INSTITUTO COSTARRICENSE DE
ACUEDUCTOS Y ALCANTARILLADOS

Conceptualización del sistema de tratamiento químico de remoción de fósforo para la futura Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la ciudad de Golfito

Fecha de entrega: 13 de julio de 2020

CONSECUTIVO DEL DOCUMENTO: **2020-106-26**

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
+506 2242-5000 * www.aya.go.cr
Pavas, San José, Costa Rica

Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
Centro de Documentación e Información
UEN Investigación y Desarrollo

AUTORIZACIÓN INSTITUCIONAL PARA PUBLICAR TESIS, ESTUDIOS, ARTÍCULOS Y/O INFORMES PROPIEDAD INTELECTUAL DE AyA EN EL REPOSITORIO DIGITAL DEL CEDI

Yo, Eric Alonso Bogantes Cabezas

N° Cédula: 5-251-0327

Dependencia: Gerencia General

Autorizo como Gerente General y representante legal del Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA) cédula jurídica 4-000-042138 al Centro de Documentación e Información (CEDI) de la UEN Investigación y Desarrollo la inclusión, publicación y difusión en su Repositorio Digital y Catálogo en línea (OPAC).

Se trata de estudios y documentos cuyos derechos intelectuales y de uso son exclusivos de nuestra institución.

E-mail: gerenciageneral@aya.go.cr **N° Teléfono**: 2242-5090

Firma: Firmado digitalmente por ERIC ALONSO BOGANTES CABEZAS (FIRMA)
Fecha: 2021.06.16 17:21:24 -06'00'

TABLA DE APROBACIONES DEL REGISTRO

Elaborado y revisado por:

Jorge Merizalde Dobles

Andrés Lazo Páez

Aprobado por:

German Mora Rodríguez

RESUMEN EJECUTIVO

La actual cartera de inversiones del AyA contempla el diseño y la construcción de diversos sistemas de saneamiento en zonas prioritarias del país. Entre ellos se encuentra el caso de la ciudad de Golfito, Puntarenas. Esta obra permite prever una mejora de la condición de calidad de aguas de la Bahía de Golfito, y una mejora en las condiciones de salud pública para esta zona.

El concepto de saneamiento a cargo de la UEN Programación y Control (PyC) propone alcanzar tratamiento terciario para las aguas residuales, lo cual constituye una iniciativa pionera en el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA). De momento, ninguna obra de tratamiento de aguas residuales tipo ordinario en el país está conceptualizada para remoción de nitrógeno y fósforo previo al vertido. Por lo tanto, se puede afirmar que el AyA innova en el país, lo cual repercute en un beneficio directo para la población y para el medio ambiente.

Con base en el estudio realizado se determinó que la alternativa de remoción química de fósforo más conveniente, dentro del entorno costarricense, es la co-precipitación y post-precipitación con sulfato de aluminio. Además, es recomendable la inclusión de una barrera adicional conformada por separación terciaria por medio de filtración ascendente. El costo de adquisición del producto químico propuesto es de 0,37 $/kg, lo cual ofrece la mejor relación para el proceso bajo estudio.

Las razones másicas reportadas para el proceso de remoción química de fósforo por medio de sulfato de aluminio se encuentran entre 13:1 y 22:1 (sal metálica : fósforo). Por lo tanto, se requiere una labor de optimización al momento de la puesta en marcha del sistema de tratamiento. Es posible considerar otros productos químicos disponibles en el mercado; sin embargo, no se encontró evidencia que sustente que sea mejor realizar los diseños de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Golfito e iniciar la operación respectiva con otra sustancia química.

Como parte de este estudio no se considera un estudio de mercado que permitiera estimar el costo de inversión inicial y los costos de operación y mantenimiento. Esta labor se realizará en una etapa posterior de la colaboración acordada entre UEN Investigación y Desarrollo y la UEN Programación y Control.

TABLA DE CONTENIDOS

Abreviaturas 8

1. INTRODUCCIÓN 9

1.1. Antecedentes 9

1.2. Justificación 12

1.3. Objetivos 13

1.3.1. Objetivo General 13

1.3.2. Objetivos específicos 13

1.4. Alcance 13

1.5. Limitaciones 14

2. METODOLOGÍA 15

2.1. Marco metodológico 15

2.2. Conformación del equipo 15

2.3. Actividades realizadas 15

3. RESULTADOS 15

3.1. Tecnologías disponibles para remoción química de fósforo en aguas residuales tipo ordinario 15

3.2. Infraestructura y área mínima requerida 25

3.2.1. Estructuras contempladas en el proyecto 25

3.2.2. Estructuras adicionales requeridas 26

3.3. Criterios de proceso para implementación de la tecnología 45

3.3.1. Dosis y costo de productos químicos 45

3.3.2. Alcalinidad y pH del agua residual 46

3.3.3. Puntos de adición de productos químicos y métodos recomendados 47

3.3.4. Factores adversos para la reacción química 56

3.3.5. Tiempo posterior a la adición del producto químico 56

3.3.6. Producción de lodos residuales 57

3.4. Comparación de alternativas 59

3.4.1. Sal metálica 59

3.4.2. Precipitación 59

3.4.3. Separación terciaria 61

3.4.4. Alternativa seleccionada 63
3.4.5. Diferencia de costos según nivel de remoción 64
3.5. Funcionamiento general de la alternativa propuesta 66
3.6. Propuesta de aspectos técnicos para remoción química de fósforo a considerar en los términos de referencia para el proyecto de saneamiento de Golfito 69
3.6.1. Proceso de remoción de fósforo 69
3.6.2. Especificación técnica para adquisición del producto químico 72
3.6.3. Almacenamiento del producto químico 73
3.6.4. Preparación y dosificación del producto químico 74
3.6.5. Separación terciaria 78
3.6.6. Equipo de laboratorio 78
3.6.7. Condiciones de salud y seguridad ocupacional 83
4. CONCLUSIONES 84
5. RECOMENDACIONES 85
6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS 87
7. CONTROL DE CAMBIOS 91
8. APÉNDICES 92
8.1. Apéndice 1 92
8.2. Apéndice 2 95
9. ANEXOS 99
9.1. Anexo 1 99

TABLA DE CUADROS

Cuadro 1. Productos químicos utilizados para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario 18
Cuadro 2. Reacciones de los productos químicos usados para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario 19
Cuadro 3. Ventajas y desventajas de sales comunes de hierro y aluminio 20
Cuadro 4. Características del uso de sales metálicas para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario 21

Cuadro 5. Ejemplos de sistemas para remoción de fósforo en aguas residuales en Norteamérica (casos de aireación extendida) 22
Cuadro 6. Requerimiento de almacenamiento líquido para solución de sal metálica en la PTAR Golfito 28
Cuadro 7. Requerimiento de solución de sal metálica para la remoción química de fósforo....31
Cuadro 8. Temperatura y viscosidad del agua 32
Cuadro 9. Requerimiento de mezcla para solución de sal metálica en la PTAR Golfito 32
Cuadro 10. Área transversal de filtro convencional requerida según tasa de filtración 38
Cuadro 11. Aplicación del filtro ascendente DynaSand® EcoWash® (retrolavado intermitente) 40
Cuadro 12. Área transversal de filtro ascendente requerida según tasa de filtración 41
Cuadro 13. Dosis y costos probables de productos químicos 45
Cuadro 14. Costo unitario de tratamiento potencial para cada producto químico 46
Cuadro 15. Consumo de producto químico reportados para pre-precipitación 48
Cuadro 16. Consumo de producto químico reportadas para co-precipitación 51
Cuadro 17. Consumo de producto químico reportados para post-precipitación 53
Cuadro 18. Distribución de plantas con remoción de fósforo según el punto de adición de producto químico y el tipo de catión utilizado 54
Cuadro 19. Comparación de costos de aplicación de tecnologías seleccionadas a la PTAR Golfito. 62
Cuadro 20. Comparación de costos para dos escenarios de concentración efluente de fósforo. 66
Cuadro 21. Área adicional requerida para alternativa propuesta 67
Cuadro 22. Componentes del sistema para remoción química de fósforo. 69
Cuadro 23. Costos de inversión de una planta de proceso según *Chemical Engineering plant cost index*....99

TABLA DE FIGURAS

Figura 1. Condición general de las especies de fósforo durante el tratamiento 17
Figura 2. Posibles puntos de aplicación del aditivo químico: marcados como ‘C’. 27
Figura 3. Sistema típico de dosificación con alimentación de sal en seco. 30
Figura 4. Diagrama de flujo del proceso de clarificación de alta tasa DensaDeg®. 35
Figura 5. Filtro ascendente de retrolavado continuo (izquierda) y detalle de su lavador de arenas (derecha), marca DynaSand. 39
Figura 6. Diagrama del filtro ascendente de doble paso DynaSand D2® 42
Figura 7. Costos unitarios según concentración efluente 65
Figura 8. Diagrama del sistema propuesto para la remoción química de fósforo en la PTAR Golfito 68

Abreviaturas

ASADA	Asociación Administradora de Acueducto y Alcantarillado Sanitario
AyA	Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno, mg O_2/L
F/M	Tasa comida : microorganismos (del inglés *food-to-microoganisms*), g DBO / g SSV
MF	Microfiltración
MGD	Millones de galones por día
O+M	Operación y mantenimiento
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
SST	Sólidos suspendidos totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
TP	Fósforo total (del inglés *total phosphorus*)
UF	Ultrafiltración

1. INTRODUCCIÓN

El sistema de Golfito se ubica en el distrito Golfito, del cantón Golfito de la provincia de Puntarenas. Actualmente la zona cuenta con algunos tramos para recolección de aguas residuales; sin embargo, el proyecto de saneamiento que se está elaborando a lo interno de AyA busca atender un área de cobertura mucho mayor, al mismo tiempo que se incorpora el tratamiento de las aguas residuales. Todo corresponde a un sistema operado por una Asociación Administradora de Acueducto y Alcantarillado Sanitario (ASADA) y por el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (AyA).

En fecha 19 de abril del 2020, el área de Programación y Control de la Subgerencia de Ambiente, Investigación y Desarrollo solicita apoyo (vía correo electrónico) a la UEN Investigación y Desarrollo, para determinar la alternativa más conveniente para remoción química de fósforo en el futuro sistema de tratamiento de aguas residuales de Golfito. La solicitud de asesoría técnica se formaliza cerca del 23 de abril del 2020, luego de un análisis preliminar del caso.

1.1. Antecedentes

El proyecto “Construcción del Alcantarillado Sanitario para la ciudad de Golfito, Puntarenas” incluye la construcción de:

- Red de tuberías que recolectarán las aguas residuales.
- Estaciones de Bombeo de Aguas Residuales (EBARs) con sus correspondientes líneas de impulsión.
- Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) y la posterior disposición del efluente tratado a la Bahía Golfito.

Debido a que las aguas residuales tratadas se dispondrán en el mar, en la Bahía Golfito, la cual, según el Estudio Oceanográfico (2014), no cuenta con oleajes fuertes ni corrientes importantes, se decidió contemplar el tratamiento de nutrientes en la propuesta

de tratamiento. No considerar la remoción de nutrientes podría implicar serios problemas de eutrofización en la Bahía Golfito, trayendo efectos de los siguientes tipos:

- Biológicos: aumento del fitoplancton y aumento de la actividad bacteriana, cuya consecuencia es la enfermedad y muerte de especies de animales acuáticos. Producción de toxinas tales como las microcistinas, las cuales afectan la salud humana por contacto o por contaminación de las fuentes de agua potable (USALCO, 2020).
- Físicos: restos de plantas y animales muertos se acumulan en el fondo, evitando la circulación del agua y generando malos olores y turbiedad en el cuerpo de agua.
- Químicos: reducción del oxígeno disuelto, concentración de compuestos nitrogenados, fosfatados y otros, aumento de las bacterias anaeróbicas con la consecuente producción de ácido sulfúrico y metano por la descomposición de la materia orgánica.

Según Sperling (2007), la tecnología de Lodos Activados Convencionales (LAC) es muy utilizada para la remoción biológica de nutrientes, tanto de nitrógeno como de fósforo. En el caso de Golfito, el clima es muy cálido, con temperaturas ambientales promedio cercanas a los 27°C. Esta condición favorece a las actividades de nitrificación y desnitrificación, por lo que la remoción biológica de nitrógeno es muy eficiente. Sin embargo, las altas temperaturas desfavorecen a la remoción biológica de fósforo, donde se encuentran eficiencias de remoción muy bajas (López y Vásquez, 2007). Ante esto, se ha decidido realizar remoción química de fósforo (sin la remoción biológica del mismo).

Esto constituirá una premisa para la ejecución del estudio. Es decir, no se investigan detalles al respecto, fuera de lo establecido en las secciones subsiguientes. En este caso, el análisis se enfoca únicamente a remoción química de fósforo y no considera

algún criterio relacionado con remoción de nitrógeno o bien remoción biológica de fósforo. Esta estrategia ya fue decidida por la UEN Programación y Control de AyA, con base en la experiencia documentada por López (2019).

La PTAR de la ciudad de Golfito cuenta actualmente con un diseño sanitario preliminar, el cual será insumo para el oferente que se adjudique para el diseño-construcción de la PTAR de Golfito. Este proyecto está financiado por un préstamo del Banco KfW, aprobado por la Ley de la República Nº 9723.

Finalmente, con el fin de conocer el estado del arte en la región latinoamericana para remoción de nutrientes, se realizó una consulta a través de la Red de Empresas Hermanas de América Latina y el Caribe (WOP-LAC). Se obtuvieron respuestas de las siguientes entidades:

- ETAPA EP de Cuenca (Ecuador):
    - La PTAR Ucubamba (1800 L/s) cuenta con un sistema de lagunaje que realiza remoción de fósforo hasta en un 40%. Sin embargo, no se cuenta con instalaciones específicas para este propósito.
- Servicios de Agua y Drenaje de Monterrey IPD (México):
    - Debido a que la concentración de fósforo en el agua residual cruda es menor a 20 mg/L, se cumple con la normativa local. Por ello, no se remueve fósforo en el proceso de tratamiento. Usualmente, el vertido presenta una concentración de 10 mg/L.
    - Se han realizado pruebas según las cuales dosis de PAC de 80 mg/L han sido útiles para remover fósforo. Se han reportado eficiencias de remoción cercanas a 25%.
- Compañía de Saneamiento de Alagoas (Brasil):

- No se realiza remoción de fósforo, ni tampoco lo miden regularmente, por no tratarse de un requerimiento legal.

- Empresa de Servicios Públicos de Medellín (Colombia):
  - Se realiza remoción biológica en la Planta San Fernando (1800 L/s, 8-10 mg P/L y 23 °C) y en la Planta El Retiro (40 L/s, 5-7 mg P/L y 18 °C).
  - Se consultaron aspectos adicionales por parte de AyA, pero no fue posible obtener respuesta.

Los datos aportados por la red WOP-LAC indican que hay poca experiencia en remoción química de fósforo. La información muestra alguna experiencia en remoción biológica, aun con temperatura del agua inferior a 25 °C. Por lo tanto, el presente informe procede a abordar de manera exhaustiva la variante química del proceso, lo cual constituye un esfuerzo altamente innovador para la región y para AyA.

1.2. Justificación

La tecnología de tratamiento de aguas residuales, determinada a partir de los Estudios de Factibilidad del proyecto “Construcción del Alcantarillado Sanitario para la ciudad de Golfito, Puntarenas”, es la de Lodos Activados con remoción de nutrientes (biológica para nitrógeno y química para fósforo), y desinfección por medio de rayos ultravioleta (UV).

Actualmente la Dirección de Diseño de Saneamiento se encuentra generando los Términos de Referencia (TdR) como parte de los documentos de licitación de Diseño-Construcción de la PTAR de Golfito. Sin embargo, no se cuenta con la información suficiente y la pericia para poder generar especificaciones, habiendo seleccionado de previo la mejor tecnología y el óptimo equipamiento para la remoción química del fósforo. Por lo que se solicita la colaboración de la UEN de Investigación y Desarrollo en este tema.

El presente informe responde a la solicitud de asesoría técnica denominada: 2020-106-5.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo General

Conceptualizar el sistema de tratamiento químico de remoción de fósforo para la futura Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la ciudad de Golfito.

1.3.2. Objetivos específicos

- Realizar un análisis bibliográfico exhaustivo de las diferentes tecnologías de remoción química del fósforo en aguas residuales municipales.
- Identificar la infraestructura y el área mínima requerida, para la aplicación de las diferentes tecnologías de remoción química del fósforo.
- Determinar los criterios mínimos que se deben considerar para implementar cada tecnología identificada.
- Comparar las tecnologías e infraestructura requerida para lograr la remoción química del fósforo y selección de la mejor tecnología.
- Detallar el funcionamiento de la tecnología seleccionada.
- Redactar una propuesta base que permita elaborar los términos de referencia (TdR) correspondientes al componente de remoción química de fósforo, para ser incorporados en los documentos de licitación de diseño-construcción de la futura PTAR de la ciudad de Golfito.

1.4. Alcance

Este documento corresponde a un análisis de tecnologías disponibles para remoción química de fósforo en aguas residuales. Se trata de un estudio con base en bibliografía y en experiencia acumulada por diversos actores, sin considerar ensayos con prototipos o diseño detallado de una alternativa, que pudieran ofrecer un resultado más detallado.

1.5. Limitaciones

La principal limitación para el desarrollo del producto documental es el tiempo disponible, pues se debe satisfacer el tiempo estipulado para la redacción de los TdR de los proyectos de saneamiento, a cargo de la UEN Programación y Control. Adicionalmente, en común acuerdo con la UEN Programación y Control, no se incluyó el objetivo de estimación de presupuesto preliminar para la solución propuesta. Esto se desarrollará como un informe complementario posterior, debido a la dificultad de consecución de información comercial por parte del sector privado.

2. METODOLOGÍA

2.1. Marco metodológico

El estudio se basa en un análisis de bibliografía especializada y en consultas a expertos, lo cual establece lo relacionado con alternativas tecnológicas para remoción química de fósforo. Posteriormente, se utiliza conocimiento adquirido por la UEN ID y datos comerciales preliminares para generar los insumos indicados por el área funcional solicitante.

2.2. Conformación del equipo

Únicamente participa personal del área funcional Investigación Aplicada en conjunto con el personal de la unidad solicitante.

2.3. Actividades realizadas

Las actividades realizadas corresponden únicamente a trabajo de oficina descrito en la sección 2.1.

3. RESULTADOS

3.1. Tecnologías disponibles para remoción química de fósforo en aguas residuales tipo ordinario

La precipitación química para remoción de fósforo es un método confiable, y que se ha venido consolidando a lo largo del tiempo. Para alcanzar la calidad de agua deseada, se pueden dosificar varios productos químicos, los cuales reaccionan con fosfatos solubles para formar precipitados. La fase insoluble se remueve utilizando procesos de separación, principalmente clarificación. Los operadores típicamente utilizan sedimentadores secundarios existentes o proceden a realizar mejoras en instalaciones existentes, con el fin de que se puedan adaptar a los nuevos requerimientos (EPA, 2010)

Típicamente el contenido de fósforo total (TP) en agua residual tipo ordinario se ubica entre 4 y 8 mg/L, pero esta condición puede variar de acuerdo con algunos elementos

tales como: el tipo de usuarios del servicio de recolección de aguas residuales, la normativa vigente para uso de detergentes y otros agentes de limpieza, y el consumo de agua de la población (EPA, 2010). Tal y como indican diversos autores, el fósforo total se compone de tres fracciones o formas:

- Fosfato (también llamado ortofosfato).
- Polifosfato.
- Fósforo orgánico.

De acuerdo con EPA (2010), la fracción de ortofosfato es soluble y puede estar constituida por diversas moléculas o iones que contienen el elemento fósforo, típicamente unido al oxígeno. Entre ellos es posible citar propiamente al ion fosfato (PO_4^{3-}) y al ácido fosfórico. Mackenzie (2010) cita al ion hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}) como la especie más común en aguas residuales, debido al pH que normalmente presentan las aguas residuales tipo ordinario. De hecho, para una condición muy básica la especie predominante es el ion fosfato (PO_4^{3-}), mientras que al llegar a una basicidad intermedia es que se empieza a manifestar el hidrogeno fosfato. Conforme el medio acuoso alcanza una acidez baja se produce el ion dihidrogeno fosfato ($H_2PO_4^-$). En la condición más ácida es donde aparece de forma predominante el ácido fosfórico (H_3PO_4).

Las polifosfatos son formas que condensan o combinan químicamente los iones fosfato. Algunos ejemplos comunes son: pirofosfato ($P_2O_7^{4-}$) y trimetafosfato ($P_3O_9^{3-}$). Según EPA (2010) también constituyen especies solubles, pero no se pueden separar del agua residual por precipitación con sales metálicas o cal. Sin embargo, se pueden transformar en fosfato por medio de hidrólisis en procesos biológicos u otros que típicamente ocurren a una velocidad baja.

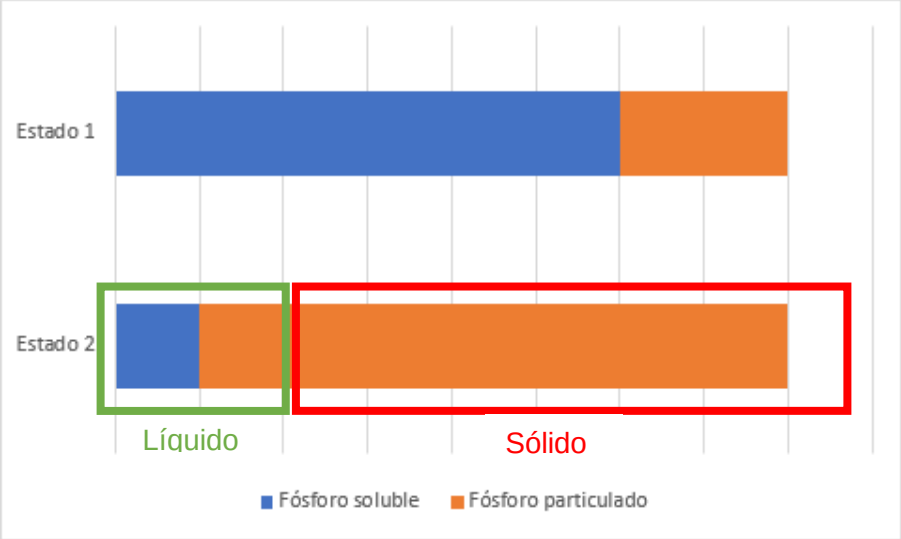
Por otra parte, el fósforo orgánico puede ser soluble, coloidal o particulado (EPA, 2010). También se puede dividir en dos fracciones: biodegradable y no biodegradable. Las formas particulada y coloidal usualmente se pueden remover con el lodo residual,

por sedimentación o precipitación. Asimismo, si se asume un afluente crudo a una PTAR que contiene fósforo total de 6 a 8 mg/L, para el caso de sistemas domésticos en Estados Unidos, la composición es:

- Fósforo como fosfato: 3 – 4 mg/L.
- Fósforo como polifosfato: 2 – 3 mg/L.
- Fósforo orgánico: 1 mg/L.

Ahora bien, para la conceptualización de alternativas químicas para remoción de fósforo, es necesario tener claro que lo que se busca es tomar la mayoría de las especies presentes y convertirlas a una forma insoluble, que pueda ser separada por medio de operaciones unitarias conocidas. Tal y como se observa en la figura 1, a través del proceso se busca pasar del “estado 1” donde la mayoría del fósforo está en forma soluble, al “estado 2” donde ocurre lo contrario.

Figura 1. Condición general de las especies de fósforo durante el tratamiento



Referencia: Elaboración propia

Tal y como se indicó anteriormente, se pueden usar sales metálicas o cal para remoción de fósforo en las etapas primarias, secundarias o terciarias o incluso en múltiples

ubicaciones de la PTAR. Los principales productos químicos que se emplean para remoción de fósforo son los que se muestran en el cuadro 1. Todos ellos están disponibles en Costa Rica, aunque es claro que algunos son de uso más frecuente: sulfato de aluminio, policloruro de aluminio (PAC), cloruro férrico y cal. El aluminato de sodio también forma parte del mercado, pero en una proporción menor. El sulfato ferroso se aplica más en proyectos agrícolas.

Cuadro 1. Productos químicos utilizados para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario

Químico	Fórmula	Descripción	Concentración de la disolución disponible comercialmente (% m/m)
Sulfato de aluminio	$Al_2(SO_4)_3*14H_2O$	Cristalizado, forma seca o líquido	48%
Aluminato de sodio	$Na_2Al_2O_4$	Polvo o líquido	20%
Policloruro de aluminio (PAC)	$Al_nCl_{(3n-m)}(OH)_m$ EX: $Al_{12}Cl_{12}(OH)_{24}$	Polvo o líquido (suspensión)	51%
Cloruro férrico	$FeCl_3$	Líquido	37 – 47%
Hierro ferroso / Sulfato ferroso	Fe_2SO_4 / Fe^{2+}	Polvo o líquido	Varía
Cal	CaO / $Ca(OH)_2$	Polvo o líquido (suspensión)	NA

Referencia: US EPA (2010)

Según EPA (2010), la precipitación química solamente remueve la fracción de ortofosfato, presente en el agua residual. Usualmente, se encuentra que esta fracción es de un 50% a 80% del total del fósforo total. Además, generalmente existe como el ion dihidrogeno fosfato ($H_2PO_4^-$) y el ion hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}), siendo el dihidrógeno fosfato predominante a un pH menor a 8,3. En cuanto a las otras fracciones, es común encontrar el siguiente comportamiento (EPA, 2010):

- Las polifosfatos no reaccionan con las sales metálicas o la cal, aunque podrían ser convertidos a fosfato durante etapas de tratamiento biológico.

- El fósforo unido a moléculas orgánicas usualmente constituye la menor fracción de todas, respecto a la concentración de fósforo total afluente (< 1 mg/L).
- La fracción coloidal y particulada generalmente se remueve durante los procesos de separación de sólidos.
- La fracción soluble orgánica podría hidrolizarse para pasar a ortofosfato durante las etapas de tratamiento biológico, o bien, podría pasar sin cambios a través de toda la PTAR (su fracción no biodegradable).

Según Mackenzie (2010), los principales productos utilizados para remoción química de fósforo son los que se presentan en el cuadro 2. Usualmente, la dosis requerida de sal metálica se expresa como los moles de metal añadidos por mol de fósforo soluble en el afluente. Según EPA (2010), la razón estequiométrica se acerca mucho al valor real empleado si se busca una concentración de fósforo en el efluente cercana a 1 mg/L. Sin embargo, si se requieren concentraciones mucho menores, la razón estequiométrica será mucho mayor. Se cree que este efecto se debe a la formación de hidróxidos metálicos, además de los precipitados “metal-fósforo”.

Cuadro 2. Reacciones de los productos químicos usados para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario

Químico	Fórmula
Sulfato de aluminio	$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O + 2PO_4{}^{3-} \leftrightarrow 2AlPO_4 \downarrow +14H_2O + 3SO_4{}^{2-}$ $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O + 6HCO_3{}^{-} \rightarrow 2Al(OH)_3 \downarrow +6CO_2 + 14H_2O + 3SO_4{}^{2-}$
Aluminato de sodio	$Na_2O \cdot Al_2O_3 + 2PO_4{}^{3-} + 4H_2O \leftrightarrow 2AlPO_4 \downarrow +2NaOH + 6OH^-$
Cloruro férrico	$FeCl_3 + PO_4{}^{3-} \leftrightarrow FePO_4 \downarrow +3Cl^-$
Hierro ferroso / Sulfato ferroso	$3FeSO_4 + 2PO_4{}^{3-} \leftrightarrow Fe_3(PO_4)_2 \downarrow +3SO_4{}^{2-}$
Cal	$5Ca(OH)_2 + 3HPO_4{}^{2-} \leftrightarrow Ca_5(PO_4)_3OH \downarrow +3H_2O + 6OH^-$

Referencia: EPA, 1987

Cada sal metálica tiene sus propias condiciones para su funcionamiento óptimo, de acuerdo con su naturaleza química. En términos generales, EPA (1987) y Mackenzie (2010) indican que los productos más utilizados son el sulfato de aluminio y el cloruro férrico. Los compuestos de hierro ferroso se emplean en menor medida, y el aluminato de sodio se emplea cuando se requiere tratar aguas residuales con baja alcalinidad. La sustancia menos empleada es la cal, pues produce un incremento sustancial en la masa de lodo del proceso de tratamiento, si se compara con el uso de sales metálicas. Adicionalmente, los principales operadores que emplean estos productos para remoción de fósforo indican grandes dificultades operación y mantenimiento de equipos para almacenamiento y dosificación de cal. Las principales ventajas y desventajas del uso de ciertos productos químicos se presentan en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Ventajas y desventajas de sales comunes de hierro y aluminio

Químico	Ventajas	Desventajas
Sulfato de aluminio	Ampliamente utilizado para lograr concentraciones bajas de fósforo en efluentes.	Puede requerir exceso de producto para lograr un pH óptimo para brindar un buen desempeño. Lodo más difícil de espesar y deshidratar, que el correspondiente a las sales de hierro.
Aluminato de sodio	No consume alcalinidad. Apropiado para aguas con baja alcalinidad y valores de pH bajos.	Puede requerir CO_2 disuelto u otra fuente de acidez para evitar valor de pH superior al óptimo. Desempeño menor al del sulfato de aluminio.
Policloruro de aluminio (PAC)	No cambia el pH del agua residual. Variedad de formulaciones. Puede contribuir a disminuir la turbiedad.	No es compatible con acero al carbón, acero inoxidable, latón y aluminio. Costo unitario puede ser mayor.
Cloruro férrico	Mucho más común en la industria química que el cloruro o sulfato ferrosos.	Altamente corrosivo y requiere tubería especial.

Químico	Ventajas	Desventajas
	Ha sido utilizado para alcanzar concentraciones bajas de fósforo en efluentes.	Puede provocar coloración rojiza al efluente. Puede ser limitante para procesos de desinfección UV.
Cloruro ferroso	Puede estar disponible como un subproducto industrial de bajo costo.	Posible alto contenido de impurezas, tales como algunos metales. Produce bajas concentraciones de fósforo solamente con altos pH.
Sulfato ferroso	Puede estar disponible como un subproducto industrial de bajo costo.	Posible alto contenido de impurezas, tales como algunos metales. Produce bajas concentraciones de fósforo solamente con altos pH.

Referencia: EPA (2010)

Los principales criterios asociados al uso de cada sal son los que se reportan en el cuadro 4. Respecto a la información citada, es importante anotar que fuera del intervalo indicado el desempeño podría disminuir parcialmente, según las condiciones del agua residual a tratar. En el caso de la cal, las reacciones que realmente permiten la eliminación de fósforo no están necesariamente ligadas a la reacción “teórica” de la cal con el ion fosfato (EPA, 1971).

Cuadro 4. Características del uso de sales metálicas para remoción de fósforo en aguas residuales tipo ordinario

Químico	Razón molar estequiométrica (Metal:PO_4^{3-})	Razón másica (sal metálica: P)	pH óptimo
Sulfato de aluminio	1:1	9,6:1	5,5 – 6,5
Aluminato de sodio	1:1	3,6:1	-
Cloruro férrico	1:1	5,2:1	4,5 – 5,0
Hierro ferroso / Sulfato ferroso	3 (hierro ferroso):2	3,2:1	8,0
Cal	-	-	> 9,0

Referencia: EPA, 1987

Cuadro 5. Ejemplos de sistemas para remoción de fósforo en aguas residuales en Norteamérica (casos de aireación extendida)

Ubicación	Flujo diseño (m^3/d)	Flujo promedio (m^3/d)	Químico	Punto de dosificación	Dosis (mg $_{Ion\ metálico}$/L)	Razón Ion metálico: $P_{T\text{-}af}$ (m/m)	$P_{T\text{-}af}$ (mg/L)	$P_{T\text{-}ef}$ (mg/L)
Aurora, MN	1900	1700	$Al_2(SO_4)_3$	Sedimentador primario	16,9	5,83	2,9	0,76
Upper Allen, PA	1800	1200	$Al_2(SO_4)_3$ Polímero	Tratamiento biológico (ambos)	8,2 0,37	0,92	8,9	2,0
Corunna, Ontario	3800	2000	$Al_2(SO_4)_3$	Sedimentador secundario	5,0	0,65	7,74	0,36
Saukville, WI	7600	2400	$FeCl_2$	Sedimentador primario	10,3	1,61	6,4	0,59
Plymouth, WI	6200	5800	$FeCl_2$	Tratamiento biológico	7,7	1,15	6,7	0,77
Trenton, OH	13200	9600	$FeCl_2$	Tratamiento biológico	2,56	0,42	6,1	0,65
Seneca, MD	18900	15100	$Na_2O \cdot Al_2O_3$ Polímero	Agua cruda Sedimentador secundario	4,3 2,4	0,61	7,1	1,6

$P_{T\text{-}af}$: Fósforo total en el afluente; $P_{T\text{-}ef}$: Fósforo total en el efluente

Referencia: EPA, 1987

Desde el punto de vista práctico, tal y como se detalla en el cuadro 5, EPA (1987) reporta los ejemplos de instalaciones de aireación extendida que emplean remoción química de fósforo en Norteamérica. Para PTARs con un caudal de diseño entre 20 y 220 L/s se utilizan prácticamente por igual sales de hierro y de aluminio; en algunas ocasiones con un complemento por medio del uso de polímeros. La razón m/m de aplicación de las sales se ubica entre:

- Sulfato de aluminio:
    - Sedimentador secundario: 0,65 ion metálico: $P_{T\text{-afluente}}$
    - Sedimentador primario: 5,83 ion metálico: $P_{T\text{-afluente}}$
    - Tratamiento biológico (con polímero también): 0,92 ion metálico: $P_{T\text{-afluente}}$
- Cloruro ferroso:
    - Sedimentador primario: 1,61 ion metálico: $P_{T\text{-afluente}}$
    - Tratamiento biológico (sin polímero): 0,42 – 1,15 ion metálico: $P_{T\text{-afluente}}$

Las dosis de sulfato de aluminio y cloruro férrico usualmente son mayores a las teóricas, debido a las numerosas reacciones que ocurren al entrar en contacto el producto químico con el agua residual (Mackenzie, 2010). Para sulfato de aluminio se han reportado razones m/m entre 13:1 (remoción 75%) y 22:1 (remoción 95%), mientras que para cloruro férrico los valores son 1,5 a 3 veces mayores a los teóricos (remoción del 90%). En este punto igualmente cabe anotar que las sales de hierro tienen una potencial influencia sobre procesos posteriores de desinfección ultravioleta (UV), por causa de la concentración residual probable de hierro en el agua (WDNR, 2009). Esto podría constituir una limitante para su valoración como alternativa para remoción química de fósforo.

Las dosis reales usualmente se determinan durante la operación, con el uso de pruebas de jarras. Desde el punto de vista de diseño, se recomienda considerar dosis bastante conservadoras junto con equipos de dosificación apropiados para realizar ajustes

posteriores. Hasta el día de hoy, los polímeros se han utilizado como ayudantes al proceso de precipitación, aunque ya existe investigación que permite considerar algunos de ellos como el coagulante principal. Por lo tanto, para análisis en las etapas subsiguientes se recomienda considerar: sulfato de aluminio, cloruro férrico y policloruro de aluminio; este último como una opción innovadora que se debe considerar ante el auge de nuevos coagulantes y floculantes.

3.2. Infraestructura y área mínima requerida

El primer paso al evaluar los diferentes procesos para remoción de fósforo es determinar los requerimientos de vertido (EPA, 1987). Debido a las condiciones de la bahía en la cual descargará su efluente, la PTAR Golfito deberá entregar concentraciones de fósforo total de entre 2,2 y 3,0 mg/L (Hidrotecnia, 2014).

Además, debe considerarse que, si bien la regulación vigente en Costa Rica no limita los nutrientes (nitrógeno y fósforo) para la descarga de aguas residuales ordinarias tratadas al ambiente en esteros y bahías, esta situación podría cambiar durante la vida útil de la PTAR Golfito. Por esta razón, el sistema de remoción química de fósforo a implementar deberá tener la capacidad de adaptar su desempeño a los nuevos requerimientos reglamentarios, por medio de cambios mayormente operativos y sin necesidad de inversiones importantes.

Otra consideración relevante es la posible salida de operación de la nueva PTAR ante una eventual regionalización (consolidación) de sistemas cercanos de recolección y tratamiento (EPA, 1987). Sin embargo, en el caso de Golfito, es poco probable que el crecimiento urbano cause fusión, dado que los centros de población más cercanos son: Río Claro, Ciudad Neilly y Paso Canoas, que se encuentran a 15, 30 y 47 km, respectivamente.

3.2.1. Estructuras contempladas en el proyecto

El diseño de la PTAR Golfito contempla los siguientes componentes del tratamiento (Solano-Ramírez, 2019):

1) EBAR de entrada
2) Tratamiento Preliminar
3) Tratamiento Secundario (lodos activados)
4) Tratamiento Terciario
    a. Filtración (discos de tela)

b. Desinfección (UV)

5) EBAR de salida
6) Tratamiento de lodos
   a. Espesamiento
   b. Digestión
   c. Almacenamiento
   d. Deshidratación
   e. Secado solar
7) Tratamiento de olores

3.2.2. Estructuras adicionales requeridas

La remoción química de fósforo requiere de dos procesos unitarios secuenciales:

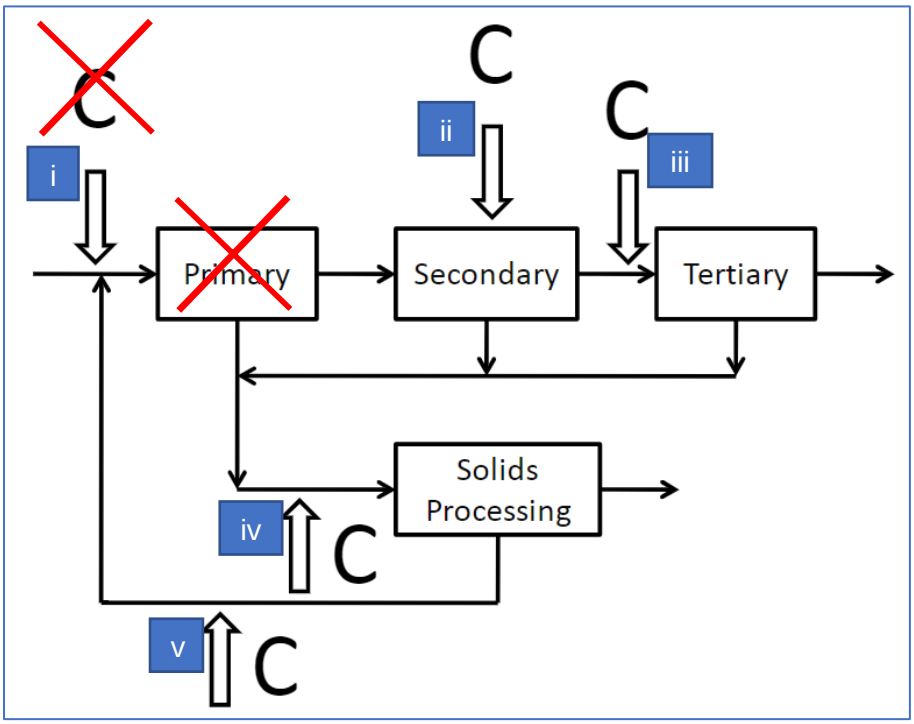
a) Precipitación química

b) Separación de sólidos

El primer proceso (a) consiste en la adición de una sal metálica en algún punto de la planta, con el fin de que altere las condiciones de equilibrio del fósforo y permita la formación de precipitados. El segundo proceso (b) puede lograrse mediante la clarificación convencional o procesos avanzados de separación. Adicionalmente, la filtración terciaria podría remover sólidos adicionales y producir un efluente con muy baja concentración de fósforo total (EPA, 2010).

Como se muestra en la Figura 2, la adición de sales para la precipitación del fósforo puede realizarse en varios puntos del sistema de tratamiento. Para el caso específico de la PTAR Golfito, al no contar con sedimentación primaria, la pre-precipitación (i) no es posible. Los puntos de adición disponibles son: ii (co-precipitación), iii (post-precipitación), iv (lodo), v (sobrenadantes recirculados).

Figura 2. Posibles puntos de aplicación del aditivo químico: marcados como 'C'.



Fuente: US EPA (2010).

Como se indica en la sección 3.3.3, es recomendable que se prevean las obras de conexión necesarias en todos estos puntos, con el fin de facilitar las pruebas y ajustes de dosis en diferentes puntos de adición simultáneamente, para maximizar el rendimiento del sistema durante la puesta en marcha y la operación.

3.2.2.1. Almacenamiento

La adición de cualquier químico comercial requiere de despacho, almacenamiento, equipo de dosificación, equipo de mezcla y procedimientos de seguridad. La PTAR Golfito debe contemplar los espacios y estructuras suficientes para estas actividades.

Para sistemas con alimentación de insumo líquido, los tanques de almacenamiento se dimensionan con capacidad para abastecer por 2 semanas (US EPA, 2010). El Cuadro

6 muestra los valores estimados según estos criterios; las áreas requeridas se estimaron suponiendo tanques cilíndricos con una relación diámetro – altura D/h = 1.

Cuadro 6. Requerimiento de almacenamiento líquido para solución de sal metálica en la PTAR Golfito

Sal metálica	Caudal[1] (L/d)	Volumen (m^3)	Área (m^2)	Altura (m)
Cloruro férrico[2]	272 – 363	3,8 – 5,1	2,2 – 2,7	1,7 – 1,9
Sulfato de aluminio[3]	452 – 602	6,3 – 8,4	3,2 – 3,8	2,0 – 2,2

Fuente: los autores.

Para sistemas con alimentación de sal en presentación sólida empacada, debe preverse un área para almacenamiento de los sacos. Para el presente análisis, se supone que la sal de sulfato de aluminio se proveerá en sacos de 25 kg, los cuales se despachan y almacenan en tarimas de 40” x 48” con capacidad para 20 sacos cada una. A partir de la estimación de requerimiento de sal metálica se determina un consumo diario de 15 sacos (véase la memoria de cálculo en el Apéndice 2). Previendo una capacidad de almacenamiento de un mes, la bodega tendría capacidad para 460 sacos, empacados en 23 tarimas, que ocuparían un área de 28,5 m^2. Suponiendo que para efectos de circulación (peatonal y montacargas) se requerirá un área igual a la de almacenamiento, el requerimiento total de área de bodega de sal en sacos sería de 57 m^2.

3.2.2.2. Dosificación

Las soluciones salinas de hierro y aluminio son ácidas y corrosivas; por lo tanto, se recomienda que las partes de las bombas en contacto con la solución sean de PVC, y que la tubería, acoples y válvulas del sistema de dosificación sean de PVC o CPVC (PVC clorado). En el caso de usar polímero, se recomienda que el material de la tubería se

[1] Requerimiento diario de sales calculado en apartado **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** (Cuadro 7).
[2] Concentración y densidad tomadas de US EPA (2010).
[3] Concentración y densidad tomadas de GEO Specialty Chemicals (2013).

seleccione una vez se haya definido el tipo de polímero a utilizar; normalmente la tubería es plástica o de acero inoxidable tipo 316.

El sistema de dosificación permitirá alcanzar las dosis óptimas de sal metálica de manera sostenida. La sal puede suplirse a la PTAR en forma sólida o líquida. Para el caso en el que se utilice una solución de sal metálica en agua previamente preparada, existen diferentes opciones para su dosificación; su selección estará determinada por las recomendaciones del fabricante y las condiciones específicas de la aplicación. A saber, existen cuatro tipos principales de alimentadores líquidos:

a) Rotámetros. Aptos para sistemas pequeños con poca variabilidad. No recomendado para cloruro férrico porque se mancharía la ventana de lectura.

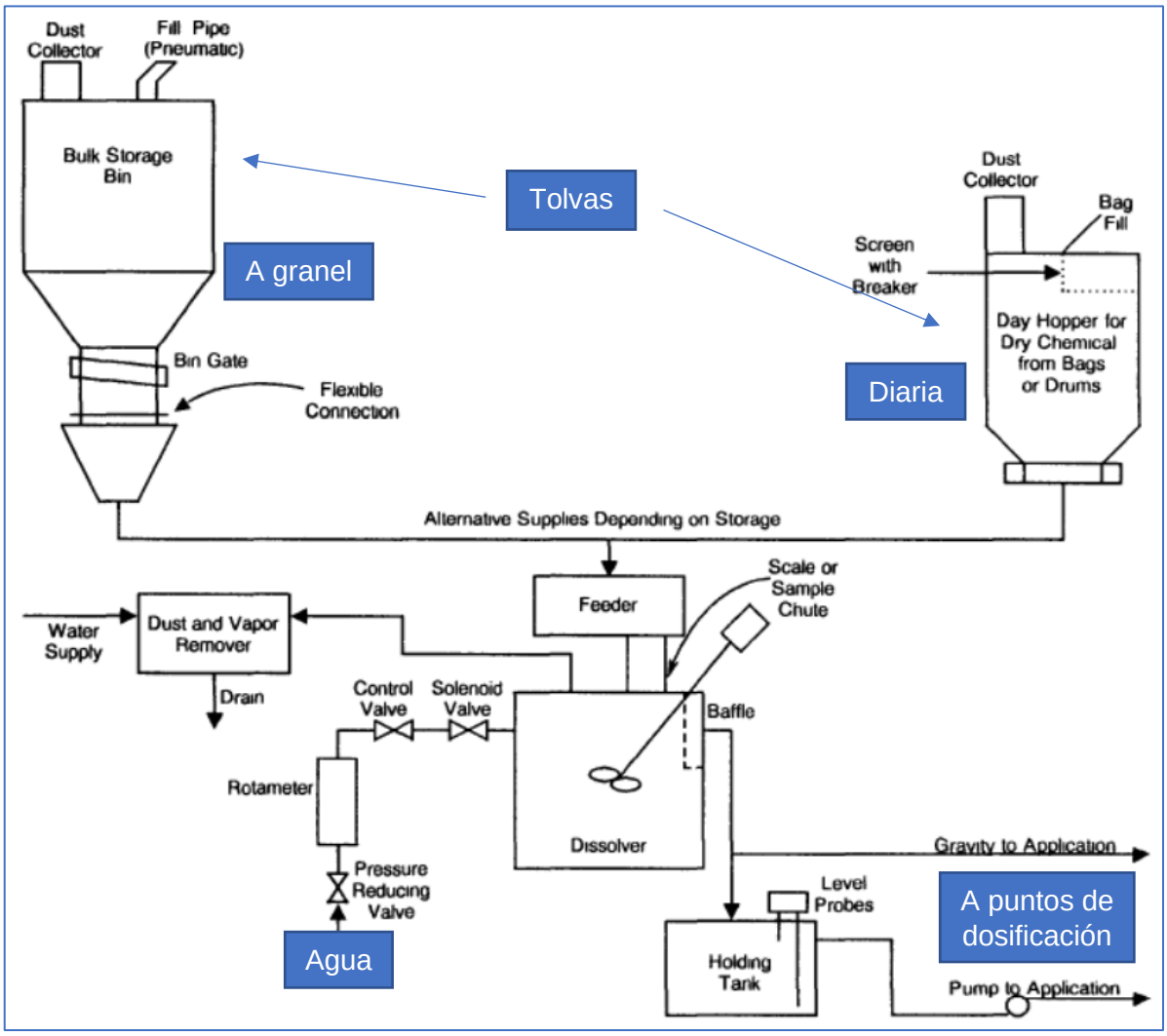
b) Bombas cinéticas.

c) Bombas de desplazamiento positivo. Existen diversos tipos, se prefieren las bombas de diafragma con protección de válvula de alivio y válvula anti-retorno (*check valve*).

d) Bombas proporcionales. Son un subtipo de bombas diafragma (desplazamiento positivo). Se recomienda instalar un filtro a la entrada, pues son susceptibles a atascos.

En el caso de utilizar sal metálica en seco, la preparación de la solución a dosificar deberá realizarse en sitio. El sistema tendría una configuración como la que se muestra en la Figura 3, con sólo una de las dos tolvas indicadas, según si el suministro de la sal será en sacos o barriles (derecha, tolva diaria), o bien a granel (izquierda). Se recomienda que las bocas cónicas de estas tolvas tengan una inclinación mínima de 60º para evitar deformaciones, y que la capacidad de la tolva diaria sea de al menos 8 horas a la tasa máxima de consumo.

Figura 3. Sistema típico de dosificación con alimentación de sal en seco.



Fuente: (US EPA, 1987)

En resumen, la alimentación de sal en seco tendría los siguientes pasos:

a) El alimentador (*feeder*) agrega la sal en un tanque de disolución (*dissolver*) con agitación mecánica, en el que se mezcla con el agua. Para los sulfatos ferroso y de aluminio y para el aluminato de sodio, se recomienda un tiempo de contacto de 5 minutos y una concentración meta del 6%. Para el sulfato férrico, se usa una relación masa_agua : masa_sal de entre 2:1 y 8:1 (típico 4:1).

b) Para el caso de suministro a granel, se logra un flujo estable de la solución a la concentración meta, utilizando un medidor de agua conectado a un alimentador (*feeder*) de tasa variable.

En el caso de suministro empacado (bolsas o barriles) la solución se prepara manualmente por lotes. En cualquiera de los casos, sea que se adquiera la solución preparada, o que se realice la disolución en sitio, ésta se utilizará para la dosificación en ambos puntos propuestos: i) reactor biológico (co-precipitación) y ii) efluente del clarificador secundario (post-precipitación).

El grado de automatización apropiado del sistema de alimentación en seco depende del tamaño de la planta. En general para plantas de menos de 1 MGD (44 L/s), como el caso de la PTAR Golfito, se considera apropiada la preparación manual de solución por lotes (US EPA, 2010). Para esto, existen equipos comerciales con capacidad suficiente y dimensiones: ancho 1,5 m; largo 1,9 m; alto 1,7 m (UGSI Chemical Feed Solutions, 2014), lo que requeriría un área 5,7 m^2, considerando un factor de aumento de 2,0 para acceso y circulación.

El Cuadro 7 muestra los requerimientos diarios de solución de sal metálica estimados para la PTAR Golfito; los resultados se obtuvieron según se detalla en el Apéndice 1 y el Apéndice 2.

Cuadro 7. Requerimiento de solución de sal metálica para la remoción química de fósforo

Sal metálica	Solución (m/m)	Densidad (kg/L)	Razón molar (Me:P)	Requerimiento PTAR Golfito
Cloruro férrico[4]	40%	1,4	1,5 – 2,0	272 – 363 L/d
Sulfato de aluminio[5]	27%	1,3	1,5 – 2,0	452 – 602 L/d

Fuente: los autores.

[4] Concentración y densidad tomadas de US EPA (2010).
[5] Concentración y densidad tomadas de GEO Specialty Chemicals (2013).

Los costos unitarios estimados para el uso de cada sal metálica se presentan en el apartado 3.3.1.

3.2.2.3. Mezcla

Inmediatamente después o en el propio punto de adición de la sal metálica, debe garantizarse una mezcla de alta cinética. Esto puede darse en una unidad diseñada para tal efecto, o bien en el propio reactor biológico. En cualquier caso, deberán garantizarse las siguientes condiciones: tiempo de contacto de entre 10 y 30 segundos, con un gradiente de velocidad G de 425 s^{-1}. El volumen y la potencia requeridos se estiman de la siguiente manera:

$$V = HRT \cdot Q = 10\ s \cdot 28{,}1\ L/s = 281\ L = 0{,}28\ m^3$$

$$P = G^2 \cdot V \cdot \mu = (425\ s^{-1})^2 \cdot 0{,}28\ m^3 \cdot 889 \cdot 10^{-6}\ Pa \cdot s = 45\ W$$

Cuadro 8. Temperatura y viscosidad del agua

Temperatura (ºC)	Viscosidad (Pa·s)
25ºC	$797 \cdot 10^{-6}$
30ºC	$889 \cdot 10^{-6}$

Fuente: Engineering Toolbox (2004)

Según estos criterios, en el Cuadro 9 se presentan los requerimientos de mezcla para la PTAR Golfito.

Cuadro 9. Requerimiento de mezcla para solución de sal metálica en la PTAR Golfito

Volumen de mezcla (m^3)	Potencia (W)	
	@25ºC	@30ºC
0,28	45	40
0,84	135	121

Fuente: los autores.

Posteriormente, es recomendable que se den condiciones de baja cinética; lo cual, para el caso de la co-precipitación, puede lograrse en el mismo tanque de aireación,

donde el tiempo de retención hidráulica está en el orden de horas. Después del punto de adición química para post-precipitación, se recomienda utilizar un mezclador estático para garantizar la dispersión uniforme del coagulante (US EPA, 2010).

3.2.2.4. Floculación

Aunque los clarificadores utilizados en sistemas con precipitación química son muy similares a los convencionales, se recomienda prever zonas de floculación que permitan un tiempo mínimo de 15 a 40 minutos luego de la adición de químicos, a un gradiente de velocidad de 30 a 60 s^{-1}. Si el gradiente es muy bajo, los flóculos podrían contener demasiada agua; si es muy alto, el cortante puede destruir los flóculos.

Si la solución se inyecta en el tanque de aireación, las condiciones de mezclado rápido resultan suficientes. Sin embargo, éstas no son adecuadas para la floculación. En un estudio se observó que disminuyendo el flujo de aire en los difusores del final del tanque de aireación se podían alcanzar gradientes del orden de 60 s^{-1}, lo cual resultó óptimo para la floculación con cloruro férrico.

La floculación también se puede dar en los canales que conducen al clarificador secundario o en el pozo central de éste. Se recomienda el uso de zonas de floculación en los sedimentadores secundarios, pues esto provee mayor flexibilidad para la ubicación del punto de adición química. Además, estas zonas permiten contar con un lugar donde se pueda ejercer control directo sobre los gradientes de velocidad para una floculación óptima. Si el pozo central del clarificador secundario se dimensiona para esto, se pueden prever el tiempo de retención y el gradiente de velocidad adecuados para la floculación (US EPA, 2010).

3.2.2.5. Separación por gravedad

Los métodos de separación son críticos para determinar la eficiencia de remoción de fósforo mediante precipitación química, ya que una gran parte del fósforo efluente está

presente como precipitados químicos. A menudo se utiliza una combinación de tecnologías de separación como la clarificación y la filtración, con el fin de conseguir bajos niveles de fósforo total en el efluente. Además de las sales metálicas para precipitar el fósforo, se pueden usar polímeros que mejoren la remoción de partículas finas y coloides (US EPA, 2010).

En el mundo, la necesidad de satisfacer límites de fósforo cada vez más bajos ha expandido el campo de la separación de sólidos, para ofrecer opciones más eficaces para la remoción del fósforo insoluble. Las opciones de separación de sólidos se basan en un enfoque multi-barrera. Esto quiere decir que, si bien se pueden usar procesos individuales, ante mayores requerimientos de calidad, se podrían alcanzar concentraciones de fósforo menores y más confiables con dos o más sistemas juntos.

En general, los procesos de separación de sólidos van desde lo convencional hasta lo avanzado, de la siguiente forma:

a) Sedimentación convencional (clarificación por gravedad): muchas veces seguida de una segunda barrera de filtración para remover sólidos adicionales.

b) Floculación y sedimentación de alta tasa: incluye un clarificador avanzado que acelera el proceso (p.ej. floculación/sedimentación asistida con balastro; sedimentación tubular tipo *lamella*). Usualmente seguida de una filtración.

c) Filtración directa: barrera única (sin sedimentación previa).

d) Filtración de dos etapas.

e) Micro- o ultrafiltración: en teoría remueve todo el fósforo insoluble, ya que su tamaño de poro es 0,45 µm (igual al límite analítico de solubilidad). En la práctica su efectividad es menor, debido a los defectos de fabricación de la membrana.

3.2.2.5.1. Clarificación por gravedad

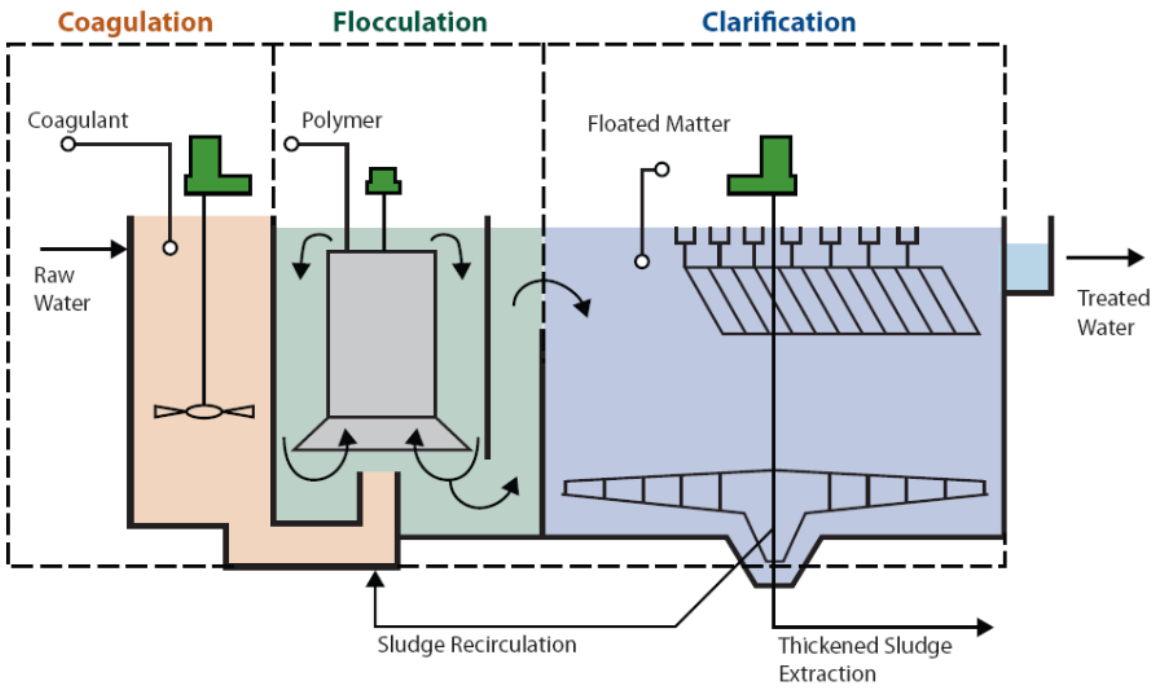
Los procesos de separación de sólidos se pueden aplicar en diversos puntos del tren de tratamiento, típicamente enseguida de la adición química. Cuando los químicos se dosifican antes de la clarificación, el diseño de los clarificadores se vuelve clave para la remoción de los precipitados de fósforo. Los clarificadores usados para precipitación química difieren poco de los usados en el tratamiento biológico convencional; sin embargo, se recomienda el uso de zonas de floculación que faciliten el proceso una vez se ha añadido el coagulante, como se indicó en el apartado 3.2.2.4 Floculación.

Con el uso de la clarificación convencional, se han reportado remociones de fósforo con las cuales se alcanzan calidades efluentes de fósforo total de entre 0,5 y 1,0 mg/L, y con frecuencia menores (US EPA, 2010).

3.2.2.5.2. Floculación y sedimentación de alta tasa

Se han desarrollado varios clarificadores asistidos de alta tasa (BHRC) patentados que utilizan diferentes tipos de balastro, tales como: lodo recirculado, micro-arenas y balastro magnético. Algunos ejemplos son: DensaDeg®, Actiflo®, and the CoMag™. La figura 4 muestra uno de ellos.

Figura 4. Diagrama de flujo del proceso de clarificación de alta tasa DensaDeg®.



Fuente: EPA (2010).

3.2.2.6. Separación por filtración

Cada vez es más común el uso de filtración del efluente secundario como paso de afinado para reducir el fósforo total (TP). Para esta aplicación, están disponibles los filtros tradicionales (mono-medio y multi-medio), los de flujo ascendente y lavado continuo, los de tela y las membranas.

La filtración terciaria también reduce los sólidos suspendidos totales (SST) a muy bajos niveles, lo cual puede resultar en una desinfección más eficiente y permitir el uso de desinfectantes alternos al cloro, como la radiación ultravioleta. A menudo, se utiliza la turbiedad como medida del desempeño del tratamiento terciario, en vez de los SST, ya que puede monitorearse en línea y de manera continua.

3.2.2.6.1. Filtración por gravedad

Los filtros por gravedad consisten en lechos de medio granular fijo con alturas típicas de 1,0 m, similares a los que se usan para potabilización. El medio filtrante puede ser simple, doble o múltiple. El medio simple, normalmente es arena o antracita; si es doble, combina arena y antracita. El medio múltiple incluye una capa de arena de granate o ilmenita. Las diferencias en gravedad específica permiten mantener las partículas mayores (antracita) en la capa superior del filtro y las menores (granate) en la capa inferior. El flujo en estos filtros es descendente.

Aunque la mayor parte de la remoción ocurre en los primeros centímetros de la capa superior, los filtros de medio múltiple usan mayor profundidad de lecho para la filtración activa, en comparación a los de medio simple o doble. El filtro debe salir de operación periódicamente para su retrolavado, a fin de evitar atascamientos y pérdidas de presión excesivas (US EPA, 2010).

Cuando se combina con el tratamiento químico, la filtración terciaria puede alcanzar valores muy bajos de fósforo total en los efluentes de las PTARs. Con una operación adecuada, la mayor parte de los filtros convencionales permiten alcanzar consistentemente niveles de SST inferiores a 5,0 mg/L y de TP por debajo de 0,1 mg/L, siempre que el fósforo soluble haya sido removido a niveles menores a esa concentración (US EPA, 2010).

Para efectos de dimensionamiento, se utiliza la tasa de filtración (*hydraulic loading rate*), la cual representa el flujo volumétrico por unidad de área transversal de filtro (gpm/ft^2 o m^3/h/m^2). La tasa de filtración escogida dependerá principalmente de la resistencia del flóculo formado y de la granulometría del medio filtrante, el cual se encuentra típicamente entre varía 2 y 8 gpm/ft^2 (Tchobanoglous et al., 2003). Según estos parámetros, se puede estimar el área transversal de filtración requerida para la PTAR Golfito de la siguiente manera (ver rango en Cuadro 10):

Dato: Q = 28,1 L/s = 101 m^3/h

Dato: HLR = 8,3 m/h (valor intermedio según Cuadro 10)

HLR = Q / A

A = Q / HLR

A = 101 / 8,3 = 12,2 m^2 (área de filtro requerida)

Cuadro 10. Área transversal de filtro convencional requerida según tasa de filtración

	Mínima tasa	Máxima tasa	Unidades
Tasa de filtración (HLR)	2	8	gpm/ft^2
	4,9	19,6	m/h
Área de filtro requerida	20,7	5,2	m^2

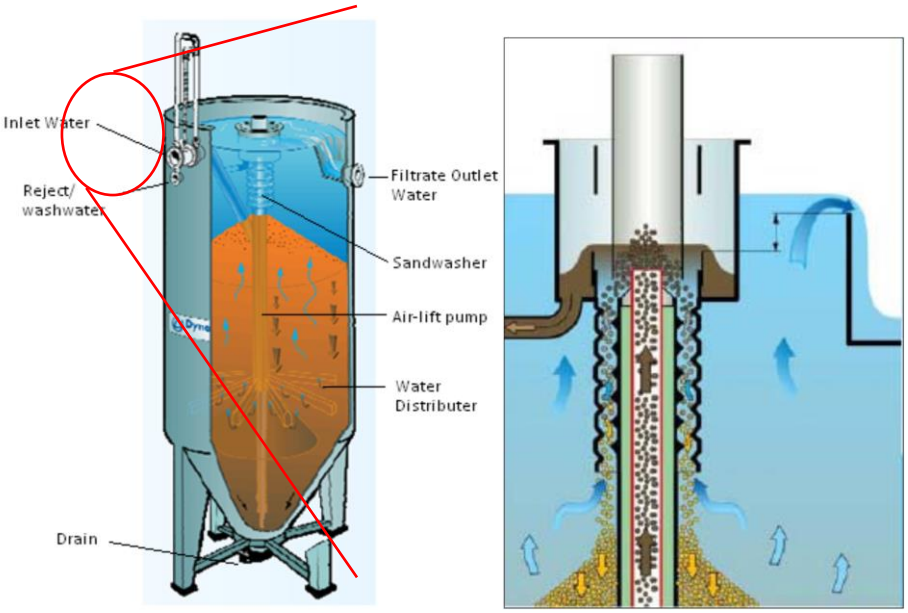
Fuente: los autores.

3.2.2.6.2. Filtración ascendente

Durante su operación, el agua ingresa por el fondo del filtro. El agua atraviesa el lecho de arena de manera ascendente y sale por el vertedero de efluente. En el fondo del filtro, un sistema de succión tipo *airlift* causa que la arena y los sólidos retenidos en ella se vayan desplazando hacia abajo hasta llegar a la boca de succión. Al ascender por el tubo de succión, la turbulencia del aire desprende los sólidos adheridos a la arena. Como se muestra en la Figura 5, la arena limpia que llega arriba sedimenta sobre la parte superior del lecho y los sólidos desprendidos salen por la tubería de rechazo (US EPA, 2010). Esto quiere decir que el filtro ascendente está permanentemente filtrando y retrolavando de manera simultánea, requiriendo un flujo de aire de entre 1 y 3 SCFM (1,7 a 5,1 m^3/h), según el tamaño del filtro.

Estos filtros tienen ventajas en comparación con los filtros tradicionales (gravedad), tales como: ausencia de partes móviles (con excepción del compresor de aire), menores requerimientos de energía y mantenimiento. A este tipo de filtros se les llama normalmente por la marca más conocida: *DynaSand*.

Figura 5. Filtro ascendente de retrolavado continuo (izquierda) y detalle de su lavador de arenas (derecha), marca DynaSand.



Fuente: (US EPA, 2010).

Actualmente, existe una versión mejorada del filtro ascendente DynaSand® llamada EcoWash®, que ha incorporado un retrolavado intermitente (típicamente: fase de retrolavado de 30 minutos, fase de filtrado de 270 minutos) y mecanismos de control automático. Estas modificaciones han permitido mejoras importantes de desempeño, entre ellas (Parkson Corporation, 2018):

- Mayor captura de sólidos (efluente: < 2.5 NTU, SST: 5-10 mg/L)
- Reducción de entre 60 y 90% en gasto energético (aire comprimido)
- Reducción de entre 60 y 90% en volumen de rechazo
- Aumento en vida útil de compresor (hasta 10 veces)
- Notificaciones automáticas para inspección

Para aplicaciones municipales (agua residual ordinaria) se recomienda que la altura efectiva del lecho sea de 80 in (2 m), y existen modelos de filtro prefabricado con áreas transversales de entre 7 y 100 ft^2, (0,65 – 9,3 m^2).

Cuadro 11. Aplicación del filtro ascendente DynaSand® EcoWash® (retrolavado intermitente)

Aplicación	Tasa filtración (HLR)		Calidad típica	
	gpm/ft²	**m/h**	**Afluente**	**Efluente**
Filtración terciaria	3 - 5	7.3 - 12.2	20 - 50 ppm SS	5 - 10 ppm SS
Remoción fósforo	3 - 5	7.3 - 12.2	< 1 ppm TP	< 0,1 ppm TP
Desnitrificación	3 - 4	7.3 - 9.8	10 - 15 ppm TN	< 3 ppm TN

Fuente: Novellino (2014)

Este modelo de filtro se ha instalado en varias PTARs municipales en Norteamérica. Al año 2014, había 11 instalaciones en Ontario (Canadá) con filtros *DynaSand® Eco-Wash®* para tratamiento terciario (entrada: 1 – 2 ppm TP, salida: 0,1 – 0,3 ppm TP), cinco de ellas de entre 13 y 39 L/s (Novellino, 2014), mismo orden de magnitud de la PTAR Golfito.

Según los parámetros indicados en el Cuadro 11, se puede estimar el área transversal de filtración requerida para la PTAR Golfito de la siguiente manera (ver rango en Cuadro 12):

Dato: Q = 28,1 L/s = 101 m^3/h

Dato: HLR = 9 m/h (valor intermedio según Cuadro 11)

$$HLR = \frac{Q}{A}$$

$$A = \frac{Q}{HLR}$$

$$A = \frac{101}{9} = 11{,}2\ m^2$$ (área de filtro requerida)

Cuadro 12. Área transversal de filtro ascendente requerida según tasa de filtración

	Mínima tasa	Máxima tasa	
Tasa de filtración (HLR)	7,3	12,2	m/h
Área de filtro requerida	13,9	8,3	m^2

Fuente: los autores.

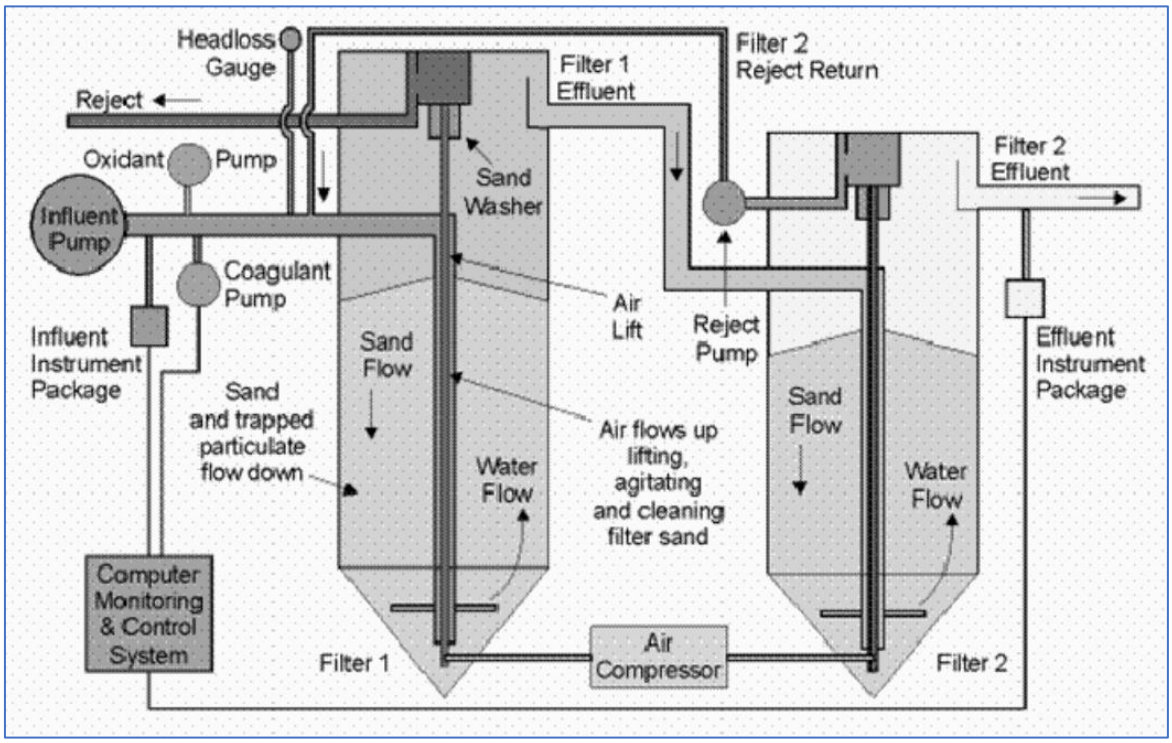
Suponiendo un factor de 2,0 por acceso y circulación, puede estimarse un requerimiento de área máximo de 27,8 m^2 para el filtro ascendente.

También han surgido otras mejoras tecnológicas a la filtración ascendente, como son la filtración en dos etapas y la filtración con arena recubierta de óxidos de hierro.

La empresa Parkson ha desarrollado un sistema patentado de filtración ascendente en dos etapas (DynaSand D2®) que consiste en dos filtros en serie. El primero con una arena gruesa; el segundo es un filtro de pulido y utiliza arena fina y un lecho de menor profundidad. Se han reportado tasas de rechazo tan bajas como 0,5% del flujo de retrolavado con respecto al caudal afluente (US EPA, 2007), (Parkson Corporation, 2020).

Otra modificación del filtro ascendente es el uso de arena recubierta de óxido férrico hidratado. El medio cubierto de óxido férrico agrega al filtro capacidad para adsorber. También existen versiones patentadas de esta tecnología, como el filtro Blue PRO™, en el cual se agrega una sal férrica antes de la filtración para mejorar la coagulación y a la vez reponer la capa de cobertura férrica del medio filtrante que se gasta por abrasión de la arena (US EPA, 2010), (Nexom, 2018).

Figura 6. Diagrama del filtro ascendente de doble paso DynaSand D2®



(Franks et al., 2006).

3.2.2.6.3. Filtración de lecho pulsado

Los filtros de lecho pulsado son filtros de poca profundidad con arena fina como medio único. El medio se perturba con pulsos de aire que permiten que los sólidos retenidos penetren en el lecho de arena, de modo que toda su altura resulte útil en la remoción de sólidos. El pulso se diseña para expandir la carrera del filtro y reducir la cantidad de ciclos de retrolavado. Sin embargo, el filtro requiere retrolavados periódicos para remover los sólidos (US EPA, 2010).

3.2.2.6.4. Filtración de puente móvil

Los filtros de puente móvil consisten en lechos largos y someros de medio granular, divididos en celdas. El agua residual se aplica en la parte superior del medio y fluye hacia abajo. El puente móvil retrolava cada celda individualmente con agua filtrada, mientras

las otras celdas siguen operando. Este tipo de filtros se usan para remover sólidos suspendidos del efluente, lo cual puede mejorar la remoción de nutrientes, ya que los SST contienen tanto nitrógeno como fósforo (US EPA, 2010).

3.2.2.6.5. Filtración de discos y de tela

Los filtros de discos consisten en una serie de discos (verticales) paralelos que soportan un medio filtrante de tela. El agua entra por un tubo central y sale por entre las capas de tela en cada disco. Los discos rotan y normalmente se encuentran sumergidos entre 60 y 70%. La parte superior de los discos se lava por aspersión.

Los filtros de tela son similares a los filtros de discos antes descritos. En este caso, el agua entra por la porción sumergida de los discos y pasa a la tubería central de salida. Los discos siguen girando durante el retrolavado mientras se succiona el agua a través del medio de tela. En algunos casos, estos discos están completamente sumergidos.

Los filtros de discos y los filtros de tela tienen capacidad limitada en cuanto a carga de sólidos, y por lo tanto no son tan comunes en sistemas de remoción química de fósforo. Se usan más como segunda barrera para la remoción biológica de nutrientes (US EPA, 2010).

Es importante indicar que la propuesta de la PTAR Golfito incluye filtración de discos luego de la clarificación secundaria. Tomando en cuenta que los problemas de desempeño de la sedimentación secundaria no son infrecuentes (p.ej. lodo flotante), se sugiere considerar una tecnología de filtración del efluente más robusta, según se ha descrito en los apartados 3.2.2.5 y 3.2.2.6.

3.2.2.6.6. Filtración por membrana

Los sistemas de filtración por membrana usan la presión para hacer pasar el agua a través de una membrana permeable. Los filtros de membrana se clasifican típicamente por tamaño de poro, el cual determina tanto el tamaño de partícula que excluye como la

presión requerida. En orden decreciente de tamaño de partícula se encuentran: la microfiltración, la ultrafiltración, la nanofiltración y la ósmosis inversa.

Los tratamientos biológicos que incluyen micro- y ultrafiltración remueven típicamente de 3 a 6 log (órdenes de magnitud) de las bacterias y 95% o más de la DBO, además de la mayor parte de las partículas. La nanofiltración remueve casi todas las partículas, incluyendo algunos virus. La ósmosis inversa remueve todas las partículas, así como la mayoría de los constituyentes disueltos de mayor tamaño, y es capaz de producir agua pura.

Típicamente, el agua debe acondicionarse antes de tocar las membranas de ósmosis inversa. El acondicionamiento se puede hacer con filtros convencionales de cartucho o membranas de poro mayor. El costo energético de aplicar la presión y el reemplazo periódico de membranas hace que esta sea una tecnología más cara. Sin embargo, puede alcanzar muy bajas concentraciones de nutrientes y otros contaminantes, por lo que su uso es común en proyectos de reutilización de agua.

Las membranas se fabrican en diferentes formas, tales como: fibra hueca, plana enrollada, plana enmarcada, en cartucho, o en recipientes presurizados. Las membranas pueden atascarse con la materia orgánica, el crecimiento biológico o los metales en el agua residual. Por esta razón, es posible que se requiera además de una desinfección previa para evitar el atascamiento biológico (US EPA, 2010).

3.3. Criterios de proceso para implementación de la tecnología

La dosis de sal metálica (u otro producto) constituye el factor crítico en términos de diseño y costo para sistemas de tratamiento químico. Otros elementos importantes por considerar son: características del agua residual, método de adición del químico, puntos de dosificación, pH de la reacción, alcalinidad, especies que causan competencia, método de floculación y el tiempo posterior a la adición de químico. Estos aspectos definen mucho del desempeño, pues afectan la relación entre la dosis y la eficiencia de remoción de fósforo.

3.3.1. Dosis y costo de productos químicos

Es posible calcular el costo aproximado por cantidad dosificada en el caso de los tres productos que se utilizan con mayor frecuencia. Tal relación sirve como un costo unitario base para realizar el estudio comparativo posterior. Los datos base son los que se presentan en el Cuadro 13.

Cuadro 13. Dosis y costos probables de productos químicos

Químico	Razón másica mínima (sal metálica:P)	Razón másica máxima (sal metálica:P)	Costo sal metálica ($/kg)
Sulfato de aluminio	13:1	22:1	0,37 (sólido) 0,50 (disolución 50%)
Cloruro férrico	7,8:1	15,6:1	1,85 (sólido) 0,90 (disolución 40%)
Policloruro de aluminio	30 mg/L*	50 mg/L*	1,00 (suspensión 17% como Al_2O_3)

Referencia: EPA, 1987; Wang, 2014; Berzosa (2020)

Suponiendo una concentración de fósforo total en el agua cruda de 10 mg/L, solamente por efecto del ejercicio teórico, se podrían estimar los costos unitarios de tratamiento por concepto de producto químico adicionado. Los resultados que consideran la dosis promedio extraída del cuadro 13 se presentan en el cuadro 14.

Cuadro 14. Costo unitario de tratamiento potencial para cada producto químico

Sulfato de aluminio ($/m^3)		Cloruro férrico ($/m^3)		PAC ($/m^3)	
Sólido	**Disolución 50%**	**Sólido**	**Disolución 40%**	**Sólido**	**Suspen-sión**
0,065	0,245	0,216	0,211	-	0,400

Referencia: Elaboración propia con datos de Berzosa (2020)

Aunque es posible suponer que podría existir eventualmente alguna variación en el costo unitario de cada producto por criterio de escala (cantidad por adquirir), se puede afirmar que para los datos teóricos de dosis reportados por EPA (1987), el sulfato aluminio en estado sólido representa la opción más económica. En etapas posteriores de este análisis se presentarán los costos asociados a preparación del producto, lo cual permitirá comparar las alternativas de mejor manera.

3.3.2. Alcalinidad y pH del agua residual

Es común que la dosis requerida de algunas sales sea mayor a la razón estequiométrica, especialmente por reacciones que compiten con el proceso principal de remoción de fósforo. Por ejemplo, el sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad presente en el agua, para producir las formas químicas necesarias para diversos procesos de remoción (EPA, 1987), tal y como se indica a continuación:

$$Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O + 6HCO_3^- \rightarrow 2Al(OH)_3 \downarrow + 6CO_2 + 14H_2O + 3SO_4^{2-}$$

$$FeCl_3 + 3HCO_3^- \rightarrow Fe(OH)_3 \downarrow + 3CO_2 + 3Cl^-$$

Según lo indicado, por ejemplo, por cada mol de sulfato de aluminio agregado al medio líquido, se consumen seis moles de alcalinidad, representados por medio de la forma del ion bicarbonato. O bien, lo que es lo mismo, por cada 594 mg de sulfato de aluminio se consumen 366 mg de alcalinidad. Otro efecto colateral es la formación de seis moles de dióxido de carbono, lo cual provoca que el equilibrio de los carbonatos se desplace, con la consecuente disminución de pH.

Mackenzie (2010) indica que siempre que exista suficiente alcalinidad presente en el agua, y siempre que se permita el escape del dióxido de carbono, no es probable que se produzcan problemas operativos por reducción de pH. Si no existe alcalinidad para amortiguar el fenómeno descrito, es probable que se deba agregar alguna base. Entre las más comunes se encuentran el carbonato de sodio, aluminato de sodio y la cal. Se conoce que el pH óptimo para la remoción química de fósforo con los agentes químicos citados es:

- Sulfato de aluminio: 5,5 – 6,5
- Cloruro férrico: 4,5 – 5,0

Los intervalos de dosis y pH óptimos para el proceso de remoción de fósforo deben ser determinados al iniciar operación por medio de pruebas de jarras. Este proceso de optimización debe lograr un equilibrio entre la dosis de coagulante agregado, la condición de pH y el eventual requerimiento de productos o maniobras operativas para volver a estabilizar el pH previo a las etapas posteriores de tratamiento.

Particularmente, EPA (2010) indica que la mayor eficiencia de remoción por precipitación química se da en el intervalo de pH entre 5,5 y 7,0. Entre 7 y 10 la eficiencia disminuye porque las superficies de los hidróxidos metálicos están más cargadas negativamente, y además se empiezan a formar hidróxidos de hierro en condiciones de mayor solubilidad. A valores de pH bajos, también existen limitaciones al proceso de precipitación.

3.3.3. Puntos de adición de productos químicos y métodos recomendados

Tal y como indica Mackenzie (2010), es posible utilizar varias estrategias para aplicar la remoción química de fósforo. Existen tres técnicas básicas que deben ser valoradas al momento de formular el proyecto de tratamiento de aguas residuales: pre-precipitación, co-precipitación y post-precipitación. Cada una cuenta con características que permiten definir si es conveniente contar sólo con una alternativa o con varias.

La **pre-precipitación** conlleva la adición de productos químicos antes de la sedimentación primaria para remover entre un 70% y un 90% de remoción de fósforo (EPA, 1987). Las obras de ingreso del agua residual a esta etapa de tratamiento usualmente proporcionan las condiciones aptas para mezcla del químico en la fase acuosa. El precipitado de fosfato es removido como parte de la matriz de lodo primario. Mackenzie (2010) indica que podría verse un aumento de la eficiencia de remoción del sedimentador primario, aunque también podría darse una afectación al sistema biológico por la reducción en el contenido de nutrientes.

Cuadro 15. Consumo de producto químico reportados para pre-precipitación

Químico	EPA, 1971		EPA, 1987 (aireación extendida)	
	Razón m/m Metal:P	mg Producto/L	Razón m/m Metal:P	mg Producto/L
Sulfato de aluminio	0,58:1 – 2,00:1	-	1,7:1 – 2,9:1	-
Cloruro férrico	1,76:1 – 3,46:1	-	2,7:1	-
PAC	-	-	-	-
Polímero aniónico (floculante)	-	0,26 – 0,5	-	-

Referencia: EPA, 1971; EPA, 1987

De acuerdo con EPA (1971), EPA (2010) y WDNR (2009), las principales ventajas de este método de remoción de fósforo son:

- Flexibilidad para la adición de químicos.
- Control de olores, principalmente para el caso de sales de hierro.
- Reducción de la posibilidad de formación de estruvita.
- Tiempos y condiciones de mezcla adecuados para reacción.
- Mayor remoción de DBO y sólidos suspendidos (menor carga para el sistema biológico).
- Potencial de automatización.

- Menor dosis estequiométrica.

Como parte de las principales desventajas, es importante citar (EPA, 1971):

- Posibilidad de baja remoción de fósforo, si no estuviera en forma de ortofosfato.
- Dificultad operativa en el control del proceso, pues se debe mantener un remanente de fósforo suficiente para no limitar los procesos biológicos de materia orgánica.
- Mayor consumo de productos químicos, por reacciones de competencia.
- Posible remoción de alcalinidad, lo cual podría resultar en bajo pH y una eventual inhibición de la nitrificación.
- Posible remoción de DBO que limite procesos de desnitrificación, lo cual implicaría la necesidad de tanques anóxicos de mayor tamaño o incluso podría implicar el uso de fuentes exógenas de carbono.
- Posible requerimiento de floculante aniónico, para favorecer la separación.
- Posible incremento en la cantidad de biosólidos.

Para promover una adecuada operación con pre-precipitación, EPA (1971) y EPA (2010) recomiendan los siguientes pasos:

- Adición del producto químico al agua residual cruda con mezcla completa. Si se utiliza una base, debe agregarse al menos 10 segundos después.
- Mezcla rápida de la sal por al menos 10 a 30 segundos, con un gradiente cercano a 425 s^{-1} de ser posible; o bien, al menos en un intervalo de 200 a 300 s^{-1}.
- Tiempo de reacción de al menos 5 minutos.
- Adición de polímero aniónico orgánico seguido de mezcla rápida por 20 a 60 segundos.

- Floculación mecánica o con aire, por un periodo de 1 a 5 minutos.
- Transición adecuada del agua residual floculada a los tanques de sedimentación.

La **co-precipitación** conlleva la adición de productos químicos que eventualmente se remueven con el lodo biológico en el sedimentador secundario (Mackenzie, 2010). La sal o producto seleccionado se puede agregar en el efluente del clarificador primario, en el retorno de lodo activo, o en el efluente del sistema de tratamiento biológico (previo al clarificador secundario). Cuando se emplean sales de aluminio o de hierro, los productos se pueden agregar directamente al tanque de aireación del sistema de lodos activados; esto no es factible con cal.

Según EPA (1987), EPA (2010) y WDNR (2009), esta alternativa cuenta con ventajas, tales como:

- Alta flexibilidad en relación con el punto de adición de productos químicos, lo cual permite modificaciones sencillas al punto de inyección para asegurar las mejores condiciones posibles para lograr coagulación y floculación.
- Probablemente los ortofosfatos ya estarían disponibles por tratarse de una etapa biológica (WDNR, 2009).
- Es un buen punto de control, para los casos en que se requiera menos de 1 mg/L de fósforo en el efluente.
- Posibilidad de mejora de la sedimentación secundaria.

Como posibles desventajas, los mismos autores citan lo siguiente:

- Incremento en la cantidad de biosólidos generados, aunque al mismo tiempo que se mejora la densidad y capacidad de deshidratación del lodo.
- Posible remoción de alcalinidad que podría afectar procesos de nitrificación biológica, por cambios en pH.

- Si se requiere una alta eficiencia en remoción de fósforo, EPA (1987) recomienda adicionar el producto químico aguas en cualquier corriente de retorno, tal como es el caso de los sobrenadantes de digestores.
- Incremento en la concentración de sólidos disueltos en el efluente secundario, lo cual debe ser valorado oportunamente. Igualmente, podría darse un efecto de co-loración sobre cierta parte de la infraestructura (WDNR, 2009).
- Posible requerimiento de mejoras en instalaciones existentes, en relación con: gradientes de velocidad en los tanques de aireación o en los canales que los co-nectan, y características del agua residual.

En el cuadro 9 se muestran los consumos reportados para el caso de co-precipitación del fósforo en aguas residuales. Como se puede observar, los valores reportados son en su mayoría menores al caso de pre-precipitación. Alguna excepción se observa para el intervalo reportado por Takacs (2006).

Cuadro 16. Consumo de producto químico reportadas para co-precipitación

Químico	EPA, 1971 Takacs, 2006*		EPA, 1987 (aireación extendida)	
	Razón m/m Metal:P	mg Pro-ducto/L	Razón m/m Metal:P	mg Pro-ducto/L
Sulfato de aluminio	2,1:1	-	0,92:1 – 1,6:1	-
Cloruro férrico	1,8:1 – 7,2:1*	-	1,5:1	-
PAC	-	-	-	-
Polímero aniónico (floculante)	-		-	0,37 0,25 – 1,00

Referencia: EPA, 1971; EPA, 1987; Takacs, 2006

Para promover una adecuada operación por medio de co-precipitación, EPA (1987) recomienda considerar lo siguiente:

- Habilitar puntos de adición de producto químico en diferentes ubicaciones de los tanques de aireación (entrada, intermedio y salida), con el fin de poder optimizar.

- Verificar condiciones de mezcla para garantizar el gradiente mínimo necesario, tanto para coagulación como para floculación. En el caso de floculación, WDNR (2009) indica que es recomendable contar con un tiempo que se ubique entre 15 y 20 minutos para completar la reacción. Se dice que, algunas veces el mecanismo de alimentación central para sedimentadores secundarios puede ofrecer una condición adecuada para este propósito.
- Revisar impacto potencial en unidades como: sedimentadores secundarios, sistema biológico en condiciones de flujo promedio y máximo, espesadores de lodos, equipo de deshidratación, y disposición final de lodos.
- Verificar la necesidad de adición de algún ayudante de coagulación o algún floculante a la salida del reactor biológico.
- Transición adecuada del agua residual floculada a los tanques de sedimentación.

La **post-precipitación** se da por la adición de productos químicos después de la clarificación secundaria (Mackenzie, 2010), lo cual requiere una instalación separada de mezcla y sedimentación, o incluso hasta filtración. De acuerdo con EPA (1971), las sales que más se han usado en este tipo de procesos son aquellas basadas en aluminio. La principal razón es la concentración residual de hierro presente en el efluente lo cual puede conllevar incluso un efecto estético.

EPA (1971) indica también que es recomendable emplear polímeros aniónicos para mejorar la sedimentabilidad del floc. La operación de sedimentación por gravedad por sí misma solamente tendría capacidad de reducir el fósforo residual a valores cercanos a 1 mg/L. Adicionalmente, el mismo autor indica que si se requiere cumplir con valores aún más estrictos para fósforo en el vertido, es posible utilizar diferentes tipos de filtros; éstos permiten llegar a valores incluso inferiores a 0,5 mg/L. EPA (1971) establece que se recomiendan tasas de flujo para sedimentación orientada a remoción de fósforo cercanas a 23 m^3/m^2*d y tasas de filtración entre 5 y 12 m/h.

antes de la sedimentación primaria para remover entre un 70% y un 90% de remoción de fósforo (EPA, 1987). Las obras de ingreso del agua residual a esta etapa de tratamiento usualmente proporcionan las condiciones aptas para mezcla del químico en la fase acuosa. El precipitado de fosfato es removido como parte de la matriz de lodo primario. Mackenzie (2010) indica que podría verse un aumento de la eficiencia de remoción del sedimentador primario, aunque también podría darse una afectación al sistema biológico por la reducción en el contenido de nutrientes.

Cuadro 17. Consumo de producto químico reportados para post-precipitación

Químico	EPA, 1971		EPA, 1987 (aireación extendida)	
	Razón m/m Metal:P	mg Producto/L	Razón m/m Metal:P	mg Producto/L
Sulfato de aluminio	2,14:1	-	0,65:1	-
Cloruro férrico	-	-	-	-
PAC	-	-	-	-
Polímero aniónico (floculante)	-		-	-

Referencia: EPA, 1971; EPA, 1987

De acuerdo con EPA (1971), EPA (2010) y WDNR (2009), las principales ventajas de este método de remoción de fósforo son:

- Consecución de concentraciones bajas de fósforo en el efluente, incluso inferiores a 0,5 mg/L.
- Probablemente los ortofosfatos ya estarían disponibles por tratarse de una etapa ubicada luego del proceso biológico.
- Puede funcionar como complemento a otros procesos de remoción de fósforo.
- Potencial de remoción de DBO y sólidos suspendidos (menor carga en el efluente).
- Potencial de automatización.

- Potencial de retorno de una corriente de agua con agente coagulante, para uso en etapas previas de la planta de tratamiento.

Como parte de las principales desventajas, los mismos autores citan:

- Requerimiento de infraestructura y labores de operación y mantenimiento adicionales, para separación de fases (posiblemente filtración).
- Potencial efecto estético en el caso de uso de sales de hierro.
- Posible requerimiento de floculante aniónico, para favorecer la separación.
- Posible requerimiento de gestión de mayor cantidad de residuos (retrolavados de filtros, etc).
- Posible presencia de picos de concentración de fósforo, debido a operaciones de retrolavado en la filtración.
- Incremento en la generación de biosólidos.

Finalmente, es importante anotar que EPA (1987) realizó un estudio acerca de los puntos más comunes donde algunos operadores en Estados Unidos y Canadá colocan la adición de productos químicos para remoción de fósforo.

Cuadro 18. Distribución de plantas con remoción de fósforo según el punto de adición de producto químico y el tipo de catión utilizado

Punto de adición	Estados Unidos			Canadá			Total		
	Al	Fe	Total	Al	Fe	Total	Al	Fe	Total
Primario	1	16	17	2	20	22	3	36	39
Secundario	26	6	32	17	8	25	43	14	57
Terciario	2	2	4	1	0	1	3	2	5
Total	**29**	**24**	**53**	**20**	**28**	**48**	**49**	**52**	**101**

Referencia: EPA, 1987

Los resultados principales se muestran en el cuadro 11. Los resultados demuestran lo ya indicado anteriormente:

- Para pre-precipitación se utiliza mucho más las sales de hierro.
- Para co-precipitación se utiliza mucho más las sales de aluminio.
- Para post-precipitación se utiliza un poco más las sales de aluminio.

Como una posibilidad adicional, EPA (1987), EPA (2010) proponen la técnica de **adición en puntos múltiples**. Se indica que esta posibilidad es muy eficiente y costo-efectiva. Lo anterior responde a la posibilidad de optimizar el proceso de remoción de fósforo al mismo tiempo que se satisfacen metas relacionadas con costos, facilidad operativa, facilidad de mantenimiento, etc. Como parte de las principales ventajas de esta modalidad se encuentran:

- Reducción del consumo de productos químicos.
- Incremento en la flexibilidad operativa.
- Posibilidad de optimización en el caso de instalaciones nuevas.
- Posible obtención de las menores concentraciones de fósforo, si se compara con otros métodos.

Como parte de las principales desventajas, los mismos autores citan:

- Posible requerimiento de un ayudante de coagulación (polielectrolito aniónico), previo al clarificador secundario, cuyas dosis típicas se encuentran entre 0,1 y 0,25 mg/L.
- Posible requerimiento de equipos adicionales para dosificación y control de productos químicos en más de una ubicación de la planta de tratamiento.
- Incremento de complejidad operativa durante el proceso de optimización.

Sin duda alguna, el mayor grado de flexibilidad operativa siempre representará la mejor opción para instalaciones nuevas. Esto por cuanto se pueden generar oportunidades

de optimización que podrían representar un costo de inversión ligeramente superior, pero con un potencial grande de reducir los costos de operación y mantenimiento.

3.3.4. Factores adversos para la reacción química

Según lo indicado por EPA (2010), la eficiencia del proceso con sal metálica en modalidad de pre-precipitación puede verse afectada por las características del agua residual. Algunos criterios reportados son:

- Para valores de Demanda Química de Oxígeno (DQO) entre 300 y 700 mg/L, la eficiencia de remoción de fósforo disminuye conforme aumenta el valor de carga orgánica. Resultados similares han sido reportados para sólidos suspendidos totales. En ambos casos, se indica la posibilidad de formación de complejos insolubles entre el material orgánico y el ion metálico.

- Los iones metálicos de hierro y aluminio reaccionan con sustancias húmicas y fúlvicas lo cual disminuye la cantidad de sitios reactivos para precipitación de fósforo.

Adicionalmente, tal y como se menciona en otras secciones del presente informe, la alcalinidad presente en el agua residual resulta un factor trascendental para mantener un valor de pH adecuado a lo largo de todo el proceso. Esta característica también corresponde a los fenómenos de nitrificación, lo cual debe ser cuidado como parte de la especificación para remoción química de fósforo.

3.3.5. Tiempo posterior a la adición del producto químico

Tal y como se indica en la sección 3.3.3, cada producto químico a utilizar requiere un tiempo específico para que se lleve a cabo la reacción que permite la precipitación química de fósforo. En la literatura se encuentran diferentes referencias al respecto, las cuales se ubican típicamente entre los 5 y los 20 minutos (EPA, 1971; EPA, 2010, WDNR, 2009). Si se toman como referencia los procesos típicos para agua potable, es posible

indicar que esos tiempos usualmente se ubican entre los 15 y los 40 minutos, como parte de la etapa de floculación. Por lo anterior, es importante considerar el uso de puntos de aplicación donde existan condiciones de tiempo aptas, sin presencia de cortocircuitos hidráulicos y otras condiciones que pudieran desfavorecer el contacto directo entre el reactivo y el fósforo que contiene el agua residual.

3.3.6. Producción de lodos residuales

Según EPA (2010), la producción de lodos y su gestión es uno de los principales puntos que no favorecen en algunas ocasiones el uso de remoción química de fósforo. Los métodos de precipitación química usualmente producen una cantidad adicional de lodos debido a la generación de precipitados entre el ion metálico y el fosfato, además de la producción colateral de hidróxido metálico. El impacto real de la adición química depende de diversos factores, tales como: ubicación del punto de dosificación, la dosis de químico empleada, y la composición del agua residual.

En el caso de la pre-precipitación, EPA (2010) reporta un incremento típico en la producción de lodo primario entre 50 y 100%, debido a precipitados de fósforo, los hidróxidos metálicos y una remoción mejorada de materia orgánica. Sin embargo, esto se compensa por una reducción en la generación de lodo secundario, por lo que la producción global de la planta se puede ver incrementada entre un 60 y 70%.

Por otra parte, al emplear co-precipitación, EPA (2010) indica que para alcanzar concentraciones de fósforo entre 0,5 y 1,0 mg/L en el efluente, y basado en una dosis estequiométrica de sal metálica cercana a 2,0, la producción de lodo secundario puede incrementar entre un 35 y 45%. La producción global se espera que incremente entre un 5 y un 25%.

Si se aplica post-precipitación, EPA (2010) aclara que para alcanzar concentraciones de fósforo menores a 0,1 mg/L en el efluente, con una dosis estequiométrica que puede

ser 2 o 3 veces la del caso de co-precipitación, se puede llegar a incrementar la producción global de lodo en un intervalo de 10 hasta 40%.

A pesar de los beneficios ya citados por concepto de remoción de fósforo, el uso de sales metálicas puede provocar un incremento de la salinidad del lodo y en el mismo efluente. Esta condición puede provocar problemas cuando los biosólidos se aplican al suelo o cuando el efluente se retorna a reservorios de agua para servicio u otros similares. En el caso de aplicaciones de reuso de aguas, altos contenidos de sales pueden reducir las tasas de germinación para ciertos cultivos, lo cual afecta la también la estructura del suelo (EPA, 2010). Este mismo autor detalla la metodología de cálculo para estimar el incremento en la producción de lodo para una planta de tratamiento.

3.4. Comparación de alternativas

3.4.1. Sal metálica

Para el caso de la PTAR Golfito, por no contar con sedimentación primaria, la adición química sólo puede hacerse en co- y post-precipitación. Además, no es recomendable añadir cal para la co-precipitación, porque afectaría el desempeño del proceso biológico al aumentar el pH del licor mezclado. Por otro lado, el uso de cal para post-precipitación requeriría de un proceso unitario adicional para el reajuste de pH del efluente con CO_2, sosa (carbonato sódico), ácido sulfúrico, ácido nítrico o hipoclorito (Tchobanoglous et al., 2003).

Dado que el mecanismo de precipitación de fosfato asociado al uso de cal se basa en el aumento del pH, su dosificación no depende de una relación estequiométrica con la concentración de fósforo afluente, sino de la alcalinidad del agua cruda. Esto supone otras desventajas del uso de cal, tal como un mayor aumento en la producción de lodo, en comparación con otras sales metálicas (US EPA, 2010). Por estas razones, se ha descartado el uso de cal como opción para la remoción química de fósforo en la PTAR Golfito.

Por otro lado, a partir de los costos estimados para el uso de diferentes sales metálicas (ver Cuadro 14), se recomienda la utilización de sulfato de aluminio en presentación sólida para la remoción química de fósforo en la PTAR Golfito. Además del costo, existe una ventaja por la amplia experiencia del AyA en el uso de esta sal en procesos de potabilización.

3.4.2. Precipitación

Según se ha indicado en apartados anteriores, la remoción química del fósforo puede incorporarse al proceso de lodos activados de la PTAR Golfito (co-precipitación), o bien agregarse como un proceso de tratamiento terciario (post-precipitación), según se indica en la Figura 2 (apartado 3.2.1).

La co-precipitación tiene la ventaja de que minimiza las obras requeridas para la remoción de fósforo, adicionales a la configuración propuesta de la PTAR Golfito. Por otro lado, su eficacia depende completamente del desempeño de la sedimentación secundaria, proceso que podría presentar problemas de lodo flotante o re-suspensión de sólidos. Se ha observado que cuando la purga de lodos biológicos es intermitente, con largos lapsos entre purgas, se generan tasas F/M muy bajas que otorgan ventaja competitiva a las bacterias que forman filamentos, sobre aquellas que forman colonias aglutinadas (Lever, 2012).

También, podría suceder que, en caso de una insuficiente desnitrificación en la zona anóxica del reactor biológico, el proceso de desnitrificación podría continuar en el sedimentador secundario, provocando la liberación de burbujas de gas nitrógeno (N_2), lo cual causaría la re-suspensión del lodo sedimentado en el fondo.

Cualquiera de los dos mecanismos mencionados podría provocar el escape de sólidos suspendidos con el efluente. Si se supone que la PTAR Golfito realizará la remoción de fósforo por co-precipitación, los SST que escapen con el efluente contendrán fósforo precipitado, con lo cual podría fácilmente superarse el límite definido para el TP en la descarga a la bahía de Golfito.

Debe considerarse también que la PTAR Golfito será la primera experiencia en el país en diseño, construcción y operación de un sistema para tratamiento de aguas residuales ordinarias con remoción de nutrientes. Por lo tanto, no es posible tener certeza de que el proceso de co-precipitación por sí solo tendrá un desempeño consistente en el tiempo para lograr la concentración requerida de TP en el efluente. La consistencia en la calidad del efluente afectará también el desempeño del sistema propuesto de desinfección por radiación ultravioleta.

Por las razones antes expuestas, se considera que el sistema de remoción química de fósforo de la PTAR Golfito debe incluir al menos dos barreras, que permitan una mayor seguridad en la retención de los sólidos precipitados: i) co-precipitación y ii) post-precipitación, según se ilustra en la Figura 8.

3.4.3. Separación terciaria

Para este ejercicio de selección tecnológica, se plantean los costos de operación y mantenimiento de tres opciones de separación (sólido – líquido), escogidas de las descritas en los apartados 3.2.2.5 y 3.2.2.6. Los costos analizados se tomaron de lo reportado en la bibliografía indicada.

En primer lugar, se ha preseleccionado la filtración convencional, por ser un proceso bien conocido en todo el mundo, incluso utilizado en AyA para la potabilización.

Como segunda opción a evaluar, se ha tomado la filtración ascendente, dada su amplia aplicación para la remoción química de fósforo, evidenciada en las referencias consultadas, especialmente en Norteamérica. También se consideró que tiene la opción de incorporar medio catalítico (arena recubierta con óxidos de hierro) para maximizar su rendimiento, y que tiene la capacidad de complementar la desnitrificación biológica, en caso de ser necesario.

En tercer lugar, se decidió incluir la filtración por membrana de micro- y ultrafiltración, puesto que la importante reducción de las últimas dos décadas en los costos energéticos por bombeo y de reemplazo de las membranas, ha extendido por todo el mundo su aplicación a diversos tipos de tratamiento y calidades de agua. Esta tecnología tiene, además, el potencial de producir efluentes aptos para su reutilización.

El Cuadro 19 resume el análisis de costos realizado para las opciones tecnológicas de remoción química de fósforo preseleccionadas para la PTAR Golfito. Los costos de inversión reportados en la literatura son estimaciones anualizadas con tasas de descuento y horizontes de diseño definidos por los autores de cada referencia bibliográfica.

De esta forma, estos costos anualizados de inversión se pueden totalizar con los costos anuales reportados para operación y mantenimiento de los sistemas.

Algunos de los valores reportados son promedios de diferentes casos de estudio en Norteamérica, en cuyo caso se ha indicado el valor de covariancia, estimado como la razón porcentual entre la desviación estándar y la media. Cabe aclarar que **estos costos NO son estimaciones fiables para efectos de presupuestación** de las obras a construir en la PTAR Golfito, pues han sido tomados directamente de la literatura consultada y se reportan sólo con fines comparativos para la selección entre posibles tecnologías aplicables.

Según el análisis realizado, la filtración ascendente sería la opción con menor costo total (inversión más operación y mantenimiento). Sin embargo, la filtración convencional presenta un costo de inversión menor (~7%).

Cuadro 19. Comparación de costos de aplicación de tecnologías seleccionadas a la PTAR Golfito.

	Costo			Efluente (mg/L)	
	Inversión	**O+M**	**Total**	**TP**	**SSTe**
Filtración convencional [6]	52,0 (64%)	23,5 (23%)	75,5	0,090 – 0,132[7]	0,1 – 14[9]
Filtración ascendente [6]	55,8 (15%)	17,8 (51%)	73,7	0,121 – 0,380[7]	0,5 – 18[9]
Membrana (MF y UF) [8]	62,3 (N/A)	54,9 (N/A)	117	0 – 0,120[9]	<1,0[10]

Costos anuales en miles de dólares de los EE.UU. con covariancias entre paréntesis. Elaboración propia con datos de US EPA, 2008 (tabla 3-5).

[6] Adaptado de US EPA, 2008. Tabla 3-5. Costos de inversión anualizados a 20 años al 6%.
[7] Tomado de US EPA, 2008. Tabla 3-1.
[8] Adaptado de Dietze et al., 2002. Para comparación con datos de US EPA, 2008: i) costos convertidos con tasa de cambio $1.13/€; ii) costo de inversión anualizado a 15 años al 7%, convertido a 20 años al 6%.
[9] Tomado de US EPA, 2007.
[10] Tomado de US EPA, 2010.

La filtración por membrana presenta los costos totales más altos (~59%), con respecto a la filtración ascendente. Si bien, la diferencia en costo de inversión es considerable (~12%), es notablemente alta la diferencia en el costo de operación y mantenimiento (~308%). Los altos costos de O+M asociados a la filtración por membrana se deben principalmente al gasto energético del bombeo y al reemplazo periódico de membranas usadas (Dietze et al., 2002). También es importante el costo debido a las limpiezas químicas que requieren las membranas de manera recurrente.

3.4.4. Alternativa seleccionada

Con base en la comparación tecnológica realizada para la remoción química de fósforo en la PTAR Golfito, se propone utilizar sal de sulfato de aluminio en presentación sólida por sacos. Esta sal se disolverá en un sistema de preparación por lotes (ver Figura 3) a una concentración de entre 1 y 2%, para luego ser dosificada en el reactor biológico (co-precipitación) y en el efluente del clarificador secundario (post-precipitación). Las dosis de esta solución de aluminio, en cada punto, serán definidas según los resultados de las pruebas de jarras para control operativo.

Se espera que la mayor parte de las sales de fósforo se produzcan por co-precipitación y sedimenten con el lodo secundario en el clarificador. No obstante, luego, todo el caudal efluente del clarificador ingresará a la unidad de tratamiento terciario por filtración ascendente. Esta unidad permite una filtración ininterrumpida, a la vez que mantiene limpio el medio filtrante (arena). Mediante un sistema tipo *air-lift*, se recircula la arena de manera continua o intermitente desde el fondo del filtro hasta la parte superior, haciéndola pasar por un dispositivo que genera turbulencia para separarla de los sólidos suspendidos atrapados. Debido a la diferencia en gravedad específica, los sólidos salen por la parte superior, mientras la arena limpia cae y se deposita sobre el lecho filtrante (ver Figura 5).

Este filtro asegurará una cantidad muy baja de sólidos suspendidos y fósforo total en el efluente, de tal manera que el posterior proceso de desinfección se desempeñe de

manera óptima y que el agua que se descargue finalmente al ambiente no afecte las condiciones naturales de la bahía de Golfito.

3.4.5. Diferencia de costos según nivel de remoción

A fin de estimar el impacto financiero sobre la inversión, la operación y el mantenimiento de la PTAR Golfito que tendría la definición de diferentes límites de vertido de fósforo, se ha construido una correlación a partir de los resultados del estudio de diversos casos reportados por la Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (US EPA, 2008, table 3-5).

La Figura 7 evidencia una relación inversa de los costos unitarios (inversión, operación y mantenimiento) con respecto a la concentración efluente de fósforo. Si bien los coeficientes de correlación no son robustos, la tendencia es lógica: cuanto menor concentración de fósforo se pretenda en el efluente, mayores serán los costos unitarios asociados. Por presentar una correlación aún menor, se ha descartado la curva de proyección de costos de inversión; los cuales se obtuvieron por diferencia entre las proyecciones de costos totales y costos de operación y mantenimiento.

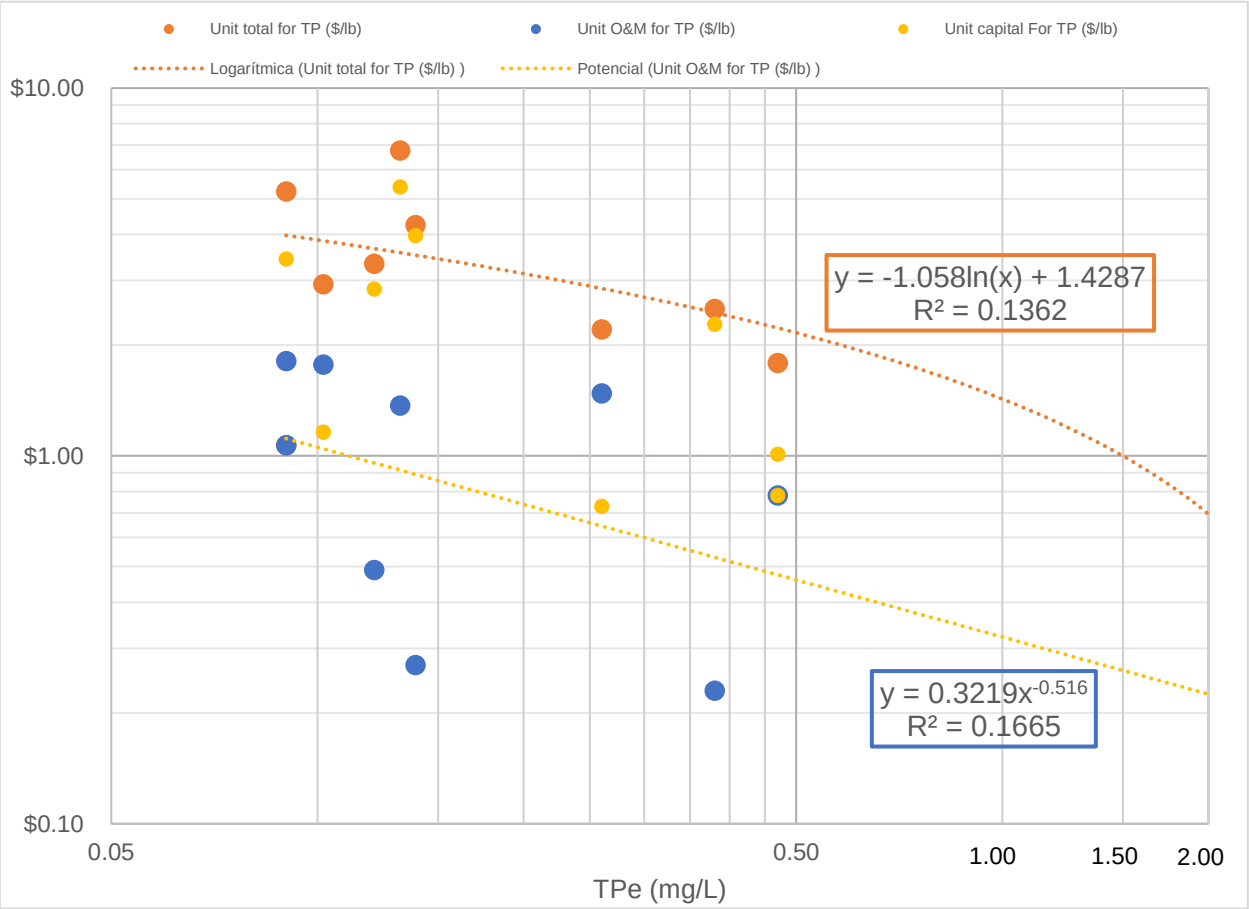
Debe aclararse que los datos corresponden a PTARs con diferentes tecnologías biológicas y químicas para remoción de fósforo; con lo cual, estas tendencias constituyen generalizaciones gruesas de los costos asociados únicamente al proceso de remoción de fósforo de las PTARs, sin distinción de la tecnología utilizada. Más aun, los datos en los que se basa la proyección corresponden al mercado norteamericano en el momento en el que se elaboró el estudio de referencia; por lo cual, no pueden utilizarse directamente en el contexto nacional actual. Para el presente análisis, se ha hecho uso de los datos únicamente con fines de comparación entre escenarios.

En todo caso, la extrapolación de las tendencias calculadas, indica que la decisión de pasar de valores en el efluente de TP = 2,0 mg/L a TP = 1,0 mg/L incrementaría en 135%,

y 43% los costos unitarios ($/lb TP) de inversión y O+M, respectivamente (véase el Cuadro 20).

Aplicando estas diferencias a la PTAR Golfito, se estima que la decisión de pasar de valores en el efluente de TP = 2,0 mg/L a TP = 1,0 mg/L incrementaría en un 17% la masa anual de fósforo removido (suponiendo una concentración afluente de TP = 8,0 mg/L) y en 175%, y 67% los costos asociados a la inversión y la O+M, respectivamente del sistema de remoción de fósforo (véase el Cuadro 20).

Figura 7. Costos unitarios según concentración efluente



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de US EPA (2008)

Cuadro 20. Comparación de costos para dos escenarios de concentración efluente de fósforo.

Valoración	TPe (mg/L)	2.0	1.0	Δ
General (US EPA, 2008)	Costo Unitario Inversión ($/lb TP)	0,47	1,11	135%
	Costo Unitario O+M ($/lb TP)	0,23	0,32	43%
	Costo Unitario Total ($/lb TP)	0,70	1,43	105%
PTAR Golfito	Remoción (lb TP/año)	11 730	13 685	17%
	Costo Inversión ($/año)	$5,5k	$15,1k	**175%**
	Costo O+M ($/año)	$2,6k	$4,4k	**67%**
	Costo Total ($/año)	$8,2k	$19,5k	**140%**

3.5. Funcionamiento general de la alternativa propuesta

El sistema propuesto para la remoción química de fósforo de la PTAR Golfito se muestra esquemáticamente en la Figura 8, y estará compuesto de los siguientes procesos:

1. Almacenamiento de sal
2. Disolución (sólo para sal sólida, ver Figura 3)
3. Dosificación para co-precipitación
4. Mezcla
5. Floculación
6. Separación por gravedad
7. Dosificación para post-precipitación
8. Separación terciaria

De estos, adicionalmente a los procesos ya propuestos por el Área Funcional de Diseño de Saneamiento (UEN PyC, SAID), se estima que se requiere el área que se detalla en la siguiente tabla (véanse los detalles de cada estimación en cada apartado correspondiente de la sección 3.2.2).

Cuadro 21. Área adicional requerida para alternativa propuesta

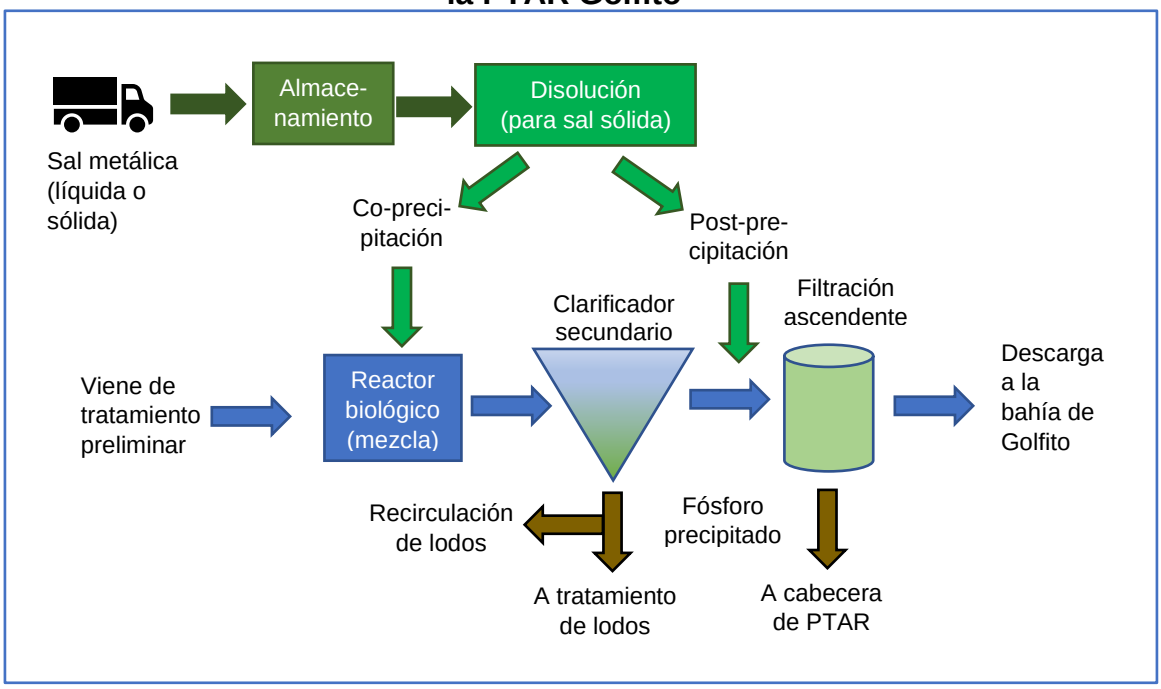
Proceso	Área (m^2)
Almacenamiento de sal	57,0
Disolución y dosificación	5,7
Filtración ascendente	27,8
Total	**90,5**

Fuente: elaboración propia

El proceso de remoción química de fósforo propuesto para la PTAR Golfito inicia con el almacenamiento de la sal metálica. Posteriormente, en el caso de que la sal se suministre a la planta en presentación sólida (pulverizada, granular o aglutinada), ésta deberá alimentarse al proceso de disolución, a fin de obtener una solución acuosa a la concentración definida y optimizada según el diseño y el control operativo de la PTAR. Esta gestión se debe realizar tomando en cuenta lo indicado en los apartados 3.2.2.1, 3.2.2.2 y la Figura3 y Figura 8.

Seguidamente, la solución metálica preparada se dosifica tanto en el reactor biológico (co-precipitación) como en el efluente del sedimentador secundario (post-precipitación). En el reactor biológico ocurre la mezcla del coagulante con la matriz acuosa del licor mezclado y la formación de los precipitados de fósforo. Posteriormente, en el sedimentador secundario y en los canales que llevan a él, ocurrirá la floculación o aglutinamiento de los precipitados, los cuales serán arrastrados al fondo del sedimentador con el resto del lodo. La primera del fósforo ocurrirá por la purga de una fracción de este lodo sedimentado que será gestionado por los procesos previstos para el tratamiento de lodos de la PTAR; el resto se recirculará al reactor biológico. Deberán atenderse las condiciones señaladas en los apartados 3.2.2.2, 3.2.2.3, 3.2.2.4 y 3.2.2.5 para asegurar las condiciones adecuadas para los pasos de dosificación, mezcla, floculación y separación.

Figura 8. Diagrama del sistema propuesto para la remoción química de fósforo en la PTAR Golfito



Finalmente, la solución metálica aplicada en la post-precipitación facilitará los procesos de floculación, adsorción y filtración que ocurren en el filtro terciario (ascendente). Esta unidad entrega el efluente final de la PTAR, que será descargado a la bahía de Golfito en condiciones adecuadas para evitar la eutrofización. De este filtro se extrae también un flujo rico en sólidos suspendidos, producto del retrolavado (continuo o intermitente), que se redirige a cabecera de planta. Estos sólidos se integrarán a los del licor mezclado en el reactor biológico, sedimentarán y eventualmente serán purgados del fondo del sedimentador secundario. Los detalles de la separación por filtración se indican en el apartado 3.2.2.6.

3.6. Propuesta de aspectos técnicos para remoción química de fósforo a considerar en los términos de referencia para el proyecto de saneamiento de Golfito

Los elementos que se deben considerar en la elaboración de términos de referencia dependen de la modalidad de ejecución de la contratación respectiva. Además, los aspectos técnicos, comerciales y contractuales se establecen de acuerdo con el criterio experto del personal a cargo de la gestión. Es por ello que en esta sección se indican algunos aspectos generales a considerar, desde el punto de vista técnico. No se realiza una descripción exhaustiva de todo lo que probablemente se incluirá en el proyecto de tratamiento para la ciudad de Golfito.

3.6.1. Proceso de remoción de fósforo

El proceso de remoción de fósforo propuesto estará integrado de los componentes que se indican en el Cuadro 22.

Cuadro 22. Componentes del sistema para remoción química de fósforo.

#	Etapa	Concepto a implementar
1	Almacenamiento de sal	Almacenamiento en tarimas de sulfato de aluminio en sacos.
2	Disolución de sal sólida	1) Tolva diaria en la que se descarga la sal que se usará cada día. 2) Tanque de disolución en el que se preparará manualmente la solución por lotes. 3) Alimentador de sal sólida de la tolva diaria al tanque de disolución. 4) Alimentación de agua al tanque de disolución. En la tolva se vacían los sacos de sal que se usarán en el día. En el tanque se disolución se mezclan la sal sólida (alimentada desde la tolva diaria) con agua potable o efluente tratado (según pruebas de jarras). Véanse en la Figura 3 el tanque de disolución, la tolva diaria (lado derecho de la figura) y las alimentaciones de sal y agua. Para efectos de cotización de equipos, se han estimado las siguientes cantidades (véase la memoria de cálculo en el Apéndice 2):

		1. Consumo mensual de la sal: 11 448 kg (458 sacos de 25 kg al 17% como Al_2O_3). 2. La alimentación de la sal a la tolva diaria será manual (ver Figura 3, derecha). 3. Capacidad de tolva diaria: 376 kg (15 sacos) 4. Volumen de tanque de disolución; dos opciones: a. 1 lote diario: Vol_tanque = 602 L i. 15 sacos de sal ii. 423 L agua b. 3 lotes diarios: Vol_tanque = 201 L i. 5 sacos de sal ii. 141 L agua 5. Consumo mensual de agua: 12,9 m^3
3	Dosificación para co-precipitación	Sistema para inyección de solución de aluminio (preparada en el tanque de disolución) al reactor biológico; dos opciones: 1) Gravedad 2) Bombeo a. Tanque (*holding tank*) b. Bomba de dosificación c. Medidor de caudal Véase la parte inferior derecha de la Figura 3.
4	Mezcla	No se contempla, pues se considera que ocurrirá en la PTAR (véase sección 3.2.2.3).
5	Floculación	No se contempla, pues se considera que ocurrirá en la PTAR (véase sección 3.2.2.4).
6	Separación por gravedad	No se contempla, pues se considera que ocurrirá en la PTAR (véase sección 3.2.2.5).
7	Dosificación para post-precipitación	Igual al sistema de inyección descrito para la dosificación de la co-precipitación.
8	Separación terciaria	Se contempla un filtro ascendente tipo *DynaSand*® o similar.

Otras consideraciones recomendadas para el diseño sanitario del proceso de remoción química de fósforo son las siguientes:

- Utilizar el sulfato de aluminio como producto químico a dosificar.
- Prever el uso de ayudante de coagulación o agente alcalinizante, en caso de ser necesario durante la puesta en marcha y operación.

- Adicionar productos químicos en puntos múltiples: co-precipitación, y post-precipitación. No aplica la pre-precipitación por el diseño sanitario planteado para la PTAR Golfito.
- Solicitar el uso de una razón másica (masa coagulante: masa de fósforo) basada en una referencia bibliográfica fundamentada en literatura y experiencia operativa de otros países latinoamericanos.
- Diseñar el sistema para lograr una concentración de fósforo total en el efluente menor o igual a 1 mg/L.
- Cumplir con lo establecido en el reglamento de vertido y reuso de aguas residuales en cuanto a iones metálicos (tabla 5 del decreto mencionado).
- Verificar la condición de alcalinidad y pH presente en el agua residual generada en Golfito y en otros sistemas de saneamiento del país.
- Suponer composición del fósforo total (ortofosfato, polifosfato y fósforo orgánico) con base en información real de análisis químico, procedente de las redes de recolección de Golfito. Esto debe considerar el posible efecto del sistema de tratamiento biológico.
- Solicitar que el pozo central del clarificador secundario se dimensione para favorecer la floculación del proceso de remoción química de fósforo.
- Seguir esquema de proceso base, propuesto en el presente informe (Figura 3 y Figura 8).
- Solicitar una validación de la estimación de generación de lodos residuales como consecuencia del proceso químico (con base en el diseño final) e incorporar este requerimiento al diseño del sistema global para manejo de lodos residuales de la PTAR.

- Solicitar, como parte del futuro proceso de puesta en marcha, una etapa de optimización de la remoción química de fósforo que considere como mínimo: dosis de químico, desempeño, generación de lodos y labores de operación y mantenimiento.

3.6.2. Especificación técnica para adquisición del producto químico

Es claro que el uso del producto químico será para tratamiento de aguas residuales. No obstante, se recomienda realizar la puesta en marcha y operación del primer año (por lo menos) con un insumo que cumpla altos estándares de calidad. Inicialmente, se proponen algunos estándares relacionados con potabilización de aguas ya que el AyA realiza una compra nacional para este insumo. Esto permitirá realizar una optimización adecuada de la gestión de adquisiciones y de la operación durante el primer año de trabajo, lo cual conformará la línea base para cambios eventuales en insumos durante los años subsiguientes. Por lo tanto, para el inicio de operaciones en la PTAR Golfito se recomienda que el producto a utilizar cumpla con los siguientes criterios mínimos:

- Criterios establecidos en el decreto 30046-S “Reglamento Técnico para Sulfato de Aluminio”.
- Norma NSF/ANSI Standard 60 o norma equivalente.
- Norma AWWA-B403 *Standard for Aluminum Sulfate* (última versión) o norma equivalente.
- En caso de que aplique, presentación en sacos con un peso no mayor a 25 kg. Esto corresponde a una condición recomendada de salud ocupacional.
- Sin presencia de material inerte, ya sea como resultado del proceso de fabricación o bien como producto del embalaje. Como materiales inertes se considera, entre otros: arenas, fibras vegetales, fibras sintéticas, o materiales similares al hule o caucho de llantas.

- Empaque en sacos de polipropileno con bolsa interior de polietileno, o bien algún empaque que garantice un desempeño y funcionalidad que permita proteger el producto de la humedad, así como su correcto transporte, manipulación y almacenamiento. Para ello, se debe verificar documentación técnica que lo respalde.

3.6.3. Almacenamiento del producto químico

Las recomendaciones para el almacenamiento se detallan a continuación:

- Bodega para productos químicos (producto seco en sacos):
  - Cercanía a la sala de dosificación.
  - Bodega diseñada y construida como un aposento totalmente aparte del sitio de preparación de disolución, cuarto eléctrico y otros recintos aledaños.
  - Condiciones ambientales de almacenamiento según recomendaciones del fabricante del producto químico en términos de: ventilación (natural o forzada), temperatura, humedad relativa, acopio del producto, manejo de polvo, etc.
  - Capacidad para abastecimiento de al menos dos meses de producto.
  - Evitar almacenamiento conjunto con otros productos químicos que pudieran resultar en una interacción no deseada.
  - Ventanas ubicadas solamente en la parte superior, para dar iluminación y evitar que la caída de una columna de material pueda romper los vidrios.
  - Ubicar el nivel de la puerta de entrada colindante con una pista de ingreso de camiones y de manera que coincida con la altura de la plataforma del camión, para facilitar la descarga de producto químico.
  - Contar con equipo montacargas o similar apto para el movimiento del producto a su punto de preparación, con los accesos debidamente habilitados en la infraestructura.

3.6.4. Preparación y dosificación del producto químico

Se recomienda el uso del producto químico en polvo o granular por su facilidad de preparación; actualmente el AyA adquiere el sulfato de aluminio en presentación granular. De acuerdo con lo indicado en el presente documento, es conveniente iniciar su uso a partir de una disolución con una concentración que se ubique entre 1% y 2%, aunque la mejor condición de aplicación será definida por medio de pruebas de jarras. Algunas condiciones particulares que se recomienda considerar para esta etapa del proceso son:

- Selección de equipos de mezcla, preparación y dosificación acordes con las características de una disolución de sulfato de aluminio, con base en recomendación del fabricante de equipos y accesorios. También se debe considerar la posibilidad de uso de un ayudante de floculación.
- Configuración del sistema de mezcla, preparación y dosificación con posibilidad de regulación amplia de la dosificación, de tal forma que se pueda ajustar adecuadamente la aplicación de producto químico en puntos múltiples.
- Inclusión de elementos de medición de caudal para la línea de agua para preparación de la solución madre, y para cada línea de dosificación. Debe incluir lectura instantánea de caudal y un acumulativo de volumen trasegado.
- Emplear el esquema general de la figura 3, como base para la configuración definitiva que se debe incluir en el proceso de “diseño y construcción”, considerando la aplicación diaria (“*day hopper for dry chemical from bags or drums*”) debido al tamaño de la PTAR Golfito. Es válido el uso de módulos compactos pre-fabricados para este propósito.
- Automatizar el proceso de preparación y dosificación de la disolución.
- Construir el sistema de forma tal que se permita la dosificación por gravedad, como medida de mitigación en caso de tener fallos eléctricos.

- Valorar el uso de etapa de mezcla rápida inicial durante período de 10 a 30 segundos, con gradiente de velocidad cercano a 400 s^{-1}.
- Valorar que la mezcla de la etapa de floculación en tanque de aireación se dé en esa misma etapa de tratamiento, considerando incluso una posible reducción del flujo de aire hacia el final de esta operación unitaria.
- Valorar que la mezcla de la etapa de floculación en tanque de aireación se dé en esa misma etapa de tratamiento, considerando incluso una posible reducción del flujo de aire hacia el final de esta operación unitaria.

Algunas recomendaciones adicionales para el cuarto de dosificación son las siguientes:

- Cercanía al punto de mezcla rápida, para evitar pérdidas de carga y depósito de materiales sólidos.
- Aposento totalmente aparte del sitio de bodega, cuarto eléctrico y otros recintos aledaños.
- Instalación eléctrica alejada de los tanques o tolvas para preparación de la disolución.
- Sistema de canalizaciones en el piso para evacuación de aguas residuales.
- Sistema de rebalse en los tanques o tolvas para preparación de la disolución.
- Estructura de soporte para sacos de producto químico, apta para la operación de preparación del saco, descarga de materia prima y preparación de la disolución.
- Condiciones ambientales del espacio físico según recomendaciones del fabricante del producto químico en términos de: ventilación (natural o forzada), temperatura, humedad relativa, corrosividad, manejo de polvo, etc.

- Tanques o tolvas para preparación de la disolución construidos en concreto, con un volumen mínimo suficiente para satisfacer demanda durante un turno de operación.
- Se deben diseñar al menos dos tanques o tolvas para preparación de la disolución (una para preparación y otra para operación) de cada producto químico que se desee aplicar. Deben estar instalados en una sola hilera.
- Valorar la concentración de la disolución propuesta para determinar el volumen de las unidades para preparación de químicos, según la operación proyectada.
- Habilitar la aplicación de agua adicional a la salida del dosificador, con la respectiva medición de caudal.
- Tanques o tolvas para preparación de la disolución con mecanismo de purga de sedimento residual que pueda acumularse en el fondo. Se debe garantizar que el diseño de los mismos permita una mezcla completa, sin zonas muertas.

Algunas recomendaciones adicionales para los equipos de dosificación son las siguientes:

- Salida del dosificador con punto de registro para calibración del equipo.
- Caudal ajustable.
- Unidad de mando extraíble con pantalla LCD iluminada tipo HMI para control de velocidad y operaciones paro / marcha.
- Apto para trasiego de sulfato de aluminio.
- Dimensionamiento de equipo de dosificación según la cantidad máxima de puntos simultáneos de dosificación, y considerar siempre una bomba dosificadora para funcionamiento alternado.

En el caso de las tuberías para trasiego de las disoluciones que se utilizarán en el proceso de remoción química, es importante valorar:

- Fabricación con tubería de acero inoxidable 316 o plástico, aptos para trasiego de sulfato de aluminio.
- Uso de canastas para dar soporte y canalizar tuberías.
- Minimizar el uso de cambios de dirección y accesorios.
- Salida del tanque o tolva de disolución colocado 0.1 m por encima del fondo.
- Habilitar puntos para limpieza interna de la tubería en distancias no mayores a 3 m.
- Habilitar uniones de tope para desacople de tubería, por necesidades varias de mantenimiento.
- Solicitar memoria de cálculo para los agitadores propuestos en la etapa de preparación de la disolución, donde se documente la tolerancia a los esfuerzos que estará sometido el eje.
- Agitadores con caja reductora de velocidad, para lograr el gradiente requerido según el diseño sanitario.
- Motores del tipo TEFC (totally enclosed fan cooled), cuyo material de la carcasa sea aluminio fundido.
- Engranajes lubricados con grasa grado alimenticio, no aceite, con el fin de reducir riesgo de contaminación o afectación a procesos biológicos.
- Rodamientos del eje permanentemente lubricados.
- Eje y propela fabricados en acero inoxidable 316.
- Habilitar medición de caudal en cada punto de dosificación, apto para la disolución que se va a trasegar.

- Evitar exposición directa a la luz solar.

3.6.5. Separación terciaria

Se recomienda el uso de filtración ascendente como el mecanismo para separación terciaria. Es claro que esta etapa debe contemplar la totalidad del agua que se va a tratar en la PTAR Golfito, pues constituye una barrera para evitar fuga de sólidos que pudieran afectar el desempeño de la remoción química de fósforo o incluso que pudieran provocar algún efecto adverso en la etapa de desinfección final. Algunas condiciones particulares que se recomienda considerar para esta etapa del proceso son:

- Emplear filtración con arena.
- Solicitar la configuración para ejecución de retrolavado simultáneo con el proceso de filtración. Esto facilitará en gran medida el manejo de residuos del proceso de separación terciaria.
- Procurar la obtención de un efluente con turbiedad menor a 2.5 UNT y sólidos suspendidos totales menores a 10 mg/L.
- Utilizar una tasa de filtración no mayor a 12 m/h.
- Verificar que la calidad del efluente que se tiene visualizada en el diseño final para la etapa de tratamiento secundario en la PTAR, sea compatible con la calidad de agua que exige la filtración terciaria para su adecuado funcionamiento.
- Habilitar la posibilidad de que se utilice filtración ascendente en serie (dos o más etapas), siempre que el costo-beneficio para el proyecto se encuentre dentro de los parámetros establecidos para el diseño.

3.6.6. Equipo de laboratorio

En esta sección se detalla el equipo de laboratorio que se recomienda incluir en la especificación técnica de los elementos que serán parte de la PTAR. No corresponde a equipo de medición en línea ni tampoco toma en consideración lo necesario para control

de otras etapas, tales como: pre-tratamiento, remoción de carga orgánica, remoción de nitrógeno, etc. Como parte de los ítems es posible citar los siguientes (EPA, 1987):

- Pruebas de jarras:
    - Equipo para uso interior, en laboratorio, con dimensiones máximas de 24 x 110 x 40 cm (A, L, H).
    - Condiciones ambientales de operación: temperatura entre 15 y 45 °C y humedad relativa entre 50% y 90%.
    - Equipo de prueba de jarras programable, con seis posiciones, cada una con su respectiva paleta para agitación.
    - Un beaker cuadrado por posición, de al menos 2 L cada uno. Construcción acrílica con más de 5 mm de grosor, para temperatura constante y con sifón para sacar la muestra.
    - Agitadores fabricados en acero inoxidable, con dimensiones 2.5 cm de alto, 7 cm de largo, espaciados entre sí por 15 cm. Su posición vertical debe ser ajustable, y debe poder adecuarse hasta alcanzar un espacio libre entre la paleta y la base de 3 cm.
    - Peso máximo de 24 kg.
    - Diseño apto para el método D 2035 en estándar ASTM.
    - Velocidad regulable en cada posición, de 5 a 300 rpm, indicada en pantalla. Posibilidad de incrementos de 1 rpm.
    - Intervalo de tiempo para programación de pruebas: 1 segundo hasta 59 minutos con 59 segundos.
    - Alertas auditivas para la programación.
    - Posibilidad de programación para arranque secuencial de agitadores por medio de los bancos de memoria.

- Programación no se borra al apagar el equipo.
- Panel iluminador para las muestras.
- Teclas tipo “touch pad”, herméticas.
- Conexión a 120 VAC / 60 Hz, lámpara fluorescente para iluminador y cobertor, con selector de encendido y apagado para la base iluminada, independiente del mecanismo de agitación.

- Alcalinidad:
  - Todo el equipamiento, reactivos y cristalería necesarios para la determinación de alcalinidad según el método 2320 del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
  - La cantidad de reactivos debe ser determinada por el elaborador final de especificaciones técnicas.
- Fósforo total / Ortofosfato:
  - Espectrofotómetro y reactivos para ejecución de prueba para fósforo total y fósforo reactivo (ortofosfato), por medio del método de ácido ascórbico, con un intervalo de medición desde 0.15 a 4.5 mg/L. La cantidad de reactivos debe ser determinada por el elaborador final de especificaciones técnicas.
  - El espectrofotómetro debe contar con las características suficientes para determinar: demanda química de oxígeno, nitrógeno total y amoniacal, fósforo total y reactivo, aluminio residual y otros necesarios que se determinen para la PTAR.
- Aluminio residual:
  - Espectrofotómetro y reactivos para ejecución de prueba para aluminio, por medio del *aluminon*, con un intervalo de medición desde 0.02 a 0.80

mg/L. La cantidad de reactivos debe ser determinada por el elaborador final de especificaciones técnicas.

- Calentador de muestras para determinación de aluminio en el caso de utilizar polímeros como agentes coagulantes o floculantes.
- El espectrofotómetro debe contar con las características suficientes para determinar: demanda química de oxígeno, nitrógeno total y amoniacal, fósforo total y reactivo, aluminio residual y otros necesarios que se determinen para la PTAR.

- DQO:
  - Espectrofotómetro, digestor y reactivos para ejecución de prueba para DQO, por medio US EPA, con digestión en reactor. Con un intervalo de medición desde 3 a 150 mg/L y 20 a 1500 mg/L (sin mercurio). La cantidad de reactivos debe ser determinada por el elaborador final de especificaciones técnicas.
  - El espectrofotómetro debe contar con las características suficientes para determinar: demanda química de oxígeno, nitrógeno total y amoniacal, fósforo total y reactivo, aluminio residual y otros necesarios que se determinen para la PTAR.
  - El digestor debe contar con capacidad de procesamiento simultáneo de al menos 15 muestras.
- pH / Conductividad / Sólidos Disueltos:
  - Parámetros: pH, conductividad, solidos totales disueltos (SDT), salinidad, temperatura
  - Con sensor reemplazable.
  - Equipo con baterías.

- Cordón sujetador.
- Soluciones de calibración.
- Exactitud:
    - Conductividad; ± 1 %
    - pH; ± 0,01 de pH
    - Salinidad; ± 1 %
    - SDT; ± 1 %
    - Temperatura; ±0,5 °C
- Rango:
    - Conductividad; rango automático (0,0 a 199,9 µS/cm; 200 a 1999 µS/cm; 2,00 a 19,99 mS/cm).
    - pH, 0,00 a 14,00
    - Salinidad; rango automático (0,00 a 10,00 ppt; 0,00 a 1,00 %)
    - TDS; rango automático (0,0 a 99,9 ppm; 100 a 999 ppm; 1,00 a 10,00 ppt)
    - Temperatura; 0 a 50 °C
- Resolución:
    - Conductividad; 0,1 µS/cm de 0,0 a 199,9 µS/cm; 1 µS/cm de 200 a 1999 µS/cm; 0,01 mS/cm de 2,00 a 19,99 mS/cm
    - pH; 0,01 de pH
    - Salinidad; 0,01 % de 0,00 a 10,00 %; 0,01 % de 0,00 a 1 %
    - SDT; 0,1 ppm de 0,0 a 99,9 ppm; 1 ppm de 100 a 999 ppm; 0,01 % de 0,00 a 10,00 %

- Temperatura; 0,1 °C

- Sólidos Suspendidos Totales:
  - Todo el equipamiento, reactivos y cristalería necesarios para la determinación de sólidos suspendidos totales según el método 2540 D del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
  - Todo equipo que requiera alimentación eléctrica, con capacidad para conexión a 120 VAC / 60 Hz.
- Sólidos Suspendidos Volátiles:
  - Todo el equipamiento, reactivos y cristalería necesarios para la determinación de sólidos suspendidos volátiles según el método 2540 E del *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
  - Todo equipo que requiera alimentación eléctrica, con capacidad para conexión a 120 VAC / 60 Hz.

3.6.7. Condiciones de salud y seguridad ocupacional

Se recomienda realizar un estudio para los espacios relacionados con el proceso de remoción de fósforo, que determine las necesidades de infraestructura y equipos (por ejemplo, extintores, puntos de reunión, señalizaciones, entre otros) necesarios para atención de incendios u otras emergencias. Esto debe permitir garantizar el cumplimiento del marco legal costarricense en cuanto a seguridad, salud ocupacional y Ley 7600. También debe considerarse lo que establece la convención colectiva, para beneficio de las condiciones del trabajador (comedores, espacios para cambio de vestimenta, etc).

4. CONCLUSIONES

- Las principales alternativas para remoción química de fósforo contemplan el uso de sales de hierro y aluminio, así como su respectivo complemento con diversos tipos de polímeros.
- El método más conveniente para remoción química de fósforo, bajo los supuestos considerados en el presente estudio, es la aplicación en puntos múltiples de sulfato de aluminio.
- La infraestructura mínima por considerar para el proceso de remoción química de fósforo contempla: almacenamiento de producto químico, preparación, dosificación, mezcla, floculación, separación por gravedad y separación terciaria (filtro ascendente).
- El área mínima adicional requerida para remoción química de fósforo para el caso de Golfito es 90,5 m^2 (ver Cuadro 21).
- Debido a la magnitud de la PTAR Golfito (< 1 MGD), y según lo recomendado en las referencias consultadas, se sugiere que, para el sistema de disolución de sal, la preparación se realice manualmente por lotes.
- Los criterios mínimos por considerar para los procesos de remoción química de fósforo son: dosis y costo de producto químico, alcalinidad y pH del agua a tratar, puntos de adición, factores adversos para la reacción química, tiempo de reacción y cambio en la producción de lodos residuales.
- Con base en el hecho de que se trata de un proyecto nuevo, es importante considerar adición de producto químico en dos puntos, de manera tal que se puedan satisfacer condiciones para: co-precipitación y post-precipitación.
- La filtración ascendente constituye la mejor opción para llevar a cabo la separación terciaria, debido al menor costo total (inversión más operación y mantenimiento).

- Existe una relación inversa de los costos unitarios de inversión, operación y mantenimiento del sistema de remoción de fósforo con respecto a la concentración efluente de fósforo total. La definición del nivel de fósforo en el efluente tendría un impacto significativo en los costos del sistema de remoción de fósforo a implementar en la PTAR Golfito (véase apartado 3.4.5).

5. RECOMENDACIONES

- Revisar los supuestos empleados para el estudio y validarlos con la información que se vaya obteniendo durante el desarrollo del proyecto de saneamiento.
- Determinar la concentración de fósforo total, ortofosfato y fósforo orgánico para el agua residual en Golfito y realizar los ajustes correspondientes para los cálculos presentados en este informe. De ser necesario, se deberá valorar la pertinencia de incluir realmente un sistema para remoción de fósforo en la PTAR.
- Determinar la alcalinidad y el pH del agua, para que el futuro diseñador del sistema pueda contar con datos que le permitan predecir si el agua residual cuenta con una capacidad amortiguadora suficiente para el proceso de remoción química.
- Adaptar el documento técnico al estilo de los términos de referencia futuros del proyecto de saneamiento para Golfito.
- Valorar qué tan eutrofizado se encuentra el cuerpo de agua en la bahía de Golfito, con el fin de determinar la necesidad de implementar el sistema para remoción de fósforo de la futura PTAR. Esto se puede hacer evaluando información histórica de calidad de agua e incluso comparando los datos de calidad disponibles con la información correspondiente al cuerpo de agua en el Golfo Dulce e incluso las determinaciones que existan para el océano Pacífico, en el litoral costarricense.

- Considerar para futuros diseños de saneamiento con tecnologías innovadoras que nunca se han empleado en AyA, la ejecución de valoraciones previas con sistemas piloto, que permitan analizar en detalle cada nueva tecnología.
- Revalorar el hecho de que la propuesta de la PTAR Golfito incluye filtración de discos luego de la clarificación secundaria. Se sabe que esta tecnología de filtración tiene limitaciones para tratar altas cargas de sólidos suspendidos. Tomando en cuenta la prevalencia de los problemas de desempeño de la sedimentación secundaria (p.ej. lodo flotante), se sugiere considerar una tecnología de filtración del efluente más robusta, según se ha descrito en los apartados 3.2.2.5 y 3.2.2.6.
- Definir la concentración de fósforo total del efluente de la PTAR Golfito según criterios que contemplen los costos asociados de inversión, operación y mantenimiento, así como el respectivo riesgo de eutrofización de la bahía Golfito y sus impactos sobre la actividad económica de la zona.
- Indicar a la Región Brunca la necesidad de incorporar los futuros requerimientos de sulfato de aluminio en las compras institucionales.
- Incorporar un apartado de optimización del proceso de remoción química de fósforo, posterior a la puesta en marcha del sistema. Esto a fin de valorar el desempeño real de otros agentes químicos, sin afectar la calidad del vertido en términos de: carga orgánica, carga de nutrientes y concentración residual de metales.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Berzosa, M. *Precios de productos químicos para tratamiento de aguas en Costa Rica*. [Conversación telefónica] (Comunicación personal, 11 de mayo 2020)

Dietze, A., Gnirß, R., & Wiesmann, U. (2002). Phosphorus removal with membrane filtration for surface water treatment. *Water Science and Technology*, *46*(4-5), 257-264. /z-wcorg/.

Engineering Toolbox. (2004). *Water—Dynamic and Kinematic Viscosity*. https://www.engineeringtoolbox.com/water-dynamic-kinematic-viscosity-d_596.html?vA=25&units=C#

Environmental Protection Agency (EPA). *Nutrient control design manual*. Cincinnati: Office of Research and Development, National Risk Management Research Laboratory. (2010)

Environmental Protection Agency (EPA). *Process design manual for phosphorus removal*. Kansas City: Technology transfer. (1971)

Environmental Protection Agency (EPA). (2007). *Advanced wastewater treatment to achieve low concentration of phosphorus.* (EPA 910-R-07-002). U.S. Environmental Protection Agency, Region 10, Office of Water and Watersheds; /z-wcorg/. https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/advanced-wastewater-treatment-achieve-low-concentration-phosphorus

Environmental Protection Agency (EPA). (2008). *Municipal nutrient removal technologies reference document.* U.S. Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management; /z-wcorg/. http://purl.access.gpo.gov/GPO/LPS118259

Environmental Protection Agency (EPA). (2010). *Nutrient control design manual*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, National Risk

Management Research Laboratory; /z-wcorg/. http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1008KTD.TXT

Environmental Protection Agency (EPA) (1987). *Design manual: Phosphorus removal.* U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Center for Environmental Research Information : Water Engineering Research Laboratory; /z-wcorg/. http://catalog.hathitrust.org/api/volumes/oclc/16852954.html

Franks, R., Wilf, M., Voutchkov, N., Murkute, P., & Kizer, J. (2006). *A pilot study using seawater reverse osmosis membranes in combination with various pretreatments to meet the challenges of pacific seawater desalination* (p. 15). Hydanautics Nitto Group Company and Lenntech. https://www.lenntech.com/Data-sheets/Hydranautics-PILOT-STUDY-USING-SEAWATER-REVERSE-OSMOSIS-MEMBRANES.pdf

GEO Specialty Chemicals. (2013). *Aluminum Sulfate, Solution—Liquid Alum Product Bulletin*. http://www.geosc.com/Assets/Files/Products-Docs/WTC-Product-Docs/Aluminum-Sulfate-Solution-2013.pdf

Hidrotecnia Consultores S.A. *Informe final de etapa II: Factibilidad y priorización de obras*. Licitación abreviada 2014LA-000005-PRI: Servicios de ingeniería para la elaboración de los estudios de factibilidad y diseños finales del sistema de alcantarillado sanitario de la ciudad de Golfito, Puntarenas. (2015)

Lever, M. (2012). *Activated sludge bulking. One hundred years of theory and practice*. https://www.researchgate.net/publication/271523654_ACTIVATED_SLUDGE_BULKING_One_hundred_years_of_theory_and_practice

López, C. *Métodos experimentales para el tratamiento de aguas residuales*. Londres: IWA Publishing. (2019)

Mackenzie, D. *Water and wastewater engineering: design, principles and practice*. Michigan: McGraw-Hill Companies, Inc. (2010)

Ministerio de Salud de Costa Rica (MINSA). *Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales*. San José: Gobierno de Costa Rica. (2007)

Nexom. (2018). *Blue PRO® Reactive Filtration for Phosphorus and Metals*. Nexom. https://nexom.com/blue-pro

Novellino, M. (2014, enero 8). *DynaSand® Presentation—YouTube*. https://www.youtube.com/watch?v=M2bf4AO51iY

Parkson Corporation. (2018, febrero 2). *DynaSand® EcoWash®*. https://www.wateronline.com/doc/dynasand-ecowash-0001

Parkson Corporation. (2020). *DynaSand D2®—Two-Stage Filtration System*. Parkson Corporation. https://www.parkson.com/products/dynasand-d2

Peters, M. S., & Timmerhaus, K. D. *Plant design and economics for chemical engineers*. New York, McGraw-Hill. (1991)

Solano-Ramírez, R. (2019). *Resumen Ejecutivo. Sistema de Tratamiento del proyecto "Construcción del Alcantarillado Sanitario de la ciudad de Golfito, Puntarenas"*. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, UEN Programación y Control.

Takacs, I. et al. *Chemical phosphorus removal to extremely low levels: experience of two plants in the Washingon, DC area*. IWA Publishing. Water Science & Technology: Vol 53 N° 12, pp 21-28. (2006)

Tchobanoglous, George., Burton, F. L., Stensel, H. David., & Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. McGraw-Hill; /z-wcorg/.

USALCO. *Remove phosphorous via wastewater treatment, sodium aluminate, LSA 38, metal ions, alum, ferric chloride, ferrous chloride* (2020). https://www.usalco.com/applications/phosphorus-removal/. Consultado el 03-may-2020.

Wang, J. et al. *Comparison of three aluminum coagulants for phosphorus removal*. Journal of Water Resource and Protection, 2014, 6, 902 – 908.

Wisconsin Department of Natural Resources (WDNR). *Introduction to Phosphorus Removal Study Guide*. Madison: Bureau of Science Services, Operator Certification Program. (2009)

7. CONTROL DE CAMBIOS

N° Versión	Justificación de los cambios	Descripción de los cambios

8. APÉNDICES

8.1. Apéndice 1

Memoria de cálculo para dosificación de $FeCl_3$

Constantes y supuestos

a. Sal metálica: **cloruro férrico** ($FeCl_3$) en solución acuosa

b. Concentración de la solución: $[FeCl_3] = 40\%\ (m{:}m)$

c. Densidad de la solución de $FeCl_3$: $\rho = 1{,}4\ {}^{kg}/_{L}$

d. Masa atómica del hierro: $m_{Fe} = 55{,}85\ {}^{g}/_{mol}$

e. Masa molecular del cloruro férrico: $m_{FeCl_3} = 162{,}2\ {}^{g}/_{mol}$

f. Masa molecular del fósforo: $m_P = 30{,}97\ {}^{g}/_{mol}$

g. Caudal afluente a la PTAR: $Q_i = 28{,}1\ {}^{L}/_{s}$

h. Concentración de fósforo del afluente: $[P]_i = 8\ {}^{mg}/_{L}$

i. Dosis molar meta: $D_{mol} = 2{,}0\,\frac{mol\ Fe}{mol\ P}$

j. Remoción de fosfato: 98%

Memoria de cálculo

1. Se determina la masa de hierro (Fe) disponible en la solución:

a. Contenido de cloruro férrico en cada litro de solución:

$$[FeCl_3]_{m:v} = [FeCl_3]_{m:m} \cdot \rho$$

$$[FeCl_3] = 40\% \cdot 1{,}4\,{}^{kg}/_{L} = 0{,}56\,{}^{kg}/_{L}$$

b. Contenido de hierro en cada litro de solución:

$$[Fe]_{sol} = [FeCl_3]_{sol} \cdot \frac{m_{Fe}}{m_{FeCl_3}}$$

$$[Fe]_{sol} = 560\,{}^{g}/_{L} \cdot \frac{55{,}85\ {}^{g}/_{mol}}{162{,}2\ {}^{g}/_{mol}}$$

$$[Fe]_{sol} = 193\,{}^{g}/_{L}$$

2. Se determina la dosis (masa) de hierro (Fe) requerida por unidad de masa de fósforo (P):

$$D_{masa} = D_{mol} \cdot \frac{m_{Fe}}{m_P}$$

$$D_{masa} = 2{,}0\,\frac{mol\ Fe}{mol\ P} \cdot \frac{55{,}85\ {}^{g}/_{mol}}{30{,}97\ {}^{g}/_{mol}}$$

$$D_{masa} = 3{,}61\,\frac{g\ Fe}{g\ P}$$

3. Se determina la dosis (volumen) de solución de $FeCl_3$ requerida:

$$D_{sol} = \frac{D_{masa}}{[Fe]_{sol}}$$

$$D_{sol} = \frac{3{,}61\,\frac{g\ Fe}{g\ P}}{193\ \frac{g\ Fe}{L}}$$

$$D_{masa} = 18{,}7 \cdot 10^{-3}\,\frac{L}{g\ P}$$

4. Se determina el volumen de solución de cloruro férrico requerido por día:

a. Flujo másico de fósforo afluente:

$$F_P = Q_i \cdot [P]_i$$

$$F_P = \left(28{,}1\,{}^{L}/_{s}\ \cdot\ 8 \cdot 10^{-3}\,{}^{g\ P}/_{L}\right) \cdot 86400\,{}^{s}/_{d}$$

$$F_P = 19{,}4 \cdot 10^3 \, {}^{g\ P}/_{d}$$

b. Volumen diario requerido de solución de $FeCl_3$:

$$Q_{sol} = F_P \cdot D_{masa}$$

$$Q_{sol} = \left(19{,}4 \cdot 10^3 \, {}^{g\ P}/_{d}\right) \cdot \left(18{,}7 \cdot 10^{-3} \frac{L}{g\ P}\right)$$

$$Q_{sol} = 363 \, {}^{L}/_{d}$$

8.2. Apéndice 2

Memoria de cálculo para dosificación de $Al_2(SO4)_3$

Constantes y supuestos

Comercialmente, los valores de pureza de sal y de concentración de solución acuosa de $Al_2(SO_4)_3$ (sulfato de aluminio) se consignan como fracción de masa de Al_2O_3 (alúmina).

a. Sal metálica: **sulfato de aluminio** $Al_2(SO_4)_3$, sólido (en sacos)

b. Pureza de la sal: $[Al_2O_3]_{sal} = 17\%$ (m:m)[11]

c. Concentración de la solución: $[Al_2O_3]_{sol} = 8\%$ (m:m)[12]

d. Densidad de la solución de sulfato de aluminio: $\rho = 1{,}33\ {}^{kg}/_{L}$ [13]

e. Masa atómica del aluminio: $m_{Al} = 26{,}98\ {}^{g}/_{mol}$

f. Masa molecular del sulfato de aluminio: $m_{Al_2(SO_4)_3} = 342{,}1\ {}^{g}/_{mol}$

g. Masa molecular de la alúmina: $m_{Al_2O_3} = 102{,}0\ {}^{g}/_{mol}$

h. Masa atómica del fósforo: $m_P = 30{,}97\ {}^{g}/_{mol}$

i. Caudal afluente a la PTAR: $Q_i = 28{,}1\ {}^{L}/_{s}$

j. Concentración de fósforo del afluente: $[P]_i = 8{,}0\ {}^{mg}/_{L}$

k. Dosis molar meta: $D_{mol} = 2{,}0\,\frac{mol\ Al}{mol\ P}$

l. Remoción de fosfato: 95%

[11] (Ospina, 2012)
[12] (Ospina, 2012)
[13] (GEO Specialty Chemicals, 2013)

Memoria de cálculo

1. Se determina la masa de aluminio (Al) disponible en la solución:

   a. Contenido de sulfato de aluminio en cada litro de solución:

$$[Al_2O_3]_{sol\ m:v} = [Al_2O_3]_{sol\ m:m} \cdot \rho$$

$$[Al_2O_3]_{sol\ m:v} = 8\% \cdot 1{,}33\ {}^{kg}/_{L} = 106\ {}^{g}/_{L}$$

   b. Contenido de aluminio en cada litro de solución:

$$[Al]_{sol} = [Al_2O_3]_{sol} \cdot \frac{2 \cdot m_{Al}}{m_{Al_2O_3}}$$

$$[Al]_{sol} = 106\ {}^{g}/_{L} \cdot \frac{2 \cdot 26{,}98\ {}^{g}/_{mol}}{102{,}0\ {}^{g}/_{mol}}$$

$$[Al]_{sol} = 56{,}2\ {}^{g}/_{L}$$

2. Se determina la dosis (masa) de aluminio (Al) requerida por unidad de masa de fósforo (P):

$$D_{masa} = D_{mol} \cdot \frac{m_{Al}}{m_P}$$

$$D_{masa} = 2{,}0 \frac{mol\ Al}{mol\ P} \cdot \frac{26{,}98\ {}^{g}/_{mol}}{30{,}97\ {}^{g}/_{mol}}$$

$$D_{masa} = 1{,}74 \frac{g\ Fe}{g\ P}$$

3. Se determina la dosis (volumen) de solución de $Al_2(SO_4)_3$ requerida:

$$D_{sol} = \frac{D_{masa}}{[Al]_{sol}}$$

$$D_{sol} = \frac{1{,}74 \frac{g\ Al}{g\ P}}{56{,}2\ \frac{g\ Al}{L}}$$

$$D_{masa} = 31{,}0 \cdot 10^{-3} \frac{L}{g\ P}$$

4. Se determina el volumen de solución de sulfato de aluminio requerido por día:

   a. Flujo másico de fósforo afluente:

$$F_P = Q_i \cdot [P]_i$$

$$F_P = \left(28{,}1\ {}^{L}/_{s}\ \cdot\ 8 \cdot 10^{-3}\ {}^{g\ P}/_{L}\right) \cdot 86400\ {}^{s}/_{d}$$

$$F_P = 19{,}4 \cdot 10^{3}\ {}^{g\ P}/_{d}$$

   b. Volumen diario requerido de solución de $Al_2(SO_4)_3$:

$$Q_{sol} = F_P \cdot D_{masa}$$

$$Q_{sol} = \left(19{,}4 \cdot 10^{3}\ {}^{g\ P}/_{d}\right) \cdot \left(31{,}0 \cdot 10^{-3} \frac{L}{g\ P}\right)$$

$$Q_{sol} = 602\ {}^{L}/_{d}$$

   c. Masa diaria requerida de solución de $Al_2(SO_4)_3$:

$$F_{sol} = \rho \cdot Q_{sol}$$

$$F_{sol} = 1{,}33\ {}^{kg}/_{L} \cdot 602\ {}^{L}/_{d}$$

$$F_{sol} = 799\ {}^{kg}/_{d}$$

5. Se determina la masa de sal de sulfato de aluminio (sólida) requerida por día:

   a. Masa diaria requerida de alúmina:

$$F_{Al_2O_3} = [Al_2O_3]_{sol} \cdot Q_{sol}$$

$$F_{Al_2O_3} = 106\ {}^{g}/_{L} \cdot 602\ {}^{L}/_{d}$$

$$F_{Al_2O_3} = 63{,}9 \cdot 10^3 \, {}^{g}/_{d}$$

b. Masa diaria requerida de sal:

$$F_{sal} = \frac{F_{Al_2O_3}}{[Al_2O_3]_{sal}}$$

$$F_{sal} = \frac{63{,}9 \, {}^{kg}/_{d}}{17\%}$$

$$F_{sal} = 376 \, {}^{kg}/_{d} = 11\,448 \, {}^{kg}/_{mes}$$

c. Cantidad diaria requerida de sacos (25 kg c/u) de sal:

$$n_{sacos} = \frac{F_{sal}}{m_{saco}}$$

$$n_{sacos} = \frac{376 \, {}^{kg}/_{d}}{25 \, {}^{kg}/_{saco}}$$

$$n_{sacos} = 15{,}0 \, {}^{sacos}/_{d} = 458 \, {}^{sacos}/_{mes}$$

6. Se determina la masa de agua requerida por día para preparar la solución:

$$F_{H_2O} = F_{sol} - F_{sal}$$

$$F_{H_2O} = 799 \, {}^{kg}/_{d} - 376 \, {}^{kg}/_{d}$$

$$F_{H_2O} = 423 \, {}^{kg}/_{d}$$

9. ANEXOS

9.1. Anexo 1

Costos según "**Chemical Engineering Plant Cost Index**"

> *"Construction costs for chemical plants form the basis of the Chemical Engineering plant cost index. The four major components of this index are weighted by percentage in the following manner: equipment, machinery, and supports, 61; erection and installation labor, 22; buildings, materials, and labor, 7; and engineering and supervision, 10. The major component, equipment, is further subdivided and weighted as follows: fabricated equipment, 37; process machinery, 14; pipe, valves, and fittings, 20; process instruments and controls, 7; pumps and compressors, 7; electrical equipment and materials, 5; and structural supports, insulation, and paint, 10. All are based on 1957-1959 = 100."*

Tomado de Peters & Timmerhaus (1991, p.165).

Cuadro 23. Costos de inversión de una planta de proceso según *Chemical Engineering plant cost index*

Componente de la planta	Peso en el costo
Equipo, maquinaria y estructura	61%
Equipo fabricado	37%
Maquinaria de proceso	14%
Tubería, válvulas y acoples	20%
Instrumentos y controles de proceso	7%
Bombas y compresores	7%
Equipos y materiales eléctricos	5%
Soporte estructural, aislamiento y pintura	10%
Mano de obra erección e instalación	22%
Edificios, materiales y mano de obra	7%
Ingeniería y supervisión	10%

Fuente: Peters & Timmerhaus, (1991)