

**Estrategia para potabilización de
agua en las cuencas de los ríos
Yautepec y Cuautla, Morelos, con un
enfoque holístico**

(Tercera etapa)

INFORME FINAL

TC1603.1

TECNÓLOGOS PARTICIPANTES POR ORDEN ALFABÉTICO

Gelover Santiago Silvia L.

González Herrera Arturo

Martín Domínguez Alejandra

Ordoñez Ferrusco Alejandro

Pérez Castrejón Sara (Jefe de Proyecto)

Piña Soberanis Martín

Rivera Huerta María de Lourdes

Sandoval Villasana Ana María

Villegas Mendoza Iván Emmanuel

ESTUDIANTES Y COLABORADORES

Aceves Zamudio Denise

De La Cruz Martínez Darwin

Gómez Rojas Areli

Martínez De Jesús Aida

Montes Brito Agustín

Ramírez Ruíz Cándido

Rodríguez Blandina

Toledo Flores Laura Selene

Velasco Montero Javier

CONTENIDO

1	ANTECEDENTES.....	9
2	OBJETIVO	18
3	RESUMEN (TERCERA ETAPA).....	19
4	PRUEBAS DE TRATABILIDAD PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES MEDIANTE ÓSMOSIS INVERSA Y ELECTROCOAGULACIÓN	26
4.1	Antecedentes.....	26
4.1.1	Tipos de contaminantes emergentes.....	30
4.1.2	Acción de los contaminantes emergentes en el sistema endócrino.....	31
4.1.3	Efectos sobre la salud humana	32
4.1.4	Compuestos Disruptores Endócrinos (CDE) en el Ambiente Acuático....	33
4.1.5	Proceso de ósmosis inversa.....	35
4.2	Objetivos.....	38
4.3	Descripción de las pruebas experimentales.....	38
4.3.1	Traslado de agua desde xicatlacotla mor. a las instalaciones del imta...38	
4.3.2	Pruebas de tratabilidad mediante ósmosis inversa.....	40
4.3.3	Pruebas de tratabilidad mediante electrocoagulación acoplada a filtración en serie.....	47
4.4	Resultados y discusión.....	52
4.4.1	Pruebas de tratabilidad mediante filtración por membranas.....	52
4.4.2	Resultados de las pruebas mediante electrocoagulación y filtración en serie para remover contaminantes emergentes.....	59
4.5	Conclusiones.....	66
4.6	Referencias.....	67
5	PRUEBAS DE TRATABILIDAD A NIVEL PRUEBA DE JARRAS PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO.....	69
5.1	Objetivos.....	69

5.2	Metodología.....	69
5.2.1	Preparación del agua sintética.....	69
5.2.2	Pruebas de electrocoagulación con corriente directa (ECD) y con corriente pulsada (ECP)	70
5.2.3	Pruebas de coagulación química con cloruro férrico.....	79
5.3	Resultados.....	81
5.3.1	Acoplamiento ECD-floculación-sedimentación en jarras.....	81
5.3.2	Acoplamiento ECD micro filtración	87
5.3.3	Acoplamiento ECP-floculación-sedimentación en jarras.....	93
5.3.4	Acoplamiento ECP-microfiltración.....	98
5.3.5	Comparación del consumo energético entre corriente directa y pulsada en la remoción de arsénico	103
5.3.6	Pruebas de jarras con coagulación química (CQ)	105
5.3.7	Coagulación química (CQ) acoplada a la microfiltración	110
5.4	Conclusiones (Comentarios finales).....	116
5.5	Bibliografía.....	116
6	PRUEBAS DE TRATABILIDAD EN CONTINUO PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO A NIVEL SEMIPILOTO	117
6.1	Metodología.....	117
6.1.1	Preparación de agua sintética.....	117
6.1.2	Determinaciones analíticas.....	117
6.1.3	Tren de tratamiento semipiloto	118
6.1.4	Tratabilidad de los lodos producidos mediante electrocoagulación.....	121
6.2	RESULTADOS.....	123
6.2.1	Evaluación técnica: eficiencias de remoción.....	123
6.2.2	Evaluación económica: costos de tratamiento	162

6.3	CONCLUSIONES.....	172
7	EVALUACIÓN DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN MEDIANTE LA DETERMINACIÓN DEL IMPACTO DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN LA EXPRESIÓN GENÉTICA DEL PEZ CEBRA	174
7.1	Antecedentes.....	174
7.2	Disruptores endocrinos.....	175
7.3	Origen del arsénico en el medio ambiente.....	176
7.3.1	Riesgo ambiental por la presencia de arsénico en México.....	177
7.3.2	El arsénico ¿es un disruptor endócrino	178
7.3.3	Metabolismo del arsénico	180
7.4	El pez cebra (<i>Danio rerio</i>) como modelo biológico.....	181
7.5	Biomarcadores genómicos de exposición.....	183
7.6	Regulación de la expresión genética.....	184
7.7	Velocidad de respuesta de la expresión genética.....	184
7.8	Objetivos.....	188
7.9	Descripción de las pruebas experimentales.....	188
7.9.1	Mantenimiento, concentraciones y tiempo de exposición del pez cebra.....	188
7.9.2	Disección de peces y extracción de arn.....	190
7.9.3	Determinación de la concentración, pureza e integridad del arn total.....	191
7.9.4	Retrotranscripción DEL ARN A ADNc.....	192
7.9.5	Genes utilizados	194
7.9.6	Reacción en cadena de la polimerasa (pcr)	195
7.9.7	Análisis de los niveles de expresión genética por medio de PCR tiempo real de las muestras de ADNc.....	198
7.9.8	Materiales, reactivos y equipos utilizados	201

7.9.9	Estrategia de Diseño experimental	202
7.10	Resultados y discusión.....	203
7.10.1	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano cerebro extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.11, 7.12 y 7.13)	205
7.10.2	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano ojo extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.14, 7.15 y 7.16)	207
7.10.3	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano Branquia extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.17, 7.18 y 7.19).....	210
7.10.4	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano Hígado, extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.20, 7.21 y 7.22).....	213
7.10.5	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano Intestino extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.23, 7.24 y 7.25).....	216
7.10.6	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano Músculo extraído de peces expuestos a agua sintética de 25, 112.5 y 200 µg/L de arsénico (Figura 7.26, 7.27 y 7.28).....	219
7.10.7	Evaluación de efectos significativos de tiempo de exposición y concentración de arsénico sobre la expresión genética en <i>Danio Rerio</i> a través de un diseño factorial.....	222
7.10.8	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano cerebro de peces expuestos durante dos meses al agua cruda del cárcamo de bombeo de xicatlacotla así como al agua producto de procesos de potabilización (Figura 7-33).....	245
7.10.9	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano branquia de peces expuestos durante dos meses al agua cruda del cárcamo de bombeo de xicatlacotla así como al agua producto de procesos de potabilización (Figura 7-34).....	246
7.10.10	Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano hígado de peces expuestos durante dos meses al agua cruda del cárcamo de bombeo de	

xicatlacotla así como al agua producto de procesos de potabilización (Figura 7-35).....	248
7.10.11 Niveles de expresión de genes blanco obtenidos en el órgano músculo de peces expuestos durante dos meses al agua cruda del cárcamo de bombeo de xicatlacotla así como al agua producto de procesos de potabilización (Figura 7-36).....	249
7.11 Discusión.....	251
7.11.1 Análisis de la expresión de genes en peces cebra debida a arsénico.....	251
7.11.2 Aplicación del software statgraphics para la modelación de la expresión genética debido a arsénico.....	252
7.11.3 Análisis de la expresión genética en el agua cruda del cárcamo de bombeo de xicatlacotla así como al agua producto de los procesos de potabilización.....	253
7.12 Conclusiones.....	257
7.13 Referencias.....	258
8 DESARROLLO DE UNA APLICACIÓN PARA EL DISEÑO DE PLANTAS DE FILTRACIÓN DIRECTA PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO.....	262
8.1 Objetivo general.....	262
8.2 Introducción.....	262
8.2.1 filtración directa (fd) con coagulante en línea.....	262
8.2.2 Programación orientada a objetos.....	302
8.2.3 Editor de interfaz de usuario personalizada (Custom UI Editor).....	317
8.3 Metodología.....	324
8.3.1 Descripción general.....	324
8.3.2 Secuencia de cálculo.....	328
8.3.3 Interfaz personalizada con Custom UI Editor.....	330
8.3.4 Ventanas y hojas de cálculo.....	334
8.4 RESULTADOS.....	364

8.4.1	Ejemplo de aplicación con la cinta personalizada	364
8.4.2	Comparación de resultados.....	372
8.5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	374
8.6	BIBLIOGRAFÍA.....	375

1 ANTECEDENTES

En 2014 se realizó la primera etapa de este proyecto, acotado a la Cuenca de los ríos Yautepec y Cuautla (Figura 1-1). En ese año se hizo el diagnóstico de la calidad del agua e infraestructura, así como la evaluación de riesgos a la salud por exposición a contaminantes emergentes, contaminantes orgánicos e inorgánicos.

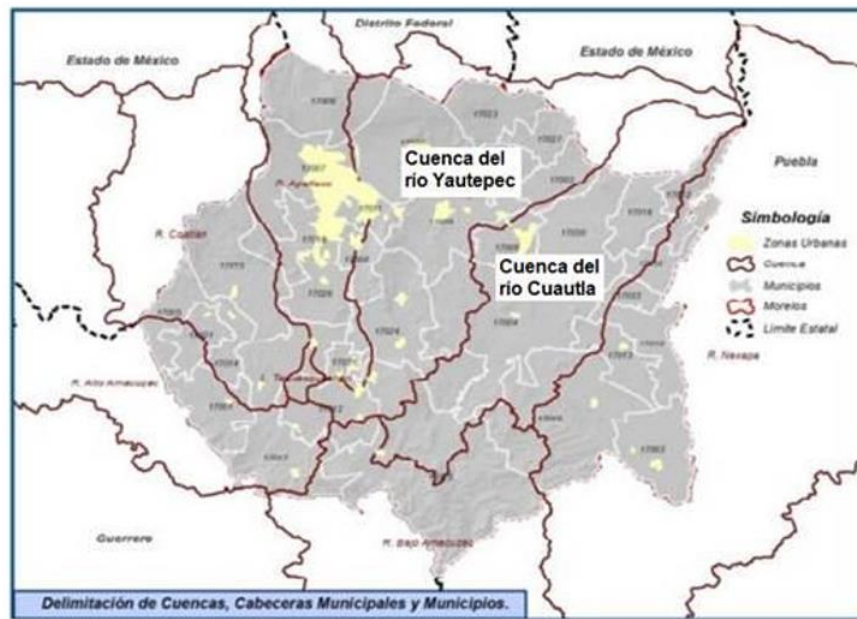


Figura 1-1 Delimitación de las cuencas del estado de Morelos (Programa estatal hídrico 2014-2018).

Se identificaron 22 municipios que conforman las cuencas de los ríos Yautepec y Cuautla con 374 fuentes de abastecimiento de agua para uso y consumo humano, de las cuales, únicamente 260 se localizan en la zona de estudio. En 227 de las 260 fuentes tienen algún equipo de desinfección, 26 cloran manualmente y el resto no lleva a cabo la cloración por rechazo de la población. Se localizaron 4 plantas potabilizadoras, 3 de ellas tratan agua de captación pluvial y una de manantial, el tratamiento es con clarificación de patente.

Para la selección de los sitios de muestreo para el diagnóstico de calidad se consideraron criterios como sospecha de contaminación con descargas de aguas residuales o deficiencias de saneamiento en la zona, antecedentes de actividades mineras o bien que hubiera queja de la calidad del agua por parte de los usuarios. Se seleccionaron 40 fuentes de abastecimiento para realizar muestreos y en el laboratorio de calidad del agua del IMTA se analizaron los parámetros de la NOM-127 SSA1-1997. De éstas, se seleccionaron 11 fuentes de abastecimiento tomando en consideración antecedentes de contaminación, riesgos a la salud y preferentemente que fueran fuentes superficiales para realizar el análisis de productos de cuidado personal, fármacos y hormonas, en total se analizaron 120 contaminantes emergentes, en este caso las muestras se enviaron al laboratorio especializado Axys Analytical Services de Canadá. El muestreo se complementó con una encuesta a la población de interés para realizar los estudios de riesgos a la salud.

De las 40 fuentes de abastecimiento muestreadas se encontró que 25 rebasaron la norma en al menos un parámetro (arsénico y/o coliformes fecales). Se encontró arsénico por arriba de los 0.025 mg/L en cuatro fuentes de abastecimiento de Tlaquiltenango y en el pozo paseo Tezoyuca de Emiliano Zapata; en general, las fuentes de abastecimiento superficiales tuvieron presencia de coliformes fecales. De las 11 fuentes de abastecimiento seleccionadas para el análisis de contaminantes emergentes, se detectaron 22 contaminantes (fármacos y hormonas) (Tabla 1-1).

Asimismo, de estas mismas 11 fuentes de abastecimiento se hicieron pruebas de estrogenicidad utilizando el pez *Danio rerio* como modelo biológico. Los peces expuestos a las muestras mostraron una respuesta varios genes, entre ellos los genes vtg1 y vtg2 cuya actividad está vinculada a la sensibilidad de receptores de estrógeno implicados con el sistema endócrino.

Se identificó que las principales fuentes de contaminación en los ríos Yautepec y Cuautla son debidas a actividades antropogénicas y falta de drenajes adecuados, principalmente a las fuentes de abastecimiento superficiales. En Tlaquiltenango se detectaron que algunas fuentes de abastecimiento los cárcamos extraen el agua

directamente del río Amacuzac, el cual colecta las aguas de los ríos Yautepec y Cuautla, tal es el caso del poblado de Xicatlacotla que presentó 16 contaminantes emergentes.

En la planta potabilizadora de Ocuituco, Morelos se observó que 5 contaminantes emergentes que ingresaron se removieron, sin embargo, se detectó sulfametoxazol en el efluente y no aparecía en el influente. Esta planta ocupa hipoclorito de sodio al 11 %, cal hidratada y sulfato de aluminio con un caudal potabilizado de 7 L/s, el agua proviene de un manantial de Tetela del Volcán. De acuerdo a este resultado la planta es capaz de disminuir la concentración de contaminantes emergentes hasta concentraciones no detectadas (ND) para confirmar esto es necesario realizar un monitoreo frecuente y programado para seguimiento de este tipo de contaminantes, que en la actualidad resultaría costoso debido a que en México este tipo de análisis no se realiza de manera rutinaria porque aún no se cuenta con infraestructura ni personal calificado para implantar las metodologías analíticas para su medición.

Tabla 1-1 Contaminantes emergentes encontrados en 11 fuentes de abastecimiento de la cuenca de los ríos Yautepec- Cuautla en 2014 (concentraciones en ng/L).

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Compuesto	Tanque de distribución Huautla	Influente presa Huautla	Efluente presa Huautla	Toma de agua Xicatlacotla	Influente PP Barranca de Méndez Ocuituco	Efluente PP Barranca de Méndez Ocuituco	Manantial Los sabinos	Pozo unidad Paseo Tezoyuca	Manantial Tecoloapan	Manantial Santa Cruz	Manantial Las Fuentes
Albuterol				0,84	0,38				1,3	0,594	0,404
Amfetamina	4,12	3,35	1,83	1,82	2,62		3,51	1,62	3,3	1,73	1,75
Androstenediona			2,27								
Anhidrotetraciclina [ATC]	15,5										
Atenolol								0,651	1,52	0,648	
Benzoilecgonina				1,12							
Benzotropine							0,516				
Betametasona											2,44
Carbamazepina				10,3							
DEET	1,36	2,95	1,6	6,79							
Desogestrel				235	301		365		168	249	
Equilenin									1,19		
Eritromicina-H2O	2,43	5,55		2,44							
Lincomicina				8,62							
Mestranol	51,7	105	104	71,7	171		77,5	70,7	73	70,9	95,8

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Compuesto	Tanque de distribución Huautla	Influente presa Huautla	Efluente presa Huautla	Toma de agua Xicatlacotla	Influente PP Barranca de Méndez Ocuituco	Efluente PP Barranca de Méndez Ocuituco	Manantial Los sabinos	Pozo unidad Paseo Tezoyuca	Manantial Tecoloapan	Manantial Santa Cruz	Manantial Las Fuentes
Metformina		6,73	4,23	38,1	11,6		41	11,6	34,1	10,5	14,6
Metoprolol				3,61							
Naproxen				6,46							
Oxycodone				1,1							
Sulfacloropiridazina				2,36							
Sulfametazina				1,78							
Sulfametoxazol				44		0,685					8,21

En 2015 se completó el estudio de riesgos sanitarios en las zonas de interés, se encontró que las principales causas de morbilidad y mortalidad explican el consumo de antibióticos, antihipertensivos, hipoglucemiantes, analgésicos no esteroideos, corticosteroides y antihistamínicos. Los 22 contaminantes identificados en las aguas para uso y consumo humano, fueron consistentes con los fármacos de mayor consumo. Considerando la frecuencia, magnitud e intensidad de la exposición, solamente el mestranol representa en la actualidad un riesgo potencial para la salud humana, presentó un cociente de peligro de 1.64×10^{-2} de acuerdo con la Dosis Diaria Ingerida (ADI) 0.071 ng/kg/d ; los contaminantes identificados fueron consistentes con los fármacos de mayor consumo de acuerdo con la encuesta realizada

Asimismo, se identificó riesgo significativo a la salud asociado con la exposición a arsénico, en las poblaciones que se abastecen del manantial Huautla, Rancho Viejo, Quilamula, pozo San José de Pala y el pozo de la Unidad Paseo Tezoyuca.

Una vez identificados el arsénico y el mestranol como los contaminantes de riesgo, se planearon y ejecutaron pruebas de tratabilidad, para lo cual se buscó una molécula que pudiera servir como modelo de movilidad y degradabilidad del mestranol para que pudiera cuantificarse con un método sencillo (inmunoensayo), de tal forma que se decidió trabajar con 17 β -estradiol.

Las concentraciones de arsénico y 17 β -estradiol en el agua sintética fueron parecidas a las encontradas en algunos de los sitios muestreados: $200 \mu\text{g/L}$ de As (de las más altas) y 70 ng/L respectivamente (mayor frecuencia).

Respecto a las tecnologías estudiadas para remover arsénico y 17 β -estradiol fueron: a) la electrocoagulación con electrodos de hierro acoplada a la floculación granular y filtración en arena antracita y b) tratamiento por membranas (banco de membranas) de nanofiltración y ósmosis inversa. Con el primer tratamiento se obtuvieron remociones de 98% en el filtro de arena:antracita y un 92 % en el filtro de carbón activado. Las concentraciones

de arsénico y de hierro se mantuvieron por debajo de los límites establecidos en la modificación 2000 a la NOM-127-SSA1-1994. La relación en masa hierro: arsénico osciló en 53 ± 7.5 .

Los residuos del proceso de la planta semipiloto generados por la remoción arsénico y 17β -estradiol del agua de lavado de los filtros y del clarificador granular fueron sometidos a tratamiento fisicoquímico para su compactación a escala laboratorio. Se determinó que los polímeros con carga aniónica dan mejores resultados. Se logró reducir el volumen del agua de lavado de 55 L a 5 L de lodo con un porcentaje de humedad del 99.4%. El agua clarificada del lodo contenía 540 $\mu\text{g/L}$ de arsénico y 14.5 mg/L de hierro, concentraciones altas para retornarlas al tratamiento. El lodo después de acondicionamiento químico se centrifugó empleando un equipo a escala laboratorio, el volumen de lodo centrifugado se redujo a 500 mL con un porcentaje de humedad del 94%.

Para las pruebas de tratabilidad con membranas se utilizó un banco de pruebas con un sistema de osmosis inversa y nanofiltración para la remoción de la mezcla arsénico- 17β estradiol, se evaluaron tres membranas presentando un elevado rechazo de arsénico, 100% para la membrana de ósmosis inversa y 99.99% para ambas membranas de nanofiltración. Cada una de ellas rechazó en diferente proporción las sales, y requirió diferente presión para obtener un mismo caudal de agua producto. Determinándose que la mejor membrana para llevar a cabo el proceso es la de nanofiltración que tiene un porcentaje nominal de rechazo de sales divalentes moderado (45-70%), y requiere de una menor presión en comparación con las otras dos evaluadas, y además, tiene el menor costo energético. El estudio abarcó hasta la remineralización, se recomienda que esta etapa sea a través de contactores de calcita porque es

una forma económica y práctica de utilizar para acondicionar el agua permeada.

Respecto a la remoción de 17β -estradiol en muestra las concentraciones de la hormona determinadas mediante un ensayo inmunológico la concentración disminuyen sensiblemente, para alcanzar un porcentaje de remoción de aproximadamente 78 % en el caso del filtro de arena-antracita y mayor al 93% en el caso del filtro de carbón activado.

En relación a las pruebas de genotoxicidad se encontró que, la expresión del gen vtg1 se mostró únicamente en los lotes de peces expuestos durante 30 días a las tres aguas sintéticas de arsénico, de estradiol y de la mezcla de ambos, mostrando una posible actividad estrógena. Mientras que en las aguas producto de los tratamientos estudiados no se mostró la expresión de este gen.

La investigación sobre los contaminantes emergentes se encuentra entre las líneas de investigación prioritarias de los principales organismos dedicados a la protección de la salud pública y medioambiental, tales como la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Agencia para la Protección del Medio Ambiente (EPA), o la Comisión Europea.

Los contaminantes emergentes son compuestos de los cuales se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto en los distintos compartimentos ambientales, no hay disponibilidad amplia de métodos para su análisis, razón por la cual no han sido regulados. Los contaminantes emergentes comprenden los productos farmacéuticos, del cuidado personal, surfactantes, aditivos industriales, plastificantes, plaguicidas y una gran

variedad de compuestos químicos que, aunque se encuentran en bajas concentraciones son capaces de alterar las funciones endocrinas razón por la cual se consideran un serio problema (García, et al; 2011).

Cabe señalar que las plantas potabilizadoras diseñadas con tratamientos convencionales no están diseñadas para eliminar estos tipos de contaminantes. El uso de carbón activado, tratamientos de oxidación avanzada y reactores biológicos de membrana, ósmosis inversa, materiales adsorbentes modificados y naturales se vislumbran como los tratamientos más eficientes para la remoción de los contaminantes emergentes. Por lo que el desarrollo de tecnologías para su eliminación es sumamente importante.

El fármaco analgésico diclofenaco y las hormonas 17-alfa-etinilestradiol y 17-beta-estradiol han sido incluidas en la primera lista de vigilancia emitida por la UE, con el fin de recopilar mayor información acerca de estos compuestos para su posible inclusión en la lista de “sustancias prioritarias” en agua (Damia Barcelo, 2016). Por lo que para generar una normatividad que regule la presencia de este tipo de contaminantes en agua es necesario invertir en nuevas tecnologías de cuantificación y tratamiento de agua.

Por lo anterior, en esta tercera y última etapa del proyecto se continuaron con las pruebas de tratabilidad para remover arsénico y contaminantes emergentes a fin de proponer tecnologías de potabilización estudiadas en nuestra área, las cuales se complementaron con estudios de estrogenicidad con el pez *Danio rerio*.

2 OBJETIVO

Evaluar la calidad del agua de uso y consumo humano, a nivel de cuenca y su efecto sobre la salud humana a fin de proponer tecnologías de potabilización.

3 RESUMEN (TERCERA ETAPA)

En esta etapa se continuaron las pruebas de tratabilidad para remover contaminantes emergentes y arsénico con los métodos de potabilización que ya se habían explorado en el 2015, se buscó la mejora en la eficiencia de remoción y se estimaron los costos de tratamiento. Aunado a ello se realizaron pruebas de estrogenicidad empleando el pez *Danio rerio* con muestras sintéticas y ambientales (antes y después de los tratamientos). Asimismo, se desarrolló un programa en Excel que permite el diseño de plantas potabilizadoras de filtración directa para remover arsénico utilizando cloruro férrico como coagulante.

Pruebas para remoción de contaminantes emergentes:

Se trasladó agua desde el cárcamo de Xicatlacotla, esta fuente cuenta con una galería de filtración con gravas y arenas como único tratamiento, de ahí envían el agua a un tanque de distribución donde cloran el agua con pastillas. Se seleccionó esta fuente de abastecimiento porque en 2014 se detectaron en ella varios contaminantes emergentes.

Se trabajaron dos trenes de tratamiento: el primero de ellos un acoplamiento entre electrocoagulación, filtración y adsorción en carbón activado y el segundo fue un tratamiento con membranas de ósmosis inversa.

En el primero, el agua se sometió a electrocoagulación (ECP) en modalidad de corriente pulsada, previa oxidación con hipoclorito de sodio, y el efluente del reactor se acopló a la filtración en serie a través de filtros de arena: antracita (FAA) y carbón activado granular (FCAG). El segundo tren de tratamiento evaluado fue una planta piloto de ósmosis inversa. En la Tabla 3-1 se muestran los resultados de calidad del agua en las distintas etapas del tratamiento.

Durante el tratamiento con electrocoagulación, la concentración de 10 compuestos de 13 estudiados fue disminuida hasta una concentración que no pudo ser detectada (ND) después de que el agua pasó por el reactor electroquímico (esta muestra se

filtró por membrana de 0.45 μm); en el efluente del filtro arena: atracita todavía persistieron la Benzoilecgonina y el DEET. Finalmente, el filtro de carbón activado disminuyó la concentración de la Benzoilecgonina (analgésico y principal metabolito de la cocaína) por debajo del límite de detección pero no la totalidad del DEET (repelente de insectos), la remoción global del DEET fue de 92.66 %. Prácticamente la calidad del agua del efluente del reactor filtrado por 0.45 μm y del efluente de arena: atracita son equivalentes. Con los resultados obtenidos se comprobó que este tratamiento es apto para remover contaminantes emergentes de una fuente superficial de abastecimiento de agua a un costo de tratamiento de \$0.69/m³, el costo considera hipoclorito de sodio, consumo de electrodos, energía del reactor y energía por bombeo para la filtración.

El tratamiento de ósmosis inversa fue capaz de disminuir la concentración de 9 compuestos emergentes hasta una concentración que no pudo ser detectada (ND), mientras que a 3 compuestos los redujo sustancialmente (sulfametoxazole 95 %, DEET 88.63 %, y metformin 90.4 %). En el caso del mestranol, desogestrel y progesterona es difícil establecer alguna conclusión definitiva ya que el compuesto mestranol fue detectado en el blanco, lo que implica que su presencia en las muestra pudiera tratarse de una contaminación durante el proceso de preparación y/o análisis de las muestras, mientras que con respecto a triclosan es interesante observar que este compuesto aparece en el permeado más no en el agua cruda. De acuerdo al laboratorio que realizó estos análisis, el triclosan tiende a formar algunos aductos por lo que en ocasiones no se detecta. Se comprobó que la ósmosis inversa es un tratamiento apto para remover contaminantes emergentes a un costo de tratamiento estimado de \$ 4.31/m³ el costo considera reactivos de limpieza, incrustación, remineralización, membranas y energía.

Tabla 3-1 Contaminantes emergentes encontrados en 11 fuentes de abastecimiento de la cuenca de los ríos Yautepéc- Cuautla en 2014 (concentraciones en ng/L).

	Blanco	Agua cruda Xicatlacotla 2017	Efluente ECP filtrado por membrana de 0.45 m	Efluente de FAA	Efluente de FCA	Permeado Osmosis inversa
Naproxeno		9.52				
Carbamazepina		8.15				
Eritromicina-H ₂ O		3.5				
Lincomicina		4.59				
Sulfachloropyridazine		2.41				
Sulfametazine		1.57				
Sulfamethoxazole		39.1				1.81
Sulfanilamida		16.9				
Benzoilecgonina		4.56	4.63	4.43		
DEET ^{B1}	0.946	27.8	28.1	29	2.04	3.16
Meprobamate		4.87				
Metformina		79.1				7.58
Mestranol ^{B2}	44.3	54.6	43			40.4
Desogestrel			174			
Progesterona			1.04			
Triclosan						269

Pruebas para remoción de arsénico

De las pruebas realizadas a nivel prueba de jarras:

Los resultados de las pruebas realizadas mediante electrocoagulación con corriente directa, mostraron que el uso de la microfiltración ofrece una opción para obtener porcentajes de remoción de arsénico mayores a los alcanzados con la floculación-sedimentación convencional.

Las pruebas realizadas empleando corriente pulsada mostraron que es posible utilizar una menor concentración de hierro para remover arsénico a niveles que cumplen con el límite permisible que establece la NOM-127 SSA1, Modificación 2000. Este punto aunado al menor consumo energético observado, hacen preveer el uso de corriente pulsada como una opción técnica y económicamente viable para la remoción de arsénico a nivel de planta potabilizadora.

No se tiene muy claro cuál sería el proceso para optimizar la remoción del arsénico, por lo que se recomienda realizar pruebas adicionales que permitan determinar las condiciones para lograr una eficiente remoción a un menor costo.

De acuerdo a los resultados obtenidos de las pruebas experimentales de coagulación química y electrocoagulación a nivel semipiloto se tiene que:

La coagulación química es más conveniente económicamente, para concentraciones menores de 100 $\mu\text{g/L}$ de arsénico, con un costo estimado preliminar de tratamiento de \$ 0.8580/ m^3 , vs. \$1.5461 estimado para la ECP. Sin embargo, para 200 $\mu\text{g/L}$ la electrocoagulación comienza a tener un costo competitivo, incluso menor en el caso de la ECP. Ésta resultó más económica con un costo de tratamiento de \$ 1.7976 $\$/\text{m}^3$, porque ocupa menos dosis de hierro que la ECD cuyo costo estimado fue de \$2.0176 y que la CQ cuyo costo se estimó en \$2.0472.

La electrocoagulación con corriente pulsada (ECP) es una técnica eficiente para la remoción de arsénico en agua para uso y consumo humano, empleando el sistema complementario de clarificación granular y filtración (filtro de arena-antracita y filtro

de carbón activado) para concentraciones entre 200 µg/L y 500 µg/L con costos de \$1.7976 y \$2.0337/m³ respectivamente. Por lo que la hace altamente factible para remover arsénico.

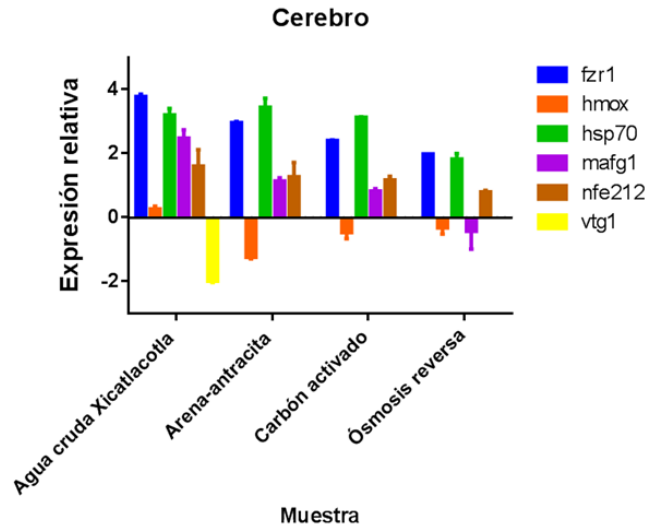
La electrocoagulación con corriente directa (ECD) es una técnica eficiente, sin embargo, requiere prácticamente la misma dosis que la coagulación química por lo que es más atractivo el uso de la electrocoagulación con corriente pulsada (ECP).

Se recomienda realizar pruebas a nivel piloto, en sitio, para validar, particularmente, el proceso de electrocoagulación empleando corriente pulsada para sitios en los que el agua presente una concentración mayor o igual a 200 µg/L.

Pruebas de estrogenicidad

Se realizaron pruebas de estrogenicidad usando como modelo biológico el pez *Danio rerio* (pez cebra) bajo dos condiciones, la primera de ellas fue para evaluar la expresión genética antes y después de los tratamientos de electrocoagulación acoplados a filtración y de ósmosis inversa con agua proveniente del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla; la segunda condición fue mediante la ejecución de un diseño de experimentos (2^k) para evaluar efectos significativos de tiempo de exposición y concentración de arsénico sobre la expresión genética del pez.

De las muestras con el agua de Xicatlacotla, las expresiones relativas de los genes en el agua cruda y en el agua producto de cada uno de los diferentes procesos, permitió establecer que, los peces expuestos al agua tratada presentaron una disminución en las unidades de expresión relativa, e incluso, desapareció la expresión del gen *vtg1* (gen que se expresa en presencia de compuestos disruptores endócrinos) en el agua tratada, lo que indica efectivamente que la calidad del agua mejoró con los tratamientos como se puede apreciar en la figura siguiente.



Para evaluar la expresión relativa en el diseño de experimentos 2^k se analizaron seis órganos (hígado, cerebro, intestino, branquias, ojos y músculo) seis genes que se expresan en presencia de sustancias disruptoras endocrinas (*cyp 1a*, *fzr1*, *hmox*, *hsp70*, *vtg1* y *maf1*) con tiempos de exposición de 7 y 23 días, concentraciones de arsénico de 25 y 200 $\mu\text{g/L}$ con valores al centro de 112 $\mu\text{g/L}$ y 15 días. Los análisis de varianza se realizaron al 95 % de confiabilidad. Se encontraron cuatro modelos matemáticos estadísticos ajustados que representan mínimo el 90% de la variabilidad de la expresión génica del pez bajo los rangos de concentración estudiados. En el hígado el gen *hmox* tiene efecto la concentración de As, el tiempo de exposición y la interacción de ambos, mientras que, para la expresión del gen *hsp70* únicamente tiene efecto significativo el tiempo de exposición. En el intestino, la interacción de tiempo de exposición y concentración tiene efecto significativo sobre la expresión del gen *vtg1*, mientras que para el cerebro ni el tiempo de exposición ni la concentración de arsénico tuvieron efectos significativos, sin embargo están a un valor muy próximo de su significancia. Los modelos matemáticos obtenidos ayudarán a predecir eficazmente la represión (sub expresión) o expresión de los genes antes mencionados- para los rangos de tiempo y concentración estudiados- de tal forma que se puede acotar a estudios futuros únicamente el análisis sobre hígado, intestino y cerebro con los genes *hmox*, *hsp70* y *vtg1*.

Desarrollo de una aplicación para el diseño de plantas potabilizadoras de filtración directa

Se desarrolló una aplicación orientada a objetos Visual Basic para Aplicaciones (VBA), de acceso libre, para el diseño hidráulico y mecánico de plantas potabilizadoras con la tecnología de Filtración Directa. La programación de la aplicación está basada en una interfaz gráfica personalizada en el paquete Microsoft Excel®, utilizando el Editor de Interfaz de Usuario para Microsoft (Custom UI por sus siglas en inglés). Se utilizaron módulos a los cuales se accesa mediante botones presentados en un menú de barras de herramientas. Entre los elementos de la planta potabilizadora de filtración directa que se pueden diseñar con este software destacan:

- El número de filtros y sus dimensiones;
- Volumen de agua y lodo de retrolavado de los filtros;
- Caudal de recirculación del agua clarificada;
- Diámetros comerciales de los múltiples de alimentación y descarga;
- Dimensiones del sedimentador/espesador de agua de retrolavado, del cárcamo de lodos y del tanque de agua tratada.

4 PRUEBAS DE TRATABILIDAD PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES MEDIANTE ÓSMOSIS INVERSA Y ELECTROCOAGULACIÓN

4.1 ANTECEDENTES

En las últimas décadas, el mundo ha experimentado las consecuencias adversas del desarrollo no controlado de múltiples actividades humanas como industria, transporte, agricultura y urbanización. El incremento en estándares de vida y en la demanda del consumidor han ampliado la contaminación del aire, por ejemplo, con mayor presencia de CO₂ y otros gases de invernadero, NO_x, SO₂, así como material particulado en el agua con una variedad de sustancias químicas, nutrientes, lixiviados, derrames de petróleo, entre otros, y del suelo debido a la disposición de residuos peligrosos, difusión de plaguicidas, lodo, además del uso de materiales desechables o materiales no biodegradables y la falta de instalaciones apropiadas para desecharlos (Gravrilesco *et al.*, 2015). Ha sido mostrado que entre 1930 y 2000 la producción global de compuestos químicos antropogénicos se incrementó de 1 millón a 400 millones de toneladas por cada año. Estadísticas publicadas por EUROSTAT en 2013 revelan que, entre 2002 y 2011, más del 50% de la producción total de compuestos químicos está representado por compuestos dañinos ambientalmente. Más de 70% son compuestos químicos con impacto ambiental significativo (Gravrilesco *et al.*, 2015).

Tabla 4-1 Síntesis de productos químicos nocivos para el medio ambiente, por clase de impacto ambiental, en la Unión Europea (millones de toneladas) (Gavrilescu et al., 2015).

	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Producción total de productos químicos	330	333	349	351	355	362	338	292	339	347
Total de productos químicos para el medio ambiente	176	179	191	193	192	194	182	162	184	188
Productos químicos con impactos ambientales crónicos graves	30	31	34	35	36	36	32	30	34	35

Los contaminantes emergentes son sustancias no reglamentadas, de gran preocupación ambiental, clasificados como tales por su asociación con un efecto recientemente reportado de contaminantes ya conocidos con anterioridad, o a través de su creciente introducción en el ambiente, o por medio de su detección cada vez más frecuente gracias a los avances en las técnicas analíticas. Son una clase distinta de sustancias con una estructura común, como es el caso de los herbicidas, plaguicidas, químicos industriales (p.e., plastificantes, poliestirenos, bifenilos, policlorinados), aril hidrocarburos, tensoactivos (sufactantes) no iónicos y sus productos de descomposición (compuestos alquilfenólicos), así como algunos productos químicos farmacéuticos. Investigaciones recientes han reportado el riesgo de estos compuestos para la fauna de los ecosistemas acuáticos. El número sigue en aumento y se ha manifestado que sólo una pequeña fracción, de más de 30,000 sustancias en el comercio, han sido estudiadas (Poyton, 2009). Si bien en la literatura se pueden encontrar estudios y revisiones sobre fuentes, conducta ambiental y destino de contaminantes emergentes, la ruta de estos contaminantes de las fuentes

a los receptores continúa siendo un tema esencial para la investigación avanzada. Esto se debe a que la información aún es escasa, principalmente debido a los problemas generados por las propiedades físico-químicas de compuestos blanco, y a la complejidad de características ambientales, entre otras, las cuales pueden determinar un comportamiento inesperado de los contaminantes emergentes en aire, agua, o suelo.

Esto ha causado que los contaminantes emergentes sean una preocupación compleja y presionante para la salud humana y ambiental. Para el caso del medio ambiente ha surgido un nuevo enfoque, la ecotoxicogenómica, necesario para evaluar el riesgo proveniente de contaminantes emergentes para los ecosistemas acuáticos y suministros de agua.

Dentro de este grupo de contaminantes emergentes se encuentran los compuestos disruptores endócrinos (CDE), que actúan vía interacción con las hormonas esteroides receptoras nucleares. La investigación internacional ha reportado sobre la alteración endócrina inducida químicamente por estrógenos ambientales que alteran el desarrollo y la función sexual en pez, y también han sido reportados sus efectos sobre otros procesos fisiológicos, incluyendo crecimiento, desarrollo, osmorregulación, respuesta inmune y al estrés (Filby, 2007). En 2004, Aerni reportó que la bioacumulación de estas sustancias puede afectar la salud y, posiblemente, la fertilidad de los seres humanos y de la vida silvestre.

La ecotoxicología ha adoptado en años recientes tecnologías genómicas para analizar a nivel molecular el impacto que experimentan los organismos en reacción al contaminante, proporcionar una imagen sugerente del efecto tóxico sufrido por los organismos, y los mecanismos compensatorios que el organismo ha movilizado en su defensa (Poyton, 2009).

El análisis de la expresión genética puede evaluar la reacción de un organismo a un estresante ambiental. El proceso inicia cuando un organismo es expuesto a un contaminante químico que entra y se distribuye a lo largo de su cuerpo, donde

interactúa con células y componentes celulares en una forma dependiente de sus propiedades químicas, produciendo un daño celular específico. En respuesta, el organismo reacciona al contaminante en múltiples niveles, los cuales incluyen alteración de la expresión de genes, niveles de proteínas, o concentraciones de metabolitos. Estos cambios podrían ayudar a proteger al organismo del compuesto químico estresante particular o mitigar los efectos adversos del estresante. De esta manera, puede esperarse que cambios en la expresión del gen puedan ser usados como biomarcadores de toxicidad.

Con los avances analíticos basados en efectos moleculares se obtiene una mejor comprensión de la acción tóxica de contaminantes; por consiguiente, la detección de efectos moleculares promete ser un valioso avance para el monitoreo ambiental del potencial tóxico de una sustancia química.

La toxicidad de muchos contaminantes emergentes en organismos acuáticos aún es desconocida. Incluso sustancias farmacéuticas sometidas a pruebas extensas en modelos mamíferos pueden exhibir toxicidad diferente en especies acuáticas. También se ha reportado que muchas sustancias farmacéuticas y compuestos disruptores endocrinos (CDEs) no responden a ensayos de toxicidad tradicional que miden la mortalidad o la reproducción en una sola generación (Sumpter and Johnson, 2005), lo que hace necesario que las agencias reguladoras replanteen los requerimientos de las pruebas. Esto podría aplicarse también a otras sustancias emergentes, incluyendo difenil éteres polibrominados (PBDEs) y nanomateriales, cuyos mecanismos de acción aún se desconocen.

Se ha reportado que pocas clases de contaminantes emergentes son altamente persistentes en el ambiente y los esfuerzos realizados en su monitoreo muestran su distribución global. Para otros contaminantes, hay información limitada respecto a su destino y transporte. Estos contaminantes han sido encontrados en efluentes complejos en combinación con otras sustancias, además de que su situación reglamentaria actual o anticipada permanece incierta.

4.1.1 TIPOS DE CONTAMINANTES EMERGENTES.

De manera general se muestran las características, distribución y propiedades químicas de estos contaminantes.

El uso pequeño, pero acumulativo, de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PFCP) por un gran número de individuos resulta en una contaminación extensa, pero significativa, difícil de controlar. Su ruta primaria al ambiente es a través de la excreción humana, disposición de productos no usados o caducos, o a través del uso agrícola o en el ganado. Se caracterizan por ser sustancias activas y están disponibles en el sitio de acción debido a que son principios activos en medicinas, causando efectos ambientales adversos en concentraciones bajas. Estos residuos de productos farmacéuticos y de cuidado personal han sido detectados en tejidos de peces en aguas que reciben efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, acumulados en músculos y órganos críticos de organismos vivos.

Los compuestos disruptores endócrinos (CDEs) son contaminantes que interfieren con el funcionamiento normal del sistema endócrino, resultando en efectos adversos en reproducción, desarrollo, y función inmune. En este grupo se incluyen las hormonas naturales y sintéticas, sustancias farmacéuticas, plaguicidas, plastificantes, y compuestos organometálicos.

Los difenil éteres polibrominados (PBDEs) son sustancias que se usan como retardadores de fuego en una variedad de resinas de polímeros y plásticos, y se encuentran en muebles, televisores, estéreos, computadoras, alfombras, y cortinas. Son contaminantes globales, ubicuos, que se bioacumulan rápidamente en organismos vivos.

Los compuestos perfluorinados (PCPF) (como el perfluorooctano sulfonato y el ácido perfluorooctanoico) son usados ampliamente por su hidrofobicidad, lipofilicidad, y

solubilidad moderada. Se encuentran en empaques de comida, como revestimientos en utensilios de cocina, pinturas, como tensoactivos, y otras aplicaciones. Son compuestos muy estables, lo que los hace extremadamente persistentes en el ambiente.

Los contaminantes emergentes también incluyen organismos, como algunos agentes infecciosos y especies invasoras (toxinas algales y microorganismos). El comercio global ha facilitado la introducción de especies invasoras, con graves consecuencias ecológicas y económicas. Las técnicas genómicas han sido desarrolladas y empleadas para identificación de especies y tienen aplicaciones para patógenos emergentes y especies invasoras.

4.1.2 ACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES EMERGENTES EN EL SISTEMA ENDÓCRINO

La prueba que se emplee para demostrar el riesgo que se está teniendo con la exposición a los contaminantes emergentes debe contar con amplia solidez científica, ya que la población expuesta a estos compuestos muestra signos de enfermedades y los ecosistemas también están siendo dañados por dichas sustancias. El sistema endócrino está formado por glándulas que producen las hormonas que ayudan a dirigir el desarrollo, el crecimiento, la reproducción y el comportamiento de personas y animales. Los disruptores endócrinos pueden interferir en este sistema bloqueando o neutralizando acciones hormonales. Entre las sustancias químicas de efectos disruptores sobre el sistema endocrino figuran: (i) las hormonas, algunos estrógenos sintéticos como el etinilestradiol, que es ampliamente usado como anticonceptivo en todo el mundo y es excretado por mujeres preferentemente en formas conjugadas, que son consideradas biológicamente inactivas; (ii) las dioxinas y furanos, que se generan en la producción de cloro y compuestos clorados, como el cloruro de polivinilo (PVC) o los plaguicidas organoclorados, el blanqueo con cloro de la pasta de papel y la incineración de residuos; (iii) los pentaclorobencenos (PCB), actualmente prohibidos, cuyas concentraciones en tejido humano han permanecido constantes en

los últimos años. Aun cuando la mayoría de los países industrializados pusieron fin a la producción de PCB hace más de una década, dos tercios de los PCB producidos en todas las épocas continúan en uso en transformadores u otros equipos eléctricos y, por consiguiente, pueden ser objeto de liberación accidental. A medida que va ascendiendo en la cadena alimentaria, la concentración de PCB en los tejidos animales puede aumentar hasta 25 millones de veces; (iv) numerosos plaguicidas, algunos prohibidos y otros no, como el DDT y sus productos de degradación, el lindano, el metoxicloro, piretroides sintéticos, herbicidas de triazina, kepona, dieldrín, vinclozolina, dicofol y clordano, entre otros; (v) el plaguicida endosulfán, de amplio uso en la agricultura mexicana (Ize, 2011); (vi) el hexaclorobenceno (HCB), empleado en síntesis orgánicas como fungicida para el tratamiento de semillas y como preservador de la madera; (vii) los ftalatos, utilizados en la fabricación de PVC. El 95 por ciento del DEHP (di (2etilhexil) ftalato) se emplea en la fabricación del PVC; y (viii) los alquilfenoles, antioxidantes presentes en el poliestireno modificado y en el PVC, y como productos de la degradación de los detergentes.

4.1.3 EFECTOS SOBRE LA SALUD HUMANA

Como una consecuencia de lo anterior, surge preocupación a nivel mundial sobre los potenciales efectos adversos que podrían resultar de la exposición a sustancias químicas que presentan capacidad de interferir con el sistema endócrino. Ejemplo de ello es la creciente frecuencia de anormalidades genitales en los niños, como testículos no descendidos (criptorquidia), penes sumamente pequeños e hipospadias.

La defensa contra los disruptores endócrinos requiere de una vigilancia de años e incluso décadas, porque las dosis que llegan al feto dependen no sólo de lo que ingiere la madre durante el embarazo, sino también de los contaminantes persistentes acumulados en la grasa corporal hasta ese momento de su vida. Las mujeres transfieren esta reserva química acumulada durante décadas a sus hijos durante la gestación y durante la lactancia.

Otros compuestos actúan imitando y bloqueando las hormonas, algunos alteran la producción, el funcionamiento y la degradación de las hormonas naturales y sus proteínas receptoras (son los alteradores medioambientales). Y para complicar aún más las cosas, muchos productos causan efectos que varían de unos órganos a otros y de unas especies a otras.

Los productos químicos sintéticos se comportan igual que las hormonas naturales y provocan trastornos en la salud humana. En varones, la calidad del semen se reduce o disminuye (bajo recuento de espermatozoides, bajo volumen de eyaculación, proporción elevada de espermatozoides anormales, proporción reducida de espermatozoides móviles); cáncer de testículo; órganos sexuales deformes. En mujeres: cáncer de mama y en los órganos de reproducción; enfermedad fibroquística de la mama; síndrome del ovario poliquístico; endometriosis; miomas uterinos; y enfermedad inflamatoria de la pelvis. Los fetos y los embriones, cuyo desarrollo está controlado en gran medida por el sistema endócrino, parecen particularmente sensibles a la exposición a los disruptores endocrinos. Como consecuencia de la exposición, los individuos sufren durante el resto de su vida trastornos de la salud y cambios en su capacidad reproductiva.

Algunas sustancias químicas hormonalmente activas parecen plantear riesgos de cáncer. La exposición de los seres vivos a los disruptores endocrinos es generalizada, como consecuencia de un empleo generalizado, debido a su baja degradabilidad y además de que son transportados a otros sitios por el aire, el agua y la bioacumulación en la cadena trófica.

4.1.4 COMPUESTOS DISRUPTORES ENDÓCRINOS (CDE) EN EL AMBIENTE ACUÁTICO

Los disruptores endócrinos interfieren en las funciones reproductivas e imitan o antagonizan los efectos de hormonas endógenas, tales como los estrógenos. Se ha identificado que un creciente número de los llamados xeno-estrógenos, presentes en la comida o en el ambiente, pone en peligro las capacidades reproductivas de varios

animales, incluyendo a los humanos. La transmisión adecuada de la señal transmitida por el estrógeno es de hecho necesaria para la reproducción (Bardet, 2002).

En este grupo se incluyen sustancias naturales, como fitoestrógenos, micoestrógenos (ejemplo, zeranol favorece la aparición de glándulas mamarias en machos) y sustancias hechas por el hombre, como los plaguicidas organoclorados, bifenilospoliclorados (PCBs), hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs), dibenzodioxinaspolicloradas (PCDDs), tensoactivos (surfactantes) y plastificadores. Se reporta que más de 60,000 sustancias hechas por el hombre son de uso irregular y es probable que otras sustancias o grupos de sustancias resultarán ser estrogénicas (Sumpter, 1995).

Estos compuestos disruptores endócrinos son usados en industrias como la agricultura, la industria petroquímica, la industria del plástico, y la industria de jabones y detergentes, generándose grandes volúmenes de ellos en el ambiente acuático. Ejemplo de ello son los alquilfenol-etoxilatos: debido a que alrededor de 30,000 ton son usadas anualmente, casi el 60% de éstos terminan en el ambiente acuático, donde son degradados a sustancias estrogénicas persistentes ambientalmente.

Cuando se pretende valorar el impacto de la contaminación del ambiente acuático por sustancias químicas estrogénicas es necesario considerar las potencias estrogénicas de estas sustancias químicas y sus concentraciones en el ambiente. Es imposible proporcionar un cálculo real de la concentración de alguna sustancia química estrogénica en el ambiente acuático, porque los valores reportados (cuando se dispone de ellos) varían mucho. Esta variabilidad es entendible, dado que han sido usadas técnicas diferentes y muestras diferentes (como influente, efluente, agua de río, agua subterránea, etc.) y han sido analizadas en distintas áreas del mundo (Sumpter, 1995). Por lo tanto, especificar exactamente a qué concentración está expuesto un pez es imposible e incluso puede no ser particularmente significativo, porque lo importante es la concentración en el pez (Sumpter, 1995).

4.1.5 PROCESO DE ÓSMOSIS INVERSA

La ósmosis inversa es un proceso que utiliza membranas semipermeables para remover contaminantes disueltos en el agua mediante un mecanismo de separación de difusión controlada. El proceso se lleva a cabo aplicando una presión que excede el gradiente natural osmótico del agua en un lado de la membrana, obligando al agua a atravesar la estructura molecular de la misma, mientras que los sólidos disueltos son rechazados. Aunque los sólidos disueltos pueden también difundirse a través de las membranas semipermeables, la proporción de transferencia de masa de estos constituyentes es mucho menor que la del agua, por lo tanto, el agua que atraviesa la membrana (permeado) contiene menos sólidos disueltos que el agua que abastece al proceso (agua cruda). La cantidad de energía (presión hidráulica) requerida para llevar a cabo el proceso depende del material de la membrana y espesor, así como de la presión osmótica del agua cruda. La presión osmótica es la presión en la membrana que se crea al fluir naturalmente el agua de una solución diluida (con menor concentración de sólidos disueltos) a una solución más concentrada (con mayor concentración de sólidos disueltos).

La aplicación principal de la ósmosis inversa es la desalación de agua superficial, agua subterránea, agua de mar, agua residual tratada o agua de procesos industriales, sin embargo actualmente se está utilizando además para remover contaminantes emergentes. Los contaminantes emergentes son compuestos orgánicos que se encuentran en productos comerciales utilizados a gran escala en la vida cotidiana, tales como compuestos farmacéuticamente activos, compuestos disruptores endocrinos, pesticidas, medicamentos para humanos y animales, surfactantes, precursores de subproductos de desinfección, colorantes textiles, etc (Barceló & Petrovic, 2008). Su presencia en bajas concentraciones en los cuerpos de agua se ha convertido en un problema ambiental. Aunque los efectos a la salud que pueden provocar estos contaminantes aún no han sido plenamente elucidados, existe consenso sobre que el agua para consumo humano debe estar libre de estos compuestos. La ineficacia de los procesos convencionales para remover los

contaminantes emergentes ha promovido el uso de procesos avanzados como la ósmosis inversa, adsorción en carbón y procesos de oxidación. La habilidad de la ósmosis inversa para remover eficientemente y económicamente sólidos disueltos ha promovido el estudio de esta tecnología para la remoción de dichos contaminantes.

La ósmosis inversa es reconocida por la USEPA como la mejor tecnología técnicamente disponible para remover la mayoría de los compuestos inorgánicos regulados bajo la Safe drinking Water Act (SDWA), incluyendo radionucleótidos. Esto refleja el amplio espectro de capacidad de remoción del proceso. Una de las aplicaciones típicas de la ósmosis inversa es la remoción de nitratos de cuerpos de agua contaminados por actividades agrícolas o descargas de tanques sépticos. El rechazo de nitratos por membranas de ósmosis inversa es significativo; las membranas de poliamida de baja presión para agua salobre típicamente exhiben un rechazo de nitratos en un rango de 93 a 97%. La ósmosis inversa también es utilizada para la remoción de fluoruros, cloruros y sodio, los cuales son iones monovalentes que exhiben un bajo nivel de rechazo cuando se aplica nanofiltración. La figura 1 muestra un diagrama de filtración según procesos, en el que se muestra el amplio espectro de remoción de la ósmosis inversa.

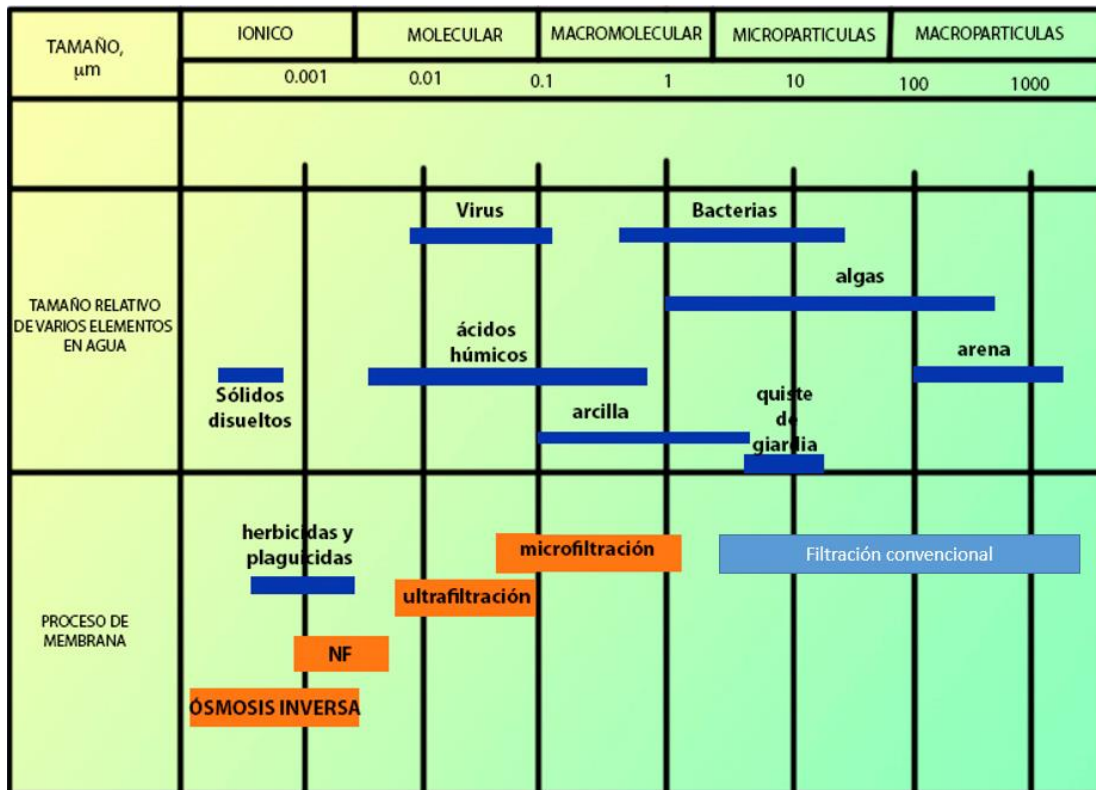


Figura 4-1 Diagrama de filtración según proceso

Las membranas semipermeables de OI tienen la habilidad de retener a los microorganismos. Se ha demostrado que las membranas de ósmosis proveen una remoción de entre 4 y 5 unidades logarítmicas de virus asociados a enfermedades transmitidas en el agua. Se ha determinado también que es efectivo para la remoción de Giardia.

Nanofiltración con membranas. La tecnología de filtración por membranas, tales como las ósmosis inversa y la nanofiltración, ha mostrado ser una alternativa prometedora para eliminar contaminantes. En comparación, la nanofiltración es menos efectiva que la ósmosis inversa, ya que en esta última se puede tener una remoción casi completa de contaminantes pero su alto consumo energético la hace desfavorable

4.2 OBJETIVOS

Determinar la factibilidad técnica y económica de remover contaminantes emergentes mediante un sistema de ósmosis inversa y otro de electrocoagulación acoplada a filtración convencional.

4.3 DESCRIPCIÓN DE LAS PRUEBAS EXPERIMENTALES

4.3.1 TRASLADO DE AGUA DESDE XICATLACOTLA MOR. A LAS INSTALACIONES DEL IMTA

Se gestionó el traslado, ante el sistema de agua potable de Tlaquiltenango Morelos, de un lote de 10 m³ de agua del cárcamo de Xicatlacotla, Morelos para realizar pruebas de tratabilidad en las instalaciones del IMTA para remover contaminantes emergentes mediante nanofiltración y electrocoagulación acoplada a la filtración directa. Se ocupó una pipa que traslada agua potable limpia y se trasvasó a una cisterna de 10 m³ con la que cuenta el área de Potabilización del IMTA.

La fuente de Xicatlacotla toma agua del río Amacuzac y pasa el agua a través de una galería de filtración, la cual, según el representante de la comunidad, lleva muchos años sin mantenimiento. En ocasiones, principalmente en temporada de lluvias, tienen problema de elevada turbiedad, es por eso que el agua de este sitio es utilizada, principalmente, para lavar trastes, ropa, regar plantas pero no para tomar. Para tomar ocupan agua de un pozo que la propia comunidad tiene para tal fin.



Figura 4-2 Fotografías del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla

Se realizó la cuantificación de contaminantes emergentes presentes en el cárcamo de bombeo de Xicatlacotla, en los años 2016 y 2017, se realizó únicamente un muestreo en cada año. En el 2016 se encontraron 16 contaminantes y en el 2017 se cuantificaron 13, algunos fueron los mismos que ya habían sido determinados en 2016, Tabla 4-2.

Tabla 4-2 Contaminantes emergentes encontrados en Xicatlacotla

Compuesto	Toma de agua Xicatlacotla 2016	Toma de agua Xicatlacotla 2017 noviembre
Albuterol	0.84	ND
Amfetamina	1.82	ND
Benzoilecgonina	1.12	4.56
Carbamazepina	10.3	8.15
DEET	6.79	27.8
Desogestrel	235	ND
Eritromicina-H ₂ O	2.44	3.5
Lincomicina	8.62	4.59
Meprobamate	ND	4.87
Mestranol ^B	71.7	43
Metformina	38.1	79.1
Metoprolol	3.61	ND
Naproxen	6.46	9.52
Oxycodone	1.1	ND
Sulfacoloropiridazina	2.36	2.41
Sulfametazina	1.78	1.57
Sulfametoxazol	44	39.1
Sulfanilamida	ND	16.9

B aparece en el blanco

4.3.2 PRUEBAS DE TRATABILIDAD MEDIANTE ÓSMOSIS INVERSA

Se realizaron pruebas de tratabilidad utilizando una planta piloto de filtración mediante membranas a presión (Figura 4-3), la cual tiene capacidad para producir un caudal de 1 L/s de permeado. Las pruebas se realizaron a flujo continuo durante un periodo de media hora cada prueba. La primera prueba (P-1) se realizó utilizando agua procedente de Xicatlacotla, Morelos.

La planta de filtración fue provista con membranas de ósmosis inversa marca Hydranautics modelo CPA5-LD 40x40, la cual es una membrana de poliamida de baja presión para tratar agua salobre con una elevada eficiencia de rechazo de sales (99.7%). La Figura 4-6 muestra la ficha técnica de las membranas utilizadas. La planta tiene capacidad para alojar 18 membranas, y tiene un arreglo de vasijas de presión que equivale a un arreglo de dos etapas 2:1, es decir, el agua a tratar primeramente abastece a dos vasijas de presión (en las que se alojan 6 membranas en cada una) de manera paralela, y el agua de rechazo de las mismas alimenta a una tercera vasija de presión de seis membranas. La planta está equipada con medidores de caudal, medidores de presión, sistema de limpieza en sitio, lámpara ultravioleta para protección biológica, filtro cartucho para protección de las membranas por sólidos suspendidos, bomba dosificadora de antiincrustante y variador de frecuencia para regular el flujo de la bomba de alta presión. La Figura 4-4 muestra imágenes de la instalación de las membranas de ósmosis inversa y del filtro cartucho, mientras que la Figura 4-5 muestra el diagrama del tren de tratamiento.



Figura 4-3 Planta piloto de filtración mediante membranas

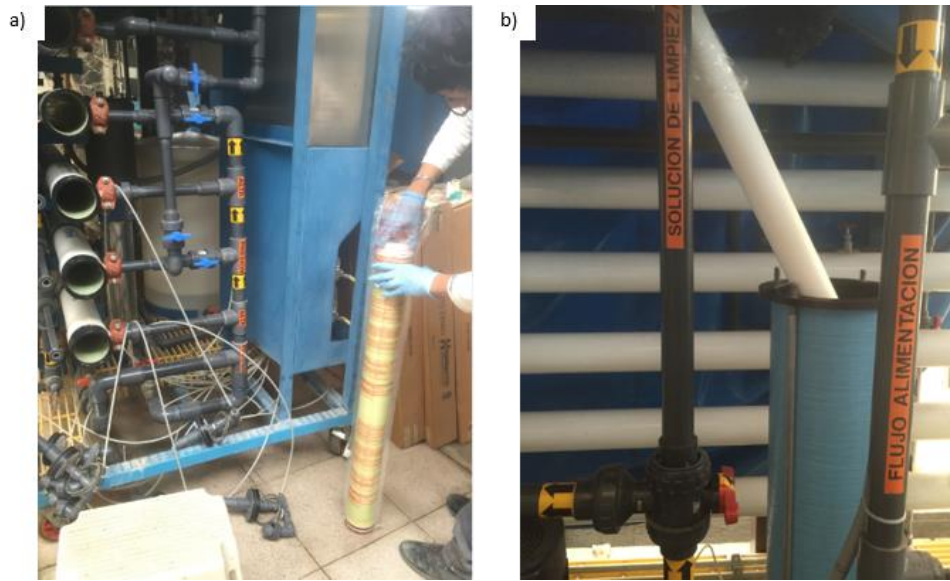


Figura 4-4 a) Instalación de membranas de ósmosis inversa, b) instalación de filtros cartucho

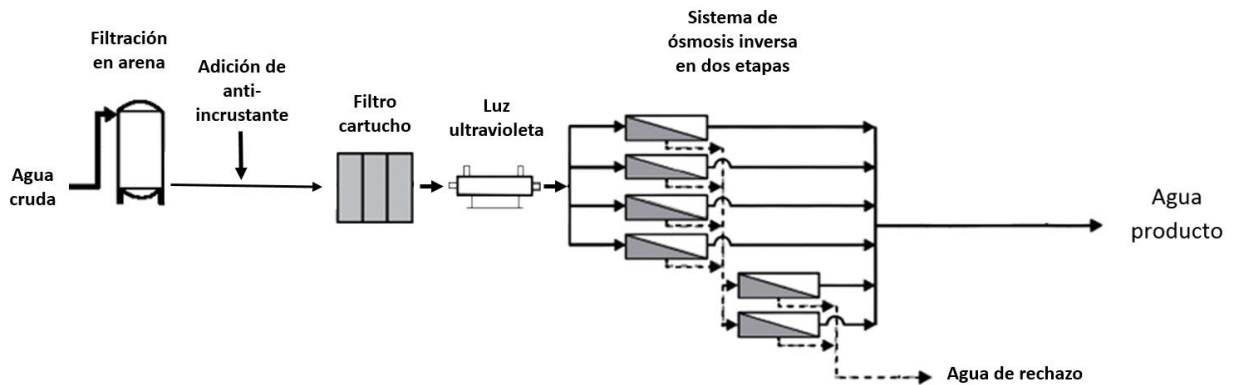


Figura 4-5 Tren de tratamiento



Membrane Element

CPA5-LD (Low Fouling Technology)

Performance:	Permeate Flow:	11,000 gpd (41.6 m ³ /d)
	Salt Rejection:	99.7% (99.6% minimum)
Type	Configuration:	Low Fouling Spiral Wound
	Membrane Polymer:	Composite Polyamide
	Membrane Active Area:	400 ft ² (37.1m ²)
	Feed Spacer:	34 mil (0.864 mm)
Application Data*	Maximum Applied Pressure:	600 psig (4.14 MPa)
	Maximum Chlorine Concentration:	< 0.1 PPM
	Maximum Operating Temperature:	113 °F (45 °C)
	pH Range, Continuous (Cleaning):	2-11 (1-13)*
	Maximum Feedwater Turbidity:	1.0 NTU
	Maximum Feedwater SDI (15 mins):	5.0
	Maximum Feed Flow:	75 GPM (17.0 m ³ /h)
	Minimum Ratio of Concentrate to Permeate Flow for any Element:	5:1
Maximum Pressure Drop for Each Element:	15 psi	

* The limitations shown here are for general use. For specific projects, operating at more conservative values may ensure the best performance and longest life of the membrane. See Hydranautics Technical Bulletins for more detail on operation limits, cleaning pH, and cleaning temperatures.

Test Conditions

The stated performance is initial (data taken after 30 minutes of operation), based on the following conditions:

- 1500 PPM NaCl solution
- 225 psi (1.55 MPa) Applied Pressure
- 77 °F (25 °C) Operating Temperature
- 15% Permeate Recovery
- 6.5 - 7.0 pH Range

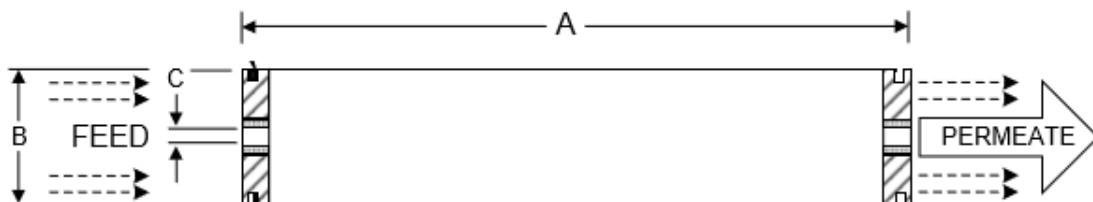


Figura 4-6 Ficha técnica de las membranas utilizadas

4.3.2.1 CONDICIONES DE OPERACIÓN

Para obtener las condiciones de operación para realizar las pruebas (P-1 y P-2) se realizaron simulaciones del proceso de ósmosis inversa utilizando el software IMS-Design 2016. El software fue alimentado con los datos de calidad de agua, arreglo de membranas y tipo de membrana empleada. No se generaron “advertencias” de diseño durante las simulaciones, lo que indicó que el proceso podía llevarse a cabo adecuadamente con los datos proporcionados. Los resultados de las simulaciones permitieron obtener las constantes de operación para las pruebas, las cuales fueron las mismas para ambas pruebas, y se muestran en la Tabla 4-3.

Tabla 4-3 Condiciones de operación utilizadas en P-1 y P-2

Constantes de diseño obtenidas	
Caudal de alimentación	21.13 GPM (1.33 L/s)
Caudal de permeado	15.85 GPM (1 L/s)
Caudal de rechazo	5.23 GPM (0.33 L/s)
Conversión (recuperación)	75 %
Presión de alimentación	148.9 psi
Arreglo de membranas	2 etapas, primera etapa con 12 membranas (2X6) y segunda etapa con seis membranas (1X6)
Flux promedio	15.9 gfd (galones/pie ² /día)
Energía específica	~1.88 kwh/kgal

El software indicó que para desarrollar ambas pruebas era necesario adicionar un antiincrustante para controlar la precipitación de sílice en las membranas, por lo que se procedió a realizar simulaciones en el software especializado Avista Advisor versión 3.21 a manera de encontrar las condiciones óptimas (tipo de antiincrustante y dosis) para maximizar la recuperación de agua producto y evitar la precipitación de agentes incrustantes en las membranas, que pudiera ocasionar incremento en pérdida de presión, disminución de flujo de permeado, necesidad de lavados frecuentes,

disminución de rechazo de sales, o inclusive la pérdida de vida útil de las membranas. La simulaciones permitieron determinar que para lograr obtener una recuperación de agua producto del 75% sin exceder en un 80% el índice de saturación de sales, y por lo tanto, no existiera riesgo de precipitación e incrustación en las membranas, el antiincrustante indicado era Vitec 4000 (ver ficha técnica en Figura 4-9) a una dosis de 3.75 mg/L (ppm), Figura 4-7 y Figura 4-8.

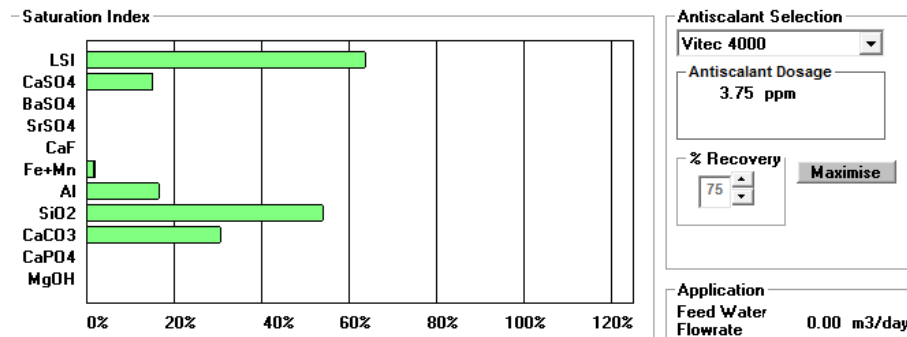


Figura 4-7 Simulación de adición de Vitec 4000 (3.75 mg/L) para P-1

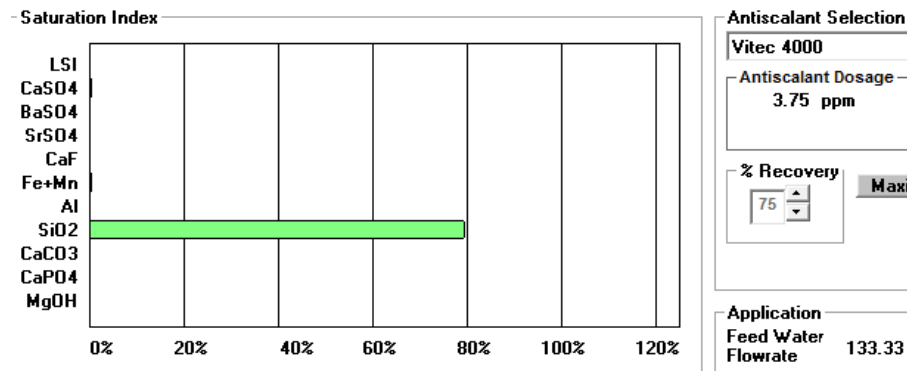


Figura 4-8 Simulación de adición de Vitec 4000 (3.75 mg/L) para P-2



Vitec® 4000

Antiscalant/Dispersant Product Datasheet

Performance:

Vitec® 4000 antiscalant offers a variety of critical performance and application benefits:

- Protects membranes from silica scale when used in accordance with published limitations of 250 ppm of SiO₂ in the RO concentrate.
- Certified by the National Sanitation Foundation (NSF) under ANSI/NSF 60 for use in systems producing potable water.
- Powerful inhibitor against a variety of carbonate and sulfate scale:

CaCO ₃	CCPP>900 (LSI>2.5)
CaSO ₄	3.5xKsp
BaSO ₄	105 x Ksp
SrSO ₄	20 x Ksp
CaF	1000 x Ksp
SiO ₂	120ppm
- Dispersant qualities reduce colloidal and silt fouling of membrane surfaces.
- Excellent dispersant for alum particles.
- Compatible with all leading RO membranes.



DRINKING WATER TREATMENT ADDITIVES CLASSIFIED BY NSF INTERNATIONAL TO NSF/ANSI 60 ON SEPTEMBER 2004 AS STANDARD DRINKING WATER TREATMENT CHEMICAL FOR USE IN REVERSE OSMOSIS SYSTEMS AT A MAXIMUM LEVEL OF 7 mg/l

Certified to NSF/ANSI 60



Vitec® 4000 is a proprietary liquid antiscalant designed to inhibit silica, sulfate, and carbonate scales and disperse colloidal particles in cellulose acetate and thinfilm membrane separation systems.

This formulation is unique in that it inhibits silica scaling at higher concentrations than typical antiscalants, a feature which may allow significantly increased RO system recovery in high silica feedwaters. It retains its performance even in RO concentrate streams containing up to 4 ppm of ferrous iron.

Application:

Optimum Vitec 4000 performance is achieved when the chemical is injected downstream of multimedia filters and upstream of cartridge filters. In systems using sulfuric acid (H₂SO₄), the best results are obtained when the acid is injected far enough upstream to ensure it is adequately mixed prior to the Vitec 4000 injection point.

Dosing Guidelines:

Typical dosage ranges are between 2 to 5 ppm. A site-specific dose can be determined using the Avista computer program.

Like any injected chemical, over or under dosing may cause unnecessary membrane system fouling. Please contact the Avista customer service department for advice.

Dilution:

The maximum dilution for Vitec 4000 should not exceed 10%. This guideline will protect the effectiveness of the internal bacteriostat, which inhibits bacterial growth within the drum and feed tank.

Packaging and Storage:

Standard regional pack sizes are listed below. Custom packaging can be provided worldwide to meet customer needs. Information on drumless or bulk tanker delivery is available on request.

Specifications	
Appearance:	Light amber liquid
pH (as supplied):	4.5 –6.5
Specific Gravity@20°C:	1.15±0.05

Packaging Formats	Americas	EMEA
Pails	45 lbs	23 kg
Drums	500 lbs	230 kg
IBC's (totes)	2500 lbs	1100 kg

Avista Technologies, Inc.
Phone: + 1 760 744 0536
Info@avistatech.com

Avista Technologies (UK) Ltd.
Phone: + 44 131 449 6677
Info@avistatech.co.uk

Visit www.avistatech.com for a list of global offices and distributors.

Figura 4-9 Ficha técnica del antiincrustante utilizado

4.3.3 PRUEBAS DE TRATABILIDAD MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN ACOPLADA A FILTRACIÓN EN SERIE

Las pruebas de tratabilidad se llevaron a cabo en una planta semipiloto de electrocoagulación con los siguientes componentes:

Una bomba peristáltica de marca Cole Parmer modelo 7591-22 (6-650) con cabeza de motor Masterflex Easy-Load modelo 77601-10 y controlador de flujo que envía el agua cruda a 2.6 L/min a la mezcla rápida o reactor de electrocoagulación por medio de una manguera de tygon.



Figura 4-10 Bombas peristálticas

Un rotámetro de 1-10 GPM y 0.4-3.7 LPM mide el flujo de entrada a la mezcla rápida o al reactor de electrocoagulación.

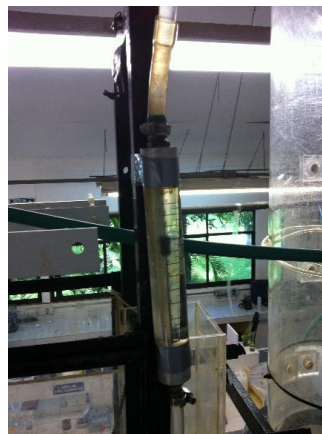


Figura 4-11 Medidor de caudal

Un reactor con forma de prisma rectangular de 16.6 cm de ancho, 15 cm largo y 31 cm de altura con un par de electrodos de acero 1018 con una pureza del 98.5 % con las siguientes dimensiones: 15.5 de ancho, 21.3 cm de altura y 0.5 cm de espesor; está diseñado con 3 zonas principales:

- Zona de entrada: influente de agua
- Zona de reacción: donde se produce el coagulante “hierro”
- Zona de mezcla rápida: mezcla rápida utilizando un agitador con motor eléctrico.
- Las densidades de corriente fueron en un intervalo de: 31.81 -
- La velocidad de flujo de 0.156 m/s.



Figura 4-12 Reactor de electrocoagulación

Los electrodos de hierro son más económicos que los de aluminio y han sido utilizado por otros investigadores para remoción de fármacos, como la amoxicilina (Padilla et al., 2015) así como para remoción de herbicidas (Zuhair, 2016).

El uso de hipoclorito en este estudio tiene dos razones, la primera de ella es que el hipoclorito de sodio permite oxidar el hierro producido en el reactor provocando la formación de especies insolubles que precipitan en las etapas de filtración y la otra, es de que Lee et al., (2004) estudiaron el decaimiento de la actividad estrogénica en 17- β -estradiol, nonilfenol y bisfenol debido a la influencia de cloro libre, las dosis que

estudiaron estuvieron entre 1.5 y 7 mg/L, el cloro libre actúa sobre el anillo fenólico, característica común de los compuestos estrogénicos. Las dosis de cloro deben ser suficientes para no provocar el dcaimiento de la actividad estrogénica pero no demasiado para dejar especies como cloro-fenol.

Un agitador de marca Stir-Park modelo SSM3436 con motor eléctrico con flecha y propela, con controlador de velocidad que realiza la agitación del agua electrocoagulada para dispersar el hierro, agitación a 370 rpm.

Una fuente de poder de marca Novak Technologies modelo WSe 5-10/12-1, que permite regular la cantidad de corriente suministrada a los electrodos para el proceso de electrocoagulación, ésta tiene la capacidad de suministrar corriente de entrada 120 VAC 5A RMS 50/60 Hz 1 PHASE y corriente de salida +/-5 AMPS dc / 12 VDC y +/-5 AMPS PK.



Figura 4-13 Fuente de poder

Dos filtros granulares uno con lecho dual arena antracita (FAA) y otro con lecho de carbón activado (FCA). Las columnas de filtración circulares tienen una altura total de 2.79 metros y 9 cm de diámetro.

Tabla 4-4. Características de las alturas de los lechos de la filtración.

	FILTRO DE ARENA - ANTRACITA	FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO
Soporte	13 cm (grava)	14 cm (grava)
	6 cm (grava)	4 cm (grava)
Lecho 1	74 cm (arena sílica)	136 cm (carbón activado)
Lecho 2	51 cm (antracita)	



Figura 4-14 Columnas de filtración

La prueba en continuo duró 6 horas, se trabajó a una condición de 2 mg/L de producción de hierro con corriente pulsada en el reactor de electrocoagulación y se ajustó el cloro libre en el agua cruda a 3.25 mg/L. El agua se pasó por el reactor y posteriormente por gravedad a la filtración en arena: antracita para retener hierro y compuestos inorgánicos, el efluente enseguida se bombeó a la filtración en carbón activado para eliminar contaminantes de tipo orgánico que no hubieran retenido en la

etapa anterior. En la Figura 4-15 se presenta un diagrama de bloques del sistema de tratamiento empleado.

Se monitoreó la producción de hierro en el reactor, la corriente y el voltaje.



Figura 4-15 Tren de tratamiento por electrocoagulación y filtración para remover contaminantes emergentes.

Se tomaron muestras del efluente del reactor, esta muestra se pasó a través de una membrana de 0.45 micras para remover los sólidos suspendidos y el filtrado se captó para análisis de contaminantes emergentes, también se tomaron muestras del efluente del filtro de arena: antracita y del filtro de carbón activado, para evaluar la remoción de los contaminantes en cada etapa. Una vez tomadas las muestras éstas se congelaron y se enviaron al laboratorio Axys de Canadá para su análisis. Cabe señalar que se tomó una muestra del agua cruda antes de su cloración, las muestras fueron puntuales, y dada la limitación del envío de muestras para análisis, se optó tomarlas como ya se mencionó. A continuación se muestra una fotografía del muestreo realizado durante las pruebas de tratabilidad.



Figura 4-16 Toma de muestra después de la filtración en arena-antracita.

4.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.4.1 PRUEBAS DE TRATABILIDAD MEDIANTE FILTRACIÓN POR MEMBRANAS

Las pruebas se realizaron de acuerdo a las condiciones de operación previamente establecidas, obteniendo un caudal de permeado de 1 L/s, y rechazo 0.33 L/s (recuperación del 75% del caudal de agua alimentada). La presión de operación fue de 220 psi. El porcentaje de disminución de conductividad (atribuible a la presencia de sales en el agua) al realizar el proceso fue de 96 %. Se obtuvo un agua prácticamente libre de sales minerales. Durante el desarrollo de las pruebas se realizaron muestreos del agua cruda y permeado para analizarla conforme a la modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (2000), y en el caso de P1, también se analizó la presencia de compuestos emergentes y no regulados. Adicionalmente, se tomaron muestras para realizar el estudio de evaluación de la ecotoxicidad acuática mediante la expresión genética del pez cebra. La Figura 4-17 y la Figura 4-18 muestran imágenes de la toma de muestras de agua cruda y permeado, respectivamente.



Figura 4-17 Toma de muestra de agua cruda



Figura 4-18 Toma de muestra de permeado.

El proceso de ósmosis inversa fue muy eficiente para remover sólidos disueltos. La eficiencia se mantuvo constante, durante el desarrollo de la prueba, obteniéndose

elevadas remociones de iones. La Tabla 4-5 muestra los valores promedio de algunos parámetros de calidad del agua determinados durante la P1 en el agua cruda, en el efluente de la ósmosis inversa (permeado), y su respectivo porcentaje de remoción.

Tabla 4-5 Resultados de calidad del agua promedio del agua cruda, permeado, y su respectivo porcentaje de remoción.

Parámetro	Agua cruda	Permeado	% de remoción
Conductividad, $\mu\text{S/cm}$	1745	54.2	96.9
SDT, mg/L	648	44	93
Dureza, mg/L CaCO_3	368	13.3	96.4
Alcalinidad, mg/L CaCO_3	184	8	95.6
Sílice, mg/L	41.7	2.1	95
Fluoruros, mg/L	0,46	0	100
Sulfatos, mg/L	217	5.34	97.53
Cloruros, mg/L	12.2	2.68	78
Sodio, mg/L	23.54	0	100

El análisis de remoción de contaminantes emergentes en P1 mostró que el proceso es capaz de remover los contaminantes emergentes y no regulados (ver Tabla 4-6). El proceso fue capaz de disminuir la concentración de 9 compuestos emergentes hasta una concentración que no pudo ser detectada (ND), mientras que a 3 compuestos los redujo sustancialmente (sulfametoxazol, DEET, y metformina). En el caso del mestranol, es difícil establecer alguna conclusión definitiva ya que el compuesto fue detectado en el blanco durante el análisis de las muestras, lo que implica que su presencia pudiera tratarse de una contaminación durante el proceso de preparación y/o análisis de las muestras, mientras que con respecto al Triclosan es interesante observar que este compuesto apareció en el permeado más no en el agua cruda. De acuerdo al laboratorio (AXYs Analytical Services Ltd.) que realizó estos análisis, el triclosan tiende a formar algunos aductos por lo que en ocasiones no se detecta. Es posible que esto explique la no detección en el agua cruda.

En un estudio realizado por Kim *et al.*, 2014, los autores analizaron la distribución de 99 compuestos emergentes entre el efluente y los lodos en un sistema MBR. Estos autores encontraron que el triclocarban, triclosan, miconazol, tetraciclina, 4-epitetraciclina, norfloxacin, ciprofloxacina, doxiciclina, paroxetina y ofloxacina presentaron una fuerte adsorción a los lodos. En nuestro estudio, la ausencia de triclosan en la muestra de agua cruda podría atribuirse a que la misma tenía una evidente presencia de sólidos suspendidos, o materia orgánica, los datos de la caracterización disponibles se tiene un valor de turbiedad de 5, y color cercano a 20 (unidades Pt-Co), ambos datos indican de manera indirecta la presencia de materia orgánica, a la cual se podría encontrar asociado el triclosán, causando que no pudiera determinarse analíticamente en el agua cruda.

Tabla 4-6 Resultados de concentraciones de contaminantes emergentes en agua cruda y permeado

	Blanco	Agua cruda	Permeado Osmosis inversa
Naproxen	ND	9.52	ND
Carbamazepine	ND	8.15	ND
Erithromicina-H₂O	ND	3.5	ND
Lincomicina	ND	4.59	ND
Sulfacloropiridazina	ND	2.41	ND
Sulfametazina	ND	1.57	ND
Sulfametoxazol	ND	39.1	1.81
Sulfanilamida	ND	16.9	ND
Benzoilecgonina	ND	4.56	ND
DEET	0.946	27.8	3.16
Meprobamate	ND	4.87	ND
Metformina	ND	79.1	7.58
Mestranol	44.3	54.6	40.4
Desogestrel	ND	ND	ND
Progesterona	ND	ND	ND
Triclosan	ND	ND	269

El costo de operación del sistema de tratamiento se calculó en \$4.31 pesos más IVA/m³ de agua tratada, el cual está integrado por el concepto de energía, reactivos, mantenimiento (limpieza y sustitución de membranas) y remineralización. El desglose de los costos se muestra en la Tabla 4-7. El mayor costo asociado corresponde al consumo de energía (33.4%), seguido por la adición de antiincrustante (26.8%) y la remineralización (16.25%). La Figura 4-19 muestra los porcentajes de los costos asociados al costo de tratamiento.

Tabla 4-7 Costo del tratamiento por ósmosis inversa (desglose).

COSTO DE TRATAMIENTO			
REACTIVOS			
	Dosis (Kg/m³ agua producida)	Precio unitario (\$/Kg)	Total unitario (\$/m³ permeado)
Antiincrustante			
Vitec 4000	0.0049875	231.3990917	1.1541
Limpiador alcalino			
RoClean P-112	0.00039738	425.93	0.1693
Limpiador ácido			
RoClean P-303	0.00039738	446.5108076	0.1774
Biocida			
RoCide DB-20	3.4722E-05	247.17	0.0086
Carbonato de calcio y ácido sulfúrico (remineralización)			
	-	-	0.7000
Hipoclorito de sodio (13%)			
	0.036	3.25	0.1170
Total Reactivos			2.33
ENERGÍA			
Proceso	Demanda de energía (Kw-H)/m ³	Costo de unitario(\$/Kw-H)	Costo total (\$/m ³)
Filtración			
pretratamiento	0.27777778	1.85	0.51
Ósmosis inversa	0.5	1.85	0.93
Total Energía			1.44
MEMBRANAS*			

COSTO DE TRATAMIENTO			
REACTIVOS			
Dosis (Kg/m ³ agua producida)	Precio unitario (\$/Kg)	Total unitario (\$/m ³ permeado)	
Costo de reemplazo (\$)	Volumen de agua producida (m ³)	Costo total (\$/m ³)	
238140	439188.48	0.54	
COSTO TOTAL			4.31

*Reemplazo calculado para una planta de 1 L/s de producción de permeado.

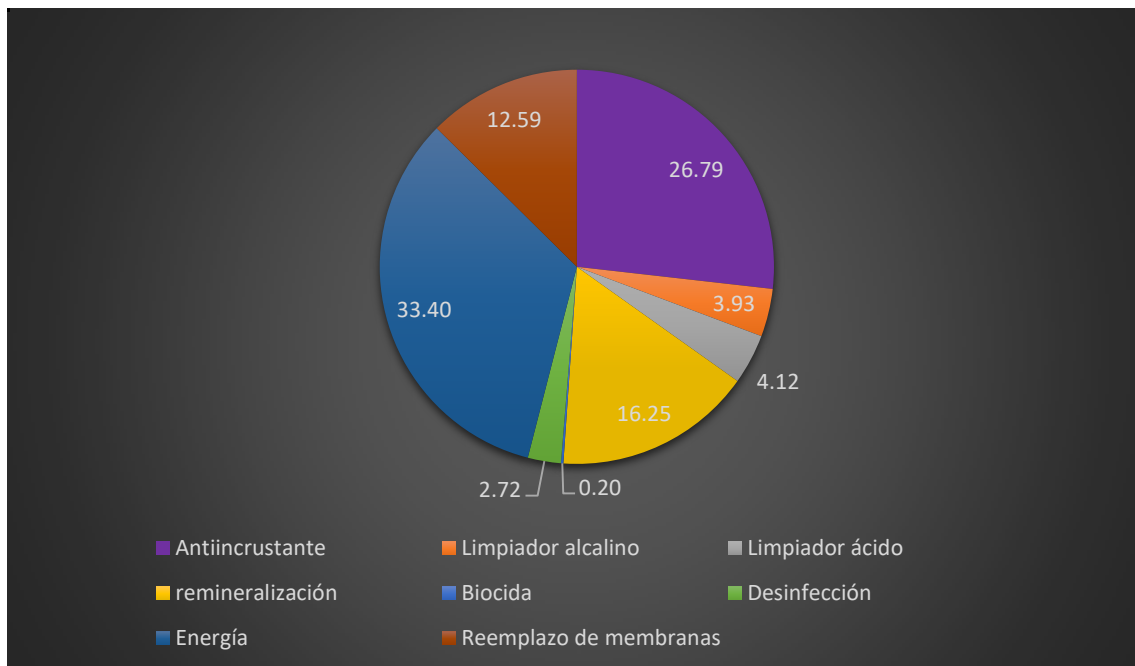


Figura 4-19 Porcentajes de los costos asociados al costo de tratamiento.

4.4.2 RESULTADOS DE LAS PRUEBAS MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN Y FILTRACIÓN EN SERIE PARA REMOVER CONTAMINANTES EMERGENTES.

Comportamiento del reactor de electrocoagulación. El reactor presentó producción de 1.78 ± 0.10 mg/L, una eficiencia de producción de 84.72 ± 5.14 % de Fe, el voltaje decreció de 1.13 a 1.09 Volts con una corriente pulsada de 0.316 Amperios.

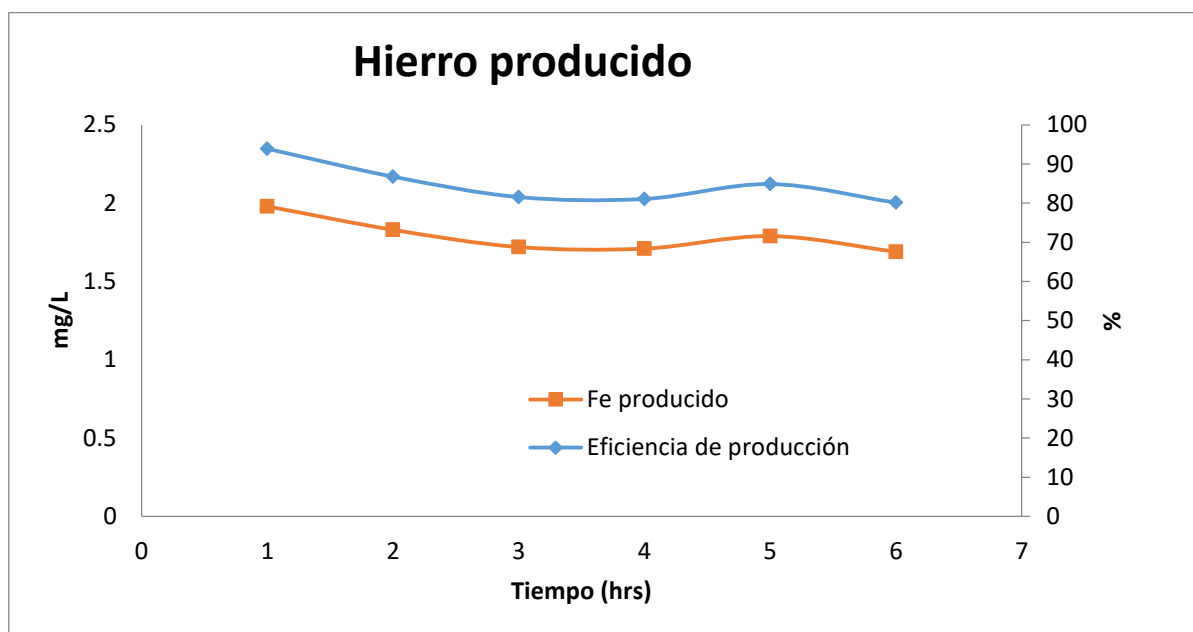


Figura 4-20 Comportamiento del hierro producido en el reactor durante la prueba de remoción de contaminantes emergentes.

En la Tabla 4-8 se muestran los resultados de la prueba en continuo, Se Tomó una muestra en cada etapa del tratamiento a la tercera hora de operación y se caracterizó. Se puede observar que el hierro producido fue 1.69 mg/L y éste se remueve eficientemente en las etapas de filtración. No hay variaciones importantes en el pH ni en los sólidos disueltos totales (SDT). Hay remoción de nitrógeno amoniacal, manganeso y fosfatos. Hay presencia de arsénico en el agua tratada y no en el agua cruda, probablemente se debe a un error de tipo analítico.

El cloro libre en el filtro de arena antracita fue de $1.25 \text{ mg/L} \pm 0.13 \text{ mg/L}$, mientras que en el de carbón activado de 0 mg/L, en esta etapa se remueve todo el cloro.

Tabla 4-8 Calidad del agua en las tres etapas de tratamiento por electrocoagulación

	Agua cruda	Efluente reactor	Efluente de FAA	Efluente de FCA
pH	7.87	8.11	7.62	8.1
Conductividad eléctrica (µS/cm)	798	798	792	804
SDT (mg/L)	335	335	333	338
Temperatura (°C)	24	22.5	22.5	22.7
Alcalinidad (mg/L CaCO₃)	184	-	220	166
Dureza total (mg/L CaCO₃)	394	380	-	360
Dureza de Ca (mg/L CaCO₃)	302	256	156	139
N-NH₃ (mg/L)	1.9	1.8	0.36	0.38
Mn (mg/L)	0.159	0.158	0.036	0.04
Fe (mg/L)	0.02	1.69	0.02	0.02
Al (mg/L)	0	0.003	0.009	0.005
Color aparente (UPtCo)	15	43	-	9
PO₄ (mg/L)	0.89	0.69	0.45	0.69
Turbiedad (UNT)	1.86	2.84	0.63	0.34
As (mg/L)	0	0	0	6
SiO₂(mg/L)	41.7	39.6	41.6	39.6
SO₄²⁻(mg/L)	185	195	-	190

Tabla 4-9 Calidad del agua del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla antes y después del tratamiento por EC-FAA-FCA y ósmosis inversa.

Prueba con Agua de Xicatlacotla							
PARÁMETRO	UNIDAD	NOM 127 SSA1-1994 (2000)	Agua cruda del Cárcamo	Permeado ósmosis inversa	EC-Filtro AA-CA	% remoción ósmosis inversa	% remoción EC-FAA-FCA
Aluminio	mg/L	0.2	0.058	0.006	0.047	89.66	18.97
Arsénico	mg/L	0.025	0.006	<0.0010	0.034	-	-
Bario	mg/L	0.7	<0.5	<0.5	<0.5	100	100
Cadmio	mg/L	0.005	<0.0010	<0.0010	<0.0010	-	-
Cloruros	mg/L	250	12.2	2.68	17.2	78.03	-
Cobre	mg/L	2	<0.05	<0.05	<0.05	-	-
Color Verdadero	UPtCo	20	7.5	5	2.5	33.33	66.67
Cromo	mg/L	0.05	<0.005	<0.005	<0.005	-	-
Dureza Total	mg/L CaCO3	500	368	13.3	351	96.39	4.62
Fenoles	mg/L		<0.0100	<0.0100	<0.0100	-	-
Fluoruros	mg/L	1.5	0.466	<0.200	0.505	100	0
Hierro	mg/L	0.3	<0.10	<0.10	<0.10	-	-
Mercurio	mg/L	0.001	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
Manganeso	mg/L	0.15	0.13	<0.05	<0.05	100	100
N-NH3	mg/L	0.5	<0.2	<0.2	<0.2	-	-
N-NO2	mg/L	1	<0.200	<0.200	<0.200	-	-

Prueba con Agua de Xicatlacotla							
PARÁMETRO	UNIDAD	NOM 127 SSA1-1994 (2000)	Agua cruda del Cárcamo	Permeado		% remoción	
				ósmosis inversa	EC-Filtro AA-CA	ósmosis inversa	% remoción EC-FAA-FCA
N-NO3	mg/L	10	1.24	0.111	-	91.05	-
Plomo	mg/L	0.01	<0.0005	<0.0005	<0.0005	-	-
SAAM	mg/L	0.5	<0.100	<0.100	<0.100	-	-
Sólidos disueltos totales	mg/L	1000	648	44	638	93.21	1.54
Sodio	mg/L	200	23.54	<5	27.07	-	0
Sulfatos	mg/L	400	217	5.34	202	97.54	6.91
Turbiedad	UNT	5	0.5	<0.05	<0.05	100	100
Zinc	mg/L	5	<0.10	<0.10	<0.10	-	-
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	Ausencia o No detectable	7	<3	<3	100	100
Coliformes totales	NMP/100 ml	Ausencia o No detectable	11	<3	<3	100	100
Hexaclorobenceno	ug/L	1000	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Lindano	ug/L	2	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Heptacloro	ug/L	0.03	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Aldrín	ug/L	0.03	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Epóxido de heptacloro	ug/L	0.03	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-

Prueba con Agua de Xicatlacotla							
PARÁMETRO	UNIDAD	NOM 127 SSA1-1994 (2000)	Agua cruda del Cárcamo	Permeado	EC-Filtro AA-CA	% remoción	
				ósmosis inversa		ósmosis inversa	% remoción EC-FAA-FCA
Clordanos	ug/L	0.2	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Dieldrin	ug/L	0.03	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
DDT (total isómeros)	ug/L	1	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
Metoxicloro	ug/L	20	< 0.010	< 0.010	< 0.010	-	-
2,4-D	ug/L	30	<0.6911	<0.6911	<0.6911	-	-

En la Tabla 4-10 se muestra que durante el tratamiento con electrocoagulación, la concentración de 10 compuestos de 13 estudiados fue disminuida hasta una concentración que no pudo ser detectada (ND) después de que el agua pasó por el reactor electroquímico (esta muestra se filtró por membrana de $0.45 \mu\text{m}$); en el efluente del filtro arena:atrácita todavía persistieron la Benzoilecgonina y el DEET. Finalmente, el filtro de carbón activado disminuyó la concentración de la Benzoylecgonina por debajo del límite de detección, pero no la totalidad del DEET, la remoción global del DEET fue de 92.66 %. Prácticamente la calidad del agua del efluente del reactor filtrado por $0.45 \mu\text{m}$ y del efluente de arena: antrácita son equivalentes. Con los resultados obtenidos se comprobó que este tratamiento es apto para remover contaminantes emergentes de una fuente superficial de abastecimiento de agua a un costo de tratamiento de $\$0.69/\text{m}^3$ (de los cuales $\$0.18/\text{m}^3$ corresponden al hipoclorito de sodio dosificado, el consumo de electrodos y la energía empleada por el reactor y $\$0.51/\text{m}^3$ es el costo de energía empleada para la filtración en arena).

Tabla 4-10 Compuestos emergentes presentes en el agua proveniente del cárcamo de Xicatlacotla y en las distintas etapas del tratamiento por electrocoagulación (concentraciones en ng/L).

	Blanco	Agua cruda Xicatlacotla 2017	Efluente EC filtrado por membrana de 0.45 m	Efluente de FAA	Efluente de FCA
Naproxeno	ND	9.52			
Carbamazepina	ND	8.15			
Eritromicina-H ₂ O	ND	3.5			
Lincomicina	ND	4.59			
Sulfachloropyridazine	ND	2.41			
Sulfametazine	ND	1.57			
Sulfamethoxazole	ND	39.1			
Sulfanilamida	ND	16.9			
Benzoilecgonina	ND	4.56	4.63	4.43	
DEET ^{B1}	0.946	27.8	28.1	29	2.04
Meprobamate	ND	4.87			
Metformina	ND	79.1			
Mestranol ^{B2}	44.3	54.6	43		
Desogestrel	ND		174		
Progesterona	ND		1.04		

Se observa que se presentó desogestrel y progesterona en el efluente del reactor, aún no se sabe porque aparecen en esta etapa dado que no se reportaron en el agua cruda, podría ser que sea alguna contaminación de la muestra, pero no se ha concluido realmente por qué se presentó y posteriormente ya no.

Tabla 4-11 Precios unitarios de insumos para el cálculo de los costos por electrocoagulación

Insumos	Precio (\$)	Unidad
Energía eléctrica	1.85	Kwh
Cloruro férrico	6.25	Kg
Electrodo	24.69	kg
Hipoclorito de sodio (NaOCl)	4.80	kg

Tabla 4-12 Precios unitarios de insumos para el cálculo de los costos por electrocoagulación

Costo de tratamiento Xicatlacotla	
Concepto	\$/m ³
Electrodos	0.0517
Energía del reactor	0.0119
Hipoclorito de sodio	0.1200
Filtración	0.5100
TOTAL=	0.6936

4.5 CONCLUSIONES

Las pruebas de tratabilidad mediante filtración por ósmosis inversa demostraron que esta tecnología es capaz de lograr elevadas eficiencias de remoción de sólidos disueltos, así como de contaminantes emergentes (eliminó o redujo la concentración de 12 compuestos) a un costo calculado de \$4.31 pesos más IVA/m³ de agua tratada.

Las pruebas de tratabilidad mediante electrocoagulación acoplada a la filtración en serie en arena:antracita y carbón activado granular mostraron que es factible remover contaminantes emergentes 10 de 13, en los que se encuentran : naproxeno, carbamazepina, eritromicina H₂O, lincomicina, sulfaclopyrudazina, sulfametazina, sulfamethoxazole, sulfanilamida, meprobamate y metformina. Los compuestos más

recalcitrantes fueron la Benzoylcgonina y el DEET. El costo de tratamiento estimado es de 0.69 \$/m³.

4.6 REFERENCIAS

- Aerni H.R., Kobler B., Rutishauser B. V., Wettstein F. E., Fischer R., Giger W., Hungerbühle
American Water Works Association (AWWA), 2007. Reverse osmosis and nanofiltration (M46): AWWA Manual of practice, second edition, Denver, USA.
- Barceló D., Petrovic M. (2008). Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste: Removal technologies. The Handbook of Environmental Chemistry. SPRINGER.284 P.P.
- Filby A.L. y Tyler C.R. (2007). Appropriate 'housekeeping' genes for use in expression profiling the effects of environmental estrogens in fish. BMC Molecular Biology 8:10.
- Gavrilescu M.; Demnerova K.; Aamand J.; Agathos S.; Fava F. (2015). Emerging pollutants in the environment: presents and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. New Biotechnology, Volume 32, Number 1, January 2015.
- Ize L.I. (2011). Diagnóstico de la situación del endosulfán en México. Instituto Nacional de Ecología. Dirección General de Investigación sobre la contaminación Urbana y Regional.
- Detergent components in sewage effluent are weakly oestrogenic to fish: an in vitro study using rainbow trout hepatocytes. Aquat Toxicol 27, pp. 361–372.
- Kim M., Guerra P., Shah A., Parsa M., Alaei M. & Schmit S. Water Science & Technology, 69.11, 2014
- Removal of pharmaceuticals and personal care products in a membrane bioreactor wastewater treatment plant.
- Kucera, J. (2015). Reverse osmosis, design, processes and applications for engineers. Second edition, New Jersey.

-
- MWH (2012). Water treatment principles and design. Third edition. John Wiley & Sons, Inc. 1901 pp.
- Poynton H.C. y Vulpe C.D. (2009). Ecotoxicogenomics: Emerging Technologies for Emerging Contaminants. Journal of the American Water Resources Association. 45:83–96.
- Sumpter J.P. y Jobling S. (1995). Vitellogenesis as a biomarker for estrogenic contamination of the aquatic environment. Environmental Health Perspectives 7:173-178.

5 PRUEBAS DE TRATABILIDAD A NIVEL PRUEBA DE JARRAS PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO.

5.1 OBJETIVOS

- Conocer el efecto del pH, la concentración de cloro libre y de la dosis de hierro sobre la remoción de arsénico, en pruebas de electrocoagulación, empleando corriente directa (ECD) y pulsada (ECP).
- Evaluar el comportamiento del reactor de electrocoagulación cuando trabaja con corriente pulsada y compararlo con el que presenta cuando se emplea corriente directa.
- Conocer el efecto del pH, la concentración de cloro libre y de la dosis de hierro sobre la remoción de arsénico, en pruebas de coagulación química (CQ), empleando cloruro férrico.

5.2 METODOLOGÍA.

5.2.1 PREPARACIÓN DEL AGUA SINTÉTICA

Se preparó agua sintética con agua del grifo, realizando un ajuste de la conductividad a 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ajustada mediante cloruro de sodio, sal común), la concentración inicial de arsénico fue de 200 $\mu\text{g}/\text{L}$ y el cloro libre requerido (entre 0.5- 6.5 mg/L). El pH se ajustó con ácido clorhídrico (HCl) y el cloro libre con una solución de hipoclorito comercial.

Para determinar los efectos del pH, la concentración de cloro libre y la dosis de hierro sobre la remoción de arsénico usando ECD, ECP y CQ, se utilizó una estrategia de diseño de experimentos factorial 2^k .

Para el análisis de los resultados, los datos se procesaron en el software Statgraphics Centurion versión XV y se estableció un intervalo de confianza del 95 %.

5.2.2 PRUEBAS DE ELECTROCOAGULACIÓN CON CORRIENTE DIRECTA (ECD) Y CON CORRIENTE PULSADA (ECP)

El sistema de trabajo consistió en un reactor de electrocoagulación con electrodos de hierro, seguido de una etapa de mezcla rápida, floculación y sedimentación (en jarras). El flujo en el reactor fue de 2.6L/min, del efluente se tomaron muestras para pasarlas al equipo de jarras. Se tomaron muestras en 3 vasos de 0.5 L, dos de ellos se utilizaron para la etapa de floculación y sedimentación en jarras y el tercero para pasarlo directamente a la micro filtración. El reactor se montó en un sistema equipado para tener un control preciso del gasto, sin variaciones durante la operación. Se utilizó un recipiente con volumen de 450 litros. Para llevar el agua al reactor, se utilizó una bomba marca MASTERFLEX, modelo 7591-22, 6- 650 rpm. Para medir el gasto de operación se utilizó un rotámetro, pero para mayor seguridad se verificaba en cada prueba el flujo a la salida del reactor mediante el uso de una probeta graduada y un cronómetro.

5.2.2.1.1 DISEÑO DE EXPERIMENTOS

Con el objetivo de conocer el efecto del pH, la concentración de cloro libre y de la dosis de hierro sobre la remoción de arsénico en el sistema de trabajo, compuesto por el reactor abierto de electrocoagulación a flujo continuo, seguido de una etapa de mezcla rápida, floculación y finalmente sedimentación en jarras, se realizaron experimentos aplicando la matriz de un diseño factorial 2^k con tres valores centrales, siendo $k=3$ (pH, Cl_2 libre y Fe).

Cabe señalar que el diseño experimental para la electrocoagulación con corriente directa (ECD) se realizó en la etapa anterior de este proyecto y se utilizó ahora para comparar los resultados contra los de ECP y CQ.

Los niveles de las variables de los diseños de experimentos para la electrocoagulación con corriente pulsada (ECP) y para la coagulación química (CQ) se muestran en la Tabla 5-1.

Tabla 5-1. Matriz experimental para cada una de las pruebas.

$2^3 + 3$ centros = 11 pruebas

Prueba	pH	Cl ₂	Dosis de Fe
1	-	-	-
2	+	-	-
3	-	+	-
4	+	+	-
5	-	-	+
6	+	-	+
7	-	+	+
8	+	+	+
9	0	0	0
10	0	0	0
11	0	0	0

Los valores de las variables fueron los mostrados en la Tabla 5-2

Tabla 5-2. Valores de las variables del diseño 2k

	Mínimo	Máximo	Medio
pH	6	8	7
Cl ₂ (mg/L)	0.5	6.5	3.5
Dosis Fe (mg/L)	2	8	5

Las variables de respuesta estudiadas fueron la concentración final de arsénico y de hierro y arsénico removidas. Las concentraciones de estas especies fueron medidas en dos tipos de efluentes: en muestras obtenidas del acoplamiento de la electrocoagulación a clarificación en jarras y de aquellas obtenidas del acoplamiento de la electrocoagulación a micro filtración a través de una membrana de 0.1 µm para el caso de la ECD y ECP; en el caso de la CQ se usó una membrana de 0.2 µm.

Cálculo de la dosis de hierro aplicada

La corriente se calcula según la Ley de Faraday la cual establece que el número de moles producidos (moles de sustancia oxidada o reducida) (m) en un electrodo durante un proceso electroquímico es directamente proporcional a la cantidad de carga que pasa por la celda electroquímica. Puesto que la carga (q), en coulombios, está dada por el producto de la corriente (I), en amperes, y el tiempo (t), en segundos, se tiene que el número de moles que reaccionan es:

$$m = \frac{q}{nF} = \frac{1}{nF} \int I(t) dt$$

$$m = \frac{It}{nF}$$

Donde n es el número de electrones intercambiados en la reacción y F es la constante de Faraday (96,485.34 C/mol o 26.80 ampere/h).

Para este estudio, la ecuación se ha adaptado para un sistema de flujo continuo, que relaciona la corriente aplicada y la cantidad del material del ánodo disuelto por unidad de volumen, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$C_{TeoFe^{+2}} = \frac{IPM}{QnF}$$

Donde $C_{TeoFe^{+2}}$ es la cantidad teórica de hierro producido por unidad de volumen (g/L), I es la corriente aplicada (amperios), Q el flujo de agua (L/s) que pasa por el reactor, n el número de electrones involucrados en la reacción de oxidación-reducción (para hierro $n=3$), PM es la masa atómica del material del ánodo (para Fe 55.8 g/mol) y F que es la constante de Faraday (96,486 C/mol).

Las dosis de hierro que se fijaron en el estudio se eligieron considerando probar el sistema para remover arsénico a una concentración de 200 $\mu\text{g/L}$ y tomando como base la dosis óptima que se requeriría si se tratara el agua de manera convencional con cloruro férrico. La dosis se calculó mediante una prueba de jarras y se basó en la hipótesis de que si el proceso de electrocoagulación funciona adecuadamente, debe requerirse prácticamente la misma cantidad de hierro que en la coagulación química, o de ser posible menos; de lo contrario algo no estaría funcionando adecuadamente en todo el tren de tratamiento.

En el caso de la corriente pulsada, se calculó el valor de la corriente de pico conforme al ciclo de trabajo de tal manera que el valor de la corriente promedio fue el mismo que se empleó cuando se aplicó corriente directa, esto con el fin de producir la misma cantidad de agente coagulante en ambos casos, de tal manera que se pudieran comparar los resultados al aplicar ambas modalidades de corriente.

Para la aplicación de la corriente directa, se programó una fuente de poder Sorensen, para aplicar un valor constante de corriente seleccionado (la fuente de poder ajusta el voltaje para mantener constante la corriente que se aplica). Las condiciones de prueba se resumen en la Tabla 5-3. Para compensar por una baja producción, se realizó un sobre-cálculo del 16%.

Tabla 5-3. Niveles de variables para cada una de las pruebas, aplicando CD.

No.	pH	Cl ₂	Fe	pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L	I A
1	-	-	-	6	0.5	2	0.348
2	+	-	-	8	0.5	2	0.348
3	-	+	-	6	6.5	2	0.348
4	+	+	-	8	6.5	2	0.348
5	-	-	+	6	0.5	8	1.388
6	+	-	+	8	0.5	8	1.388
7	-	+	+	6	6.5	8	1.388
8	+	+	+	8	6.5	8	1.388
9	0	0	0	7	3.5	5	0.875
10	0	0	0	7	3.5	5	0.875
11	0	0	0	7	3.5	5	0.875

Las condiciones de prueba para el caso de la corriente pulsada, se resumen en la Tabla 5-4.

Tabla 5-4. Niveles de variables para cada una de las pruebas, aplicando CP.

No.	pH	Cl ₂	Fe	pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L	I _{pico} A	Ciclo de trabajo (ϑ) (adimensional)	I _{prom.} A
1	-	-	-	6	0.5	1.1	0.497	0.7	0.3479
2	+	-	-	8	0.5	1.1	0.497	0.7	0.3479
3	-	+	-	6	6.5	1.1	0.497	0.7	0.3479
4	+	+	-	8	6.5	1.1	0.497	0.7	0.3479
5	-	-	+	6	0.5	3.6	1.98	0.7	1.386
6	+	-	+	8	0.5	3.6	1.98	0.7	1.386
7	-	+	+	6	6.5	3.6	1.98	0.7	1.386
8	+	+	+	8	6.5	3.6	1.98	0.7	1.386
9	0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	0.7	0.875
10	0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	0.7	0.875
11	0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	0.7	0.875

Para la aplicación de la corriente pulsada se empleó una fuente de poder que proporciona un perfil de corriente tipo onda cuadrada como el que se ilustra en la Figura 5-1, caracterizada por el periodo T, y la intensidad de pico o máxima indicada en la Tabla 5-4 (en la figura I_{pico}= 1.89 A). Se programó la fuente de poder para tener un ciclo de trabajo de 0.7, así como la intensidad de corriente pico previamente establecida. Las condiciones empleadas se encuentran en la Figura 5-1.

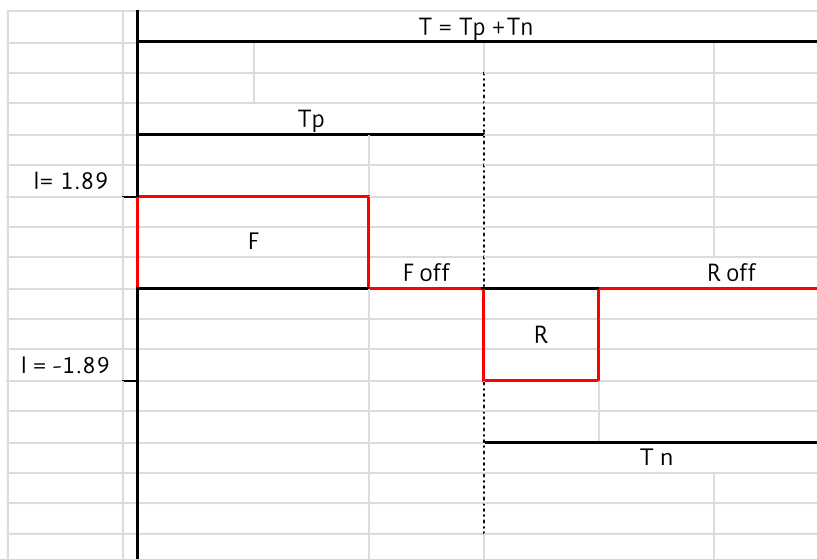


Figura 5-1. Perfil de corriente pulsada

En la figura, se indican:

+I.- corriente de pico, pulso positivo

Tp.- tiempo de duración del pulso positivo más su descanso.

-I.- corriente de pico, pulso negativo

Tp.- tiempo de duración del pulso negativo más su descanso.

T.- periodo de la señal, inverso de la frecuencia. Incluye las cuatro fases:

F.- forward o tiempo que dura encendida la fuente proporcionando el valor de corriente +I (corriente de pico positiva)

Foff.- tiempo de descanso del pulso positivo

R.- reverse o tiempo que dura encendida la fuente proporcionando el valor de corriente – I (corriente de pico negativa).

⊖.- ciclo de trabajo, corresponde al cociente entre el tiempo que dura encendida la fuente (suma de F+R) entre el periodo de la señal (T).

Los valores de corriente promedio (I_{prom}), aplicadas en cada prueba tienen los mismos valores que fueron aplicados en las pruebas con corriente directa (ver la última columna de la Tabla 5-4). Ese es el parámetro que tienen en común estas dos Tablas y el que permite la comparación de ambos modos de corriente.

Partiendo de que la corriente promedio aplicada es la misma, sea que se esté usando corriente directa o pulsada, es posible comparar la producción de hierro en ambas modalidades, la remoción de arsénico alcanzada y desde luego la energía que utiliza la fuente de poder en cada caso.

Antes de iniciar cada prueba se realizó un lavado químico de los electrodos con una disolución de ácido clorhídrico (HCl) al 5 % para asegurar que la superficie de los electrodos estuviera libre de depósitos.

Después de 15 minutos de iniciada la aplicación de la corriente, se tomaban las muestras para la etapa de floculación y sedimentación en jarras. Esta ventana de tiempo se otorga ya que se tienen datos que permiten afirmar que después de ese tiempo se ha alcanzado el estado estacionario en el sistema. Se determinaron los siguientes parámetros:

- Hierro total (FeP) por el método 265 FerroVer (0-3 mg/L) con un espectrofotómetro HACH.
- Cloro libre por el método 80 de HACH, para determinación de cloro libre DPD para bajo rango (0-2 mg/L) en un espectrofotómetro HACH.
- Conductividad con un equipo marca ORION Modelo 145 y pH inicial y final con un potenciómetro orion 420A.

Floculación

Las condiciones de floculación fueron las mismas para las pruebas de ECD, ECP y CQ. Se usó un aparato para prueba de Jarras Phipps- Bird modelo 7790-900 de seis plazas con

agitación, tacómetro integrado y base con iluminación Figura 5-2. Intervalo de velocidad: 0-300 rpm con seis paletas planas de forma rectangular de 7.5 x 2.5 cm.

En la prueba de jarras, las muestras son sometidas a un proceso de floculación-sedimentación, que permite la separación de los sólidos, para dejar al agua libre de contaminantes. Para la floculación la muestra es sometida secuencialmente, a tres diferentes velocidades de agitación (Tabla 5-5) con el fin de permitir el crecimiento de los flóculos, para facilitar que se separen durante la sedimentación (30 minutos).

Tabla 5-5. Condiciones de floculación en equipo de jarras.

Condiciones de floculación en equipo de jarras.			
Gradientes (s^{-1})	60	40	20
Velocidad angular (rpm)	53	40	23
Tiempo total de floculación (min)	7	7	7

Pasado este tiempo se extrajo una muestra del sobrenadante, con ayuda de un sifón, para la determinación arsénico, hierro y cloro. En esta etapa del estudio se buscaron las condiciones óptimas de operación mediante la utilización de la prueba de jarras convencional que permite flocular y sedimentar de manera controlada un volumen de 0.5 litros del agua proveniente del reactor.



Figura 5-2 Equipo de Jarras

5.2.3 PRUEBAS DE COAGULACIÓN QUÍMICA CON CLORURO FÉRRICO

En la Tabla 5-6 se muestra la matriz del diseño de experimentos realizada con tres factores: pH (6 – 8), cloro libre (0.5- 6.5 mg/L) y Fe dosificado (2 – 8 mg/L). Se realizaron dos ensayos al centro (puntos centrales indicados por los valores cero).

Tabla 5-6 Matriz de Diseño de experimentos 2³ aleatorizada.

pba	pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L	pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L
1	-	-	-	6	0,5	2
2	+	-	-	8	0,5	2
3	-	+	-	6	6,5	2
4	0	0	0	7	3,5	5
5	+	-	+	8	0,5	8
6	-	-	+	6	0,5	8
7	+	+	-	8	6,5	2
8	+	+	+	8	6,5	8
9	0	0	0	7	3,5	5
10	-	+	+	6	6,5	8
11	0	0	0	7	3,5	5

Para la dosificación de hierro se preparó la disolución patrón con una concentración teórica de 1000 mg/l de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (Marca: SIGMA, pureza 98% y Lote: 127H0548). Se ajustó el pH y Cl_2 con las condiciones que se requerían en cada caso.

Cada prueba se realizó por duplicado en vasos de precipitados de 500 ml para evaluar la coagulación-floculación-sedimentación y un tercero para evaluar la coagulación-microfiltración. En la Tabla 5-7 se presentan los gradientes de velocidad de mezcla rápida y mezcla lenta utilizados en las pruebas.

Tabla 5-7 Condiciones de mezcla rápida, floculación y sedimentación para las pruebas de CQ.

Mezcla rápida		Floculación			Sedimentación	
rpm	240	G (s^{-1})	60	40	20	30 minutos
Tiempo (Seg)	15	rpm	53	40	23	
		min	7	7	7	

5.3 RESULTADOS

5.3.1 ACOPLAMIENTO ECD-FLOCULACIÓN-SEDIMENTACIÓN EN JARRAS

En la Tabla 5-8 se observan los datos obtenidos del diseño de experimentos 2^k con tres valores al centro. La única condición en la que el clarificado presentó una concentración menor a la establecida en la modificación a la NOM-127-SSA1-2000 para arsénico ($25 \mu\text{g/L}$) fue a pH de 6, cloro libre de 6.5 mg/L y 8 mg/L de hierro dosificado, condición que permitió alcanzar en el sobrenadante una concentración de arsénico de $10 \mu\text{g/L}$, en esta situación, la concentración final de hierro rebasó un 10% el límite establecido en la NOM-127 (0.3 mg/L). Aunque este valor fuera frecuente, es decir que siempre el hierro residual rebasara la norma en un 10%, las implicaciones que tendría serían despreciables si se compara con el gran beneficio que el proceso ofrece al remover casi el 95% de la concentración inicial de arsénico, recordemos que es $200 \mu\text{g/L}$, lo que implica una concentración final de $10 \mu\text{g/L}$.

Si se toma el valor promedio de la remoción de arsénico, para el caso del punto central, que se realizó por triplicado (corridas a pH 7, cloro libre de 3.5 mg/L y dosis de hierro de 5 mg/L), se observa que ésta fue de 80 %. Fue una condición hasta cierto punto favorable, pero que no permitió cumplir con la norma. En este caso la concentración final promedio de arsénico fue de $\sim 37 \mu\text{g/L}$ y la de hierro de 0.86 mg/L , y ninguna de las dos cumple con el valor de la norma.

Del análisis de los resultados de la Tabla 5-8, se desprende que, hace falta una combinación de variables para alcanzar una remoción satisfactoria de arsénico. En esta se conjuntan un valor relativamente bajo de pH (6), con una alta concentración de hierro (8 mg/L) y una alta concentración de cloro.

En la Tabla 5-9 se observa que la relación de hierro dosificado y arsénico removido (FeDosif/Asrem) fue de 48, en general, la relación de masa Fe: As debe ser mínimo 20:1, lo que supone que 4 mg de Fe removerían $200 \mu\text{g}$ de As, sin embargo, las remociones de

arsénico disminuyen con el aumento del pH, aunque las dosis de hierro sean altas. La relación de cloro dosificado y arsénico en el agua cruda ($Cl_2_{\text{Dosis}}/As_{AC}$) fue de 35 que es del orden de lo que generalmente se maneja en las plantas de coagulación-filtración de la Comarca Lagunera (México) para remover arsénico con cloruro férrico. En uno de sus informes González-Herrera *et al.*, (2016), reportaron como mejores condiciones de remoción, una relación hierro/arsénico mayor a 48, y cloro dosificado/arsénico de 20.

Tabla 5-8 Datos del diseño de experimento 2^k de las pruebas de ECD acopladas a la floculación-sedimentación en jarras.

			Variables de operación (teóricos)				Concentraciones en sobrenadante			Remoción (%)		
pH	Cl ₂	Fe	pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L	I A	As µg/L	Fe mg/L	Cl ₂ mg/L	As	Fe	Cl ₂
-	-	-	6	0.5	2	0.3	166	1.91	0.05	10.03	6.37	91.94
+	-	-	8	0.5	2	0.3	172	1.9	0.05	6.78	1.55	91.94
-	+	-	6	6.5	2	0.3	89	1.59	4.5	51.76	17.19	30.77
+	+	-	8	6.5	2	0.3	90	1.26	4.65	51.22	37.93	29.01
-	-	+	6	0.5	8	1.38	41	3.32	0.01	77.78	60.00	98.21
+	-	+	8	0.5	8	1.38	95	4.4	0.01	48.51	47.31	97.06
-	+	+	6	6.5	8	1.38	10	0.33	0.53	94.58	96.07	91.72
+	+	+	8	6.5	8	1.38	49	0.01	1.85	73.44	99.88	72.79
0	0	0	7	3.5	5	0.69	39	0.92	0.05	78.86	82.71	98.54
0	0	0	7	3.5	5	0.69	39	0.88	0.27	78.86	82.95	92.37
0	0	0	7	3.5	5	0.69	32	0.79	0.32	82.66	84.75	90.80

Tabla 5-9. Datos del diseño de experimento 2^k de las pruebas de ECD acopladas a la floculación-sedimentación en jarras, continuación.

			Variables de operación (valores teóricos)										
			pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L	I A	Fe _{Dosif} /As _{Rem}	Fe _{Dosif} /As _{AC}	Cl ₂ _{Dosif} /As _{Rem}	Cl ₂ _{Dosif} /As _{AC}	Cl ₂ _{Dosif} /Fe _{Rem}	Cl ₂ _{Dosif} /Fe _{Dosif}	Fe _{Rem} /As _{Rem}
pH	Cl ₂	Fe											
-	-	-	6	0.5	2	0.3	110	11	34	3	4.8	0.30	7
+	-	-	8	0.5	2	0.3	154	10	50	3	20.7	0.32	2
-	+	-	6	6.5	2	0.3	20	10	68	35	19.7	3.39	3
+	+	-	8	6.5	2	0.3	21	11	69	36	8.5	3.23	8
-	-	+	6	0.5	8	1.38	58	45	4	3	0.1	0.07	35
+	-	+	8	0.5	8	1.38	93	45	4	2	0.1	0.04	44
-	+	+	6	6.5	8	1.38	48	46	37	35	0.8	0.76	46
+	+	+	8	6.5	8	1.38	62	46	50	37	0.8	0.81	62
0	0	0	7	3.5	5	0.69	37	29	24	19	0.8	0.64	30
0	0	0	7	3.5	5	0.69	35	28	24	19	0.8	0.69	29
0	0	0	7	3.5	5	0.69	34	28	23	19	0.8	0.67	29

Análisis estadístico.

En la Tabla 5-10 se muestra el análisis de varianza (ANOVA). Como se puede observar, la única variable que tuvo efecto significativo fue el hierro dosificado.

Tabla 5-10. Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas de electrocoagulación acopladas a la clarificación en jarras.

Variabes	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	366.122	1	366.122	0.83	0.4145
B:Cl ₂	2043.52	1	2043.52	4.62	0.0981
C:Fe Dosif	3803.66	1	3803.66	8.60	0.0427
AB	14.9058	1	14.9058	0.03	0.8633
AC	270.746	1	270.746	0.61	0.4778
BC	247.754	1	247.754	0.56	0.4959
Error total	1770.13	4	442.533		
Total (corr.)	8516.85	10			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue: $Y = -26.8382 + 2.93083 \cdot \text{pH} + 8.41917 \cdot \text{Cl}_2 + 23.0067 \cdot \text{Fe Dosif} - 1.93917 \cdot \text{pH} \cdot \text{Fe Dosif} - 0.618333 \cdot \text{Cl}_2 \cdot \text{Fe Dosif}$.

El error estándar del modelo fue de 18.89 con un coeficiente de correlación de 79.04.

En la Figura 5-3 se muestra el diagrama de Pareto en donde se ilustra que el hierro dosificado fue la única variable con efecto significativo sobre la remoción de arsénico; mejora si la dosis de hierro y cloro aumentan y el pH se mantiene en un nivel bajo.

Diagrama de Pareto Estandarizada para %RemAs Jarras CD

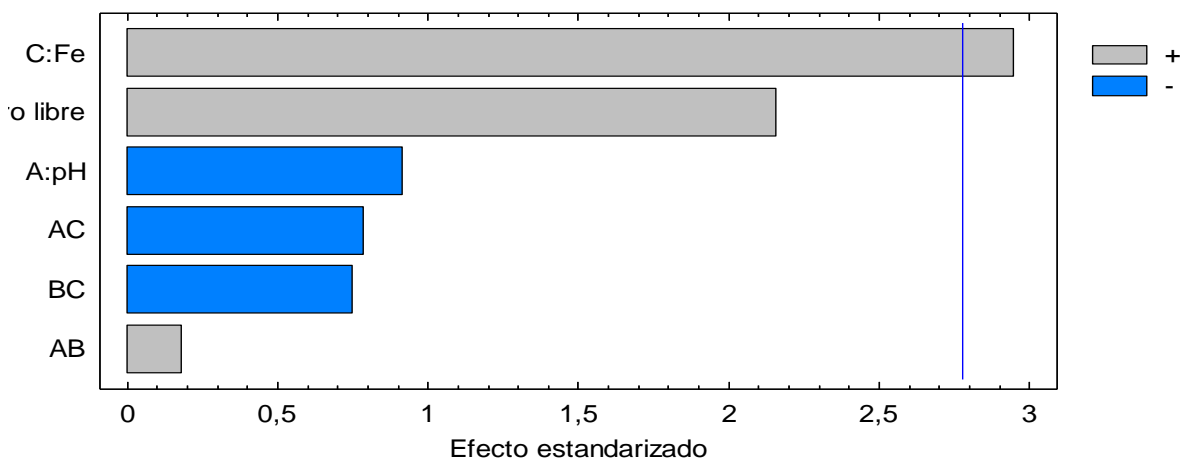


Figura 5-3 Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As.

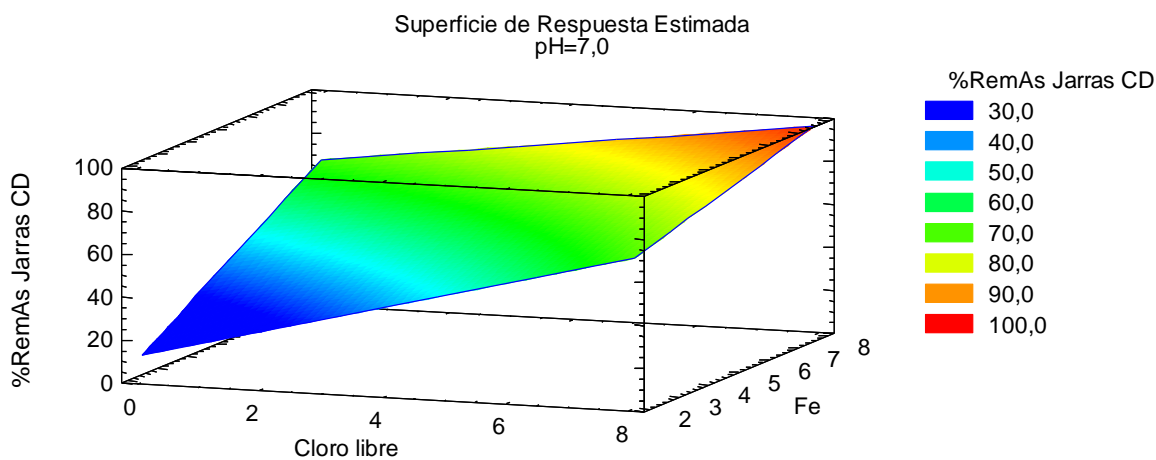


Figura 5-4 Superficie de respuesta estimada para remoción de As por ECD-Floculación-sedimentación en jarras.

En la Figura 5-4 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo un pH de 7 se puede obtener una remoción de arsénico entre 90 y el 100 %, si se dosifican 8 mg/L de hierro y 6.5 mg/L de cloro libre. De tal forma que estas condiciones se establecieron en la siguiente etapa de pruebas en flujo continuo a nivel semipiloto.

5.3.2 ACOPLAMIENTO ECD MICRO FILTRACIÓN

En la Tabla 5-11 se muestran los datos obtenidos del diseño de experimentos 2^k con tres valores al centro para los casos en los que el agua electrocoagulada se pasó directamente a una membrana con tamaño de poro de $0.1 \mu\text{m}$.

A diferencia de la prueba de jarras (en donde la separación de sólidos se realizó por el método convencional de floculación-sedimentación), en esta prueba se observó que además de la combinación de variables, identificada con dosis alta de hierro y valores de pH cercanos a 6, hubo otras dos combinaciones en las que se cumplió con el límite de arsénico marcado en la normatividad mexicana.

Tanto la combinación de variables en el punto central del diseño, como la otra en que se tiene alto hierro y pH cercano a 6 (aunque baja concentración de cloro) cumplen con concentraciones menores a $25 \mu\text{g/L}$ en el agua filtrada.

A pesar de ello, para el caso donde el pH es de 6, el cloro libre de 0.5 mg/L y el hierro de 8 mg/L , se presentó un residual de hierro disuelto en el agua filtrada que no es aceptable: 1.66 mg/L , que es cinco veces y media la concentración máxima permitida en la norma, por lo que esta condición no se considera favorable.

Para los puntos al centro del diseño de experimentos, la remoción de arsénico observada, fue de 80% con el método convencional vs 99% en la microfiltración. Los valores obtenidos muestran que esta última es más eficiente para remover el hierro particulado y con ello el arsénico.

Asimismo, se observa que en general, las remociones en este caso de estudio fueron más altas comparadas con la clarificación convencional (simulada en jarras). La remoción mínima de arsénico con la microfiltración fue de 24.3% , mientras que la remoción mínima obtenida con jarras fue de 6.7% .

En la Tabla 5-12 se observa que la relación de hierro dosificado y arsénico removido ($\text{Fe}_{\text{Dosif}}/\text{As}_{\text{rem}}$) fue de 45 para la condición de pH 6, cloro libre de 6.5 mg/L y 8 mg/L de

hierro, condición que resultó favorable para remover el arsénico, así como una relación de Fe:As de 29 para la condición de pH 7, cloro libre de 3.5 mg/L y 5 mg/L de hierro. Para las condiciones anteriores, la relación de cloro dosificado y arsénico en el agua cruda (Cl_2 Dosif/As_{AC}) fueron de 35 y 20 respectivamente.

Esto se debe a que se requiere un agente oxidante para precipitar el Fe^{2+} que se produce en el reactor, lo que ayuda a maximizar la remoción de arsénico de forma simultánea.

Tabla 5-11. Datos del diseño de experimentos 2^k de las pruebas de ECD acopladas a la micro filtración con membrana de 0.1 μm .

			Variables de operación (valores teóricos)					Concentraciones en el agua Filtrada 0.1 micras			Remoción (%)		
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	As	Fe	Cl ₂	As	Fe	Cl ₂
pH	Cl ₂	Fe		mg/L	mg/L	A	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/L}$	mg/L	mg/L	As	Fe	removido
-	-	-	6	0.5	2	0.3	185	50	0.65	0.02	73.0	68.1	96.8
+	-	-	8	0.5	2	0.3	185	140	0.03	0.07	24.3	98.4	88.7
-	+	-	6	6.5	2	0.3	185	52	0.01	4.45	71.9	99.5	31.5
+	+	-	8	6.5	2	0.3	185	57	0.01	4.65	69.2	99.5	29.0
-	-	+	6	0.5	8	1.38	185	8	1.66	0.01	95.7	80.0	98.2
+	-	+	8	0.5	8	1.38	185	95	0.02	0.01	48.6	99.8	97.1
-	+	+	6	6.5	8	1.38	185	0	0.02	0.52	100.0	99.8	91.9
+	+	+	8	6.5	8	1.38	185	35	0.84	1.78	81.1	90.0	73.8
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	0	0.01	0.03	100.0	99.8	99.1
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	5	0.01	0.35	97.3	99.8	90.1
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	0	0.01	0.3	100.0	99.8	91.4

Tabla 5-12. Datos del diseño de experimentos 2^k de las pruebas de ECD acopladas a la microfiltración con membrana de 0.1 µm, continuación.

			Variables de operación (valores teóricos)											
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	FeDosif /As Rem	FeDosif /AsAC	Cl ₂ Dosif /As Rem	Cl ₂ Dosif /AsAC	Cl ₂ Dosif /Fe Rem	Cl ₂ Dosif /Fe Dosfi	FeRem /As Rem
pH	Cl ₂	Fe		mg/L	mg/L	A	µg/l							
-	-	-	6	0.5	2	0.3	185	15	11	5	3	0.45	0.30	10.30
+	-	-	8	0.5	2	0.3	185	43	10	14	3	0.33	0.32	42.22
-	+	-	6	6.5	2	0.3	185	14	10	49	35	3.40	3.39	14.36
+	+	-	8	6.5	2	0.3	185	16	11	51	35	3.24	3.23	15.78
-	-	+	6	0.5	8	1.38	185	47	45	3	3	0.08	0.07	37.51
+	-	+	8	0.5	8	1.38	185	93	45	4	2	0.04	0.04	92.56
-	+	+	6	6.5	8	1.38	185	45	45	35	35	0.76	0.76	45.30
+	+	+	8	6.5	8	1.38	185	56	45	45	37	0.90	0.81	50.40
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	29	29	19	19	0.65	0.64	28.70
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	29	28	20	19	0.69	0.69	28.61
0	0	0	7	3.5	5	0.69	185	28	28	19	19	0.67	0.67	27.95

En la Tabla 5-13 se muestra el análisis de varianza (ANOVA) de los resultados obtenidos en las pruebas de remoción de arsénico empleando la electrocoagulación con aplicación de corriente directa acoplada a microfiltración. En este caso, ninguna de las variables estudiadas tuvo efecto significativo sobre la remoción de arsénico.

Tabla 5-13. Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas de ECD acopladas a microfiltración.

Variables	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	1722,85	1	1722,85	3,76	0,1245
B:Cloro libre	812,045	1	812,045	1,77	0,2538
C:Fe	946,125	1	946,125	2,07	0,2240
AB	688,205	1	688,205	1,50	0,2875
AC	26,645	1	26,645	0,06	0,8213
BC	6,125	1	6,125	0,01	0,9135
Error total	1832,23	4	458,057		
Total (corr.)	6034,22	10			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue:

$$Y = -203,88 - 22,4542 \cdot \text{pH} - 17,7972 \cdot \text{Cloro libre} + 8,22361 \cdot \text{Fe} + 3,09167 \cdot \text{pH} \cdot \text{Cloro libre} - 0,608333 \cdot \text{pH} \cdot \text{Fe} - 0,0972222 \cdot \text{Cloro libre} \cdot \text{Fe}$$

El error estándar del modelo fue de 21.40 con un coeficiente de correlación de 69.63.

En la Figura 5-5 se muestra el diagrama de Pareto en donde se ilustra cómo ninguna de las variables estudiadas tuvo efecto significativo a un nivel de confianza del 95 %. Sin embargo, el pH bajo, una concentración alta de hierro y cloro libre alto mejoran la remoción de arsénico.

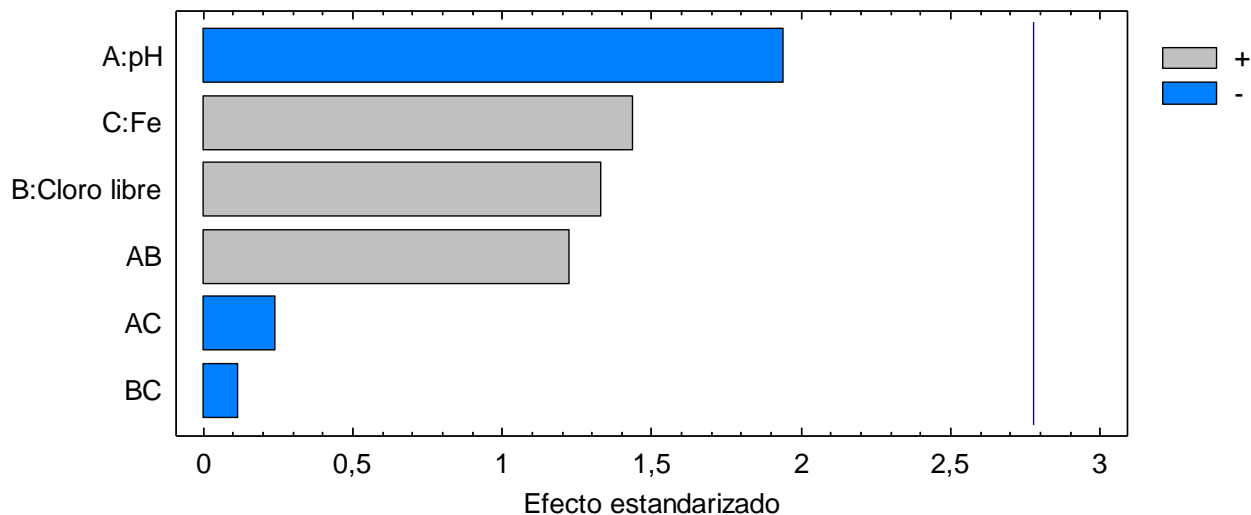


Figura 5-5 Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As por ECD-microfiltración.

En la Figura 5-6 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo una dosis de cloro libre de 3.5 mg/L se puede obtener una remoción de arsénico entre 90 y el 100 %, si el pH se mantiene en 6.

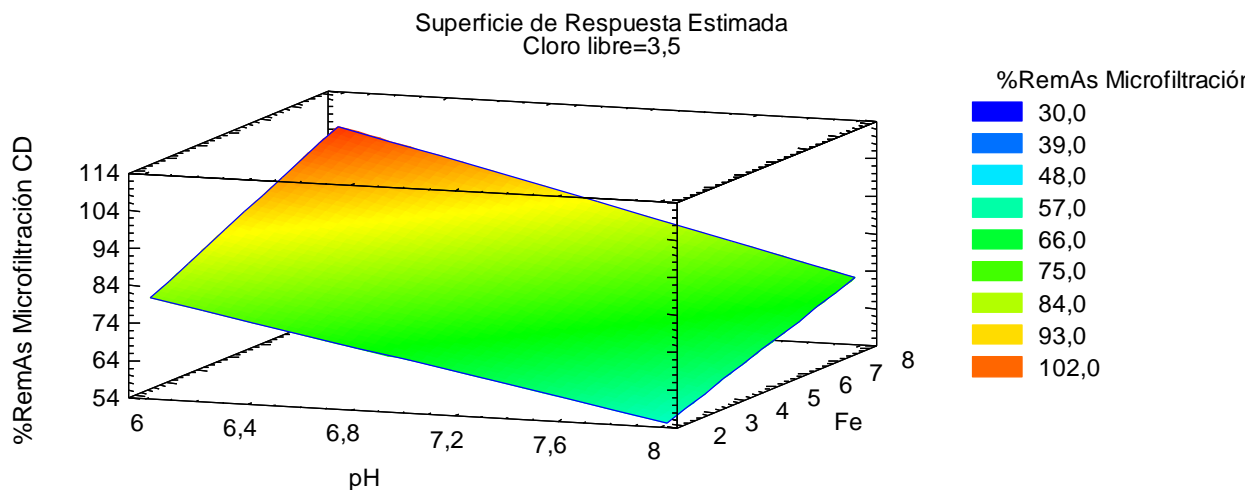


Figura 5-6 Superficie de respuesta estimada para remoción de As por ECD-microfiltración.

5.3.3 ACOPLAMIENTO ECP-FLOCULACIÓN-SEDIMENTACIÓN EN JARRAS

La importancia de estas pruebas radica en la posibilidad de ofrecer una alternativa de tratamiento en la que, en principio, es posible alcanzar altas remociones del metaloide empleando bajas dosis de coagulante (Fe) y que los flóculos de los hidróxidos metálicos, que adsorben al contaminante, se puedan retener en una membrana de microfiltración.

En la Tabla 5-14 se presentan los datos obtenidos en la eficiencia de remoción de hierro y arsénico. Los valores reportados son el promedio de los datos registrados de cada una de las pruebas, cada una con 15 minutos de duración. En dicha tabla se puede observar que ni en la condición más favorable, en la que el clarificado presentó la concentración más baja de arsénico, se cumple con el límite permisible establecido en la NOM-127-SSA1-2000 (25 $\mu\text{g/L}$), ya que se obtuvo una concentración final de arsénico de 75 $\mu\text{g/L}$, equivalente a una remoción del 62.5 %. En la Tabla 5-15 se puede observar que la relación $\text{Fe}_{\text{dosif}}/\text{As}_{\text{Rem}}$ para esta condición fue de 28.8.

Tabla 5-14. Datos del diseño experimental 2^o de pruebas de ECP acopladas a floculación-sedimentación en jarras

			Variables de operación (valores teóricos)					Variables de operación (valores reales)				concentraciones en agua clarificada			Remoción (%)		
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	pH	Cl ₂	Fe	I	As	Fe	Cl ₂	As	Fe	Cl ₂
pH	Cl ₂	Fe		mg/L	mg/L	Amp.	ug/l		mg/L	mg/L	Amp	ug/L	mg/L	mg/L			
-	-	-	6	0.5	1.1	0.497	200	6	0.53	0.99	0.148	196	0.96	0.006	2.00	3.03	98.87
+	-	-	8	0.5	1.1	0.497	200	8	0.54	0.85	0.149	184	0.81	0.02	8.00	4.71	96.30
-	+	-	6	6.5	1.1	0.497	200	6.02	6.8	1.04	0.149	195	0.98	4.03	2.50	5.77	40.74
+	+	-	8	6.5	1.1	0.497	200	8.01	6.5	0.91	0.148	187	0.85	4.68	6.50	6.59	28.00
-	-	+	6	0.5	3.6	1.98	200	6.02	0.5	3.52	0.591	183	1.56	0.03	8.50	55.68	94.00
+	-	+	8	0.5	3.6	1.98	200	8.02	0.48	3.14	0.591	184	0.81	0.02	8.00	74.20	95.83
-	+	+	6	6.5	3.6	1.98	200	5.97	6.59	3.6	0.591	75	0.83	2.73	62.50	76.94	58.57
+	+	+	8	6.5	3.6	1.98	200	8.02	6.5	3.38	0.594	134	0.83	3.33	33.00	75.44	48.77
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.06	3.46	2.28	0.378	114	0.95	1.62	43.00	58.33	53.18
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.17	0.378	116	0.88	1.72	42.00	59.45	51.41
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.25	0.381	108	0.92	1.74	46.00	59.11	50.85

Tabla 5-15. Datos del diseño de experimentos 2^k de las pruebas de ECP acopladas a la floculación-sedimentación en jarras, continuación.

			Variables de operación (valores teóricos)					Variables de op. (val. reales)										
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	pH	Cl ₂	Fe	I	Fe _{Dosif}	Fe _{Dosi}	Cl ₂ _{Dosi}	Cl ₂ _{Dosi}	Cl ₂ _{Dosi}	Cl ₂ _{Dosi}	Fe _{Rem}
pH	Cl ₂	Fe	mg/L	mg/L	Amp.	ug/l	mg/L	mg/L	Amp	/As _{Rem}	f /As _A _C	f /As _{Rem}	f /As _{AC}	f /Fe _{Rem}	f /Fe _{Dosif}	/As _{Rem}		
-	-	-	6	0.5	1.1	0.497	200	6	0.53	0.99	0.15	247.5	5	2.7	2.7	17.7	0.5	35
+	-	-	8	0.5	1.1	0.497	200	8	0.54	0.85	0.15	53.1	4.3	2.8	2.7	13.5	0.6	18.13
-	+	-	6	6.5	1.1	0.497	200	6.02	6.8	1.04	0.15	208	5.2	34.4	34	113.3	6.5	24
+	+	-	8	6.5	1.1	0.497	200	8.01	6.5	0.91	0.15	70	4.6	33.6	32.5	108.3	7.1	19.23
-	-	+	6	0.5	3.6	1.98	200	6.02	0.5	3.52	0.59	207.1	17.6	2.6	2.5	0.3	0.1	120
+	-	+	8	0.5	3.6	1.98	200	8.02	0.48	3.14	0.59	196.3	15.7	2.5	2.4	0.2	0.2	174.38
-	+	+	6	6.5	3.6	1.98	200	5.97	6.59	3.6	0.59	28.8	18	47.9	33	2.4	1.8	22.16
+	+	+	8	6.5	3.6	1.98	200	8.02	6.5	3.38	0.59	51.2	16.9	38.9	32.5	2.5	1.9	41.97
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.06	3.46	2.28	0.38	26.5	11.4	22	17.3	2.6	1.5	19.19
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.17	0.38	25.8	10.9	22.4	17.7	2.7	1.6	20.48
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.25	0.38	24.5	11.3	23	17.7	2.7	1.6	18.26

Análisis estadístico.

En la Tabla 5-16 se muestra el análisis de varianza (ANOVA). Ninguna de las variables tuvo efecto significativo sobre la remoción de arsénico.

Tabla 5-16 Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas de ECP acopladas a la clarificación en jarras.

Variables	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	50,0	1	50,0	0,12	0,7516
B:Cloro libre	760,5	1	760,5	1,75	0,2565
C:Fe	1128,13	1	1128,13	2,60	0,1825
AB	120,125	1	120,125	0,28	0,6269
AC	180,5	1	180,5	0,42	0,5544
BC	760,5	1	760,5	1,75	0,2565
Error total	1738,89	4	434,722		
Total (corr.)	4738,64	10			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue: $Y = -52,0117 + 8,76067 \cdot \text{pH} + 4,63167 \cdot \text{Cloro libre} + 22,44 \cdot \text{Fe} - 1,03333 \cdot \text{pH} \cdot \text{Cloro libre} - 3,04 \cdot \text{pH} \cdot \text{Fe} + 2,6 \cdot \text{Cloro libre} \cdot \text{Fe}$

El error estándar del modelo fue de 20.85 con un coeficiente de correlación de 63.30.

En la Figura 5-7 se muestra el diagrama de Pareto en donde se ilustra que ninguna de las variables tuvo efecto significativo en la remoción de arsénico, sin embargo una concentración alta de hierro y cloro la mejoran.

Diagrama de Pareto Estandarizada para %RemAsJarras

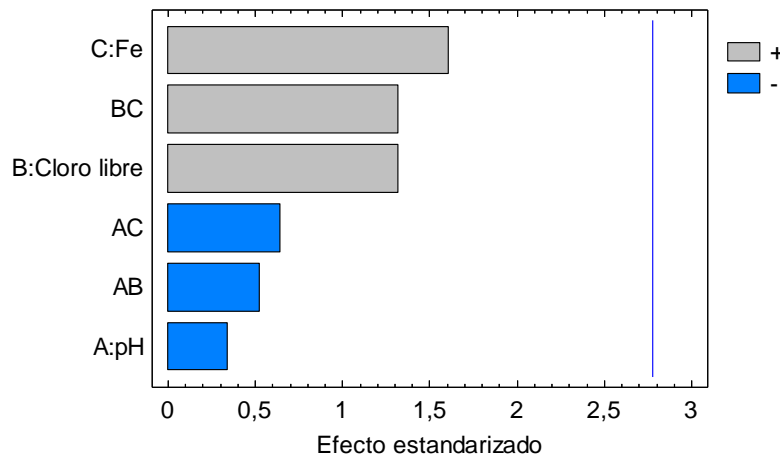


Figura 5-7 Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As cuando se usa la ECP- floculación-sedimentación en jarras.

En la Figura 5-8 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo un pH de 7.25 se puede obtener una remoción del orden de 55 % si se dosifican 3.6 mg/L de hierro y 6.5 mg/L de cloro libre.

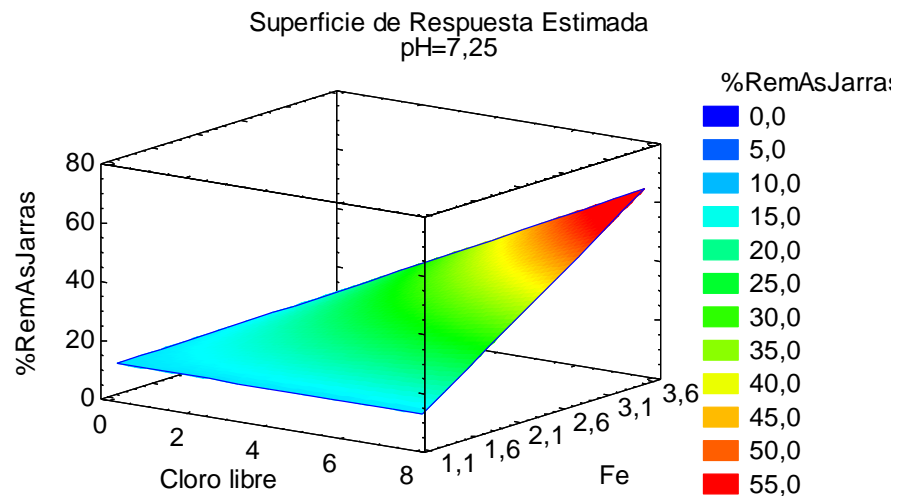


Figura 5-8 Superficie de respuesta estimada para remoción de As por ECP-Floculación-sedimentación en jarras.

5.3.4 ACOPLAMIENTO ECP-MICROFILTRACIÓN

En la Tabla 5-17 se muestran los datos obtenidos del diseño de experimentos 2^k con tres valores al centro para los casos en los que el agua electrocoagulada se pasó directamente a una membrana con tamaño de poro de 0.1 μm .

Se observa que en la prueba 7, teniendo en común con las pruebas con corriente directa, una dosis alta de hierro (3.6 mg/L), pH=6 y cloro 6.5 mg/L, se cumple con concentraciones menores a 25 $\mu\text{g/L}$ en el agua filtrada.

Con la condición de ciclo de trabajo de 0.7 y una intensidad de corriente de pico de 1.98 A se obtuvo una remoción de arsénico del 94 %, con una relación de hierro dosificado: arsénico removido de 19 lo que representa una ventaja muy importante desde el punto de vista económico y por lo cual, se seleccionó como la mejor condición.

Tabla 5-17. Datos del diseño de experimentos 2^k de las pruebas de ECP acopladas a la microfiltración con membrana de 0.1 µm.

			Vaiaables de operación (valores teóricos)					Variables de operación (valores reales)					Concentraciones en el agua filtrada			Remoción (%)		
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	pH	Cl ₂	Fe	I	As	Fe	Cl ₂	As	Fe	Cl ₂	
pH	Cl ₂	Fe	mg/L	mg/L	Amp.	ug/l	mg/L	mg/L	Amp	ug/L	mg/L	mg/L						
-	-	-	6	0.5	1.1	0.497	200	6	0.53	0.99	0.148	122	0.08	0.01	39.00	91.92	98.11	
+	-	-	8	0.5	1.1	0.497	200	8	0.54	0.85	0.149	152	0.03	0.01	24.00	96.47	98.15	
-	+	-	6	6.5	1.1	0.497	200	6.02	6.8	1.04	0.149	118	0.03	4	41.00	97.12	41.18	
+	+	-	8	6.5	1.1	0.497	200	8.01	6.5	0.91	0.148	162	0.01	4.1	19.00	98.90	36.92	
-	-	+	6	0.5	3.6	1.98	200	6.02	0.5	3.52	0.591	60	1.53	0.09	70.00	56.53	82.00	
+	-	+	8	0.5	3.6	1.98	200	8.02	0.48	3.14	0.591	86	0.02	0.01	57.00	99.36	97.92	
-	+	+	6	6.5	3.6	1.98	200	5.97	6.59	3.6	0.591	6	0.01	2	97.00	99.72	69.65	
+	+	+	8	6.5	3.6	1.98	200	8.02	6.5	3.38	0.594	90	0.02	3.15	55.00	99.41	51.54	
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.06	3.46	2.28	0.378	54	0.02	1.16	73.00	99.12	66.47	
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.17	0.378	48	0.01	1.41	76.00	99.54	60.17	
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	7.05	3.54	2.25	0.381	54	0.02	1.4	73.00	99.11	60.45	

Tabla 5-18. Datos del diseño de experimentos 2k de las pruebas de ECP acopladas a la microfiltración con membrana de 0.1 μm , continuación.

			Variables de operación (valores teóricos)											
			pH	Cl ₂	Fe	I	As	Fe _{Rem} / As _{Rem}						
pH	Cl ₂	Fe	mg/L	mg/L	Amp.	ug/l	Fe ^{Dosif} / As _{Rem}	Fe ^{Dosif} / As _{AC}	Cl ₂ ^{Dosif} / As _{Rem}	Cl ₂ ^{Dosif} / As _{AC}	Cl ₂ ^{Dosif} / Fe _{Rem}	Cl ₂ ^{Dosif} / Fe _{Dosif}		
-	-	-	6	0.5	1.1	0.497	200	12.7	5	3	3	0.6	0.5	13
+	-	-	8	0.5	1.1	0.497	200	17.7	4	3	3	0.7	0.6	22
-	+	-	6	6.5	1.1	0.497	200	12.7	5	43	34	6.7	6.5	13
+	+	-	8	6.5	1.1	0.497	200	23.9	5	36	33	7.2	7.1	29
-	-	+	6	0.5	3.6	1.98	200	25.1	18	4	3	0.3	0.1	15
+	-	+	8	0.5	3.6	1.98	200	27.5	16	3	2	0.2	0.2	31
-	+	+	6	6.5	3.6	1.98	200	18.6	18	64	33	1.8	1.8	19
+	+	+	8	6.5	3.6	1.98	200	30.7	17	45	33	1.9	1.9	33
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	15.6	11	27	17	1.5	1.5	18
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	14.3	11	29	18	1.6	1.6	17
0	0	0	7	3.5	2.6	1.25	200	15.4	11	28	18	1.6	1.6	18

Análisis estadístico

En la Tabla 5-19 se muestra el análisis de varianza (ANOVA). Ninguna de las variables estudiadas tuvo efecto significativo.

Tabla 5-19. Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas deECP acoplada a microfiltración.

Variables	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	990,125	1	990,125	3,00	0,1584
B:Cloro libre	45,125	1	45,125	0,14	0,7304
C:Fe	2926,13	1	2926,13	8,86	0,0409
AB	136,125	1	136,125	0,41	0,5558
AC	28,125	1	28,125	0,09	0,7849
BC	78,125	1	78,125	0,24	0,6521
Error total	1320,98	4	330,244		
Total (corr.)	5524,73	10			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue:

$$Y = 40,7504 - 2,23 * \text{pH} + 6,80833 * \text{Cloro libre} + 21,0833 * \text{Fe} - 1,1 * \text{pH} * \text{Cloro libre} - 1,2 * \text{pH} * \text{Fe} + 0,833333 * \text{Cloro libre} * \text{Fe}.$$

El error estándar del modelo fue de 18.17 con un coeficiente de correlación de 76.08.

En la Figura 5-9 se muestra el diagrama de Pareto en donde se ilustra que la única variable que tuvo efecto significativo a un nivel de confianza del 95 % fue el hierro, sin embargo, el pH bajo y cloro libre alto mejoran también la remoción de arsénico.

Diagrama de Pareto Estandarizada para %RemAsMicrofiltrado

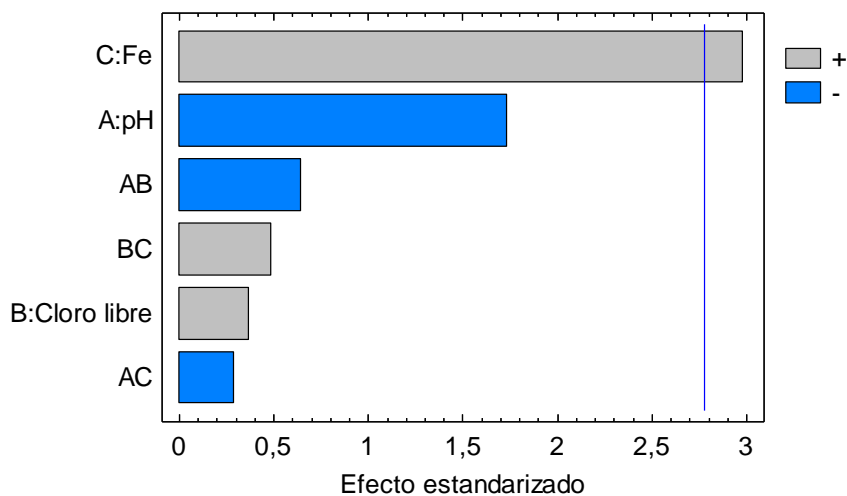


Figura 5-9 Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As por ECP-microfiltración.

En la Figura 5-10 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo un pH de 7.25, cloro libre y hierro en sus niveles altos, se pueden alcanzar remociones cercanas al 82 y 87 % de remoción. Para las pruebas en continuo se sugiere ajustar el pH a 6 para alcanzar niveles de remoción mayores al 95% como se presentó en la tabla de resultados de esta condición de prueba.

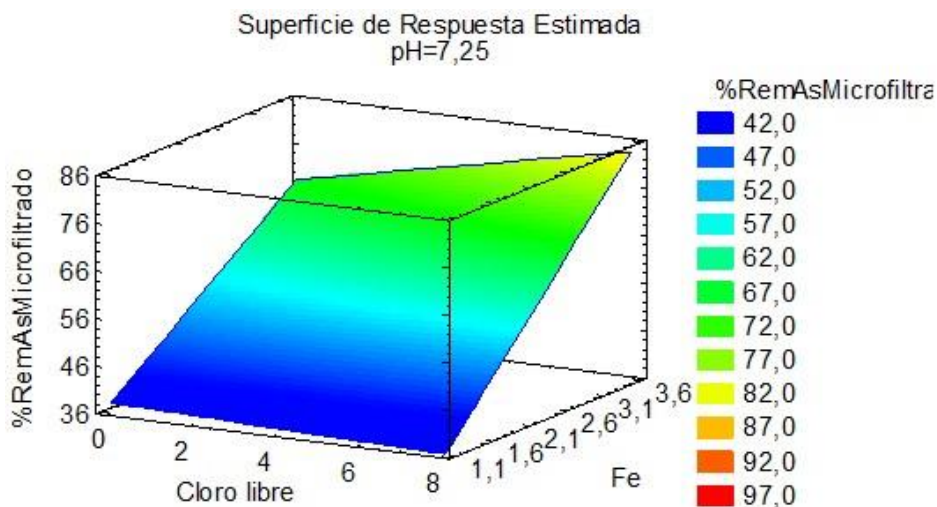


Figura 5-10. Superficie de respuesta estimada para remoción de As por ECP-microfiltración.

5.3.5 COMPARACIÓN DEL CONSUMO ENERGÉTICO ENTRE CORRIENTE DIRECTA Y PULSADA EN LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

Fuente de poder

La fuente de poder utilizada en las pruebas permite regular la cantidad de corriente suministrada a la celda para el proceso de electrocoagulación, tiene capacidad de suministrar corriente de entrada RMS: 7 A Máxima

Pico de corriente máximo: 10 A. Máxima corriente DC de salida: 5 A y voltaje de entrada: 220 VAC 50/60 HZ, los cuales se podrían monitorear con medidores digitales de amperaje y voltaje.



Figura 5-11. Fuente de poder y medidores digitales

Para el suministro de corriente se utilizaron cables de uso eléctrico para conectar las terminales de la fuente de poder a las placas de hierro (electrodos).

Los datos de la Tabla 5-20 fueron calculados en (Watts) utilizando los datos medidos de la fuente de poder (Voltaje y Amperaje).

Tabla 5-20 Comparación de consumo energético y % de remoción de As entre ECD y ECP

prueba	% remoción de As		Watts	
	ECD	ECP	ECD	ECP
1	72.9	39	0.57	0.11
2	24.12	24	0.58	0.12
3	71.82	41	0.63	0.1
4	69.11	19	0.60	0.09
5	95.66	70	4.32	1.29
6	48.51	57	4.68	0.81
7	100	94	4.50	1.18
8	81.03	55	4.68	1.32
9	100	73	1.05	0.58
10	97.29	76	1.18	0.62
11	100	73	1.18	0.59

En la Tabla 5-20 se puede observar el porcentaje de As y el consumo energético (expresado en Watts) para cada condición probada. Con la corriente pulsada se removi6 94 % del As lo que implic6 un consumo de 1.18 Watt, y con la corriente directa se removi6 100 % de As con un consumo 4.50 Watt, para el mismo tiempo de operaci6n.

Esta conclusi6n tambi6n se visualiza en la gr6fica de la Figura 5-12, ya que claramente la potencia utilizada en todos los casos fue menor usando corriente pulsada. En la gr6fica se encuentran graficados los valores del producto entre la corriente y los valores de voltaje que desplegaba la fuente de poder en cada caso.

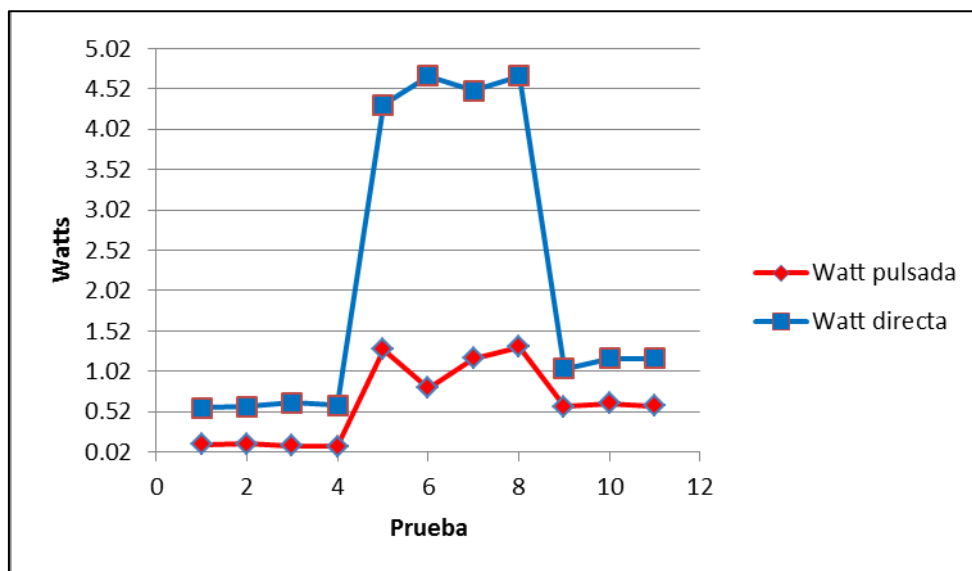


Figura 5-12 Comparación de Potencia empleada con corriente pulsada y directa en la remoción de As

Al evaluar el efecto de la aplicación de corriente pulsada con parámetros equivalentes a los parámetros de operación usados con corriente directa, resultó que con la corriente pulsada hay menor consumo de energía en comparación con el uso de corriente directa. Especialmente en el caso de las pruebas 5,6,7,8 donde se observó que cuando se usó la corriente directa hay consumo de energía mayor al 400% si se compara con el consumo requerido al utilizar la corriente pulsada.

Al comparar el consumo energético aplicando corriente pulsada y corriente directa, especialmente en la prueba 7, para un valor semejante de remoción de Arsénico se observó que con corriente pulsada se logra un ahorro de 73.78 % de energía con respecto a utilizar corriente directa.

5.3.6 PRUEBAS DE JARRAS CON COAGULACIÓN QUÍMICA (CQ)

Se trabajó con cloruro férrico ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), coagulante común utilizado para remover arsénico mediante coagulación/filtración. Las pruebas con este coagulante son la

referencia para la electrocoagulación en cualquiera de sus modalidades de suministro de corriente.

En la Tabla 5-21 se muestran los resultados del diseño de experimentos 2^k con dos valores al centro para el caso de coagulación-floculación-sedimentación en jarras. Se observa que el mayor porcentaje de remoción de arsénico se presentó en la prueba 5 con una dosis alta de hierro (8 mg/L), pH de 6 y cloro libre de 0.5 mg/L, el agua clarificada cumple con concentraciones menores a 25 µg/L. Las condiciones de la prueba 6 también permiten remover arsénico hasta un 88 %, en este caso las condiciones fueron 8 mg/L de Fe, pH de 8 y cloro libre de 0.5 mg/L.

En la Tabla 5-22 se observa que para la prueba 5 que da la mayor remoción de As, fue necesaria una relación de hierro dosificado: arsénico removido de 46, que es muy parecida a la obtenida con la ECD. Sin embargo, la relación de cloro dosificado: arsénico en agua cruda es de 3 unidades, es decir que la coagulación química requirió un poco menos del cloro de lo que demandó la electrocoagulación en cualquiera de sus modalidades de uso de corriente.

En ambas tablas sólo se presentan los resultados de diez pruebas, ya que los resultados obtenidos para una de las pruebas con valores centrales fueron inconsistentes.

Tabla 5-21. Datos del diseño de experimento 2k de las pruebas de jarras, Coagulación Química con cloruro férrico

prueba	Variables de operación teóricas			Variables de operación reales				Concentración en sobrenadante				remoción en pruebas de jarras (%)		
	pH	Cl ₂	Fe	pH	Cl ₂	Fe	As	As	Fe	Cl ₂	pH	As	Fe	Cl ₂
				mg/L	mg/L	mg/L	ug/l	ug/L	mg/L	mg/L				
1	-	-	-	6	0.5	2	188	66	0.630	0.310	6.325	64.89	70.14	40.38
2	+	-	-	8	0.5	2	188	166	0.665	0.300	7.585	11.70	68.18	40.00
3	-	+	-	6	6.5	2	188	110	0.505	5.850	5.850	41.49	75.37	12.69
4	+	+	-	8	6.5	2	188	98.5	0.500	4.900	7.385	47.61	77.38	24.62
5	-	-	+	6	0.5	8	188	17	0.49	0.1	5.725	90.96	93.77	80.00
6	+	-	+	8	0.5	8	188	21	0.65	0.115	7.55	88.83	91.30	77.00
7	-	+	+	6	6.5	8	188	81.5	2.905	4.400	3.810	56.65	66.22	31.25
8	+	+	+	8	6.5	8	188	24	0.480	4.300	6.910	87.23	94.00	33.85
9	0	0	0	7	3.5	5	188	35	0.980	2.420	6.900	81.38	80.86	28.82
10	0	0	0	7	3.5	5	188	41	0.455	2.330	6.695	78.19	91.06	33.43

Tabla 5-22. Datos del diseño de experimento 2^k de las pruebas de jarras, Coagulación Química con cloruro férrico, continuación.

prueba	pH	Cl ₂	Fe	Variables de operación teóricas			Fe _{Dosif} /As _{Rem}	Fe _{Dosif} /As _{AC}	Cl ₂ Dosif /As _{Rem}	Cl ₂ Dosif /As _{AC}	Cl ₂ Dosif /Fe _{Rem}	Cl ₂ Dosif /Fe _{Dosif}	Fe _{Rem} /As _{Rem}
				pH	Cl ₂ mg/L	Fe mg/L							
1	-	-	-	6	0.5	2	17.30	11	4	3	0.35	0.25	12
2	+	-	-	8	0.5	2	95.00	11	23	3	0.35	0.24	65
3	-	+	-	6	6.5	2	26.28	11	86	36	4.34	3.27	20
4	+	+	-	8	6.5	2	24.69	11	73	35	3.80	2.94	19
5	-	-	+	6	0.5	8	46.02	43	3	3	0.07	0.06	43
6	+	-	+	8	0.5	8	44.73	43	3	3	0.07	0.07	41
7	-	+	+	6	6.5	8	80.75	43	60	34	1.12	0.74	53
8	+	+	+	8	6.5	8	48.78	43	40	35	0.86	0.81	46
9	0	0	0	7	3.5	5	33.46	27	22	18	0.82	0.66	27
10	0	0	0	7	3.5	5	34.63	27	24	19	0.76	0.69	32

Análisis estadístico

En la Tabla 5-23 se muestra el análisis de varianza (ANOVA). La dosis de hierro fue la única variable que tuvo efecto significativo sobre la remoción de arsénico.

Tabla 5-23. Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas de ECP acopladas a la clarificación en jarras.

Variabes	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	43,338	1	43,338	0,20	0,6846
B:cloro libre	68,445	1	68,445	0,32	0,6128
C:Fe	3119,71	1	3119,71	14,44	0,0320
AB	1058,46	1	1058,46	4,90	0,1137
AC	712,909	1	712,909	3,30	0,1669
BC	293,062	1	293,062	1,36	0,3283
Error total	647,962	3	215,987		
Total (corr.)	5943,89	9			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue: $Y = 243,987 - 31,4804 \cdot \text{pH} - 24,4517 \cdot \text{cloro libre} - 13,0904 \cdot \text{Fe} + 3,83417 \cdot \text{pH} \cdot \text{cloro libre} + 3,14667 \cdot \text{pH} \cdot \text{Fe} - 0,6725 \cdot \text{cloro libre} \cdot \text{Fe}$

El error estándar del modelo fue de 14.69 con un coeficiente de correlación de 89.09.

En la Figura 5-13 se muestra el diagrama de Pareto en donde que el hierro tuvo efecto significativo en la remoción de arsénico. E incluso las interacciones entre las variables cloro y pH tienen mayor efecto que solas.

En la Figura 5-14 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo un pH de 7, hierro alto (aprox. 8) y cloro de 0.5 mg/L, se pueden tener remociones del 90%.

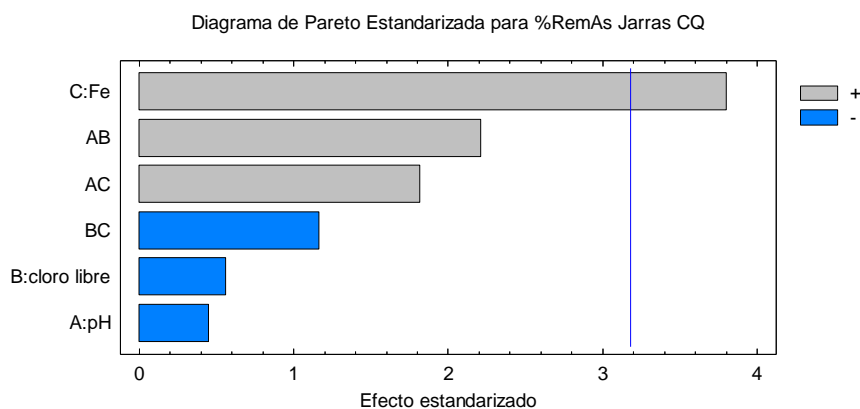


Figura 5-13. Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As cuando se usa la CQ- floculación-sedimentación en jarras.

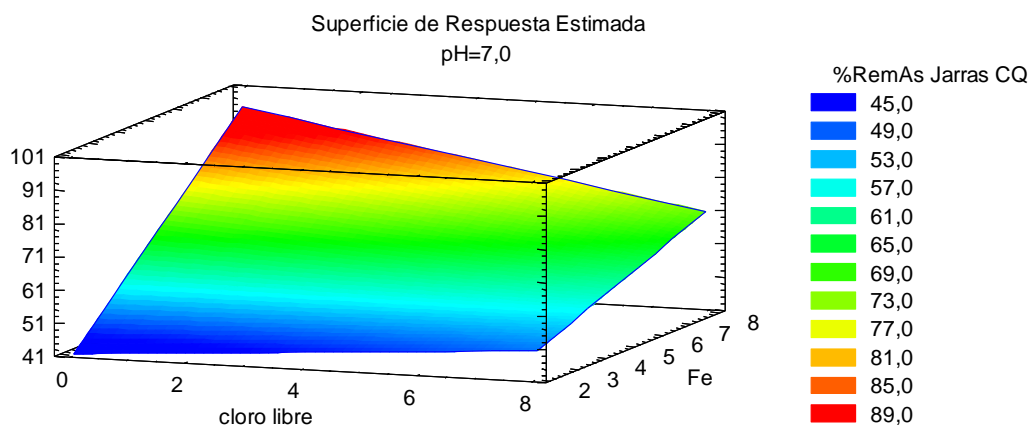


Figura 5-14. Superficie de respuesta estimada para remoción de As por CQ-Floculación-sedimentación en jarras.

5.3.7 COAGULACIÓN QUÍMICA (CQ) ACOPLADA A LA MICROFILTRACIÓN

En la Tabla 5-24 se muestran los resultados del diseño de experimentos 2^k con dos valores al centro para el caso de las pruebas con coagulación-floculación-acopladas a la microfiltración con tamaño de poro de 2 micras. La Tabla 5-24 y la Tabla 5-25 continen

resultados de 10 corridas; se omitieron los resultados de una de las pruebas, a condiciones centrales, debido a que fueron inconsistentes.

Se observa que el mayor porcentaje de remoción de arsénico se presentó en la prueba 5 con una dosis alta de hierro (8 mg/L), pH de 6 y cloro libre de 0.5 mg/L, el agua clarificada quedó con 3 µg/L de arsénico. Asimismo, las condiciones de las pruebas 6, 7, 8, 9 y 10 también permiten remover arsénico de un 90 a 96%.

En la Tabla 5-24 se observa que para la prueba 5 que da la mayor remoción de As, fue necesaria una relación de hierro dosificado: arsénico removido de 43, para las condiciones de las pruebas 6, 7, 8, 9 y 10 esta relación va de 29 a 49.

Respecto a la relación de cloro dosificado: arsénico en el agua cruda, para la prueba 5 y 6 fue aproximadamente de 3, mientras que para las pruebas 7, 8, 9 y 10 fue de 19 a 38.

Cuando se usa cloruro férrico no es necesario agregar una gran cantidad de cloro para precipitar el hierro, porque este ya se encuentra en su valor más alto de oxidación (Fe^{+3}). Sin embargo, es deseable agregar una dosis, al menos, de 0.5 mg/L de Cl_2 libre.

Tabla 5-24. Datos del diseño de experimento 2^o de Coagulación Química con cloruro férrico y filtración en 0.2 micras.

prueba	Variables de operación				Concentración en el agua filtrada 0.2 um				Porcentaje de remoción en filtros de 0.2 µm (%)					
	pH	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂	Fe	pH	As	Fe	Cl ₂			
	mg/L	mg/L	ug/l	ug/L	mg/L	mg/L								
1	-	-	-	6.06	0.52	2.11	188	21	0.180	0.08	6.3	88.830	96.209	65.385
2	+	-	-	8	0.5	2.09	188	156	0.020	0.08	7.71	17.021	96.172	96.000
3	-	+	-	5.93	6.7	2.05	188	28	4.900	0	6.01	85.106	100.000	26.866
4	+	+	-	7.96	6.5	2.21	188	86	5.500	0.02	7.5	54.255	99.095	15.385
5	-	-	+	5.98	0.5	7.87	188	3	0.070	0	6.8	98.404	100.000	86.000
6	+	-	+	7.99	0.5	7.47	188	6	0.100	0.02	7.1	96.809	99.732	80.000
7	-	+	+	6.093	6.4	8.60	188	14	2.300	0.7	3.86	92.553	91.860	64.063
8	+	+	+	8.01	6.5	8.00	188	17	3.900	0.04	7.2	90.957	99.500	40.000
9	0	0	0	7.08	3.4	5.12	188	18	2.540	0.01	6.9	90.426	99.805	25.294
10	0	0	0	7.03	3.5	5.09	188	12	2.080	0	6.82	93.617	100.000	40.571

Tabla 5-25. Datos del diseño de experimento 2k de Coagulación Química con cloruro férrico y filtración en 0.2 micras continuación.

prueb a	pH	Cl ₂	Fe	Variables de operación teóricas			Fe _{Dosif} /As _{Rem}	Fe _{Dosif} /As _{AC}	Cl ₂ Dosif /As _{Rem}	Cl ₂ Dosif /As _{AC}	Cl ₂ Dosif /Fe _{Rem}	Cl ₂ Dosif /Fe _{Dosif}	Fe _{Rem} /As _{Rem}
				pH	Cl ₂	Fe							
1	-	-	-	6	0.5	2	12.63	11.22	3.11	2.77	0.26	0.26	12.16
2	+	-	-	8	0.5	2	65.31	11.12	15.63	2.66	0.25	0.25	62.81
3	-	+	-	6	6.5	2	12.81	10.90	41.88	35.64	3.27	3.27	12.81
4	+	+	-	8	6.5	2	21.67	11.76	63.73	34.57	2.97	2.97	21.47
5	-	-	+	6	0.5	8	42.54	41.86	2.70	2.66	0.06	0.06	42.54
6	+	-	+	8	0.5	8	41.04	39.73	2.75	2.66	0.07	0.07	40.93
7	-	+	+	6	6.5	8	49.43	45.74	36.78	34.04	0.81	0.81	45.40
8	+	+	+	8	6.5	8	46.78	42.55	38.01	34.57	0.82	0.82	46.55
9	0	0	0	7	3.5	5	30.12	27.23	20.00	18.09	0.67	0.67	30.06
10	0	0	0	7	3.5	5	28.92	27.07	19.89	18.62	0.69	0.69	28.92

Análisis estadístico.

En la Tabla 5-26 se muestra el análisis de varianza (ANOVA). La dosis de hierro fue la única variable que tuvo efecto significativo sobre la remoción de arsénico.

Tabla 5-26. Análisis de varianza del diseño 2³ de las pruebas de CQ acoplada a microfiltración.

Variables	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:pH	1400,79	1	1400,79	7,93	0,0669
B:cloro libre	59,405	1	59,405	0,34	0,6026
C:Fe	2227,78	1	2227,78	12,62	0,0380
AB	209,715	1	209,715	1,19	0,3555
AC	1236,54	1	1236,54	7,00	0,0772
BC	255,38	1	255,38	1,45	0,3154
Error total	529,752	3	176,584		
Total (corr.)	5919,36	9			

El modelo de regresión obtenido para calcular el porcentaje de arsénico removido (Y) bajo las condiciones estudiadas fue:

$$Y = 318,302 - 39,9267 \cdot \text{pH} - 7,89944 \cdot \text{cloro libre} - 21,2494 \cdot \text{Fe} + 1,70667 \cdot \text{pH} \cdot \text{cloro libre} + 4,14417 \cdot \text{pH} \cdot \text{Fe} - 0,627778 \cdot \text{cloro libre} \cdot \text{Fe}$$

El error estándar del modelo fue de 13.28 con un coeficiente de correlación de 91.05 .

En la Figura 5-15 se muestra el diagrama de Pareto en donde se ilustra que la única variable que tuvo efecto significativo a un nivel de confianza del 95 % fue el hierro, sin embargo, el pH bajo y cloro libre alto mejoran también la remoción de arsénico.

Diagrama de Pareto Estandarizada para %Rem As Microfiltración CQ

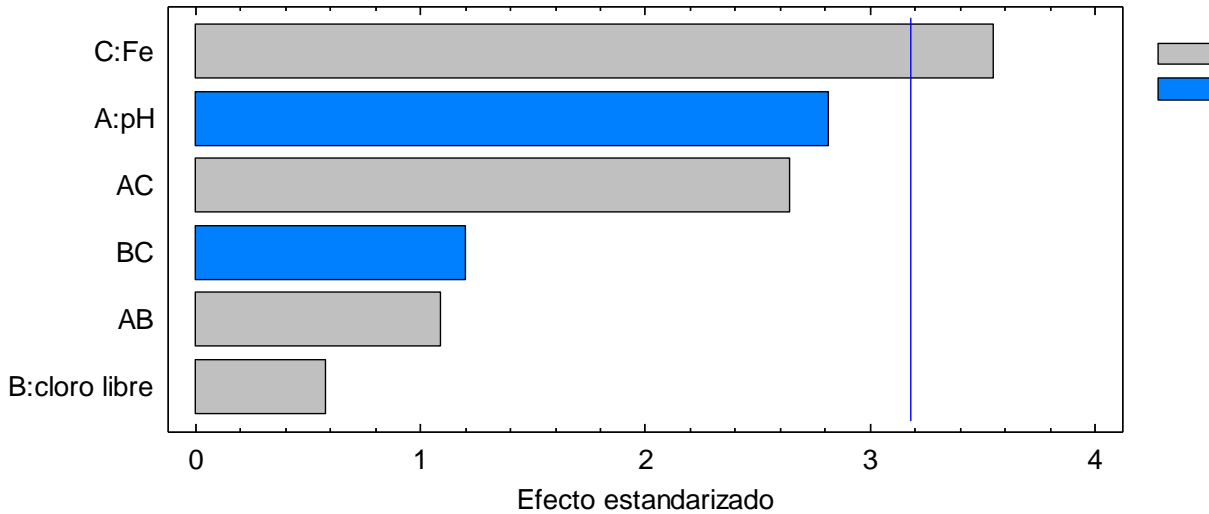


Figura 5-15. Diagrama de Pareto, efectos estandarizados de Fe dosificado, pH y cloro libre sobre la remoción de As por CQ-microfiltración.

En la Figura 5-16 se muestra el gráfico de superficie de respuesta estimada, la cual sugiere que, manteniendo cloro libre de 3.5 mg/L, hierro en sus niveles altos y pH en sus niveles bajos, se pueden alcanzar remociones arriba del 90%.

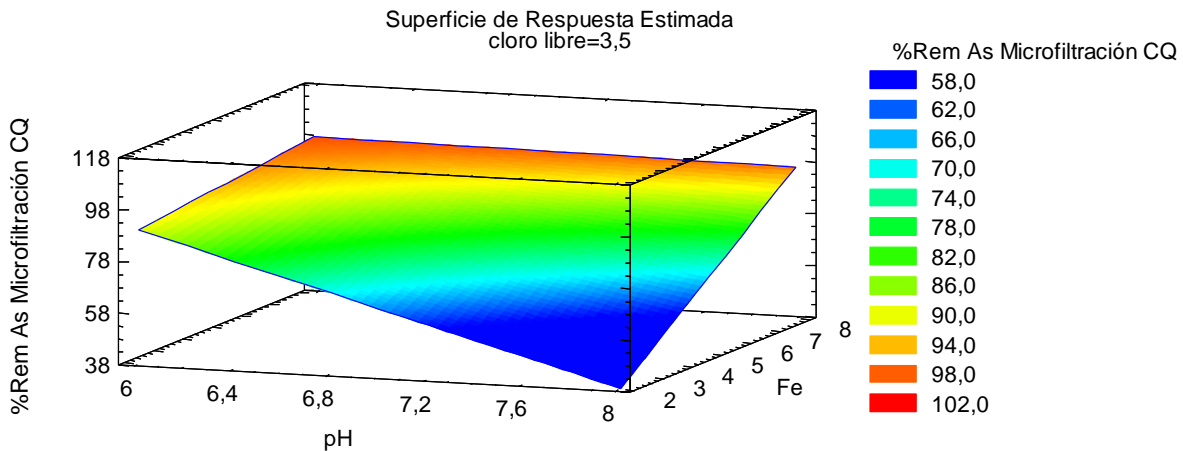


Figura 5-16. Superficie de respuesta estimada para remoción de As por CQ-microfiltración.

5.4 CONCLUSIONES (COMENTARIOS FINALES).

Los resultados de las pruebas realizadas con corriente directa, mostraron que el uso de la microfiltración ofrece una opción para obtener porcentajes de remoción de arsénico mayores a los alcanzados con la floculación-sedimentación convencional.

Las pruebas realizadas empleando corriente pulsada mostraron que es posible utilizar una menor concentración de hierro para remover arsénico a niveles que cumplen con el límite permisible que establece la NOM-127 SSA1, Modificación 2000. Este punto aunado al menor consumo energético observado, hacen preveer el uso de corriente pulsada como una opción técnica y económicamente viable para la remoción de arsénico a nivel de planta potabilizadora.

No se tiene muy claro cuál sería el proceso para optimizar la remoción del arsénico, por lo que se recomienda realizar pruebas adicionales que permitan determinar las condiciones para lograr una eficiente remoción a un menor costo.

5.5 BIBLIOGRAFÍA

González-Herrera A., García López A. J., Rodríguez Castillo J., Martínez Espíndola E. K. (2016). DÉCIMO SEXTO INFORME PARCIAL Periodo 1 al 31 de julio de 2016. *Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango*. CONVENIO DE COLABORACIÓN CONAGUA-IMTA SGAPDS-OCCCN-RL-15-06-FED-CC.

6 PRUEBAS DE TRATABILIDAD EN CONTINUO PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO A NIVEL SEMIPILOTO

6.1 METODOLOGÍA

6.1.1 PREPARACIÓN DE AGUA SINTÉTICA

Se trabajo con agua del pozo del IMTA. Para todas las pruebas se ajustó la conductividad eléctrica (CE) a valores de 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ o cercanos a él con NaCl; la CE se midió con un conductímetro marca Thermo Scientific Orion Star A329.

El agua sintética se ajustó a diferentes concentraciones de arsénico mediante la adición de la sal arsenato de sodio de la marca Spectrum, lote OK0245, pureza 98.0-102.0 %. Para aquellos experimentos en los que se requirió la presencia de cloro libre se adicionó hipoclorito de sodio de marca comercial, el pH se modificó mediante la adición de ácido clorhídrico o hidróxido de sodio según el valor requerido.

6.1.2 DETERMINACIONES ANALÍTICAS

El arsénico se midió mediante una técnica fotométrica con el equipo Arsenator. El método se basa en una variación del método Gutzeit, y consiste en transformar el arsénico presente en el agua, en gas arsina (AsH_3) con la ayuda del ácido sulfámico y la tableta de borohidruro de sodio que luego reacciona con bromuro mercuríco contenido en un filtro del equipo, el cual muestra una coloración marrón proporcional a la concentración de arsénico (en $\mu\text{g}/\text{L}$) en la muestra, el equipo que se utilizó en estas pruebas fue un Arsenator marca Palintest modelo Digipass.

El hierro se determinó mediante una técnica colorimétrica con el método FerroVer. Para realizar una cuantificación correcta del hierro es necesario agregar una gota de HNO_3 a un volumen de 40 ml de muestra para disolver las partículas que se hayan aglomerado, posteriormente se hace la preparación de la disolución y se vierte a una celda el volumen de 25 ml, se agrega un sobre del reactivo FerroVer que reacciona con el hierro disuelto, y la mayoría de las formas insolubles del hierro presentes en la

muestra, para producir hierro ferroso soluble. El hierro ferroso reacciona con la fenantrolina 1,10 (reactivo FerroVer) para formar un color naranja proporcional a la concentración de hierro, después de transcurridos 3 minutos de haber disuelto el reactivo las muestras se midieron a 510 nm en un espectrofotómetro de la marca Hach modelo DR 2800.

El cloro se analizó por la técnica colorimétrica de DPD -Cloro libre, el cloro presente en la muestra en forma de ácido hipocloroso y/o de ión hipoclorito (cloro libre o cloro libre disponible) reacciona inmediatamente con el DPD (N,N-dietil p-fenileno-diamina) para formar un color rosa proporcional a la concentración de cloro, las muestras se miden a 530 nm inmediatamente después de disolver el reactivo en un espectrofotómetro de la marca Hach modelo DR 2800.

Para aquellos casos donde se usó coagulación química, la dosificación de hierro se preparó con cloruro férrico, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ Marca: SIGMA, pureza: 98%, Lote 127H0548.

6.1.3 TREN DE TRATAMIENTO SEMIPILOTO

El tren de tratamiento es el mismo que el descrito en la sección de las pruebas de tratabilidad mediante electroagulación acoplada a filtración en serie para remover contaminantes emergentes. A continuación se muestra una fotografía (Figura 6-1) del tren de tratamiento estudiado.



Figura 6-1 Fotografía de la planta semipiloto para remover arsénico.

Se realizaron 7 pruebas experimentales con concentraciones de 100, 200 y 500 $\mu\text{g/L}$ de arsénico. En la Tabla 6-1 se presentan las concentraciones iniciales del agua cruda en las pruebas experimentales que se estudiaron .

Tabla 6-1. Condiciones de prueba con el tren de tratamiento semipiloto

PRUEBA	ETAPAS ACOPLADAS	CONDICIONES INICIALES DEL AGUA CRUDA						
		CONDICIÓN	pH	Cl ₂	As	CE	SDT	T
			UpH	mg/L	µg/L	µS/cm	mg/L	°C
1	CQ- FILTRACIÓN (TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	-	2.00	100	-	-	-
		REAL	7.60	2.09	139	-	-	-
			7.90	2.05	110	-	-	-
2	ECD-FILTRACIÓN (TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	-	3.25	100	400	200	25.00
		REAL	7.86	3.12	100	280	112	21.80
3	ECP-FILTRACIÓN (TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	6.00	3.25	100	400	200	25.00
		REAL	6.22	3.25	92	381	122	21.6
4	CQ-CLARIF GRANULAR-FILTRACIÓN (TASA DE FLOCULACIÓN = 3.18 m ³ /m ² h, TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	6.00	0.50	200	400	200	-
		REAL	5.96	0.73	200	423	177	-
5	ECD-CLARIF GRANULAR-FILTRACIÓN (TASA DE FLOCULACIÓN = 3.18 m ³ /m ² h, TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	6.00	6.50	200	400	200	25.00
		REAL	5.96	6.30	218	466	200	22.90
6	ECP-FILTRACIÓN (TASA FILTRACIÓN= 6.10 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	6.00	6.50	200	400	200	25.00
		REAL	6.09	6.40	192	421	177	21.60
			6.02	6.50	194	361	151	20.50
			6.07	6.35	192	351	147	21.60
			6.63	6.45	192	352	148	19.10
			5.88	6.60	192	374	150	18.70
			6.13	6.55	192	351	152	19.30
			6.60	6.60	190	364	145	21.50
			6.02	6.55	178	389	155	22.10
5.71	6.60	178	440	176	23.50			
7	ECP-CLARIF GRANULAR-FILTRACIÓN (TASA DE FLOCULACIÓN = 3.18 m ³ /m ² h, TASA DE FILTRACIÓN = 12.3 m ³ /m ² h)	TEÓRICA	6.00	6.50	500	400	200	25.00
		REAL	6.12	6.65	470	433	173	20.80

*La tasa de floculación se refiere al clarificador granular.

6.1.4 TRATABILIDAD DE LOS LODOS PRODUCIDOS MEDIANTE ELECTROCOAGULACIÓN

El estudio de caracterización y tratamiento de residuos se realizó con los obtenidos en el proceso experimental compuesto por electrocoagulación-clarificador de gravas-filtración, descrito en la sección 6.1.3, prueba 7. La concentración de arsénico en el agua cruda en dicha prueba fue de 500 µg/L, ver Sección 6.2.1.7.

El residuo o subproducto de dicho proceso de tratamiento es el hidróxido hidratado de hierro obtenido del proceso de electrocoagulación más el arsénico removido que fue adsorbido o coprecipitado en éste.

Dicho residuo se retiene en el clarificador granular y en los filtros, que deben ser lavados periódicamente para mantener su porosidad. El agua producida al realizar el lavado de estas unidades contiene el hidróxido de hierro (sólido hidratado) en muy bajas concentraciones por lo que para el manejo del mismo es imprescindible quitarle el mayor porcentaje de agua posible.

Uno de los propósitos del tratamiento de residuos de la potabilización es la recuperación de la mayor cantidad de agua. Es ideal aprovechar el agua separada del lodo, regresándola al proceso de tratamiento por lo que se requiere que ésta tenga la mejor calidad posible; es decir con la menor cantidad de sólidos suspendidos, hierro y arsénico.

Para este estudio, una vez terminada la corrida experimental se lavaron tanto el clarificador granular como los dos filtros (FAA y FCA) y se obtuvo un volumen aproximado de 60 L de agua de lavado.

Con la finalidad de separar los sólidos contenidos en el agua del lavado se realizaron pruebas para seleccionar el polímero que brindara el mejor desempeño para aglutinar el residuo (lodo) y que a la vez el agua separada tuviera la menor concentración de hierro y arsénico.

Del trabajo previo realizado en 2015 se obtuvo que para este tipo de residuos los polímeros aniónicos logran los mejores resultados, en la Tabla 6-2 se presentan los que mejor eficiencia presentaron en dicho trabajo. Para esta prueba se emplearon los mismos productos.

Tabla 6-2 Polímeros que se utilizaron es este estudio

Marca	Carga	Clasificación
Buckman	Aniónica	Bufloc 5631
Buckman	Aniónica	Bufloc 5290
Buckman	Aniónica	Bufloc 5426

6.1.4.1 SELECCIÓN DEL MEJOR POLÍMERO PARA EL TRATAMIENTO DE LODO DE ELECTROCOAGULACIÓN

El tratamiento consistió en aplicar diversas dosis de polímero de cada uno de los mencionados en la Tabla 6-2.

Para hacer la evaluación se empleó un equipo de jarras, con jarras de 1 L de capacidad, para proveer o simular la etapa de mezcla rápida. Las condiciones establecidas para la pruebas fueron las siguientes: gradiente de velocidad de 300 s^{-1} durante 15 segundos y posteriormente el agua se colocó en conos Imhoff y se dejó sedimentar durante 90 minutos, al término de este lapso se le determinó al agua sobrenadante la turbiedad, color aparente y sólidos suspendidos totales, así como la concentración de hierro y arsénico. También se midió el volumen de lodo sedimentado en el como Imhoff. Con base en esto se eligió el polímero con el que se obtuvo el mejor resultado.

6.2 RESULTADOS

6.2.1 EVALUACIÓN TÉCNICA: EFICIENCIAS DE REMOCIÓN

6.2.1.1 PRUEBA 1. COAGULACIÓN QUÍMICA - FILTRACIÓN CON 100 $\mu\text{G/L}$ DE AS

En la Tabla 6-3, Tabla 6-4 y Tabla 6-5 se puede observar que no se alcanzó a remover el arsénico necesario para obtener concentraciones finales por debajo de los 25 $\mu\text{g/L}$ que marca la NOM-127-SSA1-1994.

Durante las primeras horas los porcentajes estuvieron por arriba del 80 % y después cayeron hasta un 58.18 y 50.91 % para el filtro de arena-antracita y carbón activado respectivamente. Esto se puede atribuir a que no se realizó ajuste de pH, o a que la tasa de filtración es alta. La prueba se hizo a una tasa de filtración de 12 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$, que es el doble de lo que actualmente se utiliza en los filtros de la Comarca Lagunera para remoción de arsénico, por lo que la tasa de filtración es importante que sea del orden de 6 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ para asegurar que el hierro y el arsénico se retengan en el filtro y se cumpla con valores de concentración menores a 25 $\mu\text{g/L}$ de arsénico.

La dosificación de hierro se mantuvo bastante estable durante el tiempo que duró la prueba, sin embargo, sólo se logró remover entre el 95.78 y 96.73 % de éste a través de los filtros, por lo que se requiere incrementar la remoción de hierro para aumentar la remoción de arsénico. No hubo cambios significativos en el pH. La relación de Fe dosificado / Arsénico removido para el filtro de arena – antracita fue de 45.79 y para de carbón activado fue de 46.47.

Tabla 6-3 Resultados de la prueba 1 de coagulación química con cloruro férrico

MEZCLA RÁPIDA								
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Fe _{TEO}	Fe _{DOSIF}
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	μS/cm	mg/L	mg/L	mg/L
120	2	2.60	7.27	23.8	370	184.70	4.00	4.00
240	4	2.60	7.20	24.2	364	181.80	4.00	4.20
360	6	2.60	7.15	23.7	369	184.30	4.00	3.90
480	8	2.60	7.14	23.8	346	172.90	4.00	3.90
PROMEDIO		2.60	7.19	23.9	362.2	180.93	4.00	4.00
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.06	0.22	11.15	5.50	0.00	0.14
MÍNIMO		2.60	7.14	23.70	346	172.90	4.00	3.90
MÁXIMO		2.60	7.27	24.20	370	184.70	4.00	4.20

Tabla 6-4. Continuación de resultados de la prueba 1 de coagulación química con cloruro férrico, efluente de los filtros.

FILTROS											
FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)											
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Fe _{Dosif/As}	Fe _{REM} / As _{REM}
MIN	H	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L		
120	2	1.30	7.27	23.6	365	182.5	0.83	0.07	15	32	32
240	4	1.30	7.35	23.8	365	182.5	1.37	0.00	24	36	36
360	6	1.30	7.17	23.7	368	183.7	1.25	0.05	37	53	53
480	8	1.30	7.12	23.9	347	173.5	1.20	0.54	46	61	53
PROMEDIO		1.30	7.23	23.7	361	180.5	1.16	0.17	30.5	46	43
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.10	0.13	9.60	4.73	0.23	0.25	13.7	13.62	10.87
MÍNIMO		1.30	7.12	23.6	347	173.5	0.83	0.00	15	32.26	31.69
MÁXIMO		1.30	7.35	23.9	368	183.7	1.37	0.54	46	60.94	52.74
FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)											
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Fe _{DOS / As_{REM}}	Fe _{REM} / As _{REM}
MIN	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L		
120	2	1.30	7.21	23.6	366	182.	0.00	0.02	25	36	34.91
240	4	1.30	7.16	23.8	363	181	0.01	0.00	16	34	34.15
360	6	1.30	6.95	23.4	366	183	0.01	0.02	27	47	46.75
480	8	1.30	7.18	23.8	348	174	0.01	0.47	54	69	61.25
PROMEDIO		1.30	7.13	23.6	361	180.3	0.01	0.13	30.5	46	44.26
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.12	0.19	8.62	4.33	0.01	0.23	16	16	12.71
MÍNIMO		1.30	6.95	23.4	348.0	174	0.00	0.00	16	34.	34.15
MÁXIMO		1.30	7.21	23.8	366	183	0.01	0.47	54	69	61.25

Tabla 6-5. Remoción de la prueba 1 de coagulación química con cloruro férrico.

REMOCIÓN (%)							
TIEMPO DE OPERACIÓN		FAA			FCA		
		Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
MINUTOS	HORAS						
120	2	60.29	98.25	89.21	100.00	99.50	82.01
240	4	34.45	100.00	82.73	99.52	100.00	88.49
360	6	39.02	98.72	66.36	99.51	99.49	75.45
480	8	41.46	86.15	58.18	99.51	87.95	50.91
PROMEDIO		43.81	95.78	74.12	99.64	96.73	74.22
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		11.37	6.46	14.33	0.24	5.86	16.42
MÍNIMO		34.45	86.15	58.18	99.51	87.95	50.91

6.2.1.2 PRUEBA 2. ELECTROCOAGULACIÓN CON CORRIENTE DIRECTA (ECD) – FILTRACIÓN CON 100 µG/L DE AS

Se realizó una prueba de 4 horas. En la Tabla 6-6, Tabla 6-7, Tabla 6-8 y Tabla 6-9 se puede observar que no se alcanzó a remover el arsénico por debajo de los 25 µg/L en el filtro de arena-antracita, mientras que en el de carbón activado apenas si se logró estar por debajo de este límite con un valor promedio de 23.50 µg/L. Prácticamente se remueve la totalidad del hierro dosificado. La eficiencia de producción de hierro en el reactor fue de 88.07 %. La relación de Fe dosificado / Arsénico removido para el filtro de arena – antracita fue de 49.67 y para el de carbón activado de 47.34. No hubo cambios significativos en el pH.

Tabla 6-6. Resultados de la prueba 2 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) en la salida del reactor.

REACTOR											
TIEMPO DE OPERACIÓN				Q	pH	T	CE	SDT	Fe _{PRO}	Fe _{TEO}	EFICIENCIA DE PRODUCCIÓN
MIN	HORAS	I	V								
		A	V	L/min	UpH	°C	μS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	%
120	2	0.616	3.43	2.60	7.72	22.6	301	120	3.62	4.11	88.07
240	4	0.616	3.08	2.60	7.79	23.0	304	122	3.62	4.11	88.07
PROMEDIO		0.62	3.26	2.60	7.76	22.8	302	121	3.62	4.11	88.07
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.25	0.00	0.05	0.28	2.12	1.41	0.00	0.00	0.00
MÍNIMO		0.62	3.08	2.60	7.72	22.6	301	120	3.62	4.11	88.07
MÁXIMO		0.62	3.43	2.60	7.79	23.0	304	122	3.62	4.11	88.07

**Tabla 6-7. Continuación de resultados de la prueba 2 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) ,
efluentes de filtros.**

FILTROS														
FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)														
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Cl ₂ REM / AS REM	Fe PRO / AS REM	Fe REM / AS REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L				
120	2	1.30	7.79	22.60	300	120	0.55	0.02	24	0.024	41.05	33.82	47.63	47.37
240	4	1.30	7.74	23.10	305	122	0.66	0.02	30	0.030	44.57	51.71	51.43	
PROMEDIO		1.30	7.77	22.85	302.5	121	0.61	0.02	27	0.027	42.81	34.48	49.67	49.40
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.04	0.35	3.54	1.41	0.08	0.00	4.24	0.004	2.49	0.94	2.89	2.87
MÍNIMO		1.30	7.74	22.60	300	120	0.55	0.02	24	0.024	41.05	33.82	47.63	47.37
MÁXIMO		1.30	7.79	23.10	305	122	0.66	0.02	30	0.030	44.57	35.14	51.71	51.43

Tabla 6-8 Continuación. Resultados de la prueba 2 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD), efluentes de filtros.

FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)														
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Cl ₂ REM / As REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L				
120	2	1.30	7.51	22.60	298	119	0.01	0.06	22	0.022	40.00	39.87	46.41	45.64
240	4	1.30	7.64	23.30	304	121	0.01	0.05	25	0.025	41.60	41.47	48.27	47.60
PROMEDIO		1.30	7.58	22.95	301	120	0.01	0.06	23.50	0.024	40.80	40.67	47.34	46.62
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.09	0.49	4.24	1.41	0.00	0.01	2.12	0.002	1.13	1.13	1.31	1.39
MÍNIMO		1.30	7.51	22.60	298	119	0.01	0.05	22	0.022	40.00	39.87	46.41	45.64
MÁXIMO		1.30	7.64	23.30	304	121	0.01	0.06	25	0.025	41.60	41.47	48.27	47.60

Tabla 6-9. Remoción de la prueba 2 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD).

REMOCIÓN (%)							
TIEMPO DE OPERACIÓN		FAA			FCA		
		Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
MINUTOS	HORAS						
120	2	82.37	99.45	76.00	99.68	98.34	78.00
240	4	78.85	99.45	70.00	99.68	98.62	75.00
PROMEDIO		80.61	99.45	73.00	99.68	98.48	76.50
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		2.49	0.00	4.24	0.00	0.20	2.12
MÍNIMO		78.85	99.45	70.00	99.68	98.34	75.00
MÁXIMO		82.37	99.45	76.00	99.68	98.62	78.00

6.2.1.3 PRUEBA 3 DE ELECTROCOAGULACIÓN CON CORRIENTE PULSADA (ECP) – FILTRACIÓN CON 100 µG/L DE AS

En la Tabla 6-10, Tabla 6-11, Tabla 6-12 y Tabla 6-13 se puede observar que se alcanzó a remover el arsénico por debajo de los 25 µg/L en el filtro de arena-antracita y en el de carbón activado. Prácticamente se remueve la totalidad del hierro dosificado. La eficiencia de producción de hierro en el reactor fue de 97.22 %. La relación de Fe Producido / Arsénico Removido para el filtro de arena –antracita fue de 25.78 y para el de carbón activado fue de 24.70. No hubo cambios significativos en el pH.

Tabla 6-10. Resultados de la prueba 3 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida del reactor.

REACTOR											
TIEMPO DE OPERACIÓN		CAMBIO DE POLARIDAD		Q	pH	T	CE	SDT	Fe _{PRO}	Fe _{TEO}	EFICIENCIA DE PRODUCCIÓN
		I	V								
MIN	HORAS	A	V	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	%
120	2	0.316	1.39	2.60	6.46	22.2	384	188	2.11	2.11	100.06
240	4	0.316	1.44	2.60	6.50	22.2	388	190	1.99	2.11	94.37
PROMEDIO		0.316	1.42	2.60	6.48	22.2	386	189	2.05	2.11	97.22
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.000	0.04	0.00	0.03	0.00	2.83	1.41	0.08	0.00	4.02
MÍNIMO		0.316	1.39	2.60	6.46	22.2	384	188	1.99	2.11	94.37
MÁXIMO		0.316	1.44	2.60	6.50	22.2	388	190	2.11	2.11	100.06

Tabla 6-11. Continuación de resultados de la prueba 3 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en efluentes de filtros.

FILTROS												
FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)												
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Fe ^{PRO} / As	Fe ^{REM} / As ^{REM}
MIN	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L			
120	2	1.30	6.70	22.30	386.00	189.00	1.02	0.01	11.00	40.12	26.05	25.93
240	4	1.30	6.59	22.20	387.00	190.00	0.92	0.01	14.00	41.67	25.38	
PROMEDIO		1.30	6.65	22.25	386.50	189.50	0.97	0.01	12.50	40.90	25.78	25.66
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.08	0.07	0.71	0.71	0.07	0.00	2.12	1.09	0.38	0.38
MÍNIMO		1.30	6.59	22.20	386.00	189.00	0.92	0.01	11.00	40.12	25.51	25.38
MÁXIMO		1.30	6.70	22.30	387.00	190.00	1.02	0.01	14.00	41.67	26.05	25.93

Tabla 6-12. Continuación de resultados de la prueba 3 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en efluentes de filtros.

FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)												
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Fe ^{PRO} / AS ^{REM}	Fe ^{REM} / AS ^{REM}
MIN	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L			
120	2	1.30	6.99	22.20	387.00	190.00	0.02	0.09	7.00	38.24	24.82	23.76
240	4	1.30	6.72	22.20	387.00	190.00	0.01	0.06	11.00	40.12	24.57	23.83
PROMEDIO		1.30	6.86	22.20	387.00	190.00	0.02	0.08	9.00	39.18	24.70	23.80
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.19	0.00	0.00	0.00	0.01	0.02	2.83	1.34	0.18	0.04
MÍNIMO		1.30	6.72	22.20	387.00	190.00	0.01	0.06	7.00	38.24	24.57	23.76
MÁXIMO		1.30	6.99	22.20	387.00	190.00	0.02	0.09	11.00	40.12	24.82	23.83

Tabla 6-13. Remoción de la prueba 3 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP).

REMOCIÓN (%)							
TIEMPO DE OPERACIÓN		FAA			FCA		
		Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
MINUTOS	HORAS						
120	2	68,62	99,53	88,04	99,38	95,73	92,39
240	4	71,69	99,53	84,78	99,69	97,15	88,04
PROMEDIO		70,15	99,53	86,41	99,54	96,44	90,22
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		2,18	0,00	2,31	0,22	1,01	3,07
MÍNIMO		68,62	99,53	84,78	99,38	95,73	88,04
MÁXIMO		71,69	99,53	88,04	99,69	97,15	92,39

6.2.1.4 PRUEBA 4 DE COAGULACIÓN QUÍMICA – CLARIFICACIÓN GRANULAR - FILTRACIÓN CON 200 µG/L DE AS

Se realizó una prueba de 5 horas. Se utilizó clarificación granular acoplado a filtración en paralelo a través de arena antracita y carbón activado. En la Tabla 6-14, Tabla 6-15, Tabla 6-16 y Tabla 6-17 se puede observar que se alcanzó a remover el 27.40 % del arsénico inicial en la clarificación granular, mientras que en el filtro de arena-antracita y en el de carbón activado se obtuvieron el 94.00 y 94.50 % de remoción respectivamente, esto se logró con una dosis promedio de 9.92 mg/L de hierro, el cual, se logró remover por arriba del 98% en ambos filtros. La relación de Fe Dosificado / Arsénico Removido para el filtro de arena –antracita fue de 52.93 y para el de carbón activado fue de 52.62. La unidad de clarificación ayudó a retener una gran cantidad de sólidos que permitió remover eficientemente el arsénico en las unidades de filtración. Por lo que aún cuando la tasa de filtración fue de 12 m³/m²h se lograron obtener concentraciones de arsénico entre 11 y 12 µg/L en el agua ya tratada. La dosificación de coagulante requiere mucha atención porque por momentos la bomba dosificadora se puede desajustar. Como se

observó a la tercera hora de esta prueba, aun así el sistema mostró que mantiene la eficiencia de remoción. El pH del agua tratada debe ajustarse ya que puede estar por debajo de 6.5 y la NOM-127-SSA1-1994 señala que el pH debe estar entre 6.5 y 8.5.

Tabla 6-14. Resultados de la prueba 4 de coagulación química en la salida de la mezcla rápida.

MEZCLA RÁPIDA								
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	T	Fe _{DOS}	Fe _{TEO}
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	µS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L
60	1	2.60	5.24	468.00	196.00	23.60	10.70	8.00
120	2	2.60	4.68	474.00	199.00	23.80	16.50	8.00
180	3	2.60	5.57	462.00	194.00	23.90	3.70	8.00
240	4	2.60	4.76	475.00	199.00	24.20	8.50	8.00
300	5	2.60	4.70	474.00	194.00	24.20	10.20	8.00
PROMEDIO		2.60	4.99	470.60	196.40	23.94	9.92	8.00
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.40	5.55	2.51	0.26	4.60	0.00
MÍNIMO		2.60	4.68	462.00	194.00	23.60	3.70	8.00
MÁXIMO		2.60	5.57	475.00	199.00	24.20	16.50	8.00

Tabla 6-15. Continuación de resultados de la prueba 4 de coagulación química en la salida de clarificación granular.

CLARIFICACIÓN GRANULAR (CGR)											
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Fe ^{DOS} / As ^{REM}	Fe ^{REM} / As ^{REM}
MIN	HORAS	L/min	UpH	µS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L	mg/L
60	1	2.60	5.36	469	196	24	0.54	4.08	136	167	103
120	2	2.60	4.83	474	199	24	0.15	6.30	170	550	340
180	3	2.60	5.34	460	193	24	0.62	3.20	162	97	13
240	4	2.60	4.84	472	199	24	0.73	1.18	138	137	118
300	5	2.60	4.84	473	199	24	0.53	5.10	120	127	64
PROMEDIO		2.60	5.04	469	197	24	0.51	3.97	145	216	128
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.28	5.68	2.68	0	0.22	1.94	20.43	188	125
MÍNIMO		2.60	4.83	460	193	24	0.15	1.18	120	97	13
MÁXIMO		2.60	5.36	474	199	24	0.73	6.30	170	550	340

Tabla 6-16. Continuación de resultados de la prueba 4 de coagulación química en los efluentes de filtros.

FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)															
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / Fe REM	Cl ₂ REM / Fe REM	Cl ₂ DOS / As REM	Cl ₂ REM / As REM	Fe DOS / As REM	Fe REM / As REM
MIN	HORAS	L/min	UpH	μS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
60	1	1.30	5.65	472.0	198	23.6	0.25	0.02	18	0.07	0.04	4.01	2.64	58.8	58
120	2	1.30	5.32	476.0	200	23.9	0.02	0.04	13	0.04	0.04	3.90	3.80	88.2	88
180	3	1.30	5.19	460.0	193	23.9	0.30	0.25	13	0.21	0.12	3.90	2.30	19.8	18
240	4	1.30	5.28	473.0	199	24.2	0.32	0.01	1.0	0.09	0.05	3.67	2.06	42.7	42
300	5	1.30	5.08	472.0	199	24.2	0.27	0.03	15	0.07	0.05	3.95	2.49	55.1	54
PROMEDIO		1.30	5.30	470.6	197.8	23.9	0.23	0.07	12	0.10	0.06	3.89	2.66	52.9	52
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.22	6.15	2.77	0.25	0.12	0.10	6.48	0.07	0.04	0.13	0.67	24.9	25
MÍNIMO		1.30	5.08	460.0	193.0	23.6	0.02	0.01	1.00	0.04	0.04	3.67	2.06	19.8	18
MÁXIMO		1.30	5.65	476.0	200.0	24.2	0.32	0.25	18	0.21	0.12	4.01	3.80	88.2	88
FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)															
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / Fe REM	Cl ₂ REM / Fe REM	Cl ₂ DOS / As REM	Cl ₂ REM / As REM	Fe DOS / As REM	Fe REM / As REM
MIN	HORAS	L/min	UpH	μS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
60	1	1.30	6.49	462.0	194.0	23.7	0.01	0.02	8.00	0.07	0.07	3.80	3.75	55.7	55.6
120	2	1.30	6.18	468.0	195.0	24.2	0.02	0.02	11.0	0.04	0.04	3.86	3.76	87.3	87.2
180	3	1.30	6.07	460.0	193.0	24.0	0.00	0.04	8.00	0.20	0.20	3.80	3.80	19.2	19.0
240	4	1.30	6.04	467.0	196.0	24.1	0.01	0.04	10.0	0.09	0.09	3.84	3.79	44.7	44.5
300	5	1.30	5.96	466.0	196.0	24.3	0.00	0.03	18.0	0.07	0.07	4.01	4.01	56.0	55.8
PROMEDIO		1.30	6.15	464.6	194.8	24.0	0.01	0.03	11.0	0.09	0.09	3.86	3.82	52.6	52.4
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.21	3.44	1.30	0.23	0.01	0.01	4.12	0.06	0.06	0.09	0.11	24.4	24.5
MÍNIMO		1.30	5.96	460.0	193.0	23.7	0.00	0.02	8.00	0.04	0.04	3.80	3.75	19.2	19.0
MÁXIMO		1.30	6.49	468.0	196.0	24.3	0.02	0.04	18.0	0.20	0.20	4.01	4.01	56.0	87.2

Tabla 6-17. Remoción de la prueba 4 de coagulación química.

REMOCIÓN (%)										
TIEMPO DE OPERACIÓN		CGR			FAA			FCA		
MIN	horas	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
60	1	26.03	61.87	32	65.75	99.8	91.0	98.63	99.8	96.0
120	2	79.45	61.82	15	97.26	99.7	93.5	97.26	99.9	94.5
180	3	15.07	13.51	19.0	58.90	93.2	93.5	100	98.9	96.0
240	4	0.00	86.12	31	56.16	99.9	99.5	98.63	99.5	95.0
300	5	27.40	50.00	40	63.01	99.7	92.5	100	99.7	91.0
PROMEDIO		29.59	54.66	27.4	68.22	98.5	94.0	98.90	99.6	94.5
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		29.96	26.49	10.2	16.65	2.93	3.24	1.15	0.39	2.06
MÍNIMO		0.00	13.51	15	56.16	93.2	91.0	97.26	98.9	91.0
MÁXIMO		79.45	86.12	40	97.26	99.9	99.5	100	99.9	96.0

6.2.1.5 PRUEBA 5. ECD- CLARIFICACIÓN GRANULAR-FILTRACIÓN CON 200 $\mu\text{G/L}$ DE AS

Se realizó una prueba de 7 horas, se utilizó clarificación granular acoplado a filtración en paralelo a través de arena antracita y carbón activado. En la Tabla 6-18, Tabla 6-19, Tabla 6-20 Tabla 6-21 y Tabla 6-22, se puede observar que se alcanzó a remover el 61.21 % del arsénico inicial en la floculación, mientras que a su paso por el filtro de arena-antracita y el de carbón activado se logró obtener una remoción acumulada del 93.05 y 94.36 % respectivamente. Esto se obtuvo con una dosis promedio de 7.44 mg/L de hierro, del cual se logró remover más del 99% después de pasar por ambos filtros. La relación de Fe Producido/Arsénico removido para el filtro de arena – antracita fue de 36.65 y para el de carbón activado fue de 36.18. La unidad de floculación ayudó a retener una gran cantidad de sólidos que permitió remover eficientemente el arsénico en las unidades de filtración. Por lo que aún cuando la tasa de filtración fue de 12 m³/m²h

se lograron obtener concentraciones de arsénico entre 12.29 y 15.14 $\mu\text{g/L}$ en el agua ya tratada. La eficiencia de producción de hierro en el reactor fue del 100%. No hubo cambios significativos en el pH.

Tabla 6-18. Resultados de la prueba 5 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) en la salida del reactor.

REACTOR													
TIEMPO DE OPERACIÓN		CAMBIO DE POLARIDAD		Q	pH	CE	SDT	T	Fe _{PRO}	Fe _{TEO}	Cl ₂ DOS / Fe _{PRO}	Cl ₂ DOS / As	EFICIENCIA DE PRODUCCIÓN
		I	V										
MINUTOS	HORAS	A	V	L/min	UpH	$\mu\text{S/cm}$	mg/L	$^{\circ}\text{C}$	mg/L	mg/L			%
60	1	1.100	3.90	2.60	6.52	479.00	207.00	27.00	7.30	7.34	0.86	28.90	99.45
120	2	1.100	3.70	2.60	6.48	479.00	207.00	24.00	7.30	7.34	0.86	28.90	99.45
180	3	1.100	3.60	2.60	6.54	483.00	208.00	24.40	7.50	7.34	0.84	28.90	102.18
240	4	1.100	3.40	2.60	6.00	488.00	205.00	25.20	8.20	7.34	0.77	28.90	111.71
300	5	1.100	3.50	2.60	6.57	488.00	205.00	24.80	7.20	7.34	0.88	28.90	98.09
360	6	1.100	3.50	2.60	6.63	494.00	207.00	25.40	7.30	7.34	0.86	28.90	99.45
420	7	1.100	3.50	2.60	6.57	499.00	209.00	25.90	7.25	7.34	0.87	28.90	98.77
PROMEDIO		1.100	3.59	2.60	6.47	487.14	206.86	25.24	7.44	7.34	0.85	28.90	101.30
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.000	0.17	0.00	0.21	7.52	1.46	1.00	0.35	0.00	0.04	0.00	4.76
MÍNIMO		1.100	3.40	2.60	6.00	479.00	205.00	24.00	7.20	7.34	0.77	28.90	98.09
MÁXIMO		1.100	3.90	2.60	6.63	499.00	209.00	27.00	8.20	7.34	0.88	28.90	111.71

Tabla 6-19. Continuación de resultados de la prueba 5 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) en la salida de clarificación granular.

CLARIFICACIÓN GRANULAR (CGR)															
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS/ Fe REM	Cl ₂ REM/ Fe REM	Cl ₂ DOS/ AS REM	Cl ₂ REM/ AS REM	Fe ^{PRO} / AS REM	Fe ^{REM} / AS REM
MIN	HORAS	L/mi n	UpH	μS/c m	mg/L	°C	mg/ L	mg/ L	μg/L						
60	1	2.60	6.52	473	204	23.7	0.06	2.86	94	1.42	1.41	50.8	50.3	58.8	35.8
120	2	2.60	6.49	480	206	24.3	1.32	2.12	82	1.22	0.96	46.3	36.6	53.7	38.1
180	3	2.60	6.55	483	208	24.5	1.36	2.76	96	1.33	1.04	51.6	40.5	61.5	38.8
240	4	2.60	6.58	488	210	24.9	0.90	2.20	82	1.05	0.90	46.3	39.7	60.3	44.1
300	5	2.60	6.62	489	206	25.2	0.94	2.84	94	1.44	1.23	50.8	43.2	58.1	35.2
360	6	2.60	6.69	496	208	25.8	0.96	2.26	80	1.25	1.06	45.6	38.7	52.9	36.5
420	7	2.60	6.67	495	207	28.5	0.70	2.88	64	1.44	1.28	40.9	36.4	47.1	28.4
PROMEDIO		2.60	6.59	486	207	25.3	0.89	2.56	84.6	1.31	1.13	47.5	40.8	56.0	36.7
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.08	8.24	1.91	1.57	0.44	0.35	11.3	0.15	0.18	3.84	4.82	5.09	4.73
MÍNIMO		2.60	6.49	473	204	23.7	0.06	2.12	64.0	1.05	0.90	40.9	36.6	47.1	28.4
MÁXIMO		2.60	6.69	496	210	28.5	1.36	2.88	96.0	1.44	1.41	51.6	50.3	61.5	44.1

Tabla 6-20. Continuación de resultados de la prueba 5 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) en la salida de los filtros. Caudal = 1.30 L/min

FILTROS											
FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)											
TIEMPO DE OPERACIÓN		pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / As REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
min	h	UpH	μS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	μg/L			
60	1	6.87	472	203	23.5	0.28	0.04	18	31.5	36.5	36.3
120	2	6.49	482	207	24.30	0.72	0.06	18	31.5	36.5	36.2
180	3	6.93	481	207	24.50	0.48	0.01	6	29.7	35.4	35.3
240	4	6.82	488	205	25.20	0.57	0.04	11	30.4	39.6	39.4
300	5	6.72	491	206	25.30	0.68	0.11	15	31.0	35.5	34.9
360	6	6.70	494	207	25.70	0.52	0.05	17	31.3	36.3	36.1
420	7	6.79	492	206	25.70	0.47	0.10	21	31.9	36.8	36.3
PROMEDIO		6.76	486	205.9	24.89	0.53	0.06	15.1	31.1	36.6	36.3
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.14	7.8	1.46	0.82	0.15	0.04	5.08	0.76	1.41	1.45
MÍNIMO		6.49	472	203.00	23.50	0.28	0.01	6	29.7	35.4	34.9
MÁXIMO		6.93	494	207.00	25.70	0.72	0.11	21	31.9	39.6	39.4

Tabla 6-21 Continuación de resultados de la prueba 5 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD) en la salida de los filtros. Caudal = 1.30 L/min

FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)											
TIEMPO DE OPERACIÓN		pH	CE	SDT	T	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / As REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
MIN	HORA S	UpH	μS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	μg/L			
60	1	6.87	466	201	23.5	0.02	0.01	13	31	36	35
120	2	6.93	476	204	24.3	0.00	0.05	2	29	34	33
180	3	6.68	478	206	24.5	0.02	0.04	2	29	34	34
240	4	7.03	486	204	25.2	0.57	0.04	12	30	40	40
300	5	6.99	487	204	25.2	0.01	0.01	14	31	35	35
360	6	6.98	493	207	27.7	0.02	0.04	22	32	37	37
420	7	6.99	496	208	25.7	0.02	0.04	21	32	37	37
PROMEDIO		6.92	483	204.8	25.2	0.09	0.03	12.3	31	36	36
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.12	10.46	2.34	1.33	0.21	0.02	8.01	1.2	1.98	1.97
MÍNIMO		6.68	466	201	23.5	0.00	0.01	2	29	34	34
MÁXIMO		7.03	496	208	27.7	0.57	0.05	22	32	40	40

Tabla 6-22. Remoción de la prueba 5 de electrocoagulación en modalidad de corriente directa (ECD)

REMOCIÓN (%)										
TIEMPO DE OPERACIÓN		CGR			FAA			FCA		
MINUTOS	HORAS	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
60	1	99	61	57	96	99	92	100	99	94
120	2	79	71	62	89	99	92	100	99	99
180	3	78	63	56	92	100	97	100	100	99
240	4	86	73	62	91	100	95	91	100	94
300	5	85	61	57	89	98	93	100	98	94
360	6	85	69	63	92	99	92	100	99	90
420	7	89	60	71	93	99	90	100	99	90
PROMEDIO		85.85	86	65	61	92	99	93	99	99
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		6.91	7	5	5	2	0	2	3	0
MÍNIMO		78.41	78	60	56	89	98	90	91	98
MÁXIMO		99.05	99	73	71	96	100	97	100	100

6.2.1.6 PRUEBA 6. ECP-FILTRACIÓN CON 200 $\mu\text{G/L}$ DE AS

Se realizó una prueba de 38 horas, se utilizó únicamente el reactor de electrocoagulación y se acopló a filtración. Se usaron en paralelo el filtro de arena-antracita y de carbón activado granular. En la Tabla 6-23, Tabla 6-24, Tabla 6-25, y

Tabla 6-26, se puede observar que en el filtro de arena-antracita y en el de carbón activado se obtuvieron el 100 y 98.41 % de remoción de arsénico respectivamente, esto se logró con una dosis promedio de 4 mg/L de hierro. La relación de Fe Producido / Arsénico removido para el filtro de arena – antracita fue de 21.08 y para el de carbón activado fue de 21.24. No se usó la unidad de floculación y los filtros requirieron un retrolavado cada 18 horas para mantenerlos en correcto funcionamiento de remoción de hierro y arsénico; la tasa de filtración fue de 6.10 m³/m²h lo que permitió también obtener concentraciones de arsénico entre no detectado y 3 $\mu\text{g/L}$ en el agua ya tratada. La eficiencia de producción promedio de hierro en el reactor fue del 95.42 %. No hubo cambios significativos en el pH.

Tabla 6-23. Resultados de la prueba 6 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida del reactor.

REACTOR											
TIEMPO DE OPERACIÓN		CAMBIO DE POLARIDAD		Q	pH	CE	SDT	T	Fe _{PRO}	Fe _{TEO}	EFICIENCIA DE PRODUCCIÓN
		I	V								
MINUTOS	HORAS	A	V			μS/cm	mg/L	°C	mg/L	mg/L	%
120	2	0.629	2.91	2.6	6.39	416	175	21.80	4.12	4.20	98.16
240	4	0.627	2.82	2.6	6.47	417	175	21.80	4.23	4.18	101.10
360	6	0.629	2.70	2.6	6.48	415	174	21.80	4.16	4.20	99.11
480	8	0.627	3.15	2.6	6.44	380	160	20.90	3.94	4.18	94.17
600	10	0.629	3.10	2.6	6.15	376	158	21.50	3.64	4.20	86.72
720	12	0.629	3.11	2.6	6.16	378	159	22.00	4.08	4.20	97.20
840	14	0.629	3.12	2.6	6.17	381	160	22.20	3.28	4.20	78.14
960	16	0.629	3.34	2.6	6.38	359	151	22.40	4.12	4.20	98.16
1080	18	0.627	3.29	2.6	6.06	367	154	20.00	4.05	4.18	96.80
1200	20	0.627	2.40	2.6	5.96	402	161	20.20	4.30	4.18	102.77
1320	22	0.629	2.62	2.6	5.91	387	155	20.60	3.95	4.20	94.11
1440	24	0.627	3.43	2.6	5.97	390	156	20.80	3.97	4.18	94.89
1560	26	0.627	2.41	2.6	5.92	417	167	20.90	3.80	4.18	90.82
1680	28	0.627	2.90	2.6	6.18	371	148	21.50	4.10	4.18	97.99
1800	30	0.629	2.23	2.6	6.34	374	149	22.10	4.30	4.20	102.45
1920	32	0.629	2.19	2.6	6.23	376	150	22.30	4.12	4.20	98.16
2040	34	0.627	3.11	2.6	6.19	374	150	21.90	4.12	4.18	98.47
2160	36	0.629	2.19	2.6	6.15	379	151	23.00	4.00	4.20	95.30
2280	38	0.627	2.09	2.6	5.84	408	163	23.50	3.70	4.18	88.43
PROMEDIO		0.63	2.80	2.6	6.18	387.74	158.74	21.64	4.00	4.19	95.42
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.43	0.0	0.20	18.77	8.77	0.91	0.25	0.01	5.96
MÍNIMO		0.63	2.09	2.60	5.84	359.00	148	20.00	3.28	4.18	78.14
MÁXIMO		0.63	3.43	2.60	6.48	417.00	175	23.50	4.30	4.20	102.77

Tabla 6-24. Continuación de resultados de la prueba 6 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida del filtro de arena – antracita.

FILTRO DE ARENA - ANTRACITA												
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ DOS / As REM	Cl ₂ REM / As REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L				
120	2	640	6.77	419	176	0.99	0.01	ND	33.33	28.18	21.46	21.41
240	4	670	6.91	416	175	0.27	0.03	ND	33.33	31.93	22.03	21.88
360	6	640	6.75	417	175	1.19	0.05	ND	33.33	27.14	21.67	21.41
480	8	640	6.68	380	161	1.38	0.02	ND	33.51	26.39	20.31	20.21
600	10	640	6.35	379	159	1.90	0.03	ND	33.51	23.71	18.76	18.61
720	12	700	6.42	381	160	1.99	0.01	ND	33.51	23.25	21.03	20.98
840	14	700	6.27	381	160	1.83	0.03	ND	33.51	23.54	16.91	16.75
960	16	640	6.45	350	151	1.68	0.02	ND	33.07	24.32	21.46	21.35
1200	20	640	6.22	371	151	1.08	0.01	ND	34.38	28.75	22.40	22.34
1320	22	640	6.32	402	161	1.60	0.01	ND	34.38	26.04	20.57	20.52
1440	24	640	6.10	391	157	1.79	0.00	ND	34.38	25.05	20.68	20.68
1560	26	640	6.32	392	157	1.93	0.01	ND	34.11	24.06	19.79	19.74
1680	28	640	6.26	417	167	1.40	0.00	ND	34.74	27.37	21.58	21.58
1800	30	640	6.52	374	148	1.59	0.00	ND	34.74	26.37	22.63	22.63
1920	32	640	6.43	374	149	1.56	0.00	ND	34.74	26.53	21.68	21.68
2040	34	640	6.38	377	150	1.50	0.00	ND	36.80	28.37	23.15	23.15
2160	36	630	6.11	382	153	1.79	0.01	ND	36.80	26.74	22.47	22.42
2280	38	630	6.11	414	166	2.04	0.04	ND	37.08	25.62	20.79	20.56
PROMEDIO		646	6.40	391	160	1.51	0.02	ND	34.36	77.23	21.08	20.99
DES. ESTÁNDAR		21	0.24	20	9	0.43	0.01	---	1.25	221.18	1.45	1.48
MÍNIMO		630	6.10	350	148	0.27	0.00	ND	33.07	23.25	16.91	16.75
MÁXIMO		700	6.91	419	176	2.04	0.05	ND	37.08	990.57	23.15	23.15

Tabla 6-25. Continuación de resultados de la prueba 6 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida del filtro de carbón activado.

FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO											
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂ REM / AS REM	Fe PRO / AS REM	Fe REM / AS REM
MINUTOS	HORAS	L/min	-	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L			
120	2	640	7.29	413	174	21.70	ND	0.01	33.33	21.46	21.41
240	4	610	7.47	415	174	21.90	0.01	0.02	33.33	22.03	21.93
360	6	640	7.41	414	174	21.70	0.01	ND	33.33	21.67	21.67
480	8	640	7.35	382	160	21.10	0.01	0.03	33.51	20.31	20.15
600	10	640	7.19	380	159	21.70	ND	0.02	34.39	19.47	19.15
720	12	600	7.19	380	159	22.20	0.01	0.03	33.51	21.03	20.88
840	14	600	6.98	379	159	22.30	0.02	0.02	33.51	16.91	16.80
960	16	640	6.86	358	150	22.40	0.01	0.04	34.14	22.15	21.94
1080	18	640	6.76	364	153	20.20	0.02	0.09	34.86	21.89	21.41
1200	20	640	6.83	413	165	21.40	0.01	ND	34.38	22.40	22.40
1320	22	640	6.77	390	156	20.70	ND	0.30	38.60	23.10	21.35
1440	24	640	6.60	390	156	20.80	ND	0.00	34.38	20.68	20.68
1560	26	640	6.71	411	164	20.80	ND	0.03	34.11	19.79	19.64
1680	28	640	6.52	372	148	21.80	0.01	0.01	34.74	21.58	21.53
1800	30	640	6.45	377	150	22.40	ND	0.01	35.11	22.87	22.82
1920	32	640	6.51	376	150	22.50	ND	0.01	35.68	22.27	22.22
2040	34	630	6.45	374	149	22.20	0.01	0.01	36.80	23.15	23.09
2160	36	630	6.15	380	152	23.30	0.02	0.02	37.86	23.12	23.01
2280	38	630	6.50	406	162	23.70	0.01	0.01	38.37	21.51	21.45
PROMEDIO		632.63	633	388.11	388	159	0.01	0.03	34.94	21.44	21.24
DESV. ESTÁNDAR		13.68	0.38	18.28	8.53	0.88	0.01	0.07	1.73	1.54	1.51
MÍNIMO		600.00	6.15	358.00	148.00	20.20	0.00	0.00	33.33	16.91	16.80
MÁXIMO		640.00	7.47	415.00	174.00	23.70	0.02	0.30	38.60	23.15	23.09

Tabla 6-26. Remoción de la prueba 6 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP).

REMOCIÓN (%)							
TIEMPO DE OPERACIÓN		FAA			FCA		
MINUTOS	HORAS	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
120	2	84.53	99.76	100	100	99.76	100.00
240	4	95.78	99.29	100	99.84	99.53	100.00
360	6	81.41	98.80	100	99.84	100.00	100.00
480	8	78.77	99.49	100	99.85	99.24	100.00
600	10	70.77	99.18	100	100	99.45	97.42
720	12	69.38	99.75	100	99.85	99.26	100.00
840	14	71.85	99.09	100	99.69	99.39	100.00
960	16	73.54	99.51	100	99.84	99.03	96.88
1080	18	80.47	99.51	100	99.69	97.78	96.35
1200	20	83.64	99.77	100	99.85	100.00	100.00
1320	22	75.76	99.75	100	100.00	92.41	89.06
1440	24	72.88	100.00	100	100.00	100.00	100.00
1560	26	70.53	99.74	100	100.00	99.21	100.00
1680	28	78.79	100.00	100	99.85	99.76	100.00
1800	30	75.91	100.00	100	100.00	99.77	98.95
1920	32	76.36	100.00	100	100.00	99.76	97.37
2040	34	77.10	100.00	100	99.85	99.76	100.00
2160	36	72.67	99.75	100	99.69	99.50	97.19
2280	38	69.09	98.92	100	99.85	99.73	96.63
PROMEDIO		76.80	99.59	100	99.88	99.12	98.41
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		6.54	0.38	0.00	0.11	1.70	2.67
MÍNIMO		69.09	98.80	100.00	99.69	92.41	89.06
MÁXIMO		95.78	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

6.2.1.7 PRUEBA 7. ECP- CLARIFICACIÓN GRANULAR-FILTRACIÓN CON 500 $\mu\text{G/L}$ DE AS

Se realizó una prueba de 6 horas, se utilizó clarificación granular acoplado a filtración en paralelo a través de arena antracita y carbón activado. En la Tabla 6-27, Tabla 6-28, Tabla 6-29, Tabla 6-30 y Tabla 6-31, se puede observar que se alcanzó a remover el 55.82 % del arsénico inicial en la floculación, mientras que en el filtro de arena-antracita y en el de carbón activado se obtuvieron remociones del 100 %, esto se logró con una dosis promedio de 10.97 mg/L de hierro, el cual se logró remover por arriba del 99% en ambos filtros. La relación de Fe Producido / Arsénico removido para el filtro de arena-antracita y de carbón activado fue de 23. La unidad de floculación ayudó a retener una gran cantidad de sólidos, lo que permitió remover eficientemente el arsénico en las unidades de filtración, aún cuando la tasa de filtración fue de 12 m³/m²h se lograron obtener concentraciones de arsénico entre 0 $\mu\text{g/L}$ en el agua ya tratada. La eficiencia de producción de hierro en el reactor fue del 104.82%. No hubo cambios significativos en el pH.

Tabla 6-27. Resultados de la prueba 7 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida del reactor.

REACTOR											
TIEMPO DE OPERACIÓN		CAMBIO DE POLARIDAD		Q	pH	T	CE	SDT	Fe _{PRO}	Fe _{TEO}	EFICIENCIA DE PRODUCCIÓN
MINUTOS	HORAS	I (A)	V(V)	L/min	UpH	°C	$\mu\text{S/cm}$	mg/L	mg/L	mg/L	%
120	2	1.569	4.31	2.60	6.24	23.30	460	184.00	10.30	10.47	98.38
240	4	1.569	3.83	2.60	6.21	22.80	441	176.00	10.80	10.47	103.15
360	6	1.566	3.72	2.60	6.39	23.20	446	178.00	11.80	10.45	112.92
PROMEDIO		1.57	3.95	2.60	6.28	23.10	449	179.33	10.97	10.46	104.82
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.31	0.00	0.10	0.26	9.85	4.16	0.76	0.01	7.41
MÍNIMO		1.57	3.72	2.60	6.21	22.80	441.00	176.00	10.30	10.45	98.38
MÁXIMO		1.57	4.31	2.60	6.39	23.30	460.00	184.00	11.80	10.47	112.92

Tabla 6-28. Continuación de resultados de la prueba 7 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida de clarificación granular.

CLARIFICACIÓN GRANULAR														
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂ DOS / As REM	Cl ₂ REM / AS REM	Fe PRO / AS REM	Fe REM / AS REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	μS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	μg/L	mg/L				
120	2	2.60	6.21	22.10	451	180	0.10	3.05	160	0.16	21.45	21.13	33.23	23.39
240	4	2.60	6.20	22.40	437	175	0.25	12.85	315	0.32	51.61	50.00	69.68	-13.23
360	6	2.60	6.38	22.40	440	176	1.01	3.30	148	0.15	24.84	21.71	36.65	26.40
PROMEDIO		2.60	6.26	22.30	442.67	177	0.45	6.40	207.67	0.21	32.64	30.95	46.52	12.19
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	0.10	0.17	7.37	2.65	0.49	5.59	93.15	0.09	16.52	16.50	20.13	22.06
MÍNIMO		2.60	6.20	22.10	437.00	175.00	0.10	3.05	148.00	0.15	21.45	21.13	33.23	-13.23
MÁXIMO		2.60	6.38	22.40	451.00	180.00	1.01	12.85	315.00	0.32	51.61	50.00	69.68	26.40

Tabla 6-29. Continuación de resultados de la prueba 7 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida de los filtros.

FILTROS													
FILTRO DE ARENA – ANTRACITA (FAA)													
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L			
120	2	1.30	15.50	6.49	22.50	453	181	0.02	ND	ND	14.46	21.91	22.96
240	4	1.30	38.00	6.42	23.00	444	178	0.18	0.01	ND	17.02	22.98	25.06
360	6	1.30	65.00	6.48	22.30	441	176	0.76	0.02	ND	17.02	25.11	23.31
PROMEDIO		1.30	39.50	6.46	22.60	446	178.33	0.32	0.01	ND	16.17	23.33	23.31
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	24.78	0.04	0.36	6.24	2.52	0.39	0.01	ND	1.48	1.63	1.60
MÍNIMO		1.30	15.50	6.42	22.30	441	176	0.02	ND	ND	14.46	21.91	21.91
MÁXIMO		1.30	65.00	6.49	23.00	453	181	0.76	0.02	ND	17.02	25.11	25.06

Tabla 6-30 Continuación de resultados de la prueba 7 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP) en la salida de los filtros.

FILTRO DE CARBÓN ACTIVADO (FCA)													
TIEMPO DE OPERACIÓN		Q	pH	T	CE	SDT	Cl ₂	Fe	As	As	Cl ₂ DOS / AS REM	Fe PRO / As REM	Fe REM / As REM
MINUTOS	HORAS	L/min	UpH	°C	µS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	µg/L	mg/L			
120	2	1.30	3.60	6.65	22.40	449	180	0.01	0.01	10.00	14.46	22.39	22.37
240	4	1.30	13.40	6.68	22.90	441	176	ND	0.01	ND	17.02	22.98	22.96
360	6	1.30	22.90	6.66	22.40	438	175	0.01	0.06	ND	17.02	25.11	24.98
PROMEDIO		1.30	13.30	6.66	22.57	442.67	177	0.01	0.03	3.33	16.17	23.49	23.44
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		0.00	9.65	0.02	0.29	5.69	2.65	0.01	0.03	5.77	1.48	1.43	1.37
MÍNIMO		1.30	3.60	6.65	22.40	438	175	ND	0.01	ND	14.46	22.39	22.37
MÁXIMO		1.30	22.90	6.68	22.90	449	180	0.01	0.06	10.00	17.02	25.11	24.98

Tabla 6-31. Remoción de la prueba 7 de electrocoagulación en modalidad de corriente pulsada (ECP).

REMOCIÓN (%)										
TIEMPO DE OPERACIÓN		CGR			FAA			FCA		
		Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As	Cl ₂	Fe	As
MINUTOS	HORAS									
120	2	98.50	70.39	65.96	99.70	100	100	99.85	99.90	97.87
240	4	96.88	-18.98	32.98	97.75	99.91	100	100.00	99.91	100.00
360	6	87.38	72.03	68.51	90.50	99.83	100	99.88	99.49	100.00
PROMEDIO		94.25	41.15	55.82	95.98	99.91	100	99.91	99.77	99.29
DESVIACIÓN ESTÁNDAR		6.01	52.08	19.82	4.85	0.08	0.00	0.08	0.24	1.23
MÍNIMO		87.38	-18.98	32.98	90.50	99.83	100	99.85	99.49	97.87
MÁXIMO		98.50	72.03	68.51	99.70	100	100	100.00	99.91	100.00

En la Figura 6-2 se muestra la relación de Fe dosificado/As removido en las siete pruebas que se hicieron. Se aprecia que esta relación oscila entre 21 y 26 cuando se usa la electrocoagulación con corriente pulsada (muy cercana al valor de 20 que se consideraría óptimo). El hierro es utilizado eficientemente para remover el arsénico. Esto puede atribuirse a que el floculo de hierro que se produce durante la ECP es más pequeño que en el caso de la ECD y CQ, lo que seguramente incrementa la superficie de los hidróxidos metálicos que adsorben y coprecipitan el arsénico. La CQ presentó mayores requerimientos de hierro para remover eficientemente el arsénico.

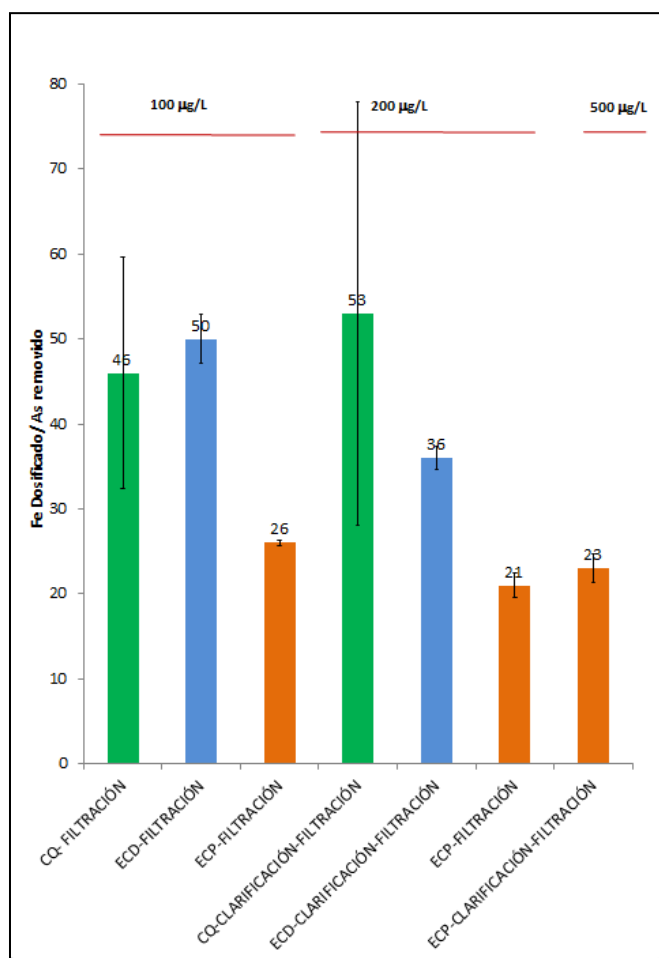


Figura 6-2 Comportamiento de Fe Dosificado/As removido durante las pruebas de tratabilidad para remover arsénico.

6.2.1.8 RESULTADOS DE LAS PRUEBAS DE TRATABILIDAD CON LOS LODOS DE ELECTROCOAGULACIÓN.

A continuación se presentan los resultados obtenidos en las pruebas con cada polímero.

6.2.1.8.1 PRUEBA CON POLÍMERO BUFLOC 5290

La Tabla 6-32 contiene los datos de calidad del agua obtenidos en una muestra del sobrenadante en cada uno de los conos Imhoff después de los 90 minutos de sedimentación. Se observa la reducción de las concentraciones de sólidos suspendidos totales, hierro y arsénico; así como de la turbiedad y del color aparente a medida que aumenta la dosis de polímero. Es necesario mencionar que los flóculos formados son débiles ya que en el transvase del líquido del vaso al cono Imhoff se rompen con mucha facilidad, lo que no sucedió con los otros polímeros probados.

Tabla 6-32 Características de la calidad del sobrenadante empleando Bufloc 5290

Dosis [mg/L]	Fe [mg/L]	As [µg/L]	Turbiedad [NTU]	Color aparente [Pt Co]	pH	C.E. [µs/cm]	SDT [mg/L]	SST (mg/L)
0.2	21.3	1280	16	511	7.89	333	166.6	460
0.3	18.8	1260	15	488	7.94	334	166.9	420
0.5	17.8	980	14	478	7.87	333	166.6	580
0.6	13.8	850	11	470	7.88	334	166.8	440
0.8	10.5	640	8.5	361	7.85	333	166.5	380
Blanco	45.2	1900	36.3	541	7.65	334	167	1060

En la Figura 6-2 se muestra una gráfica de las concentraciones de hierro y arsénico residuales en función de la dosis de polímero. En ambos casos los mejores resultados se observan con la dosis de 0.8 mg/L de Bufloc 5290.

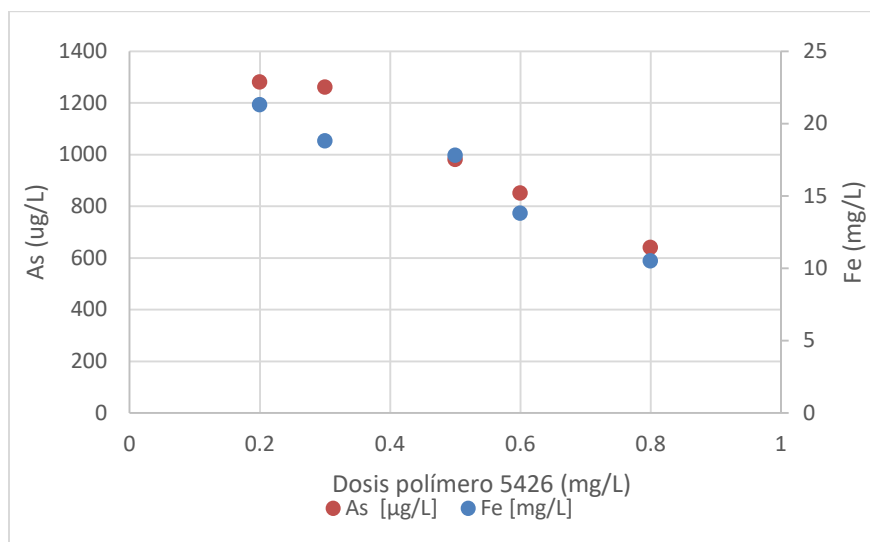


Figura 6-3 Concentración de hierro y arsénico en el sobrenadante en función de la dosis de polímero Bufloc 5290 .

En la siguiente gráfica se muestra el volumen acumulado de lodos con respecto al tiempo de sedimentación, es decir la velocidad con la que la interfase sólido líquido fue cambiando. Se observa que 30 minutos de sedimentación es suficiente para sedimentar el lodo en todos los casos, y que con la dosis de 0.8 mg/L el tiempo puede ser menor ya que los flóculos formados son más pesados.

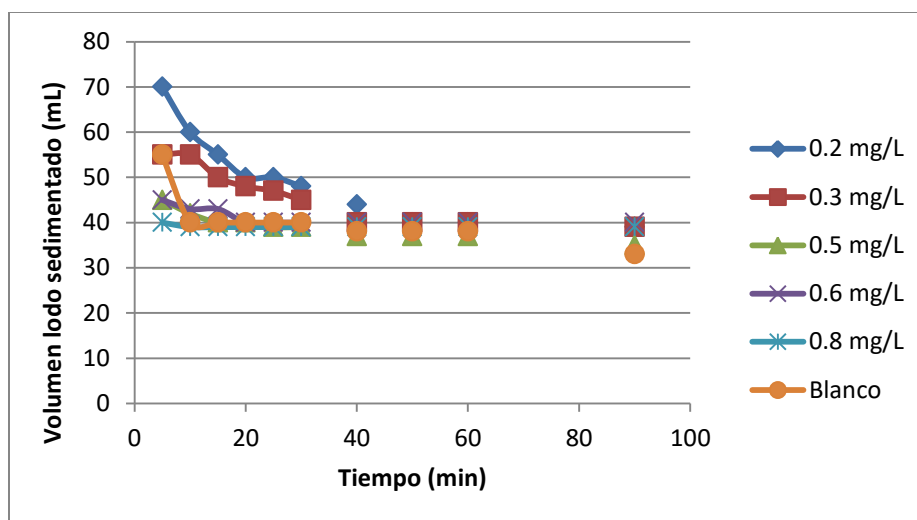


Figura 6-4 Volumen de lodo acumulado respecto al tiempo de sedimentación empleando Bufloc 5290

6.2.1.8.2 PRUEBA CON POLÍMERO BUFLOC 5631

A continuación se presentan los resultados de calidad del agua del sobrenadante respecto a cada dosis empleada. En este caso la dosis de 0.8 mg/L fue la que produjo los mejores resultados.

Tabla 6-33 Características de la calidad del sobrenadante empleando Bufloc 5631

Dosis [mg/L]	Fe [mg/L]	As [µg/L]	Turbiedad [NTU]	Color [Pt Co]	pH	C.E. [µs/cm]	SDT [mg/L]	SST (mg/L)
0.2	21.7	1440	17.30	510	7.74	336	168.1	360
0.3	18.8	1140	14.80	485	7.78	336	167.9	380
0.5	15	800	12.00	472	7.85	336	168	220
0.6	13.9	700	11.60	463	7.8	336	168	220
0.8	10.8	730	8.70	322	7.87	336	167.8	240
Blanco	46.2	1950	37.40	540	7.5	336	167.9	540

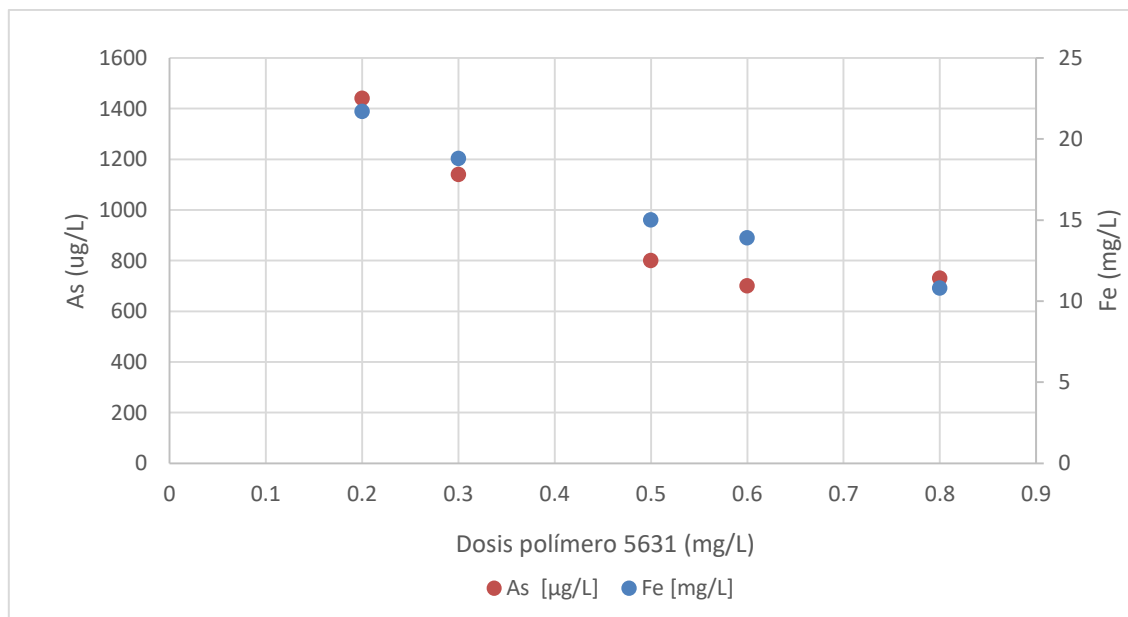


Figura 6-5 Concentración de hierro y arsénico en el sobrenadante en función de la dosis de polímero Bufloc 5631 .

En la Figura 6-6 se observa que la velocidad de sedimentación de los flóculos formados está en función de la dosis de polímero empleado. A medida que la dosis es mayor, los flóculos tienen un mayor peso y logran sedimentar más rápido.

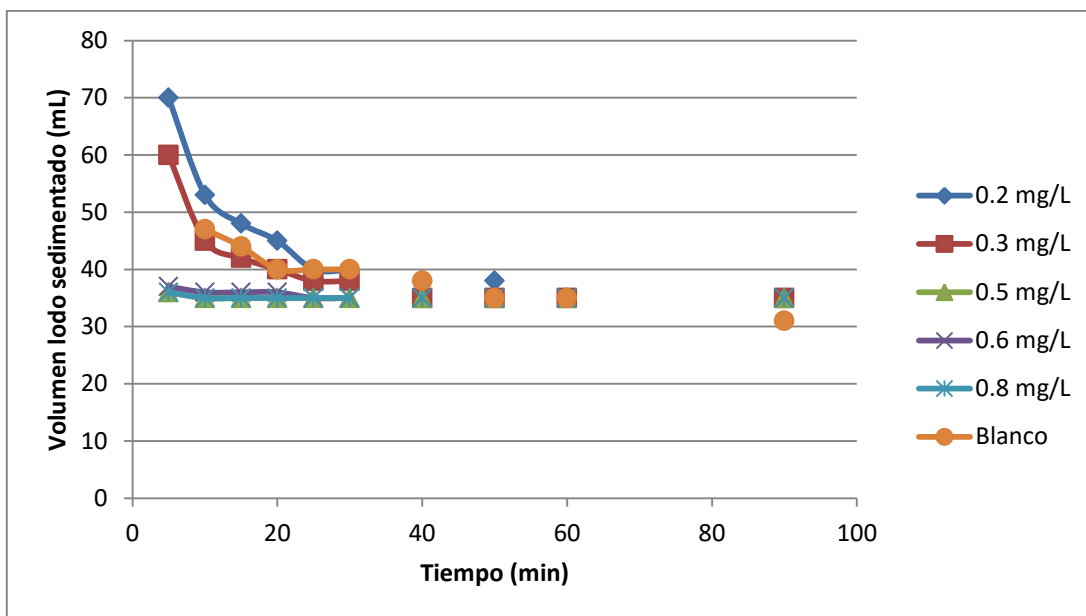


Figura 6-6 Volumen de lodo acumulado respecto al tiempo de sedimentación empleando Bufloc 5631

6.2.1.8.3 PRUEBA CON POLÍMERO BUFLOC 5426

Con el empleo de este polímero se obtuvieron los mejores resultados en la calidad del agua sobrenadante. Con una dosis de 0.6 mg/L se lograron reducciones en las concentraciones de hierro y arsénico del 92 y del 88% respectivamente, con relación a lo obtenido en el blanco. En la Figura 6-7 se observan gráficamente las concentraciones de hierro y arsénico en el agua sobrenadante en función de la dosis de Bufloc 5426.

En la Figura 6-8 se muestra el volumen de lodo sedimentado respecto al tiempo. Se observa que después de una hora el volumen no cambia, por lo que este sería el tiempo necesario para separar la mayor cantidad de sólidos del agua de desecho

acondicionada químicamente con Bufloc 5426; de un litro de agua de desecho se obtienen aproximadamente 50 mL de lodo. Se puede observar que cuando no se emplea polímero la cantidad de lodo acumulada es 30 mL, lo que significa que una parte de los sólidos se mantiene en suspensión.

Tabla 6-34 Características de la calidad del sobrenadante empleando Bufloc 5426

Dosis [mg/L]	Fe [mg/L]	As [$\mu\text{g/L}$]	Turbiedad [NTU]	Color [Pt Co]	pH	C.E. [$\mu\text{s/cm}$]	SDT [mg/L]	SST (mg/L)
0.2	22.7	910	16.50	379	7.72	340	170.2	460
0.3	12.3	660	9.40	367	7.63	350	175	300
0.5	5.6	400	4.50	163	7.74	339	169.3	170
0.6	3.8	220	4.00	137	7.8	338	169.2	155
0.8	2.22	390	1.80	56	7.63	339	169.3	112.5
Blanco	46.2	1900	36.40	541	7.75	335	167.5	610

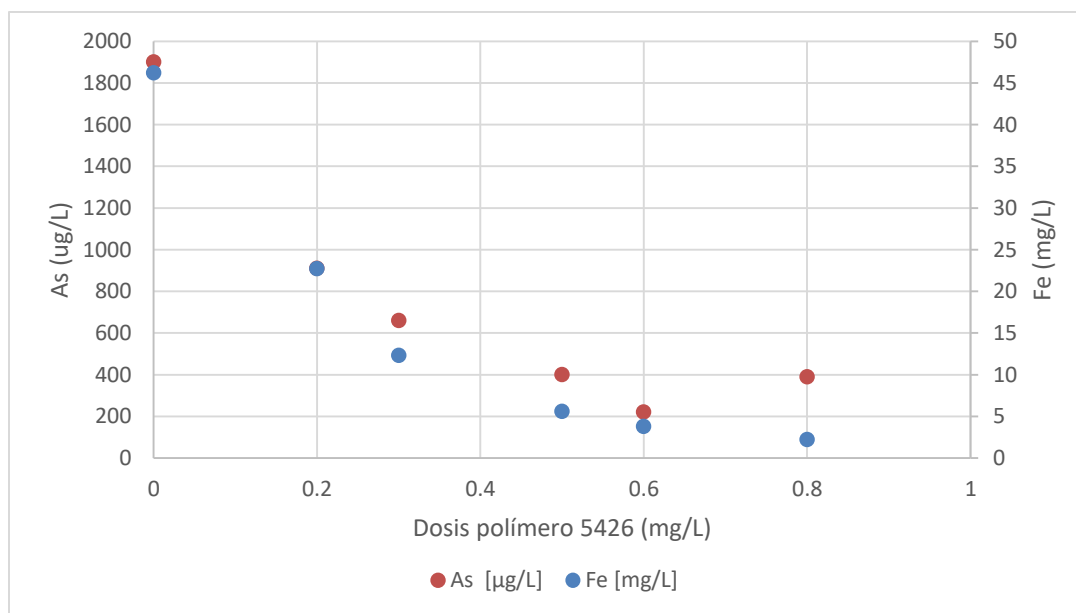


Figura 6-7 Concentración de hierro y arsénico en el sobrenadante en función de la dosis de polímero Bufloc 5426 .

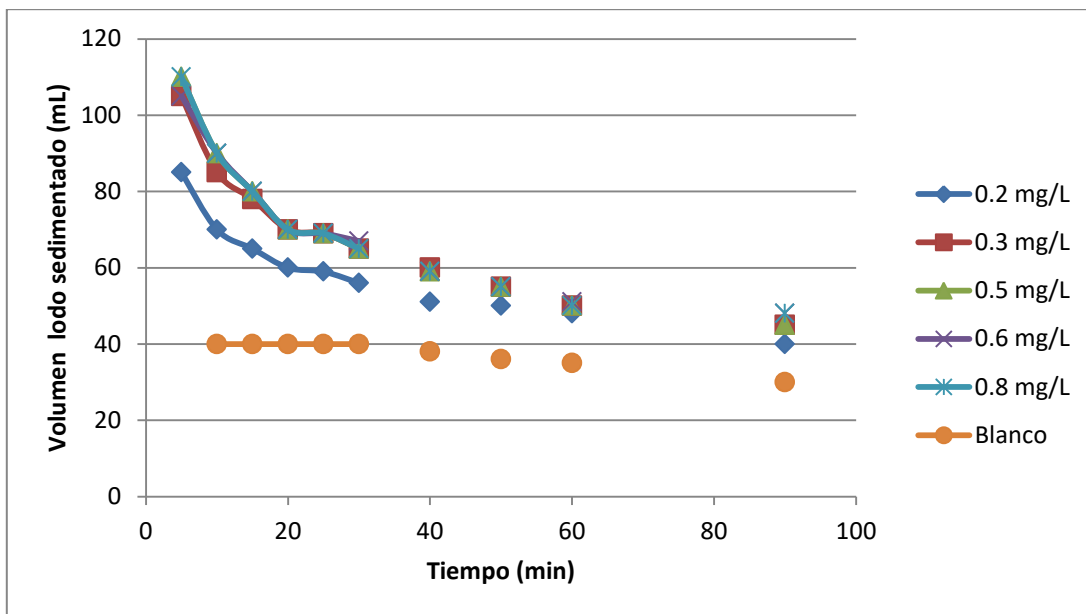


Figura 6-8 Volumen de lodo acumulado respecto al tiempo de sedimentación empleando Bufloc 5426

En la Figura 6-9 y en la Figura 6-10 se grafican los resultados de hierro y arsénico residual en el agua sobrenadante, que equivaldría a la calidad del agua que pudiera recuperarse para regresarse a tratamiento, se confirma que el mejor resultado se logra empleando una dosis de 0.6 mg/l de Bufloc 5426.

De estos resultados se observa que con un tratamiento de los desechos del proceso de electrocoagulación-clarificador de gravas-filtración, usando un polímero apropiado es posible recuperar hasta el 95% de agua que se emplea para el lavado de las unidades de tratamiento, lo que implica un mejor aprovechamiento del agua y la reducción del residuo que a su vez facilita el manejo y la disposición adecuada del mismo.

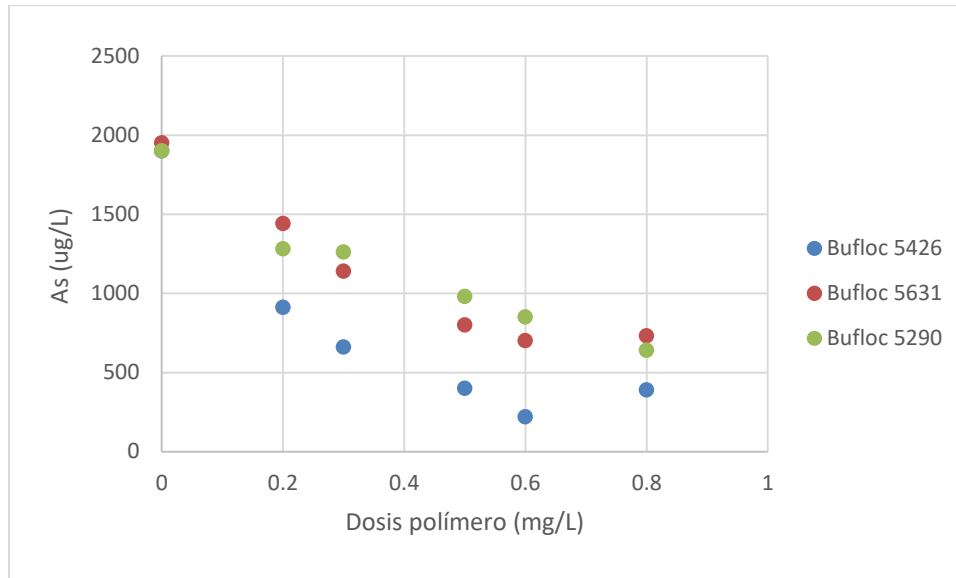


Figura 6-9 Comparación de la concentración de arsénico residual en el agua de desecho tratada por diferentes polímeros.

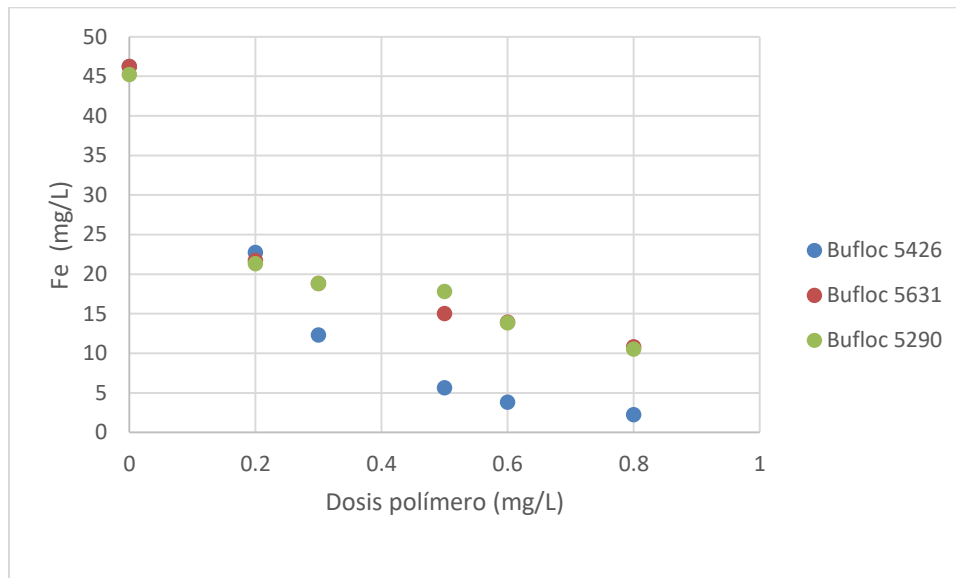


Figura 6-10 Comparación de la concentración de hierro residual en el agua de desecho tratada por diferentes polímeros.

6.2.2 EVALUACIÓN ECONÓMICA: COSTOS DE TRATAMIENTO

A continuación se mencionan los conceptos considerados para estimar el costo de tratamiento para los procesos de coagulación química y electrocoagulación para remover distintas concentraciones de arsénico.

Tabla 6-35. Costos unitarios de los insumos.

PRECIOS		
Insumos	Precio (\$)	Unidad
Energía eléctrica	1.84	Kwh
Cloruro férrico	6.25	Kg
Electrodo de hierro	24.69	Kg
Hipoclorito de sodio (NaClO)	4.80	Kg
Ácido clorhídrico (HCl)	8.57	Kg

Costo de energía

El costo de energía se calcula por metro cubico ($\frac{\$}{m^3}$) de agua, para ello se consideraron lo siguientes conceptos.

Consumo de energía de la fuente de poder:

El consumo de energía eléctrica de la fuente de poder (Novak Technologies) se mide en kW. Un kW es una unidad de medida de potencia (corriente suministrada). Su unidad básica es el vatio (w) y equivale a un julio por segundo ($1000 w = 1 kW$).

La intensidad de corriente eléctrica (I) es la cantidad de electricidad o carga eléctrica (q) que circula por un circuito en la unidad de tiempo (t). Para denominar la intensidad se utiliza la letra i y su unidad es el amperio (A).

El voltaje (v) es la magnitud física que, en un circuito eléctrico, impulsa a los electrones a lo largo de un conductor. Es decir, conduce la energía eléctrica con mayor o menor potencia.

Estos parámetros se obtienen directamente al medir la corriente y el voltaje de corriente alterna con el multímetro Fluke 365 en cada prueba. Debido a que la eficiencia energética de la fuente de poder jamás es del 100%, en los cálculos se considera el 80% de eficiencia para la fuente de poder.

$$\text{C. E. F. P (Kw)} = \frac{\text{Intensidad (A)} \times \text{Voltaje (V)} \times \left(\frac{1000 \text{ W}}{1 \text{ kW}}\right)}{0.8}$$

Caudal:

El caudal que se utilizó en las pruebas fue de 2.6 L/min, el caudal requerido para los costos de energía se requiere en m³/h, para ello se realiza la conversión de unidades:

$$Q \left(\frac{\text{m}^3}{\text{h}}\right) = Q \left(\frac{\text{L}}{\text{min}}\right) \times \left(\frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}}\right) \times \left(\frac{\text{m}^3}{1000 \text{ litros}}\right)$$

Precio de energía eléctrica:

El costo de energía eléctrica (CFE) que se utilizó para calcular los costos de energía fue \$1,84/Kwh.

El costo de energía eléctrica que consume la fuente de poder se calcula con la siguiente Ecuación.

$$\text{COSTO DE ENERGÍA} \left(\frac{\$}{\text{m}^3}\right) = \text{C. E. F. P (Kw)} \times Q \left(\frac{\text{m}^3}{\text{h}}\right) \times \text{P. E}_{\text{CFE}} \left(\frac{\$}{\text{Kwh}}\right)$$

Costos por bombeo

De experiencia en pruebas de tratabilidad a nivel piloto con una planta de filtración directa se estima un costo de 0.51-0.6 \$/m³ dependiendo de la eficiencia de la bomba. En este caso se consideró un costo de 0.6 \$/m³.

Tabla 6-36. Costos de energía.

ENERGÍA										
PRUEBA	As	DOSIS DE Fe		I	V	CONSUMO DE ENERGÍA	CAUDAL 2,6 L/min	PRECIO DE ENERGÍA ELÉCTRICA	COSTO DE ENERGÍA	COSTOS DE BOMBEO
	µg/L	mg/L teórico	mg/L producido	Amp	Volt	Kw	m ³ /h	\$/Kwh	\$/m ³	\$/m ³
2	100	4.00	4.11	0.6	110	0.0825	0.1560	1.84	0.0237	0.6
3	100	8.00	2.05	0.3	110	0.0413	0.1560	1.84	0.0118	0.6
5	200	8.00	7.44	0.5	110	0.0688	0.1800	1.84	0.0228	0.6
6	200	4.00	4.00	0.4	110	0.0550	0.1560	1.84	0.0158	0.6
7	500	10.00	10.97	0.7	110	0.0963	0.1560	1.84	0.0276	0.6

Costos de coagulante (FeCl₃)

Para la dosis de coagulante (Fe Dosificado) en las pruebas de coagulación química se emplea el cloruro férrico (FeCl₃(FeCl₃), se prepara mediante disoluciones de cloruro férrico grado reactivo (40 % en peso) con un costo de \$6,25/kg.

El costo del cloruro férrico se calcula a partir de la concentración ($\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$) del hierro promedio total dosificado $\text{Fe}_{\text{CQprom}} (\frac{\text{mg}}{\text{L}})$:

$$\text{Fe}_{\text{CQprom}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = \text{Fe}_{\text{CQprom}} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ Kg}}{1000000 \text{ mg}} \right) \times \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right)$$

Finalmente, considerando el hierro promedio o total dosificado ($\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$), durante cada prueba, el costo del cloruro férrico (FeCl₃) resulta en:

$$\text{COSTOS DE FeCl}_3 = \text{Fe}_{\text{CQprom}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \times \text{FeCl}_3 \left(\frac{\$}{\text{kg de sol (40\%)}} \right) \times \left(\frac{100 \text{ Kg Sol (40 \%)} }{40 \text{ Kg FeCl}_3} \right) \times \left(\frac{162.19 \text{ Kg FeCl}_3}{55.84 \text{ Kg Fe}} \right)$$

Tabla 6-37. Costos de coagulante (cloruro férrico al 40 %).

COAGULANTE (CLORURO FÉRRICO AL 40 %)						
Prueba	As	DOSIS DE Fe		CONCENTRACIÓN	PRECIO DE FeCl ₃	COSTO DE COAGULANTE
	µg/L	mg/L (teórico)	mg/L (promedio)	Kg/m ³	\$/kg	\$/m ³
1	100	4.00	4.00	0.0040	6.25	0.1815
4	200	8.00	9.92	0.0099	6.25	0.4502

Costos de electrodos

Para la producción de coagulante (Fe) en las pruebas de electrocoagulación se emplean electrodos de hierro (acero 1018 con una pureza del 98.5 %), con un costo de \$24.69/kg. El costo de los electrodos se calcula a partir de la concentración $\left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right)$ Del hierro promedio total producido:

$$\text{Fe}_{\text{ECProd}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = \text{Fe}_{\text{ECPprod}} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ Kg}}{1000000 \text{ mg}} \right) \times \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right)$$

Finalmente, considerando el hierro promedio total producido $\left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right)$, durante cada prueba, el costo total de los electrodos (considerando que durante el cambio de electrodos no se aprovecha alrededor del 3 % del material es decir sólo se aprovecha el 97.0 % del material) resulta en:

$$\text{COSTOS DE ELECTRODOS} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right)$$

$$= \text{Fe}_{\text{ECProd}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \times \text{ELEC.} \left(\frac{\$}{\text{Kg}} \right) \times \left(\frac{1}{0.985} \right) \times \left(\frac{1}{0.97} \right)$$

Tabla 6-38. Costos de electrodos.

ELECTRODOS (ACERO 1018 CON PUREZA DE 98.5 %)						
PRUEBA	As	DOSIS DE Fe		CONCENTRACIÓN	PRECIO DE ELECTRODO	COSTO DE ELECTRODOS
	µg/L	mg/L (teórico)	mg/L (producido)	Kg/m ³	\$/kg	\$/m ³
2	100	4.00	4.11	0.0041	24.69	0.1062
3	100	8.00	2.05	0.0021	24.69	0.0530
5	200	8.00	7.44	0.0074	24.69	0.1921
6	200	4.00	4.00	0.0040	24.69	0.1034
7	500	10.00	10.97	0.0110	24.69	0.2834

Costos de cloración

Para la cloración del agua cruda (cloro libre Cl₂) en las pruebas de coagulación química y electrocoagulación se emplea hipoclorito de sodio comercial (NaClO) en solución al 13 %, con un costo de \$ 3.80/kg.

El costo de cloración se calcula a partir de la dosis de cloro libre:

$$\text{DOSIS DE Cl}_2 \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) = \text{DOSIS DE Cl}_2 \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ kg}}{1000000 \text{ mg}} \right) \times \left(\frac{1000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \right)$$

Finalmente, considerando el cloro libre dosificado ($\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$) Para cada prueba, el costo de cloración, resulta en:

$$\text{COSTO DE CLORACIÓN} \left(\frac{\$}{\text{m}^3} \right) = \text{DOSIS Cl}_2 \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \times \text{NaClO} \left(\frac{\$}{\text{kg}} \right) \times \left(\frac{1 \text{ Kg NaClO}}{0.13 \text{ Kg Cl}_2} \right)$$

Tabla 6-39. Costos de cloración.

CLORACIÓN						
PRUEBA	As	DOSIS DE Cl ₂		CONCENTRACIÓN	PRECIO DE NaClO	COSTO DE CLORACIÓN
	µg/L	mg/L (teórico)	mg/L (real)	Kg/m ³	\$/kg	\$/m ³
1	100	2.00	2.07	0.0021	4.80	0.0764
4	200	0.50	0.73	0.0007	4.80	0.0270
2	100	3.25	3.12	0.0031	4.80	0.1152
5	200	6.50	6.30	0.0063	4.80	0.2326
3	100	3.25	3.25	0.0033	4.80	0.1200
6	200	6.50	6.51	0.0065	4.80	0.2404
7	500	6.50 y 8.00	7.33	0.0073	4.80	0.2706

Costos por ajuste de pH

Para el ajuste de pH (bajar el pH) se emplea ácido clorhídrico (HCl con densidad de 1150 kg/m³) en solución al 32 %, con un costo de \$8.57/kg.

El costo de ajuste de pH se calcula a partir de las dosis de ácido clorhídrico ($\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$) que se requirieron según la prueba y se obtiene de la siguiente Ecuación:

$$\text{VOLUMEN DE H}_2\text{O (m}^3\text{)} = \text{VOLUMEN DE H}_2\text{O (L)} \times \left(\frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}}\right)$$

$$\text{DOSIS DE HCl} \left(\frac{\text{ml}}{\text{m}^3}\right) = \text{DOSIS DE HCl (ml)} \times V \text{ H}_2\text{O (m}^3\text{)}$$

$$\text{DOSIS DE HCl} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right) = \text{DOSIS DE HCl} \left(\frac{\text{ml}}{\text{m}^3}\right) \times \text{Dens}_{\text{HCl}} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right) \times \left(\frac{1 \text{ m}^3}{1000000 \text{ ml}}\right)$$

$$\text{COSTO DE AJUSTE DE pH} \left(\frac{\$}{\text{m}^3}\right) = \text{DOSIS DE HCl} \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3}\right) \times \text{HCl} \left(\frac{\$}{\text{Kg}}\right)$$

Tabla 6-40. Costos por ajuste de pH.

AJUSTE DE pH								
PRUEBA	As	pH		DOSIS DE HCl		CONCENTRACIÓN	PRECIO HCl	COSTO POR AJUSTE DE pH
	µg/L	TEÓRICO	REAL	ml	ml/m ³	Kg/m ³	\$/kg	\$/m ³
1	100	6.00	7.75	0.0	0.00	0.0000	8.57	0.0000
4	200	6.00	5.96	125.0	98.43	0.1132	8.57	0.9700
2	100	6.00	7.86	0.0	0.00	0.0000	8.57	0.0000
5	200	6.00	5.96	125.0	98.43	0.1132	8.57	0.9700
3	100	6.00	6.22	98.1	77.24	0.0888	8.57	0.7613
6	200	6.00	6.13	108.0	85.04	0.0978	8.57	0.8381
7	500	6.00	6.12	109.8	86.46	0.0994	8.57	0.8521

6.2.2.1 RESUMEN DE COSTOS DE TRATAMIENTO PARA LA COAGULACIÓN QUÍMICA Y ELECTROCOAGULACIÓN EN MODALIDAD DE CORRIENTE DIRECTA Y PULSADA

En la Tabla 6-41 se muestran los costos de tratamiento de las pruebas de coagulación química realizadas en este estudio.

Tabla 6-41. Costos de operación de las pruebas experimentales de coagulación química y electrocoagulación.

COSTOS DE OPERACIÓN							
PRUEBA	As	COSTOS DE ENERGÍA	COSTOS DE COAGULANTE (FeCl ₃)	COSTOS DE ELECTRODOS	COSTOS DE CLORACIÓN	COSTOS DE AJUSTE DE pH	TOTAL
	µg/L	\$/m ³	\$/m ³	\$/m ³	NaClO (\$/m ³)	HCl (\$/m ³)	\$/m ³
1	100	-	0.1815	-	0.0764	0.0000	0.2580
4	200	-	0.4502	-	0.0270	0.9700	1.4472
2	100	0.0237	-	0.1062	0.1152	0.0000	0.2451
5	200	0.0228	-	0.1921	0.2326	0.9700	1.4176
3	100	0.0118	-	0.0530	0.1200	0.7613	0.9461
6	200	0.0158	-	0.1034	0.2404	0.8381	1.1976
7	500	0.0276	-	0.2834	0.2706	0.8521	1.4337

El costo total de cada tratamiento varía de acuerdo a la concentración inicial de arsénico porque de ésta depende la dosis de hierro y la cantidad de cloro para oxidar el hierro y remover el arsénico del agua, para obtener una eficiencia de remoción alta se requiere ajustar el pH a 6 o cercano a él.

El costo de tratamiento se incrementa a medida que la concentración de arsénico es más alta en el agua cruda, lo cual es lógico, porque remover más arsénico requerirá de mayor consumo de reactivos y energía.

En la Figura 6-11 se muestran los costos del tratamiento para cada acoplamiento estudiado. Se puede observar que la coagulación química es más conveniente para concentraciones menores de 100 $\mu\text{g/L}$ de arsénico, sin embargo, para 200 $\mu\text{g/L}$ la electrocoagulación comienza a tener un costo competitivo, incluso la ECP es más económica, por el hecho de ocupar menos dosis de hierro que la ECD y que la CQ.

Para el caso de la remoción de 500 $\mu\text{g/L}$ de arsénico sólo se realizó el ejercicio con la ECP, para estimar el costo del tratamiento, mismo que resultó del orden del obtenido para remover 200 $\mu\text{g/L}$ sea por CQ o por ECD. Es decir que el costo por cualquiera de estas dos modalidades será superior al de ECP.

En cuanto a las eficiencias de remoción se puede observar en la Figura 6-12 que para 100 $\mu\text{g/L}$ tanto la CQ como para las ECP y ECD, presentaron bajas eficiencias de remoción debido a que las tasas de filtración estudiadas fueron de 12 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$, es decir, el doble de lo que en realidad trabajan actualmente los filtros rápidos diseñados por el IMTA para remover arsénico en la comarca Lagunera, por lo que representaba un reto incrementar la eficiencia de remoción aumentando la velocidad de filtración, en este estudio se observó que no es factible utilizar esta tasa de filtración para filtración directa a 100 $\mu\text{g/L}$ de arsénico, sin embargo, para las concentraciones de 200 y 500 las remociones fueron altas aun cuando la tasa de filtración fue de 12 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ en algunos casos ayudado por el uso de clarificación granular como unidad de desbaste de sólidos que evita que los filtros se colmaten. Cabe señalar que únicamente la ECP-Filtración utilizó una tasa de 6 $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ y se obtuvieron excelentes resultados.

En esta evaluación de costos no se han considerados otros factores importantes como son la frecuencia de lavado de filtros y el consumo de agua que ello implica, tampoco se han considerado los costos por disposición de los lodos. Éstos desde luego serán mayores entre más lodos produzca un proceso, por lo que el emplear la corriente pulsada, que genera menos lodos, se tendrá una ventaja sobre cualquiera de los otros métodos empleados, lo que también representa un menor costo. Aunque se

requiere refinar más el análisis de costos, se vislumbra a la ECP como una opción prometedora para la remoción de altas concentraciones de arsénico.

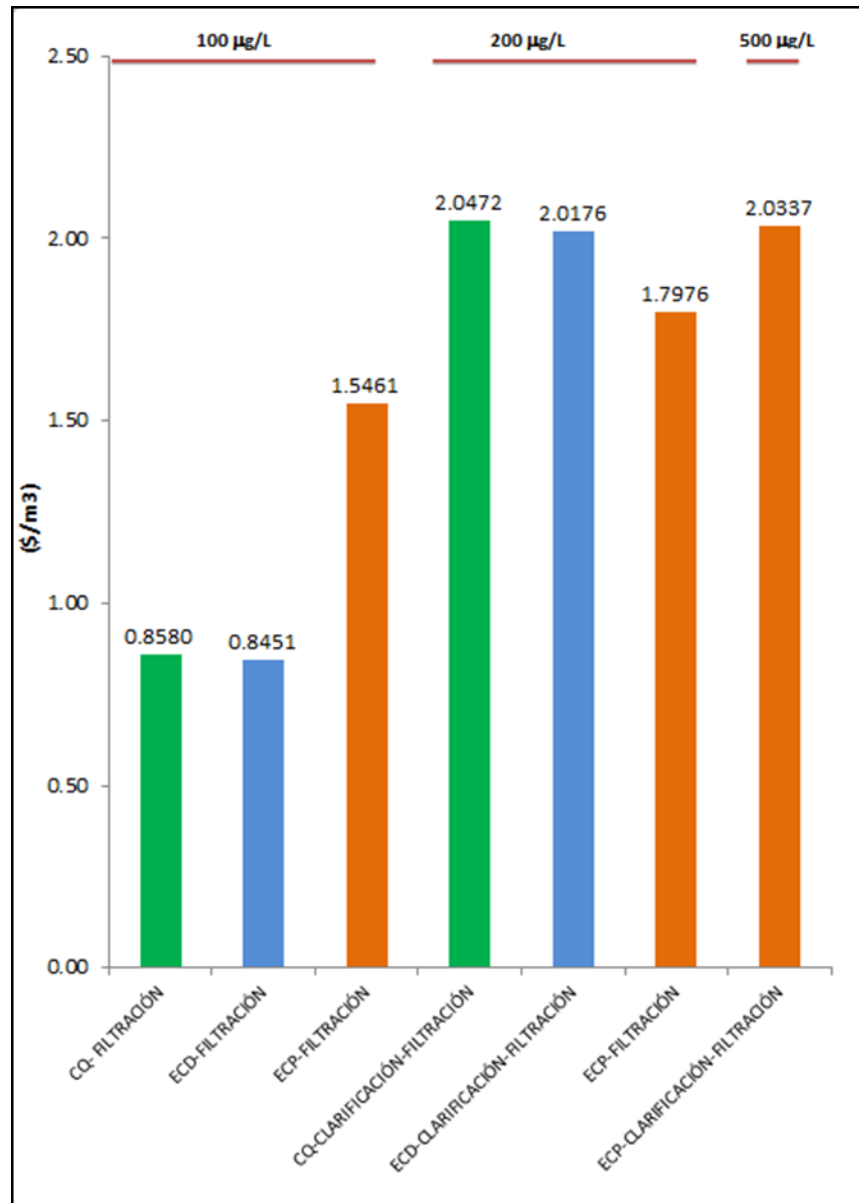


Figura 6-11. Costos de tratamiento.

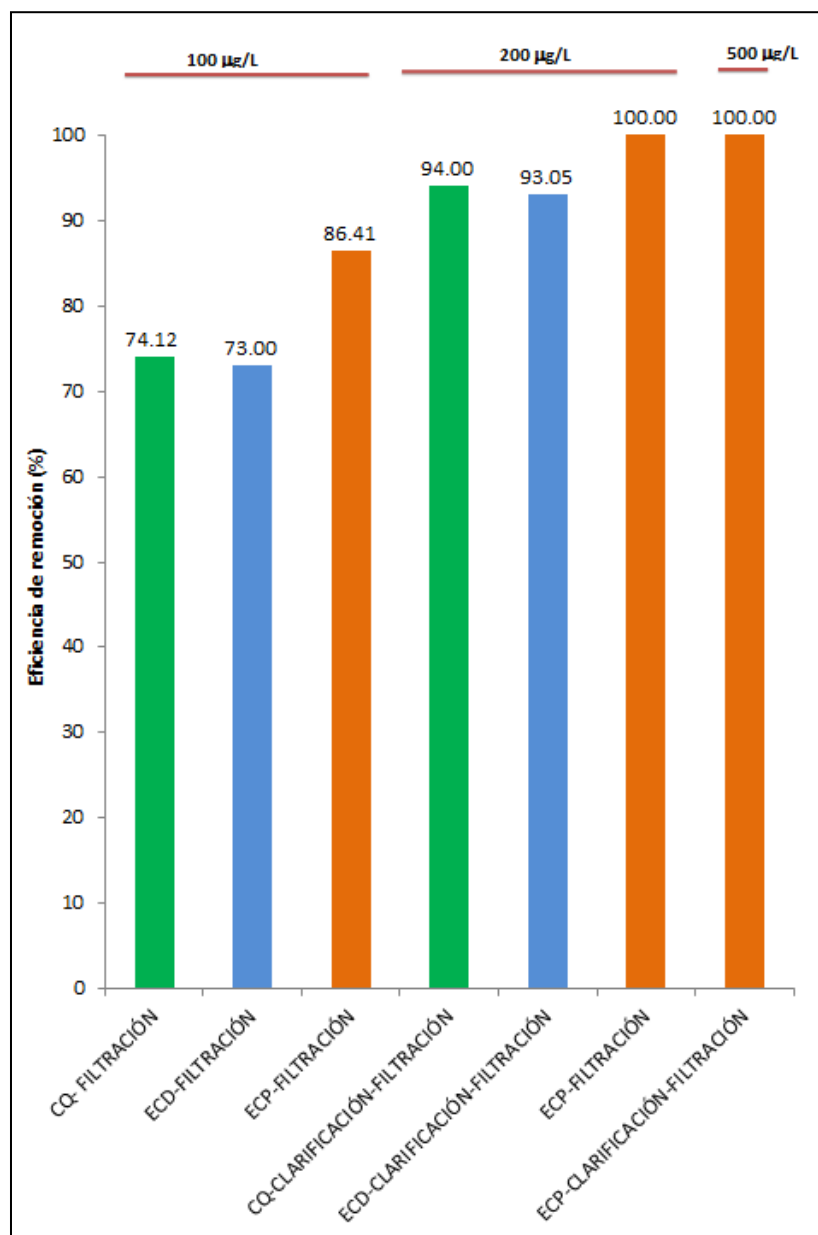


Figura 6-12 Eficiencias de remoción de los tratamientos

6.3 CONCLUSIONES

De acuerdo a los resultados obtenidos de las pruebas experimentales de coagulación química y electrocoagulación a nivel semipiloto se concluye que:

La coagulación química es más conveniente económicamente, para concentraciones menores de 100 $\mu\text{g/L}$ de arsénico, con un costo estimado preliminar de tratamiento de \$ 0.8580/ m^3 , vs. \$1.5461 estimado para la ECP. Sin embargo, para 200 $\mu\text{g/L}$ la electrocoagulación comienza a tener un costo competitivo, incluso menor en el caso de la ECP. Ésta resultó más económica con un costo de tratamiento de \$ 1.7976 $\$/\text{m}^3$, porque ocupa menos dosis de hierro que la ECD cuyo costo estimado fue de \$2.0176 y que la CQ cuyo costo se estimó en \$2.0472.

La electrocoagulación con corriente pulsada (ECP) es una técnica eficiente para la remoción de arsénico en agua para uso y consumo humano, empleando el sistema complementario de clarificación granular y filtración (filtro de arena-antracita y filtro de carbón activado) para concentraciones entre 200 $\mu\text{g/L}$ y 500 $\mu\text{g/L}$ con costos de \$1.7976 y \$2.0337/ m^3 respectivamente. Por lo que la hace altamente factible para remover arsénico.

La electrocoagulación con corriente directa (ECD) es una técnica eficiente, sin embargo, requiere prácticamente la misma dosis que la coagulación química por lo que es más atractivo el uso de la electrocoagulación con corriente pulsada (ECP).

Se recomienda realizar pruebas a nivel piloto, en sitio, para validar, particularmente, el proceso de electrocoagulación empleando corriente pulsada para sitios en los que el agua presente una concentración mayor o igual a 200 $\mu\text{g/L}$.

7 EVALUACIÓN DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN MEDIANTE LA DETERMINACIÓN DEL IMPACTO DE CONTAMINANTES EMERGENTES EN LA EXPRESIÓN GENÉTICA DEL PEZ CEBRA

7.1 ANTECEDENTES

A nivel mundial, un porcentaje mayor al 20% de agua dulce se utiliza para uso doméstico, agrícola e industrial. Después de su uso, generalmente es descargada a los cuerpos de agua, donde forman moléculas químicas complejas. Un grupo de estas moléculas químicas se encuentran en cantidades traza en los ecosistemas acuáticos, se les denomina contaminantes emergentes y el interés en ellos ha ido aumentando, puesto que en la mayoría de los casos, no están regulados. Considerando el desarrollo de nuevas tecnologías para la detección de estos compuestos, se está dando la tendencia a establecer una regulación en función de sus características en el medio ambiente en el que se descargan.

En este grupo de contaminantes emergentes se encuentran productos farmacéuticos y de higiene personal, subproductos industriales, hormonas naturales y drogas no legales, así como productos de la industria química. Además, son detectados en pequeñas cantidades (ng L^{-1} y $\mu\text{g L}^{-1}$), pueden acumularse en suelo, sedimento, agua y organismos vivos, son compuestos de nuevo desarrollo o de clasificación reciente o bien contaminantes que siempre han existido y que podrían ser sustancias potencialmente tóxicas tanto para el medio ambiente como para la salud humana. Asimismo se manifiestan en diferentes niveles, poniendo en riesgo el equilibrio de los ecosistemas. La falta de conocimiento y la complejidad de las moléculas químicas de estas sustancias, su distribución, sus niveles tóxicos, sus efectos en el medio ambiente y sus riesgos aún se están determinando.

7.2 DISRUPTORES ENDOCRINOS

Theo Colborn *et. al.*, utilizaron por primera vez este término en 1993, en una publicación en la que abordaron los efectos dañinos en el sistema endocrino de las sustancias químicas presentes en el medio ambiente, en particular, en la reproducción de las poblaciones de vida silvestre. En ese entonces, indicaron que muchas poblaciones de vida silvestre estaban en riesgo y que no había una propuesta política coherente para remediar este problema. Esto se debía en parte a la falta de conocimiento sobre muchas sustancias químicas presentes en el medio ambiente que son responsables de los efectos de disrupción endocrina. Esto ha llevado a la idea equivocada de que estas sustancias químicas no representan un riesgo para la salud de la vida silvestre, los animales domésticos o los seres humanos. Indicaron que las agencias reguladoras debían reconocer las respuestas en la mayoría de las pruebas de toxicidad aguda y mutagenicidad para evaluar el riesgo de plaguicidas y otros contaminantes. Aunque los efectos de sustancias químicas que causan mutaciones en el material genético (ácido desoxirribonucleico ADN), pueden determinarse a corto plazo en pruebas *in vitro*, las consecuencias de exposición a sustancias químicas dañinas a nivel fetal en el sistema endocrino probablemente no se reconocerían hasta la edad adulta, momento en el que se manifiestan anomalías (Palioura *et al.*, 2011) particularmente relacionadas con la función del sistema reproductivo, considerando que las sustancias químicas que alteran el sistema endocrino no son en la mayoría de los casos, mutagénicas ni tóxicas en concentraciones ambientales. Por todo lo anterior, es esencial continuar analizando los efectos transgeneracionales en estudios en organismos debido a que algunos contaminantes requieren el metabolismo *in vivo* para ejercer efectos hormonales y porque los efectos neuroconductuales y otros efectos de desarrollo no pueden ser tratados con modelos *in vitro*.

Considerando lo anterior, las especies silvestres proporcionaron un modelo para la transferencia materna de sustancias químicas que alteran el sistema endocrino con el conjunto resultante de efectos en la descendencia. Experimentos con animales de

laboratorio han confirmado estos hallazgos. En humanos, el modelo dietilestilbestrol (DES) es claro y rastreable (*Palioura et al.*, 2011), sin embargo, para los médicos las implicaciones de estos hallazgos en relación con los disruptores endocrinos causados por el hombre, presentes en el aire, el agua, suelo y los alimentos para la salud humana aún no son suficientes.

Existen diversas definiciones para los disruptores endocrinos una de las cuales fue adoptada por el Programa Internacional de Seguridad Química (IPCS) junto con Japón, los EE.UU., Canadá, la OCDE y la Unión Europea “Un disruptor endocrino es una sustancia o un compuesto exógeno que cambia una o varias funciones del sistema endocrino y en consecuencia causa efectos adversos sobre la salud de un organismo intacto, o su descendencia o subpoblaciones” (CEC, 2007).

Las alteraciones causadas por estas sustancias ocurren en los sitios receptores de las células mediante la modificación de los niveles de producción con respecto a esta célula. Esta modificación puede aumentar o disminuir la producción de hormonas lo cual lleva a una modificación en la homeostasis del organismo dañado. Las modificaciones ocurridas pueden ser observadas en el organismo a corto o a largo plazo e inclusive en futuras generaciones.

Según, WHO (2002), los disruptores endocrinos poseen características de sustancias de bienestar, sin embargo, causan alteraciones en las funciones del sistema endocrino y por consecuencia causan daño a un organismo sano y a sus descendientes. La acción de los disruptores endocrinos, se puede dar por bloqueo, mimetización, estimulación o inhibición en la producción de las hormonas naturales.

7.3 ORIGEN DEL ARSÉNICO EN EL MEDIO AMBIENTE

El arsénico es un metaloide omnipresente en la corteza de la tierra por lo que la contaminación de agua subterránea por arsénico inorgánico está muy difundida y ocurre de forma natural como resultado de formaciones geológicas y condiciones geoquímicas que son comunes en muchas áreas. El arsénico en agua potable es

considerado una de las principales amenazas para la salud ambiental en el mundo, con base en el alcance de la potencial exposición de la población y las numerosas enfermedades con las que ha sido asociado (Davey *et al.*, 2007).

El envenenamiento crónico por arsénico se está convirtiendo en una epidemia en Asia, y más de 100 millones de personas están expuestas a aguas subterráneas con alta concentración de arsénico. La magnitud de esta catástrofe por arsénico se ha proyectado como la más grande de la historia en desastres ambientales que serán más graves que los de Chernobyl, Ucrania en 1986 y Bhopal, India en 1984. En los Estados Unidos, más de 350,000 personas están expuestas al agua contaminada con arsénico en concentraciones de $50 \mu\text{g L}^{-1}$, y alrededor de 2,5 millones a agua con arsénico en concentraciones superiores a $25 \mu\text{g L}^{-1}$. Se ha documentado que la exposición a largo plazo de ingesta por arsénico puede inducir varios cánceres y enfermedades cardiovasculares. El nivel máximo de contaminación del arsénico en agua potable se ha reducido de 50 a 10 ppb por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. Sin embargo, quedan debates sobre la base científica de esta nueva norma reglamentaria y su idoneidad para la protección de salud pública (Wang, 2007).

Estudios previos han reportado el pleiotropismo del arsénico en la inducción de efectos a la salud que incluye hipertensión, diabetes mellitus, arterosclerosis carotídea, microcirculación alterada, enfermedad arterial coronaria, apoplejía y diversos cánceres en la relación dosis-respuesta (Wang, 2007).

7.3.1 RIESGO AMBIENTAL POR LA PRESENCIA DE ARSÉNICO EN MÉXICO

La presencia de arsénico en los acuíferos de México está registrada y documentada principalmente en cuatro estados de la República: Coahuila, Chihuahua, Durango e Hidalgo. En la Comarca Lagunera, Coahuila y Durango: el valor promedio de arsénico encontrado en el agua de acuerdo a los estudios realizados en los años ochenta fue

ocho veces superior a la norma de la OMS y 60 veces más alto que el valor encontrado en las zonas no afectadas (Vega, 2002).

En la Zona Norte (Delicias-Meoqui) y Zona Sur (Jiménez-Camargo), se determinó la existencia de “franjas o fallas” con dirección NO-SE, donde se encuentra presente el arsénico. Dichas franjas tienen la particularidad de guardar paralelismo entre ellas. En la región de Delicias-Meoqui la concentración de arsénico en el agua varía entre 0.05 y 0.5 mg L⁻¹. En la región de Jiménez-Camargo, la concentración de arsénico se encuentra entre 0.05 y 0.5 mg L⁻¹. En varias zonas del municipio de Zimapán, Hidalgo, en 1992 en la cabecera municipal se encontraron concentraciones de arsénico en el agua de 0.32 a 0.72 mg L⁻¹ (Vega, 2002).

7.3.2 EL ARSÉNICO ¿ES UN DISRUPTOR ENDÓCRINO

Reportes clínicos de estudios en grupos de población en áreas contaminadas con arsénico revelaron que la exposición a largo plazo a altas concentraciones de arsénico en agua potable está relacionada estrechamente con una serie de desórdenes, incluyendo lesiones en la piel, cánceres, hipertensión, síntomas neurológicos, y enfermedades del corazón (Hallauer *et al.*, 2016). La Agencia de Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedad (ATSDR) declaró públicamente que el arsénico es el agente causal de los siguientes desórdenes durante exposición prenatal e infantil: desarrollo fetal dañado, peso bajo al nacer, malformaciones del feto, muerte del feto, daño a vaso sanguíneo, IQ más bajo, función nerviosa reducida, y un posible incremento en mortalidad en adultos jóvenes (ATSDR, 2007).

Estudios recientes sugieren que existe un riesgo incrementado a la salud en niveles tan bajos como 10–50 ppb. El arsénico no es una genotoxina o mutágeno que actúe directamente, pero puede incrementar daño al ADN y generar mutaciones indirectamente, tal como alterar la reparación de ADN (Andrew *et al.*, 2006), asimismo, puede actuar como un co-carcinógeno y/o promotor e inductor de tumores. Han sido postulados varios otros mecanismos para la capacidad del arsénico

de incrementar el riesgo de enfermedad y tiene datos de soporte incluyendo oxígeno reactivo y señalización oxidativa incrementados por medio de otros mecanismos, ciclo celular alterado y respuestas apoptóticas y transformación, y otros mecanismos (Andrew *et al.* 2006; Davey *et. al.*, 2007).

Davey *et. al.*, (2007) reportan por primera vez que el arsénico puede actuar como un potente disruptor endócrino, alterando la regulación génica mediante los receptores de hormona esteroide para glucocorticoides (GRs), mineralocorticoides (MRs), progesterona (PR), y andrógeno (AR). Todos estos receptores mostraron una respuesta dosis-dependiente similar y sorprendentemente compleja a arsénico, con aumento de transcripción génica dependiente-de-hormona en dosis muy bajas (0.1–1 μM As) y supresión en dosis más altas pero aún no citotóxicas (1–5 μM As). En la Figura 7-1 se muestra un esquema con los posibles mecanismos mediante los cuales el Arsénico afecta la expresión génica mediada por receptores de estrógeno (Watson & Yager, 2007).

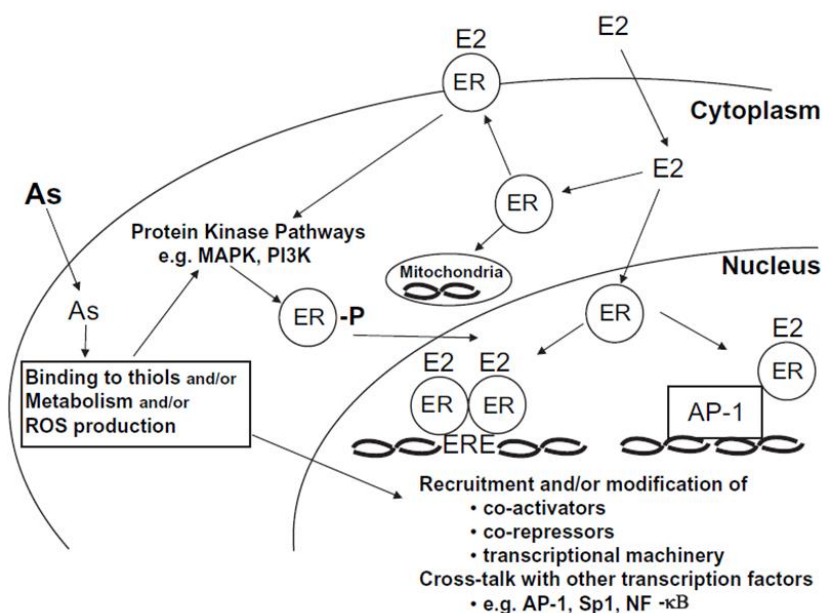


Figura 7-1 Sitios potenciales para interferencia de arsénico con expresión génica mediada por RE (receptores de estrógeno).

La Figura 7-1 resume los puntos donde el arsénico puede ejercer efectos en rutas de señalización dando lugar a la inhibición de expresión génica resultante de exposición a estradiol —E2—, phosphoinositol-3 cinasa —PI3K—; proteína quinasa —MAPK— activada por un mitógeno, (mitógeno, factores que actúan en el ciclo celular estimulando la división celular de muchos tipos).

Es probable que las metodologías de riesgo actuales sobreestimen la potencia del arsénico y el riesgo asociado porque no toman en cuenta que el modo de acción del arsénico es no lineal (Shoen *et al.*, 2004). Se cree que la toxicidad ocurre a través de alteración indirecta de la expresión génica, por medio de daños a patrones de metilación de ADN y modulación de vías de transducción de señal. La inhibición de procesos de reparación de ADN también puede contribuir a un rol co-carcinógeno para el arsénico (EPA, 2007). Porque la interacción entre el arsénico y genes blancos es indirecta y es probable que sea influenciada por el ambiente celular, los efectos carcinógenos del arsénico sólo pueden ser expresados cuando los mecanismos protectores y adaptativos se agotan (Shoen *et al.*, 2004).

En el 2005, la EPA libero una versión de directrices (EPA/630/P-03/001F), enfatizando la importancia de decisiones basadas biológicamente, en la que se incorporan consideraciones de modo de acción en modelación de respuesta a dosis y se basa menos en el uso de suposiciones por omisión que suponen linealidad en dosis bajas. Estudios epidemiológicos proporcionaron evidencia de que la relación dosis-respuesta para arsénico es no lineal, y de que los enfoques actuales que usan extrapolación lineal pueden sobreestimar el riesgo de cáncer inducido por arsénico en la población humana.

7.3.3 METABOLISMO DEL ARSÉNICO

La toxicidad del arsénico varía ampliamente con sus estados de oxidación, especies inorgánicas generalmente son más tóxicas que las orgánicas, y Arsenito (As^{III}) es aproximadamente 60 veces más tóxico que el arseniato (As^V). El arsénico inorgánico (iAs) existe en dos estados de valencia: iAs (III) y iAs (V). En humanos, iAs(III) es

metilado oxidativamente a monometil As(V), reducido a monometil As(III), metilado de nuevo a dimetil As(V), y luego reducido a dimetil As(III) (Watwson & Yager, 2007). Muchas proteínas conteniendo thiol intracelular son altamente reactivas a arsénico, por tanto, el arsénico puede alterar la función de estos blancos moleculares involucrados en procesos celulares esenciales. Algunos blancos de arsénico incluyen metalotioneínas, factores de transcripción, y enzimas metabólicas (Hallauer *et al.*, 2016). En el humano, el hígado es el órgano primario de acumulación de arsénico a través de las proteínas acuaglyceroporinas, donde estos compuestos de arsénico inorgánico pueden ser metabolizados posteriormente a un perfil de arsénico orgánico metilado, como el ácido monometilarsónico (MMA) y el ácido dimetilarsínico (DMA). Estas reacciones están asociadas con la reducción de As^v a Asⁱⁱⁱ. Algunos autores han sugerido que el antioxidante glutatión (GSH) desempeña un papel importante en la biotransformación del arsénico como un agente reductor (Kobayashi *et al.*, 2005). La reducción de As a trivalencia por GSH está vinculada a la formación de arsénico-glutation As-(GSH)₃.

Estudios recientes revelan que humanos, roedores y pez cebra comparten un alto grado de conservación evolutiva en el metabolismo de arsénico (Hallauer *et al.*, 2016). Estos descubrimientos validaron que el pez cebra es un modelo vertebrado acuático conveniente más cercano a condiciones humanas en los estudios de metabolismo de arsénico y efectos tóxicos.

7.4 EL PEZ CEBRA (*DANIO RERIO*) COMO MODELO BIOLÓGICO

En biología del desarrollo el pez cebra se utiliza principalmente en su etapa embrionaria y en la investigación genética ha sido utilizado desde hace 30 años. Su genoma ha sido secuenciado totalmente (http://www.ensembl.org/Danio_rerio/index.html), reduciendo así los retos bioinformáticos cuando se evalúan alteraciones en la expresión génica y la función de la proteína, su genoma contiene 26,206 genes codificantes. Partiendo de

comparaciones con el genoma humano, los autores encontraron que 71% de genes humanos tienen ortólogos en el pez cebra (Burgess, 2013; Howe *et al.*, 2013). Además, han sido desarrollados diversos métodos moleculares que han sido aplicados en el pez cebra para evaluar el impacto de contaminantes disruptores endócrinos (CDEs) (Hill *et al.*, 2005, Muncke *et al.*, 2006). Al mismo tiempo, es usado como un modelo *in vivo* para la identificación de pequeñas partículas que pueden interferir con el desarrollo normal o procesos fisiológicos. Se ha convertido en un modelo animal para estudios moleculares ecotoxicogenómicos, así como para trabajos exploratorios o generadores de hipótesis enfocados en los efectos de CDEs con diferente respuesta de genes y proteínas (Hoffmann *et al.*, 2008). Usar al arsénico para estudios de genotoxicidad con el pez cebra se debe a su solubilidad en agua, ya que dejarlo simplemente disolverse en la pecera puede generar un ambiente uniforme y bien controlado (Hallauer, 2016).

Actualmente existen en el mundo varios programas analizando diversos CDEs, la mayoría de los cuales incluyen pruebas en peces, debido a los impactos adversos de los CDEs sobre poblaciones de peces en los ecosistemas; esto difiere de la situación en humanos, donde la exposición a CDEs ambientales y sus efectos subsecuentes son inciertos (WHO, 2002). Los estudios de mecanismos con compuestos químicos como los CDEs que se han realizado con este pez se deben a la facilidad de disposición de los organismos (por ejemplo, se puede generar un gran número de organismos de calidad óptima en etapas de vida adecuadas), a su dinámica de exposición a sustancias químicas, a su flexibilidad biológica, así como al tamaño pequeño del pez, que se adapta convenientemente a cualquier tipo de estudio a realizar debido a su alta reproducción en tiempo corto, donde incluso dosis bajas que no causan trastornos visibles pueden causar una variedad de otros efectos y respuestas detectables mediante análisis molecular (Ankley & Johnson, 2004; Bresh, 1991; Sawle, 2010). Existen algunos aspectos únicos en la endocrinología reproductiva del pez, como la estructura básica y función del eje hormonal hipotálamo hipófisis-gónadas (HPG), que en los animales vertebrados tiende a ser conservada, es decir, su

genoma muestra una alta conservación en esa zona. Por consiguiente, los resultados de los estudios en pez con CDEs pueden servir potencialmente como base de extrapolación de efectos potenciales entre especies, es decir, no puede correlacionarse directamente con el humano (Ankley, *et al.* 2006).

7.5 BIOMARCADORES GENÓMICOS DE EXPOSICIÓN

Un biomarcador es cualquier respuesta biológica frente a una sustancia química ambiental a nivel sub-individual. Es decir, manifiesta el efecto producido por un tóxico, sin embargo, no proporciona información acerca de la magnitud que ese efecto tendrá a niveles de organismos superiores. El uso de biomarcadores a nivel subcelular constituye una herramienta para diagnosticar el estrés ecotoxicológico al que están sometidos los organismos en el escenario ambiental planteado. Para la identificación de biomarcadores, se ha sugerido que el perfil de expresión génica puede predecir la exposición a contaminantes en el ambiente (Ankley *et al.*, 2006).

Los perfiles de expresión génica son útiles para determinar el agente causal en un efluente complejo. Sin embargo, permanece la cuestión sobre cómo es influenciada la expresión génica por la presencia de otras sustancias. Se sabe que las sustancias químicas pueden interactuar en mezclas, causando consecuencias inesperadas para la sobrevivencia y la reproducción (Walker *et al.*, 2006). Es posible que combinaciones de sustancias tengan efectos diferentes a los de sustancias individuales en la expresión génica de los organismos. Sustancias que causan una respuesta aditiva en bioensayos agudos o crónicos pueden tener también un perfil de expresión aditivo. Sustancias que muestran efectos antagónicos o sinérgicos en bioensayos estándar, pueden tener perfiles de expresión distintos, no parecidos a los perfiles de expresión de las sustancias solas (Poyton *et al.*, 2009).

7.6 REGULACIÓN DE LA EXPRESIÓN GENÉTICA

En los últimos 20 años, con el conocimiento de cómo fluye la información desde el gen a través del Ácido Ribonucleico mensajero (ARNm) hasta una molécula de proteína específica, se ha elaborado un conocimiento bastante complejo de los detalles sobre la regulación de la expresión genética en las células procariotas. La mayor parte del conocimiento detallado acerca de los mecanismos moleculares se había limitado hasta hace años a los sistemas procariontes y eucariontes más sencillos. Los avances recientes en la tecnología del Ácido Desoxirribonucleico (ADN) recombinante han permitido el inicio de un análisis profundo de la expresión genética en los mamíferos (Murray *et al.*, 2006).

Los organismos se adaptan a cambios ambientales mediante la modificación de la expresión genética. Este proceso, por lo general, implica la interacción de proteínas fijadoras específicas con varias regiones del ácido desoxirribonucleico (ADN) en la cercanía inmediata del sitio de inicio de la transcripción. Esto puede tener un efecto positivo o negativo sobre la transcripción. Las células usan este sistema básico, pero además emplean otros mecanismos para regular la transcripción. Entre otros, se utilizan procesos como la amplificación y el reordenamiento de los genes, y las modificaciones posteriores a la transcripción para controlar la expresión genética, siendo entonces un gen inducible aquel cuya expresión aumenta en respuesta a un inductor y/o una señal reguladora específica. La expresión de algunos genes es constitutiva, lo cual significa que se expresan a una velocidad razonablemente constante y no están sujetos a regulación conocida.

7.7 VELOCIDAD DE RESPUESTA DE LA EXPRESIÓN GENÉTICA

La expresión de la información genética debe regularse durante la formación y desarrollo de un organismo, seguida por la diferenciación del individuo y de sus componentes celulares. Además, para que éste se adapte a su medio y conserve la energía y los nutrientes, la expresión de la información genética debe responder a las

señales extrínsecas. A medida que los sistemas biológicos han evolucionado, han aparecido mecanismos reguladores más complejos para dotar al sujeto y sus células de la capacidad de respuesta necesaria para la supervivencia en su medio complejo. Las células de mamíferos poseen sólo cerca de 1000 veces más información genética que la bacteria *Escherichia coli*; sin embargo, mucha de esta información genética adicional probablemente interviene en la regulación de la expresión de los genes durante la diferenciación de tejidos y procesos biológicos en el organismo multicelular y en asegurar que le sea posible responder a los complejos estímulos ambientales (Murray *et al.*, 2006).

En términos sencillos, sólo hay dos tipos de regulación de los genes: la regulación positiva (sobre-expresión) y la regulación negativa (sub-expresión) (Tabla 7-1). Cuando la expresión de la información genética está cuantitativamente aumentada por la presencia de un elemento regulador específico, se dice que la regulación es positiva; en tanto que si la expresión de la información genética está disminuida por la presencia de un elemento regulador específico, se dice que es negativa. Se dice que el elemento o molécula que media la regulación negativa es un regulador negativo; el que media la regulación positiva es un elemento regulador positivo. Sin embargo, un doble negativo tiene el efecto de actuar como positivo. Así, un efector que inhibe la función de un regulador negativo lleva a cabo una regulación positiva (Murray *et al.*, 2006).

Tabla 7-1 Efectos de la regulación positiva y negativa sobre la expresión genética.

	INDICE DE LA EXPRESIÓN GENÉTICA	
	Regulación negativa	Regulación positiva
Regulador presente	Disminuida	Aumentada
Regulador ausente	Aumentada	Disminuida

Existen tres tipos de respuesta de velocidad en la expresión genética frente una señal inducida.

La respuesta de tipo A (Figura 7-2) se caracteriza por una velocidad incrementada de la expresión genética, que depende de la presencia continua de la señal inductora. Cuando se elimina la señal inductora la velocidad de expresión génica se reduce a su valor original, pero repetidamente aumenta en respuesta a la reaparición de la señal específica. Este tipo de respuesta se observa comúnmente en muchos sistemas superiores después de exposiciones a inductores como las hormonas esteroides (Murray *et al.*, 2009).

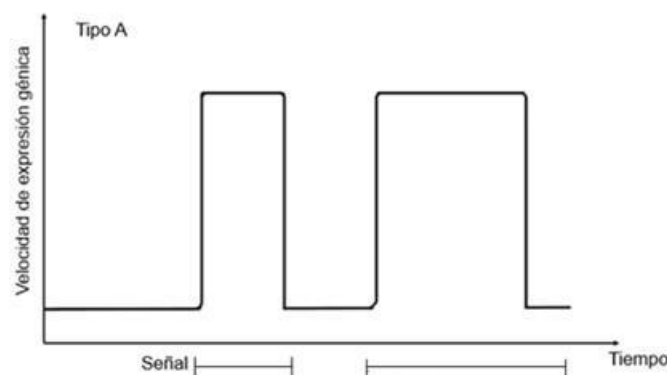


Figura 7-2 Representación diagramática de la velocidad de respuesta tipo A de expresión génica ante señales reguladoras como las hormonas.

Una respuesta de tipo B (Figura 7-3) muestra una velocidad incrementada de la expresión genética, que es transitoria aun con la presencia continua de la señal reguladora. Después de que termina la señal reguladora y se permite que la célula se recupere, puede observarse una segunda respuesta transitoria subsiguiente a una señal reguladora. Este fenómeno de respuesta-desensibilización-recuperación caracteriza la acción de muchos agentes farmacológicos, pero también es una característica de muchos procesos naturales. Este tipo de respuesta puede ocurrir comúnmente durante el desarrollo de un individuo cuando sólo se requiere de la aparición transitoria de un producto específico del gen, aunque persista la señal (Murray *et al.*, 2009).

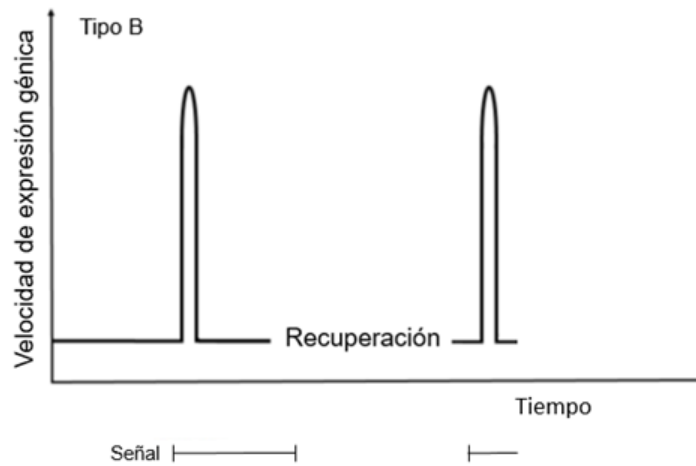


Figura 7-3 Representación diagramática de la velocidad de respuesta tipo B de expresión génica ante señales reguladoras como las hormonas.

El patrón de respuesta de tipo C (Figura 7-4) muestra, en respuesta a la señal reguladora, una velocidad aumentada de expresión del gen que persiste indefinidamente aun después de la terminación de la señal. La señal actúa como un disparador en este patrón. Una vez iniciada, la expresión del gen en la célula no puede terminarse, incluso en las células hijas; por tanto, es una alteración irreversible y hereditaria (Murray *et al.*, 2006).

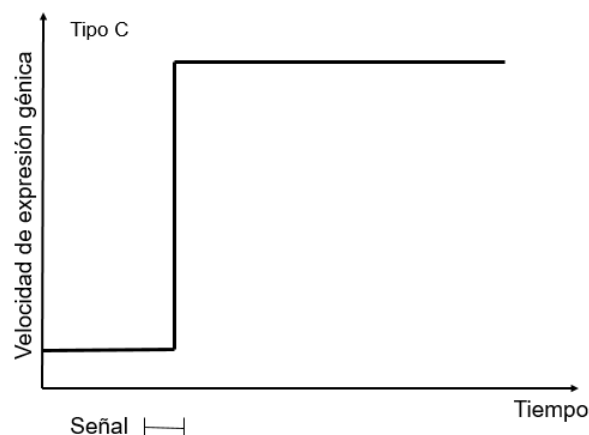


Figura 7-4 Representación diagramática de la velocidad de respuesta tipo C de expresión génica ante señales reguladoras como las hormonas.

7.8 OBJETIVOS

- Determinar los efectos significativos de las variables de estudio en las pruebas de estrogenicidad (concentración de arsénico y tiempo de exposición) con una estrategia de diseño de experimentos para definir las mejores condiciones para la realización de estos ensayos.
- Evaluar la estrogenicidad del agua a través de técnicas moleculares antes y después de los tratamientos de potabilización.

7.9 DESCRIPCIÓN DE LAS PRUEBAS EXPERIMENTALES

7.9.1 MANTENIMIENTO, CONCENTRACIONES Y TIEMPO DE EXPOSICIÓN DEL PEZ CEBRA

El organismo utilizado para las pruebas se obtuvo a partir de granjas de cultivo en el estado de Morelos. Los peces fueron mantenidos bajo condiciones de laboratorio durante cuatro a ocho semanas para desintoxicarlos. El cultivo del pez cebra se mantuvo en peceras de 8 L, con una temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$ y un fotoperiodo de 16h luz/8h oscuridad, una intensidad luminosa de 1000 luxes y aireación continua. Se utilizaron 15 ejemplares adultos macho de 8 a 12 meses de edad para cada pecera.

El tiempo de exposición de los organismos fue de 7, 15 y 23 días, durante los cuales se supervisaron diariamente las condiciones controladas (temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$, fotoperiodo de 16h luz/8h oscuridad y flujo de aire constante) y el volumen de agua utilizado para la exposición fue de 6 litros (Figura 1.5).

Muestras de agua que se utilizaron para las exposiciones del pez cebra:

- 1.- Lote de peces control: agua natural del pozo del IMTA.
- 2.- Lote de peces expuesto a $25 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de Arsenato de sodio expuesto durante 7 días.

-
- 3.- Lote de peces expuesto a $25 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de Arsenato de sodio expuesto durante 23 días.
 - 4.- Lote de peces expuesto a $200 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de Arsenato de sodio expuesto durante 7 días.
 - 5.- Lote de peces expuesto a $200 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de Arsenato de sodio expuesto durante 23 días.
 - 6.- Dos lotes de peces expuestos a $112.5 \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de Arsenato de sodio expuestos durante 15 días, en eventos independientes.
 - 7.- Lote de peces expuesto a la muestra de agua cruda del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla en el Estado de Morelos.
 - 8.- Lote de peces expuesto a la muestra de agua producto del proceso combinado electrocoagulación-arena-antracita
 - 9.- Lote de peces expuesto a la muestra de agua producto del proceso por carbón activado.
 - 10.- Lote de peces expuesto a la muestra de agua producto del proceso por osmosis inversa.



Figura 7-5 Exposición de peces a las diferentes muestras.

7.9.2 DISECCIÓN DE PECES Y EXTRACCIÓN DE ARN

Una vez transcurrido el periodo de exposición se procedió a la disección de los peces expuestos, para separar y almacenar cuidadosamente los siguientes órganos: cerebro, ojos, branquia, hígado, intestino y músculo (Figura 7-6).

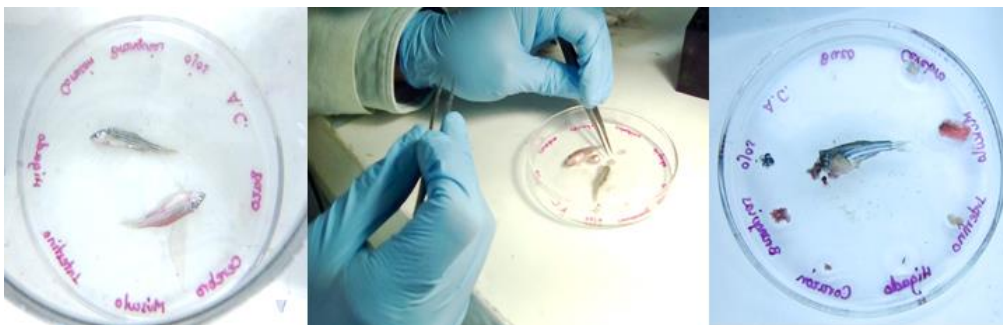


Figura 7-6 Disección de peces expuestos.

El ARN total fue aislado usando el método de extracción fenólica con TRIZOL (Reagent® Invitrogen TM Life Technologies). Este método se basa en el uso de una solución monofásica de fenol e isotiocianato de guanidina para la lisis de las células y la separación de la muestra en dos fases (acuosa y orgánica), seguido de la extracción y precipitación del ARN total con cloroformo e isopropanol, respectivamente, a partir de la fase acuosa.

7.9.3 DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN, PUREZA E INTEGRIDAD DEL ARN TOTAL

Una vez que se obtuvo el ARN, se tomó una alícuota de 2 μ L, la cual fue colocada en una placa de prueba. La placa a su vez es colocada dentro del espectrofotómetro (Epoch® BioTek) el cual utiliza un software de cuantificación de ácidos nucleicos denominado Genie 5. Los ácidos nucleicos tienen un máximo de absorción a A_{280} (principalmente por residuos de triptofano). Las lecturas en esta longitud pueden mostrar si existe algún contaminante proteico. El cálculo de la relación A_{260} / A_{280} es una forma de expresar la pureza del ARN o ADN. Dependiendo de la composición nucleica, valores de 1.65 a 1.9 emitidos por el espectrofotómetro (Epoch® BioTek) indican una muestra pura. La presencia de contaminantes da valores >2 con la relación de A_{260} / A_{280} .

También se evaluó la integridad del ARN obtenido utilizando la técnica de electroforesis horizontal, que consiste en utilizar geles de agarosa que permiten

determinar los tamaños moleculares de los ácidos nucleicos. La mayoría de las biomoléculas poseen una carga eléctrica cuya magnitud depende del pH del medio en el que se encuentran; como consecuencia pueden desplazarse cuando se ven sometidas a un campo eléctrico hacia el polo de carga opuesta al de la molécula. Los ácidos nucleicos sólo poseen carga negativa. Por lo tanto, los ácidos nucleicos migrarán hacia el polo positivo, es decir, al ánodo. Para analizar el desplazamiento de los ácidos nucleicos se utilizó un gel de agarosa al 1.5%, el cual fue teñido con bromuro de etidio (0.5 µg/mL). La electroforesis se llevó a cabo a 100 voltios durante 60 minutos y el desplazamiento de los ácidos nucleicos de ARN se observó en un transiluminador con luz ultravioleta. Para analizar el desplazamiento de los ácidos nucleicos se generan bandas sobre el gel a la misma altura que la del marcador de peso molecular, esto indica el peso molecular aproximado de los ácidos nucleicos en estudio, además de verificar la integridad de los mismos.

7.9.4 RETROTRANSCRIPCIÓN DEL ARN A ADNc

Para realizar la PCR (reacción en cadena de la polimerasa) teóricamente se requiere de una sola molécula de ARN o ADN, cuya secuencia sirva de molde para su amplificación. El ADN se puede obtener de cualquier muestra biológica, y la mayoría de las técnicas de extracción de ácidos nucleicos los proveen de calidad adecuada para realizar la PCR. En este estudio, se utilizó ARN, por lo que fue necesario hacer una retrotranscripción, es decir, convertir el ARNA en ADNc (Figura 7-7). Para esta retrotranscripción se utilizó el kit “Maxima First Strand cDNA Synthesis for RT-qPCR” de Thermo Scientific.

El kit “Maxima First Strand cDNA Synthesis” está constituido por una mezcla de reacción, una mezcla de la enzima Máxima y agua libre de nucleasas. Se descongelan los componentes, para realizar esta retrotranscripción se necesita también el molde o templado de ARN obtenido de las muestras de estudio. Todas estas soluciones estériles se mezclan en un tubo estéril libre de RNasa (Tabla 7-2).



Figura 7-7 Procedimiento para la síntesis de ADNc a partir de ARN.

Tabla 7-2 Reactivos utilizados para la retrotranscripción.

Mezcla de reacción a una concentración de 5X	4 μ L
Mezcla de la enzima Máxima	2 μ L
Molde de ARN de la muestra de estudio	1 pg - 5 μ g
Agua, libre de nucleasas	20 μ L
Volumen total	20 μ L

Se preparan previamente tres baños, uno a 25°C, otro a 50°C, y el último a 85°C.

La mezcla de reacción se mezcló suavemente con la mano y posteriormente se centrifugó a 3000 rpm (revoluciones por minuto). La mezcla fue incubada durante 10 min a 25 °C en un baño de agua, después durante 15 min a 50 °C en un baño de agua y a 85 °C en baño de agua durante 5 min. Estos cambios de temperatura permiten obtener el ADNc (ácido desoxirribonucleico complementario de doble cadena), que se utilizará como molde en la reacción en cadena de la polimerasa en tiempo real (PCR).

7.9.5 GENES UTILIZADOS

Mediante una amplia revisión de literatura científica fue seleccionado el gen β -actina (Nishimura *et al.*, 2006), con base en su uso previo como control interno o gen housekeeping en estudios de expresión génica, así como en la disponibilidad de secuencias en peces y especies relacionadas (Muncke *et al.*, 2006; Filby *et al.*, 2007; Muncke *et al.*, 2007; Kausch *et al.*, 2008; Liedke *et al.*, 2008; McCurley *et al.*, 2008; Weil *et al.*, 2009). Para estudiar la expresión génica relativa se seleccionaron los genes blanco *cyp1a*, *fzr1*, *hmox*, *hsp70*, *mafg1*, *nfe212* y *vtg1* debido a sus diferentes funciones celulares (Muncke *et al.*, 2006; Muncke *et al.*, 2007; Kausch *et al.*, 2008; Liedke *et al.*, 2008; McCurley *et al.*, 2008; Weil *et al.*, 2009), además de que se ha identificado su expresión diferencial en respuesta a una exposición particular, pudiendo representar una firma de expresión génica para esa condición de exposición (Tabla 7-3).

Tabla 7-3 Genes de interés

GEN	FUNCIÓN
<i>β-actina</i>	Organización del citoesqueleto celular
<i>cyp1a</i>	Eliminación de compuestos tóxicos en el hígado
<i>fzr1</i>	Eliminación celular sin inflamación
<i>hmox</i>	Hemo-oxigenasa, posiblemente involucrado en metabolismo de ácidos nucleicos
<i>hsp70</i>	Chaperona, involucrada en plegamiento adecuado de proteínas
<i>mafg1</i>	Factor de transcripción, participa en la regulación de la expresión genética
<i>nfe212</i>	Factor de transcripción, participa en la regulación de la expresión genética
<i>vtg1</i>	Vitelogenina, participa como fuente de nutrientes en el desarrollo embrionario

7.9.6 REACCIÓN EN CADENA DE LA POLIMERASA (PCR)

La PCR es una técnica con la que se pueden producir en el laboratorio múltiples copias de un fragmento de ADN específico partiendo de muestras de ADN extraído de los peces expuestos, incluso en presencia de millones de otras moléculas de ADN (Figura 7-8).

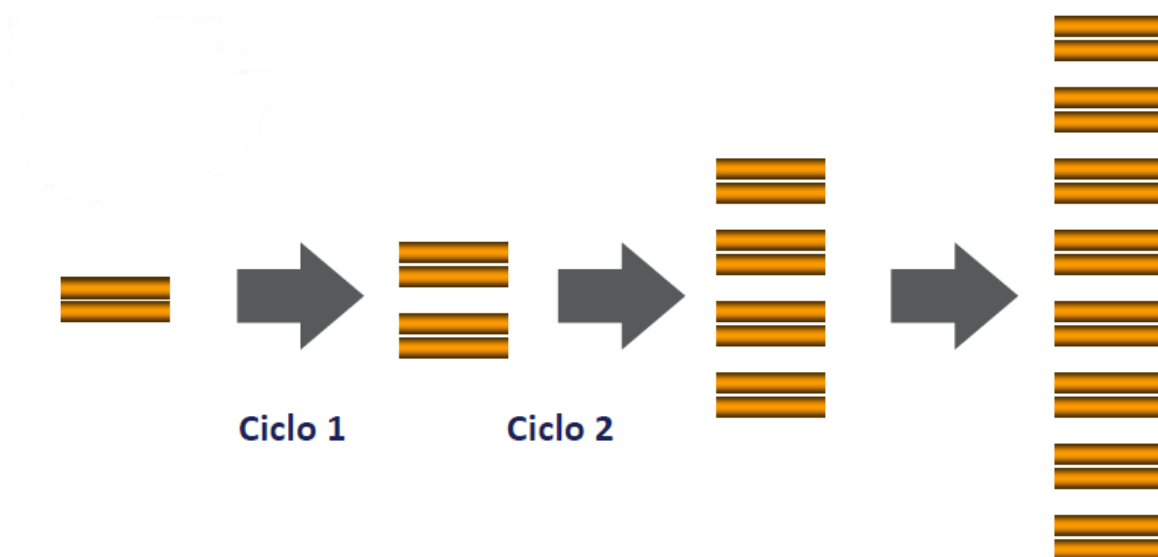


Figura 7-8 La reacción en cadena de la polimerasa (PCR) amplifica regiones génicas específicas (Applied Biosystems, 2010).

La PCR se basa en la actividad de la enzima ADN polimerasa, que es capaz de fabricar una cadena de ADN complementaria de otra ya existente. Sus únicos requerimientos son que existan nucleótidos en el medio, que son la materia base para fabricar el ADN (los nucleótidos de adenina, timina, citosina y guanina) y una pequeña cadena de ADN que pueda unirse a la molécula que se desea copiar para que sirva como cebadora (“primer”) (Figura 7-9).

La reacción se realiza en un termociclador y consta de tres pasos:

- 1) Desnaturalización del templado o molde DNAC (-95°C)
- 2) Alineamiento de los primers sobre el templado (-60°C)

- 3) Extensión de la nueva cadena, generando un nuevo amplicón (-72°C) (amplicón, pedazo de DNA o RNA producto de eventos naturales o artificiales de amplificación o replicación)

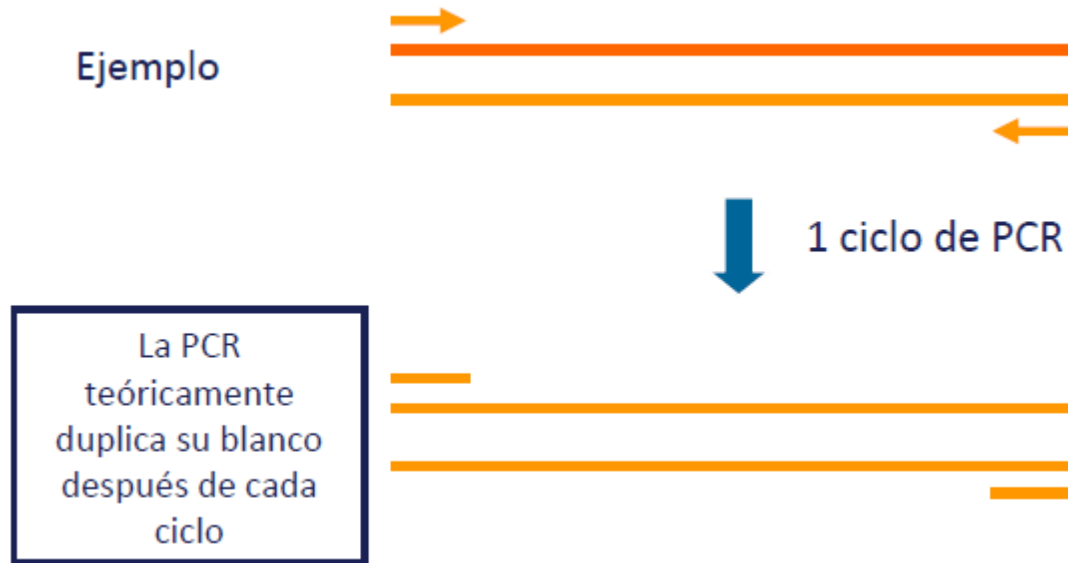


Figura 7-9 Amplificación de una cadena de ADNc (Applied Biosystems, 2010).

La PCR utiliza marcadores fluorescentes específicos empleando sondas de ácidos nucleicos que se unen a amplicones específicos (producto de PCR). Estas sondas fluorescentes son precisas y evitan posibles secuencias inespecíficas presentes en los amplicones, por lo que la interpretación de los resultados es rápida y directa.

Para este estudio se utilizó una sonda Taqman[®], un oligonucleótido cuya secuencia es complementaria a la región central. Tiene una secuencia de 13 a 18 nucleótidos que presenta en el extremo 5' una marca fluorescente (reportero) y en el extremo 3' un apagador (quencher) (Figura 7-10). Cuando estas dos moléculas se encuentran unidas por la zona, toda la fluorescencia emitida por el reportero, es absorbida por el apagador, por lo que la fluorescencia global observada es igual a cero.

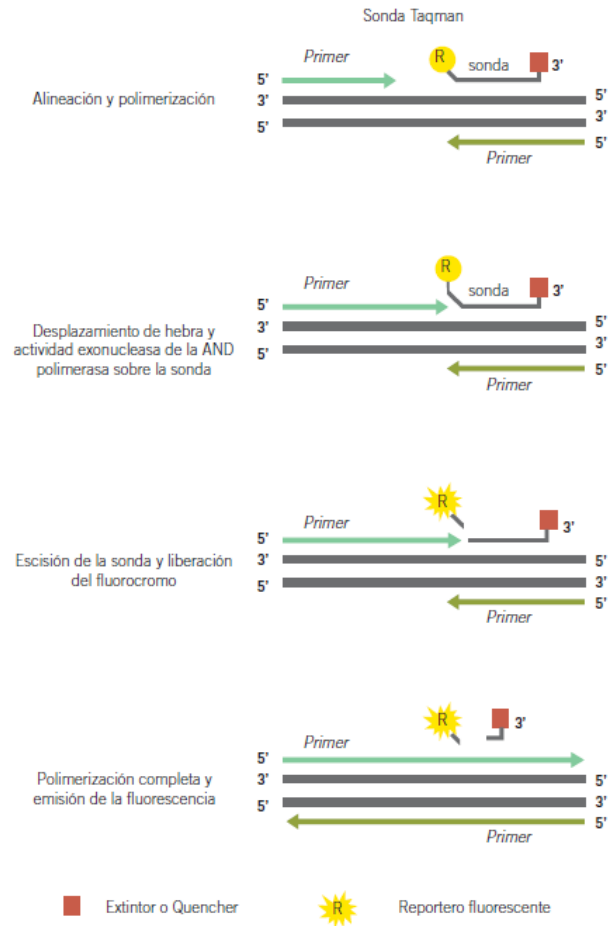


Figura 7-10 PCR en tiempo real con sondas Taqman®.

Esta técnica implica el uso de una sonda que hibrida en algún punto intermedio de la secuencia franqueada por el par de primers sentido y antisentido. La sonda tiene acoplado un fluorocromo en su extremo 5', el cual está silenciado por un apagador (quencher) en el extremo 3' de la sonda. La amplificación de la cadena donde la sonda está unida libera el fluorocromo sólo cuando la sonda es degradada por la acción exonucleasa de la ADN polimerasa, lo que asegura que sólo habrá detección cuando un producto de amplificación haya sido generado (Salazar y cols., 2013).

7.9.7 ANÁLISIS DE LOS NIVELES DE EXPRESIÓN GENÉTICA POR MEDIO DE PCR TIEMPO REAL DE LAS MUESTRAS DE ADNc

Para el análisis de la expresión genética por medio de PCR tiempo real se utiliza el ADNc obtenido mediante el procedimiento anterior. Para realizar la amplificación de cada gen, debe contarse con dos primers específicos (forward y reverse) y una sonda marcada con un fluorocromo y un apagador (quencher). Cada sonda incluye un fluorocromo diferente (FAM, TAMRA y Cy5). Las sondas fueron diseñadas en el Laboratorio de Toxicogenómica del IMTA y sintetizadas en el laboratorio de LGC Biosearch Technologies (USA).

Para iniciar la prueba de PCR, se marcaron tres tubos de microcentrífuga libre de nucleasas y se adicionaron los siguientes reactivos (Tabla 7-4):

Tabla 7-4 Componentes de reacción para PCR.

Master mix 2x	12.5 µL
Primer Forward #1	0.3 µM
Primer Reverse #1	0.3 µM
Sonda # 1	0.3 µM
Primer Forward #2	0.3 µM
Primer Reverse #2	0.3 µM
Sonda # 2	0.3 µM
Primer Forward #3	0.3 µM
Primer Reverse #3	0.3 µM
Sonda # 2	0.3 µM
Agua libre de nucleasas	25 µL

El tubo marcado como número 1, incluía solución de Master mix 2x, los primers: (a) Primer Forward #1 *B-actina*, Primer Reverse #1 *B-actina*, Sonda *B-actina*, (b) Primer Forward #2 *cyp1a*, Primer Reverse #2 *cyp1a*, Sonda *cyp1a* y (c) Primer Forward #3 *fzr1*, Primer Reverse #3 *fzr1*, Sonda *fzr1*.

El tubo marcado como número 2, incluía solución de Master mix 2x, los primers: (a) Primer Forward #1 *hmox*, Primer Reverse #1 *hmox*, Sonda *hmox*, (b) Primer Forward #2 *hsp70*, Primer Reverse #3 *hsp70*, Sonda *hsp70*, (c) Primer Forward #3 *mafg1*, Primer Reverse #3 *mafg1*, Sonda *mafg1*.

El tubo marcado como número 3, incluía solución de Master mix 2x, los primers: Primer Forward #1 *nfe212*, Primer Reverse #1 *nfe212*, Sonda *nfe212*, (b) Primer Forward #2 *vtg1*, Primer Reverse #2 *vtg1*, Sonda *vtg1*.

Como puede observarse, son tres tubos marcados, cada uno conteniendo tres juegos de primers diferentes con sus respectivas sondas. El reactivo en común es la solución de Master mix 2x.

El contenido de cada tubo fue mezclado sin crear burbujas (su formación podría interferir con la detección de la fluorescencia) utilizando una minicentrífuga (modelo spectrafuge).

Para la prueba se utilizan microplacas de 96 pozos. Se coloca 1 μ L de la muestra de cDNA correspondiente al órgano a analizar (por ejemplo, cerebro) en tres pozos y en los mismos pozos se adicionan 9 μ L del tubo marcado como número 1 (conteniendo la mezcla de primers y sondas de los genes *B-actina*, *cyp1a* y *fzr1*).

En los siguientes tres pozos se adiciona 1 μ L de la muestra de cDNA correspondiente al órgano a analizar (por ejemplo, cerebro) en tres pozos y en los mismos pozos se adicionan 9 μ L del tubo marcado como número 2 (conteniendo la mezcla de primers y sondas de los genes *hmox*, *hsp70* y *maf1*).

En otros tres pozos se adiciona 1 μ L de la muestra de cDNA correspondiente al órgano a analizar (por ejemplo, cerebro) en tres pozos y en los mismo pozos se adicionan 9 μ L del tubo marcado como número 3 (conteniendo la mezcla de primers y sondas de los genes *nfe212* y *vtg1*).

Una vez que en la microplaca han sido llenados todos los pozos con las diversas muestras de órganos, se tapa la microplaca con un film óptico, asegurándose de que quede perfectamente sellada. Se procede a mezclar la microplaca conteniendo la solución de primers y sondas con las muestras de ADNc a amplificar, utilizando una centrifuga de microplacas (modelo labnet).

Previamente el termociclador de Applied Biosystems (modelo 7500) fue programado para la amplificación de los genes usando el software 7500, consistente en 40 ciclos, un primer segmento de 10 min a 95 °C para la desnaturalización, un segundo segmento a 95 °C por 15 segundos para la hibridación y un tercer segmento de amplificación a 60° C por 1 minuto.

Una vez programadas las condiciones de amplificación en el termociclador se procede a efectuar las reacciones.

7.9.8 MATERIALES, REACTIVOS Y EQUIPOS UTILIZADOS

Materiales

Peceras de 8 Lts

Difusores de aire

Termostatos

Microplacas para PCR

Micropipetas 1, 20, 200, 1000 μ L

Puntas estériles, libres de RNAsas de 1, 20, 200, 1000 μ L

Tubos de microcentrífuga de 2 mL libres de RNAsas

Reactivos

Agua libre de nucleasas

Arsenato de sodio Marca Spectrum LOT 0K0245

Maxima First Strand cDNA Synthesis

5x Reaction Mix

Maxima Enzyme Mix

Primer Forward #1 *B-actina*, Primer Reverse #1 *B-actina*, Sonda *B-actina*

Primer Forward #2 *cyp1a*, Primer Reverse #2 *cyp1a*, Sonda *cyp1a*

Primer Forward #3 *fzr1*, Primer Reverse #3 *fzr1*, Sonda *fzr1*

Primer Forward #1 *hmox*, Primer Reverse #1 *hmox*, Sonda *hmox*,

Primer Forward #2 *hsp70*, Primer Reverse #3 *hsp70*, Sonda *hsp70*

Primer Forward #3 *mafg1*, Primer Reverse #3 *mafg1*, Sonda *mafg1*,

Primer Forward #1 *nfe212*, Primer Reverse #3 *nfe212*, Sonda *nfe212*

Primer Forward #2 *vtg1*, Primer Reverse #2 *vtg1*, Sonda *vtg1*.

Template o molde de ADNc

Equipos

Campana de flujo laminar (Labconco)

Espectrofotómetro (Epoch® BioTek)

Disruptor de tejidos (Genie)

Microcentrifuga refrigerada (Orto Alresa)

Minicentrifuga spectrafuge (Labnet)

Microcentrifuga para microplacas (Labnet)

Termobañó (Riossa)

Termociclador de PCR tiempo real (Applied Biosystems 7500)

7.9.9 ESTRATEGIA DE DISEÑO EXPERIMENTAL

Uno de los alcances de este estudio fue determinar la concentración y tiempo de exposición al arsénico en la que los genes de interés mostraran una respuesta de expresión genética. Es por ello, que se consideró establecer una estrategia experimental aplicando un diseño factorial 2² con dos valores al centro (Tabla 7-5).

Tabla 7-5 Matriz de diseño de experimentos.

Experimento	As µg/L	T min	As µg/L	T min
1	-	-	25	7
2	+	-	200	7
3	1	+	25	23
4	+	+	200	23
5	0	0	112.5	15
6	0	0	112.5	15

El agua utilizada fue agua subterránea de una fuente de abastecimiento libre de arsénico, el agua se filtró a través de un filtro de carbón activado para eliminar cloro principalmente, posteriormente el agua fue enriquecida con arsénico de la marca Spectrum, lote OK0245, pureza 98-102%, la concentración se confirmó midiéndola en un espectrofotómetro de la marca Wagtech. Con límite de detección < 5 µg/L. Para cada experimento se preparó un lote de 20 L de agua, de ellos se tomaron 6 L para cada pecera y el resto se adicionaba para reponer el agua que se hubiera evaporado. Al final de los experimentos se confirmó la concentración de arsénico en el agua a la que se encontraban expuestos los peces.

La exposición se realizó bajo condiciones controladas de temperatura y humedad en peceras de 8 L de capacidad durante los tiempos señalados en la tabla anterior. La metodología utilizada se muestra en los puntos 7.9.1a 7.9.7 de este informe.

Tabla 7-6 Concentración de arsénico en µg/L

Concentración teórica	Días de exposición	Concentración real
200	7	192
200	23	194
112.5	7	126
112.5	23	125
25	15	27

7.10 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La evaluación de los datos de PCR en tiempo real se realizó utilizando el método Qgene (Muller *et al.*, 2002) (Tabla 7-7). Este método calcula la abundancia de ARNm

basado en la eficiencia de la reacción de amplificación de PCR específicamente para cada gen de interés, relacionándola con el gen de referencia β -actina. Los resultados pueden ser positivos (sobre-expresión) o negativos (sub-expresión).

Tabla 7-7 Método Qgene para evaluar los datos de PCR-RT

Método comparativo C_T	
$\Delta C_t = C_t$ gen de interés – C_t gen de referencia	
Gen de interés: es el gen que interesa cuantificar.	Gen endógeno o gen "housekeeping": es el gen de expresión constitutiva cuyos niveles no cambian en las condiciones experimentales utilizadas
$\Delta\Delta C_t = \Delta C_t$ muestra interés – ΔC_t calibrador	
Muestra de interés: templado en estudio (proviene del organismo bajo las condiciones de estudio establecidas)	Muestra de estudio en las condiciones experimentales contra las cuales se desea comparar las diferencias de expresión. Se considera condiciones experimentales: tiempo de exposición, tratamiento, exposición al medio ambiente, etc.
$2^{-\Delta\Delta C_t}$	

Método $\Delta\Delta C_T$: Fórmulas que se emplean para hacer el cálculo del $\Delta\Delta C_T$ de las muestras analizadas. Una vez obtenido este valor se emplea como exponente negativo de 2 y el resultado refleja la proporción de cambio que existe entre las muestras. La muestra de referencia o calibrador siempre tendrá un valor de 1.

7.10.1 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO CEREBRO EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 $\mu\text{g/L}$ DE ARSÉNICO (FIGURA 7.11, 7.12 Y 7.13)

- a) Agua sintética (arsénico 25 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *mafg1* con 7.77 veces, *hmx* con 7.12 veces, *hsp70* con 5.38 veces y *vtg1* con 5.32 veces.
- b) Agua sintética (arsénico 200 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *mafg1* con 3.30 veces y *hmx* con 0.67 veces. Los genes *hsp70* y *vtg1* se sub-expresaron -0.58 y -1,13 veces, respectivamente.

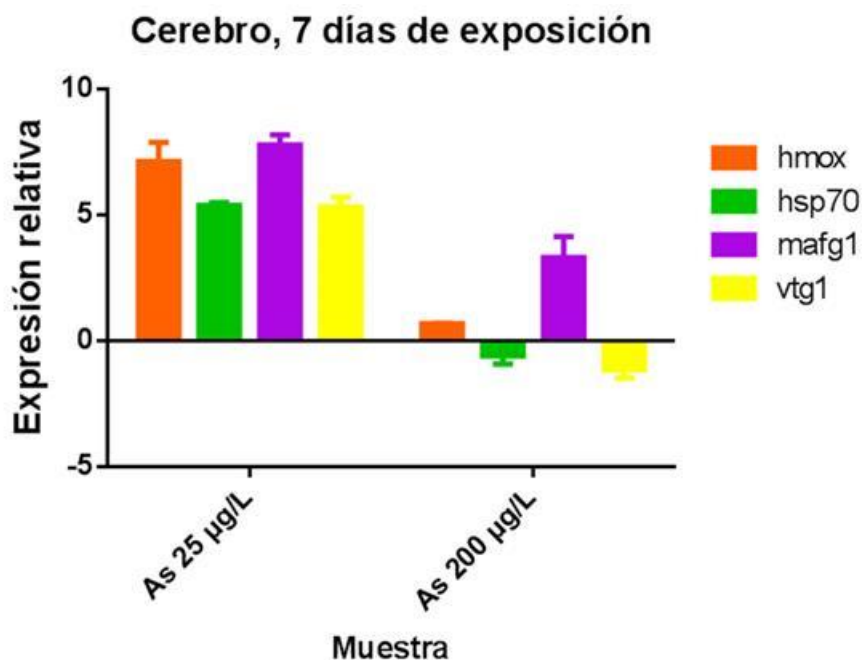


Figura 7-11 Expresión promedio de genes blanco en el órgano cerebro de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 $\mu\text{g/L}$ de arsénico.

- c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmx* con 5.93 veces, *vtg1* con 4.36 veces y *mafg1* con 4.05 veces.

d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 4.80 veces, *vtg1* con 4.51 veces, *hmox* con 4.37 veces, *hsp70* con 3.29 veces y *mafg1* con 2.29 veces.

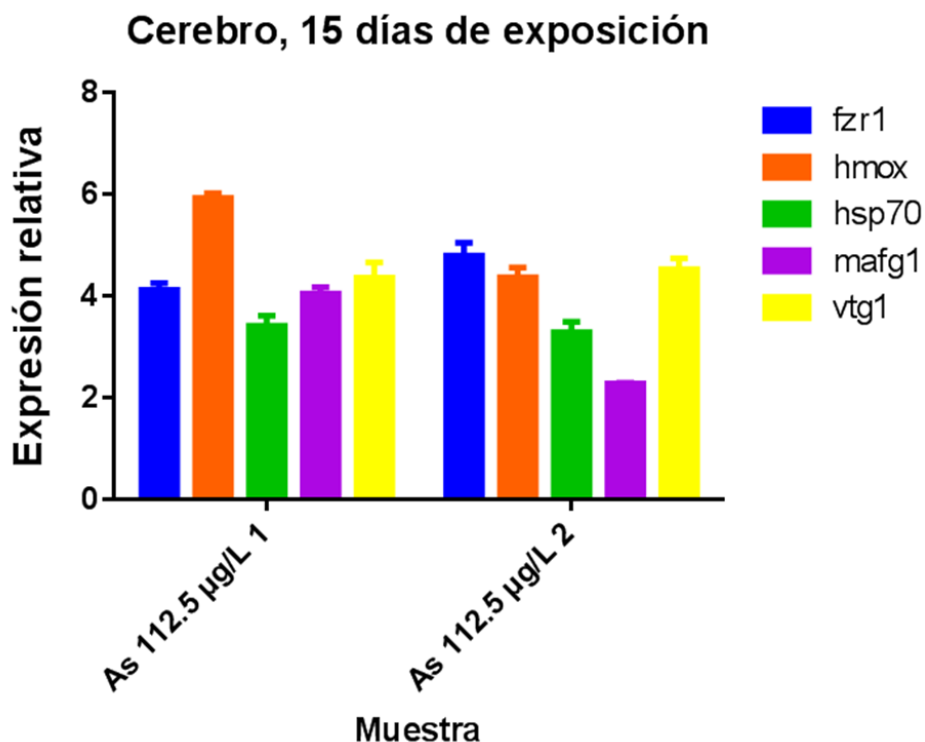


Figura 7-12 Expresión promedio de genes blanco en el órgano cerebro de peces *Danio rerio* expuestos durante 15 días a la muestra de agua sintética de 112.5 $\mu\text{g/L}$ de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 3.95 veces, *mfg1* con 3.73 veces y *vtg1* con 0.50 veces. El gen que sub-expreso fue *hsp70* con -1,33 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 $\mu\text{g/L}$), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *mafg1* con 6.37 veces, *hmox* con 5.18 veces, *vtg1* con 2.65 veces y *hsp70* con 0.18 veces.

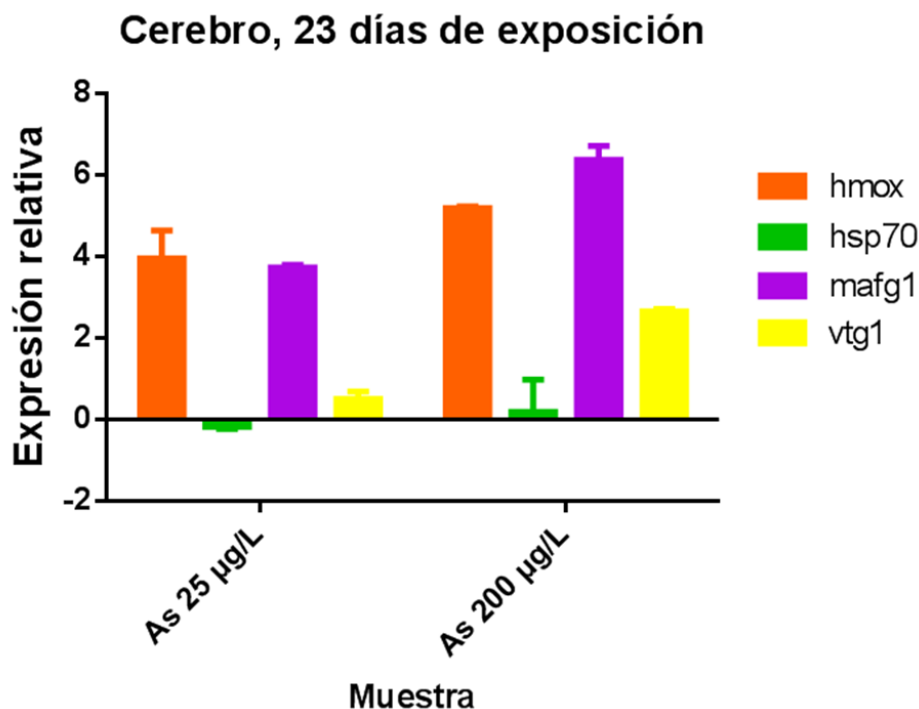


Figura 7-13 Expresión promedio de genes blanco en el órgano cerebro de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

7.10.2 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO OJO EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 µg/L DE ARSÉNICO (FIGURA 7.14, 7.15 Y 7.16)

- a) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *nfe212* con 4.76 veces, *maf1* con 4.01 veces, *hmox* con 1.5 veces y *vtg1* con 0.74 veces, mientras que el gen que se sub-expreso fue *fzr1* con -0.53 veces.
- b) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante siete días. El gen que se sobre-regulo fue *fzr1* con 0.85 veces. Los genes que se sub-expresaron

fueron *nfe212* con -1.83 veces, *mafz1* con -2,42 veces, *hmox* con -5.55 veces y *vtg1* con -7.48 veces.

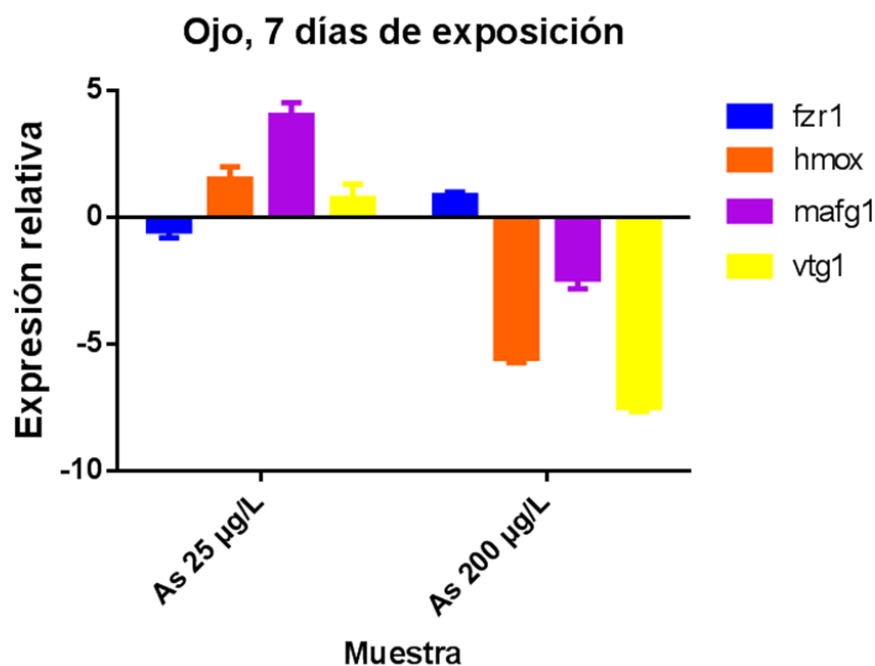


Figura 7-14 Expresión promedio de genes blanco en el órgano ojo de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *nfe212* con 5.51 veces, *fzf1* con 5.36 veces, *mafz1* con 4.54 veces, *hsp70* con 3.08 veces, *hmox* con 2.87 veces y *vtg1* con 2.18 veces.

d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *nfe212* con 9.13 veces, *fzf1* con 4.33 veces, *vtg1* con 3.4 veces, *hmox* con 2.73 veces y *hsp70* con 1.84 veces.

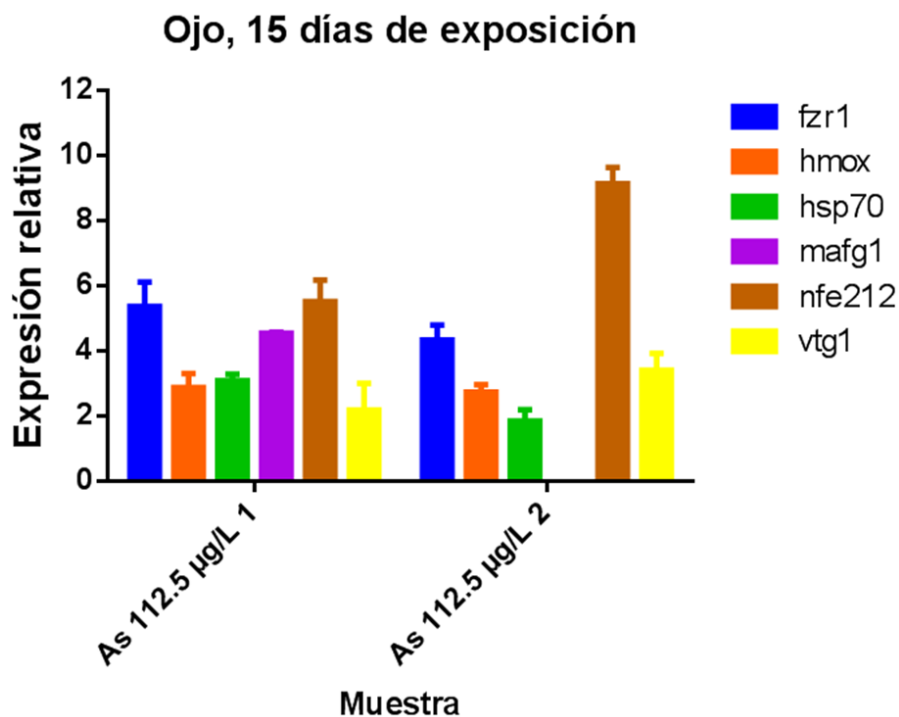


Figura 7-15 Expresión promedio de genes blanco en el órgano ojo de peces *Danio rerio* expuestos durante 15 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 5.45 veces, *maf1* con 3.64 veces, *fzf1* con 2.27 veces y *vtg1* con 1.28 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante 23 días. En esta situación todos los genes se sub-expresaron, el gen *hmox* con -3.03 veces, *fzf1* con -3.53 veces, *maf1* -3.78 veces y *vtg1* con -5.73 veces.

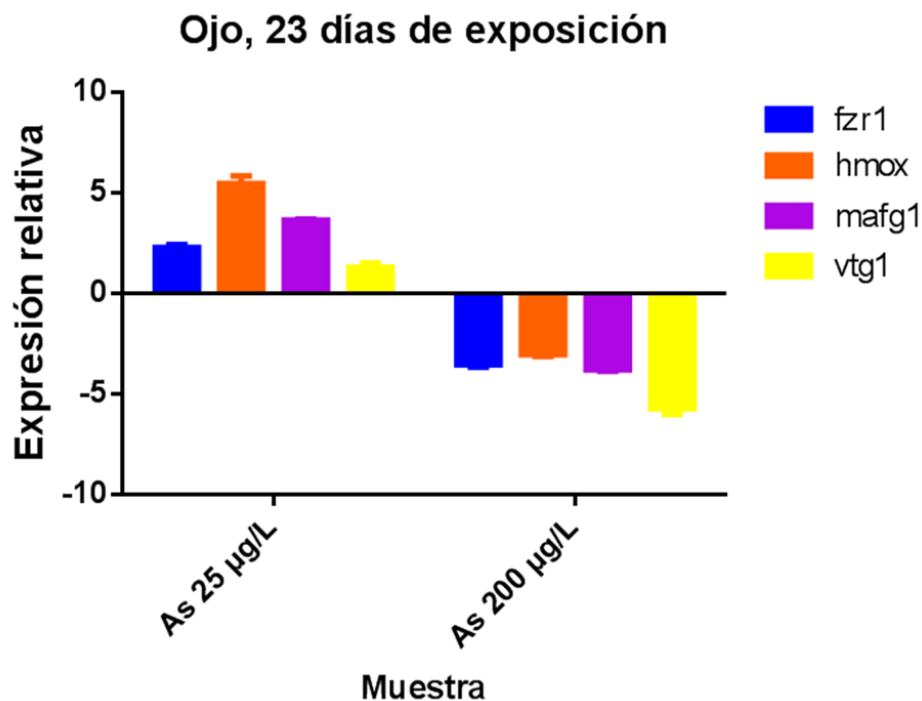


Figura 7-16 Expresión promedio de genes blanco en el órgano ojo de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico .

7.10.3 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO BRANQUIA EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 µG/L DE ARSÉNICO (FIGURA 7.17, 7.18 Y 7.19).

- a) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 7.54 veces, *hmox* con 3.13 veces. Los genes que se sub-expresaron fueron *vtg1* con -0.59 veces y *hsp70* con -2.49 veces.
- b) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 7.22 veces, *hmox* con 3.02 veces y *vtg1* con 1.72 veces. El gen que se sub-expresaron fue *vtg1* con 1.67 veces.

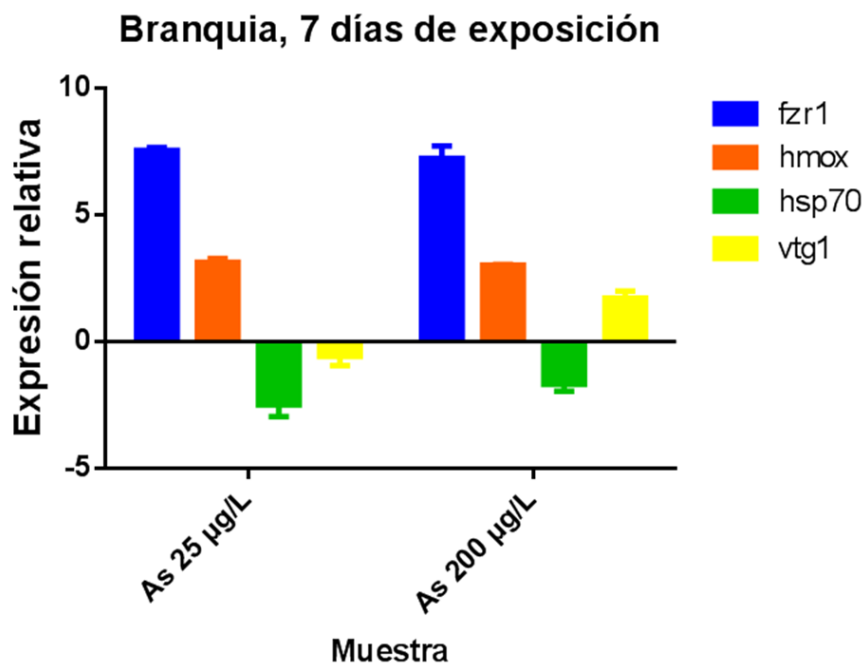


Figura 7-17 Expresión promedio de genes blanco en el órgano branquia de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *vtg1* con 4.49 veces, *vtg3* con 4.26 veces, *hmox* con 3.31 veces, *nfe212* con 2.32 veces, *fzf1* con 1.57 veces y *hsp70* con 0.61 veces.

d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *vtg3* con 5.54 veces, *vtg1* con 4.39 veces, *hmox* con 3.77 veces, *fzf1* con 1.31 veces, *nfe212* con 1.10 veces y *hsp70* con 1.23 veces.

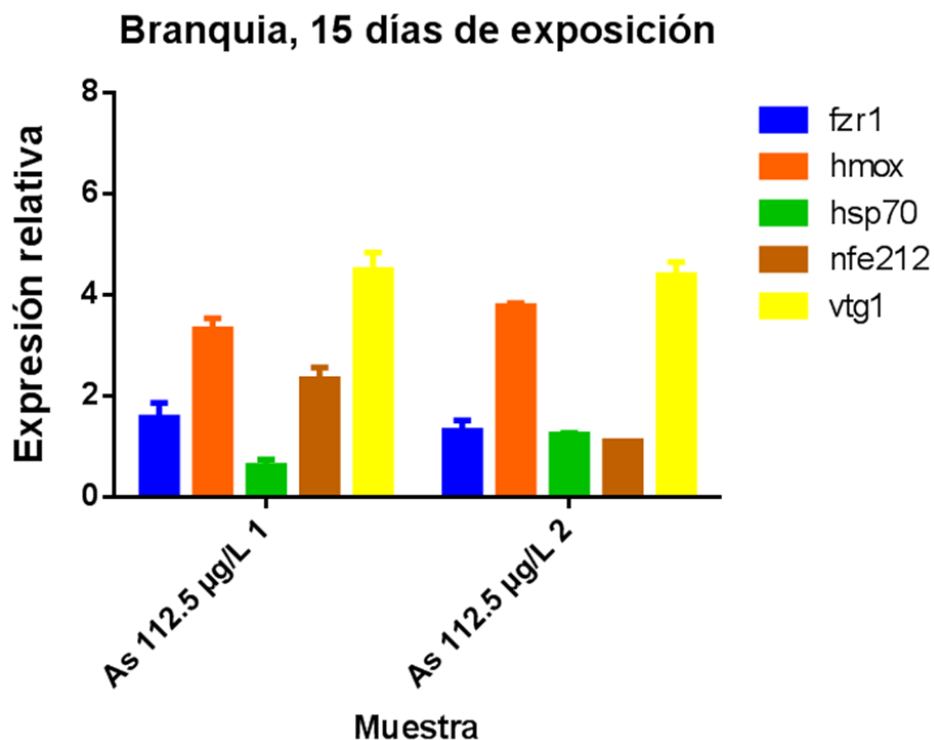


Figura 7-18 Expresión promedio de genes blanco en el órgano branquia de peces *Danio rerio* expuestos 15 días a la muestra de agua sintética de 112.5 µg/L de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 6.91 veces, *hmx* con 5.45 veces y *vtg1* con 1.24 veces. Los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -0.4 veces, *nfe212* con -2.19 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 7.13 veces, *hmx* con 2.68 veces y *vtg1* con 0.68 veces.

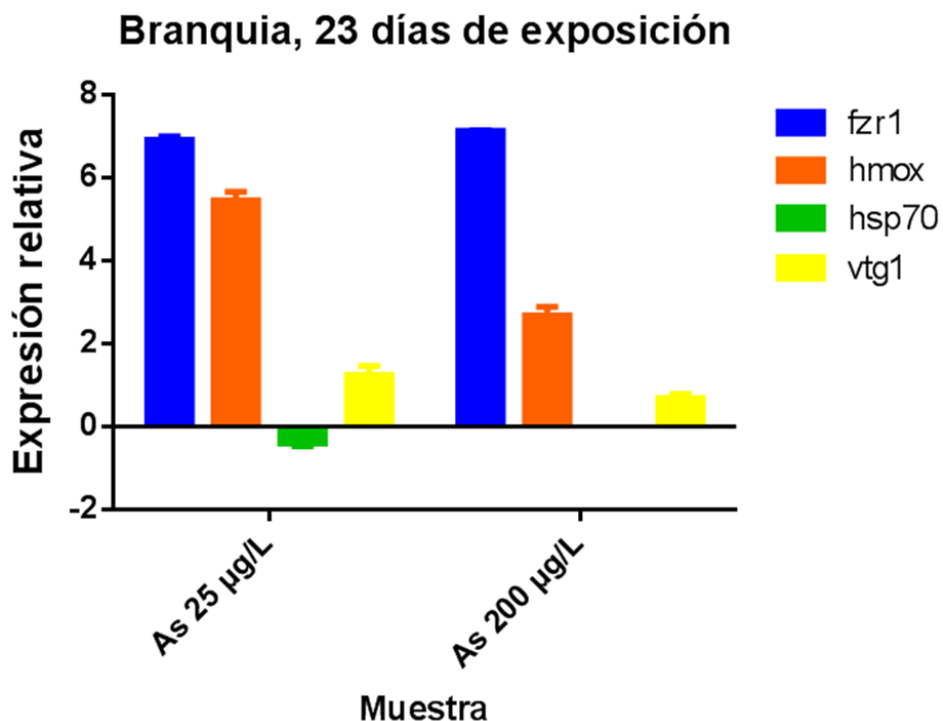


Figura 7-19 Expresión promedio de genes blanco en el órgano branquia de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

7.10.4 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO HÍGADO, EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 µG/L DE ARSÉNICO (FIGURA 7.20, 7.21 Y 7.22).

- a) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 1.74 veces y *fzf1* con 0.41 veces; mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *cyp1a* con -0.32 veces, *hsp70* con -2.69 veces, y *vtg1* con -2.72 veces y.
- b) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *cyp1a* con 1.34 veces, *hmox* con 1.06, y *fzf1* con 0.25, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -4.43 veces y *vtg1* con -11,98 veces.

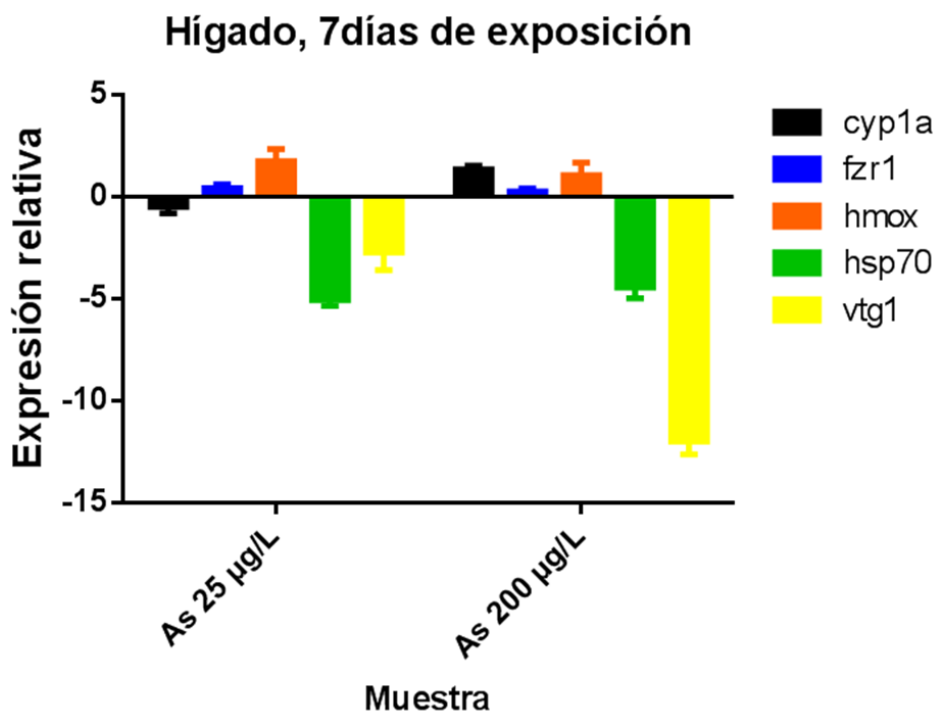


Figura 7-20 Expresión promedio de genes blanco en el órgano hígado de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *vtg1* con 4.13 veces, *hmx* con 3.61 veces, *fzf1* con 3.48 veces y *cyp1a* con 1.49 veces, mientras que el gen que se sub-expresó *hsp70* con -0.98 veces.

d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 4.53 veces, *hmx* con 3.46 veces, *vtg1* con 3.33 veces y *cyp1a* con 2.0 veces. El gen que se sub-expresó fue *hsp70* con -0.49 veces.

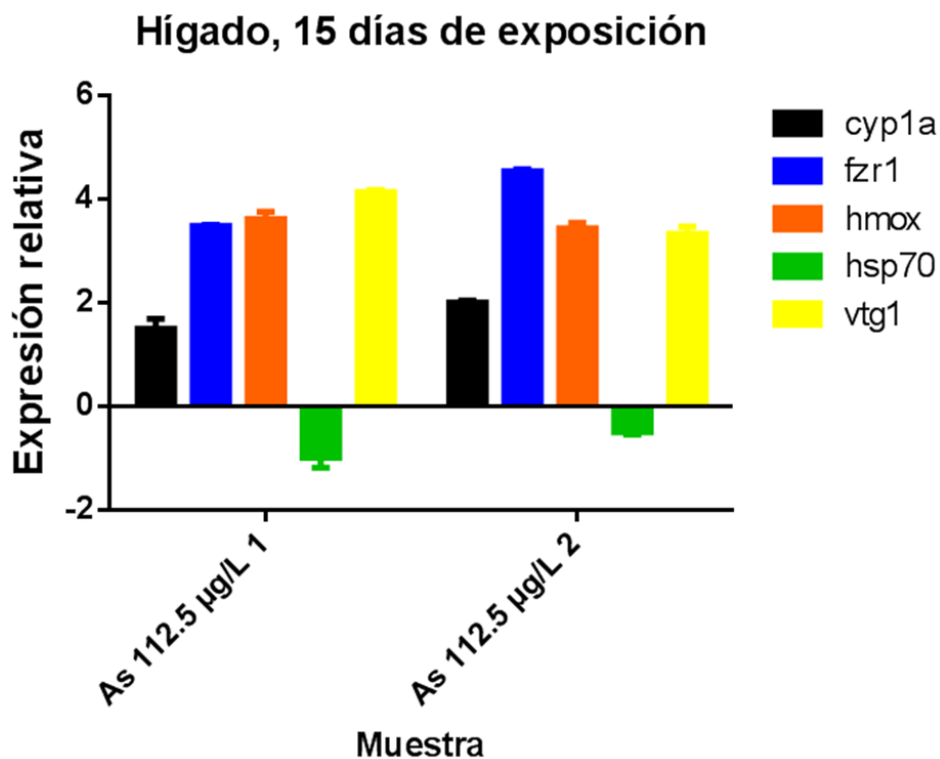


Figura 7-21 Expresión promedio de genes blanco en el órgano hígado de peces *Danio rerio* expuestos durante 15 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmoX* con 8.54 veces, *vtg1* con 3.75 veces, *cyp1a* con 1.84 veces, *hsp70* con 1.25 veces y *fzf1* con 1.13 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmoX* con 7.52 veces, *vtg1* con 3,62 veces, *hsp70* con 2.69 veces, *cyp1a* con 1.71 veces y *fzf1* con 1.43 veces.

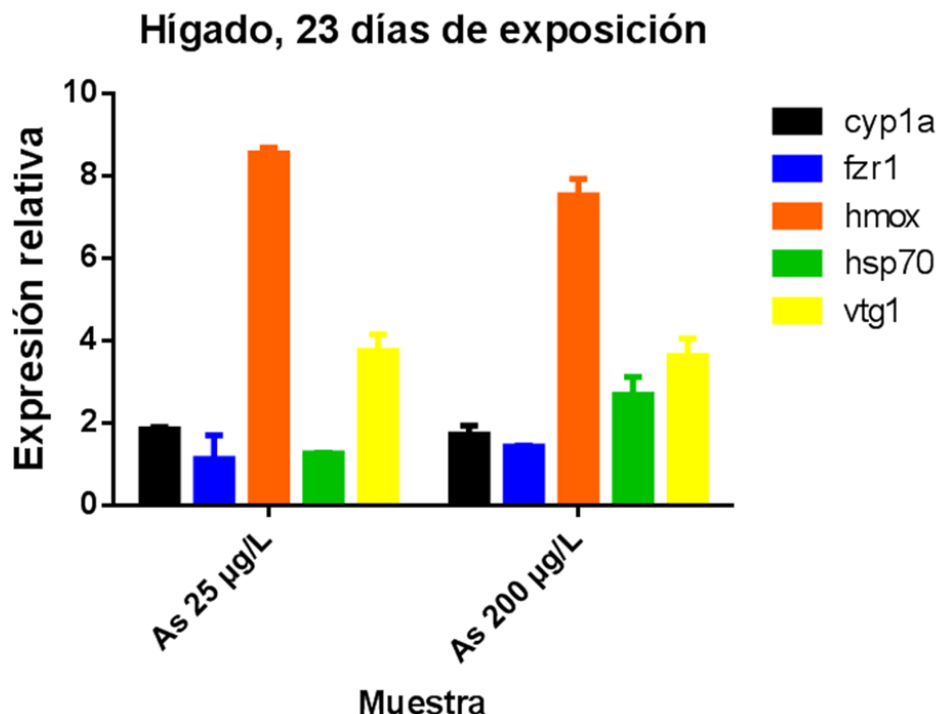


Figura 7-22 Expresión promedio de genes blanco en el órgano hígado de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

7.10.5 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO INTESTINO EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 µG/L DE ARSÉNICO (FIGURA 7.23, 7.24 Y 7.25).

- a) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 7.5 veces, *hsp70* con 7.18 veces y *vtg1* con 4.89 veces.
- b) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante siete días. El único gen que se sobre-expreso fue *fzf1* con 1.34 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hmox* con -1.39 veces, *hsp70* con -1.65 veces y *vtg1* con -12.16 veces.

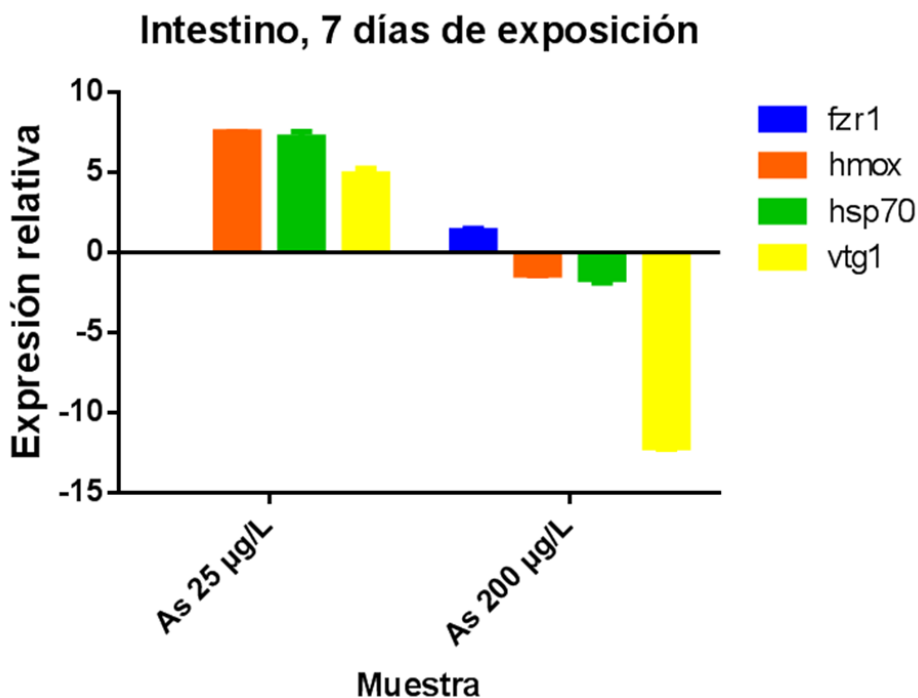


Figura 7-23 Expresión promedio de genes blanco en el órgano intestino de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. El único gen que se sobre-expreso fue *fzf1* con 1.6 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -0.88 veces, *hmox* con -3.44 veces y *vtg1* con -4.08 veces

d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. El único gen que se sobre-expreso fue *fzf1* con 1.38 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -1.22 veces, *vtg1* con -3.07 veces y *hmox* con -3.17 veces.

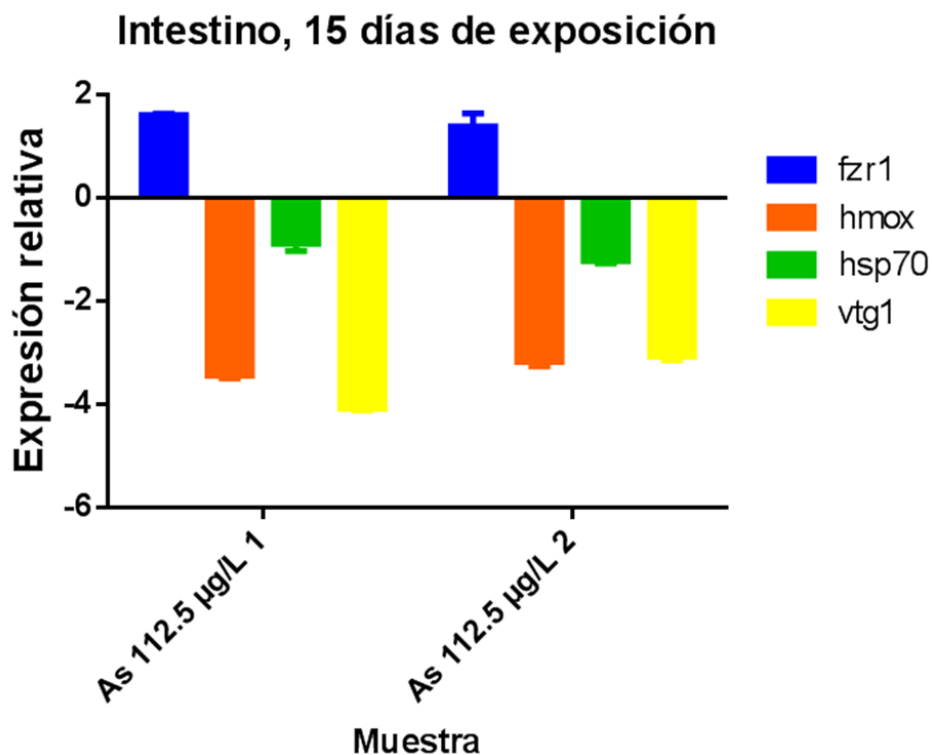


Figura 7-24 Expresión promedio de genes blanco en el órgano intestino de peces *Danio rerio* expuestos durante 15 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 1.76 veces y *fzf1* con 1.69 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hmox* con -0.9 veces y *vtg1* con -1.11 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante 23 días. El único gen que se sobre-expresó fue *fzf1* con 0.19 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -0.25 veces, *vtg1* con -0,73 veces y *hmox* con -1.03 veces.

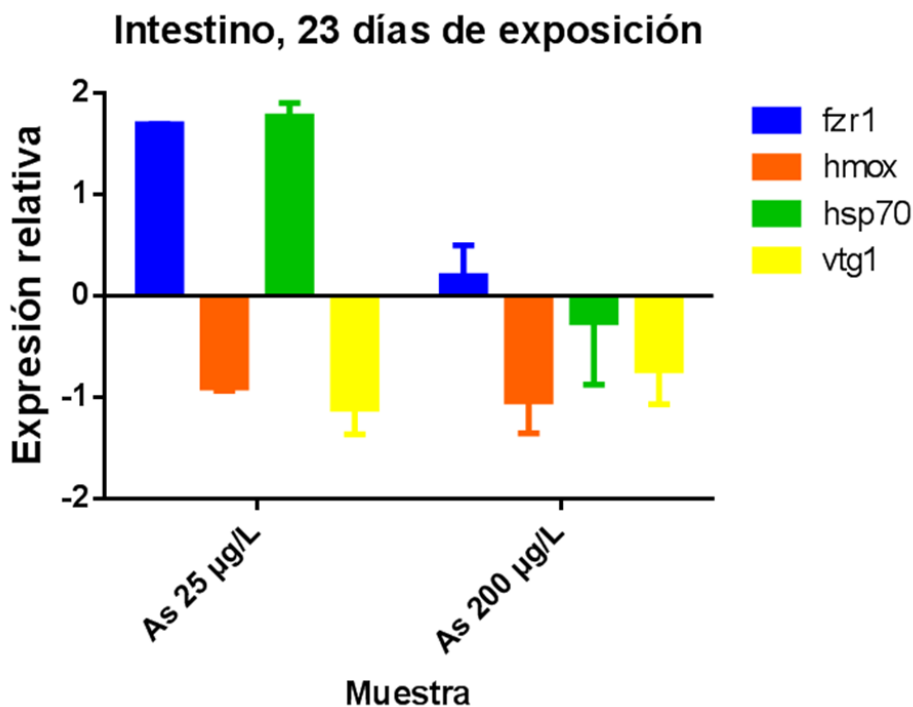


Figura 7-25 Expresión promedio de genes blanco en el órgano cerebro de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

7.10.6 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO MÚSCULO EXTRAÍDO DE PECES EXPUESTOS A AGUA SINTÉTICA DE 25, 112.5 Y 200 µG/L DE ARSÉNICO (FIGURA 7.26, 7.27 Y 7.28)

a) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante siete días. Para esta situación todos los genes se sub-expresaron, *hsp70* con -0.14 veces, *hmx* con -2.13 veces, *fzf1* con -5.91 veces y *vtg1* con -8.79 veces.

b) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante siete días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 3.12 veces, *fzf1* con 2.68 veces y *hsp70* con 3.12 veces, mientras que el único gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -9,06 veces.

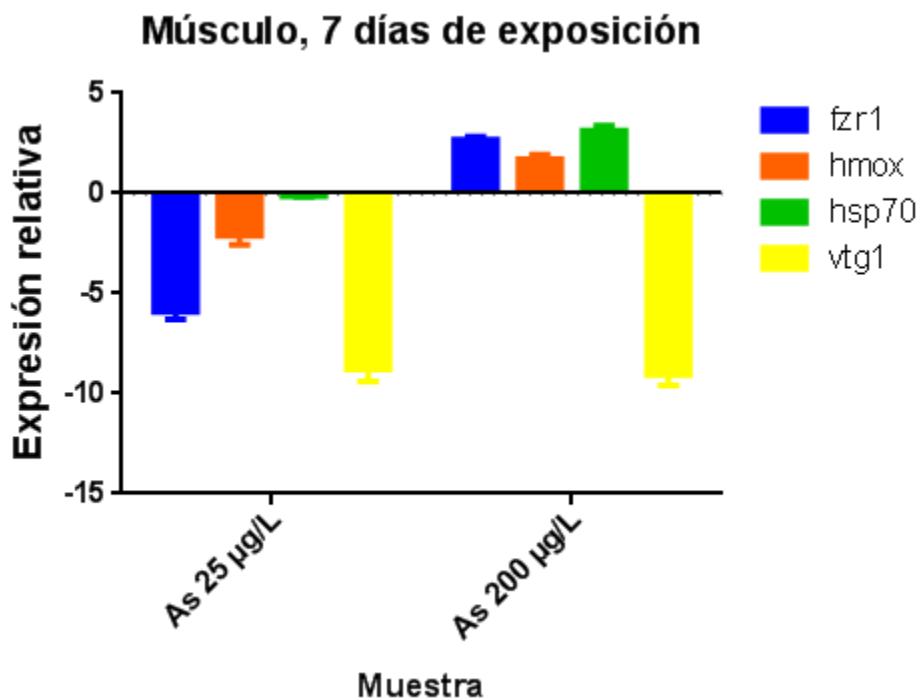


Figura 7-26 Expresión promedio de genes blanco en el órgano músculo de peces *Danio rerio* expuestos durante siete días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

- c) Agua sintética muestra 1 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 5.27 veces, *hmox* con 4.01 veces y *hsp70* con 2.38 veces, el gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -5.93 veces.
- d) Agua sintética muestra 2 (arsénico 112.5 µg/L), peces expuestos durante 15 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 6.26 veces, *hmox* con 4.45 veces y *hsp70* con 1.38 veces, el gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -2.56 veces.

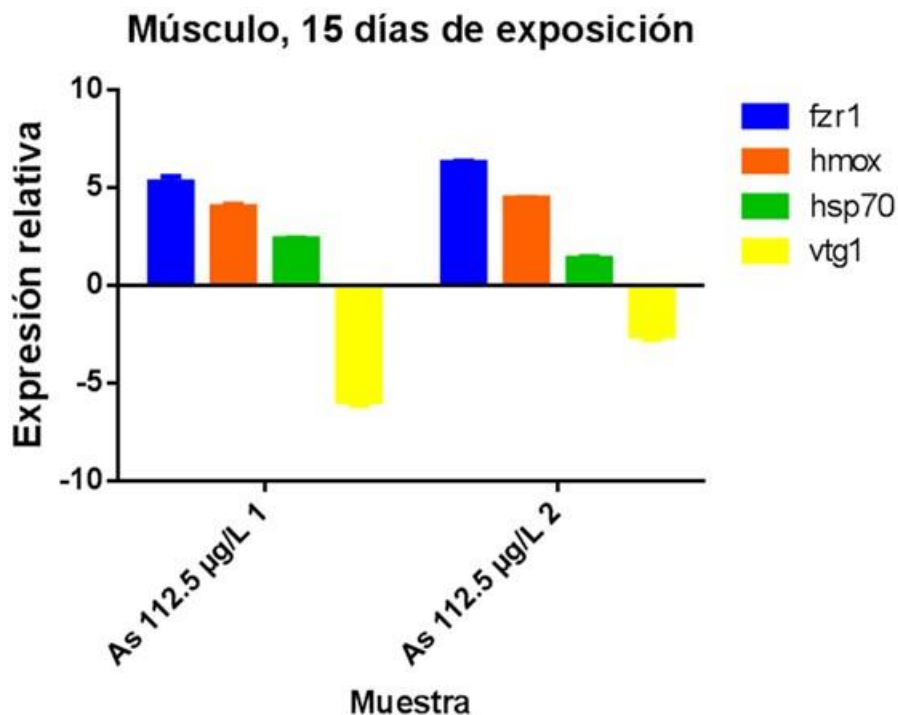


Figura 7-27 Expresión promedio de genes blanco en el órgano músculo de peces *Danio rerio* expuestos durante 15 días a la muestra de agua sintética de 112.5 µg/L de arsénico.

e) Agua sintética (arsénico 25 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 8.97 veces y *fzf1* con 0.91 veces, mientras que el gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -3.5 veces.

f) Agua sintética (arsénico 200 µg/L), peces expuestos durante 23 días. Los genes se sub-expresaron, fueron *fzf1* con -0,78 veces, *hmox* con -1.28 veces y *vtg1* con -5.42 veces.

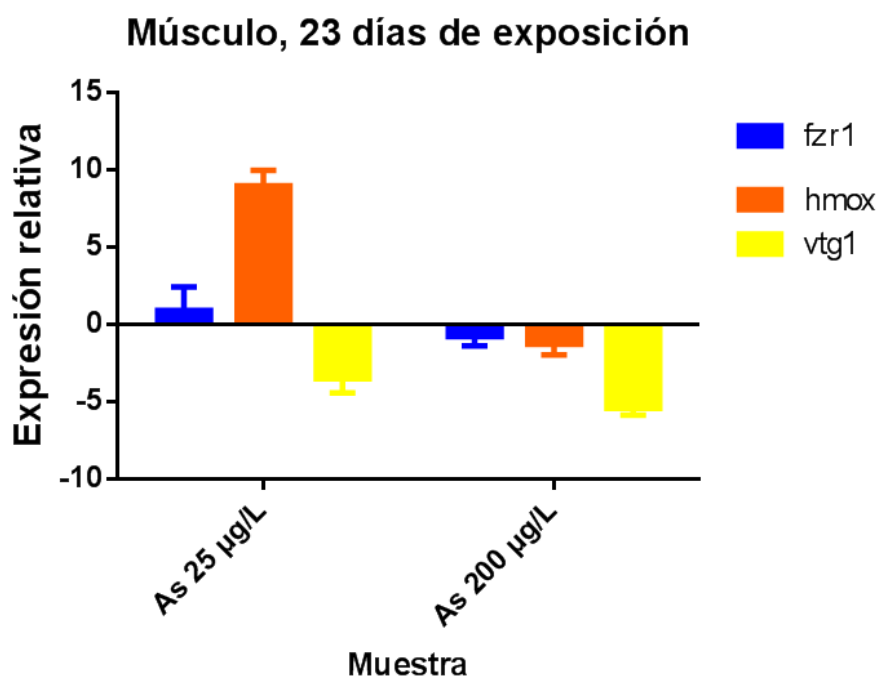


Figura 7-28 Expresión promedio de genes blanco en el órgano músculo de peces *Danio rerio* expuestos durante 23 días a la muestra de agua sintética de 25 y 200 µg/L de arsénico.

7.10.7 EVALUACIÓN DE EFECTOS SIGNIFICATIVOS DE TIEMPO DE EXPOSICIÓN Y CONCENTRACIÓN DE ARSÉNICO SOBRE LA EXPRESIÓN GENÉTICA EN *DANIO RERIO* A TRAVÉS DE UN DISEÑO FACTORIAL.

Para evaluar la expresión relativa en el diseño de experimentos 2k se analizó la expresión genética relativa de seis genes en seis órganos que se expresan en presencia de sustancias disruptivas endócrinas (*cyp1a*, *fzf1*, *hmox*, *hsp70*, *vtg1* y *maf1*) con tiempos de exposición de 7 y 23 días, concentraciones de arsénico de 25 y 200 µg/L con valores al centro de 112.5 µg/L y 15 días.

En la Tabla 7-8 se muestra la expresión genética obtenida en los seis órganos del pez *Danio rerio*: en el órgano hígado, los genes expresados *cyp1a*, *fzf1*, *hmox*, *hsp70* y *vtg1*; en el cerebro, *hmox*, *hsp70*, *maf1* y *vtg1*; en el órgano ojo, *fzf1*, *hmox*, *maf1*

y *vtg1*; en el intestino *hmox*, *hsp70* y *vtg1*; en el músculo *fzr1*, *hmox* y *vtg1* y en branquias *vtg1*.

Las proyecciones para cada gen se realizaron con base en el análisis estadístico obtenido del programa STATGRAPHICS.

Tabla 7-8 Expresión genética en seis órganos analizados del pez Danio rerio bajo diferentes concentraciones de arsénico y tiempos de exposición.

TIEMPO DE EXPOSICIÓN / ÓRGANO	HÍGADO					CEREBRO				OJO				INTESTINO			MÚSCULO			BRANQUIA
	<i>cyp1a</i>	<i>fzr1</i>	<i>hmox</i>	<i>hsp70</i>	<i>vtg1</i>	<i>hmox</i>	<i>hsp70</i>	<i>maf1</i>	<i>vtg1</i>	<i>fzr1</i>	<i>hmox</i>	<i>maf1</i>	<i>vtg1</i>	<i>hmox</i>	<i>hsp70</i>	<i>vtg1</i>	<i>fzr1</i>	<i>hmox</i>	<i>vtg1</i>	<i>vtg1</i>
As 25 µg 7 días	-0.5	0.42	1.75	-5.1	-1.6	7.12	5.39	7.78	5.322	-0.533	1.5	4	0.7424	7.5	7.18	4.89	-5.9	-2.1	-8.8	-0.58
As 200 µg 7 días	0.44	-3.5	-3.2	-6.4	-5.9	0.68	-0.6	3.31	-1.14	0.855	-5.6	-2.4	-7.4887	-1.4	-1.7	-12	2.68	1.71	-9.1	1.72
As 25µg 23 días	1.84	1.13	8.55	1.26	3.75	3.96	-0.2	3.73	0.501	2.27	5.46	3.6	1.2877	-0.9	1.77	-14	0.91	8.98	-3.5	1.24
As 200µg 23 días	1.72	1.43	7.53	2.69	3.63	5.18	0.18	6.37	2.652	-3.538	-3	-3.8	-5.7308	-1	-0.3	-1.1	-0.8	-1.3	-5.4	0.68
As 112.5 ug/L 15 días exposición 1	1.5	3.48	3.61	-1	4.14	5.94	3.42	4.06	4.367	5.363	2.87	4.5	2.1894	-3.4	-0.9	-4.1	5.28	4.01	-5.9	4.49
As 112.5 ug/L 15 días exposición 2	2.01	4.54	3.44	-0.5	3.33	4.37	3.29	2.29	4.54	4.34	2.73	--	3.4041	-3.2	-1.2	-3.1	6.27	4.46	-2.6	4.39
Promedio	1.75	4.01	3.53	-0.7	3.73	5.16	3.36	3.17	4.453	4.851	2.8	4.5	2.7967	-3.3	-1.1	-3.6	5.77	4.23	-4.2	4.44

Se analizó la información y se estableció una matriz de respuesta de expresión genética sólo para los genes que presentaron una R^2 aceptable, es decir, el modelo estadístico obtenido representa con un buen grado de aceptabilidad el comportamiento de la expresión genética. Los órganos y genes analizados se muestran en la Tabla 7-9.

Tabla 7-9 Genes con una R^2 superior a 90.

ÓRGANO	GEN	R^2
Hígado	<i>hmox</i>	99.9575
Hígado	<i>hsp70</i>	97.0607
Cerebro	<i>hmox</i>	90.295
Intestino	<i>vtg1</i>	97.7417

7.10.7.1 ÓRGANO: HÍGADO.-GEN: HMOX

En la Tabla 7-10 se muestra el análisis de varianza del gen *hmox* en el órgano hígado.

Tabla 7-10 Análisis de varianza para *hmox* - Expresión en hígado.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:As	8.90551	1	8.90551	467.81	0.0021
B:Tiempo exp	76.8386	1	76.8386	4036.35	0.0002
AB	3.86934	1	3.86934	203.26	0.0049
Error total	0.0380733	2	0.0190367		
Total (corregido)	89.6515	5			

R-cuadrada = 99.9575 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 99.8938 por ciento

Error estándar del estimado = 0.137973

Error absoluto medio = 0.0583553

Estadístico Durbin-Watson = 0.873645 (P=0.1797)

Autocorrelación residual de Lag 1 = 0.136338

La tabla ANOVA particiona la variabilidad de *hmox* en piezas separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, tres efectos tienen un valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 99.9575% de la variabilidad en *hmox*. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 99.8938%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.137973. El error medio absoluto (MAE) de 0.0583553 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5.0%, no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0%.

En la Tabla 7-11 se muestra el coeficiente de correlación lineal para *hmox* donde se muestran los valores que se utilizarán para armar el modelo estadístico necesario para realizar las proyecciones.

Tabla 7-11 Coeficiente de regresión lineal para *hmox*.

Coeficiente	Estimado
Constante	-0.317054
A:As	-0.0381283
B:Tiempo exp	0.389793
AB	0.00140505

Por lo tanto el modelo estadístico para *hmox* en el órgano hígado es el siguiente:

$$h_{mox} = -0.317054 - 0.0381283 * As + 0.389793 * \text{Tiempo exp} + 0.00140505 * As * \text{Tiempo exp}$$

en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

Para evaluar el modelo estadístico obtenido se utilizaron tiempos de exposición que van de 1 a 23 días contra concentraciones entre 25 y 200 μg de arsénico. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 7-12.

Tabla 7-12 Evaluación del modelo estadístico del gen hmox.

HÍGADO								
Evaluación del modelo estadístico:								
$hmox = -0.317054 - 0.0381283 \cdot As + 0.389793 \cdot \text{Tiempo exp} + 0.00140505 \cdot As \cdot \text{Tiempo exp}$								
Expresión relativa de hmox								
As (ug/L)								
T exp (días)	25	50	75	100	125	150	175	200
1	-0.845	-1.763	-2.682	-3.6	-4.518	-5.436	-6.354	-7.272
2	-0.42	-1.303	-2.186	-3.069	-3.952	-4.835	-5.718	-6.601
3	0.004	-0.843	-1.691	-2.539	-3.387	-4.235	-5.082	-5.93
4	0.429	-0.383	-1.196	-2.009	-2.821	-3.634	-4.447	-5.26
5	0.854	0.077	-0.701	-1.478	-2.256	-3.034	-3.811	-4.589
6	1.279	0.537	-0.206	-0.948	-1.691	-2.433	-3.175	-3.918
7	1.704	0.997	0.2895	-0.418	-1.125	-1.832	-2.54	-3.247
8	2.129	1.457	0.7847	0.1125	-0.56	-1.232	-1.904	-2.576
9	2.554	1.917	1.2799	0.6428	0.006	-0.631	-1.268	-1.905
10	2.979	2.377	1.775	1.1731	0.571	-0.031	-0.633	-1.235
11	3.404	2.837	2.2702	1.7034	1.137	0.57	0.003	-0.564
12	3.829	3.297	2.7654	2.2337	1.702	1.17	0.639	0.107
13	4.254	3.757	3.2606	2.764	2.267	1.771	1.274	0.778
14	4.679	4.217	3.7557	3.2943	2.833	2.371	1.91	1.449
15	5.104	4.677	4.2509	3.8246	3.398	2.972	2.546	2.119
16	5.528	5.137	4.7461	4.3549	3.964	3.573	3.181	2.79
17	5.953	5.597	5.2412	4.8852	4.529	4.173	3.817	3.461
18	6.378	6.057	5.7364	5.4155	5.095	4.774	4.453	4.132
19	6.803	6.517	6.2316	5.9458	5.66	5.374	5.088	4.803
20	7.228	6.977	6.7268	6.4761	6.225	5.975	5.724	5.473
21	7.653	7.437	7.2219	7.0064	6.791	6.575	6.36	6.144
22	8.078	7.898	7.7171	7.5367	7.356	7.176	6.995	6.815
23	8.503	8.358	8.2123	8.067	7.922	7.776	7.631	7.486

Se realizó una comparación de los resultados obtenidos en el laboratorio con los resultados estimados por el modelo estadístico en tres diferentes días de exposición (7, 23 y 15) contra tres concentraciones de arsénico (Tabla 7-13). Se observó que ambos valores resultan ser muy parecidos por lo que el modelo de *hmox* resulta confiable.

Tabla 7-13 Valores medidos y estimados de *hmox*.

Días de exposición	MEDIDOS			ESTIMADOS		
	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As
7	1.74723053	-3.20404339	-	1.70417325	-3.247093	-
23	8.545931339	7.528783798	-	8.50288125	7.485755	-
15	-	-	1.750942945	-	-	3.611429125

Para tener una mejor visualización de los datos obtenidos por el modelo estadístico se realizó una gráfica donde se muestran las proyecciones en un periodo de 23 días (Figura 7-29). Donde en los primeros días se observa una significativa sub-expresión en todas las concentraciones, dicha sub-expresión va en constante disminución al aumentar el tiempo de exposición, es en el día 12 cuando *hmox* hace una completa transición de sub-expresión hacia una progresiva sobre-expresión en todas las concentraciones.

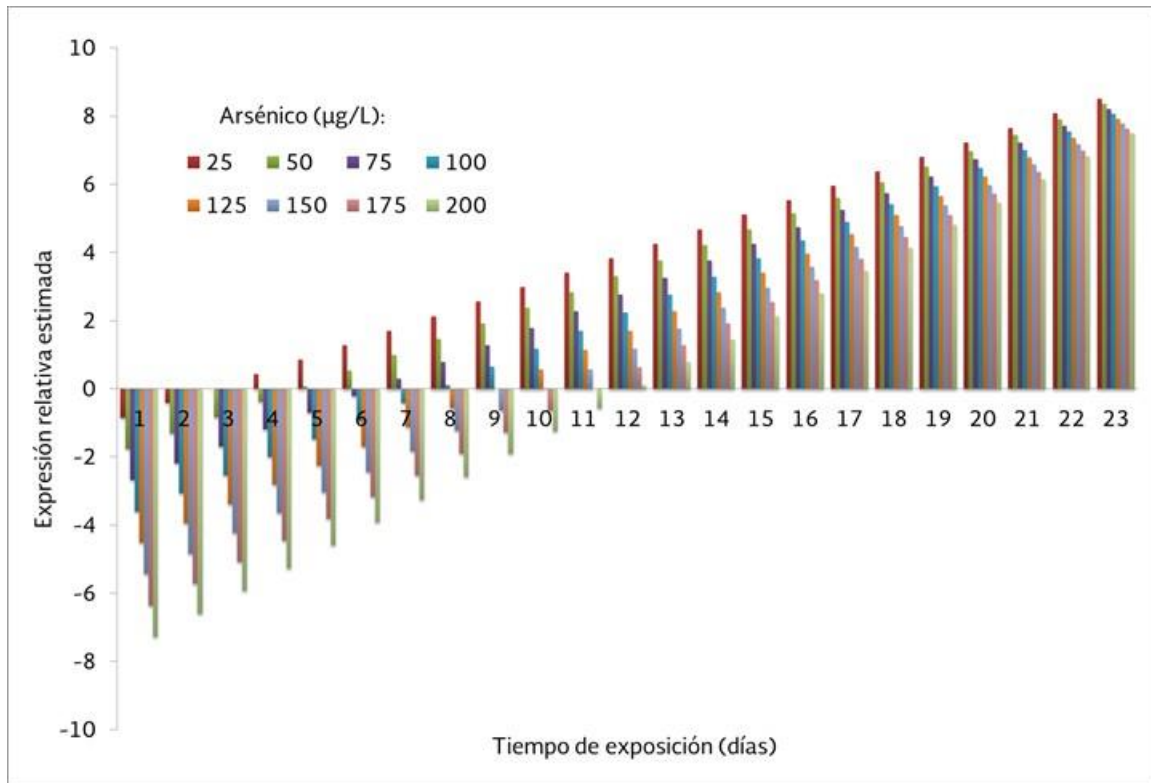


Figura 7-29 Proyecciones para el gen *hmox* en el órgano hígado utilizando el modelo estadístico.

Por lo tanto, para el gen *hmox* la variable que genera el efecto más significativo es el tiempo, debido a que a menor tiempo de exposición el gen *hmox* se sub-expresa y en un tiempo mayor se sobre-expresa. Dicho de otra manera, la sobre-expresión de *hmox* es directamente proporcional al tiempo de exposición y tiende a sub-expresarse de manera inversamente proporcional a este.

7.10.7.2 ÓRGANO: HÍGADO: GEN: HSP70

En la Tabla 7-14 se muestra el análisis de varianza para el gen *hsp70* en el órgano hígado.

Tabla 7-14 Análisis de varianza para *hsp70* - Expresión en hígado.

Fuente	Suma de Cuadrados	GI	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:As	0.00162974	1	0.00162974	0.00	0.9704
B:Tiempo exp	59.5398	1	59.5398	63.96	0.0153
AB	1.93438	1	1.93438	2.08	0.2862
Error total	1.86168	2	0.930842		
Total (corr.)	63.3375	5			

R-cuadrada = 97.0607 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 92.6517 por ciento

Error estándar del estimado = 0.964802

Error absoluto medio = 0.507548

Estadístico Durbin-Watson = 0.561423 (P=0.0739)

Autocorrelación residual de Lag 1 = 0.406854

La tabla ANOVA particiona la variabilidad de *hsp70* en piezas separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, un efecto tiene una valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 97.0607% de la variabilidad en *hsp70*. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 92.6517%. El

error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 0.964802. El error medio absoluto (MAE) de 0.507548 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5.0%, no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0%.

En la Tabla 7-15 se muestra el coeficiente de correlación lineal para *hsp70* donde se muestran los valores que se utilizarán para armar el modelo estadístico necesario para realizar las proyecciones.

Tabla 7-15 Coeficiente de regresión lineal para *hsp70*.

Coeficiente	Estimado
Constante	-7.08622
A:As	-0.0146709
B:Tiempo exp	0.3705
AB	0.000993442

$$hsp70 = -7.08622 - 0.0146709 * As + 0.3705 * \text{Tiempo exp} + 0.000993442 * As * \text{Tiempo exp}$$

Por lo tanto el modelo estadístico para *hsp70* en el órgano hígado es el siguiente:

en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

Para evaluar el modelo estadístico obtenido se utilizaron tiempos de exposición que iban de 1 a 23 días contra concentraciones entre 25 y 200 µg de arsénico, los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 7-16.

Tabla 7-16 Evaluación del modelo estadístico del gen hsp70.

HÍGADO								
Evaluación del modelo estadístico:								
$hsp70 = -7,08622 - 0,0146709 \cdot As + 0,3705 \cdot T \text{ tiempo exp} + 0,000993442 \cdot As \cdot T \text{ tiempo exp}$								
Expresión relativa de hsp70								
As (ug/L)								
T exp (días)	25	50	75	100	125	150	175	200
1	-7.058	-7.4	-7.742	-8.083	-8.425	-8.767	-9.109	-9.451
2	-6.662	-6.979	-7.297	-7.614	-7.931	-8.248	-8.565	-8.882
3	-6.267	-6.559	-6.852	-7.144	-7.436	-7.728	-8.021	-8.313
4	-5.872	-6.139	-6.407	-6.674	-6.941	-7.209	-7.476	-7.744
5	-5.476	-5.719	-5.961	-6.204	-6.447	-6.689	-6.932	-7.174
6	-5.081	-5.299	-5.516	-5.734	-5.952	-6.17	-6.388	-6.605
7	-4.686	-4.879	-5.071	-5.264	-5.457	-5.65	-5.843	-6.036
8	-4.29	-4.458	-4.626	-4.795	-4.963	-5.131	-5.299	-5.467
9	-3.895	-4.038	-4.181	-4.325	-4.468	-4.611	-4.754	-4.898
10	-3.5	-3.618	-3.736	-3.855	-3.973	-4.092	-4.21	-4.329
11	-3.104	-3.198	-3.291	-3.385	-3.479	-3.572	-3.666	-3.759
12	-2.709	-2.778	-2.846	-2.915	-2.984	-3.053	-3.121	-3.19
13	-2.314	-2.358	-2.401	-2.445	-2.489	-2.533	-2.577	-2.621
14	-1.918	-1.937	-1.956	-1.975	-1.995	-2.014	-2.033	-2.052
15	-1.523	-1.517	-1.511	-1.506	-1.5	-1.494	-1.488	-1.483
16	-1.128	-1.097	-1.066	-1.036	-1.005	-0.975	-0.944	-0.913
17	-0.732	-0.677	-0.621	-0.566	-0.511	-0.455	-0.4	-0.344
18	-0.337	-0.257	-0.176	-0.096	-0.016	0.064	0.145	0.225
19	0.058	0.164	0.269	0.374	0.479	0.584	0.689	0.794
20	0.454	0.584	0.714	0.844	0.974	1.103	1.233	1.363
21	0.849	1.004	1.159	1.313	1.468	1.623	1.778	1.933
22	1.244	1.424	1.604	1.783	1.963	2.143	2.322	2.502
23	1.64	1.844	2.049	2.253	2.458	2.662	2.866	3.071

Se realizó una comparación de los resultados obtenidos en el laboratorio con los resultados estimados por el modelo estadístico en tres diferentes días de exposición (7,

23 y 15) contra tres concentraciones de arsénico (Tabla 7-17). Se observó que ambos valores resultan ser muy parecidos por lo que el modelo de *hsp70* resulta confiable.

Tabla 7-17 Valores medidos y estimados de *hsp70*.

Días de exposición	Medidos			Estimados		
	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As
7	-5.0663023	-6.41675091	-	-4.6856402	-6.0360812	-
23	1.25908041	2.69026947	-	1.63973665	3.0709332	-
15	-	-	-0.74144173	-	-	-1.50276288

Para tener una mejor visualización de los datos obtenidos por el modelo estadístico se realizó una gráfica donde se muestran las proyecciones en un periodo de 23 días (Figura 7-30). Se observa una completa sub-expresión en todas las concentraciones hasta el día 17. De manera similar al gen *hmox*, la sub-expresión va en constante disminución al aumentar el tiempo de exposición hasta llegar a una completa transición hacia una progresiva sobre-expresión en el día 19 en todas las concentraciones.

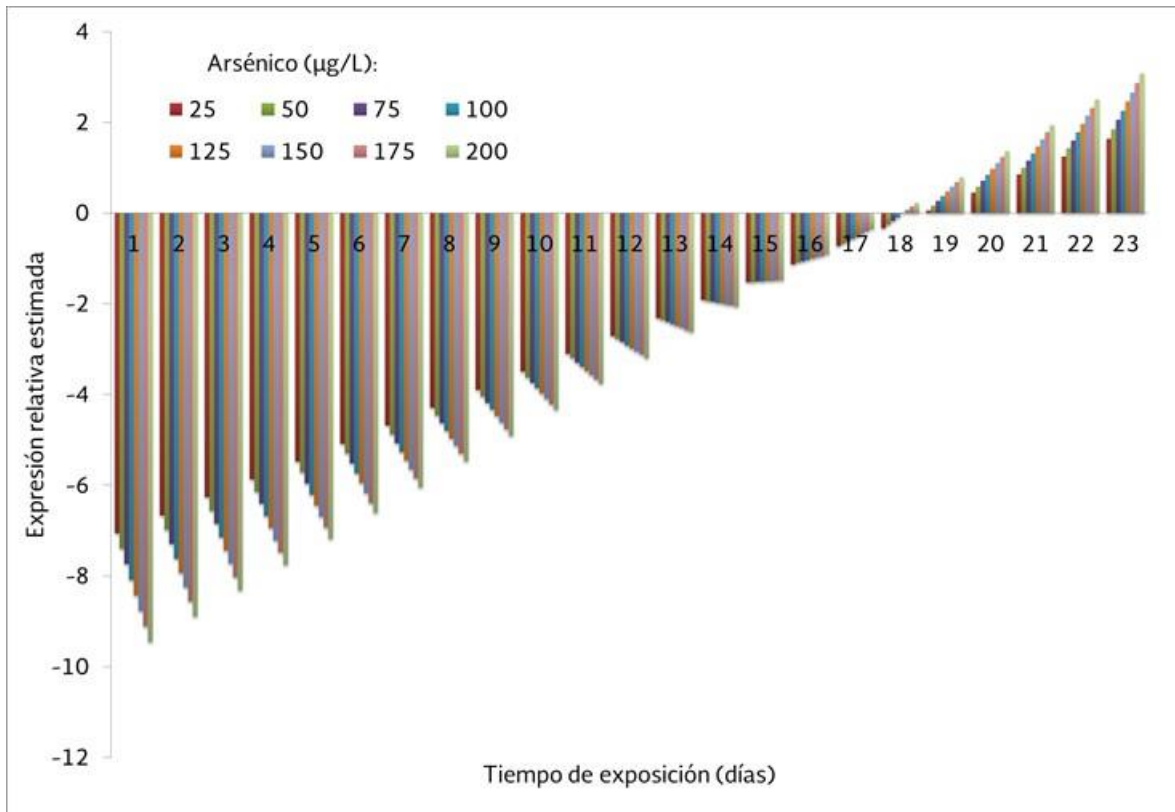


Figura 7-30 Proyecciones para el gen *hsp70* en el órgano hígado utilizando el modelo estadístico.

De manera análoga a *hmox*, se puede concluir que la sub-expresión de *hsp70* es inversamente proporcional al tiempo de exposición y la sobre-expresión es directamente proporcional a este.

7.10.7.3 ÓRGANO: CEREBRO.- GEN: HMOX

En la Tabla 7-18 se muestra el análisis de varianza para el gen *hmox* en el órgano cerebro.

Tabla 7-18 Análisis de varianza para *hmox* - Expresión en cerebro.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:As	6.80093	1	6.80093	5.76	0.1384
B:Tiempo	0.450338	1	0.450338	0.38	0.5997
AB	14.7031	1	14.7031	12.46	0.0717
Error total	2.35968	2	1.17984		
Total (corr.)	24.3141	5			

R-cuadrada = 90.295 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 75.7375 por ciento

Error estándar del estimado = 1.0862

Error absoluto medio = 0.465894

Estadístico Durbin-Watson = 2.27125 (P=0.7879)

Autocorrelación residual de Lag 1 = -0.161642

La tabla ANOVA particiona la variabilidad de *hmox* en piezas separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, ningún efecto tiene un valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 90.295% de la variabilidad en *hmox*. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 75.7375%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 1.0862. El error medio absoluto (MAE) de 0.465894 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos

en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5.0%, no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0%.

En la Tabla 7-19 se muestra el coeficiente de correlación lineal para *hmox* donde se muestran los valores que se utilizarán para armar el modelo estadístico necesario para realizar las proyecciones.

Tabla 7-19 Coeficiente de regresión lineal para *hmox* en cerebro.

Coeficiente	Estimado
Constante	10.2115
A:As	-0.0559856
B:Tiempo	-0.266184
AB	0.0027389

Por lo tanto el modelo estadístico para *hmox* en el órgano cerebro es el siguiente:

$$hmox = 10.2115 - 0.0559856*As - 0.266184*Tiempo + 0.0027389*As*Tiempo$$

en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

Para evaluar el modelo estadístico obtenido se utilizaron tiempos de exposición que iban de 1 a 23 días contra concentraciones entre 25 y 200 µg de arsénico. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 7-20.

Tabla 7-20 Evaluación del modelo estadístico del gen *hmx*.

CEREBRO								
Evaluación del modelo estadístico								
$hmx = 10.2115 - 0.0559856 \cdot As - 0.266184 \cdot \text{Tiempo} + 0.0027389 \cdot As \cdot \text{Tiempo}$								
Expresión relativa de <i>hmx</i>								
As (ug/L)								
T exp (días)	25	50	75	100	125	150	175	200
1	8.614	7.283	5.952	4.621	3.289	1.958	0.627	-0.7
2	8.416	7.154	5.891	4.628	3.366	2.103	0.84	-0.42
3	8.219	7.025	5.83	4.636	3.442	2.248	1.053	-0.14
4	8.021	6.895	5.77	4.644	3.518	2.392	1.267	0.141
5	7.823	6.766	5.709	4.651	3.594	2.537	1.48	0.422
6	7.626	6.637	5.648	4.659	3.67	2.682	1.693	0.704
7	7.428	6.508	5.587	4.667	3.747	2.826	1.906	0.986
8	7.23	6.378	5.526	4.675	3.823	2.971	2.119	1.267
9	7.032	6.249	5.466	4.682	3.899	3.116	2.332	1.549
10	6.835	6.12	5.405	4.69	3.975	3.26	2.545	1.83
11	6.637	5.991	5.344	4.698	4.051	3.405	2.758	2.112
12	6.439	5.861	5.283	4.705	4.127	3.549	2.972	2.394
13	6.242	5.732	5.223	4.713	4.204	3.694	3.185	2.675
14	6.044	5.603	5.162	4.721	4.28	3.839	3.398	2.957
15	5.846	5.474	5.101	4.729	4.356	3.983	3.611	3.238
16	5.648	5.344	5.04	4.736	4.432	4.128	3.824	3.52
17	5.451	5.215	4.98	4.744	4.508	4.273	4.037	3.802
18	5.253	5.086	4.919	4.752	4.585	4.417	4.25	4.083
19	5.055	4.957	4.858	4.759	4.661	4.562	4.463	4.365
20	4.858	4.827	4.797	4.767	4.737	4.707	4.676	4.646
21	4.66	4.698	4.736	4.775	4.813	4.851	4.89	4.928
22	4.462	4.569	4.676	4.782	4.889	4.996	5.103	5.209
23	4.264	4.44	4.615	4.79	4.965	5.141	5.316	5.491

Se realizó una comparación de los resultados obtenidos en el laboratorio con los estimados por el modelo estadístico en tres diferentes días de exposición (7, 23 y 15) contra tres concentraciones de arsénico (Tabla 7-21). Se observó que ambos valores resultan ser muy parecidos por lo que el modelo de *hmx* resulta confiable.

Tabla 7-21 Valores medidos y estimados de *hmx*.

Días de exposición	Medidos			Estimados		
	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As
7	7.1204944	0.6781716	-	7.4278795	0.985552	-
23	3.9571042	5.1837063	-	4.2644955	5.491088	-
15	-	-	5.15690184	-	-	4.54225375

Para tener una mejor visualización de los datos obtenidos por el modelo estadístico se realizó una gráfica donde se muestran las proyecciones en un periodo de 23 días (Figura 7-31). En este órgano el comportamiento de *hmx* es completamente distinto al observado en el hígado. Los primeros tres días son los únicos donde se observa una sub-expresión aunque no significativa si comparamos sus valores con respecto a los de expresión. Los valores más significativos de expresión se encuentran en concentraciones bajas.

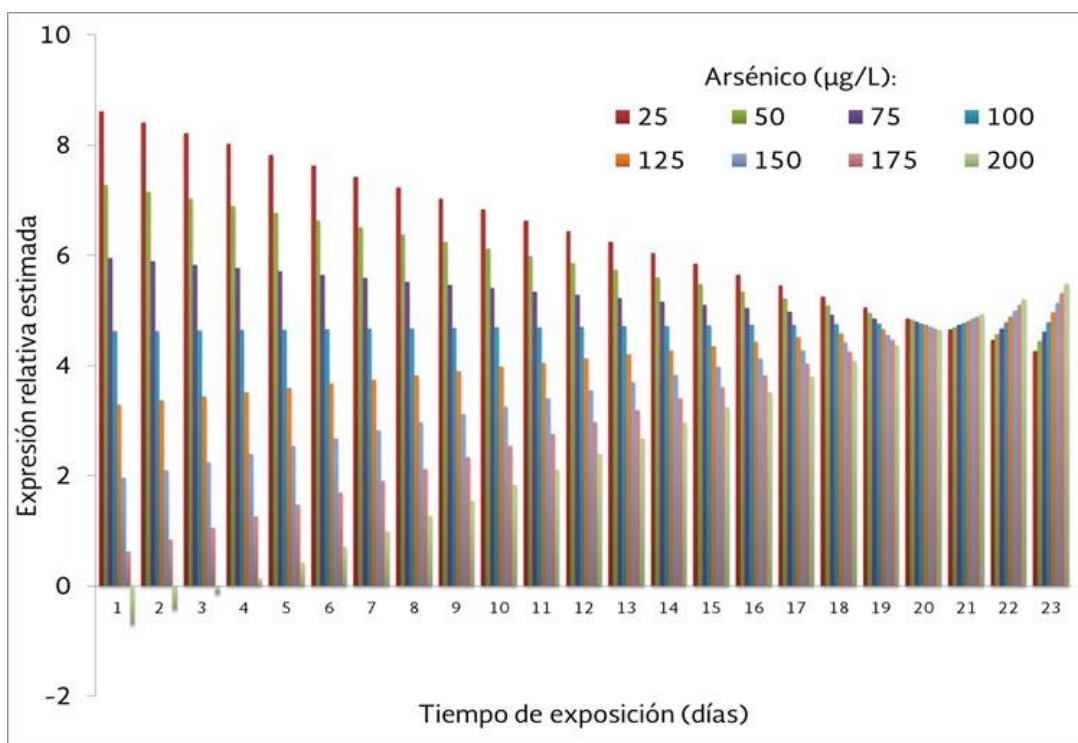


Figura 7-31 Proyecciones para el gen *hmx* en el órgano cerebro utilizando el modelo estadístico.

La expresión génica en las tres primeras concentraciones (25, 50, 75 $\mu\text{g/L}$) es inversamente proporcional al tiempo de exposición. En una concentración de 100 $\mu\text{g/L}$ la expresión de *hmox* permanece casi igual sin importar el tiempo de exposición. A partir de 125 $\mu\text{g/L}$ se observa que la expresión es directamente proporcional al tiempo, esta expresión va siendo más significativa al aumentar el tiempo.

7.10.7.4 ÓRGANO: INTESTINO.-GEN: VTG1

En la Tabla 7-22 se muestra el análisis de varianza para el gen *vtg1* en el órgano intestino.

Tabla 7-22 Análisis de varianza para *vtg1* - Expresión en intestino.

Fuente	Suma de Cuadrados	Gl	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A:As	5.02862	1	5.02862	1.82	0.3094
B:Tiempo exp	14.1436	1	14.1436	5.13	0.1518
AB	219.503	1	219.503	79.61	0.0123
Error total	5.51447	2	2.75723		
Total (corr.)	244.19	5			

R-cuadrada = 97.7417 por ciento

R-cuadrada (ajustada por g.l.) = 94.3543 por ciento

Error estándar del estimado = 1.66049

Error absoluto medio = 0.861305

Estadístico Durbin-Watson = 0.557016 (P = 0.0727)

Autocorrelación residual de Lag 1 = 0.391368

La tabla ANOVA particiona la variabilidad de *vtg1* en piezas separadas para cada uno de los efectos. Entonces prueba la significancia estadística de cada efecto comparando su cuadrado medio contra un estimado del error experimental. En este caso, 1 efecto tiene

un valor-P menor que 0.05, indicando que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95.0%.

El estadístico R-Cuadrada indica que el modelo, así ajustado, explica 97.7417% de la variabilidad en *vtg1*. El estadístico R-cuadrada ajustada, que es más adecuado para comparar modelos con diferente número de variables independientes, es 94.3543%. El error estándar del estimado muestra que la desviación estándar de los residuos es 1.66049. El error medio absoluto (MAE) de 0.861305 es el valor promedio de los residuos. El estadístico de Durbin-Watson (DW) prueba los residuos para determinar si haya alguna correlación significativa basada en el orden en que se presentan los datos en el archivo. Puesto que el valor-P es mayor que 5.0%, no hay indicación de autocorrelación serial en los residuos con un nivel de significancia del 5.0%.

En la Tabla 7-23 se muestra el coeficiente de correlación lineal para *vtg1* donde muestran los valores que se utilizarán para armar el modelo estadístico necesario para realizar las proyecciones.

Tabla 7-23 Coeficiente de regresión lineal para *vtg1* en intestino.

Coficiente	Estimado
Constante	17,9549
A:As	-0,171553
B:Tiempo exp	-1,42559
AB	0,0105826

Por lo tanto el modelo estadístico para *vtg1* en el órgano intestino es el siguiente:

$$vtg1 = 17.9549 - 0.171553*As - 1.42559*Tiempo\ exp + 0.0105826*As*Tiempo\ exp$$

en donde los valores de las variables están especificados en sus unidades originales.

Para evaluar el modelo estadístico obtenido se utilizaron tiempos de exposición que iban de 1 a 23 días contra concentraciones entre 25 y 200 μg de arsénico, los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 7-24.

Tabla 7-24 Evaluación del modelo estadístico del gen *vtg1*

INTESTINO								
Evaluación del modelo estadístico:								
$vtg1 = 17.9549 - 0.171553 \cdot As - 1.42559 \cdot \text{Tiempo exp} + 0.0105826 \cdot As \cdot \text{Tiempo exp}$								
Expresión relativa de <i>vtg1</i>								
As (ug/L)								
T exp (días)	25	50	75	100	125	150	175	200
1	12.505	8.481	4.457	0.4323	-3.592	-7.616	-11.64	-15.66
2	11.344	7.584	3.825	0.0649	-3.695	-7.454	-11.21	-14.97
3	10.183	6.688	3.193	-0.302	-3.798	-7.293	-10.79	-14.28
4	9.022	5.791	2.561	-0.67	-3.9	-7.131	-10.36	-13.59
5	7.861	4.895	1.929	-1.037	-4.003	-6.969	-9.935	-12.9
6	6.6999	3.998	1.297	-1.404	-4.106	-6.807	-9.509	-12.21
7	5.5389	3.102	0.665	-1.772	-4.209	-6.645	-9.082	-11.52
8	4.3779	2.206	0.033	-2.139	-4.311	-6.484	-8.656	-10.83
9	3.2169	1.309	-0.599	-2.506	-4.414	-6.322	-8.23	-10.14
10	2.0558	0.413	-1.231	-2.874	-4.517	-6.16	-7.803	-9.446
11	0.8948	-0.484	-1.862	-3.241	-4.62	-5.998	-7.377	-8.755
12	-0.266	-1.38	-2.494	-3.608	-4.722	-5.836	-6.95	-8.065
13	-1.427	-2.277	-3.126	-3.976	-4.825	-5.675	-6.524	-7.374
14	-2.588	-3.173	-3.758	-4.343	-4.928	-5.513	-6.098	-6.683
15	-3.749	-4.07	-4.39	-4.71	-5.031	-5.351	-5.671	-5.992
16	-4.91	-4.966	-5.022	-5.078	-5.133	-5.189	-5.245	-5.301
17	-6.071	-5.863	-5.654	-5.445	-5.236	-5.027	-4.819	-4.61
18	-7.232	-6.759	-6.286	-5.812	-5.339	-4.866	-4.392	-3.919
19	-8.393	-7.655	-6.918	-6.18	-5.442	-4.704	-3.966	-3.228
20	-9.554	-8.552	-7.549	-6.547	-5.545	-4.542	-3.54	-2.537
21	-10.72	-9.448	-8.181	-6.914	-5.647	-4.38	-3.113	-1.846
22	-11.88	-10.34	-8.813	-7.282	-5.75	-4.218	-2.687	-1.155
23	-13.04	-11.24	-9.445	-7.649	-5.853	-4.057	-2.26	-0.464

Se realizó una comparación de los resultados obtenidos en el laboratorio con los estimados por el modelo estadístico en tres diferentes días de exposición (7, 23 y 15) contra tres concentraciones de arsénico (Tabla 7-25). Se observó que ambos valores resultan ser muy parecidos por lo que el modelo de *vtg1* resulta confiable.

Días de exposición	Medidos			Estimados		
	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As	25 ug/L As	200 ug/L As	112.5 ug/L As
7	4.89289141	-12.1651945	-	5.5389	-11.51919	-
23	-13.6835388	-1.11037016	-	-13.0375	-0.46431	-
15	-	-	-3.57861638	-	-	-4.870525

Tabla 7-25 Valores medidos y estimados de vtg1.

Para tener una mejor visualización de los datos obtenidos por el modelo estadístico se realizó una gráfica donde se muestran las proyecciones en un periodo de 23 días (Figura 7-32). En el caso del gen *vtg1* se observó una significativa variabilidad entre los valores de sobre-expresión y sub-expresión en tiempos de exposición cortos. Los valores de sobre-expresión van disminuyendo conforme al tiempo al igual que los de sub-expresión, siendo hasta el día 12 donde ocurre una transición completa hacia una sub-expresión en todas las concentraciones.

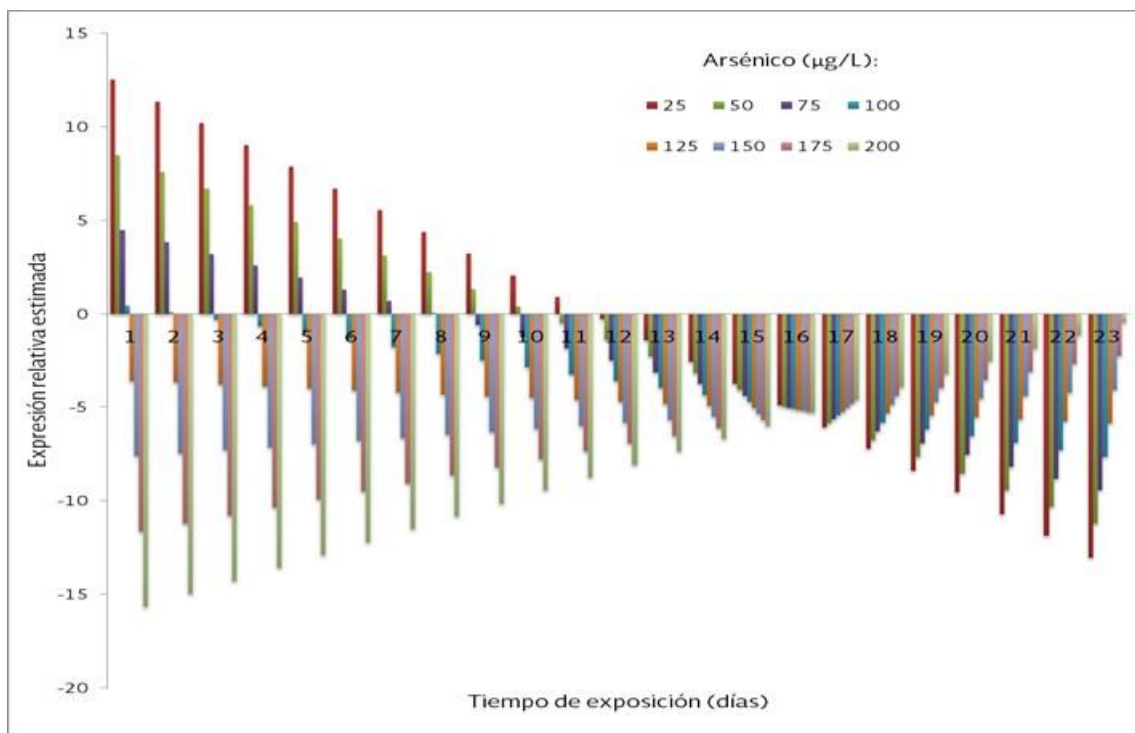


Figura 7-32 Proyecciones para el gen *vtg1* en el órgano intestino utilizando el modelo estadístico.

A partir del día 16 se presenta una tendencia en los valores de sub-expresión en todas las concentraciones.

7.10.8 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO CEREBRO DE PECES EXPUESTOS DURANTE DOS MESES AL AGUA CRUDA DEL CÁRCAMO DE BOMBEO DE XICATLACOTLA ASÍ COMO AL AGUA PRODUCTO DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN (FIGURA 7-33).

- a) Agua cruda. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 3.7 veces, *hsp70* con 3.20 veces, *mafg1* con 2.47 veces, *nfe212* con 1.60 y *hmox* con 0.26 veces; mientras que el gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -1.98 veces.
- b) Agua producto del proceso electrocoagulación-arena-antracita. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 3.4 veces, *fzr1* con 2.96 veces, *nfe212* con 1.27 veces y *mafg1* con 1.13 veces, mientras que el gen que se sub-expresó *hmox* con -1.24.
- c) Agua producto del proceso carbón-activado. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 3.12 veces, *fzr1* con 2.40 veces, *nfe212* con 1.17 con veces; *mafg1* con 0.82 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hmox* con -0.46 veces.
- d) Agua producto del proceso de ósmosis reversa. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 1.98 veces, *hsp70* con 1.82 veces, *nfe212* con 0.79 veces, mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hmox* con -0.32 veces y *mafg1* con -0.43 veces.

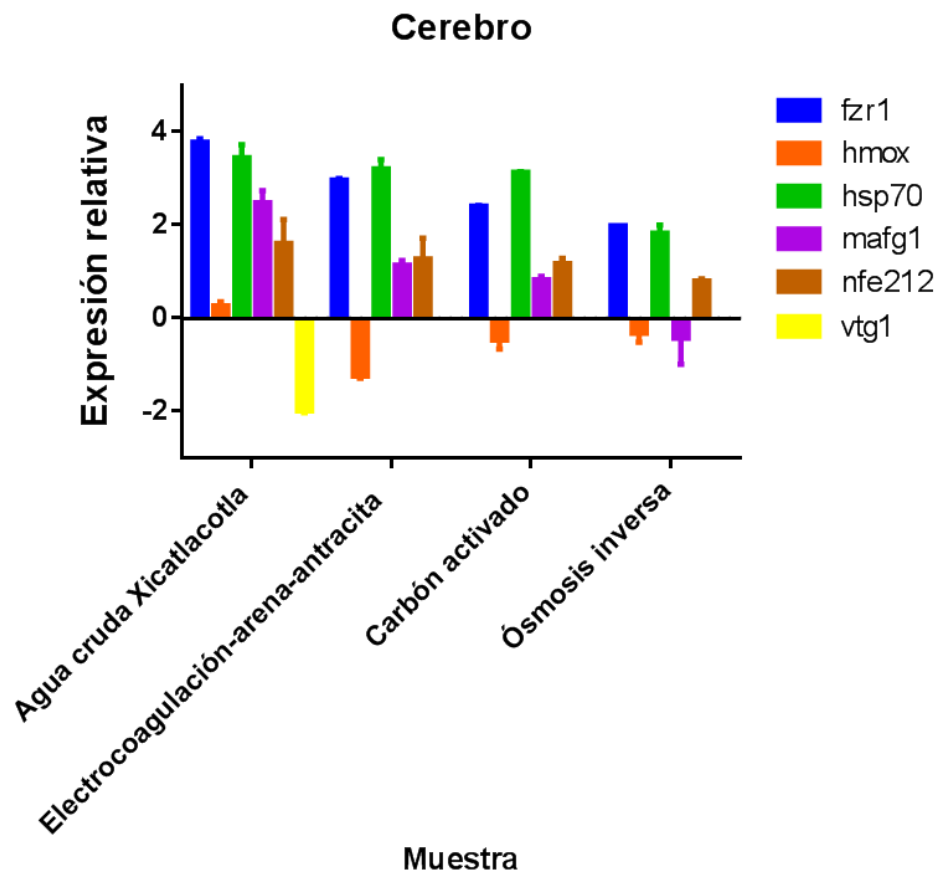


Figura 7-33 Expresión promedio de genes blanco en el órgano cerebro de peces *Danio rerio* expuestos durante dos meses a la muestra de agua de Xicatlacotla y de los procesos de potabilización.

7.10.9 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO BRANQUIA DE PECES EXPUESTOS DURANTE DOS MESES AL AGUA CRUDA DEL CÁRCAMO DE BOMBEO DE XICATLACOTLA ASÍ COMO AL AGUA PRODUCTO DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN (FIGURA 7-34)

a) Agua cruda. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 5.87 veces, *fzf1* con 5.28 veces, *cyp1a* con 4.68 veces, *nfe212* con 3.49 veces; mientras que el gen que se sub-expreso fue *vtg1* con -0.96 veces.

- b) Agua producto del proceso electrocoagulación-arena-antracita. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hsp70* con 5.74 veces, *fzr1* con 5.29 veces, *cyp1a* con 3.0 veces y *nfe212* con 1.73 veces.
- c) Agua producto del proceso carbón-activado. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 4.74 veces, *hsp70* con 2.55 veces, *cyp1a* con 2.21 veces, y *nfe212* con 1.29 veces.
- d) Agua producto del proceso de ósmosis reversa. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 2.38 veces, *hsp70* con 2.55 veces, *cyp1a* con 1.14 veces y *nfe212* con 0.66 veces.

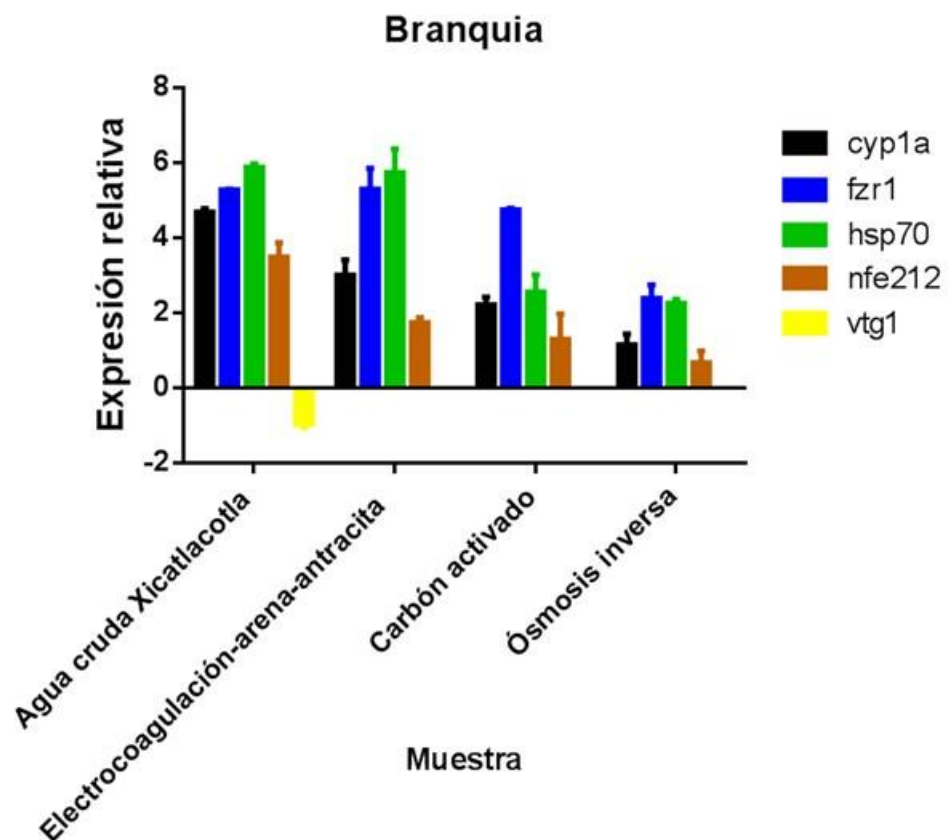


Figura 7-34 Expresión de genes blanco en el órgano branquia de peces *Danio rerio* expuestos durante dos meses a la muestra de agua cruda de Xicatlacotla y de los procesos de potabilización.

7.10.10 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO HÍGADO DE PECES EXPUESTOS DURANTE DOS MESES AL AGUA CRUDA DEL CÁRCAMO DE BOMBEO DE XICATLACOTLA ASÍ COMO AL AGUA PRODUCTO DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN (FIGURA 7-35)

- a) Agua cruda. Los genes que se sobre-expresaron fueron *cyp1a* con 2.66 veces, *fzr1* con 1.76 veces, *hmox* con 1.80 veces, *hsp70* con 1.53 veces, *nfe212* con 3.74 veces; mientras que el gen que se sub-expreso fue *vtg1* con -6.6 veces.
- b) Agua producto del proceso electrocoagulación-arena-antracita. Los genes que se sobre-expresaron fueron *nfe212* con 3.36 veces, *cyp1a* con 1.80 veces, *fzr1* con 1.09 veces, *hsp70* con 1.53 veces, *hmox* con 0.87 veces.
- c) Agua producto del proceso carbón-activado. Los genes que se sobre-expresaron fueron *hmox* con 0.76 veces, *fzr1* con 0.6 veces; mientras que el gen que se sub-expreso fue *cyp1a* con -1.58 veces.
- d) Agua producto del proceso de ósmosis reversa. Los genes que se sobre-expresaron fueron *nfe212* con 2.35 veces, *cyp1a* con 0.48 veces, *fzr1* con 0.29 veces; mientras que los genes que se sub-expresaron fueron *hsp70* con -0.46 veces y *hmox* con -1.25 veces.

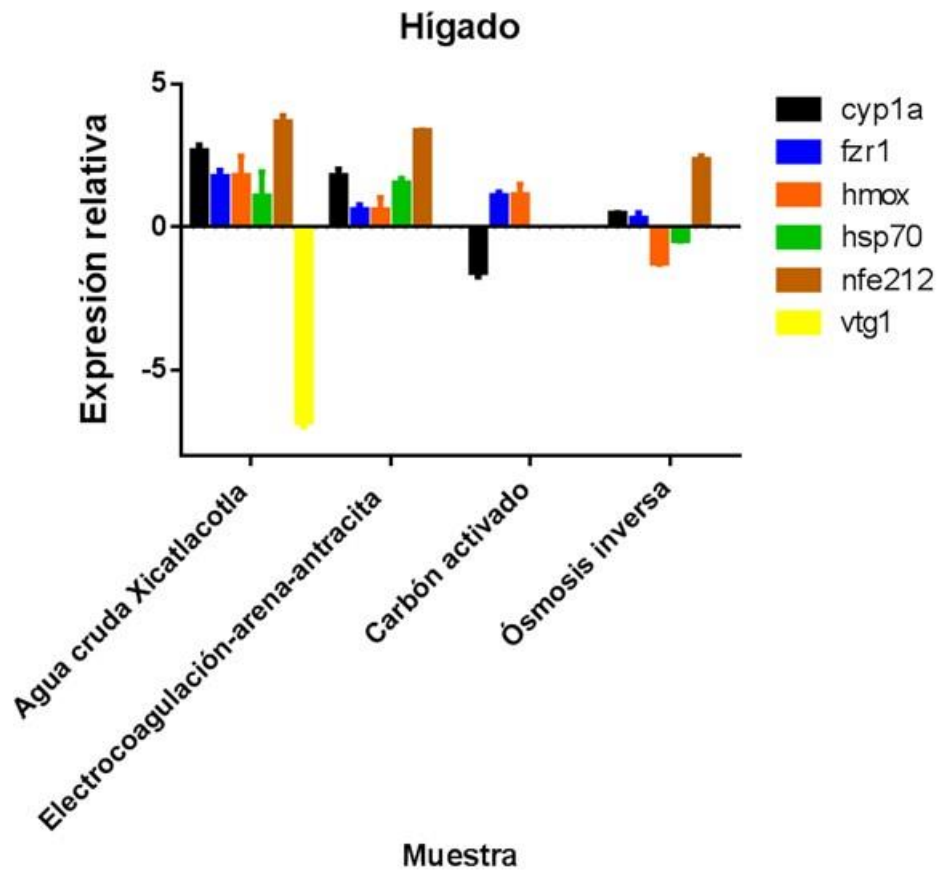


Figura 7-35 Expresión de genes blanco en el órgano hígado de peces *Danio rerio* expuestos durante dos meses a la muestra de agua cruda de Xicatlacotla y de los procesos de potabilización.

7.10.11 NIVELES DE EXPRESIÓN DE GENES BLANCO OBTENIDOS EN EL ÓRGANO MÚSCULO DE PECES EXPUESTOS DURANTE DOS MESES AL AGUA CRUDA DEL CÁRCAMO DE BOMBEO DE XICATLACOTLA ASÍ COMO AL AGUA PRODUCTO DE PROCESOS DE POTABILIZACIÓN (FIGURA 7-36)

a) Agua cruda. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzf1* con 2.91 veces y *hsp70* con 1.46 veces; mientras que el gen que se sub-expresó fue *vtg1* con -4.45 veces.

- b) Agua producto del proceso electrocoagulación-arena-antracita. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 1.77 veces y *hsp70* con 0.94 veces.
- c) Agua producto del proceso carbón-activado. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 0.85 veces y *hsp70* con 0.67 veces.
- d) Agua producto del proceso de ósmosis reversa. Los genes que se sobre-expresaron fueron *fzr1* con 0.45 veces; mientras que el gen que se sub-expresó fue *hsp70* con 1.46 veces.

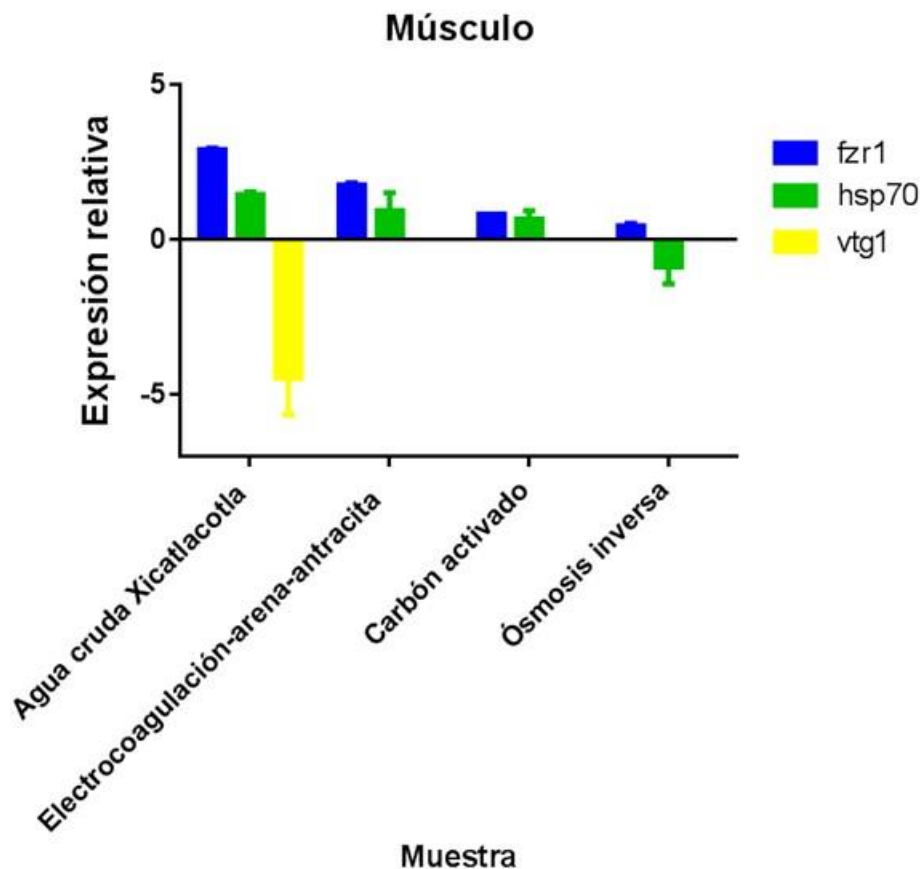


Figura 7-36 Expresión de genes blanco en el órgano músculo de peces *Danio rerio* expuestos durante dos meses a la muestra de agua cruda de Xicatlacotla y de los procesos de potabilización.

7.11 DISCUSIÓN

7.11.1 ANÁLISIS DE LA EXPRESIÓN DE GENES EN PECES CEBRA DEBIDA A ARSÉNICO.

Los lotes de peces cebra macho adultos, expuestos a seis concentraciones de arsénico en tres periodos de exposición, les fueron extraídos seis órganos (cerebro, ojo, branquias, hígado, intestino, músculo) con la finalidad de evaluar el impacto del arsénico en la expresión genética utilizando la técnica de RT-PCR en tiempo real, los resultados fueron los siguientes:

La sobre-expresión y sub-expresión que se manifestó en el órgano branquias a 25 µg/L en un tiempo de exposición de 7 y 23 días es el que mejor respuesta genética dio.

Para el órgano hígado, el comportamiento de sobre-expresión y sub-expresión a una concentración de 25 µg/L en un tiempo de exposición de siete días, es el que mejor respuesta genética dio. Mientras que, a la concentración de 112.5 µg/L y 15 días de exposición, así como a 25 y 200 µg/L y un periodo de exposición de 7 y 23 días, disminuye ligeramente la expresión genética.

Para el órgano intestino, el comportamiento de sobre-expresión y sub-expresión a una concentración de 25 µg/L en un tiempo de exposición de 7 y 23 días, es el que mejor respuesta genética dio. A 25 y 200 µg/L y un periodo de exposición de 7 y 23 días, disminuye ligeramente la expresión genética. A la concentración de 112.5 µg/L y 15 días de exposición la expresión genética disminuye.

En el órgano músculo, el comportamiento de sobre-expresión y sub-expresión a una concentración de 25 µg/L en un tiempo de exposición de siete y 23 días, es el que mejor respuesta genética dio. Mientras que, a una concentración de 112.5 µg/L y 15 días de exposición disminuye la respuesta levemente. En las concentraciones de 25 y 200 µg/L y periodos de exposición de 7 y 23 días, donde la respuesta fue menor.

Para el órgano ojo, el comportamiento de sobre-expresión y sub-expresión a una concentración de 25 $\mu\text{g/L}$ en un tiempo de exposición de siete días y veintitrés días, es el que mejor respuesta genética dio. Mientras que, a la concentración de 112.5 $\mu\text{g/L}$ y 15 días de exposición, disminuye ligeramente la expresión. En las concentraciones de 25 y 200 $\mu\text{g/L}$ y un periodo de exposición de 7 y 23 días, se dio la menor respuesta dio en este órgano.

Para el órgano cerebro, es notable que la respuesta que se obtuvo a 25 y 200 $\mu\text{g/L}$ y un periodo de exposición de 7 y 23 días fue donde más expresión genética fue mayor. Mientras que a concentraciones de 25 $\mu\text{g/L}$ en un tiempo de exposición de siete días y veintitrés días, la respuesta es menor. A la concentración de 112.5 $\mu\text{g/L}$ y 15 días de exposición, disminuye ligeramente la expresión.

7.11.2 APLICACIÓN DEL SOFTWARE STATGRAPHICS PARA LA MODELACIÓN DE LA EXPRESIÓN GENÉTICA DEBIDO A ARSÉNICO.

Con base en las proyecciones realizadas utilizando los modelos estadísticos obtenidos en el programa STATGRAPHICS se pueden establecer las siguientes conclusiones:

Para analizar de manera objetiva la expresión del gen *hmox* en el órgano hígado, la mejor opción es utilizar tiempos de exposición cortos de uno a cinco días o mayores a 15 días, siempre y cuando las concentraciones de arsénico sean mayores a 150 $\mu\text{g/L}$; mientras que, en un periodo entre seis y catorce días a concentraciones entre 25 a 100 $\mu\text{g/L}$ la expresión de este gen fue menor. Por consiguiente, la variable de respuesta que causó el efecto más significativo fue el tiempo de exposición.

En el caso del gen *hsp70* en el órgano hígado, la mejor opción es utilizar un tiempo de exposición cortos a intermedios de uno a diez días en toda la gama de concentraciones. En este gen, la concentración de arsénico no mostró un efecto significativo porque las diferencias entre los valores de expresión obtenidos fueron pequeñas. En vista de ello, la

variable de respuesta que causó el efecto más significativo fue el tiempo de exposición, caso similar a lo observado en el gen *hmx*.

Acerca del gen *hmx* en el órgano cerebro, la mejor opción es utilizar tiempos de exposición cortos a intermedios de uno a quince días, siempre y cuando las concentraciones de arsénico se encuentren entre 25 a 100 µg/L. En consecuencia, la variable de respuesta que causó el efecto más significativo fue la concentración, caso contrario a lo observado en el órgano hígado.

Con respecto al gen *vgt1* en el órgano intestino, la mejor opción es utilizar tiempos cortos a intermedios de uno a catorce días y superiores a veinte días siempre y cuando las concentraciones de arsénico sean menores a 100 µg/L; mientras que, en un periodo entre 15 y 19 días en todas las concentraciones la expresión de este gen fue menor. Debido a esto, la variable de respuesta que causó el efecto más significativo fue el tiempo de exposición.

7.11.3 ANÁLISIS DE LA EXPRESIÓN GENÉTICA EN EL AGUA CRUDA DEL CÁRCAMO DE BOMBEO DE XICATLACOTLA ASÍ COMO AL AGUA PRODUCTO DE LOS PROCESOS DE POTABILIZACIÓN.

Los resultados obtenidos por el laboratorio AXYS (Canadá) en el agua cruda del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla muestran la presencia del antiinflamatorio naproxeno (9.52 ng/L), el antiepiléptico carbamazepina (8.15 ng/L), el antibiótico eritromicina-H₂O (3.15 ng/L), el antibiótico lincomicina (4.59 ng/L), el antibiótico sulfacloropiridazina (2.41 ng/L), el antibiótico sulfametazina 1.57, el antibiótico sulfametoxazol (39.1 ng/L), el antibiótico sulfanilamida (16.9 ng/L), analgésico tópico benzoilecgonina y principal metabolito de la cocaína (4.56 ng/L), el ansiolítico meprobamato (4.87 ng/L), el antidiabético metformina (79.1 ng/L) así como el anticonceptivo mestranol (54.6 ng/L). En tanto que, los resultados obtenidos por técnicas moleculares en los órganos

analizados (cerebro, branquia, hígado y músculo) muestran que los genes *fzr1*, *hsp70*, *nfe212*, *cyp1a*, *mafg1* y *hsp70* se sobre-expresaron, mientras que el gen que se sub-expresó fue *vtg1*. En el inciso 1.4 de este informe, se mencionó que el pez *Danio rerio* es sensible genéticamente a la presencia de sustancias en concentraciones trazas, siendo posible detectar dicha sensibilidad a través de análisis moleculares, debido a que desarrolla una respuesta genética atribuible a dichas sustancias. La extrapolación de tales efectos sólo se puede realizar entre especies, es decir, no puede correlacionarse directamente con el humano. Sin embargo, la homología genética con el humano es de 71% (Burgess, 2013; Howe et al., 2013). En este contexto, se puede afirmar que posiblemente se requieran concentraciones magnificadas de los contaminantes además de una exposición prolongada para ocasionar alteraciones genéticas en el humano.

Respecto al lote de peces expuestos al agua cruda, considerando la frecuencia con la que los genes se sobre-expresaron y sub-expresaron por órgano, se encontró que fue en el cerebro y el hígado de estos organismos con un 30% donde mayormente se expresaron los genes, seguido del órgano branquias con 25% y músculo con 15%.

El hecho de que la respuesta genética fuera mayor en el cerebro se debe a que es el órgano que libera gonadotropinas cuando el organismo está sometido a condiciones desfavorables, desencadenando la presencia de reguladores genéticos.

Agua producto del proceso de electrocoagulación-arena-antracita. Los resultados obtenidos por el laboratorio AXYS (Canadá) muestran la presencia del antibiótico benzoylecgonine (4.43 ng/L) en el agua cruda utilizado para el alivio del dolor muscular, vale la pena mencionar que es un metabolito primario de la cocaína. En tanto que los resultados obtenidos por medio de técnicas moleculares en los órganos analizados (cerebro, branquia, hígado y músculo) mostraron que los genes *fzr1*, *hsp70*, *nfe212*, *cyp1a* y *mafg1* se sobre-expresaron; mientras que el gen que se sub-expresó fue *hmox*.

Respecto al lote de peces expuestos al agua producto del efluente de electrocoagulación-arena-antracita, considerando la frecuencia con la que los genes se sobre-expresaron y sub-expresaron por órgano se encontró que en el cerebro e hígado de estos organismos se manifestó la mayor respuesta de sobre-expresión y sub-regulación de genes con 31.25%, seguido del órgano branquias 25% y en músculo con 12.5%. Los genes *fzr1*, *hsp70* y *nfe212* que se sobre-expresaron y se sub-expresaron indican una respuesta de defensa general, posiblemente de resistencia a las sustancias presentes en el tipo de agua. Vale la pena mencionar, que el gen *vtg1* no mostro expresión génica, posiblemente a que habrían sido removidos los esteroides en este proceso.

Agua producto del proceso de carbón activado. Los resultados obtenidos por el laboratorio AXYS (Canadá) muestran la presencia del N, N-dietil-meta-toluamida DEET (2.04 ng/L) repelente utilizado para contra los insectos. En tanto que, los resultados obtenidos por técnicas moleculares en los órganos analizados (cerebro, branquia, hígado y músculo) muestran que se sobre-expresaron los genes *fzr1*, *hsp70*, *nfe212* y *cyp1a*. Hubo genes como *hmox* y *cyp1a* que se sub-expresaron en menor proporción. En este proceso, tampoco se manifestó el gen *vtg1*, posiblemente porque ya habían sido removidos los esteroides.

Respecto al lote de peces expuestos al agua producto del carbón activado, considerando la frecuencia con la que los genes se sobre-expresaron y sub-expresaron por órgano se encontró que en el cerebro de estos organismos se manifestó la mayor respuesta tanto de sobre-expresión como de sub-expresión de genes con 35.71%, seguido de los órganos branquias con 28.57%, hígado con 21.43% y músculo con 14.29%.

Agua producto del proceso del permeado. Los resultados obtenidos por el laboratorio AXYS (Canadá) muestran la presencia del antibiótico sulfametoxazol (1.81 ng/L) y del antidiabético metformina (7.58 ng/L). En tanto que, los resultados obtenidos por técnicas moleculares en los órganos analizados (cerebro, branquia, hígado y músculo)

mostraron que los genes que esencialmente se sobre-expresaron fueron *fzr1*, *hsp70*, *nfe212*, *mafg1* y *cyp1a* en tanto que el gen que se sub-expresó *hmox* y *cyp1a*. En este proceso, tampoco se manifestó el gen *vtg1*, debido a la remoción de los esteroides.

Respecto al lote de peces expuestos al agua producto del permeado del pozo, considerando la frecuencia en que los genes se sobre-expresaron y sub-expresaron por órgano, se encontró que el cerebro de estos organismos fue donde se dio la mayor sobre-expresión y sub-expresión de genes con 35.71%, seguido del órgano branquia con 28.57%, hígado con 21.43% y músculo con 14.29%.

Por lo que se refiere a la variación de respuesta de los genes en cada tipo de agua, estas se atribuyen a que si bien los peces comparten información genética, sin embargo, como todos los seres vivos tienen variaciones genéticas, de manera que esas variaciones hacen de cada pez un ser único. Tales diferencias no sólo se reflejan en sus características físicas evidentes, sino también en una respuesta de resistencia o susceptibilidad al tipo de agua en el que están inmersos.

Respecto a la tendencia de respuesta en los genes, después de que el agua cruda es tratada por todos los procesos, se observa que el cerebro, fue el órgano en donde la respuesta de los genes se manifestó con sobre-expresiones y sub-expresiones de los genes más significativa, posiblemente por ser el órgano que recibe inicialmente las señales de cambio en cuanto al medio en el que se encuentran los organismos, de tal manera, que los organismos al estar inmersos en agua con diferentes calidades generan respuestas neuronales tempranas con inducciones genéticas de estrés.

El hígado, es otro órgano donde se tuvo una sobre-expresión relevante de los genes, esto se debe a una posible excreción rápida de los contaminantes, dado la escasa presencia de contaminantes.

En las branquias, la expresión se debió posiblemente a que representa la ruta principal de captación de contaminantes en agua, además de que funcionan también como una barrera debido a su constitución de mucosa protectora.

El músculo es un órgano que mostró respuesta de sobre-expresión y sub-expresión de genes reducida en todos los tipos de agua, esto podría considerarse normal si se toma en cuenta que es el tejido más grande de los organismos al parecer muestra cierta resistencia al ingreso de contaminantes al organismo.

7.12 CONCLUSIONES

Para determinar la expresión genética debida a arsénico en los órganos analizados (cerebro, ojo, branquia, hígado, músculo e intestino) esta puede variar dependiendo el órgano, no obstante, la mejor condición de exposición fue a la concentración 25 µg/L con un tiempo de exposición de siete días.

Los modelos ajustados para los genes que presentan una R^2 por arriba de 90 obtenidos en el programa STATGRAPHICS mostraron ser confiables para realizar proyecciones sobre la expresión genética a diferentes tiempos de exposición y concentraciones diferentes.

La calidad del agua en la que fueron inmersos los peces influye en la expresión genética obtenida para el agua cruda del cárcamo de bombeo de Xicatlacotla, así como para el efluente de la secuencia electrocoagulación-arena-antracita-carbón activado, así como para el efluente del proceso de osmosis inversa originó que los peces desarrollaran mecanismos de defensa, de adaptación y de estrés.

La secuencia integral de los procesos electrocoagulación-arena-antracita-carbón activado, constituye una opción para el tratamiento de contaminantes emergentes en

cuerpos de agua, porque mejoró la calidad del agua esto se manifestó en una reducción de unidades de expresión genética.

El tratamiento con membranas usando ósmosis inversa fue el que presentó la mayor remoción de contaminantes emergentes, manifestándose en una reducción significativa de unidades de expresión genética.

7.13 REFERENCIAS

Andrew, A.S. Burgess, J.L., Meza, M.M., Demidenko, E., Waugh, M.G., Hamilton, J.W., and Karagas, M.R. (2006). *Arsenic exposure is associated with decreased DNA repair in vitro and in individuals exposed to drinking water arsenic*. Environ. Health Perspect. 114. 1193-1198.

Ankley, G.T.; Johnson R.D.; (2004). *Small fish models for identifying assessing the effects of endocrine disrupting chemicals*. Inst. Lab. Anim. Res. J. 45, 469-483.

Bresch H. (1991). *Early life-stage in zebrafish versus a growth test in rainbow trout to evaluate toxic effects*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 46:641-648.

Burgess, J.D. (2013). *New zebrafish genome resources*. Nature Reviews Genetics | AOP, published online 30 April 2013; doi:10.1038/nrg3500.

CEC – Commission of the European communities (CEC) (2007). *Community strategy for endocrine disruptors: a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife*. 1372. Bruxelles, 36 pag.

Chih-Hao W., Chuhsing K. H, Chi-Ling C., Lin-I H., Hung-Yi C., Shu-Yuan C., Yu-Mei H., Meei-Maan W., Chien-Jen C. (2007). *A review of the epidemiologic literature on the role*

of environmental arsenic exposure and cardiovascular diseases. Toxicology and Applied Pharmacology 222 pag. 315–326.

Colborn T., vom Seal F.S., Soto A.M. (1993). *Developmental effects of Endocrine-disrupting chemicals in wildlife and humans. Environmental Health Perspectives* Vol. 101, Number 5.

Davey C.J. , Bodwell E. J., Gosse A.J., Hamilton W.J. (2007). Arsenic as an Endocrine Disruptor: Effects of Arsenic on Estrogen Receptor–Mediated Gene Expression *In Vivo* and in Cell Culture. *Toxicological Sciences* 98(1), 75–86.

EPA/630/P-03/001F. *Guidelines for carcinogen risk assessment. USEPA.*

EPA-SAB-07-008. *Advisory on EPA’s assessments of carcinogenic Effects of Organic and Inorganic Arsenic: A Report of the US EPA Science Advisory Board.*

Kobayashi Y., Cui X., Hirano S. (2005). Stability of arsenic metabolites, arsenic triglutathione [As(GS)₃] and methylarsenic diglutathione [CH₃As(GS)₂], in rat bile. *Toxicology* 211, 115–123.

Hallauer J., Geng X., Yang H-C, Shen J., Tsai K-J, Liu Z. (2016). The Effect of Chronic Arsenic Exposure in Zebrafish. *Zebrafish*. DOI: 10.1089/zeb.2016.1252

Hill AJ, Teraoka H, Heideman W, Peterson RE. (2005). *Zebrafish as a model vertebrate for investigating chemical toxicity. Toxicol Sci.* 86:6–19.

Hoffmann, J.L., Thomason, R.G., Lee, D.M., Brill, J.L., Price, B.B., Carr, G.J., Versteeg, D.J., (2008). *Hepatic gene expression profiling using GeneChips in zebrafish exposed to 17 α -methylidihydrotestosterone. Aquat. Toxicol.* 87, 69–80.

Howe K., Clark M.D., Torroja C.F., Torrance J., Berthelot C., Muffato M., Collins J.E., Humphray S., McLaren K., Matthews L., McLaren S., Sealy I., Caccamo M., Churcher C.,

Scott C., Barrett J.C., Koch R., Rauch G.J., White S., Chow W., Kilian B., Quintais L.T., Guerra-Assunção J.A., Zhou Y., Gu Y., Yen J., Vogel J.H., Eyre T., Redmond S., Banerjee R., Chi J., Fu B., Langley E., Maguire S.F., Laird G.K., Lloyd D., Kenyon E., Donaldson S., Sehra H., Almeida-King J., Loveland J., Trevanion S., Jones M., Quail M., Willey D., Hunt A., Burton J., Sims S., McLay K., Plumb B., Davis J., Clee C., Oliver K., Clark R., Riddle C., Elliot D., Threadgold G., Harden G., Ware D., Begum S., Mortimore B., Kerry G., Heath P., Phillimore B., Tracey A., Corby N., Dunn M., Johnson C., Wood J., Clark S., Pelan S., Griffiths G., Smith M., Glithero R., Howden P., Barker N., Lloyd C., Stevens C., Harley J., Holt K., Panagiotidis G., Lovell J., Beasley H., Henderson C., Gordon D., Auger K., Wright D., Collins J., Raisen C., Dyer L., Leung K., Robertson L., Ambridge K., Leongamornlert D., McGuire S., Gilderthorp R., Griffiths C., Manthravadi D., Nichol S., Barker G., Whitehead S., Kay M., Brown J., Murnane C., Gray E., Humphries M., Sycamore N., Barker D., Saunders D., Wallis J., Babbage A., Hammond S., Mashreghi-Mohammadi M., Barr L., Martin S., Wray P., Ellington A., Matthews N., Ellwood M., Woodmansey R., Clark G., Cooper J., Tromans A., Grafham D., Skuce C., Pandian R., Andrews R., Harrison E., Kimberley A., Garnett J., Fosker N., Hall R., Garner P., Kelly D., Bird C., Palmer S., Gehring I., Berger A., Dooley C.M., Ersan-Ürün Z., Eser C., Geiger H., Geisler M., Karotki L., Kirn A., Konantz J., Konantz M., Oberländer M., Rudolph-Geiger S., Teucke M., Lanz C., Raddatz G., Osoegawa K., Zhu B., Rapp A., Widaa S., Langford C., Yang F., Schuster S. C., Carter N.P., Harrow J., Ning Z., Herrero J., Searle S.M., Enright A., Geisler R., Plasterk R.H., Lee C., Westerfield M., de Jong P.J., Zon L.I., Postlethwait J.H., Nüsslein-Volhard C., Hubbard T.J., Roest Crollius H., Rogers J., Stemple D.L. (2013). *The zebrafish reference genome sequence and its relationship to the human genome*. *Nature* 25:479(7446):498–503 doi:10.1038/nature12111

Muncke J. y Eggen R.I.L. (2006). *Vitellogenin 1mRNA as an early molecular biomarker for endocrine disruption in developing zebrafish (Danio rerio)*. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25(10), 2734-2741.

Palioura E., Kandaraki E. and Diamanti-Kandarakis E. (2011). *Environmental Endocrinology: Endocrine Disruptors and Endocrinopathies, Contemporary Aspects of Endocrinology*, Dr. Evanthia Diamanti-Kandarakis (Ed.), ISBN: 978-953-307-357-6, InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/contemporary-aspects-of-endocrinology/environmental-endocrinologyendocrine-disruptors-and-endocrinopathies>

Sawle A.D., Wit E., Whale G. y Cossins, A.R.(2010). *An information-rich, alternative, chemicals testing strategy using a high definition toxicogenomics and zebrafish (Danio rerio) embryos*. *Toxicological Sciences*.118:128-139.

Shoen A., Beck B., Sharma R., Dubé E. (2004). *Review: Arsenic toxicity at low doses: epidemiological and mode of action considerations*. *Toxicology and Applied Pharmacology* 198 (2004) 253-267.

Vega G. S. (2002). *Riesgo sanitario ambiental por la presencia de arsénico y fluoroforos en los acuíferos de México*. Comisión Nacional del Agua.

Watson W.H. & Yager D. J. (2007). *Arsenic: Extension of its endocrine disruption potential to interference with estrogen receptor-mediated signaling*. *Toxicological Sciences* 98(1). 1-4. doi:10.1093/toxsci/kfm111

World Health Organization (WHO). (2002). *IPCS Global Assessment of the State-of-the-Science of Endocrine Disruptors*. International Programme on Chemical Safety, WHO/PCS/EDC/02.2, Edited by: Damstra T., Barlow S. Bergman A.; Kavlock R., Der Kraak Glen Van. Pages. 32

8 DESARROLLO DE UNA APLICACIÓN PARA EL DISEÑO DE PLANTAS DE FILTRACIÓN DIRECTA PARA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

8.1 OBJETIVO GENERAL

Desarrollar una aplicación en programación orientada a objetos VBA en Excel para el diseño de plantas potabilizadoras de filtración directa, que incluya los múltiples de alimentación y descarga, así como las líneas de retrolavado de filtros y unidad de tratamiento de lodos.

8.2 INTRODUCCIÓN

Un sistema de potabilización del agua comprende una serie de procesos físicos y/o químicos, que permiten transformar el agua prima (agua cruda) en un producto final (agua potable) a fin de hacerla apta para uso y consumo humano, cumpliendo con las características impuestas por las normas vigentes (NOM-127-SSA1-1994 , Modificada en el año 2000).

8.2.1 FILTRACIÓN DIRECTA (FD) CON COAGULANTE EN LÍNEA

El sistema de Coagulación-Filtración (Filtración Directa) se utiliza como un sistema de tratamiento fisicoquímico de potabilización del agua, que incluye las etapas de: pre-oxidación, coagulación-floculación en línea, seguida por la filtración en medios granulares (arena, antracita y grava) y desinfección.

En México el proceso de Filtración Directa (FD) se encuentra ubicado en el 2° lugar por el caudal producido (14.218 m³/s) y en el 4° lugar por el número de plantas (75) construidas en el país (CONAGUA, 2014). Los principales riesgos que tiene este tipo de sistema son el diseño, construcción y operación inadecuada, lo que puede llevar a una mala calidad del agua.

8.2.1.1 APLICACIÓN DE LA FD

- Remueve partículas, turbiedad, materiales coloidales suspendidos y no sedimentables después de la floculación biológica o química, color verdadero y aparente.
- Disminuye la carga de sólidos y material coloidal en el agua.
- Reduce el costo y mejora la eficiencia de desinfección a través de la remoción de materia orgánica suspendida, es uno de los métodos más antiguos de tratamiento.
- Elimina sustancias productoras de sabor y olor, bacterias, virus y organismos patógenos susceptibles de ser separados por coagulación.
- Elimina algas y plancton en general.
- Se utiliza en la potabilización de agua y en el tratamiento de aguas residuales.

8.2.1.2 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LA FD

A comparación de otros sistemas de potabilización, con esta tecnología se tiene la ventaja que si aumenta la concentración de contaminantes, se aumenta la dosificación del coagulante sin necesidad de hacer cambios en la infraestructura. Su eficiencia es del 90 al 99% en la remoción de partículas suspendidas.

La desventaja es que solamente es aplicable para fuentes de suministro con alta calidad, considerando que la turbiedad debe ser menor a 10 NTU y el color de 30 unidades de color verdadero en escala de platino cobalto (National Environmental Services Center, 2016).

8.2.1.3 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA FD

Durante el proceso de filtración directa influyen varios factores de diseño, operación y calidad del agua, enseguida se enlistan algunos:

-
- Naturaleza y tamaño de las partículas suspendidas
 - Características físicas y químicas del agua
 - Concentraciones de los sólidos disueltos
 - Dureza
 - Temperatura del agua
 - Potencial zeta
 - pH
 - Características de los medios filtrantes
 - Espesor
 - Tamaño efectivo
 - Coeficiente de uniformidad
 - Coeficiente de esfericidad
 - Peso específico del material filtrante
 - Hidráulica:
 - Carga hidráulica (tasa de filtración)
 - Tasa de retrolavado
 - Tiempo de operación

8.2.1.4 DESCRIPCIÓN GENERAL DEL PROCESO DE FD

El proceso está basado en la preoxidación-coagulación-floculación-filtración en línea y finalmente la desinfección del agua antes de ser enviada a los consumidores, Figura 8-1. La etapa de filtración se lleva a cabo en tanques a presión, de acero, con medios filtrantes duales, ver Figura 8-2.

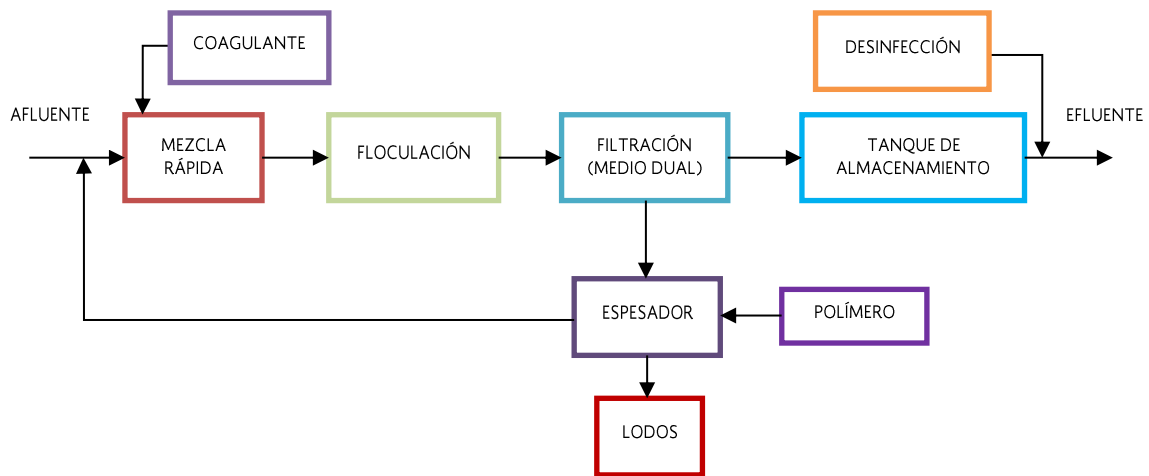


Figura 8-1. Proceso de FD de potabilización del agua (CONAGUA, 2015).

En el sistema de Filtración Directa se llevan a cabo los siguientes procesos, que en conjunto, permiten obtener agua apta para uso y consumo humano, ver Figura 8-2.

- Medición de flujo
- Mezcla de reactivos químicos
- Floculación en línea
- Filtración en medios duales
- Retrolavado de filtros
- Sedimentación y espesamiento de agua de retrolavado
- Deshidratación de lodos
- Bombeo de agua sedimentada y tratada

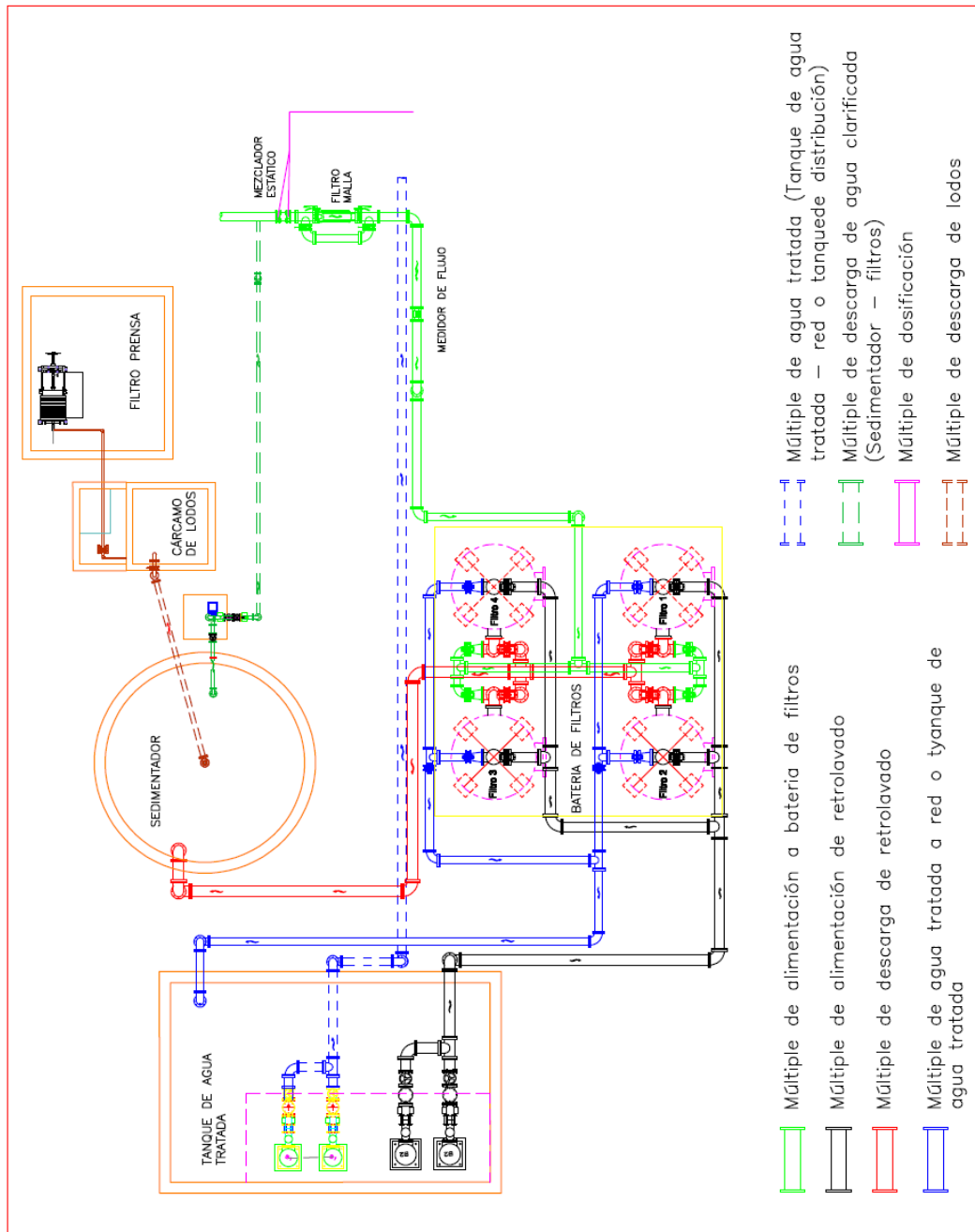


Figura 8-2. Componentes principales de planta potabilizadora de FD.

Las tuberías o múltiples que integran el sistema hidráulico de la planta potabilizadora se distinguen por un color dependiendo del agua que conducen, con la finalidad de tener un mejor control en la operación y orden en el diseño de la planta, ver Figura 8-3.

- Agua cruda (verde claro)
- Agua tratada (azul)
- Agua de entrada de retrolavado (negro)
- Agua de salida del retrolavado (rojo)
- Agua clarificada (verde oscuro)
- Lodos (café)
- Dosificación (rosa)









	Múltiple de alimentación a batería de filtros		Múltiple de agua tratada (Tanque de agua tratada – red o tanquede distribución)
	Múltiple de alimentación de retrolavado		Múltiple de descarga de agua clarificada (Sedimentador – filtros)
	Múltiple de descarga de retrolavado		Múltiple de dosificación
	Múltiple de agua tratada a red o tyanque de agua tratada		Múltiple de descarga de lodos

Figura 8-3. Simbología del sistema hidráulico de la planta potabilizadora de FD.

8.2.1.4.1 FILTRACIÓN

8.2.1.4.1.1 DESCRIPCIÓN

Este proceso fisicoquímico de clarificación permite separar directamente del agua los sólidos suspendidos, pero en combinación con la coagulación y floculación, también remueve de manera eficiente: turbiedad, color, materia orgánica, inorgánica y coloidal. Los medios filtrantes más utilizados son la arena y la antracita, sobre un soporte de grava. En este proceso el agua pasa por los medios filtrantes y la materia en suspensión se acumulará, ya sea en la superficie o en todo el cuerpo del lecho, dependiendo del tamaño de las partículas. Es eficiente para eliminar algas, virus y bacterias, en función del tamaño de los aglomerados (flocs) que se formaron durante la coagulación.

El paso del líquido a través del medio filtrante sigue la Ley de Darcy, la cual indica que la pérdida de carga se manifiesta en gradiente de presión. En el fondo se colocan toberas de distribución de flujo que además permiten la retención de las arenas finas que logren pasar por las capas del material filtrante.

Los filtros más utilizados para el sistema de FD son de presión o gravedad. Los filtros a presión se construyen generalmente de acero al carbón, ver Figura 8-4, de forma cilíndrica con tapas abombadas (toriesféricas) y se empacan con una capa de medio filtrante (arena y antracita) y un medio soporte (grava); el agua se hace pasar en su interior aplicando una pérdida de carga suficiente para vencer la resistencia del medio. Los filtros deben tener recubrimiento epóxico de altos sólidos en su exterior y acabado de poliuretano o epóxico de grado alimenticio en su interior.

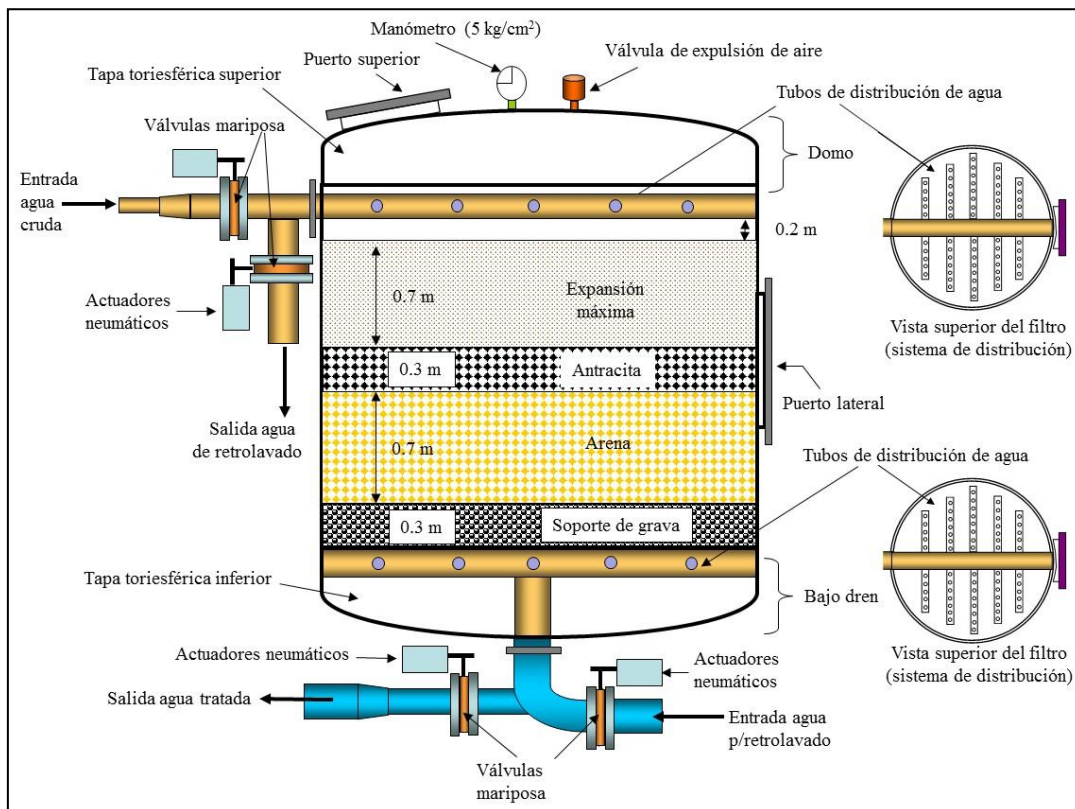


Figura 8-4. Esquema general de filtro a presión (Piña-Soberanis, et al., 2013).

8.2.1.4.1.2 TASAS DE FILTRACIÓN

La tasa o velocidad de filtración del agua en el lecho filtrante determina, el área requerida de filtración, la pérdida de carga inicial en los medios filtrantes, la distribución de sólidos en los medios filtrantes, la calidad del agua efluente y la duración de la filtración efectiva.

El valor de la tasa de filtración dependerá de varios factores: tipo de contaminante a remover, tipo de afluente (coagulada, prefloculada, uso o no de polímeros y características fisicoquímicas del agua), la granulometría de medios filtrantes, tiempos de operación de la planta potabilizadora, por lo que es necesario realizar estudios experimentales con una planta piloto, para establecer su valor, ver Tabla 8-1.

Tabla 8-1. Tasas usuales de filtración (CEPIS, 1992)

Descripción	Tasa de filtración (m³/m²/h)
Filtración rápida descendente con las tasas constantes	
Agua decantada en medio filtrante simple de arena con espesor inferior a 0.80 m.	5 - 10
Agua coagulada o prefloculada en medio filtrante simple de arena con espesor superior a 1.0 m y uso de polímero como auxiliar (filtración directa).	7.5 - 25
De agua decantada en medio filtrante dual (arena-antracita) con espesor total inferior a 0.80 m.	7.5 - 15
Agua coagulada o prefloculada en medio filtrante dual, con espesor total superior a 0.80 m, con uso de polímero como auxiliar (filtración directa).	7.5 - 25
Filtración rápida descendente con tasa declinante	
Agua decantada en medio filtrante simple de arena con espesor inferior de 0.80 m.	6.25 – 10.0 (media) 10.0 – 12.5 (máx.)
Agua coagulada o prefloculada en medio filtrante simple de arena con espesor superior a 1.0 m. y uso de polímero como auxiliar (filtración directa).	10.0 – 15.0 (media) 15.0 – 25.0 (máx.)
Agua decantada en medio filtrante dual (arena- antracita) con espesor total inferior de 0.80 m.	10.0 – 15.0 (media) 15.0 – 25.0 (máx.)
Agua coagulada o prefloculada e medio filtrante dual (arena-antracita) con espesor superior a 1.0 m y uso de polímero como auxiliar (filtración directa).	10.0 – 15.0 (media) 15.0 – 25.0 (máx.)

Una tasa de filtración baja incrementa el costo de la batería de filtros, debido a la incrementación del área requerida de filtración; una tasa alta incrementa la pérdida de carga y la frecuencia del retrolavado de los filtros. El valor recomendado por la CEPIS (1992) y la EPA (2003) oscila entre 5 y 12 m³/m²/h, ver la Tabla 8-1.

8.2.1.4.1.3 BAJO DREN

En los filtros se realizan los procesos de filtración y retrolavado, por lo que en su interior se debe contar con sistemas de distribución óptimos de agua cruda, agua tratada y agua de retrolavado, de lo contrario, poco a poco el medio filtrante se irá colmatando y disminuirá la eficiencia del proceso.

En los filtros a flujo descendente, el medio filtrante y el soporte de grava se colocan sobre un sistema colector que tiene dos funciones; 1) recoger el agua filtrada durante la operación de filtrado y 2) distribuir el agua de retrolavado durante la operación de limpieza o lavado del filtro.

En el caso de este estudio se utiliza un soporte de grava de 30 cm para cubrir el múltiple del distribuidor de agua, sobre él se colocan 70 cm de arena sílice y posteriormente antracita con 30 cm de espesor. La antracita se utiliza como material para incrementar la infiltración y evitar que la capa superior se sature de flóculos y contaminantes. Considerando un metro de material filtrante, con una expansión máxima del 70% durante el retrolavado de los filtros (según pruebas de expansión de lecho en laboratorio, realizadas por el IMTA en estudios previos) y 20 cm de espacio libre para el múltiple de tuberías de descarga, en total suman 2.2 metros de altura útil del filtro, sin considerar el domo y el bajo dren, ver Figura 8-4.

8.2.1.4.1.4 DISTRIBUIDOR SUPERIOR

En los filtros a flujo ascendente, el flujo de agua en la entrada se amortigua por medio de un cabezal distribuidor con orificios, colocado en la parte superior del filtro. El propósito es evitar que agua golpee directamente la superficie del lecho de arena, evitando erosión

en la parte superior. La velocidad de entrada a los tubos distribuidores no debe ser mayor a 3.5 m/s y para determinar el número de orificios se debe considerar el caudal filtrado; el largo y número de laterales dependerá del diámetro comercial del filtro (CEPIS, 2004).

8.2.1.4.1.5 MATERIAL FILTRANTE

Existen diferentes tipos de materiales filtrantes que se utilizan en la potabilización del agua, se eligen según el tipo de contaminantes que se va a remover, a continuación se enlistan algunos:

- Arena Sílice
- Antracita
- Granate
- Zeolita
- Carbón activado

Para los fines de este estudio, el medio filtrante está integrado por arena, antracita y grava. Los materiales deberán cumplir con el certificado NSF (National Sanitation Foundation) grado agua potable.

Arena Silica (Si O₂)

La arena sílice es un compuesto por Sílice con Oxígeno, formada por un átomo de sílice y dos de oxígeno, esta molécula es insoluble en agua, comúnmente en la naturaleza se encuentra en forma de cuarzo, es caracterizado por su dureza, resistencia química y alto punto de fusión, ver Figura 8-5.



Figura 8-5. Arena Sílice.

Antracita

Es un carbón mineral metamórfico de tipo sedimentario de color negro brillante que presenta un 95% de carbono. Es un excelente medio de filtración para el tratamiento de agua potable, con gran dureza y por la forma de sus granos permite la retención efectiva de los sólidos suspendidos en el agua, ver Figura 8-6.



Figura 8-6. Antracita.

Las principales características de los materiales filtrantes, y que influyen en la pérdida de carga dentro del filtro, son:

- Densidad
- Dureza
- Porosidad
- Diámetro efectivo (D_{60})
- Diámetro (D_{10})
- Coeficiente de uniformidad (D_{60}/D_{10})

Los parámetros para caracterizar los medios filtrantes se conocen como coeficiente de uniformidad y diámetro efectivo. El coeficiente de uniformidad está definido por el incremento del tamaño de los granos del material, con la relación que se muestra en la siguiente ecuación:

$$CU = \frac{\text{Abertura del tamiz que deja pasar el 60\% (mm)}}{\text{Abertura del tamiz que deja pasar el 10\% (mm)}} \quad (1)$$

D₆₀: Diámetro o tamaño de la partícula por debajo del cual queda el 60% en peso.

D₁₀: Diámetro o tamaño de la partícula por debajo del cual queda el 10% en peso, llamado diámetro efectivo.

Según Hazen (1892) el material granular se debe analizar mediante el cernido de tamices utilizando las tablas de la serie estándar americana

8.2.1.4.2 RETROLAVADO DE LOS FILTROS

Es la operación en la que se suspende el proceso de filtración para introducir agua tratada a contracorriente, con la finalidad que el lecho filtrante se expanda y desprenda todas las partículas que se quedaron retenidas durante el proceso de filtración. El objetivo de lavar los filtros es mantener la calidad del agua y recuperar la caída de presión en los mismos (CEPIS, 2004). Con la finalidad de no detener la producción de agua tratada y no aumentar la tasa de filtración por arriba de lo recomendado mientras se lavan los filtros, la batería de filtros se diseña considerando al menos un filtro en retrolavado. La tasa de retrolavado es la velocidad a la que se introduce el agua al lavar los filtros y su valor recomendado por el IMTA oscila entre 50 a 60 m³/m²/h, mientras la EPA recomienda entre 40 a 50 m³/m²/h.

El agua de retrolavado de los filtros se envía a un espesador/sedimentador a gravedad con fondo tipo tolva y se le aplica un polímero catiónico para separar los sólidos suspendidos. El agua clarificada se regresa al inicio del proceso para su recuperación.

El espesador/sedimentador podrá ser diseñado de forma rectangular o circular, ver Figura 8-7. Se estima que el volumen de lodos representa del 1 al 3% del volumen de agua de retrolavado. Al espesador se conecta una tubería de alimentación, una para recircular el agua sedimentada a la tubería de agua cruda y otra línea para vaciar la tolva de los lodos hacia el cárcamo de lodos.

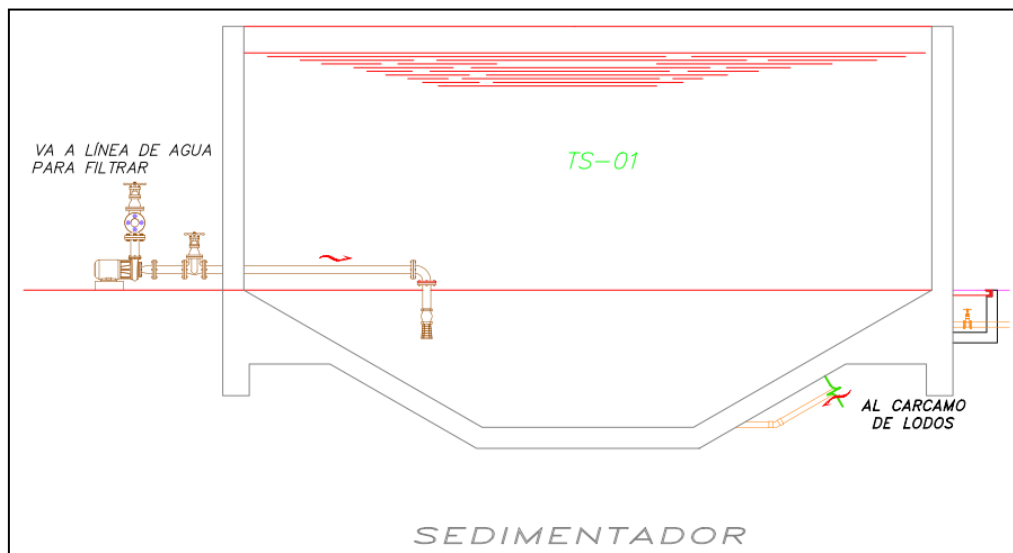


Figura 8-7. Tanque sedimentador/espesador tipo para recibir el agua de retrolavado de los filtros.

8.2.1.4.3 DESHIDRATACIÓN DE LOS LODOS

La deshidratación de los lodos se puede llevar a cabo en un filtro prensa. Este equipo tiene como objetivo eliminar el agua que contienen los lodos que se generan durante la operación de la planta potabilizadora y consiste en una serie de placas paralelas cubiertas por fibra filtrante, las placas se presionan juntas mediante un pistón, a una presión que oscila entre 690 y 1550 kPa (AWWA & ASCE, 2012). Los lodos se pueden disponer en un relleno sanitario siempre y cuando cumplan con la norma NOM-004-

SEMARNAT-2002 (Protección ambiental-Lodos y biosólidos-Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final).

Para depositar los lodos en un relleno sanitario deberá demostrarse que los lodos no son peligrosos, mediante la aplicación en el artículo 5.5 de la norma (NOM-CRP-001-ECOL/93, 1993), que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

8.2.1.4.4 BOMBEO DE AGUA TRATADA Y RETROLAVADO

El bombeo de agua tratada y de retrolavado se realiza con bombas centrifugas, considerando las pérdidas locales y de fricción durante su recorrido.

8.2.1.4.5 DESINFECCIÓN

Este proceso se puede llevar a cabo en línea o en el tanque de almacenamiento de agua tratada, donde se dosifica cloro libre para desinfectar el agua y posteriormente se suministra a las viviendas para su uso y consumo.

Además la autoridad sanitaria determinará los casos en que adicionalmente deberá dosificarse cloro al agua distribuida, para mantener la concentración de cloro residual libre dentro del límite permisible de 0.2 a 1.5 mg/l, establecido en la Tabla A.2.3 de la (NOM-127-SSA1-1994 , Modificada en el año 2000).

8.2.1.5 *DISEÑO HIDRÁULICO Y MECÁNICO DEL SISTEMA*

Para el diseño de las plantas potabilizadoras se recomienda las siguientes consideraciones:

- Realizar el análisis del agua cruda para determinar los contaminantes que se removerán.
- Elegir el sistema de proceso adecuado para la remoción de los contaminantes.

- Realizar un estudio topográfico del terreno.
- Determinar el tipo de material de los filtros y sus dimensiones.
- Definir las tasas de filtración (normal y durante el retrolavado).
- Definir el tipo de retrolavado y grado de expansión del lecho.
- Elegir el tipo de material filtrante (dual, único, multicapa).
- Realizar pruebas de dosificaciones del coagulante propuesto.

Para el diseño hidráulico y mecánico de plantas potabilizadoras con sistema de filtración directa se realizan los siguientes cálculos:

- Área de filtración y tasa de operación normal y durante el retrolavado.
- Numero de filtros necesarios para el área de filtración y sus dimensiones.
- Caudal de recirculación.
- Volumen del espesador, cárcamo de lodos y agua tratada.
- Espesor del material del cuerpo y tapa del filtro.
- Diámetro de múltiples de alimentación y descarga, los cuales incluyen:
 - Alimentación a batería de filtros
 - Alimentación a filtro en operación normal
 - Alimentación durante el retrolavado de un filtro
 - Alimentación de retrolavado a cada filtro
 - Descarga de retrolavado a cada filtro
 - Descarga de agua clarificada a alimentación a batería de filtros
 - Descarga de extracción de lodos del espesador al cárcamo de lodos

8.2.1.5.1 ÁREA DE FILTRACIÓN, TASAS DE OPERACIÓN NORMAL Y DURANTE EL RETROLAVADO

Para determinar el número de filtro de la batería, se debe considerar el caudal de diseño, la tasa de filtración de retrolavado y la tasa de filtración mínima y máxima. A continuación el área requerida se determina con la siguiente expresión:

$$A_t = \frac{Q_t}{v_{f\text{máx}}} \quad (2)$$

Donde:

A_t : Área Requerida

Q_t : Caudal de diseño

$v_{f\text{máx}}$: Tasa de filtración recomendada máxima

Se determina el área por filtro, con la siguiente ecuación:

$$A_f = \frac{A_t}{N_f} \quad (3)$$

Donde:

A_f : Área requerida por Filtro

A_t : Área total requerida

N_f : Número de filtros

Se calcula el diámetro requerido por filtro:

$$D_f = \sqrt{\frac{4 \cdot A_f}{\pi}} \quad (4)$$

Donde:

D_f : Diámetro requerido por filtro

A_f : Área requerida por Filtro

Con el valor del diámetro calculado con la ecuación anterior se propone el diámetro comercial más cercano. A continuación en la Tabla 8-2 se muestran los diámetros comerciales de las tapas toriesféricas, y se adaptan para el cuerpo de los filtros a presión.

Tabla 8-2. Diámetros comerciales de tapas toriesféricas (Piña-Soberanis, et al., 2013)

Metros (m)	Pulgadas (plg)	Pies (ft)
0.508	20	1.7
0.609	24	2.0
0.762	30	2.5
0.914	36	3.0
1.066	42	3.5
1.219	48	4.0
1.371	54	4.5
1.524	60	5.0
1.676	66	5.5
1.828	72	6.0
1.981	78	6.5
2.133	84	7.0
2.286	90	7.5
2.438	96	8.0
2.743	108	9.0
3.048	120	10.0

Se calcula el área del filtro comercial con la siguiente ecuación:

$$A_{fc} = \frac{\pi \cdot D_i^2}{4} \quad (5)$$

Donde:

A_{fc} : Área filtro comercial (m²)

D_c ó D_i : Diámetro comercial del filtro (m)

A continuación se calculan las tasas de operación normal máxima y durante el retrolavado máxima sin recirculación, respectivamente:

$$v_{fnm\acute{a}x} \quad (6)$$

$$v_{Rm\acute{a}x} = \frac{Q_t}{(A_{fc}(N_f-1))} \quad (7)$$

Donde:

v_{fnmax} : Tasa de operación normal máxima sin recirculación (m/h)

v_{Rmax} : Tasa de operación máxima durante retrolavado sin recirculación (m/h)

Q_t : Caudal de diseño (m³/s)

A_{fc} : Área filtro comercial (m²)

N_f : Número de filtros

Nota: El número y diámetro de los filtros de la batería, se podrá ajustar de acuerdo a los tamaños de filtros comerciales, teniendo como restricción los límites permisibles para la tasa de filtración de operación normal y durante el retrolavado.

Para este trabajo de investigación se consideró un caudal de diseño máximo de 120 L/s, para cumplir con todas las condiciones y límites permisibles de tasa de filtración y retrolavado, diámetro comercial de los filtros y el número de filtros adecuados.

8.2.1.5.2 ESPESOR DEL CUERPO Y TAPA DEL FILTRO

El diseño mecánico de los filtros a presión se realizó con el apoyo del código (ASME, 2013), American Society of Mechanical Engineers, la Sección VIII, División 1 de “Pressure Vessels”; esta norma especifica todos los criterios que se deben considerar para el diseño de recipientes a presión, por ejemplo: la selección del material, la fabricación, la inspección, las pruebas, los criterios de aprobación y toda la documentación resultante de las distintas etapas a cumplir.

El material para la fabricación del cuerpo y tapas toriesféricas de los filtros deben cumplir con el esfuerzo máximo permisible a tensión, especificados en la

Tabla 8-3, asegurando la resistencia mecánica de los filtros para soportar las presiones de operación normal, subpresiones y en casos de vacío, señalado en el apartado 6.3.3 por el Manual “Diseño Estructural de Recipientes” (CONAGUA, 2007).

Tabla 8-3. Esfuerzos permisibles a temperatura ambiente (CONAGUA, 2007)

Material	Esfuerzo de Fluencia (Kg/cm ²)	Esfuerzo Permisible (Kg/cm ²)
ASTM A-285 Gr C	2110	970
ASTM A-515-70	2672	1230
ASTM A-36	2530	893
ASTM 193-B7	7383	1758
ASTM A-105	2530	1230
ASTM A-181-70	2530	1230

Para la fabricación de las uniones de los elementos del cuerpo y la tapa es necesario utilizar soldadura, considerando posibilidades de la mala colocación, calentamiento y enfriamientos que se someta a la soldadura durante su fabricación. De acuerdo con el ASME en la Sección VIII, División 1 (UW-12) se clasifican tres categorías de juntas que recomienda para la soldadura en juntas a tope y detalle, ver Tabla 8-4, Tabla 8-5 y Figura 8-8.

Tabla 8-4. Eficiencia de la soldadura en juntas a tope (ASME, 2013)

Inspección con radiografía	Eficiencia (E)
Inspección al 100%	1.00
Inspección parcial	0.85
Sin inspección	0.70

Tabla 8-5. Eficiencia a detalle de la soldadura para recipientes con tapas toriesféricas (ASME, 2013)

E	Descripción
0.85	Cuerpo cilíndrico
1.00	Cabezal Toriesférico
1.00	Fondo Toriesférico

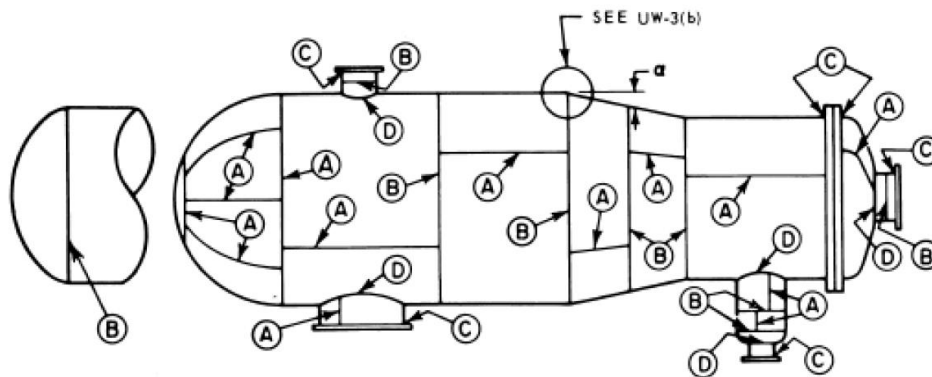


Figura 8-8. Categoría de juntas soldadas (ASME, 2013).

E=0.85 Cuando los requerimientos de radiografiado no son cumplidos o cuando las juntas de categoría A o B que se conectan sin costura son tipo 3, 4, 5 ó 6.

E=1.00 Cuando las juntas B y C cumplen los requerimientos de radiografiado "spot".

Al diseñar la vida de un recipiente a presión es una cuestión de economía y más si se realiza mal. Por ello se considera un margen por corrosión y se debe determinar un sobre espesor de corrosión para compensar la erosión y/o abrasión mecánica que sufren estos equipos, o bien aplicando un método de protección, como puede ser el epóxico. El margen por corrosión es calculado respecto a 10 años de vida del material previsto, en la práctica oscila entre 1 a 6 mm; por recomendaciones de la CONAGUA y el ASME se decidió utilizar para este trabajo de investigación un margen de corrosión de 1/16 plg.

Recipiente a presión. Se considera a cualquier vasija cerrada que sea capaz de almacenar cualquier fluido a presión atmosférica, de tal manera los filtros se diseñaran a presión y de forma cilíndrica con tapas toriesféricas.

Presión de diseño (P). Es el valor que se debe utilizar en las ecuaciones, para el cálculo de dimensiones y partes constitutivas de los recipientes sometidos a presión, conforme a las recomendaciones del código ASME y normas de PEMEX. La presión de diseño se puede calcular con las siguientes consideraciones:

La presión interna no deberá ser menor a la más severa presión a su coincidente temperatura, esperada durante la operación normal del recipientes o componente a presión más el 10 por ciento ó 200 kPa (2.0 kg/cm²), lo que sea mayor (NRF-028-PEMEX-2010, Modificada en el año 2010).

- La presión de diseño es igual a la presión de trabajo más un 10%:

$$P = 1.1 * P_t \quad (8)$$

- La presión de diseño es igual a la presión de trabajo más 200 kPa (20394.32 Kg/m²):

$$P = P_t + 21,092.087 \text{ Kg/m}^2 \quad (9)$$

Donde:

P: Presión de diseño (Kg/m²).

P_t: Presión de trabajo (Kg/m²).

NOTA: Se toma como resultado de la presión de diseño el mayor valor de las ecuaciones 8 y 9.

8.2.1.5.2.1 CUERPO CILÍNDRICO

Para diseñar el espesor del cuerpo de los filtros se utilizan las formulas y consideraciones del código ASME, Sección VIII, División 1, en el apartado UG-27.

$$e_{s/c} = \frac{PR}{SE_c - 0.6P} \quad (10)$$

Donde:

$e_{s/c}$: Espesor mínimo sin corrosión (m).

P : Presión de diseño (Kg/m²).

R : Radio interior del filtro (m).

S : Esfuerzo máximo a tensión del acero (Kg/m²).

E_c : Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro (adimensional).

Se calcula el espesor mínimo con corrosión y se considera el factor de corrosión de 1/16 plg, mencionado en el apartado 8.2.1.5.2:

$$e_{c/c} = \frac{PR}{SE_c - 0.6P} + e_c \quad (11)$$

Donde:

$e_{c/c}$: Espesor mínimo con corrosión (m).

P : Presión de diseño (Kg/m²).

R : Radio interior del filtro (m).

S : Esfuerzo máximo a tensión del acero (Kg/m²).

E_c : Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro.

e_c : Espesor por corrosión igual a 1/16 plg.

Con respecto al resultado de la ecuación inmediata anterior , se propone un espesor comercial de acuerdo a lo que se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 8-6 Espesor de lámina comercial de acero al carbón (LAVISA-Logistics, 2011)

Espesores (pulg)		Peso específico (Kg/m ²)
1	1.000	199.21
7/8	0.875	174.47
3/4	0.750	149.40
5/8	0.625	124.70
1/2	0.500	99.70
7/16	0.438	87.23
3/8	0.375	74.70
5/16	0.313	62.31
1/4	0.250	49.85
3/16	0.190	37.39

8.2.1.5.2.2 TAPA TORIESFÉRICA

Son las de mayor aceptación en la industria, ya que soportan altas presiones manométricas. Tienen como característica principal que el radio de abombado es aproximadamente igual al diámetro interno y su altura (H) es alrededor de 0.17D.

Las tapas toriesféricas deben estar diseñadas con suficiente resistencia mecánica, por ello se debe considerar los criterios establecidos en el código (ASME, 2013), Sección VIII, División 1, dentro del apartado UG-32.

El espesor se calcula con la siguiente ecuación.

$$et_{s/c} = \frac{0.885PL}{SE_t - 0.1P} \quad (12)$$

Donde:

$et_{s/c}$: Espesor mínimo sin corrosión (m)

P : Presión de diseño (Kg/m²)

$D_i=L$: Diámetro interno del filtro o Radio de abombado de la tapa (m)

S : Esfuerzo máximo a tensión del acero (Kg/m²)

E_t : Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro

Considerando el espesor por corrosión, se calcula de la siguiente manera:

$$e_{t_{c/c}} = \frac{P}{S E_t} \quad (13)$$

Donde:

$e_{t_{c/c}}$: Espesor mínimo con corrosión (m).

P : Presión de diseño (Kg/m²).

$D_i=L$: Diámetro interno del filtro o Radio de abombado de la tapa (m).

S : Esfuerzo máximo a tensión del acero (Kg/m²).

E_t : Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro.

e_c : Espesor por corrosión es igual a 1/16 plg.

Con respecto al resultado de la ecuación 13, se propone un espesor comercial de acuerdo a la Tabla 8-6.

8.2.1.5.3 VOLUMEN DE AGUA DE RETROLAVADO

Se calcula el caudal de retrolavado (Q_{ret}) considerando la tasa de retrolavado máxima (v_r):

$$Q_{ret} = A_{fc} * v_r \quad (14)$$

Donde:

Q_{ret} : Caudal de retrolavado (m³/s).

A_{fc} : Área filtro comercial (m²).

v_r : Tasa de retrolavado recomendada (m/h).

Para calcular el volumen de agua de retrolavado (V_r) se utiliza el área del filtro comercial, la tasa de retrolavado y el tiempo de retrolavado, mediante la siguiente ecuación:

$$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r) \quad (15)$$

Donde:

- V_r : Volumen de agua de retrolavado (m^3).
 A_{fc} : Área filtro comercial (m^2).
 v_r : Tasa de retrolavado recomendada (m/h).
 T_r : Tiempo de retrolavado (h).

8.2.1.5.4 VOLUMEN DE LODO PRODUCIDO

Para el cálculo del volumen de lodo por retrolavado se considera el 1% de V_r :

$$V_l = V_r * 1\% \quad (16)$$

Donde:

- V_l : Volumen de lodo por retrolavado (m^3).
 V_r : Volumen de agua de retrolavado (m^3).

8.2.1.5.5 VOLUMEN DEL ESPESADOR/SEDIMENTADOR

El volumen mínimo del sedimentador (V_{ts}) se calcula con la siguiente ecuación:

$$V_{ts} = V_r + V_l \quad (17)$$

Donde:

- V_{ts} : Volumen mínimo del espesador (m^3).
 V_r : Volumen de agua de retrolavado (m^3).
 V_l : Volumen de lodo por retrolavado (m^3).

El volumen de agua clarificada a recircular al inicio del tren de tratamiento, se calcula de la siguiente manera:

$$V_{ar} = V_r - V_l \quad (18)$$

Donde:

V_{ar} : Volumen de agua a recircular o clarificada (m³).

V_r : Volumen de agua de retrolavado (m³).

V_i : Volumen de lodo por retrolavado (m³).

Para dimensionar el espesador es necesario calcular el volumen de agua de retrolavado y el volumen de la tolva de lodos; el volumen mínimo del espesador se calcula considerando la altura total y el diámetro, si el tanque es circular, o el largo y ancho, si es cuadrado o rectangular.

Para calcular el volumen de la tolva de un espesador cuadrado o rectangular se utiliza la siguiente ecuación:

$$V_{tr} = \frac{h}{3}(A_1 + A_2\sqrt{A_1A_2}) \quad (19)$$

Donde:

V_{tr} : Volumen de la tolva rectangular o pirámide truncada

h : Altura de la tolva (m)

A_1 : Área menor (m²)

A_2 : Área mayor (m²)

Para calcular el volumen de la tolva de un espesador circular se utiliza la siguiente ecuación:

$$V_{tc} = \frac{\pi}{12}h(D^2 + Dd + d^2) \quad (20)$$

Donde:

V_{tc} : Volumen de la tolva circular o cono truncado

h : Altura de la tolva (m)

D : Diámetro mayor (m)

d : Diámetro menor (m)

8.2.1.5.6 CAUDAL DE RECIRCULACIÓN

Para determinar el caudal de recirculación primero se debe establecer si el sistema de la planta contará con la inyección del agua clarificada al múltiple de alimentación o se enviará a un tanque de almacenamiento y se calcula con la siguiente ecuación. Se debe proponer el número de filtros que se retrolavarán durante un ciclo de 24 h, además está relacionado con el ciclo completo de retrolavados por día y se determina con la ecuación 23.

$$Q_{rec} = \frac{V_{ar}}{t_{rec}} \quad (21)$$

Donde:

Q_{ret} : Caudal de recirculación desde el espesador (m^3/s)

V_{ar} : Volumen de agua a recircular (m^3)

t_{rec} : Tiempo de recirculación (s)

Al considerar recirculación del agua clarificada, aumenta el caudal en el múltiple de alimentación de la planta, por ello se considera un incremento máximo del 20% del caudal de diseño, y se determina con la siguiente ecuación:

$$\%_{rec} = \frac{Q_{rec}}{Q_t} \quad (22)$$

Donde:

Q_{ret} : Caudal de recirculación desde el espesador (m^3/s)

Q_t : Caudal de diseño (m^3/s)

Para el calcular los ciclos de retrolavado por día y establecer si da tiempo de lavar todos los filtros, se utiliza la siguiente ecuación:

$$C_{ret} = (t_r + t_{sed} + t_{rec} + t_{lodos})N_f \quad (23)$$

Donde:

C_{ret} : Ciclo completo de retrolavados por día (h)

t_r : Tiempo de retrolavado (h)

t_{sed} : Tiempo de sedimentación de agua retrolavada (h)

t_{rec} : Tiempo de recirculación (h)

t_{lodos} : Tiempo de extracción de lodos del espesador (h)

N_f : Número de Filtros

El caudal de diseño más el de recirculación es el que debe considerarse si el flujo llega a la tubería de entrada, tomando en cuenta las tasas máximas de filtración normal y durante retrolavado.

$$Q_{t+rec} = Q_t + Q_{rec} \quad (24)$$

Donde:

Q_{t+rec} : Caudal de diseño más recirculación (m^3/s).

Q_t : Caudal de diseño (m^3/s).

Q_{rec} : Caudal de recirculación desde el espesador (m^3/s).

Para determinar si la tasa de filtración normal máxima es afectada por la recirculación, se utiliza la siguiente ecuación:

$$v_{fmax} \quad (25)$$

Donde:

v_{fmax} : Tasa de filtración normal máxima con recirculación (m/s).

Q_{t+rec} : Caudal de diseño más recirculación (m^3/s).

A_{fc} : Área de filtro comercial (m^2).

N_f : Número de filtros.

Para determinar si la tasa máxima de operación durante retrolavado es afectada por la recirculación, se utiliza la siguiente ecuación:

$$v_{Rm\acute{a}x} = \frac{Q_{t+rec}}{(A_{fc}(N_f-1))} \quad (26)$$

Donde:

v_{Rmax} : Tasa de operación máxima durante retrolavado con recirculación (m/s).

Q_{t+rec} : Caudal de diseño más recirculación (m³/s).

A_{fc} : Área filtro comercial (m²).

N_f : Número de filtros.

8.2.1.5.7 VOLUMEN DEL CÁRCAMO DE LODOS

El cárcamo de lodos debe tener capacidad para almacenar los lodos producidos durante un día de operación de la planta y se calcula con la siguiente ecuación:

$$V_{tl} = V_l * f_r \quad (27)$$

Donde:

V_{tl} : Volumen total de lodos por día (m³).

V_l : Volumen de lodo por retrolavado (m³).

f_r : N° de filtros en retrolavado por día (adimensional).

8.2.1.5.8 VOLUMEN DEL CÁRCAMO DE AGUA TRATADA

El volumen del agua tratada se calcula de la siguiente manera:

$$V_{at} = (t_a * Q_t) + V_r \quad (28)$$

Donde:

V_{at} : Volumen de agua tratada (m³).

t_a : Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución (h).

Q_t : Caudal de diseño (m^3/s).

V_r : Volumen de agua de retrolavado (m^3).

8.2.1.5.9 DIMENSIONAMIENTO DE MÚLTIPLES DE ALIMENTACIÓN Y DESCARGA

8.2.1.5.9.1 TUBERÍA DE ENTRADA A LA BATERÍA DE FILTROS

Este múltiple es la alimentación principal de la planta y para su dimensionamiento se necesita calcular el diámetro comercial y la velocidad del agua. Se considera que para estos tipos de tuberías el diámetro no debe ser menor a 2 pulgadas, para tener velocidades permisibles según el Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS) “*Datos Básicos para Proyectos de Agua Potable y Alcantarillado*” (2015).

El diámetro se calcula con la siguiente ecuación, considerando el caudal de diseño (Q_t) si no hay recirculación, o más la recirculación (Q_{t+rec}) cuando ésta exista.

$$D_f = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{t+rec}}{\pi v_{amax}}} \quad (29)$$

Donde:

D_f : Diámetro del múltiple de alimentación (m)

Q_{t+rec} ó Q_t : Caudal de diseño más recirculación o caudal de diseño (m^3/s)

v_{amax} : Velocidad máxima en múltiple de alimentación (m/s)

Según el resultado que se obtenga de la ecuación anterior se debe proponer un diámetro comercial con base en la siguiente tabla:

Tabla 8-7. Diámetro comercial de tuberías acero al carbón (LAVISA-Logistics, 2011)

Diámetro Nominal (plg)	Diámetro exterior (plg)	Espesor (plg)	Cédula (N°)	Diámetro exterior (mm)	Espesor (mm)
1/2	0.84	0.109	40	21.3	2.77
1	1.315	0.133	40	33.4	3.38
1	1.315	0.179	80	33.4	4.55
2	2.375	0.154	40	60.3	33.91
2	2.375	0.218	80	60.3	5.54
3	3.5	0.216	40	88.9	5.49
3	3.5	0.300	80	88.9	7.62
4	4.5	0.237	40	114.3	6.02
4	4.5	0.337	80	114.3	8.56
4	4.5	0.438	120	114.3	11.13
5	5.563	0.258	40	141.3	6.55
5	5.563	0.375	80	141.3	9.53
5	5.563	0.500	120	141.3	12.7
6	6.625	0.250	40	168.3	6.35
6	6.625	0.28	40	168.3	7.11
6	6.625	0.432	80	168.3	1.97
8	8.625	0.25	20	219.1	6.35
8	8.625	0.277	30	219.1	7.04
8	8.625	0.322	40	219.1	8.18
10	10.75	0.25	20	273	6.35
10	10.75	0.307	30	273	7.8
12	12.75	0.25	10	323.8	6.35
12	12.75	0.33	20	323.8	8.38

El área de la tubería comercial se calcula mediante:

$$A_{ta} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (30)$$

Donde:

A_{ta} : Área de tubería de alimentación (m^2/s)

D_{ct} : Diámetro comercial de múltiple de alimentación (m)

Lo siguiente es calcular la velocidad de la tubería y comprobar que no se superen los valores permitidos (CONAGUA, 2015).

$$v_{ta} = \frac{Q_t}{A_{ta}} \quad (31)$$

Donde:

- v_{ta} : Velocidad de la tubería de alimentación (m/s)
 Q_{t+rec} ó Q_t : Caudal de diseño más recirculación o caudal de diseño (m³/s)
 A_{ta} : Área de la tubería de alimentación (m²)

8.2.1.5.9.2 TUBERÍA DE ENTRADA A CADA FILTRO EN OPERACIÓN NORMAL

Esta tubería tiene como función alimentar a cada filtro en operación normal, es necesario calcular el caudal por filtro con la siguiente ecuación y se considera que para este tipo de tubería el diámetro no debe ser menor a 2 pulgadas:

Para el cálculo de Q_{fo} , se considera el caudal de diseño (Q_t) si no hay recirculación, o Q_{t+rec} cuando sí exista recirculación en el sistema.

$$Q_{fo} = \frac{Q_{t+rec} \text{ o } Q_t}{N_f} \quad (32)$$

Donde:

- Q_{fo} : Caudal por filtro en operación normal (m³/s).
 Q_{t+rec} ó Q_t : Caudal de diseño más recirculación o caudal de diseño (m³/s).
 N_f : Número de filtros (adimensional)

Determinar el diámetro con la siguiente ecuación y proponer un diámetro comercial (Tabla 8-7):

$$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 * Q_{fo}}{\pi v_{amax}}} \quad (33)$$

Donde:

D_{ct} : Diámetro comercial en operación normal (m)

Q_{fo} : Caudal por filtro en operación normal (m³/s)

v_{amax} : Velocidad máxima en múltiple de alimentación (m/s)

El área de la tubería comercial se calcula con la siguiente ecuación:

$$A_{ton} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (34)$$

Donde:

A_{ton} : Área de tubería en operación normal (m²)

D_{ct} : Diámetro comercial en operación normal (m)

Se calcula la velocidad de la tubería para comprobar que no se superen los valores permisibles (CONAGUA, 2015).

$$v_{ton} = \frac{Q_{fo}}{A_{ton}} \quad (35)$$

Donde:

v_{ton} : Velocidad tubería en operación normal (m/s)

Q_{fo} : Caudal por filtro en operación normal (m³/s)

A_{ton} : Área de tubería en operación normal (m²)

8.2.1.5.9.3 CAUDAL DE OPERACIÓN DURANTE EL RETROLAVADO DE UN FILTRO

Durante el retrolavado de un filtro, todo el caudal se reparte entre los filtros restantes, por lo tanto se tiene que asegurar que la velocidad de alimentación a cada filtro no sobrepase lo recomendado.

Para asegurar el buen funcionamiento del sistema bajo estas condiciones, se calcula la velocidad del agua en la tubería de alimentación durante el retrolavado, se compara con la tubería en condiciones normales de filtración y se elige la tubería con mayor diámetro comercial.

El caudal por filtro durante el retrolavado se calcula con la siguiente ecuación:

$$Q_{fr} = \frac{Q_{t+rec}}{(N_f - 1)} \quad (36)$$

Donde:

Q_{fr} : Caudal por filtro durante el retrolavado (m^3/s)

Q_{t+rec} : Caudal de diseño más recirculación (m^3/s)

N_f : Número de filtros

El diámetro comercial de la tubería se calcula utilizando la Tabla 8-7 y se elige el superior próximo al valor encontrado con la siguiente ecuación.

$$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 * Q_{fr}}{\pi v_{amax}}} \quad (37)$$

Donde:

D_{ct} : Diámetro comercial durante el retrolavado de un filtro (m)

Q_{fr} : Caudal por filtro (m^3/s)

v_{amax} : Velocidad máxima en múltiple de alimentación (m/s)

El área comercial con la ecuación:

$$A_{tar} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (38)$$

Donde:

A_{tar} : Área de tubería durante el retrolavado (m²)

D_{ct} : Diámetro comercial durante el retrolavado de un filtro (m)

Calcular la velocidad de la tubería con la siguiente ecuación y comprobar que no supere los valores permisibles (CONAGUA, 2015).

$$v_{tar} = \frac{Q_{fr}}{A_{tar}} \quad (39)$$

Donde:

v_{tar} : Velocidad (m/s)

Q_{fr} : Caudal por filtro (m³/s)

A_{tar} : Área de tubería durante el retrolavado (m²)

Si la tubería durante el retrolavado es mayor a la seleccionada en operación normal, se escoge la obtenida para condiciones de retrolavado para la alimentación a cada filtro.

8.2.1.5.9.4 TUBERÍA DE ALIMENTACIÓN Y DESCARGA DE RETROLAVADO A CADA FILTRO

La tubería de alimentación de retrolavado a cada filtro también se utiliza para descargar el caudal durante el retrolavado. Esto implica una derivación de la tubería de entrada hacia el sedimentador/espesador, con una tubería del mismo diámetro, ya que conduce el mismo caudal.

A continuación se calcula el diámetro comercial, con la siguiente ecuación:

$$D_{ct} = \sqrt{\frac{4*Q_{ret}}{\pi v_{dmax}}} \quad (40)$$

Donde:

D_{ct} : Diámetro comercial de retrolavado (m)

Q_{ret} : Caudal de retrolavado (m³/s)

v_{dmax} : Velocidad máxima en múltiple de descarga (m/s)

El área de la tubería comercial con la siguiente ecuación:

$$A_{tr} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (41)$$

Donde:

A_{tr} : Área de tubería retrolavado (m²)

D_{ct} : Diámetro comercial de retrolavado (m)

Calcular la velocidad de la tubería con la siguiente ecuación y comprobar que no superen los valores permisibles (CONAGUA, 2015).

$$v_{tr} = \frac{Q_{ret}}{A_{tr}} \quad (42)$$

Donde:

V_{tr} : Velocidad tubería de retrolavado (m/s)

Q_{ret} : Caudal de retrolavado (m³/s)

A_{tr} : Área de tubería retrolavado (m²)

8.2.1.5.9.5 TUBERÍA DE RETORNO DE AGUA CLARIFICADA A LA BATERÍA DE FILTROS

El agua de retrolavado, clarificada en el sedimentador/espesador, se recupera para evitar el desperdicio de agua. Esto implica regresar el agua al inicio del proceso, ya sea al tanque de almacenamiento de agua cruda, o directamente al múltiple de alimentación a los filtros.

En cualquiera de los casos, se debe calcular el diámetro comercial que mantenga la velocidad del agua en los límites permitidos ecuación 21 y Tabla 8-7):

$$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{rec}}{\pi v_{dmax}}} \quad (43)$$

Donde:

D_{ct} : Diámetro comercial de tubería de recirculación de retrolavado (m)

Q_{rec} : Caudal de recirculación (m³/s)

v_{dmax} : Velocidad máxima en múltiple de descarga (m/s)

El área comercial de la tubería se calcula con la siguiente ecuación:

$$A_{tcl} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (44)$$

Donde:

A_{tcl} : Área de tubería de retorno de agua clarificada (m²)

D_{ct} : Diámetro comercial de tubería de recirculación de retrolavado (m)

La velocidad de la tubería se calcula con la siguiente ecuación y comprobar que no supere los valores permisibles (CONAGUA, 2015).

$$v_{tcl} = \frac{Q_{rec}}{A_{tcl}} \quad (45)$$

Donde:

V_{tcl} : Velocidad de tubería de retorno de agua clarificada (m/s)

Q_{rec} : Caudal de recirculación (m³/s)

A_{tcl} : Área de tubería de retorno de agua clarificada (m²)

8.2.1.5.9.6 DESCARGA DEL SEDIMENTADOR/ESPESADOR AL CÁRCAMO DE LODOS

Los lodos generados por el retrolavados de los filtros se deben conducir, del sedimentador/espesador, a un cárcamo de bombeo previo al filtro prensa o sistema equivalente de tratamiento de lodos.

El caudal de lodos a transportar se obtiene con la siguiente ecuación:

$$Q_{lodo} = \frac{V_l}{t_{lodo}} \quad (46)$$

Donde:

Q_{lodo} : Caudal de lodos (m³/s)

V_l : Volumen de lodo por retrolavado (m³)

t_{lodos} : Tiempo de extracción de lodos del espesador (min)

Se calcula el diámetro comercial utilizando la siguiente ecuación y la Tabla 8-7:

$$D_{cl} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{lodo}}{\pi \cdot v_{dmax}}} \quad (47)$$

Donde:

D_{ct} : Diámetro comercial descarga de lodos (m)

Q_{lodo} : Caudal de lodos (m³/s)

v_{dmax} : Velocidad máxima en múltiple de descarga (m/s)

El área comercial de la tubería se calcula con la siguiente ecuación:

$$A_{tl} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4} \quad (48)$$

Donde:

A_{tl} : Área de tubería descarga de lodos (m²)

D_{ct} : Diámetro comercial descarga de lodos (m)

Calcular la velocidad de la tubería y comprobar que no supere los valores permisibles establecidos por el manual de la CONAGUA (2015).

$$v_{tl} = \frac{Q_{lodo}}{A_{tl}} \quad (49)$$

Donde:

v_{tl} : Velocidad tubería descarga de lodos (m)

Q_{lodo} : Caudal de lodos (m³/s)

A_{tl} : Área de tubería descarga de lodos (m²)

Para realizar el diseño del sistema hidráulico y mecánico para plantas potabilizadoras de Filtración Directa es necesario realizar todos los procedimientos anteriores, considerando las recomendaciones establecidas en el código ASME 2013, AWWA, Manual V Criterios de Diseño de la OPS (Organización Panamericana de la Salud), CONAGUA, IMTA, PEMEX y Normas Mexicanas, todas deben estar vigentes.

8.2.1.5.10 COSTO DE OPERACIÓN

El costo de operación del sistema de FD se calcula con la ecuación siguiente, para lo cual se deben tener datos del consumo de energía y de los reactivos químicos utilizados durante la operación.

$$\frac{\text{Costo}}{m^3} = \frac{\Sigma \text{Costo de energia} + \Sigma \text{Costo de reactivos}}{\text{Volumen de agua producida}} \quad (50)$$

8.2.2 PROGRAMACIÓN ORIENTADA A OBJETOS

8.2.2.1 TIPOS DE ESTRUCTURAS DE PROGRAMACIÓN

Un lenguaje de programación es un conjunto de símbolos y reglas sintácticas y semánticas, que definen su estructura y el significado de sus elementos y expresiones, y es utilizado para controlar el comportamiento físico y lógico de una máquina (Armendáriz, 2008).

Según Armendáriz, las estructuras de programación se definen como la forma en que fluyen los órdenes o comandos en el momento de ejecución, y pueden ser lineales, condicionales y repetitivas.

Estructura lineal. Se conoce cuando la ejecución del programa sigue una secuencia simple de inicio a fin, es decir, de la primera orden a la última, sin ninguna desviación.

Estructura repetitiva. Cuando se plantea la repetición de un conjunto de órdenes, hasta que deje de cumplirse cierta condición o afirmación, entonces continúa con las siguientes órdenes y finaliza.

Estructura de instrucciones condicionales. Se entiende por condiciones a las expresiones que utiliza un operador para comparar un valor o variable con otro (Ejemplo una condición es True o False). También se utilizan los bucles para repetir códigos o grupo de procedimientos.

8.2.2.2 CLASIFICACIÓN DE LOS LENGUAJES DE PROGRAMACIÓN

Armendáriz (2008), clasifica los lenguajes de programación de acuerdo a su nivel de abstracción, estos son:

Lenguaje de máquina y bajo nivel. Están desarrollados en códigos denominados “códigos maquina” que son directamente inteligibles por la computadora, es decir, este tipo de lenguaje utiliza cadenas binarias (0’s y 1’s).

El lenguaje de bajo nivel se acerca al funcionamiento de una computadora, tiene la ventaja de mayor adaptación, velocidad de lenguaje y mínimo uso de memoria de la máquina.

Lenguaje de medio nivel. Cuentan con características similares a un programa de bajo nivel en utilización de memoria y registros de la máquina, pero con sintaxis, vocabulario y gramática de alto nivel, por eso se consideran de medio nivel; un ejemplo es el lenguaje C.

Lenguaje de alto nivel. Se caracteriza por expresar algoritmos de una manera adecuada a la capacidad de comprensión humana, y no se entretiene en la ejecución en las maquinas. Estos lenguajes requieren conocimientos previos y específicos de programación y de lenguaje concreto para poder realizar secuencias de instrucciones lógicas. Con el avance de la tecnología en computación se puede encontrar una gran cantidad de lenguajes de alto nivel, como son: C++, Fortran, Pascal, Perl, Visual Basic, Java, PHP, entre otros.

Programación orientada a objetos. Es una metodología de diseño de aplicaciones o software, está compuesto por objetos que interactúan entre ellos, para realizar tareas con instrucciones que hacen cambiar su estado y comportamiento.

8.2.2.3 VISUAL BASIC® PARA APLICACIÓN (VBA) EN MICROSOFT® EXCEL

Microsoft® Excel es un software de hojas de cálculo electrónicas distribuida por la suite de Microsoft Office, es de aplicación para cualquier fórmula matemática y lógica.

Visual Basic para Aplicaciones (VBA) es una combinación de un entorno de programación integrado, llamado “Editor de Visual Basic” y del lenguaje de programación Visual Basic.

Es muy versátil y fácil de utilizar en programación de aplicaciones y permite diseñar programas que automaticen procedimientos de cálculo complejos. El entorno de programación viene integrado en la paquetería de Microsoft Office desde el año 1993 (ver Figura 8-9), fue construido con la finalidad de tener un lenguaje macro y flexible en las hojas de cálculo.



Figura 8-9. Suite de Microsoft® Office.

La comunicación entre Excel y VBA se da mediante una serie de comandos especiales conocidos como librería de objetos o controles ActiveX, son controles que permite agregar funcionalidades de formularios a libros de Excel y se encuentra en la pestaña de Programador. VBA no forma parte de Excel, este último funciona como servidor de VBA, el cual no solo controla a Excel, sino a todos aquellos que cuenten con una librería de objetos, como es el caso de toda la paquetería de Microsoft® Office.

8.2.2.3.1 VENTAJAS DE VBA

Visual Basic para Aplicaciones en Excel es un lenguaje de programación de objetos, los elementos que utiliza son: objetos, mensajes, métodos y clases.

El objetivo de utilizar VBA Excel es automatizar procedimientos, generar soluciones personalizadas e implementar aplicaciones, sus principales ventajas son (González-Gómez, 1999), que permite:

- Automatizar tareas repetitivas.
- Personalizar la interfaz de Excel con barras de herramientas, menús y formularios.
- Simplificar el uso de plantillas.
- Agregar funcionalidades.
- Analizar datos.
- Crear programas que se ejecutan junto con el Excel, de manera sencilla y relativamente rápida de aprender.

8.2.2.3.2 FORMATO DE ARCHIVOS EN MICROSOFT® EXCEL

Los formatos más comunes en Microsoft® Excel son: *.xlsx, *.xlsm, *.xls, *.xlam, algunos permiten contener código en VBA y otros no.

- *.XLSX. Es un libro de Excel con formato predeterminado, este tipo de archivo no puede contener macros de VBA ni controles ActiveX.
- *.XLSM. Es un libro de Excel habilitado para macros, puede contener macros de VBA y controles ActiveX.
- *.XLS. Es un libro de Excel 97-2003, este tipo de archivo puede contener macros de VBA y controles ActiveX compatibles con versiones anteriores del programa.
- *.XLAM. Es para complementos Excel y permite guardar formas y macros.

8.2.2.3.3 CARACTERÍSTICAS GENERALES DE VBA EN EXCEL.

Las características de VBA son las siguientes:

- Estructura de archivo. En Excel se puede trabajar en un solo archivo, lo cual facilita al usuario el manipular las hojas de cálculo a su manera.

- Acceso a controles. Utiliza botones de comando y listas desplegable, campos de texto, etiquetas, casillas de verificación (checkbox) y botones de opciones, entre otros.
- Funciones. Al crear macros se utilizan funciones que permiten reducir procedimientos y simplificar cálculos.
- Protección. Permite bloquear o proteger cambios no autorizados por el usuario quien opera las hojas de cálculo.

8.2.2.4 VBA PROGRAMACIÓN DE OBJETOS

La programación orientada a objetos es un programa con un conjunto de objetos, que se comunican entre ellos para realizar tareas mediante mecanismos de mensajes, método y clase (Pérez-Negrón-García, 2015). Para programar objetos en VBA es necesario capturar o introducir las secuencias de instrucciones y programar las tareas a través de un código que permita adaptarlas de una manera eficiente a las necesidades específicas de los usuarios, ver Figura 8-10.

Los formularios personalizados (UserForm) permiten realizar interfaces de usuario simple y amigable para el análisis o visualización de datos, se pueden ubicar controles ActiveX y asociar código VBA.



Figura 8-10. Funcionalidades de programación de objetos.

8.2.2.4.1 FUNCIONALIDADES

- Automatización de tareas y procesos que involucran muchos pasos.

Esto permite simplificar operaciones rutinarias mediante una macro que se activa con un solo clic.

- Crear nuevas funciones

El programa de Excel contiene aproximadamente 330 funciones estándar, esto puede diferir según sea la versión, sin embargo, mediante el uso de macros se pueden programar funciones específicas nuevas que requiera el usuario y estas se pueden integrar a la lista de Excel para que aparezcan en el menú de funciones con sus respectivos argumentos.

- Crear nuevos comandos, complementos y menús

Los complementos de Excel están creados con macros, es decir, en el menú de Herramientas > Complementos, se ve una lista de los que están instalados en el Excel. Esta utilidad sirve para agregar alguna funcionalidad extra a la macro.

- Crear aplicaciones completas y a medida

Las macros permiten construir elegantes y complejas aplicaciones para cualquier uso y no tiene un límite para su programación.

8.2.2.4.2 PROGRAMACIÓN DE MACROS

Según Pérez-Negrón (2015), la programación en Excel es interpretada mediante códigos que se crean en VBA, denominados macros. Existen dos tipos de macros:

Macros grabadas. Estas se crean grabando una sola vez los pasos que se desarrollan dentro del área de trabajo del libro de Excel, automáticamente le asigna un nombre y para su ejecución genera combinaciones de funciones.

Macros programadas. Son programadas en lenguaje VBA, el cual permite automatizar infinidad de tareas, ya sea repetitivas o muy complejos. Para realizar este tipo de macros

se necesita conocimientos de programación y el usuario puede personalizarlas con las diferentes herramientas que brinda VBA, detallando los cálculos a nivel código.

Un procedimiento en VBA es básicamente una unidad de código informático que realiza alguna acción.

Existen dos tipos de procedimientos en VBA:

- Funciones (Function)

El procedimiento funciones pueden tener o no argumentos, constantes, variables o expresiones, el procedimiento **Function** realiza una tarea y devuelve el control al código de llamada, también devuelve un valor al código de llamada, es decir cada vez cuando se llama a un procedimiento se ejecutan las instrucciones de éste, y se detienen donde se encuentre un **End Function** (Pérez-Negrón-García, 2015). A continuación se muestra la sintaxis de una función:

Function<nombre>(argumento1,argumento2,argumentoX)

Declaración de variables y constantes

Instrucción 1

Instrucción 2

Instrucción X

<Nombre>= valor de retorno

End Function

Ejemplo:

Function MiPromedio (Num1, Num2)

MiPromedio = (Num1, Num2) / 2

End Function

Al utilizar una función, según sea el nombre de la función así tiene su salida, algunas funciones pueden llamar a otras funciones esto se conoce como subrutinas.

- Subrutinas (SUB)

Las subrutinas pueden manipular constantes, variables o expresiones y pueden llamar a otras funciones. Una de las ventajas de las subrutinas es que entregan resultados en diferentes celdas de la hoja de cálculo y hasta en diferentes libros. Una subrutina se puede llamar desde la ventana de ejecución de las macros o a través de un botón (Pérez-Negrón-García, 2015). A continuación se presenta un ejemplo de sintaxis:

[Public|Private|Static] Sub<nombre> (argumento1,argumento2,argumentoX)

Declaración de variables y constantes:

Instrucción 1

Instrucción 2

Instrucción x

End Sub

Ejemplo:

Sub Suma ()

Sum= 4+6

MsgBox "La suma es: " & Sum

End Sub

La terminación Public, Private y Static pueden ser opcionales o diferentes dentro del catálogo de funciones:

Public. Indica que la subrutina puede ser llamada por todas las subrutinas sin importar donde se encuentre.

Private. Indica que cualquier subrutina puede ser llamada por otras subrutinas aunque se encuentren en otros módulos.

Static. Significa que todas las variables locales de la subrutina son constantes al ser llamada una a otra y no se pueden llamar a variables que no se encuentren declaradas en la subrutina.

8.2.2.4.3 USO DE CÓDIGO VBA PARA CONSTRUIR APLICACIONES

Programar en VBA es entender que los códigos envían instrucciones a los objetos, y realizan las actividades que se les indique, por eso se debe organizar y estructurar adecuadamente las tareas a programar (Walkenback, 1999).

Objeto. Un objeto es una combinación de códigos y datos que puede tratarse como una unidad. El modelo de objetos refleja lo que se ve en la interfaz del usuario, puede ser una porción de una aplicación, como un control o un formulario. También una aplicación entera puede ser un objeto. Por ejemplo los objetos de Application, Workbook, Worksheet y Chart (Walkenback, 1999).

Las clases en VBA. Cada objeto de Visual Basic está definido por una clase. Una clase describe las variables, propiedades, procedimientos y eventos de un objeto. Los objetos son instancias de clases; pueden crearse muchos objetos que se quieran después que se defina una clase.

Propiedades y métodos. Los objetos en VBA tienen propiedades y métodos. Ajustando las propiedades se producen cambios de calidad del objeto, por ejemplo el Workbook tiene un método close que cierra el libro y una propiedad ActiveSheet que representa la hoja activa del libro.

Colecciones. Es un objeto que se utiliza para agrupar y administrar objetos relacionados, accediendo a los elementos mediante un índice.

Módulos. Un módulo es un entorno de trabajo y está compuesto por sentencias de declaración de variables por procedimientos.

Formularios (UserForms). Son ventanas o cuadros de dialogo que se realizan en VBA, su diseño hace parte de la interfaz de usuario dentro de una aplicación. Permiten realizar cambios para determinar la apariencia, posición, tamaño y color de las ventanas creadas.

8.2.2.4.4 VARIABLES

Las variables son las encargadas de almacenar valores y depende el tipo que se le asigne (Webb & Written, 1996), existen cuatro tipos:

Variable tipo entero. Guarda números enteros

```
Dim x As Integer
```

```
x= 6
```

Variable de tipo doble. Guarda números con el doble de precisión incluyendo números decimales.

```
Dim y As Double
```

```
y= 3.1416
```

Variable tipo texto. Guarda formato de letras asignándole un valor.

```
Dim Tesis As String
```

```
Tesis = "Programación en Excel"
```

Variable tipo lógico. Guarda solamente dos valores lógicos: falso o verdadero.

```
Dim continuar As Boolean
```

```
continuar= True
```

8.2.2.4.5 EDITOR DE VISUAL BASIC

Para acceder al editor de Visual Basic, se debe abrir un libro de Excel y después puede ser de dos maneras:

- Presionando las teclas ALT+F11.
- En la pestaña programador que se encuentra en la cinta de herramientas, pero si no se tiene habilitado el complemento es necesario habilitarlo, realice lo siguiente, ver Figura 8-11:

Si la pestaña Programador no está disponible o habilitado haga lo siguiente:

- Haga clic en la pestaña Archivo, elija Opciones y, a continuación, haga clic en la categoría Personalizar cinta de opciones.
- En la lista Pestañas principales, active la casilla Programador y haga clic en Aceptar.

Antes de crear una macro debe establecer el nivel de seguridad para habilitar todas las macros, para ello haga lo siguiente:

En la pestaña Programador o Desarrollador, en el grupo Código, haga clic en Seguridad de macros.

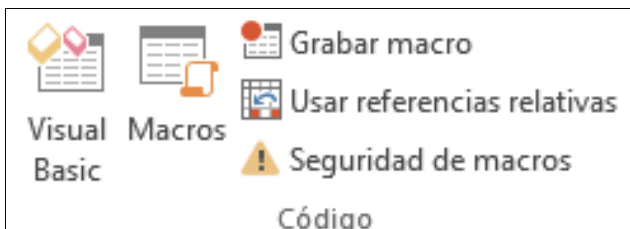


Figura 8-11 Grupo Código de la Pestaña de Programador

En Configuración de macros, haga clic en Habilitar todas las macros (no recomendado; puede ejecutarse código peligroso) y, a continuación haga clic en Aceptar.

Nota: Para evitar que se ejecute código potencialmente peligroso, es recomendable deshabilitar todas las macros cuando termine de trabajar con ellas.

8.2.2.4.6 CREAR UN FORMULARIO MEDIANTE VBA

En la pestaña Programador, en el grupo Código, haga clic en Visual Basic, ver Figura 8-12.

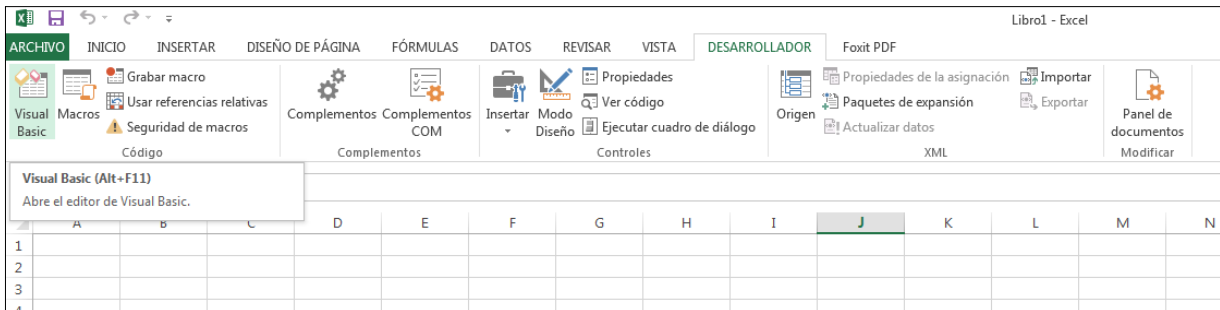


Figura 8-12 Cinta de opciones del complemento Desarrollador.

De ser necesario, en el Editor de Visual Basic, en el menú Insertar, haga clic en UserForm, ver Figura 8-13.

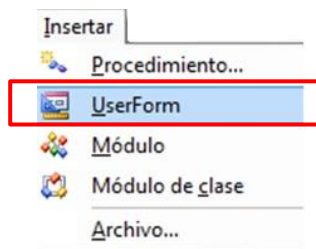


Figura 8-13 Insertar UserForm en VBA.

En la ventana de UserForm, configure la vista con botones, label, etiquetas, marcos, casilla, imagen, etc. y asigne un código al objeto principal, que puede ser un botón o grupo de botones.

En el Editor de Visual Basic en el menú Archivo, haga clic en Cerrar y volver a Microsoft Excel cuando termine de adecuar el formulario.

8.2.2.4.7 EJECUCIÓN DE UN FORMULARIO

- 1) En la pestaña Programador, en la herramienta Estándar, haga clic en Ejecutar Sub, ver Figura 8-14.
- 2) Automáticamente aparecerá en pantalla el formulario creado.
- 3) Haga clic en Cerrar para cerrar la ventana del formulario.

La segunda opción de cerrar el formulario es en la ventana de Programador, haga clic en Detener grabación, ver Figura 8-14.

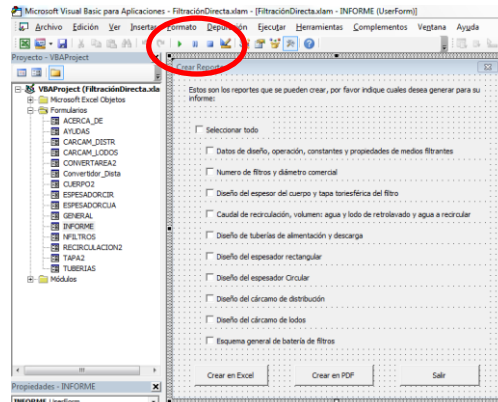


Figura 8-14. Ejecución de un formulario.

Para ejecutar el formulario desde la ventana del programador, presione F5.

8.2.2.5 *INSTALAR Y ACTIVAR COMPLEMENTO EN EXCEL*

Los complementos llamados también como “addins” (en siglas en inglés) son aplicaciones creadas desde Excel, que se integran a esta hoja de cálculo para trabajar de forma continua y son un conjunto de módulos o formularios en macros guardados en archivo (*.xla o *.xlam).

Algunos complementos están integrados a Excel, como por ejemplo Solver y herramientas para análisis, sin embargo, también existen complementos en el Centro de descarga de Office.com, complementos creados por terceros o personalizados como complementos, modelos de objetos, componentes (COM), complementos de Visual Basic para Aplicaciones (VBA) y complementos DLL donde deben instalarse y activarse para poder utilizarlos (Microsoft®, 2016).

Según Microsoft® (2016) los complementos se pueden clasificar en tres tipos:

Complementos de Excel. Estos incluyen archivos de complemento de Excel (.xlam), de complemento de Excel 97-2003 (.xla) o de complemento de DLL (.xll), todos son

complementos de automatización. Algunos ejemplos pueden ser los complementos que Microsoft Office activa al instalarlo.

Complementos descargables. Estos complementos se pueden descargar e instalar adicionales para Excel desde el centro de descarga de Microsoft.

Complementos personalizados. Los programadores y proveedores de soluciones diseñan complementos modelo de objetos para automatización, VBA, XML XLL personalizados, así que estos componentes deben ser instalados y habilitados para poder usarlos.

Para instalar, activar o quitar un complemento en Excel debe seguir los siguientes pasos:

1. Haga clic en la pestaña Archivo, selecciones Opciones y a continuación, haga clic en la categoría Complementos, ver Figura 8-15.

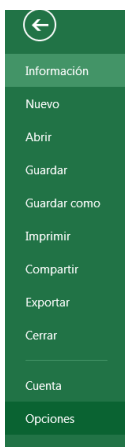


Figura 8-15. Opciones.

2. En el cuadro Administrar, haga clic en Complementos de Excel y a continuación en Ir, ver Figura 8-16.

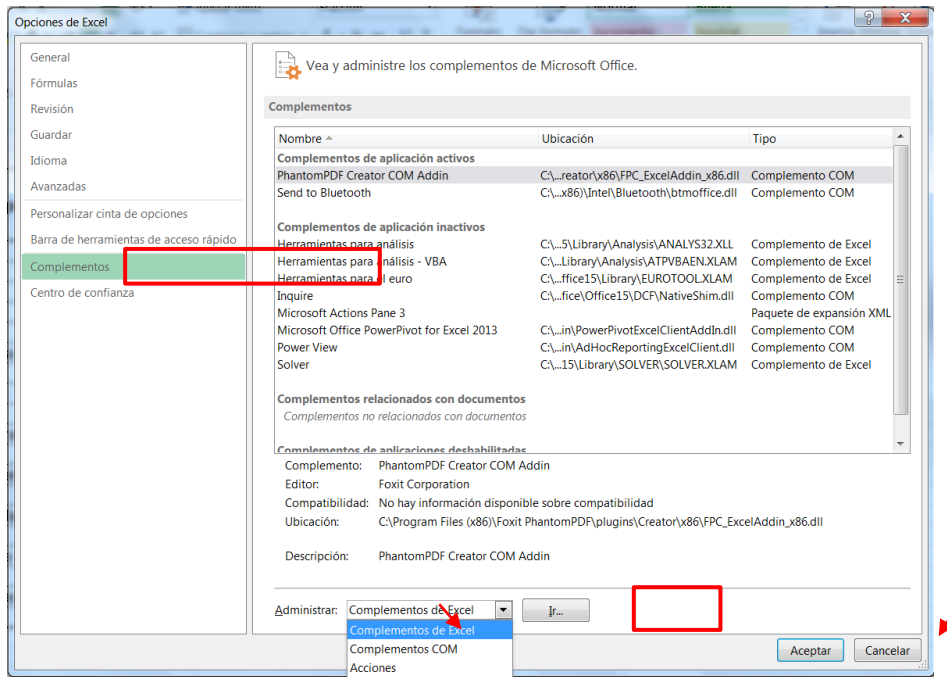


Figura 8-16. Opciones de Excel.

3. En el cuadro Complementos, se debe activar la casilla de verificación situada junto al complemento que desea activar y luego clic en aceptar, ver Figura 8-17. Si el complemento que se desea activar es personalizado, se debe dar clic en Examinar y a continuación buscar la ubicación del complemento, seleccionar y hacer clic en Aceptar.

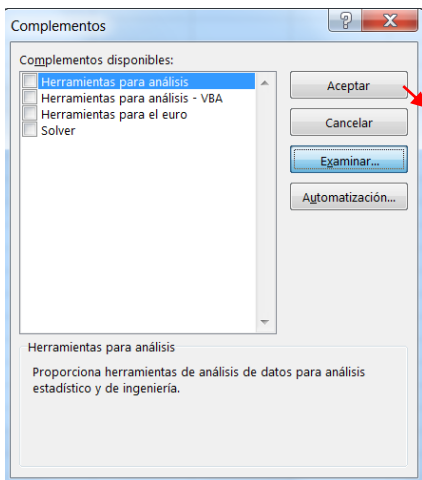


Figura 8-17. Complementos.

8.2.3 EDITOR DE INTERFAZ DE USUARIO PERSONALIZADA (CUSTOM UI EDITOR)

8.2.3.1 *CUSTOM IU EDITOR DE OFFICE*

La utilidad de **Custom UI Editor** es que permite personalizar íntegramente la cinta de opciones de aplicaciones de Microsoft Office, mediante las herramientas de desarrollo en Visual Basic para Aplicaciones.

La programación en Custom UI se lleva a cabo mediante códigos XML, especificados por el estándar [ECMA-376 Office Open XML], define el conjunto de vocabulario XML para representar documentos de procesamiento de textos y cálculos, en las aplicaciones de Microsoft Office (Microsoft®, 2016).

El lenguaje de programación XML permite crear una interfaz de usuario personalizada, obteniendo más productividad y eficiencia en los documentos creados en aplicaciones de Microsoft Office, para realizar trabajos atractivos y optimizar tiempos de manejo y uso.

8.2.3.2 *PERSONALIZAR LA CINTA DE OPCIONES*

Para editar y personalizar la cinta de opciones de la interfaz de usuario de una de aplicaciones de Microsoft Office, se deberá descargar e instalar la utilidad desde el sitio oficial de Microsoft y seguir los siguientes pasos (Microsoft®, 2016):

1. Crear un libro en Excel o sus formularios en el programador de VBA y guardarlo en formato *xlam (habilitado para complemento).
2. Ejecutar la utilidad Custom UI Editor
3. Abrir el libro con la opción Archivo y luego Abrir con el botón de comando, ver Figura 8-18.

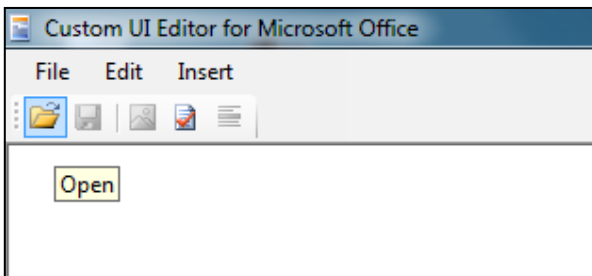


Figura 8-18. Ventana Abrir de la utilidad Custom UI Editor.

4. Escribir el código XML de la personalización de la interfaz, ver Figura 8-19.

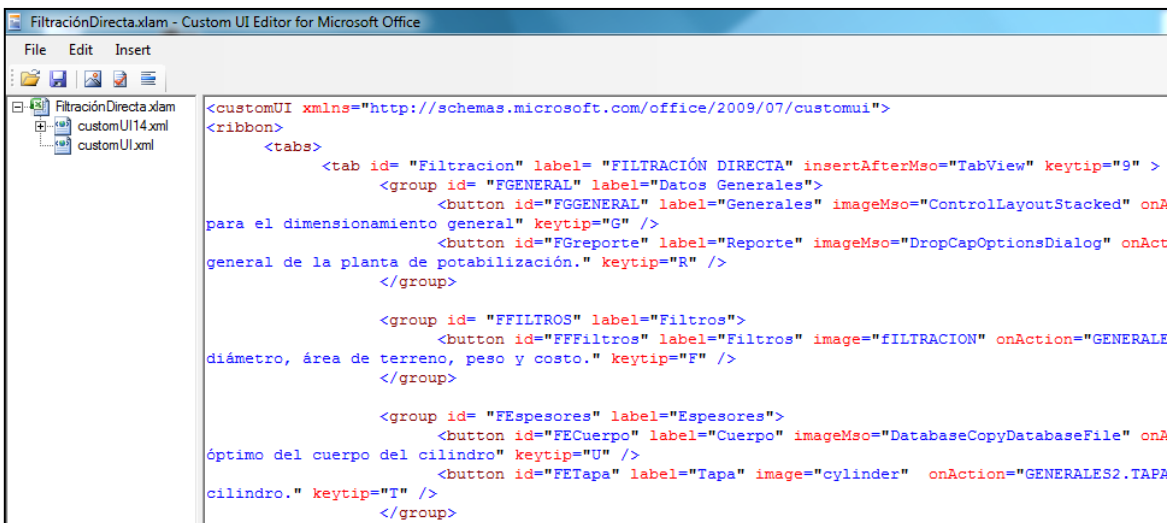


Figura 8-19. Código XML de la cinta personalizada (Filtración Directa).

5. Hacer clic en el botón Validate para verificar la sintaxis del código.
6. Si es el caso, hacer clic en el botón Generate Callbacks para generar el código VBA.
7. Grabar el código XML y salir del Custom UI Editor.
8. Abrir el libro en Excel. Aparecerá la nueva ficha en la barra de herramientas.
9. Editarlo agregando etiquetas, a criterio.

8.2.3.3 *PANELES DE TAREAS PERSONALIZADAS Y SUS VENTAJAS*

Los paneles de tareas son paneles de interfaz de usuario, por lo general todas las aplicaciones de Microsoft Office incluyen paneles de tareas integradas, ejemplo es el panel de tareas Ayuda de Excel (Microsoft®, 2016).

Los paneles se pueden personalizar de dos maneras:

- Se puede añadir un panel de acciones a una personalización de nivel de documento.
- Se puede añadir un panel de tareas personalizado a un VSTO Add-in (complementos de Office en Visual Studio).

Los paneles de tareas personalizadas ofrecen una forma sencilla de crear un panel de tareas propio y proporcionar a los usuarios una interfaz familiar y fácil de acceder a las funciones.

8.2.3.4 *CINTA PERSONALIZADA*

La cinta de opciones es una manera de organizar los comandos relacionados entre sí, de manera que sean más fáciles de encontrar. Se pueden crear grupos de la cinta propios, para ofrecerle al usuario mayor acceso a la funcionalidad de la solución que se está buscando. Los comandos aparecen como controles dentro de la cinta y se organizan en grupos de pestañas personalizadas, ubicados a lo largo de una franja horizontal en el borde superior de una ventana de aplicación (Microsoft®, 2016).

La mayoría de los comandos son accesibles desde la cinta de opciones y se convierten en el foco principal de la interfaz de usuario dentro del documento. La cinta de opciones está organizada por conjuntos de fichas, que representan a los principales grupos de funciones, la cinta organiza las tareas y las fichas a botones, por ejemplo en Microsoft Excel se ofrecen cintas de opciones como: **Inicio, Insertar, Diseño, Diseño de página, Referencias, Correspondencia, Revista y Vista**, ver Figura 8-20.

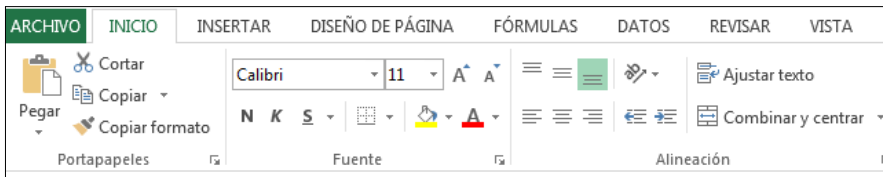


Figura 8-20. Cinta de opciones.

8.2.3.5 ELEMENTOS DE CUSTOM UI EDITOR

A continuación se presentan algunos de los elementos y atributos que ofrece el Editor de Custom UI para crear una cinta personalizada:

- Button (Botón)

El botón es un elemento que especifica un control estándar, que permite realizar una acción cuando se hace clic sobre él, ver Figura 8-21.



Figura 8-21. Un control de botón.

Fragmento de XML:

```
<button id="button" label="Button" imageMso="HappyFace" />
```

- Box (caja de agrupación de contenedores)

Este tipo de elementos especifica un control contenedor de agrupación, que se puede utilizar para alinear controles verticalmente u horizontalmente. Ejemplo: un control horizontal se puede ver en la Figura 8-22.



Figura 8-22. Controles agrupados horizontalmente.

Fragmento de XML:

```
<box id="box" boxStyle="horizontal">
<button id="button1" label="Button 1" imageMso="HappyFace" />
<button id="button2" label="Button 2" imageMso="HappyFace" />
</box>
```

- o Group (Grupo)

Este elemento especifica la agrupación de controles en una ficha de la cinta. Todos los controladores que aparecen en una ficha de la cinta deben estar contenido dentro de un grupo, ver Figura 8-23.



Figura 8-23. Un grupo con un solo botón.

Fragmento de XML:

```
<group id="group" label="Custom Group">
<button id="button" label="Button" imageMso="HappyFace" />
</group>
```

Se enlista los principales elementos secundarios del elemento Grupo:

- o ButtonGroup

-
- CheckBox
 - ComboBox
 - Control
 - DialogBoxLauncher
 - DropDown
 - DynamicMenu
 - EditBox
 - Gallery
 - LabelControl
 - Menu, etc.

En la Tabla 8-8 se muestra algunos de los atributos más utilizados para la creación de cajas, grupos y botones, estas herramientas son básicas para elaborar una interfaz personalizada en la cinta de un complemento (Microsoft®, 2016).

Tabla 8-8. Atributos para crear una caja, grupo y botón (Microsoft®, 2016)

Description (Descripción)	Especifica la descripción detallada del control, que se muestra en las vistas detalladas. Fragmento de XML: <button id="button" label="Button" imageMso="HappyFace" description= "Esta es una descripción detallada que describe la función de este control en detalle. " />
getDescription	Especifica el nombre de una función de devolución de llamada para determinar una descripción detallada de ese control. Fragmento de XML: <button id="button" getDescription="GetButtonDescription" />
GetImage	Especifica el nombre de la devolución para determinar el icono. Fragmento de XML: Botón <id = "botón" getImage = "GetButtonImage" />
Información de pantalla	Especifica una descripción breve y general de la información que contiene el botón. Fragmento de XML: Botón <id = "botón" imageMso = etiqueta "HappyFace" = "Botón" size = "grande" en pantalla = "Esta es la información de pantalla" />

8.3 METODOLOGÍA

8.3.1 DESCRIPCIÓN GENERAL

La metodología de este trabajo se desarrolló en tres etapas, en la primera se programaron ventanas con lenguaje de programación orientada a objetos VBA, en la segunda etapa se diseñó una interfaz de usuario personalizada con las ventanas de VBA creados en la primera etapa, y en la tercera se estructuró un reporte o memoria de cálculo en hojas de Excel del diseño general de la planta potabilizadora. Utilizando el Custom UI Editor se integró todo en un código XML para construir la aplicación o complemento de Filtración Directa en Excel, ver la Figura 8-24.

En la primera etapa se realizó la secuencia de cálculos con lenguaje de programación de Visual Basic para Aplicaciones (VBA), se programaron 15 ventanas, que comprendieron: datos generales, cálculo del número de filtros y sus dimensiones, cálculo del caudal de recirculación, volúmenes de cárcamo de lodos y de agua tratada, diseño del espesador (rectangular y circular), diseño de tuberías de alimentación y descarga.

En la segunda etapa se creó una interfaz de usuario personalizada con el código XML utilizando la utilidad Custom UI Editor para Microsoft Office, dónde se estructuró la cinta de opciones desplegadas con botones; para esto se utilizaron las ventanas que se programaron en la primera etapa, con la finalidad de mejorar la interpretación de la secuencia de cálculos para el diseño de plantas potabilizadoras de FD.

En la tercera etapa se estructuraron hojas de cálculo en Excel de la secuencias de cálculo, para utilizarlas como un reporte o memoria de cálculo del diseño general del sistema de Filtración Directa.

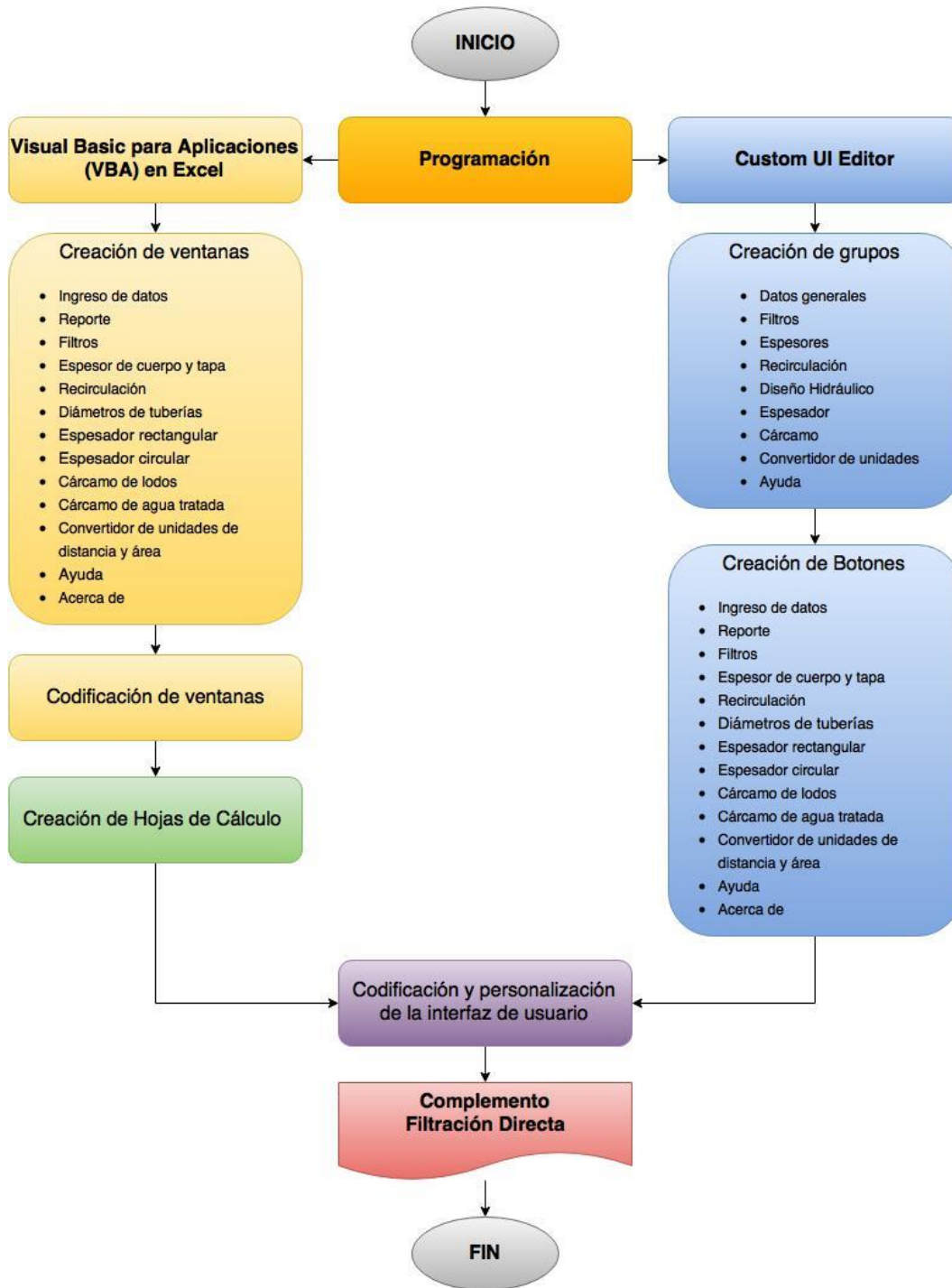


Figura 8-24. Metodología general.

La aplicación de Filtración Directa está integrado por 15 ventanas y/o botones, tales como: generales, reporte, filtros, cuerpo, tapa, recirculación, diámetros tuberías, espesador rectangular, espesador circular, cárcamo de lodos, cárcamo de agua tratada, convertidor de unidades distancia, área, ayuda y acerca de, ver la Figura 8-25. Las ventanas principales están compuestas por ventanas secundarias de adquisición de datos y resultados, se explica a detalle en el apartado 8.3.4.

Todas las ventanas tienen tres botones en la parte inferior; el primero (“Registrar”) tiene como función registrar los valores ingresados en el seudocódigo para que se realicen los cálculos; el segundo (“Limpiar”) borra los datos introducidos en los campos para volver a realizar otro procedimiento de cálculo y el último (“Salir”) cierra la ventana que se encuentra abierta; el programa por seguridad enviara una ventana emergente en pantalla, donde pregunta ¿está seguro de salir? ofreciendo dos opciones: aceptar y cancelar. Algunas ventanas como el espesador y el cárcamo, despliegan en sus resultados un esquema de la unidad con sus dimensiones.

Con el fin de tener protección en la secuencia de cálculo, para que el usuario no pueda escribir letras donde solo deben ir números o viceversa, y esto cause errores, se bloquearon las entradas de letras, signos o puntuaciones innecesarias, dejando solo habilitado la entrada de números y el punto; también se validaron los datos de entrada, los cuales siempre serán positivos, negativos, enteros y decimales.

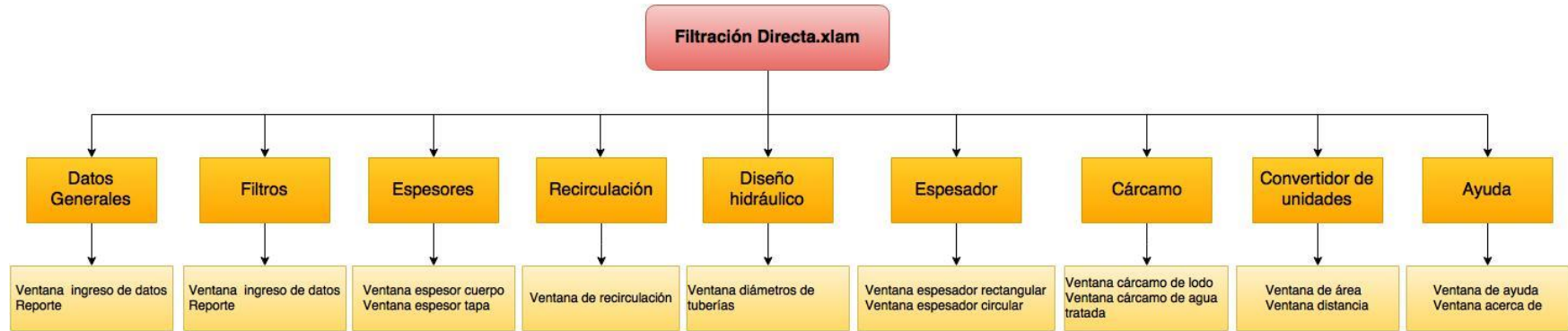


Figura 8-25. Estructura general de la interfaz para el usuario.

8.3.2 SECUENCIA DE CÁLCULO

La aplicación de Filtración Directa está diseñada como una estructura amigable, para que el usuario la utilice como material de apoyo para el diseño de plantas potabilizadoras de Filtración Directa.

Todos los módulos están programados con instrucciones de uso, para efectuar correctamente los cálculos y con ventanas secundarias desplegadas. Al dar clic en los botones se desplegará una ventana emergente, con casillas y campos habilitadas para que se introduzcan valores de los datos iniciales, con los cuales se llevarán a cabo los cálculos y se desplegarán los resultados.

El menú contextual está integrado dentro del libro Excel de la aplicación, y tiene la misma estructura y metodología de cálculo de la cinta personalizada. Es sencillo de ejecutar y al dar clic derecho sobre cualquier celda se despliega la ventana emergente.

A continuación se muestra un diagrama de flujo de la metodología de programación en VBA, ver Figura 8-26 , considerando la secuencia de cálculo del diseño hidráulico y mecánico del sistema de FD, ver el apartado 8.2.1.5.

DIAGRAMA DE FLUJO DE LA METODOLOGÍA DEL DISEÑO HIDRÁULICO Y MECÁNICO PARA PLANTA POTABILIZADORA DE FILTRACIÓN DIRECTA.

DATOS DE OPERACIÓN

Q: Caudal de diseño
T_r: Tiempo de retrolavado
T_{sed}: Tiempo de sedimentación de agua retrolavada
T_{rec}: Tiempo de recirculación
T_{lodos}: Tiempo de extracción de lodos del espesador
T_a: Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución
T: Horas de operación de la planta por día
E_r: Entrada de flujo de recirculación a múltiple de alimentación a filtros
T: Temperatura del agua

DATOS DE DISEÑO

P_t: Presión de Trabajo
M_t: Material mínimo requerido para el filtro
S: Esfuerzo máximo de tensión del material requerido para el filtro
E_c: Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro
E_t: Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro
e_c: Espesor por corrosión
\$_m: Costo del material requerido para el filtro (1 kg)
v_{fmin}: Tasa de filtración recomendada mínima
v_{fmax}: Tasa de filtración recomendada máxima
v_r: Tasa de retrolavado recomendada
v_{fvm}: Tasa de filtración recomendada máxima durante el retrolavado (+10%)
L_{ar}: Espesor del medio filtrante (Arena)
L_{an}: Espesor del medio filtrante (Antracita)
L_s: Espesor del medio soporte (Grava)
L_t: Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro
%_{exp}: Porcentaje de expansión máxima del medio filtrante
\$_{ar}: Costo del medio filtrante Arena (1 m³)
\$_{an}: Costo del medio filtrante Antracita (1 m³)
\$_s: Costo del medio soporte Grava (1 m³)
v_{amax}: Velocidad máxima en múltiple de alimentación
v_{dmax}: Velocidad máxima en múltiple de descarga
v_{ds}: velocidad máxima en distribuidores superiores
\$_{ac}: Costo actual del material de múltiples (acero al carbón)
B_t: Bordo libre del espesador
h_{oe}: Profundidad propuesta del espesador
θ_{fondo}: Ángulo de fondo del espesador
h_{ol}: Profundidad propuesta del cárcamo de lodos
h_{ot}: Profundidad propuesta del cárcamo de agua tratada

DATOS CONSTANTES

v_{ms}: Viscosidad cinemática del agua
g: Aceleración de la gravedad
ρ_{ar}: Peso específico de la arena
ρ_{an}: Peso específico de la antracita
ρ_s: Peso específico de la grava



Figura 8-26. Datos y diagrama de flujo

Variables de metodología de programación

A_{terreno} = área de terreno utilizada por la batería de filtros (m^2)

D_c = diámetro comercial de filtros (m)

H_f = Altura parte recta de filtros (m)

E_f = Entrada de flujo de recirculación a múltiple de alimentación a filtros

Q_{t+rec} = Caudal de diseño más recirculación (m^3/s)

A_{fc} = área de filtro comercial (m^2)

$\$_{mT}$ = costo total de tubería (pesos)

L_t = Longitud de tubería (m)

$\$_{ta}$ = Costo de tubería (pesos)

$\$_{Tt}$ = Costo total de tubería (pesos)

$\$_{mf}$ = Costo total de material de filtro (pesos)

8.3.3 INTERFAZ PERSONALIZADA CON CUSTOM UI EDITOR

8.3.3.1 CINTA DE OPCIONES

La cinta de opciones se diseñó según la secuencia de cálculo, con un enfoque orientado a las tareas de las hojas de cálculo para transmitir al usuario prioridad y jerarquía. Se tomó en cuenta la prioridad de los comandos y, dependiendo de los cálculos que se realicen, se presentaron en diferentes tamaños; los botones grandes muestran los comandos usados con más frecuencia, mientras que los pequeños agrupados muestran una relación de características secundarias diseñadas para trabajar juntas. Todos los comandos de la ficha están organizados para ofrecer una jerarquía visual y hacen que la cinta de opciones sea más fácil de explorar.

La cinta personalizada se ordenó de la siguiente manera, ver Figura 8-27:

- Datos
 - Generales
 - Reporte
- Filtros
- Espesores
 - Cuerpo
 - Tapa
- Recirculación
- Diseño hidráulico
 - Diámetros de tuberías
- Espesador
 - Rectangular
 - Circular
- Cárcamo
 - De lodos
 - De agua tratada
- Convertidor de unidades
 - Área
 - Distancia
- Ayuda
- Acerca de



Figura 8-27. Cinta de la interfaz personalizada.

8.3.3.2 GRUPOS

El elemento grupo permite la agrupación y alineación vertical u horizontal de los controles en una ficha de la cinta; los controles deben estar dentro de un grupo y se separan mediante las cajas.

Se diseñaron 9 cajas, dentro de las cuales están los grupos y botones, ver Figura 8-28.



Figura 8-28. Cajas y grupos de la cinta personalizada Filtración Directa.

8.3.3.3 BOTONES

El diseño gráfico de los botones caracteriza las funciones que realiza cada uno de ellos y tienen un fondo transparente. El diseño de los botones se realizó con los programas Photoshop CS6 y Corel Draw® X8.

Al colocar el cursor sobre los botones de la cinta se muestra información en pantalla acerca del comando disponible. Los botones tienen las mismas características de ayuda que ofrece Microsoft Office y la información que proporcionan ayuda al usuario a comprender la función del módulo; además se incluyen vínculos de información complementaria de ayuda de Microsoft Office. Los usuarios no tienen que abrir la ventana de ayuda porque el vínculo está integrado desde la interfaz de usuario, ver Figura 8-29.



Figura 8-29. Botón recirculación.

8.3.3.4 AYUDA

La cinta de interfaz de usuario ofrece información acerca de las ventanas que lo integran, muestra conceptos relacionados con el diseño de cada uno de ellos. La información complementaria que ofrece la ventana de “ayuda” es para que el usuario tenga una idea más amplia de las funciones de las ventanas. También se considera como una herramienta de ayuda al método abreviado de teclado que ofrece Microsoft Office. El método abreviado es una serie de caracteres alfanuméricos que sirven como atajo directo de las ventanas de la cinta de interfaz, ver Figura 8-30.

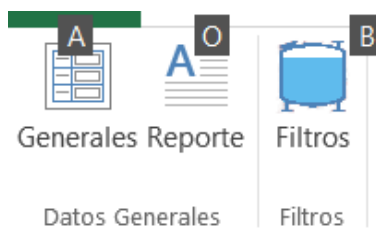


Figura 8-30. Método abreviado de teclado.

8.3.3.5 MENÚ CONTEXTUAL

Es un menú que aparece en pantalla después de la interacción del usuario con la operación del botón secundario del ratón, las opciones que brinda son acciones relacionadas con el objeto seleccionado, el menú contextual más utilizado es de una celda, conocido como Cell.

El menú contextual de Filtración Directa se encuentra ubicado en el primer contexto del menú principal que ofrece Microsoft Office y se estructuró con el mismo orden de la cinta personalizada, ver Figura 8-31.

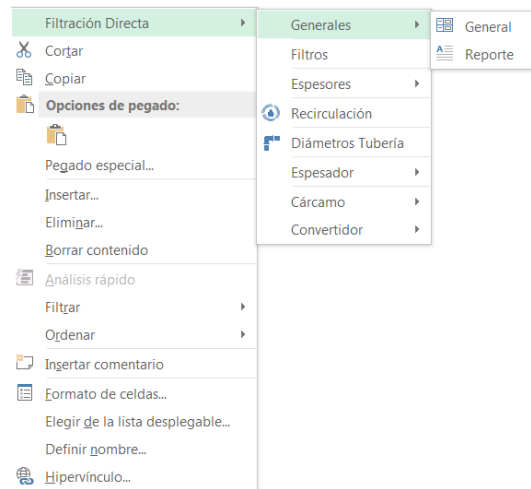


Figura 8-31. Menú contextual Filtración Directa.

8.3.4 VENTANAS Y HOJAS DE CÁLCULO

Se programaron las ventanas utilizando funciones, rutinas y herramientas básicas en programación de objetos VBA. Primero se programó el botón de “Registrar”, se validaron los datos de entrada (letras, números enteros, decimales, números positivos y negativos) y se declararon las variables de entrada y salida. En este botón se programó la secuencia de cálculo con las fórmulas de diseño de las ventanas. El segundo fue el botón de “Limpiar”, se programó el código para borrar los datos en los campos para volver a realizar otro cálculo, por último se programó el botón “salir”.

8.3.4.1 ESTRUCTURA DE LAS HOJAS DE CÁLCULO

El diseño de las hojas de cálculo se realizó de manera sencilla y esquemática, para el reporte general de la secuencia de los cálculos. La hoja está dividida en tres partes principales:

- (1 →) Datos generales
- (2 →) Datos para el cálculo
- (3 →) Resultados

8.3.4.2 INGRESO DE DATOS

En esta ventana se registran todos los datos de entrada para realizar la secuencia de cálculo, por ello es necesario reunir todos los requisitos que se mencionan en el apartado 8.3.2 para poder rellenar todos los campos que se piden de entrada.

Las ecuaciones utilizadas para la programación de esta ventana se muestran en la sección 8.3.2, donde se explica a detalle la secuencia del diseño hidráulico y mecánico de la planta potabilizadora. Para visualizar y analizar los resultados obtenidos y generar el reporte con las hojas de cálculo que se diseñaron en la segunda etapa de la metodología, se deberá dar un clic en el botón de *Reporte*.

La ventana de ingreso de datos está integrado por 5 ventanas secundarias, en la primer ventana secundaria se encuentran los datos *Generales* del proyecto, ver Figura 8-32, la segunda es *Operación*, donde se encuentran los datos de operación de la planta, ver Figura 8-33, en la tercera se presentan los datos de *Diseño*, ver Figura 8-34, en la cuarta se encuentran las *Propiedades del medio filtrante*, ver Figura 8-35, y en la última ventana de encuentran los *Datos constantes* que se utilizan durante los cálculos, ver Figura 8-36. Esta hoja de cálculo se desarrolló con la finalidad de organizar todos los valores de entrada en una sola hoja, para mantener orden en la secuencia de los cálculos.

Figura 8-32. Ventana de datos generales del proyecto.

Figura 8-33. Ventana de datos de operación.

Figura 8-34. Ventana de datos de diseño.

Figura 8-35. Ventana de datos de propiedades medios filtrantes.

Figura 8-36. Ventana de datos constantes.

La hoja de reporte de Datos se divide en tres partes: datos de operación, de diseño y valores constantes, ver Figura 8-37.

En la sección de *Datos de operación* de la hoja de reporte se encuentran todos los datos que intervienen en la operación de la planta, tales como: caudal de diseño (m^3/s); tiempos de retrolavado (min), de recirculación (h), de sedimentación del agua de retrolavado (h), de extracción de lodos del espesador (min) y de almacenamiento en tanque de distribución (h); horas de operación de la planta por día (h), entrada del flujo de recirculación a múltiples de alimentación del filtro y temperatura del agua ($^{\circ}C$).

Los *datos de diseño* se dividen en seis apartados: (1) propiedades del material de construcción del cuerpo y tapa del filtro, (2) tasas de filtración y retrolavado, (3) espesores de los medios filtrantes, (4) propiedades y costo de los medios filtrantes, (5) velocidades máximas y mínimas de los múltiples de alimentación y descarga, (6) dimensiones geométricas propuesta para el espesador, cárcamos de lodo y agua tratada. Los datos constantes son aquellos que no cambian su valor, como: la

viscosidad cinética del agua, la aceleración de la gravedad y el peso específico de los medios filtrantes (arena, antracita y grava).

	NOTACIÓ N	VALOR	UNIDAD
DATOS DE OPERACIÓN			
Caudal de diseño	Q_t		m ³ /s
Tiempo de retrolavado	t_r		min
Tiempo de sedimentación de agua retrolavada	t_{sed}		hrs
Tiempo de recirculación	t_{rec}		hrs
Tiempo de extracción de lodos del espesador	t_{lodos}		min
Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución	t_a		hrs
Horas de operación de la planta por día	T_t		hrs
Entrada de flujo de recirculación a múltiple de alimentación a filtros			
Temperatura del agua	T		°C
DATOS DE DISEÑO			
Presión de Trabajo	P_t		bar
Material mínimo requerido para el filtro	M_t		
Esfuerzo máximo de tensión del material requerido para el filtro	S		kg/m ²
Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro	E_c		
Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro	E_t		
Espesor por corrosión	e_c		m
Costo del material requerido para el filtro (1 kg)	$\$m$		pesos
Tasa de filtración recomendada mínima	v_{fmin}		m/h
Tasa de filtración recomendada máxima	v_{fmax}		m/h
Tasa de retrolavado recomendada	v_r		m/h
Tasa de filtración recomendada máxima durante el retrolavado (+10%)	v_{frm}		m/h
Espesor del medio filtrante (Arena)	L_{ar}		cm
Espesor del medio filtrante (Antracita)	L_{an}		cm
Espesor del medio soporte (Grava)	L_s		cm
Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro	L_l		cm
Porcentaje de expansión máxima del medio filtrante	%exp		%
Porosidad del medio filtrante (Arena)	n_{ar}		
Porosidad del medio filtrante (Antracita)	n_{an}		
Porosidad del medio soporte (grava)	n_s		
Coefficiente de esfericidad medio filtrante (Arena)	CE_{ar}		
Coefficiente de esfericidad del medio filtrante (Antracita)	CE_{an}		
Coefficiente de esfericidad medio soporte	CE_{ms}		
Coefficiente de Uniformidad del medio filtrante (Arena)	CU_{ar}		mm

Coefficiente de Uniformidad del medio filtrante (Antracita)	CUan		mm
Tamaño efectivo del medio filtrante (Arena)	Dar ₁₀		mm
Tamaño efectivo del medio filtrante (Antracita)	Dan ₁₀		mm
Costo del medio filtrante Arena (1 m ³)	\$ _{ar}		pesos
Costo del medio filtrante Antracita (1 m ³)	\$ _{an}		pesos
Costo del medio soporte Grava (1 m ³)	\$ _s		pesos
Velocidad máxima en múltiple de alimentación	V _{amax}		m/s
Velocidad máxima en múltiple de descarga	V _{dmax}		m/s
Velocidad máxima en distribuidores superiores	V _{ds}		m/s
Costo actual del material de múltiples (acero al carbón)	\$ _{ac}		pesos
Bordo libre del espesador	B _l		cm
profundidad propuesta del espesador	h _{os}		m
Ángulo de fondo del espesador	θ _{fondo}		Grados
Profundidad propuesta del cárcamo de lodos	h _{ol}		m
Profundidad propuesta del cárcamo de agua tratada	h _{ot}		m
DATOS CONSTANTES			
Viscosidad cinemática del agua	v _{ms}		m ² /s
Aceleración de la gravedad	g		cm/s ²
Peso específico de la arena	ρ _{ar}		kg/m ³
Peso específico de la antracita	ρ _{an}		kg/m ³
Peso específico de la grava	ρ _s		kg/m ³

Figura 8-37. Hoja de los datos generales de cálculo.

8.3.4.3 REPORTE

Esta ventana permite generar un reporte o memoria de cálculo, con las hojas de cálculo que se diseñaron en Excel; el reporte se puede guardar en dos tipos de formato: en un libro de Excel y en archivo PDF, ver Figura 8-38.

El usuario debe seleccionar la casilla de la hoja de cálculo que desea visualizar o guardar, además tiene la opción de seleccionar todas las hojas al hacer clic en la casilla “seleccionar todo”. Después debe elegir uno de los dos botones: “Crear en Excel” o “Crear en PDF”, al dar clic en el botón, automáticamente se abre la ventana

emergente <Guardar como> de Windows y debe ubicar el origen donde guardará el archivo.

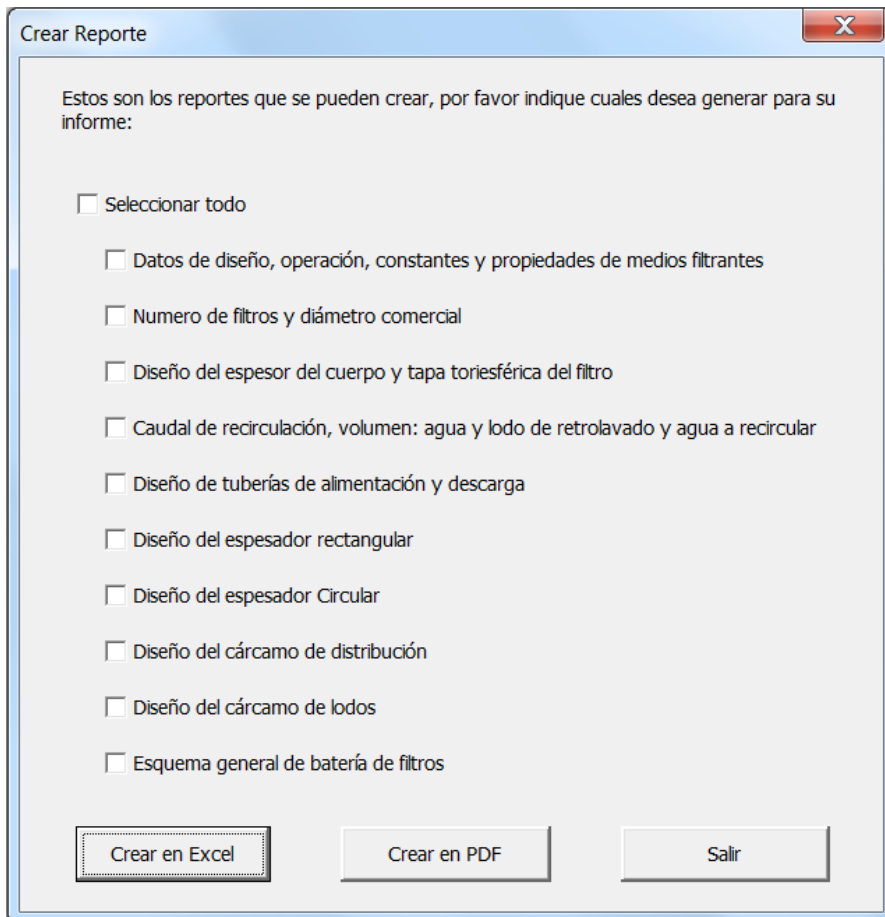


Figura 8-38. Ventana para Crear reporte.

En esta hoja de cálculo se presenta el esquema general de una planta potabilizadora, considerando el número de filtros calculados y los componentes principales de una planta potabilizadora de Filtración Directa, ver Figura 8-39.

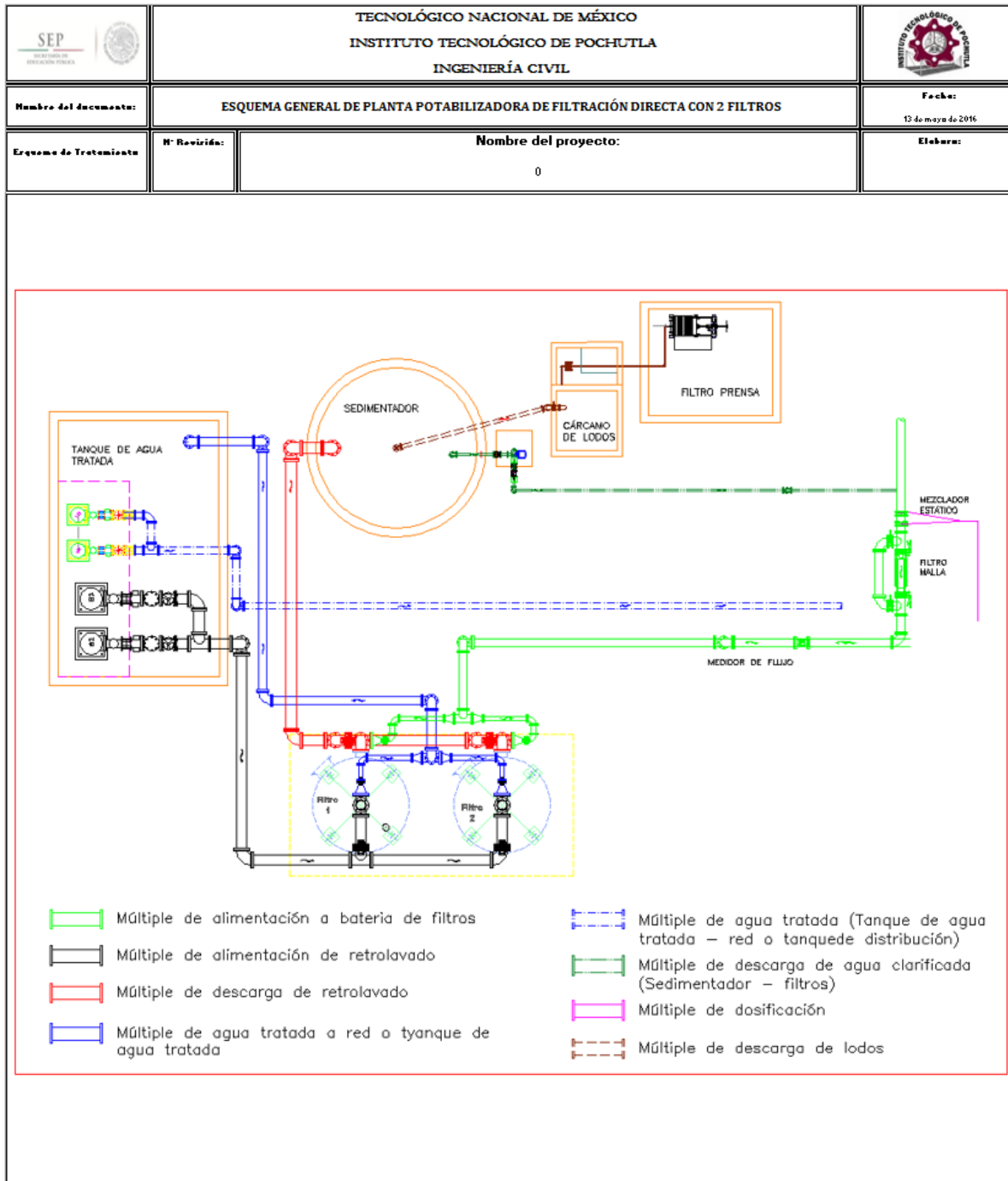


Figura 8-39. Hoja del esquema general de planta potabilizadora.

8.3.4.4 FILTROS

Esta ventana determina el número y las dimensiones de los filtros para un caudal de diseño determinado, con un valor máximo de 120 L/s. Permite elegir dos opciones: menor costo y menor área. La ventana está integrada por dos ventanas secundarias, la primera es para introducir los datos de entrada y en la segunda se presentan los resultados ver Figura 8-40.

The figure shows two screenshots of a software window titled "NÚMERO DE FILTROS Y DIÁMETRO COMERCIAL".

The left screenshot shows the "DATOS" tab with the following input fields:

- Caudal de diseño: m³/s
- Tiempo de retrolavado: min
- Tiempo de recirculación: h
- Material mínimo requerido para el filtro: kg/m²
- Esfuerzo máximo de tensión del material requerido para el filtro: kg/m²
- Eficiencia de soldadura para junta a tope del cuerpo del filtro:
- Eficiencia de soldadura para junta a tope de la tapa del filtro:
- Espesor por corrosión: m
- Tasa de filtración recomendada mínima: m/h
- Tasa de filtración recomendada máxima: m/h
- Tasa de retrolavado recomendada: m/h
- Tasa de filtración recomendada máxima durante el retrolavado: m/h
- Espesor del lecho filtrante (Arena): cm
- Espesor del lecho filtrante (Antracita): cm
- Espesor del medio soporte (Grava): cm
- Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro: cm
- Peso específico de la Arena: cm
- Peso específico de la Antracita: cm
- Peso específico de la Grava: cm
- Costo del material requerido para el filtro: cm
- Costo actual del material de múltiples (acero al carbon): cm
- Velocidad máxima en múltiple de alimentación: m/s
- Velocidad máxima en múltiple de descarga: m/s

The right screenshot shows the "RESULTADOS" tab with the following output fields:

- Altura parte recta de filtros: m
- Número de filtros:
- Área requerida: m²
- Área requerida por filtro: m²
- Diámetro requerido por filtro: m
- Diámetro: m
- Área filtro comercial: m²
- Tasa de operación normal: m/h
- Tasa de operación durante retrolavado máxima sin: m/h

Both windows have buttons for "REGISTRAR", "LIMPIAR", and "SALIR" at the bottom.

Figura 8-40. Ventana de adquisición de datos y resultados para Filtros.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-41. Está diseñada para mostrar el número de filtros y sus dimensiones, los datos de entrada son los siguientes: el caudal de diseño (m³/s), tasa de filtración recomendada mínima (m/h), tasa de filtración recomendada máxima (m/h), tasa de retrolavado recomendada (m/h), espesores de los medios filtrantes arena, antracita y grava (cm), espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro (cm) y porcentaje de expansión máxima del medio filtrante (cm).

Los resultados que se obtienen son los siguientes: la altura de la parte recta del filtro (m), el número de filtros (considerando los criterios mencionados en el capítulo 1), área requerida de filtración (m²), área requerida por filtro diámetro requerido por filtro (m²), diámetro comercial (m), área de filtro comercial (m²), tasa de operación normal máxima sin recirculación (m/h) y tasa de operación durante el retrolavado máxima sin recirculación (m/h).

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:			Elaboro:
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Caudal de diseño		Q_t		m ³ /s	
Tasa de filtración recomendada mínima		V_{fmin}		m/h	
Tasa de filtración recomendada máxima		V_{fmax}		m/h	
Tasa de retrolavado recomendada		V_r		m/h	
Espesor del medio filtrante (Arena)		L_{ar}		cm	
Espesor del medio filtrante (Antracita)		L_{an}		cm	
Espesor del medio soporte (Grava)		L_g		cm	
Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro		L_l		cm	
Porcentaje de expansión máxima del medio filtrante		%exp		cm	
RESULTADOS					
Altura parte recta de filtros		H_f		m	$H_f = L_{ar} + L_{an} + L_g + L_l + \%exp$
Número de filtros		N_f			Menor: n° de filtros en batería, diámetro y área de terreno
Area Requerida		A_t		m ²	$A_t = \frac{Q_t}{V_{fmax}}$
Area requerida por Filtro		A_f		m ²	$A_f = \frac{A_t}{N_f}$
Diámetro requerido por filtro		D_f		m	$D_f = \sqrt{\frac{4 \cdot A_f}{\pi}}$
Diámetro comercial		$D_c = D_i$		m	Menor: n° de filtros en batería, diámetro y área de terreno
Área filtro comercial		A_{fc}		m ²	$A_{fc} = \frac{\pi \cdot D_c^2}{4}$
Tasa de operación normal máxima sin recirculación		V_{fmax}		m/h	$V_{fmax} = \frac{Q_t}{(A_{fc} \cdot N_f)}$
Tasa de operación durante retrolavado máxima sin recirculación		V_{Rmax}		m/h	$V_{Rmax} = \frac{Q_t}{(A_{fc}(N_f - 1))}$

Figura 8-41. Hoja de cálculo para determinar el número de filtros y diámetro comercial.

8.3.4.5 ESPESORES

Esta ventana determina las dimensiones del cuerpo y de la tapa de los filtros, tales como: espesor mínimo sin corrosión, espesor mínimo con corrosión y el espesor

comercial, así como la presión de diseño. Las ecuaciones utilizadas en esta ventana se presentan en el apartado 8.2.1.5.2, para la introducción de los datos y ver los resultados se utilizan las ventanas de la ver Figura 8-42 e Figura 8-43.

CUERPO DEL FILTRO

DATOS

Presión de trabajo: kg/m

Material mínimo requerido:

Esfuerzo máximo a tensión del acero: kg/m

Eficiencia de soldadura:

Radio interno del filtro: m

Espesor por corrosión: m

RESULTADOS

Presión de diseño: kg/m

Espesor mínimo sin corrosión: Plg

Espesor mínimo con corrosión: Plg

Espesor comercial: Plg

REGISTRAR LIMPIAR SALIR

Figura 8-42. Ventana, cuerpo.

TAPA TORIESFÉRICA

DATOS

Presión de trabajo: Kg/m²

Material mínimo requerido:

Esfuerzo máximo a tensión del acero: Kg/m²

Eficiencia de soldadura:

Diámetro interno del filtro: m

Espesor por corrosión: m

RESULTADOS

Presión de diseño: Kg/m²

Espesor mínimo sin corrosión: Plg

Espesor mínimo con corrosión: Plg

Espesor comercial: Plg

REGISTRAR LIMPIAR SALIR

Figura 8-43. Ventana, tapa.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-44. Los datos de entrada son los siguientes: la presión de trabajo (kg/m^2), esfuerzo máximo a tensión del acero (kg/m^2), eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro, eficiencia de la soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro, espesor por corrosión (m), diámetro interno del filtro o radio de abombado de la tapa (m), radio interior del filtro (m).

Los resultados que se obtienen son los siguientes: la presión de diseño (kg/m^2), espesor mínimo sin corrosión (plg), espesor mínimo con corrosión (plg) y el espesor mínimo comercial (plg), para cuerpo y tapa de los filtros.

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:			Elaboro:
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Presión de trabajo		P_t		Kg/m^2	
Esfuerzo máximo a tensión del acero		S		Kg/m^2	
Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro		E_c			
Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro		E_t			
Espesor por corrosión		e_c		m	
Diámetro interno del filtro o Radio de abombado de la tapa		$D_i = L$		m	
Radio interior del filtro		R		m	
RESULTADOS					
Presión de Diseño		P		Kg/m^2	$P = P_t + \text{el mayor}$ (30 psi ó 1.1 P_t)
Cuerpo del filtros					
Espesor mínimo sin corrosión		$e_{s/c}$		plg	$e_{s/c} = \frac{PR}{SE_c - 0.6P}$
Espesor mínimo con corrosión		$e_{c/c}$		plg	$e_{c/c} = \frac{PR}{SE_c - 0.6P} + e_c$
Espesor mínimo comercial del cuerpo del filtro		e_f		plg	
Tapa toriesférica					
Espesor mínimo sin corrosión		$et_{s/c}$		plg	$et_{s/c} = \frac{0.885PL}{SE_t - 0.1P}$
Espesor mínimo con corrosión		$et_{c/c}$		plg	$et_{c/c} = \frac{0.885PL}{SE_t - 0.1P} + e_c$
Espesor mínimo comercial de la Tapa toriesférica		e_t		plg	

Figura 8-44. Hoja de cálculo para el espesor del cuerpo y tapa toriesférica del filtro.

8.3.4.6 RECIRCULACIÓN

Esta ventana determina el caudal de recirculación y volúmenes, tales como: de agua de retrolavado, lodo y agua clarificada. Las ecuaciones utilizadas en esta ventana se presentan en el apartado 8.2.1.5.6; para introducir los datos y ver los resultados se utilizan las ventanas de la Figura 8-45.

Al dar clic al botón *Registrar*, envía un mensaje emergente en pantalla con la frase “Se modificó el tiempo de recirculación, porque es mayor que las horas de operación”, enseguida lo que realiza el módulo es calcular el tiempo de recirculación y el resultado lo escribe en datos de entrada, esto sucede cuando el ciclo completo de retrolavados por día es mayor al tiempo total de operación de la planta, si no fuera el caso muestra los resultados normales.

RECIRCULACIÓN Y VOLUMENES GENERADOS ✖

DATOS

Nº de filtros :

Nº de filtros en retrolavado por día:

Área filtro comercial: m²

Caudal de diseño: m³/s

Tasa de retrolavado recomendada: m³/hrs

Horas de operación de la planta por día: h

Tiempo de retrolavado: min

Tiempo de sedimentación de agua retrolavada: min

Tiempo de recirculación: h

Tiempo de extracción de lodos del sedimentador: min

Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución: h

Entrada de flujo de recirculación a múltiple de alimentación a filtros: SI NO

RESULTADOS

Caudal de retrolavado: m³/s

Volumen de agua de retrolavado: m³

Volumen de lodo por retrolavado: m³

Volumen de agua a recircular: m³

Caudal de recirculación desde el sedimentador: L/s

Porcentaje de recirculación (+/- 10% Qt): %

Ciclo completo de retrolavados por día: hrs

Caudal de diseño más recirculación: m³/s

Tasa de filtración normal máxima: m/h

Tasa de operación durante retrolavado máxima: m/h

Figura 8-45. Ventana recirculación.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-46. Los datos de entrada son los siguientes: el número de filtros, área filtro comercial (m^2), caudal de diseño (m^3/s), tasa de retrolavado recomendada (m/h), horas de operación de la planta por día (hrs), tiempo de retrolavado (min), tiempo de sedimentación del agua de retrolavado (min), tiempo de recirculación (hrs), tiempo de extracción de lodos del espesador (min) y tiempo de almacenamiento en tanque de distribución (hrs).

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:			Elabora:
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Número de filtros		N_f			
Área filtro comercial		A_{fc}		m^2	
Caudal de diseño		Q_d		m^3/s	
Tasa de retrolavado recomendada		v_r		m/h	
Tiempo y caudal de recirculación					
Horas de operación de la planta por día		T_o		hrs	
Tiempo de retrolavado		t_r		min	
Tiempo de sedimentación de agua retrolavada		t_{sed}		min	
Tiempo de recirculación		t_{rec}		hrs	
Tiempo de extracción de lodos del espesador		t_{lodos}		min	
Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución		t_a		hrs	
RESULTADOS					
Volumen de agua y lodo de retrolavado y a recircular					
Caudal de retrolavado		Q_{ret}		m^3/s	$Q_{ret} = A_{fc} \cdot v_r$
Volumen de agua de retrolavado		V_r		m^3	$V_r = (A_{fc} \cdot v_r \cdot t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado		V_l		m^3	$V_l = V_r \cdot 1\%$
Volumen mínimo del espesador		V_m		m^3	$V_m = V_r + V_l$
Volumen de agua a recircular		V_{ar}		m^3	$V_{ar} = V_r - V_l$
Cálculo de tiempo y caudal de recirculación					
N° de filtros en retrolavado por día		f_r			
Caudal de recirculación desde el espesador		Q_{rec}		L/s	$Q_{rec} = \frac{V_{ar}}{t_{rec}}$
Porcentaje de recirculación (+/- 20% de Q_d)		$\%_{rec}$		$\%$	$\%_{rec} = \frac{Q_{rec}}{Q_d}$
Ciclo completo de retrolavados por día		C_{rec}		hrs	$C_{rec} = (t_r + t_{sed} + t_{rec} + t_{lodos}) \cdot N_f$
Caudal de diseño+Recirculación					
Caudal de diseño más Recirculación		Q_{d+rec}		m^3/s	$Q_{d+rec} = Q_d + Q_{rec}$
Tasa de filtración normal máxima con recirculación		v_{fmax}		m/h	$v_{fmax} = \frac{Q_{d+rec}}{(A_{fc} \cdot N_f)}$
Tasa de operación durante retrolavado máxima con recirculación		v_{fmax}		m/h	$v_{fmax} = \frac{Q_{d+rec}}{(A_{fc}(N_f - 1))}$

Figura 8-46. Hoja de cálculo para determinar caudal de recirculación, volumen: agua y lodo de retrolavado y agua clarificada.

Los resultados que se obtienen son los siguientes: el caudal de retrolavado (m^3/s), volumen de agua de retrolavado (m^3), volumen de lodo por retrolavado (m^3), volumen mínimo del espesador (m^3), volumen de agua a recircular (m^3), el número de filtros en retrolavado por día, caudal de recirculación desde el espesador (L/s), porcentaje de recirculación (+/- el 20% del caudal de diseño) (%), ciclo completo de retrolavados

por día, caudal de diseño más recirculación (m^3/s), tasa de filtración normal máxima con recirculación (m/h) y tasa de operación durante retrolavado máxima con recirculación (m/h).

8.3.4.7 DISEÑO HIDRÁULICO

Esta ventana determina las dimensiones de los múltiples de alimentación y descarga, se considera el tipo de material y diámetro comercial de la tubería. Está integrado por dos ventanas secundarias, la primera es *Datos* donde se introducen los datos de entrada, la segunda es *Resultados* donde se muestran los resultados, tales como: caudal de diseño (m^3/s), diámetro comercial (plg), área comercial (m^2) y velocidad (m/s), ver Figura 8-47 y Figura 8-48.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-49 Los datos de entrada son los siguientes: el caudal de diseño (m^3/s), el caudal de diseño más recirculación (m^3/s), caudal de retrolavado (m^3/s), velocidad máxima en múltiple de alimentación (m/s), velocidad máxima en múltiple de descarga (m/s), numero de filtros, volumen de agua a recircular (m^3), volumen de lodo por retrolavado (m^3), tiempo de recirculación (hrs) y tiempo de extracción de lodos del espesor (min).

Figura 8-47. Ventana para el diseño hidráulico (Datos).

The screenshot shows a software window titled "DISEÑO TUBERÍAS" with a "RESULTADOS" tab selected. The window is divided into several sections for different pipe configurations, each with input fields for diameter, area, and velocity.

- MÚLTIPLE DE ALIMENTACIÓN:**
 - Díámetro: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s
- TUBERÍA DE ENTRADA Y SALIDA RETROLAVADO A CADA FILTRO:**
 - Díámetro: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s
- TUBERÍA DE ALIMENTACIÓN A FILTRO EN OPERACIÓN NORMAL:**
 - Caudal por filtro en operación: [] m³/s
 - Díámetro: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s
- TUBERÍA DE AGUA CLARIFICADA:**
 - Caudal de recirculación: [] m³/s
 - Díámetro comercial: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s
- DURANTE EL RETROLAVADO DE UN FILTRO:**
 - Caudal por filtro durante el retrolavado de un filtro: [] m³/s
 - Díámetro comercial: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s
- TUBERÍA DE EXTRACCIÓN DE LODOS:**
 - Caudal de recirculación: [] m³/s
 - Díámetro comercial: [] plg
 - Área de tubería: [] m²
 - Velocidad: [] m/s

At the bottom of the window are three buttons: "REGISTRAR", "LIMPIAR", and "SALIR".

Figura 8-48. Ventana para el diseño hidráulico (Resultados).

Los resultados que se obtienen son los siguientes:

- Múltiple de alimentación a filtros: diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).
- Múltiple de alimentación a filtro en operación normal: caudal por filtro (m³/s), diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).
- Múltiple de alimentación durante el retrolavado de un filtro: caudal por filtro (m³/s), diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).
- Múltiple de entrada y salida de retrolavado a cada filtro: diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).
- Múltiple de agua clarificada: caudal de recirculación (m³/s), diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).
- Múltiple de extracción de lodos del espesador al cárcamo de lodos: caudal de lodos (m³/s), diámetro comercial (plg), área de tubería (m²) y velocidad (m).

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:			Elaboro:
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FORMULA
DATOS					
Caudal de diseño	Q_d			m ³ /s	
Caudal de diseño más Recirculación	Q_{d+rec}			m ³ /s	
Caudal de retrolavado	Q_{ret}			m ³ /s	
Velocidad máxima en múltiple de alimentación	v_{dmax}			m/s	
Velocidad máxima en múltiple de descarga	v_{dmax}			m/s	
Número de filtros	N_f				
Volumen de agua a recircular	V_{ar}			m ³	
Volumen de lodo por retrolavado	V_l			m ³	
Tiempo de recirculación	t_{rec}			h	
Tiempo de extracción de lodos del espesador	t_{lodos}			min	
RESULTADOS					
Múltiple de alimentación a filtros					
Diámetro comercial	D_{ct}			plg	$D_f = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{d+rec}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{ta}			m ²	$A_{ta} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{ta}			m/s	$v_{ta} = \frac{Q_{d+rec}}{A_{ta}}$
Múltiple de alimentación a filtro en operación normal					
Caudal por filtro	Q_{fo}			m ³ /s	$Q_{fo} = \frac{Q_{d+rec}}{N_f}$
Diámetro comercial	D_{ct}			plg	$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{fo}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{ton}			m ²	$A_{ton} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{ton}			m/s	$v_{ton} = \frac{Q_{fo}}{A_{ton}}$
Múltiple de alimentación durante el retrolavado de un filtro					
Caudal por filtro	Q_{fr}			m ³ /s	$Q_{fr} = \frac{Q_{ret}}{(N_f-1)}$
Diámetro comercial	D_{ct}			plg	$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{fr}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{tar}			m ²	$A_{tar} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tar}			m/s	$v_{tar} = \frac{Q_{fr}}{A_{tar}}$
Múltiple de entrada y salida retrolavado a cada filtro					
Diámetro comercial	D_{ct}			plg	$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{ret}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{tr}			m ²	$A_{tr} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tr}			m/s	$v_{tr} = \frac{Q_{ret}}{A_{tr}}$
Múltiple de agua clarificada					
Caudal de recirculación	Q_{rec}			m ³ /s	$Q_{rec} = \frac{V_{ar}}{t_{rec}}$
Diámetro comercial	D_{ct}			plg	$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{rec}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{tcl}			m ²	$A_{tcl} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tcl}			m/s	$v_{tcl} = \frac{Q_{rec}}{A_{tcl}}$
Múltiple de extracción de lodos del espesador al cárcamo de lodos					
Caudal de lodos	Q_{lodo}			m ³ /s	$Q_{lodo} = \frac{V_l}{t_{lodo}}$
Diámetro comercial	D_{cl}			plg	$D_{cl} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{lodo}}{\pi \cdot v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{tl}			m ²	$A_{tl} = \frac{\pi D_{cl}^2}{4}$
Velocidad	v_{tl}			m/s	$v_{tl} = \frac{Q_{lodo}}{A_{tl}}$

Figura 8-49. Hoja de cálculo para el diseño de tuberías de alimentación y descarga.

8.3.4.8 ESPESADOR

Esta ventana determina las dimensiones del espesador tipo tolva rectangular y circular, están divididas por dos secciones, la primera es para introducir los datos de entrada y en la segunda se muestran los resultados, además en la parte inferior muestra un esquema del espesador rectangular y circular, ver Figura 8-50 y Figura 8-51.

Figura 8-50. Ventana del espesador rectangular.

Figura 8-51. Ventana del espesador circular.

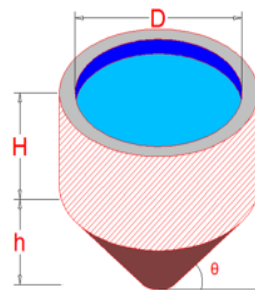
La hoja de cálculo del espesador rectangular y circular tipo tolva se muestra en la Figura 8-52 e Figura 8-53 respectivamente. Los datos de entrada son los siguientes: el área de filtro comercial (m^2), tasa de retrolavado recomendada (m/h), tiempo de retrolavado (min), profundidad (m) y ángulo de fondo del espesador (grados centígrados).

Los resultados que se obtienen son los siguientes: el volumen de agua de retrolavado (m^3), volumen de lodo por retrolavado (m^3), volumen mínimo del espesador (m^3), volumen de agua a recircular (m^3), la altura de la parte del rectángulo (m), altura de la tolva (m) y largo/ancho (m). El usuario debe modificar el valor de la profundidad si no está de acuerdo con las dimensiones encontradas con el primer valor propuesto.

Esquema de Tratamiento	N° Reciclada	Nombre del proyecto:	Elaboró:		
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Área filtro comercial	A_f	1.17	m^2		
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00	m/h		
Tiempo de retrolavado	t_r	10.00	min		
Profundidad propuesta del espesador	h_{prop}	3.00	m		
Ángulo de fondo del espesador	θ_{fondo}	45.00	Grados		
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado	V_r	11.675	m^3		$V_r = (A_f \cdot v_r \cdot t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado	V_l	0.117	m^3		$V_l = V_r \cdot 1\%$
Volumen mínimo del espesador	V_m	11.791	m^3		$V_m = V_r + V_l$
Volumen de agua a recircular	V_{ar}	11.558	m^3		$V_{ar} = V_r - V_l$
Altura del rectángulo	H		m		
Altura de la tolva	h		m		
Lado del espesador rectangular	ab		m		
<p>SEDIMENTADOR RECTANGULAR</p>					

Figura 8-52. Hoja de cálculo para el diseño del espesador rectangular.

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboro:		
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Área filtro comercial	A_{fc}	1.17	m^2		
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00	m/h		
Tiempo de retrolavado	t_r	10.00	min		
Profundidad propuesta del espesador	h_{pa}	3.00	m		
Ángulo de fondo del espesador	θ_{fondo}	45.00	$Grados$		
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado	V_r	11.675	m^3		$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado	V_l	0.117	m^3		$V_l = V_r * 1\%$
Volumen mínimo del espesador	V_{es}	11.791	m^3		$V_{es} = V_r + V_l$
Volumen de agua a recircular	V_{ar}	11.558	m^3		$V_{ar} = V_r - V_l$
Altura del cilindro (H)	H		m		
Altura de la tolva (h)	h		m		
Diámetro del espesador circular	D_{ec}		m		$D = \sqrt{\frac{4 * V_{es}}{\pi * H_{cil}}}$



SEDIMENTADOR CIRCULAR

Figura 8-53. Hoja de cálculo para el diseño del espesador circular.

8.3.4.9 CÁRCAMO DE LODOS

Esta ventana determina las dimensiones del cárcamo de lodos de forma circular y rectangular, están divididas por dos secciones, la primera es para introducir los datos de entrada y en la segunda muestra los resultados, además muestra un esquema del cárcamo circular y rectangular; para introducir los datos y ver los resultados se utiliza la ventana de la Figura 8-54.

Figura 8-54. Ventana del cárcamo de lodos.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-55. Los datos de entrada son los siguientes: el área de filtro comercial (m^2), tasa de retrolavado recomendada (m/h), tiempo de retrolavado (min), número de filtros en retrolavado por día y profundidad propuesta del cárcamo de lodos (m).

Los resultados que se obtienen son los siguientes: el volumen de agua de retrolavado (m^3), el volumen de lodo por retrolavado (m^3), volumen total de lodo por día (m^3) y área de superficie del cárcamo (m^2), y las dimensiones de:

- Cárcamo circular: diámetro y profundidad propuesta en (m).

- Cárcamo rectangular: largo, ancho y profundidad propuesta en (m).

El usuario debe modificar el valor de la profundidad si no está de acuerdo con las dimensiones encontradas con el primer valor propuesto.

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elabora:		
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Área filtro comercial		A_{fc}		m^2	
Tasa de retrolavado recomendada		v_r		m/h	
Tiempo de retrolavado		t_r		min	
N° de filtros en retrolavado por día		f_r			
Profundidad propuesta del cárcamo de lodos		h_{ol}		m	
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado		V_r		m^3	$V_r = (A_{fc} \cdot v_r \cdot t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado		V_l		m^3	$V_l = V_r \cdot 1\%$
Volumen total de lodo por día		V_{ld}		m^3	$V_{ld} = V_l \cdot f_r$
Área de superficie del cárcamo		A_{scf}		m^2	$A_{scf} = \frac{V_{ld}}{h_{ol}}$
Cárcamo Circular					
Diámetro		D		m	$D = \sqrt{\frac{4 \cdot V_{ld}}{\pi \cdot h_{ol}}}$
Profundidad		h		m	
Cárcamo Rectangular					
Largo		b		m	$b = \sqrt{A_{scf}}$
Ancho		a		m	$a = \sqrt{A_{scf}}$
Profundidad		h		m	
<p>CÁRCAMO CIRCULAR</p>			<p>CÁRCAMO RECTANGULAR</p>		

Figura 8-55. Hoja de cálculo para el diseño de cárcamo de lodos.

8.3.4.10 CÁRCAMO DE AGUA TRATADA

Esta ventana determina las dimensiones del cárcamo de agua tratada circular y rectangular, está dividido por dos secciones, la primera es para introducir los datos de entrada y en la segunda se muestran los resultados, además muestra un esquema del cárcamo circular y rectangular, ver Figura 8-56.

Figura 8-56. Ventana del cárcamo de agua tratada.

La hoja de cálculo se muestra en la Figura 8-57. Los datos de entrada son los siguientes: el caudal de diseño (m^3/s), área de filtro comercial (m^2), tasa de retrolavado recomendada (m/h), tiempo de retrolavado (min), tiempo de almacenamiento en cárcamo de distribución (hrs) y profundidad propuestas del cárcamo de agua tratada (m).

Los resultados que se obtiene son los siguientes: el volumen de agua de retrolavado (m^3), volumen de agua tratada (m^3), área de superficie del cárcamo (m^2), y las dimensiones de:

- Cárcamo circular: diámetro y profundidad propuesta en (m).
- Cárcamo rectangular: largo, ancho y profundidad propuesta en (m).

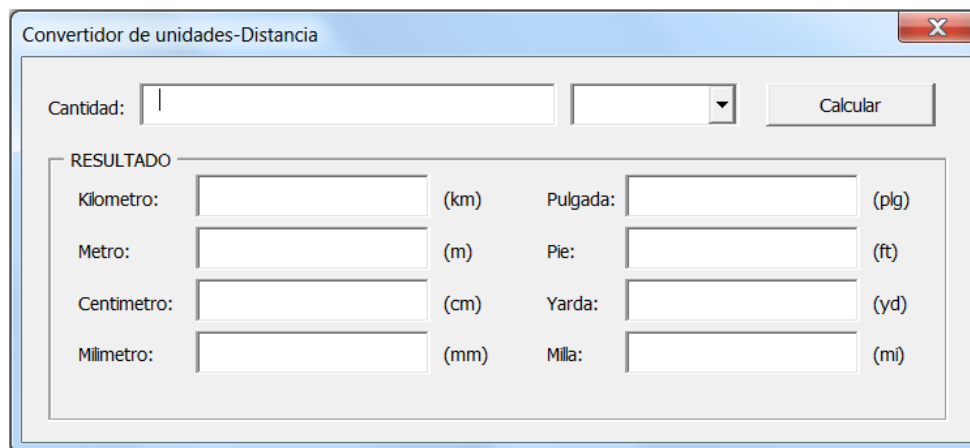
El usuario debe modificar el valor de la profundidad si no está de acuerdo con las dimensiones encontradas con el primer valor propuesto.

Esquema de Tratamiento	N.º Revisión:	Nombre del proyecto:	Elevación:		
		0			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Caudal de diseño		Q_d			
Área filtro comercial		A_{fc}		m^2	
Tasa de retrolavado recomendada		v_r		m/h	
Tiempo de retrolavado		t_r		min	
Tiempo de almacenamiento en cárcamo de distribución		t_a		hrs	
Profundidad propuesta del cárcamo de agua tratada		h_{ot}		m	
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado		V_r		m^3	$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r)$
Volumen de agua tratada		V_{at}		m^3	$V_{at} = (t_a * Q_d) + V_r$
Área de superficie del cárcamo		A_{sc}		m^2	$A_{sc} = \frac{V_{at}}{h_{ot}}$
Cárcamo Circular					
Diámetro		D_{car}		m	$D_{car} = \sqrt{\frac{4 * V_{at}}{\pi * h_{ot}}}$
Profundidad		h_{cc}		m	
Cárcamo Rectangular					
Largo		b		m	$b = \sqrt{A_{sc}}$
Ancho		a		m	$a = \sqrt{A_{sc}}$
Profundidad		h_{cr}		m	

Figura 8-57. Hoja de cálculo para el diseño de cárcamo de agua tratada.

8.3.4.11 CONVERTIDORES DE UNIDADES DE DISTANCIA Y ÁREA

Esta ventana convierte unidades de distancia y área, para utilizarlo deberá escribir el valor en el campo de *Cantidad* y elegir la unidad de medida y oprimir el botón “Calcular”, enseguida los resultados que se obtienen son los siguientes, kilometro, metro, centímetro, milímetro, pulgada, pie, yarda y milla, y para introducir los datos y ver los resultados se utilizan las ventanas de la Figura 8-58 e Figura 8-59, respectivamente.



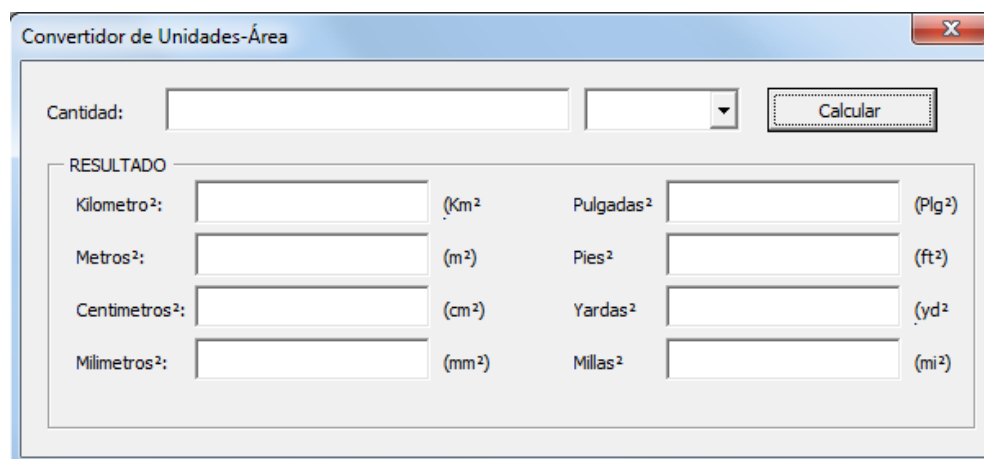
Convertidor de unidades-Distancia

Cantidad:

RESULTADO

Kilometro:	<input type="text"/>	(km)	Pulgada:	<input type="text"/>	(plg)
Metro:	<input type="text"/>	(m)	Pie:	<input type="text"/>	(ft)
Centimetro:	<input type="text"/>	(cm)	Yarda:	<input type="text"/>	(yd)
Milimetro:	<input type="text"/>	(mm)	Milla:	<input type="text"/>	(mi)

Figura 8-58. Ventana convertidor de unidades de distancia.



Convertidor de Unidades-Área

Cantidad:

RESULTADO

Kilometro²:	<input type="text"/>	(Km²)	Pulgadas²	<input type="text"/>	(Plg²)
Metros²:	<input type="text"/>	(m²)	Pies²	<input type="text"/>	(ft²)
Centimetros²:	<input type="text"/>	(cm²)	Yardas²	<input type="text"/>	(yd²)
Milímetros²:	<input type="text"/>	(mm²)	Millas²	<input type="text"/>	(mi²)

Figura 8-59. Ventana convertidor de unidades de área.

8.3.4.12 AYUDA

Esta ventana se integró a la cinta personalizada con el objetivo de brindar apoyo al usuario. La información complementaria que ofrece la ventana de “ayuda” es para que el usuario tenga una idea más amplia de las funciones de las ventanas, ver Figura 8-60.



Figura 8-60. Ventana de ayuda.

8.3.4.13 ACERCA DE

Esta ventana proporciona información sobre la aplicación de Filtración Directa, muestra la leyenda de derechos de autor e información de los autores, ver Figura 8-61.



Figura 8-61. Ventana acerca de.

8.4 RESULTADOS

8.4.1 EJEMPLO DE APLICACIÓN CON LA CINTA PERSONALIZADA

Se utilizó la aplicación de Filtración Directa para realizar la ingeniería básica del proyecto: *"Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango"*, realizado por el personal del IMTA de la Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua y Subcoordinación de Potabilización en el año 2015, con la finalidad de comparar los resultados con la aplicación desarrollada en este trabajo. A continuación se muestran los datos generales del proyecto (González-Herrera A. et al., 2015).

Datos generales:

Caudal de extracción:	$Q = 111.6 \text{ L/s}$
Tasa de filtración recomendada:	$7.2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h} = 7.2 \text{ m/h}$
Tasa de retrolavado recomendada:	$60 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h} = 60 \text{ m/h}$
Material del tanque	Acero al carbón A285 grado C
Caudal de recirculación:	$Q = 6.76 \text{ L/s}$
Caudal de diseño:	$Q = 118.33 \text{ L/s}$

A continuación se presenta un reporte o memoria de cálculo utilizando la aplicación Filtración Directa, se utilizaron los mismos datos generales del proyecto realizado por González-Herrera A. et al., (2015), para realizar comparaciones y análisis de los resultados.

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboro:	
	1			
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD
DATOS DE OPERACIÓN				
Caudal de diseño	Q_t	0.1116		m^3/s
Tiempo de retrolavado	t_r	10.0		min
Tiempo de sedimentación de agua retrolavada	t_{sed}	1.0		h
Tiempo de recirculación	t_{rec}	0.9		h
Tiempo de extracción de lodos del espesador	t_{lodos}	10.0		min
Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución	t_a	0.5		h
Horas de operación de la planta por día	T_t	24.0		hrs
Entrada de flujo de recirculación a múltiple de alimentación a filtros	E_f	Si		
Temperatura del agua	T	25		$^{\circ}C$
DATOS DE DISEÑO				
Presión de Trabajo	P_t	3		bar
Material mínimo requerido para el filtro	M_t	ASTM A-285 Gr C		
Esfuerzo máximo de tensión del material requerido para el filtro	S	9700000		kg/m^2
Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro	E_c	Inspección parcial (85%)	0.85	
Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro	E_t	Inspección al 100%	1.00	
Espesor por corrosión	e_c	0.0015875		m
Costo del material requerido para el filtro (1 kg)	$\$_{m}$	85.00		pesos
Tasa de filtración recomendada mínima	v_{fmin}	5.00		m/h
Tasa de filtración recomendada máxima	v_{fmax}	7.00		m/h
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00		m/h
Tasa de filtración recomendada máxima durante el retrolavado (+10%)	v_{frm}	12		m/h
Espesor del medio filtrante (Arena)	L_{ar}	70		cm
Espesor del medio filtrante (Antracita)	L_{an}	30		cm
Espesor del medio soporte (Grava)	L_s	30		cm
Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro	L_l	20		cm
Porcentaje de expansión máxima del medio filtrante	%exp	70		cm
Porosidad del medio filtrante (Arena)	n_{ar}	0.40		
Porosidad del medio filtrante (Antracita)	n_{an}	0.60		
Porosidad del medio soporte (grava)	n_s	0.50		
Coefficiente de esfericidad medio filtrante (Arena)	CE_{ar}	0.80		
Coefficiente de esfericidad del medio filtrante (Antracita)	CE_{an}	0.70		
Coefficiente de esfericidad medio soporte	CE_{ms}	0.60		
Coefficiente de Uniformidad del medio filtrante (Arena)	CU_{ar}	1.61		mm
Coefficiente de Uniformidad del medio filtrante (Antracita)	CU_{an}	1.65		mm
Tamaño efectivo del medio filtrante (Arena)	D_{ar10}	0.33		mm
Tamaño efectivo del medio filtrante (Antracita)	D_{an10}	0.60		mm
Costo del medio filtrante Arena (1 m^3)	$\$_{ar}$	3710.00		pesos
Costo del medio filtrante Antracita (1 m^3)	$\$_{an}$	4240.00		pesos
Costo del medio soporte Grava (1 m^3)	$\$_s$	2700.00		pesos
Velocidad máxima en múltiple de alimentación	v_{amax}	3.50		m/s
Velocidad máxima en múltiple de descarga	v_{dmax}	3.50		m/s
Velocidad máxima en distribuidores superiores	v_{ds}	3.50		m/s
Costo actual del material de múltiples (acero al carbón)	$\$_{ac}$	100.00		pesos
Bordo libre del espesador	B_l	20		cm
Profundidad propuesta del espesador	h_{qe}	3.00		m
Ángulo de fondo del espesador	θ_{fondo}	45.00		$^{\circ}$ Grados
Profundidad propuesta del cárcamo de lodos	h_{ql}	1.50		m
Profundidad propuesta del cárcamo de agua tratada	h_{qt}	3.00		m
DATOS CONSTANTES				
Viscosidad cinemática del agua	ν_{ms}	1.00E-06		m^2/s
Aceleración de la gravedad	g	981		cm/s^2
Peso específico de la arena	ρ_{ar}	1590.0		kg/m^3
Peso específico de la antracita	ρ_{an}	1016.7		kg/m^3
Peso específico de la grava	ρ_s	1700.0		kg/m^3

Continuación

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboró:		
Pozo-PP-TA-TD-Red	1	Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango	Cándido Rmz Ruiz		
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Caudal de diseño	Q_t	0.1116	m^3/s		
Tasa de filtración recomendada mínima	v_{fmin}	5.00	m/h		
Tasa de filtración recomendada máxima	v_{fmax}	7.00	m/h		
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00	m/h		
Espesor del medio filtrante (Arena)	L_{ar}	70	cm		
Espesor del medio filtrante (Antracita)	L_{an}	30	cm		
Espesor del medio soporte (Grava)	L_s	30	cm		
Espacio libre para el sistema de tuberías dentro del filtro	L_l	20	cm		
Porcentaje de expansión máxima del medio filtrante	%exp	70	cm		
RESULTADOS					
Altura parte recta de filtros	H_f	2.2	m		$H_f = L_{ar} + L_{an} + L_s + L_l + \%exp$
Número de filtros	N_f	8			Menor: n° de filtros en batería, diámetro y área de terreno
Área Requerida	A_t	57.39	m^2		$A_t = \frac{Q_t}{v_{fmax}}$
Área requerida por Filtro	A_f	7.17	m^2		$A_f = \frac{A_t}{N_f}$
Diámetro requerido por filtro	D_f	3.02	m		$D_f = \sqrt{\frac{4 \cdot A_f}{\pi}}$
Diámetro comercial	$D_c = D_i$	3.05	m		Menor: n° de filtros en batería, diámetro y área de terreno
Área filtro comercial	A_{fc}	7.30	m^2		$A_{fc} = \frac{\pi \cdot D_i^2}{4}$
Tasa de operación normal máxima sin recirculación	v_{fmax}	6.88	m/h		$v_{fmax} = \frac{Q_t}{(A_{fc} \cdot N_f)}$
Tasa de operación durante retrolavado máxima sin recirculación	v_{Rmax}	7.87	m/h		$v_{Rmax} = \frac{Q_t}{(A_{fc}(N_f - 1))}$

Continuación

DATOS				
Número de filtros	N_f	8		
Área filtro comercial	A_{fc}	7.30	m^2	
Caudal de diseño	Q_t	0.1116	m^3/s	
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.0	m/h	
Tiempo y caudal de recirculación				
Horas de operación de la planta por día	T_t	24	h	
Tiempo de retrolavado	t_r	10	min	
Tiempo de sedimentación de agua retrolavada	t_{sed}	60	min	
Tiempo de recirculación	t_{rec}	1	h	
Tiempo de extracción de lodos del espesador	t_{lodos}	10	min	
Tiempo de almacenamiento en tanque de distribución	t_a	0.5	h	
RESULTADOS				
Volumen de agua y lodo de retrolavado y a recircular				
Caudal de retrolavado	Q_{ret}	0.1216	m^3/s	$Q_{ret} = A_{fc} * v_r$
Volumen de agua de retrolavado	V_r	72.966	m^3	$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado	V_l	0.730	m^3	$V_l = V_r * 1\%$
Volumen mínimo del espesador	V_{ts}	73.696	m^3	$V_{ts} = V_r + V_l$
Volumen de agua a recircular	V_{ar}	72.236	m^3	$V_{ar} = V_r - V_l$
Cálculo de tiempo y caudal de recirculación				
N° de filtros en retrolavado por día	f_r	8		
Caudal de recirculación desde el espesador	Q_{rec}	22.29513	L/s	$Q_{rec} = \frac{V_{ar}}{t_{rec}}$
Porcentaje de recirculación (+/- 20% de Q_t)	$\%_{rec}$	19.98	%	$\%_{rec} = \frac{Q_{rec}}{Q_t}$
Ciclo completo de retrolavados por día	C_{ret}	17.9	h	$C_{ret} = (t_r + t_{sed} + t_{rec} + t_{lodos}) * f_r$
Caudal de diseño+Recirculación				
Caudal de diseño más Recirculación	Q_{t+rec}	0.13390	m^3/s	$Q_{t+rec} = Q_t + Q_{rec}$
Tasa de filtración normal máxima con recirculación	v_{fmax}	8.26	m/h	$v_{fmax} = \frac{Q_{t+rec}}{(A_{fc} * N_f)}$
Tasa de operación durante retrolavado máxima con recirculación	v_{Rmax}	9.44	m/h	$v_{Rmax} = \frac{Q_{t+rec}}{(A_{fc} * (N_f - 1))}$

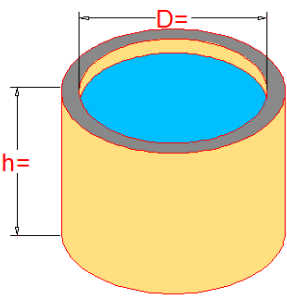
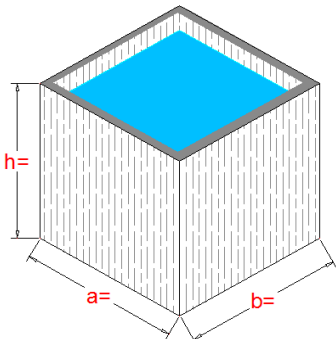
Continuación

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboro:		
Pozo-PP-TA-TD-Red	1	Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango	Cándido Rmz Ruiz		
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Caudal de diseño	Q_d	0.1116	m^3/s		
Caudal de diseño más Recirculación	Q_{t+rec}	0.1339	m^3/s		
Caudal de retrolavado	Q_{ret}	0.1216	m^3/s		
Velocidad máxima en múltiple de alimentación	v_{amax}	3.50	m/s		
Velocidad máxima en múltiple de descarga	v_{dmax}	3.50	m/s		
Número de filtros	N_f	8			
Volumen de agua a recircular	V_{ar}	72.236	m^3		
Volumen de lodo por retrolavado	V_l	0.730	m^3		
Tiempo de recirculación	t_{rec}	0.90	h		
Tiempo de extracción de lodos del espesador	t_{lodos}	10.00	min		
RESULTADOS					
Múltiple de alimentación a filtros					
Diámetro comercial	D_{ct}	10.00	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{t+rec}}{\pi v_{amax}}}$
Área de tubería	A_{ta}	0.0507	m^2		$A_{ta} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{ta}	2.64	m/s		$v_{ta} = \frac{Q_{t+rec}}{A_{ta}}$
Múltiple de alimentación a filtro en operación normal					
Caudal por filtro en operación normal	Q_{fo}	0.0167	m^3/s		$Q_{fo} = \frac{Q_{t+rec}}{N_f}$
Diámetro comercial	D_{ct}	4.0	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{fo}}{\pi v_{amax}}}$
Área de tubería	A_{ton}	0.0081	m^2		$A_{ton} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{ton}	2.06	m/s		$v_{ton} = \frac{Q_{fo}}{A_{ton}}$
Múltiple de alimentación durante el retrolavado de un filtro					
Caudal por filtro durante el retrolavado de un filtro	Q_{fr}	0.0191	m^3/s		$Q_{fr} = \frac{Q_{t+rec}}{(N_f-1)}$
Diámetro comercial	D_{ct}	4.0	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{fr}}{\pi v_{amax}}}$
Área de tubería	A_{tar}	0.0081	m^2		$A_{tar} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tar}	2.36	m/s		$v_{tar} = \frac{Q_{fr}}{A_{tar}}$
Múltiple de entrada y salida retrolavado a cada filtro					
Diámetro comercial	D_{ct}	10.0	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{ret}}{\pi v_{dmax}}}$
Área de tubería	A_{tr}	0.0507	m^2		$A_{tr} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tr}	2.40	m/s		$v_{tr} = \frac{Q_{ret}}{A_{tr}}$
Múltiple de agua clarificada					
Caudal de recirculación	Q_{rec}	0.0223	m^3/s		$Q_{rec} = \frac{V_{ar}}{t_{rec}}$
Diámetro comercial	D_{ct}	4.0	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{rec}}{\pi v_{amax}}}$
Área de tubería	A_{tcl}	0.0081	m^2		$A_{tcl} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tcl}	2.75	m/s		$v_{tcl} = \frac{Q_{rec}}{A_{tcl}}$
Múltiple de extracción de lodos del espesador al cárcamo de lodos					
Caudal de lodos	Q_{lodo}	0.0012	m^3/s		$Q_{lodo} = \frac{V_l}{t_{lodo}}$
Diámetro comercial	D_{ct}	2.0	plg		$D_{ct} = \sqrt{\frac{4 \cdot Q_{lodo}}{\pi v_{amax}}}$
Área de tubería	A_{tl}	0.0020	m^2		$A_{tl} = \frac{\pi D_{ct}^2}{4}$
Velocidad	v_{tl}	0.60	m/s		$v_{tl} = \frac{Q_{lodo}}{A_{tl}}$

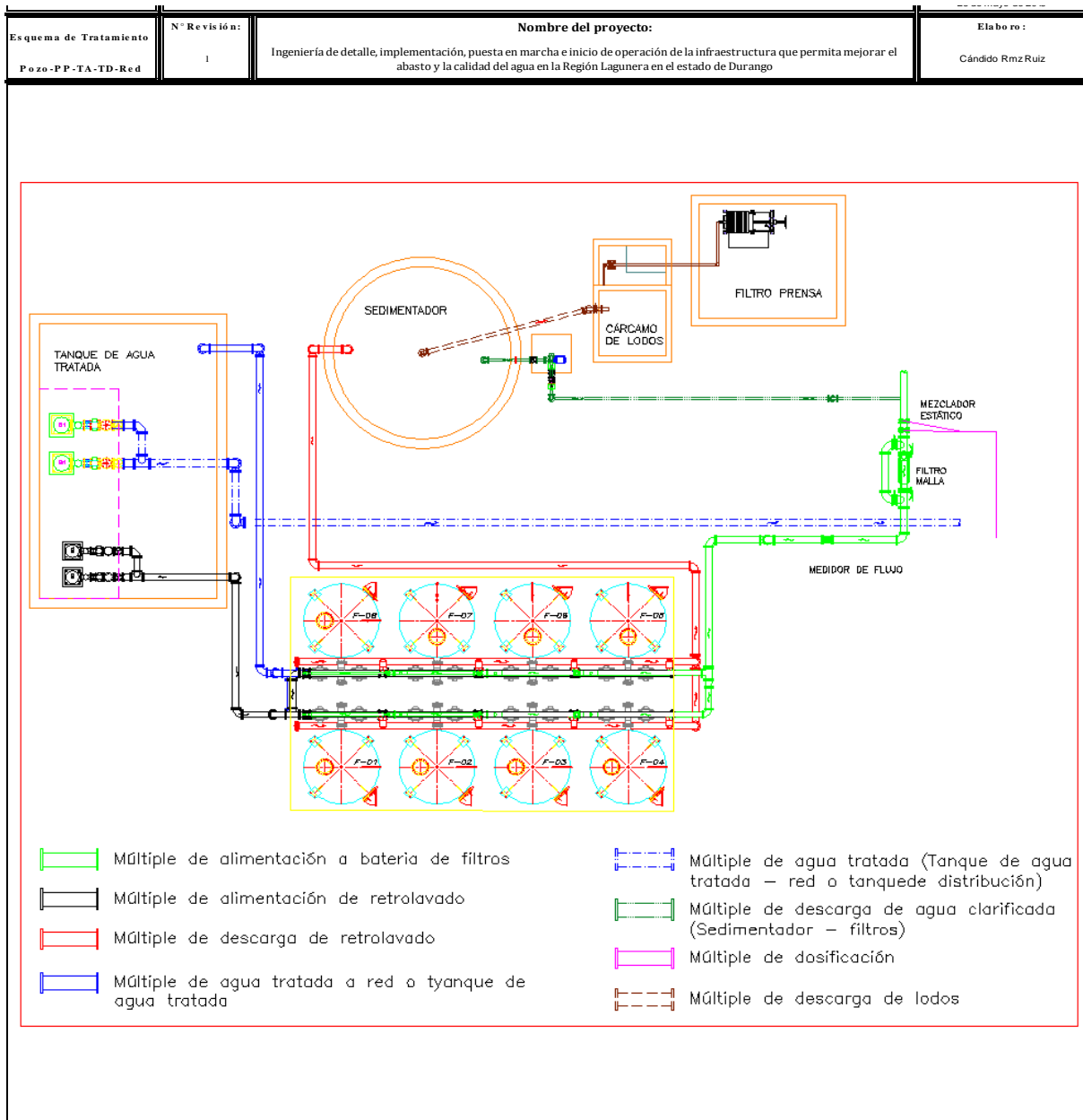
Continuación

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboro:		
Pozo-PP-TA-TD-Red	1	Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango	Cándido Rmz Ruiz		
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Caudal de diseño	Q_d	0.112			
Área filtro comercial	A_{fc}	7.30	m^3		
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00	m/h		
Tiempo de retrolavado	t_r	10.00	min		
Tiempo de almacenamiento en cárcamo de distribución	t_a	0.50	hrs		
Profundidad propuesta del cárcamo de agua tratada	h_{ot}	3.00	m		
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado	V_r	72.966	m^3		$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r)$
Volumen de agua tratada	V_{at}	273.846	m^3		$V_{at} = (t_r * Q_d) + V_r$
Área de superficie del cárcamo de agua tratada	A_{sc}	91.282	m^2		$A_{sc} = \frac{V_{at}}{h_{ot}}$
Carcamo Circular					
Diámetro del cárcamo de agua tratada	D_{cat}	10.80	m		$D_{car} = \sqrt{\frac{4 * V_{at}}{\pi * h_{ot}}}$
Profundidad del cárcamo circular de agua tratada	h_{ca}	3.00	m		
Carcamo Rectángular					
Largo del cárcamo de agua tratada	b_{ca}	9.60	m		$b = \sqrt{A_{sc}}$
Ancho del cárcamo de agua tratada	a_{ca}	9.60	m		$a = \sqrt{A_{sc}}$
Profundidad del cárcamo circular de agua tratada	h_{ca}	3.00	m		

Continuación

Esquema de Tratamiento	N° Revisión:	Nombre del proyecto:	Elaboro:		
Pozo-PP-TA-TD-Red	1	Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango	Cándido Rmz Ruiz		
		NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
DATOS					
Área filtro comercial	A_{fc}	7.30	m^2		
Tasa de retrolavado recomendada	v_r	60.00	m/h		
Tiempo de retrolavado	t_r	10.00	min		
N° de filtros en retrolavado por día	f_r	8.00			
Profundidad propuesta del cárcamo de lodos	h_{ol}	1.50	m		
RESULTADOS					
Volumen de agua de retrolavado	V_r	72.966	m^3		$V_r = (A_{fc} * v_r * t_r)$
Volumen de lodo por retrolavado	V_l	0.730	m^3		$V_l = V_r * 1\%$
Volumen total de lodo por día	V_{ld}	5.837	m^3		$V_{ld} = V_l * f_r$
Área de superficie del cárcamo de lodos	A_{scl}	3.892	m^2		$A_{scl} = \frac{V_{ld}}{h_{ol}}$
Cárcamo Circular					
Diámetro del cárcamo circular de lodos (D)	D_{cc}	2.20	m		$D = \sqrt{\frac{4 * V_{ld}}{\pi * h_{ol}}}$
Profundidad del cárcamo circular de lodos (h)	h_{clc}	1.50	m		
Cárcamo Rectángular					
Largo del cárcamo rectangular de lodos (a)	b_{cl}	2.00	m		$b = \sqrt{A_{scl}}$
Ancho del cárcamo rectangular de lodos (b)	a_{cl}	2.00	m		$a = \sqrt{A_{scl}}$
Profundidad del cárcamo rectangular de lodos (h)	h_{cl}	1.50	m		
 <p>CÁRCAMO CIRCULAR</p>			 <p>CÁRCAMO RECTANGULAR</p>		

Continuación



8.4.2 COMPARACIÓN DE RESULTADOS

En la Tabla 8-9 se muestra una comparación de los resultados de la aplicación de Filtración Directa desarrollada en este trabajo con los resultados obtenidos por (González-Herrera A. et al., 2015).

Tabla 8-9. Comparación de resultados

Descripción	Aplicación (Filtración Directa)	IMTA	Unidad
Caudal de diseño	0.1116	0.1116	m ³ /s
Número de filtro en la batería	8	8	adimensional
Diámetro del filtro	3.05	3.05	m
Espesor del cuerpo del filtro	1/2	5/8	plg
Espesor de tapa del filtro	3/4	3/4	plg
Tasa de operación normal máxima	6.88	6.89	m/h
Tasa de operación durante retrolavado máxima	7.87	7.29	m/h
Caudal de retrolavado	0.1216	0.1216	m ³ /s
Volumen de agua de retrolavado	72.970	72.970	m ³
Volumen mínimo del espesador	73.690	74.660	m ³
Diámetro de Multiple de entrada a batería de filtros	10	10	plg
Velocidad	2.28	2.20	m/s
Diámetro de tubería de Alimentación a filtro	4	4	plg
Velocidad	2.04	1.72	m/s
Diámetro de tubería de Salida-Entrada de retrolavado	10	10	plg
Velocidad	2.40	2.40	m/s
Diámetro de tubería de Agua clarificada	2	3	plg
Velocidad	1.98	1.48	m/s
Diámetro de tubería de extracción de lodos	2	2	plg
Velocidad	0.60	0.93	m/s

El espesor de cuerpo del filtro varía porque se consideran diferentes criterios para el cálculo de la presión de diseño. El IMTA utiliza la fórmula que proporciona la CONAGUA en el MAPAS “Diseño estructural de recipientes” en el apartado 6.3.4.1 (diseño del cuerpo por presión interna del recipiente), y en la aplicación de Filtración Directa se utilizó la fórmula y consideraciones del código ASME (2013).

Como se observa en la Tabla 8-9 los valores son iguales en los siguientes apartados: número de filtros, el diámetro comercial, el espesor de la tapa del filtro, el caudal de retrolavado, el volumen de agua retrolavada, los diámetros del múltiple de: alimentación a batería de filtros, la alimentación a filtro en operación normal, alimentación durante el retrolavado de un filtro, la entrada y salida de retrolavado a cada filtro, alimentación de agua clarificada y la extracción de lodos del espesador al cárcamo de lodos. Mientras que el valor de la tasa de operación normal máxima sin recirculación no coinciden por 0.01 m/h de diferencia, se considera que esta dentro del margen de error.

El volumen mínimo del espesador varia por 0.97 m³ porque el IMTA considera un factor de seguridad con un bordo libre en el espesador.

Las velocidades en las tuberías difieren porque el diseño del IMTA considera reducción de diámetros de tuberías en la distribución del agua a los filtros y la aplicación de Filtración Directa no considera reducciones de diámetro en la tubería.

8.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La aplicación se realizó con el software Visual Basic para Aplicaciones (VBA) y el Editor que ofrece Microsoft Office (Custom UI), se seleccionaron por fácil manejo en estructuras gráficas y programación, e interacción con diferentes plataformas de uso común como Windows® y Microsoft®.

Al usar la aplicación se proporcionan beneficios como:

- Fácil instalación y habilitar el complemento de Excel.
- Fácil manejo y uso (entrada de datos e interpretación de resultados).
- Ahorro de tiempo-hombre para el diseño general.

Se recomiendan mejoras, por ejemplo automatizar el sistema general de la planta potabilizadora.

8.6 BIBLIOGRAFÍA

- Appianh, A., Mark M., C., & R. Rhodes, T. (1991). *Mixing in Coagulation and Flocculation*. 6666 West Quincy Ave. Denver, CO 80235: American Water Works Association.
- Arboleda-Valencia, J. (2000). *Teoria y Practica de la Purificación del Agua* (Tercera edición Tomo 2 ed.). (R. Pertuz Molina, Ed.) Santa Fe de Bogotá, D.C., Colombia: McGRAW HILL.
- Armendáriz, L. (2008). *Lenguajes de Programación*. España: "Reconocimiento-Compartir bajo la misma licencia 3.0 España" de Creative Commons. Recuperado el 03 de 12 de 2015, de http://guimi.net/descargas/Monograficos/GLenguajes_de_programacion.pdf
- ASME. (2013). *An international code 2013 ASME Boiler & Pressure Vessel Code, Division 1* (2013 ed.). United States of America: The America Society of Mechanical Engineers.
- Audelo Villegas, J. A. (2007). *Potabilización del agua y su control de calidad*. Universidad Autónoma de Sinaloa, Culiacán Rosales, Sinaloa, México: Burócratas 274-3.
- AWWA. (1999). *Water Quality and Treatment a Handbook of Community Water Supplies*. (R. D. Letterman, Ed.) United States of America: Mc Graw Hill.
- AWWA, A. (2007). *Reverse Osmosis and Nanofiltration. Manual of Water Supply Practices*. Denver, Estados Unidos : Water Research Foundation.
- AWWA, A., & ASCE, A. (2012). *Water Treatment Plant Design Denver*. Colorado: Mc Graw Hill.
- Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental. (2016, marzo 03). *Organización Panamericana de la Salud*. Retrieved enero 05, 2016, from BVSDE: <http://www.bvsde.ops-oms.org/sde/ops-sde/bvsde.shtml>
- Castro de Esparza, M. L. (2005). *"Remoción del arsénico en el agua de bebida y biorremediación de suelos"*. Organización Panamericano de la Salud (OPS).

Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).

Cataldi, Z., Lage, F., Pessacq, R., & García Martínez, R. (August de 1999). Ingeniería de software educativo. *Proceedings del V Congreso Internacional de Ingeniería Informática*, 185-199.

CEPIS. (1992). *Ciclo: Tratamiento, Serie: Filtración Rápida, Manual V: Criterios de Diseño, Toma I: Criterios de diseño para la dosificación y mezcla rápida*. Brasil, Curitiba: División de Salud y Ambiente, Organización Panamericana de la Salud, Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la OMS. Recuperado el Marzo de 2016

CEPIS, C. P. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano. Planta de Filtración rápida. Manual I: Teoría*. Perú: Lima: Organización Panamericana de la Salud (OPS). T. 1.

CONAGUA. (2007). *Manual de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento*. (S. d. Naturales, Ed.) Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA. (2014). *Situación del Subsector Agua Potable, Drenaje y Saneamiento*. México, D.F.: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento (SGAPDS)/Gerencia de Potabilización y Tratamiento. Obtenido de www.conagua.gob.mx

CONAGUA, C. (2015). *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (MAPAS): Datos Básicos para Proyectos de Agua Potable y Alcantarillado*. (S. d. Naturales, Ed.) Ciudad de México, Coyoacán, México: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento.

EPA. (2003). *Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small Systems*. United States: Environmental Protection Agency. Retrieved 11 03, 2015, from www.epa.gov/safewater

Flores Castillo, M. (2013). *Macros Arranca con todo el poder Excel 2013*. (M. M. 2014, Ed.) México: Alfaomega. Obtenido de <http://msdn.microsoft.com/library/>

González-Gómez, J. (1999). *Jose Ignacio González Gómez*. Recuperado el 26 de 01 de 2016, de Apuntes Programación Excel VBA: www.jggomez.eu

- González-Herrera, A., Pozo-Román, F., García-López, A., Ocampo-Flores, A., Islas-Báez, J., Sánchez-Guerrero, H. M., & Piña-Soberanis, M. (2015). *Ingeniería de detalle, implementación, puesta en marcha e inicio de operación de la infraestructura que permita mejorar el abasto y la calidad del agua en la Región Lagunera en el estado de Durango*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua y Subcoordinación de Potabilización. Jiutepec, Morelos: Comisión Nacional del Agua.
- Hazen, A. (1892). *Some Physical properties of sands and gravel, with special reference to their use in filtration*. Massachusetts State Board of Health: 24th Annual Rep.
- IMTA. (2015). "Remoción de contaminantes específicos en agua para consumo humano, opciones y problemática". (A. Martín Domínguez, Ed.) Aguascalientes, Aguascalientes, México.
- LAVISA-Logistics. (01 de Junio de 2011). *LAVISA- Logistics Tubería de acero, válvulas y conexiones*. Obtenido de <http://www.lavisa.net>
- Martín Domínguez, A. (2016). Cambio Climático y su Afectación a la Potabilización del Agua. *Expo Foro Agua y Trabajo: Día Mundial del Agua*. (I. M. Agua, Ed.) Mexicali, Baja California, México.
- Michèle, A. (2013). *VBA Excel 2013* (Española ed.). (J. C. SEGURA, Ed.) Cornellà de Llobregat, Barcelona: ENI. doi:R1T13XCV
- Microsoft®. (2016). *Microsoft Developer Network*. Recuperado el 10 de Mayo de 2016, de Microsoft: <https://msdn.microsoft.com>
- National Environmental Services Center. (2016). *Tecnología en Breve-Filtración*. (N. E. (NESC), Ed.) Assistance. Solutions. Knowledge, 4.
- NOM-127-SSA1-1994 . (Modificada en el año 2000). *Norma Oficial Mexicana "Salud ambiental, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización"*.
- NOM-179-SSA1-1998, N. (Publicada el 24 de septiembre de 2001). *Vigilancia y Evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por los sistemas de abastecimiento público*. México, D.F.: Diario Oficial de la Federación.

- NOM-230-SSA1-2002, N. (Publicada el 12 de Julio de 2005). *Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo*. México, D.F.: Diario Oficial de la Federación.
- NOM-CRP-001-ECOL/93. (1993). *Norma Oficial Mexicana, que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente*. Ciudad de México: Diario Oficial de la Federación.
- NRF-028-PEMEX-2010. (Modificada en el año 2010). *Diseño y Construcción de Recipientes a Presión*. DF, México: Comité de Normalización de Petróleos Mexicanos y Organismos Subsidiarios. Recuperado el 01 de Junio de 2016
- OPS, O. (1973). *Teoría, Diseño y Control de los procesos de clarificación del agua*. Perú Lima: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).
- OPS/CEPIS. (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano; Plantas de Filtración Rápida. Manual I: Teoría* (Vol. OPS/CEPIS/PUB/04.109). (O. P. (CEPIS), Ed.) Lima.
- Pérez-Negrón-García, M. (2015). *Desarrollo de una aplicación en programación orientada a objetos*. Universidad Nacional Autónoma de México, Dirección General de Bibliotecas de la UNAM. Ciudad de México: Publicaciones Biblioteca Central UNAM. Recuperado el 10 de 02 de 2016
- Piña-Soberanis, M., Calderón-Móngola, C., Garrido-Hoyos, S. E., Rivera-Huerta, M. d., Montellano-Palacios, L., González-Herrera, A., & Martín-Dominguez, A. (2013). *"Estudio y asistencia técnica para la licitación e instalación de 7 plantas potabilizadoras para remoción de arsénico en Torreón, Coahuila"*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua/Subcoordinación de Potabilización. México: Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Retrieved 12 20, 2015
- Rodríguez, C. (1995). *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de agua*. Santafé de Bogotá: Universidad Distrital Francisco José de Celdas.

SAHOP. (1979). *Manual de normas de proyecto para obras de aprovisionamiento de agua potable en localidades urbanas de la república mexicana* (Primera ed.). (S. d. Tecnología, Ed.) México, D.F.: Secretaría de asentamientos humanos y obras públicas (S.A.H.O.P). Recuperado el 05 de 01 de 2016

Walkenback, J. (1999). *Microsoft Excel 2000 Power Programming with VBA*. New York, 909 Third Avenue, NY 10022: Hungry Minds.

Webb, J., & Written. (1996). *Using Excel Visual Basic for Applications* (Second Edition ed.). (W. B. Serie, Ed.) United States of America: Special Edition.

<http://www.bvsde.ops-oms.org>

<http://www.cepis.ops.oms.org>

<http://www.conagua.gob.mx>

<http://www.epa.gov>

<http://www.imta.mx>

<http://www.semarnat.gob.mx>

<https://msdn.microsoft.com>