

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**ESTUDIO PILOTO DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE UNA
FUENTE DE AGUA DE VERTIENTE DE GUAYLLABAMBA PARA
SER UTILIZADA COMO AGUA DE CONSUMO HUMANO**

**TESIS DE GRADO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE MASTER EN
INGENIERÍA AMBIENTAL**

ROSALVA PATRICIA BEDÓN CUNALATA

rosalvita.bedon@gmail.com

DIRECTOR: PhD. ANA LUCÍA BALAREZO AGUILAR

ana.balarezo@epn.edu.ec

Quito, Junio 2018

DECLARACIÓN

Yo, Rosalva Patricia Bedón Cunalata declaro que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido en la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la Normativa Institucional vigente.



ROSALVA BEDÓN CUNALATA

CERTIFICACIÓN

Certifico que el presente trabajo fue desarrollado por Rosalva Patricia Bedón Cunalata, bajo mi supervisión.

A handwritten signature in blue ink, reading "Ana Lucía Balarezo A.", is written over a horizontal blue line.

PhD. Ana Balarezo Aguilar
DIRECTORA DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

A DIOS: por conducirme en este camino, siempre estar junto a mí en todos los momentos de mi vida dándome las fuerzas para nunca declinar en los momentos difíciles que todo ser humano atraviesa. Gracias PAPITO DIOS por nunca olvidarte de tu hija. Diosito mío gracias por darme la mejor madre del mundo.

A la Escuela Politécnica Nacional por haberme brindado la oportunidad de tener acceso de todo el invaluable conocimiento que se imparte a través de sus maestros.

Agradezco de manera muy especial, a mi Directora de tesis, Ana Lucía Balarezo, por haberme guiado de manera acertada en cada etapa de mi trabajo y por ayudarme a entender que no hay cosas imposibles, sino retos y que cada uno de ellos te hace un ser humano rico en capacidad y espíritu. Pero lo valioso que llevo es que para ser el mejor hay que aprender del mejor.

Alexita, mi amiga y compañera de quién aprendí a encontrar el lado valioso de un obstáculo, que se aprende más de los errores que de los aciertos porque demuestras tu capacidad de ingenio para pasar el obstáculo.

Isabelita, la persona de quién entendí que el amor y sinceridad es la virtud que mejor fortalece el espíritu durante toda la vida.

DEDICATORIA

A DIOSITO, por ayudarme a entender que, a pesar de los obstáculos de la vida, esta es maravillosa, que el ser humano nació no para ser ave de paso sino para hacer algo importante para el desarrollo de la vida.

A mis papitos que son mi sol: Marianita y Pacho por inculcarme todos los valores que tengo, pero sobre todo por el amor y apoyo en cada momento de mi vida. Gracias amor de mis amores.

A mi tía Bachita por ser como mi segunda madre, apoyándome en todo sentido y momento; pesar de la distancia nunca te olvidas y preocupas por mí.

CONTENIDO

DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA.....	V
CONTENIDO.....	VI
CAPÍTULO 1	11
INTRODUCCIÓN	11
1.1 Antecedentes	13
1.2 Objetivos	15
1.2.1 Objetivo general.....	15
1.2.2 Objetivo específico	15
1.3 Justificación.....	15
1.3.1 Justificación Teórica	15
1.3.2 Justificación Metodológica	17
1.3.3 Justificación Práctica	17
CAPÍTULO 2	19
MARCO TEÓRICO.....	19
2.1 Presencia de arsénico en aguas subterráneas en el Ecuador	19
2.2 Daños a la salud pública por ingesta de agua con con arsénico.....	19
2.2.1 Efectos agudos	21
2.2.2 Efectos a largo plazo	21
2.2.3 Magnitud del problema	22
2.2.4 Respuesta de la OMS.....	24
2.3 Química del arsénico en el Agua	25

2.3.1	Termodinámica del arsénico y del hierro	27
2.3.2	Oxidación de As^{+3} A As^{+5}	29
2.4	Métodos de remoción de arsénico	30
2.4.1	Remoción por coagulación/floculación	31
2.4.2	Intercambio iónico.....	38
2.4.3	Electrodiálisis.....	39
2.4.4	Ósmosis inversa	39
2.4.5	Adsorción.....	40
CAPÍTULO 3		42
METODOLOGÍA.....		42
3.1	Determinación de las características físico químicas	44
3.2	Remoción de arsénico a nivel de laboratorio.	45
3.2.1	Sustancias y reactivos para los ensayos de laboratorio	46
3.2.2	Materiales y equipos para los ensayos preliminares:	46
3.2.3	Determinación de condiciones óptimas de operación.....	48
3.2.4	Determinación del porcentaje de remoción de As	53
3.3	Remoción de arsénico a nivel piloto.....	54
3.3.1	Pruebas de coagulación-floculación, sedimentación	54
3.3.2	Evaluación de remoción de As a nivel piloto	57
CAPÍTULO 4		58
DISCUSIÓN DE RESULTADOS		58
4.1	Caracterización del agua de vertiente en Guayllabamba	58
4.2	Remoción de arsénico a nivel de laboratorio	61
4.2.1	Determinación de condiciones óptimas	61
4.2.2	Determinación de dosis floculante.....	64
4.2.3	Determinación de condiciones gradiente de velocidad.....	67
4.2.4	Determinación del tiempo de sedimentación	72

4.2.5	Filtración	74
4.2.6	Determinación del porcentaje de remoción de arsénico.....	76
4.3	Remoción de arsénico a nivel piloto.....	78
4.3.1	Coagulación – floculación, sedimentación y filtración.....	78
CAPÍTULO 5		81
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		81
5.1	CONCLUSIONES.....	81
5.2	RECOMENDACIONES	83
CAPÍTULO 6		84
ANEXOS		84
ANEXO No.1		85
Cálculo de dosificación de sulfato de aluminio		85
ANEXO No.2		87
Cálculo de equivalentes de hipoclorito de calcio para oxidar As.....		87
ANEXO No.3		90
Cálculo de porcentaje de remoción de arsénico.....		90
ANEXO No.4		92
Caracterización del agua después de aplicar el tren de tratamiento		92
ANEXO No.5		95
Diseño de mezclador estático para mezcla rápida		95
ANEXO No.6		101
Diseño de floculador hidráulico con tubería.....		101
ANEXO No.6		106
Diseño de sedimentador		106
CAPÍTULO 7		111
Referencias bibliográficas		111

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 2.1 Distribución de las especies de arsénico.....	28
GRÁFICO 2.2 Distribución de especies de hierro en función de Eh-Ph.....	29
GRÁFICO 2.3 Movilidad de As en presencia de Fe en función de Eh-Ph....	29
GRÁFICO 2.4 Osmosis inversa.....	40
GRÁFICO 3.1 Proceso experimental para la remoción de arsénico.....	43
GRÁFICO 4.1 Determinación de dosis óptima de sulfato de aluminio	62
GRÁFICO 4.2 Determinación de dosis óptima de ayudante de floculación..	64
GRÁFICO 4.3 Determinación de gradiente de velocidad y tiempo.....	67
GRÁFICO 4.4 Tiempo óptimo de sedimentación	72
GRÁFICO 4.5 Porcentaje de remoción as en función de la turbiedad	74
GRÁFICO 4.6 Remoción de arsénico a la dosis óptima de	79

LISTA DE TABLAS

TABLA 3.1 Características de sulfato de aluminio .	46
TABLA 3.2 Índice de willcomb	49
TABLA 3.3 Condiciones de operación para dosis floculante	48
TABLA 3.4 Condiciones de operación para dosis polímero	50
TABLA 3.5 Tiempos recomendados para la selección de gradientes	51
TABLA 3.6 Condiciones de operación variando la dosis de floculante	55
TABLA 4.1 Resultados físico-químico y microbiológicas	58
TABLA 4.2 Determinación de presencia de As III	60
TABLA 4.3 Determinación de la dosis de óptima de floculante	63
TABLA 4.4 Determinación de la dosis de óptima de polímero	66
TABLA 4.5 Determinación de velocidad óptima de agitación	69
TABLA 4.6 Determinación de velocidad óptima de agitación	70
TABLA 4.7 Determinación de velocidad óptima de agitación	71
TABLA 4.8 Determinación de tiempo de sedimentación a	73
TABLA 4.9 Porcentaje de remoción de arsénico	75
TABLA 4.10 Porcentaje de remoción de arsénico	77

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

El presente trabajo de investigación trata de identificar y definir un método económico y práctico para la remoción de arsénico presente en el agua de fuentes de abastecimiento para consumo humano. Se enfocó su estudio en el método de Coagulación–Floculación–Sedimentación–Filtración, utilizando como coagulante sulfato de aluminio, por medio del cual se forma una matriz sólida que es removida por filtración. El estudio se realizó inicialmente a nivel de laboratorio y posteriormente a nivel piloto.

El arsénico es un elemento que a ciertas concentraciones ocasiona efectos adversos a la salud, siendo las principales rutas de exposición la ingesta de agua, alimentos, medicina y por inhalación.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda un límite máximo de 0.01 mg/L en agua potable, la USEPA4 y la NOM 127-SSA15 fijan como límite máximo permisible 0.05 mg/L de As. (Huam, et al, 2007).

En aguas naturales el arsénico se presenta en varios estados de oxidación como semimetálico As^0 , arsenato As^{+5} , arsenito As^{+3} y arsina As^{-3} . La toxicidad del arsénico se incrementa considerablemente con la reducción de su estado de oxidación. El As^{+5} prevalece en aguas superficiales mientras que es más probable de encontrar el As^{+3} en aguas subterráneas anaerobias. En el intervalo de pH natural del agua las especies As^{+5} se encuentran cargadas negativamente y las de As^{+3} son eléctricamente neutras. (Hsiao, et al, 2007).

La solubilidad del arsénico en el agua depende de su estado de valencia, química del arsénico, presencia de otros compuestos con que el arsénico podría reaccionar y del pH. (Hsiao, et al, 2007).

Las eficiencias de remoción de As^{+5} son mejores que la remoción de As^{+3} , debido a sus propiedades eléctricas; así, para incrementar la eficiencia de remoción

cuando está presente el As^{+3} es necesaria su preoxidación a As^{+5} , lo que se logra con la aplicación de cloro, aunque puede usarse también permanganato de potasio (KMnO_4) u ozono (O_3). (Hsiao, et al, 2007).

La geoquímica del arsénico revela que altas concentraciones de arsénico con frecuencia están asociadas a altas concentraciones de Fe (II) y Mn (II). Las fuentes de agua que contienen hierro y/o manganeso y arsénico pueden ser tratadas con procedimientos convencionales para la remoción de Fe/Mn. Estos procesos pueden reducir significativamente el arsénico removiendo el hierro y el manganeso de la fuente de agua, basándose en los mecanismos que ocurren con la adición de hierro. Cuando la concentración natural de Fe/Mn no es suficiente para alcanzar el nivel necesario para la remoción de arsénico, este puede ser adicionado. (Hsiao, et al, 2007).

Cada 1 mg/L de Fe^{+2} removido es capaz de adsorber 83% de un afluente de 0,022 mg/L de As^{+5} , produciendo un efluente de 0,00375 mg/L arsénico. La precipitación de 3 mg/L de Mn (II) podría producir un efluente con 0,00375 mg/L de arsénico residual, en un afluente con 0,012 mg/L. (Hsiao, et al, 2007).

Para el agua subterránea con alto contenido de hierro disuelto, el tratamiento tradicional de aireación y filtración con arena, frecuentemente ofrece la reducción de arsénico al nivel sugerido por las normas existentes.

Para mitigar este problema CEPIS/SDE/OPS ha desarrollado una metodología simple y de bajo costo que permite, remover a nivel domiciliario, el arsénico natural presente en las aguas subterráneas, que son usadas como agua de bebida por la población rural, logrando niveles de reducción de hasta un 98%. Para esto se ha desarrollado el producto ALUFLOC, que es una mezcla de un oxidante, arcillas activadas y sulfato de aluminio o cloruro férrico como agente coagulante. El ALUFLOC es recomendado para una concentración de arsénico de 1 mg/L y para concentraciones menores se recomienda usar $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.

Cuando la concentración de arsénico en el agua cruda es superior a 1,0 mg/L, la remoción de arsénico disminuye a medida que aumenta la concentración inicial,

particularmente, si se usa sulfato de aluminio. La coagulación con sulfato de aluminio o sales de hierro no remueve en forma tan eficiente el As^{+3} como en el caso del As^{+5} . (Camacho y Curcio, 2010).

1.1 Antecedentes

La presencia de arsénico en agua para uso y consumo humano es un problema que se ha presentado en el Ecuador, en poblaciones asentadas alrededor de la cordillera de los Andes alcanzando concentraciones superiores a lo señalado por la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108 vigente esto es de un máximo de 0.01 mg As/L, siendo las poblaciones de Tumbaco, Guayllabamba, Papallacta, San José de Minas, Puéllaro y Perucho. En algunas de estas zonas las fuentes de agua para abastecimiento de agua potable son limitadas y racionadas, por lo que la presente investigación busca estudiar la remoción de arsénico de una vertiente de agua en la zona de Guayllabamba, mediante proceso convencional de coagulación - floculación, sedimentación y filtración como alternativa para obtener una fuente con concentración de arsénico dentro de los límites de NTE INEN 1108, para contar a futuro con fuentes potenciales de agua de consumo doméstico. (Hsiao, et al, 2007; H. y S, 2013 y Cumbal, et al, 2010).

La movilidad del arsénico entre el sedimento y el agua se debe a factores que están controlados por el pH, y las condiciones redox (condiciones de óxido – reducción). Los procesos geoquímicos que intervienen en la movilización del arsénico son de adsorción-desorción. El arsénico inorgánico puede ser adsorbido por óxidos de hierro, manganeso y aluminio. El aumento de la concentración de arsénico en agua dependerá del régimen hidrogeológico y paleohidrogeológico del acuífero. Es decir, que el problema tiene una dimensión temporal. Un factor crítico es el tiempo de residencia del agua en el agua subterránea. Una consecuencia de esto, es que en acuíferos profundos y antiguos la concentración de arsénico es baja. El aumento en el caudal de agua extraído, es decir una mayor explotación, de un pozo realizado en un acuífero arsenífero, producirá en el tiempo agua con mayor contenido de arsénico. Por este motivo, suelen realizarse nuevas perforaciones. Pero estas son soluciones de corto o mediano plazo, ya que el acuífero es el mismo, y por lo tanto

a largo plazo se puede incrementar la concentración de arsénico en toda la zona abastecida por él. (Ramesh y Thomson, 2007; Barry y Nollerochen, 2012), (H. y S, 2013; Cumbal, et al, 2010 y Birkle, et al, 2008).

En cada una de las provincias afectadas, pueden encontrarse diferentes situaciones. Existen localidades que tienen provisión de agua a través de una red de distribución, pero si estas no cuentan con una planta de remoción de arsénico, el agua distribuida probablemente contenga niveles de arsénico superiores a 0,010 mg/L. (Cumbal, et al, 2010).

En la actualidad la proporción de recursos hídricos que puede ser usada para satisfacer el consumo humano, es cada vez más escasa, cuantitativamente y cualitativamente. Es así como en términos tanto de gestión de los recursos de agua disponibles como de provisión del acceso al agua potable y saneamiento para la población mundial, el agua constituye un desafío mundial en la actualidad. En diversas regiones del país, la provisión de agua para bebida se ve seriamente dificultada por la existencia de agua subterránea con elevados contenido de arsénico y flúor, lo que la hace tóxica para el consumo, pues estos elementos químicos se acumulan en el organismo produciendo patologías por lo que la presenta investigación se proyecta en buscar una solución para la extracción de arsénico de una fuente subterránea de agua que pueda ser utilizada para consumo humano buscando las mejores condiciones de proceso de manera que el agua obtenida puede ser consumida sin riesgo para la salud humana y a bajo costo. (Cumbal, et al, 2010 y Birkle, et al, 2008).

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Estudiar a nivel piloto la remoción de arsénico de una fuente de agua subterránea para ser utilizada como agua de consumo humano.

1.2.2 Objetivo específico

- Determinar las características físico-químicas del agua de una vertiente de Guayllabamba con arsénico superior al límite permisible de la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108 vigente.
- Estudiar a escala de laboratorio las condiciones óptimas de operación de los procesos: coagulación-floculación, sedimentación y filtración para remover el arsénico proveniente de una fuente de agua subterránea y escalar a nivel piloto

1.3 Justificación

1.3.1 Justificación Teórica

Los procesos y tecnologías conocidos para la remoción de arsénico del agua son variados y comprenden desde tratamientos en plantas potabilizadoras hasta tecnologías in situ. Cada proceso presenta ventajas, desventajas y limitaciones según las condiciones locales, de lo que dependerá un resultado técnico, económico y ambientalmente adecuado en todos los casos. (Camacho y Curcio, 2010).

Esta investigación está orientada a encontrar una alternativa de solución de remoción de arsénico utilizando los principios de coagulación-floculación (sulfato de aluminio), para habilitar fuentes cerradas por contaminación con este metaloide y puedan considerarse a futuro como fuentes potenciales de agua de consumo humano de acuerdo a la demanda de la población que aumenta con el tiempo y

así disminuir el riesgo de salud pública cuya población está expuesta a fuentes contaminadas con este metaloide o que tienen uso restringido en la cantidad de agua potable entregada por carecer de fuentes de agua con concentración permitida de arsénico. También evaluará el porcentaje de remoción de arsénico al final del proceso de remoción y determinará si se obtiene agua dentro de los límites permisibles de la NTE INEN 1108 vigente.

Este método de remoción de arsénico utilizó la infraestructura y reactivos disponibles de las plantas de tratamiento convencional del País.

Los procesos de coagulación-floculación son metodologías propias en plantas potabilizadoras, principalmente para remoción de materia suspendida y clarificación del agua. Por lo tanto si la remoción de arsénico es alta con esta metodología, las plantas potabilizadoras podrán utilizar también como fuente de abastecimiento agua con cierto contenido de arsénico, utilizando la misma infraestructura que se usa en el tratamiento convencional para la potabilización del agua. (Echevarria y Rodríguez. 2008 y Camacho y Curcio, 2010).

Esta metodología en nuestro País no ha sido utilizada como método de remoción de arsénico por lo que sería un valioso aporte para las empresas que dotan de agua potable donde disponen de fuentes contaminadas con este metaloide.

Según fuentes bibliográficas se establece que el porcentaje de remoción por este método es del 73 al 90% dependiendo de las condiciones de pH, tipo y contenido de arsénico. (Camacho y Curcio, 2010 y Echevarria y Rodríguez, 2008).

La coagulación-floculación, sedimentación y filtración es el método frecuentemente usado para tratar agua contaminada con metales como por ejemplo arsénico. Este tratamiento se utiliza en aguas residuales, vertientes, aguas superficiales y de pozo. Este transfiere el contaminante de la fase líquida a una matriz sólida que es removida por sedimentación y/o filtración dependiendo de la cantidad de sólidos formados, que estarán en función del contenido de arsénico presente en el agua. (Hsiao, et al, 2007 y Echevarria y Rodríguez, 2008).

El arsénico es un contaminante disuelto que no precipita pero es adsorbido por otra especie que si precipita, y que en este caso es el hierro y/o aluminio contenido en el sulfato de aluminio, que es el responsable de formar la matriz sólida en donde se encuentra atrapado el arsénico junto con el hierro. (Echevarria y Rodríguez, 2008 y Hsiao, et al, 2007).

1.3.2 **Justificación Metodológica**

En la primera etapa de la investigación se caracterizó la vertiente de Guayllabamba, determinando sus características físicas, químicas y microbiológicas, para esto se utilizó métodos de titulación, gravimetría, espectrofotometría, comparación visual y absorción atómica. Luego se obtuvo a nivel de laboratorio las condiciones óptimas de operación: dosis de floculante y polímero (mediante el índice de Willcomb se evaluó cualitativamente el tamaño del floc), tiempo de mezcla y tiempo de sedimentación. El arsénico en una fuente de agua subterránea a tratar contiene arsénico a una concentración en el rango de 0.034 mg/L a 0.066 mg/L. Se determinó estas condiciones óptimas y se escaló a nivel piloto para finalmente evaluar el porcentaje de remoción de arsénico.

La medición de arsénico, color y turbiedad se realizó por Absorción Atómica (Met. 5,4,5,1/SM 3114 C As), comparación visual (Comparación visual/SM 2120.B) y por espectrofotometría (Nefelométrico/SM 2130 B) respectivamente. (Rice, Baird, Eaton y Clesceri. 2012).

1.3.3 **Justificación Práctica**

La población beneficiada serán las regiones del país, como por ejemplo Guayllabamba, San José de Minas, Papallacta, cuya provisión de agua para consumo humano se ve seriamente dificultada por la existencia de agua subterránea con elevado contenido de arsénico, lo que la hace tóxica para el consumo, pues estos elementos químicos se acumulan en el organismo produciendo patologías como cáncer y enfermedades cutáneas. También se ha

asociado al desarrollo de enfermedades cardiovasculares, neurotoxicidad y diabetes.

Esta metodología puede contribuir a habilitar fuentes potenciales de agua de consumo humano contaminadas con este metaloide y así disminuir el riesgo de la salud pública cuya población está expuesta a fuentes de agua con concentraciones de arsénico fuera del límite establecido por la NTE INEN 1108.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 Presencia de arsénico en aguas subterráneas en el Ecuador

El origen de la contaminación natural con arsénico en las aguas subterráneas se debe a la actividad volcánica de la cordillera de Los Andes. Parte del arsénico en las aguas puede derivar de la disolución de vidrio volcánico. (Cumbal et al., 2006).

En el Ecuador la presencia de arsénico de origen natural ha sido recientemente encontrada en aguas geotermales de las regiones Sierra, Centro y Norte (La Claera, Chachimbiro, Ilaló, Tumbaco, Guayllabamba, Perucho, Nono, Puéllaro), aguas subterráneas, superficiales y sedimentos de las mismas fuentes. Un equipo de investigación de la ESPE encontró en el 2006, contenidos importantes de arsénico en fuentes de agua geotermal, en aguas de los ríos o quebradas que reciben los residuales termales y en los sedimentos de esas microcuencas, donde el nivel de arsénico oscila entre 2 y 684 mg/L. (Cumbal et al., 2006).

2.2 Daños a la salud pública por ingesta de agua con contenido de arsénico sobre los niveles recomendados por la OMS

El arsénico es un elemento considerado entre los veinte más abundantes sobre la tierra. Está presente en cantidades trazas en rocas, suelo, agua y aire. Este elemento puede existir en cuatro estados de valencia como As^{3-} , As^0 , As^{3+} y As^{5+} .

El arsénico se encuentra en el ambiente principalmente como arsenito y arseniato (WHO, 2001). Niveles elevados han sido encontrados en aguas de origen geoquímicas y asociadas a la actividad hidrotermal. (Cumbal et al., 2006).

El arsénico fue clasificado por la International Agency for Research on Cancer (IARC), como un agente carcinogénico para humanos con base en estudios epidemiológicos que relacionan la ingestión de arsénico en el agua de bebida y

cáncer en la piel y estudios ocupacionales que relacionan la exposición al arsénico y cáncer de pulmón. La Organización Mundial de la Salud (OMS) recomienda un valor guía para agua de bebida de 0,010 mg/L. Por su parte la Environmental Protection Agency (EPA), considerando estimativas de riesgo realizadas utilizando modelos estadísticos basados en observaciones en humanos y extrapolando los datos para concentraciones inferiores a 0,050 mg/L, reducirá el valor guía para arsénico en el agua de bebida de 0,050 mg/L a 0,010 mg/L. (Hering, et al, 2007).

El arsénico está presente de forma natural en las aguas subterráneas de varios países como Argentina, Ecuador, Chile, México y Estados Unidos de América. Existe tanto en forma orgánica como inorgánica. Los compuestos de arsénico inorgánico (como los que se encuentran en el agua) son extremadamente tóxicos, en tanto que los compuestos de arsénico orgánico (como los que se encuentran en pescados y mariscos) son menos perjudiciales para la salud. (Hering, et al, 2007).

El arsénico inorgánico existe en el ambiente generalmente combinado con otros elementos como el oxígeno, cloro y azufre y el orgánico este combinado con carbono e hidrógeno. (Edwards,1994).

No se sabe mucho acerca de los efectos de los compuestos orgánicos de arsénico en los seres humanos. Estudios hechos en animales demuestran que compuestos orgánicos simples son menos tóxicos que los inorgánicos, de acuerdo al portal greenfacts.org.

La exposición prolongada al arsénico a través del consumo de agua y alimentos contaminados puede causar cáncer y lesiones cutáneas. También se ha asociado a problemas de desarrollo, enfermedades cardiovasculares, neurotoxicidad y diabetes. (Hering, et al, 2007).

La exposición al arsénico inorgánico puede causar varios efectos sobre la salud, como es irritación del estómago e intestinos, disminución en la producción de glóbulos rojos y blancos, cambios en la piel, e irritación de los pulmones. (Hering, et al, 2007)

A exposiciones muy altas de arsénico inorgánico puede causar infertilidad y abortos en mujeres, puede causar perturbación de la piel, pérdida de la resistencia a infecciones, perturbación en el corazón y daño del cerebro tanto en hombres como en mujeres. Finalmente, el arsénico inorgánico puede dañar el ADN. El arsénico orgánico no puede causar cáncer, ni tampoco daño al ADN. Pero exposiciones a dosis elevadas puede causar ciertos efectos sobre la salud humana, como es lesión de nervios y dolores de estómago. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

La intervención más importante en las comunidades afectadas consiste en prevenir que se prolongue la exposición al arsénico, implantando un sistema seguro de abastecimiento de agua potable. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

2.2.1 Efectos agudos

Los síntomas inmediatos de intoxicación aguda por arsénico incluyen vómitos, dolor abdominal y diarrea. Seguidamente, aparecen otros efectos, como entumecimiento u hormigueo en las manos y los pies o calambres musculares y en casos extremos, la muerte. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

2.2.2 Efectos a largo plazo

Los primeros síntomas de la exposición prolongada a altos niveles de arsénico inorgánico (por ejemplo, a través del consumo de agua y alimentos contaminados) se observan generalmente en la piel e incluyen cambios de pigmentación, lesiones cutáneas y durezas y callosidades en las palmas de las manos y las plantas de los pies (hiperqueratosis). Estos efectos se producen tras una exposición mínima de aproximadamente cinco años y pueden ser precursores de cáncer de piel. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Además de cáncer de piel, la exposición prolongada al arsénico también puede causar cáncer de vejiga y de pulmón. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha clasificado el arsénico y los compuestos de arsénico

como cancerígenos para los seres humanos; el arsénico presente en el agua de bebida también ha sido incluido en esa categoría por el CIIC. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Entre los demás efectos perjudiciales para la salud que se pueden asociar a la ingesta prolongada de arsénico: problemas relacionados con el desarrollo, neurotoxicidad, diabetes y enfermedades pulmonares y cardiovasculares. En particular, los infartos de miocardio inducidos por el arsénico pueden suponer una importante causa de aumento de la mortalidad. En China (Provincia de Taiwán), la exposición al arsénico se ha vinculado a la (enfermedad del pie negro), una afección grave de los vasos sanguíneos que causa gangrena. Sin embargo, esta enfermedad no se ha observado en otras partes del mundo; es posible que la malnutrición contribuya a su desarrollo. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

El arsénico también se asocia a desenlaces adversos del embarazo y mortalidad infantil, como aborto espontáneo y defectos de nacimiento. El aborto espontáneo sucede cuando el bebé muere en el útero antes de las 20 semanas de embarazo. Los defectos de nacimiento son problemas de salud que el bebé tiene cuando nace. Esos defectos cambian la forma o función de una o más partes del cuerpo. Pueden ocasionar problemas en la salud en general, en cómo se desarrolla el cuerpo o cómo funciona. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

2.2.3 Magnitud del problema

La contaminación por arsénico de las aguas subterráneas es un problema muy extendido; varias regiones presentan niveles importantes de consumo de agua contaminada.

En Bangladesh el arsénico ha cobrado gran protagonismo desde que se descubrió, en los años noventa, que este elemento está ampliamente presente en el agua de los pozos. Desde entonces, se han logrado notables progresos, y el número de personas expuestas al arsénico en niveles superiores a los permitidos por las normas nacionales de calidad del agua potable ha disminuido en alrededor de un

40%. Pese a estos esfuerzos, se estima que el número de personas con riesgo de exposición a concentraciones de arsénico superiores a la norma nacional de 0,05 mg/L y al valor guía de la OMS de 0,01 mg/L ronda en Bangladesh los 20 millones y los 45 millones de personas, respectivamente (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Los síntomas y signos asociados a elevados niveles de exposición prolongada al arsénico inorgánico difieren entre las personas, los grupos de población y las zonas geográficas. No existe una definición universal de las enfermedades causadas por el arsénico, lo que complica la evaluación de su carga para la salud. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

En 2010, el Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios reevaluó los efectos del arsénico en la salud humana, a la luz de los nuevos datos disponibles. Una de sus conclusiones fue que en el caso de algunas regiones del mundo donde las concentraciones de arsénico inorgánico en el agua de bebida superan los 50-100 $\mu\text{g/litro}$ hay cierta evidencia de efectos adversos. En otras regiones, donde las concentraciones de arsénico en el agua son elevadas, aunque no tanto (10-50 $\mu\text{g/litro}$) el Comité concluyó que, si bien existe el riesgo de efectos adversos, estos presentarían niveles de incidencia bajos, que serían difíciles de detectar dentro de un estudio epidemiológico. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

2.2.3.1 **Prevención y control**

La intervención más importante en las comunidades afectadas consiste en prevenir que se prolongue la exposición al arsénico implantando un sistema seguro de abastecimiento de agua potable destinada al consumo como agua de bebida, a la preparación de alimentos y al riego de los cultivos alimentarios. Existen diversas opciones para reducir los niveles de arsénico en el agua potable como sustituir las fuentes de abastecimiento con elevados niveles de arsénico, por ejemplo, aguas subterráneas, por fuentes de abastecimiento con bajos niveles de arsénico y microbiológicamente seguras, por ejemplo agua de lluvia o aguas superficiales debidamente tratadas. Una opción es reservar el agua con bajos niveles de arsénico para beber, cocinar y regar y utilizar el agua con alta concentración para

otros fines, por ejemplo, para bañarse o lavar la ropa. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Discriminar entre las fuentes de abastecimiento con altos niveles de arsénico y las fuentes con bajos niveles de arsénico. Por ejemplo, analizar los niveles de arsénico en el agua y pintar los pozos canalizados o las bombas de mano de diferentes colores. Esto puede ser una solución eficaz y económica para reducir rápidamente los niveles de exposición, siempre que vaya acompañada de la oportuna campaña educativa. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Mezclar agua con bajos niveles de arsénico con agua de concentración más elevada a fin de conseguir más cantidad de agua con un nivel de concentración aceptable. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012).

Instalar sistemas de eliminación del arsénico – ya sea de manera centralizada o a nivel doméstico – y asegurar que el arsénico eliminado se someta a un tratamiento de residuos adecuado. Entre las tecnologías que permiten eliminar el arsénico destacan la oxidación, la coagulación-precipitación, la absorción, el intercambio de iones y diversas técnicas de membranas. Hay un número creciente de opciones eficaces y baratas para eliminar el arsénico de los suministros pequeños y domésticos, aunque las pruebas sobre el uso eficaz de esos sistemas a largo plazo todavía son escasas. (Hering, et al, 2007 y Rahma, 2012)

Se precisan asimismo intervenciones a largo plazo para reducir la exposición ocupacional asociada a diversos procesos industriales.

2.2.4 Respuesta de la OMS

El arsénico es una de las 10 sustancias químicas que la OMS considera más preocupantes para la salud pública. Los esfuerzos de la Organización por reducir la exposición al arsénico incluyen el establecimiento de valores guía, el examen de los datos científicos disponibles y la formulación de recomendaciones para la gestión de los riesgos. La OMS ha definido un valor guía para el arsénico en sus

Guías para la calidad del agua potable cuya finalidad es servir en el mundo entero de base para las tareas de reglamentación y normalización en esta esfera. (WHO, 2011).

En estos momentos, el límite recomendado para la concentración de arsénico en el agua potable es de 0,010 mg/l, aunque este valor de referencia se considera provisional dadas las dificultades de medición y las dificultades prácticas relacionadas con la eliminación del arsénico del agua de bebida. Cuando hay problemas para respetar el valor guía, los Estados Miembros pueden establecer límites más elevados teniendo en cuenta las circunstancias locales, los recursos disponibles y los riesgos asociados a fuentes con bajos niveles de arsénico contaminadas microbiológicamente. (WHO, 2011).

El Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento sigue los progresos realizados hacia la consecución de las metas mundiales relacionadas con el agua de bebida. (WHO, 2011).

2.3 Química del arsénico en el Agua

El origen de la presencia de arsénico en aguas subterráneas puede estar asociado con ambientes geoquímicos que contienen pirita y arsenopirita entre sus constituyentes minerales y medios reductores. (Birkle, Bhattachar, Jörg, 2008).

En general las aguas subterráneas poseen en forma natural concentraciones de arsénico mayores a 0,050 mg/l, las que provienen de la disolución de minerales, principalmente sulfuros de arsénico (arsenopirita: FeAsS), andesita y dacitas que se encuentran en mayor proporción en depósitos volcánicos presentes en algunos suelos. (Birkle, Bhattachar, Jörg, 2008).

Se ha demostrado que el origen de la contaminación natural con arsénico en las aguas subterráneas se debe a la actividad volcánica de la cordillera de Los Andes. Los acuíferos arseníferos están formados por una secuencia sedimentaria con

predominio de Loess¹ de edad cuaternaria. Parte del arsénico en las aguas puede derivar de la disolución de vidrio volcánico. (Cumbal, et al, 2010).

La movilidad del arsénico entre el sedimento y el agua se debe a factores que están controlados por el pH, y las condiciones redox. Los procesos geoquímicos que intervienen en la movilización del arsénico son de adsorción-desorción. El arsénico inorgánico puede ser adsorbido por óxidos de hierro, manganeso y aluminio. (Huam, Galt, Kenneth, 2013).

El aumento de la concentración de arsénico en agua dependerá del régimen hidrogeológico y paleohidrogeológico del acuífero. Es decir, que el problema tiene una dimensión temporal. (Huam, Galt, Kenneth, 2013).

Un factor crítico es el tiempo de residencia del agua en el acuífero. Una consecuencia de esto, es que en acuíferos profundos y antiguos la concentración de arsénico es baja. El aumento en el caudal de agua extraído, es decir una mayor explotación, de un pozo realizado en un acuífero arsenífero, producirá en el tiempo agua con mayor contenido de arsénico. Por este motivo, suelen realizarse nuevas perforaciones. Pero estas son soluciones de corto o mediano plazo, ya que el acuífero es el mismo, y por lo tanto a largo plazo puede incrementarse la concentración de arsénico en toda la zona abastecida por él. (Huam, Galt, Kenneth, 2013).

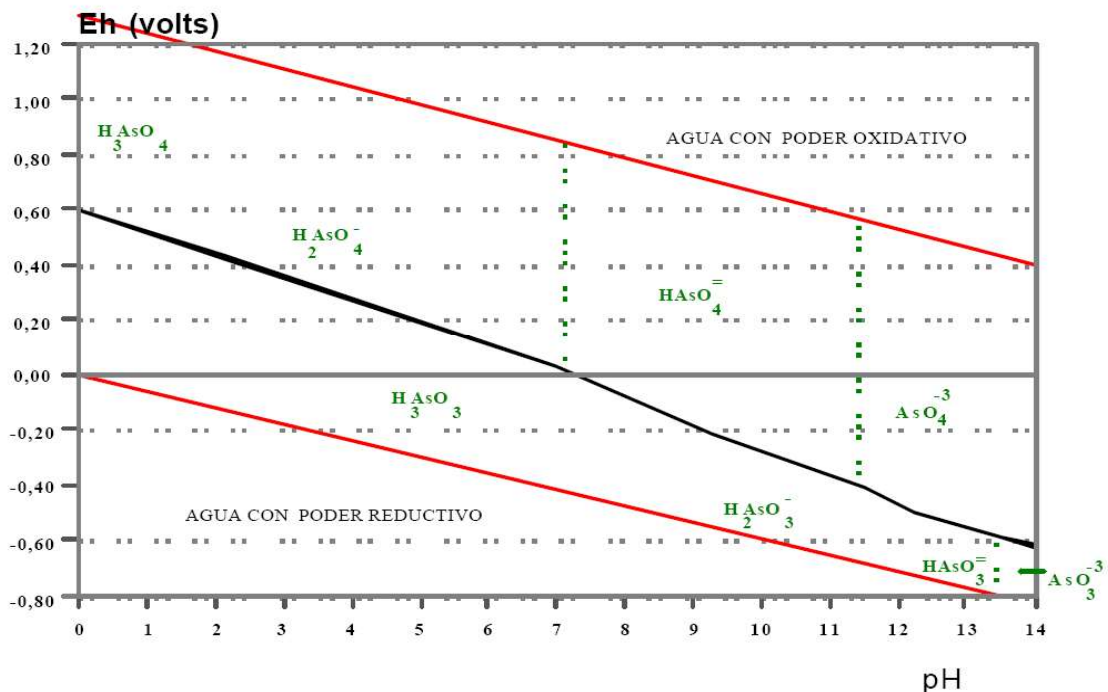
No todas las aguas de pozo provenientes de suelos con altos niveles de arsénico lo contienen. La presencia del mismo en el agua depende de: la forma química del arsénico en el suelo, de la alcalinidad, y la dureza del agua. En general, a mayor alcalinidad y menor dureza, es mayor el contenido de arsénico en agua. (Huam, Galt, Kenneth, 2013).

¹ Loess: material geológico sedimentario eólico compuesto por silicatos, carbonato de calcio detritos orgánicos y minerales del grupo de las arcillas. Estos son transportados por tormentas de polvo a lo largo de miles de años.

2.3.1 Termodinámica del arsénico y del hierro

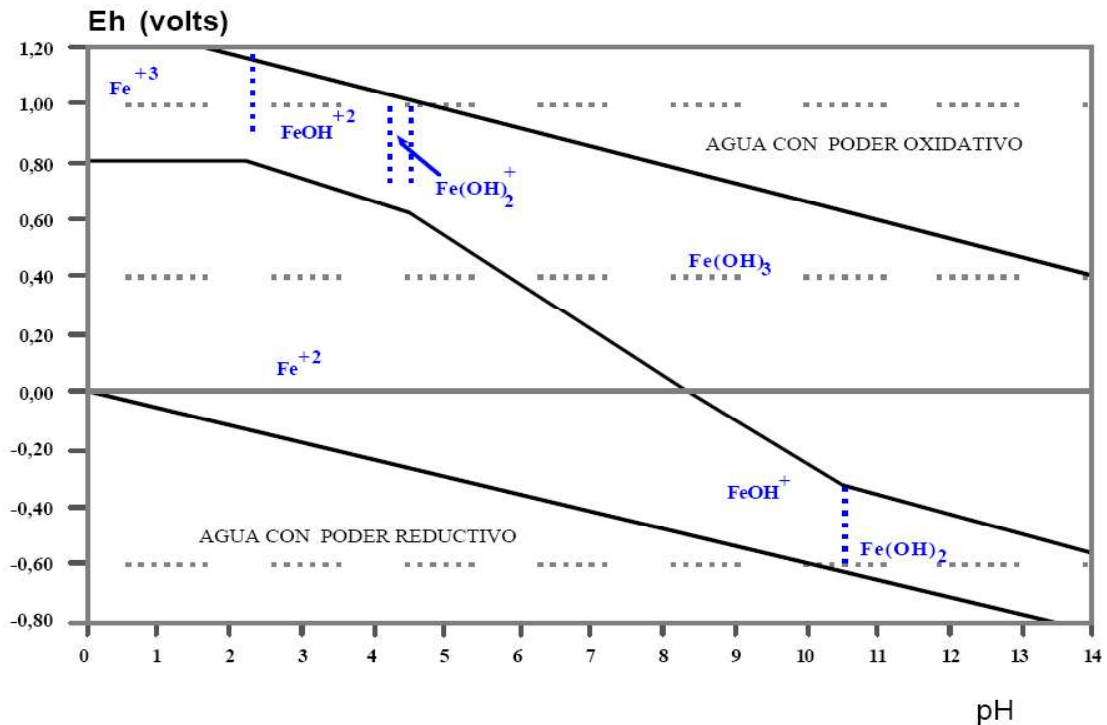
La información termodinámica del arsénico se resume en el diagrama Eh-pH, GRÁFICO 2.1, que muestra las especies de As y su distribución en el agua. El diagrama Eh-pH es una herramienta clave para entender la movilidad del arsénico en el agua subterránea y marcar guías para su eficiente tratamiento.

GRÁFICO 2.1: DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES DE ARSÉNICO EN FUNCIÓN DE E_H-pH



Fuente: Ramesh., Thomson, Bruce. (2007). Chemistry and treatment of arsenic in drinking water. United State: American Waterworks Association.

GRÁFICO 2.2: DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES DE HIERRO EN FUNCIÓN DE E_H-pH

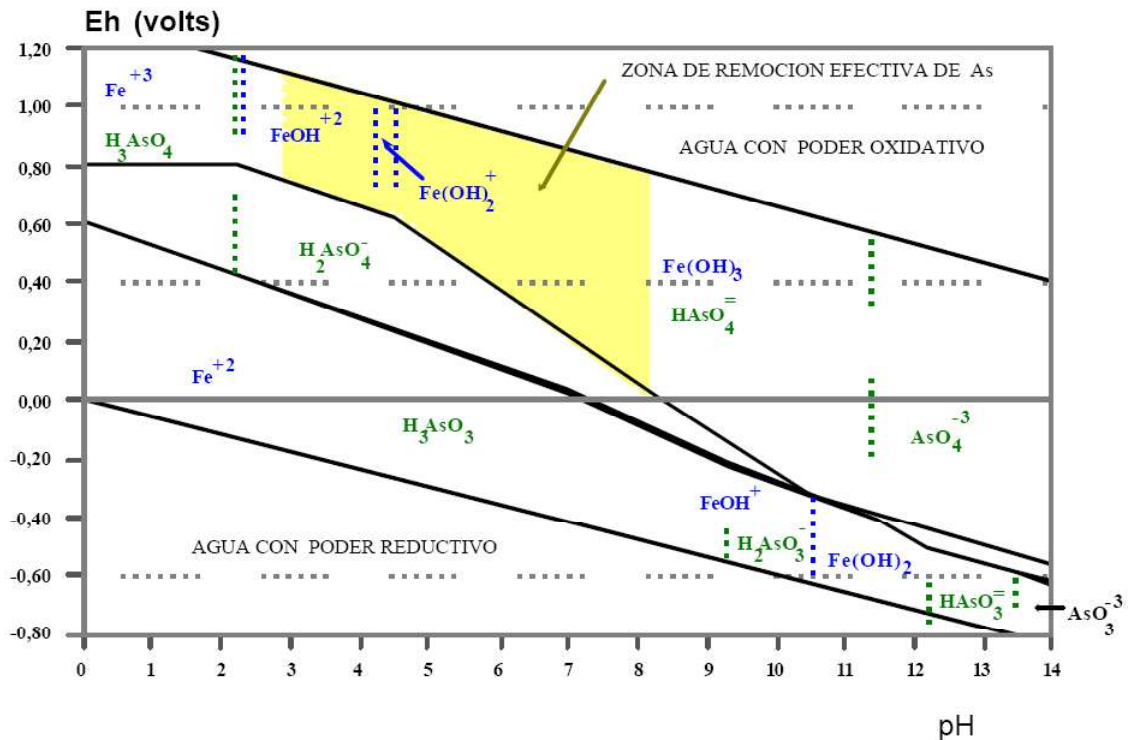


Fuente: Ramesh, Thomson, Bruce. (2007). Chemistry and treatment of arsenic in drinking water. United State: American Waterworks Association.

Superponiendo el diagrama Eh-pH de las especies de hierro, Gráfico 2.2, con la del arsénico, GRÁFICO 2.1, se puede obtener la zona de afinidad del As^{+5} con las sales de hierro. La GRÁFICO 2.3 muestra la zona de remoción efectiva de arsénico en función de las condiciones del potencial de oxidación-reducción, Eh-pH. En esta zona, el anión de arsénico queda adsorbido sobre los hidróxidos de hierro. (Huam, Galt y Kenneth, 2013).

Es posible controlar este proceso a través del manejo de las condiciones de óxido-reducción. En la GRÁFICO 2.3 se observa además que el arsénico adsorbido se puede liberar en el agua subterránea que presente poder de reducción. (Huam, Galt y Kenneth, 2013).

GRÁFICO 2.3: MOVILIDAD DE ARSÉNICO EN PRESENCIA DE HIERRO EN FUNCIÓN DE E_H-PH



Fuente: Ramesh, Thomson, Bruce. (2007). Chemistry and treatment of arsenic in drinking water. United State: American Waterworks Association

En la naturaleza se ha observado que los óxidos de hierro tienen carga superficial positiva en la mayoría de ambientes geológicos y adsorben preferentemente aniones, lo mismo sucede con el hidróxido de aluminio y las arcillas. (Huam, Galt y Kenneth, 2013).

2.3.2 Oxidación de As⁺³ A As⁺⁵

La eficiencia de los procesos como intercambio iónico, electrodiálisis y ósmosis inversa, dependen del grado de disociación del arsénico. Las constantes de disociación para el As⁺⁵ son menores que las del As⁺³ por lo que su grado de disociación es mayor. Así, la eficiencia de remoción del As⁺⁵ es mayor en comparación con la del As⁺³, lo que justifica la oxidación del arsénico antes de su tratamiento.

Los arsenitos se oxidan fácilmente a arsenatos con cloro, la oxidación tiene lugar casi de inmediato en el intervalo de pH de 6 a 10 cuando se aplica 1 mg/L de cloro libre en exceso del estequiométricamente requerido. Con oxígeno la oxidación completa a temperatura ambiente es muy lenta. (Edwards, 1994).

La GRÁFICO 2.3 indica la zona en la cual se debe de oxidar el arsénico y las condiciones de Eh-pH que se deben de mantener para lograr una mayor eficiencia en la remoción de arsénico. (Edwards, 1994).

En el caso de la investigación se determinó por el método de voltamperometría que en la fuente que necesita tratamiento solo existe As^{+5} , por lo tanto no se necesita oxidación previa al proceso de remoción de arsénico. (Edwards, 1994).

2.4 Métodos de remoción de arsénico

Se hace una breve descripción de algunas de las tecnologías disponibles en la remoción de As, y la de coagulación/floculación sedimentación- filtrado, que es en la que motiva el presente trabajo.

- Coagulación/floculación, sedimentación- filtración
- Intercambio iónico
- Electrodiálisis
- Osmosis inversa
- Filtración por membrana
- Adsorción en alúmina activada

Las tecnologías mencionadas anteriormente son las más usuales para la remoción de este contaminante, pero existen alrededor de 14 tecnologías con eficiencias que van desde 70 al 99%. Los métodos de coagulación – floculación y ablandamiento con cal, son los más usados en grandes sistemas y no exclusivamente para remover el arsénico. En pequeños sistemas pueden ser aplicadas el intercambio iónico, alúmina activada, osmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis inversa. Las tecnologías emergentes son las de arena recubierta con óxidos de hierro,

hidróxido férrico granular, empaques de hierro, hierro modificado con azufre, filtración con zeolita, adición de hierro con filtración directa y remoción convencional de hierro y manganeso. La eficiencia del proceso elegido depende de la concentración inicial del arsénico, su estado de oxidación y el pH del agua a tratar. (Hsiao, et al, 1996).

Si bien cualquiera de las técnicas antes mencionadas tiene una alta eficiencia también tienen limitaciones en términos de sus altos costos de inversión y mantenimiento, el requerimiento de personal calificado para la operación de las plantas. Por ejemplo, el tratamiento con alúmina activada tiene altas eficiencias, pero presenta el inconveniente del costo y la disponibilidad del material, además de los riesgos que representa el manejo de ácidos y bases; mientras que los procesos de membrana y de intercambio iónico requieren de un pretratamiento de la fuente de agua. Como resultado de las metodologías antes mencionadas permanece el interés por el desarrollo de nuevas técnicas para remover arsénico de aguas naturales que sean aplicables a las condiciones de nuestro país, por lo que el sistema de remoción usado en esta investigación es coagulación-floculación, sedimentación y filtración debido a:

- Remueve arsénico hasta concentraciones bajo 0.010 mg/l.
- La entidad que necesita el proceso no incurrirá en gastos adicionales correspondientes al insumo de reactivos, debido a que todos son de uso cotidiano de la empresa.
- El costo de operación y mantenimiento del sistema de remoción de arsénico es económicamente rentable.
- Su uso no es exclusivo para remoción de arsénico, sino que además se usa para el tratamiento de agua para consumo humano.

2.4.1 Remoción por coagulación/floculación, sedimentación y filtración

La Coagulación/floculación, sedimentación- filtración es el método frecuentemente usado para tratar agua contaminada con metales como por ejemplo arsénico. Este tratamiento se utiliza en aguas residuales, vertientes, aguas superficiales y de pozo.

El proceso de Coagulación/floculación, sedimentación-filtración transfiere el contaminante de la fase líquida a una matriz sólida que es removida por sedimentación y/o filtración dependiendo de la cantidad de sólidos formados, que estarán en función del contenido de arsénico presente en el agua. (Ringallinella, 2008).

El arsénico es un contaminante disuelto que no precipita, pero es adsorbido por otra especie que si precipita y que en este caso es el hierro y/o aluminio contenido en el sulfato de aluminio que es el responsable de formar la matriz sólida en donde se encuentra atrapado el arsénico junto con el hierro y/o aluminio. (Ringallinella, 2008).

Esta metodología comprende los siguientes pasos:

- 1) Adición y mezcla de reactivos
- 2) Formación de una matriz sólida a través de la combinación de los procesos de precipitación/coprecipitación
- 3) Separación de la matriz sólida formada en el agua por sedimentación y filtración

Los reactivos que se pueden usar son sales férricas, sulfato de amonio, sulfato de aluminio que según información bibliográfica tiene un porcentaje de remoción del 90%. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

Se utiliza sulfato de aluminio en esta investigación debido:

- Reactivo de bajo costo, fácil manejo y adquisición debido a que no necesita autorización de la entidad que realiza el control de reactivos
- Por su contenido de hierro en el sulfato de aluminio
- Es de uso rutinario en las plantas potabilizadoras de agua

El sulfato de aluminio es un coagulante que se hidroliza completamente en un rango de pH de 6,5 a 7,5, a pH inferiores o superiores, puede quedar en solución y encontrarse en el agua filtrada. Uno de sus productos de esta hidrólisis es el precipitado hidróxido de aluminio, que tiene una carga eléctrica positiva (zona de

pH de trabajo 6,5 a 7,5). Una parte de este precipitado neutraliza a las partículas de signo opuesto existentes en el agua (color y/o de la materia coloidal), el resto, forma un gel de hidróxido de aluminio que atrapa a los coágulos formados, pequeñas partículas, sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas y en el caso de esta investigación el arsénico disuelto en el agua.

El sulfato de aluminio junto con el hierro (contenido en este coagulante y en el agua) son los responsables de transformar los contaminantes disueltos en sólidos insolubles. La coagulación de As^{+5} con sales de Al^{+3} y Fe^{+3} es un método reconocido como uno de los más eficientes para la remoción de arsénico. Las sales de aluminio se hidrolizan formando hidróxidos gelatinosos sobre los cuales el As^{+5} se adsorbe y coprecipita. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

De acuerdo a información bibliográfica sobre la química del arsénico en medio acuoso el pH del agua, cantidad de floculante y tiempo de contacto son los factores más importantes que pueden favorecer la transferencia del arsénico de la fase acuosa a la fase sólida. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

El parámetro que se estableció como indicador de la eficiencia del proceso es la cantidad de arsénico removido del afluente a tratar.

En el caso de la investigación el arsénico se encuentra en su forma de arsenato (As^{+5}), por lo que coprecipita o se adsorbe sobre superficies altamente específicas y no necesita oxidación previa.

La revisión bibliográfica muestra que la mejor adsorción de As^{+5} se da:

- Sobre el $\text{Al}(\text{OH})_3$ en un pH entre 4 y 7,
- Cuando la superficie del adsorbente tiene carga positiva y el arsénico está en forma aniónica.

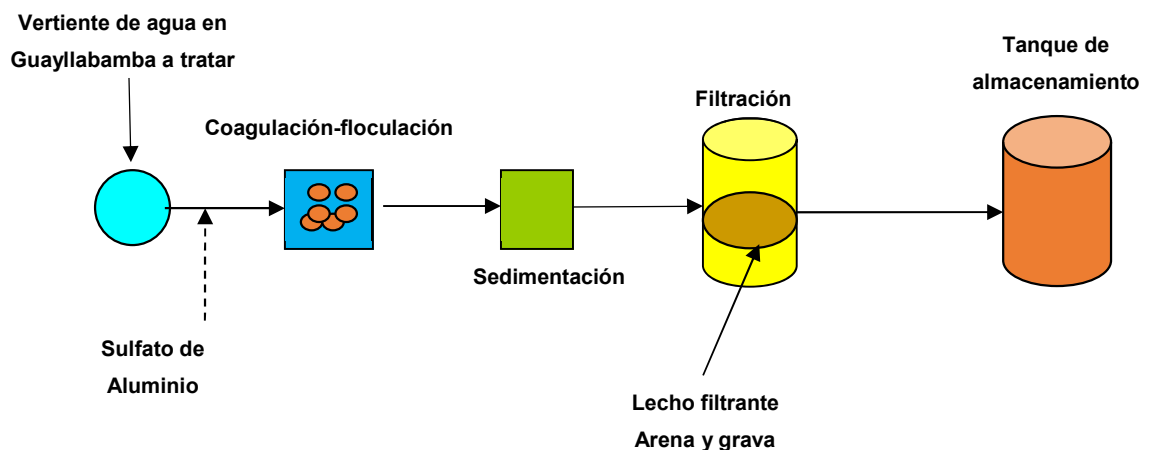
En este sistema se asegura tanto el contacto entre el arsénico y el adsorbente, como la energía debida a las interacciones electrostáticas, las cuales juegan un papel muy importante para la adsorción del arsénico sobre las sales de aluminio

formadas durante la hidrólisis y también sobre su hidróxido. La presencia de aniones, especialmente fosfato, compite por sitios activos con el arsénico, particularmente en superficies de hidróxidos de Al y Fe, por lo que el método además de remover arsénico elimina fósforo, hierro, manganeso, flúor y color. Con este método también se pueden obtener reducciones significantes de olor, color y precursores de trihalometanos. Sin embargo, las condiciones óptimas para remoción del arsénico van a depender de las características del agua y las condiciones del proceso de tratamiento.

En presencia de iones sulfato y a pH menores de 7 la remoción del As^{+3} es ineficiente, mientras que para la remoción de As^{+5} estas condiciones no la afectan en forma significativa. En presencia de calcio y pH alto se incrementa la remoción de As^{+5} .

En la GRÁFICO 2.4 se establece las etapas de remoción de arsénico que se utilizaron en esta investigación.

GRÁFICO 2.4: DIAGRAMA DE PROCESO COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN, SEDIMENTACIÓN



2.4.1.1 Mecanismos de remoción por coagulación/floculación, sedimentación y filtración

Probablemente los mecanismos que rigen la remoción del arsénico (solute) por el hidróxido de aluminio y/o hierro (sorbentes), dependan de interacciones moleculares del sistema arsénico/agua/hidróxido de aluminio y hierro, donde se establecen enlaces que permiten que las superficies activas acomplejen al arsénico presente en el agua, por reacciones químicas intermoleculares entre el arsénico y la superficie activa, y entre el arsénico y el agua. Para favorecer la adsorción se debe asegurar el mayor contacto posible entre las dos fases, por ello resulta de fundamental importancia las reacciones entre el arsénico y la superficie, mediante enlaces coordinados formados por hidrólisis, complejación superficial, intercambio de ligantes y enlace de hidrógeno. Este último débil comparado con otras interacciones químicas, pero de importancia en la adsorción de moléculas en los hidróxidos polarizados. También son de importancia las interacciones eléctricas en la superficie (electrostática y de polarización) y las interacciones del arsénico con el agua (dependientes del pH y Eh del medio). (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

En las superficies, la energía libre de adsorción puede estar representada por:

$$G_{ads} = G_{quím} + G_{elect} + G_{solv} \quad (2.1)$$

Dónde:

$G_{quím}$ = Energía asociada a las reacciones químicas hidróxido/arsénico-agua, función de las interacciones químicas entre el agua y el arsénico; el agua e hidróxido; e hidróxido y el arsénico.

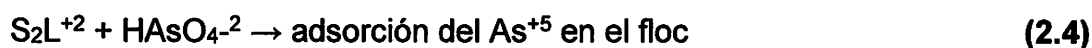
G_{elect} = Energía requerida para el transporte del arsénico a la superficie activa, función de las interacciones electrostáticas.

G_{solv} = Energía de solvatación o de hidratación, función exponencial de la carga iónica. Los arsenatos se hidratan mucho menos que los cationes, por lo que el cambio de pH del agua afecta en forma significativa a la adsorción de los arsenatos, porque las formas que adquieren los aniones en el agua, tienen energías de solvatación diferentes G_{solv} .

2.4.1.2 Probable mecanismo de remoción por adsorción a través de la superficie del hidróxido

En un sistema acuoso, la superficie del floc puede presentar grupos hidroxilos, S-OH, producto de la coordinación de los iones metálicos con el agua. Estos grupos pueden ganar protones del agua, confiriendo a la superficie carga positiva, o perder protones, dando como resultado superficies con carga negativa. Los iones que determinan el potencial de la superficie de los óxidos hidratados no polarizables son el hidronio (H₃O)⁺ y el hidroxilo (OH)⁻. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

En la superficie del floc se pueden presentar cambios en su grupo estructural OH⁻, por la reacción con los arsenatos o ligantes disueltos, exhibiendo propiedades de ácido fuerte (ácido de Lewis). El intercambio de ligantes puede involucrar cambios en la superficie de los flocs hidróxidos de hierro o aluminio, OH⁻, como en las reacciones y/o la reacción:

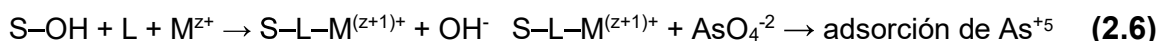


La adsorción de los arsenatos en el sistema hidróxido, va a depender de la densidad de grupos OH⁻ y su selectividad con respecto a otros aniones del agua.

Otra forma posible de remoción del arsénico del agua es la adsorción de los arsenatos del mismo conjunto a través de iones de otros elementos disueltos que producen complejos superficiales ternarios como:



Donde el catión metálico adsorbido no coordina completamente los ligantes superficiales y se completa con otros ligantes disueltos en el agua. En este caso el catión funciona como "puente" entre la superficie y el ligante S-OM-L, el cual produciría la adsorción del arsenato al ligante. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).



Donde el ligante L, es directamente adsorbido al centro de coordinación S, y el catión completa la coordinación superficial. Este tipo de complejos se forma con ligantes L polidentados que forman un "puente" entre la superficie y el catión S-L-M y sobre este se adsorbería el arsenato por acción electrostática. La carga superficial resultante y el pH son factores determinantes en la adsorción posterior y en las interacciones hidróxido/arsenatos respectivamente. Debido a las transformaciones químicas superficiales en los sorbentes, ésta puede cambiar sus propiedades y su capacidad de remoción del arsénico en los medios seleccionados. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

2.4.1.3 Condiciones de máxima eficiencia

Los precipitados de hierro $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y aluminio $\text{Al}(\text{OH})_3$ son los productos finales de la hidrólisis del coagulante $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, disuelto en el agua y se forman en mayor cantidad relativa a un pH de 6,5 a 7,0. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

El precipitado de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ es casi insoluble a pH de 3,0 a 13,0 y, en condiciones alcalinas precipita según la siguiente reacción:



El floc de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a $\text{pH} < 6.5$ tiene una carga superficial positiva y a $\text{pH} > 8,0$ una carga superficial negativa. En el rango de pH entre 6,5 y 8,0 la carga superficial es

mixta. La menor solubilidad del $\text{Fe}(\text{OH})_3$ es a $\text{pH} = 8,0$. Las especies solubles de hierro a $\text{pH} < 6,0$ son Fe^{+3} con mayor concentración a $\text{pH} < 3,0$ y predominio de FeOH^{+2} a $\text{pH} < 4,0$ y, una mayor concentración de $\text{Fe}(\text{OH})^{2-}$ a un pH entre 5,0 y 7,0. A un $\text{pH} > 10,0$ la especie soluble predominante es el $\text{Fe}(\text{OH})^{4-}$. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

A un $\text{pH} < 6,0$ las especies predominantes son el Fe^{+3} , FeOH^{+2} y $\text{Fe}(\text{OH})^{+2}$ los cuales favorecen la adsorción de los iones arsenato, pero en este mismo rango la capacidad de adsorción de los arsenatos por el hidróxido férrico está limitada por la carga superficial negativa del mismo.

El precipitado de $\text{Al}(\text{OH})_3$ que en realidad es $\text{AlO}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ tiene carga superficial positiva a $\text{pH} < 7,6$ y negativa a $\text{pH} > 8,2$. En el rango de pH entre 7,6 y 8,2 la carga superficial es mixta. A $\text{pH} = 4,0$ predominan las especies de Al^{+3} , mientras que a un $\text{pH} = 9,0$ predominan las especies aniónicas $\text{Al}(\text{OH})^{4-}$.

En todos los casos de remoción de arsénico por coprecipitación y adsorción se debe producir con mayor eficiencia a un $\text{pH} < 7,0$, donde se presentan las especies catiónicas de hierro y aluminio más efectivas, y la competencia del grupo hidroxilo es reducida. (Ringallinella, 2008 y Echeverria y Rodríguez, 2008).

A pesar de no haber estudios de la estequiometría química del material formado, al parecer se trata de la formación de espécimen amorfo de arsenato de hierro $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$.

2.4.2 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso físico-químico de intercambio reversible de iones entre una fase líquida y una sólida, donde no hay un cambio permanente en la estructura del sólido. La solución se pasa a través del lecho hasta que se satura y comienza la fuga de contaminantes. En ese momento la resina (fase sólida) se reactiva con una solución de regenerante que lleva los contaminantes retenidos para disposición como efluente líquido. (Camacho y Curcio, 2010).

Las resinas más utilizadas para la remoción del As(V) son los sulfatos selectivos, mientras que los nitratos selectivos también remueven As (III). En la etapa de diseño se debe considerar: el pH, la capacidad de intercambio, la inyección del regenerante, la presencia de otras sustancias iónicas (sulfatos, cloruros, entre otros), el ensuciamiento de las resinas, etc. (Camacho y Curcio, 2010).

2.4.3 **Electrodiálisis**

Se trata de un método nuevo, aceptado para la remoción del As. Puede llegar a eficiencias de tratamiento del 80%, pero si se realiza el reciclado de las soluciones residuales, se alcanzan valores más elevados. Tiene costos de operación altos debido al uso de energía. (Camacho y Curcio, 2010).

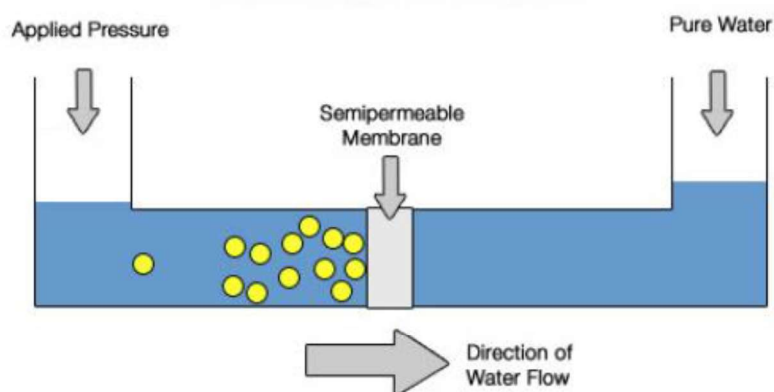
La ventaja que presenta es que se trata de una técnica generalmente automatizada, por lo que puede considerarse apropiada para sistemas pequeños.

2.4.4 **Ósmosis inversa**

Se entiende por ósmosis, el pasaje del agua a través de una membrana semipermeable, de una solución menos concentrada hacia una de mayor concentración. Esta diferencia de presión se denomina presión osmótica.

La ósmosis inversa se produce cuando se ejerce presión para invertir el flujo osmótico normal. Al aplicar presión, el agua es forzada a pasar a través de la membrana semipermeable desde el lado más concentrado (agua cruda), hacia el lado menos concentrado (agua tratada), quedando retenidos en la membrana, por su tamaño, los iones del arsénico. El gráfico 2.5 grafica el mecanismo de la ósmosis inversa. (Hsiao, et al, 2007).

GRÁFICO 2.5: ÓSMOSIS INVERSA



Fuente: Hsiao-Wen, Chen, Dinzo, Ajeksandra, Brandhuber, Phil, Cornwell. (2007). Adsorbent Treatment Technologies for Arsenic Removal. American Water Works Research Foundation.

La eficiencia en la remoción de As de los equipos de ósmosis inversa puede llegar al 98%, siendo su mayor problema el costo que origina la utilización de reactivos y la reposición de la membrana semipermeable (4 o 5 años de vida útil). (Hsiao, et al, 2007).

Para el funcionamiento de la planta de ósmosis se deben tener en cuenta como principales factores: la presión, la temperatura de operación, la calidad del afluente (en cuanto a su contenido de sales y As) y la presencia de oxidantes (como cloro) que deterioran la membrana y obligan a un pretratamiento. (Hsiao, et al, 2007).

Además, debe considerarse el posterior tratamiento del agua que queda como solución concentrada (agua remanente del proceso) y que tiene altos contenidos de sales y de iones de As. (Hsiao, et al, 2007).

2.4.5 Adsorción

La adsorción es un proceso de transferencia de masa, basado en la capacidad de determinadas sustancias en la retención de moléculas sobre su superficie de una manera más o menos reversible.

La capacidad de adsorción depende de la superficie específica del material, la naturaleza del enlace entre sustancia adsorbida y adsorbente, y tiempo de contacto entre sustancia y adsorbente. La mayor capacidad de adsorción para el As se da

en un rango de pH de 5.5 a 6.5. Para lograr el descenso del pH es necesario la adición de ácido, lo que lo hace un método inseguro para sistemas pequeños, ya que debería supervisarse esta acción para no producir un cambio drástico en la química del agua. (Hsiao, et al, 2007).

Por tratarse de un método muy selectivo hacia el arsénico (V), esta fuerte atracción resulta en problemas para la regeneración, posiblemente llevando a una pérdida del 5 al 10% de capacidad de adsorción en cada marcha de tratamiento. (Hsiao, et al, 2007).

El adsorbente utilizado debe ser sustituido periódicamente si no se lo regenera. Es importante determinar cuando la capacidad de remoción del contaminante ha sido agotada. Una vez que el manto adsorbente ha absorbido la masa máxima de contaminante, tenderá a liberar el contaminante en lugar de removerlo. (Hsiao, et al, 2007).

El As puede ser adsorbido en la superficie de varios adsorbentes, como pueden ser:

- Alúmina activada, con una composición similar a Al_2O_3 , en el cual el agua a tratar se pasa a través de un lecho fijo que contiene a dicha sustancia. Es muy efectivo para remover As^{+5} y el pH debe estar cerca de 8.
- Hierro y otros óxidos.
- Adsorbentes naturales: bentonitas, sílices, etc.

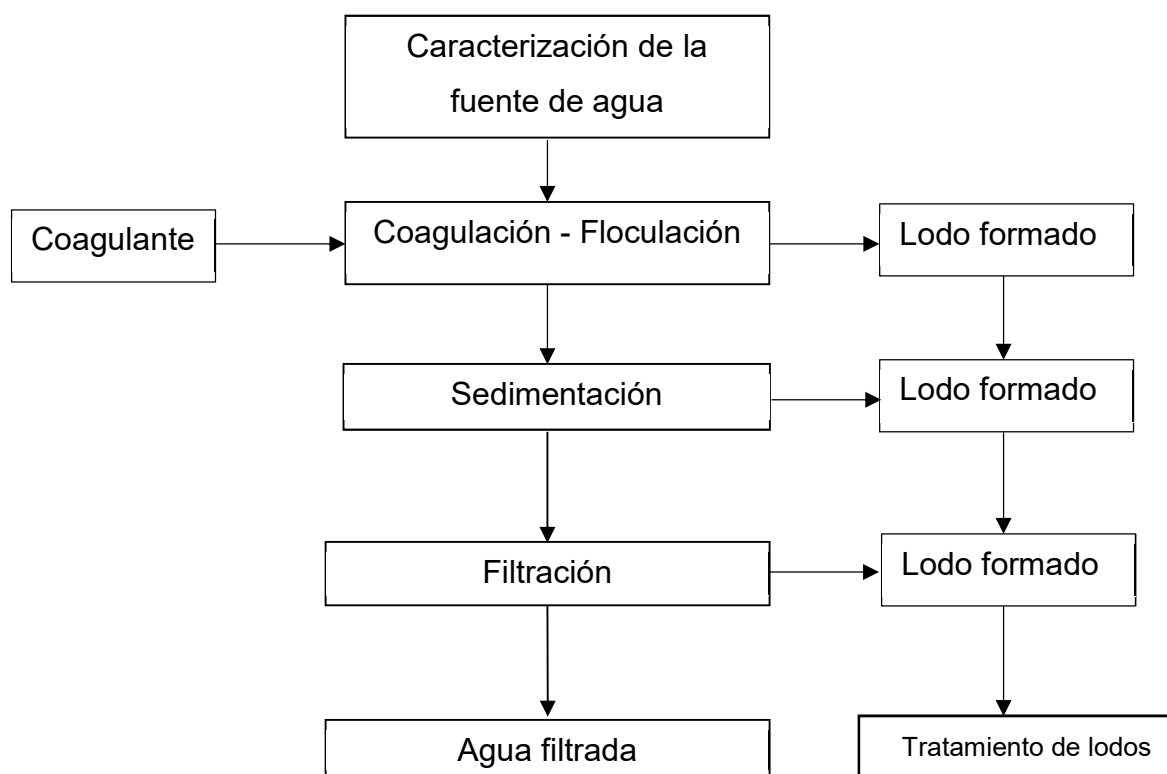
CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

Esta investigación se orientó a encontrar una alternativa de solución de remoción de arsénico, utilizando los principios de coagulación-floculación, sedimentación y filtración por tratamiento químico con sulfato de aluminio, para habilitar fuentes cerradas por contaminación con este metaloide y puedan considerarse a futuro como fuentes potenciales de agua de consumo humano para la demanda creciente en el tiempo y de esta manera disminuir el riesgo de salud pública. También se evaluó el porcentaje de remoción de arsénico al final del proceso de tratamiento químico y determinó si la concentración está dentro de los límites permisibles por la Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1108. (Ramesh y Bruce, 2007; Echevarria y Rodríguez, 2008 y García, 2012).

La Gráfico 3.1 muestra un diagrama de bloques del proceso de remoción de arsénico en fuentes de agua.

GRÁFICO 3.1 DIAGRAMA DE FLUJO DE PROCESO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO



En la Gráfico 3.1 se indica esquemáticamente los procesos que se siguieron en este trabajo de investigación para la remoción de arsénico de una vertiente de agua de Guayllabamba.

En función de la calidad del agua cruda se planteó la secuencia del tratamiento que se debe seguir para obtener agua que cumple con la concentración de arsénico establecido en la norma NTE INEN 1108. Tanto a nivel de laboratorio como piloto se realizaron los siguientes procesos: coagulación, floculación, sedimentación y filtración.

Para determinar las condiciones de operación y la dosis óptima de coagulante (sulfato de aluminio comercial) a emplear para el tratamiento, se utilizó el equipo de prueba de jarras basándose en la norma ASTM D2035-13.

La investigación se desarrolla en tres etapas como se indica en la Gráfico 3.1 y se explica a continuación:

- 1) Determinación de las características físico química de la vertiente de Guayllabamba.- En esta etapa se evaluó las características físico, químico y microbiológico del agua de ingreso al tratamiento, considerando los parámetros de la NTE INEN 1108 vigente, mediante análisis por absorción atómica, comparación visual y espectrofotometría y volumétricos.
- 2) Proceso de coagulación, floculación y sedimentación: en cada uno de ellos se analizan y se establecieron las condiciones óptimas de tratamiento; con estos resultados se realizaron las pruebas en la estructura piloto y se determinaron las mejores condiciones de operación y porcentajes de remoción de arsénico en cada proceso unitario.
- 3) Proceso de filtración: a nivel de laboratorio se realizó este proceso utilizando papel filtro y embudo. En el filtrado obtenido se analizó el contenido de arsénico para determinar el porcentaje de remoción. Este proceso se realizó en un filtro a presión a nivel piloto.

3.1 Determinación de las características físico químicas de la vertiente de Guayllabamba.

El punto de partida para el tratamiento, fue la toma de muestra del agua cruda de la vertiente de Guayllabamba y su caracterización físico-química para conocer los parámetros críticos, a partir de los cuales se determina los procesos y operaciones que se requiere seguir para el tratamiento de remoción de arsénico y llegar a lo establecido en la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108.

La Tabla 3.1 indica los parámetros básicos que se analizaron en la fuente de agua subterránea de Guayllabamba antes del tratamiento y la Tabla 4.1 contiene los resultados promedio de los análisis de las características físico químico y microbiológico del agua de un año antes del tratamiento aplicado.

Guayllabamba es una parroquia ecuatoriana metropolitana rural perteneciente al cantón Quito, en la provincia de Pichincha, ubicada a aproximadamente 25 km de Quito, la capital del Ecuador, con una población aproximada de 18 000 habitantes.

Es un centro agrícola, florícola y turístico por su clima subtropical y seco; está rodeado por la presencia de varios ríos: el Guayllabamba, el Pisque que bordean su geografía, ríos menores como el Quinche, el Uravía, el Chitayaco y el Coyago y varias fuentes de aguas subterráneas como la vertiente Santo Domingo, Apangoras, Las Caleras entre otras que tienen un caudal entre 30 y 60 L/s. Algunas de estas fuentes son utilizadas para dotación de agua potable por parte de las Juntas Parroquiales.

TABLA 3.1: PARÁMETROS BÁSICOS DEL AGUA DE LA VERTIENTE DE GUAYLLABAMBA

Parámetros	Unidad	Nombre del Método/Referencia
ANÁLISIS FÍSICOS DE CAMPO		
Temperatura de muestra	°C	Laboratorio y de campo/ SM 2550.B
pH	U pH	Electrodo/SM 4500 H-B
Turbiedad	NTU	Nefelométrico/SM 2130 B
Arsénico	mg/L	Met. 5,4,5,1/SM 3114 C As
Color	UC Pt-Co	Comparación visual/SM 2120.B
Alcalinidad CaCO ₃	mg/L	Método Titulométrico/ SM 2320.B
Bicarbonatos (HCO ₃)	mg/L	Método de cálculo

3.2 Remoción de arsénico a nivel de laboratorio.

A nivel de laboratorio en función de la calidad del agua cruda se realizaron los siguientes procesos para la remoción de arsénico:

- Procesos de coagulación - floculación y sedimentación.

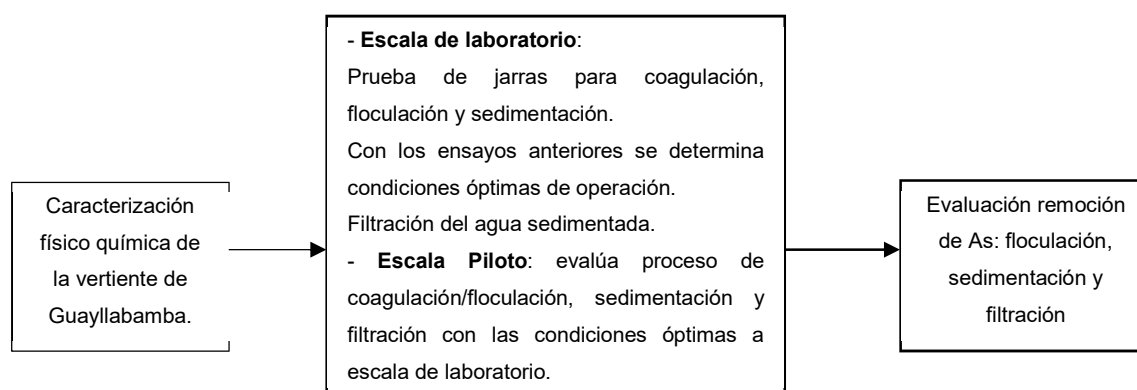
Se realizaron pruebas de jarras con muestra homogenizada en donde las variables de operación óptimas de estos procesos son:

- Dosis de coagulante (sulfato de aluminio comercial) y floculante (Praestol catiónico 611), pH, tiempo y velocidad de agitación (gradiente de velocidad), y tiempo de sedimentación

Las variables de operación óptimas mencionadas anteriormente se determinaron en función de los siguientes parámetros de control: color, turbiedad, pH y porcentaje de remoción de arsénico obtenido al final de la sedimentación, analizando el sobrenadante.

La Gráfico 3.2 muestra un resumen del proceso de remoción de arsénico a nivel de laboratorio.

GRÁFICO 3.2: PROCESO EXPERIMENTAL PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO DE LA VERTIENTE DE GUAYLLABAMBA



3.2.1 Sustancias y reactivos para los ensayos de laboratorio

- Agua de vertiente Guayllabamba (10 litros para cada prueba)
- Sulfato de Aluminio $Al_2(SO_4)_3 \cdot 14 H_2O$ comercial tipo B (Coagulante. Se utiliza como es entrega por el proveedor).
- Polímero catiónico PRAESTOL 611 (Floculante. Se utiliza tal como es entrega por el proveedor)
- Solución de hipoclorito granular de 2 mg/L (68 % de pureza)

La Tabla 3.2 indica las características del coagulante utilizado en esta investigación.

TABLA 3.2: CARACTERÍSTICAS DE SULFATO DE ALUMINIO (COAGULANTE)

Parámetro	Unidades	Parámetro	Unidades
Alúmina	7,30 % Al_2O_3	Basicidad	0,1% Mínimo
Hierro	1,2% Fe_2O_3	Densidad	1,310 – 1,340 mg/mL
Insolubles	0,1% máx	---	---

3.2.2 Materiales y equipos para los ensayos preliminares:

- Equipo de prueba de jarras de marca phipps & birds con reactores de 2 litros de capacidad
- 6 vasos de precipitación de capacidad de 1000mL
- 2 probetas de capacidad de 100mL

- 2 pipetas de capacidad de 10mL
- 6 jeringuillas de capacidad de 1mL
- Turbidímetro HACH 2100
- Medidor de pH - HANNA EDGE
- Espectrofotómetro HACH DR/4000 - Modelo 48000
- Papel filtro de diámetro de poro 25 μm

Antes de iniciar la etapa del numeral 3.2.3 se determinó la existencia de As^{+3} o As^{+5} mediante un proceso de preoxidación con una solución de hipoclorito de 12 mg/L que consiste en:

- Colocar 1 litro de muestra homogenizada en 2 jarras del equipo con las paletas en la mitad de los mismos.
- Determinar el pH y si está fuera del rango de 6,5 – 7,0 corregir con una solución de ácido sulfúrico de 0,1 N o solución de hidróxido de sodio 0,1 N según sea el caso; también medir color, turbiedad y la concentración de arsénico al inicio del tratamiento.
- En una de las jarras colocar 12 mg/L de la solución de hipoclorito de calcio.
- Mezclar a una velocidad de 100 rpm ($S = 80 \text{ S}^{-1}$), adicionar a cada jarra 0.125 mL/L de sulfato de aluminio tipo B sin diluir durante 1 minuto.
- Disminuir la intensidad de la mezcla a 40 rpm durante 15 minutos.
- Suspender la agitación, levantar las paletas y dejar sedimentar por 20 minutos.
- Extraer muestras del sobrenadante de cada jarra con la ayuda de una jeringa.
- Filtra 200 mL con embudo y papel filtro.
- Medir pH, turbiedad, color y concentración de arsénico.

La Tabla 3.3 indica el procedimiento de oxidación de As^{+3} a As^{+5} y los resultados de este tratamiento están en la Tabla 4.2.

TABLA 3.3: TRATAMIENTO PARA OXIDAR DE As^{+3} A As^{+5}

Proceso realizado	Arsénico en muestra (mg/L)
Muestra a tratar	0,055
Muestra + solución de hipoclorito (preoxidación) + Floculante + sedimentación + filtración	----
Muestra + Floculante + sedimentación + filtración	----

En base a los resultados de menor concentración arsénico se determina si el proceso requiere preoxidación.

3.2.3 **Determinación de condiciones óptimas de operación a nivel de laboratorio: pH y dosis de floculante, polímero y tiempo y velocidad de agitación y tiempo de sedimentación óptimo.**

3.2.3.1 **Determinación de condiciones óptimas de dosis de coagulante y pH**

Para determinar el pH óptimo de remoción de arsénico y la hidrólisis completa de sulfato de aluminio se consideró la información proporcionada por la Gráfico 2.3, estableciendo este pH en un rango de 6,5 a 7,0.

El procedimiento consistió en:

- Colocar en cada una de las 6 jarras 1 litro de muestra de agua previamente homogenizada y ubicarlos en el equipo con las paletas a la mitad de los mismos. Medir color, turbiedad y concentración de arsénico.
- Determinar pH y si está fuera del rango de 6,5–7,0 corregir con solución de ácido sulfúrico 0,1 N o hidróxido de sodio 0,1 N según sea el caso.
- Girar las paletas de cada jarra a 100 rpm ($S= 80 \text{ s}^{-1}$), adicionar sulfato de aluminio puro en dosis progresivas y al mismo tiempo en cada una y durante 1 minuto.
- Disminuir la intensidad de la mezcla a 40 rpm durante 15 minutos.
- Suspender la agitación, levantar las paletas y dejar sedimentar por 20 minutos

- Extraer muestras de agua del sobrenadante cada jarra con la ayuda de una jeringuilla.
- Medir pH, turbiedad, color y la concentración de arsénico.

La Tabla 3.4 detalla las condiciones de operación de esta etapa y los resultados obtenidos constan en la tabla 4.3.

TABLA 3.4: DETERMINACIÓN DE LA DOSIS DE ÓPTIMA DE COAGULANTE Y pH ÓPTIMO

	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial	0,125	0,250	0,300	0,350	0,400	0,500
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	40	40	40	40	40	40
Tiempo de mezcla lenta (min)	15	15	15	15	15	15

En base a los resultados de color, turbiedad y arsénico se determinó la dosis óptima de coagulante (sulfato de aluminio), la cual se implementó en la planta piloto.

Los resultados se evalúan desde el punto de vista cualitativo:

- Tamaño del floc producido.- se evalúa cualitativamente sus características en función del índice de Willcomb que se indica en la Tabla 3.5.

TABLA 3.5: ÍNDICE DE WILLCOMB

Número del Índice	Descripción
0	Floc Coloidal sin ningún signo de aglutinación,
2	Floc muy pequeño, casi imperceptible,
4	Floc disperso, bien formado, pero uniformemente distribuido (Sedimenta muy lentamente o no sedimenta),
6	Floc claro de tamaño relativamente grande pero que precipita con lentitud,
8	Floc bueno que se deposita fácil pero no completamente,
10	Floc que se deposita completamente, dejando el agua cristalina.

Fuente: Arboleda, J.(2000).Teoría y práctica de la purificación del agua.(p. 171.) Colombia, Santa Fe de Bogotá.

3.2.3.2 Determinación de dosis óptima de floculante (polímero catiónico Praestol 611)

Establecidas las condiciones óptimas de pH y dosis de coagulante, se determinó la dosis óptima de floculante mediante pruebas con un set de 6 jarras, siguiendo el siguiente proceso:

- Colocar en cada jarra 1 litro de muestra de agua previamente homogenizada.
- Determinar pH, color, turbiedad y concentración de arsénico.
- Girar las paletas de cada jarra a 100 rpm ($S=80 \text{ s}^{-1}$), adicionar sulfato de aluminio en dosis óptima establecida y al mismo tiempo en cada jarra y durante 1 minuto.
- Adicionar el floculante en dosis progresiva, a la primera jarra no se agrega para que sirva como punto de comparación.
- Disminuir la intensidad de la mezcla a 40 rpm durante 15 minutos.
- Suspender la agitación, se levanta las paletas y se deja sedimentar por 20 minutos.
- Extraer muestras de agua del sobrenadante de cada jarra con la ayuda de una jeringuilla.
- Medir pH, turbiedad, color y concentración de arsénico.

En base a los resultados de color, turbiedad y concentración de arsénico se determina la dosis óptima de floculante.

La Tabla 3.6 indica las condiciones operativas para la determinación de dosis óptima de floculante y sus resultados se reportan en la Tabla 4.4.

TABLA 3.6: DETERMINACIÓN DE DOSIS ÓPTIMA DE FLOCULANTE

	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Polímero (mL/L) comercial	---	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	40	40	40	40	40	40
Tiempo de mezcla lenta (min)	15	15	15	15	15	15

3.2.3.3 Determinación de condiciones óptimas de velocidad de agitación (gradiente de velocidad) y tiempo de floculación

El objetivo de este ensayo es conocer la intensidad y el tiempo que debe tener la mezcla en el proceso de floculación con el fin de optimizar la remoción de partículas en la sedimentación.

Se realizaron pruebas con un set de 6 jarras utilizando un volumen de muestra de 1 litro, sulfato de aluminio y polímero catiónico, siguiendo el siguiente proceso:

- Colocar en cada jarra 1 litro de muestra previamente homogenizada.
- Determinar pH, color, turbiedad y arsénico.
- Girar las paletas de cada jarra a 100 rpm ($S= 80 \text{ s}^{-1}$), adicionar la dosis óptima de coagulante establecido y al mismo tiempo en cada jarra y durante 1 minuto.
- Disminuir la velocidad de agitación al gradiente seleccionado a partir de este momento inicia el tiempo de floculación y se efectúa los pasos descritos en la Tabla 3.7.

TABLA 3.7: TIEMPOS PARA LA SELECCIÓN DE GRADIENTES DE VELOCIDAD

Tiempo (min)	Acción por ejecutar
0	Comienza la agitación al gradiente seleccionado
7	Se levanta el agitador de la celda N°. 1
13	Se levanta el agitador de la celda N°. 2
17	Se toma la muestra de la celda N°. 1
20	Se levanta el agitador de la celda N°. 3
23	Se toma la muestra de la celda N°. 2
27	Se levanta el agitador de la celda N°. 4
30	Se toma la muestra de la celda N°. 3
33	Se levanta el agitador de la celda N°. 5
37	Se toma la muestra de la celda N°. 4
40	Se levanta el agitador de la celda N°. 6
43	Se toma la muestra de la celda N°. 5
50	Se toma la muestra de la celda N°. 6

Fuente: Arboleda, J.(2000).Teoría y práctica de la purificación del agua.(p. 171.) Colombia, Santa Fe de Bogotá.

- Determinar pH, color, turbiedad y la concentración de arsénico de las muestras obtenidas.
- Repetir el procedimiento para 10, 30 y 50 s⁻¹. Construir la Gráfico de color, turbiedad y arsénico en función del tiempo para cada gradiente escogido y se analizaron los resultados obtenidos que se reportan en las Tablas 4.5, 4.7 y 4.6.

3.2.3.4 Determinación de condición óptima del tiempo de sedimentación

Se realizaron pruebas con un set de 6 jarras utilizando un volumen de muestra de 1 litro, siguiendo el siguiente proceso:

- Colocar en cada jarra 1 litro de muestra previamente homogenizada.
- Determinar pH, color, turbiedad y concentración de arsénico.
- Girar las paletas de cada jarra a 100 rpm ($S= 80 \text{ s}^{-1}$), adicionar el coagulante en la dosis óptima establecida al mismo tiempo en cada jarra y durante un minuto girar.
- Disminuir la intensidad de la mezcla al gradiente óptimo de velocidad y tiempo de floculación establecido en el literal 3.2.1.3.
- Suspender la agitación, levantar las paletas y deja sedimentar por 17, 23, 30, 37, 43 y 50 minutos
- Extraer muestras de agua del sobrenadante de cada jarra con la ayuda de una jeringuilla.
- Medir pH, turbiedad, color y concentración de arsénico.

La tabla 3.8 establece las condiciones operativas para la selección del tiempo de sedimentación cuyos resultados se reportan en la Tabla 4.8.

TABLA 3.8: DETERMINACIÓN DEL TIEMPO DE SEDIMENTACIÓN

	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio comercial (mL/L)	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	Tomar la velocidad establecida en literal 3.2.1.3					
Tiempo de mezcla lenta (min)	Tomar el tiempo establecida en literal 3.2.1.3					
Tiempo de sedimentación (min)	17	23	30	37	43	50

En base a los resultados de color, turbiedad y concentración de arsénico se determinaron las condiciones óptimas en la velocidad y tiempo de sedimentación.

3.2.3.5 Filtración

Su objetivo es separar por medio mecánico las partículas de tamaño menor que un coloide (10 – 100 nm), para esto se tomó un volumen de muestra de agua 200 mL del sobrenadante de cada una de las condiciones establecidas en la Tabla 3.8 y se filtró utilizando un embudo, papel filtro circular de diámetro 90 mm y tamaño de poro 11 μ m. Al finalizar la filtración de cada muestra de agua se midió pH, color, turbiedad y concentración de arsénico en las muestras filtradas. Los resultados de esta etapa se reportan en la Tabla 4.9 y 4.10.

3.2.4 Determinación del porcentaje de remoción de arsénico en el proceso de sedimentación y filtración.

Los filtrados obtenidos de cada una de las jarras se procedieron a analizar el contenido de arsénico y comparar con la concentración inicial de este y se determinar el porcentaje de remoción en cada proceso.

Los resultados obtenidos de esta etapa se reportan en la Tabla 4.9.

3.3 Remoción de arsénico a nivel piloto.

La planta piloto de tratamiento está estructurada por las siguientes unidades:

- Unidad de coagulación – floculación
- Unidad de sedimentación
- Unidad de filtración

Con los resultados obtenidos en las pruebas de jarras se generaron iguales condiciones a reproducir en la unidad de tratamiento piloto que procesa un caudal continuo de 0,10 L/s, con un tiempo de residencia de 107 minutos.

Los cálculos de diseño para el mezclador estático horizontal, floculador hidráulico de tubería y sedimentador se muestran en el Anexo 5, 6 y 7 respectivamente.

Con respecto al filtro utilizado se estructuró con lecho de arena y grava y con flujo descendente y sus características están descritas en la sección 3.3.1.3.

3.3.1 Pruebas de coagulación - floculación, sedimentación y filtración

3.3.1.1 Pruebas de coagulación

La dosificación de sulfato de aluminio se realizó mediante un sistema manual continuo formado por tanque y una bomba de nivel.

La unidad de coagulación/floculación está formada por un mezclador estático horizontal y un floculador hidráulico de tuberías, cuyas características se detallan en la Tabla 3.9. El caudal de ingreso y salida de esta unidad es de 0,1 L/s.

TABLA 3.9: MEZCLADOR ESTÁTICO HORIZONTAL

CARACTERÍSTICAS MEZCLADOR ESTÁTICO	
Diámetro (m)	0,051
Largo (m)	0,240
Largo de cada elemento del mezclador (m)	0,080
Número de elementos del mezclador	3,000
Gradiente de velocidad (S^{-1})	1 232,02

3.3.1.1.1 Coagulación

Tiene la finalidad de crear un régimen turbulento en un tiempo determinado para que se realice la coagulación. Las principales variables que se consideran en la mezcla rápida son tiempo de agitación y gradiente de velocidad. Esta unidad dispone de un gradiente de velocidad de $1\,232,02\text{ s}^{-1}$.

Las condiciones de operación se muestran en la Tabla 3.10 y los resultados se detallan en el Tabla 4.11.

TABLA 3.10 CONDICIONES DE OPERACIÓN Y LA DOSIS DE COAGULANTE

Dosis de floculante (mL/L)	Caudal de dosificación (mL/h)
0,10	36
0,25	90
0,35	126
0,50	180

3.3.1.1.2 Floculación

Las características de la unidad de floculación se detallan en la Tabla 3.11

TABLA 3.11 FLOCULADOR HIDRÁULICO DE TUBERÍAS

CARACTERÍSTICAS FLOCULADOR HIDRÁULICO	
Diámetro (m)	0,051
Tiempo de residencia (min)	40
Volumen (m ³)	0,24
Longitud tubería (m)	29,6
Longitud total de floculador (m)	54,4
Número de fila tubos de 6 m	5
Numero de codos	8
Gradiente de velocidad entrada (S ⁻¹)	1232,02
Gradiente de velocidad salida (S ⁻¹)	10,17

Finalizada estas pruebas con las condiciones establecidas en la Tabla 3.10, se determinó color, turbiedad y concentración de arsénico del sobrenadante del floculador. También se determinó el tiempo de residencia. Con el menor resultado de color, turbiedad y arsénico se determinó la dosis óptima de floculante.

3.3.1.2 Pruebas de sedimentación

Las características de la unidad de sedimentación son:

Dimensiones:

- Profundidad: 1,80 m
- Ancho: 1,90 m
- Largo: 2,87 m
- Altura de zona de lodos: 45 cm
- Tipos de seditubos o módulos de sedimentación: 50 paquetes de tubos de PVC inclinadas a 60°. Cada paquete contiene 10 tubos de PVC

Dimensiones de tubo de PVC

- Diámetro: 1 pulgada
- Largo del tubo: 1 metro

Finalizada estas pruebas con las condiciones establecidas en la Tabla 3.10, se determinó color, turbiedad y arsénico del sobrenadante del sedimentador. También se determinó el tiempo de residencia. Con el menor resultado de color, turbiedad y arsénico se estableció la cantidad máxima de remoción de arsénico.

3.3.1.3 Filtración

Las características de la unidad de filtración a presión de flujo descendente en la que se realizan las pruebas son:

- Caudal de ingreso al filtro: 0,07 L/s
- Altura de filtro: 1,40 m
- Diámetro filtro: 1,00 m

- Altura manto: 1,00 m
- Altura arena: 0,80 m
- Atura grava: 0,20 m
- Tiempo de filtración: 17 minutos
- Volumen de filtro: 1,00 m³
- Tasa filtración: 2,57 m³/m²/día

Características de arena:

- Tamaño efectivo: 1,6 mm
- Tamaño más pequeño: 0,7
- Tamaño más grande: 1,0
- Densidad arena: 2 650 kg/m³
- Volumen agua retrolavado: 0,07 m³

La validación de la porosidad del filtro se la realiza mediante un dispositivo tubular de 40 cm altura y un diámetro de 5 cm, en el que se coloca de manto filtrante 23 cm de arena (57% de la altura del filtro) y 6 cm de grava (14% de la altura del filtro) y se utiliza el agua resultante de las condiciones establecidas en la tabla No. 4.9 (jarra No. 6), obteniendo una remoción de arsénico del 91,45%.

Finalizada estas pruebas con las condiciones establecidas en la Tabla 3.10, se determinó color, turbiedad y arsénico del agua filtrada. También se determinó el tiempo de residencia. Con el menor resultado de color, turbiedad y arsénico se estableció la cantidad máxima de remoción de arsénico.

3.3.2 Evaluación de remoción de arsénico a nivel piloto en cada una de las operaciones unitarias: floculación, sedimentación y filtración mediante ensayos de laboratorio de color, turbiedad y arsénico.

Con los resultados obtenidos de color, turbiedad y arsénico en cada unidad de operación se realizó la evaluación mediante la comparación de resultados de los parámetros anteriormente mencionados.

CAPÍTULO 4

DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Caracterización del agua de vertiente en Guayllabamba

Los resultados obtenidos del análisis físico químico y microbiológico del agua cruda son el promedio de un año y se reportan en la Tabla 4.1.

TABLA 4.1: RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICO Y MICROBIOLÓGICAS DE LA FUENTE DE AGUA A TRATAR (PROMEDIO DE VALORES DE 1 AÑO)

Parámetros	Unidad	Nombre del Método/Referencia	Agua cruda a tratar
ANÁLISIS FÍSICOS DE CAMPO			
Temperatura ambiente	°C	Laboratorio y de campo/ SM 2550.B	23,0
Temperatura de muestra	°C	Laboratorio y de campo/ SM 2550.B	20,8
pH	U pH	Electrodo/SM 4500 H-B	7,23
Conductividad	μS/cm	Electrodo/SM 2510 B	575
Sólidos Totales Disueltos	mg/l	Electrodo/SM 2510 B	275
ANÁLISIS FÍSICOS DE LABORATORIO			
Turbiedad	NTU	Nefelométrico/SM 2130 B	0,15
Color	UC Pt-Co	Comparación visual/SM 2120.B	0
ANÁLISIS QUÍMICOS			
Nitritos	mg/l	Método Colorimétrico	0
N-Nitratos NO ₃	mg/l	E Ultravioleta/SM 4500 NO ₃ -B	3,27
Fósforo	mg/l	Ácido ascórbico/SM 4500-P.E	0,35
Fluoruros	mg/l	SM 4500 F	1,75
Oxígeno Disuelto	mg/l	Modificación de azida/SM 4500-O.C	1,44
Dureza Total CaCO ₃	mg/l	Método EDTA Titulométrico/ SM 2340. C	171,90
Calcio Ca	mg/l	Método EDTA Titulométrico/ SM 2340. C	23,90
Magnesio Mg	mg/l	Método de cálculo	27,30
Alcalinidad CaCO ₃	mg/l	Método Titulométrico/ SM 2320.B	278,11
Bicarbonatos (HCO ₃)	mg/l	Método de cálculo	253,90

TABLA 4.1 CONTINUACIÓN-

Cloruros (Cl) ⁻	mg/l	Método Argentométrico/ SM 4500-Cl	11,09
Sulfatos (SO ₄) ⁻²	mg/l	Método Turbidimétrico/ SM 4500-SO ₄	36,99
Sílice SiO ₂	mg/l	Método Molibdosilicato/ SM 4500-Si	45,67
Carbón Orgánico Total	mg/l	SM 5310 C TOC	1,39
ANÁLISIS DE METALES			
Aluminio	mg/l	SM 3111 D Al	< 0,03
arsénico	mg/l	Met. 5,4,5,1/SM 3114 C As	0,054
Hierro Total Fe	mg/l	Met. 5,4,5,2/SM 3111 B Fe	0,044
Cadmio	mg/l	SM 3111 B Cd	< 0,002
Cobre	mg/l	SM 3111 B Cu	< 0,003
Cromo	mg/l	SM 3111 B Cr	< 0,006
Manganeso	mg/l	Met. 5,4,5,2/SM 3111 B Mn	< 0,013
Potasio	mg/l	SM 3111 B K	1,747
Sodio	mg/l	SM 3111 B Na	29,22
Zinc	mg/l	SM 3111 B Zn	0,080
Níquel	mg/l	SM 3111 B Ni	< 0,01
Litio	mg/l	SM 3111 B Li	0,036
Cobalto	mg/l	SM 3111 B Co	< 0,005
ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO			
Coliformes totales	NMP/100ML	Prueba de sustrato Cromogénico/SM 9223 B	40
Escherichia Coli	NMP/100ML	Prueba de sustrato Cromogénico/SM 9223 B	< 1.1

De los resultados obtenidos se pudo determinar que el agua de la vertiente de Guayllabamba tiene una concentración de arsénico promedio a tratar de 0,054 mg/L, concentración que está fuera del límite permisible por la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108.

La presencia de hierro en el agua y en el sulfato de aluminio utilizado ayuda potenciar la remoción de arsénico que es un contaminante disuelto que no precipita, pero es adsorbido por otra especie que si precipita y que en este caso es el hierro contenido tanto en el agua a tratar como en el floculante que es el responsable de formar la matriz sólida en donde se encuentra atrapado el arsénico junto con el hierro.

La concentración de la alcalinidad de $278,11 \frac{mg}{L} CaCO_3$, indica que esta agua tiene la acción amortiguar para mantener el pH relativamente estable ante la adición de

sulfato de aluminio, lo que es conocido como efecto tampón. El mantener el pH con un valor de 7,5 se garantiza estar dentro de la zona de remoción efectiva de arsénico según indica el Gráfico 2.3.

El sulfato de aluminio reacciona con la alcalinidad según la siguiente ecuación química:



Cada mol de sulfato de aluminio que se agrega usa seis moles de alcalinidad y produce seis moles de dióxido de carbono. Esta reacción desplaza el equilibrio del carbonato y disminuye el pH. No obstante, siempre que haya alcalinidad suficiente el pH no se reducirá en forma drástica. Cuando no haya suficiente alcalinidad para neutralizar el ácido sulfúrico que se produce, el pH puede bajar en forma considerable debido a la formación de este ácido.

La presencia de iones fosfatos compite por sitios activos con el arsénico, particularmente en superficies de hidróxidos de aluminio y hierro, por lo que el método además de remover arsénico elimina fósforo, hierro, manganeso y flúor. Sin embargo, las condiciones óptimas para remoción del arsénico van a depender de las características del agua y las condiciones del proceso de tratamiento.

TABLA 4.2: DETERMINACIÓN DE PRESENCIA DE ARSÉNICO III UTILIZANDO SOLUCIÓN DE HIPOCLORITO DE CALCIO GRANULAR COMO OXIDANTE

Proceso realizado	Arsénico en muestra (mg/L)
Muestra a tratar	0,055
Muestra + solución de hipoclorito (preoxidación) + Floculante + sedimentación + filtración	0,006
Muestra + Floculante + sedimentación + filtración	0,006

En el caso de la investigación el arsénico estuvo en su forma de arsenato (As^{+5}), lo que indica que el tratamiento no necesita oxidación previa.

4.2 Remoción de arsénico a nivel de laboratorio

4.2.1 Determinación de condiciones óptimas de dosis de coagulante y pH

El objetivo de este ensayo es determinar la dosis de coagulante que produce la más rápida desestabilización de las partículas coloidales y forme el floc más compacto y pesado, de tal manera que pueda ser detenido en el proceso de sedimentación.

Los valores de pH del agua de esta investigación están en el rango de 6,59 a 7,53 y para determinar el pH óptimo de remoción de arsénico y de hidrólisis completa del sulfato de aluminio se considera la información bibliográfica de la Gráfico 2.3, que indica este valor óptimo esta entre 6,5 a 7,5, por lo que se concluye que no es necesario modificar el pH del agua de esta investigación.

Los procesos de coagulación y floculación se pudieron simular en una prueba de jarras (nivel de laboratorio), y en base a los resultados obtenidos se realizaron las pruebas a nivel piloto, mismo que se presentan en la Tabla 4.3.

Con respecto a los resultados obtenidos en la Tabla 4.3, se pudo concluir que la dosis óptima de sulfato de aluminio desde el punto de vista cualitativo es 0,250 mL/L, debido a que se consideró el tamaño del floc producido y según el índice de Willcomb este tiene un valor de 8 que indica que es un floc de buena calidad y que se deposita fácil pero no completamente, lo que indicó que se necesita un proceso posterior para remover el floc remanente como la filtración.

Tiene un tiempo de formación de floc de 60 segundos. Desde el punto de vista cuantitativo se ratifica esta dosis ya que tiene una remoción de arsénico del 52,83%.

Los demás resultados de las condiciones de operación establecidas en la Tabla 3.3, a pesar de tener un tiempo de aparición y formación de floc de 60 segundos y un índice de Willcomb de 8 no se los consideró debido a que implica mayor gasto de floculante sin conseguir mejor rendimiento en la sedimentación del floc.

La variación de pH después del tratamiento de 7,01 a 6,00 se debe a la alcalinidad de $278,11 \frac{mg}{L} CaCO_3$ que por su acción amortiguadora y al añadir el sulfato de aluminio que es una sal ácida que, al agregarse en pequeñas cantidades al agua, reacciona con su alcalinidad formando flóculos y evita adquirir el poder corrosivo del agua.

La Gráfico 4.1 indica como varía la remoción de arsénico en función de la dosis de coagulante utilizado hasta obtener la dosis óptima del mismo siendo esta 0,25 mL/L.

GRÁFICO 4.1: DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE

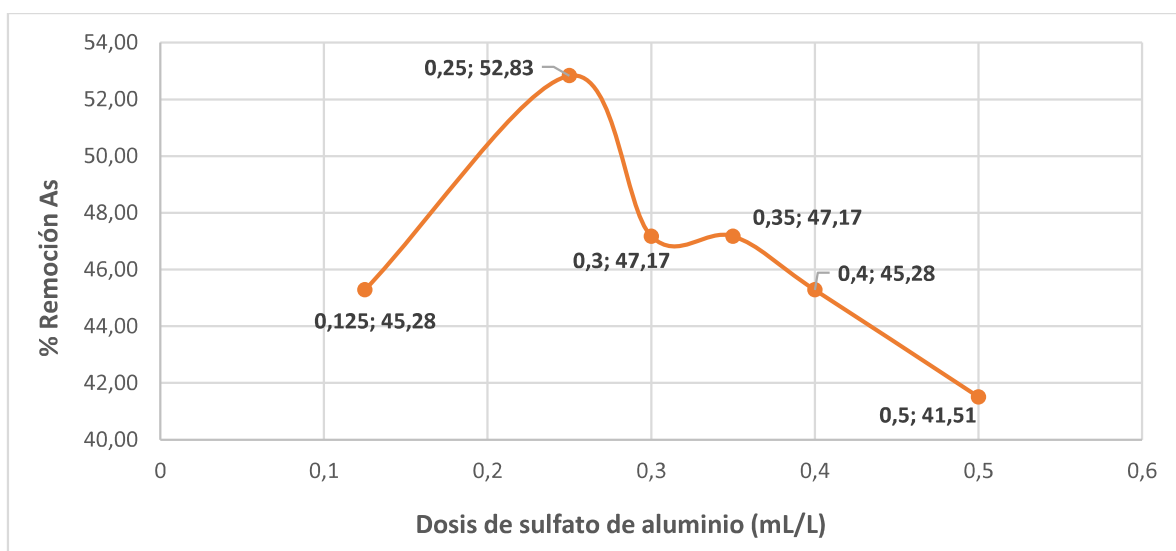


TABLA 4.3: DOSIS DE ÓPTIMA DE COAGULANTE

Volumen de muestra: 10 Litros
 Fecha: 25/04/2014

Características del agua cruda	
pH	: 7,01
Color (Pt/Co)	: 0
Turbidez (NTU)	: 0,22
Arsénico (mg/L)	: 0,053

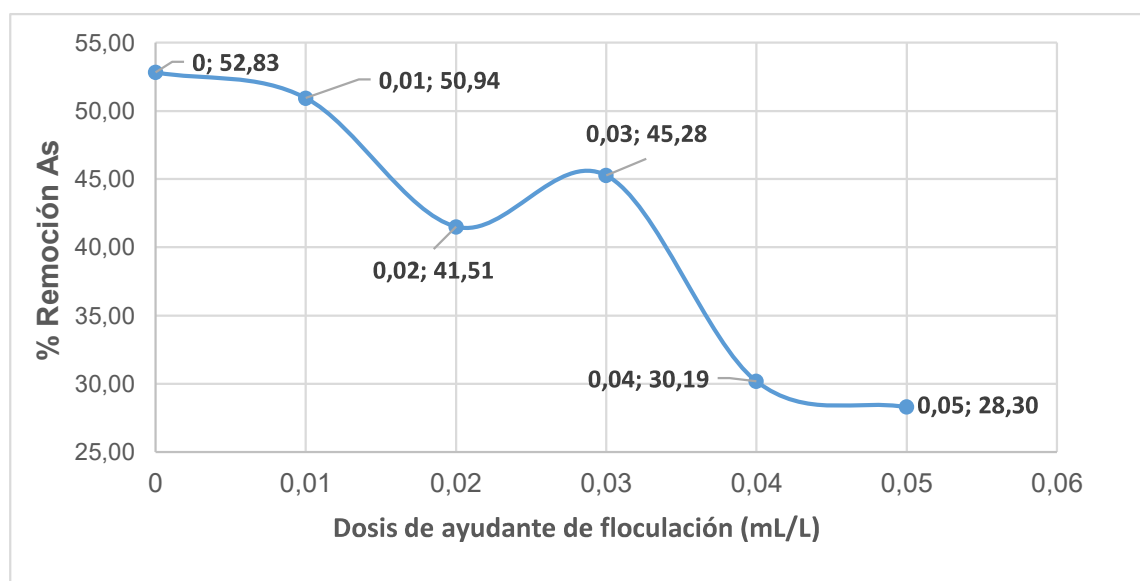
Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial	0,125	0,250	0,300	0,350	0,400	0,500
Ayudante de floculación (mL/L) comercial	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	40	40	40	40	40	40
Tiempo de mezcla lenta (min)	15	15	15	15	15	15
Tamaño del floc (índice de Wilcomb)	6	8	8	8	8	8
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	1,73	2,39	2,68	2,69	3,54	3,04
Color (Pt/Co)	0	0	0	0	5	5
pH	6,59	6,00	5,39	5,22	5,03	4,98
Arsénico (mg/L)	0,029	0,025	0,028	0,028	0,029	0,031
% Remoción arsénico	45,28	52,83	47,17	47,17	45,28	41,51

4.2.2 Determinación de dosis floculante (polímero catiónico Praestol 611)

La Tabla 4.4, indica los resultados de las condiciones de operación establecidas en la Tabla 3.4, y en base a ellos se determinó que la adición del floculante (Polímero catiónico Praestol 611) no aporta a la formación de una mejor calidad del tamaño del floc formado, debido a que se transformaron en compuestos neutros y esto hace variar su efectividad en el tratamiento.

La Gráfico 4.2 indica que la máxima remoción de arsénico utilizando floculante es de 52,83%.

GRÁFICO 4.2: PORCENTAJE DE REMOCIÓN ARSÉNICO VS DOSIS DE FLOCULANTE



Finalmente, es necesario mencionar que los lodos generados después del tratamiento de esta investigación, son un tema a resolver y conscientes de ello, se procedió a analizar el contenido de arsénico en el lodo producido, obteniendo una concentración de arsénico de 0,053 mg/L. Esta concentración es inferior al límite máximo permisible en la legislación ambiental ecuatoriana (TULSMA), con respecto a la descarga al sistema de alcantarillado público contenido en la tabla No. 8 que indica que esta es de 0,1 mg/L, pudiendo ser eliminado al sistema de alcantarillado municipal.

Con el lodo resultante de concentración de arsénico de 0,053 mg/L en el lodo total generado y un contenido de agua del 97%, se procedió a deshidratar el lodo por dos procesos, siendo estos: filtración y secado en una piscina a cielo abierto durante un periodo de 8 días cada uno.

Del proceso de filtración y del secado térmico se obtuvo un lodo resultante con un contenido de 20% y 76% de sólidos respectivamente. Finalmente se procedió en incinerar.

Los largos tiempos de filtración se debería a que el lodo al estar formado por hidróxido de aluminio adquiere una consistencia gelatinosa, lo que ayuda al flóculo a formar una red tridimensional, donde se encuentra atrapada el agua, que no puede ser eliminada rápidamente.

TABLA 4.4: DOSIS DE ÓPTIMA DE FLOCULANTE (POLÍMERO CATIONICO PRAESTOL 611)

Volumen de muestra: 10 Litros

Fecha: 25/04/2014

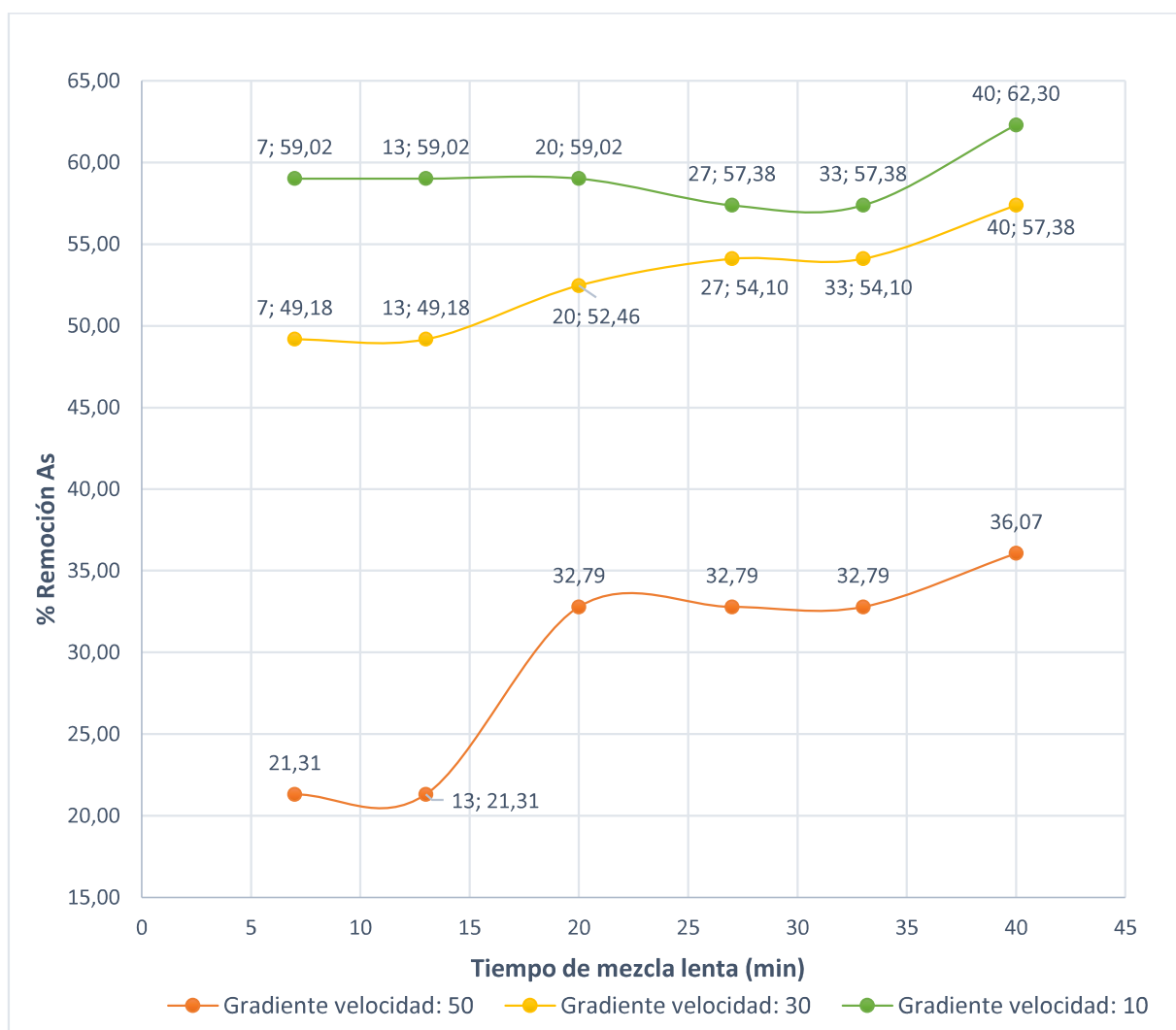
Características del agua cruda	
pH :	7,01
Color (Pt/Co) :	0
Turbidez (NTU) :	0,22
Arsénico (mg/L) :	0,053

Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Ayudante floculación (mL/L) comercial	---	0,01	0,02	0,03	0,04	0,05
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	40	40	40	40	40	40
Tiempo de mezcla lenta (min)	15	15	15	15	15	15
Tamaño del floc (índice de Wilcomb)	---	8	8	8	8	8
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	2,57	2,79	4,05	5,01	6,87	7,98
Color (Pt/Co)	0	0	5	5	10	10
pH	6,25	6,36	6,35	6,00	6,28	6,30
arsénico (mg/L)	0,025	0,026	0,031	0,029	0,037	0,038
% Remoción arsénico	52,83	50,94	41,51	45,28	30,19	28,30

4.2.3 Determinación de condiciones óptimas de velocidad de agitación (gradiente de velocidad) y tiempo de floculación

La Gráfico 4.3 indica los porcentajes de remoción de arsénico obtenido a los gradientes de velocidad de 50, 30 y 10 s^{-1} , obteniendo la mayor remoción a 10 s^{-1} .

GRÁFICO 4.3: GRADIENTE DE VELOCIDAD TIEMPO DE FLOCULACIÓN VS PORCENTAJE DE ARSÉNICO



Con los resultados obtenidos en la Tabla 4.5, se determinó que el gradiente de velocidad y tiempo óptimos de floculación son 10 s^{-1} y 40 segundos respectivamente, con un porcentaje de recuperación de arsénico de 62,30%. Por lo tanto, se generó un gradiente de floculación para producir la transición desde un

régimen turbulento ($G = 80-100 \text{ s}^{-1}$) hacia un flujo laminar ($G = 1- 50 \text{ s}^{-1}$) para que se dé la formación del floc.

Los resultados restantes se observan en la Gráfico 4.3 y se determinó que cuanto mayor es el gradiente de velocidad, más rápida es la velocidad de aglomeración de las partículas. Mientras tanto, a medida que los flóculos aumentan de tamaño, crecen también las fuerzas de cizallamiento² hidrodinámico, inducidas por el gradiente de velocidad. Los flóculos crecerán hasta un tamaño máximo, por encima del cual las fuerzas de cizallamiento alcanzan una intensidad que los rompe en partículas menores, razón por la cual la remoción de arsénico es inferior al 62%.

² Mecanismo de transporte a través del cual dos partículas entran en contacto en función de la diferencia de velocidad existente entre las zonas del fluido en las que se encuentran.

TABLA 4.5: VELOCIDAD ÓPTIMA DE AGITACIÓN (GRADIENTE DE VELOCIDAD 50 S⁻¹) Y TIEMPO ÓPTIMO DE FLOCULACIÓN

Gradiente seleccionado 50 S⁻¹ (69 rpm)

Volumen de muestra: 10 Litros

Fecha: 03/06/2014

Características del agua cruda	
pH	: 6,88
Color (Pt/Co)	: 0
Turbidez (NTU)	: 0,35
Arsénico (mg/L)	: 0,061

Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	69	69	69	69	69	69
Tiempo de mezcla lenta (min)	7	13	20	27	33	40
Tiempo de sedimentación (min)	20	20	20	20	20	20
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	1,73	2,39	2,68	2,69	3,54	3,04
Color (Pt/Co)	0	0	0	0	0	5
pH	6,65	6,59	6,53	6,50	6,55	6,58
arsénico (mg/L)	0,048	0,048	0,041	0,041	0,041	0,039
% Remoción arsénico	21,31	21,31	32,79	32,79	32,79	36,07

TABLA 4.6: VELOCIDAD ÓPTIMA DE AGITACIÓN (GRADIENTE DE VELOCIDAD 30 S⁻¹) Y TIEMPO DE FLOCULACIÓN

Gradiente seleccionado: 30 S⁻¹ (46 rpm)
 Volumen de muestra: 10 Litros
 Fecha :03/06/2014

Características del agua cruda	
pH	: 6,88
Color (Pt/Co)	: 0
Turbidez (NTU)	: 0,35
arsénico (mg/L)	: 0,061

Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	46	46	46	46	46	46
Tiempo de mezcla lenta (min)	7	13	20	27	33	40
Tiempo de sedimentación	20	20	20	20	20	20
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	2,23	2,39	2,48	2,69	2,54	2,04
Color (Pt/Co)	0	0	0	0	0	5
pH	6,45	6,59	6,13	6,50	6,45	6,38
arsénico (mg/L)	0,031	0,031	0,029	0,028	0,028	0,026
% Remoción arsénico	49,18	49,10	52,46	54,10	54,10	57,38

TABLA 4.7: VELOCIDAD ÓPTIMA DE AGITACIÓN (GRADIENTE DE VELOCIDAD 10 S⁻¹)

Gradiente seleccionado: 10 S⁻¹ (19rpm)

Volumen de muestra: 10 Litros

Fecha: 03/06/2014

Características del agua cruda	
pH	: 6,78
Color (Pt/Co)	: 0
Turbidez (NTU)	: 0,35
arsénico (mg/L)	: 0,061

Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (ml/L) comercial	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	19	19	19	19	19	19
Tiempo de mezcla lenta (min)	7	13	20	27	33	40
Tiempo de sedimentación (min)	20	20	20	20	20	20
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	1,23	1,49	1,48	1,59	1,44	1,13
Color (Pt/Co)	0	0	0	0	0	5
pH	6,45	6,59	6,13	6,50	6,45	6,38
arsénico (mg/L)	0,025	0,025	0,025	0,026	0,026	0,023
% arsénico removido	59,02	59,02	59,02	57,38	57,38	62,38

4.2.4 Determinación del tiempo de sedimentación

En la Tabla 4.8, se puede observar que mediante este proceso y con un tiempo de sedimentación de 50 minutos se obtuvo una remoción de arsénico del 59,02%, esto se debe a que el tamaño del floc es compacto y alcanza un peso específico mayor que el agua.

El porcentaje de remoción de arsénico alcanzado (59,02%) indica que este proceso es factible para la remoción reduciendo la concentración a 0,025 mg/L, lo que indica que se necesita el proceso de filtración.

La Gráfico 4.4 indica que a 50 minutos de sedimentación se obtiene una remoción de arsénico del 59,02% siendo este el máximo.

GRÁFICO 4.4 TIEMPO ÓPTIMO DE SEDIMENTACIÓN

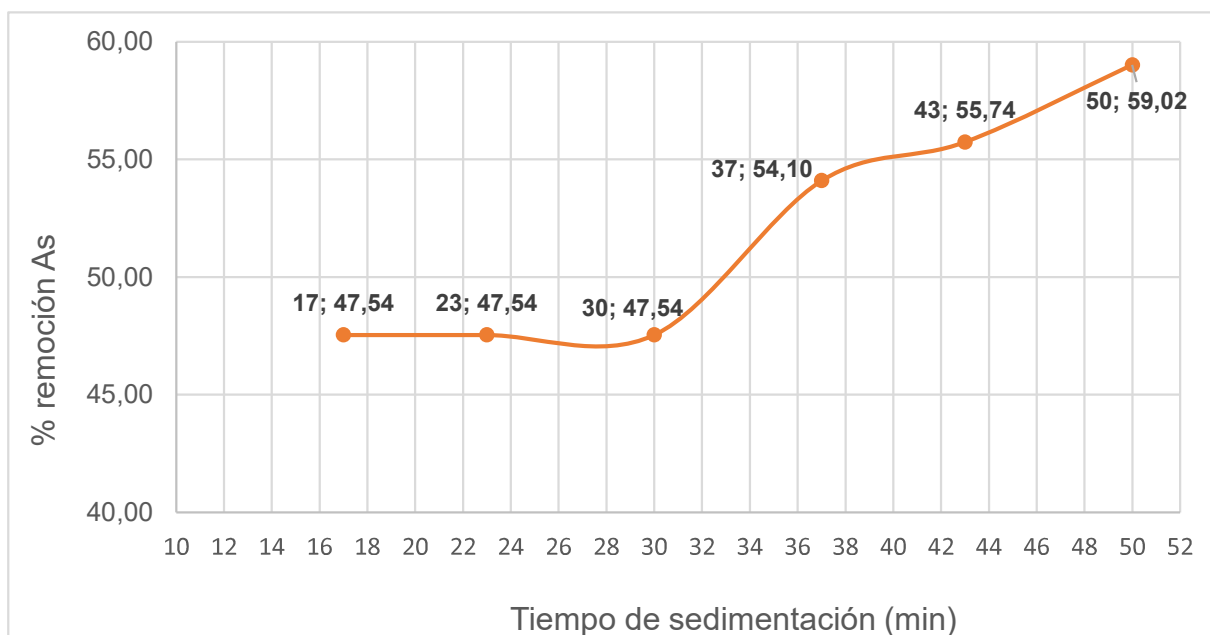


TABLA 4.8: TIEMPO DE SEDIMENTACIÓN AL GRADIENTE DE VELOCIDAD 10 S⁻¹ EN LA FLOCULACIÓN

Gradiente seleccionado: 10 S⁻¹ (19 rpm)
 Volumen de muestra: 10 Litros
 Fecha : 03/06/2014

Características del agua cruda	
pH	: 6,88
Color (Pt/Co)	: 0
Turbidez (NTU)	: 0,35
Arsénico (mg/L)	: 0,061

Reactivos / Condiciones operación	Número de Jarra					
	1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (ml/L) comercial	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250	0,250
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	19	19	19	19	19	19
Tiempo de mezcla lenta (min)	40	40	40	40	40	40
Tiempo de sedimentación (min)	17	23	30	37	43	50
Parámetros de agua sedimentada						
Turbidez (NTU)	1,59	1,49	1,48	1,39	1,24	1,13
Color (Pt/Co)	0	0	0	0	0	5
pH	6,45	6,59	6,13	6,50	6,45	6,38
arsénico (mg/L)	0,032	0,032	0,032	0,028	0,027	0,025
% arsénico removido	47,54	47,54	47,54	54,09	55,74	59,02

4.2.5 Filtración

Los resultados obtenidos de la filtración se indican en la Tabla 4.9, en la que se indica que mediante este proceso se llega a remover el 88,53% con respecto a la cantidad inicial de arsénico contenido en el agua de la vertiente de Guayllabamba, lo que indica que este proceso es el adecuado para disminuir la concentración de arsénico presente.

La concentración obtenida de arsénico al final de la filtración es de 0,007 mg/L, misma que es inferior al límite establecido en la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108 y al valor de referencia de la Organización Mundial de la Salud que es de 0,01 mg/L .

En la Gráfico 4.5, se observa que a menor turbiedad de ingreso mayor porcentaje de remoción de arsénico, lo que indica que a mayor remoción de turbiedad en la sedimentación y mejor formación de calidad del floc (tamaño) en la floculación se obtendrá un tren de tratamiento óptimo.

GRÁFICO 4.5: PORCENTAJE DE REMOCIÓN AS EN FUNCIÓN DE LA TURBIEDAD DE INGRESO AL FILTRO

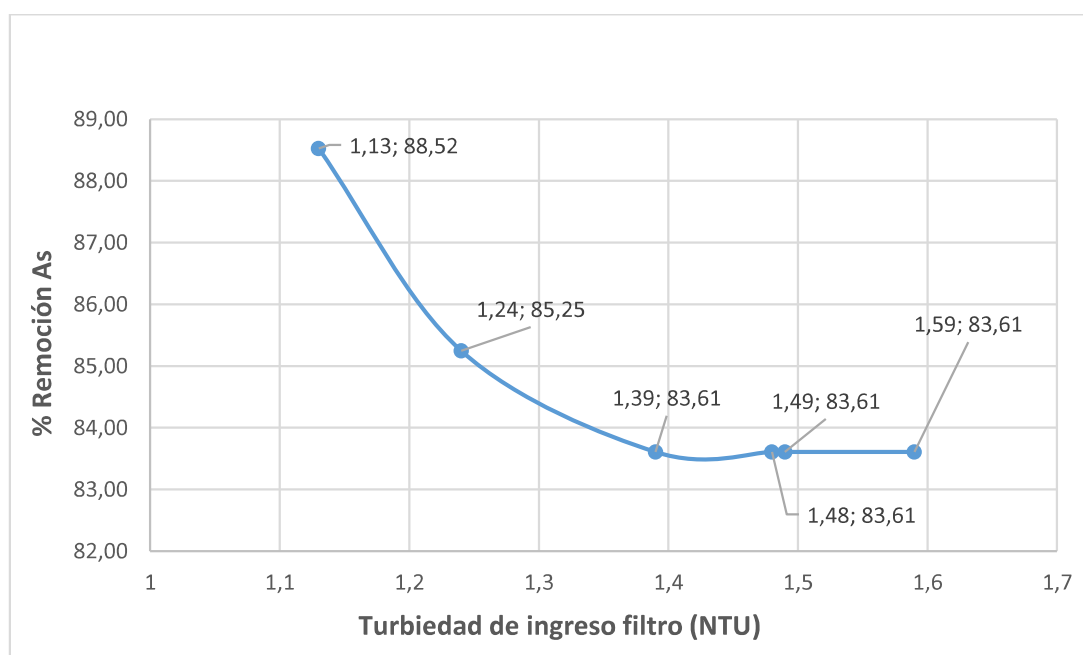


TABLA 4.9: PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO DESPUÉS DE FILTRACIÓN

Características del agua cruda		Volumen de muestra: <u>10 Litros</u>					
pH	: 6,88						
Color (Pt/Co)	: 0						
Turbidez (NTU)	: 0,35						
Arsénico (mg/L)	: 0,061						
Gradiente seleccionado: 10 S ⁻¹ (19 rpm)							
Fecha : <u>03/06/2014</u>							
Reactivos / Condiciones operación		Número de Jarra					
		1	2	3	4	5	6
Sulfato de aluminio (mL/L) comercial		0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
Velocidad de mezcla rápida (rpm)		100	100	100	100	100	100
Tiempo de mezcla rápida (min)		1	1	1	1	1	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)		19	19	19	19	19	19
Tiempo de mezcla lenta (min)		40	40	40	40	40	40
Tiempo de sedimentación		17	23	30	37	43	50
Parámetros de agua sedimentada							
Turbidez (NTU)		1,59	1,49	1,48	1,39	1,24	1,13
Color (Pt/Co)		0	0	0	0	0	5
pH		6,45	6,59	6,13	6,5	6,45	6,38
arsénico (mg/L)		0,032	0,032	0,032	0,028	0,027	0,025
% arsénico removido		47,54	47,54	47,54	54,09	55,73	59,02
Parámetros de agua filtrada							
Turbidez (NTU)		1,00	1,01	0,99	1,01	0,85	0,77
Color (Pt/Co)		0	0	0	0	0	5
pH		6,55	6,71	6,74	6,59	6,58	6,68
arsénico (mg/L)		0,010	0,010	0,010	0,010	0,009	0,007
% arsénico removido		83,61	83,61	83,61	83,61	85,25	88,53

4.2.6 Determinación del porcentaje de remoción de arsénico en el proceso de sedimentación y filtración.

4.2.6.1 Caracterización del producto obtenido

Aplicado el tren de tratamiento que comprende coagulación/floculación, sedimentación y filtración, en las condiciones óptimas encontradas y presentas en la Tabla 4.10, se pudo determinar que la remoción de arsénico fue del 89% esto es de 0,063 pasa a 0,006 mg/L, misma que cumple con la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108 y el valor de referencia establecido por la Organización Mundial de la Salud, que es de 0,01 mg/L.

4.2.6.2 Porcentaje de remoción de arsénico en el proceso de sedimentación y filtración

La Tabla 4.10 indica el porcentaje de remoción de arsénico obtenido a través de los procesos de sedimentación y filtración siendo estos el 65,00% y 90,00% respectivamente. Además presenta la concentración de este metal tanto en la operación unitaria de sedimentación como de filtración.

TABLA 4.10: PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO A CONDICIONES ÓPTIMAS DE OPERACIÓN ENCONTRADAS

Volumen de muestra: <u>2 Litros</u>	
Fecha: <u>10/08/2014</u>	
Características del agua cruda	
pH	7,33
Color (Pt/Co)	0
Turbidez (NTU)	0,31
arsénico (mg/L)	0,063
Condiciones operación	
Sulfato de aluminio (ml/L) comercial	0,25
Velocidad de mezcla rápida (rpm)	100
Tiempo de mezcla rápida (min)	1
Velocidad de mezcla lenta (rpm)	19
Tiempo de mezcla lenta (min)	40
Tiempo de sedimentación	50
Parámetros del sobrenadante de floculación	
Turbidez (NTU)	5,49
Color (Pt/Co)	5
Ph	6,35
Arsénico (mg/L)	0,049
% arsénico removido	22,22
Parámetros de agua sedimentada	
Turbidez (NTU)	0,98
Color (Pt/Co)	0
pH	6,85
Arsénico (mg/L)	0,022
% arsénico removido	65,00
Parámetros de agua filtrada	
Turbidez (NTU)	0,76
Color (Pt/Co)	0
pH	7,02
Arsénico (mg/L)	0,006
% arsénico removido	89,00

4.3 Remoción de arsénico a nivel piloto

4.3.1 Coagulación – floculación, sedimentación y filtración

La Tabla 4.11 detalla los resultados obtenidos de las condiciones de operación de la planta piloto.

El porcentaje de remoción de arsénico al final del proceso de tratamiento aplicando la dosis óptima de floculante de laboratorio (0,25 ml/L) es de 89,00%, y la dosis óptima encontrada a nivel de planta es de 0,35 ml/L con una remoción de arsénico final del 89,29%, esto se debe a que las condiciones de laboratorio son completamente controlables, mientras que en planta existen factores como variación del contenido de arsénico en agua cruda a tratar varía en las diferentes épocas del año. La Gráfico 4.7 indica el tren de tratamiento para remoción de As.

La Gráfico 4.6, compara el comportamiento de la remoción de arsénico a escala de laboratorio versus escala piloto, en la que se demuestra que se ha logrado obtener y mejorar los resultados obtenidos en el laboratorio, esto se debe a que la estructura piloto tiene las dimensiones apropiadas para simular los gradientes y tiempos de retención obtenidos en el laboratorio y es una planta de flujo continuo no estático como en laboratorio.

GRÁFICO 4.6: ARSÉNICO REMOVIDO A NIVEL DE LABORATORIO Y PILOTO

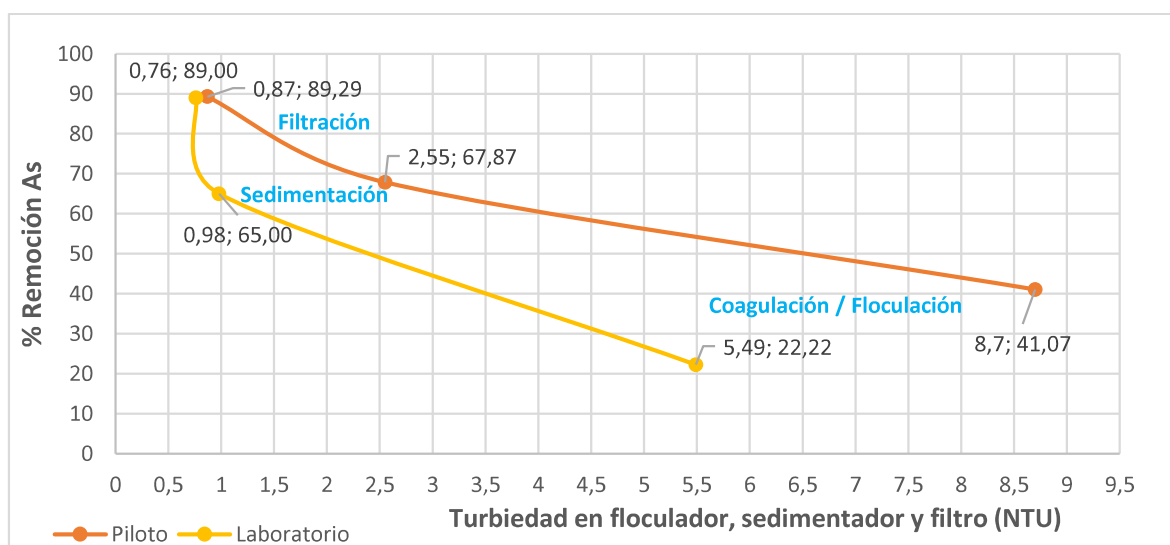
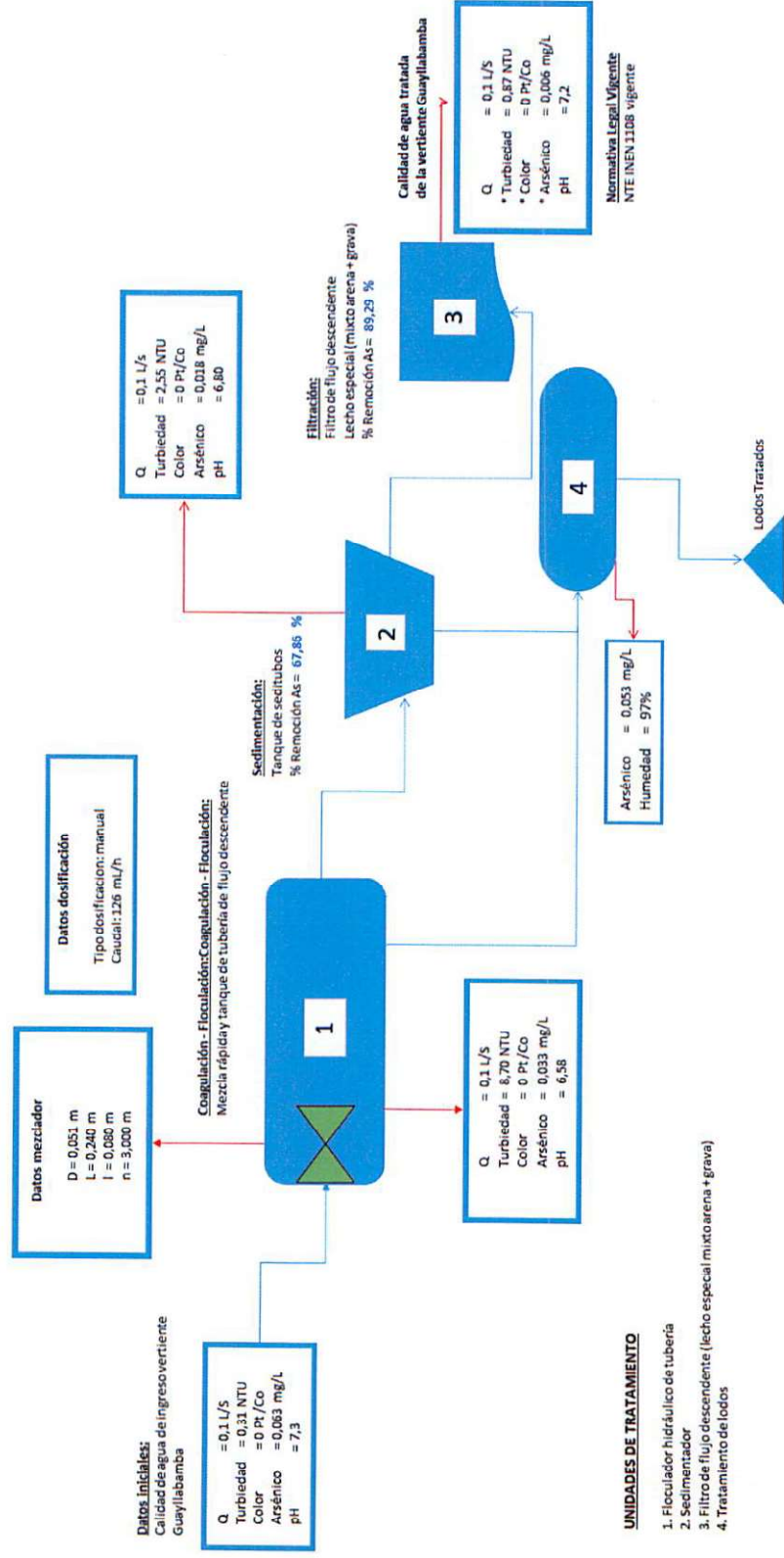


TABLA 4.11: DOSIS ÓPTIMA DE COAGULANTE EN PLANTA PILOTO CON CAUDAL DE OPERACIÓN DE 0,1 L/S

Parámetros de agua vertiente Guayllabamba	Condiciones de operación de la planta piloto				Caudal Sulfato de Aluminio											
	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prueba 4												
Turbidez (NTU)	0,87				Prueba 1: 36 ml/h											
Color (Pt/Co)	0				Prueba 2: 90 ml/h											
pH	7,3				Prueba 3: 126 ml/h											
Arsénico (mg/L)	0,056				Prueba 4: 180 ml/h											
	Floculador					Sedimentador					Filtración					
	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prueba 4		Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prueba 4		Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3	Prueba 4		
Dosis de Sulfato de aluminio (ml/L) comercial	0,10	0,25	0,35	0,50	0,10	0,25	0,35	0,5	0,10	0,25	0,35	0,5	0,10	0,25	0,35	0,5
Tiempo de floculación / sedimentación (min)	40	40	40	40	50	50	50	50	---	---	---	---	---	---	---	---
Turbidez (NTU)	8,98	8,95	8,70	8,81	2,72	2,63	2,55	3,00	1,25	1,01	0,87	1,18	1,25	1,01	0,87	1,18
Color (Pt/Co)	15	15	15	15	3	3	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0
pH	6,56	6,61	6,58	6,42	6,76	6,80	6,90	6,93	6,59	7,03	7,18	7,00	6,59	7,03	7,18	7,00
Arsénico (mg/L)	0,043	0,038	0,033	0,031	0,023	0,024	0,018	0,015	0,009	0,008	0,006	0,011	0,009	0,008	0,006	0,011
% Remoción de arsénico	23,21	32,14	41,07	44,64	58,93	57,14	67,86	73,21	83,93	85,71	89,29	80,36	83,93	85,71	89,29	80,36
					Dosis óptima laboratorio				Dosis óptima planta piloto							

GRÁFICO 4.7: TREN DE TRATAMIENTO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO A UNA VERTIENTE DE GUAYLLABAMBA

TREN DE TRATAMIENTO REALIZADO PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN UNA VERTIENTE DE GUAYLLABAMBA



CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

1) Luego de haber analizado el método de coagulación- floculación- sedimentación-filtración podemos concluir que el mismo brinda resultados satisfactorios indicados en bibliografía (90%), para la remoción de arsénico en agua tanto a nivel de laboratorio (89,00 %) y piloto (89,29 %). Se ha hecho una descripción del método, dando un marco teórico de cada uno de los procesos y operaciones y se ha presentado un caso particular de una planta piloto con caudal de 0,1 L/s.

2) Con la técnica de coagulación, floculación, sedimentación y filtración con sulfato de aluminio se alcanzan resultados seguros y que satisfacen los niveles de arsénico exigido por la Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1108 vigente de 0,01 mg/L.

3) Este método también se destaca por el uso de sulfato de aluminio, ya que se encuentra disponible en el mercado, fácil manejo, a precios alcanzables y muy utilizado en plantas de tratamiento de potabilización tipo convencional, lo que implica que no haría falta realizar modificaciones en la estructura de la planta.

4) La dosis del proceso depende de las características del agua y del tiempo que transcurre para su tratamiento, ya que la alcalinidad del agua varía. Para el caso en estudio a nivel de laboratorio se determinó una dosis de 0,25 ml/L y para el estudio piloto es de 0,35 ml/L. Esta diferencia se debe a las condiciones operativas del laboratorio como:

- Tipo de mezclador utilizado es de paletas y el utilizado en la planta piloto es un mezclador estático apropiado para líquidos miscibles y de baja

viscosidad, lo que permite una mezcla eficiente entre sulfato de aluminio y el agua a tratar.

- Volumen de agua tratada es un litro en la prueba de jarras mientras que en el piloto es 0,1L/s.
- El contenido de arsénico en el agua a tratar en las pruebas de laboratorio y en la planta piloto varía en un rango de 0,053 a 0,061 mg/L.

5) La dosis usada depende del contenido de arsénico presente y la alcalinidad del agua a tratar.

6) El proceso de coagulación floculación transfiere el arsénico de la fase líquida a una matriz sólida, que es removida por sedimentación y filtración en un porcentaje global de remoción de arsénico del 89,29%. El sulfato de aluminio es el responsable de formar la matriz sólida en donde se encuentra atrapado el arsénico junto con el hierro.

7) El arsénico es un contaminante disuelto que no precipita, pero es adsorbido por otra especie que si precipita y que en este caso es el hierro contenido tanto en el floculante como en el agua de la vertiente de Guayllabamba.

8) El sulfato de aluminio junto con el hierro son los responsables de transformar el arsénico disuelto en sólido insoluble, mediante la hidrólisis del floculante utilizado formando hidróxidos gelatinosos sobre los cuales el As^{+5} se adsorbe y coprecipita.

9) De acuerdo a información bibliográfica sobre la química del arsénico en medio acuoso el $pH < 7,0$, cantidad de floculante y tiempo de contacto son los factores más importantes que pueden favorecer la transferencia del arsénico de la fase acuosa a la fase líquida, lo que se comprueba en esta investigación que se trabaja en un rango de pH de 6,3 y 7,0.

10) El parámetro que se estableció como indicador de la eficiencia del proceso es la cantidad de arsénico removido de la vertiente de Guayllabamba, siendo este el 89,29%.

11) El contenido de arsénico en el agua de la vertiente Guayllabamba tiene carga eléctrica de +5 y la superficie del hidróxido de aluminio por su carácter anfótero puede recibir y entregar protones, por lo que adsorbe al arsénico.

12) Se utiliza sulfato de aluminio debido:

- A concentraciones menores de 1 mg/L de arsénico se obtiene remociones según bibliografía del 98% y en el caso de estudio se demuestra que se obtuvo un porcentaje de remoción de 89,3%.
- Reactivo de bajo costo, fácil manejo y adquisición debido a que no se necesita autorización de la entidad de control de reactivos.
- Por el contenido de hierro.
- Es de uso rutinario en las entidades que realizan procesos de potabilización.

5.2 RECOMENDACIONES

1) El lodo generado con las unidades de floculación, sedimentación y filtración tienen un contenido de arsénico de 0,053 mg/L por lo que se debería estudiar a futuro el manejo y disposición de estos.

2) Con el propósito de optimizar el proceso de filtración debido a las cortas carreras que se presentaron durante el proceso, se recomienda estudiar con otras alternativas de lechos filtrantes

3) Este método también remueve fósforo, manganeso y flúor por lo que se podría considerar como método de remoción para estos elementos químicos.

ANEXOS

ANEXO No. 1
CÁLCULO DE DOSIFICACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO

CÁLCULO DE DOSIFICACIÓN DE SULFATO DE ALUMINIO EN LA PLANTA PILOTO

$$QF = \text{caudal de ingreso a la planta} \quad (5.1)$$
$$= \frac{\text{Volumen sulfato de aluminio}}{\text{Litro de agua a tratar}}$$

$$QF = 0,1 \frac{\text{L}}{\text{seg}} \times 0,35 \frac{\text{ml}}{\text{L}} \times \frac{60 \text{ seg}}{1 \text{ mim}} \times \frac{60 \text{ mim}}{1 \text{ h}}$$

$$QF = 126 \frac{\text{ml}}{\text{h}} \text{ Al}_2(\text{SO}_4)_3$$

ANEXO No. 2
CÁLCULO DE EQUIVALENTES DE HIPOCLORITO DE CALCIO PARA OXIDAR
DE ARSENITOS A ARSENATOS

**CÁLCULO DE HIPOCLORITO DE CALCIO PARA OXIDAR EN CASO DE
EXISTIR As^{+3} a As^{+3}**

$$\text{Peso equivalente} = \frac{\text{Peso Molecular (PM)}}{\# \text{ Peso equivalente}} \quad (5.2)$$

$$\text{Peso equivalente} = \frac{\text{Peso Molecular (PM)}}{\text{Valencia } As^{+3}} = \text{Peq.} \quad (5.3)$$

$$\text{Peq As} = \frac{72,94 \text{ mg}}{\text{milimol} \times 3} = 24,31$$

$$\# \text{Peso equivalente As} = \frac{\text{Peso molecular}}{\text{Peso equivalente}} \quad (5.4)$$

$$\# \text{Peso equivalente As} = \frac{72,94}{24,31} \times \frac{\text{mg}}{\text{milimol}} \times \frac{\text{milimol}}{\text{mg}}$$

$$\# \text{Peso equivalente As} = 3$$

$$72,94 \text{ mg } As^{+3} \rightarrow 3 \text{ equivalente } As^{+3} \quad (5.5)$$

$$0,063 \text{ mg } As^{+3} \rightarrow X$$

$$X = 0,003 \text{ eq. } As^{+3}$$

Como iguales equivalentes As reaccionan con iguales equivalentes cloro.

$$\# \text{eq } As^{+3} = \# \text{eq Cloro oxidante} \quad (5.6)$$

$$\text{Peq Cloro} = \frac{\text{PM}}{\# \text{Pesos equivalentes}} = \frac{\text{Peso molecular (PM)cloro}}{\text{Volumen cloro en forma de hipoclorito}} \quad (5.7)$$

$$\text{Peq Cloro} = \frac{35,5 \text{ mg}}{\text{milimol} \times 1} = 35,5$$

$$\#Peq \text{ Cloro} = \frac{\text{Peso molecular}}{\text{Peq cloro}} = \frac{35,5 \text{ mg}}{35,5 \text{ milimol}} \times \frac{\text{milimol}}{\text{mg}} = 1 \text{ eq Cl.} \quad (5.8)$$

$$35,5 \text{ mg Cl} \rightarrow 1 \text{ eq Cl} \quad (5.9)$$

$$X \quad \quad \quad 3 \text{ eq Cl}$$

$$X = 106.5 \text{ mg Cl}$$

$$\text{Cantidad de } Ca(ClO)_2 = \text{masa de cloro a usar} \times \frac{PM \text{ } Ca(ClO)_2}{\text{Cantidad de Cl en } Ca(ClO)_2} \quad (5.10)$$

$$\text{Cantidad de } Ca(ClO)_2 = 106,5 \text{ mg Cl} \times \frac{149,98 \text{ mg de } Ca(ClO)_2 \times \text{milimol de } Ca(ClO)_2}{\text{milimol} \times 71 \text{ mg Cl} \times \text{pureza (68%)}}$$

$$\text{Cantidad de } Ca(ClO)_2 = 330 \text{ mg } Ca(ClO)_2$$

ANEXO No. 3
CÁLCULO DE PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO

CÁLCULO DE PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO

- Ejemplo de cálculo para la muestra de fecha: 10/08/2014

Concentración de arsénico (inicio) = 0,063 mg/ L

Concentración de arsénico (final) = 0,006 mg/ L

% remoción As

(5.11)

$$= \frac{\text{Arsénico inicio} - \text{Arsénico final}}{\text{Arsénico inicio}} \times 100\%$$

$$\% \text{ remoción As} = \frac{0,063 - 0,006}{0,063} \times 100\%$$

$$\% \text{ remoción As} = 89,00\%$$

ANEXO No. 4
CARACTERIZACIÓN DEL AGUA DESPUÉS DE APLICAR EL TREN DE
TRATAMIENTO DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO

TABLA 5.1: RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICO DEL AGUA TRATADA (VERTIENTE GUAYLLABAMBA)

Parámetros	Unidad	Nombre del Método/Referencia	Fuente de agua a tratar	NTE INEN 1108
ANÁLISIS FÍSICOS DE CAMPO				LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE
Temperatura ambiente	°C	Laboratorio y de campo/ SM 2550.B	26,0	---
Temperatura de muestra	°C	Laboratorio y de campo/ SM 2550.B	22,3	---
pH	U pH	Electrodo/SM 4500 H-B	7,18	---
Conductividad	µS/cm	Electrodo/SM 2510 B	575	---
Sólidos Totales Disueltos	mg/L	Electrodo/SM 2510 B	275	---
ANÁLISIS FÍSICOS DE LABORATORIO				
Turbiedad	NTU	Nefelométrico/SM 2130 B	0,87	5 NTU
Color	UC Pt-Co	Comparación visual/SM 2120.B	0	15 UTC
ANÁLISIS QUÍMICOS				
Nitritos	mg/L	Método Colorimétrico	0	3 mg/L
N-Nitratos NO ₃	mg/L	E Ultravioleta/SM 4500 NO ₃ -B	2,95	10 mg/L
Fósforo P	mg/L	Ácido ascórbico/SM 4500-P. E	>0.1	0,1 mg/L
Fluoruros	mg/L	SM 4500 F	1,25	1,5 mg/L
Dureza Total CaCO ₃	mg/L	Método EDTA Titulométrico/ SM 2340. C	171,90	300 mg/L
Calcio Ca	mg/L	Método EDTA Titulométrico/ SM 2340. C	20,50	---
Magnesio Mg	mg/L	Método de cálculo	28,00	---
Alcalinidad CaCO ₃	mg/L	Método Titulométrico/ SM 2320.B	101,65	---
Bicarbonatos (HCO ₃)	mg/L	Método de cálculo	93,70	---
Cloruros (Cl) ⁻	mg/L	Método Argentométrico/ SM 4500-Cl	10,03	250 mg/L
Sulfatos (SO ₄) ⁻²	mg/L	Método Turbidimétrico/ SM 4500-SO ₄	36,99	200 mg/L
Sílice SiO ₂	mg/L	Método Molibdosilicato/ SM 4500-Si	35,45	---
Carbón Orgánico Total	mg/L	SM 5310 C TOC	0,39	---
ANÁLISIS DE METALES				
Aluminio	mg/L	SM 3111 D Al	< 0,03	---
Arsénico	mg/L	Met. 5,4,5,1/SM 3114 C As	0,006	0,01 mg/L
Hierro Total Fe	mg/L	Met. 5,4,5,2/SM 3111 B Fe	0,014	0,3 mg/L
Cadmio	mg/L	SM 3111 B Cd	< 0,002	0,003 mg/L
Cobre	mg/L	SM 3111 B Cu	< 0,003	2,0 mg/L
Cromo Total	mg/L	SM 3111 B Cr	< 0,006	0,05 mg/L
Manganeso	mg/L	Met. 5,4,5,2/SM 3111 B Mn	< 0,013	---
Potasio	mg/L	SM 3111 B K	1,747	---
Sodio	mg/L	SM 3111 B Na	29,22	---
Níquel	mg/L	SM 3111 B Ni	< 0,01	0,07 mg/L

TABLA 6.1 CONTINUACIÓN-

Litio	mg/L	SM 3111 B Li	0,016	---
Cobalto	mg/L	SM 3111 B Co	< 0,005	---
ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO				
Coliformes totales	NMP/100 mL	Prueba de sustrato Cromogénico/SM 9223 B	< 1.1	< 1.1
Eschericha Coli	NMP/100 mL	Prueba de sustrato Cromogénico/SM 9223 B	< 1.1	< 1.1

ANEXO No. 5
DISEÑO DE MEZCLADOR ESTÁTICO PARA MEZCLA RÁPIDA

CÁLCULOS DE DISEÑO DE MEZCLADOR ESTÁTICO TIPO KENICS KMS

GRÁFICO 5.1: MEZCLADOR ESTÁTICO TIPO KENICS KMS



Fuente: PAUL, Edward. Handbook of Industrial Mixing.p

Datos tubería de llegada

$\phi = 2$ pulg
 $\phi = 0,0508$ m
 $Q = 0,1$ L/s
 $G = 1\ 235$ S⁻¹

ϕ = Diámetro tubería
 Q = Caudal de agua de ingreso
 G = Gradiente de velocidad en mezclador

Datos del agua según la temperatura

$T = 20,8$ °C
 $\nu = 9,80E-07$ m²/s
 $\delta = 0,99808$ kg/m³
 $\gamma = 998,08$ kg.s/m²
 $(g/m)^{1/2} = 3164$
 $g = 9,81$ m/s²

Viscosidad cinemática del agua (para 5°=<T<=25°)

Fuente: Azevedo J.M. Manual de Hidráulica

T = temperatura agua

ν = viscosidad cinemática

δ = densidad agua

Γ = Peso específico

μ = Viscosidad cinemática

g = Gravedad

Procedimiento de cálculo:

- 1) Se calcula la velocidad de flujo de la tubería

$$V = \frac{Q}{A} = 0,0493 \text{ m/s} \quad (5.12)$$

- 2) Se calcula número de Reynolds para determinar el tipo de flujo: Re

$$Re = \frac{\rho \times v \times D}{\mu} \quad (5.13)$$

$$Re = 2557,69 \longrightarrow \text{Flujo turbulento}$$

Reynolds es $> 2\,000$ flujo es turbulento y como la operación a realizar es mezclado de líquidos miscibles y de baja viscosidad, se opta x utilizar el mezclador SMV, el cual es un mezclador; este posee un elemento de mezcla helicoidal que dirige el flujo de material radialmente hacia las paredes de la tubería y de vuelta al centro.

- 3) Se calcula diámetro de mezclador

Se determina el coeficiente de variación volumétrica Cv:

$$Cv = \frac{\text{flujo volumetrico coagulante}}{\text{flujo volumetrico (Coagulante + H2O)}} = \quad (5.14)$$

CoV = 5% desviación estándar

- Flujo volumétrico del coagulante $Al_2(SO_4)_3$:

Datos:

Dosis =	0,35	mL/L
Qs =	126,00	mL/h
Qs =	2,50E-05	L/s
Qs =	5,55E-04	Gal/min

- Flujo volumétrico del agua:

$$Q_{H_2O} = 0,1L/s \longrightarrow C_v = 0,025\%$$

- 4) Coeficiente de variación inicial para una muestra no mezclada

$$C_oV_o = \frac{\sqrt{1 - C_v}}{C_v} = 0,632 \quad (5.15)$$

- 5) Coeficiente de variación reducido

$$C_oV_r = \frac{C_oV}{C_oV_o} = 0,079 \quad (5.16)$$

- 6) Largo del mezclador estático

$$C_oV_o = K_i \frac{L}{D}$$

$$\log C_oV_o = \frac{L}{D} \log K_i \quad (5.17)$$

$$L = D \times \frac{\log C_oV_r}{\log K_i}$$

$$L = 0,61 \text{ m}$$

KIT = Mezclador básico SMV = 0,45 (Tabla 6.2)

TABLA 5.2 CARACTERÍSTICAS MEZCLADOR SMV

Device	Ne ^a	KT	KiT
Empty pipe	0.01	1	0.95
KMS	1.5	150	0.50
KVM	0.24	24	0.42
SMX	5	500	0.46
SMXL	1	100	0.87
SMV	1–2	100–200	0.21–0.46
SMF	1.3	130	0.40

Fuente: PAUL, Edward. *Handbook of Industrial Mixing*. p. 431.

7) Longitud corregida en base a número de elementos y tipo de fluidos

$$\frac{L}{D_{unequal}} = \frac{L}{D_{equal}} + k \log \frac{\mu_c}{\mu_d} \quad (5.18)$$

$$L/D = 3,18$$

$$l = kD \text{ Longitud del elemento}$$

$$k = 1,5 \text{ a } 2$$

Tipo de mezclador SMV \longrightarrow asumido: $k = 1,5$

Datos de características de:

$$\begin{aligned} \mu_{\text{agua}} &= 9,97\text{E-}05 \text{ kg. s/m}^2 \\ \mu_{\text{agua}} &= 9,78\text{E-}03 \text{ poiss} \\ \mu_{\text{agua}} &= 9,78\text{E-}01 \text{ cp} \\ \mu_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3} &= 12 \text{ cp} \\ \rho_{\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3} &= 1,314 \text{ gr/cm}^3 \\ \rho_{\text{mezcla}} &= 9,98\text{E+}02 \text{ kg/m}^3 \end{aligned}$$

GRÁFICO 5.2: DIMENSIONES SMV

L/D desigual = 4,811

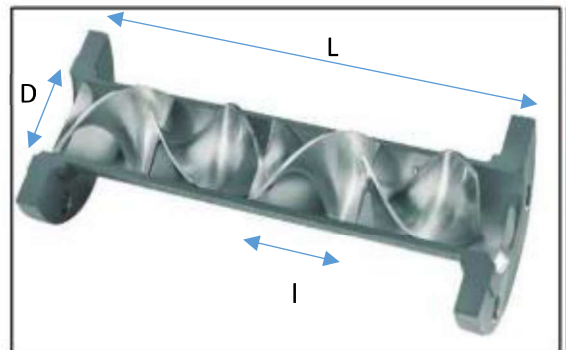
$$L = 0,244\text{m}$$

$$L = 0,240 \text{ asumido}$$

8) Largo de cada elemento: l

$$l = 0,08 \text{ m}$$

9) Número de elementos: n



Fuente: PAUL, Edward. Handbook of Industrial Mixing.p

$$n = \frac{L}{l} = 3 ; \text{ iterar hasta obtener número entero} \quad (5.19)$$

10) Número de Froud

$$Fr = \frac{\rho \times V^2}{\Delta\rho \times D \times g} \quad (5.20)$$

$$Fr = 0,020 ; \text{ Flujo subcrítico } Fr < 1,0$$

V = velocidad

11) Posición del mezclador en función de Fr

Posición horizontal $20 \leq Fr$

Posición vertical $20 \geq Fr$

$$Fr < 20$$

$$0,020 < 20$$

→ posición del Mezclador Horizontal

12) Caída de presión en el mezclador

$$\Delta P_{sm} = K_L \times \Delta P_{pipe} \quad (5.21)$$

$$\Delta P_{sm} = K_T \times \Delta P_{pipe}$$

Se determina la caída de presión de una tubería estándar con las mismas dimensiones del mezclador:

$$\Delta P = 4 \times \frac{0,079}{Re^{0,25}} \times \frac{L}{D} \times \rho \times \frac{v^2}{2} \quad (5.22)$$

ΔP = caída de presión

$$\Delta P = 0,0260 \text{ Kg/cm}^2$$

Caída de presión en el mezclador

$$\Delta P_{sm} = 0,0260 \text{ Kg/cm}^2$$

13) Gradiente de mezclador

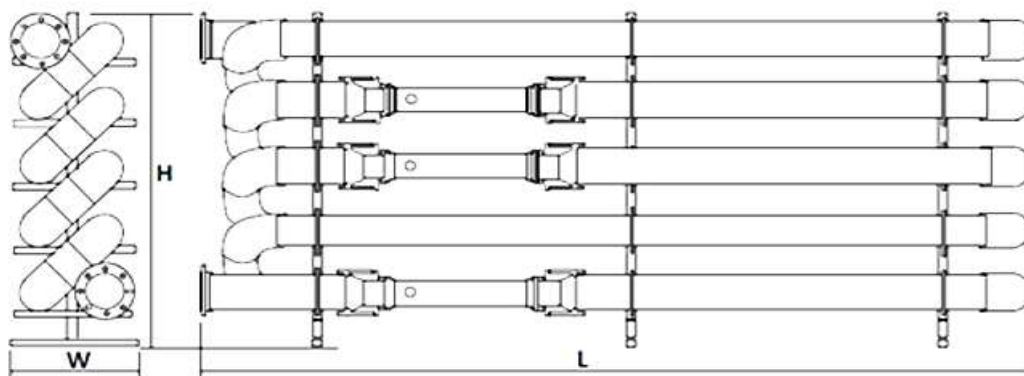
$$G = \frac{5,9^6}{T_* (C)^{1,46}} \quad (5.23)$$

$$G = 1\,233,02 \text{ S}^{-1}$$

ANEXO No. 6
DISEÑO DE FLOCULADOR HIDRÁULICO CON TUBERÍA

DIMENSIONAMIENTO DE FLOCULADOR HIDRÁULICO CON TUBERÍA

GRÁFICO 5.3: FLOCULADOR HIDRÁULICO CON TUBERÍA



Fuente: PAUL, Edward. Handbook of Industrial Mixing.p

Datos tubería

ϕ =	2	Pulg
ϕ =	0,0508	M
Q =	0,1	l/s
G =	10	S ⁻¹
tr =	40	min

ϕ = diámetro de tubería

Q = Caudal de agua ingreso

G = Gradiente de velocidad salida

Tr = Tiempo de residencia

Datos del agua según la temperatura

T =	20,8	°C	} Viscosidad cinemática del agua (para 5°=<T<=25°)
ν =	9,80E-07	m ² /s	
δ =	0,99808		
γ =	998,08	kg/m ³	
μ =	9,97E-05	kg.s/m ²	
(g/m) ^{1/2} =	3164		
g =	9,81	m/s ²	

Fuente: Azevedo J.M. Manual de Hidráulica

T = temperatura agua

μ = Viscosidad cinemática

ν = viscosidad cinemática

g = Gravedad

δ = densidad agua

Γ = Peso específico

PROCEDIMIENTO DE CÁLCULO:

- 1) Se calcula velocidad del flujo dentro de la tubería antes de floculador

$$V = \frac{Q}{A} \quad (5.24)$$

A = área de sección transversal tubería

V= velocidad fluido = 0,0123 m/s

$$h_{fv} = \frac{(V)^2}{2g} = 0,000008 \text{ m} \quad (5.25)$$

hfv = pérdida por fricción dentro de la tubería

g= gravedad (9,8 m/s²)

- 2) Se calcula el número de Reynolds para determinar el tipo de flujo: Re

$$Re = \frac{\rho \times v \times D}{\mu} \quad (5.26)$$

Re = 1 278,844 → Flujo laminar

Con diámetro igual a 4 pulgadas el flujo es laminar → es el diámetro ideal para el floculador de tuberías.

- 3) Se calcula el volumen del tanque de floculación: Vol.

$$tr = \frac{Vol}{Q} \quad (5.27)$$

Vol. = 0,24 m³

- 4) Se calcula la longitud de las tuberías de floculación: L

$$L = V_p * tr$$

Vp = velocidad dentro de la tubería

(5.28)

L = Longitud tubería a recorrer dentro del floculador

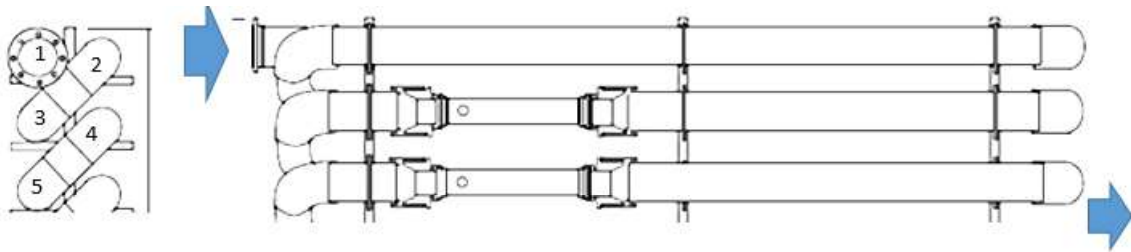
L = 29,6 m

DATOS DE TUBERÍA UTILIZADA

tuberías de 6 metros de diámetro establecido

- n = Filas de tuberías de 6 metros
- n = L/largo de tubería (6 m)
- n = 4,9 filas de tuberías de 6 metros
- n = 5,0 filas de tuberías de 6 metros

GRÁFICO 5.4: FLOCULADOR HIDRÁULICO CON TUBERÍA



Fuente: PAUL, Edward. Handbook of Industrial Mixing.p

5) Se calcula las pérdidas de carga en el floculador

Debido a que el comportamiento del floculador es como una serie de tuberías y accesorios se calcula las pérdidas de la siguiente manera:

◆ **La fórmula de Hazen - Williams, expresada en función del caudal:**

$$h_f = (10.679 / C^{1.852}) \times (L / D^{4.87}) \times Q^{1.852}$$

Donde:

- h_f = pérdida de carga (m)
- L = longitud de la tubería (m)
- D = diámetro interno (m)
- Q = caudal (m³/s)

Los valores de los coeficientes "C" se sacan de tabla, según material y años de uso de las tuberías

TABLA 5.3: COEFICIENTE DE HAZEN-WILLIAMS

Material	Coefficiente de Hazen-Williams
Asbesto-cemento (nuevo)	135
Cobre y Latón	130
Ladrillo de saneamiento	100
Hierro fundido, nuevo	130
Hierro fundido, 10 años de edad	107 – 113
Hierro fundido, 20 años de edad	89 – 100
Hierro fundido, 30 años de edad	75 – 90
Concreto, acabado liso	130
Concreto, acabado común	120
Acero galvanizado (nuevo y usado)	125
Acero remachado nuevo	110
Acero remachado usado	85
PVC	140
PE	150
Plomo	130 -140
Aluminio	130

Fuente: PAUL, Edward. Handbook of Industrial Mixing p

6) Longitud equivalente para calcular hf (pérdidas por fricción):

Tuberías = L = Longitud tubería a recorrer dentro del floculador

Tuberías = L = 30 m accesorios

Accesorios = L acc = Longitud de accesorios

Accesorios = L acc = $L * n \text{ codos} / \phi$ (5.29)

Accesorios = L acc = 24,4 m

Número codos = n = 8

L total = 24,4 + 30 = 54,4

hf = 0,02477 m

hm = pérdidas por accesorios

$$hm = k * V^2/2g \quad ; \quad k = 0,51 \text{ m} \quad (5.30)$$

hm = 3,16 E-05 m

$$h_{\text{total}} = hf + hm \quad (5.31)$$

h total = 2,48E-02 m

7) Cálculo de gradiente de floculación: G

$$G = \left(\frac{h * \sigma}{\mu * tr} \right)^{1/2} \quad (5.32)$$

$$G = 10,17 \text{ S}^{-1}$$

ANEXO No. 7
DISEÑO DE SEDIMENTADOR

DISEÑO DE SEDIMENTADOR

Datos:

Q =	Caudal	= 0,1 L/s
Tr =	Tiempo residencia	= 50 min
Tds =	Tasa de sedimentación	= 1,5 m ³ /m ² /día (30-200 m ³ /m ² /día)
Trs =	Tasa de recolección de agua sedimentada	= 1.5 L/s*m
μ =	Viscosidad dinámica	= 9,97E-05 kg. s/m ²
T =	Temperatura	= 20,8 °C
Vs:	0.015 a 0.007 cm/s	
Vs:	Velocidad de sedimentación de partículas de sulfato	
relación B/L =	1-2.5, 1-10, frec 1-4 o 1-5	

Datos de los tubos:

e =	Espesor tubo	=	2,0	mm
L =	Longitud tubería	=	1,00	m
b =	Ancho neto	=	1,90	m
e _p =	Espaciamiento entre tubos	=	0,05	m
θ =	Ángulo inclinación tubos	=	60	°

Relación L/e_p = 20,00 Referencia: 20 a 24

Sen 60° = 0,866

Cos 60° = 0,500

1) Velocidad del flujo entre los tubos: V_o

$$V_o = \frac{Tds}{\text{Sen } \theta} \quad (5.33)$$

v _o =	1,73	m/d	m ³ /m ² /día
	0,00002	m/s	
	0,0020	cm/s	

$$\text{Factor } \epsilon = \frac{ep}{(ep+e)} \quad (5.34)$$

$$\varepsilon = 0,038$$

2) Área para cubrirse con tuberías: A_o

$$A_o = Q / (V_o * \text{sen } \theta) * (1 + \text{ep} / e) \quad (5.35)$$

$$A_o = 5,99 \text{ m}^2$$

$$\begin{aligned} \# \text{ de hileras: } \quad \# h &= 1 & (5.36) \\ \text{Ancho neto} &= b * \# h \\ \text{Ancho neto} &= 1,90 \quad m = \text{ancho sedimentador} = b_{\text{neto}} \end{aligned}$$

3) Longitud del sedimentador: L

$$L = A / b_{\text{neto}} \quad (5.37)$$

$$L = 3,00 \text{ m}$$

Número de Reynolds

$$N_R = 2 * v_o * e / n \quad (5.38)$$

$$N_R = 0,02 \quad \longrightarrow \quad \text{FLUJO LAMINAR}$$

$$A_o = L * b_{\text{neto}} \quad (5.39)$$

$$A_o = 5,70 \text{ m}^2$$

4) Carga superficial equivalente: V_{sc}

$$V_{sc} = v_o (\text{sen } q + L_u \text{ cos } q) \quad (5.40)$$

$$V_{sc} = 0,16 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{día}$$

$$0,000002 \text{ m/s}$$

$$0,000184 \text{ cm/s}$$

5) Longitud útil: L_u

$$L_u = L/e - 0.013 * N_R \quad (5.41)$$

$$L_u = 20,00 \text{ m}$$

6) Número de tuberías: n

$$n = A * \text{sen} \alpha / (b * (e + ep)) \quad (5.42)$$

$$n = 50 \text{ u}$$

7) Número de placas por filas: n_{pf}

$$n_{pf} = n / \#h \quad (5.43)$$

$$n_{pf} = 50 \text{ u}$$

8) Volumen Sedimentador: Vol.

$$\text{Vol} = Q * T_r \quad (5.44)$$

$$\text{Vol} = 0,30 \text{ m}^3$$

9) Altura útil Sedimentador: H

$$H = \text{Vol} / A_{sd} \quad (5.45)$$

$$H = 0,05 \text{ m}$$

10) Altura separación entre placas y tuberías:

$$\frac{h}{d} = 5 \quad \longrightarrow \quad \text{Fig. 4.17 pág. 71 CEPIS}$$

$$h = 0,20 \text{ m}$$

Dimensiones finales Sedimentador

$$L = 2,87 \text{ m}$$

$$a = 1,9 \text{ m}$$

$$h = 1,8 \text{ m}$$

$$h \text{ lodos} = 0,45 \text{ m}$$

$$\text{paquetes tubos} = 6$$

$$\# \text{ tubos x paquete} = 10 \text{ u}$$

$$l \text{ tubo} = 1 \text{ m}$$

$$f \text{ tubo} = 1 \text{ pulg}$$

$$D \text{ tub} = 0,025 \text{ m}$$

$$b \text{ tubos} = 0,254 \text{ m}$$

$$\angle \text{ tubos} = 60^\circ$$

GRÁFICO 5.5: DIMENSIONES FLOCULADOR

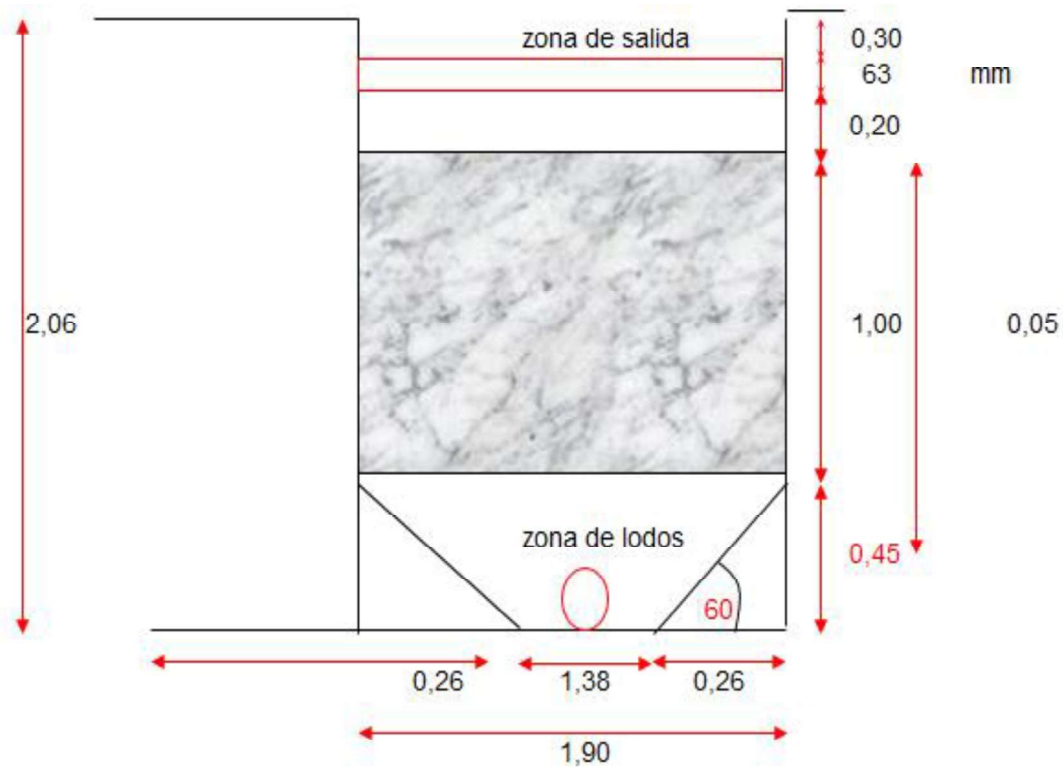
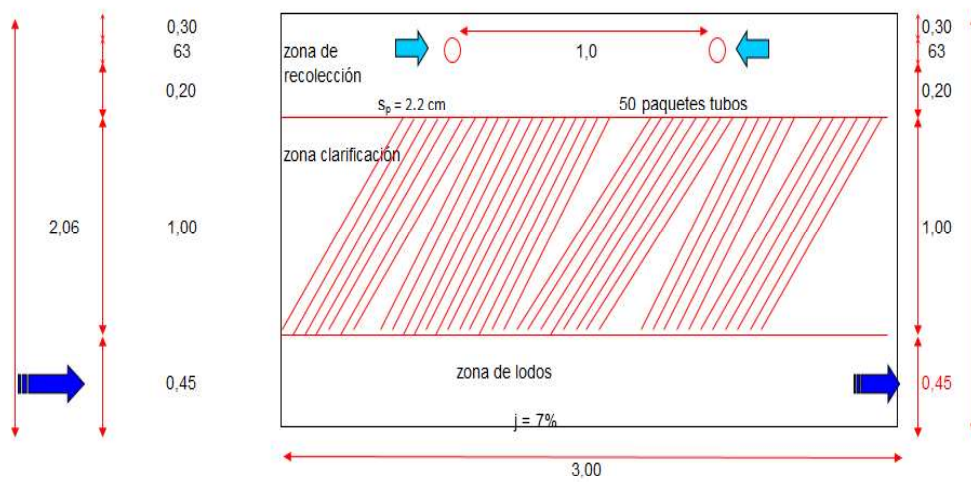


GRÁFICO 5.6: EMPAQUETAMIENTO DE FLOCULADOR



CAPÍTULO 6

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Arboleda, J.,(2000), Teoría y Práctica de la Purificación del Agua, Tomo 1, Tercera Edición, México, McGRAW-HILL, pp. 34-60
2. Asfilter,W.,(2001), Enviromental Research Institute. Arsenic Remediation Technology – As, RT, [http://www. Eng2.uconn.edu/~wilson/asfilterl.htm](http://www.Eng2.uconn.edu/~wilson/asfilterl.htm)
3. Avilés, M., Pardón Marcelo, (2000), Remoción de Arsénico de Agua Mediante Coagulación-Floculación a Nivel Domiciliario, Volumen 1, Primera Edición, México, Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente-FEMISCA, pp.1-10.
4. Barry, N., Bundschuh Nollerochen. (2012). Understanding the Geological and Medical Interface of Arsenic – As. United State: Crc Press, Volumen 2, Segunda Edición, United States, The Americas Group, pp. 67-90
5. Birkle, P., Bhattacharya, P.,Jörg Matschullat,(2008),Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America. United States, Volumen 3, Tercera Edición, Unite State, The Americas Group., pp: 45-98
6. Camacho, B., Héctor., Curcio (2010). Remoción de arsénico mediante Coagulación, Filtración y Sedimentación y Comparación con tecnologías disponibles y análisis de una planta tipo. Mar del Plata, Volumen 4,Tercera Edición, Argentina, Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional,pp: 27-59.
7. Callejas, D;(2007), Detección de Arsénico de Origen Natural en el Agua Subterránea en Colombia; Volumen 1, Primera Edición, Colombia, Editorial Ciencia Colombiana,pp: 55-98.
8. Cumbal,L., Vallejo,P.,Rodriguez ,B., David López,. (2010). Arsenic in geothermal sources Northern - Center, Andean Region of Ecuador, Volumen 1, Segunda Edición, Ecuador, American Water Works Asociation, pp: 269-310.

9. Cumbal, L.; Aguirre, V; Murgoitio, E. Iván Tipán, (2006) "El origen del Arsénico en las aguas y sedimentos de la laguna de Papallacta", *Revista Ciencia*, pp: 135-144.
10. Cheng, R., Liang, S., Wang, H., Math Beuhler, (1994), Enhanced Coagulation for Arsenic Removal, Volumen 3, Tercera Edición, United States, pp. 79-90
11. Department of Health and Senior Services NJ; "Boletín Informativo sobre sustancias tóxicas"; 1998.
12. Echevarria, M., Roberto Rodríguez, (2008), Remoción de arsénico y flúor en aguas subterráneas por procesos de coagulación-adsorción-doble filtración, Volumen 1, Segunda Edición, Mar del Plata, Argentina, Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional, pp:48-67
13. Edwards, M., (1994), Chemistry of arsenic removal during coagulation y Fe-Mn oxidation. Volumen 3, Tercera Edición, EEUU, Journal AWWA, pg 64-78.
14. Edwards, A., (1996), Electric Power Research Institute. Innovative Technologies for Remediation of Arsenic in Soil Groundwater: Soil Flushing, In-Situ Fixation, Iron Coprecipitation, and Ceramic Membrane Filtration, <http://www.epri.com>.1996.
15. EPA,(2000),Technologies and Costs for Removal of Arsenic From Drinking Water. EPA-R-00-028. Office of Water, http://www.epa.gov/safewater/ars/treatments_and_costs.pdf
16. EPA,(2000), Office of Research and Development Arsenic Removal from Drinking Water by Coagulation/Filtration and Lime Softening Plants. EPA/600/R-00/063, <http://www.epa.gov/ncepi/Catalog/EPA600R00063.html>
17. Figueroa M., Fabricio Montes,(1998),Remoción de Arsénico por coagulación química (primera parte).Volumen , Primera Edición, Guatemala Dirección General de Obras Sanitarias, pp:201-230.
18. Federal Remediation, (2001), Technologies Reference Guide And Screening Manual, Version 3.0, Federal Remediation Technologies Roundtable, http://www.frtr.gov./matrix2/top_page.html
19. FAMU-FSU, (2001),College of Engineering. Arsenic Remediation,. <http://www.eng.fsu.edu/departments/civil/research/arsenicremedia/index.htm>

20. García, A., (2012), Sistematización de experiencias del grupo proagua sin arsénico en la problemática de contaminación del agua con arsénico en la parroquia de Tumbaco (Tesis de pregrado). Quito-Ecuador, 2012
21. Goldberg, S. (2002, July 22), "Competitive adsorption of arsenate and arsenite on oxides and clay minerals". Soil Sci. Soc. Am. J., pp:413-420.
22. Hering, J., Chen, P., Wilkie, J., Maunth Elimelech, (1997, August 17), "Arsenic Removal from Drinking water during Coagulation", Jour. Environ. Engin., pp:800-807.
23. Hering, J., Chen, P., Wilkie, J., Elimelech, M., Sam, Liang, (1996, April 12) "Arsenic Removal by Ferric Chloride", Jour. AWWA, pp:155-167
24. Hsiao-Wen, A., Chen, O., Dinzo, A., Ajeksandra, C., Brandhuber, D., Phil., Cornwell, (2007, August 12), "Adsorbent Treatment Technologies for Arsenic Removal", American Water Works Research Foundation, pp: 96-115.
25. Huam, A., Galt, R., Paul Kenneth, (2013, February, 11), "Arsenic in Ground Water Geochemistry and Occurrence, New York, United States: Springer-Verlag, pp:200-230
26. Hering, J., Chen, P., Wilkie, J., Elimelech, M., Rauth, Liang. (2007, April 24). "Effect of Arsenic on human health", Journal AWWA, pag: 155-167.
27. Hering, P., Chen, P., Wilkie, J., Elimelech, M., Sam, Liang,. (1996, July 20) "Arsenic removal by ferric chloride", Journal AWWA. pp 155-167.
28. Jekel, M., Ralfth, Seith, (2000, November 11), "Comparison of Conventional and New Techniques for the removal of arsenic in a Full Scale Water Treatment Plant", Water Supply pp:628-631,
29. Joshi, A., Math, Chaudhuri, (1996, March 12), "Removal of arsenic from Ground Water by Iron Oxide-Coated Sand". Jour. Of Env. Eng., pp: 769-789.
30. Madiac, H., Cepero, E., David, Mozziconacci, (2000, November 22) "Treatment of arsenic by Filter Coagulation: a South American Advanced Technology", IWA Publishing, pp: 40-98.
31. McNeill, L., Math, Edwards, (1997, May 18), "Arsenic Removal During Precipitative Softening", Journal of Environmental Engineering, pp:453-460.
32. MSE Technology Applications, (1998), Arsenic Oxidation Demonstration Project-Final Repor, <http://www.Arsenic.org/PDF%20Files/Mwtp-84.pdf>

33. Luján, J., (2000, July 13), "Un Hidrogel de Hidróxido de Aluminio para Eliminar el Arsénico del Agua", Rev. Panam. Salud Pública, pp: 302-305, 200.
34. Quansah R, Armah FA, Essumang DK, Luginaah I, Clarke E, Karl, Marfoh., (2015), Environ Health Perspect., Volumen 1, Primera Edición, Boston, pp 412-21.
35. Rahman, M. (2012), Digest of Arsenic Contamination and Its Effect on Human Health. United State: Lap Lambert Academic, Volumen 3, Primera Edición, New York, pp: 200-300.
36. Ramesh, A, Thomson, Bruce, (2007), Chemistry and treatment or arsenic in drinking water. United State: American Water works Association, New York, Managing editor, pp: 150-200.
37. Rice, E., Baird R., Eaton, C., Laure Clesceri, (2012). Standard methods for the examination of water and wastewater, Washington, Managing editor, pp 49-60.
38. Ringallinella, A., (2008), Remoción de Arsénico y flúor en aguas subterráneas por procesos de coagulación-adsorción-doble filtración" V Congreso Iberoamericano de Física y Química Ambiental , Volumen 2, Segunda Edición, Mar del Plata, Editorial Platinum, pp: 198-230.
39. Romero, J., (2002), Purificación del Agua, Editorial Escuela Colombia de Ingeniería, Volumen 1, Segunda edición, Colombia, Editorial Colombiana, pp: 220-269.
40. Sorlini, S., Carlo, Collivignarell, (2011), Arsenic in water for human consumption technical solutions for arsenic removal from drinking water, Volumen 3, Tercera Edición, United States, Lap Lambert Academ, pp 201-222.
41. Solsona F., (1985), Informe final de la consultoría sobre remoción de flúor y Arsénico de las aguas de bebida, Volumen 2, Terera Edición, Durango-México, Organización Panamericana de la Salud, pp: 142-159.
42. Twidwell, L., (1999), Technologies and Potential Technologies for Removing Arsenic from Process and Mine Wastewater, Volumen 1, Segunda Edición, Presented at "REWAS '99.", San Sebastian, Spain, pp: 100-167.

43. Vazquez, H, Ortolani, V, Rizzo, G, Bachur, J, Pidustwa, V, Gael, Corey, (2001), "Arsénico en aguas subterráneas criterios para la adopción de límites tolerables", CEPIS-OPS; pp: 289-298.
44. Petkova, V., (1999), "Estudio piloto para remoción del Arsénico, Estado de Hidalgo". Revista Ingeniería Hidráulica en México, pp: 65-77.