamiento (cámaras de floculación, oxidación, adsorción), y de tanques de preparación de soluciones químicas, también contribuyen a la generación de residuos (Di Bernardo et al., 2008).

Di Bernardo et al. (2008) señalan que la **calidad del agua bruta** es uno de los factores más relevantes en la cantidad y composición de los residuos generados. Parámetros como la turbidez y la concentración de sólidos suspendidos totales influyen directamente en la producción de lodos. Además, el tipo de fuente de abastecimiento —ya sea superficial o subterránea— introduce una variabilidad estacional en estas características, particularmente en cuerpos de agua superficiales.

Dentro de las operaciones unitarias del tratamiento, la coagulación y la floculación representan etapas críticas en la generación de lodos. Factores como el **tipo y la dosis de coagulante**, el uso de aditivos auxiliares y el ajuste del pH mediante la adición de alcalinizantes o acidificantes, influyen de manera directa en la cantidad y calidad del residuo producido.

Finalmente, la **tecnología de tratamiento seleccionada**, junto con las **condiciones operativas** específicas —incluyendo los **métodos de limpieza de unidades y de lavado de filtros**—, determinan la eficiencia global del proceso, así como la generación y gestión de los residuos resultantes.

3.6.2 Caracterización cualitativa de residuos de plantas potabilizadoras

La caracterización de los residuos generados en una planta potabilizadora debe definirse en función del objetivo del análisis. Según Cordeiro (2002), citado por Di Bernardo (2008), cuando el propósito es **evaluar la viabilidad de su disposición final o de su reutilización**, resulta fundamental analizar parámetros químicos y biológicos, tales como el pH, la concentración de sólidos, el contenido de metales, la demanda química de oxígeno (DQO), la biodegradabilidad, la toxicidad, y la presencia de contaminantes orgánicos (por ejemplo, plaguicidas y fertilizantes).

Estos datos permiten realizar una adecuada evaluación de los riesgos ambientales asociados y explorar alternativas de valorización, como su aplicación en suelos o su utilización en procesos industriales.

Por otro lado, si el interés se orienta al **diseño o la optimización de operaciones de tratamiento como el espesamiento y la deshidratación**, el análisis debe centrarse en las propiedades físicas del lodo. Características como la granulometría, los límites de plasticidad y liquidez, la resistencia específica y la capacidad de sedimentación son determinantes para evaluar la eficiencia de la remoción de agua y seleccionar tecnologías de manejo y disposición adecuadas.

Una caracterización integral del lodo requiere la evaluación de parámetros químicos, físicos y biológicos. Los **químicos** permiten identificar la presencia de nutrientes (como carbono, nitrógeno y fósforo) y sustancias potencialmente peligrosas (metales, compuestos tóxicos). Los **físicos**

proporcionan información sobre la concentración de sólidos, la distribución granulométrica, la densidad y la viscosidad, variables relevantes para los procesos de tratamiento y transporte. Finalmente, los **biológicos** permiten valorar aspectos sanitarios, mediante el análisis de indicadores como coliformes totales y fecales, o la presencia de huevos de helmintos, lo cual resulta clave para establecer restricciones y posibilidades de reutilización de los residuos.

Una adecuada caracterización cualitativa constituye la base para definir estrategias de gestión ambientalmente seguras y técnicamente viables para los residuos generados en plantas de potabilización.

3.6.2.1 Lodo de sedimentador

El lodo removido de los sedimentadores en las plantas potabilizadoras de agua es el subproducto de las operaciones de coagulación y floculación. Su composición depende fundamentalmente del tipo de coagulante primario utilizado, siendo los más comunes las sales de aluminio, las sales de hierro y, en menor medida, los polielectrolitos.

De acuerdo con Richter (2001), citado por Katayama (2012), este lodo está constituido principalmente por agua y sólidos en suspensión, los cuales provienen tanto de las impurezas presentes en el agua bruta como de los reactivos químicos utilizados en el proceso de tratamiento. Entre sus componentes típicos se encuentran los coagulantes residuales (como hidróxidos de aluminio o hierro), partículas orgánicas e inorgánicas, subproductos de las reacciones químicas, y aditivos como carbón activado o polímeros. Como resultado, el lodo presenta una matriz compleja y una alta variabilidad química y física.

A modo de resumen, se presentan a continuación datos sobre las características de los lodos, en función de 3 factores que influyen significativamente en su cantidad y composición: tipo de coagulante, tipo de sedimentador y condiciones operativas como modalidad de limpieza.

Para un análisis más detallado, es fundamental considerar el impacto de las características del agua bruta, como turbidez y color, las cuales varían estacionalmente y afectan tanto la cantidad como la calidad del lodo generado.

Tipo de Coagulante. La Tabla 6 presenta valores reportados en la literatura para la composición elemental mayoritaria de los residuos generados durante la coagulación, utilizando sales de aluminio y hierro en sedimentadores convencionales equipados con removedores mecánicos (convencionales).

Tabla 6. Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentadores convencionales, utilizando sales de aluminio y de hierro como coagulantes (*elaboración propia a partir de referencias bibliográficas; véase Anexo A*).

| Parámetro | Sal de aluminio Sedimentador Convencional | | Sal de hierro Sedimentador Convencional | |
|----------------------|--|----------------|--|-----------------|
| | Valor mínimo | Valor máximo | Valor mínimo | Valor máximo |
| pH | 5,12 | 8,93 | 6 | 8,8 |
| SST (mg/ L) | 2.885 | 50.920 | 2.132 | 15.330 |
| SSTF (mg/ L) | 2.373 | 39.910 | | 5760 (*) |
| SSTV (mg/ L) | 518 | 11.010 | | 3953 (*) |
| SSTV/SST (%) | 17,9 | 21,6 | | 45,3 (*) |
| DBO (mg/ L) | 200 | 4.068 | | 1234 (*) |
| DQO (mg/L) | 2.306 | 20.500 | 5.450 | 8.501 |
| DBO/ DQO (%) | 8,7 | 19,8 | | |
| MO (mg/ Kg) | 63.000 | 144.000 | | 31.000 (*) |
| C:N | 53,4 | 30,0 | | |
| Ntot (mg/Kg) | 1.180 | 4.800 | 1.400 | 10.000 |
| Ptot (mg/ Kg) | 1.548 | 3.500 | 710 | 3.600 |
| P:N | 1,31 | 0,73 | 0,51 | 3,6 |
| Al (mg/ Kg) | 27.000 | 153.000 | 6.300 | 100.000 |
| Fe (mg/ Kg) | 4.870 | 109.500 | 29.200 | 281.508 |
| Cu (mg/ Kg) | 10,25 | 72,3 | 18,2 | 46 |
| Mn (mg/ Kg) | 278 | 3.146 | 470 | 2.639 |
| Mg (mg/ Kg) | 172 | 2.400 | 2190 | 16.000 |
| Zn (mg/ Kg) | 29 | 160 | 18,7 | 75 |
| Cd (mg/ Kg) | 0,059 | 0,7 | 0,12 | 0,48 |
| Ni (mg/ Kg) | 10 | 102 | 14,6 | 64 |
| Pb (mg/ Kg) | 2,5 | 75 | 7,04 | 47 |
| Cr (mg/ Kg) | 5,35 | 81 | 20,1 | 38 |

Observación: valores expresados en base seca (mg/ Kg)

(*) único valor

Los lodos generados con sulfato de aluminio se caracterizan como fluidos no-newtonianos de naturaleza gelatinosa y tixotrópica: se comportan como un gel en reposo y se vuelven fluidos bajo esfuerzo cortante. Esta característica, combinada con su baja compresibilidad, implica que, aunque sedimentan con facilidad, se dificulta su deshidratación, ya que retienen una alta proporción de agua, resultando en un volumen elevado con bajo contenido de sólidos (Richter, 2001 apud Katayama, 2012). Su fracción sólida está compuesta principalmente por hidróxido de aluminio, partículas inorgánicas, coloides y residuos orgánicos, inclusive bacterias y otros microorganismos removidos durante el tratamiento

Por otro lado, los lodos provenientes de coagulantes férricos presentan una composición y características similares, aunque predominan los hidróxidos de hierro. También son tixotrópicos, pero presentan mayor compresibilidad y plasticidad, lo que puede mejorar su tratamiento mecánico, pero puede complicar su disposición final desde el punto de vista geotécnico (Richter, 2001 apud Katayama, 2012).

Como se aprecia en la Tabla 6, los lodos generados en plantas potabilizadoras presentan variaciones en parámetros clave como el pH, la fracción orgánica y la concentración de metales. A partir de estos resultados, se desarrolla a continuación un análisis de dichas características, con el objetivo de resaltar su importancia en la estabilidad de los residuos, su comportamiento en el ambiente y las implicancias para su tratamiento y disposición final.

El **pH** de los residuos varía entre 5,5 y 8, con un promedio de 6,8 para lodos de aluminio, y entre 6 y 8,8, con un promedio de 7,4 para lodos férricos. La principal preocupación respecto al pH radica en la toxicidad del aluminio, dado que su especiación es dependiente del pH, con una mayor presencia de especies solubles en valores inferiores a 6.

Sólidos suspendidos totales. Si bien los valores varían ampliamente, se observa una tendencia general en la que los lodos generados con sulfato de aluminio presentan mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST), variando entre 7.700 y 50.900 mg/L con un promedio de 29.300 mg/L, frente al rango de aproximadamente 2.100 a 15.000 mg/L, con un promedio de 8.700 mg/L de

los lodos generados con sales de hierro.

Esta diferencia se debe a las distintas características de los flóculos formados: los de aluminio son más livianos y voluminosos, mientras que los de hierro tienden a ser más densos, afectando la concentración final de sólidos.

Biodegradabilidad. El análisis de la fracción sólida revela que en los lodos de aluminio aproximadamente el 80 % de los SST corresponde a sólidos fijos, mientras que en los de hierro este valor es de aproximadamente 65 %.

Esta elevada proporción de sólidos minerales (hidróxidos metálicos, arcillas, arena) y la baja proporción de sólidos volátiles indican una baja biodegradabilidad y alta estabilidad del residuo, estimado mediante la relación (SSTV/SST).

Además, los valores de demanda biológica de oxígeno (DBO) suelen ser bajos, reforzando la condición de residuos estables y poco biodegradables.

Contenido de nutrientes. Los análisis químicos de los lodos generados en plantas potabilizadoras revelan la presencia de nutrientes como nitrógeno y fósforo, probablemente originados por la precipitación de compuestos presentes en el agua bruta, lo cual está influenciado por las características de la cuenca de captación. Este contenido nutritivo adquiere importancia ante la posibilidad de uso agrícola de los lodos, aunque su aplicación requiere evaluar la compatibilidad con las relaciones estequiométricas óptimas de nutrientes que demandan las plantas.

En general, la proporción molar ideal de carbono, nitrógeno y fósforo (C:N:P) en la biomasa vegetal es de aproximadamente 100:10:1 (Güsewell, 2004). Para suelos, una relación C:N entre 20:1 y 30:1 favorece el equilibrio entre los procesos de mineralización e inmovilización del nitrógeno, incrementando su disponibilidad para las plantas (Klopp et al., 2024). Asimismo, mantener una relación N:P en el rango de 10:1 a 15:1 es fundamental para un desarrollo vegetal saludable, ya que desbalances pueden interferir en funciones fisiológicas clave (Güsewell, 2004).

Metales. La presencia de metales constituye uno de los aspectos más críticos en la caracterización de los lodos del sedimentador. Se han identificado hierro (Fe), aluminio (Al), magnesio

(Mg), zinc (Zn), níquel, níquel (Ni) y cobre (Cu) como elementos principales. Además, pueden detectarse trazas de cadmio (Cd), cromo (Cr), plomo (Pb), antimonio (Sb) y mercurio (Hg). Estos metales, frecuentemente adsorbidos o co-precipitados en los hidróxidos metálicos, podrían tener baja movilidad, pero su presencia representa un riesgo ambiental latente en caso de disposición inadecuada.

La caracterización microbiológica de los lodos generados en plantas potabilizadoras es fundamental para evaluar los riesgos sanitarios asociados a su manejo, disposición o potencial reutilización, especialmente en usos agrícolas o ambientales. Estos residuos, especialmente aquellos originados a partir de fuentes superficiales contaminadas, pueden contener microorganismos patógenos como coliformes totales, *Escherichia coli* y huevos de helmintos. La determinación de estos indicadores mediante métodos como el Número Más Probable (NMP) o la filtración por membranas permite estimar su carga microbiológica y el grado de tratamiento requerido previo a su disposición final.

Estudios reportados por Scalize (2003) documentaron concentraciones elevadas de coliformes totales y *E. coli* en residuos líquidos provenientes de la limpieza de sedimentadores. Por ejemplo, Cordeiro (1993) identificó una concentración de $2,4 \times 10^5$ NMP/100 mL de coliformes totales en una planta que utilizaba sulfato de aluminio como coagulante. Asimismo, Di Bernardo et al. (1999b) registraron valores de $1,12 \times 10^5$ NMP/100 mL de coliformes totales y $1,66 \times 10^4$ NMP/100 mL de *E. coli* en una ETA que empleaba cloruro férrico.

Estos resultados evidencian que los residuos generados durante el tratamiento del agua pueden representar un riesgo microbiológico considerable, lo que refuerza la necesidad de implementar estrategias de tratamiento o restricciones de uso para minimizar su impacto sobre la salud pública.

Estos lodos se caracterizan por su baja biodegradabilidad, su elevada concentración de sólidos totales, presencia de metales y la posible presencia de agentes patógenos.

Tipo de Sedimentador. En las Tablas 7 y 8 se resumen los valores reportados en la literatura para la composición elemental mayoritaria de los lodos generados en sedimentadores convencionales y de alta tasa, utilizando como coagulante sales de aluminio y de hierro, respectivamente.

Tabla 7. Datos de lodos descartados en sedimentadores convencionales y de alta tasa, utilizando sales de aluminio como coagulante (*elaboración propia a partir de referencias bibliográficas; véase Anexo A*)

| Parámetro | Sal de aluminio Sedimentador Convencional | | Sal de aluminio Sedimentador Alta tasa | |
|---------------------|--|--------------|---|--------------|
| | Valor mínimo | Valor máximo | Valor mínimo | Valor máximo |
| pH | 5,12 | 8,93 | 6,15 | 7,9 |
| SST (mg/ L) | 2.885 | 50.920 | 22005 (*) | |
| SSTF (mg/ L) | 2.373 | 39.910 | 17980 (*) | |
| SSTV (mg/ L) | 518 | 11.010 | 4025 (*) | |
| SSTV/SST (%) | 17,9 | 21,6 | 18,3 (*) | |
| DBO (mg/ L) | 200 | 4.068 | | |
| DQO (mg/L) | 2.306 | 20.500 | 640 | 1.437 |
| DBO/ DQO (%) | 8,7 | 19,8 | | |
| Al (mg/ L) | 150 | 11.100 | 116 (*) | |
| Fe (mg/ L) | 22 | 5.210 | 940 | 1.845 |
| Cu (mg/ L) | 0,1 | 2,52 | 1,05 | 52,25 |
| Mn (mg/ L) | 0,2 | 60 | 10 | 485 |
| Mg (mg/ L) | 16 | 40,8 | - | - |
| Zn (mg/ L) | 0,1 | 9,8 | 1,7 | 39,23 |
| Cd (mg/ L) | 0,003 | 1,39 | 0,05 (*) | |
| Ni (mg/ L) | 0,25 | 1,8 | 1,06 (*) | |
| Pb (mg/ L) | 0,05 | 2,7 | 0,88 (*) | |
| Cr (mg/ L) | 0,19 | 6,2 | 0,42 (*) | |

(*) único valor

Tabla 8. Datos de lodos descartados en sedimentadores convencionales y de alta tasa, utilizando sales de hierro como coagulante (*elaboración propia a partir de referencias bibliográficas; véase Anexo A*)

| Parámetro | Sal de hierro Sedimentador Convencional | | Sal de Hierro Sedimentador Alta tasa | |
|---------------------|--|--------------|---|--------------|
| | Valor mínimo | Valor máximo | Valor mínimo | Valor máximo |
| pH | 6 | 8,8 | 6,8 | 10,6 |
| SST (mg/ L) | 2.132 | 15.330 | 1.606 | 4.600 |
| SSTF (mg/ L) | | 5760 (*) | 1.312 | 3.960 |
| SSTV (mg/ L) | | 3953 (*) | 294 | 640 |
| SSTV/SST (%) | 45,3 (*) | | 18,3 | 13,9 |
| DBO (mg/ L) | | 12334 (*) | | |
| DQO (mg/L) | 5.450 | 8.501 | 140 | 558 |
| DBO/ DQO (%) | | | | |
| Al (mg/ L) | 238 | 1.531 | 0,01 | 2,16 |
| Fe (mg/ L) | 418 | 1.295 | 178 | 341 |
| Cu (mg/ L) | 0,1 | 1,7 | 0,1 | 1,7 |
| Mn (mg/ L) | 6,26 | 30 | 1,69 | 3,49 |
| Mg (mg/ L) | 7,12 | 14 | | 2,53(*) |
| Zn (mg/ L) | 0,07 | 48,53 | 0,099 | 1,68 |
| Cd (mg/ L) | 0,002 | 2,26 | 0,0006 | 0,001 |
| Ni (mg/ L) | 0,094 | 1,16 | 0,008 | 0,052 |
| Pb (mg/ L) | 0,41 | 10,98 | 0,01 | 0,226 |
| Cr (mg/ L) | 0,34 | 0,86 | 0,08 | 0,19 |

(*) único valor

Los datos muestran que la **concentración de SST en los lodos varía significativamente según el tipo de sedimentador y el método de remoción aplicado**. En general, los lodos provenientes de sedimentadores convencionales con limpieza manual presentan **mayores concentraciones de sólidos** debido al tiempo prolongado de acumulación. En contraste, los lodos extraídos de sedimentadores de alta tasa, que operan con remoción frecuente, son más diluidos. Los sistemas mecanizados convencionales tienden a presentar concentraciones intermedias.

En consecuencia, el **mecanismo de limpieza incide directamente en la manejabilidad de los lodos**, afectando su tratamiento, transporte y disposición final. Esta variable debe ser cuidadosamente considerada en el diseño y operación de las plantas potabilizadoras para optimizar la gestión de residuos generados durante el proceso de clarificación.

Modalidad de limpieza. La operación de los sedimentadores tiene un impacto determinante en la cantidad, calidad y características operativas del lodo generado en las plantas potabilizadoras. En función del sistema de remoción empleado, se pueden observar diferencias sustanciales en cuanto a la concentración de sólidos y volumen generado. Generalmente, los métodos de limpieza se clasifican en: **remoción manual y remoción mecánica o hidráulica (automatizada)**.

Limpieza manual

Este tipo de limpieza es característico de sedimentadores convencionales que no disponen de sistemas automatizados o mecánicos de extracción de lodos. En estos casos, los sólidos se acumulan durante períodos prolongados —frecuentemente por varios meses— antes de su remoción, lo que da lugar a una **estratificación y compactación** de los sedimentos.

Esta acumulación prolongada de los sólidos bajo condiciones limitadas de oxígeno puede propiciar un ambiente **anaerobio**, favoreciendo reacciones de reducción que alteran la composición química del lodo. Entre los efectos más relevantes se encuentra la **solubilización de metales** como hierro (Fe), manganeso (Mn) y aluminio (Al), los cuales pueden liberarse nuevamente al agua tratada, comprometiendo su calidad.

La remoción manual se realiza con baja frecuencia (entre 3 y 12 veces al año), lo que resulta en **lodos con alta concentración de sólidos suspendidos totales (SST)** y bajo contenido de agua. Esta alta densidad dificulta su bombeo, tratamiento y disposición final. Además, la cantidad de agua utilizada para la limpieza —frecuentemente definida por el operador— introduce una gran variabilidad en el volumen del residuo, dificultando su cuantificación y planificación operativa (Di Bernardo, et al., 2008).

Aunque esta modalidad requiere menor inversión en infraestructura, **genera residuos discontinuos, espesados y con mayor potencial de riesgo ambiental** (por condiciones anaerobias) (di Bernardo, et al., 2008).

Limpieza hidráulica-mecanizada (remoción de lodo mecanizada: continua)

En los sedimentadores convencionales equipados con mecanismos automáticos de remoción —así como en los sedimentadores de alta tasa—, la extracción de lodo se realiza de forma **frecuente y programada**, incluso varias veces al día. Esta estrategia reduce significativamente el tiempo de residencia de los sólidos en el fondo del tanque, minimizando la posibilidad de condiciones anaerobias y mejorando la estabilidad del sistema.

Los lodos generados mediante esta modalidad presentan **menor concentración de SST**, con rangos típicos entre **2 y 10 g/L para sistemas de descarga hidráulica, y entre 5 y 20 g/L para sistemas mecanizados**. Aunque la masa total de sólidos removida puede ser comparable a la del método manual, el volumen del residuo líquido es considerablemente mayor, lo que incrementa los costos de manejo, transporte y tratamiento (Di Bernardo, et al., 2012).

La frecuencia y duración de las descargas deben ser cuidadosamente ajustadas. Descargas demasiado frecuentes pueden producir lodos excesivamente diluidos, mientras que una baja frecuencia puede permitir el inicio de procesos de descomposición y saturación del volumen útil del sedimentador.

Adicionalmente, la **tasa de generación de lodos está estrechamente relacionada con la calidad del agua bruta**, especialmente con la turbidez, que varía estacionalmente. Por ello, los

parámetros de operación deben adaptarse dinámicamente a las condiciones de entrada.

Aunque la remoción mecanizada exige una mayor inversión en infraestructura y control, permite una **gestión más eficiente del proceso**, mejora la calidad del agua tratada y **reduce los riesgos ambientales** asociados a la acumulación prolongada de lodos. Sin embargo, genera **volúmenes mayores de residuo**, lo que implica mayores requerimientos para su tratamiento posterior.

3.6.2.2 Efluente de lavado de filtros

El lavado de filtros es una operación fundamental para mantener la eficiencia del proceso de filtración en plantas potabilizadoras. Este procedimiento se lleva a cabo al finalizar una carrera de filtración, con el objetivo de remover los sólidos acumulados en el medio filtrante y restaurar su capacidad de retención. La frecuencia del lavado varía entre cada 12 y 48 horas, con una duración aproximada de 4 a 15 minutos, dependiendo del tipo de lavado y de las características operativas del sistema. La tasa de aplicación de agua empleada oscila entre 10 y 15 L/m²·s, lo que incide directamente en el volumen de agua residual generado (Di Bernardo, et al., 2008).

La cantidad y calidad de los residuos líquidos producidos durante el lavado de filtros —específicamente en términos de sólidos suspendidos totales (SST)— dependen de diversos factores, entre los que destacan (Di Bernardo, et al, 1999):

Calidad del agua afluente (carga de sólidos) que llega a los filtros está estrechamente relacionada con la eficiencia y frecuencia de limpieza del sedimentador. Una menor frecuencia en la remoción de lodos sedimentados puede derivar en una mayor carga de partículas hacia los filtros, lo cual acorta la duración de la carrera de filtración e incrementa la frecuencia de los lavados, generando así mayores volúmenes de residuos líquidos.

Métodos de lavado. Existen diferentes modalidades de lavado que influyen tanto en la cantidad de agua utilizada como en la eficiencia en la remoción de sólidos. Entre las más comunes se encuentran: el lavado ascendente únicamente con agua, el lavado con aire seguido de agua, y el lavado simultáneo con aire y agua.

Generalmente, los métodos que combinan aire y agua producen menor volumen de residuos líquidos que los lavados exclusivamente hidráulicos, debido a su mayor eficiencia en la remoción de sólidos.

Condiciones operativas de los filtros también influyen en la generación de residuos.

Se pueden implementar distintos esquemas de control de tasa de filtración:

Tasa de filtración constante con nivel variable de agua: El caudal es constante, permitiendo que el nivel del agua fluctúe.

Tasa declinante (tasa y nivel de agua variables): Este método permite la variación simultánea del nivel del agua y del nivel del agua, lo que favorece un uso más eficiente del medio filtrante y disminuye la frecuencia de los lavados. De este modo, se mejora la eficiencia del proceso sin requerir dispositivos adicionales para el control del nivel o del caudal.

En la **Tabla 9** se presentan las tecnologías de tratamiento utilizadas, los métodos de lavado y los esquemas de funcionamiento de los filtros, junto con los tipos de coagulantes empleados en cuatro plantas potabilizadoras. Asimismo, en la **Tabla 10** se detallan los valores obtenidos en muestras compuestas de agua de lavado de filtros de dichas instalaciones.

Tabla 9. Tecnología de tratamiento y características del sistema de lavado, del método de filtración y de los coagulantes usados en plantas potabilizadoras A, B, C (Di Bernardo y Scalize, 1999)

| ETA | Lavado | Método de filtración | Coagulante |
|--------------------|---|---|---------------------|
| A (ciclo completo) | Inyección de aire, seguida de lavado con agua en sentido ascendente | Filtración de agua decantada con tasa decreciente | cloruro férrico |
| B (ciclo completo) | Lavado con agua en sentido ascendente | Filtración de agua decantada con tasa constante | cloruro férrico |
| C (ciclo completo) | | | sulfato de aluminio |

Tabla 10. Características de las aguas de lavado de los filtros de varias plantas potabilizadoras (Di Bernardo y Scalize, 1999)

| Parámetro | ETA A | ETA B | ETA C |
|--------------------------------|---------|--------|-------|
| pH | 7,1 | 8,04 | 6,9 |
| SST (mg/ L) | 250 | 313 | 59 |
| SSTF (mg/ L) | 210 | 230 | 42 |
| SSTV (mg/ L) | 40 | 83 | 17 |
| DQO (mg/ L) | 40,8 | 52 | 35 |
| COT (mg/ L) | 11,8 | NM | 6,26 |
| Ntot (mg/ L) | NM | NM | 4 |
| Fosforo (mg/ L) | 0,037 | NM | 0,022 |
| Aluminio (mg/ L) | NM | NM | 0,3 |
| Hierro (mg/ L) | 700 | 170 | 6,9 |
| Cobre (mg/ L) | 0,35 | 0,84 | 0,06 |
| Manganoso (mg/ L) | 2,19 | 1,17 | 0,1 |
| Magnesio (mg/L) | 22,8 | NM | NM |
| Zinc (mg/ L) | 2 | 0,1 | 0,64 |
| Cadmio (mg/L) | 0,01 | ND | ND |
| Níquel (mg/ L) | 0,35 | ND | ND |
| Plomo (mg/ L) | 0,58 | ND | ND |
| Cromo total (mg/ L) | 0,09 | ND | ND |
| CT (NMP/ 100mL) | 241.920 | 17.329 | 1.640 |
| Escherichia Coli (NMP/ 100 mL) | 17.820 | 20 | 72 |

ND: No detectado

NM: No medido

Bajo condiciones normales de operación, la concentración de SST en el agua de lavado varía entre 50 y 300 mg/L. Sin embargo, estudios han reportado rangos más amplios, entre 100 y 600 mg/L, dependiendo del tipo de filtro, el coagulante usado y las características del agua bruta (Reali, 1999).

Estos residuos están compuestos principalmente por flóculos remanentes no eliminados en la decantación (como arcillas finas, hidróxidos metálicos, materia orgánica), y en algunos casos por productos de oxidación de hierro o manganoso.

El tipo de coagulante influye directamente en la frecuencia de lavado y, por tanto, en la cantidad de residuos generados. El uso de cloruro férrico, por ejemplo, puede prolongar la duración de la carrera de filtración respecto al sulfato de aluminio, debido a la formación de flóculos más densos y compactos que reducen la carga de sólidos hacia el filtro. Esto se traduce en un menor número de lavados y un volumen reducido de residuos líquidos a lo largo del tiempo, siempre que la calidad del agua bruta lo permita.

3.6.3 Cuantificación de residuos de plantas potabilizadoras

Además de su caracterización química, **cuantificar la cantidad de residuos generados** en plantas potabilizadoras es fundamental para optimizar su gestión. Conocer el volumen y la tasa de producción de lodos permite dimensionar adecuadamente los sistemas de espesamiento, deshidratación y almacenamiento, lo que incide directamente en la eficiencia operativa y en la reducción de costos e impactos ambientales. Asimismo, esta cuantificación brinda información útil sobre la eficacia de los procesos de tratamiento, permitiendo realizar ajustes en la dosificación de coagulantes o en las condiciones de operación. En conjunto, una caracterización integral de los lodos favorece una gestión más sostenible y un mejor desempeño general de la planta potabilizadora.

3.6.3.1 Método de Balance de Masa. El balance de masa es una de las herramientas más precisas y ampliamente utilizadas para cuantificar los residuos generados en plantas potabilizadoras en operación. Esta técnica se fundamenta en el monitoreo sistemático de las unidades de tratamiento a lo largo del tiempo, considerando las variaciones estacionales en la calidad del agua bruta (Di Bernardo, 2008).

El procedimiento implica el registro de variables clave, como el tipo y dosis de coagulante, el pH del proceso de coagulación, el caudal de tratamiento y la concentración de sólidos antes y después de cada etapa del proceso. Con estos datos es posible calcular la cantidad de sólidos retenidos en cada unidad de tratamiento.

Los resultados obtenidos mediante este método pueden contrastarse con estimaciones derivadas de ecuaciones empíricas, lo cual permite validar su precisión y evaluar su aplicabilidad en distintas condiciones operativas.

3.6.3.2 Método de Estimación a Partir de Ecuaciones Empíricas. Las ecuaciones empíricas permiten estimar la generación de lodos a partir de características específicas del agua bruta, como la turbidez, el color y la dosificación de productos químicos empleados en el tratamiento. Este enfoque

se aplica tanto en plantas potabilizadoras en operación como en aquellas en etapa de diseño, ofreciendo una herramienta útil para anticipar la producción de residuos (Takayama, 2012).

A pesar de presentar ligeras variaciones en las variables independientes utilizadas, todas estas ecuaciones se basan en un mismo principio conceptual: la generación de lodos responde a dos componentes principales. **La primera** corresponde a la fracción de sólidos presentes en el agua bruta que son removidos durante el tratamiento, representados por la concentración de sólidos suspendidos totales (SST). Estos sólidos son considerados inertes, ya que no sufren transformaciones químicas durante el proceso. En el caso de sistemas que incluyen ablandamiento por precipitación química, esta fracción también incorpora los precipitados generados por los cationes responsables de la dureza.

La segunda componente proviene de los productos químicos adicionados durante el tratamiento, los cuales pueden precipitar, adsorberse o permanecer insolubles. Este grupo incluye coagulantes metálicos (como sales de aluminio o hierro), polímeros, carbón activado en polvo y, en procesos de ablandamiento, productos como cal y carbonato de sodio. Ambos aportes contribuyen al volumen y características del lodo generado.

Aunque su precisión depende de la adecuación del modelo a las condiciones locales, son útiles como primera aproximación, especialmente cuando no se cuenta con datos detallados para aplicar un balance de masa completo.

Según AWWA (1999), citado en Di Bernardo, 2008, cuando es usado sulfato de aluminio como coagulante, el mecanismo de coagulación dominante es el de barrido; ocurre formación de precipitado como $\text{Al(OH)}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$.

La no inclusión de moléculas de agua de hidratación en el precipitado tiende a subvalorar la cantidad de sólidos producidos. Los enlaces químicos de las moléculas de agua en el precipitado, aumentan el volumen y dificultan su deshidratación.



De esta reacción resulta que cada gramo de sulfato de aluminio hidratado (PM: 594 g/mol) adicionado al agua bruta, reacciona formando **0,44 g de hidróxido de aluminio hidratado** (PM: 132 g/mol).

Como los sólidos suspendidos en el agua no son reactivos, la concentración de SST será la misma en el lodo.

Se puede asumir que otros productos adicionados al agua, como polímeros y carbón activado, producen la misma cantidad de SST en el lodo.

Si se usa cal como alcalinizante, se estima que la fracción insoluble sea de aproximadamente 10 % de la dosificación de cal aplicada.

La cantidad total de sólidos suspendidos generada cuando la coagulación es por mecanismo de barrido con sulfato de aluminio está dada por:

$$P_{ss} = Q * (4.89D_{Al} + SST + D_p + D_{CAP} + 0.1D_{cal}) * 10^{-3} \quad (\text{Ec. 1})$$

$$P_{ss} = Q * (0.44 D_{SAI} + SST + D_p + D_{CAP} + 0.1D_{cal}) * 10^{-3} \quad (\text{Ec. 2})$$

P_{ss} : producción de SST (Kg/día)

Q: caudal de agua bruta a tratar ($\text{m}^3/\text{día}$)

D_{SAI} : dosificación de sulfato de aluminio con 17.17% de Al_2O_3 (mg SAI/L)

D_{Al} : dosificación de aluminio (mg Al/L)

SST: sólidos suspendidos totales en el agua a ser tratada (mg/L)

D_p : dosificación de polímero seco (mg/L)

D_{CAP} : dosificación de carbón activado en polvo (mg/L)

D_{cal} : dosificación de cal hidratada (mg/L)

En caso de uso de cloruro férrico anhidro como coagulante, la cantidad de masa seca de sólidos generados se puede estimar con la siguiente ecuación:

$$P_{ss} = Q * (2.9D_{Fe} + SST + D_p + D_{CAP} + 0.1D_{cal}) * 10^{-3} \quad (\text{Ec. 3})$$

P_{ss} : producción de SST (Kg/día)

Q: caudal de agua bruta a tratar ($\text{m}^3/\text{día}$)

D_{Fe} : dosificación de hierro (mg Fe/L)

SST: sólidos suspendidos totales en el agua a ser tratada (mg/L)

D_p : dosificación de polímero seco (mg/ L)

D_{CAP} : dosificación de carbón activado en polvo (mg/ L)

D_{cal} : dosificación de cal hidratada (mg/ L)

Cuando se usan otros coagulantes (sulfato férrico, sulfato ferroso, hidroxicloruro de aluminio, etc.) y la coagulación sea por mecanismo de barrido, la fórmula química de cada producto deberá ser conocida para que sea posible relacionar la cantidad de aluminio o de hierro con el respectivo precipitado.

En general la turbidez es el parámetro más comúnmente utilizado para estimar la concentración de sólidos suspendidos generados en las plantas potabilizadoras. La relación entre ambos puede expresarse mediante una ecuación empírica de la forma:

$$SST = a * T^b \quad (\text{Ec. 4})$$

Donde:

SST: concentración de sólidos suspendidos totales generados en la planta potabilizadora (mg/ L)

T: turbidez del agua (uT)

a y b: coeficientes determinados experimentalmente

Toda esta información y las ecuaciones anteriores se encuentran detalladas en Di Bernardo y Sabogal Paz (2008).

Según AWWA (1999), en aguas con bajo color verdadero, el coeficiente **a** puede variar entre 0.7 -2.2, mientras que **b** suele adoptar el valor 1. Por su parte, Di Bernardo et al (2011) reportan valores específicos de estos coeficientes en función de las características del agua bruta, destacando la necesidad de determinarse en cada caso particular.

A partir de consideraciones teóricas, **Cornwell (1987)** desarrolló una expresión general para plantas potabilizadoras con ablandamiento, con o sin uso de sales de aluminio y de hierro o de polímero. Está dada por:

$$P_{ss} = Q * (2Ca + 2.6Mg + 0.44 D_{Al} + 2.9D_{Fe} + SST + A) * 10^{-3} \quad (\text{Ec. 5})$$

P_{ss} : producción de SST (Kg/ día)

Q: caudal de agua bruta a tratar ($m^3/día$)

Ca: dureza cálcica removida (mg/ L $CaCO_3$)

Mg: dureza magnésica removida (mg/ L Mg(OH)₂)

D_{Fe}: dosificación de hierro (mgFe/ L)

D_{Al}: dosificación de sulfato de aluminio con 17.17% de Al₂O₃ (mg SAI/ L)

SST: sólidos suspendidos totales en el agua a ser tratada (mg/L)

A: otros aditivos (mg/ L)

Kawamura (1991)

$$P_{ss} = (D_{Al} * Fc_1) + (Tu * Fc_2) \quad (\text{Ec. 6})$$

P_{ss}: producción de SST (g/ m³ de agua tratada)

D_{Al}: dosificación de aluminio (mg Al/ L)

Fc₁: factor que depende del número de moléculas de agua asociada a cada molécula de sulfato de aluminio. Usualmente varía entre 0.23 a 0.26

Tu: turbidez de agua bruta (uT)

Fc₂: razón entre la concentración de sólidos en suspensión totales presentes en el agua bruta y la turbidez de la misma. Generalmente en la faja de 1 a 2

Takayama (2012) evaluó los resultados obtenidos al aplicar distintas ecuaciones, encontrando discrepancias que atribuyó a las premisas asumidas por las fórmulas, o más específicamente, a la forma en que dichas premisas se traducen matemáticamente. Entre estas premisas se destacan: el uso, por parte de algunas ecuaciones, de funciones dependientes de la turbidez para estimar la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en el agua bruta; y la cantidad de agua ligada a las partículas sólidas formadas durante el proceso de coagulación-floculación.

Los volúmenes y las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) en las descargas de los sedimentadores y en el agua de lavado de filtros dependen de diversos factores. Según AWWA (1999), en plantas potabilizadoras de ciclo completo se presentan, como regla general, las siguientes relaciones y condiciones:

- El caudal de descarga de los residuos provenientes de un sedimentador varía entre 0,1-3 % del caudal de agua clarificada en esa unidad, con **concentración de SST generalmente comprendida entre 1 a 20 g/ L, pudiendo alcanzar hasta 30 g/L**.

- El volumen de agua de lavado de los filtros puede variar entre 1 y 5 % del volumen tratado diariamente con **concentración de SST, generalmente comprendida entre 200-600 mg / L.**

3.7 Gestión de residuos de plantas potabilizadoras

Una vez caracterizados los residuos generados en las plantas potabilizadoras —tanto en cantidad como en composición— es fundamental analizar los procesos y operaciones que permitan reducir su volumen, así como definir alternativas viables para su disposición final. La estrategia de tratamiento debe establecerse con base en las propiedades físicas y químicas de los residuos, el volumen generado, la tecnología disponible y el destino final del lodo.

El tratamiento de los residuos no debe considerarse de forma aislada, ya que su alcance y complejidad dependerán del método de disposición o aprovechamiento previsto, priorizando siempre el reuso del agua y la minimización del impacto ambiental.

En los sistemas convencionales de ciclo completo, los residuos se originan principalmente en dos etapas del proceso: la sedimentación y el lavado de filtros. Estas corrientes presentan características diferenciadas, siendo la primera más concentrada en sólidos (entre 2 y 20 g/L) y la segunda con niveles significativamente menores (entre 200 y 500 mg/L). Dependiendo de las condiciones operativas y los objetivos del tratamiento, estas corrientes pueden gestionarse de manera conjunta o por separado.

El agua de lavado de filtros puede tratarse mediante diversas estrategias: **recirculación hacia el ingreso de la planta (con o sin clarificación previa), sedimentación con polímeros, o mezcla con los lodos provenientes de los sedimentadores para su tratamiento conjunto** (Di Bernardo et al., 2012). La elección del método más adecuado debe considerar tanto las condiciones operativas específicas como las normativas ambientales aplicables.

Por su parte, la corriente proveniente de los sedimentadores puede estar sujeta a diversos procesos de tratamiento, así como a diferentes alternativas de disposición final, las cuales se

abordarán en los apartados siguientes.

De acuerdo con Souza Filho (1998), en plantas que operan con tecnología de ciclo completo, la recirculación del agua de lavado de filtros a la cámara de llegada puede representar hasta el 10 % del caudal total. Esta recirculación puede realizarse sin tratamiento previo, aunque se recomienda la sedimentación asistida con polímeros para reducir la carga de contaminantes y microorganismos resistentes. En ausencia de tratamiento, es necesario contar con un tanque de recepción y homogeneización que regule el caudal variable; sin embargo, esta práctica puede acarrear riesgos sanitarios, por lo que suele desaconsejarse.

Una alternativa más segura consiste en conducir el agua de lavado desde el tanque de recepción hacia una **unidad de clarificación o espesamiento con adición de coagulantes o polímeros**. El efluente clarificado puede recircularse al ingreso de la planta o descargarse, de acuerdo con la normativa, en cuerpos de agua o redes de alcantarillado. Por su parte, el lodo generado se integra al flujo proveniente de los sedimentadores para su posterior tratamiento.

Otra opción operacional es la mezcla directa del agua de lavado con los lodos de sedimentación en un tanque con sistema de agitación, lo que permite su homogeneización y tratamiento conjunto mediante procesos de espesamiento, deshidratación y disposición final. El agua separada en estas etapas también puede recircularse al sistema de tratamiento.

En la figura siguiente se presenta un flujograma con los principales procesos y operaciones unitarias aplicables al tratamiento de residuos generados en plantas potabilizadoras de ciclo completo, así como sus posibles destinos finales.

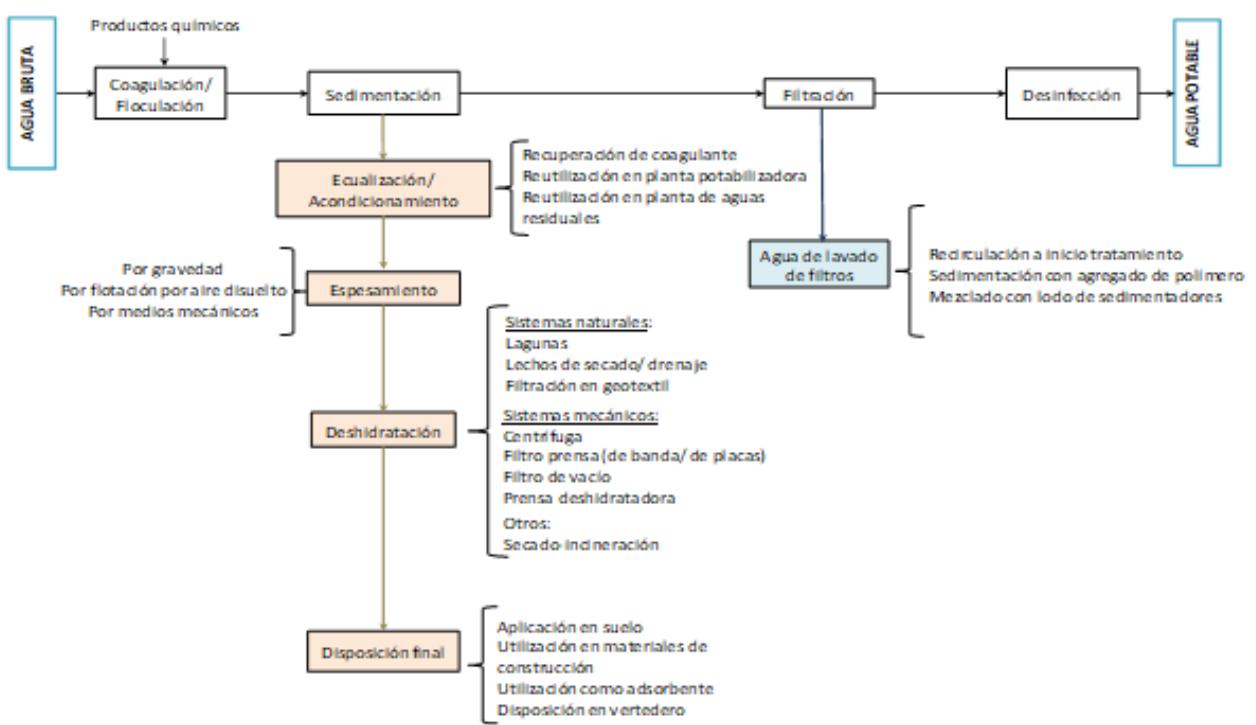


Figura 10-Flujograma de una planta potabilizadora de ciclo completo, métodos de tratamiento y disposición final de residuos (Elaboración propia)

3.7.1 Procesos y operaciones unitarias en el tratamiento de residuos de plantas potabilizadoras

Las estrategias de tratamiento de residuos en plantas potabilizadoras se orientan principalmente a la separación de las fases líquida y sólida, con el fin de concentrar los sólidos mediante procesos como clarificación, espesamiento y deshidratación. Esto permite reducir el volumen del lodo, facilitar su transporte y disposición final, así como reutilizar el sobrenadante, siempre que cumpla con los criterios de calidad establecidos. El grado de tratamiento requerido está determinado por el método de disposición final y por la calidad esperada del agua recirculada, considerando que estos residuos presentan un alto contenido de agua susceptible de ser removido.

Las operaciones aplicadas tienen como objetivo principal la extracción progresiva del agua contenida en el lodo, buscando obtener una torta con un contenido de sólidos adecuado. Entre los procesos más comunes se encuentran la ecualización, el acondicionamiento, el espesamiento y la deshidratación.

En ciertos casos, se incorporan también procesos adicionales, como el secado térmico y la incineración, dependiendo de las características del residuo y las regulaciones ambientales aplicables.

3.7.1.1 Ecualización. Es un proceso cuyo propósito es homogeneizar tanto el caudal del residuo como la concentración de sólidos antes de su procesamiento posterior. Esto resulta especialmente relevante cuando las corrientes principales de residuo presentan diferencias significativas en términos de caudal y concentración de sólidos.

Para llevarlo a cabo, se emplean uno o varios tanques equipados con sistemas de agitación, los cuales pueden operar de manera independiente para cada línea de tratamiento o en conjunto, dependiendo de los requerimientos específicos del sistema.

3.7.1.2 Acondicionamiento. Esta etapa tiene como propósito generar las condiciones óptimas para la formación de flóculos más compactos. Este proceso mejora las propiedades de filtrabilidad del lodo al facilitar la liberación del agua contenida, lo que a su vez optimiza la eficiencia de las siguientes fases de espesamiento y deshidratación.

El acondicionamiento puede clasificarse en dos tipos: químico y físico. El acondicionamiento químico se basa en la adición de productos específicos, como polímeros sintéticos de alto peso molecular (catiónicos, aniónicos o no iónicos) o cal, con el fin de promover la separación de las fases sólida y líquida.

3.7.1.3 Espesamiento. Etapa que tiene como objetivo la separación de parte del agua más fácilmente removible del lodo con vistas a la disminución del volumen de ese lodo y, consecuentemente, posibilitar la reducción en el tamaño de las instalaciones utilizadas en la etapa siguiente de deshidratación final del lodo. La optimización de esta fase conlleva una reducción en los costos de implantación y operación de la planta, ya que el consumo energético, el mantenimiento y otros requerimientos dependen del volumen y de las características del lodo a procesar (Reali, 1999).

El lodo, que en general presenta un tenor de sólidos en la faja de 0,1 % a 1,0 %, es concentrado hasta alcanzar valores más elevados de tenor de sólidos, usualmente por encima de 2 %. Para lograr este aumento, el espesamiento puede llevarse a cabo mediante distintos mecanismos, como la **sedimentación por gravedad, la flotación con aire disuelto o el uso de medios mecánicos**. Algunos de los equipos más empleados para esta operación incluyen **espesadores mecánicos de bandas, espesadores dinámicos helicoidales y tambores rotativos**, cuyo principio de funcionamiento es similar al de los equipos de deshidratación (los cuales se detallarán en secciones posteriores).

3.7.1.4 Deshidratación. Es una operación unitaria cuyo objetivo principal es aumentar el contenido de sólidos suspendidos totales (SST) a valores superiores al 20 %, con el fin de reducir el volumen de lodo. Esta disminución en el volumen facilita su disposición final, ya sea en vertederos o en proceso de valorización, como su posible aplicación en la industria de la construcción, entre otras alternativas.

Entre los principales beneficios de la deshidratación se encuentran la reducción de los costos de transporte y la optimización en la manipulación del lodo. Si bien los métodos mecánicos permiten acelerar significativamente el proceso de deshidratación en comparación con los métodos naturales, estos suelen implicar mayores costos operativos y están diseñados para tratar volúmenes más reducidos de lodo.

La selección del método de deshidratación más adecuado debe considerar diversos factores, tales como la cantidad y composición del lodo, la disponibilidad de espacio, el cumplimiento de la normativa ambiental vigente y los requerimientos de personal (Martinez Córdova, 2012).

Sistemas naturales. Los sistemas de secado natural se caracterizan por su bajo costo de implementación, siempre que se disponga de una superficie de terreno adecuada y de bajo costo. Entre sus principales ventajas se destacan el bajo consumo energético, la menor necesidad de insumos químicos y su resistencia a variaciones en la cantidad y calidad del lodo. No obstante, estos sistemas presentan limitaciones importantes, como su alta dependencia de las condiciones climáticas y la

necesidad de una considerable cantidad de mano de obra para la remoción del lodo deshidratado (Garcés Arancibia et al., 2004, apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

El secado natural se produce principalmente por evaporación, lo que lo convierte en una alternativa económica cuando hay espacio suficiente. Sin embargo, su eficiencia depende de la tasa de evaporación y la cantidad de precipitación en la zona de implementación, además de posibles impactos visuales negativos y dificultades para remover el lodo (Martínez Córdova, 2012).

Estos sistemas presentan una menor sensibilidad frente a las variaciones cuantitativas y cualitativas del lodo, permitiendo su funcionamiento ante picos de carga de sólidos. Sin embargo, su implementación requiere grandes extensiones de terreno y su desempeño puede verse afectado por condiciones climáticas adversas.

Entre los métodos más utilizados dentro de los sistemas naturales de deshidratación se encuentran las lagunas de lodo, los lechos de secado y la filtración con geotextil.

En los lechos de secado, la deshidratación del lodo ocurre por una combinación de mecanismos, incluyendo evaporación y drenaje a través de un medio poroso compuesto por capas de arena de diferentes granulometrías, soportadas sobre una base de pedregullo o piedra triturada. Este método es más eficiente en comparación con las lagunas de lodo, ya que permite alcanzar un mayor contenido de sólidos en el producto final.

Existen cuatro tipos de lechos de secado: convencionales de arena, pavimentadas, de medio artificial y por vacío (Martinez Córdova, 2012).

Otro método de deshidratación natural es la filtración con geotextil, que consiste en la eliminación del exceso de agua mediante el drenaje del líquido a través de los microporos de una membrana de geotextil.

El lodo se deposita en bolsas de geotextil, de forma progresiva, permitiendo la reducción del volumen por acción de la gravedad. Una vez la bolsa alcanza su capacidad máxima, se deja en reposo y se extrae cuando se supera el 30 % de SST (período entre 30 y 60 días).

Sistemas mecánicos. Permiten alcanzar niveles de sequedad superiores al 20 % y presentan ventajas como menor área requerida, independencia del clima y mayor eficiencia operativa.

Sin embargo, son altamente sensibles a las características del lodo, por lo que requieren un acondicionamiento químico previo —generalmente mediante el uso de polímeros— para optimizar su rendimiento. Esta sensibilidad se manifiesta ante variaciones tanto en la cantidad como en la calidad del lodo.

Adicionalmente, su operación exige un suministro continuo de energía eléctrica y la intervención de personal calificado para su mantenimiento, lo que incrementa significativamente los costos operativos y de implementación (Garcés Arancibia et al., 2004, apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

Los mismos funcionan sobre 2 principios, que pueden o no ser combinados: separación por sedimentación en un campo de fuerzas (gravitacional, centrífugo) y/o filtración.

Entre los equipos utilizados para la deshidratación de lodos se incluyen las centrífugas, los filtros prensa de bandas, los filtros prensa de placas y los filtros de vacío.

Las centrífugas son equipos que emplean fuerzas centrífugas para separar sólidos. Para su correcto funcionamiento, estos equipos requieren una alimentación con lodo previamente espesado, con una concentración mínima de SST del 2 % en masa que se obtiene por acondicionamiento químico mediante la adición de polímeros.

A través de este proceso, es posible obtener un residuo sólido con un contenido de sólidos suspendidos totales (SST) entre el 20 % y el 30 % en masa (Ramírez, F., 2008, apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

Los filtros prensa de bandas son equipos que combinan el drenaje gravitacional y la presión mecánica para deshidratar el lodo.

El proceso de remoción de agua se lleva a cabo en tres etapas: primero, se realiza un acondicionamiento químico del lodo, generalmente mediante la adición de polielectrolitos orgánicos; luego, el lodo es sometido a un drenaje por gravedad y compresión mediante bandas (Garcés

Arancibia et al., 2004, apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

Estos dispositivos requieren una alimentación de lodo espesado, con una concentración de sólidos suspendidos totales (SST) que oscila entre el 3 % y el 6 %. Como resultado, se obtiene una torta con un contenido de SST que varía entre el 17 % y el 20 %.

Los filtros prensa de placas funcionan de forma discontinua aplicando presión en cámaras filtrantes y requieren un mantenimiento frecuente. Para operar adecuadamente, el lodo debe ser acondicionado con cal. Esta tecnología logra un lodo con alto contenido de materia seca, cercano al 30 % (Garcés Arancibia et al., 2004; Ramírez, 2008, citados en Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

3.7.1.5-Secado e Incineración. Son tratamientos que permiten aumentar significativamente la concentración de sólidos suspendidos totales (SST) a valores superiores al 30 %, además de reducir el volumen del residuo, lo que facilita su transporte y disposición.

Además, estos procesos mejoran la posibilidad de reutilización del lodo, por ejemplo, en cobertura de vertederos o en industrias como la cerámica y el hormigón, al tiempo que reducen los riesgos sanitarios.

Secado térmico: utiliza calor (mediante hornos, lechos fluidos o secadores rotatorios) para evaporar el agua del lodo. Mejora su manejabilidad y almacenamiento, pero requiere **alta inversión, elevado consumo energético, infraestructura compleja**, personal calificado y sistemas de control para evitar emisiones contaminantes.

Secado natural: se realiza en patios cubiertos durante aproximadamente 60 días, alcanzando hasta un 62 % de sólidos. Es de **bajo costo energético**, pero necesita **grandes espacios, condiciones climáticas favorables** y maquinaria para el volteo.

Incineración: consiste en la combustión del lodo a altas temperaturas (800–1200 °C), reduciendo su volumen hasta en un 85–90 %. Puede incluir recuperación de energía (cogeneración). Sus desventajas son los **altos costos de inversión y operación**, la necesidad de **estricto control ambiental** por las emisiones (dioxinas, furanos), y la **gestión adecuada de las cenizas** generadas.

3.7.2 Formas de Destino Final de lodo

La gestión adecuada de los lodos generados en plantas potabilizadoras es fundamental para minimizar su impacto ambiental y promover su valorización. Sin embargo, el tratamiento y la disposición final de estos residuos representa un desafío tanto técnico como económico, debido a que su composición varía según la calidad del agua bruta, los productos químicos empleados y la eficiencia del sistema de clarificación, como se ha señalado previamente.

Por lo tanto, existe una necesidad de desarrollar prácticas de gestión de lodos más sostenibles, para que se consideren un recurso y se reutilicen y reciclen.

Entre las prácticas más comunes para la eliminación de estos residuos destacan el vertido directo a cuerpos de agua, su descarga en sistemas de alcantarillado o su disposición en vertederos (Ahmad et al., 2016a, b). En el contexto nacional, el vertido a cuerpos de agua naturales continúa siendo la forma más utilizada, a pesar de los conocidos efectos adversos sobre la calidad de los ecosistemas acuáticos.

Actualmente, se han desarrollado múltiples estudios para identificar nuevas alternativas de aprovechamiento de estos residuos cada una con ventajas y limitaciones.

Diversas aplicaciones de los lodos generados en plantas de tratamiento ya han sido reportadas en la literatura, abarcando distintos sectores económicos. En el ámbito agrícola, por ejemplo, se ha investigado su uso en cultivos agrícolas, como mejorador de suelo (recuperación de terrenos degradados); para su reutilización como coagulante o coadyuvante de coagulación/coagulación en el tratamiento de aguas (residuales y agua potable); como adsorbente para la eliminación de contaminantes de suelos y cuerpos de agua; para la producción de materiales de construcción como ladrillo, cemento, entre otros.

La recuperación del aluminio presente en los lodos para su posterior reutilización también se señala como una alternativa sostenible para la recuperación de estos residuos.

A pesar del potencial de estas alternativas, su implementación a gran escala enfrenta desafíos técnicos, económicos y normativos, que deben abordarse para lograr una gestión integral y sostenible.

3.7.2.1. Recuperación de coagulante

La adquisición de coagulantes representa una parte significativa de los costos operativos en plantas potabilizadoras (Babatunde & Zhao, 2007), por lo que su recuperación a partir de lodos es una estrategia atractiva desde el punto de vista económico y ambiental.

Los lodos generados contienen una proporción considerable de hidróxidos metálicos (35-50 % de los sólidos), que pueden ser solubilizados en medios ácidos o alcalinos. El primer paso en la recuperación consiste en esta solubilización, seguida de la separación de compuestos solubles de los materiales inertes (Gonçalves et al., 1999).

Las principales técnicas utilizadas para el tratamiento incluyen métodos ácidos, como el uso de H_2SO_4 y HCl; métodos alcalinos, como NaOH y $Ca(OH)_2$; así como procesos de membranas combinados con intercambio iónico (T. Ahmad et al., 2016b; Yang et al., 2014 apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

Tratamiento ácido, utilizando ácidos como H_2SO_4 y HCl, permite recuperar entre el 70 y el 90 % del aluminio, con una eficiencia óptima observada en un rango de pH entre 1 y 3. Xu et al. (2009) y Huang et al. (2010) apud Duc Nguyen (2022), reportaron que a pH 2,5 y un tiempo de contacto de 30 minutos se puede disolver hasta el 80 % del aluminio contenido en el lodo seco. Por su parte, Basri (2019) logró tasas de recuperación de entre 93 % y 98 % al emplear H_2SO_4 a una concentración de 1,35 M.

Tratamiento alcalino (NaOH, $Ca(OH)_2$): La recuperación de aluminatos mediante tratamientos alcalinos varía según el agente utilizado. En un intervalo de pH entre 11,4 y 11,8, el hidróxido de sodio (NaOH) permite alcanzar tasas de recuperación de hasta un 80 %, mientras que con hidróxido de calcio ($Ca(OH)_2$) se logra alrededor del 30 %. Aunque este último es una alternativa más económica, presenta una eficiencia significativamente menor (Evuti & Lawal, 2011, citado por Duc Nguyen, 2022). Por su parte, Boaventura et al. (2000) reportaron recuperaciones del metal entre un 70 % (a pH 13,6) y un 90 % (a pH 13) mediante este tipo de tratamiento.

Procesos de membranas con intercambio iónico (proceso Donnan) utiliza un gradiente

electroquímico para recuperar alumbre con mayor eficiencia que la acidificación, reduciendo impurezas. Sin embargo, presenta limitaciones prácticas como un tiempo de tratamiento prolongado (24 h), alta demanda de membrana (120 cm²/L) y costos elevados de capital y operación (Matosso, 2024).

La reutilización de coagulantes puede disminuir hasta en un 70 % la necesidad de insumos frescos y reducir considerablemente el volumen de lodo residual, así como mejorar las características de deshidratación del lodo, disminuyendo también los costos de eliminación (T. Ahmad et al., 2016b; Keeley et al., 2012 apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020)

No obstante, procesos como la acidificación y la alcalinización carecen de selectividad, lo que puede conducir a mayor presencia de impurezas y metales como hierro y manganeso en el coagulante recuperado, limitando su reutilización en potabilización (G. R. Xu et al., 2009 apud Mendoza Cañas & Fajardo Mendieta, 2020).

3.7.2.2. Disposición en plantas potabilizadoras

La aplicación directa de lodos tratados dentro de las propias plantas potabilizadoras ha mostrado resultados alentadores, tanto en la reducción del consumo de coagulantes comerciales como en la mejora de la eficiencia del tratamiento. Experimentos en laboratorio, como los realizados por Chen et al. (2016, citado en Duc Nguyen, 2022), evidencian que la incorporación de un 3 % de lodos húmedos en combinación con 7 mg/L de cloruro de aluminio polimérico permite alcanzar eficiencias de remoción de turbidez del 86 % y de color del 83 %, incluso en aguas con baja turbidez (4–7 NTU).

Scalize et al. (2019) reportaron reducciones de turbidez entre 78,9 % y 96,7 % y de color entre 67,1 % y 96,9 %, al aplicar dosis de lodos entre 1635 y 2678 mg SST/dm³, en agua con una turbidez entre 21 y 218 NTU. Además, observaron una disminución del consumo de coagulante comercial (sulfato de aluminio) entre 45 % y 55 %.

Por su parte, Foroughi et al. (2018), en sus estudios evidenciaron que el reciclaje de lodos a

base de aluminio como agente coagulante, no afecta parámetros críticos como la dureza, alcalinidad, pH o calidad microbiológica del agua tratada, logrando una remoción de turbidez del 94,81 %.

Otro enfoque es el reúso de estos lodos, pero tratándolos químicamente con ácido para producir un producto reactivo SRP (sludge reactive product) que fue utilizado directamente como coagulante.

Ahmad et al. (2016), quien reportó una alta eficiencia en la remoción de turbidez a pH 12-13 con una dosis óptima de 8 ml/L, cumpliendo con los estándares de calidad del agua.

En conjunto, estos estudios evidencian el potencial de los lodos como insumo valioso para el tratamiento de agua, contribuyendo a reducir costos y mejorar la sostenibilidad del proceso. Sin embargo, se requiere mayor investigación aplicada en condiciones reales de operación para evaluar su viabilidad a escala industrial.

3.7.2.3. Disposición en plantas depuradoras

La disposición de los lodos generados en plantas potabilizadoras en plantas depuradoras puede considerarse una alternativa viable, siempre que se controle adecuadamente el caudal y la carga de lodos introducida.

Una dosificación incorrecta puede comprometer el rendimiento de las unidades de tratamiento, debido a las variaciones en las propiedades del lodo y al aumento de la carga hidráulica (Di Bernardo et al., 1999).

Diversos estudios han evaluado el impacto de esta práctica, destacando que, en general, no se observan efectos tóxicos significativos en los sistemas biológicos. Por ejemplo, Scalize et al. (2014) llevaron a cabo una investigación en una planta piloto, donde evaluaron la adición de lodos provenientes de una planta potabilizadora que utiliza cloruro férrico como coagulante a un sistema de tratamiento aeróbico de aguas residuales. Se compararon dos módulos: uno alimentado únicamente con aguas residuales y otro con adición de lodos. Los resultados mostraron mejoras en parámetros como demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), turbidez,

color, nitrito, nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y fósforo total, sin alteraciones adversas en la microbiología del sistema. Además, la eficiencia en la deshidratación de lodos aumentó, reduciendo el consumo de polímero, con tortas de lodo de similar concentración de sólidos. En las pruebas de solubilización, se detectaron niveles de manganeso superiores al límite permitido, mientras que las pruebas de lixiviación no mostraron riesgos relevantes.

De forma similar, Asada (2007) evaluó en una planta piloto de flujo continuo el efecto de la adición de lodos de una planta potabilizadora que emplea sulfato de aluminio, sobre un sistema de lodos activados con aireación prolongada. Se operaron dos condiciones: una con alimentación exclusiva de aguas residuales crudas, y otra con la adición de lodos para incrementar los sólidos suspendidos en concentraciones de 25, 50 y 100 mg/L. Los resultados indicaron un aumento progresivo en la producción de sólidos del sistema (4,6 %, 37,7 % y 41 %, respectivamente), sin comprometer la eficiencia del decantador secundario ni la eliminación de DBO₅, que se mantuvo por encima del 94 %. Asimismo, la remoción de nitrógeno total Kjeldahl y amoniacoal superó el 95 %, y no se detectaron efectos tóxicos en la microfauna, según el análisis microscópico y pruebas de consumo específico de oxígeno. No obstante, se observó un leve aumento de DQO y SST en el efluente final, y la remoción de fósforo soluble fue significativa solo con dosis de 25 y 50 mg/L (9,1 % y 21,9 %, respectivamente).

Estos hallazgos sugieren que la disposición de lodos de plantas potabilizadoras con base en aluminio en un sistema de lodos activados no genera efectos adversos significativos en los procesos biológicos aeróbicos.

En otro estudio, Peixoto (2008) analizó el uso de lodos de planta potabilizadora en un espesador gravitacional en una planta depuradora a escala piloto, simulando cargas de 2000 y 4000 mg/L. Los resultados mostraron que la carga más baja puede aplicarse sin complicaciones, mientras que la más elevada requiere evaluación adicional por su potencial impacto.

Lombardi (2009) examinó el comportamiento de lodos de planta potabilizadora en reactores anaerobios UASB de 18 y 38 litros, con un tiempo de retención hidráulica de 24 horas previamente

inoculados con lodos granulados y floculados. La eficiencia en la remoción de DQO osciló entre 75 % y 83 %, y la de sólidos totales entre 73 % y 87 %. La eliminación de fósforo alcanzó hasta 90 % y la de nitrógeno 41 %. Asimismo, se observaron eficiencias superiores al 70 % en la remoción de metales como Ca, Co, Fe, Mn, Ni, Cu, Pb, Cr y Zn, demostrando la alta capacidad de biosorción de los lodos anaerobios.

Los efluentes cumplieron con los estándares legales para descargas, incluidos niveles aceptables de *E. coli* ($<1,5 \times 10^2$ UFC/100 mL), compatibles con cuerpos de agua dulce clase 1 según la Resolución CONAMA 357/2005. Además, los lodos resultantes presentaron características aptas para uso agrícola.

Por su parte, Marguti (2012) evaluó el impacto de recibir lodos de una planta potabilizadora en una planta depuradora, en un contexto donde el caudal de la planta potabilizadora cuadruplicaba al de la planta depuradora.

El estudio se basó en monitoreos de calidad del efluente y características operativas de la planta, comparando dos períodos: uno sin adición de lodos (2005-2006) y otro con su incorporación (2007-2008). Durante este último, se registró un aumento en SST, SSV, fósforo y hierro en el afluente; sin embargo, la calidad del efluente se mantuvo dentro de los límites legales, y se observó una mejora en la eficiencia de remoción de fósforo, especialmente en los sedimentadores primarios. El principal impacto se observó en la fase sólida, con un aumento en la producción de lodos.

Los resultados sugieren que la recepción de lodos de plantas potabilizadoras no afecta negativamente el desempeño de las unidades y puede ser beneficiosa, incluso cuando el caudal de la planta receptora es mayor.

Finalmente, estudios a escala piloto realizados por Rosário (2007, citado en Lombardi, 2007) y Lombardi (2009) confirmaron que la incorporación de lodos de planta potabilizadora, ya sea con sulfato de aluminio o cloruro férrico, no produjo efectos tóxicos sobre la biomasa microbiana ni afectó el rendimiento de los reactores anaerobios (UASB). Además, se verificó nuevamente una elevada

capacidad de biosorción de metales en los lodos tratados.

3.7.2.4. Aplicación de lodos en suelo

El uso de lodos provenientes de plantas potabilizadoras en la agricultura se basa en la capacidad de los suelos para asimilar estos residuos sin afectar su calidad. De hecho, este proceso puede incluso enriquecer los suelos debido a sus propiedades fisicoquímicas y biológicas, favoreciendo la asimilación de nutrientes sin comprometer la salud del suelo (Babatunde & Zhao, 2007; Elliott & Dempsey, 1991 citado en Duc Nguyen et al., 2022).

Mejorador y enmienda del suelo

Los lodos de plantas potabilizadoras pueden ser utilizados como mejoradores del suelo en la agricultura, ya que mejoran **la estructura del suelo, su capacidad de retención de agua, la concentración de materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes** (Dassanayake et al., 2015; Moodley et al., 2004; Moodley & Hughes, 2006 citados en Duc Nguyen et al., 2022). En particular, la presencia de hidróxidos de hierro y aluminio en estos lodos contribuye a la estabilización estructural del suelo, promoviendo la agregación y mejorando su permeabilidad (mejora estructural, ajuste del pH, aumento de la capacidad de retención de agua y mejor aireación).

Sin embargo, es importante regular la tasa de aplicación según la composición de los lodos, ya que los altos niveles de hierro y aluminio pueden reducir la disponibilidad de fósforo en el suelo, limitando el crecimiento de las plantas.

En este contexto, un estudio de Lucon et al. (2015) reveló que la aplicación de lodo en suelos agrícolas aumentó el pH y la saturación de bases, mejorando la fertilidad, aunque redujo la disponibilidad de fósforo debido a su adsorción en compuestos de aluminio y hierro. A pesar de los cambios discretos en la materia orgánica, estos fueron significativos en términos agronómicos.

No se observaron cambios consistentes en otros nutrientes como Ca, S, Mg y Cu, ni en los niveles de Fe y Al, lo que indica que no estaban en formas disponibles. El lodo también ayudó a reducir los niveles de Pb, Mn y Zn debido al aumento del pH. A pesar de estos efectos en algunas propiedades

del suelo, los lodos no mostraron un impacto negativo significativo en la fertilidad ni en el potencial agronómico como fertilizante.

Recuperación de Áreas degradadas

El uso de lodos de plantas potabilizadoras para la recuperación de suelos degradados es una opción viable, siempre que se realicen análisis adecuados para evaluar su impacto ambiental. Texeira (2005) demostró que la aplicación de estos lodos aumenta el pH del suelo y los niveles de macronutrientes. No obstante, las dosis elevadas pueden generar problemas de salinidad. Para la recuperación, se recomienda combinar estos lodos con residuos orgánicos, como aserrín o estiércol bovino, para mejorar su efectividad.

Silva (2005), en un estudio de recuperación de áreas degradadas por actividades mineras, observó un aumento en el pH del suelo y en los niveles de calcio (Ca) y hierro (Fe) al aplicar lodos de plantas potabilizadoras. El autor concluyó que el uso de este lodo como fertilizante es viable debido a la presencia de nutrientes esenciales para las plantas.

Por otro lado, Bittencourt et al. (2012) evaluaron la aplicación de lodos en suelos degradados y encontraron que, aunque no hubo mejoras en la productividad del mijo ni en los niveles de nutrientes del suelo, la aplicación combinada de lodo de planta potabilizadora con lodo de planta depuradora favoreció la dinámica del nitrógeno y aumentó los niveles de calcio, carbono y fósforo, lo que promovió la recuperación del suelo.

Co-disposición y limitaciones

Babatunde y Zhao (2007) concluyeron que el uso de lodos de plantas potabilizadoras en suelos agrícolas y en la recuperación de áreas degradadas es una alternativa viable, especialmente si se combina con residuos orgánicos como aserrín o estiércol bovino o con lodo de plantas de tratamiento de efluentes. Estas combinaciones ayudan a contrarrestar las limitaciones inherentes a la aplicación de lodos, como la **fijación de fósforo**, que reduce su disponibilidad en el suelo.

Además, el contenido de nitrógeno amoniacal en el lodo puede dificultar la nitrificación completa, lo que puede provocar la **acumulación de nitrito**, un compuesto tóxico para las plantas

(Walsh et al., 2008 apud Urban, R. et al., 2019).

A pesar de esto, la aplicación de lodos en la agricultura no parece tener un impacto significativo en el crecimiento de especies vegetales, tiene bajo valor fertilizante. No obstante, para fines de recuperación de suelos, ha mostrado mejorar la retención de agua y el pH del suelo, especialmente cuando se combina con residuos orgánicos (Elliott & Dempsey, 1991, apud Duc Nguyen et al., 2022).

Codling et al. (2002) (apud Duc Nguyen et al., 2022) observaron que la aplicación de distintas dosis de lodos de alumbrre (0, 22, 56 y 112 t/ha) en suelos con alto contenido de fósforo disponible, redujo la concentración de fósforo, y provocó deficiencias en los cultivos en los dos últimos ciclos con las dosis más altas. Hyde y Morris (2004) sugirieron que mezclar el fósforo con los lodos antes de su aplicación podría mitigar este efecto. Sus experimentos indicaron que dosis entre 14,6 y 19,4 g P/kg de lodo pueden hacer que el lodo actúe como fuente de fósforo. Sin embargo, su alto contenido de aluminio limita su uso como sustituto del suelo debido a su capacidad de adsorción de fosfato y otros nutrientes.

El estudio de Mahdy et al. (2008), citado por Duc Nguyen, (2002), mostró que, aunque los lodos contienen altas concentraciones de aluminio, este no siempre se presenta en formas disponibles para las plantas. En sus experimentos, dosis crecientes de lodos (de 10 a 40 g/kg) no provocaron síntomas de toxicidad en la planta de maíz, incluso en suelos alcalinos.

Para mitigar los efectos negativos de la reducción de fósforo disponible, algunos estudios sugieren que las dosis de aplicación de lodo deben ajustarse según su composición y el propósito de reutilización. A pesar de que la reducción de fósforo disponible puede ser perjudicial para el crecimiento vegetal, en suelos con carga excesiva de fósforo, esta puede ser beneficiosa.

Lombi et al. (2010), citado por Duc Nguyen et al., (2022) evaluaron el efecto de los lodos potabilizadores en la lechuga (**Lactuca sativa**) para evaluar la toxicidad por metales pesados (Al y Cu) y la deficiencia de fósforo. Encontraron que la deficiencia de fósforo fue la principal causa de reducción del crecimiento, más que la presencia de metales. De manera similar, Dayton y Basta (2001) (apud

Duc Nguyen et al., 2022) utilizaron un **bioensayo con tomate** para evaluar el uso de estos lodos como sustituto del suelo. Sus resultados confirmaron que, aunque los lodos pueden provocar deficiencia de fósforo, siguen siendo una alternativa viable si se corrigen las deficiencias con la adición de fertilizantes.

Finalmente, la combinación de lodos de planta potabilizadora con otras enmiendas, como biosólidos o compost, ofrece una alternativa prometedora para minimizar las desventajas de cada material, permitiendo una mejor gestión de los nutrientes y evitando los efectos negativos relacionados con la fijación del fósforo (Dassanayake et al., 2015).

Diversos estudios han demostrado el potencial de los lodos de plantas potabilizadoras para mejorar suelos agrícolas y mitigar el exceso de fósforo. Ippolito et al. (2009) (apud Duc Nguyen et al., 2022) evaluaron la co-aplicación de lodos y biosólidos (5, 10 o 21 t/ha de lodo y 5 t/ha de biosólidos) en pastizales semiáridos, observando que no se generaron deficiencias ni excesos de fósforo, lo que sugiere una alternativa viable para el manejo de biosólidos con alto contenido de este nutriente. Codling et al. (2007), citados por Duc Nguyen et al. (2022) destacaron la capacidad del lodo para reducir la movilidad del fósforo en estiércoles como la gallinaza y la escorrentía agrícola en suelos enmendados con estiércol rico en fósforo, sin efectos adversos en el rendimiento del maíz ni en la disponibilidad de nutrientes.

Por su parte, Novak y Watts (2005) citados por Duc Nguyen et al. (2022) comprobaron que la aplicación de lodos en suelos con alto contenido de fósforo (145–371 mg P/kg) puede disminuir significativamente su concentración sin afectar negativamente la calidad del suelo.

Disposición en Vertedero. Es una alternativa recomendada por ser viable desde el punto de vista técnico y ambiental, pero debe disponer de un respaldo de la legislación.

Para que sea adoptada esta opción, cuando se tiene lodo generado a partir de coagulación química con sulfato de aluminio, es usualmente recomendable que el lodo deshidratado resultante tenga concentración de sólidos entre 25 % y 30 %. De no ser así, pueden causar problemas estructurales en el vertedero (O'Kelly, 2016).

El tratamiento de lodo realizado únicamente por espesamiento inviabiliza su disposición en vertedero, dada la dificultad en la sustentación de los equipamientos y taludes, debido a la baja concentración de sólidos <8% (ASCE & AWWA (1996) apud Sabogal & Di Bernardo (2005)).

Urban et al. (2019) presentaron los resultados de diversos estudios que respaldan la viabilidad de disponer los lodos generados en plantas potabilizadoras en vertederos. Estos residuos pueden no solo ser depositados como desechos, sino también ser aprovechados como material de cobertura o revestimiento de las celdas del vertedero, contribuyendo así a su operación y sellado. Entre los estudios citados se incluyen los trabajos de Raghu et al. (1987), Caniani et al. (2013), Bashar et al. (2016), Montalvan (2016) y Gonçalves et al. (2017).

3.7.2.5. Reutilización en materiales de construcción

La caracterización del lodo de plantas potabilizadoras ha revelado que estos poseen una composición similar a la de los limos y arcillas, con una prevalencia de minerales arcillosos, limos, arenas finas e hidróxidos de hierro y aluminio. Esta composición es comparable a la de las arcillas utilizadas en cerámica, y también contiene óxidos esenciales para la producción de cemento Portland, como calcio, sílice, aluminio y hierro (Richter, 2001 apud Machado Villanova, 2022). Estos componentes destacan el potencial de los lodos para ser reutilizados en la industria de la construcción, una opción que ha sido objeto de diversas investigaciones.

En particular, se ha explorado su aplicación como materia prima en la **fabricación de productos cerámicos, cemento y otros materiales de construcción**. Los estudios han demostrado que, al mezclar los lodos con arcilla comercial en diversas proporciones, es posible producir ladrillos, bloques cerámicos, cemento Portland y matrices de concreto. Este enfoque no solo aprovecha los residuos de manera efectiva, sino que también puede contribuir a la reducción de los impactos ambientales asociados con la disposición final de los lodos.

Las investigaciones sobre la valorización de estos lodos en la construcción se han centrado en varias aplicaciones clave, entre las que se incluyen **cerámica, cemento, agregados para hormigón,**

adiciones minerales, suelos-cemento y geopolímeros.

El lodo de plantas potabilizadoras puede reutilizarse como materia prima en la **fabricación de productos cerámicos** (Cremades et al., 2018 apud Duc Nguyen et al., 2022). Estudios han demostrado que su incorporación en diferentes proporciones (hasta 70 %) con arcilla no representa riesgos ambientales y tiene un gran potencial en la industria cerámica.

Los mejores resultados se obtuvieron con adición de 10 % lodos deshidratados y molidos, cocidos a 1.000 °C durante una hora, logrando materiales cerámicos con resistencia a la compresión dentro de los rangos establecidos para ladrillos de campo.

Sin embargo, es crucial destacar que el uso de lodo crudo en lugar de lodo procesado (deshidratado y molido) puede resultar en productos con mayor porosidad y absorción de agua, además de una menor resistencia mecánica. Esto subraya la importancia de un adecuado acondicionamiento previo del lodo para optimizar las propiedades del material cerámico.

La proporción de lodo en la mezcla también influye significativamente en las propiedades finales del producto. Se observó que a medida que el porcentaje de lodo aumenta (de 10 % a 20 %), la porosidad y la absorción de agua también aumentan, lo que puede reducir la resistencia mecánica del material. Además, las condiciones de cocción son determinantes para obtener una estructura homogénea y mejorar las propiedades del producto final.

En cuanto a la reutilización de los lodos en la **producción de cemento**, varios estudios han demostrado su potencial. Pan et al. (2004), citado por Duc Nguyen et al. (2022), evaluaron la sustitución parcial de arcilla por lodo en la fabricación de cemento Portland, encontrando que el clínker resultante tenía una mayor resistencia a la compresión. Otros estudios han demostrado que el lodo secado por aspersión puede sustituir en parte la arcilla y la piedra caliza en la producción de cemento, mejorando la calidad del clínker sin alterar la estructura de los cristales de silicato (Rodríguez et al., 2010; Husillos Rodríguez et al., 2011; Yen et al., 2011).

El uso del lodo en la producción de cemento debe ser evaluado cuidadosamente debido a sus altos porcentajes de humedad, cerca del 80 % en su estado crudo. En particular, los lodos

deshidratados presentan un alto porcentaje de pérdida por calcinación, lo que podría afectar la eficiencia del proceso productivo.

Un área adicional de interés es el uso de los lodos en la **fabricación de agregados ligeros**. Huang y Wang (2013) encontraron que los lodos de plantas potabilizadoras pueden ser utilizados para producir agregados con características adecuadas en términos de densidad y absorción de agua, cumpliendo con las normativas chinas para agregados ligeros.

Sin embargo, su uso como **sustituto parcial de agregados finos en micro-hormigón** no fue exitoso debido al alto contenido de materia orgánica y materiales arcillosos, que afectan la hidratación del cemento, afectando su resistencia, fraguado y endurecimiento.

A pesar de estos desafíos, varios estudios han encontrado que los lodos pueden ser un sustituto parcial exitoso (hasta un 20 %) en la fabricación de **ladrillos comerciales** sin afectar significativamente la resistencia a la compresión. Sin embargo, el uso de lodo con alto contenido de cal puede aumentar la absorción de agua, lo que a su vez reduce la resistencia a la tracción (Dassanayake et al., 2015).

En cuanto a la viabilidad de los lodos en la fabricación de materiales basados en suelo-cemento, como ladrillos y bloques, se ha demostrado que la incorporación de lodo en la mezcla con cemento Portland y agua puede cumplir valores de absorción de agua según normas (por ejemplo, brasileña NBR 10836). Sin embargo, no se alcanzaron los valores mínimos de resistencia a la compresión, lo que sugiere que la cantidad de lodo debe ser controlada cuidadosamente para evitar la disminución de la resistencia mecánica.

Iglesias Gordillo (2024) expone que diversos estudios han explorado el uso de lodos provenientes de plantas potabilizadoras como materia prima **en la fabricación de materiales de construcción, tales como pavimentos, productos cerámicos, áridos ligeros y hormigón**. De Carvalho Gomes et al. (2019) y Lin et al. (2006) demostraron que una mezcla óptima de 80 % de lodo y 20 % de cenizas de fondo puede generar pavimentos permeables con propiedades mecánicas aceptables según normas internacionales. Particular interés ha despertado la fabricación de productos cerámicos,

los cuales han mostrado buenos resultados a escala de laboratorio, aunque su aplicación comercial sigue siendo limitada (Zhang, 2013).

A pesar de que el lodo puede afectar ciertas propiedades cerámicas —como la colorimetría, absorción de agua y resistencia mecánica—, estudios experimentales han evidenciado que mezclas con hasta 15 % de lodo tratado (secado y molido) pueden cumplir con normas técnicas específicas, como las IRAM 12566:2005 y UNE-EN 772-11:2011. No obstante, la resistencia a la compresión fue inferior al mínimo normativo de 4 MPa, atribuyéndose a la alta proporción de arena y baja de arcillas plásticas en la mezcla.

Los beneficios ambientales de esta alternativa incluyen la reducción en la disposición de residuos y la sustitución parcial de arcilla, lo que disminuye la presión sobre recursos naturales. Sin embargo, desafíos técnicos como la variabilidad en la composición del lodo y su influencia en propiedades como porosidad, densidad, pérdida de peso y concentración de sulfatos, exigen una estandarización y optimización de los procesos productivos para su aprovechamiento a escala industrial.

3.7.2.6. Reutilización como adsorbente de contaminantes

Duc Nguyen et al., 2022, recopilan diversos estudios que evalúan el potencial de los lodos generados en plantas potabilizadoras como material adsorbente para remoción de contaminantes, incluyendo fósforos, metales y otras sustancias.

Fósforo

La capacidad de los lodos de planta potabilizadora para remover fósforo (P) está influenciada por sus propiedades físico-químicas, las cuales dependen de la calidad del agua bruta y los productos químicos utilizados en el tratamiento (Li et al., 2016; Hou et al., 2018). Entre estas propiedades se incluyen el tamaño de las partículas, los grupos funcionales, el área superficial y el contenido de metales, además de factores experimentales como el pH, la temperatura, la materia orgánica (MO) y la especiación del fósforo (Wang et al., 2012; Gao et al., 2013). Con diferentes diseños y condiciones

experimentales, la capacidad de los lodos de aluminio para eliminar fósforo varía entre 2 y 43 mg P/g (Muisa et al., 2020).

Gracias a su capacidad de adsorción, los lodos de planta potabilizadora se han utilizado en varios sistemas de tratamiento de aguas residuales y pluviales, como los sistemas de **biorretención** y **los humedales artificiales**, para la eliminación de fósforo. Estudios a gran escala han demostrado que su uso en **medios de biorretención** aumenta significativamente la retención de fósforo en comparación con suelos sin modificar (Poor et al., 2019; Qiu et al., 2019).

Por ejemplo, Yang et al. (2011) evaluaron un **humedal artificial** modificado con lodo en condiciones de laboratorio para tratar los sobrenadantes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales. El sistema logró una tasa de eliminación promedio de fósforo del 99,5 % en una operación de 190 días.

Además, Zhao et al. (2007) probaron un humedal construido con Phragmites australis (caña común) y un sustrato compuesto de torta de lodo de alumbre deshidratada. Durante un período de dos años, el sistema alcanzó eficiencias promedio de eliminación de diversos contaminantes, incluyendo un 86,4 % de fósforo reactivo (Zhao et al., 2009).

Los modelos matemáticos sugieren que la adsorción en estos lodos es responsable de entre el 59 % y el 75 % de la eliminación de fósforo en los humedales artificiales modificados (Kumar et al., 2011). Además, se ha investigado el uso de estos lodos para **estabilizar fósforo en los sedimentos de lagos**, reduciendo la carga interna de fósforo y limitando el crecimiento de cianobacterias tóxicas (Wang et al., 2012, 2013, 2018; Xie et al., 2021).

El lodo de aluminio de las plantas potabilizadoras puede usarse como adsorbente de fósforo de diversas formas. Se ha estudiado su empleo en el co-acondicionamiento y deshidratación de lodos de digestores anaerobios de sistemas de lodos activados con remoción biológica de fósforo (DASLARBF), utilizando lodo de planta potabilizadora en estado líquido (Yang et al., 2007). También se ha experimentado con la implantación de filtros de lodo deshidratado de planta potabilizadora en

lechos fijos para inmovilizar fósforo, utilizando tanto los sobrenadantes como los efluentes de deshidratación de los DASLARBF (Yang et al., 2009).

Metales pesados

El zinc (Zn), cobre (Cu), mercurio (Hg), cadmio (Cd), plomo (Pb), cromo (Cr) y arsénico (As) son los metales particularmente problemáticos en el tratamiento de aguas residuales industriales.

Diversos estudios han demostrado que los lodos potabilizadores tienen un gran potencial para adsorber estos contaminantes. Entre estos, el mercurio destaca por su alta capacidad de ser adsorbido(79 mg/g) (Hovsepyan y Bonzongo, 2009), seguido por el cadmio (25 mg/g) (Siswoyo et al., 2019) y el plomo (21,75 mg/g) (Castaldi et al., 2015). Dado que estos metales suelen encontrarse en bajas concentraciones en suelos y aguas contaminadas, se requeriría solo una pequeña cantidad de lodo para su remoción efectiva.

La eficacia de la adsorción de metales pesados depende en gran medida del pH del medio, lo que ha sido ampliamente documentado en varios estudios (Makris et al., 2006a,b; Nagar et al., 2010; Zhou y Haynes, 2011; Siswoyo et al., 2019).

Este factor es crucial para evaluar la idoneidad de los lodos como material para la remediación ambiental. Además, dependiendo de su contenido metálico, los lodos pueden emplearse para la recuperación de metales mediante agentes regenerantes (como ácidos, álcalis o quelantes) o ser inmovilizados en materiales de construcción, como sustituto parcial de arena en hormigón (Lata et al., 2015; Siswoyo et al., 2019; Liu et al., 2020).

No obstante, la mayoría de los estudios sobre la adsorción de metales pesados se han realizado en condiciones de laboratorio, por lo que se necesita más investigación a escala de campo para validar la eficacia y viabilidad de este enfoque en aplicaciones reales.

Otros contaminantes

Los lodos potabilizadores también se han estudiado para la eliminación de otros contaminantes, como fluoruro, perclorato, sulfuro de hidrógeno (H_2S), dióxido de azufre (SO_2) y dióxido de carbono (CO_2). Se ha demostrado su eficacia como adsorbente de fluoruro (Sujana et al.,

1998) y perclorato en aguas contaminadas (Makris et al., 2006a,b). Además, su capacidad para adsorber H₂S (Ren et al., 2020) y SO₂, con una eficiencia de 89-100 %, ha sido documentada (Sirisha et al., 2012).

En cuanto a la captura de CO₂, los experimentos en columnas de lecho fijo han confirmado su idoneidad como absorbente (Yusuff et al., 2018). Dado el enfoque industrial hacia la reducción de emisiones y la economía circular, el uso de lodos de plantas potabilizadoras en la mitigación de estos contaminantes representa una alternativa sostenible. Sin embargo, es necesario realizar más estudios para optimizar su aplicación a gran escala.

3.8 Aluminio

3.8.1 Comportamiento en el ambiente

El aluminio (Al) es el metal más abundante en la corteza terrestre, constituyendo aproximadamente el 8,1 % de su peso, y ocupa el tercer lugar en abundancia elemental después del oxígeno y el silicio (Kabata-Pendias, 2011). A pesar de esta abundancia, no se ha identificado ninguna función biológica esencial del aluminio en organismos vivos, y su papel bioquímico permanece como una interrogante (Ofoe et al., 2023).

Para comprender los procesos relativos a la química del aluminio en medios terrestres y acuáticos, así como sus posibles efectos sobre la biota, es fundamental analizar la especiación del aluminio, es decir, las formas químicas que adopta en el ambiente. La misma depende de diversos factores fisicoquímicos como el **pH, la presencia de materia orgánica, capacidad para combinarse con iones orgánicos e inorgánicos y las propiedades químicas del medio** (Kabata-Pendias, 2011).

La forma en la cual el Al está presente tanto en el medio terrestre como acuático, es altamente dependiente del pH. La figura 11 muestra cómo varían las diferentes formas monoméricas del Al en función del pH de una solución.

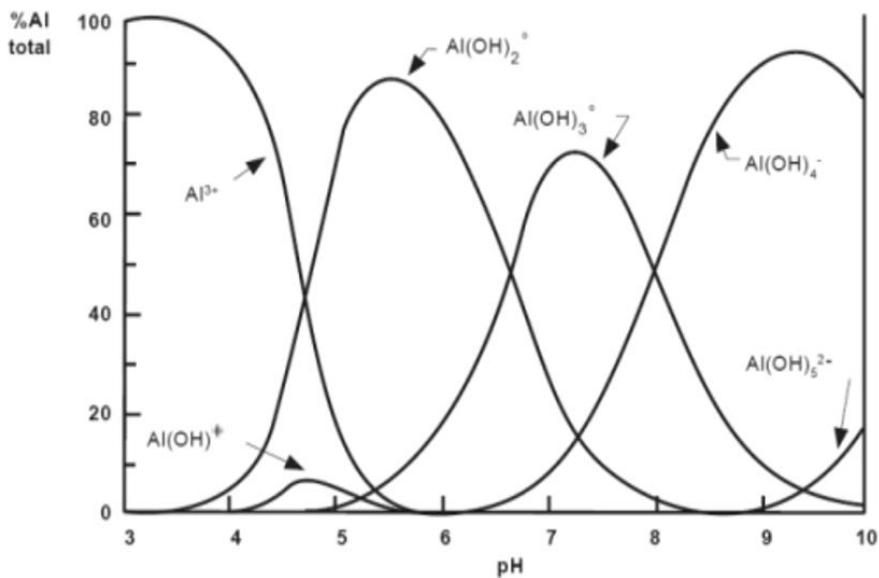


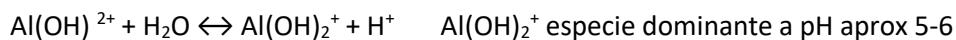
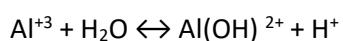
Figura 11-Distribución porcentual de las formas de aluminio en una solución de acuerdo al pH (Fuente: Rivera, Y., et al., 2016)

Obs.: tiene un solo estado de oxidación +3, siendo el único ion estable y frecuente (Al^{3+}) (Kabata-Pendias, 2011)

En condiciones ácidas, a un **pH por debajo de 4,5**, el aluminio se encuentra principalmente bajo la forma de catión monomérico inorgánico (Al^{3+}). Este ion es extremadamente reactivo y tóxico para los organismos vivos (es el más significativo respecto a efectos biológicos).

El ion aluminio se encuentra rodeado por moléculas de agua formando un complejo hidratado: $\text{Al}^{3+} + 6\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$

A medida que el pH aumenta, el ion Al^{3+} comienza un proceso gradual de hidrólisis para formar **cationes hidroxialumínicos** ($\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$; $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$; $\text{Al}(\text{OH})_2^+$), la proporción de cada uno, varía con el pH (especies reactivas cargadas positivamente). A continuación, se presentan las reacciones de hidrólisis:

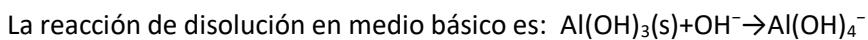


Las reacciones de hidrólisis del aluminio son similares a la reacción de un ácido fuerte, en la cual se liberan H⁺ y contribuye a la acidez del medio.

Cuando el **pH es neutro, entre 6 y 8**, la especie dominante es Al(OH)₃ (amorfo) o gibbsita, una de las formas minerales del hidróxido de aluminio que es insoluble y no tóxico.



Cuando el **pH es superior a 8**, el hidróxido de aluminio Al(OH)₃ comienza a disolverse en exceso de base, formando el ion *aluminato aniónico*, Al(OH)₄⁻, *es la especie dominante* (Wanner et al., 2018).



La solubilidad del aluminio es mínima en el rango del pH de 5.5-7.0 (6.5-8), y aumenta en ambos extremos de la escala de pH, bajo condiciones más ácidas y alcalinas, y en presencia de ligandos complejantes (Wanner et al., 2018).

El aluminio, tanto en su forma de catión monomérico Al³⁺ como en forma de cationes hidroxialumínicos, puede formar complejos inorgánicos en presencia de ligandos como silicatos y fluoruros. También puede generar complejos orgánicos al unirse a materia orgánica de alto peso molecular (por ejemplo, ácidos cítricos y húmicos), los cuales son relativamente no tóxicos.

La formación de estos compuestos disminuye la cantidad de aluminio inorgánico disponible para interactuar con las membranas biológicas, reduciendo así su impacto biológico. (Kabata-Pendias, 2011; Wanner et al., 2018).

Además de intervenir en reacciones de hidrólisis, el aluminio también participa en procesos de polimerización, dando lugar a especies polinucleares:



Entre estas destaca la especie tridecamérica (Al_{13}), representada por la fórmula $\text{AlO}_4\text{Al}_{12}(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$, según modelo desarrollado por Bottero et al. en la década de 1980. Este complejo ha sido identificado como una de las formas más estables y predominantes en medios suelo-agua, y su caracterización se basa en estudios espectroscópicos y técnicas físico-químicas como la dispersión de luz (Kabata-Pendias, 2011; Cardona, et al., 2021; Wanner et al., 2018).

3.8.2 Toxicidad

La toxicidad del aluminio (Al) está fuertemente influenciada por factores fisicoquímicos del medio, siendo el pH uno de los más determinantes. En condiciones ácidas ($\text{pH} < 5,5$), tanto en suelos como en ambientes acuáticos, el aluminio se solubiliza principalmente en forma de Al^{3+} , una especie altamente reactiva y biodisponible, responsable de efectos tóxicos sobre una amplia gama de organismos.

En **suelos** ácidos, el aluminio se presenta en formas intercambiables, especialmente como Al^{3+} , cuya concentración aumenta a medida que disminuye el pH. Esta fracción activa puede interferir con la absorción de nutrientes por las raíces, afectando el crecimiento y desarrollo vegetal, así como la actividad microbiana del suelo (Kabata-Pendias, 2011).

En **medios acuáticos**, la toxicidad del aluminio también depende fuertemente del pH, además de la dureza del agua y la presencia de materia orgánica disuelta. A valores de pH menores a 5,5, predominan especies catiónicas como Al^{3+} y $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, las cuales pueden interactuar con las membranas celulares de peces, macroinvertebrados, algas y otros organismos, generando alteraciones fisiológicas severas. El aluminio puede presentarse además como ion libre $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, en complejos monoméricos con hidroxilos, en forma coloidal o ligado a materia orgánica, lo cual condiciona su movilidad y toxicidad en el ecosistema acuático.

Diversos estudios han documentado que las formas inorgánicas monoméricas del aluminio son las más tóxicas, especialmente bajo condiciones de baja alcalinidad y pH ácido, afectando a peces, invertebrados, bacterias y algas (CCME, 2009; Botté et al., 2021; Rondón et al, 2007). Estas condiciones

también favorecen la movilidad del Al entre compartimentos ambientales, incrementando su impacto potencial tanto en medios terrestres como acuáticos.

Valores normativos de toxicidad del aluminio

La legislación ambiental y sanitaria establece valores de referencia para la concentración de aluminio en distintos compartimentos ambientales:

En suelos

A diferencia de otros metales pesados, el aluminio no cuenta con límites reguladores universales, dado que es un elemento abundante pero no esencial para los organismos. Sin embargo, algunos organismos y países han establecido valores guía orientativos, especialmente para suelos agrícolas y ecosistemas vulnerables.

- El Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, 2006) establece un umbral orientativo de **50 a 100 mg/kg de aluminio extraíble** (normalmente determinado mediante extractantes como KCl o CaCl₂) en suelos agrícolas con **pH menor a 5,5**. Este rango se basa en la **fitotoxicidad del aluminio**, considerando su efecto perjudicial sobre el crecimiento y desarrollo de las plantas en condiciones de acidez.
- La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 1985) sugiere que concentraciones de **aluminio intercambiable superiores a 2 meq/100 g de suelo** pueden resultar **fitotóxicas para cultivos sensibles**, especialmente en condiciones de acidez. Este valor se presenta como una **recomendación general**, aplicable en la evaluación de la aptitud de suelos agrícolas en zonas con pH bajo.
- Según los niveles de screening establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA, 2022), el umbral para aluminio total en suelos residenciales es de **7.700 mg/kg**. Este valor se define con base en evaluaciones de **riesgo para la salud humana**, y no **considera la fitotoxicidad** ni los efectos sobre otros organismos no humanos.

- En términos generales, en **suelos agrícolas** se consideran **tóxicas** las concentraciones de **aluminio intercambiable (Al^{3+}) superiores a 1 mg/kg**, aunque este umbral puede variar dependiendo de la **sensibilidad del cultivo** y de las **condiciones edáficas** particulares, como el pH, la capacidad de intercambio catiónico y el contenido de materia orgánica. Esta referencia se basa en observaciones de toxicidad en plantas sensibles, especialmente en suelos ácidos, y ha sido ampliamente documentada en la literatura especializada (Kabata-Pendias, 2011).

En aguas superficiales

En Uruguay este parámetro no está establecido en la normativa de calidad de agua de sistemas acuáticos (Decreto 253/79 y modificativos). Tomando los valores admisibles para agua potable como una referencia, las guías internacionales (OMS, 2003), así como las referencias técnicas nacionales, en particular la norma UNIT 833:2008 (UNIT, 2008), establecen valores de referencia de 200 µg Al/L.

La normativa relativa al **aluminio en aguas dulces superficiales** ha sido desarrollada principalmente en función de sus efectos tóxicos sobre la **biota acuática**, con criterios que varían según la región y el grado de protección ambiental buscado. En general, la toxicidad del aluminio se ve incrementada en condiciones de **pH ácido y baja dureza**, lo que se refleja en los valores guía adoptados por diferentes organismos internacionales:

- **EPA (Estados Unidos):** establece un **criterio de protección aguda de 0,75 mg/L de aluminio disuelto** y un **criterio crónico de 0,087 mg/L**, aplicables en aguas con pH entre 6,5 y 9,0 y cualquier valor de dureza y carbono orgánico disuelto (DOC).

En 2018 actualizó estos criterios de aluminio para aguas dulces. A partir de esa fecha, los valores numéricos límite se estiman en función del valor específico de pH, DOC y dureza total. Dependiendo de los valores de estos tres parámetros, los valores de aluminio para exposición aguda varían entre 1 y 4800 µg/L, mientras los crónicos entre 0,63 y 3200 µg/L. Los valores

recomendados de aluminio son menores a medida que las tres variables consideradas disminuyen en valor absoluto, partiendo de pH = 5.

- **ANZECC/ARMCANZ (Australia y Nueva Zelanda):** define que para aguas dulces los niveles máximos de aluminio admisibles (exposición crónica) para la protección de especies son:
 - **0,055 mg/L** para proteger al 95 % de las especies acuáticas para pH superior a 6,5 y menores al límite de detección para pH inferior
 - **0,15 mg/L** para el 80 %,
- **CCME (Canadá):** propone un **límite de 0,1 mg/L de aluminio total** para la protección de la vida acuática, bajo condiciones de pH entre 6,5 y 9,5 y dureza mayor a 50 mg/L de CaCO₃.

Estos valores reflejan el **consenso científico** sobre la sensibilidad de los ecosistemas acuáticos al aluminio, especialmente en contextos de **acidificación**, donde aumenta la solubilidad y la biodisponibilidad del ion Al³⁺, exacerbando su toxicidad.

3.8.3 Efectos en biota terrestre

Microbiología del suelo (microorganismos)

Las concentraciones elevadas de aluminio en suelos ácidos afectan de forma significativa la actividad microbiana beneficiosa. En particular, las bacterias fijadoras de nitrógeno, como *Rhizobium* y *Azotobacter*, así como los hongos micorrílicos arbusculares, son especialmente sensibles a la presencia de Al³⁺, lo que compromete procesos clave como la mineralización de la materia orgánica, la formación de simbiosis y la disponibilidad de nitrógeno. Esta alteración tiene consecuencias directas sobre la fertilidad del suelo, el reciclaje de nutrientes y el crecimiento vegetal (Rosseland et al., 1990; Kochian et al., 2005).

Plantas

La toxicidad del aluminio (Al³⁺) en plantas está ampliamente documentada, especialmente en

suelos con pH inferior a 5,5, donde este elemento se encuentra en formas solubles altamente reactivas, siendo el ion Al³⁺ la especie más fitotóxica.

Se ha establecido que concentraciones de **Al³⁺ intercambiable superiores a 1 mg/kg** pueden inducir efectos negativos en especies sensibles, mientras que valores por encima de **2 meq/100 g de suelo** (aproximadamente 54 mg/kg) son considerados críticos para la mayoría de los cultivos (Hue & Licudine, 1999; FAO, 1985; Kabata-Pendias, 2011).

Las especies de aluminio menos tóxicas, como AlOH²⁺ y Al(OH)₂⁺, están presentes a pH ligeramente superiores, y la toxicidad relativa decrece en el siguiente orden: **Al³⁺ > AlOH²⁺ > Al(OH)₂⁺ > Al(OH)₄⁻**. Además, se ha identificado una especie polinuclear de aluminio, **Al₁₃[AlO₄Al₁₂(OH)₂₄(H₂O)₇]⁷⁺**, como extremadamente fitotóxica y relevante tanto en suelos como en aguas (Wanner et al., 2018; Cardona, et al., 2021).

Los efectos del Al³⁺ se manifiestan principalmente en el **sistema radicular**.

El aluminio se acumula en los ápices de las raíces, donde interfiere con la elongación celular al unirse a grupos carboxílicos de las pectinas, aumentando la rigidez de la pared celular. También promueve el entrecruzamiento de pectinas, altera la organización del citoesqueleto (microtúbulos) y reduce la división celular, provocando raíces cortas, engrosadas y quebradizas (Kochian et al., 2005; Bojorquez et al., 2017).

Por ejemplo, en cultivares de trigo (*Triticum aestivum*) se ha observado acumulación de Al y formación de calosa, un indicador de estrés celular (Casierra, 2018). En plántulas de maíz (*Zea mays*), el Al³⁺ causó reorganización de microtúbulos, disminución de biomasa, reducción del área foliar y acumulación intracelular del metal, especialmente cuando la relación Ca+Mg+K/Al fue inferior a 0,5 (Casierra, 2018).

Como consecuencia de este fenómeno, las raíces pierden eficacia en su capacidad de explorar el suelo en busca de agua y nutrientes, lo que afecta directamente el desarrollo de la planta.

A nivel de **membrana plasmática**, el Al³⁺ compite con cationes esenciales como Ca²⁺ y Mg²⁺, lo que desestabiliza la bicapa lipídica, incrementa la permeabilidad celular y provoca la pérdida de

metabolitos. Esta alteración genera un desequilibrio iónico interno que interfiere con el mantenimiento de los gradientes electroquímicos necesarios para el transporte de nutrientes y la señalización celular, comprometiendo así la homeostasis iónica y la capacidad de absorción de nutrientes (Kochian et al., 2005).

A nivel bioquímico, el aluminio interfiere con la absorción y la utilización de nutrientes esenciales, lo que afecta directamente procesos claves como **la fotosíntesis**. Por ejemplo, la deficiencia inducida de Mg^{2+} limita la síntesis de clorofila, mientras que la de Ca^{2+} compromete la estabilidad estructural de las células. Además, el Al^{3+} interfiere con enzimas del ciclo de Calvin, reduciendo la eficiencia de la fijación de carbono. En los cloroplastos, provoca daño en las membranas de los tilacoides, lo que disminuye la eficiencia del transporte de electrones y reduce la producción de ATP y NADPH, afectando así la actividad fotosintética (Poschenrieder et al., 2008 apud Carreño et al,2013).

Asimismo, el Al^{3+} induce **estrés oxidativo** al promover la acumulación de especies reactivas de oxígeno (ROS), como el H_2O_2 y el O_2^- , que causan peroxidación lipídica, daño en proteínas y ácidos nucleicos. También interfiere en la **síntesis de ATP** al unirse a los grupos fosfato, lo que afecta reacciones enzimáticas fundamentales como la glucólisis y el transporte activo. Además, puede unirse al ADN, aumentando su rigidez e impidiendo la replicación y la división celular (Poschenrieder et al., 2008 apud Carreño et al., 2013; Kabata-Pendias, 2011).

Los síntomas visibles incluyen **clorosis, necrosis, enanismo** y crecimiento atrofiado de raíces y brotes. En condiciones prolongadas, la productividad vegetal disminuye considerablemente.

Las plantas han desarrollado diversos mecanismos de defensa frente a la toxicidad del aluminio, entre los que se destacan la exudación de ácidos orgánicos —como malato y citrato— que quelan el Al^{3+} en la rizósfera, y la modificación del pH en el microambiente radicular. No obstante, bajo condiciones de acidez extrema y altas concentraciones de aluminio, estas estrategias resultan

insuficientes (Kochian et al., 2005).

Se han identificado dos mecanismos clave de resistencia al aluminio: la exclusión del Al^{3+} en la rizósfera mediante la secreción de ácidos orgánicos, y la tolerancia interna, basada en la absorción del aluminio seguida de su secuestro intracelular, principalmente en vacuolas.

La tolerancia al aluminio varía considerablemente entre especies y genotipos. Por ejemplo, se ha demostrado que cultivares de trigo, maíz y cebada presentan diferencias significativas en su sensibilidad, lo cual ha permitido la identificación y selección de líneas resistentes (Mazzocato, 2009). Esta variabilidad se estudia a través de ensayos fisiológicos y técnicas como la tinción con hematoxilina, que permite distinguir raíces sensibles de las tolerantes en función de la intensidad de la coloración (Casierra, 2018).

3.8.4 Efectos en biota acuática

Plantas acuáticas superiores (macrófitas)

Las macrófitas acuáticas, aunque han sido menos estudiadas en comparación con otros grupos biológicos, también son sensibles a la toxicidad del aluminio (Al^{3+}), particularmente en sistemas de agua dulce acidificados, donde la solubilidad y biodisponibilidad del Al^{3+} aumentan considerablemente (Gensemer & Playle, 1999).

Estudios han documentado que el aluminio se acumula preferentemente en las raíces de las macrófitas acuáticas, donde alcanza concentraciones superiores a las detectadas en tallos y hojas, desencadenando alteraciones fisiológicas y morfológicas que afectan su desarrollo y función ecológica (Lin et al., 2017; Senze & Kowalska-Górska, 2018).

Uno de los principales mecanismos de toxicidad es el daño a la integridad de las membranas celulares, lo que interfiere con la absorción y el transporte de nutrientes esenciales como fósforo, calcio y magnesio.

Este desequilibrio nutricional afecta negativamente procesos fundamentales como el

crecimiento, la fotosíntesis y el metabolismo general de las plantas. Se han reportado síntomas visibles como clorosis, necrosis foliar e inhibición del crecimiento radicular, los cuales afectan de manera directa la productividad de la planta y la estructura de las comunidades de macrófitas (Gensemer & Playle, 1999).

El aluminio también provoca **disfunciones osmóticas**, comprometiendo la regulación hídrica celular, generando pérdida de turgencia y, en casos severos, deshidratación celular (Yamamoto et al., 2001; Arroyo-Serralta et al., 2005 apud Rondón et al., 2007). A **nivel fotosintético**, el Al^{3+} puede alterar la ultraestructura de los cloroplastos, bloquear estomas, inhibir la transferencia de electrones en la cadena fotosintética y reducir la eficiencia en la captura de luz, limitando la producción de energía y biomasa.

Las macrófitas sumergidas son particularmente vulnerables, dado que sus raíces se encuentran en contacto directo con el agua rica en aluminio. Sin embargo, también se ha observado acumulación de aluminio en hojas de especies flotantes, lo que indica una exposición múltiple a través de raíces y partes aéreas. La disminución de la biomasa reduce la capacidad de estas plantas para cumplir funciones ecológicas esenciales como la oxigenación del agua, la provisión de hábitat para fauna acuática y la estabilización de sedimentos.

Además, la reducción en la cobertura vegetal puede disminuir la disponibilidad de alimento para organismos herbívoros y alterar las interacciones tróficas. La acumulación de aluminio en los tejidos vegetales también puede facilitar su transferencia a niveles superiores de la cadena alimentaria, con efectos potenciales sobre peces y macroinvertebrados (Rondón et al., 2007).

Fitoplancton

El fitoplancton, componente fundamental de las cadenas tróficas acuáticas, es especialmente sensible a la toxicidad del aluminio (Al^{3+}), sobre todo en condiciones de pH bajo y escasa materia orgánica disuelta (DOC). La exposición al aluminio afecta múltiples procesos fisiológicos, entre ellos la fotosíntesis, la respiración, la absorción de nutrientes y el mantenimiento de la integridad de

membranas celulares, lo que se traduce en una disminución del crecimiento, la biomasa y la productividad primaria (Gensemer & Playle, 1999).

Uno de los principales mecanismos de toxicidad del Al³⁺ es su interferencia con los **fotosistemas**. El aluminio puede unirse a proteínas clave en el fotosistema II, inhibiendo la captación de luz y el transporte de electrones en la cadena fotosintética, lo que reduce drásticamente la eficiencia fotosintética (Ahmad et al., 2009 apud CCME, 2003). A **nivel de membranas celulares**, el Al³⁺ altera su permeabilidad, afectando la captación de nutrientes esenciales como fósforo, nitrógeno, calcio, magnesio y hierro. Este efecto se ve intensificado en aguas acidificadas, donde predominan especies de aluminio más reactivas y biodisponibles (Gensemer & Playle, 1999).

El aluminio también forma complejos insolubles con el fósforo y puede inhibir la actividad de la enzima fosfatasa ácida, lo que limita aún más la disponibilidad de este nutriente clave para el crecimiento algal. Estudios han demostrado que incluso concentraciones relativamente bajas de Al (50–200 µg/L) pueden reducir significativamente el crecimiento del fitoplancton, especialmente en ausencia de DOC y en ambientes ácidos.

Bioensayos con especies modelo han evidenciado estos efectos. Por ejemplo, *Selenastrum capricornutum* mostró una inhibición significativa del crecimiento con una CE₅₀ de 0,39 mg/L (Ahmad et al., 2009 apud CCME, 2003). En otro estudio, *Chlorella pyrenoidosa* presentó una reducción del 30 % en el crecimiento tras 96 horas de exposición a 167 µg/L de Al monomérico a pH 5,0, sin materia orgánica disuelta (Parent et al., 1996 apud CCME, 2003). Asimismo, *Monoraphidium griffithii* y *M. dybowskii* mostraron disminuciones del 82 % y 70 % respectivamente al exponerse a 100–200 µg/L de Al a pH 4,8 (Hörnström et al., 1995 apud CCME, 2003).

La sensibilidad al aluminio varía entre grupos taxonómicos. Las desmidas (Zygnematophyceae) y diatomeas (Bacillariophyceae) suelen ser particularmente sensibles, mientras que algunas clorofíceas y crisófitas muestran mayor tolerancia. Esta variabilidad depende de características fisiológicas como la capacidad de excretar compuestos quelantes, la composición de la pared celular y la eficiencia en el uso de nutrientes (Gensemer, R. W., & Playle, R. C., 1999).

El estrés oxidativo inducido por el aluminio es otro mecanismo relevante. El Al^{3+} promueve la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que dañan lípidos, proteínas y ADN celular, afectando la viabilidad celular y los mecanismos de defensa antioxidant. Aunque la tasa de crecimiento es el principal indicador en bioensayos, la viabilidad y el estado fisiológico general de las células también se ven comprometidos en exposiciones prolongadas (Gensemer & Playle, 1999).

Desde una perspectiva ecológica, la disminución en la biomasa y diversidad del fitoplancton debido al aluminio puede desencadenar efectos en cascada en las redes tróficas acuáticas, afectando a consumidores primarios como el zooplancton, y alterando la estructura y el flujo energético de todo el ecosistema.

Zooplancton-Invertebrados acuáticos de vida libre

Los invertebrados acuáticos de vida libre, como cladóceros, copépodos, moluscos y pequeños crustáceos, son vulnerables a la toxicidad del aluminio, particularmente en sistemas dulceacuícolas con bajo pH y escasa dureza. Aunque suelen ser menos sensibles que los peces, estos organismos pueden presentar efectos subletales severos bajo exposiciones prolongadas, especialmente en etapas larvales y reproductivas (Gensemer & Playle, 1999).

Los efectos del aluminio en estos invertebrados tienden a manifestarse de forma más lenta bajo condiciones de exposición crónica, y pueden incluir alteraciones fisiológicas, disruptores en la osmorregulación y la reproducción, así como modificaciones en el comportamiento. Estas perturbaciones pueden conllevar disminuciones sustanciales en las poblaciones, afectando la estructura de la cadena trófica y alterando la dinámica general del ecosistema (Rosseland, Eldhuset, & Staurnes, 1990).

El aluminio disuelto, principalmente en su forma catiónica (Al^{3+}), interfiere con la osmorregulación al afectar el transporte iónico a través de las membranas celulares. Este metal compite con cationes esenciales como sodio (Na^+) y calcio (Ca^{2+}), disminuyendo su captación y aumentando su pérdida. En organismos como *Daphnia magna*, se ha observado una reducción

significativa en la absorción de Na^+ , especialmente en aguas ácidas, comprometiendo el equilibrio osmótico, el crecimiento y la homeostasis general (DeForest et al., 2018).

En crustáceos y moluscos, la interferencia del aluminio con la absorción de calcio afecta negativamente procesos como la calcificación y la muda. Esto se traduce en un debilitamiento del exoesqueleto, deformaciones estructurales y alteraciones en la tasa de crecimiento y supervivencia. A nivel celular, el Al^{3+} induce **estrés oxidativo** al promover la formación de especies reactivas de oxígeno (ROS), que dañan membranas celulares, proteínas y enzimas metabólicas claves, afectando la respiración y la digestión (Trenfield, 2012).

La reproducción también se ve severamente afectada por la exposición a concentraciones subletales de aluminio. En *Daphnia magna*, se ha reportado una drástica reducción en la fecundidad, menor número de huevos viables y deformaciones en estados juveniles. Estos efectos limitan la capacidad de renovación poblacional y aumentan el riesgo de colapso de poblaciones locales (EPA, 2018).

Además de los efectos directos sobre la fisiología, el aluminio genera impactos indirectos al reducir la biomasa del fitoplancton, fuente principal de alimento para muchas especies zooplanctónicas. La disminución de la actividad alimentaria, sumada a la alteración del comportamiento, reduce aún más las tasas de crecimiento y reproducción.

Desde una perspectiva ecológica, la exposición prolongada al aluminio en ambientes acuáticos conduce a una simplificación de las comunidades de invertebrados. Las especies más sensibles, como efímeras (Ephemeroptera), plecópteros (Plecoptera) y tricópteros (Trichoptera), tienden a desaparecer en condiciones de acidez elevada y altas concentraciones de aluminio. En contraste, organismos más tolerantes, como ciertos bivalvos, gasterópodos y cangrejos de río, pueden persistir o incluso proliferar (Rosseland, Eldhuset & Staurnes, 1990).

Esta reorganización comunitaria reduce la biodiversidad funcional, altera la estructura trófica y modifica el flujo de energía en los ecosistemas acuáticos. Como consecuencia, se ven afectadas las interacciones entre niveles tróficos, impactando tanto a depredadores —como peces e invertebrados

predadores— como a las especies que ocupan los niveles más bajos de la cadena alimentaria.

La sensibilidad de los invertebrados acuáticos al aluminio está fuertemente influenciada por variables ambientales, como el pH, la dureza del agua y el contenido de materia orgánica disuelta. Estudios realizados con *Daphnia magna* han demostrado que la toxicidad y la bioacumulación de aluminio son pH-dependientes, observándose una máxima absorción alrededor de pH 6,5 y una mínima en aguas altamente ácidas (pH 4,5) (Trenfield, 2012; DeForest et al., 2018). Aunque en condiciones de pH extremadamente bajo el aluminio puede formar complejos menos biodisponibles, lo que atenúa temporalmente su toxicidad, estos efectos no compensan los impactos a largo plazo.

En particular, en aguas blandas con baja capacidad de tamponamiento, incluso concentraciones subletales de aluminio (0,02–1,02 mg/L) pueden causar una mortalidad significativa, especialmente cuando se combinan con baja dureza (2,5–12,5 mg CaCO₃/L) y valores de pH inferiores a 5 (EPA, 2018). En estos escenarios, *D. magna* mostró una alta sensibilidad, muriendo rápidamente en aguas blandas con pH ácido, lo que evidencia la interacción sinérgica entre acidez, dureza y concentración de aluminio en la determinación de su toxicidad.

En resumen, el aluminio ejerce efectos fisiológicos, reproductivos y ecológicos importantes sobre los invertebrados acuáticos de vida libre. La alteración de funciones vitales, junto con la modificación de las interacciones tróficas y la pérdida de biodiversidad, comprometen la estabilidad de los ecosistemas dulceacuícolas expuestos a este metal.

Invertebrados bentónicos

Los invertebrados bentónicos se encuentran en contacto directo con los sedimentos, donde el aluminio precipitado puede acumularse, volviéndolos especialmente susceptibles a sus efectos tóxicos. Esta acumulación puede alterar las condiciones físico-químicas del entorno bentónico – como el pH y la composición iónica del agua intersticial – afectando la viabilidad de los organismos, especialmente aquellos que dependen de condiciones químicas estables para procesos fisiológicos esenciales, incluyendo la respiración cutánea o branquial, la muda y la reproducción (Rosseland,

Eldhuset & Staurnes, 1990).

Además, la presencia de aluminio puede reducir la disponibilidad de oxígeno disuelto, refugios y recursos alimentarios como biofilms y materia orgánica, afectando la estructura y función de las comunidades bentónicas. Este impacto se intensifica debido a los efectos del aluminio sobre las comunidades microbianas y algales del sedimento, que constituyen una fuente clave de alimento para muchos invertebrados (Gensemer & Playle, 1999; EPA, 2018).

Los cambios inducidos en el agua intersticial, especialmente en el pH, la alcalinidad y la disponibilidad iónica, también incrementan la toxicidad del aluminio retenido en los poros del sedimento. Esto compromete funciones vitales de especies sensibles como efemerópteros, tricópteros, moluscos y pequeños crustáceos (Rosseland et al., 1990).

Finalmente, el aluminio puede interferir con los ciclos biogeoquímicos del sedimento al reducir la actividad microbiana y algal, alterando el reciclaje de nutrientes esenciales como el nitrógeno y el fósforo, lo que repercute negativamente en la calidad del hábitat y en la base alimentaria de la comunidad bentónica (De Forest et al., 2018).

Organismos con estructuras calcificadas, como moluscos y algunos crustáceos, muestran una sensibilidad particular debido a la interacción del aluminio con el calcio, esencial para la formación del exoesqueleto. En ambientes con bajo pH o escasa dureza del agua, el aluminio puede competir con el calcio y dificultar la mineralización de estructuras corporales, generando deformidades o dificultando la muda (Trenfield et al., 2012).

La exposición prolongada al aluminio también ha sido asociada con una reducción en la tasa reproductiva, malformaciones en etapas larvales y menor emergencia de juveniles desde los sedimentos. Estos efectos pueden estar mediados por alteraciones en las condiciones redox, reducción de oxígeno disuelto y afectación directa del desarrollo embrionario (EPA, 2018).

Desde una perspectiva ecológica, los invertebrados bentónicos cumplen funciones fundamentales en el ecosistema acuático, como la descomposición de materia orgánica y el reciclaje de nutrientes. Su declive puede desencadenar efectos en cascada sobre niveles tróficos superiores,

disminuyendo la disponibilidad de alimento para peces bentófagos y alterando el flujo de energía y la estabilidad del ecosistema (Gensemer & Playle, 1999).

Peces

Los efectos tóxicos del aluminio (Al^{3+}) en peces han sido ampliamente investigados. Se ha observado que, los peces de agua dulce son particularmente vulnerables a la toxicidad del aluminio (Al^{3+}), especialmente bajo condiciones de pH ácido o circumneutro, donde se incrementa la solubilidad y la reactividad del metal.

Los mecanismos de toxicidad del aluminio (Al^{3+}) en peces son complejos, siendo las **branquias** la principal vía de exposición. Estas estructuras, altamente sensibles, desempeñan funciones esenciales como el intercambio gaseoso, la regulación osmótica y el equilibrio ácido-base. La toxicidad del Al en estos organismos se ha asociado con una serie de efectos fisiológicos, histopatológicos y bioquímicos que comprometen su supervivencia, comportamiento, reproducción e inmunidad (Botté et al., 2021; CCME, 2003; Rondón et al., 2007).

En síntesis, el aluminio no solo actúa directamente sobre órganos y tejidos, sino que también interfiere con procesos fisiológicos fundamentales como la respiración, la regulación osmótica y la respuesta inmune. Estas alteraciones a nivel celular y molecular desencadenan un ciclo de estrés sistémico que deteriora la salud general, afecta el comportamiento y disminuye la capacidad de supervivencia de los peces (Botté et al., 2021).

Uno de los efectos más documentados es el **daño branquial**. En condiciones de pH entre 6,0 y 8,0, la **precipitación de hidróxidos de aluminio, como Al(OH)_3** , forma microdepósitos sobre la superficie branquial.

La formación de precipitados de Al(OH)_3 sobre las branquias puede ocurrir incluso en aguas ácidas, debido a variaciones locales del pH en el microambiente branquial generadas por el intercambio gaseoso (liberación de OH^- y CO_2). La interacción del aluminio con mucus, fosfatos liberados por las branquias y materia orgánica disuelta puede favorecer la **coprecipitación de Al(OH)_3 y AlPO_4** , intensificando la obstrucción branquial (Baker et al., 1990).

La polimerización de estas especies genera obstrucciones físicas que bloquean las láminas branquiales, reduciendo el flujo de agua y dificultando la difusión de gases, es decir, la absorción de oxígeno y eliminación de dióxido de carbono. Esto provoca **hipoxia**, hipercapnia, **acidosis respiratoria** y alteraciones en la osmorregulación, debido a la reducción de la superficie branquial disponible para el intercambio gaseoso (Gensemer & Playle, 1999; Botté et al., 2021).

La **hipoxia**, entendida como la disminución de oxígeno en los tejidos, afecta el metabolismo celular y puede llevar a la muerte por asfixia. Además, la reducción de oxígeno en la sangre (**hipoxemia**) compromete el transporte de este gas a órganos vitales. Paralelamente, la acumulación de CO₂ en la sangre genera hipercapnia y acidosis respiratoria, reduciendo el pH sanguíneo y agravando el desequilibrio fisiológico del organismo.

La deposición de aluminio en las branquias desencadena respuestas fisiopatológicas como hiperplasia de células mucosas, hipertrofia de células de cloro y tumefacción lamelar, lo cual disminuye aún más la superficie de intercambio gaseoso, provocando hipoxemia, acidosis y eventualmente fallo respiratorio (Staurnes et al., 1996; Allin & Wilson, 2000, citados en Rondón et al., 2007). Asimismo, se han reportado efectos sistémicos como incremento en el hematocrito, policitemia, hemorragias branquiales, hemodilución y alteraciones en los niveles plasmáticos de iones y glucosa (Fivelstad et al., 2003; Brodeur et al., 2001, citados en Rondón et al., 2007).

Además del daño físico, el Al³⁺ puede **adsorberse directamente sobre las células epiteliales de las branquias**, interfiriendo con los mecanismos de transporte iónico. En particular, el aluminio afecta el funcionamiento de la Na⁺/K⁺-ATPasa, una enzima clave en la regulación osmótica, lo que conlleva a la pérdida de iones esenciales como sodio (Na⁺), potasio (K⁺) y cloruro (Cl⁻). Esta alteración del transporte iónico genera un desequilibrio osmótico que puede causar edema celular, deshidratación, daño tisular y un incremento significativo del estrés fisiológico (Gensemer & Playle, 1999; Botté et al., 2021).

El aluminio, especialmente en su forma iónica (Al³⁺), se **adhiere a las membranas celulares de**

las branquias formando complejos con proteínas estructurales, lo que daña las células epiteliales que recubren estas estructuras e impide la captación eficiente de iones esenciales. Se produce una **alteración del equilibrio** iónico que compromete gravemente funciones fisiológicas fundamentales, como la regulación del balance hídrico y salino. Al interferir el funcionamiento de bombas iónicas, como la Na^+/K^+ -ATPasa, y con canales iónicos, el Al^{3+} induce una pérdida continua de iones esenciales (como Na^+ , K^+ y Cl^-) hacia el medio externo, mientras que iones como el hidrógeno (H^+) pueden ingresar al organismo. Este fenómeno intensifica el desbalance iónico, genera un desajuste osmótico y agrava el estrés fisiológico del pez (Staurnes et al., 1996; Allin & Wilson, 2000, citados en Rondón et al., 2007).

Como resultado, se ve comprometida la homeostasis interna, dificultando la capacidad del organismo para mantener condiciones fisiológicas estables en un entorno acuático potencialmente hostil (Gensemer & Playle, 1999; Botté et al., 2021).

La persistencia de este estrés osmótico, junto con la acumulación de aluminio en los tejidos, contribuye a una disfunción fisiológica generalizada, que puede culminar en edema, fallo en la regulación osmótica y, en última instancia, la muerte del organismo.

La exposición al aluminio induce en los peces una respuesta fisiológica caracterizada por **hiperplasia e hipertrofia celular, así como una excesiva producción de mucus en las branquias**. Estas alteraciones engrosan el epitelio branquial y agravan los trastornos respiratorios al reducir el área efectiva de intercambio gaseoso entre la sangre y el agua, comprometiendo la oxigenación de los tejidos (Staurnes et al., 1996 apud Rondón et al., 2007).

Esta respuesta inflamatoria, considerada parte de la inmunidad innata del pez, es similar a la que ocurre frente a infecciones bacterianas o parasitarias, e implica una activación del epitelio branquial como mecanismo de defensa. El aumento del mucus, si bien tiene un efecto protector inicial, contribuye a una mayor obstrucción del flujo de agua y a una disminución en la eficiencia respiratoria, lo que puede culminar en hipoxia severa.

A nivel sistémico, uno de los efectos más relevantes del aluminio es la inducción de estrés

oxidativo. Este proceso se produce por la generación excesiva de especies reactivas de oxígeno (ROS), en cuya formación el Al³⁺ puede actuar como catalizador. Las ROS son moléculas altamente reactivas que dañan diversos componentes celulares, como lípidos de membranas, proteínas estructurales y material genético (Exley, 2004, apud Rondón et al., 2007).

El daño a los lípidos de las membranas celulares incrementa su permeabilidad y compromete su integridad funcional, mientras que la alteración de proteínas esenciales puede afectar procesos críticos como el transporte de oxígeno, la señalización celular y la reparación tisular. Además, el daño oxidativo al ADN interfiere con la replicación y transcripción genética, aumentando la probabilidad de mutaciones y afectando la viabilidad celular. Todo ello contribuye a un deterioro generalizado del estado fisiológico del pez y potencia los efectos tóxicos del aluminio.

Además de los efectos sobre la fisiología general y las funciones celulares, el aluminio también tiene un **impacto neurotóxico** en los peces. Este metal es capaz de atravesar la barrera hematoencefálica y provocar procesos de neurodegeneración, como alteraciones en la morfología cerebral, desmielinización y daño oxidativo del ADN. Asimismo, se ha observado una sobreexpresión de proteínas gliales como la GFAP y la desregulación de genes relacionados con enfermedades neurodegenerativas, particularmente el parkinsonismo, lo que sugiere una afectación directa del sistema nervioso central (Capriello et al., 2022). Como consecuencia, los peces pueden presentar pérdida de coordinación motora, alteraciones en la respuesta a estímulos, comportamientos anómalos y dificultades en funciones vitales como la búsqueda de alimento o la evasión de depredadores, comprometiendo su supervivencia, especialmente en ambientes naturales donde la capacidad de adaptación es crítica.

A nivel endocrino, el aluminio puede actuar como disruptor hormonal en peces. Por ejemplo, en hembras maduras de *Oreochromis niloticus* expuestas a niveles agudos de aluminio en aguas ácidas, se observó una disminución de la progesterona 17α-hidroxi (17α-OHP) y del cortisol plasmático, lo que sugiere alteraciones en el eje hipotálamo–hipófiso–gónadas y en la respuesta al

estrés (Correia et al., 2010). Estos efectos reducen la fertilidad, afectan la viabilidad embrionaria y generan malformaciones que comprometen la supervivencia larval.

En cuanto a la **respuesta inmunológica**, aunque la evidencia directa en peces es más limitada, se ha documentado que la exposición crónica al Al³⁺ puede reducir la actividad de leucocitos y fagocitos, potencialmente comprometiendo la inmunidad innata. Si bien muchas de estas observaciones se basan en extrapolaciones desde modelos mamíferos o en estudios indirectos (p. ej., marcadores de inflamación y estrés oxidativo), el daño oxidativo del ADN detectado en el cerebro de peces expuestos a Al, como se observa en el pez cebra (*Danio rerio*), podría sugerir un impacto sistémico que incluya también inmunotoxicidad (Capriello et al., 2022).

La severidad de estos efectos depende de varios **factores moduladores**: el pH, la dureza del agua, la temperatura, y la presencia de sustancias húmicas o de calcio. El carbono orgánico disuelto (DOC), especialmente los ácidos húmicos, puede reducir la toxicidad del aluminio formando complejos no biodisponibles, actuando como una **barrera protectora para las branquias** (CCME, 2003). No obstante, bajo condiciones inestables de pH o en presencia de especies de Al poliméricas altamente reactivas, estos mecanismos de protección pueden ser insuficientes (Rondón et al., 2007).

Finalmente, la **acumulación tisular** de Al en branquias, riñón y esqueleto ha sido ampliamente reportada, con concentraciones elevadas especialmente en las branquias, donde el aluminio monomérico actúa como una forma altamente reactiva y transitoria (Teien et al., 2006a, apud Rondón et al., 2007). También se ha documentado **alteración del patrón de nado**, anorexia, disminución del crecimiento y cambios hematológicos como policitemia, hemólisis y hemodilución, lo cual compromete la capacidad aeróbica de los peces (Allin & Wilson, 1999; Fivelstad et al., 2003 apud Rondón et al., 2007).

En conjunto, el aluminio constituye una amenaza significativa para la salud y la supervivencia de los peces de agua dulce, alterando procesos fisiológicos esenciales y afectando el equilibrio ecológico de los ecosistemas acuáticos donde habitan.

3.9 Hierro

3.9.1 Comportamiento en el ambiente

El hierro (Fe) es el segundo metal más abundante y el cuarto elemento más común en la corteza terrestre después del oxígeno, silicio y el aluminio, representando aproximadamente el 5 % de su peso total. Aunque no se considera un oligoelemento en rocas ni suelos, su papel es fundamental en el comportamiento geoquímico de otros elementos traza, y ocupa una posición intermedia entre los macro y micronutrientes esenciales para plantas, animales y seres humanos (Kabata-Pendias, 2011).

El comportamiento del hierro en ambientes terrestres y acuáticos está fuertemente determinado por su capacidad para cambiar de estado de oxidación y por las condiciones fisicoquímicas del entorno, particularmente **el pH, el potencial redox (Eh), la presencia de oxígeno disuelto** y la materia orgánica (Kabata-Pendias, 2011).

En medios naturales, el hierro se presenta principalmente en dos estados de oxidación: **el ion ferroso (Fe^{2+}), más soluble y móvil, y el ion férrico (Fe^{3+})**, que tiende a formar precipitados poco solubles. Estos iones pueden sufrir hidrólisis y formar especies intermedias o precipitar como hidróxidos y óxidos, generando una variedad de especies químicas cuya estabilidad varía según las condiciones del entorno.

La figura 12 muestra un diagrama de estabilidad (diagrama Eh-pH), que permite visualizar las especies predominantes de hierro, tanto en forma disuelta como sólida, en función del pH y del potencial redox.

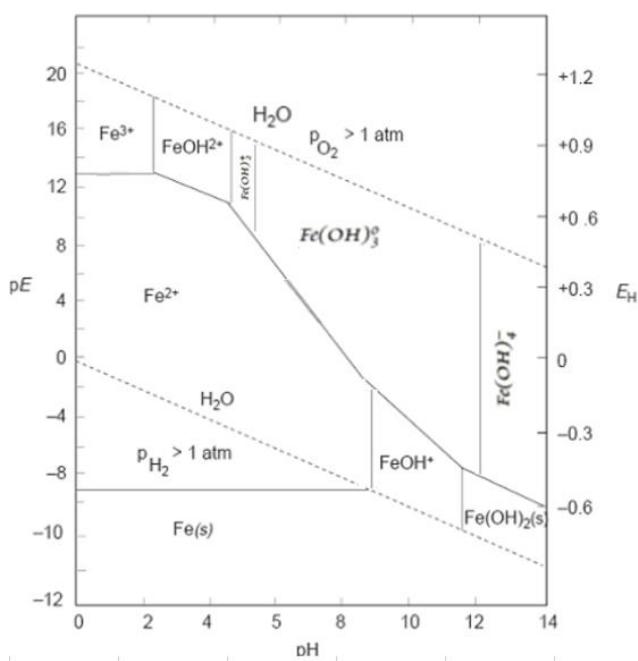
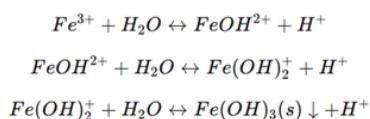


Figura 12-Diagrama estabilidad para formas sólidas y disueltas de hierro (Fuente: <https://ocw.ehu.eus>)

Descripción de las regiones principales del diagrama Eh-pH del hierro:

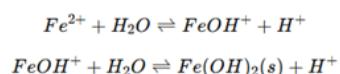
- **pH < 3:** el hierro se encuentra mayormente como **iones (solubles) libres Fe^{2+} y Fe^{3+}** , dependiendo del valor del potencial redox.
- **pH 3 – 6:** a medida que el pH se eleva, el Fe^{2+} permanece en solución mientras que el Fe^{3+} comienza a hidrolizarse, formando especies intermedias como $[\text{Fe(OH)}]^{2+}$, $[\text{Fe(OH)}_2]^+$ según las siguientes reacciones:



A partir de un pH cercano a 5, precipita como $[\text{Fe(OH)}_3]$, una fase amorfa de baja solubilidad.

Este hidróxido férrico, se presenta como un precipitado gelatinoso de color marrón rojizo, que en presencia de oxígeno puede transformarse en óxidos hidratados como $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (óxido hidratado).

- **pH 6 - 9:** el Fe^{2+} también se hidroliza, aunque en menor grado que el Fe^{3+} , según las siguientes reacciones:



A partir de un pH ≈ 6 - 8 precipita como hidróxido ferroso (**Fe(OH)₂**), precipitado blanco verdoso, el cual se oxida rápidamente a **Fe(OH)₃** y luego a óxidos de hierro cuando se expone al oxígeno. Simultáneamente, el Fe³⁺ da lugar a compuestos sólidos como: **FeO(OH)** o **Fe(OH)₃**.

- **pH > 9:** bajo condiciones alcalinas, se forman especies solubles como: **[Fe(OH)₄]⁻** para el Fe³⁺, y también especies como **Fe(OH)₃⁻** para el Fe²⁺.

La transformación entre Fe²⁺ y Fe³⁺ está controlada por **reacciones redox**, afectando su solubilidad y movilidad.

Bajo **condiciones reductoras (Eh bajo)**: el Fe³⁺ se reduce a Fe²⁺, que es más soluble y, por tanto, más móvil en medios acuáticos (se convierte en la especie predominante). Estas condiciones suelen darse en ambientes anaeróbicos o anóxicos, donde la ausencia de oxígeno impide la oxidación del Fe²⁺ (Kabata-Pendias, 2011).

Bajo **condiciones oxidantes (Eh alto)**: el Fe²⁺ se oxida a Fe³⁺, el cual tiende a precipitar como óxidos o hidróxidos de hierro. La oxidación del Fe²⁺ en presencia de oxígeno reduce su movilidad al formar sólidos como Fe(OH)₃, que se fijan en suelos o sedimentos (Wei Xing, 2011).

En términos generales, la movilidad y disponibilidad del hierro están reguladas principalmente por **procesos de hidrólisis y reacciones redox**, que están estrechamente interrelacionadas. La forma predominante del hierro depende no solo del pH, sino también del contenido de oxígeno del medio.

En condiciones aeróbicas y con pH neutros o alcalinos el Fe²⁺ se oxida a Fe³⁺, promoviendo la hidrólisis y precipitación de Fe(OH)₃ u otros óxidos de hierro. En cambio, con pH ácido, el Fe³⁺ es más soluble; permanece en solución y, por tanto, es más móvil (Kabata-Pendias, 2011).

En condiciones anaeróbicas o reductoras (y con pH ácido), el Fe³⁺ se reduce a Fe²⁺,

favoreciendo su **solubilidad y su movilidad**. Además, la hidrólisis de Fe^{2+} es limitada, lo que facilita su transporte en agua (Kabata-Pendias, 2011).

En resumen, **las condiciones oxidantes y alcalinas favorecen la inmovilización del hierro por precipitación**, mientras que **las condiciones reductoras y ácidas promueven su movilidad**.

El hierro tiene la capacidad de formar complejos inorgánicos como orgánicos. Entre los primeros, destacan sus asociaciones con aniones como carbonatos, fosfatos y cloruros, mientras que, entre los segundos, se encuentran las interacciones con compuestos orgánicos naturales, como los ácidos húmicos y fúlvicos, o la formación de quelatos con diversas sustancias orgánicas.

La presencia de materia orgánica disuelta (MOD) y particulada (MOP) modula significativamente el comportamiento ambiental del hierro. A través de la formación de complejos orgánicos, estas fracciones estabilizan las formas solubles del metal, inhiben su precipitación y facilitan su transporte en medios acuáticos (Wei Xing, 2011). No obstante, estos complejos pueden ser transformados por procesos fotoquímicos, microbiológicos y químicos, lo que altera la especiación y la biodisponibilidad del hierro en los ecosistemas (Franck & Heath, 1982; Sulzberger et al., 1990, apud Vuori, 1995).

La capacidad del hierro para formar complejos solubles repercute directamente en su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad en suelos y cuerpos de agua, al favorecer su permanencia en solución y facilitar su transporte en el medio acuático (Kabata-Pendias, 2011).

Los **procesos microbianos** desempeñan un papel esencial en la especiación, movilidad y disponibilidad del hierro en el ambiente. Diversos grupos de microorganismos participan activamente en reacciones redox que transforman el estado de oxidación del hierro, modificando así su solubilidad y su interacción con otros componentes del ecosistema (Kabata-Pendias, 2011).

En condiciones oxigénicas, bacterias oxidantes como *Gallionella spp.*, *Leptothrix spp.* y

Sideroxydans spp. utilizan el hierro ferroso (Fe^{2+}) como fuente de energía, catalizando su oxidación a hierro férrico (Fe^{3+}), que tiende a precipitar como óxidos o hidróxidos insolubles. Este proceso no solo reduce la movilidad del hierro, sino que también puede generar incrustaciones y afectar la disponibilidad de nutrientes en su entorno inmediato (Wei Xing, 2011).

En ambientes anóxicos, por el contrario, bacterias reductoras de hierro como *Geobacter spp.* y *Shewanella spp.* emplean el Fe^{3+} como aceptor de electrones durante la respiración anaerobia, reduciéndolo a Fe^{2+} . Esta forma es más soluble, lo que incrementa la movilidad del hierro y su disponibilidad para otros organismos, incluidas las plantas (Kabata-Pendias, 2011; Wei Xing, 2011).

3.9.2 Toxicidad

Valores normativos de toxicidad del hierro

La regulación de los niveles de hierro en el ambiente tiene como finalidad proteger la salud humana, la productividad agrícola y la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos y terrestres. Diversas agencias internacionales han establecido valores guía para el hierro, con un enfoque más consolidado en cuerpos de agua que en suelos.

En suelos

Los valores presentados en esta sección corresponden a distintas normativas técnicas vigentes, cuya validez ha sido confirmada en las fuentes oficiales consultadas hasta 2025.

La normativa relacionada con la concentración de hierro en suelos es escasa y heterogénea a nivel internacional. En algunos países se han establecido valores de referencia para prevenir riesgos potenciales a la salud humana o al ambiente.

En México, la **NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004** establece un valor guía de **4.000 mg/kg de Fe total** para suelos con uso agrícola. Por encima de este umbral, podrían generarse riesgos ambientales o sanitarios, dependiendo de la forma química del hierro y su biodisponibilidad.

En los **Países Bajos**, el sistema de valores guía considera un **valor de intervención de 5.000 mg/kg**, que señala la posibilidad de contaminación severa y la necesidad de remediación (VROM,

2000).

Otros países, como **Canadá** y **Brasil**, no han definido límites específicos para el hierro total en suelos, aunque reconocen que su toxicidad depende más de su especiación y del contexto edáfico (pH, contenido de materia orgánica, redox) que de la concentración total. Esto resalta la importancia de considerar no solo la cantidad absoluta de hierro, sino también sus formas químicas y la dinámica del suelo al evaluar su impacto ecológico.

Tanto el **CCME** (1999, 2002) como el **ANZECC** (2000) **no establecen valores numéricos para hierro en suelos agrícolas, residenciales o industriales**, ni para protección ecológica. Del mismo modo, la **EPA (Estados Unidos)** no fija límites ambientales para hierro en suelos, aunque publica valores de referencia como los **Regional Screening Levels (RSLs)**, los cuales se utilizan en la evaluación de riesgos para la salud humana, pero **no constituyen límites normativos ambientales** aplicables al suelo.

En aguas superficiales

Los valores presentados en esta sección corresponden a distintas normativas técnicas vigentes, cuya validez ha sido confirmada en las fuentes oficiales consultadas hasta 2025.

A diferencia de los suelos, en los ecosistemas acuáticos sí existe una mayor atención normativa respecto al hierro, dado su potencial de toxicidad directa o indirecta para peces, macroinvertebrados y flora acuática.

El **Consejo Canadiense de Ministros del Medio Ambiente (CCME, 2002)** recomienda un valor de **0,3 mg/L de hierro disuelto** para proteger la vida acuática, especialmente frente a efectos crónicos y acumulativos. Este valor se ha convertido en una referencia ampliamente citada en América del Norte.

La **Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 1986)** propone un criterio de **1,0 mg/L de hierro total** en aguas superficiales, con el fin de prevenir impactos visibles, como la formación de precipitados que pueden afectar a peces y macroinvertebrados.

Las Guías de Calidad del Agua de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC & ARMCANZ, 2000)

también establecen un valor protector de **0,3 mg/L para hierro disuelto** en sistemas acuáticos levemente modificados. En ambientes más sensibles, se recomienda un umbral más estricto de **0,1 mg/L**, destacando la necesidad de ajustes según la sensibilidad ecológica.

En Europa, países como Alemania adoptan límites aún más restrictivos, con valores de hasta **0,2 mg/L de Fe disuelto** para cuerpos de agua superficial, en el marco de sus políticas nacionales de protección ambiental.

Estas diferencias normativas reflejan no solo la diversidad en la sensibilidad de los ecosistemas, sino también la importancia de considerar la **forma química del hierro** (Fe^{2+} , Fe^{3+} , complejos orgánicos, precipitados), las **condiciones fisicoquímicas del medio** (pH, oxígeno disuelto, materia orgánica) y la **duración de la exposición** para definir criterios de calidad adecuados.

Además, las guías como las del CCME incluyen criterios para la **protección de sedimentos acuáticos**, reconociendo el papel del hierro precipitado en la alteración del hábitat bentónico.

3.9.3 Efectos en biota terrestre

El hierro (Fe) es un micronutriente esencial para las plantas, particularmente por su participación en procesos clave como la síntesis de clorofila y la respiración celular. Sin embargo, su disponibilidad y potencial toxicidad en el suelo dependen estrechamente de factores fisicoquímicos como **el pH, el potencial redox, el contenido de oxígeno, la materia orgánica y la actividad microbiana** (Kabata-Pendias, 2011).

En suelos bien aireados y con pH neutro a alcalino, el hierro férrico (Fe^{3+}) predomina, formando óxidos e hidróxidos insoluble que reducen drásticamente su biodisponibilidad. A pesar de su abundancia total (hasta un 2 % en peso), la fracción soluble disponible para las raíces suele ser extremadamente baja, lo que favorece deficiencias nutricionales y se manifiesta clorosis férrica, una afección caracterizada por el amarillento de hojas jóvenes debido a la deficiencia de clorofila, incluso

en suelos ricos en hierro total (Lindsay & Schwab, 1982, apud Mengel, 2000).

La solubilidad de Fe^{3+} disminuye exponencialmente con el aumento del pH, reduciéndose hasta mil veces por cada unidad de incremento. Así, los suelos con pH entre 7,4 y 8,5 presentan las condiciones más limitantes para su disponibilidad para las plantas (Lindsay & Schwab, 1982, apud Mengel, 2000). Por el contrario, en ambientes ácidos ($\text{pH} < 5,5$), especialmente aquellos con condiciones anóxicas como suelos encharcados, la forma ferrosa (Fe^{2+}) se estabiliza en forma soluble. Bajo estas condiciones, la reducción microbiana del Fe^{3+} a Fe^{2+} puede elevar las concentraciones de hierro hasta niveles tóxicos para las plantas, manifestándose en síntomas como necrosis radicular, manchas foliares marrones o el “bronceado” en cultivos como el arroz (Ponnamperuma, 1972, apud Mengel, 2000).

No obstante, la solubilidad del Fe^{2+} también se ve afectada por el pH: su disponibilidad puede reducirse en un 99 % con un aumento de una unidad de pH, debido a su oxidación y precipitación (Lindsay, 1972, apud Mengel, 2000). Además, puede inmovilizarse por formación de compuestos como carbonato ferroso (FeCO_3) o sulfuros (FeS , FeS_2), especialmente en suelos con pH entre 6 y 7,5.

El potencial redox controla la dinámica entre Fe^{3+} y Fe^{2+} : en condiciones reductoras, la transformación de Fe(OH)_3 en Fe^{2+} eleva el pH local, mientras que su reoxidación genera protones, acidificando el medio. Estas fluctuaciones afectan la distribución vertical del hierro, especialmente en horizontes profundos y mal aireados (Wiklander & Hallgren, 1949, apud Mengel, 2000).

La toxicidad del Fe^{2+} se asocia principalmente con la generación de especies reactivas de oxígeno (ROS) —como radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$) y superóxido ($\text{O}_2\cdot^-$)— mediante reacciones de Fenton y Haber-Weiss, que provocan daño oxidativo a lípidos, proteínas y ADN (Halliwell & Gutteridge, 1984 apud Mengel, 2000). Asimismo, el exceso de hierro puede competir con otros nutrientes esenciales como fósforo, manganeso, zinc y calcio, tanto en la rizósfera como dentro de la célula, dando lugar a deficiencias secundarias y clorosis interenal en hojas jóvenes (Marschner, 1995, apud Mengel, 2000).

La actividad microbiana desempeña un rol clave en la movilización del hierro, un proceso estrechamente ligado a la oxidación del carbono orgánico mediante la reducción de Fe^{3+} , así como a

la transformación de compuestos de sulfuro y sulfato (Kabata-Pendias, 2011). Bacterias como *Geobacter* y *Shewanella* reducen Fe^{3+} a Fe^{2+} en ambientes anaeróbicos, aumentando su solubilidad. En suelos saturados, también pueden generar sulfuros de hierro (FeS , FeS_2) o fosfatos de hierro, inmovilizando el Fe^{2+} y alterando su dinámica especiación-disponibilidad (Kabata Pendias, 2011). Por otra parte, bacterias como *Acidithiobacillus ferrooxidans* oxidan Fe^{2+} a Fe^{3+} en condiciones aeróbicas, formando óxidos insolubles que afectan la dinámica del metal.

Hongos micorrícos arbusculares, en simbiosis con las raíces, secretan sideróforas — pequeñas moléculas quelantes de Fe^{3+} — que movilizan el hierro hacia la rizósfera y facilitan su absorción por la planta hospedante. Esta simbiosis expande el volumen de suelo accesible a las raíces y optimiza las condiciones químicas locales, resultando crucial en suelos con baja disponibilidad de Fe (Kabata-Pendias, 2011).

Frente a esta limitación, los mecanismos biogeoquímicos de complejación juegan un papel central en la movilización y disponibilidad del hierro. La formación de complejos orgánicos solubles, especialmente los quelatos, facilita su transporte y absorción por las plantas. Las sideróforas — compuestos de bajo peso molecular con alta afinidad por Fe^{3+} — y las fitosideróforas vegetales — como los ácidos avénico y mugénico, exudadas por gramíneas— facilitan su solubilización y transporte hacia la rizósfera (Römhild y Marschner, 1986 apud Mengel, 2000). Además, compuestos como los ácidos cítricos, oxálico, húmicos y fúlvicos, provenientes tanto de la descomposición de la materia orgánica como de exudados radiculares, contribuyen a mantener al hierro en formas solubles (Kabata-Pendias, 2011).

Las plantas han desarrollado estrategias específicas para afrontar tanto la deficiencia como el exceso de hierro. La **Estrategia I**, propia de dicotiledóneas y gimnospermas, consiste en acidificar la rizósfera mediante exudación de protones y reductores, activando reductasas férricas que transforman Fe^{3+} en Fe^{2+} . La **Estrategia II**, exclusiva de gramíneas, implica la liberación de fitosideróforas que quelan Fe^{3+} y forman complejos solubles absorbidos por las raíces (Venkat Raju & Marschner, 1972; Römhild y Marschner, 1986 apud Mengel, 2000). Estas estrategias se

complementan con modificaciones morfológicas como el engrosamiento radicular, mayor densidad de pelos absorbentes y formación de células de transferencia.

3.9.4 Efectos en biota acuática

En los ecosistemas acuáticos, el hierro participa en un ciclo dinámico (en una dinámica compleja) influenciado por factores fisicoquímicos y biológicos que determinan su especiación, movilidad y disponibilidad (Wei Xing, 2011). Este comportamiento presenta una alta variabilidad espacial y temporal, tanto a gran como a pequeña escala (Andelman, 1973; Davison & De Vitre, 1992; McKnight et al., 1992 apud Vuori, 1995), condicionada por parámetros como el pH, la disponibilidad de oxígeno disuelto, la luz solar, la presencia de compuestos orgánicos y las condiciones redox.

En el agua, el hierro se encuentra principalmente en dos estados de oxidación: hierro ferroso (Fe^{2+}), soluble y móvil, y hierro férrico (Fe^{3+}), que tiende a formar precipitados insolubles como hidróxidos y óxidos (Wei Xing, 2011). La transición entre estas formas está regulada por la oxigenación y el pH, siendo la oxidación de Fe^{2+} lenta en condiciones ácidas o anóxicas, lo que permite su persistencia en la columna de agua (Davison & De Vitre, 1992).

La materia orgánica disuelta (MOD) influye notablemente en la especiación y movilidad del hierro en ambientes acuáticos. Sus grupos funcionales permiten la formación de complejos con Fe^{3+} , aumentando su solubilidad y facilitando su reducción fotoquímica a Fe^{2+} , lo que genera variaciones diurnas y estacionales (Theis & Singer, 1974; Davison & De Vitre, 1992, apud Vuori, 1995). Asimismo, ciertos compuestos orgánicos como los ácidos húmicos y fúlvicos pueden inhibir la oxidación del Fe^{2+} , mientras que otras sustancias como fosfatos y óxidos de hierro pueden acelerar este proceso por mecanismos de autocatálisis (Wei Xing, 2011; Davison & De Vitre, 1992, apud Vuori, 1995).

Los principales mecanismos de liberación de Fe^{2+} en el medio incluyen la reducción de hidróxidos de Fe^{3+} por sulfuros disueltos, la disolución fotoinducida y la actividad enzimática reductora. Además, la MOD también puede actuar como donante de electrones en condiciones anaeróbicas, favoreciendo la reducción de Fe^{3+} y su disponibilidad biológica. (Wei Xing, 2011).

El hierro se transporta mayoritariamente en forma particulada, aunque puede formar complejos con materia orgánica disuelta o coloides, que mantienen fracciones solubles elevadas en ambientes con alta carga orgánica (Vuori, 1995). Además, se ha observado que el hierro puede formar coloides altamente reactivos con la MOD, influyendo en la turbidez y facilitando la adsorción y coprecipitación de otros metales traza (Wei Xing, 2011).

El hierro influye en la disponibilidad de nutrientes a través de su interacción con procesos microbianos y el ciclo del fósforo. En condiciones anóxicas, puede movilizarse desde los sedimentos como Fe^{2+} o formar compuestos insolubles como la pirita (FeS_2), dependiendo del ambiente redox. Cambios en estas condiciones, como aumento del oxígeno, pueden liberar nuevamente hierro, aumentando su toxicidad (Vuori, 1995). Además, el Fe^{3+} puede precipitar fosfatos y reducir su disponibilidad; sin embargo, en ambientes reductores, su reducción a Fe^{2+} libera fosfatos, favoreciendo la eutrofización (Davison & De Vitre, 1992 apud Vuori, 1995).

Estas complejas interacciones hacen que el hierro no solo afecte directamente a los organismos acuáticos por toxicidad o limitación nutricional, sino que también influya en procesos tróficos, en la movilidad de contaminantes y en la estructura de la comunidad biológica.

Una vez considerado el complejo comportamiento del hierro (Fe) en el medio acuático, resulta fundamental abordar sus potenciales efectos tóxicos sobre la biota. Aunque es un micronutriente esencial, su toxicidad depende de su forma química (Fe^{2+} o Fe^{3+}), concentración y biodisponibilidad, moduladas por factores como el pH, las condiciones redox, la materia orgánica disuelta y la actividad microbiana (Vuori, 1995).

En ambientes ácidos o anóxicos, predomina el Fe^{2+} , una forma soluble y biodisponible que puede alcanzar niveles tóxicos, mientras que el Fe^{3+} , común en medios neutros o alcalinos, tiende a precipitar como óxidos o hidróxidos, generando efectos físicos sobre los organismos (Wei Xing, 2011). El Fe^{2+} se absorbe principalmente desde el agua, en tanto que los precipitados férricos pueden ingresar por vía trófica (Luoma, 1983; Simkiss & Taylor, 1989 apud Vuori, 1995).

La exposición a hierro disuelto o particulado puede causar estrés oxidativo, interferencias en

la respiración, alimentación y reproducción, y alterar la disponibilidad de nutrientes como el fósforo (Davison & De Vitre, 1992 apud Vuori, 1995). Estos efectos se amplifican en ecosistemas con alta carga orgánica o fluctuaciones redox, donde los pulsos de hierro modifican drásticamente la estructura de las comunidades acuáticas.

A nivel ecológico, el exceso de hierro puede reducir el crecimiento del fitoplancton, afectar la producción primaria y alterar la transferencia energética en la red trófica. Asimismo, disminuye la transparencia del agua, limita la fotosíntesis y puede provocar obstrucciones branquiales en macroinvertebrados y peces. Aunque esencial en bajas concentraciones, el hierro en exceso compromete la homeostasis celular y el equilibrio ecológico de los sistemas acuáticos.

Plantas acuáticas superiores (Macrófitas)

El hierro (Fe) es un micronutriente esencial para las macrófitas, pero su exceso puede inducir toxicidad, generando **estrés oxidativo**, daño celular y alteraciones fisiológicas. La acumulación de Fe favorece la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS), **afectando membranas, proteínas y material genético**, y puede desencadenar necrosis o apoptosis pese a las defensas antioxidantes de la planta (Wei Xing, 2011).

Uno de los efectos más comunes es la interferencia en la absorción de nutrientes como fósforo, calcio, magnesio y zinc, lo que causa clorosis, inhibe la fotosíntesis y reduce el crecimiento. El hierro tiende a acumularse en raíces y hojas, bloqueando pelos absorbentes y dificultando la captación de agua, nutrientes y gases, lo que impacta negativamente en la transpiración y fotosíntesis (Wei Xing, 2011).

La toxicidad del Fe también compromete la síntesis de clorofila y la eficiencia del transporte electrónico fotosintético, disminuyendo la biomasa (Wei Xing, 2011). La sensibilidad varía según la especie, el hábito de crecimiento (flotante, sumergida o emergente) y la forma química del hierro.

En **especies flotantes** como *Spirodela polyrrhiza*, exposiciones breves a 10–100 mg/L de Fe³⁺ provocan necrosis, pérdida de raíces y disminución en la síntesis de clorofila, asociadas al aumento de

malondialdehído (MDA) y reducción de prolina (Xing et al., 2010). En *Lemna minor*, se reporta una CE₅₀ de 3,7 mg/L y una concentración máxima permisible de 0,37 mg/L (Wang, 1986 apud British Columbia).

Las **plantas sumergidas** como *Ceratophyllum demersum* y *Myriophyllum spicatum* tienden a acumular más hierro que las flotantes, lo que puede acelerar su deterioro estructural (Wei Xing, 2011; Stankovic et al., 2000). En *Hydrilla verticillata*, aunque se observa un aumento tanto de clorofila como de Fe en respuesta al aumento de disponibilidad de hierro (Bustamante et al., 2022), concentraciones de 0,5–5,0 mg/L ya provocan peroxidación lipídica (Sinha et al., 1999 apud British Columbia).

En **especies emergentes** como *Phragmites australis*, se ha observado inhibición del crecimiento por encima de 1 mg/L de Fe (Batty et al., 2003). Estas plantas suelen formar placas férricas en sus raíces, que, aunque no siempre causan síntomas visibles, pueden modificar la disponibilidad de nutrientes. Además, absorben hierro desde agua y sedimento, utilizando mecanismos como la quelación mediante sideróforos, lo que las hace más eficientes en su captación que muchas plantas terrestres (Wei Xing, 2011).

En conjunto, estos efectos evidencian la sensibilidad de las macrófitas al hierro en exceso y su potencial uso como **bioindicadores o agentes fitorremediadores** en cuerpos de agua impactados.

Algas y fitoplancton

El hierro (Fe) es un micronutriente esencial para los organismos fotosintéticos acuáticos, pero en concentraciones elevadas puede generar efectos tóxicos relevantes. A partir de 6 mg/L como FeCl₃, se ha observado inhibición del crecimiento en especies como *Chlorella vulgaris* (British Columbia, 2008). El exceso de hierro interfiere con procesos celulares y reduce la productividad de las microalgas (Wei Xing, 2011).

A nivel fisiológico, la toxicidad del hierro afecta la fotosíntesis, ya que altera la funcionalidad de proteínas clave en los fotosistemas (como ferredoxinas y citocromos), comprometiendo la producción de ATP y NADPH. También puede inhibir la biosíntesis de clorofila y carotenoides,

reduciendo la eficiencia en la captación de luz.

El desbalance en la homeostasis del Fe puede provocar acumulación intracelular, formación de agregados proteicos y daño en organelos como cloroplastos y mitocondrias. Algunas especies mitigan estos efectos mediante la producción de sideróforos, que regulan la disponibilidad del hierro en el entorno.

Desde el punto de vista ecológico, el exceso de hierro precipitado puede cubrir raíces de plantas y superficies acuáticas, disminuyendo la penetración de luz y afectando la fotosíntesis del fitoplancton. Esto reduce la productividad primaria, especialmente en ambientes eutrofizados (Wei Xing, 2011).

Además, el desequilibrio en la disponibilidad de hierro puede modificar la composición de las comunidades fitoplanctónicas, favoreciendo especies oportunistas como cianobacterias del género *Microcystis* o *Anabaena*, capaces de formar floraciones tóxicas (Sun et al., 2005). A su vez, la cobertura del lecho por compuestos férricos afecta a las algas perifíticas, reduciendo el alimento disponible para invertebrados y peces herbívoros, y alterando la estructura trófica del ecosistema (Vuori, 1995).

Zooplancton

El hierro puede afectar al zooplancton tanto de forma directa como indirecta. A nivel individual, su toxicidad se manifiesta en la supervivencia, crecimiento y reproducción de organismos sensibles, como *Daphnia spp.*, con efectos observados a concentraciones de Fe^{3+} superiores a 1 mg/L (Gerhardt, 1992; Vuori, 1995).

Estudios en *Daphnia magna* han reportado una disminución del 77% en peso tras 21 días de exposición a 7,48 mg/L de Fe total, acompañada de alteraciones metabólicas como un aumento del contenido proteico y reducción de la actividad de enzimas clave (British Columbia, 2008). Estos autores reportaron una CL₅₀ aguda (48 h) de 9,6 mg/L y una CL₅₀ crónica (3 semanas) de 5,9 mg/L, aunque los efectos reproductivos se detectaron desde 4,38 mg/L, con una reducción del 16% en la fecundidad. Los copépodos como *Cyclops viridis* presentan una CL₅₀ aguda de aproximadamente

35 200 µg Fe/L (35,2 mg/L) tras 96 h, indicando una sensibilidad comparable a la de *Daphnia*.

También se han documentado alteraciones del comportamiento natatorio en copépodos y cladóceros, atribuibles a disfunciones neuromusculares inducidas por Fe³⁺. En *Brachionus plicatilis*, se ha observado una disminución de la fecundidad y del tamaño de la progenie a altas concentraciones de hierro. Algunos crustáceos planctónicos responden al estrés férrico activando huevos de resistencia en estados de quiescencia.

A nivel ecológico, la precipitación de óxidos de hierro y la proliferación bacteriana pueden reducir la calidad del hábitat y del alimento, afectando a organismos filtradores al recubrir fitoplancton y partículas alimenticias (Vuori, 1995). Además, se ha observado un reemplazo de especies sensibles por otras más tolerantes, como *Bosmina longirostris*, lo que altera la estructura y función de las comunidades zooplanctónicas.

Invertebrados acuáticos de vida libre

La precipitación de compuestos de hierro, especialmente óxidos e hidróxidos férricos, produce efectos físicos significativos sobre los invertebrados acuáticos, particularmente los bentónicos. Estos depósitos reducen la heterogeneidad del hábitat, disminuyen la disponibilidad de refugios y afectan negativamente la diversidad y abundancia de macroinvertebrados (Vuori, 1995).

Estudios en arroyos neutros con alta carga férrica mostraron dominancia de especies tolerantes como *Tubificidae*, *Chironomidae* y *Lymnaea peregra*, mientras que especies sensibles desaparecieron (Rasmussen & Lindegaard, 1988 apud Vuori, 1995). A concentraciones de 10–30 mg/L de Fe²⁺, persistieron solo 17 taxones, afectando especialmente a herbívoros alimentados de perifiton y biopelículas, incluso con concentraciones de Fe⁺² tan bajas como 0,20–0,25 mg/L.

Los efectos físicos de depósitos bacterianos de *Leptothrix ochracea*, ricos en hierro y manganeso, también reducen densidad y diversidad de macroinvertebrados (Wellnitz et al., 1994 apud Vuori, 1995).

Órdenes como *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* evitan zonas con dichos precipitados,

lo que se asocia con obstrucción de estructuras respiratorias y alimenticias, causando mortalidad (Vuori, 1995).

A nivel fisiológico, se ha observado acumulación de hierro en branquias y tegumentos, y presencia de Fe^{2+} y Fe^{3+} en órganos internos de insectos como *Leptophlebia marginata* (Gerhardt & Westermann, 1995). Esto afecta procesos como la calcificación del exoesqueleto, disminuyendo movilidad y éxito reproductivo en efemerópteros y tricópteros.

La toxicidad del Fe se incrementa en ambientes ácidos, donde predomina la forma ferrosa (Fe^{2+}), más soluble y biodisponible. Por ejemplo, *Ephemerella subvaria* presentó una CL_{50} a 96 h de solo 0,32 mg/L en agua del Lago Superior (Warnick & Bell, 1969). En contraste, *Acroneuria lycorias* y *Hydropsyche betteni* mostraron CL_{50} de 16 mg/L tras 9 y 7 días respectivamente (British Columbia, 2008).

Ensayos con crustáceos demostraron que Fe^{2+} es más tóxico que Fe^{3+} . En *Asellus aquaticus* y *Crangonyx pseudogracilis*, se observaron valores de CL_{50} a 96 h entre 95 y 124 mg/L, dependiendo de la especie y forma química (Martin & Holdich, 1986).

Finalmente, la colmatación de sedimentos con óxidos férricos reduce la porosidad del lecho fluvial y el intercambio agua-sedimento, afectando zonas de desove y hábitats intersticiales de invertebrados (Vuori, 1995).

Invertebrados bentónicos

Los invertebrados bentónicos, por su íntimo contacto con el sustrato, son altamente vulnerables a los efectos del hierro (Fe), tanto por **toxicidad química directa** como por **alteraciones físicas del hábitat**. La oxidación del Fe^{2+} genera precipitados férricos (como hidróxidos) que se depositan sobre el fondo, cubren refugios, obstruyen estructuras respiratorias y reducen la heterogeneidad del hábitat, disminuyendo la diversidad y abundancia biológica (Vuori, 1995; Gerhardt, 1992).

Estos depósitos afectan procesos vitales como la respiración, digestión y alimentación,

causando disminuciones en crecimiento, reproducción y supervivencia. Por ejemplo, en *Leptophlebia marginata*, exposiciones a 50 mg/L de Fe²⁺ y pH 4,5 resultaron en un 20 % de mortalidad tras 30 días, debido a disfunciones alimentarias (Gerhardt, 1994; British Columbia, 2008).

El pH modula significativamente la toxicidad del hierro. En *Asellus aquaticus*, la toxicidad fue mayor a pH 4,5 que a pH 6,0, y organismos de ambientes contaminados mostraron mayor tolerancia, indicando posibles adaptaciones (Maltby et al., 1987). Para *L. marginata*, la CL₅₀ a 96 h fue de 106,3 mg/L a pH 7 y de 89,5 mg/L a pH 4,5 (Gerhardt, 1992).

Las respuestas varían según la especie y la forma del hierro: *Arrenurus manubriator* (ácaro acuático) y *Chironomus riparius* mostraron mayor sensibilidad en estados larvales y machos adultos a Fe total (100–1000 mg/L), mientras que las hembras adultas fueron menos afectadas (Rousch et al., 1997).

Estudios con *Asellus aquaticus* y *Crangonyx pseudogracilis* mostraron que Fe²⁺ es más tóxico que Fe³⁺, con CL₅₀ a 96 h de 95 a 124 mg/L según la especie (Martin & Holdich, 1986). En bivalvos como *Corbicula fluminea*, se detectaron alteraciones enzimáticas a tan solo 0,19 mg/L de Fe disuelto (Milam & Farris, 1998).

El hierro puede potenciar su toxicidad al interactuar con otros metales. Mezclas de Fe, Cu y Zn fueron más tóxicas para *Cyclops viridis* y *Branchiura soerbyi* que los metales por separado (Mukhopadhyay & Konar, 1984). También se reportaron daños branquiales y hepáticos en *Macrobrachium rosenbergii* con 5,6 mg/L de Fe³⁺ (Dandapat et al., 1999).

Estudios de campo indicaron que concentraciones de 11,5 mg/L de Fe³⁺ causaron CL₅₀ en *Daphnia*, y se recomendó un umbral seguro de 1,7 mg/L (Randall et al., 1999). Por su parte, diversas especies, incluidas *Daphnia*, *Ceriodaphnia* y *Pimephales promelas*, mostraron efectos adversos a partir de 0,37 mg/L de Fe disuelto (British Columbia, 2008).

Más allá de la toxicidad directa, los precipitados de hierro (ferrihidrita, óxidos hidratados) alteran la estructura del hábitat bentónico. Estos forman capas floculentas que reducen la porosidad

del sedimento e interfieren con la oxigenación y zonas de desove, alterando la estructura del hábitat bentónico y afectando la distribución y abundancia de las especies (Vuori, 1995).

Peces

El hierro disuelto en cuerpos de agua puede generar una variedad de efectos tóxicos en peces, especialmente bajo condiciones de pH bajo, donde su solubilidad y reactividad aumentan significativamente. Las formas solubles del hierro, como Fe^{2+} (ferroso) y Fe^{3+} (férrico), pueden acumularse en las branquias, órganos fundamentales para la respiración y el equilibrio osmótico, generando daños estructurales como **fusión lamelar, hipertrofia e hiperplasia epitelial**. Estos efectos han sido ampliamente documentados en truchas, donde la exposición al hierro en condiciones ácidas intensificó la acumulación en las branquias incluso en presencia de materia húmica (Vuori, 1995).

Uno de los principales mecanismos de toxicidad del hierro en peces está relacionado con su química redox. El ion Fe^{2+} participa en la reacción de Fenton, generando radicales hidroxilos altamente reactivos que inducen estrés oxidativo. Este proceso provoca **peroxidación lipídica en las membranas celulares, daño a proteínas estructurales y enzimáticas, así como fragmentación del ADN, afectando la replicación celular y potencialmente causando mutaciones** (Tembo, 2017). Estos efectos han sido observados en diversas especies, como *Oryzias latipes*, donde la exposición a hierro disuelto o nanoparticulado desencadenó peroxidación lipídica y alteraciones en la actividad de enzimas antioxidantes tanto en embriones como en adultos (Li et al., 2009). Asimismo, en *Clarias gariepinus* se han registrado daños similares tras una dieta enriquecida con hierro, afectando órganos como el hígado y el corazón, mientras que en peces cíclidos de ríos contaminados se observaron niveles elevados de peroxidación lipídica en eritrocitos (Tembo, 2017).

Otro mecanismo relevante de toxicidad física es la precipitación de hidróxidos férricos (Fe(OH)_3) sobre las branquias, huevos y otras superficies biológicas. Este fenómeno ocurre por la oxidación de Fe^{2+} en aguas oxigenadas y de pH neutro, generando una capa ocre que interfiere con el intercambio gaseoso. En trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), esta acumulación se ha vinculado

directamente con hipoxia y deterioro fisiológico (Von Lukowicz, 1976; Vuori, 1995).

De manera similar, estudios en ambientes naturales han reportado obstrucción de branquias en peces que habitan ríos con altos niveles de hierro (Andersson & Nyberg, 1984; Weatherley et al., 1991; Steffens et al., 1992). Las branquias, al actuar como filtros mecánicos, atrapan partículas coloidales y precipitados, lo que desencadena respuestas patológicas como hiperplasia epitelial, necrosis y fusión lamelar, aumentando el gasto energético por ventilación forzada y reduciendo el rendimiento fisiológico (Tembo, 2017).

El hierro también afecta la reproducción de los peces. La acumulación de precipitados férricos en la superficie de los huevos puede obstruir los poros, dificultando el intercambio gaseoso necesario para el desarrollo embrionario. Este mecanismo ha sido asociado con una reducción en la tasa de eclosión y un aumento en la mortalidad larval, especialmente en especies como el pescado de cabeza gorda (*Pimephales promelas*) y la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). Además, exposiciones prolongadas al hierro pueden provocar daños en los gametos —espermatozoides y ovocitos—, así como retrasos en el desarrollo embrionario (Vuori, 1995).

Se han registrado efectos subletales del hierro como alteraciones del comportamiento, que incluyen aumento en la frecuencia respiratoria, movimientos erráticos y reducción en la actividad natatoria. Estas respuestas se asocian al estrés oxidativo y la hipoxia, disminuyendo la resistencia física y aumentando la vulnerabilidad frente a depredadores (Tembo, 2017). Asimismo, la exposición prolongada al hierro puede reducir la tasa de crecimiento debido a menor eficiencia alimentaria, pérdida de apetito y desvío de energía hacia mecanismos compensatorios.

Diversos estudios han evaluado la toxicidad del hierro en peces bajo condiciones controladas. En trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*) y salmón coho (*Oncorhynchus kisutch*), concentraciones de hasta 12 mg/L de hierro neutralizado no afectaron la eclosión ni el crecimiento inicial. No obstante, a concentraciones superiores a 6 mg/L aumentó la susceptibilidad a enfermedades, y a 50 mg/L se observó una reducción significativa en la viabilidad de los huevos. En este contexto, Smith y Sykora (1976) estimaron un umbral de seguridad para exposición crónica entre 0,75 y 1,5 mg/L.

La sensibilidad al hierro varía según la especie y el tamaño de los peces. En carpas (*Cyprinus carpio*), se reportaron valores de CL₅₀ a 96 horas entre 0,56 y 2,25 mg/L, siendo más sensibles los ejemplares más pequeños (Alam & Maughan, 1995). En *Pimephales promelas*, se registraron efectos negativos en eclosión, supervivencia y crecimiento juvenil a partir de 1,5 mg/L, alcanzándose mortalidad total a 12 mg/L (Smith et al., 1973; Sykora et al., 1972a). En trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), concentraciones tan bajas como 0,08 mg/L de hierro disuelto afectaron la calidad del esperma y redujeron la tasa de fertilización (Billard & Roubaud, 1985).

La forma química del hierro también influye en su toxicidad. El hierro precipitado en forma férrica mostró baja toxicidad en peces (Sprague, 1966; Sykora et al., 1972b), mientras que el hierro disuelto resultó mucho más perjudicial. La tilapia (*Tilapia spp.*) mostró alta sensibilidad a cloruro férrico en condiciones de pH ácido, presentando mortalidad y alteraciones hematológicas significativas a partir de 1,57 mg/L. Además, se ha demostrado que la combinación del hierro con otros metales, como cobre y zinc, potencia su toxicidad, observándose bioacumulación en hígado, ovarios y músculo tras exposiciones agudas y crónicas (Wepener et al., 1992; Du Preez et al., 1993).

En escenarios naturales, como los arroyos suecos afectados por deshielos ácidos, se han documentado mortalidades masivas de *Salmo trutta* atribuidas a la precipitación de hierro en las branquias. En estos casos, el hierro particulado parece ser más tóxico que el hierro disuelto (Andersson & Nyberg, 1984; Dalzell & MacFarlane, 1999). Ensayos con sulfato férrico reportaron valores de CL₅₀ entre 28 y 47 mg/L de hierro total, aunque las concentraciones de hierro soluble eran mucho menores.

Finalmente, se han reportado efectos subletales sobre la reproducción y el material genético en peces expuestos a residuos mineros o cuerpos de agua con altos niveles de hierro. En lampreas, concentraciones entre 1,5 y 3 mg/L se han relacionado con fracaso reproductivo (Myllynen et al., 1997), y en peces de ambientes contaminados se ha detectado daño genético potencial (Payne et al., 1998), lo que sugiere que los impactos del hierro pueden estar subestimados y requieren mayor investigación.

3.10 Impactos Disposición de Lodos en Cuerpos receptores

La disposición de lodos procedentes de plantas potabilizadoras en cuerpos receptores, ya sea en cursos de agua o terrenos adyacentes, sin un tratamiento adecuado o con un tratamiento mínimo, puede ocasionar impactos ambientales significativos derivados de la composición química de dichos residuos. Entre estos impactos, el aporte de metales como el aluminio es particularmente relevante debido a su toxicidad y efectos a distintos niveles ecosistémicos.

3.10.1 *Impactos Disposición de Lodos en Cursos de Agua*

Impacto Ambiental por metales

Aluminio

La liberación de aluminio desde los lodos en ambientes acuáticos no solo afecta a organismos individuales, sino que también puede alterar profundamente la estructura y **dinámica de las comunidades biológicas**. Su toxicidad impacta de forma particular a las especies más sensibles, provocando **cambios en las redes tróficas** y en las relaciones entre depredadores y presas. Esto puede traducirse en una **pérdida de biodiversidad** y en la consecuente **degradación de servicios ecosistémicos** clave, como la purificación del agua y el mantenimiento del equilibrio ecológico (Gensemer & Playle, 1999; EPA, 2018).

Desde el punto de vista físico-químico, el aluminio puede precipitar en forma de compuestos insolubles que se depositan en los sedimentos, modificando la estructura del hábitat bentónico. Esta acumulación altera las condiciones del lecho acuático, afectando a organismos que dependen del sustrato para alimentarse, refugiarse o reproducirse, como macroinvertebrados, peces y, de manera indirecta, aves y mamíferos acuáticos. Estos cambios generan efectos en cascada sobre la cadena alimentaria (Rosseland et al., 1990).

Además, el aluminio interfiere con procesos biogeoquímicos esenciales. Puede inhibir la actividad microbiana responsable de la descomposición de materia orgánica, ralentizando el reciclaje de nutrientes y disminuyendo su disponibilidad para otros organismos. También compite con minerales esenciales, como el calcio y el magnesio, lo que puede limitar su absorción por parte de la biota acuática (DeForest et al., 2018). Su interacción con otros elementos, como el fósforo, puede alterar la disponibilidad de nutrientes en el sistema, afectando el crecimiento de algas y plantas acuáticas y, en consecuencia, el equilibrio trófico del ecosistema.

La presencia de aluminio en cuerpos de agua también se asocia a un **aumento de la turbidez y de la sedimentación**. Cuando el aluminio precipita o se adhiere a partículas en suspensión, puede reducir significativamente la penetración de la luz solar, lo que afecta la fotosíntesis de macrófitas y fitoplancton. Esta disminución en la producción primaria reduce los niveles de oxígeno disuelto, favoreciendo condiciones de hipoxia que amenazan la supervivencia de peces y otros organismos acuáticos. Además, la sedimentación de partículas ricas en aluminio puede cubrir huevos de peces y organismos bentónicos, asfixiando estructuras reproductivas y destruyendo hábitats esenciales (Baker et al., 1998).

La exposición prolongada al aluminio también altera la **composición de las comunidades acuáticas**. Las especies más sensibles, como los salmonidos (truchas y salmones), suelen disminuir en abundancia o desaparecer, mientras que especies más tolerantes pueden proliferar, provocando un desequilibrio ecológico con efectos a largo plazo sobre la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema (Gensemer & Playle, 1999).

El impacto del aluminio no se limita al ámbito ecológico, sino que también puede tener consecuencias indirectas sobre los seres humanos. Aunque en concentraciones típicas no representa un riesgo sanitario inmediato, su acumulación en cuerpos de agua puede dificultar los procesos de potabilización, incrementando los costos operativos y comprometiendo el acceso a agua de calidad para consumo, riego o recreación. Asimismo, la degradación de los ecosistemas acuáticos —incluida la pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos clave— puede afectar negativamente

actividades económicas como la pesca y el turismo, perjudicando a las comunidades que dependen de estos recursos (EPA, 2018).

Hierro

El hierro desempeña un papel fundamental en la dinámica del fósforo en ecosistemas acuáticos, al influir tanto en su inmovilización como en su liberación desde los sedimentos. En condiciones aeróbicas, el hierro férrico (Fe^{3+}) forma óxidos e hidróxidos que adsorben fosfato y lo precipitan, reduciendo su disponibilidad en la columna de agua. Esta fijación contribuye a limitar la proliferación de fitoplancton, ayudando a prevenir procesos de eutrofización (Vuori, 1995)

Sin embargo, en ambientes anóxicos, como los sedimentos profundos o durante episodios de estratificación térmica, el Fe^{3+} se reduce a su forma ferrosa (Fe^{2+}), liberando el fósforo previamente retenido. Esta movilización puede elevar significativamente las concentraciones de nutrientes, favoreciendo floraciones algales, disminución del oxígeno disuelto y formación de zonas muertas (Søndergaard et al., 2003).

La interacción del hierro con materia orgánica disuelta, especialmente sustancias húmicas y coloidales, también modifica su comportamiento. La formación de complejos orgánicos puede mantener tanto al hierro como al fósforo en solución, disminuyendo la capacidad del sistema para inmovilizarlos y aumentando su biodisponibilidad (Vuori, 1995; Tipping, 2002).

El hierro, tanto en suspensión como precipitado, puede alterar significativamente las condiciones de luz. La presencia de partículas coloidales o flóculos de óxidos de hierro reduce la penetración de la luz solar, afectando negativamente la fotosíntesis del fitoplancton y las plantas acuáticas. Esta disminución de la producción primaria reduce la oxigenación del sistema y la disponibilidad de alimento para niveles tróficos superiores (Vuori, 1995).

En condiciones aeróbicas, el hierro puede precipitar como hidróxido férrico (Fe(OH)_3), generando un limo férrico denso que se deposita sobre el lecho acuático. Este sedimento cubre sustratos porosos y blandos, fundamentales como hábitat para organismos bentónicos, dificultando

su movilidad, alimentación y reproducción (Huser et al., 2011).

La formación de estas capas reduce la habitabilidad del fondo, provocando pérdidas en la biodiversidad bentónica y afectando la estabilidad de la red trófica.

La precipitación de hierro en el agua consume oxígeno disuelto, especialmente cuando ocurre en gran escala, lo que puede agravar condiciones de hipoxia o incluso generar zonas anóxicas. La escasez de oxígeno afecta los procesos de descomposición de materia orgánica y el reciclaje de nutrientes, interfiriendo con el metabolismo microbiano y la disponibilidad de recursos para el ecosistema.

A largo plazo, la acumulación de óxidos de hierro en los sedimentos puede perturbar funciones ecosistémicas clave, como la autorregulación del sistema, la depuración natural del agua y la estabilidad trófica. Los depósitos de hierro pueden reactivarse durante eventos de baja oxigenación, liberando nuevamente hierro y fósforo al sistema, lo que genera un ciclo continuo de retroalimentación negativa y dificulta la recuperación ecológica (Gächter & Müller, 2003).

Más allá de sus impactos ecológicos, la presencia de hierro puede afectar los servicios ecosistémicos asociados a cuerpos de agua. La coloración rojiza del agua y la acumulación de lodos férricos deterioran el valor estético del paisaje, reduciendo su atractivo para actividades recreativas como la pesca, la natación o el turismo. Esto puede impactar negativamente a las comunidades locales que dependen de estos recursos.

Sólidos Suspendidos. Uno de los efectos más notorios de descargar lodos de plantas potabilizadoras en cuerpos de agua, es el incremento de la turbidez, lo que reduce drásticamente la penetración de la luz solar a través de la columna de agua. Esta disminución lumínica limita la fotosíntesis de la vegetación acuática sumergida, afectando especialmente a macrófitas enraizadas que desempeñan funciones ecológicas clave, como la oxigenación del agua, el reciclaje de nutrientes y el mantenimiento del hábitat para peces, moluscos y macroinvertebrados (USEPA, 2006).

La pérdida de transparencia también repercute en el fitoplancton, cuya productividad

disminuye en zonas cercanas a los puntos de vertido, afectando la base de la cadena trófica acuática. Estos efectos se traducen en una menor disponibilidad de alimento para el zooplancton, peces e invertebrados, con consecuencias en cascada sobre la estructura y funcionalidad del ecosistema.

Además, el aumento de sólidos suspendidos puede elevar la concentración de materia orgánica, lo que incrementa la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) durante la descomposición microbiana, pudiendo, en casos extremos, provocar eventos de mortandad en la fauna acuática.

En el caso de los peces, los sólidos suspendidos pueden obstruir las branquias, especialmente en especies sensibles o durante los estadios larvales. Las partículas minerales pueden causar microulceraciones en los tejidos branquiales, actuar como vectores de metales adsorbidos (como hierro y aluminio) y aumentar la susceptibilidad a infecciones. Asimismo, la elevada turbidez interfiere con la búsqueda de alimento, el reconocimiento de presas y comportamientos esenciales como el cortejo y la reproducción (Kemp et al., 2011).

Cuando estos efluentes se descargan en cuerpos de agua con baja velocidad de corriente, los sólidos tienden a sedimentarse en zonas próximas al punto de vertido, formando bancos de lodo en el fondo. Esta acumulación afecta directamente a los organismos bentónicos, dificultando su movilidad, alimentación y reproducción. Además, la descomposición de la materia orgánica acumulada puede inducir condiciones anaeróbicas, reduciendo el oxígeno disuelto y alterando parámetros fisicoquímicos como el pH y la solubilidad de metales, lo que genera un entorno potencialmente tóxico para otras formas de vida acuática (Miller et al., 2014; Gücker et al., 2006).

En conjunto, estos procesos deterioran la calidad del ecosistema receptor, comprometiendo su capacidad de autorregulación, resiliencia y sostenibilidad a largo plazo (EPA, 2006; ANZECC & ARMCANZ, 2000).

Impacto Ambiental por Materia Orgánica. El vertido de residuos generados en plantas potabilizadoras en cuerpos de agua superficiales puede desencadenar una serie de impactos ambientales significativos, particularmente debido a la presencia de materia orgánica. Esta fracción orgánica es descompuesta por los microorganismos heterótrofos del ecosistema mediante procesos

de oxidación biológica, que consumen oxígeno disuelto (OD), reduciendo su disponibilidad para otros organismos acuáticos (Smith et al., 2020; USEPA, 2006).

El oxígeno disuelto es un parámetro crítico para la vida acuática, especialmente para peces y macroinvertebrados. Su concentración disminuye con el aumento de la temperatura y la salinidad, mientras que se incrementa con la presión. A medida que la temperatura del agua se eleva, también lo hace la tasa metabólica de los peces, lo que incrementa su demanda de oxígeno. En consecuencia, cuando el OD disminuye por debajo de niveles críticos, los peces pueden experimentar anoxia, hipoxia tisular, estrés respiratorio, pérdida de conciencia y muerte (Camargo & Alonso, 2006; ANZECC & ARMCANZ, 2000).

En condiciones moderadas de hipoxia, también se pueden observar alteraciones en la biodiversidad, manifestadas en la pérdida de especies animales y vegetales, particularmente bajo condiciones anóxicas (Smith et al., 2020).

En cuerpos de agua con escasa circulación o zonas profundas con alta acumulación de materia orgánica, se desarrollan ambientes anaeróbicos. Bajo estas condiciones, la descomposición de la materia orgánica se lleva a cabo mediante **fermentación microbiana**, generando biogás —una mezcla compuesta principalmente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), así como trazas de hidrógeno (H_2), nitrógeno (N_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S) y oxígeno (O_2)— a través de procesos secuenciales llevados a cabo por diferentes grupos bacterianos (Gerardi, 2003).

Los microorganismos trabajan en serie o grupo para degradar la materia orgánica en ausencia de oxígeno, a través de etapas sucesivas, cada una desencadenando la siguiente.

Durante la digestión anaerobia, el pH del medio es un factor determinante. La mayoría de las bacterias metanogénicas muestran un crecimiento óptimo en un rango de pH entre 6,5 y 7,5. Sin embargo, la producción de ácidos orgánicos volátiles y ácido carbónico puede disminuir el pH, promoviendo condiciones ácidas que inhiben la actividad microbiana y afectan el equilibrio químico del sistema.

El sistema buffer, regulado por el equilibrio entre bicarbonatos y carbonatos, puede ser

superado ante una alta producción de ácidos, lo que genera inestabilidad en el pH del sistema.

En síntesis, la materia orgánica contenida en los lodos puede desencadenar una serie de procesos interconectados que comprometen la calidad del agua y la integridad ecológica de los ecosistemas acuáticos receptores. Estos incluyen la reducción del oxígeno disuelto, la generación de gases potencialmente nocivos, la acidificación del medio y la movilización de contaminantes metálicos como el hierro y el aluminio.

Impacto Ambiental por Nitrógeno. Los residuos generados en plantas potabilizadoras pueden contener cantidades significativas de nitrógeno orgánico e inorgánico, los cuales, al ser descargados en cuerpos de agua superficiales, provocan efectos adversos sobre la calidad del ecosistema acuático. Bajo condiciones tanto aeróbicas como anaeróbicas, la fracción fácilmente biodegradable del nitrógeno orgánico es rápidamente mineralizada por la actividad microbiana, liberando nitrógeno amoniacal ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), el cual constituye la forma más relevante en términos de impacto ambiental (Metcalf & Eddy, 2016).

El amoníaco no ionizado (NH_3) es particularmente tóxico para peces y otros organismos acuáticos, ya que puede atravesar las membranas celulares e interferir con funciones fisiológicas esenciales. Aunque el ion amonio (NH_4^+) es menos tóxico, se encuentra en equilibrio con el NH_3 , cuya proporción aumenta con el pH y la temperatura. La conversión biológica del amonio a nitrito (NO_2^-) y nitrato (NO_3^-) también genera una demanda significativa de oxígeno disuelto, conocida como demanda de oxígeno nitrogenado (DON), que puede agravar la desoxigenación del cuerpo de agua receptor (Camargo & Alonso, 2006; USEPA, 2006).

Además de la toxicidad directa, el nitrógeno inorgánico puede inducir procesos de eutrofización, particularmente cuando actúa como nutriente limitante en cuerpos de agua dulce o estuarios. La eutrofización se manifiesta en el crecimiento excesivo de algas y fitoplancton, lo cual puede causar fluctuaciones extremas de oxígeno disuelto: supersaturación durante el día por fotosíntesis y déficit crítico durante la noche o en días nublados, debido a la respiración y

descomposición de la biomasa. Esta dinámica puede generar eventos de mortandad de peces, cambios en la estructura del ecosistema y pérdida de biodiversidad (Dodds & Smith, 2016).

Si bien el nitrato y el nitrito también ejercen una carga oxidativa, su principal preocupación ambiental radica en su contribución al proceso eutrófico y en su potencial para superar los límites establecidos para agua potable. En particular, el nitrito puede inducir efectos tóxicos crónicos en peces y problemas de salud humana como la metahemoglobinemía, o “síndrome del bebé azul”, al superar concentraciones permisibles en zonas de abastecimiento (CCME, 2012; OMS, 2017).

Impacto Ambiental por Fósforo. El fósforo es, por lo general, el nutriente limitante de la productividad primaria en ecosistemas de agua dulce. La descarga de lodos o aguas residuales con elevadas concentraciones de fósforo puede inducir procesos de eutrofización, caracterizados por el crecimiento excesivo de algas y fitoplancton (Sharpley et al., 2003). Estas floraciones provocan fluctuaciones extremas del oxígeno disuelto, desde supersaturación diurna hasta anoxia nocturna, lo que afecta negativamente a la fauna acuática. La descomposición de la biomasa algal incrementa la demanda bioquímica de oxígeno, generando condiciones que pueden desencadenar mortandades de peces, alteraciones en la estructura del ecosistema y pérdida de biodiversidad (Dodds & Smith, 2016).

Impacto Ambiental por Sólidos Disueltos. Los sólidos disueltos totales (SDT) presentes en los lodos descargados pueden modificar significativamente la química del agua, afectando adversamente la biota acuática nativa, especialmente en las zonas cercanas al punto de vertido. Entre los efectos más relevantes se encuentran las alteraciones en la conductividad, la presión osmótica y la dureza del agua, factores que influyen directamente en la fisiología de peces, invertebrados y algas (Boyd, 2015).

Uno de los mecanismos de impacto más importantes es la modificación de la toxicidad de metales pesados y compuestos orgánicos. La dureza, por ejemplo, tiene un efecto antagonista frente a la toxicidad de algunos metales como el cadmio, plomo y zinc; sin embargo, un aumento excesivo en los sólidos disueltos puede alterar este equilibrio, afectando la biodisponibilidad y toxicidad de los

contaminantes (Chapman et al., 2011). Además, el incremento de la salinidad derivado de estos sólidos puede causar estrés osmótico en especies dulceacuícolas sensibles.

Los sólidos disueltos también actúan como **vectores de transporte para otros contaminantes**, ya que muchos nutrientes, patógenos, metales y compuestos orgánicos tóxicos pueden adsorberse sobre partículas coloidales o disueltas. Estos contaminantes pueden luego acumularse en los sedimentos, generando una fuente crónica de contaminación con potencial de ser liberada nuevamente bajo condiciones anóxicas o de resuspensión (Dixit et al., 2012).

Desde una perspectiva funcional, la alteración de los sólidos disueltos en cuerpos receptores compromete la calidad del agua para usos posteriores, como el abastecimiento de agua potable, riego o uso industrial, al incrementar la carga de tratamiento necesaria y afectar parámetros críticos como sabor, corrosividad y formación de subproductos durante la cloración (WHO, 2017).

Degradación general de la calidad ambiental La disposición inadecuada de los lodos generados en plantas potabilizadoras puede provocar una **degradación generalizada de la calidad ambiental** de los cuerpos receptores, afectando no solo a los ecosistemas acuáticos, sino también a sus servicios ecosistémicos y a los usos antrópicos del recurso hídrico.

Entre los efectos más visibles se encuentran las **alteraciones estéticas y sensoriales** del cuerpo de agua, como el aumento de la turbidez, la modificación del color natural y la presencia de residuos en suspensión o sedimentados, lo que impacta negativamente en la percepción social y ecológica del entorno.

Esta degradación puede **limitar o incluso impedir múltiples usos del cuerpo receptor**, incluyendo actividades recreativas, pesca artesanal o deportiva, irrigación de cultivos y abrevadero para animales. Asimismo, afecta su función como fuente de abastecimiento de agua potable para comunidades ubicadas aguas abajo, ya que puede contener **compuestos tóxicos, metales pesados o agentes patógenos** provenientes del proceso de tratamiento.

Además del deterioro ambiental y ecológico, el impacto sobre la calidad del agua tiene implicancias económicas, ya que **incrementa los costos de tratamiento y potabilización** necesarios

para cumplir con los estándares de calidad establecidos para el consumo humano y otros usos. También puede generar conflictos sociales por la competencia en el uso del agua y comprometer la sostenibilidad de los recursos hídricos.

3.10.2 Impactos de la Disposición de Lodos en Suelo

La disposición de lodos provenientes de plantas potabilizadoras sobre suelos puede generar impactos relevantes debido a la presencia de aluminio y de hierro, elementos predominantes en su composición. Su comportamiento en el medio edáfico depende en gran medida del pH, la materia orgánica presente y la capacidad de intercambio catiónico del suelo, afectando tanto sus propiedades físicas como químicas (Goulding, 2016; Von Uexküll & Mutert, 1995).

En concentraciones moderadas, el aluminio puede ejercer efectos beneficiosos al contribuir a la formación de agregados estables, gracias a su capacidad para unir partículas de arcilla con compuestos orgánicos, lo que mejora la estructura del suelo (Goulding, 2016). Sin embargo, en suelos ácidos o degradados, la acumulación excesiva de aluminio puede tener efectos contraproducentes, promoviendo la compactación y alterando negativamente la porosidad y aireación del suelo (Von Uexküll & Mutert, 1995).

Uno de los principales efectos del aluminio sobre la fertilidad edáfica es la inmovilización del fósforo. En ambientes ácidos, el catión Al^{3+} reacciona rápidamente con fosfatos solubles, formando compuestos insolubles como el fosfato de aluminio (AlPO_4), reduciendo drásticamente la disponibilidad de fósforo para las plantas (Foy, 1984). Esto limita procesos esenciales como la síntesis de ADN, ARN y ATP, y repercute directamente sobre el crecimiento vegetal.

Además, el aluminio interfiere en la disponibilidad de otros nutrientes esenciales como el calcio (Ca^{2+}), el magnesio (Mg^{2+}) y el potasio (K^+), compitiendo por los sitios de adsorción en las arcillas y la materia orgánica. Esta competencia reduce la concentración de estos cationes en el suelo,

favorece su lixiviación y disminuye la capacidad de intercambio catiónico (CIC), comprometiendo así la nutrición de las plantas (Sparks, 2003). En condiciones ácidas, el aluminio y los protones (H^+) tienden a ocupar la mayoría de los sitios de intercambio del complejo coloidal, desplazando cationes esenciales y reduciendo la fertilidad edáfica.

También se ha observado que el exceso de aluminio altera la dinámica de micronutrientes como el manganeso (Mn), el cobre (Cu) y el zinc (Zn), al desplazarlos de los sitios de intercambio y dificultar su absorción por las raíces (Alloway, 1995). Estos desequilibrios nutricionales pueden afectar la salud general de las plantas, generando síntomas de deficiencia y afectando su desarrollo.

Aunque el hierro es un micronutriente esencial para el desarrollo vegetal, su acumulación excesiva en suelos tratados con lodos de plantas potabilizadoras puede generar ciertos efectos adversos, tanto físicos como químicos. En particular, el hierro en su forma férrica (Fe^{3+}) tiende a precipitar como óxidos e hidróxidos, formando capas superficiales que pueden reducir la porosidad del suelo, dificultar la aireación y disminuir la infiltración del agua (Walsh et al., 2008). Estos precipitados también inmovilizan nutrientes como el fósforo al formar complejos insolubles, lo que reduce su disponibilidad para las plantas.

Sin embargo, a pesar de su abundancia potencial, el hierro raramente alcanza niveles de toxicidad en suelos, ya que en la mayoría de los casos se encuentra en formas químicas poco biodisponibles para las plantas (Goulding, 2016). En condiciones anóxicas o con elevada materia orgánica, el hierro ferroso (Fe^{2+}), más soluble y móvil, puede acumularse y competir con otros micronutrientes por los sitios de absorción radicular, alterando el equilibrio nutricional. Además, en presencia de materia orgánica disuelta, pueden formarse complejos solubles que facilitan su movilidad, incrementando el riesgo de lixiviación hacia capas profundas o acuíferos subterráneos (Walsh et al., 2008).

Desde el punto de vista biológico, tanto el hierro como el aluminio afectan a la microbiota

edáfica. El aluminio puede inhibir la actividad enzimática del suelo y modificar las comunidades microbianas (Goulding, 2016), mientras que el hierro, en altas concentraciones, favorece condiciones reductoras que alteran procesos clave como la nitrificación y la mineralización del carbono, especialmente en suelos mal drenados o compactados (Cornwell et al., 2000).

4. Potabilización del Agua-Situación actual en Uruguay

4.1 Introducción-Sistemas de Potabilización en Uruguay

En Uruguay, la responsabilidad principal de la provisión de agua potable recae en Obras Sanitarias del Estado (OSE), empresa pública encargada de los servicios de agua potable y saneamiento a nivel nacional. La única excepción corresponde al departamento de Montevideo, donde el servicio de saneamiento es gestionado por la Intendencia correspondiente.

La OSE produce anualmente alrededor de 356 millones m³ de agua potable, alcanzando una cobertura del 98 % de la población nucleada (Iriburo, 2019). Esta infraestructura abarca más de **570 sistemas de abastecimiento**, incluyendo escuelas y localidades rurales. La distribución territorial de estos sistemas varía de acuerdo con el rango poblacional de cada localidad, garantizando el acceso incluso en comunidades de escasa densidad demográfica.

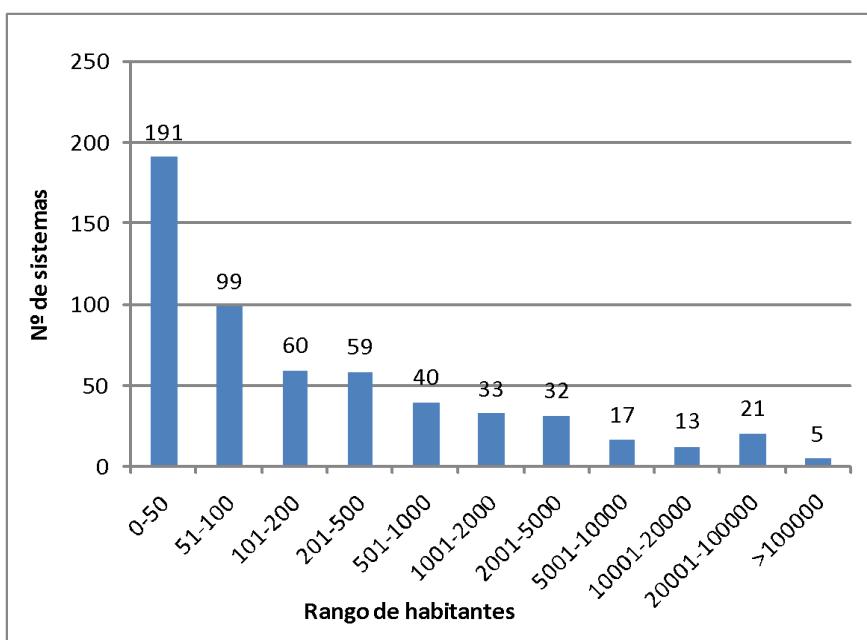


Figura 13-Distribución de sistemas de potabilización de agua según rango poblacional (Elaboración propia)

La figura 13 muestra esta distribución, evidenciando la amplia cobertura geográfica y poblacional del sistema de potabilización en el país. Este panorama refleja un esfuerzo significativo por asegurar el derecho al agua, aunque persisten desafíos asociados a la calidad del recurso, la

gestión de fuentes superficiales y subterráneas, y los impactos del cambio climático. Estos aspectos serán abordados en el desarrollo de la presente sección.

Los servicios de abastecimiento de agua potable en Uruguay utilizan tres tipos de fuentes: superficiales, subterráneas y mixtas. Los sistemas alimentados exclusivamente por aguas superficiales utilizan infraestructuras de captación y tratamiento conocidas como **usinas**, mientras que aquellos que se abastecen de aguas subterráneas lo hacen a través de **perforaciones**. En algunos casos, ambos tipos de fuentes se combinan en sistemas mixtos que integran usinas y perforaciones, según las características hidrológicas y necesidades locales.

A nivel nacional, aproximadamente el 90 % del volumen total de agua elevada para consumo humano proviene de fuentes superficiales, mientras que el 10 % restante corresponde a fuentes subterráneas. Estos datos se basan en registros del año 2018 obtenidos del Sistema de Datos de Funcionamiento (SDF) de OSE (Iriburo, 2019).

Desde el punto de vista operativo y logístico, OSE organiza la gestión territorial en seis regiones: Litoral Norte, Litoral Sur, Noreste, Centro, Sureste y Metropolitana. Esta regionalización permite adaptar las estrategias de captación, tratamiento y distribución de agua a las particularidades geográficas, demográficas y climáticas de cada zona.

La Figura 14 muestra el mapa regional definido por OSE, el cual constituye la base de su esquema organizativo actual.

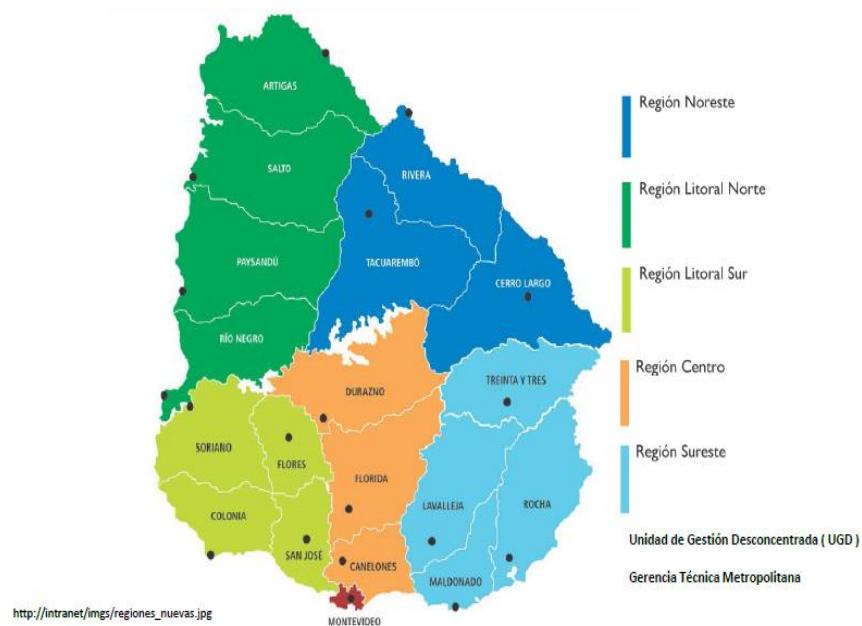


Figura 14-Mapa regional operativo (Fuente: Iriburo, 2019)

La procedencia del agua elevada varía según la región del país, como se muestra en la siguiente figura:

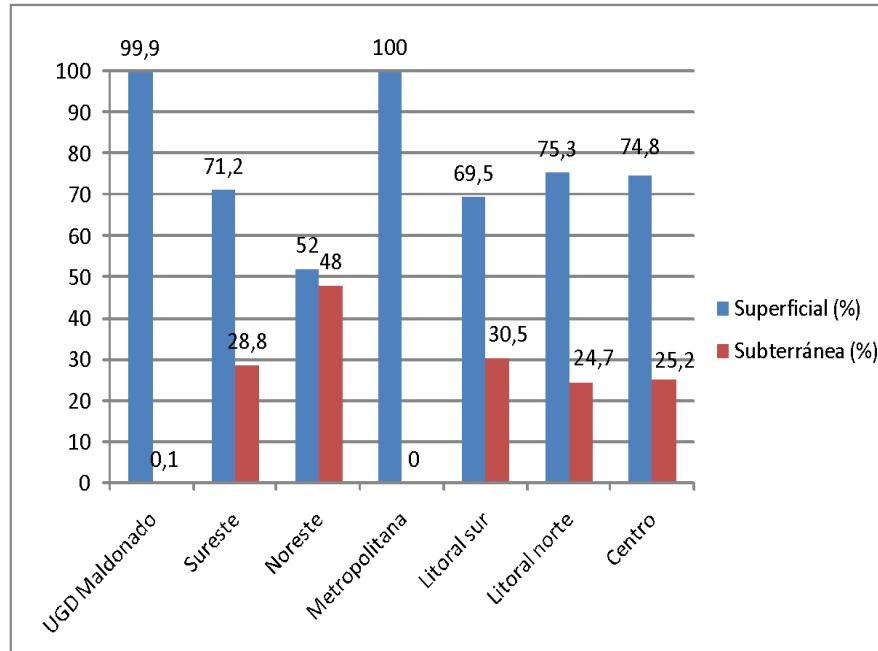


Figura 15-Procedencia del agua elevada por región (Elaboración propia)

Este gráfico ilustra que aproximadamente el 70 % de los servicios de abastecimiento están basados en fuentes superficiales, mientras que el resto corresponde a fuentes subterráneas o sistemas mixtos. Este predominio de las aguas superficiales es particularmente relevante desde el punto de vista del tratamiento y la gestión de residuos, ya que las operaciones de potabilización de estas fuentes implican una mayor generación de lodos, producto de procesos como la coagulación, floculación y sedimentación.

Por el contrario, las plantas que operan con aguas subterráneas, en general, no generan residuos sólidos significativos, debido a que estas fuentes presentan una carga de sólidos en suspensión mucho menor y no requieren tratamientos físico-químicos complejos, a menos que se imponga la remoción de algún contaminante en particular, como por ejemplo arsénico.

En virtud de este escenario, el presente trabajo se centra en el análisis de los servicios que emplean fuentes superficiales, los cuales ascienden a **60 plantas potabilizadoras convencionales**, más la **Usina de Aguas Corrientes**, que abastece a Montevideo y parte del área metropolitana. Estos servicios incluyen tanto **plantas convencionales (PC)** como **Unidades Potabilizadoras de Agua (UPA)**, distribuidas en todas las capitales departamentales, y representan la base operativa de OSE para la producción de agua potable a gran escala en el país.

La tecnología predominante en las usinas potabilizadoras de Uruguay corresponde al denominado **ciclo completo o tratamiento convencional**, el cual integra una serie de operaciones unitarias destinadas a remover los sólidos suspendidos, materia orgánica, microorganismos y otros contaminantes presentes en el agua bruta. Este sistema puede adoptar dos configuraciones principales en la etapa de clarificación: la tradicional, basada en **unidades de sedimentación** (sedimentadores), y una variante más reciente que sustituye dichos sedimentadores por **unidades de flotación por aire disuelto (DAF, por sus siglas en inglés)**, utilizadas en casos donde las características del agua cruda lo requieren, como altos contenidos de algas o baja densidad de partículas.

Por otro lado, OSE también opera con **Unidades Potabilizadoras de Agua (UPA)**, plantas modulares y transportables diseñadas para adaptarse a una amplia gama de condiciones de calidad

del agua bruta, con turbiedades que pueden variar entre 1 y 2500 NTU. Estas unidades incorporan los mismos procesos fundamentales del tratamiento convencional: **coagulación–floculación, sedimentación laminar, filtración rápida, desinfección, adsorción** (opcional) y **corrección de pH**.

A pesar de las diferencias estructurales y de escala, el proceso de potabilización en las UPAs es conceptualmente similar al de las plantas convencionales. No obstante, existen diferencias significativas en cuanto a los **caudales tratados**, lo que incide directamente en la **cantidad de insumos químicos utilizados** y en el **volumen de residuos generados**, particularmente en relación con la producción de lodos. Estas diferencias resultan fundamentales para el análisis del impacto ambiental de cada sistema y constituyen un criterio relevante en la delimitación de este trabajo.

4.2 Producción de Agua Potable

La producción total de agua potable a partir de fuentes superficiales en Uruguay asciende a **321.786.745 m³ anuales**, lo cual representa aproximadamente el **90 % del volumen total producido** por OSE (datos correspondientes al año 2018). Esta cifra pone de manifiesto la fuerte dependencia del país respecto al uso de aguas superficiales, con las implicancias que ello conlleva tanto en términos operativos como ambientales, especialmente por la **generación de lodos residuales** en los procesos de tratamiento.

En el **Anexo E**, se presenta un resumen detallado de los servicios activos en cada departamento, especificando la fuente de agua bruta utilizada, el tipo de sistema de tratamiento empleado (planta convencional o UPA), y el volumen de producción anual correspondiente a cada servicio. Además, la información ha sido organizada por regiones operativas definidas por OSE, lo cual permite una lectura integrada de la producción de agua potable a nivel nacional.

La distribución regional de la producción de agua potable a partir de fuentes superficiales es heterogénea y se desglosa de la siguiente manera:

- **Región Norte**, conformada por los departamentos de Cerro Largo, Rivera y Tacuarembó, cuenta con 16 servicios, con una producción anual de 25.945.386 m³ anuales lo que representa un 8,1 % de la producción total de agua potable a partir de estas fuentes.
- **Región Litoral Norte**, conformada por los departamentos de Artigas, Salto, Paysandú y Río Negro, dispone de 7 servicios, que producen anualmente 12.957.699 m³, lo que representa el 4 % de la producción de agua potable a partir de fuentes superficiales.
- **Región Litoral Sur**, compuesta por Colonia, Flores, San José y Soriano, opera con 11 servicios, que aportan el 5,8 % de la producción total
- **Región Litoral Centro**, compuesta por Canelones, Durazno, Florida, posee 12 servicios, con una contribución del 3,5 % de la producción total
- **Región Sureste**, compuesta por Maldonado, Lavalleja, Rocha, Treinta y Tres, cuenta con 14 servicios, que generan el 9,2 % de la producción total.
- Y la región metropolitana, que cuenta con un único servicio, Aguas Corrientes, cuya producción representa aproximadamente el 69 % del total

Esta distribución refleja una alta **concentración de la producción en la región metropolitana**, lo que tiene implicaciones relevantes para la gestión de los residuos generados, dada la magnitud del caudal tratado. A su vez, el predominio de plantas convencionales en estas regiones, especialmente las de gran escala como Aguas Corrientes, refuerza la necesidad de abordar estrategias de gestión ambiental adecuadas para el manejo de los subproductos del proceso de potabilización.

En la Tabla 11 se presenta un resumen que muestra la **distribución porcentual de la producción de agua potable por región**, facilitando la visualización del peso relativo de cada zona en el esquema nacional.

Tabla 11. Distribución porcentual de la producción de agua potable por región (Elaboración propia)

| Región | Cantidad servicios | Producción anual (m3) | Producción anual (%) |
|---------------|--------------------|-----------------------|----------------------|
| Litoral Norte | 7 | 25.945.386 | 8,1 |
| Noreste | 16 | 12.957.699 | 4 |
| Litoral Sur | 11 | 18.808.378 | 5,8 |
| Centro | 12 | 11.403.764 | 3,5 |
| Sureste | 14 | 29.556.111 | 9,2 |
| Metropolitana | 1 | 223.115.407 | 69,3 |

Por último, la Tabla 12 detalla la **distribución de las plantas según el tamaño de producción**, lo que permite identificar las diferencias operativas y de capacidad entre servicios de gran escala y pequeños sistemas locales, aspecto relevante al momento de evaluar el tipo y volumen de residuos generados.

Tabla 12. Distribución de las plantas según tamaño de producción (Elaboración propia)

| Producción anual 2018 (m3) | Plantas potabilizadoras superficiales |
|-------------------------------|--|
| 220.000.000 | 1 |
| 19.000.000 | 1 |
| 10.000.000 | 2 |
| 1.000.000 a 5.000.000 | 19 |
| 100.000 a 1.000.000 | 28 |
| <100.000 | 10 |

4.3 Generación de Lodos

En Uruguay, más del 90 % de los lodos generados en el proceso de potabilización del agua no atraviesan procesos de deshidratación, lo cual dificulta su cuantificación directa en términos de volumen o masa seca. Esta limitación operativa hace necesario recurrir a herramientas de estimación indirecta, empleando modelos matemáticos que permitan aproximar la generación de lodos en función de variables conocidas del proceso.

Para este trabajo, se utilizó información proporcionada por OSE correspondiente al año 2018 (obtenida a partir de una solicitud de acceso a la información pública), la cual abarca los **60 servicios de tratamiento de agua superficial**, más la **Usina de Aguas Corrientes**, que constituye el sistema de mayor escala a nivel nacional. Los datos recopilados incluyeron parámetros de calidad del agua bruta

(tales como turbiedad, pH y alcalinidad), así como variables operativas relevantes como la **dosis de coagulante (sulfato de aluminio)** y el **volumen anual de agua potable producido por cada planta**.

La estimación de la cantidad de lodos generados se realizó aplicando la ecuación empírica propuesta por **Kawamura (2000)**, ampliamente utilizada para el cálculo teórico de residuos en plantas de tratamiento convencionales. La fórmula considera como variables clave la turbidez del agua bruta y la dosis de coagulante aplicada, y se expresa del siguiente modo:

$$MS = (Ds * 0.23 + T * 1.5) * 10^{-2}$$

Donde:

MS: es la materia seca generada por unidad de agua tratada (Kg/ m³)

D_s: es la dosis de coagulante empleada (ppm)

T: es la turbidez del agua bruta (NTU)

Esta expresión permite estimar la **materia seca (sólidos totales)** que se genera por unidad de volumen tratado, asumiendo condiciones típicas de plantas de ciclo completo. Cabe destacar que se trata de una aproximación teórica, que **no contempla variaciones propias de cada sistema, como el tipo específico de coagulante, eficiencia del proceso, formación de flóculos residuales o purgas del sistema de filtros**, entre otros factores.

A partir de esta ecuación, se calculó la **materia seca total generada por cada planta** en base a los volúmenes de producción registrados, y se agruparon los resultados según las seis regiones operativas establecidas por OSE (Litoral Norte, Noreste, Litoral Sur, Centro, Sureste y Metropolitana).

En el **Anexo E** se presentan los valores estimados de producción de lodos, tanto mensuales como anuales, clasificados por región. Las tablas incluidas en dicho anexo muestran de forma detallada la distribución regional de la producción de lodos generada en las plantas potabilizadoras. En la siguiente figura se grafican dichos valores, resumiendo la producción anual de lodo según el servicio.

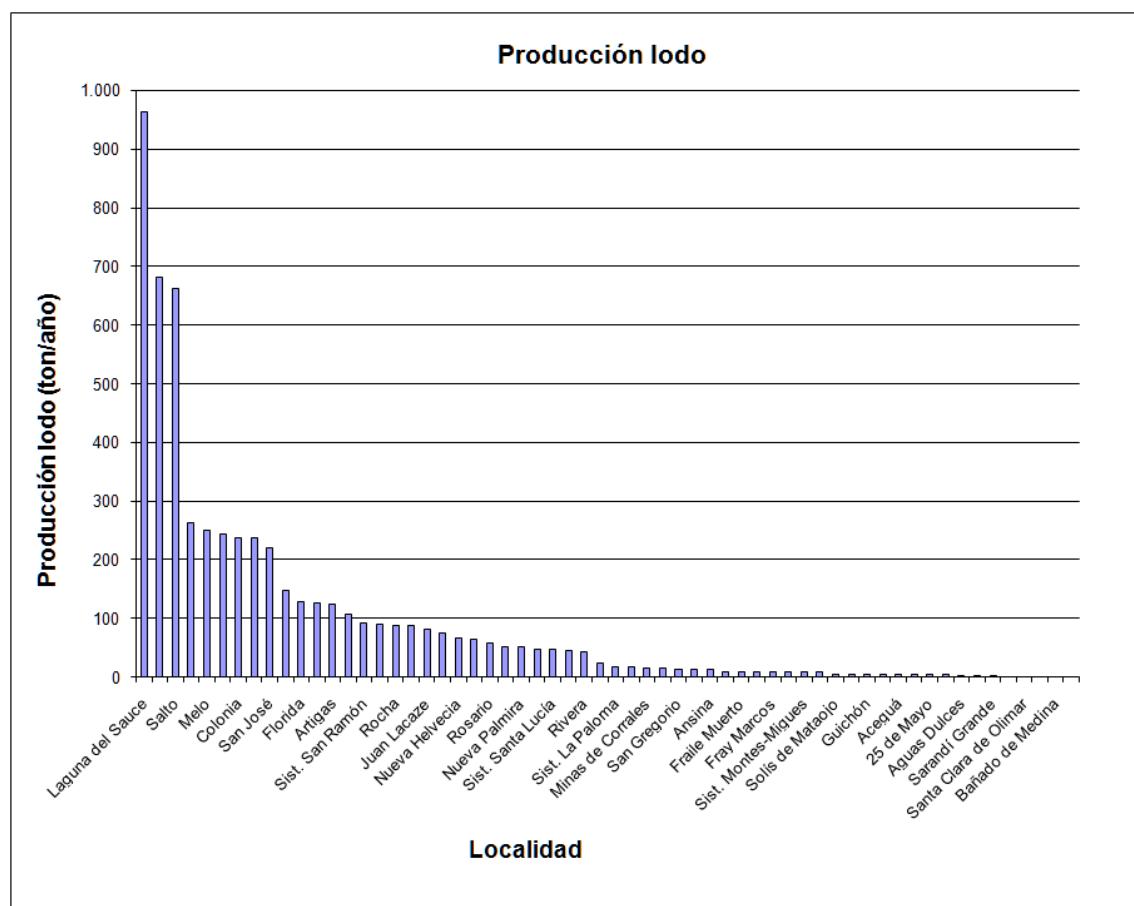


Figura 16-Producción anual de lodo por servicio (Elaboración propia)

Los resultados globales muestran una **generación promedio de 1.498.452 kg de lodos por mes**, lo que equivale a unos **17.981.427 kg de lodos anuales** (en base seca). Esta producción no se distribuye de manera homogénea entre las plantas, sino que se encuentra fuertemente concentrada en las usinas que abastecen a las capitales departamentales más pobladas.

En particular, se destaca que **más del 65 % de los lodos generados en el país proviene de una única planta potabilizadora: Aguas Corrientes**, encargada del abastecimiento de Montevideo y parte de Canelones. Si se consideran las tres siguientes plantas en orden de importancia —**Laguna del Sauce, Salto y Paysandú**—, el total acumulado asciende a más del **80 % del lodo generado**. Al incorporar seis plantas adicionales, se alcanza el **90 % del total de residuos generados**, mientras que 18 plantas contribuyen con apenas un 8% y las 32 restantes aportan, en conjunto, menos del 2% del total de residuos sólidos.

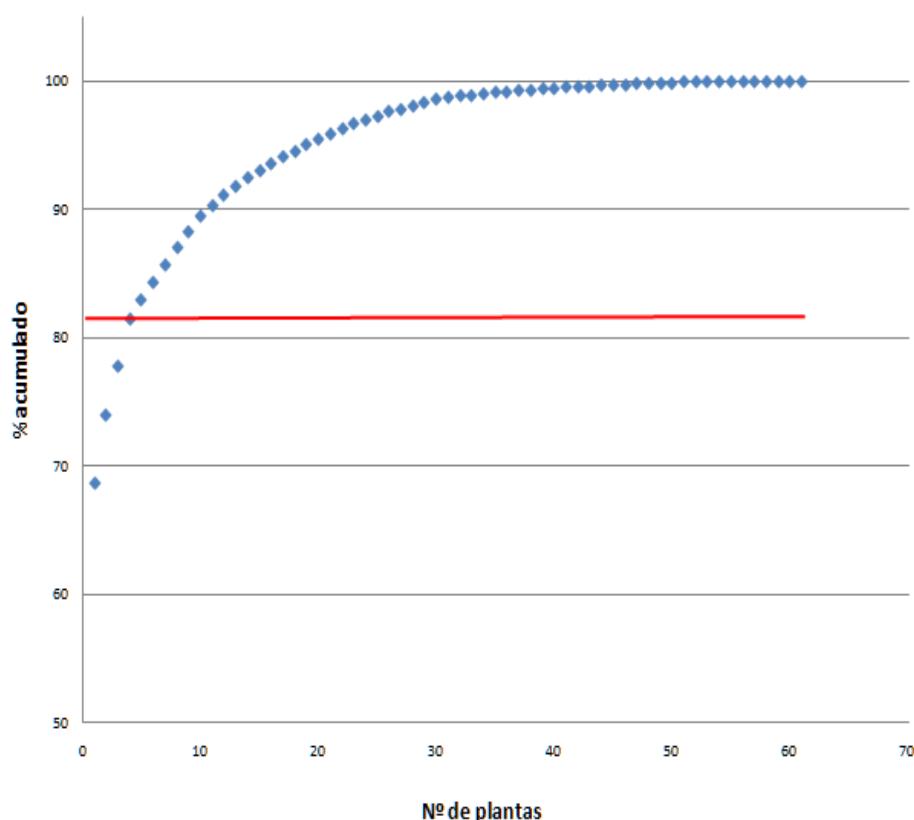


Figura 17-Distribución porcentual de producción de lodo según servicio (Elaboración propia)

Esta marcada concentración tiene implicancias relevantes para la gestión ambiental, la asignación de recursos y el diseño de estrategias de manejo de residuos, especialmente en las plantas de mayor escala. **No se analizó en esta instancia la estacionalidad en la generación de lodos**, aspecto que podría considerarse en estudios futuros para evaluar posibles variaciones interanuales.

Como se muestra en los **gráficos anteriores (Figuras 16 y 17)**, el patrón de distribución evidencia que **más del 80 % del lodo generado en Uruguay proviene únicamente de cuatro plantas potabilizadoras**: Aguas Corrientes, Laguna del Sauce, Salto y Paysandú.

La cuantificación estimada de los lodos generados en los servicios que utilizan agua superficial resulta esencial para comprender la **magnitud de los residuos** derivados del proceso de potabilización en Uruguay. Dado que estos lodos contienen compuestos químicos residuales, metales traza y materia orgánica, su **manejo y disposición inadecuados pueden representar un riesgo para el ambiente**.

acuático y terrestre. Por esta razón, disponer de una estimación razonable de los volúmenes y características de los residuos generados constituye un **insumo clave para el diseño de estrategias de gestión sustentable**, así como para el **cumplimiento de la normativa ambiental vigente** y la reducción de impactos negativos asociados a la operación de las plantas potabilizadoras.

4.4 Caracterización de Lodos

En este apartado se presenta la caracterización fisicoquímica de los lodos generados en plantas potabilizadoras que tratan agua superficial en Uruguay. El objetivo de dicha caracterización es describir la composición, estabilidad y el potencial impacto ambiental de estos residuos, a partir de diversos parámetros fisicoquímicos.

Los datos analizados provienen mayoritariamente de estudios realizados por OSE entre los años 2013 y 2014, a partir de muestras recolectadas en cinco plantas potabilizadoras. Esta información fue complementada con datos de referencia más recientes correspondientes al año 2018.

En cuatro de las plantas —Laguna del Cisne, Salto, Laguna del Sauce y Melo— se realizó un único análisis, basado en una muestra puntual tomada en un solo punto de muestreo (PGRS OSE, 2014). En el caso de la planta de Aguas Corrientes, se llevaron a cabo dos campañas de muestreo, con análisis en dos puntos diferentes durante cada campaña.

La información obtenida a partir de estos análisis se resume en la Tabla 13. Si bien la base de datos disponible es limitada, tanto en cantidad de plantas como en representatividad temporal, permite obtener una aproximación preliminar a las características generales del lodo producido. La última columna de dicha tabla muestra el rango de variación de cada parámetro según los datos más recientes reportados por OSE en 2018, lo que permite contrastar los resultados obtenidos con una referencia operativa actualizada. Se observa que, en muchos casos, las diferencias alcanzan al menos un orden de magnitud, lo cual advierte sobre la necesidad de interpretar con cautela los resultados presentados en este capítulo, dada la considerable incertidumbre asociada a los datos operativos proporcionados por OSE.

Tabla 13. Composición del lodo de los sedimentadores (convencionales y de alta tasa) (Elaboración propia)

| Fecha | 15/7/2008 | 27/2/2013 | 6/3/2013 | 10/5/2013 | 31/5/2013 | 27/3/2014 | 31/5/2013 | 27/3/2014 | 2018 |
|-------------------|------------------|-----------|------------------|-----------|--------------------------------|-----------------------------|------------------|-----------|----------------|
| Parámetros | Laguna del Cisne | Salto | Laguna del Sauce | Melo | AACC Sedimentador Convencional | AACC Sedimentador Alta Tasa | Aguas Corrientes | | |
| pH | | 7,1 | 6,8 | 7,9 | 7,3 | 6,5 | 7,2 | 6,8 | 6,5 - 7,9 |
| ST (mg/ Kg) | 190000 | 95000 | 192000 | 68000 | 92000 | | 125000 | | 70.000-190.000 |
| SV (mg/ Kg) | 0 | 28000 | 48000 | 29000 | 24000 | | 26000 | | 30.000-50.000 |
| SV/ST | 0,29 | 0,25 | 0,43 | 0,26 | | 0,21 | | | 0,43-0,26 |
| Al (mg/ Kg) | 110000 | 140000 | 280000 | 95000 | 86000 | 21000 | 76000 | 38000 | 20.000-280.000 |
| Fe (mg/ Kg) | 630 | 19000 | 35000 | 27000 | 26000 | 9200 | 22000 | 33000 | 600-35.000 |
| Mn (mg/ Kg) | 526 | 337 | 375 | 412 | 293,5 | 100 | 616 | 178 | 100,0 - 616,0 |
| Zn (mg/ Kg) | 211 | 42 | 63 | 59 | 76,1 | 21 | 72 | 48 | 21,0 - 211,0 |
| Cu (mg/ Kg) | <53 | 105 | 36 | 44 | 32,6 | 8 | 32 | 14 | 8,0 - 105,3 |
| Ni (mg/ Kg) | 53 | 32 | 31 | <29 | 33 | 9 | <16 | 23 | 9,0 - 53,0 |
| Pb (mg/Kg) | 105 | 63 | 42 | <29 | 54,4 | 19 | 40 | 40 | 19,0 - 105,3 |
| Cr total (mg/ Kg) | <53 | 21 | 36 | <29 | <22 | 5 | 16 | 9 | 5,0 - 36,5 |
| Cd (mg/ Kg) | <2,6 | 3,2 | 2,6 | <7 | <5 | <2 | <4 | <2 | <2 - 3,2 |
| Hg (mg/ Kg) | <1 | 15 | <1 | <7 | <1 | 0,07 | 1,6 | 0,14 | 0,07 - 14,7 |
| As (mg/ Kg) | <1 | 23 | <1 | 10 | 2,2 | 0,5 | 1,6 | 1,9 | 0,5 - 23,2 |
| Mo (mg/ Kg) | | | | | 185000 | 66000 | 200000 | 45000 | 50000-210000 |
| Ptot (mg/ Kg) | | | | | 3700 | 16000 | 2900 | 10000 | 1000-16000 |
| Nkjeldahl mg/ Kg) | | | | | 5000 | 14000 | 6100 | 14000 | 5000-14000 |
| C:N | | | | | 37,0 | 4,7 | 32,8 | 3,2 | 10-15 |
| P:N | | | | | 0,7 | 1,1 | 0,5 | 0,7 | 0,2-1,14 |

Valores expresados en base seca

Relación SV/ ST en lodos

La relación entre sólidos volátiles (SV) y sólidos totales (ST) es un parámetro ampliamente utilizado como indicador de la fracción orgánica presente en los lodos, así como de su grado de digestión y estabilidad. Según Cleverson Andreoli et al. (2007), esta relación es considerada un criterio de evaluación de la estabilidad de los biosólidos en la normativa ambiental brasileña (Resolución CONAMA N° 375/2006).

En los lodos analizados provenientes de las usinas de OSE, se observaron valores de SV/ST significativamente inferiores a 0,7, lo que indica un buen grado de estabilización. En términos absolutos, los contenidos de sólidos volátiles representaron entre un 20 % y un 45 % de los sólidos totales, evidenciando un bajo contenido de materia orgánica susceptible de degradación.

Relación Carbono/ Nitrógeno en lodos

La relación C/N en los lodos mostró una variabilidad considerable, con valores que oscilan desde 3:1 hasta 37:1. Esta amplitud se atribuye a la heterogeneidad de la materia orgánica contenida en el agua bruta, influenciada por las características locales de las fuentes de captación.

En promedio, el contenido de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) fue de aproximadamente 0,9 %. Sin embargo, los ensayos de lixiviación mostraron que los niveles de nitratos solubles pueden alcanzar concentraciones entre 14 y 94 mg/L, lo que constituye un aspecto relevante a considerar en el análisis de opciones de disposición final del lodo sobre suelos.

Contenido de nutrientes (N, P y materia orgánica)

Desde el punto de vista de su potencial uso agronómico, el lodo presenta niveles moderados de nutrientes. El contenido promedio de NTK se ubica entre 0,7 % y 0,9 %, mientras que el fósforo total presenta valores en torno al 0,5 %, aunque con registros puntuales de hasta 1,1 %. Asimismo, la materia orgánica se encuentra en un rango de 5 % a 20 %, con un promedio cercano al 15 %.

Estos valores sugieren que, si bien el lodo no presenta una riqueza de nutrientes comparable a los lodos provenientes de estaciones depuradoras de aguas residuales, puede considerarse como una fuente secundaria de nutrientes, siempre que se garantice su manejo ambientalmente adecuado, especialmente en lo que respecta a su contenido de sustancias potencialmente tóxicas.

Contenido de metales: Hierro y Aluminio

El análisis de la fracción metálica total muestra que los elementos presentes en mayor concentración en los lodos son el **aluminio** y el **hierro**, derivados principalmente del uso de coagulantes en los procesos de clarificación.

El contenido de aluminio representa, en promedio, un 10,6 % de la masa seca del lodo y una mediana del 9 %, con valores que oscilan entre el 2 % y el 28 %. En cuanto al hierro, su concentración media es del 2 % y una mediana de 2,4 %, con un rango de variación entre 0,06 % y 3,5 %).

No se identificaron metales ni sustancias peligrosas (carcinogénicas, mutagénicas, tóxicas o irritantes) que superen los límites establecidos por el **Decreto 182/013**, en su tabla 13, lo que permite clasificar estos lodos como residuos sólidos de **categoría II**.

Ensayos de lixiviación

Como complemento a los análisis directos, se realizaron ensayos de lixiviación sobre los lodos, con el objetivo de evaluar su potencial de contaminación y verificar su clasificación en el marco del

Decreto 182/013. Estos ensayos permiten simular las condiciones de liberación de contaminantes ante posibles escenarios de disposición en el ambiente, particularmente en suelos.

Los resultados de los ensayos mostraron que, si bien se detectaron concentraciones significativas de nitratos en algunas muestras, **no se superaron los valores umbral** establecidos para residuos de categoría II, confirmando su baja peligrosidad desde el punto de vista del lixiviado generado.

Tabla 14. Resultado de ensayos de lixiviado a lodos de sedimentadores (Elaboración propia)

| Fecha | 15/07/2008 | 27/02/2013 | 06/03/2013 | 10/05/2013 | 31/05/2013 | 27/03/2014 | 31/05/2013 | 27/03/2014 | 2018 |
|-----------------|------------------|------------|------------------|------------|------------|------------|------------|------------|----------------|
| Parámetros | Laguna del Cisne | Salto | Laguna del Sauce | Melo | AC (DC) | AC (DC) | AC (DAT) | AC (DAT) | Dato promedio |
| Pb (mg/L) | <0,1 | 0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,2 | <0,1 | 0,2 | <0,1 – 0,2 |
| Cr total (mg/L) | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Cd (mg/L) | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,01 | <0,05 | <0,05 | <0,05 | <0,05 |
| As (mg/L) | <0,01 | 0,05 | 0,01 | <0,05 | <0,05 | 0,006 | <0,05 | 0,036 | <0,01 – 0,05 |
| Hg (mg/L) | <0,01 | 0,03 | <0,001 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,005 | <0,001 – 0,03 |
| Fe (mg/L) | 1,5 | 6 | 568 | 38 | 27 | 66 | 21 | 73 | |
| Cu (mg/L) | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,1 | <0,1 – 0,1 |
| Zn (mg/L) | 0,6 | <0,1 | 0,5 | <0,1 | <0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | <0,1 – 0,6 |
| Mn (mg/L) | 0,4 | 0,7 | 3,5 | 1 | 0,8 | 1,1 | 2,4 | 1 | 0,4 – 3,5 |
| Ni (mg/L) | <0,1 | <0,1 | 0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,1 | <0,1 – 0,1 |
| Al (mg/L) | 407 | 235 | 200 | 89 | 6,4 | 215 | 5,2 | 5,2 – 407 | |
| Cr +6 (mg/L) | <0,03 | <0,03 | <0,02 | <0,05 | <0,05 | <0,1 | <0,05 | <0,1 | <0,02 – <0,1 |
| Ba (mg/L) | <0,5 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,8 | 0,3 | 1,2 | <0,1 – 1,2 |
| Mo (mg/L) | <0,5 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| Sb (mg/L) | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | 0,4 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 – 0,4 |
| Se (mg/L) | <0,01 | 0,071 | 0,002 | 0,002 | <0,001 | <0,005 | <0,001 | <0,005 | <0,001 – 0,07 |
| Ag (mg/L) | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 | <0,1 |
| NO3- (mg/L) | | 15 | 47 | 18 | 26 | 13 | 94 | 14 | 14 – 94 |
| NH4+ (mg/L) | | | <2,5 | <2,5 | <2,5 | 9,3 | <2,5 | 8,3 | <2,5 – 9,3 |
| DQO (mg/L) | | | 25590 | 10319 | 28002 | 2490 | 5928 | 2438 | 2.438 – 28.002 |

Los resultados obtenidos en los ensayos muestran que **ninguno de los elementos analizados en el lixiviado supera los límites máximos permitidos** según la **Tabla 13 del artículo 7** del Decreto 182/13. Con base en estos resultados, y considerando además los criterios técnicos que se enumeran a continuación, se concluye que los lodos pueden ser **preclasificados como residuos de Categoría II**, es decir, residuos no peligrosos.

A continuación, se detalla el análisis para definir la categoría correspondiente para los lodos de potabilizadoras:

- No resultan corrosivos, dado que su pH se encuentra entre 6,5 y 7,9.
- Considerando su composición, no resultan inflamables ni reactivos.
- El contenido porcentual de metales no determina que los lodos se encuentren en ninguna categoría particular de la Tabla 1 del artículo 7 del Decreto 182/013 referido.
- No se han realizado análisis de contenido de compuestos orgánicos (como ser agroquímicos o toxinas generadas por floraciones algales). Si bien no se espera que estos resulten un problema, debido a la baja concentración en el agua bruta, en casos especiales, de presentarse concentraciones con algún nivel de alarma en el agua bruta, se deberían realizar las correspondientes determinaciones analíticas, para corroborar que estos compuestos no se encuentren presentes en el lodo en concentraciones tales que cambien el actual estatus. En otras palabras, hasta tanto la presencia de estos compuestos no resulte un problema en los cursos de agua, no resulta necesaria su determinación en el lodo.
- No se han realizado análisis de patógenos en los lodos. Sin embargo, no resulta esperable que esto resulte un problema dadas las características del agua bruta.
- Los niveles de concentración de metales en el lixiviado se encuentran en niveles inferiores a los estándares establecidos por la normativa.
- No se han realizado análisis de Ecotoxicidad en el lodo.

En síntesis, a partir de la información técnica disponible, se concluye que los lodos generados en los procesos de potabilización de agua **cumplen con los criterios para ser clasificados como residuos no peligrosos**, es decir, **Categoría II**, según lo dispuesto por el Decreto 182/013.

4.5 Gestión de Lodos

De acuerdo con lo establecido en el **Plan de Gestión de Residuos Sólidos (PGRS)** de OSE (2014) presentado ante las autoridades ambientales nacionales (DINACEA-Ministerio de Ambiente), la gestión predominante de los lodos generados en los procesos de potabilización de agua en Uruguay

consiste en su **descarga directa como efluente a los cuerpos de agua receptores**, en cumplimiento del **artículo 15 del Decreto 253/79**.

Sin embargo, esta situación presenta excepciones relevantes. En particular, algunas usinas potabilizadoras han incorporado sistemas de **tratamiento y deshidratación de lodos**, lo que permite su posterior disposición en sitios controlados.

Específicamente **Laguna del Cisne (Atlántida)** y **Laguna del Sauce (Maldonado)** son las plantas que presentan sistemas de **deshidratación**, utilizando **filtros de banda** como tecnología principal. En períodos de mayor producción, como los meses de verano, estos sistemas se complementan con el uso de **geotubos**, que permiten absorber el incremento estacional en el volumen de lodo. En caso de lodos de Laguna del Cisne, los lodos deshidratados son dispuestos en el Vertedero Municipal y en Laguna del Sauce, la disposición final se realiza dentro del predio de la propia planta.

La **nueva planta potabilizadora de Durazno**, según datos aportados por OSE en 2018, incorporó un sistema de **centrífugas** para la deshidratación de lodos. Los residuos resultantes también se disponen en el **Vertedero Municipal**.

La planta de **José Pedro Varela** ha sido identificada con un sistema de **filtro de bandas** complementado con **geotubos**, lo que indica una incorporación progresiva de tecnologías de tratamiento para el manejo adecuado de los residuos.

Adicionalmente, **seis pequeñas localidades del país** cuentan con **lagunas de decantación** como estrategia de tratamiento pasivo para los lodos generados, lo que representa una solución adaptada a escalas reducidas de operación.

Tabla 15. Resumen de gestión de lodos de plantas potabilizadoras de Uruguay (Elaboración propia)

| Lodos | | |
|-------------------|---|---------------------------------------|
| Servicio | Tipo de tratamiento | Destino final |
| La Chinita | Laguna de decantación | |
| Guichón | Laguna de decantación | |
| Cerro Chato | Laguna de decantación | |
| Sist. Atlántida | Deshidratación con filtros de banda, en temporada estival se trabaja también con geotubos | Vertedero municipal |
| Tala | Laguna de decantación | |
| Durazno | Deshidratación con centrífugas | Vertedero municipal |
| Paso Severino | Laguna de decantación | |
| Laguna del Sauce | Deshidratación con filtros de banda y lechos de secado/ geotubos | Disposición en terreno/ SDF Las Rosas |
| Sist. La Paloma | Laguna de decantación | |
| José Pedro Varela | Deshidratación con filtros de banda y geotubos | Vertedero municipal |

En conjunto, si bien la mayoría de las plantas aún recurren al vertido directo, se observa una **incipiente transición hacia prácticas más sostenibles**, centradas en la deshidratación y disposición controlada de los residuos. No obstante, la cobertura de estas tecnologías aún es limitada, y su ampliación representa un desafío clave en términos de gestión ambiental responsable.

4.6 Metodología para la estimación del impacto de metales en cuerpos receptores

Con el fin de evaluar el **potencial impacto ambiental** de los metales presentes en los lodos generados por plantas potabilizadoras sobre los cuerpos de agua receptores, se propuso un enfoque basado en el **principio de balance de masas**. Este método permite estimar la concentración final de metales en el cuerpo de agua luego del vertido del lodo, y así verificar su cumplimiento respecto a **estándares internacionales de calidad ambiental**.

Dado que los metales predominantes en los lodos de potabilización son el **aluminio (Al)** y el **hierro (Fe)**, el análisis se centró en estos elementos como **indicadores del impacto potencial**. La metodología empleada considera un escenario de **descarga directa** de la corriente de lodo en un curso de agua superficial adyacente a la planta.

Fundamentos y supuestos del modelo

El modelo considera la **mezcla de dos corrientes de agua**: la del **curso de agua** y la del **efluente de lodo**, asumiendo las siguientes condiciones:

- **Los caudales de ambas corrientes son conocidos**, siendo el caudal del curso de agua significativamente mayor que el del efluente ($Q_{\text{curso}} \gg Q_{\text{lodo } Z}$).
- **La concentración del metal** (aluminio o hierro) en el curso de agua se considera despreciable ($C_{\text{Metal-curso}} \approx 0$).
- **Existe mezcla completa** e instantánea en la sección de interés del curso de agua, lo cual implica una **distribución homogénea** de la concentración de metales.
- Para los objetivos de este trabajo, no se analizan los procesos hidrodinámicos detallados de mezcla; se parte del supuesto de que, una vez alcanzada la mezcla completa, el sistema opera en condiciones estacionarias, es decir, los caudales y concentraciones no varían en el tiempo.
- **No se consideran reacciones químicas** posteriores a la mezcla (precipitación, adsorción, complejación, etc.).

Formulación del balance de masas

El modelo se basa en la ecuación de balance de masa para una mezcla de dos corrientes:

$$C_{\text{Metal-final}} = \frac{Q_{\text{curso}} * C_{\text{Metal-curso}} + Q_{\text{lodo } Z} * C_{\text{Metal-lodo } Z}}{Q_{\text{lodo } Z} + Q_{\text{curso}}}$$

$$Q_{\text{lodo } Z} + Q_{\text{curso}}$$

Donde:

- $C_{\text{Metal-final}}$: concentración final del metal en la mezcla (mg/L)
- Q_{curso} : caudal del curso de agua (m³/h)
- $C_{\text{Metal-curso}}$: concentración inicial del metal en el curso de agua (mg/L)
- $Q_{\text{lodo } Z}$: caudal de la corriente de lodo-planta Z (m³/h)
- $C_{\text{Metal-lodo } Z}$: concentración del metal en el lodo-planta Z (mg/L)

Considerando que:

- $C_{\text{Metal-curso}} \approx 0$
- $(Q_{\text{curso}} \gg Q_{\text{lodo } Z})$

La ecuación se simplifica a:

$$C_{\text{Metal-final}} = \frac{Q_{\text{lodo}} \cdot C_{\text{Metal-lodo}}}{Q_{\text{curso}}}$$

Q_{curso}

Este valor representa una **media ponderada de las concentraciones**, donde la influencia del efluente sobre la concentración final disminuye a medida que el caudal del cuerpo receptor es mayor.

Comparación con estándares ambientales

Una vez determinada la **concentración final estimada** del metal en el cuerpo receptor tras la descarga de lodo, se procede a su comparación con los valores guía establecidos para la protección de ecosistemas acuáticos. En particular, se toman como referencia los **límites máximos permitidos para toxicidad crónica** definida por normativas ambientales reconocidas a nivel internacional, tales como:

- **Environmental Protection Agency (EPA, Estados Unidos)**
- **Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME, Canadá)**
- **Australian and New Zealand Guidelines for fresh and marine water quality (ANZECC/ARMCANZ)**

Este análisis permite evaluar si la descarga de lodo podría constituir un riesgo para la biota acuática o una transgresión a valores guía de calidad ambiental establecidos.

En el caso del aluminio, se han definido las siguientes concentraciones máximas admisibles en cuerpos de agua dulce, bajo criterios de protección crónica:

EPA (Estados Unidos): 0,087 mg/L de aluminio disuelto, aplicable en aguas con pH entre 6,5 y 9,0, independientemente de la dureza y del contenido de carbono orgánico disuelto (DOC)

ANZECC/ARMCANZ (Australia y Nueva Zelanda): 0,055 mg/L de aluminio total, para proteger al 95% de las especies acuáticas, en aguas dulces con pH de 6,5

CCME (Canadá): 0,1 mg/L de aluminio total, bajo condiciones de pH entre 6,5 y 9,5 y dureza superior a 50 mg/L de CaCO₃, para la protección de la vida acuática.

En cuanto al **hierro**, los valores guía para protección crónica en ecosistemas de agua dulce son los siguientes:

EPA (Estados Unidos): propone un valor guía de 1,0 mg/L de **hierro total**.

ANZECC/ARMCANZ (Australia y Nueva Zelanda): recomiendan un valor de 0,3 mg/L de **hierro disuelto**.

CCME (Canadá): establece una concentración máxima permisible de 0,3 mg/L de **hierro disuelto**.

Para efectos del cálculo de concentraciones en el cuerpo receptor y la aplicación del balance de masas, se consideraron como valores máximos admisibles: 55 µg/L para el aluminio total, y 300 µg/L para el hierro disuelto.

Escenario de evaluación y estimación de concentración de metales

Para operacionalizar la metodología del balance de masas descrita previamente, se definió un escenario tipo de evaluación, a partir del cual es posible estimar la concentración final de metales en el cuerpo receptor de una planta potabilizadora de agua (Usina) luego de la descarga de lodo, en condiciones de mezcla completa.

Este escenario no corresponde a un caso específico, sino que fue construido como una situación representativa, basada en parámetros operativos característicos. Su propósito es funcionar como herramienta analítica para evaluar el impacto potencial de la descarga de metales en cuerpos de agua y facilitar la comparación entre distintas configuraciones o alternativas de manejo de residuos.

Posteriormente, se realiza una valoración en función de la población servida y del caudal del cuerpo de agua fuente de agua bruta, con el objetivo de generar indicadores operativos sencillos.

Estos indicadores permiten, por ejemplo, identificar que las plantas que abastecen a una población equivalente superior a cierto valor, pueden presentar mayores riesgos potenciales, por lo que requieren atención prioritaria en la gestión de sus residuos.

El procedimiento se estructuró en las siguientes etapas:

Estimación del caudal de agua producido y población servida

Como primer escenario, se asumió que el **caudal consumido por la población** es equivalente al **caudal producido por la planta potabilizadora**, bajo la relación:

$$\text{Caudal consumido (m}^3/\text{día)} = \text{Caudal producido (m}^3/\text{día)}$$

El caudal consumido se estimó con base en una dotación estándar de consumo de agua de **150 L/hab. día**, que es un valor generoso en la mayorí de los barrios de Montevideo y en localidades del interior del país, mediante la fórmula:

$$N1 = \text{Caudal producido (m}^3/\text{día)} * (1000 L/m}^3)$$

$$150 L/\text{hab} * \text{día}$$

Donde:

N1: población servida (habitantes equivalentes)

150: dotación estándar (L/ hab*día)

Caudal producido: dato aportado por OSE, que se obtiene como el valor anual dividido 360

Con base en esta estimación, se calculó una población equivalente servida por cada planta potabilizadora. Esta información se sistematizó en la **Tabla 16**, donde se presentan los valores de caudal producido, población estimada y su distribución regional.

En un **segundo escenario**, se consideró que el caudal efectivamente consumido por la población corresponde al **65% del caudal producido**, contemplando pérdidas en el sistema de distribución. En este caso, se adoptó una dotación estándar de **100 L/hab. día**, aplicándose la siguiente

expresión:

$$N2 = \underline{\text{Caudal producido (m}^3/\text{día)} * (1000 L/m}^3)$$

$$100 L/\text{hab} * \text{día}$$

Los resultados de este escenario también se presentan en la **Tabla 16**, incluyendo los valores de caudal producido, población estimada y su distribución regional.

Cabe destacar que, al considerar un 35% de pérdidas en el sistema, no se observaron variaciones significativas en el rango de población servida estimada para las distintas plantas potabilizadoras.

Tabla 16: Estimación del caudal de agua producida y población servida

| Localidad | Prod AP (m ³ /año) | Prod AP (L/día) | N1 población (hab) | N2 población (hab) |
|-----------------------|-------------------------------|-----------------|--------------------|--------------------|
| Andresito | 890 | 2.472 | 16 | 16 |
| Bañado de Medina | 8.742 | 24.283 | 162 | 158 |
| Cerrillada | 10.195 | 28.318 | 189 | 184 |
| La Chinita | 24.023 | 66.731 | 445 | 434 |
| Santa Clara de Olimar | 25.787 | 71.631 | 478 | 466 |
| Sarandí Grande | 49.506 | 137.516 | 917 | 894 |
| Paso Severino | 53.926 | 149.796 | 999 | 974 |
| | | | | |
| 25 de Mayo | 64.379 | 178.830 | 1.192 | 1.162 |
| Enrique Martínez | 78.498 | 218.049 | 1.454 | 1.417 |
| La Floresta | 84.960 | 236.000 | 1.573 | 1.534 |
| Aceguá | 101.280 | 281.333 | 1.876 | 1.829 |
| | | | | |
| Aguas Dulces | 110.127 | 305.908 | 2.039 | 1.988 |
| Lago Merin | 116.713 | 324.203 | 2.161 | 2.107 |
| Montes | 140.946 | 391.517 | 2.610 | 2.545 |
| J B y Ordoñez | 157.801 | 438.336 | 2.922 | 2.849 |
| Fray Marcos | 158.716 | 440.879 | 2.939 | 2.866 |
| La Paloma | 164.247 | 456.242 | 3.042 | 2.966 |
| Aiguá | 166.208 | 461.689 | 3.078 | 3.001 |
| Guichón | 176.644 | 490.678 | 3.271 | 3.189 |
| Ansina | 179.734 | 499.261 | 3.328 | 3.245 |
| Solís de Mataojo | 186.893 | 519.147 | 3.461 | 3.374 |
| Tala | 201.768 | 560.467 | 3.736 | 3.643 |
| Fraile Muerto | 210.945 | 585.958 | 3.906 | 3.809 |
| Cerro Chato | 219.058 | 608.494 | 4.057 | 3.955 |
| San Gregorio | 228.303 | 634.175 | 4.228 | 4.122 |
| Vergara | 241.191 | 669.975 | 4.467 | 4.355 |
| Vichadero | 258.223 | 717.285 | 4.782 | 4.662 |

Tabla 16: Estimación del caudal de agua producida y población servida (continuación)

| Localidad | Prod AP (m ³ /año) | Prod AP (L/dia) | N1 población (hab) | N2 población (hab) |
|-------------------|-------------------------------|-----------------|--------------------|--------------------|
| Minas de Corrales | 307.244 | 853.456 | 5.690 | 5.547 |
| Paso de los Toros | 445.199 | 1.236.663 | 8.244 | 8.038 |
| José Pedro Varela | 469.743 | 1.304.842 | 8.699 | 8.481 |
| Bella Unión | 477.779 | 1.327.164 | 8.848 | 8.627 |
| Sarandí del Yí | 533.422 | 1.481.728 | 9.878 | 9.631 |
| | | | | |
| Lascano | 593.789 | 1.649.414 | 10.996 | 10.721 |
| Rosario | 649.329 | 1.803.692 | 12.025 | 11.724 |
| Nueva Palmira | 685.349 | 1.903.746 | 12.692 | 12.374 |
| Santa Lucía | 841.811 | 2.338.364 | 15.589 | 15.199 |
| Río Branco | 933.905 | 2.594.181 | 17.295 | 16.862 |
| Juan Lacaze | 965.344 | 2.681.512 | 17.877 | 17.430 |
| | | | | |
| Nueva Helvecia | 1.202.069 | 3.339.081 | 22.261 | 21.704 |
| San Ramón | 1.387.551 | 3.854.308 | 25.695 | 25.053 |
| Rivera | 1.392.130 | 3.867.028 | 25.780 | 25.136 |
| Dolores | 1.421.478 | 3.948.551 | 26.324 | 25.666 |
| Carmelo | 1.500.577 | 4.168.269 | 27.788 | 27.094 |
| Rocha | 1.852.684 | 5.146.344 | 34.309 | 33.451 |
| Trinidad | 1.954.417 | 5.428.936 | 36.193 | 35.288 |
| Florida | 2.263.637 | 6.287.881 | 41.919 | 40.871 |
| Artigas | 2.346.720 | 6.518.667 | 43.458 | 42.371 |
| Fray Bentos | 2.362.568 | 6.562.689 | 43.751 | 42.657 |
| Durazno | 2.408.601 | 6.690.558 | 44.604 | 43.489 |
| Treinta y Tres | 2.599.356 | 7.220.434 | 48.136 | 46.933 |
| Colonia | 2.612.301 | 7.256.392 | 48.376 | 47.167 |
| Minas | 2.822.799 | 7.841.108 | 52.274 | 50.967 |
| Atlántida | 3.355.487 | 9.320.797 | 62.139 | 60.585 |
| San José | 3.529.127 | 9.803.131 | 65.354 | 63.720 |
| Tacuarembó | 3.647.687 | 10.132.465 | 67.550 | 65.861 |
| Mercedes | 4.287.496 | 11.909.712 | 79.398 | 77.413 |
| Melo | 4.872.555 | 13.534.875 | 90.233 | 87.977 |
| | | | | |
| Salto | 10.249.004 | 28.469.456 | 189.796 | 185.051 |
| Paysandú | 10.308.648 | 28.635.133 | 190.901 | 186.128 |
| Laguna del Sauce | 19.971.829 | 55.477.303 | 369.849 | 360.602 |
| | | | | |
| Aguas Corrientes | 223.115.407 | 619.765.019 | 4.131.767 | 4.028.473 |

Estimación del caudal másico

Para cada planta, la cantidad de lodo generado se estimó utilizando la metodología propuesta por **Kawamura (2000)**, la cual permite calcular una tasa de producción de lodo (expresada en kg de lodo por m³ de agua tratada), en función de parámetros operativos como la turbidez del agua bruta, la dosis de coagulante aplicada y el volumen total de agua procesada.

Con base en los datos proporcionados por OSE sobre turbiedad del agua bruta, dosis de sulfato de aluminio y volumen anual de agua potable producida, se procedió de la siguiente manera:

- **Determinación de la tasa de producción de lodo (kg/m³)** utilizando la fórmula de Kawamura (2000).
- **Multiplicación de la tasa de producción de lodo por el volumen total anual de agua tratada (m³/año)** para obtener la producción total de lodo en un año (kg/año).
- **Conversión a producción mensual** dividiendo el valor anual entre 12 (kg/mes).
- Finalmente, **estimación del caudal másico promedio horario** dividiendo la producción mensual entre el número de horas del mes (por ejemplo, 720 horas para meses de 30 días), lo que permite expresar el resultado en **kg de lodo por hora (kg/h)**.

Esta estimación supone un funcionamiento continuo y uniforme de la planta a lo largo del mes. En la Tabla 17 se presentan los valores obtenidos de producción de lodo horario (kg /h) para cada planta evaluada, calculados según la metodología descrita.

A partir de estos resultados, y utilizando los datos de **población abastecida** presentados en la **Tabla 16**, se elaboró la **Tabla 18**, en la cual se expresa la **producción de lodo por hora por habitantes abastecidos**. Esta relación permite estandarizar la generación de lodo en función de la escala de servicio de cada planta, facilitando la comparación entre instalaciones de diferente tamaño y capacidad operativa.

Tabla 17-Estimación del caudal másico de lodo y población servida

| Localidad | Turbiedad | Dosis de sulfato (mg/l) | Prod AP (m ³ /año) | Prod lodo (Kg/ mes) | Prod lodo (Kg/ h) |
|-----------------------|-----------|-------------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------|
| Andresito | 15,80 | 37,08 | 890,00 | 2,24 | 0,0031 |
| Bañado de Medina | | 84,42 | 8742,00 | 15,99 | 0,0222 |
| Cerrillada | 21,80 | 69,60 | 10194,50 | 39,45 | 0,0548 |
| La Chinita | 46,00 | 86,38 | 24023,00 | 164,67 | 0,2287 |
| Santa Clara de Olimar | 2,10 | 60,11 | 25787,00 | 39,45 | 0,0548 |
| Sarandí Grande | 4,65 | 132,71 | 49505,66 | 167,29 | 0,2323 |
| Paso Severino | 20,31 | 133,09 | 53926,39 | 274,15 | 0,3808 |
| | | | | | |
| 25 de Mayo | 18,00 | 200,05 | 64378,97 | 404,59 | 0,5619 |
| Enrique Martínez | 24,51 | 94,07 | 78497,52 | 368,39 | 0,5117 |
| La Floresta | 12,85 | 195,00 | 84960,01 | 477,23 | 0,6628 |
| Aceguá | 16,66 | 113,05 | 101280,00 | 430,93 | 0,5985 |
| | | | | | |
| Aguas Dulces | 2,37 | 118,14 | 110127,00 | 310,12 | 0,4307 |
| Lago Merin | 42,47 | 89,74 | 116713,00 | 763,96 | 1,0611 |
| Montes | 13,84 | 181,23 | 140946,00 | 764,78 | 1,0622 |
| J B y Ordoñez | 13,93 | 53,25 | 157801,00 | 420,20 | 0,5836 |
| Fray Marcos | 10,31 | 174,02 | 158716,42 | 775,64 | 1,0773 |
| La Paloma | 48,93 | 171,26 | 164247,00 | 1479,99 | 2,0555 |
| Aiguá | 15,41 | 47,40 | 166208,00 | 448,08 | 0,6223 |
| Guichón | 10,15 | 67,08 | 176644,00 | 450,98 | 0,6264 |
| Ansina | 48,00 | 53,51 | 179734,00 | 1143,01 | 1,5875 |
| Solís de Mataojo | 15,60 | 44,12 | 186893,00 | 494,53 | 0,6869 |
| Tala | 34,50 | 158,07 | 201768,00 | 1445,06 | 2,0070 |
| Fraile Muerto | 21,61 | 75,73 | 210945,00 | 840,06 | 1,1668 |
| Cerro Chato | 15,37 | 87,52 | 219058,00 | 780,21 | 1,0836 |
| San Gregorio | 29,87 | 99,10 | 228303,00 | 1228,90 | 1,7068 |
| Vergara | 12,89 | 82,09 | 241191,00 | 765,81 | 1,0636 |
| Vichadero | 18,37 | 62,87 | 258222,70 | 865,69 | 1,2023 |
| | | | | | |
| Minas de Corrales | 26,55 | 63,00 | 307244,10 | 1303,09 | 1,8098 |
| Paso de los Toros | 30,19 | 58,11 | 445198,68 | 2016,82 | 2,8011 |
| José Pedro Varela | 10,45 | 67,97 | 469743,00 | 1223,81 | 1,6997 |
| Bella Unión | 55,71 | 84,23 | 477779,00 | 3755,30 | 5,2157 |
| Sarandí del Yí | 15,53 | 34,36 | 533422,00 | 1294,69 | 1,7982 |
| | | | | | |
| Lascano | 21,63 | 203,28 | 593789,00 | 4006,40 | 5,5644 |
| Rosario | 28,16 | 206,33 | 649329,00 | 4883,48 | 6,7826 |
| Nueva Palmira | 34,94 | 116,73 | 685348,59 | 4327,68 | 6,0107 |
| Santa Lucía | 16,14 | 138,92 | 841811,00 | 4005,56 | 5,5633 |
| Río Branco | 30,98 | 59,97 | 933905,00 | 4347,88 | 6,0387 |
| Juan Lacaze | 53,02 | 63,92 | 965344,20 | 6881,15 | 9,5571 |

Tabla 17-Estimación del caudal másico de lodo y población servida (continuación)

| Localidad | Turbiedad | Dosis de sulfato (mg/l) | Prod AP (m ³ /año) | Prod lodo (Kg/ mes) | Prod lodo (Kg/ h) |
|------------------|-----------|-------------------------|-------------------------------|---------------------|-------------------|
| Nueva Helvecia | 18,97 | 121,83 | 1202069,00 | 5643,09 | 7,8376 |
| San Ramón | 18,98 | 160,29 | 1387551,04 | 7672,19 | 10,6558 |
| Rivera | 16,96 | 34,42 | 1392130,00 | 3595,69 | 4,9940 |
| Dolores | 20,98 | 100,35 | 1421478,34 | 6320,96 | 8,7791 |
| Carmelo | 46,59 | 94,68 | 1500577,00 | 10651,59 | 14,7939 |
| Rocha | 22,09 | 74,38 | 1852684,00 | 7420,08 | 10,3057 |
| Trinidad | 17,13 | 93,86 | 1954417,00 | 7602,04 | 10,5584 |
| Florida | 18,58 | 126,18 | 2263637,00 | 10744,67 | 14,9231 |
| Artigas | 24,12 | 83,34 | 2346720,00 | 10370,58 | 14,4036 |
| Fray Bentos | 24,95 | 118,28 | 2362568,16 | 12439,54 | 17,2771 |
| Durazno | 8,30 | 62,11 | 2408601,00 | 5407,25 | 7,5101 |
| Treinta y Tres | 18,02 | 69,94 | 2599356,24 | 9012,71 | 12,5176 |
| Colonia | 48,17 | 110,32 | 2612301,00 | 19875,40 | 27,6047 |
| Minas | 8,73 | 75,99 | 2822799,00 | 7317,65 | 10,1634 |
| Atlántida | 19,86 | 181,20 | 3355487,00 | 20392,62 | 28,3231 |
| San José | 26,90 | 105,08 | 3529127,00 | 18318,76 | 25,4427 |
| Tacuarembó | 19,91 | 151,31 | 3647687,31 | 19825,08 | 27,5348 |
| Mercedes | 23,28 | 120,82 | 4287496,44 | 22034,56 | 30,6035 |
| Melo | 26,17 | 66,21 | 4872555,00 | 20805,61 | 28,8967 |
| Salto | 33,96 | 78,62 | 10249004,00 | 55163,99 | 76,6167 |
| Paysandú | 37,21 | 68,13 | 10308648,00 | 56766,80 | 78,8428 |
| Laguna del Sauce | 19,89 | 86,50 | 19971829,00 | 80467,83 | 111,7609 |
| Aguas Corrientes | 25,71 | 84,00 | 223115407,00 | 1027401,32 | 1426,9463 |

Tabla 18-Relación entre caudal másico de lodo y población servida

| Localidad | N población (hab) | Prod lodo (Kg/ mes) | Prod lodo (Kg/ h) |
|-----------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| Andresito | 16 | 2,24 | 0,0031 |
| Bañado de Medina | 162 | 15,99 | 0,0222 |
| Cerrillada | 189 | 39,45 | 0,0548 |
| La Chinita | 445 | 164,67 | 0,2287 |
| Santa Clara de Olimar | 478 | 39,45 | 0,0548 |
| Sarandí Grande | 917 | 167,29 | 0,2323 |
| Paso Severino | 999 | 274,15 | 0,3808 |
| | | | |
| 25 de Mayo | 1192 | 404,59 | 0,5619 |
| Enrique Martínez | 1454 | 368,39 | 0,5117 |
| La Floresta | 1573 | 477,23 | 0,6628 |
| Aceguá | 1876 | 430,93 | 0,5985 |
| | | | |
| Aguas Dulces | 2039 | 310,12 | 0,4307 |
| Lago Merin | 2161 | 763,96 | 1,0611 |
| Montes | 2610 | 764,78 | 1,0622 |
| J B y Ordoñez | 2922 | 420,20 | 0,5836 |
| Fray Marcos | 2939 | 775,64 | 1,0773 |
| La Paloma | 3042 | 1479,99 | 2,0555 |
| Aiguá | 3078 | 448,08 | 0,6223 |
| Guichón | 3271 | 450,98 | 0,6264 |
| Ansina | 3328 | 1143,01 | 1,5875 |
| Solís de Mataojo | 3461 | 494,53 | 0,6869 |
| Tala | 3736 | 1445,06 | 2,0070 |
| Fraile Muerto | 3906 | 840,06 | 1,1668 |
| Cerro Chato | 4057 | 780,21 | 1,0836 |
| San Gregorio | 4228 | 1228,90 | 1,7068 |
| Vergara | 4467 | 765,81 | 1,0636 |
| Vichadero | 4782 | 865,69 | 1,2023 |
| | | | |
| Minas de Corrales | 5690 | 1303,09 | 1,8098 |
| Paso de los Toros | 8244 | 2016,82 | 2,8011 |
| José Pedro Varela | 8699 | 1223,81 | 1,6997 |
| Bella Unión | 8848 | 3755,30 | 5,2157 |
| Sarandí del Yí | 9878 | 1294,69 | 1,7982 |
| | | | |
| Lascano | 10996 | 4006,40 | 5,5644 |
| Rosario | 12025 | 4883,48 | 6,7826 |
| Nueva Palmira | 12692 | 4327,68 | 6,0107 |
| Santa Lucía | 15589 | 4005,56 | 5,5633 |
| Río Branco | 17295 | 4347,88 | 6,0387 |
| Juan Lacaze | 17877 | 6881,15 | 9,5571 |

Tabla 18-Relación entre caudal másico de lodo y población servida (continuación)

| Localidad | N población (hab) | Prod lodo (Kg/ mes) | Prod lodo (Kg/ h) |
|------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| Nueva Helvecia | 22261 | 5643,09 | 7,8376 |
| San Ramón | 25695 | 7672,19 | 10,6558 |
| Rivera | 25780 | 3595,69 | 4,9940 |
| Dolores | 26324 | 6320,96 | 8,7791 |
| Carmelo | 27788 | 10651,59 | 14,7939 |
| Rocha | 34309 | 7420,08 | 10,3057 |
| Trinidad | 36193 | 7602,04 | 10,5584 |
| Florida | 41919 | 10744,67 | 14,9231 |
| Artigas | 43458 | 10370,58 | 14,4036 |
| Fray Bentos | 43751 | 12439,54 | 17,2771 |
| Durazno | 44604 | 5407,25 | 7,5101 |
| Treinta y Tres | 48136 | 9012,71 | 12,5176 |
| Colonia | 48376 | 19875,40 | 27,6047 |
| Minas | 52274 | 7317,65 | 10,1634 |
| Atlántida | 62139 | 20392,62 | 28,3231 |
| San José | 65354 | 18318,76 | 25,4427 |
| Tacuarembó | 67550 | 19825,08 | 27,5348 |
| Mercedes | 79398 | 22034,56 | 30,6035 |
| Melo | 90233 | 20805,61 | 28,8967 |
| | | | |
| Salto | 189796 | 55163,99 | 76,6167 |
| Paysandú | 190901 | 56766,80 | 78,8428 |
| Laguna del Sauce | 369849 | 80467,83 | 111,7609 |
| | | | |
| Aguas Corrientes | 4131767 | 1027401,32 | 1426,9463 |

Clasificación por rangos poblacionales

Se agruparon las plantas potabilizadoras por **rangos de población abastecida**, y se seleccionó el **valor máximo de lodo producido** para cada rango. Esto permitió estructurar una **Tabla 19** de referencia para el análisis, que contiene para cada rango de población un caudal máximo de lodo producido (m^3/h).

Tabla 19-Relación entre rango de población servida y caudal másico de lodo

| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) |
|---------------------|-------------------|
| 0-1000 | 0,38 |
| 1001-2000 | 0,66 |
| 2001-5000 | 2,06 |
| 5001-10000 | 5,22 |
| 10001-20000 | 9,56 |
| 20001-100000 | 30,6 |
| >100000 | 111,76 |

Aplicación del balance de masas para estimar concentración final

Con base en los datos anteriores, se aplicó la ecuación de balance de masa para estimar la **concentración final de metales** en el cuerpo receptor, luego de la descarga del lodo:

$$C_{Metal-final} = Q_{lodo\ z} * C_{Metal-lodo\ z}$$

$$Q_{curso}$$

Donde:

- $C_{Metal-lodo\ z}$: concentración del metal en el lodo (mg/L), con valores **mínimos y máximos** proporcionados por los análisis de OSE.
- Q_{curso} : caudal del cuerpo de agua receptor (m^3/h)
- $Q_{lodo\ z}$: caudal de la corriente de lodo (m^3/h)

Este valor de concentración final (máximo y mínimo) se compara luego con los **estándares internacionales de calidad ambiental para toxicidad crónica** con el fin de evaluar si existe un riesgo potencial por la descarga.

Resultados del análisis de impacto por descarga de lodos

A partir de la metodología de balance de masas planteada, se estimaron las concentraciones finales de metales en el curso de agua receptor, considerando distintos escenarios de caudal del cuerpo de agua y los valores extremos de concentración de aluminio y hierro presentes en los lodos. Para el análisis se seleccionaron tres caudales representativos de cursos de agua de diferente porte:

2000 m³/h, 9000 m³/h y 18000 m³/h.

Como se verá más adelante, el caudal de 18.000 m³/h se aproxima al valor de estiaje del río Santa Lucía en el tramo próximo a la planta potabilizadora de Aguas Corrientes, mientras que el de 2.000 m³/h resulta representativo de los cursos de menor tamaño que abastecen a diversas plantas potabilizadoras del país. Como referencia intermedia entre ambos extremos, se adoptó un valor de 9.000 m³/h. Entre ambos extremos se incluyó un valor intermedio de 9.000 m³/h, que permite representar una condición de magnitud intermedia y facilita la comparación entre diferentes situaciones.

Se aplicó la siguiente fórmula:

$$C_{\text{Metal-final}} = \frac{Q_{\text{lodo z}} * C_{\text{Metal-lodo z}}}{Q_{\text{curso}}}$$

Donde:

- $Q_{\text{lodo z}}$ (másico): tasa de generación de lodo (Kg/h)
- $C_{\text{Metal-lodo z}}$: concentración del metal en el lodo (mg/Kg). Se consideró un rango de valores para cada metal:
 - Aluminio: entre 20.000 mg/Kg y 280.000 mg/Kg
 - Hierro: entre 600 mg/Kg y 35.000 mg/Kg
- Q_{curso} : caudal del curso de agua (m³/h), donde se sustituyó en cada caso con los valores planteados (2000, 9000 y 18000)

Los resultados obtenidos a partir de la aplicación del balance de masas para evaluar la concentración final de aluminio y hierro en un curso de agua receptor se presentan a continuación:

Tabla 20-Relación rango de población servida y concentración de aluminio en curso agua receptor

| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Q curso agua (m3/h) | Concentración Aluminio final (µg/L) | |
|---------------------|-------------------|---------------------|-------------------------------------|----------|
| | | | mín | máx |
| 0-1000 | 0,38 | 2000 | 3,80 | 53,20 |
| | | 9000 | 0,84 | 11,82 |
| | | 18000 | 0,42 | 5,91 |
| 1001-2000 | 0,66 | 2000 | 6,60 | 92,40 |
| | | 9000 | 1,47 | 20,53 |
| | | 18000 | 0,73 | 10,27 |
| 2001-5000 | 2,06 | 2000 | 20,60 | 288,40 |
| | | 9000 | 4,58 | 64,09 |
| | | 18000 | 2,29 | 32,04 |
| 5001-10000 | 5,22 | 2000 | 52,20 | 730,80 |
| | | 9000 | 11,60 | 162,40 |
| | | 18000 | 5,80 | 81,20 |
| 10001-20000 | 9,56 | 2000 | 95,60 | 1338,40 |
| | | 9000 | 21,24 | 297,42 |
| | | 18000 | 10,62 | 148,71 |
| 20001-100000 | 30,6 | 2000 | 306,00 | 4284,00 |
| | | 9000 | 68,00 | 952,00 |
| | | 18000 | 34,00 | 476,00 |
| >100000 | 111,76 | 2000 | 1117,60 | 15646,40 |
| | | 9000 | 248,36 | 3476,98 |
| | | 18000 | 124,18 | 1738,49 |

Tabla 21-Relación rango de población servida y concentración de hierro en curso agua receptor

| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Q curso agua (m3/h) | Concentración Hierro final (µg/L) | |
|---------------------|-------------------|---------------------|-----------------------------------|---------|
| | | | mín | máx |
| 0-1000 | 0,38 | 2000 | 0,11 | 6,65 |
| | | 9000 | 0,03 | 1,48 |
| 1001-2000 | 0,66 | 2000 | 0,20 | 11,55 |
| | | 9000 | 0,04 | 2,57 |
| 2001-5000 | 2,06 | 2000 | 0,62 | 36,05 |
| | | 9000 | 0,14 | 8,01 |
| 5001-10000 | 5,22 | 2000 | 1,57 | 91,35 |
| | | 9000 | 0,35 | 20,30 |
| 10001-20000 | 9,56 | 2000 | 2,87 | 167,30 |
| | | 9000 | 0,64 | 37,18 |
| 20001-100000 | 30,6 | 2000 | 9,18 | 535,50 |
| | | 9000 | 2,04 | 119,00 |
| >100000 | 111,76 | 2000 | 33,53 | 1955,80 |
| | | 9000 | 7,45 | 434,62 |

Los resultados del balance de masas aplicado a distintos escenarios demográficos y caudales de cursos de agua muestran que el límite de 55 µg/L de aluminio es superado en la mayoría de los casos planteados, especialmente en sistemas que abastecen a más de 5.000 habitantes. El

cumplimiento de este límite solo se verifica en **plantas pequeñas (menos de 2.000 habitantes) que descargan en cuerpos de agua con alto caudal ($\geq 9.000 \text{ m}^3/\text{h}$)**.

El análisis muestra que **a partir de las plantas que abastecen a más de 2.000 habitantes**, se incrementa significativamente el riesgo de superar los límites ambientales de aluminio, especialmente en cuerpos de agua con caudal bajo o medio. Este riesgo se **convierte en alto o muy alto a partir de 5.000 habitantes**, siendo **inaceptable en plantas que abastecen a más de 10.000 habitantes** si no hay tratamiento o retención de lodos antes del vertido.

Esta situación pone en evidencia que la descarga directa de lodos generados en el proceso de potabilización, en ausencia de tratamiento previo, representa un riesgo ambiental considerable, en particular para la biota acuática, según los valores de referencia internacionales utilizados para la protección de ecosistemas acuáticos.

Asimismo, los datos destacan el papel clave del caudal del cuerpo receptor como factor atenuante. Se observa una relación inversa clara entre el caudal del curso de agua y la concentración final de aluminio: a mayor capacidad de dilución, menor es el impacto potencial sobre el ecosistema. Por tanto, el caudal debe considerarse un factor crítico en la evaluación del riesgo.

En cuanto al hierro, los resultados indican que el umbral de $300 \mu\text{g/L}$ solo se supera en dos escenarios específicos: cuando plantas de gran escala (más de 20.000 habitantes) descargan en cuerpos de agua de bajo caudal ($2.000 \text{ m}^3/\text{h}$). Esto sugiere que, si bien el hierro no representa una amenaza generalizada en la mayoría de los contextos evaluados, puede constituir un riesgo puntual en situaciones donde se combina una alta carga contaminante con una reducida capacidad de dilución.

En conjunto, el análisis muestra que el riesgo de exceder los límites ambientales de aluminio aumenta significativamente a partir de plantas que abastecen a más de 2.000 habitantes, y se vuelve alto o incluso inaceptable en sistemas de mediana y gran escala (más de 5.000 a 10.000 habitantes), especialmente cuando los cuerpos receptores presentan caudales bajos o intermedios.

En cuanto al hierro, aunque su impacto es más acotado, también debe contemplarse en usinas de gran tamaño que descargan en cuerpos de agua con escasa capacidad de dilución.

Estos resultados refuerzan la necesidad de integrar el manejo adecuado de lodos como una etapa esencial en la planificación y operación de plantas potabilizadoras, particularmente en entornos urbanos o en regiones donde los cuerpos receptores presentan limitada capacidad de dilución.

Para complementar el análisis, se definieron tres áreas de cuenca representativas, utilizando como referencia el caudal de estiaje adoptado en Uruguay ($0,4 \text{ L/s}\cdot\text{km}^2$), según el Ministerio de Ambiente (2019). Este valor corresponde al caudal mínimo que presentan los cursos de agua en época seca, cuando la capacidad de dilución es más restringida. Su consideración en este trabajo permite estimar las concentraciones de contaminantes en escenarios críticos, evitando subestimar riesgos ambientales.

Sobre esta base se aplicó un cálculo inverso, considerando el área real de la cuenca, el caudal de estiaje y la producción de lodos de cada planta potabilizadora. Este procedimiento permitió estimar valores máximos y mínimos de concentración de aluminio (Al) y hierro (Fe) en los cuerpos receptores.

En la siguiente tabla, se presentan los datos correspondientes a las localidades seleccionadas, junto con la población abastecida y el área de la cuenca asociada al curso de agua próximo (toma de agua bruta).

Tabla 22- Población abastecida y área de cuenca de localidades seleccionadas. (Elaboración propia a partir de datos de Instituto Nacional de Estadística (2025) y Ministerio de Ambiente (2021))

| Localidad | Población (hab) | Curso de agua | Área (km ²) |
|--------------|-----------------|---------------------|-------------------------|
| Nva Helvecia | 11740 | Río Rosario | 1001 |
| Vergara | 3960 | Arroyo Parao | 1127 |
| Mercedes | 43543 | Arroyo Bequeló | 1145 |
| Montes | 2374 | Arroyo Solis Grande | 1333 |
| Rosario | 10584 | Río Rosario | 1662 |
| Ansina | 2891 | Río Tacuarembó | 6599 |
| Artigas | 43894 | Río Cuareim | 13287 |
| AA.CC. | | Río Santa Lucía | 13681 |

A partir de este cálculo, se estimaron las concentraciones finales de aluminio y hierro en los cursos receptores. Los resultados obtenidos se presentan en la **Tabla 23** y la **Tabla 24**, que muestran la relación entre el rango de población servida y las concentraciones finales de Al y Fe, respectivamente.

Tabla 23-Estimación de concentraciones de aluminio en cursos de agua receptores

| Localidad | Produc lodo (Kg/h) | Curso de agua | Caudal (m ³ /h) | Conc Al final min (µg/L) | Conc Al final max (µg/L) |
|--------------|--------------------|---------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Nva Helvecia | 7,84 | Río Rosario | 1441,44 | 108,75 | 1522,46 |
| Vergara | 1,06 | Arroyo Parao | 1622,88 | 13,11 | 183,51 |
| Mercedes | 30,60 | Arroyo Bequeló | 1648,80 | 371,22 | 5197,10 |
| Montes | 1,06 | Arroyo Solis Grande | 1919,52 | 11,07 | 154,94 |
| Rosario | 6,78 | Río Rosario | 2393,28 | 56,68 | 793,53 |
| Ansina | 1,59 | Río Tacuarembó | 9502,56 | 3,34 | 46,78 |
| Artigas | 14,40 | Río Cuareim | 19133,28 | 15,05 | 210,73 |
| AA.CC. | 1426,95 | Río Santa Lucía | 19700,64 | 1448,63 | 20280,86 |

Tabla 24-Estimación de concentraciones de hierro en cursos de agua receptores

| Localidad | Produc lodo (Kg/h) | Curso de agua | Caudal (m ³ /h) | Conc Fe final min (µg/L) | Conc Fe final max (µg/L) |
|--------------|--------------------|---------------------|----------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Nva Helvecia | 7,84 | Río Rosario | 1441,44 | 3,26 | 190,31 |
| Vergara | 1,06 | Arroyo Parao | 1622,88 | 0,39 | 22,94 |
| Mercedes | 30,60 | Arroyo Bequeló | 1648,80 | 11,14 | 649,64 |
| Montes | 1,06 | Arroyo Solis Grande | 1919,52 | 0,33 | 19,37 |
| Rosario | 6,78 | Río Rosario | 2393,28 | 1,70 | 99,19 |
| Ansina | 1,59 | Río Tacuarembó | 9502,56 | 0,10 | 5,85 |
| Artigas | 14,40 | Río Cuareim | 19133,28 | 0,45 | 26,34 |
| AA.CC. | 1426,95 | Río Santa Lucía | 19700,64 | 43,46 | 2535,11 |

Los resultados obtenidos confirman que la concentración final de aluminio y hierro en los cuerpos receptores depende de la interacción entre la escala poblacional – y la producción de lodos asociada – y la capacidad de dilución de los cuerpos de agua.

En el caso del aluminio, se identificaron escenarios críticos en Mercedes (5197 µg/L máx.) y Nueva Helvecia (1522 µg/L máx.), asociados a la combinación de caudales moderados y cargas significativas de lodos. Rosario y Montes presentaron valores intermedios (799 y 154 µg/L máx.), mientras que Ansina y Artigas presentan concentraciones bajas (<50 y 15–210 µg/L, respectivamente), debido a la elevada capacidad de dilución. El caso de **Aguas Corrientes** resulta particularmente

extremo: pese al gran caudal del río Santa Lucía ($19.700\text{ m}^3/\text{h}$), la producción de lodos (1427 kg/h) elevó las concentraciones hasta (20.280 µg/L), lo que demuestra que, a gran escala, la capacidad de dilución puede verse sobrepasada.

Clasificando por rango poblacional, las **plantas pequeñas (≤ 5000 hab.)**, como Vergara, Montes y Ansina, producen menos de 2 kg/h de lodos. Sin embargo, en cursos de bajo caudal (Montes, Vergara) se superaron los valores guía (154–183 µg/L), mientras que en Ansina, con un caudal elevado ($9502\text{ m}^3/\text{h}$), las concentraciones se mantuvieron niveles muy bajos (3–47 µg/L).

Las **plantas medianas ($\approx 10.000\text{--}20.000$ habitantes)**, como Nueva Helvecia y Rosario, producen entre 6 y 8 kg/h de lodos, alcanzando concentraciones máximas de 1522 y 799 µg/L, respectivamente. En las **plantas grandes ($20.000\text{--}50.000$ habitantes)**, como Mercedes, la generación de residuos se incrementa a 30,6 kg/h, con concentraciones del orden de miles de µg/L, incluso cuando el curso receptor presenta un caudal intermedio. Sin embargo, en Artigas —con una población comparable a la de Mercedes— las concentraciones finales resultan considerablemente menores, lo que confirma que la capacidad de dilución del cuerpo de agua receptor puede atenuar de manera significativa los impactos.

Finalmente, se observa el caso extremo de Aguas Corrientes, donde la producción de lodos es de 1427 kg/h y supera cualquier capacidad de amortiguación del sistema. En este escenario, se alcanzan concentraciones críticas aun cuando el curso receptor dispone de un caudal elevado, lo que evidencia que, a partir de ciertos volúmenes de descarga, la dilución deja de ser un factor suficiente para mitigar los impactos.

El hierro, por su parte, mostró un patrón similar, aunque con concentraciones menores y con menor frecuencia de superación de límites ambientales. La mayoría de las localidades presentaron valores inferiores a 100 µg/L, lo que refleja una menor contribución relativa de este metal en los lodos. No obstante, se observan situaciones críticas en Mercedes (649 µg/L) y, de forma más marcada, en

Aguas Corrientes, donde se alcanzaron 2535 µg/L, aún con el elevado caudal del río Santa Lucía. Estos resultados confirman que, al igual que con el aluminio, las plantas de gran escala pueden producir impactos significativos aun en cursos caudalosos.

En localidades pequeñas, como Vergara y Montes, las concentraciones máximas se mantienen en rangos moderados (19–23 µg/L), mientras que en Ansina y Artigas alcanzan niveles muy bajos (<30 µg/L) debido a la alta capacidad de dilución. En tanto Rosario y Nueva Helvecia se sitúan en un rango intermedio, con valores de hasta 190 µg/L.

El análisis comparativo también confirma el papel decisivo del caudal del curso receptor. Localidades con poblaciones semejantes pueden generar impactos muy distintos según la capacidad de dilución. El contraste entre Nueva Helvecia y Rosario es ilustrativo: pese a tener poblaciones y volúmenes de lodo comparables, el mayor caudal del río Rosario (2392 m³/h frente a 1441 m³/h en Nueva Helvecia) permite alcanzar concentraciones sensiblemente menores (799 µg/L frente a 1522 µg/L).

A partir de los resultados, pueden definirse dos tipos de escenarios:

Bajo riesgo: localidades asentadas sobre cursos de gran caudal, como Ansina y Artigas, donde la capacidad de dilución mantiene concentraciones muy bajas, incluso con poblaciones relativamente altas en el caso de Artigas (77.487 habitantes).

Críticos: sistemas en los que la relación entre la producción de lodos y el caudal receptor es desfavorable, como Mercedes y Nueva Helvecia, donde las concentraciones superan ampliamente los estándares de calidad de agua. En Aguas Corrientes, el gran volumen de lodos sobrepasa la capacidad de amortiguación del río, alcanzándose valores extremos (20.280 µg/L).

De forma general, la aplicación de la metodología basada en áreas de cuenca reales, caudales de estiaje y población servida permitió afinar las estimaciones de concentración de metales en los cursos de agua, considerando condiciones conservadoras de mínima dilución.

Finalmente, los hallazgos subrayan que el aluminio constituye el principal factor de riesgo ambiental, dado que genera escenarios críticos con mayor frecuencia que el hierro. Sin embargo, ambos metales pueden alcanzar concentraciones problemáticas en plantas de gran escala o en cuerpos de agua con limitada capacidad de dilución. En consecuencia, se refuerza la necesidad de implementar medidas de tratamiento o retención de lodos antes de su vertido, e integrar su gestión como parte esencial de la planificación y operación de plantas potabilizadoras, especialmente en entornos urbanos o regiones con cursos de agua vulnerables.

5. Conclusiones y recomendaciones

Este trabajo analizó los impactos ambientales asociados al vertido de lodos generados en plantas potabilizadoras, con énfasis en sus efectos sobre ecosistemas acuáticos y terrestres. Se identificaron como principales contaminantes al aluminio, hierro, sólidos suspendidos, materia orgánica y nutrientes, con potencial riesgo para la biota y la calidad del medio receptor.

Los resultados evidencian que la caracterización de estos residuos presenta importantes desafíos. La cantidad y composición de los lodos varía según el tipo de fuente de agua, los insumos utilizados, las condiciones operativas y climáticas. Esta heterogeneidad, sumada a la falta de protocolos estandarizados y diferencias en los criterios analíticos, limita la comparación entre estudios e impide una evaluación integrada de riesgos. Se destaca la necesidad de establecer metodologías claras y sistemáticas para la caracterización ambiental de estos residuos.

En cuanto a los impactos, el vertido directo puede generar efectos físicos (turbidez, sedimentación) y químicos (liberación de metales y nutrientes), especialmente en cuerpos de agua de bajo caudal. Si bien el aluminio y el hierro suelen encontrarse en formas poco solubles, bajo determinadas condiciones pueden transformarse en especies biodisponibles con efectos tóxicos sobre la biota acuática. En suelos, el impacto depende de la disponibilidad de metales y de las características edáficas locales.

En el caso de Uruguay, se constató una gestión deficiente de estos residuos. La mayoría de las plantas vierte sus lodos directamente en cuerpos de agua, sin tratamiento ni evaluación previa. Un pequeño número de plantas concentra más del 80 % del volumen total de lodos, siendo Aguas Corrientes la principal. El análisis de balance de masas permitió estimar que los mayores riesgos se presentan cuando altos volúmenes de descarga coinciden con caudales bajos en los cursos receptores, lo cual es más frecuente en zonas densamente pobladas.

Particularmente, el riesgo de superar el límite de 55 µg/L de aluminio se incrementa a partir de plantas que abastecen a más de 2.000 habitantes, y se vuelve alto o inaceptable a partir de los

5.000 a 10.000 habitantes, si los cuerpos receptores tienen caudales bajos o medios.

En el caso del hierro, el límite de 300 µg/L solo se supera en situaciones puntuales, asociadas a plantas de gran escala que descargan en cuerpos de agua de bajo caudal. No obstante, aun sin superarse sistemáticamente, el hierro puede representar un riesgo ambiental relevante en eventos localizados, especialmente cuando las condiciones de dilución son limitadas. Estos resultados confirman que el caudal del cuerpo receptor es un factor determinante en la magnitud del impacto, al incidir directamente en la capacidad del sistema para atenuar la concentración del contaminante.

En conjunto, estos hallazgos subrayan la necesidad de incorporar el tratamiento y manejo adecuado de los lodos como una etapa formal dentro del proceso de potabilización, especialmente en contextos urbanos o con cuerpos receptores que presenten limitada capacidad de dilución. Asimismo, se evidencia la necesidad de avanzar en el desarrollo normativo y técnico que permita una gestión ambientalmente responsable de estos residuos.

Recomendaciones y perspectivas

Frente a los resultados obtenidos, se proponen las siguientes líneas de acción:

Gestión integrada y diferenciada: Incorporar formalmente la gestión de lodos en el proceso de potabilización, con planificación técnica. En plantas de gran escala, se recomienda el diseño de proyectos individualizados; en plantas pequeñas, se sugiere el uso de tecnologías simples como geotubos o tanques de espesamiento.

Minimización en la fuente: Separar los efluentes del lavado de filtros, cuando sea viable, y evaluar su calidad de forma periódica. También se sugiere explorar el uso de coagulantes alternativos al sulfato de aluminio, que reduzcan la generación de residuos y mejoren la calidad del lodo.

Valorización y reúso: Promover el aprovechamiento de los lodos en aplicaciones como fabricación de materiales de construcción o co-manejo con otros residuos, siempre bajo criterios de viabilidad técnica, económica y ambiental.

Desarrollo normativo: Establecer una normativa específica para el manejo y disposición de lodos de plantas potabilizadoras, con límites claros para metales, sólidos y materia orgánica, así como métodos estandarizados de caracterización y control. Los permisos ambientales deberían incluir la evaluación del impacto sobre la calidad del agua y la biota.

Investigación y fortalecimiento técnico: Ampliar el conocimiento sobre caracterización de estos residuos generados, con foco en los metales (movilidad y biodisponibilidad) en condiciones locales. Asimismo, se recomienda profundizar en el desarrollo y aplicación de modelos que permitan mejorar la predicción de impactos ambientales y respalden la toma de decisiones en materia de gestión ambiental.

Avanzar en estas direcciones permitirá transformar una problemática ambiental emergente en una oportunidad para desarrollar políticas públicas más eficaces, promover prácticas sostenibles y proteger los ecosistemas afectados por los procesos de potabilización del agua.

6. Referencias bibliográficas

- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M.** (2016a). Sustainable management of water treatment sludge through 3R concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>
- Ahmad, T., Ahmad, K., Ahad, A., & Alam, M.** (2016b). Characterization of water treatment sludge and its reuse as coagulant. *Journal of Environmental Management*, 182, 606–611. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.010>
- Ackah, L. A., Guru, R., Peiravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J.** (2018). Characterization of Southern Illinois water treatment residues for sustainable applications. *Sustainability*, 10(5), 1374. <https://doi.org/10.3390/su10051374>
- Amancio, D. V., Rodrigues, F. N., Ribeiro, K. D., & Coelho, G.** (2017). Caracterização do lodo gerado numa ETA. *Sustentare*, 1(1), 29–44. <https://doi.org/10.5892/st.v1i1.4220>
- Andreoli, C. V., von Sperling, M., & Fernandes, F.** (Eds.). (2007). *Sludge treatment and disposal* (Vol. 6). IWA Publishing.
- Angelim, S. C. M.** (2015). *Estudo em escala real da disposição de resíduo de decantador de ETA em lagoa de estabilização de esgoto* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Goiás, Escola de Engenharia Civil e Ambiental]. Repositório Institucional da UFG. <https://repositorio.bc.ufg.br/tede/handle/tede/5007>
- American Society of Civil Engineers, American Water Works Association, & United States Environmental Protection Agency.** (1996). *Technology transfer handbook: Management of water treatment plant residuals* (EPA/625/R-95/008).
- ANZECC & ARMCANZ.** (2000). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Volume 1: The guidelines*. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council, Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand.
- Appenroth, K.-J.** (2010). What are “heavy metals” in plant sciences? *Acta Physiologiae Plantarum*, 32(4), 615–619. <https://doi.org/10.1007/s11738-009-0455-4>
- Araújo, A. P. M. de.** (2006). *Avaliação operacional e características do lodo gerado na indústria da água do litoral sul de Pernambuco* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Pernambuco]. Universidade Federal de Pernambuco. <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/5593>
- Arboleda Valencia, J.** (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua* (3.^a ed., Tomo 1). McGraw-Hill.
- Asada, L. N. (2007).** *Avaliação dos efeitos do recebimento do lodo de estação de tratamento de água em sistema de tratamento de esgoto pelo processo de lodos ativados com aeração prolongada* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo].
- Assis, L. R. de.** (2014). *Avaliação do impacto em corpos d’água devido ao lançamento de resíduos de uma estação de tratamento de água de Juiz de Fora - MG* [Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Juiz de Fora, Faculdade de Engenharia]. <https://www2.ufjf.br/engsanitariaeambiental//files/2014/02/TFC- -Let%C3%ADCia-Assis- -2014.pdf>
- Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q.** (2007). Constructive approaches towards water treatment works sludge management: An international review of beneficial re-uses. *Critical Reviews in*

- Environmental Science and Technology*, 37(2), 129–164.
<https://doi.org/10.1080/10643380600776239>
- Baker, J. P., Bernard, D. P., Christensen, S. W., Sale, M. J., Freda, J., Heltcher, K., Marmorek, D., Rowe, L., Scanlon, P., Suter, G., Warren-Hicks, W. J., & Welbourn, P. M. (1990). *Biological effects of changes in surface water acid-base chemistry* (SOS/T Report 13). National Acid Precipitation Assessment Program.
ww2.arb.ca.gov+3researchgate.net+3sciencedirect.com+3osti.gov+5hero.epa.gov+5
- Baker, J. P., Schofield, C. L., La Point, T. W., Christensen, S. W., & Audet, D. J. (1998). *Toxicity of aluminum in acidic waters to fish and aquatic life*. In *Acidic Deposition and Aquatic Ecosystems* (pp. 159–183). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-5091-4_8
- Barbosa, R. M., Povinelli, J., Rocha, O., & Espíndola, E. L. G. (2000). A toxicidade de despejos (lodos) de estações de tratamento de água à *Daphnia similis* (Cladocera, Crustacea) [CD-ROM]. En *Trabalhos Técnicos*. AIDIS/ABES. https://repositorio.usp.br/directbitstream/9dbf8975-c8ce-45d4-abea-3b14973e3598/prod_000579_sysno_1137805.pdf
- Beltrán Pineda, M. E., & Gómez Rodríguez, A. M. (2015). Metales pesados (Cd, Cr y Hg): Su impacto en el ambiente y posibles estrategias biotecnológicas para su remediación. *Revista I3+*, 2(2), 82–112. <https://doi.org/10.24267/23462329.113>
- Bittencourt, S., Serrat, B. M., Aisse, M. M., Marin, L. M. K. S., & Simão, C. C. (2012). Aplicação de lodos de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto em solo degradado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 17(3), 315–324. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522012000300011>
- Boaventura, R. A. R., Duarte, A. A. L. S., & Almeida, M. F. (2000, septiembre). Aluminum recovery from water treatment sludges. En *Proceedings of the International Conference on Water Supply and Water Quality* [CD-ROM]. IWA Publishing.
<https://www.researchgate.net/publication/277052527>
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I., & Martínez-Estevez, M. (2017). Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1767. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01767>
- Botté, A., Zaidi, M., Guery, J., Fichet, D., & Leignel, V. (2021). Aluminium in aquatic environments: Abundance and ecotoxicological impacts. *Aquatic Ecology*, 55, 917–933. <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09936-4>
- Boyd, C. E. (2015). *Water quality: An introduction* (2nd ed.). Cham, Switzerland: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-17446-4>
- Bratby, J. (2006). Coagulants. En *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment* (3.ª ed.). IWA Publishing.
- Buffle, J., Altmann, R. S., Filella, M., & Tessier, A. (1990). Complexation by natural heterogeneous compounds: Site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(6), 1535–1548. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(90\)90389-3](https://doi.org/10.1016/0016-7037(90)90389-3)
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (1999). *Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health: Summary Tables*. Winnipeg, MB.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2002). *Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Iron (Fe)*. In *Canadian Environmental Quality Guidelines, 1999*. Winnipeg, MB. <https://ccme.ca/en/res/iron-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>

- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).** (2003). *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Aluminum.* In *Canadian environmental quality guidelines, 1999.* CCME.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).** (2006). *A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines.* <https://ccme.ca/en/res/a-protocol-for-the-derivation-of-environmental-and-human-health-soil-quality-guidelines-2006.pdf>
- Camargo, J. A., & Alonso, Á. (2006).** Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(6), 831–849. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.002>
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME).** (2006). *A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines.* <https://ccme.ca/en/res/a-protocol-for-the-derivation-of-environmental-and-human-health-soil-quality-guidelines-2006.pdf>
- Capriello, T., Di Meglio, G., De Maio, A., Scudiero, R., Bianchi, A. R., Trifoggi, M., Toscanesi, M., Giarra, A., & Ferrandino, I.** (2022). Aluminum exposure induces neurodegeneration and alters the expression of Parkinsonism-related marker genes in the brain of zebrafish. *Chemosphere*, 308, 135752. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135752>
- Cardona, Y., Korili, S. A., & Gil, A.** (2021). Understanding the formation of Al₁₃ and Al₃₀ polycations to the development of microporous materials based on Al₁₃ and Al₃₀: A review. *Chemical Engineering Journal*, 404, 127094. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.127094>
- Carreño, A., & Chaparro-Giraldo, A.** (2013). Tolerancia al aluminio en especies vegetales: mecanismos y genes. *Universitas Scientiarum*, 18(3), 283–310. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC18-3.taev>
- Carriquiriborde, P. (Comp.).** (2021). *Principios de ecotoxicología* (14.ª ed.). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata. <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/118183>
- Casierra-Posada, F., & Aguilar-Avendaño, O. E.** (2007). Estrés por aluminio en plantas: reacciones en el suelo, síntomas en vegetales y posibilidades de corrección. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 1(2), 246–257. <https://doi.org/10.17584/rcch.2007v1i2.8701>
- Catálogo de residuos sólidos industriales y asimilados** (Versión borrador, actualizado octubre 2018). Ministerio de Ambiente, República Oriental del Uruguay. <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/catalogo-residuos-solidos-industriales-asimilados>
- Cerveñansky, A., Barbazán, M., & Mori, C.** (2016). *Micronutrientes* [Presentación de clase]. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. <https://es.slideshare.net/MaraCa/micronutrientes-2016>
- Chapman, P. M., Fairbrother, A., & Brown, D. (2011).** A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17(1), 99–108. <https://doi.org/10.1002/etc.5620170114>
- Código de Aguas** (Decreto-Ley N.º 14.859, 15 de diciembre de 1978). República Oriental del Uruguay. <https://www impo.com.uy/bases/codigo-aguas/14859-1978>
- Coral, L. A., Bergamasco, R., & Bassetti, F. J.** (2009, mayo 20–22). Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (Tanfloc) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. En *Key Elements for a Sustainable World: Energy, Water and Climate Change* (São Paulo, Brasil).
- Cordeiro, J. S.** (1999). Importância do tratamento e disposição adequada dos lodos de ETAs. En *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água* (Cap. 1).

- PROSAB, ABES. <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabrealifinal.pdf>
- Cornwell, W. K., Bedford, B. L., & Chapin, C. T. (2000).** Occurrence of anaerobic microsites in northern peatlands: Implications for nitrogen cycling. *Ecoscience*, 7(4), 399–406. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682612>
- Correia, T. G., Narciso, A. M., Bianchini, A., & Moreira, R. G. (2010).** Aluminum as an endocrine disruptor in female Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 151(4), 461–466. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.02.002>
- Cremades, L. V., Cusidó, J. A., & Arteaga, F. (2018).** Recycling of sludge from drinking water treatment as ceramic material for the manufacture of tiles. *Journal of Cleaner Production*, 201, 1071–1078. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.078>
- da Silva, E. T., de Melo, W. J., & Teixeira, S. T. (2005).** Chemical attributes of a degraded soil after application of water treatment sludges. *Scientia Agricola*, 62(6), 559–563. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162005000600004>
- Dassanayake, K. B., Jayasinghe, G. Y., Surapaneni, A., & Hetherington, C. (2015).** A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. *Waste Management*, 38, 321–335. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.025>
- Decreto N.º 182/013** (20 de junio de 2013). Reglamentación del artículo 21 de la Ley 17.283 (Ley General de Protección del Medio Ambiente). República Oriental del Uruguay. <https://www impo com uy/bases/decretos/182-2013>
- Decreto N.º 253/979** (9 de mayo de 1979). Normas para prevenir la contaminación ambiental mediante el control de las aguas. República Oriental del Uruguay. <https://www impo com uy/bases/decretos/253-1979/>
- Delhaize, E., & Ryan, P. R. (1995).** Aluminum toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiology*, 107(2), 315–321. <https://doi.org/10.1104/pp.107.2.315>
- DeForest, D. K., Schlekat, C. E., & Brix, K. V. (2018).** Multiple linear regression (MLR) models for predicting chronic aluminum toxicity to freshwater aquatic organisms and developing water quality guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37(1), 80–90. <https://doi.org/10.1002/etc.3922>
- Degrémont.** (1991). *Water treatment handbook* (6^a ed., Vol. 1). Degrémont.
- Di Bernardo, L., & Sabogal Paz, L. (2008).** *Seleção de tecnologias de tratamento de água* (Vols. 1 y 2). LDBe Editora.
- Di Bernardo, L., de Carvalho, E. H., & Scalize, P. S. (1999).** Disposição de resíduos líquidos de ETAs em ETEs. En *Projeto PROSAB* (Cap. 8). Rio de Janeiro. <http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabrealifinal.pdf>
- Di Bernardo, L., Di Bernardo Dantas, A., & Nogueira Volton, P. (2011).** *Tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. LDBe Editora.
- Di Bernardo, L., Di Bernardo Dantas, A., & Nogueira Volton, P. (2012).** *Métodos e técnicas de tratamento e disposição dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*. LDBe Editora.
- Dirección Nacional de Calidad y Evaluación Ambiental.** (2014). *Plan de Gestión de Residuos Sólidos (PGRS) – Exp.: 2014/140000/05493* [Informe técnico]. Ministerio de Ambiente, Uruguay.

- Dixit, S., Smol, J. P., Kingston, J. C., & Charles, D. F. (2012).** Diatoms: Powerful indicators of environmental change. *Environmental Science & Technology*, 46(1), 123–134. <http://dx.doi.org/10.1021/es00025a002>
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016).** Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155–164. <http://dx.doi.org/10.5268/IW-6.2.909>
- Duc Nguyen, M., Thomas, M., Surapaneni, A., Moona, E., & Milne, N. (2022).** Beneficial reuse of water treatment sludge in the context of circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102651. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102651>
- Duffus, J. H. (2002).** “Heavy metals” – A meaningless term? IUPAC Technical Report. *Pure and Applied Chemistry*, 74(5), 793–807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
- Duffus, J. H., Nordberg, M., & Templeton, D. M. (2007).** Glossary of terms used in toxicology: IUPAC recommendations 2007. *Pure and Applied Chemistry*, 79(7), 1153–1344. <https://doi.org/10.1351/pac200779071153>
- Elder, J. F. (1988).** *Metal biogeochemistry in surface-water systems: A review of principles and concepts* (U.S. Geological Survey Circular No. 1013). U.S. Government Printing Office.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1985).** *Guidelines: Land evaluation for irrigated agriculture* (Soils Bulletin 55). <https://www.fao.org/3/x5310e/x5310e00.htm>
- Foroughi, M., Chavoshi, S., Bagheri, M., Yetilmezsoy, K., & Samad, M. T. (2018).** Alum-based sludge (AbS) recycling for turbidity removal in drinking water treatment: An insight into statistical, technical, and health-related standpoints. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20, 606–611. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0746-1>
- García, I., & Dorronsoro, C. (2005).** Contaminación por metales pesados. En *Tecnología de suelos*. Universidad de Granada, Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es>
- Gensemer, R. W., & Playle, R. C. (1999).** The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(4), 315–450. <https://doi.org/10.1080/10643389991259245>
- Gonçalves, R. F., Barreto, E., Brandão, J., & Piotto, Z. (1999).** Recuperação de coagulantes de lodos de estações de tratamento de águas. En *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água* (Cap. 9). Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. <http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabrealifinal.pdf>
- Gonçalves, F. S., Chiaramonte, R. C., Garbin, M., & Brehm, F. A. (2018, 13–15 de junio).** Caracterização de lodos oriundos de estações de tratamento de água visando alternativas de reciclagem. En *Anais do 9º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.
- Goulding, K. W. T. (2016).** Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. *Soil Use and Management*, 32(3), 390–399. <https://doi.org/10.1111/sum.12270>
- Gücker, B., Brauns, M., & Pusch, M. T. (2006).** Effects of organic matter accumulation on oxygen dynamics in streams. *Freshwater Biology*, 51(2), 244–260. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01499>.
- Güsewell, S. (2004).** N : P ratios in terrestrial plants: Variation and functional significance. *New Phytologist*, 164(2), 243–266. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01192.x>
- Hailemariam, R. H., Woo, Y. C., Damtie, M. M., Kim, B. C., Park, K.-D., & Choi, J. S. (2019).** Tecnologías de fabricación y modificación de membranas de ósmosis inversa y tendencias futuras: una

- revisión. *Current Opinion in Colloid & Interface Science*, 44, 102100. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2019.102100>
- Hassan Basri, M. H., Don, N. N. M., Kasmuri, N., Hamzah, N., Alias, S., & Azizan, F. A.** (2019). Aluminium recovery from water treatment sludge under different dosage of sulphuric acid. *Journal of Physics: Conference Series*, 1349(1), 012005. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1349/1/012005>
- Hovsepyan, A., & Bonzongo, J.-C. J.** (2009). Aluminum drinking water treatment residuals (Al-WTRs) as sorbent for mercury: Implications for soil remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 164(1), 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.121>
- Huang, C. H., & Wang, S. Y.** (2013). Application of water treatment sludge in the manufacturing of lightweight aggregate. *Construction and Building Materials*, 43, 174–183. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2013.02.016>
- Hue, N. V., & Licudine, D. L.** (1999). Amelioration of subsoil acidity through surface application of organic manures. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 55, 79–86. <https://doi.org/10.1023/A:1009869512566>
- Instituto Nacional de Estadística.** (2025). *Infografías departamentales*. <https://www.gub.uy/instituto-nacional-estadistica/politicas-y-gestion/infografias-departamentales>
- Iglesias Gordillo, M.** (2024). *Contribución a la valorización de lodo de plantas de tratamiento de agua bruta en materiales de construcción cerámicos* [Tesis de maestría, Universidad de la República, Facultad de Arquitectura, Diseño y Urbanismo].
- 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. <https://doi.org/10.2134/jeq2010.0242>
- Iriburo, A.** (2019, 27–29 de noviembre). *Floraciones de cianobacterias* [Presentación]. Foro sobre Mitigación de Eutrofización y Taller sobre Cianobacterias: Gestión de Riesgo en los Sistemas de Abastecimiento en el marco de los Planes de Seguridad del Agua, Complejo Hidroeléctrico de Salto Grande.
- Kabata-Pendias, A.** (2011). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.). CRC Press.
- Kamble, R. K., Thakare, M. G., & Ingle, A. B.** (2013). *Iron in the environment*. Sardar Patel Mahavidyalaya, Department of Environmental Science.
- Katayama, V. T.** (2012). *Quantificação da produção de lodo de ETAs de ciclo completo: uma análise crítica* [Tesis de maestría, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo].
- Kemp, P. S., O'Hanley, J. R., & Ormerod, S. J.** (2011). The impact of suspended sediments on fish ecology and behavior. *Freshwater Biology*, 56(9), 1609–1621. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2011.02626.x>
- Klopp, H., Bly, A., Novaes Nunes, V. L., & Mehan, S.** (2024, March 14). *Carbon to nitrogen ratio of healthy soils*. SDSU Extension. <https://extension.sdsu.edu/carbon-nitrogen-ratio-healthy-soils>
- Kochian, L. V., Piñeros, M. A., & Hoekenga, O. A.** (2005). The physiology, genetics and molecular biology of plant aluminum resistance and toxicity. *Plant and Soil*, 274(1–2), 175–195. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-1158-7>
- Lago Vila, M.** (2018). *Biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados* [Tesis doctoral, Universidade de Vigo]. Repositorio da Universidade de Vigo. <http://hdl.handle.net/11093/1123>

- Larios Bayona, M.** (2014). *Niveles de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en los suelos de ribera de la cuenca del río Turia* [Tesis de máster, Universidad de Lleida]. Digital.CSIC – Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE). <http://hdl.handle.net/10261/141280>
- Lima, P. R., Almeida, I. V. de, & Vicentini, V. E. P.** (2020). Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: uma revisão. *Evidência*, 20(1), 9–22. <https://doi.org/10.18593/eba.24807>
- Lin, Q.-W., He, F., Ma, J.-M., Zhang, Y., Liu, B.-Y., Min, F.-L., Dai, Z.-G., Zhou, Q.-H., & Wu, Z.-B.** (2017). *Impacts of residual aluminum from aluminate flocculant on the morphological and physiological characteristics of Vallisneria natans and Hydrilla verticillata*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145, 266–273. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.037>
- Lombardi, R.** (2009). *Desempenho de reator anaeróbio de fluxo ascendente alimentado com lodo de estação de tratamento de água e esgoto sanitário* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias].
- López, P., Larrieu, A., & Iriburo, A.** (2011, 27–28 de octubre). Experiencias en la gestión de lodos en plantas potabilizadoras de mediano porte. En *VII Congreso Nacional AIDIS Sección Uruguaya* (Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental).
- Lucon, I. M., Berton, R. S., & Coscione, A. R.** (2015). Uso agrícola do lodo de estação de tratamento de água: efeito na fertilidade do solo. En *Anais do XXXV Congresso Brasileiro de Ciência do Solo* (pp. 1–4). Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- <https://eventosolos.org.br/cbcs2015/arearestrita/arquivos/1383.pdf>
- Machado, V. F., & Villanova, D. L.** (2022). Lodo de estação de tratamento de água: destinação e reciclagem. *Revista Liberato*, 23(40), 139–148. <https://doi.org/10.31514/rliberato.2022v23n40.p139>
- Marcovecchio, J. E., & Freije, R. H.** (Eds.). (2013). *Procesos químicos en estuarios*. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional. <http://hdl.handle.net/11336/234705>
- Marguti, A. L.** (2012). *Efeito do recebimento de lodos oriundos de estações de tratamento de água nos processos de tratamento de esgotos por lodos ativados convencional* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo].
- Martínez Córdova, M. V.** (2012). *Estudio para el tratamiento, manejo y disposición final de lodos generados en plantas de tratamiento de agua potable* [Trabajo de titulación, Escuela Politécnica Nacional]. <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/4757>
- Matos, M. J., Restuccia, M. P., & Siqueira, A. M.** (2019). *Estudio de niveles de cadmio en músculos de pescadilla (Cynoscion guatucupa) y corvina (Micropogonias furnieri) comercializados en el departamento de Montevideo, Uruguay* [Tesis de grado, Universidad de la República, Facultad de Veterinaria]. Repositorio Facultad de Veterinaria, Udelar. <https://hdl.handle.net/123456789/2576>
- Mattoso, A. P., Cunha, S., Aguiar, J., Duarte, A., & Lemos, H.** (2024). Valorization of water treatment sludge for applications in the construction industry: A review. *Materials*, 17, 1824. <https://www.researchgate.net/publication/379867527>
- Mazzocato, A. C.** (2009). *Tolerância ao alumínio em plantas* (Relatório No. 94; ISSN 1982-5390). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3091.2480>
- Mendoza Cañas, D. L., & Fajardo Mendieta, A. J.** (2020). *Alternativas de aprovechamiento de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de agua potable y residual industrial* [Trabajo de grado, Universidad Industrial de Santander]. <https://noesis.uis.edu.co/handle/20.500.14071/40875>

- Mengel, K., & Kirkby, E. A.** (2000). *Principios de nutrición vegetal* (R. J. Melgar, Trad.; 4.^a ed., 1.^a ed. en español). Instituto Internacional del Potasio. (Obra original publicada en inglés)
- Metcalf and Eddy.** (2016). *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos* (5.^a ed.). McGraw-Hill.
- Miller, S. R., Bennett, J., & Parker, S.** (2014). Effects of sediment accumulation on benthic macroinvertebrates in freshwater systems. *Aquatic Ecology*, 48(3), 245–255. <https://doi.org/10.1007/s10452-014-9479-3>
- Ministerio de Ambiente.** (2019). *Regionalización del territorio nacional: propuesta 2019*. Dirección Nacional de Ordenamiento Territorial. https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Regionaliza_2019_07.pdf
- Ministerio de Ambiente.** (2021). Catálogo de estaciones 2021. https://www.ambiente.gub.uy/informacion_hidrica/download/Web%20Cat%C3%A1logo%20de%20Estaciones%202021/05%20-%20Cat%C3%A1logo%20de%20Estaciones%202021.pdf
- Norma interna de calidad de agua potable (R/D 1628, 21 de noviembre de 2012).** (2012). Obras Sanitarias del Estado (OSE). http://www.ose.com.uy/descargas/Clientes/Reglamentos/norma_interna_calidad_agua_potable_.pdf
- O'Kelly, B. C.** (2016). Geotechnics of municipal sludges and residues for landfilling. *Geotechnical Research*, 3(4), 148–179. <https://doi.org/10.1680/jgere.16.00013>
- Obras Sanitarias del Estado.** (2015). *Comunicado de proyecto de viabilidad ambiental de localización – Monorreleno para lodos de potabilización de la usina de Aguas Corrientes, Departamento de San José [Informe ambiental]*. Ministerio de Ambiente, Uruguay. https://www.ambiente.gub.uy/bir/manifiestos/attachments/OSE - CdeP_VAL_Lodos_AACC - Documento_01-06-2015.pdf
- Ofoe, R., Thomas, R. H., Asiedu, S. K., Wang-Pruski, G., Fofana, B., & Abbey, L.** (2023). Aluminio en plantas: Beneficios, toxicidad y mecanismos de tolerancia. *Frontiers in Plant Science*, 13, 1085998. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1085998>
- Oliveira, M. D. R. de.** (2012). *Avaliação da contaminação do solo pela disposição inadequada de resíduos sólidos em Romaria MG* [Trabalho de conclusão de curso, Universidade Federal de Uberlândia]. Repositório UFU. <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/14162>
- ONU-Agua.** (2017). *Guía para el monitoreo integrado del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 sobre agua y saneamiento: Metas e indicadores mundiales* (Versión 14/07/2017). https://www.unwater.org/sites/default/files/app/uploads/2017/10/G2_Metas-e-indicadores-mundiales_Version-2017-07-14.pdf
- Ortega Herrera, A., & Peña Coronado, A.** (2020). *Evaluación del riesgo a la salud humana asociado al consumo de peces contaminados por metales pesados en el embalse del Guájaro, Atlántico, Colombia* [Trabajo de grado, Corporación Universidad de la Costa]. Repositorio Institucional CUC. <https://hdl.handle.net/11323/7836>
- Pavón Silva, T. B., Pacheco Salazar, V. F., & Cárdenas Zuaso, L. M.** (2005, enero-febrero). Tratamiento de lodos de una planta potabilizadora para la recuperación de aluminio y hierro como coagulantes. *Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, (78), 60–64.
- Peixoto, G. J.** (2008). *Avaliação da aplicação de lodo de ETA no adensador de lodo de uma ETE de lodos ativados* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira].

- Pereira, S. L. de M.** (2011). *Características físicas, químicas e microbiológicas do lodo das lagoas da ETA Gramame* [Dissertação de mestrado, Universidade Federal da Paraíba]. Repositório Institucional da UFPB. <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/tede/5450>
- Portella, K. F., Andreoli, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O.** (2003). *Caracterização físico-química do lodo centrifugado da estação de tratamento de água Passaúna–Curitiba–PR*. En **Anais do 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, SC**.
- Province of British Columbia, Ministry of Environment.** (2008, February 28). *Ambient water quality guidelines for iron: Technical report* (Water Stewardship Division, Science and Information Branch). <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/environment/air-land-water/waterquality/water-quality-guidelines/approved-wqgs/iron-tech.pdf>
- Reali, M. A. P.** (1999). Principais características quantitativas e qualitativas do lodo de ETAs. En *Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água* (Cap. 2). Projeto PROSAB. <http://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabrealifinal.pdf>
- Rendina, A. E.** (2015). *Formas geoquímicas, biodisponibilidad potencial y enriquecimiento de metales pesados en sedimentos del Río Matanza-Riachuelo en ambientes agropecuarios, urbanos e industriales de la cuenca* [Tesis doctoral, Universidade da Coruña]. Repositorio Universitario da Coruña. <https://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/15654>
- Ribeiro, F. L. M.** (2007). *Quantificação e caracterização química dos resíduos da ETA de Itabirito-MG* [Tesis de licenciatura, Universidade Federal de Ouro Preto].
- Rivera, Y., Moreno, L., Herrera, M., & Romero, H. M.** (2016). La toxicidad por aluminio (Al^{3+}) como limitante del crecimiento y la productividad agrícola: El caso de la palma de aceite. *Palmas*, 37(1), 11–23.
- Rodríguez Díaz, Y. J., De la Cruz Frías, G. A., López Mena, W. E., Ricaurte Valdés, L., & Morales Gutiérrez, M. L.** (2020). Uso de un polímero natural (quitosano) como coagulante durante el tratamiento de agua para consumo. *Ingeniare: Universidad Libre-Barranquilla*, 11(19), 25–32. <https://www.researchgate.net/publication/341764525>
- Rodríguez Torres, J. N.** (2013). *Propuesta metodológica para tratamiento de lodos provenientes de plantas de potabilización en la Sabana de Bogotá (estudio de caso Madrid, Cundinamarca)* [Trabajo de grado, Universidad Libre].
- Rondón-Barragán, I. S., Ramírez-Duarte, W. F., Barato, P., & Eslava-Mocha, P. R.** (2007). Importancia del ciclo biogeoquímico del aluminio (Al) con relación con la acidez de los suelos en la producción piscícola y la salud pública: ¿Cuál sería el caso de la Orinoquia? *Orinoquia*, 11(2), 81–94.
- Rosseland, B. O., Eldhuset, T. D., & Staurnes, M.** (1990). Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health*, 12(1–2), 17–27. <https://doi.org/10.1007/BF01734045>
- Rostern, N. T.** (2017). The effects of some metals in acidified waters on aquatic organisms. *Fish & Ocean Opj*, 4(4). <https://doi.org/10.19080/OFOAJ.2017.04.555645>
- Rubituci, M. A.** (2015). *Proposta de alternativas de tratamento e destinação do lodo da ETA do município de Brusque/SC* [Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade do Vale do Itajaí]. Repositório Institucional da UNIVALI.
- Sabogal-Paz, L. P., & Di Bernardo, L.** (2005). Aspectos conceituais relativos à seleção das tecnologias de tratamento e de disposição dos resíduos gerados nas estações de tratamento de água. En **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

- Sánchez-Peña, Y. A., Martínez-Ávila, G. C. G., Sinagawa-García, S. R., & Vázquez-Rodríguez, J. A. (2013). *Moringa oleifera*: Importancia, funcionalidad y estudios involucrados. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 5(9), 25–30. <https://www.researchgate.net/publication/277019696>
- Santos, S. S. A., & Campos, V. P. (2018). Utilização de resíduo sólido de estação de tratamento de água (lodo), como matéria-prima para confecção de elementos da construção civil. *Revista Virtual de Química*, 10(2), Artigo no prelo. <https://rvq.sbj.org.br>
- Scalize, P. S. (2003). *Disposição de resíduos gerados em estações de tratamento de água em estações de tratamento de esgotos* [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos].
- Scalize, P. S., Di Bernardo, L., Soares, L. A., & Fernandes Baumann, L. (2014). Disposição de resíduo de ETA em sistema de tratamento aeróbio de esgoto seguido de lagoa de sedimentação. *Divulgando o Saneamento*, 59(204), Art. 130. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.130>
- Scalize, P. S., Souza, L. M. D., & Albuquerque, A. (2019). Reuse of alum sludge for reducing flocculant addition in water treatment plants. *Environmental Protection Engineering*, 45(4), 57–70.
- Sena, H. C. de. (2011). *Recebimento de lodo de ETA em ETE por lodo ativado operando com mídia plástica no tanque de aeração (MBBR)* [Tese de doutorado, Universidade de São Paulo]. Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP. <https://doi.org/10.11606/T.3.2011.tde-31082011-161023>
- Senze, M., & Kowalska-Góralska, M. (2018). Bioaccumulation of aluminium in hydromacrophytes in Polish coastal lakes. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 47(4), 360–369. <https://doi.org/10.1515/ohs-2018-0035>
- Sharpley, A., Foy, B., & Withers, P. (2003). Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: An overview. *Journal of Environmental Quality*, 32(2), 419–428. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.4190>
- Silva, S. M. C. P., & Fernandes, F. (s.f.). Co-compostagem de biosólidos, lodo de tratamento de água e resíduos de podas de árvores. En *Anais do XXVI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
- Silveira, C. (2012). *Desaguamento de lodo de estações de tratamento de águas por leito de drenagem/secagem com manta geotêxtil* [Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Londrina]. Repositório Institucional da UEL. <https://repositorio.uel.br/handle/123456789/13087>
- Skoronski, E., Niero, B., Fernandes, M., Alves, M. V., & Trevisan, V. (2014). Estudo da aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão, SC. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 9(4), 753–764. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1303>
- Smith, R. W., Ochs, C. A., & Boyer, G. L. (2020). Ecological effects of hypoxia on aquatic communities. In J. W. White & R. J. Diaz (Eds.), *Hypoxia in aquatic ecosystems* (2nd ed., pp. 135–160). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-47415-8_6
- Soares, L. A., Scalize, P. S., & Albuquerque, A. J. C. (2014). Caracterização de resíduo de ETA visando sua disposição na saída de Lagoas de Estabilização. *Revista Monografias Ambientais*, 13(2), 3154–3163. <https://doi.org/10.5902/2236130812399>
- Søndergaard, M., Jensen, J. P., & Jeppesen, E. (2003). Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506–509(1-3), 135–145. <http://dx.doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>

- Souza Filho, A. G. de.** (1998). *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário* [Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, Escola de Engenharia de São Carlos].
- Teixeira, S. T., de Melo, W. J., & da Silva, E. T.** (2005). Aplicação de lodo da estação de tratamento de água em solo degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 40(1), 91–94.
- Tembo, K. (2017).** *Assessment of oxidative stress and histopathological changes in fish species from polluted Kafue River, Zambia* [Master's thesis, University of Zambia]. University of Zambia Institutional Repository. <https://dspace.unza.zm/handle/123456789/5442>
- Tercier Waeber, M.-L., Stoll, S., & Slaveykova, V. I.** (2012). Trace metal behavior in surface waters: Emphasis on dynamic speciation, sorption processes and bioavailability. *Archives des sciences*, 65, 119–142. <https://doi.org/10.5169/seals-738356>
- Tipping, E.** (2002). Cation binding by humic substances. *Cambridge University Press*. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511535598>
- Trenfield, M. A.** (2012). *The influence of dissolved organic carbon on the potential bioavailability and toxicity of metals to tropical freshwater biota* (Tesis doctoral). The University of Queensland. <https://doi.org/10.14264/272920>
- UNESCO.** (2021). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2021: El valor del agua – Datos y cifras*. Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751_spa
- UNIT.** (2019). *UNIT 1228:2019 - Productos químicos para tratamiento de agua: Sulfato de aluminio – Definiciones y requisitos*.
- UNIT.** (2018). *UNIT 1270:2018 - Productos químicos para tratamiento de agua: Materias primas para la fabricación de sulfato de aluminio a partir de bauxita – Definiciones y requisitos*.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA).** (2011). *Drinking water treatment plant residuals management: Technical report – Summary of residuals generation, treatment and disposal at large community water systems* (EPA 820-R-11-003). <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-11/documents/dw-treatment-residuals-mgmt-tech-report-sept-2011.pdf>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA).** (2018). *Final aquatic life ambient water quality criteria for aluminum in freshwater 2018*. <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-criteria-aluminum>
- United States Environmental Protection Agency (US EPA).** (2022). *Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables (May 2022)*. <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls>
- Urban, R. C., Isaac, R. de L., & Morita, D. M.** (2019). Uso benéfico de lodo de estações de tratamento de água e de tratamento de esgoto: Estado da arte. *Dae*, (267), 80–99. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.050>
- Villegas G., J. D., Castaño R., J. M., & Paredes Cuervo, D.** (2005). Recuperación de sulfato de aluminio a partir de lodos generados en plantas de potabilización de agua. *Scientia et Technica*, 11(28), 223–228. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=84911707039>
- Vitancurt, J.** (2020). *Teórico: Excreción, agua y sales* [Presentación PowerPoint no publicada]. Curso de Biología Animal, Licenciatura en Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional Este (CURE), Sede Rocha, Universidad de la República Oriental del Uruguay.
- von Gunten, U.** (2003). Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. *Water Research*, 37(7), 1443–1467. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00457-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00457-8)

- Von Uexküll, H. R., & Mutert, E. (1995).** Global extent, development and economic impact of acid soils. *Plant and Soil*, 171(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/BF00009558>
- Vuori, K.-M. (1995).** Direct and indirect effects of iron on river ecosystems. *Annales Zoologici Fennici*, 32(3), 317–329.
- Wagner, L. F., & Pedroso, K. (2014).** Disposição de resíduos das ETAs. *Revista das Faculdades Ponta Grossa*, 1(9), julio–diciembre. <https://www.faculdadespontagrossa.com.br/revistas>
- Wanner, C., Pöthig, R., Carrero, S., Fernandez-Martinez, A., Jäger, C., & Furrer, G. (2018).** Natural occurrence of nanocrystalline Al-hydroxysulfates: Insights on formation, Al solubility control and As retention. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 222, 634–655. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.06.031>
- Xing, W., Huang, W., & Liu, G. (2010).** Effect of excess iron and copper on physiology of aquatic plant *Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid. *Environmental Toxicology*, 25(2), 103–112. <https://doi.org/10.1002/tox.20480>
- Xing, W., & Liu, G. (2011).** Iron biogeochemistry and its environmental impacts in freshwater lakes. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20(6), 1339–1346.

7. Anexos

Anexo A – Características de lodos de plantas potabilizadoras

Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentador convencional utilizando sal de aluminio

| pH | SST (mg/L) | SSTF (mg/L) | SSTV (mg/L) | DBO (mg/L) | DQO (mg/L) | MO (mg/Kg) | Ntot (mg/Kg) | Ptot (mg/Kg) | Referencia |
|---------|---------------|---------------|--------------|------------|---------------|-----------------|--------------|--------------|--|
| 7.2 | 23.520 | | | 4.800 | | | | | Portella, K. F., Andrade, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) |
| 7.1 | 2.885 | 2.373 | 518 | | 1.100 | 100.400-129.700 | 1.180-3.987 | | Soares, L. A., Scalise, P. S., & Albuquerque, A. J. C. (2014) |
| 6.7-8.1 | | | | | 11.240 | | | | Amaral, D. V., Rodrigues, F. N., Ribeiro, K. D., & Coelho, G. (2017) |
| 7.0 | 30.075 | 22.200 | 7.875 | | | | ND | | Gonçalves, F. S., Chiaromonte, R. C., Garbin, M., & Brehm, F. A. (2018) |
| 6.2-9.8 | 14.633-50.920 | 11.033-39.910 | 3.600-11.010 | | 11.380-20.500 | | | | Ackah, I. A., Guru, R., Peravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J. (2018) |
| 6.5 | 7.9 | 29.670 | | | | | 4.065 | 2.157 | Barboza, R. M., Povinelli, J., Rocha, O., & Espindola, E. L. G. (2000) |
| 6.5 | 7.693 | | | | 3.10 | 2.306 | | | Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016) |
| 7.0 | | | | | | | | | Pavón Silva, T. B., Pacheco Salazar, V. F., & Cárdenes Zuazo, L. M. (2005) |
| 5.1-8.0 | | | | | | | | | Villegas, G., J. D., Castaño, R., J. M., & Paredes Cuervo, D. (2005) |
| 7.0 | | | | | | | | | Soares, L. A., Scalise, P. S., & Albuquerque, A. J. C. (2014) |
| 6.3 | 13.800 | 9.205 | 4.595 | | 312 | 5.264 | | | Assis, L. R. de. (2014) |
| 6.5-6.7 | | | | | 200 | 3.452-3.615 | | | Angelim, S. C. M. (2015) |
| 5.7 | 30.383 | 22.442 | 7.941 | | 2.347 | 7.091 | | | Araújo, A. P. M. de. (2006) |
| 6.3 | 28.450 | 21.327 | 7.123 | | 4.068 | 11.626 | | | Araújo, A. P. M. de. (2006) |
| 6.4 | 27.891 | | | | | 5.600 | | | Pereira, S. L. de M. (2011) |
| 5.4-6.4 | | | | | | | | | Assis, L. R. de. (2014) |
| 6.9 | | | | | | 4.517 | | | Angelim, S. C. M. (2015) |

| Al (mg/Kg) | Fe (mg/Kg) | Cu (mg/Kg) | Mn (mg/Kg) | Mg (mg/Kg) | Zn (mg/Kg) | Ca (mg/Kg) | Ni (mg/Kg) | Pb (mg/Kg) | Cr (mg/Kg) | Referencia |
|----------------|----------------|------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|--|
| 71.66-110.000 | 277.709-46.967 | 10.2-14.4 | 303 | 172 | 53.4-43.1 | 0.6-0.7 | 9.8-17.8 | 50.6-50.7 | 11.7-21 | Amancio, D. V., Rodriguez, F. J., Ribeiro, K. D., & Coelho, G. (2017) |
| 40.610 | 30.946 | 72.3 | 593 | | 93.4 | | | | | Gongalves, F. S., Chiaromonte, R. C., Garbin, M., & Brehm, F. A. (2018) |
| >200.000 | 5.800 | 46.2 | | | 47.3 | 0.09 | 16.7 | 5.8 | 5.4 | Ackah, I. A., Guru, R., Peravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J. (2018) |
| 57.730-171.769 | | 24-70 | 1.415-1.485 | | 29-64 | ND | 50-79.5 | .56-75 | 34-38.5 | Barbosa, R. M., Povinelli, J., Rocha, O., & Espindola, E. L. G. (2000) |
| 118.700 | 37.000 | | 2.998 | 2.407 | 98 | 0.12 | 28 | 22 | 20 | Ahmad, T., Ahmad, K., & Alami, M. (2016) |
| | | | | | 760 | 2.180 | 76 | 0.06 | 102 | Pavón Silva, T. B., Pacheco Salazar, V. F., & Cárdenas Zuazo, L. M. (2005) |
| | | | | | 102.000 | 33.7 | | 44.3 | 44.1 | Batistunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2007) |
| 27.000-153.000 | 4.870-37.000 | 35 | 800-2.990 | 2.400 | 53.3-160 | 0.12 | 10.0-560 | 25.69 | 191-181 | Dassamajale, K. B., Jayasinghe, G. Y., Surapaneni, A., & Hetherington, C. (2015) |
| 33.220 | 76.400 | | | | | | 21.90 | | 51.06 | Silva, S. M. C. P., & Fernandes, F. (s.t.) |
| 23.908-153.356 | 23.415-109.442 | 21.254 | 278.4-1.244 | 247.1-1.654 | | | 34-165 | 6-4 | | Ribeiro, F. L. M. (2007) |
| 63.500-97.856 | 35.700 | | | | | | | | | Assis, L. R. de. (2014) |

| Al (mg/L) | Fe (mg/L) | Cu (mg/L) | Mn (mg/L) | Mg (mg/L) | Zn (mg/L) | Ca (mg/L) | Ni (mg/L) | Pb (mg/L) | Cr (mg/L) | Referencia |
|-------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|--|
| 11.100 | 5.000 | 2.1 | 60 | | 4.3 | 0.02 | 1.8 | 1.6 | 1.6 | Pontella, K. F., Andrade, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) |
| 152 | 115 | | | | 16 | | | | | Villegas G., J. D., Castaño, R., J. M., & Paredes Cuervo, D. (2005) |
| 5.988 | | | | | | 1.4 | 0.32 | | | Sena, H. C. de. (2011) |
| 442.4-304 | 756-815 | 0.21-0.26 | 4.2-5.2 | 0.38-0.71 | 0.004 | | | | 0.38-0.42 | Araújo, A. P. M. de. (2006) |
| 1.706 | 531 | 0.10 | 19.9 | | 0.80 | | | 0 | 0.60 | Araújo, A. P. M. de. (2006) |
| 351 | 22.2 | 0.10 | 0.2 | | 0.10 | | | 0 | 0.40 | Araújo, A. P. M. de. (2006) |
| 3.965 | 3.381 | 1.5 | 1.9 | 27 | 2.1 | 0.14 | 2.7 | 2.3 | 3.8 | Paiava, G. S. de, Moreira, V. T. G., & Soares, A. F. S. (2016) |
| 391 | 129 | 0.12 | 7.8 | 2.9 | 0.7 | 0.02 | 0.14 | 0.2 | 0.06 | Paiava, G. S. de, Moreira, V. T. G., & Soares, A. F. S. (2016) |
| 325 | 166 | 0.2 | 3.4 | 1.4 | 0.98 | 0.02 | 0.12 | 0.3 | 0.09 | Paiava, G. S. de, Moreira, V. T. G., & Soares, A. F. S. (2016) |
| 850 | 33 | 0.45 | 0.34 | | 0.11 | 0.01 | - | 0.5 | 0.35 | Pereira, S. L. de M. (2011) |
| 1.200-5.570 | 789-5.210 | 0.066-2.2 | 32-20.6 | 18.3-40.8 | 0.5-9.8 | 0.0045-0.35 | 0.45-1 | 0.4-1.61 | 1.8-6.2 | Angelim, S. C. M. (2015) |

Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentador de alta tasa utilizando sal de aluminio

| pH | SST (mg/L) | SSTF (mg/L) | SSTV (mg/L) | DQO (mg/L) | Al (mg/L) | Fe (mg/L) | Referencia |
|------|------------|-------------|-------------|------------|-----------|-----------|-----------------------------|
| 7,90 | 22005 | 17980 | 4025 | 640 | - | 940 | Pereira, S. L. de M. (2011) |
| 6,15 | | | | 1436,8 | 116 | 1845 | Rubituci, M. A. (2015) |

| Cu (mg/L) | Mn (mg/L) | Zn (mg/L) | Cd (mg/L) | Ni (mg/L) | Pb (mg/L) | Cr (mg/L) | Referencia |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------------------------|
| 1,05 | 10 | 1,7 | 0,05 | 1,06 | 0,88 | 0,42 | Pereira, S. L. de M. (2011) |
| 52,25 | 485 | 39,23 | | | | | Rubituci, M. A. (2015) |

Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentador convencional utilizando sal de hierro

| pH | SST (mg/L) | SSTF (mg/L) | SSTV (mg/L) | DBO (mg/L) | DQO (mg/L) | MO (mg/kg) | Ntot (mg/kg) | Ftot (mg/kg) | Referencia |
|-----------|-------------|-------------|-------------|------------|------------|------------|--------------|--------------|---|
| 7,35 | 15.330 | | | | 5.450 | | | | Portella, K. F., Andreoli, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) |
| 8,4 | | | | | | 31.000 | 1.400 | | Ackah, L. A., Guru, R., Peiravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J. (2018) |
| 7 | | | | | | | 10.000 | 710 | Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016) |
| 8,1 | | | | | | | | | Pavón Silva, T. B., Pacheco Salazar, V. F., & Cárdenas Zúazo, L. M. (2005) |
| 8 | 2.132-5.074 | | | | | | | 3.600 | Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2007) |
| 7,36-8,77 | | | | | | | | | Santos, S. S. A., & Campos, V. P. (2018) |
| 6 | 8.315 | 5.760 | 3.953 | 1.234 | 8.501 | | | | Sena, H. C. de. (2011) |
| | | | | | | | | | Silveira, C. (2012) |

| Al (mg/kg) | Fe (mg/kg) | Cu (mg/kg) | Mn (mg/kg) | Mg (mg/kg) | Zn (mg/kg) | Cd (mg/kg) | Ni (mg/kg) | Pb (mg/kg) | Cr (mg/kg) | Referencia |
|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|---|
| 6.300 | 29.200 | 18 | 2.639 | | 27 | 0,12 | 14,6 | 7,04 | 20,1 | Ackah, L. A., Guru, R., Peiravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J. (2018) |
| 61.390 | 220.900 | 46 | 1.038 | ND | 36 | | 64 | 47 | 38 | Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016) |
| | 37.000 | | 470 | 2.190 | 29 | 0,72 | | | | Pavón Silva, T. B., Pacheco Salazar, V. F., & Cárdenas Zúazo, L. M. (2005) |
| 100.000 | 260.000 | 19 | | 16.000 | 19 | 0,48 | 42,9 | 19,3 | 25,7 | Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2007) |
| 7.505 | 281.508 | | 1.684 | | 57 | | | | | Di Bernardo, L., Sabogal Paz, L. (2008) |
| 6.690 | | | | | 75 | | | | | Di Bernardo, L., Sabogal Paz, L. (2008) |

| Al (mg/L) | Fe (mg/L) | Cu (mg/L) | Mn (mg/L) | Mg (mg/L) | Zn (mg/L) | Cd (mg/L) | Ni (mg/L) | Pb (mg/L) | Cr (mg/L) | Referencia |
|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---|
| | 4.200 | 0,09 | 30 | | 48,50 | 0,27 | 1,2 | 1,1 | 0,86 | Portella, K. F., Andreoli, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) |
| | 418.1.295 | 0,681,7 | 63.27,4 | 14 | 0,07-0,19 | | 0,11-0,38 | | | Santos, S. S. A., & Campos V. P. (2018) |
| 1.531 | | | | | 32,7 | 2,3 | 0,27 | 11,0 | | Sena, H. C. de. (2011). |
| 237,6 | 545,6 | 1,3 | 13,71 | 7,10 | 0,42 | <0,002 | 0,09 | 0,41 | 0,34 | Silveira, C. (2012). |

Características de lodos de plantas potabilizadoras con sedimentador de alta tasa utilizando sal de hierro

| pH | SST (mg/ L) | SSTF (mg/ L) | SSTV (mg/ L) | DQO (mg/L) | Referencia |
|----------|-------------|--------------|--------------|------------|---|
| 8,93 | | | | 140 | Portella, K. F., Andreoli, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) |
| 6.8-10.6 | 2.110-4.600 | 1790-3960 | 320-640 | 238-558 | Barbosa, R. M., Povinelli, J., Rocha, O., & Espíndola, E. L. G. (2000) |
| 8,40 | 1.606 | 1.312 | 294 | 150 | Paulo Sergio Scalize (2003) |
| 8,85 | 1.919 | 1.525 | 394 | 206 | Renata Lombardi (2009) |

| Al (mg/ L) | Fe (mg/ L) | Cu (mg/ L) | Mn (mg/ L) | Zn (mg/L) | Cd (mg/ L) | Ni (mg/ L) | Pb (mg/ L) | Cr (mg/ L) | Referencia |
|------------|------------|------------|------------|-----------|------------|------------|------------|---|-----------------------------|
| 2,16 | 214 | 1,7 | 3,33 | 0,1 | | | 0,19 | Portella, K. F., Andreoli, C. V., Hoppen, C., Sales, A., & Baron, O. (2003) | |
| | 341 | 0,1 | 3,49 | 0,099 | <0.001 | 0,052 | 0,226 | 0,18 | Paulo Sergio Scalize (2003) |
| <0.01 | 178-282 | 0,18 | 1,69-2,8 | 1,68 | <0.0006 | <0.008 | <0.01 | 0,08 | Renata Lombardi (2009) |

Anexo B – Metales

Introducción

El término “metal pesado” se ha empleado de manera extensa para referirse a un conjunto de metales y metaloides vinculados con la contaminación ambiental y con efectos tóxicos o ecotóxicos potenciales. Sin embargo, su uso es considerado incorrecto en el ámbito científico, ya que carece de una definición precisa y universalmente aceptada. En algunos casos, incluso, se utiliza para clasificar elementos que no son metales, lo que genera ambigüedad y puede llevar a interpretaciones erróneas. Por esta razón, se recomienda evitar su uso en contextos técnicos o académicos.

El uso del término **metal** sin calificativos puede considerarse más apropiado; sin embargo, también puede inducir a confusión, ya que sugiere un material en estado sólido, cuando en realidad las preocupaciones toxicológicas se centran principalmente en su forma iónica u otras especies químicas (Duffus et al., 2007).

De acuerdo con Duffus (2002), no existe una definición uniforme ni precisa para el término **metal pesado**, lo que refuerza la necesidad de utilizar una terminología más clara y específica en contextos científicos.

Las definiciones del término **metal pesado** varían ampliamente, ya que se basan en distintos criterios, tales como la densidad, el número atómico, el peso atómico, ciertas propiedades químicas o incluso la toxicidad. En términos generales, se considera **metal pesado** a un elemento químico que presenta una densidad igual o superior a 4 o 5 g/cm³ en su forma elemental, o cuyo número atómico es mayor a 20, excluyendo a los metales alcalinos y alcalinotérreos.

No obstante, esta clasificación resulta ambigua y potencialmente engañosa. El término **metales pesados** carece de un significado preciso y puede inducir a error. Además, la propia palabra **metal** suele utilizarse de forma incorrecta en la literatura toxicológica y en algunos marcos normativos, ya que se emplea para designar tanto al metal puro como a todas las especies químicas en las que puede encontrarse. Este uso supone erróneamente que el metal elemental y sus compuestos

comparten propiedades fisicoquímicas, biológicas y toxicológicas, lo cual no es cierto.

En la categoría de **metales pesados** suelen incluirse elementos como hierro, manganeso, zinc o cromo. Sin embargo, también se agrupan bajo esta denominación otros elementos que, aunque no cumplen con los criterios de peso atómico o densidad, comparten características de origen y comportamiento ambiental similares. Tal es el caso del aluminio, que frecuentemente se asocia a este grupo debido a su impacto tóxico y su comportamiento en los ecosistemas (García & Dorronsoro, 2005).

Una de las formas de clasificar a los metales pesados es según su función biológica, diferenciando aquellos que son esenciales para los organismos de aquellos que no presentan una función biológica conocida. Los elementos esenciales participan en procesos fisiológicos clave y pueden actuar como macro o micronutrientes, dependiendo de la cantidad requerida por el organismo.

Bajo este enfoque, los elementos esenciales se dividen en:

Macronutrientes, que son necesarios en cantidades relativamente elevadas para mantener el funcionamiento biológico normal. Entre ellos se incluyen:

Calcio (Ca): Participa en la formación de huesos y dientes en los animales, y cumple un rol estructural fundamental en las paredes celulares de las plantas.

Magnesio (Mg): Es esencial para la fotosíntesis en las plantas, ya que forma parte del núcleo de la molécula de clorofila; en animales, interviene en múltiples reacciones enzimáticas.

Potasio (K): Regula el equilibrio osmótico y participa en la transmisión nerviosa y la contracción muscular en animales; en plantas, es clave para el funcionamiento celular y la regulación estomática.

Micronutrientes u oligoelementos son elementos esenciales para la vida de plantas y animales, aunque requeridos en cantidades muy pequeñas o traza. A pesar de su baja concentración, desempeñan funciones vitales en los organismos vivos, como la estabilización de membranas celulares, el transporte de nutrientes, la regulación de la presión osmótica y la modulación de la

actividad enzimática. Participan, por tanto, en procesos celulares fundamentales para el desarrollo y funcionamiento de los organismos.

Sin embargo, estos elementos, aunque esenciales, pueden volverse tóxicos si sus concentraciones superan ciertos umbrales fisiológicos, generando efectos adversos en organismos (Guevara, 1995 apud Ortega & Peña, 2020).

Entre los micronutrientes metálicos más relevantes se encuentran el cobre (Cu), hierro (Fe), zinc (Zn), manganeso (Mn), molibdeno (Mo) y níquel (Ni). Todos ellos cumplen funciones clave en procesos como la biosíntesis, la formación de ácidos nucleicos, la producción de metabolitos secundarios, la síntesis de clorofila y lípidos, así como en mecanismos de respuesta al estrés (Appenroth, 2010). Algunos ejemplos específicos incluyen:

- **Hierro (Fe):** Esencial para la síntesis de clorofila en plantas y para la formación de hemoglobina en animales.
- **Cobre (Cu):** Implicado en la fotosíntesis y el transporte de electrones en plantas, y en animales es importante para la formación de glóbulos rojos y el funcionamiento del sistema nervioso (en pigmentos respiratorios como la hemocianina, en diferentes complejos enzimáticos como reductasas, fosfatasas).
- **Zinc (Zn):** Necesario para la actividad enzimática en plantas y animales, y en los animales también es crucial para el sistema inmunológico y la cicatrización de heridas.
- **Manganeso (Mn):** Importante para la fotosíntesis y la síntesis de compuestos orgánicos en plantas, y en animales juega un papel en la formación de huesos y en la función enzimática.

El segundo grupo corresponde a aquellos metales que no desempeñan ninguna función biológica conocida y cuya presencia en el ambiente, incluso en bajas concentraciones, puede provocar efectos tóxicos severos en los organismos vivos. Estos metales pueden interferir en funciones bioquímicas fundamentales, generando disfunciones fisiológicas y graves problemas de salud. Además, se caracterizan por su alta toxicidad y su capacidad de bioacumulación, es decir, de

acumularse progresivamente en los tejidos de los organismos vivos. Entre los metales más representativos de este grupo se encuentran el cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb) y cromo (Cr), además del aluminio, que, aunque es un metal ligero, también se incluye debido a sus efectos tóxicos y su comportamiento ambiental similar.

Una propiedad relevante de estos elementos es su **persistencia** en el ambiente, entendida como la capacidad de resistir procesos de degradación tanto natural como antropogénica (Ortega & Peña, 2020). Esta característica les permite acumularse en los ecosistemas, especialmente en suelos y cuerpos de agua, desde donde pueden incorporarse a las cadenas tróficas. A través de este proceso, no solo ocurre la **bioacumulación** en organismos individuales, sino también la **biomagnificación**, que implica el incremento progresivo de su concentración a medida que se avanza en los niveles tróficos.

La presencia de estos metales en el ambiente representa un riesgo significativo tanto para la salud humana como para el equilibrio ecológico. Cabe destacar que, independientemente de si un metal es esencial o no desde el punto de vista biológico, todos los metales pesados y sus compuestos pueden resultar tóxicos si se encuentran en concentraciones superiores a los niveles fisiológicamente tolerables. Este desequilibrio puede tener su origen en procesos naturales o, con mayor frecuencia, en actividades antropogénicas.

Para evaluar el riesgo toxicológico de los metales en los sistemas ambientales, es fundamental comprender su **biodisponibilidad**, es decir, la fracción de metal que está disponible para ser absorbida por los organismos. Esta depende tanto de las características biológicas del organismo receptor como de las propiedades fisicoquímicas del metal, sus especies iónicas y los compuestos en los que se encuentra presente (Duffus, 2002).

Dinámica de los metales en el ambiente

Para comprender los impactos y riesgos ambientales asociados con los metales en distintos ecosistemas, hay que plantear algunos conceptos que intervienen en su comportamiento físico,

químico y biológico en el ambiente.

El concepto de **dinámica de metales pesados** se refiere al conjunto de procesos que determinan su comportamiento, movilidad y transformaciones de los metales en el ambiente. Abarca la interacción de varios factores y mecanismos que influyen en cómo los metales se liberan, transportan, distribuyen, transforman y se acumulan en diferentes “compartimentos ambientales” (suelo, agua, aire, biota) y sus impactos ecológicos y sobre la salud.

Entre los principales conceptos interrelacionados que explican esta dinámica se encuentran: **ciclo biogeoquímico, movilidad, distribución, especiación y biodisponibilidad**. Estos elementos no operan de manera aislada; por el contrario, están estrechamente interconectados, influyéndose mutuamente y determinando la persistencia, toxicidad y disponibilidad de los metales pesados. Comprender estas interacciones permite prever su comportamiento en el ambiente, así como evaluar los riesgos potenciales que representan para la salud humana y los ecosistemas.

Ciclo biogeoquímico

Muchos metales pesados se encuentran de forma natural en el ambiente, formando parte de los ciclos biogeoquímicos de la Tierra. Estos ciclos representan las rutas mediante las cuales los elementos se movilizan y transforman entre los principales compartimentos ambientales: la litósfera, la hidrosfera, la atmósfera y la biosfera (Marcovecchio & Freije, 2013). A diferencia de los compuestos orgánicos, los metales son especies químicas no degradables; por lo tanto, una vez liberados al ambiente, solo pueden ser redistribuidos entre estos compartimentos, con tiempos de residencia variables (Salomons & Förstner, 1984, citado en Marcovecchio, 2013).

Los metales pueden desplazarse entre el aire, el agua y el suelo, modificando su estado de oxidación o asociándose a partículas, compuestos orgánicos e incluso a organismos vivos. En este proceso, el suelo y los sedimentos suelen actuar como sumideros o reservorios en ecosistemas tanto acuáticos como terrestres (Beltrán & Gómez, 2015).

Un **ciclo biogeoquímico** es una representación de las rutas y procesos por los cuales un elemento o compuesto químico se mueven y transforman a través de los diferentes compartimentos

ambientales de la Tierra: litósfera, hidrósfera, atmósfera y biosfera.

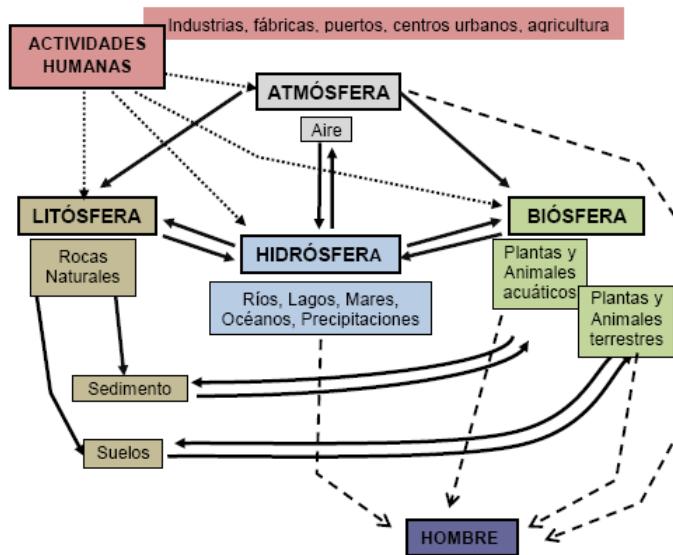


Figura B1. Esquema general del ciclo de un metal. Interrelación entre los compartimientos de la Tierra (Fuente: Marcovecchio, 2013)

La circulación de los elementos es el resultado de diversas interacciones de la materia y la energía, y está impulsada por la radiación solar, térmica terrestre y las fuerzas mecánicas y químicas (Marcovecchio, J. y Freije, R., 2013).

Las etapas típicas del ciclo incluyen: liberación a partir de fuentes naturales o antropogénicas, transporte y transformación mediante procesos fisicoquímicos y biológicos (especiación), acumulación en sedimentos o tejidos biológicos, y reincorporación al ciclo a través de procesos como la mineralización o la absorción por las plantas.

Las actividades humanas han modificado significativamente estos ciclos, alterando tanto la velocidad con la que los metales se transfieren entre reservorios como la forma en la que se depositan en el ambiente (Benjamin & Honeyman, 1992, citado en Marcovecchio & Freije, 2013).

Entre los principales procesos que determinan la movilidad, transformación y destino de los metales en el ambiente, se encuentran:

- Transferencia de fases: **disolución/ precipitación; adsorción/ desorción; volatilización/ deposición**

- Transporte: dispersión y transporte en masas (advección), **lixiviación, sedimentación, difusión, enterramiento**
- Transformación:

Abiótica: **hidrólisis, disociación, óxido-reducción, fotólisis**

Biótica: procesos de transformación mediados por microorganismos (por ejemplo, metilación, reducción biológica), aunque los metales no se biodegradan en sentido estricto.

En la siguiente figura se observa un esquema de los principales procesos que gobiernan el destino de los metales en el ambiente.

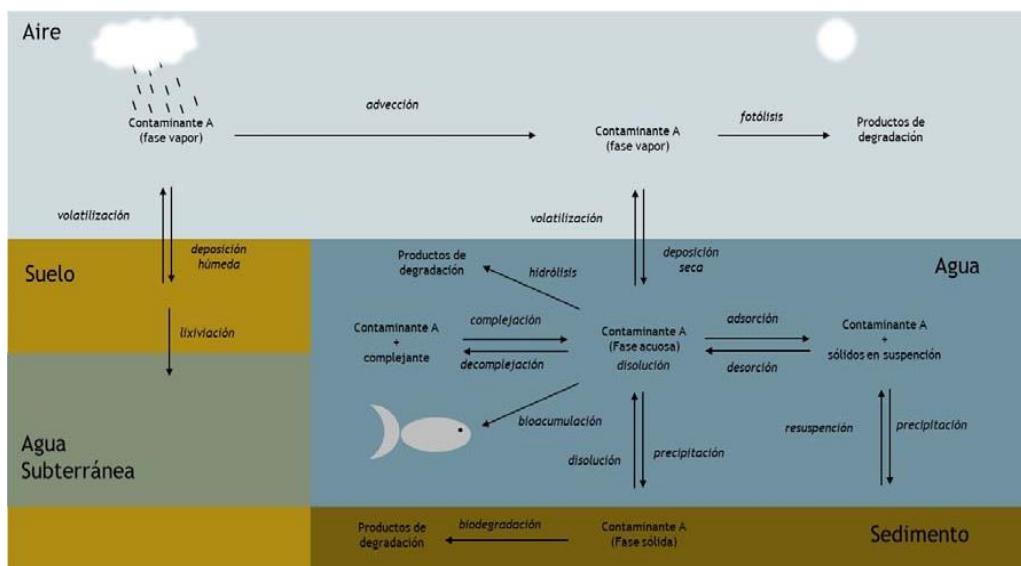


Figura B2-Procesos de transferencia, transporte y transformación de metales en los diferentes compartimentos ambientales (Fuente: Carriquiriborde, 2021)

Movilidad

La movilidad de los metales describe su capacidad para desplazarse dentro del ambiente, especialmente en matrices como el suelo y el agua. Este factor es clave para entender la dispersión del contaminante y su potencial para alcanzar otros sistemas o receptores sensibles, afectando así su impacto en el ecosistema y la salud humana (Carriquiriborde, 2021).

La movilidad está determinada por varios factores, incluyendo:

Propiedades intrínsecas del metal (características físicas y químicas): solubilidad, constante

de complejación, potencial redox, afinidad por la materia orgánica o los minerales, entre otras.

Condiciones ambientales (principalmente suelo y agua) (características del medio): pH, potencial redox, textura del suelo, contenido de materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, temperatura, salinidad y otras variables fisicoquímicas.

Factores biológicos: la actividad microbiana puede transformar los metales pesados en formas más o menos móviles mediante procesos de metilación, oxidación o reducción.

En consecuencia, la movilidad se ve influida por la especiación del metal, ya que ciertas especies químicas (como los iones libres) presentan mayor solubilidad y, por ende, mayor capacidad de desplazamiento.

Distribución

La distribución se refiere a la forma en que los metales se dispersan y se concentran en los distintos compartimentos ambientales (agua, suelo, sedimentos, aire) y dentro de ellos. Esta distribución puede ser horizontal (espacial) o vertical (profundidad) y varía temporalmente en función de los procesos de transporte, sedimentación, adsorción y transformación (Carriquiriborde, 2021).

Los principales compartimentos donde se distribuyen son:

- Suelo y sedimentos: acumulación por adsorción a partículas minerales y materia orgánica
- Agua: disueltos o asociados a partículas en suspensión
- Aire: en forma de partículas finas o vapores
- Biota: acumulación en tejidos vivos por absorción o ingestión.

La distribución influye directamente en la accesibilidad de los metales para los organismos vivos, condicionando su biodisponibilidad y toxicidad

Especiación

La especiación química se refiere a la forma en que los metales se presentan en el ambiente: como iones libres, complejos orgánicos o inorgánicos, sales insolubles o precipitados, entre otros. La forma específica en la que se encuentra un metal condiciona su comportamiento en el ambiente, ya

que determina su **solubilidad, reactividad, toxicidad y biodisponibilidad** (Porta et al., 2003, citado en Larios Bayona, 2014).

Las especies más solubles e iónicas suelen ser las más móviles y biodisponibles, mientras que las formas complejadas o precipitados pueden quedar inmovilizadas en matrices sólidas como el suelo o los sedimentos.

Biodisponibilidad ambiental

La biodisponibilidad ambiental se refiere a la fracción del total de un metal presente en un compartimento ambiental que se encuentra en una forma capaz de ser adsorbida o metabolizada por los organismos vivos, generando potencialmente un efecto biológico adverso. Esta propiedad no depende exclusivamente de la concentración total del metal, sino de su forma química (especiación), su localización (agua, suelo, sedimento) y las características del organismo expuesto. En términos generales, los metales disueltos en agua o en solución del suelo presentan una mayor biodisponibilidad que aquellos adsorbidos a partículas sólidas o precipitados.

La biodisponibilidad es un proceso dinámico que involucra al menos dos etapas fundamentales: la desorción del metal desde matrices sólidas hacia formas solubles, y su posterior absorción por parte del organismo, regulada por mecanismos fisiológicos y bioquímicos. En este proceso intervienen múltiples factores que afectan directamente la solubilidad, movilidad y, por ende, la disponibilidad de los metales. Entre los **factores fisicoquímicos** más relevantes se encuentran el pH, el potencial redox, la presencia de oxígeno, el contenido y tipo de materia orgánica, la concentración de otros iones (que pueden favorecer la formación de precipitados o complejos), la temperatura, la textura del suelo y su capacidad de intercambio catiónico (CIC). Estos condicionantes influyen decisivamente en la movilidad y especiación de los metales, modulando así su potencial biodisponible.

A su vez, los **factores bióticos**, como la actividad de microorganismos y plantas —especialmente a través de las raíces—, también inciden sobre la biodisponibilidad, ya que pueden modificar el entorno químico inmediato y facilitar o inhibir la absorción de metales. Finalmente, las

propiedades intrínsecas de cada metal, como su naturaleza química, afinidad por determinados compuestos y comportamiento frente a distintos ligandos, son determinantes en su disponibilidad para ser incorporado por los organismos.

La interacción compleja entre estos factores fisicoquímicos, biológicos y metal-específicos no solo condiciona la biodisponibilidad, sino también la toxicidad y el comportamiento de los metales dentro de los ecosistemas, siendo aspectos clave para una adecuada evaluación del riesgo ambiental y para el diseño de estrategias eficaces de monitoreo y remediación.

Toxicidad

La toxicidad de un contaminante no depende únicamente de su presencia en el ambiente, sino de su capacidad de exponerse al organismo, ser absorbido y generar una respuesta biológica adversa. McCarty (1990) citado en Carriquiriborde (2021), propone un modelo conceptual de tres fases para explicar este fenómeno, según se aprecia en la siguiente figura:



Figura B3-Las tres fases de la acción tóxica propuesta por Mc Carty (Fuente: Carriquiriborde, 2021)

La primera fase de exposición, está determinada por la **biodisponibilidad ambiental** del contaminante, es decir, la fracción del compuesto presente en un compartimiento ambiental (agua, suelo, sedimento) que se encuentra en una forma química accesible para ser absorbida por los organismos vivos.

La segunda fase, partición, abarca los procesos de **absorción, distribución, metabolización y**

excreción del contaminante en el organismo. Estos procesos definen la **toxicocinética** y, en consecuencia, la **bioacumulación**, entendida como el incremento neto de concentración de una sustancia en un organismo a lo largo del tiempo, a niveles superiores a los del medio circundante. Esta acumulación puede derivarse tanto de fuentes abióticas (agua, aire, suelo) como bióticas (otros organismos). La bioacumulación ocurre cuando la tasa de incorporación del contaminante supera su tasa de eliminación (Matos et al., 2019).

La **tercera fase**, conocida como *potencia*, hace referencia a la **toxicodinámica**, es decir, la capacidad del contaminante de interactuar con moléculas específicas en los sitios blanco del organismo y desencadenar efectos adversos, en función de su concentración interna y de los mecanismos de reparación o compensación del organismo.

En el caso particular de los **metales pesados**, su toxicidad se ve agravada por su **carácter no degradable**. Al no poder ser metabolizados ni desintegrados (Gaur y Adholeya, 2004; Mohapatra, 2008, apud Larios Bayona, 2014), estos elementos tienden a **persistir en los tejidos biológicos** durante largos períodos. Esta persistencia favorece no solo la bioacumulación, sino también la **biomagnificación**, proceso mediante el cual la concentración del metal se incrementa progresivamente a lo largo de la cadena trófica, generando riesgos significativos para los organismos situados en los niveles tróficos superiores (Matos et al., 2019).

Metales en ecosistemas acuáticos superficiales

Los ecosistemas acuáticos presentan una composición compleja, constituida por una matriz que incluye prácticamente todos los elementos de la tabla periódica, junto con una amplia variedad de compuestos orgánicos. Esta diversidad genera múltiples interacciones entre especies químicas, muchas de las cuales resultan en productos difíciles de caracterizar debido a la alta reactividad y dinámica del medio acuático (Buffe, 1990; Tercier-Waeber et al., 2012).

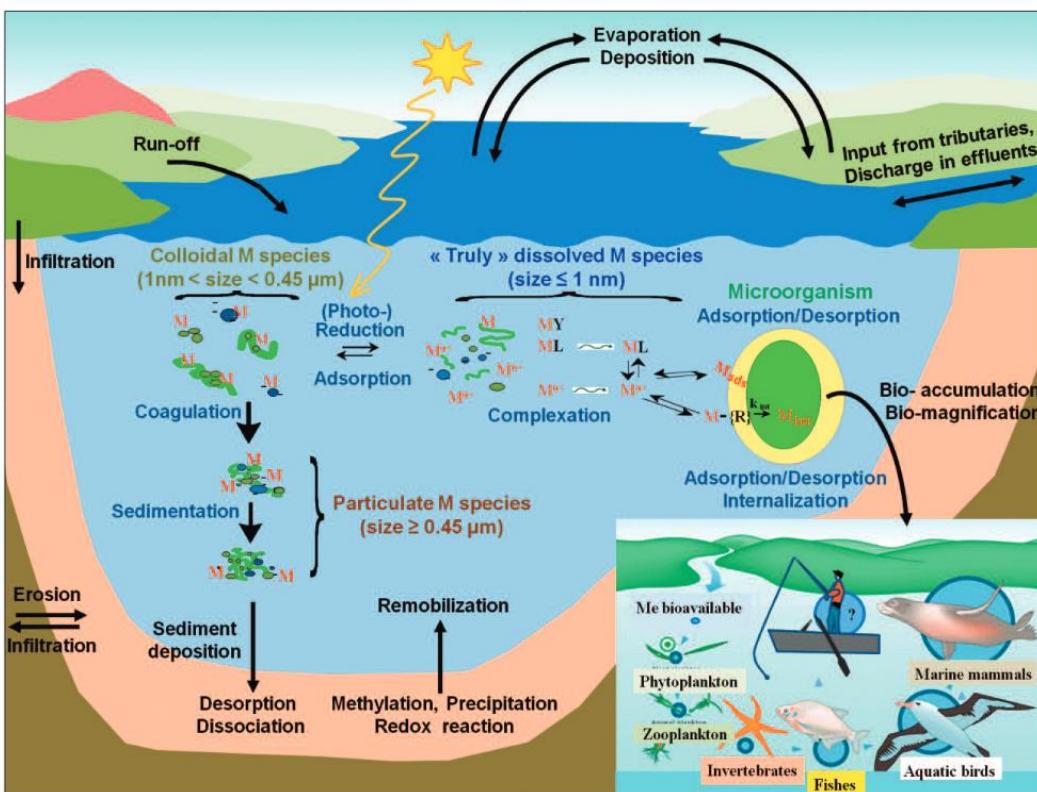


Figura B4-Representación conceptual de los diferentes flujos de metales en ecosistemas acuáticos (Fuente: Tercier Waeber, 2012)

El ciclo de los metales en cuerpos de agua dulce puede representarse mediante un modelo conceptual que identifica cuatro compartimentos principales: el compartimento disuelto, donde los metales se encuentran como iones libres, complejos solubles o asociados a coloides; el compartimento particulado abiótico, compuesto por partículas inorgánicas y materia orgánica particulada; el compartimento particulado biótico, conformado por organismos planctónicos y microorganismos; y los sedimentos del fondo, los cuales suelen actuar como el mayor reservorio de metales en estos sistemas (Tercier-Waeber et al., 2012).

En condiciones de flujo laminar o aguas lentes, los metales pueden encontrarse tanto en la columna de agua como en los sedimentos, en formas disueltas o asociadas a partículas. Inicialmente, los metales pueden permanecer en solución como especies iónicas libres o formar complejos con solutos orgánicos o inorgánicos. Estos complejos pueden adsorberse sobre partículas suspendidas, incluyendo arcillas y materia orgánica, generando asociaciones coloidales. La coagulación de estos

coloides da lugar a especies particuladas de mayor tamaño que pueden sedimentar, contribuyendo a la acumulación de metales en el fondo del cuerpo de agua (Zanella, 2011 apud Rendina, 2015).

No obstante, estos procesos no son unidireccionales. La desorción, la mineralización de la materia orgánica o la resolubilización química pueden reincorporar los metales al compartimento disuelto. Específicamente, en la interfaz agua-sedimento, la aparición de condiciones anóxicas puede inducir la disolución reductiva de óxidos de hierro (Fe^{+3}) y manganeso (Mn^{+4}), liberando metales catiónicos (como Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+}) y oxianiones (como AsO_3^{3-}) que estaban previamente adsorbidos (Tercier-Waeber et al., 2012).

Posteriormente, estos metales liberados pueden difundirse hacia zonas oxigenadas cercanas a la superficie del sedimento, donde el Fe^{2+} y Mn^{2+} pueden oxidarse nuevamente y precipitar como óxidos. Dichos óxidos funcionan como nuevos sitios de adsorción para metales traza, reiniciando el ciclo de retención y movilización.

Dado que los metales no se degradan, ni sufren fotólisis o volatilización en condiciones naturales, su permanencia y distribución en los ecosistemas acuáticos dependen fundamentalmente de procesos fisicoquímicos de transporte y partición entre fases. En este sentido, los sólidos en suspensión actúan como vehículos de transporte clave, facilitando la redistribución de los metales a lo largo del cuerpo de agua, o su transferencia definitiva hacia los sedimentos.

Factores que afectan la biodisponibilidad de metales en ecosistemas acuáticos superficiales

Factores físicos

La biodisponibilidad de los metales en medios acuáticos superficiales está influida por diversos factores físicos que determinan su solubilidad, movilidad y disponibilidad para los organismos acuáticos. A continuación, se describen los principales factores físicos involucrados:

Temperatura: La temperatura influye directamente en la solubilidad de los metales, así como en la velocidad de las reacciones químicas que pueden modificar su forma química. Además, afecta el metabolismo de los organismos acuáticos, lo que puede modificar la absorción de metales en su

organismo.

Corrientes y flujo de agua: El movimiento del agua facilita la dispersión de metales disueltos y de partículas contaminadas. Las corrientes también favorecen la sedimentación de metales asociados a partículas sólidas, lo que puede reducir temporalmente su biodisponibilidad.

Luz solar: La radiación ultravioleta (UV) puede provocar la fotodegradación de ciertas sustancias orgánicas presentes en el agua, lo que a su vez puede liberar metales previamente ligados a estas moléculas o cambiar su forma química, haciendo que se vuelvan más o menos biodisponibles.

Turbidez: La presencia de partículas suspendidas en el agua puede influir en la biodisponibilidad de los metales. Estas partículas pueden adsorber metales, reduciendo su concentración disuelta en el agua. Sin embargo, la liberación de metales desde las partículas hacia el medio acuático también puede ocurrir bajo ciertas condiciones físico-químicas.

Factores químicos

pH

El pH, definido como la concentración de iones hidrógeno (H^+) en una solución, es un parámetro fundamental que determina la acidez o alcalinidad del medio acuático. En cuerpos de agua naturales, los valores de pH suelen oscilar entre **6,5 y 8,5**, aunque pueden variar según factores como la geología del entorno, la cobertura vegetal, la actividad antrópica (agricultura, industria, urbanización) y la presencia de minerales o contaminantes ácidos o básicos.

El pH influye decisivamente en la **biodisponibilidad de los metales pesados**, ya que afecta procesos clave como la **solubilidad**, la **especiación química**, la **formación de complejos** y la **adsorción** a partículas sólidas o materia orgánica. En medios acuáticos, los metales pueden encontrarse en diferentes formas químicas: como iones libres (altamente biodisponibles y tóxicos), formando complejos disueltos con ligandos, precipitados como sales insolubles, o adsorbidos sobre sedimentos y partículas coloidales.

En **condiciones ácidas (pH bajo)**, los hidróxidos y carbonatos metálicos tienden a disolverse,

favoreciendo la liberación de iones metálicos libres al medio. Esta forma química es generalmente la más biodisponible y tóxica para los organismos acuáticos, ya que puede atravesar membranas celulares con mayor facilidad. Por el contrario, en **condiciones alcalinas (pH alto)**, los metales tienden a formar compuestos insolubles —como hidróxidos, carbonatos o sulfatos metálicos— que se precipitan o se adsorben a partículas en suspensión, reduciendo su movilidad y toxicidad. A pH neutro o básico, también predominan especies metálicas complejadas o precipitados poco solubles.

Además, el pH condiciona la formación de **complejos metálicos** con ligandos inorgánicos (como cloruros, carbonatos, sulfatos e hidróxidos) y orgánicos (ácidos húmicos y fúlvicos presentes en la materia orgánica disuelta, MOD). Otros ligandos inorgánicos que se pueden encontrar en agua dulce, en ambientes anóxicos, son amonio (NH_3), sulfuros (HS^- , S^{2-}) y otros compuestos como PO_4^{3-} . En ambientes con pH elevado, estos ligandos tienden a formar quelatos estables con los metales, disminuyendo su fracción biodisponible y, por ende, su toxicidad. En contraste, en ambientes ácidos, la protonación de estos ligandos reduce su capacidad para formar complejos, lo que favorece la presencia de especies metálicas libres.

La **materia orgánica**, tanto disuelta como asociada a sedimentos, juega un papel importante en la retención de metales pesados. A pH alto, la carga superficial de las partículas orgánicas y minerales tiende a ser más negativa, lo que favorece la adsorción de cationes metálicos. Esta interacción reduce la concentración de metales en la fase acuosa. En condiciones ácidas, en cambio, la disminución de la carga negativa superficial reduce la capacidad de adsorción, incrementando la presencia de metales en forma libre en el agua. Además, la acidificación puede acelerar la descomposición de la materia orgánica en los sedimentos, liberando metales previamente adsorbidos y aumentando su movilidad.

En suma, el pH actúa como un **regulador central** del comportamiento de los metales pesados en medios acuáticos. Afecta de forma directa su solubilidad, su forma química predominante, su capacidad para formar complejos estables y su afinidad por partículas sólidas y materia orgánica. Estas variables determinan el grado en que los metales pueden ser absorbidos por los organismos acuáticos,

condicionando su toxicidad y su potencial para bioacumularse y biomagnificarse en las redes tróficas.

Potencial redox

El potencial redox (Eh) es otro parámetro fisicoquímico que influye directamente en la biodisponibilidad, movilidad y toxicidad de los metales en ambientes acuáticos. Se define como una medida de la capacidad del medio para ceder o aceptar electrones, lo que determina si un entorno presenta un carácter oxidante (Eh alto) o reductor (Eh bajo). Este potencial regula las reacciones de oxidación-reducción (redox), que modifican la especiación química de los metales y su comportamiento ambiental.

Diversos factores intervienen en el control del potencial redox, como:

- **disponibilidad de oxígeno:** que actúa como el principal agente oxidante
- **la actividad microbiana:** que puede catalizar reacciones redox tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas
- **el pH del medio:** que interactúa con el Eh afectando la estabilidad de distintas especies metálicas
- **la temperatura**
- **la presencia de compuestos redox reactivos,** como sulfuros, hierro, manganeso y materia orgánica disuelta (MOD)

Estas variables condicionan el estado de oxidación de los metales, lo cual incide en su solubilidad, movilidad y disponibilidad biológica.

Condiciones reductoras (anóxicas)

En entornos pobres en oxígeno, como sedimentos profundos, zonas estancadas o ambientes eutrofizados, predominan condiciones reductoras. Bajo estas circunstancias:

- Metales previamente precipitados como óxidos (por ejemplo, Fe^{3+} y Mn^{4+}) pueden reducirse a formas más solubles (Fe^{2+} y Mn^{2+}), aumentando su biodisponibilidad.

- Si existe abundancia de sulfuros (S^{2-}), algunos metales como Pb, Cd, Cu y Zn pueden formar sulfuros metálicos insolubles (PbS, CdS, CuS, ZnS), que se acumulan en los sedimentos y disminuyen su disponibilidad.
- Microorganismos anaerobios pueden utilizar metales como aceptores de electrones en su metabolismo, modificando su estado de oxidación. Por ejemplo, bacterias reductoras de hierro convierten Fe^{3+} en Fe^{2+} , aumentando su solubilidad.

La degradación de la materia orgánica bajo condiciones anóxicas también puede reducir el Eh del sistema, favoreciendo la disolución de óxidos metálicos y la liberación de metales pesados al agua intersticial.

Condiciones oxidantes (aeróbicas)

En presencia de oxígeno disuelto, el medio presenta un potencial redox elevado. Estas condiciones favorecen la oxidación de metales y su inmovilización mediante la formación de compuestos poco solubles:

- Metales como Fe^{2+} y Mn^{2+} se oxidan y precipitan como óxidos e hidróxidos ($FeOOH$, MnO_2), reduciendo su biodisponibilidad.
- La formación de óxidos metálicos en condiciones aeróbicas actúa como una barrera de inmovilización para otros metales, que pueden adsorberse sobre estas fases sólidas.

Sin embargo, disturbios como la **resuspensión de sedimentos** pueden cambiar abruptamente el Eh. Al exponer sedimentos anóxicos al oxígeno, los sulfuros metálicos pueden oxidarse, liberando metales solubles al medio acuático y aumentando su toxicidad potencial.

El Eh condiciona la **forma química (especie)** en la que se encuentran los metales, lo que determina su comportamiento ambiental, por ejemplo, el hierro puede transitar entre Fe^{2+} (soluble) y Fe^{3+} (forma que precipita como hidróxido férrico).

La MOD cumple funciones múltiples en relación al Eh y a los metales:

- Actúa como **ligando**, formando complejos con metales pesados que pueden inmovilizarlos o, por el contrario, facilitar su transporte.
- Participa en procesos redox como **agente reductor**, especialmente en sedimentos, disminuyendo el Eh y promoviendo la liberación de metales.
- Puede favorecer la **formación de especies metálicas estables**, disminuyendo su reactividad y toxicidad.

El potencial redox es un regulador clave del destino ambiental de los metales pesados en medios acuáticos. Sus efectos se expresan a través de cambios en la especiación, solubilidad, adsorción y reactividad de los metales, y están mediados por la interacción entre condiciones fisicoquímicas (pH, oxígeno, sulfuros) y procesos biológicos (actividad microbiana). Comprender el comportamiento redox en sistemas acuáticos es esencial para evaluar los riesgos ambientales asociados a la contaminación por metales.

Dureza del agua (Ca^{+2} , Mg^{+2})

La dureza del agua, determinada por la concentración de iones de calcio (Ca^{+2}) y magnesio (Mg^{+2}), también juega un papel importante en la biodisponibilidad de los metales pesados. Los iones de Ca y Mg compiten con los metales pesados por los sitios de unión en los organismos acuáticos, reduciendo su toxicidad y biodisponibilidad.

Factores bióticos

Los factores bióticos también afectan la dinámica de los metales en ecosistemas acuáticos. Se refieren a las interacciones entre los organismos vivos y su entorno, que pueden modificar la forma química, movilidad y disponibilidad biológica de los metales. Estos factores actúan de manera interdependiente con las condiciones fisicoquímicas del medio, y entre ellos destacan:

Microorganismos acuáticos. Bacterias, arqueas y protozoos tienen un papel central en la

transformación y movilización de metales. Algunas especies pueden:

- **Reducir u oxidar metales**, alterando su estado de oxidación y toxicidad.
- Participar en procesos de **biosorción**, fijando metales en sus membranas o paredes celulares.
- **Metabolizar compuestos metálicos**, transformándolos en especies menos tóxicas o más solubles.

Por ejemplo, bacterias sulfatorreductoras pueden precipitar metales como sulfuros insolubles bajo condiciones anóxicas.

Descomposición de materia orgánica. La degradación de restos vegetales y animales libera metales asociados a la materia orgánica particulada. Este proceso es mediado por microorganismos descomponedores que movilizan metales hacia la columna de agua, afectando su distribución espacial y disponibilidad.

Interacciones simbióticas y bioacumulación. Algunas bacterias establecen relaciones simbióticas con organismos acuáticos (e.g., algas o invertebrados), facilitando la absorción de nutrientes y metales. Por otro lado, especies como moluscos, crustáceos o peces pueden **bioacumular metales** en tejidos blandos o estructuras calcificadas, lo que tiene implicaciones tróficas y ecológicas, afectando a sus depredadores.

Excreción de sustancias orgánicas. Varios organismos acuáticos liberan **exudados orgánicos** (ácidos húmicos, fúlvicos, aminoácidos), que pueden formar **complejos con metales**, modificando su solubilidad y transporte. En algunos casos, estos complejos aumentan la movilidad de los metales; en otros, los inmovilizan y reducen su toxicidad.

Ciclos biogeoquímicos mediados biológicamente. La actividad biológica influye en los ciclos naturales del carbono, nitrógeno, azufre y fósforo, que a su vez regulan los procesos de **especiación, precipitación y sorción** de metales. Factores como la temperatura, el oxígeno disuelto o la salinidad interactúan con la biota para modificar el destino de los metales en el ecosistema.

Los factores bióticos no solo determinan la distribución y destino de los metales pesados en

los sistemas acuáticos, sino que también regulan su toxicidad para la biota. Comprender estas interacciones es esencial para evaluar el riesgo ambiental asociado a la contaminación por metales, así como para diseñar estrategias de monitoreo y remediación ecológica.

Factores inherentes al metal

Hay diversas características que interactúan con factores bióticos y fisicoquímicos, formando un sistema complejo que determina la biodisponibilidad y, por ende, la toxicidad de los metales en el ambiente (tanto en ecosistemas acuáticos como terrestres).

Las características intrínsecas de los metales interactúan con factores bióticos y fisicoquímicos del entorno, conformando un sistema complejo que determina su biodisponibilidad y, en consecuencia, su toxicidad en los ecosistemas. Entre estas propiedades se destacan el estado de oxidación, la forma química, la solubilidad, la afinidad por ligandos y sustratos, y la estabilidad de los compuestos que forman.

El **estado de oxidación** influye directamente en la reactividad química y en el grado de toxicidad del metal, afectando su capacidad para formar complejos o participar en reacciones de oxidación-reducción. La **forma química**, ya sea como ion libre, compuesto soluble o adsorbido en partículas del suelo, también determina su disponibilidad biológica. En general, las especies solubles, como los iones metálicos, son más fácilmente absorbidas por los organismos, mientras que las formas insolubles, al estar retenidas en la matriz del suelo o en sedimentos, presentan menor biodisponibilidad.

La **solubilidad en agua** es otra característica clave, ya que condiciona la movilidad del metal en el medio. Esta propiedad está influenciada por factores fisicoquímicos como el pH, la temperatura y la presencia de otros compuestos o iones que pueden favorecer o inhibir la disolución del metal, como se detalla en secciones anteriores.

Además, la capacidad de los metales para formar **complejos con ligandos orgánicos** (como ácidos húmicos y fulvicos) o **inorgánicos** (como carbonatos o cloruros) modifica su comportamiento

ambiental. La naturaleza y estabilidad de estos complejos pueden aumentar o reducir la biodisponibilidad del metal, dependiendo de si facilitan su movilización o, por el contrario, lo inmovilizan en el medio.

Por último, la **afinidad por sustratos específicos**, tanto en suelos como en tejidos biológicos, y la **estabilidad de los compuestos** que forman, son determinantes del destino final del metal en el ambiente. Metales con alta afinidad por ciertas fases del suelo o componentes celulares tienden a inmovilizarse, reduciendo su disponibilidad para los organismos. Asimismo, los compuestos más estables suelen presentar mayor persistencia y menor tendencia a disolverse, lo que disminuye su toxicidad inmediata, aunque puede aumentar su riesgo a largo plazo por acumulación.

Metales en ecosistemas terrestres

El suelo constituye un sistema complejo, dinámico y multifásico, compuesto por una fracción sólida (partículas minerales de diversos tamaños como arena, limo y arcilla, junto con materia orgánica), una fase líquida (solución del suelo) y una fase gaseosa (aire del suelo). Estas fases interactúan estrechamente entre sí y con los organismos que habitan en el suelo, los cuales desempeñan un papel fundamental en la transformación de sus componentes (Resende et al., 1999 apud Oliveira, 2012).

La solución del suelo, donde se encuentran disueltos nutrientes y contaminantes como los metales, es generalmente muy diluida y altamente variable en el espacio y el tiempo. Su composición depende de múltiples factores, entre ellos el material parental del suelo, su pH, las condiciones de oxidación-reducción, el contenido de materia orgánica, la aplicación de productos químicos y las prácticas de manejo (Meurer et al., 2004 apud Teixeira, 2008; Oliveira, 2012).

Una característica clave del suelo es su capacidad para retener e intercambiar iones, especialmente en la fracción arcillosa y en la materia orgánica. Este intercambio iónico, que ocurre entre la solución del suelo y la fase sólida, implica tanto cationes como aniones, y resulta esencial para el movimiento y disponibilidad de metales y nutrientes dentro del sistema edáfico (Resende et al.,

1999 apud Oliveira, 2012).

Una vez presentes en el suelo, los metales pesados no permanecen en una forma única, sino que se distribuyen entre las distintas fases mediante procesos de **adsorción, precipitación, complejación o interacción con microorganismos**. Inicialmente, pueden ser rápidamente retenidos por las partículas del suelo, y con el tiempo, seguir redistribuyéndose a través de reacciones más lentas, dependiendo de sus propiedades químicas, la composición del suelo, el tipo de vegetación y la actividad microbiana.

Los metales pueden encontrarse en solución como iones libres, formando complejos con aniones inorgánicos o ligandos orgánicos, adsorbidos a las superficies de minerales y coloides, o precipitados como minerales secundarios. Además, pueden incorporarse a la biota del suelo mediante su absorción por plantas o por microorganismos, lo que permite su entrada a la cadena trófica.

Estos elementos también pueden experimentar distintos mecanismos de transporte y transformación en el suelo, entre ellos:

- Adsorción sobre partículas minerales o materia orgánica.
- Precipitación en la fracción sólida como óxidos, hidróxidos o carbonatos.
- Difusión en la solución del suelo.
- Incorporación a organismos vivos (plantas, microorganismos).
- Volatilización (en casos particulares como el mercurio).
- Migración hacia aguas superficiales o subterráneas por escorrentía o lixiviación.

En suma, el comportamiento de los metales en el suelo responde a la complejidad del medio edáfico, el cual actúa como reservorio, filtro y medio de transporte. Esta complejidad se incrementa al considerar que el suelo es un sistema abierto, altamente heterogéneo y sometido a múltiples influencias, lo que dificulta la estimación precisa de la movilidad, disponibilidad y toxicidad de los metales, especialmente cuando se encuentran en bajas concentraciones (Lago Vila, 2018).

Además, aunque la movilidad de los metales depende en gran medida de su forma química,

su disponibilidad, toxicidad y capacidad de ser asimilados por los organismos también están fuertemente condicionadas por factores bióticos, lo cual añade un nivel adicional de complejidad en su evaluación ambiental (D'Amore et al., 2005 apud Lago Vila, 2018).

Factores que afectan biodisponibilidad de metales en ecosistemas terrestres

Factores físicos

Las propiedades físicas del suelo que afectan la biodisponibilidad de nutrientes y metales están interrelacionadas. Entre las más relevantes se encuentran la textura, estructura y la porosidad. Estas características determinan la capacidad del suelo para retener agua, facilitar la aireación y regular la disponibilidad de nutrientes, ya que influyen en su almacenamiento y liberación.

La **textura del suelo** está asociada con la superficie específica del suelo, las reacciones de superficie y la capacidad de intercambio catiónico (CIC). Los suelos arenosos permiten una mayor movilidad de los metales, mientras que los suelos arcillosos, debido a su mayor capacidad de adsorción, los retienen con mayor fuerza. Esta propiedad impacta de forma directa en procesos clave, como la retención de agua, la capacidad de intercambio iónico y, por ende, la disponibilidad de nutrientes para plantas y la actividad microbiana.

Estructura y porosidad del suelo: La estructura del suelo se refiere a la disposición de las partículas y su formación en agregados, lo que, junto con la porosidad, define la capacidad del suelo para retener y conducir agua. Estos factores afectan la movilidad de los metales, ya que los poros más grandes facilitan su transporte a través del agua de lixiviación, mientras que los poros pequeños tienden a retenerlos.

Temperatura: La temperatura influye en la solubilidad de los nutrientes y metales, así como en la actividad biológica del suelo y la velocidad de las reacciones químicas. Un aumento de la temperatura suele acelerar las reacciones químicas y la actividad de los microorganismos, lo que puede modificar la biodisponibilidad de los elementos presentes en el suelo.

Humedad: La humedad o el contenido de agua en el suelo desempeña un papel fundamental

en la movilidad de los metales. La presencia de agua facilita la lixiviación, proceso mediante el cual los metales se desplazan a través del perfil del suelo, afectando su distribución y concentración en distintas capas.

En conjunto, estas propiedades físicas regulan el comportamiento de los nutrientes y metales en el suelo, influyendo en su biodisponibilidad para las plantas y en la actividad microbiana esencial para la fertilidad del suelo.

Factores químicos

pH

El pH del suelo es una de las propiedades químicas más determinantes para la dinámica de los metales pesados, ya que regula su solubilidad, movilidad, adsorción y retención. Además, influye directamente en la disponibilidad de nutrientes esenciales para las plantas. Según Jordá et al. (2004, apud Larios Bayona, 2014), los suelos se clasifican en ácidos ($\text{pH} < 6,5$), neutros (pH entre 6,5 y 7,5) y alcalinos ($\text{pH} > 7,5$), siendo el rango óptimo para la mayoría de los cultivos entre 6,5 y 7.

El pH modifica la carga eléctrica de los componentes coloidales del suelo, como las arcillas, óxidos e hidróxidos de hierro y aluminio, y la materia orgánica. Los grupos funcionales de estos componentes (carboxílicos, fenólicos, entre otros) son sensibles al pH, lo que afecta su capacidad de adsorber metales. En particular, la materia orgánica cumple un rol clave al formar complejos o quelatos con iones metálicos, cuya estabilidad también depende del pH del sistema. A pH neutro o ligeramente alcalino, estos complejos son más estables, lo que reduce la movilidad y biodisponibilidad de los metales.

En suelos ácidos, la carga superficial de los coloides del suelo se vuelve más positiva, lo que disminuye la adsorción de cationes metálicos debido a la competencia con protones (H^+). Esto favorece la desorción y aumento de metales en la solución del suelo, incrementando su movilidad y

biodisponibilidad para las plantas (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014). Además, la materia orgánica en condiciones ácidas pierde parte de su carga negativa, reduciendo su capacidad para formar complejos estables con metales.

Metales como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} y Cd^{2+} muestran una mayor movilidad en suelos ácidos. Aunque esta condición favorece su disponibilidad, también puede conllevar deficiencias de macronutrientes como N, K, Mg y Ca.

Por el contrario, **en suelos alcalinos**, el pH elevado favorece la precipitación de los metales como óxidos, hidróxidos o carbonatos, reduciendo su solubilidad y movilidad. La mayor carga negativa de las partículas del suelo en este rango también incrementa la adsorción de cationes metálicos, inmovilizándolos (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

Sin embargo, algunos elementos como molibdeno (Mo), selenio (Se) y arsénico (As) presentan una mayor disponibilidad a pH alto, mostrando un comportamiento diferente al de la mayoría de los metales. Por otro lado, la disponibilidad de nutrientes esenciales como calcio (Ca), magnesio (Mg) y fósforo (P) tiende a disminuir en condiciones alcalinas, mientras que elementos como potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca) y fósforo (P) presentan su máxima disponibilidad en un rango de pH cercano a la neutralidad, entre 6 y 7. Esto pone de manifiesto la importancia del pH como factor regulador tanto de la toxicidad de los metales como de la nutrición vegetal.

La estabilidad de los complejos metálicos con materia orgánica también depende del pH, siendo más estables en rangos neutros o ligeramente alcalinos. Por ejemplo, **metales como Cu, Zn, Fe, Mn y Ni forman quelatos más estables en condiciones neutras o ligeramente alcalinas**, lo que disminuye su biodisponibilidad. El orden de estabilidad de estos complejos es: $\text{Cu}^{2+} > \text{Zn}^{2+} = \text{Fe}^{2+} > \text{Mn}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$. Un caso particular es el del aluminio (Al), cuya toxicidad disminuye en suelos con pH superior a 5,5, ya que en estas condiciones forma complejos no tóxicos con compuestos húmicos, reduciendo su biodisponibilidad (Jordá et al., 2004, citado en Larios Bayona, 2014).

En síntesis, el pH actúa como un regulador clave de la biodisponibilidad de metales en el suelo:

- En suelos ácidos, la solubilidad y movilidad de los metales pesados aumenta, junto con su disponibilidad para las plantas, por la desorción y la menor formación de complejos con materia orgánica.
- En suelos alcalinos, predominan procesos de precipitación y adsorción, disminuyendo la movilidad de la mayoría de los metales, excepto para algunos elementos como Mo, Se, y As.
- La formación de complejos metal-orgánicos es más efectiva en pH neutro-alcalino, lo que puede reducir la toxicidad de metales pesados en el entorno edáfico.

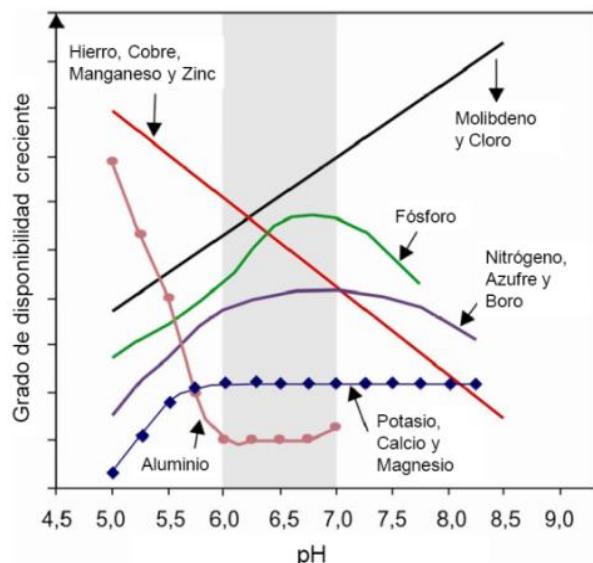


Figura B5-Disponibilidad de micronutrientes en función del pH en el suelo (Malavolta et al., 1997) (Fuente: Cerveñansky et al., 2016)

Potencial redox (Eh)

El potencial redox (Eh) es un parámetro clave que refleja la capacidad de un sistema para oxidar o reducir compuestos químicos, es decir, su tendencia a ganar o perder electrones. En suelos, el Eh está estrechamente ligado a la disponibilidad de oxígeno, y regula procesos que afectan directamente la solubilidad, movilidad y biodisponibilidad de los metales y nutrientes esenciales (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

Según los valores de Eh, los suelos pueden presentar condiciones **oxidantes** (altos valores de Eh, ambientes aeróbicos) o **reductoras** (bajos valores de Eh, ambientes anaeróbicos), cada una con efectos específicos sobre el comportamiento geoquímico de los metales.

En **ambientes reductores**, característicos de suelos anegados, saturados o compactados, la escasa disponibilidad de oxígeno favorece procesos de reducción química. En este contexto, los metales tienden a adquirir formas más solubles y móviles, aumentando su biodisponibilidad para organismos del suelo y plantas. La reducción de óxidos de hierro (Fe^{3+} a Fe^{2+}) y manganeso (Mn^{4+} a Mn^{2+}) incrementa la concentración de estos metales en solución. Asimismo, elementos como cadmio (Cd), cobre (Cu), cromo (Cr) y zinc (Zn) se vuelven más móviles bajo estas condiciones, elevando su toxicidad potencial.

Sin embargo, bajo condiciones extremadamente reductoras, ciertos metales pueden inmovilizarse mediante la formación de **sulfuros metálicos insolubles**. Este proceso es facilitado por bacterias sulfato-reductoras que generan sulfuro de hidrógeno (H_2S), el cual reacciona con metales como plomo (Pb) y mercurio (Hg), formando compuestos como PbS y HgS que precipitan en el suelo.

Los microorganismos juegan un papel esencial en estas transformaciones redox. Por ejemplo, bacterias del género *Geobacter* y *Shewanella* participan en la reducción de óxidos metálicos al utilizar Fe^{3+} y Mn^{4+} como aceptores de electrones. Este proceso libera metales a la fase líquida del suelo, incrementando su biodisponibilidad. A su vez, las bacterias sulfato-reductoras promueven la inmovilización mediante la formación de sulfuros metálicos.

En contraste, en **condiciones oxidantes**, típicas de suelos bien aireados y drenados, predomina la oxidación de metales. En estos ambientes, el hierro y el manganeso se transforman en formas insolubles (Fe^{3+} y Mn^{4+}), que precipitan como óxidos e hidróxidos (por ejemplo: Fe(OH)_3 , Fe_2O_3 , MnO_2), reduciendo la concentración de metales en solución. Además, la materia orgánica puede formar complejos estables con metales como Cd, Pb y Cu, contribuyendo a su inmovilización.

La interacción entre Eh y **pH** es determinante para la especiación química de los metales.

Ambos factores regulan la forma en que los metales se presentan en el suelo, ya sea en especies solubles y móviles, o en formas inmovilizadas. En condiciones de bajo Eh y bajo pH —es decir, ambientes ácidos y reductores—, los metales tienden a permanecer en solución como cationes (Fe^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}), lo que aumenta su toxicidad y disponibilidad para la biota. Por el contrario, valores elevados de Eh y pH promueven la oxidación y precipitación de los metales como óxidos, hidróxidos o carbonatos, o bien su estabilización mediante complejos con materia orgánica, reduciendo así su movilidad.

En **condiciones intermedias de Eh y pH neutro**, la formación de quelatos con compuestos orgánicos también contribuye a la inmovilización de metales.

En síntesis, el potencial redox influye de manera decisiva en los procesos de transformación, transporte e inmovilización de metales en suelos. Ambientes reductores y ácidos favorecen su movilidad, mientras que condiciones oxidantes y alcalinas tienden a inmovilizarlos. Esta interacción compleja tiene importantes implicancias en la disponibilidad de nutrientes, en la toxicidad de los contaminantes metálicos y en el equilibrio ecológico de los ecosistemas edáficos y acuáticos.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

La **Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)** es una propiedad esencial del suelo que expresa su capacidad para retener y liberar cationes (como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , entre otros) mediante procesos de adsorción e intercambio. Esta capacidad está determinada principalmente por la carga eléctrica negativa de las partículas coloidales del suelo, en particular de las arcillas y de la materia orgánica (especialmente el humus). Por tanto, la CIC se considera un indicador clave del comportamiento químico del suelo, con implicancias directas tanto en la nutrición vegetal como en la movilidad y toxicidad de metales pesados como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} o Cd^{2+} .

La magnitud de la CIC varía en función de factores edáficos como el tipo y proporción de arcillas, el contenido de materia orgánica y el pH del suelo. De manera general, suelos con un alto

contenido de arcillas expansivas y materia orgánica presentan valores **más elevados de CIC**, lo que incrementa su capacidad para retener cationes metálicos. Esto tiene un efecto directo sobre la **biodisponibilidad de los metales**, ya que una CIC alta favorece su inmovilización, al retenerlos firmemente en los sitios de intercambio del complejo coloidal o formar quelatos con compuestos húmicos, reduciendo así su disponibilidad para las plantas y microorganismos.

En contraposición, los suelos con **baja CIC**, como los suelos arenosos o aquellos empobrecidos en materia orgánica, presentan menor capacidad de retención de cationes, lo que incrementa la movilidad y biodisponibilidad de metales pesados. En estos contextos, los metales permanecen en la solución del suelo y están más expuestos a procesos de absorción por la biota o lixiviación hacia capas más profundas, lo que incrementa su potencial tóxico y su riesgo ambiental.

Además, existe una relación estrecha entre la CIC y el **pH del suelo**, ya que muchas de las cargas negativas de los coloides del suelo son pH-dependientes. A valores bajos de pH (suelos ácidos), la protonación de grupos funcionales reduce la cantidad de cargas negativas disponibles, disminuyendo la CIC efectiva. Esto no solo limita la capacidad del suelo para retener nutrientes, sino que favorece la desorción y liberación de metales pesados a la solución del suelo, aumentando su biodisponibilidad. A medida que el pH se incrementa hacia valores neutros o ligeramente alcalinos, se produce la desprotonación de grupos carboxílicos y fenólicos de la materia orgánica, lo que eleva la carga negativa superficial y, por ende, la CIC. Esto favorece la adsorción de cationes metálicos y su inmovilización, especialmente cuando también se forman complejos estables con compuestos húmicos y fúlvicos.

En suma, una CIC elevada actúa como un **mecanismo de amortiguación química**, que contribuye a reducir la concentración de metales libres en la solución del suelo y, con ello, su toxicidad potencial. La capacidad del suelo para inmovilizar metales pesados no depende únicamente de la cantidad de carga disponible, sino también de la **afinidad específica entre los metales y los sitios de intercambio**, así como de las interacciones con otros factores fisicoquímicos, como el pH y la presencia de materia orgánica complejante.

Por tanto, la CIC no sólo es relevante en el contexto de la fertilidad edáfica, sino que también representa un parámetro crítico en la evaluación del riesgo ambiental asociado a la contaminación por metales, al condicionar la movilidad, persistencia y biodisponibilidad de estos contaminantes en ecosistemas terrestres.

Factores bióticos

La biodisponibilidad de los metales pesados en los ecosistemas terrestres está influenciada no sólo por factores fisicoquímicos, sino también por procesos biológicos que involucran las interacciones entre plantas, microorganismos y el suelo. Estos factores bióticos pueden modificar la forma química, solubilidad y disponibilidad de los metales mediante mecanismos de transformación, movilización, inmovilización y absorción, lo cual afecta directamente su toxicidad y los riesgos ecológicos asociados.

Las raíces de las plantas liberan una amplia gama de compuestos orgánicos (ácidos orgánicos, aminoácidos, fenoles, entre otros) que alteran el microambiente de la rizósfera y modulan la movilidad de los metales. Estos exudados pueden:

- **Modificar el pH del suelo**, principalmente a través de la liberación de protones (H^+) cuando la planta absorbe cationes básicos como Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ o Na^+ . Esta acidificación local incrementa la solubilidad de metales como Al^{3+} , Cd^{2+} y Cu^{2+} .
- **Formar complejos solubles con metales** mediante la acción de ácidos orgánicos como el cítrico, oxálico y málico, así como de sustancias húmicas (ácidos fulvicos y húmicos), lo que favorece su disponibilidad en la solución del suelo.
- **Movilizar metales previamente adsorvidos** en partículas del suelo, facilitando su paso a la fase líquida y su posterior absorción.

Estos mecanismos permiten que las plantas adapten su absorción a condiciones edáficas específicas, pero también pueden favorecer la acumulación de metales en sus tejidos, con implicancias

tróficas y toxicológicas.

Los microorganismos, particularmente bacterias y hongos, desempeñan un rol fundamental en la transformación química y el transporte de metales a través de varios mecanismos:

- **Biosorción:** Adsorción de metales en la superficie celular mediante grupos funcionales como carboxilos, fosfatos o aminas, lo que puede reducir temporalmente su biodisponibilidad.
- **Biotransformación redox:** Algunos microorganismos, como las bacterias reductoras de metales (*Geobacter*, *Shewanella*), alteran el estado de oxidación de metales (por ejemplo, Fe^{3+} a Fe^{2+} o Cr^{6+} a Cr^{3+}), modificando su solubilidad y toxicidad.
- **Acidificación del medio:** Como subproducto de la actividad metabólica, muchos microorganismos liberan ácidos orgánicos o protones, reduciendo el pH del entorno y aumentando la solubilidad de ciertos metales.
- **Precipitación biogénica:** Mediante la producción de compuestos como H_2S , algunas bacterias inducen la precipitación de metales en formas insolubles (como PbS , CuS), inmovilizándolos.
- **Mineralización de materia orgánica:** Durante la descomposición de residuos orgánicos, los microorganismos liberan metales originalmente inmovilizados, lo que puede incrementar su concentración en solución.

Interacciones planta-microorganismos

Las asociaciones simbióticas entre plantas y microorganismos también juegan un papel importante en la disponibilidad de metales:

- **Micorrizas arbusculares (AMF):** Estos hongos pueden inmovilizar metales como Cd, Zn y Pb en sus estructuras fúngicas, limitando su entrada en las raíces y reduciendo la transferencia trófica.

- **Bacterias promotoras del crecimiento vegetal (PGPR):** Algunas especies liberan sideróforos y ácidos orgánicos que movilizan metales como Fe y Cu, haciéndolos más disponibles, mientras que otras estimulan la producción de exudados radiculares.
- **Competencia y facilitación interespecífica:** En comunidades vegetales, ciertas especies pueden movilizar o acumular metales, afectando indirectamente la biodisponibilidad para otras plantas vecinas, lo que genera un mosaico ecológico en la distribución y el destino de estos elementos.

ANEXO C – Suelo

Composición del suelo

El suelo está compuesto por materia mineral que incluye arena, limo y arcilla y materia orgánica. Ocupando los poros del suelo se encuentra agua y aire, vitales para la vida de plantas y microorganismos. Y finalmente organismos vivos, que incluyen microorganismos, fauna pequeña y raíces de plantas.

Las interacciones entre la materia orgánica, las partículas de arcilla y los óxidos dan lugar a la formación de agregados estables, en los cuales la materia orgánica se adhiere a las superficies minerales. Esta agregación mejora la estructura del suelo y contribuye a su adecuada compactación.

La proporción de arcilla y materia orgánica en el suelo influye directamente en su capacidad para retener agua y nutrientes, afectando así su disponibilidad para las plantas.

La presencia de materia orgánica es fundamental para la actividad de microorganismos. La MO es el principal sustrato para la **actividad microbiana**, promoviendo la descomposición y la liberación de nutrientes.

La materia orgánica del suelo es una mezcla de compuestos en varias etapas de descomposición, resultante de la degradación biológica de residuos de plantas y animales.

En condiciones naturales consiste en una compleja mezcla de sustancias de bajo peso molecular (polifenoles, ácidos alifáticos, aminoácidos, ácidos cítrico, oxálico y málico) y macromoléculas de alto peso molecular (ácidos fúlvicos y húmicos) conteniendo diferentes grupos funcionales, **como carboxilos (RCOOH) y fenoles (ROH)**, pero también contienen grupos como tioles (RSH) y aminas (RNH₂), siendo los 2 primeros grupos, los más abundantes.

La materia orgánica cumple diferentes funciones como *reservorio de nutrientes (N, P, entre otros)* esenciales para el crecimiento de plantas; también ayuda a dar *estructura al suelo, facilitando la aireación y penetración del agua* (fundamental para las raíces de las plantas); proporciona un *habitat para microorganismos* beneficiosos como bacterias y hongos que contribuyen a la

descomposición y mineralización de nutrientes y finalmente para la *retención de agua*.

La materia mineral del suelo está formada por partículas minerales provenientes de la descomposición de rocas y minerales. Es una mezcla compuesta de partículas de diferentes tamaños y propiedades, principalmente arcilla, limo y arena, y también óxidos de Fe y Al.

Arcilla: Partículas muy pequeñas (menos de 0.002 mm de diámetro) que tienen una alta capacidad de retención de agua y nutrientes, pero en exceso pueden causar compactación y dificultar el drenaje y la aireación. Las arcillas son partículas muy finas y con alta superficie específica.

Limo: Partículas intermedias (0,002 - 0,05 mm) que ofrecen una mejor retención de agua y nutrientes que la arena, aunque no llegan a ser tan compactas como las de la arcilla.

Arena: Partículas grandes (0,05 - 2 mm) que proporcionan buena aireación y drenaje, pero poca retención de agua y nutrientes. Suelen dar origen a suelos más sueltos y con menor capacidad de retención de agua.

Arcillas

Cada tipo de arcilla mineral presenta valores específicos de superficie específica y sitios de intercambio catiónico, caracterizados por cargas eléctricas mayormente negativas en su superficie. Estas propiedades determinan su capacidad de adsorción (Larios Bayona, 2014), permitiéndoles retener cationes como calcio, magnesio y potasio, lo que constituye la base de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) del suelo.

Tanto la cantidad como el tipo de arcillas presentes influyen significativamente en la **capacidad de retención de iones**. La estructura del mineral arcilloso determina si presenta una **carga permanente** —originada por sustitución isomórfica— o una **carga variable**, la cual depende del pH y se genera por la adsorción o liberación de iones hidrógeno en la superficie de los coloides. ***En consecuencia, el tipo de arcilla incide directamente en la CIC y en la capacidad del suelo para retener cationes metálicos.***

La importancia de los minerales de la arcilla como adsorbentes es secundaria, cuando en un suelo existe abundante materia orgánica y/u oxihidróxidos de hierro, componentes que son más

competitivos.

Óxidos e hidróxidos

Pueden influir en la coloración del suelo y en su capacidad de retención de nutrientes.

También ayuda a la estabilidad del suelo porque ayuda a cementar las partículas del suelo, mejorando su estructura y resistencia a la erosión.

Los óxidos e hidróxidos de Fe y Mn juegan un importante papel en la retención de metales y en su inmovilización. Los óxidos hidratados de Fe, Mn y Al adsorben metales en forma específica y determinan su biodisponibilidad. También actúan en el intercambio catiónico ya que, dependiendo del pH pueden tener carga negativa en su superficie. Los óxidos también pueden co-precipitar a los iones metálicos.

Al aumentar el contenido de óxidos hidratados en el suelo, aumentan los sitios de adsorción para los metales y se reduce directamente su biodisponibilidad. La importancia de los óxidos hidratados en la retención de los metales depende aparentemente de las condiciones de óxido-reducción del suelo, ya que en condiciones reductoras hay mayor disolución de los óxidos. Recientemente se ha demostrado que los óxidos de Fe y Mn tienen mayor capacidad de adsorción de metales que los óxidos de Al y otros minerales de arcilla.

Los óxidos hidratados de Fe y Mn influencian la solubilidad de Pb, Zn, Cd, y Cu; los óxidos de Mn en particular presentan una fuerte afinidad por la adsorción de Pb y probablemente en menor grado por la adsorción de Cd.

A menor grado de cristalinidad, los óxidos de Fe, Mn y Al tienen mayor adsorción de metales en el suelo. Por su baja cristalinidad y pequeño tamaño de partícula, tienen alta capacidad de adsorción de metales bivalentes (especialmente Cu y Pb, y en menor extensión Zn, Co, Cr, Mo, Ni y también As).

Clasificación del suelo (en función de la textura)

La misma lleva a una clasificación del suelo, que es esencial para determinar propiedades del

suelo.

El suelo arenoso se caracteriza por tener partículas de gran tamaño y una textura gruesa, lo que le otorga una excelente aireación y drenaje. Sin embargo, esta misma propiedad hace que el agua se infiltre rápidamente, dificultando su retención junto con la de los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas.

Debido a su alta permeabilidad, este tipo de suelo no solo tiene poca capacidad para almacenar agua, sino que también retiene muy pocos nutrientes, lo que puede afectar su fertilidad. Además, presenta una baja capacidad de fijación de metales, lo que facilita su desplazamiento hacia las capas más profundas del suelo y, en algunos casos, puede contribuir a la contaminación de los niveles freáticos (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

El suelo limoso se caracteriza por su textura suave y sedosa al tacto, además de su buena capacidad para retener agua y nutrientes. Este tipo de suelo es generalmente fértil y ofrece un equilibrio bueno entre drenaje y retención de nutrientes.

Gracias a sus partículas de tamaño intermedio, proporciona una estructura adecuada, favoreciendo tanto la aireación como la retención de agua. Además, facilita la formación de agregados, lo que mejora la estructura del suelo y optimiza su capacidad para mantener la humedad y los nutrientes esenciales para el crecimiento de las plantas.

El suelo arcilloso es muy fino y plástico cuando está húmedo, formando grumos al secarse. Este tipo de suelo tiene la capacidad de retener bien tanto el agua como los nutrientes, lo que resulta beneficioso para las plantas. Sin embargo, su tendencia a la compactación y su capacidad limitada de drenaje pueden generar ciertos problemas. La baja permeabilidad del suelo puede ocasionar encaramientos y dificultar el paso del aire, lo que afecta la oxigenación de las raíces. Además, debido a su alta superficie específica, la arcilla tiene una notable capacidad de retención de nutrientes, pero esto también puede contribuir a su tendencia a compactarse y drenar de manera lenta (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

El suelo franco es una combinación equilibrada de los tres tipos de texturas, lo que lo

convierte en una opción adecuada para la mayoría de los cultivos.

Existe una relación entre la textura y el contenido en materia orgánica. Hay diferentes niveles de materia orgánica en función del tipo de suelo (Larios Bayona, 2014).

Los suelos arenosos (<10 % arcilla) son pobres en materia orgánica, dada la fuerte mineralización a causa del exceso de aireación. Estos suelos necesitan más materia orgánica para poder crear un buen complejo arcillo-húmico que permita tener una elevada capacidad de retención de agua disponible (CRAD) y una buena capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Los suelos fracos (10-30 % arcilla) tienen suficiente arcilla para formar el complejo arcillo-húmico y los suelos arcillosos (>30 % arcilla) tienen una alta concentración de materia orgánica debida a la falta de mineralización por la insuficiente aireación. En suelos con alto contenido en carbonatos y arcilla, sería necesaria mayor cantidad de materia orgánica para compensar esa menor mineralización y equiparar el aporte de nutrientes (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

Propiedades del suelo

En este apartado se mencionan propiedades del suelo que influyen en su capacidad de retener agua, almacenar y liberar nutrientes y su capacidad de soportar vida. Hay propiedades físicas, químicas y biológicas.

Entre las propiedades físicas se encuentran la textura, estructura, porosidad, entre otras; entre las propiedades químicas se tiene el pH, CIC, materia orgánica, contenido de nutrientes y entre las biológicas, microorganismos del suelo que ayudan en la descomposición de materia orgánica y en la disponibilidad de nutrientes.

Textura

La textura del suelo es una propiedad del mismo que depende de la proporción de partículas de diferentes tamaños que lo componen, principalmente arena, limo y arcilla.

Está íntimamente relacionada con otras propiedades como son la estructura y la porosidad. Esto determina la **capacidad de retención de agua, la aireación, la disponibilidad de nutrientes** (Jordá

et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

La textura del suelo está relacionada con la superficie específica del suelo, las reacciones de superficie y la **capacidad de intercambio catiónico**.

El área específica del suelo es una medida que representa el área expuesta que tienen las partículas del suelo para interactuar con el agua, los nutrientes, los microorganismos y otros componentes.

La afectan las características de las partículas como tamaño, forma, así como la composición, proporción de arcilla y materia orgánica.

Tiene efecto directo en una serie de procesos fundamentales como la capacidad de retención de agua, capacidad de intercambio iónico importantes para la disponibilidad de nutrientes para los vegetales y para la actividad microbiana.

Afecta directamente el crecimiento de las plantas y la actividad de los organismos en el suelo. Suelos con una buena estructura y porosidad (como los limosos y frances) permiten un ambiente favorable para la actividad microbiana, lo que a su vez promueve la descomposición de materia orgánica y la mineralización de nutrientes.

Estructura

La estructura se refiere a cómo las partículas de suelo se agrupan. La presencia de materia orgánica ayuda a formar agregados en suelos limosos y arcillosos. Estos agregados mejoran la porosidad, lo que favorece la aireación y el drenaje. En suelos arenosos, la falta de cohesión puede dificultar la formación de agregados.

Porosidad

La cantidad y tamaño de los poros en el suelo afectan la capacidad de retener aire y agua. Los suelos arenosos tienen poros grandes que permiten el rápido drenaje y buena aireación, mientras que los suelos arcillosos tienen poros pequeños que retienen agua, y tienden a compactarse, limitando el aire disponible.

Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC)

La Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) representa la medida de la capacidad del suelo para retener nutrientes, especialmente cationes como potasio (K), magnesio (Mg) y calcio (Ca). En términos prácticos, se refiere a la cantidad de iones intercambiables que pueden ser adsorbidos por unidad de masa de suelo, expresada comúnmente en $\text{cmolc}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Jordá et al., 2004, citado en Larios Bayona, 2014).

Las partículas coloidales de humus y arcilla presentes en el suelo forman microagregados con carga negativa. Los iones con carga positiva (cationes) presentes en la solución del suelo pueden quedar adsorbidos a la superficie de estos microagregados. Estos cationes se encuentran en continuo movimiento alrededor de los coloides y pueden intercambiarse por otros cationes. El conjunto de partículas con la propiedad de intercambiar elementos recibe el nombre de complejo arcillo-húmico o complejo de cambio (Porta et al., 2003 apud Larios Bayona, 2014).

La capacidad de intercambio catiónico confiere al suelo la propiedad de almacenar nutrientes, dado que los nutrientes catiónicos pueden ser retenidos por el complejo de cambio; Na y K pueden ser fácilmente lavados puesto que son retenidos con menor fuerza. En la Figura B1 se presentan los cationes ordenados en función de la fuerza con que quedan retenidos en el complejo de cambio. Los nutrientes almacenados se intercambian con los de la disolución del suelo, y de este modo quedan disponibles para las plantas (Jordá et al., 2004 apud Larios Bayona, 2014).

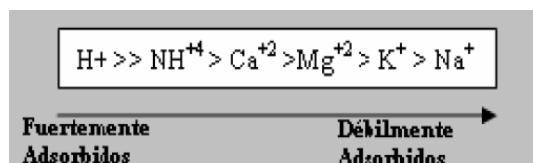


Figura C1. Cationes adsorbidos en el complejo de cambio (Fuente: Larios Bayona, 2014)

Por tanto, la capacidad de intercambio catiónico depende del porcentaje de materia orgánica y del tipo y contenido en arcilla en el suelo, especialmente de la arcilla dado que ésta se presenta, generalmente, en mayor cantidad. En la Tabla B1 se presentan los valores medios de capacidad de

intercambio catiónico de los suelos, en función de su textura (Larios Bayona, 2014).

Tabla C1. Valores medios de CIC en función de la textura (Fuente: Fernández Fernández et al., 2001 apud Larios Bayona, 2014).

| Tipo de Suelo | CIC (cmol kg^{-1}) |
|---------------|-------------------------------|
| Arenoso | 10 |
| Franco | 15 |
| Arcilloso | 20 |

En general, cuanto mayor sea la capacidad de intercambio catiónico, mayor será la capacidad del suelo de fijar metales. El poder de adsorción de los distintos metales depende de su estado de oxidación y del radio iónico hidratado; a mayor tamaño y menor carga, menos fuertemente quedan retenidos (Mingorance, 2010 apud Larios Bayona, 2014).

Ese fenómeno tiene algunas características importantes, tales como: estar controlada por la difusión iónica, ser estequiométrica y en la mayoría de los casos hay una selectividad o preferencia de un catión por otro; por lo tanto, es un proceso competitivo y reversible.

De acuerdo con el principio de electroneutralidad, las cargas negativas en la superficie de los coloides son neutralizadas por cationes de la solución suelo, quedando adsorbidas y liberando al mismo tiempo otros iones en cantidades equivalentes, por lo que se establece un equilibrio entre ambas fases.

Los iones adsorbidos quedan en posición asimilable (disponible) para las plantas y constituyen una reserva de nutrientes para las mismas: K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , entre otros.

Estos cationes metálicos quedan débilmente retenidos sobre las partículas del suelo, por fuerzas electrostáticas o no específicas. Esto favorece la reversión de la forma adsorbida en forma soluble en el suelo (intercambio con la solución del suelo).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) afecta la biodisponibilidad de metales y depende del contenido de materia orgánica y arcillas del suelo.

ANEXO D – Componentes de la biota acuática de agua dulce

Macrófitas acuáticas

Las macrófitas acuáticas se agrupan según su forma de vida y adaptación al medio acuático en tres categorías principales: *flotantes*, *sumergidas* y *emergentes*.

Las plantas flotantes son aquellas que tienen sus hojas en la superficie del agua. A su vez, pueden dividirse en dos grupos: flotantes enraizadas, cuyas raíces están ancladas al fondo o flotantes libres que carecen de raíces fijas y se desplazan con las corrientes. Ejemplos representativos del primer caso son *Nymphaea alba* (nenúfar blanco) y *Nelumbo nucifera* (flor de loto), y del segundo grupo se encuentran *Eichhornia crassipes* (jacinto de agua) y *Lemna minor* (lenteja de agua)

Las plantas sumergidas se desarrollan completamente bajo la superficie del agua y pueden encontrarse ancladas al sustrato del fondo o flotando libremente. Sus hojas no emergen a la superficie, y obtienen los nutrientes directamente del entorno acuático. Entre los ejemplos más representativos de este grupo se encuentran *Vallisneria americana*, reconocida por sus largas hojas en forma de cinta, *Hydrilla verticillata* y *Elodea*.

Las plantas emergentes están ancladas al fondo, pero tienen tallos, hojas y, en muchos casos, flores que sobresalen por encima de la superficie del agua. Sus raíces permanecen sumergidas. Ejemplos destacados de este grupo son *Typha latifolia* (enea o espadaña) y *Cyperus papyrus* (papiro).

Estas especies están adaptadas al entorno acuático tanto en sus fases vegetativa como reproductiva. Aunque la absorción de agua y nutrientes disueltos ocurre principalmente a través de las raíces, en muchas macrófitas acuáticas —particularmente en las sumergidas— también se da una absorción directa a través de hojas y tallos.

Adicionalmente, numerosas especies poseen sistemas de transporte activo que permiten el movimiento de agua y nutrientes desde las raíces hasta las hojas a través del tallo. Las raíces, además de cumplir funciones fisiológicas, contribuyen significativamente a la estabilización del sustrato y

actúan como hábitat, brindando refugio y alimento a invertebrados y peces de pequeño tamaño.

Plancton

Comprende los organismos que flotan o viven suspendidos en las aguas y que, por carecer de medios de locomoción o ser estos muy débiles, se mueven o se trasladan a merced de los movimientos de las masas de agua o de las corrientes. Generalmente son organismos pequeños, la mayoría microscópicos.

El plancton compuesto por vegetales recibe el nombre de **fitoplancton** y el que está formado por animales se denomina **zooplancton**.

En ríos y arroyos, el fitoplancton y el zooplancton tienden a ser menos abundantes que en cuerpos de agua como lagos u océanos debido a la corriente, que dificulta la acumulación de organismos planctónicos. Sin embargo, existen especies adaptadas a estas condiciones.

Fitoplancton

El **fitoplancton** es una parte del plancton formada por organismos autótrofos fotosintéticos, capaces de producir la energía que necesitan a partir de la luz del sol y los nutrientes del agua. Por esta razón, son los productores primarios de los ecosistemas acuáticos, desempeñando un papel fundamental como el primer eslabón de la cadena alimenticia.

En ríos y arroyos, el fitoplancton está compuesto principalmente por algas adaptadas a las corrientes y a la cantidad de luz disponible. Entre los grupos más destacados se encuentran las *diatomeas*, las *clorofitas* (algas verdes) y las *cianobacterias* (algas verde-azules). Las diatomeas predominan en aguas dulces con corrientes, con ejemplos como *Achnanthes*, *Navicula* y *Gomphonema*. Por otro lado, las clorofitas son comunes en aguas claras y bien iluminadas, representadas por especies como *Chlorella* y *Scenedesmus*. Finalmente, las cianobacterias, como *Microcystis* y *Oscillatoria*, están mejor adaptadas a aguas con altos niveles de nutrientes.

A diferencia de las plantas terrestres, el fitoplancton carece de raíces, tallos y hojas. Todo su cuerpo está diseñado para absorber nutrientes directamente del agua, lo que les permite prosperar

en su entorno acuático.

La distribución del fitoplancton está influenciada por varios factores ambientales. La corriente del agua, por ejemplo, puede limitar la acumulación de estos organismos, ya que las zonas de remanso o aguas lentas suelen presentar mayor diversidad. La disponibilidad de nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, también juega un papel clave en su proliferación. Además, la transparencia del agua es crucial, ya que en aguas turbias la producción de fitoplancton tiende a ser baja debido a la limitada penetración de la luz. Otros factores, como la temperatura y la concentración de oxígeno, afectan la composición de las especies presentes en cada ambiente.

Aunque en arroyos pequeños y ríos rápidos la vida planctónica es limitada debido a las condiciones adversas, el fitoplancton sigue siendo una parte esencial del ecosistema, proporcionando alimento a peces y otros organismos acuáticos.

Zooplancton

El **zooplancton** es el otro gran grupo que forma parte del plancton. Estos organismos heterótrofos obtienen la energía necesaria consumiendo otros organismos o detritos. Constituyen un eslabón clave en la cadena trófica, ocupando una posición intermedia entre el fitoplancton y los niveles tróficos superiores. Entre sus funciones destacan la regulación de las poblaciones de fitoplancton y su papel como conexión con los niveles tróficos más altos.

Desde el punto de vista trófico, el zooplancton incluye consumidores primarios, que se alimentan de fitoplancton, y consumidores secundarios, que consumen otros organismos más pequeños. Su tamaño varía ampliamente debido a la diversidad de especies que lo componen, desde formas microscópicas hasta organismos visibles a simple vista. Además, las diferentes especies de zooplancton se distribuyen a distintas profundidades en la columna de agua según sus características biológicas.

En los ecosistemas fluviales, como ríos y arroyos, el zooplancton suele presentar un tamaño reducido y adaptaciones específicas que le permiten desplazarse en ambientes con corrientes. Este grupo está conformado principalmente por **invertebrados de vida libre**.

Dentro de estos ambientes, se encuentran organismos como los *rotíferos*, invertebrados microscópicos que son muy abundantes en aguas dulces; ejemplos de estos incluyen *Brachionus* y *Keratella*.

También están los *pequeños crustáceos*, como los *cladóceros*, conocidos como "pulgas de agua", que habitan en remansos tranquilos y que incluyen especies como *Daphnia* y *Bosmina*. Los *copépodos*, otro grupo de crustáceos, tienen la capacidad de tolerar corrientes moderadas y están representados por especies como *Cyclops* y *Diaptomus*.

Por otro lado, los protozoarios, organismos unicelulares y heterótrofos, son comunes en ambientes ricos en materia orgánica; entre ellos destacan especies como *Paramecium* y *Vorticella*.

Además, muchas *larvas de insectos acuáticos*, como las de quirónomos, también forman parte del zooplancton durante ciertos estadios de su desarrollo.

Invertebrados

Los invertebrados de agua dulce son organismos acuáticos que carecen de columna vertebral y habitan diversos cuerpos de agua como ríos, lagos, estanques y arroyos. Cumplen funciones ecológicas fundamentales dentro de estos ecosistemas, especialmente en la red trófica, donde actúan como fuente de alimento para peces, anfibios y otros organismos acuáticos, facilitando la transferencia de energía desde los productores primarios hacia niveles tróficos superiores.

Además, muchas especies de invertebrados de agua dulce son sensibles a variaciones en la calidad del agua, por lo que se utilizan como bioindicadores en estudios de contaminación o evaluación del estado ecológico. También participan activamente en procesos biogeoquímicos, contribuyendo a la descomposición de materia orgánica y al reciclaje de nutrientes esenciales para el ecosistema.

Los invertebrados acuáticos de agua dulce se pueden dividir, entre otras clasificaciones, en bentónicos y de vida libre, dependiendo de su forma de vida y su interacción con el hábitat.

Los invertebrados de vida libre son los que se desplazan activamente por la columna de agua, sin estar restringidos al fondo (zooplancton). Incluyen organismos que nadan o flotan libremente.

Adaptaciones al medio: Los organismos han desarrollado diversas adaptaciones que les permiten sobrevivir en su entorno acuático. En cuanto a **flotación**, presentan cuerpos ligeros y estructuras especializadas, como bolsas de aire o cílios, que les facilitan mantenerse en suspensión en el agua. Para garantizar una **alimentación eficiente**, algunos filtran partículas microscópicas presentes en el agua, mientras que otros cazan activamente a sus presas. En términos de **movilidad**, pueden nadar de forma activa o dejarse llevar por las corrientes, lo que les permite desplazarse y encontrar recursos.

Funciones ecológicas: Estos organismos desempeñan roles clave en los ecosistemas acuáticos. En el **ciclo de energía**, actúan como consumidores primarios que transfieren la energía desde el fitoplancton hasta los niveles tróficos superiores. Además, cumplen una función de **filtradores**, ayudando a limpiar el agua al consumir partículas suspendidas. Su papel en la **conexión trófica** es fundamental, ya que sirven como un nexo esencial entre los productores y los depredadores, manteniendo el equilibrio del ecosistema.

Los **invertebrados bentónicos** son organismos que viven asociados al fondo de los cuerpos de agua dulce (ríos, lagos, estanques), ya sea en sedimentos blandos (lodo, arena) o en superficies duras (rocas, raíces sumergidas).

Ejemplos comunes son moluscos (caracoles y mejillones), anélidos (gusanos como los oligoquetos), crustáceos (anfípodos e isópodos).

Los moluscos comprenden gasterópodos (caracoles) que se alimentan de algas y detritos, y bivalvos como mejillones de agua dulce, que filtran partículas del agua.

Entre los anélidos se encuentran oligoquetos, lombrices acuáticas como tubifex que se encuentran en sedimentos blandos, pobres en oxígeno y con mucha materia orgánica, e hirudinea (sanguisueñas).

Entre los crustáceos se encuentran isópodos, que son pequeños crustáceos que habitan en los sedimentos, y anfípodos como gammarus, que son importantes detritívoros.

Además, *larvas de insectos acuáticos*, tanto en fase larvaria como adultos como, por ejemplo,

las efímeras, dípteros y tricópteros.

Adaptaciones al medio: Los organismos acuáticos han desarrollado diversas estrategias para adaptarse a su entorno. Para la **respiración**, cuentan con branquias externas o una piel permeable que les permite absorber oxígeno del agua. En cuanto a la **movilidad**, presentan patas especializadas para excavar en el sustrato, nadar o adherirse a superficies, dependiendo de su estilo de vida. Además, poseen una notable **tolerancia ambiental**; por ejemplo, los quironómidos pueden sobrevivir en condiciones de bajo oxígeno disuelto, lo que les permite habitar ambientes extremos.

Funciones ecológicas: Estos organismos desempeñan roles fundamentales en los ecosistemas acuáticos. Actúan como **recicladores de nutrientes**, consumiendo detritos y materia orgánica, lo que contribuye a la descomposición y al ciclo de nutrientes. También son **modificadores del hábitat**, ya que remueven sedimentos y alteran la estructura del fondo acuático. Finalmente, desempeñan un papel crucial como **base trófica**, sirviendo de alimento para peces, aves y otros depredadores, lo que los convierte en un componente esencial de la red alimentaria.

Peces

Los peces habitan en diversos ambientes acuáticos, tanto en cuerpos de agua de corriente lenta (lénticos) como en aquellos de flujo constante (lóticos).

En los ambientes lénticos, la zona litoral, cercana a la orilla, es el hogar de especies pequeñas, ya que ofrece un entorno ideal para la cría, reproducción y alimentación. En la zona pelágica, más alejada de la costa y de aguas abiertas, predominan las especies planctívoras. Por otro lado, en las profundidades habitan especies bentónicas, como mojarras, madrecitas, castañetas y bagres, adaptadas a vivir cerca del fondo.

En los ambientes lóticos, las características del agua varían según el tramo del curso fluvial. En las partes altas, donde las corrientes son más rápidas y las temperaturas más bajas, predominan especies adaptadas a estas condiciones exigentes. En los tramos bajos, en cambio, el agua fluye con mayor lentitud y es más cálida, lo que favorece la presencia de otras especies mejor adaptadas a este entorno.

Descomponedores

Los descomponedores juegan un papel fundamental en el reciclaje de nutrientes y el mantenimiento del flujo de energía en los ecosistemas.

Entre ellos, las bacterias heterótrofas, como las pertenecientes a los géneros *Pseudomonas* y *Aeromonas*, son responsables de descomponer la materia orgánica compleja, transformándola en nutrientes que pueden ser aprovechados por los productores primarios.

Por otro lado, los hongos acuáticos, en especial los de la clase *Hymenomycetes acuáticos*, cumplen una función clave en la descomposición de hojas y otros restos vegetales que caen en el agua. Estos organismos no solo inician el proceso de fragmentación de la materia orgánica, sino que también facilitan su consumo por parte de los detritívoros, contribuyendo así al equilibrio del ecosistema.

ANEXO E-Fisiología de peces de agua dulce

Basado en: Vitancurt, J. (2020). Teórico: Excreción, agua y sales [Presentación PowerPoint no publicada]. Curso de Biología Animal, Licenciatura en Gestión Ambiental, CURE, UDELAR.

Los peces de agua dulce enfrentan desafíos fisiológicos particulares derivados del ambiente hipotónico en el que habitan. Comprender los mecanismos que regulan el equilibrio interno de estos organismos es esencial para interpretar su vulnerabilidad ante alteraciones ambientales, como la contaminación por metales o cambios en la calidad del agua.

La **homeostasis** se refiere a la capacidad de los organismos de mantener condiciones internas estables frente a variaciones externas, como cambios en el pH, temperatura, presión osmótica u oxígeno disuelto. Este equilibrio dinámico se logra mediante mecanismos de retroalimentación negativa, que ajustan continuamente las funciones fisiológicas a través del metabolismo y el intercambio regulado de materia y energía.

Un componente central de esta autorregulación es la **osmorregulación**, proceso por el cual los organismos controlan la presión osmótica, el volumen de agua y la concentración de solutos en sus fluidos corporales. En peces, este proceso está estrechamente vinculado con la **excreción**, y ambos mecanismos trabajan en conjunto para mantener el equilibrio hídrico y de sales.

Regulación osmótica

Los peces de agua dulce enfrentan retos fisiológicos particulares relacionados con la osmorregulación y la excreción, debido al contraste osmótico entre su medio interno y el ambiente en el que habitan. Al vivir en un **entorno hipotónico** —donde la concentración de solutos como sodio, calcio y cloruros en el agua es menor que en sus fluidos corporales— experimentan una entrada constante de agua por ósmosis, especialmente a través de las branquias y la piel, así como una pérdida pasiva de iones esenciales por difusión.

Las branquias, altamente permeables y con una gran superficie de intercambio, no solo participan en el intercambio gaseoso (O_2 y CO_2), sino que también son fundamentales para la osmorregulación, el transporte iónico, la excreción de amoníaco, el equilibrio ácido-base y funciones endocrinas. La constante entrada de agua obliga a los peces a eliminarla en forma de grandes volúmenes de orina diluida. Sin embargo, este proceso conlleva también la pérdida de sales, ya que la capacidad del riñón para reabsorber iones es limitada.

Para compensar esta pérdida, los peces de agua dulce han desarrollado mecanismos activos de recuperación iónica. Entre ellos, la absorción activa de sodio (Na^+) y cloruro (Cl^-) desde el ambiente acuático es crucial. Este transporte ocurre principalmente en las branquias, donde células especializadas, conocidas como **células de cloruro** o ricas en mitocondrias, facilitan la captación de iones como el sodio mediante intercambiadores de protones (H^+/Na^+), o el cloruro a través de cotransportadores activos y canales específicos. Estas células dependen de la acción de la **bomba Na^+/K^+ -ATPasa**, la cual utiliza ATP para mover iones en contra de sus gradientes de concentración.

Adicionalmente, parte de los iones necesarios puede recuperarse a través de la dieta. Estas estrategias permiten a los peces mantener el equilibrio hídrico y salino indispensable para su homeostasis. Así, a pesar de vivir en un medio que favorece la pérdida de sales y la ganancia de agua, estos organismos han evolucionado adaptaciones fisiológicas que les aseguran la supervivencia en condiciones osmóticamente desafiantes.

Excreción

La excreción en los peces de agua dulce es un proceso fisiológico esencial que se enfoca en eliminar el exceso de agua mientras se conservan los solutos esenciales. Este mecanismo permite mantener el equilibrio de la composición química de la sangre y otros fluidos corporales, así como deshacerse de los desechos metabólicos y el exceso de electrolitos.

En un entorno hipotónico, donde el agua tiende a ingresar constantemente al organismo por ósmosis, estos peces enfrentan el desafío de eliminar el exceso de agua sin perder excesivamente los

solutos necesarios para sus funciones vitales.

El sistema excretor de estos peces está compuesto principalmente por riñones glomerulares bien desarrollados, que filtran grandes volúmenes de plasma sanguíneo. Como resultado, producen orina abundante y diluida, con baja concentración de solutos.

Para evitar pérdidas excesivas de iones durante este proceso, los túbulos renales reabsorben activamente solutos como sodio (Na^+), potasio (K^+) y cloruro (Cl^-), mediante bombas y canales iónicos específicos. También se recuperan pequeñas moléculas útiles como glucosa y aminoácidos, lo que contribuye a conservar recursos energéticos y estructurales.

Además de regular el balance hídrico, los peces de agua dulce deben eliminar desechos nitrogenados. Son amonotélicos, es decir, excretan amoníaco (NH_3) como principal producto de desecho. Este compuesto, altamente tóxico pero muy soluble en agua, se elimina principalmente a través de las branquias por difusión pasiva.

Sin embargo, parte de su excreción implica mecanismos activos asociados al transporte iónico. Por ejemplo, en las células branquiales, el amonio (NH_4^+) puede intercambiarse por iones de sodio (Na^+), facilitando su eliminación y contribuyendo simultáneamente a la regulación iónica.

La excreción de dióxido de carbono (CO_2) también se realiza a través de las branquias mediante difusión pasiva y es crucial para el mantenimiento del equilibrio ácido-base. Dentro de las branquias, el CO_2 disuelto reacciona con el agua, en una reacción catalizada por la enzima anhidrasa carbónica, formando ácido carbónico (H_2CO_3), que se disocia en protones (H^+) y bicarbonato (HCO_3^-).

Este proceso permite a los peces ajustar dinámicamente el pH interno mediante la eliminación controlada de protones y bicarbonato. Las células branquiales utilizan mecanismos activos para introducir sodio al cuerpo mientras expulsan protones al medio externo (mediante bombas H^+ -ATPasa e intercambiadores Na^+/H^+). Por otro lado, el bicarbonato (HCO_3^-) puede ser absorbido mediante intercambiadores de cloruro/bicarbonato ($\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$), donde el cloruro es intercambiado por bicarbonato.

Para amortiguar los cambios de pH, los peces emplean sistemas tanto extracelulares

(como el bicarbonato) como intracelulares (principalmente proteínas). Estos sistemas permiten mantener la estabilidad fisiológica frente a fluctuaciones ambientales.

En ambientes con pH extremo, los peces muestran respuestas adaptativas: en aguas ácidas, incrementan la actividad de las bombas de protones y la absorción de bicarbonato; en aguas alcalinas, reducen la excreción de H^+ y modulan la producción y eliminación de amoníaco, lo que también contribuye al equilibrio ácido-base.

En este contexto, el NH_3 puede combinarse con protones en las branquias para formar NH_4^+ , que se elimina activamente, favoreciendo la expulsión de protones en condiciones de acidosis.

En conjunto, los peces de agua dulce poseen un sistema excretor altamente especializado que les permite enfrentar los retos de su entorno. La combinación de producción de orina diluida, reabsorción selectiva de solutos, excreción branquial de amoníaco y regulación ácido-base constituye una estrategia integral para mantener la homeostasis en un medio constantemente hipotónico.

ANEXO F-Potabilización en Uruguay

Basado en información aportada por OSE (2018)

F1-Distribución de la producción de agua potable según las regiones

Litoral Norte

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|--------------|-------------|----------------------|-------------------------|---|
| Artigas | Artigas | Río Cuareim | PC | 2.346.720 |
| | Bella Unión | Río Uruguay | 2 UPA 2000 | 477.779 |
| Salto | Salto | Río Uruguay | PC | 10.249.004 |
| | La Chinita | Río Daymán | 1 UPA 2000 | 24.023 |
| Paysandú | Paysandú | Río Uruguay | PC | 10.308.648 |
| | Guichón | Arroyo Guayabo Chico | 1 UPA 1000 | 176.644 |
| Río Negro | Fray Bentos | Río Uruguay | PC | 2.362.568 |

Noreste

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|--------------|-----------------------|-------------------------|-------------------------|---|
| Cerro Largo | Aceguá | Cañada s/n | 2 UPAs 200 | 101.280 |
| | Bañado de Medina | Arroyo Bañado Medina | UPAs 200 | 8.742 |
| | Cerro Chato | Arroyo Valija | 1 UPAs 2000 | 219.058 |
| | Fraile Muerto | Arroyo Fraile Muerto | 2 UPAs 200 | 210.945 |
| | Lago Merín | Lago Merín | PC - 2 UPAs 200 | 116.713 |
| | Melo | Río Tacuarí | PC - 1 UPA 2000 | 4.872.555 |
| | Río Branco | Río Yaguarón | PC - 1 UPA 200 | 933.905 |
| Rivera | Santa Clara de Olimar | Arroyo Pablo Paez | UPAs 200 | 25.787 |
| | Cerrillada | Cañada s/n | 1 UPAs 200 | 10.195 |
| | Minas de Corrales | Arroyo Corrales | 4 UPAs 200 | 307.244 |
| | Rivera | Arroyo Cañapirú | 2 UPAs 2000 | 1.392.130 |
| Tacuarembó | Vichadero | Arroyo Coronilla | 1 UPAs 1000 | 258.223 |
| | Villa Ansina | Río Tacuarembó | 2 UPAs 200 | 179.734 |
| | Paso de los Toros | Río Negro | 1 UPAs 2000 | 445.199 |
| | San Gregorio | Río Negro | 1 UPAs 1000 | 228.303 |
| Tacuarembó | Tacuarembó | Arroyo Tacuarembó chico | PC - 1 UPA 2000 | 3.647.687 |

Litoral Sur

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|--------------|----------------|------------------|-------------------------|---|
| Colonia | Carmelo | Río de la Plata | PC - 2 UPAs 2000 | 1.500.577 |
| | Colonia | Río de la Plata | PC - 2 UPAs 2000 | 2.612.301 |
| | Juan Lacaze | Río de la Plata | 2 UPAs 2000 | 965.344 |
| | Nueva Helvecia | Río Rosario | PC - 2 UPAs 2000 | 1.202.069 |
| | Nueva Palmira | Río Uruguay | 2 UPAs 2000 | 685.349 |
| | Rosario | Río Rosario | 1 UPA 2000 | 649.329 |
| Flores | Andresito | Arroyo Grande | 1 UPA 200 | 890 |
| | Trinidad | Arroyo Porongos | PC - 1 UPA 2000 | 1.954.417 |
| San José | San José | Río San José | PC | 3.529.127 |
| Soriano | Dolores | Río San Salvador | 1 UPA 4000 | 1.421.478 |
| | Mercedes | Arroyo Bequelo | PC | 4.287.496 |

Centro

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|--------------|----------------|-----------------------|-------------------------|---|
| Canelones | Atlántida | Laguna del Cisne | PC | 3.355.487 |
| | Floresta | Arroyo Sarandí | PC | 84.960 |
| | San Ramón | Río Santa Lucía | PC - 2 UPAs 2000 | 1.387.551 |
| | Tala | Arroyo Vejigas | 4 UPAs 200 | 201.768 |
| | Santa Lucía | Río Santa Lucía | PC - 1 UPA 2000 | 841.811 |
| Durazno | Durazno | Río Yí | PC | 2.408.601 |
| | Sarandí del Yí | Río Yí | PC | 533.422 |
| Florida | 25 de Mayo | Cañada Isla Mala | 2 UPAs 200 | 64.379 |
| | Florida | Río Santa Lucía Chico | PC - 2 UPA 2000 | 2.263.637 |
| | Fray Marcos | Río Santa Lucía | UPAs 200 | 158.716 |
| | Paso Severino | Río Santa Lucía Chico | 3 UPAs 200 | 53.926 |
| | Sarandí Grande | Arroyo del Sauce | 3 UPAs 200 | 49.506 |

Sureste

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|----------------|-------------------|--|-------------------------|---|
| Maldonado | Aiguá | Arroyo Sauce | PC - 1 UPA 200 | 166.208 |
| | Laguna del Sauce | Laguna del Sauce | PC | 19.971.829 |
| Lavalleja | J B y Ordoñez | Arroyo Guayabo chico | 3 UPAs 200 | 157.801 |
| | Minas | Arroyo San Francisco y Río Santa Lucía | PC - 2 UPA 2000 | 2.822.799 |
| | Montes | Arroyo Solís Grande | PC | 140.946 |
| | Solís de Mataojo | Arroyo Mataojo | 1 UPA 1000 | 186.893 |
| Rocha | Aguas Dulces | Laguna García | 3 UPAs 200 | 110.127 |
| | Lascano | Río Cebollati | PC | 593.789 |
| | Rocha | Arroyo de los Rocha | PC - 1 UPA 2000 | 1.852.684 |
| | La Paloma | Arroyo La Palma | PC 4 UPAs 200-UPA 2000 | 164.247 |
| Treinta y Tres | Enrique Martínez | Río Cebollati | 2 UPA 200 | 78.498 |
| | Treinta y Tres | Río Olimar | PC | 2.599.356 |
| | José Pedro Varela | Arroyo Corrales | 1 UPA 2000 | 469.743 |
| | Vergara | Arroyo Parao | 1 UPA 1000 | 241.191 |

Metropolitana

| Departamento | Servicio | Fuente de agua | Descripción del sistema | Producción anual 2018 (m ³) |
|--------------|------------------|-----------------|-------------------------|---|
| Montevideo | Aguas Corrientes | Río Santa Lucía | PC | 223.115.407 |

PC: planta convencional

UPA: unidad potabilizadora de agua

F2-Resultados de balance de masa-concentraciones finales de hierro y aluminio**Curso de agua con caudal de 2000 m³/h**

| | Conc Al lodo (mg/ Kg) | 20000 | 280000 |
|---------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Al final min (µg/L) | Conc Al final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 3,80 | 53,20 |
| 1001-2000 | 0,66 | 6,60 | 92,40 |
| 2001-5000 | 2,06 | 20,60 | 288,40 |
| 5001-10000 | 5,22 | 52,20 | 730,80 |
| 10001-20000 | 9,56 | 95,60 | 1338,40 |
| 20001-100000 | 30,6 | 306,00 | 4284,00 |
| >100000 | 111,76 | 1117,60 | 15646,40 |

| | Conc Fe lodo (mg/ Kg) | 600 | 35000 |
|---------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Fe final min (µg/L) | Conc Fe final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 0,11 | 6,65 |
| 1001-2000 | 0,66 | 0,20 | 11,55 |
| 2001-5000 | 2,06 | 0,62 | 36,05 |
| 5001-10000 | 5,22 | 1,57 | 91,35 |
| 10001-20000 | 9,56 | 2,87 | 167,30 |
| 20001-100000 | 30,6 | 9,18 | 535,50 |
| >100000 | 111,76 | 33,53 | 1955,80 |

Curso de agua con caudal de 9000 m³/h

| | Conc Al lodo (mg/ Kg) | 20000 | 280000 |
|---------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Al final min (µg/L) | Conc Al final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 0,84 | 11,82 |
| 1001-2000 | 0,66 | 1,47 | 20,53 |
| 2001-5000 | 2,06 | 4,58 | 64,09 |
| 5001-10000 | 5,22 | 11,60 | 162,40 |
| 10001-20000 | 9,56 | 21,24 | 297,42 |
| 20001-100000 | 30,6 | 68,00 | 952,00 |
| >100000 | 111,76 | 248,36 | 3476,98 |

| | Conc Fe lodo (mg/ Kg) | 600 | 35000 |
|---------------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Fe final min (µg/L) | Conc Fe final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 0,03 | 1,48 |
| 1001-2000 | 0,66 | 0,04 | 2,57 |
| 2001-5000 | 2,06 | 0,14 | 8,01 |
| 5001-10000 | 5,22 | 0,35 | 20,30 |
| 10001-20000 | 9,56 | 0,64 | 37,18 |
| 20001-100000 | 30,6 | 2,04 | 119,00 |
| >100000 | 111,76 | 7,45 | 434,62 |

Curso de agua con caudal de 18000 m³/h

| | Conc Al lodo (mg/ Kg) | 20000 | 280000 |
|----------------------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Al final min (µg/L) | Conc Al final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 0,42 | 5,91 |
| 1001-2000 | 0,66 | 0,73 | 10,27 |
| 2001-5000 | 2,06 | 2,29 | 32,04 |
| 5001-10000 | 5,22 | 5,80 | 81,20 |
| 10001-20000 | 9,56 | 10,62 | 148,71 |
| 20001-100000 | 30,6 | 34,00 | 476,00 |
| >100000 | 111,76 | 124,18 | 1738,49 |

| | Conc Fe lodo (mg/ Kg) | 600 | 35000 |
|----------------------------|------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| Población (N) (hab) | Prod lodo (Kg/ h) | Conc Fe final min (µg/L) | Conc Fe final max (µg/L) |
| 0-1000 | 0,38 | 0,01 | 0,74 |
| 1001-2000 | 0,66 | 0,02 | 1,28 |
| 2001-5000 | 2,06 | 0,07 | 4,01 |
| 5001-10000 | 5,22 | 0,17 | 10,15 |
| 10001-20000 | 9,56 | 0,32 | 18,59 |
| 20001-100000 | 30,6 | 1,02 | 59,50 |
| >100000 | 111,76 | 3,73 | 217,31 |