



# **UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA

## **REMOCIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR POR ESCORIAS METALÚRGICAS DE LA INDUSTRIA DEL ACERO EN UNA PLANTA PILOTO**

TESIS

QUE PARA **OPTAR POR EL GRADO DE  
MAESTRA EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

PRESENTA:  
JULIETA GARCÍA CHIRINO

TUTORA PRINCIPAL:  
DRA. ROSA MARÍA RAMÍREZ ZAMORA  
INSTITUTO DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR:  
DRA. ALEJANDRA MARTÍN DOMÍNGUEZ  
IMTA – MORELOS  
MTRA. MARGARITA MOCTEZUMA RIUBÍ  
INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM

Ciudad Universitaria, Cd.Mx., Octubre 2019.



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## **JURADO ASIGNADO**

PRESIDENTE: Dr. Rafael Schouwenaars Franssens

SECRETARIO: Dra. Georgina Fernández Villagómez

1er. VOCAL: Dra. Alejandra Martín Domínguez

2o. VOCAL: M. en I. Margarita Moctezuma Riubí

3er. VOCAL: Dra. Rosa María Ramírez Zamora

LUGAR DONDE SE REALIZÓ LA TESIS: Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM que cuenta con certificado de conformidad otorgado por el organismo acreditado Certificación Mexicana, S.C., por haber implementado y mantener un Sistema de Gestión de la Calidad de conformidad con los requisitos de la norma internacional ISO 9001:2015 No. de Certificado CMX C SGC 155 2017, válido en el período del 09 de noviembre de 2017 al 09 de noviembre de 2020.

TUTOR DE TESIS:

---

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

*Con todo el amor de mi corazón e infinita gratitud, le dedico este trabajo y esfuerzo a mis padres Julieta y Alfredo, ya que todo lo soy se los debo a ustedes, en especial a ti mamá. A mis amados hermanos por ser luz e inspiración en mi vida, este logro también es suyo.*

*Alexandre, merci à toi d'être entré dans ma vie et de m'avoir accompagné. Ta présence rassurante, ta patience et ton amour ont été d'abord un grand soutien mais ont aussi maintenant donné un nouveau sens a ma vie.  
Je t'aime.*

## **AGRADECIMIENTOS**

A la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme nuevamente la oportunidad de desarrollarme personal y profesionalmente, por siempre estaré agradecida.

A la Dra. Rosa María Ramírez Zamora por el apoyo y la confianza que depositó en mí para desarrollar este proyecto, el cual más que una maestría académica ha sido una maestría para la vida; permitiéndome crecer y mejorar como profesionista y ser humano.

Al CONACYT y al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (PAPIIT IV100616) por las becas otorgadas.

A mi Comité Tutor: a la Dra. Alejandra Martín Domínguez por el apoyo otorgado en el cálculo de los parámetros de diseño de las columnas empacadas y las recomendaciones realizadas para la estimación de la prefactibilidad técnico-económica de este trabajo; a la Mtra. Margarita Moctezuma Riubí por sus contribuciones para la mejora de este trabajo y por alentarme incansablemente y motivarme a seguir adelante.

A mis entrañables amig@s: Karen, Irais, Yeye, Claudia, Abril, Erika, Ila, Pau, Feres, Chucho, Gus, Gabo, David Fragoso, quienes a pesar del tiempo y la distancia siempre están presentes brindándome mucho ánimo y cariño.

A Melisa y Alfonso por los buenos y divertidos momentos, por toda su ayuda y apoyo, pero principalmente por darme su amistad.

A mis compañeros de trabajo: la Dra. Brenda, Dra. Tania, Reina, Mtro. Alberto, Juan Luis por los buenos momentos y en particular gracias al Mtro. Carlos Cuando por guiarme a lo largo de este trabajo.

A mis colegas de la Secretaría Académica: Carolina, Teresa, Gustavo y Germán por los consejos, pláticas y risas; en especial a Araceli Reyes por su enorme calidez humana, su guía y enseñanza que han aportado mucho a mi vida.

A Alberto Rocha por su amistad y gran apoyo para la adquisición de materiales y servicios indispensables para la realización de este trabajo.

A todas y cada una de las personas dentro del Instituto de Ingeniería que generosamente contribuyeron en diversos aspectos, cada una de sus aportaciones hicieron posible este trabajo.

Edificio 1: Ing. José Ramón Barajas, Arq. Aurelio López Espíndola, Arq. Israel Chávez por su disposición y rapidez con todo lo relacionado a la planta piloto.

Edificio 2: al Dr. Osvaldo Flores Castrellón por permitirme hacer uso del laboratorio de mecánica de suelos y a su equipo de trabajo que amablemente me capacitó y auxilió: el Sr. Javier, Zaira y Norma, siempre con la mejor disposición.

Edificio 6: a la Dra. Alexandra Ossa y el Dr. Mario Flores por el espacio brindado para el desarrollo de las pruebas piloto, así como el personal que ahí labora: Sr. Santiago, Sr. Daniel y el Sr. Roberto, quienes con gran entusiasmo y cordialidad siempre ayudaron.

Edificio 12: al Mtro. German Carmona Paredes por arreglar el equipo de bombeo para la planta piloto y al Sr. Daniel en el taller por las herramientas fabricadas.

Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería y su equipo de trabajo por la infraestructura, capacitaciones y apoyo proporcionados.

A Dios por la fortaleza, paciencia e inspiración, por lo aprendido y lo vivido. Y también gracias a Mí, por no rendirme.

## RESUMEN

El principal objetivo de este trabajo ha sido evaluar la remoción de arsénico (V) y flúor presentes en agua empleando escorias metalúrgicas de la industria del acero con el fin de obtener un efluente que cumpla con la normatividad nacional para agua potable.

El estudio se dividió en cuatro etapas principales: a) Obtención, acondicionamiento y caracterización fisicoquímica de muestras de escorias metalúrgicas; b) Realización de pruebas en reactor discontinuo para la remoción de flúor y arsénico, en individual y en mezcla de ambos contaminantes, utilizando nueve materiales, para determinar el más eficiente; c) Realización de pruebas piloto de remoción simultánea de As y de F empleando columnas empacadas con el material más eficiente; d) Elaboración de una estimación técnico-económica de la tecnología propuesta.

En este trabajo se caracterizaron nueve escorias obtenidas de diferentes empresas y estados de la República Mexicana, así como de distintos procesos de generación. La caracterización de estos materiales consistió en conocer su composición química y mineralógica para poder determinar qué material o materiales son potencialmente más efectivos, para la remoción de arsénico y flúor.

Se realizaron pruebas exploratorias de remoción individual de As y F en un reactor discontinuo, utilizando las nueve escorias con una dosis de 8 g/L, tamaño de partícula de 0.074mm, en 60 minutos de contacto para determinar el o los materiales más eficientes, obteniéndose remociones individuales de hasta 99% para arsénico y de alrededor de 80% para flúor.

Una vez identificados los mejores materiales se realizaron pruebas de remoción simultánea de As y F, igualmente en un reactor discontinuo, aplicando la misma dosis que se utilizó para la remoción individual de estos contaminantes, y aumentando el tamaño de partícula de las escorias a 0.149 mm (similar al que se utiliza en columnas empacadas) para evaluar su desempeño, en un tiempo de contacto de 180 minutos. Se seleccionó la escoria que permitió obtener efluentes con concentraciones por debajo de la norma para agua potable para cada contaminante.

Se operó un sistema piloto de columnas en serie para la remoción simultánea de As y F durante 60 horas en semicontinuo, obteniéndose una concentración residual de 0.004 mg/L (98% de remoción) de arsénico y 0.28 mg/L (92% de remoción) de flúor en la primera hora de operación. A partir de los resultados obtenidos en la planta piloto se determinaron los parámetros de diseño de columnas industriales empacadas con el material seleccionado de los nueve evaluados, para un caso de estudio.

Finalmente, se realizó una estimación técnica y económica, así como un análisis multicriterio que demostró que el uso de escorias para la remoción simultánea de arsénico y flúor en agua puede ser viable para su implementación en casos reales.



# ÍNDICE DE CONTENIDO

I.	INTRODUCCIÓN.....	15
II.	OBJETIVOS	16
II.1	OBJETIVO GENERAL.....	16
II.2	OBJETIVOS PARTICULARES .....	16
1.	MARCO TEÓRICO .....	17
1.1.	CONTAMINANTES: ARSÉNICO (AS) Y FLÚOR (F) .....	17
1.1.1.	QUÍMICA DEL AS Y F EN MEDIO ACUOSO.....	17
1.1.2.	TOXICIDAD Y EPIDEMIOLOGÍA DEL AS Y F.....	19
1.1.3.	LEGISLACIÓN PARA LA CONCENTRACIÓN LÍMITE DE AS Y F EN AGUA.....	21
1.1.3.1.	LEGISLACIÓN NACIONAL.....	21
1.1.3.2.	LEGISLACIÓN INTERNACIONAL.....	21
1.1.4.	TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN DE AS Y F EN AGUA.....	22
1.2.	ESCORIAS METALÚRGICAS DE LAS INDUSTRIAS DEL HIERRO Y DEL ACERO (FERROSAS).....	26
1.2.1.	TIPOS DE ESCORIAS .....	27
1.2.2.	CARACTERÍSTICAS FÍSICOQUÍMICAS .....	27
1.2.3.	APROVECHAMIENTO O VALORIZACIÓN.....	29
1.3.	PROCESO DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN COLUMNAS EMPACADAS.....	30
1.3.1.	DISEÑO DE COLUMNAS.....	30
1.4.	ESTIMACIÓN DE LA PREFACTIBILIDAD TÉCNICO - ECONÓMICA .....	36
2.	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL .....	41
2.1.	MATERIALES Y REACTIVOS .....	41
2.1.1.	AGUAS A TRATAR CONTAMINADAS CON AS Y F.....	41
2.1.2.	MATERIALES DE REMOCIÓN DE AS Y F: ESCORIAS METALÚRGICAS .....	41
2.2.	ACONDICIONAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DE MATERIALES.....	43
2.2.1.	FLUORESCENCIA DE RAYOS X: COMPOSICIÓN QUÍMICA ELEMENTAL.....	44
2.2.2.	DIFRACCIÓN DE RAYOS X: FASES MINERALÓGICAS.....	44
2.2.3.	ADSORCIÓN FÍSICA DE NITRÓGENO: PROPIEDADES TEXTURALES.....	45
2.2.4.	POTENCIAL Z.....	45

2.2.5.	MÉTODO DE CUARTEO .....	45
2.2.6.	GRANULOMETRÍA .....	46
2.3.	PRUEBAS DE REMOCIÓN AS Y F.....	47
2.3.1.	SISTEMAS Y TÉCNICAS EXPERIMENTALES DE REMOCIÓN DE AS Y F EN UN REACTOR DISCONTINUO.....	48
2.3.2.	SISTEMAS Y TÉCNICAS EXPERIMENTALES DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F EN UN REACTOR CONTINUO.....	49
2.3.2.1.	TÉCNICA EXPERIMENTAL DE LAS PRUEBAS DE REMOCIÓN DE AS Y F EN REACTOR CONTINUO.....	51
2.3.2.2.	TÉCNICAS ANALÍTICAS.....	51
2.4.	ESTIMACIÓN DE COSTOS.....	52
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	53
3.1.	CARACTERIZACIÓN DE ESCORIAS METALÚRGICAS.....	53
3.1.1.	COMPOSICIÓN QUÍMICA ELEMENTAL: FLUORESCENCIA DE RAYOS X (FRX).....	53
3.1.2.	FASES CRISTALINAS / MINERALÓGICAS: DIFRACCIÓN DE RAYOS X (DFX).....	54
3.1.3.	CARACTERÍSTICAS TEXTURALES: ADSORCIÓN FÍSICA DE NITRÓGENO .....	56
3.1.4.	CARACTERÍSTICAS ELECTROKINÉTICAS: POTENCIAL Z.....	57
3.1.5.	GRANULOMETRÍA DE LA ESCORIA EMPLEADA EN COLUMNAS EMPACADAS .....	59
3.2.	PRUEBAS DE REMOCIÓN DE AS Y F CON ESCORIAS METALÚRGICAS.....	62
3.2.1.	PRUEBAS DE REMOCIÓN EN REACTOR DISCONTINUO .....	62
3.2.1.1.	DETERMINACIÓN DE LA MEJOR DOSIS DE ESCORIA.....	62
3.2.1.2.	CINÉTICAS DE REMOCIÓN DE AS.....	65
3.2.1.3.	CINÉTICAS DE REMOCIÓN DE F.....	68
3.2.1.4.	CINÉTICAS DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F.....	72
3.3.	PRUEBAS DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F EN REACTOR CONTINUO O COLUMNAS PILOTO .....	75
3.3.1.	PRUEBAS DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F.....	76
3.3.2.	ESCALAMIENTO A COLUMNAS INDUSTRIALES APLICADO A UN CASO DE ESTUDIO .....	86
3.4.	ESTIMACIÓN ECONÓMICA DEL CASO DE ESTUDIO.....	90
3.4.1.1.	COSTOS DE INVERSIÓN.....	91
3.4.1.2.	COSTOS DE OPERACIÓN .....	93
3.4.2.	EVALUACIÓN TÉCNICA Y ECONÓMICA DEL USO DE LA ESCORIA PARA LA REMOCIÓN DE AS Y F .....	96

4.	CONCLUSIONES.....	109
5.	RECOMENDACIONES.....	110
6.	REFERENCIAS.....	111
7.	ANEXOS .....	120

## ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1 LOCALIZACIÓN DE LAS DIVERSAS INDUSTRIAS DEL ACERO Y HIERRO EN LA REPÚBLICA MEXICANA (CANACERO, 2019).....	26
FIGURA 1.2 ARREGLO EN SERIE (A) Y ARREGLO EN PARALELO (B). (ARMENANTE, 2014).....	30
FIGURA 1.3 CURVA DE ADSORCIÓN EN COLUMNAS.....	31
FIGURA 1.4 BALANCE DE MASA EN UNA COLUMNA (MARTÍN, 2016).....	32
FIGURA 1.5 CURVA DEL FRENTE DE ADSORCIÓN (IBARRA, 1998).....	33
FIGURA 2.1 CONFIGURACIÓN DE PLANTA PILOTO DE COLUMNAS EMPACADAS CON ESCORIAS METALÚRGICAS PARA LA REMOCIÓN DE AS Y F.....	50
FIGURA 2.2 VARIABLES UTILIZADAS PARA LA ESTIMACIÓN DE LOS COSTOS DE INVERSIÓN , OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO. ....	52
FIGURA 3.1 VALORES DE POTENCIAL Z DE LAS ESCORIAS 1, 2, 3, 4 Y 5.....	57
FIGURA 3.2 VALORES DE POTENCIAL Z DE LAS ESCORIAS 6, 7, 8 Y 9.....	58
FIGURA 3.6 REMOCIÓN DE F CON DIFERENTES DOSIS DE ESCORIAS. (DOSIS ESCORIA: 1,2,3,4 Y 8 G/L, TAMAÑO DE PARTÍCULA: 0.074MM).....	65
FIGURA 3.7 CINÉTICA DE REMOCIÓN DE AS EMPLEANDO LAS ESCORIAS 1, 4, 5 Y 9 (DOSIS: 8G/L, TAMAÑO: 0.074MM).....	66
FIGURA 3.8 CONCENTRACIÓN RESIDUAL DE AS DESPUÉS DE 15 MINUTOS DE TIEMPO DE CONTACTO CON CUATRO ESCORIAS METALÚRGICAS (DOSIS DE ESCORIA 8 G/L, TAMAÑO DE PARTÍCULA 0.074MM).....	67
FIGURA 3.9 CINÉTICAS DE REMOCIÓN DE F EMPLEANDO LAS ESCORIAS 1, 7 Y 9.....	69
FIGURA 3.10 CONCENTRACIÓN RESIDUAL DE AS EN LAS PRUEBAS DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE ESTE CONTAMINANTE Y F (DOSIS: 8G/L, TAMAÑO DE PARTÍCULA DE ESCORIAS:0.149MM).....	73
FIGURA 3.11 CONCENTRACIÓN RESIDUAL DE F EN LAS PRUEBAS DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE ESTE CONTAMINANTE Y AS (DOSIS: 8G/L, TAMAÑO:0.149MM).....	74

## ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.1 CONCENTRACIONES REPORTADAS DE COEXISTENCIA DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN AGUAS NATURALES DE DIVERSOS PAÍSES .....	18
TABLA 1.2 CONCENTRACIONES DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN AGUAS NATURALES DE DIVERSAS REGIONES DE LA REPÚBLICA MEXICANA .....	18
TABLA 1.3 REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE ARSÉNICO Y FLÚOR EN ALGUNOS CASOS A NIVEL PILOTO .....	25
TABLA 1.4 PORCENTAJES DE LA COMPOSICIÓN QUÍMICA DE ALGUNAS ESCORIAS DE HIERRO Y ACERO .....	28
TABLA 1.5 PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y DISEÑO DE COLUMNAS EMPACADAS .....	35
TABLA 1.6 CLASIFICACIÓN DE LOS MÉTODOS DE EVALUACIÓN SEGÚN EL TIPO DE VARIABLE Y OBJETIVOS.....	37
TABLA 1.7 CLASIFICACIÓN DE COSTOS SEGÚN LA AACE INTERNACIONAL .....	39
TABLA 2.1 ESCORIAS METALÚRGICAS DE LAS INDUSTRIAS DE ACERO Y HIERRO UTILIZADAS EN ESTE ESTUDIO.....	42
TABLA 2.2 PROCESOS Y CONDICIONES DE ACONDICIONAMIENTO DE LAS ESCORIAS METALÚRGICAS UTILIZADAS EN ESTE ESTUDIO (HUANOСТА, 2009) .....	43
TABLA 2.3 TÉCNICAS DE CARACTERIZACIÓN DE LAS ESCORIAS METALÚRGICAS.....	44
TABLA 2.4 PARÁMETROS BASE DE DISEÑO PARA LAS COLUMNAS PILOTO .....	49
TABLA 3.1 COMPUESTOS MAYORITARIOS IDENTIFICADOS EN LAS ESCORIAS METALÚRGICAS POR LA TÉCNICA DE FLUORESCENCIA DE RAYOS X.....	53
TABLA 3.2 FASES MINERALÓGICAS IDENTIFICADAS EN LAS ESCORIAS Y SU PORCENTAJE EN PESO .....	54
TABLA 3.3 ESTUDIOS REALIZADOS PARA LA REMOCIÓN DE AS Y F UTILIZANDO DIFERENTES FASES MINERALÓGICAS DE HIERRO Y CALCIO.....	55
TABLA 3.4 CARACTERÍSTICAS TEXTURALES DE LAS ESCORIAS METALÚRGICAS EVALUADAS EN ESTE ESTUDIO .....	56
TABLA 3.5 VALORES DE PH DEL AGUA EN CONTACTO CON LAS ESCORIAS A DIFERENTES TIEMPOS DE AGITACIÓN.....	59
TABLA 3.6 ANÁLISIS GRANULOMÉTRICO DE LA ESCORIA 1.....	60
TABLA 3.7 PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE AS CON DIFERENTES DOSIS DE CUATRO ESCORIAS METALÚRGICAS.....	62
TABLA 3.8 PORCENTAJE DE REMOCIÓN DE F CON DIFERENTES DOSIS DE ESCORIAS.....	64
TABLA 3.9 CONDICIONES EXPERIMENTALES DE LAS CINÉTICAS DE REMOCIÓN DE AS CON LAS ESCORIAS METALÚRGICAS 1, 4, 5 Y 9 .....	66
TABLA 3.10 CONCENTRACIONES RESIDUALES DE F EN DIFERENTES TIEMPOS DE CONTACTO CON LAS ESCORIAS METALÚRGICAS E1, E7 Y E9.....	70
TABLA 3.11 CONSTANTES CINÉTICAS DE REMOCIÓN INDIVIDUAL DE AS Y F.....	71
TABLA 3.12 CONSTANTES CINÉTICAS APARENTES DE REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F.....	75
TABLA 3.13 DESCRIPCIÓN DE LOS PARÁMETROS DE LAS COLUMNAS EN LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F.....	82
TABLA 3.14 MODELOS DE ADSORCIÓN EN COLUMNAS PARA LA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES.....	83
TABLA 3.15 COMPARACIÓN DE MODELOS CINÉTICOS PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO EN COLUMNAS DE ADSORCIÓN .....	84
TABLA 3.16 COMPARACIÓN DE MODELOS CINÉTICOS PARA LA REMOCIÓN DE FLÚOR EN COLUMNAS DE ADSORCIÓN.....	84

TABLA 3.17 CONSTANTES DE ADSORCIÓN DE ARSÉNICO DE MATERIALES COMERCIALES. ....	85
TABLA 3.18 PARÁMETROS DE OPERACIÓN DE LAS COLUMNAS PILOTO PARA LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F ...	86
TABLA 3.19 INVERSIÓN TOTAL DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO PARA REMOCIÓN DE AS Y F.....	91
TABLA 3.20 COSTOS DE INVERSIÓN.....	93
TABLA 3.21 COSTOS DE OPERACIÓN MENSUALES Y AL AÑO DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS CON COLUMNAS EMPACADAS CON ESCORIAS METALÚRGICAS. ....	93
TABLA 3.22 RESUMEN DE GASTOS DE OPERACIÓN MENSUALES Y ANUALES DE LA OPERACIÓN DE LA PLANTA.....	95
TABLA 3.23 COSTO UNITARIO POR M <sup>3</sup> DE AGUA TRATADA.....	95
TABLA 3.24 COSTO ANUAL EQUIVALENTE DE LA TECNOLOGÍA PROPUESTA .....	96
TABLA 3.25 COSTO ANUAL EQUIVALENTE DE SISTEMAS DE REMOCIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR.....	97
TABLA 3.26 PARÁMETROS TÉCNICOS Y DE OPERACIÓN PARA SELECCIONAR TECNOLOGÍAS DE REMOCIÓN .....	97
TABLA 3.27 SUBCRITERIOS TÉCNICOS CONSIDERADOS PARA LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F MEDIANTE ESCORIAS METALÚRGICAS DE LA INDUSTRIA DEL ACERO. ....	98
TABLA 3.28 SUBCRITERIOS ECONÓMICOS CONSIDERADOS PARA LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F MEDIANTE ESCORIAS METALÚRGICAS DE LA INDUSTRIA DEL ACERO. ....	99
TABLA 3.29 MATRIZ DE DECISIÓN MULTICRITERIO DE CRITERIOS TÉCNICOS PARA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F. .....	100
TABLA 3.30 RESULTADOS DE LA CALIFICACIÓN PARCIAL PONDERADA DE LOS SUBCRITERIOS TÉCNICOS. ....	101
TABLA 3.31 PREFACTIBILIDAD TÉCNICA DE LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE ARSÉNICO Y FLÚOR MEDIANTE DIFERENTES TECNOLOGÍAS.....	102
TABLA 3.32 MATRIZ DE DECISIÓN MULTICRITERIO DE CRITERIOS ECONÓMICOS ENTRE TRES TECNOLOGÍAS PARA LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE AS Y F.....	103
TABLA 3.33 RESULTADOS DE LA CALIFICACIÓN PARCIAL PONDERADA DE LOS SUBCRITERIOS ECONÓMICOS. ....	104
TABLA 3.34 PREFACTIBILIDAD ECONÓMICA DE LA REMOCIÓN SIMULTÁNEA DE ARSÉNICO Y FLÚOR MEDIANTE DIFERENTES TECNOLOGÍAS.....	104
TABLA 3.35 PONDERACIÓN DE CRITERIOS TÉCNICOS POR EXPERTOS.....	106
TABLA 3.36 PONDERACIÓN DE SUBCRITERIOS POR EXPERTOS.....	107

## **NOMENCLATURA**

AACE: AMERICAN ASSOCIATION OF COST ENGINEERING

AT: ÁREA TRANSVERSAL (M<sup>2</sup>)

CANACERO: CÁMARA NACIONAL DE LA INDUSTRIA DEL HIERRO Y EL ACERO

CH: CARGA HIDRÁULICA (M/H)

D: DIÁMETRO (M)

DRX: DIFRACCIÓN DE RAYOS X

EBCT (EMPTY BED CONTACT TIME): TIEMPO DE CONTACTO DE LECHO VACÍO (MIN)

FRX: FLUORESCENCIA DE RAYOS X

HC: ALTURA DE COLUMNAS (M)

HL: ALTURA DEL LECHO (M)

MCD: (MULTICRITERIA DECISION ANALYSIS) ANÁLISIS DE DECISIÓN MULTICRITERIO

MTZ: (MASS TRANSFER ZONE) ZONA DE TRANSFERENCIA DE MASA

NOM: NORMA OFICIAL MEXICANA

OMS: ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE LA SALUD

PH: POTENCIAL DE HIDRÓGENO

PZ: POTENCIAL Z

Q: FLUJO

RPM: REVOLUCIONES POR MINUTO

RSSCT: RAPID SMALL SCALE COLUMN TESTS

SEMARNAT: SECRETARÍA DEL MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES

## I. Introducción

El arsénico (As) y el flúor (F) son dos de los mayores contaminantes en fuentes de abastecimiento de agua que representan graves riesgos y problemas para el ambiente y para la salud pública. Esta situación se ha agravado en las últimas décadas a nivel mundial por la creciente explotación de las aguas subterráneas, como consecuencia del agotamiento por uso excesivo de las de tipo superficial.

A nivel mundial se han reportado altos contenidos de arsénico y flúor, los cuales están presentes simultáneamente en la mayor parte de aguas subterráneas (Sandoval, 2019). En México la contaminación por arsénico y flúor de aguas subterráneas ha sido detectada y estudiada en los últimos años, y se ha concluido que afecta principalmente la zona centro y norte del país, siendo su origen natural pero principalmente de tipo antropogénico (Montoya, 2013).

La toxicidad y el daño colateral causado por el consumo de agua con altas concentraciones de arsénico, es conocida desde los años sesenta y puede ser aguda o crónica, causando desde lesiones en la piel hasta cáncer en diversos órganos (Prieto, 2016). Por otra parte, el flúor es causante de fluorosis dental y esquelética, problemas gastrointestinales, cardiovasculares e inclusive cáncer de vejiga (Tabares, 2008). Por los daños que causan a la salud, la legislación mexicana establece concentraciones máximas permisibles de As y F en agua potable (NOM-127-SSA1-1994), de 0.025 mg/L y 1.5 mg/L respectivamente.

Por lo anterior, se han buscado tecnologías que sean altamente eficientes para la eliminación simultánea de ambos contaminantes, pero que tengan un bajo costo de operación y mantenimiento, para que se pueden utilizar en las poblaciones rurales que son de las más afectadas (Bibi, 2015). La combinación de procesos como coprecipitación, sorción y adsorción se puede utilizar aplicando materiales no convencionales de bajo costo y fácilmente disponibles. Se ha evaluado tanto a nivel laboratorio como piloto el uso de cenizas volantes, bioadsorbentes, (Kazi et al., 2018) minerales y subproductos de diferentes industrias, como es el ejemplo de las escorias provenientes de la industria del hierro y el acero, que han sido eficientes para remover  $As^{3+}$  y  $As^{5+}$  (Montoya, 2013).

Las escorias metalúrgicas de las industrias del hierro y del acero o ferrosas, además de que han sido eficientes, no se clasifican como residuos peligrosos, de acuerdo a lo establecido por diversas asociaciones internacionales (Piatak, 2015) y la CANACERO (2005), con base en su composición. Además, en un estudio realizado por Mercado (2013) se demostró que una escoria metalúrgica mexicana de la industria del acero no presentó características de residuo peligroso, de acuerdo a una prueba realizada, de acuerdo a lo estipulado por la NOM-052-SEMARNAT-2005. Debido a lo anterior



y siendo México el segundo productor de acero en América Latina y el décimo tercero en el mundo, con una producción de 18 228 miles de toneladas en 2016 generando 3,645,600,000 toneladas de escorias (CANACERO, 2018) y, a su vez uno de los países con alta contaminación de agua potable por la presencia simultánea de arsénico y flúor, el uso de este subproducto puede ser una alternativa viable para su implementación en el tratamiento de agua para consumo humano.

## **II. Objetivos**

### **II.1 Objetivo General**

Evaluar la viabilidad técnico – económica de la remoción de arsénico y flúor empleando escorias metalúrgicas en una planta piloto para la producción de un efluente que cumpla con la normatividad para agua potable.

### **II.2 Objetivos particulares**

- ❖ Identificar el material, de entre un grupo de nueve escorias metalúrgicas, el ó los que presente la mayor eficiencia y velocidad de remoción de arsénico y flúor en pruebas realizadas en reactor batch o discontinuo, para la producción de un efluente que cumpla la normatividad de agua potable para ambos contaminantes.
- ❖ Proponer los parámetros de diseño de columnas industriales empacadas con el material seleccionado de los nueve evaluados, para remoción simultánea de arsénico y flúor, con base en pruebas en una planta piloto.
- ❖ Fundamentar la viabilidad técnico – económica de los datos obtenidos en columnas piloto y de los costos unitarios de potabilización, aplicando un método de evaluación de proyectos, para la remoción de arsénico y flúor empleando el material más eficiente.

# 1. Marco Teórico

## 1.1. Contaminantes: Arsénico (As) y flúor (F)

### 1.1.1. Química del As y F en medio acuoso

El arsénico está clasificado como uno de los elementos químicos más tóxicos y carcinógenos a nivel mundial, está considerado como una de las diez sustancias de mayor preocupación para la salud pública, de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2017). Se estima que más de 200 millones de personas en más de 100 países se encuentran expuestas a concentraciones superiores a la recomendada por la OMS para el arsénico que es de 10 µg/L (Chakraborti, 2017).

El arsénico es un metaloide generalmente presente en depósitos naturales que queda expuesto al ambiente a través de la erosión de rocas, suelos y emisiones volcánicas, así como también por diversas actividades antropogénicas. En aguas naturales puede encontrarse en forma orgánica e inorgánica, en su forma inorgánica es el resultado de la disolución de minerales en medio acuoso como la arsenolita, óxido de arsénico  $As_2O_3$  o pirita. Presenta dos estados de oxidación, arsenito (As III) en las siguientes especies:  $H_3AsO_3$ ,  $H_2AsO_3^-$ ,  $HAsO_3^{2-}$  y arseniato (As V) comúnmente en las siguientes especies:  $H_3AsO_4$ ,  $H_2AsO_4^-$ ,  $HAsO_4^{2-}$ ,  $AsO_4^{3-}$ . El arsénico (III) usualmente se encuentra en aguas subterráneas e hidrotermales, mientras que el arsénico (V) es común en aguas superficiales y aguas subterráneas oxidadas (Montoya, 2013).

El flúor es el decimotercer elemento más abundante en la Tierra. Se encuentra presente de manera natural en el suelo, el agua, las plantas y los animales en cantidades traza, en el medio ambiente siempre se encuentra presente como fluoruro (Jadhav, 2015).

La principal fuente de fluoruro para el consumo humano es el agua subterránea contaminada por fuentes geológicas, es un elemento que en el agua potable puede causar diferentes efectos en la salud dependiendo de su concentración en forma disuelta, ya que cantidades muy pequeñas son beneficiosas mientras que concentraciones superiores a los 1.5 mg/L resultan perjudiciales para la salud humana. En las aguas subterráneas, las concentraciones de fluoruro dependen de la naturaleza y solubilidad de las rocas, así como de la existencia de minerales fluorados entre los que se pueden encontrar: fluorospar ( $CaF_2$ ) de piedras de cal, piedras de arena, criolita ( $Na_3AlF_6$ ), fluorapatita ( $Ca_5(PO_4)_3F$ ) (Bibi, 2015).

A nivel mundial se han reportado altos contenidos de arsénico y flúor presentes de manera simultánea, principalmente en aguas subterráneas de países como Argentina, India y Pakistán y (Tabla 1.1) que rebasan los límites de la normatividad internacional.

Tabla 1.1 Concentraciones reportadas de coexistencia de As y F<sup>-</sup> en aguas naturales de diversos países

Lugar	Tipo de agua	As (mg/L)		F (mg/L)	
		Min	Máx	Min	Máx
USA	Río/Subterránea	0.3	1.3	NR	
Pakistán	Subterránea	0.107	2.58	1.27	43.11
India	Subterránea	0.22	NR	2.1	14.4
Afganistán	Subterránea	0.99	NR	NR	
España	Subterránea	0.1	8.91	NR	15.1
Europa	Llave	NR	0.72	NR	1.45
China	Subterránea	0.22	NR	NR	
Turquía	Geotérmica	0.3	NR	NR	10
Argentina	Subterránea	0.121	6	2.75	5.37
Mongolia	Subterránea	0.72	NR	2.57	NR
Myanmar	Subterránea	0.134	NR	NR	3.6
Corea	Subterránea	0.1	NR	2.74	NR

En México la contaminación por arsénico y flúor en aguas subterráneas ha sido ampliamente estudiada en los últimos años; en la Tabla 1.2 se muestran algunos de los estados de la República Mexicana más afectados.

Tabla 1.2 Concentraciones de As y F<sup>-</sup> en aguas naturales de diversas regiones de la República Mexicana

Lugar	Tipo de agua	As	F	Referencia
		mg/L	mg/L	
Zimapán, Hidalgo	Subterránea	0.25	NR	Prieto García et al. 2016.
Huatla, Morelos	Subterránea	0.24	NR	Tovar-Sánchez et al. 2016
Colima, Colima	Subterránea	0.06	NR	Mendoza-Cano et al. 2017.
Bajío, Guanajuato	Subterránea	0.77	2.44	Morales-Arredondo et al. 2016
Comarca Lagunera	Subterránea	0.14	2.50	Mejía-González et al. 2014.
Río Sonora, Sonora	Río	0.03	NR	Díaz-Caravantes et al.2016.
San Luis Potosí	Subterránea	2.7	3.26	Ortiz-Pérez et al. 2015.

Lugar	Tipo de agua	As	F	Referencia
		mg/L	mg/L	
Valles centrales de Oaxaca	Subterránea	0.09	NR	Aragón-Sulik et al. 2015
Guanajuato	Subterránea	NR	2.4	Morales-Arredondo et al. 2016.
Meoqui, Chihuahua	Subterránea	NR	5.35	Piñón-Miramontes et al. 2003
Hermosillo, Sonora	Subterránea	NR	7.8	Montiel Cota et al. 2012.
Torreón, Coahuila	Subterránea	0.2	NR	Rivera Huerta et al.2011
Nazas, Coahuila	Río	0.7	NR	Ortega-Guerrero et al.2017
Los azufres, Michoacán	Geotérmica	5.1	17	Alarcon-Herrera et al., 2013
Tres vírgenes, Michoacán	Geotérmica	6.6	NR	
Araró, Michoacán	Geotérmica	63	4.2	
Valle de Guadiana, Durango	Acuífero	0.4	16	
Comarca Lagunera	Subterránea	0.74	NR	
Chihuahua	Subterránea	0.191	Camacho et al.2011.	
Meoqui	Pozo	0.277		
Julimex	Subterránea	0.376		
Delicias	Subterránea	0.3		

En nuestro país, así como a nivel internacional, la presencia simultánea de estos contaminantes en una misma fuente es recurrente; en aguas subterráneas se debe principalmente a las reacciones geoquímicas de los minerales que contienen estos contaminantes, así como por la infiltración de residuos líquidos de vidrio, metal, semiconductores, plaguicidas e industrias mineras (Thakur, 2017).

### 1.1.2. Toxicidad y epidemiología del As y F

La toxicidad y el daño colateral causado por el consumo de agua con concentraciones de arsénico mayores a las de los valores límites, son ampliamente conocidos y pueden presentarse de manera aguda o crónica, causando desde lesiones en la piel hasta cáncer en diversos órganos (Prieto, 2016). De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) los síntomas inmediatos de intoxicación aguda por arsénico incluyen vómitos, dolor abdominal y diarrea, seguidos de entumecimiento u hormigueo en manos y pies, calambres musculares y en casos extremos podría llevar a la muerte.

La exposición prolongada o crónica a una concentración de arsénico de 0.04 µg/kg-día o más conduce a efectos en el sistema dérmico, respiratorio, inmunológico, reproductivo, cardiovascular, renal, nervioso, hepático, endócrino, hematológico y adicionalmente induce a cambios epigenéticos y mutaciones. Se presentan como afectaciones más comunes la hipertensión, enfermedades gastrointestinales, cardiovasculares y pulmonares, diabetes, adversidades durante el embarazo, entre otros. El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha clasificado el arsénico y los compuestos de arsénico como precursores de cáncer de piel principalmente, pulmón, hígado, vejiga, riñón, próstata y útero (Abdul et al., 2015; Chen et al., 2013, OMS, 2017).

Por otra parte, el flúor es un elemento esencial y componente importante en la estructura de huesos y dientes. La presencia de fluoruros en agua potable es benéfica o perjudicial dependiendo de la concentración en la que se presenta y del grado de absorción en el organismo. La ingesta excesiva puede conducir a numerosas enfermedades, como osteoporosis, artritis, huesos quebradizos, cáncer, infertilidad, daño cerebral, síndrome de Alzheimer y trastorno de tiroides. En el 2006, la OMS enumeró 28 países para los cuales hay evidencia epidemiológica de fluorosis dental e informó que aproximadamente 70 millones de personas pueden estar afectadas en todo el mundo (OMS, 2006; Irigoyen, 2016).

La toxicidad del flúor puede manifestarse en numerosas maneras. Cuando es ingerido, el fluoruro afecta en primer lugar a la mucosa intestinal y, posteriormente, al estómago ya que puede formar ácido fluorhídrico, provocando irritación gastrointestinal. También puede afectar el metabolismo de carbohidratos, lípidos, proteínas, vitaminas y minerales. Es un ion tóxico con posibilidad de causar un incremento en la masa esquelética, incorporándose en los huesos, por lo que una exposición a largo plazo da como resultado una enfermedad ósea no neoplásica, específicamente, fluorosis esquelética y fracturas óseas (SCHER, 2011; Guissouma, 2017).

Muchos factores influyen en el grado de fluorosis, incluyendo la altitud regional, el metabolismo individual, la predisposición genética y la dieta. Niveles de exposición superiores a 1.5 mg/L se asocian con fluorosis dental en las categorías en las que hay una pérdida de esmalte (picaduras) y depósitos en el hueso. Por encima de los 10 mg/L aparece la fluorosis esquelética paralizante, manifestándose con dolores esporádicos, endurecimiento de las articulaciones hasta llegar a dolores articulares crónicos, síntomas artríticos, calcificación de ligamentos y osteoesclerosis agravada. En una fase avanzada se presenta una severa limitación de los movimientos articulares, calcificación de ligamentos del cuello, columna vertebral, deformidades invalidantes de la columna y articulaciones hasta la compresión de la médula espinal (Ayoob, 2006; Zhang, 2017).

### **1.1.3. Legislación para la concentración límite de As y F en agua**

#### **1.1.3.1. Legislación Nacional**

Las normas oficiales mexicanas que establecen los límites máximos permisibles tanto para arsénico como para flúor en agua potable son las siguientes:

- NOM-127-SSA1-1994 (modificación 2000): Establece los límites permisibles de calidad y tratamientos de potabilización del agua para uso y consumo humano, que deben cumplir los sistemas de abastecimiento públicos y privados o cualquier persona física o moral que la distribuya, en todo el territorio nacional. Establece como límite permisible una concentración de 1.5 mg/L de fluoruros y de 0.025 mg/L de arsénico en el agua para uso y consumo humano.
- NOM-041-SSA1-1993: Establece las especificaciones sanitarias del agua purificada envasada con el fin de reducir los riesgos de transmisión de enfermedades gastrointestinales y las derivadas de su consumo. El límite máximo es de 0.7 mg/L de fluoruros en el agua purificada envasada.
- NOM-201-SSA1-2002: Establece las disposiciones y especificaciones sanitarias para consumo humano de agua y hielo envasados y a granel, excepto la que es consumida directamente de los sistemas de abastecimiento. Se establece como límite máximo una concentración de 1.5 mg/L de fluoruros.

#### **1.1.3.2. Legislación Internacional**

La organización mundial de la salud recomienda como valor de referencia 1.5 mg/L de fluoruros y una concentración de 0.01 mg/L de arsénico en agua potable.

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos establece dentro de su regulación primaria un nivel máximo de contaminante de 4.0 mg/L para flúor en aguas de bebida y en su regulación secundaria un nivel máximo de contaminante de 2.0 mg/L; mientras que para el arsénico marca como límite máximo permisible 0.01 mg/L tanto para agua potable como para riego.

Cada país establece los límites máximos permisibles para cada contaminante, en México se estableció para el flúor el mismo valor que los estándares internacionales; sin embargo, para el arsénico excede dicho estándar debido a que no se cuenta con la infraestructura para establecer tecnologías que permitan obtener menores concentraciones como las establecidas a nivel internacional.

#### **1.1.4. Tecnologías de remoción de As y F en agua**

Durante varios años ha sido ampliamente estudiada la remoción de arsénico y flúor de manera individual mediante diversas tecnologías a nivel laboratorio y planta piloto. Las tecnologías que permiten la eliminación simultánea de As y F son esencialmente similares a las aplicadas para la remoción individual de estos contaminantes, tales como nanofiltración, coagulación, precipitación y adsorción mediante diversos materiales, entre otras tecnologías (Jadhav,2015). La remoción aplicando procesos combinados puede mejorar las eficiencias de remoción y podría disminuir las desventajas en cuanto a costos, materiales y reactivos.

##### **Precipitación/Filtración**

El arsénico se puede eliminar de manera más común por precipitación como arseniato férrico, arseniato de calcio o sulfuro de arsénico. La coagulación con  $Fe^{3+}$  y calcita seguida de filtración permiten una remoción de más de 99% partiendo de una concentración de 5 mg/L de drenaje ácido de mina, de acuerdo con lo reportado por Litter en 2010. Es posible la aplicación de esta tecnología a grandes volúmenes de agua a tratar para abastecer comunidades grandes, debido a que es sencilla y tiene bajos costos de instalación, aunado a que se utilizan productos químicos de fácil adquisición como el sulfato de aluminio y permanganato de potasio. Estos compuestos fueron empleados por Ahmed (2013) en Bangladesh para remover en aproximadamente tres horas más del 90% de As presente en 40 litros de agua mediante coagulación y co-precipitación.

Piñón-Miramontes, et al. reportaron en 2003 el uso de alúmina en combinación con un floculante polimérico aniónico para la remoción simultánea de As y F de dos pozos en Meoqui, México. En ese estudio se logró reducir 99% y 77% de cada contaminante respectivamente, con un costo de \$0.38 USD/m<sup>3</sup>. La filtración directa puede ser mediante filtros rápidos por gravedad, horizontales y a presión que pueden utilizarse para la filtración directa de agua bruta, sin tratamiento previo y en el caso del arsénico habitualmente también se puede filtrar agua que haya sido tratada previamente mediante coagulación (OMS, 2018).

##### **Electrocoagulación**

Se han obtenido mediante esta tecnología, óptimos resultados en la eliminación simultánea de arsénico y flúor del agua subterránea sintética mediante el proceso de electrocoagulación empleando un electrodo de aluminio, de las eficiencias obtenidas ascienden a 98.51% de arsénico partiendo de una concentración de 550 µg /L, y a 88.33% de flúor con una concentración inicial de 12 mg /L, con un costo operativo de \$0.357 USD/m<sup>3</sup> de agua tratada (Thakur, 2017).

Sandoval reportó en el 2018 la remoción simultánea de As y F mediante electrocoagulación en un reactor de flujo a presión, que contenía una pila de tres celdas equipada con electrodos de aluminio.

En este estudio se obtuvieron concentraciones residuales para ambos contaminantes dentro de las establecidas por la OMS, con un costo de 0.14 USD/m<sup>3</sup>.

### **Adsorción**

El proceso de adsorción es más popular para la remoción de diversos contaminantes entre ellos el arsénico y flúor, debido a la simplicidad de diseño, operación y mantenimiento, eficiencia y facilidad de adecuación para sistemas de diversos tamaños. A lo largo de los años se ha realizado una amplia investigación utilizando varios adsorbentes para la eliminación tanto individual como simultánea de As y F. Entre los adsorbentes reportados para la eliminación simultánea de F y As se encuentran la alúmina activada, carbón activado, hidróxidos férricos, goethita, cenizas volcánicas, polímeros dopados, celulosa modificada, así como materiales de bajo costo tales como arena recubierta de goethita, arena y hueso recubiertos de hematita, entre otros materiales no convencionales tales como las escorias metalúrgicas (Mercado y Montoya, 2013).

La alúmina activada es uno de los materiales más empleados que permite tener remociones de hasta 99% para ambos contaminantes. Sin embargo, su principal inconveniente es que la eficiencia depende del pH y de la competitividad con otros iones. Delorme et al. (2007) evaluaron los óxidos mixtos sintetizados de quintinita ( $Mg_4Al_2(OH)_{12}CO_3 \cdot 3H_2O$ ) para la eliminación de F<sup>-</sup> y As (V) del agua obteniendo una remoción de 100% para As y de 80% para F, a partir de concentraciones iniciales de 16 mg / L y 10 mg / L, respectivamente. No obstante, la adición de carbonatos llevó a que 90 y 20% de F y As removidos se liberaran a la solución, confirmando que la presencia de carbonatos puede afectar significativamente la eficiencia de eliminación de esos contaminantes por óxidos mixtos.

Con el objetivo de desarrollar procesos simples y rentables aplicables a nivel comunidad, materiales alternativos y de bajo costo se han probado para la eliminación de F y/o As, encontrándose que son tan eficientes como materiales ya conocidos. Rathore et al (2016) reportaron una remoción de As mayor al 99% y de 68% para flúor de manera simultánea empleando el mineral denominado laterita proveniente del oeste de la India; los huesos de vaca y pescado han demostrado eficiencias superiores al 80% para ambos contaminantes (Brunson y Sabatini, 2009), en tanto que la goethita recubierta tiene una eficiencia aún mayor que la de estos últimos (Milo, 2010).

### **Tecnologías de membranas**

Las membranas han sido probadas en diversos procesos, especialmente en la desalinización y en estudios más recientes se han probado para la eliminación simultánea de arsénico y flúor, obteniendo altas eficiencias como reporta Pal (2017). Este autor eliminó más del 98% de arsénico y alrededor del 80% de flúor del agua contaminada, al mismo tiempo que preservó selectivamente los minerales de calcio y magnesio útiles en el agua potable. Diversas membranas comerciales han sido ampliamente



utilizadas, como la NF90 cuya eficiencia promedio es de casi 88% para As y 78% para F. De igual manera, como con otras tecnologías de remoción, también se han probado membranas con nanocompuestos sintetizados a partir de materiales naturales como lignina y celulosa, cuyas eficiencias de remoción se encuentran entre 17.80-25.40% de As y 14.29-27.14% para flúor (Jadhav, 2015).

Las tecnologías mencionadas anteriormente son de las más estudiadas en la actualidad a nivel piloto para la remoción simultánea de As y F. Una alternativa posiblemente eficaz para esta remoción podría ser la combinación de éstas y otras tecnologías para lograr eficiencias más altas y reducir costos para poder ofrecer sistemas de tratamiento aplicables a diversos casos. En la Tabla 1.3 se presentan las aplicaciones de algunos trabajos en planta piloto más representativos con estas tecnologías.

Tabla 1.3 Remoción simultánea de arsénico y flúor en algunos casos a nivel piloto

Tecnología	Nivel de desarrollo y materiales	Tipo de agua, lugar, composición	Capacidad Máxima de remoción	Ventajas	Desventajas	Referencia
Coagulación	-Laboratorio y planta piloto. -Combinación de aluminio y floculante polimérico aniónico	-Subterránea -Chihuahua, México -[F]: 4.8 – 5.9 mg/L -[As]: 0.075-0.139 mg/L	F : 99% As: 77%	-Bajo costo -Fácil de usar -Probado -Material de fácil adquisición	-Sabor desagradable -Aluminio residual	Piñón, 2003
	-Laboratorio y planta piloto. -Cloruro de polialuminio	-Subterránea -[F]: 2.4 – 3.2 mg/L -[As]: 0.06-0.09 mg/L	F : 52-55% As : 75 -85%			Ingallinella,2011
Adsorción	-Piloto Hematita sobre gravilla (columna 1) Zeolita recubierta con óxidos de Mn (columna 2)	- Zimapán, agua real - As: 0.6719 -0.875 mg/L - F: 0.85 mg/L	F:no reportado As: 65-85%	-Bajo costo -Altas eficiencias -Variedad de adsorbentes	-Regeneración -Sustitución -Tratamiento del adsorbente	Petkova, 1999
	-Laboratorio y planta piloto. -Fibra de hidrazina modificada	-Agua sintética -[F]: 10 mg/L -[As]: 38 mg/L	F : 90.4% As : 97.9%			Ruixia, 2002
	-Laboratorio -Óxidos de titanio impregnados de CAG	-Subterránea -[F]: 2.01 mg/L -[As]: 0.69 mg/L	F : 35% As : 80%			Jing, 2012
Procesos con membranas	-Planta piloto -Nanofiltración	-Agua sintética -[F]: 5 mg/L -[As]: 0.18 mg/L	F : 89% As : 93%	-Alta eficiencia -No afecta el sabor y color del agua	-Altos costos de inversión, operación y mantenimiento	Padilla, 2010
	-Planta piloto -Nanofiltración /ósmosis inversa	-Subterránea -[F]: 10 mg/L -[As]: 5-6 mg/L -Australia	F : 88% As : 78%			Richards,2009

## 1.2. Escorias metalúrgicas de las industrias del hierro y del acero (ferrosas)

Las escorias metalúrgicas son un subproducto que se obtiene en la reducción de los metales y que flota en la superficie del metal líquido. Está formado principalmente por una combinación de óxidos, fundentes, carga metálica, ceniza y revestimiento del horno (CANACERO, 2005).

México es el segundo productor de acero en América Latina y el décimo cuarto en el mundo, con una producción de 20.2 millones de toneladas. En el 2018 generó 6.2 millones de toneladas de escorias, clasificadas según el horno donde se producen. En la Figura 1.1 se muestra la distribución de empresas productoras de acero en la República Mexicana (CANACERO, 2019).



Figura 1.1 Localización de las diversas industrias del acero y hierro en la República Mexicana (CANACERO, 2019)

### **1.2.1. Tipos de escorias**

Las escorias pueden ser clasificadas de acuerdo con las características del proceso metalúrgico por el cual se extraen, de acuerdo con el horno de procedencia o por sus características fisicoquímicas. De manera práctica, se dividen de acuerdo con su procedencia en procesos ferrosos y no ferrosos.

Las escorias ferrosas se generan durante la recuperación de Fe de minerales naturales o materiales reciclados para producir Fe o Acero. La escoria de Fe es producida en un alto horno simultáneamente con Fe, donde los óxidos de hierro se reducen a Fe fundido en el horno al adicionar un fundente como piedra caliza y un reductor como el coque (Piatak, 2015). Las escorias de acero se producen cuando el Fe fundido del alto horno y el acero de desecho se combinan con aleaciones para producir un tipo o grado particular de acero. Los tipos de escoria primaria de acero generalmente se clasifican según el tipo de horno utilizado como el horno de oxígeno básico (BOF) y horno de arco eléctrico (EAF). El primero usa grandes cantidades de oxígeno para oxidar la carga, que es principalmente Fe fundido con cantidades menores de chatarra de acero en tanto que en el horno de arco eléctrico se emplea una corriente eléctrica para producir el calor necesario para derretir chatarra de acero reciclado con menores cantidades de Fe fundido del alto horno, las escorias de acero resultantes se dejan enfriar en condiciones atmosféricas.

Las escorias no ferrosas se producen en la recuperación de metales no ferrosos a partir de minerales naturales los cuales después de ser extraídos, se trituran, muelen y concentran mediante métodos de flotación para separar los minerales del mineral de la ganga. Posteriormente, se oxidan los minerales de sulfuro y se elimina S, que es emitido como  $\text{SO}_2$ . En la etapa de fundición, se añade piedra caliza o hierro como fundentes y coque, carbón o madera como combustible y reductor. Durante la conversión, la masa fundida se desulfura adicionalmente y se eliminan otras impurezas, la escoria se produce durante la fundición, y la conversión (Navarro,2010; US.Geological Survey, 2017; Zeynep-Yildirim y Prezzi, 2011)

### **1.2.2. Características fisicoquímicas**

La composición química de la escoria ferrosa está dominada por los contenidos de Ca y Si. La escoria de acero puede contener Fe en cantidad significativa, mientras que Mg y Al pueden ser representativos en la escoria de Fe. En la escoria de hierro están presentes silicatos que contienen Al o Mg, el Ca y los óxidos son las fases principales más comúnmente reportadas en la escoria ferrosa. En general están presentes calcita y trazas de una variedad de sulfuros, compuestos intermetálicos y metales puros (Piatak, 2015).

De acuerdo con Douglas (2012), los componentes químicos principales de las escorias de hierro y acero incluyen Al, Ca, Fe, Mg, Mn y fosfatos; además de óxidos o minerales que contienen principalmente Ca, Mg y Si.

Zeynep (2011) reporta que tanto las escorias de horno de arco eléctrico como de horno básico al oxígeno están constituidas mayormente por óxidos de hierro y calcio, y presentan otros componentes menores, tales como CaO y MgO libres así como minerales complejos. Este autor menciona que, en la fabricación de acero en horno de arco eléctrico, al ser un proceso de reciclaje de chatarra de acero, la composición química de la escoria depende significativamente de las propiedades del acero reciclado.

La formación de cristales en las escorias es función tanto de la composición química de la masa fundida como de su velocidad de enfriamiento. La escoria de acero tiene un contenido de sílice más bajo que el de otras escorias y, por lo tanto, la escoria de acero rara vez se vitrifica incluso cuando se enfría rápidamente. Las fases minerales comúnmente presentes en escorias de acero incluyen merwinita ( $3\text{CaO MgO } 2\text{SiO}_2$ ), olivina ( $2\text{MgO } 2\text{FeO SiO}_2$ ),  $\beta\text{-C}_2\text{S}$  ( $2\text{CaO SiO}_2$ ),  $\alpha\text{-C}_2\text{S}$ ,  $\text{C}_4\text{AF}$  ( $4\text{CaO Al}_2\text{O}_3 \text{ FeO}_3$ ),  $\text{C}_2\text{F}$  ( $2\text{CaO Fe}_2\text{O}_3$ ), CaO (cal libre), MgO y FeO (Oh et al., 2012). En la Tabla 1.4 se aprecian los principales compuestos reportados por otros trabajos de la composición de diversas escorias de hierro y acero, observándose que la presencia de óxidos de hierro, calcio y magnesio, impera en todos los casos.

**Tabla 1.4 Porcentajes de la composición química de algunas escorias de hierro y acero**

Compuesto	Mahieux et al., 2009	Shen et al., 2009	Montoya, 2013	Shi, 2004	Barra et al., 2012	Piatak, 2015	Quian et al., 2012	Piatak, 2015
$\text{Fe}_2\text{O}_3$	22.6	38.06	27	15-30	32.56	22.9	0.9	7.61
CaO	47.5	39.3	41	35-60	29.5	34.9	49.5	47.52
MgO	6.3	8.56	9	5-15	5	7.22	7.4	7.35
$\text{TiO}_2$	0.5	0.9	0.5	3-8	0.78	0.66	-	0.33
$\text{K}_2\text{O}$	-	-	-	-	-	0.24	2.5	0.02
$\text{SiO}_2$	11.8	7.8	12	9-20	16.1	16.9	19.59	4.64
$\text{Al}_2\text{O}_3$	2	0.98	5	2-9	7.6	7.49	12.3	22.59
$\text{Na}_2\text{O}$	-	-	-	-	-	0.16	0.4	0.06
MnO	1.9	4.2	5	-	4.5	4.32	1.4	1

### 1.2.3. Aprovechamiento o valorización

La producción y reutilización de escoria se ha convertido en los últimos años en un negocio global y de diversas aplicaciones, entre ellas las ambientales. La escoria de hierro y acero han sido considerados subproductos de gran utilización y su oferta y demanda han aumentado considerablemente y se reportan anualmente en el Servicio Geológico de los Estados Unidos (US. Geological Survey, 2017).

En México, en el convenio entre SEMARNAT y la CANACERO "CVSC ITN 02; Escorias", se indica la reutilización, acopio, almacenamiento y valorización de este subproducto, estableciéndose su posible utilización en: fabricación de cemento y agregados de concreto, base de pavimentación para caminos y autopistas, acondicionamiento de suelos, recuperación de suelos sulfato-ácidos, cierre de celdas en rellenos sanitarios, aplicaciones agrícolas, antideslizantes para el control de nieve y hielo, estabilización de taludes, bancos de estabilización para controlar la erosión, materia prima en la construcción, formación de gaviones, procesos de abrasión por impacto de partículas, superficie de rodamiento en caminos y estacionamientos, relleno y nivelación de terrenos, conformación de terraplenes, formulación y fabricación de acondicionadores de escorias para procesos metalúrgicos y lecho filtrante para tratamiento de aguas.

La mayoría de las escorias metalúrgicas usadas para aplicaciones en la industria de la construcción y ambientales provienen de la producción de hierro y acero. Se ha reportado que el uso de agregado de escoria de acero en concreto produce un producto más duradero en comparación al producido con piedra caliza, también se ha utilizado para fabricar baldosas de cerámica y se usa como agregado en asfalto (Piatak, 2015). Dentro de las aplicaciones ambientales, se ha reportado el uso de escorias como acondicionador, fertilizante y estabilizador de suelos, así como proveedor de oligoelementos (Cu, Mn, Zn) que proporcionan micronutrientes a plantas y animales (Gahan et al., 2009).

Las investigaciones también se han centrado en el uso de escoria de acero para eliminar As o U de aguas residuales, drenaje ácido de mina, para la reducción de Cr (VI) cancerígeno a Cr (III) menos soluble y menos tóxico en aguas subterráneas, así como para remover fósforo, nitrógeno y elementos traza en solución de emisiones industriales (Piatak, 2015). Mercado et al (2013) reporta remociones de As (V) y boro en agua de una planta geotérmica empleando dos tipos de escoria metalúrgica, una de horno de arco eléctrico para remover arsénico de una disolución de 6 mg/L con una dosis de 7 g/L de escoria, eliminando cerca del 99% de arsénico en disolución. En tanto que el mismo año Montoya obtuvo remociones de arsénico por encima del 99% en disoluciones preparadas de 1.47 mg/L de arsénico, empleando una dosis de 9 g de escoria/L. Sin embargo, no se identificaron estudios que empleen escorias metalúrgicas para remover simultáneamente arsénico y flúor, contaminantes que se encuentran generalmente juntos en aguas subterráneas.

## 1.3. Proceso de remoción de contaminantes en columnas empacadas

### 1.3.1. Diseño de columnas

Las columnas empacadas que operan en régimen continuo son sistemas de fácil diseño, mantenimiento, operación y bajo costo para la eliminación de metales, así como diversos contaminantes en agua (Hodaifa et al., 2014). El arreglo operacional más común de estos sistemas consiste en una cama o lecho empacado en una columna fija que puede ser operada en serie o en paralelo, como se observa en la Figura 1.2 Hay dos tipos de modo de alimentación del influente, flujo descendente y flujo ascendente, siendo el primero el más comúnmente utilizado ya que permite disminuir la posibilidad de material particulado en el fondo de la columna el cual sería difícil eliminar por lavado a contracorriente (Okewale et al., 2015)

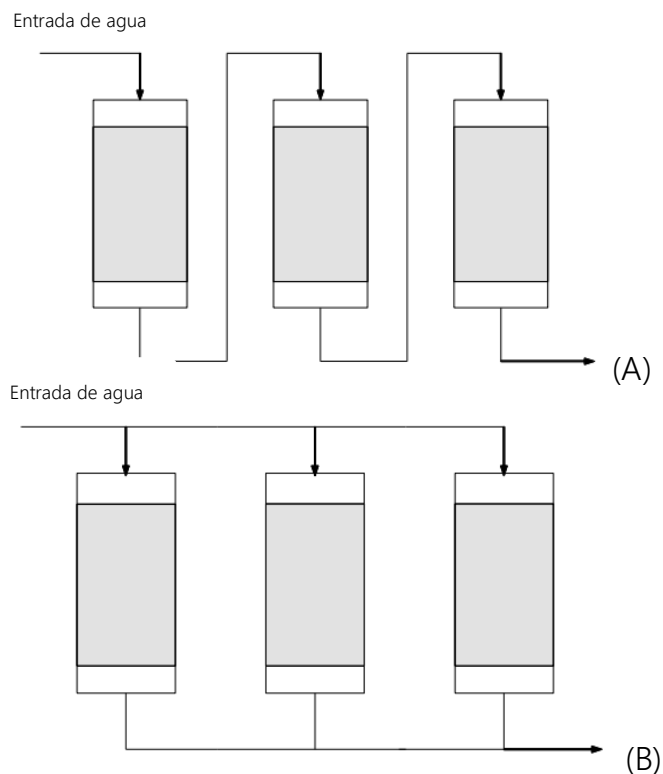


Figura 1.2 Arreglo en serie (A) y arreglo en paralelo (B). (Armenante, 2014).

En un sistema de flujo descendente con alimentación continua de influente, la zona o frente de adsorción se mueve hacia abajo a través del lecho ya que las primeras capas de material son capaces de remover los contaminantes de manera rápida y la cantidad que no logra removerse en las primeras capas, se elimina de la solución en los estratos siguientes conforme se avanza a lo largo de la columna.

Esta porción del lecho que describe el gradiente de concentración del contaminante en el influente se define como Zona de Transferencia de Masa (MTZ, por sus siglas en inglés Mass Transfer Zone), que es la longitud que necesita la columna para que el contaminante pueda ser transferido del soluto al adsorbente (Ibarra, 1998).

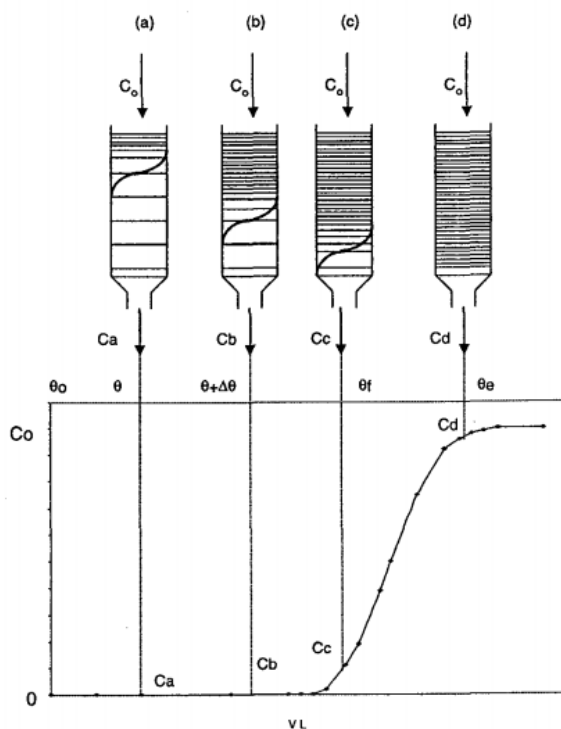
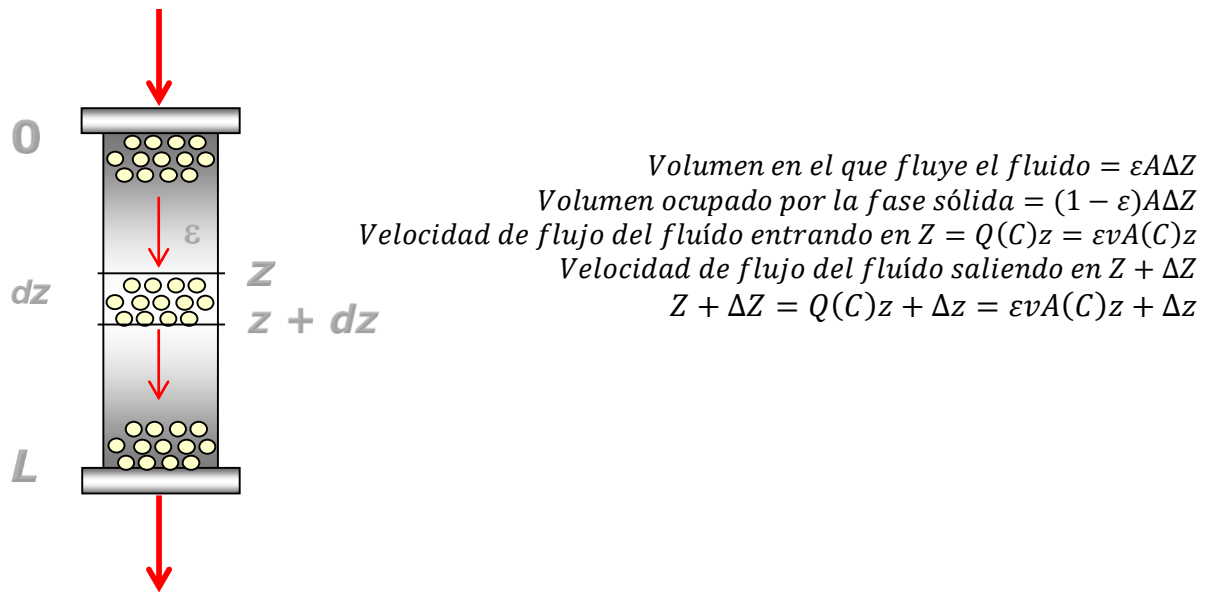


Figura 1.3 Curva de adsorción en columnas

En la Figura 1.3 se observa que en el transcurso del tiempo a flujo continuo la concentración del efluente se incrementa hasta alcanzar la concentración inicial, lo que se conoce como punto de ruptura. Esta curva de saturación del lecho presenta una forma característica de "S" cuya inclinación y punto de ruptura están relacionados con la concentración del contaminante, el tamaño de las partículas, la velocidad del flujo, la altura del lecho, entre otras, asimismo esta típica forma se atribuye a una resistencia a la transferencia. A mayor resistencia la onda es más extendida debido al tiempo que se requiere para alcanzar el equilibrio, mientras que conforme la resistencia a la transferencia de masa decrece la onda es más estrecha (Crittenden y Weber, 1978).

De acuerdo con este modelo el balance de masa en la columna es el siguiente:





- C= concentración del soluto en la fase líquida (kg de soluto/m<sup>3</sup> de fase fluida)
- Z= distancia en la dirección del flujo en algún punto de referencia (m)
- v = velocidad intersticial de flujo (m/s) = Q/Aε
- A= área de la sección transversal de la columna (m<sup>2</sup>)
- Q= flujo dentro de la columna (m<sup>3</sup>/s)
- ε =fracción vacía en la columna o espacio intersticial en el cual el fluido fluye

Figura 1.4 Balance de masa en una columna (Martín, 2016)

Todas las curvas de transferencia de masa reales pueden analizarse en términos de un frente estequiométrico considerando la curva de transferencia de la Figura 1.4 en donde el área que se encuentra encima de la curva (F, VL, ag, d, b, a) representa la capacidad del material empleado para la remoción y el área bajo la onda (a, g, d, e, a) la capacidad del material no utilizado; por lo tanto el área encima de la onda al total del área del rectángulo (a, b, d, e, a) es la fracción del material no usado en la zona de transferencia de masa.

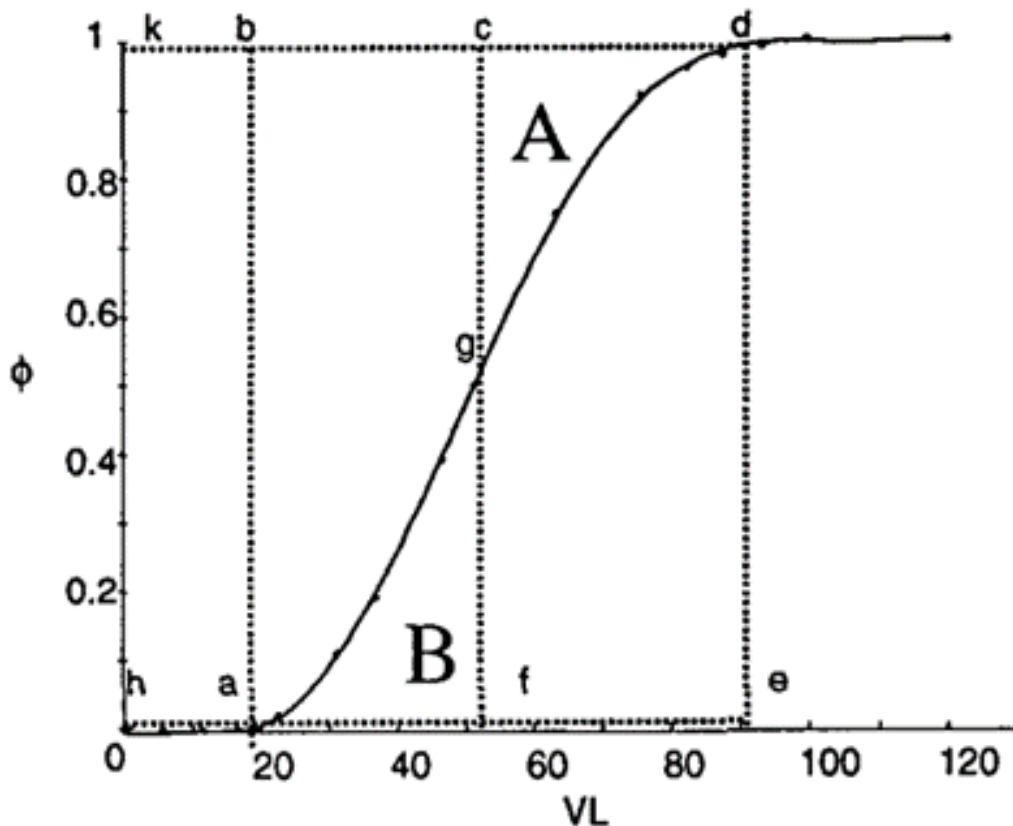


Figura 1.5 Curva del frente de adsorción (Ibarra, 1998).

De acuerdo con la figura anterior, un lecho adsorbente en el punto de ruptura está constituido por una zona de equilibrio y una zona de transferencia de masa (ZTM). Para el diseño de una columna de adsorción, es fundamental estimar el tamaño de lecho necesario para la remoción de cierta cantidad de contaminante en la disolución problema; si el estado estacionario de la ZTM se alcanza, la longitud del lecho no usado es independiente de la longitud de la columna.

Es posible realizar el dimensionamiento de columnas de mayor tamaño a partir de estudios a nivel laboratorio, uno de lo más usados es el escalamiento a partir de minicolumnas, conocido como *Rapid Small Scale Column Test* (RSSCT por sus siglas en inglés) basado en un modelo de difusión superficial de poro de flujo disperso, el cual considera mecanismos presentes en la adsorción de lecho fijo. Las principales ventajas que presenta son: i) permite predecir el comportamiento de la curva de ruptura en una fracción del tiempo requerido para un estudio a nivel piloto, ii) la prueba no requiere el uso de grandes cantidades de agua.

El tiempo de contacto de las minicolumnas (EBCT) se calcula con la siguiente ecuación (Durán-Pilotzi, 2013):

$$\frac{EBCT_{SC}}{EBCT_{LC}} = \frac{R_{SC}}{R_{LC}} = \frac{t_{SC}}{t_{LC}}$$

Donde,

$EBCT_{SC}$  ,  $EBCT_{LC}$  : tiempo de contacto de lecho vacío para minicolumna y columna piloto respectivamente.

$R_{SC}$ ,  $R_{LC}$  : radio de partículas del material removente en las minicolumnas y en la columna piloto.

$t_{SC}$ ,  $t_{LC}$  : tiempos transcurridos para realizar las pruebas en minicolumnas y tiempo esperado en las columnas piloto.

A partir de la ecuación anterior y de los valores obtenidos experimentalmente en las minicolumnas, se puede calcular el EBCT de la columna piloto, así como el tiempo de operación.

Para el diseño de lechos fijos o columnas también pueden considerarse otras dos aproximaciones:

- (a) La primera de ellas involucra la solución de modelos teóricos basados en ecuaciones de conservación de masa, de transporte y termodinámica, generalmente aplicando métodos numéricos para la solución de ecuaciones diferenciales mediante cálculo computacional, calculando así la curva de ruptura.
- (b) La segunda aproximación es empírica: Se configuran columnas piloto de diferentes longitudes y se opera cada una a la misma velocidad, es decir, a la misma carga hidráulica que se predice pueda utilizarse en una columna a escala industrial, y se determinan las curvas de ruptura para cada columna. Obviamente, el tipo de adsorbente, el tamaño, la concentración inicial y otros parámetros importantes deben ser iguales tanto en las corridas a escala piloto como en la columna a escala industrial (Cooney, 1999).

La realización de pruebas en columnas a escala piloto, es una forma de predecir qué ocurrirá en las columnas a escala industrial. Las columnas a escala industrial tienen, por lo general de 4 a 6 metros de profundidad, con diámetros de entre 0.9 a 1.8 metros. Las columnas a escala piloto usualmente tienen profundidades de lecho de 0.9 a 3 metros y sus diámetros son de entre 0.076 a 0.15 metros (Bonilla-Petriciolet, 2017; Cooney, 1999).

Los métodos cortos o aproximaciones empíricas para el diseño de columnas, son usados por la simplicidad y confiabilidad que ofrecen, y representan una alternativa a métodos más rigurosos (Crittenden y Thomas, 1998), algunos de estos son:

1. Longitud o Peso de Lecho sin Usar (Length of Unused Bed – LUB, o Weight of Unused Bed – WUB)
2. Longitud de la Zona de Transferencia de Masa (LZTM)
3. Tiempo de Contacto de Lecho Vacío (Empty Bed Contact Time, EBCT)

4. Tiempo de Servicio de Profundidad de Lecho (Bed Depth Service Time, BDST)
5. Capacidad al Punto de Ruptura.

Los métodos EBCT y BDST son los más utilizados para el diseño en sistemas de tratamiento de agua a partir de datos obtenidos a escala piloto o experimental. El método BDST ha sido utilizado por varios investigadores para el manejo de datos obtenidos de pruebas en columna empacada en la remoción de iones metálicos y compuestos orgánicos sobre varios tipos de adsorbentes (Deliyanni et al., 2003; Ko et al., 2002; Lehmann et al., 2001; Walker y Weatherley, 2000; Tran y Roddick, 1999).

En el dimensionamiento de columnas empacadas se deben considerar tanto los parámetros de operación como los de diseño, que se muestran en la Tabla 1.5. Generalmente los factores de influencia son: el tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT), la carga hidráulica (CH), el volumen del lecho y el flujo promedio o máximo, los cuales son específicos al tipo de agua que se va a tratar y a las condiciones de operación (Durán-Pilotzi, 2003).

**Tabla 1.5 Parámetros de operación y diseño de columnas empacadas**

Operación	Parámetro
Operación	pH
	Concentración inicial del contaminante
	% de expansión del lecho
	Tipo de flujo de alimentación
	Tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT)
	Carga hidráulica de operación (CH)
	Diseño
Flujo (Q)	
Espacio libre de seguridad en la columna	
% de ruptura de la curva de saturación	
Tiempo de operación para alcanzar el punto de ruptura	
Tiempo de saturación de la columna	
Área del lecho (AT)	
Altura del lecho (HL)	
Altura de la columna (HC)	
Masa del material	

Los parámetros anteriores se pueden determinar partiendo de valores recomendados para el EBCT, carga hidráulica y diámetro de columna. Los valores comunes de EBCT suelen variar entre 5 y 60

minutos (Crittenden, 2005; EPA, 2014; Martín, 2017); los diámetros de columna usuales se encuentran entre los 0.025 m hasta 4 m (Chen, 1968; Arbucke, 1990; Adsorb, 2003; Armenante, 2014) dependiendo del material para remoción y el o los contaminantes a tratar.

#### **1.4. Estimación de la prefactibilidad técnico - económica**

La toma de decisiones en proyectos ambientales puede ser muy compleja, debido a los factores involucrados tales como los sociopolíticos, ambientales, técnicos y económicos. La selección de la tecnología adecuada, así como de los factores antes mencionados, generalmente involucran múltiples criterios adicionales como la distribución de costos y beneficios, impactos ambientales, seguridad, riesgo ecológico o inclusive valores humanos. Dado lo anterior, los Métodos de Decisión Multicriterio permiten resolver problemas en los que se presentan múltiples variables, para analizarse de una forma objetiva para la toma de decisiones (Kiker, 2005, Moctezuma, 2015).

La toma de decisiones mediante el análisis multicriterio (MCDA Multicriteria Decision Analysis) es un término genérico para todos los métodos que existen para ayudar a las personas a tomar una decisión óptima, con respecto a diversas alternativas y quizás conflictivas (Nikouei, 2017). La utilización de un MCDM es una forma de tratar problemas complejos analizando los componentes más pequeños de este. Estas herramientas se pueden aplicar para evaluar los juicios de valor de los tomadores de decisiones individuales o de múltiples partes interesadas (Loken, 2007; Tobón, 2013).

Los métodos de evaluación pueden clasificarse en: métodos simples porque presentan un solo objetivo, y métodos complejos porque utilizan varios objetivos simultáneamente; a su vez estos métodos pueden emplear variables cuantitativas, cualitativas o ambos tipos. Los métodos de evaluación cuantitativos, como su nombre lo indica, estudian variables que pueden ser medibles. Los métodos cualitativos son aquellos que estudian las relaciones entre variables cualitativas, ofreciendo información sobre juicios y puede originarse a partir de encuestas, observaciones, dinámicas de grupo, entrevistas; estos métodos aportan información sobre aspectos no considerados en los cuantitativos, por lo tanto, resultan complementarios los métodos al permitir una evaluación integral y holística. Pueden adquirir la capacidad de cuantificación si se les asigna un valor para indicar mayor o menor grado de atributo (Daud, 2016).

Existen métodos mixtos que permiten recolectar, analizar y vincular datos cualitativos y cuantitativos; poseen la ventaja de dar una visión más precisa y adquirir un mayor grado de comprensión del estudio, la multiplicidad de observaciones permite un análisis más detallado del problema y una mayor

variedad de perspectivas de análisis. En la Tabla 1.6 se muestra la clasificación de algunos de los métodos antes mencionados.

**Tabla 1.6 Clasificación de los métodos de evaluación según el tipo de variable y objetivos**

	<b>Simples</b>	<b>Complejos</b>
<b>Cuantitativos</b>	Indicadores económicos	Programación lineal Dominancia entre proyectos
<b>Cualitativos</b>	Lista de verificación Aportes a metas	Delphi
<b>Mixtos</b>		Modelos de puntuación

A continuación, se presenta una breve descripción de algunos de estos:

- **Indicadores Económicos:** es uno de los métodos más usados si se desea asegurar una máxima eficiencia en el uso de los recursos, a pesar de no contar con información suficiente para un cálculo confiable de ellos. Excluye criterios que no pueden expresarse en términos monetarios. Por ejemplo: VAN, TIR, relación beneficio/costo, etc.
- **Dominancia entre proyectos.** Permite la determinación de la alternativa óptima para un proyecto o proyectos bajo distintos escenarios, así como la probabilidad de éxito o fracaso asociada a cada uno de ellos y los compara.
- **Lista de verificación.** Este procedimiento permite determinar en forma sencilla y rápida si un proyecto cumple o no con los objetivos que se han fijado. Su principal ventaja es su sencillez, sin embargo, no es posible emplearlo para jerarquizar proyectos. Por lo tanto, solo sirve para descartar rápidamente proyectos que no cumplen ciertas condiciones mínimas.
- **Método Delphi.** Consiste en una técnica de obtención de información, basada en la consulta a expertos de un área, con el fin de obtener la opinión de consenso más fiable del grupo consultado. Estos expertos son sometidos individualmente a una serie de cuestionarios en profundidad que se intercalan con retroalimentación de lo expresado por el grupo y que, partiendo de una exploración abierta, tras las sucesivas devoluciones, producen una opinión que representa al grupo (Reguant-Álvarez, 2016)

## **Ventajas del análisis multicriterio para la evaluación de proyectos:**

- Permite una solución en situaciones complejas: la principal ventaja es la simplificación de descomponer y estructurar al problema en cuestión, permitiendo avanzar paso a paso hacia la búsqueda de una solución.
- Método comprensible: las bases sobre las que se realiza la selección de criterios y la puntuación de los resultados suelen ser sencillas y entendibles, al determinarse por un grupo de trabajo el cual puede seguir un proceso con claridad.
- Método racional: gracias al estudio homogéneo y simultáneo de un número amplio de factores, este método permite una valoración estable de diferentes elementos incluidos en el análisis. En ese sentido se racionaliza el proceso que conduce a las decisiones.
- Herramienta de negociación: es un instrumento de gran utilidad para la resolución de problemas en contextos conflictivos. La claridad de esta herramienta aumenta y desarrolla la comunicación, permitiendo la negociación entre los involucrados.

La principal desventaja de esta herramienta es la falta de datos fiables en el plazo necesario para establecer y validar los métodos y esto significa tiempos largos; sin embargo, el tiempo puede constituir una limitante al tratarse de procesos prolongados para la negociación de criterios además de poder considerarse hasta cierto punto un método subjetivo (Moctezuma, 2015; Fernández, 2008).

## **Pre factibilidad técnico-económica**

La evaluación de proyectos se trata de un proceso que califica una idea en estudio y comprueba su potencial mediante la utilización de ciertos criterios correspondientes a las áreas de mercado, así como la parte técnica y económica. Todo proyecto se basa en estimaciones, partiendo de supuestos y premisas, las cuales se sustentan en las variables involucradas como son las políticas, ambientales, económicas y sociales que influyen de manera positiva o negativa para llegar a la decisión de poder o no ejecutar el proyecto (Brojt, 2005).

Estas evaluaciones pueden hacerse con diferentes niveles de profundidad de acuerdo con lo que se requiera; se puede partir de un perfil, que es la etapa más simple, basado en experiencias e información existente sin indagar en datos precisos a diferencia de la prefactibilidad y factibilidad que permiten determinar la viabilidad de un proyecto.

La factibilidad evalúa la capacidad de realización de un proyecto teniendo en cuenta las posibles limitaciones que pudieran presentarse. Se fundamenta en el cálculo de variables financieras y económicas, ya que deben ser lo suficientemente demostrativas para justificar la realización del proyecto; a diferencia de esta, la prefactibilidad es un estudio anterior al nivel definitivo basado en fuentes de información secundarias y primarias. Se estiman inversiones probables de carácter general, así como los ingresos y egresos posibles que generará el proyecto. Lo que pretende este estudio es dar una recomendación para ser aprobado. (Reyes, 2000; Córdoba, 2016).

Dentro de cada estudio, sin importar el nivel de profundidad al cual estén dirigidos, se distinguen dos etapas: la de preparación y la de evaluación. La primera etapa tiene como objetivo determinar los factores que influyen de alguna manera en los ingresos y egresos del proyecto. Mientras que la segunda etapa, pretende determinar la rentabilidad de la inversión en el proyecto.

Existen diferentes formas de estimación de costos, una de ellas puede ser empleando la clasificación establecida por la AACE International® (asociación estadounidense conocida previamente como Association for the Advancement of Cost Engineering, <http://www.aacei.org>) para proyectos de ingeniería. La clasificación de las clases de estimados de costos de dicha asociación se muestra en la Tabla 1.7, además de los usos o propósitos típicos, la precisión esperada y el nivel de información disponible necesaria para generar cada clase de costo.

Tabla 1.7 Clasificación de costos según la AACE International

Clase del estimado	Uso final del estimado	Precisión esperada		Nivel de definición
		Baja	Alta	
Clase 5	Estudio de la viabilidad inicial o proyección	-20% a -50%	+30% a +100%	0-2%
Clase 4	Estudio conceptual	-15% a -30%	+20% a +50%	1-15%
Clase 3	Presupuesto, autorización o control	-10% a -20%	+10% a +30%	10-40%
Clase 2	Control, oferta, licitación	-5% a -15%	+5% a +20%	30-70%
Clase 1	Comprobación de estimación u oferta/licitación	-3% a -10%	+3% a +15%	50-100%

Las **estimaciones de clase 5** generalmente se preparan partiendo de información limitada a la que posteriormente se le puede añadir mayor precisión. Este tipo de estimados suelen tener como propósito



estudios de mercado, evaluación de viabilidad inicial, estudios de ubicación y planificación general, partiendo usualmente de la capacidad de la planta propuesta.

Las **estimaciones de Clase 4** tienen rangos de precisión bastante más amplios que la estimación anterior. Se utilizan para la proyección del proyecto, determinación de la viabilidad y aprobación preliminar del presupuesto. Por lo general, la ingeniería está completada en un 15%.

Las **estimaciones de Clase 3** se preparan para formar la base para la autorización, la asignación y/o la financiación del presupuesto del proyecto. La ingeniería está completada en un 40% y comprenderá como mínimo lo siguiente: diagramas de flujo de proceso, diagramas de flujo de servicios, diagramas preliminares de tuberías e instrumentos, plan de trazado, planos de diseño desarrollados y esencialmente equipos de proceso y utilidad completos. El objetivo es tener una aproximación más real de los costos y recursos.

Las **estimaciones de Clase 2** están preparadas para formar una línea base de control detallada contra la cual se monitorea todo el trabajo del proyecto en términos de control de costo y progreso. Se usa como el cálculo de "oferta" para establecer el valor del contrato. Por lo general, la ingeniería está completada en un 70%. Este nivel implica un alto grado de métodos de estimación deterministas, se preparan con gran detalle.

Las **estimaciones de Clase 1** se preparan secciones del proyecto total en lugar de generar este nivel de detalle para todo el proyecto. Por lo general, la ingeniería está completa entre 50% y 100% y comprenderá prácticamente toda la documentación de ingeniería y diseño del proyecto, y los planes de ejecución y puesta en marcha del proyecto. Este nivel involucra el más alto grado de métodos de estimación determinística los costos unitarios están basados en cantidades reales de diseño.

## **2. Metodología Experimental**

La metodología experimental se dividió en cuatro etapas principales:

- a) Obtención, acondicionamiento y caracterización fisicoquímica de muestras de escorias metalúrgicas.
- b) Realización de pruebas en reactor discontinuo para la remoción de flúor y arsénico, en individual y en mezcla de ambos contaminantes, utilizando nueve materiales, para determinar el más eficiente.
- c) Realización de pruebas piloto de remoción simultánea de As y de F empleando columnas empacadas con el material más eficiente.
- d) Elaboración de una estimación técnico-económica de la tecnología propuesta.

### **2.1. Materiales y reactivos**

#### **2.1.1. Aguas a tratar contaminadas con As y F**

Todas las pruebas de remoción de As y de F se realizaron con soluciones preparadas en agua destilada con arseniato de sodio (99.9% de pureza) para obtener una concentración de 0.24 mg/L de arsénico, y con fluoruro de sodio (99.9% de pureza) para conseguir una concentración de 3.1 mg/L de fluoruros.



Estas concentraciones iniciales se establecieron, partiendo de un análisis estadístico realizado en este trabajo con los datos reportados de la literatura. Estos datos se presentan en las Tablas 1.1 y 1.2 del Marco teórico, y consideran concentraciones de estos contaminantes en aguas naturales, tanto nacionales como internacionales, con la finalidad de que se pueda ofrecer una tecnología aplicable a la mayoría de casos existentes.

#### **2.1.2. Materiales de remoción de As y F: Escorias metalúrgicas**

En este trabajo se caracterizaron nueve escorias obtenidas de diferentes empresas y estados de la República Mexicana, así como de distintos procesos de generación. La caracterización de estos materiales se realizó con la finalidad de conocer su composición química y mineralógica y poder determinar qué material o materiales son potencialmente más efectivos, para la remoción de arsénico y flúor. En la Tabla 2.1 se presentan los datos de las escorias con el código correspondiente que se utilizó en este estudio para su identificación.

Tabla 2.1 Escorias metalúrgicas de las industrias de acero y hierro utilizadas en este estudio

Escoria	Código de escoria	Ubicación	Tipo	Proceso de generación
	Escoria 1 E1	Monterrey	Chatarra	Corte de chatarra
	Escoria 2 E2	Puebla	Chatarra/HRD	Horno de Arco Eléctrico
	Escoria 3 E3	Puebla	HRD	Horno de Arco Eléctrico
	Escoria 4 E4	Monterrey	Polvos HRD	Oxicorte (Pantógrafo)
	Escoria 5 E5	Monterrey	Polvos HRD	Oxicorte (Pantógrafo)
	Escoria 6 E6	Monterrey	Chatarra	Horno de Arco Eléctrico
	Escoria 7 E7	Monterrey	Chatarra/HRD	Horno de Arco Eléctrico

Escoria	Código de escoria	Ubicación	Tipo	Proceso de generación
	Escoria 8 E8	Coahuila	Hierro	Horno de Arco Eléctrico
	Escoria 9 E9	Coahuila	Acero	Horno Básico al oxígeno

## 2.2. Acondicionamiento y caracterización de materiales

Previo a la caracterización y a las pruebas exploratorias de remoción de arsénico y flúor, para cada material se realizó un acondicionamiento, de acuerdo con las condiciones reportadas por Huanosta en el 2009. Antes de realizar la caracterización, para obtener una muestra representativa de cada escoria, se llevó a cabo el método de cuarteo conforme a la norma mexicana NMX-AA-15-1985; posteriormente se molieron y tamizaron a tamaños de grano de malla 100 (0.105 mm) para ser lavadas y secadas, como se resume en la Tabla 2.2. En las pruebas de caracterización y de remoción de As y F en reactor discontinuo, se estableció utilizar, para todas las escorias metalúrgicas, las partículas con tamaño de malla No. 200 (0.074 mm), debido a que dos de estos materiales se generan con ese tamaño de partícula.

Tabla 2.2 Procesos y condiciones de acondicionamiento de las escorias metalúrgicas utilizadas en este estudio (Huanosta, 2009)

Molienda y tamizado	Número de lavados	Escoria/ Agua destilada	Centrifugación	Secado
Malla 100(0.150mm)	5	10 g/500 mL	250 rpm/ 30 min	110 °C / 72 h

Se realizó una caracterización multianalítica para la identificación y cuantificación de los principales elementos de las escorias, así como morfología y estructura mineralógica, mediante las técnicas descritas en la Tabla 2.3, y que se describen posteriormente.

Tabla 2.3 Técnicas de caracterización de las escorias metalúrgicas

Técnica	Parámetro	Objetivo
Fluorescencia de Rayos X (FRX)	Composición química global. Tipo y contenido de metales presentes en la escoria	Identificar y cuantificar elementos mayoritarios en la escoria y cascarilla.
Difracción de Rayos X (DRX)	Identificación de las principales fases mineralógicas	Determinar las fases mineralógicas de los elementos mayoritarios, que remuevan As y F.
Adsorción física de nitrógeno	Área superficial y distribución del tamaño de poro.	Determinar las propiedades texturales con la que cuenta el material
Potencial Z	Diferencia de potencial entre el medio de dispersión y la capa estacionaria del líquido adherido a las partículas.	Determinar la densidad de la carga eléctrica en la superficie de la escoria.

### 2.2.1. Fluorescencia de rayos X: Composición química elemental

La determinación de la composición química de la escoria es esencial para comprender su naturaleza y comportamiento. Es de interés conocer, elementos principales, menores y traza, por lo que este método se empleó con la finalidad de identificar los principales elementos presentes en los materiales. Cada muestra de 4g se calentó por una hora a 1000°C para determinar las pérdidas por calcinación. Con el material calcinado se preparó una tableta prensada con 15% en peso de aglutinante para medir elementos mayoritarios. El programa empleado para la semicuantificación fue EZSCAN creado por Rigaku para el análisis semi-cuantitativo de materiales. Este análisis se realizó en el Instituto de Geología de la UNAM.

### 2.2.2. Difracción de rayos X: Fases mineralógicas

Algunos estudios sobre escorias metalúrgicas (Huanosta, 2009; Mahieux, 2009; Mercado et al., 2013; Montoya, 2013; Shi, 2004) han identificado sus fases mineralógicas para determinar su potencial para remover contaminantes, siendo el método más común la difracción de rayos X (XRD). En esta técnica

se utilizó un difractómetro EMPYREAN equipado con filtro de Ni, tubo de cobre de foco fino y detector PIXcel3D. Las muestras se homogenizaron mediante un mortero de ágata y se colocaron en un porta-muestras de aluminio (fracciones no orientadas). La medición se realizó en el intervalo angular  $2\theta$  de  $5^\circ$  a  $70^\circ$  con un escaneo por pasos o "step scan" de  $0.003^\circ$  ( $2\theta$ ) y un tiempo de integración de 40 s por paso. Estos análisis también se realizaron en el Instituto de Geología.

### **2.2.3. Adsorción física de nitrógeno: Propiedades texturales**

Las propiedades texturales (área superficial, volumen de poro y diámetro medio de poro) se determinaron mediante adsorción física de nitrógeno. Se empleó el equipo BelSorp Mini II; un gramo de escoria, recibió un pre-tratamiento térmico, a una temperatura de  $300^\circ\text{C}$  (velocidad de calentamiento de  $10^\circ\text{C}$  por minuto), en un reactor de borosilicato bajo un flujo de gas nitrógeno ( $30\text{ cm}^3/\text{min}$ ). El límite de detección para el área superficial es de  $0.01\text{ m}^2/\text{g}$ . La precisión de la medición es de  $\pm 0.5\%$ . Este análisis se realizó en el Instituto de Ingeniería.

### **2.2.4. Potencial Z**

El potencial Z (pZ) es la diferencia de potencial eléctrico en milivoltios, entre la carga de la superficie de una partícula y la capa estacionaria del líquido adherido a la partícula de un material sólido y permite estimar si se establecerá una interacción de tipo electrostático entre el material y un contaminante. La medición del potencial zeta se realiza mediante una técnica llamada micro electroforesis. Se usa un microscopio estereoscópico de alta calidad para observar las partículas coloidales dentro de una cámara de electroforesis. Se coloca un electrodo en cada extremo de la cámara, los cuales están conectados a una fuente de alimentación que crea un campo eléctrico a través de la cámara. Las partículas cargadas se mueven en el campo y su velocidad y dirección están relacionadas con el potencial Z. Se utilizó el equipo Zeta-Meter 3.0, un voltaje de 150 volts y ciclos de 60 hertz. La medición fue realizada en el Instituto de Ingeniería.

### **2.2.5. Método de Cuarteo**

De acuerdo con la NMX-AA-52-1985 para la preparación de muestras de sólidos-residuos para su análisis en el laboratorio, se realiza este procedimiento para obtener muestras homogéneas del material.

Para el cuarteo manual de muestras que pesan menos de 10 kg:

- Se coloca la muestra sobre una superficie dura no absorbente, limpia y nivelada; se mezcla totalmente y se forma una pila cónica miniatura, con ayuda de un palustre o cucharón.
- Se aplana el cono apretándolo con el palustre. Una vez se logre un espesor uniforme y una figura regular, se cuarteo el material cortándolo por diámetros normales entre sí para tener cuatro porciones iguales, de las cuales se descartan dos diagonalmente opuestas.
- Se repite el proceso hasta obtener la muestra del tamaño deseado.



Figura 2.1 Método de cuarteo

### 2.2.6. Granulometría

El análisis granulométrico permite determinar cuantitativamente la distribución de tamaños de partícula de suelos o de algún material que se desee conocer, en este caso las escorias. De acuerdo con la Norma ASTM – 136-01, los porcentajes de suelo son determinados al hacer pasar las muestras por tamices de diferentes mallas hasta llegar a la malla No. 200 (0.075 mm) según sean las características de la muestra, se puede realizar el tamizado en seco o vía húmeda. En este caso se realiza con el material en seco.

Posterior al cuarteo de las muestras, se mide en la balanza el peso de cada una y se hacen pasar por tamices normalizados y numerados, dispuestos en orden decreciente.

Al ser un tamizado manual se agitan los tamices de un lado a otro hasta hacer pasar por la abertura todo el material que no corresponde a ese tamaño. Se determina el peso retenido en cada tamiz y la suma del peso de todas las fracciones debe corresponder con el peso inicial de la muestra sin diferir más del 1%. Este procedimiento se realizó con la Escoria a emplearse para empacar las columnas en

las pruebas en continuo, con el objetivo de encontrar el tamaño más abundante y tener reducciones de costos de molienda y tamizado.

### **2.3. Pruebas de remoción As y F**

Todas las pruebas de remoción de As y F aplicando escorias metalúrgicas se realizaron utilizando disoluciones de estos contaminantes preparadas en agua destilada.

En primer lugar, se realizaron pruebas exploratorias de remoción individual o por separado de As y F en un reactor discontinuo, utilizando las nueve escorias con una dosis de 8 g/L y aplicando dos tiempos de contacto largos (12 y 24 h) para asegurar que se tuvieran condiciones de equilibrio. Estas pruebas se llevaron a cabo para determinar el o los materiales más eficientes.

Una vez identificados los mejores materiales, se emplearon para realizar pruebas cinéticas en reactor discontinuo para remover de manera individual As y F, utilizando un tiempo de contacto corto (60 min), para determinar las constantes aparentes de remoción de cada contaminante para cada una de las mejores escorias utilizadas. Posteriormente, con esos mismos materiales, se realizaron pruebas de remoción simultánea de As y F, igualmente en un reactor discontinuo, aplicando la misma dosis que se utilizó para la remoción individual de estos contaminantes, y aumentando el tamaño de partícula de las escorias a 0.149 mm (para disminuir costos y por similar al que se utiliza en columnas empacadas), con un tiempo de contacto de 180 minutos. En estas pruebas se aumentó el tiempo de contacto debido a que, por las reacciones de competencia que se podrían establecer entre el As y el F para ser removidos por las escorias, se requeriría un mayor lapso para alcanzar las condiciones de equilibrio.

Finalmente, con la mejor escoria se realizó una prueba de remoción simultánea de ambos contaminantes, en reactor continuo, utilizando un sistema piloto compuesto por dos columnas empacadas en serie, con una alimentación de flujo descendente. En esta prueba se utilizaron disoluciones de As y F preparadas a concentraciones iniciales de contaminantes a las utilizadas en las pruebas en reactor discontinuo. En las pruebas en reactor continuo se colectaron muestras de agua a diferentes tiempos y diferentes alturas en cada columna.



### **2.3.1. Sistemas y técnicas experimentales de remoción de As y F en un reactor discontinuo**

El sistema experimental utilizado en las pruebas de remoción de As y F en reactor discontinuo consistió de vasos Berzelius de 1 L de capacidad y de un agitador oscilatorio marca Barnstead/Lab-line.

Las pruebas en reactor discontinuo se realizaron con disoluciones preparadas en agua destilada de manera individual o en mezcla de As y F, para determinar el mejor material de remoción y los mejores valores de dosis de escoria y de tiempo de contacto.

Para seleccionar el intervalo de dosis a evaluar en estas pruebas para la remoción de As y F, se realizó una revisión bibliográfica de los valores utilizados para escorias empleadas para eliminar estos contaminantes o similares. El Anexo B presenta los datos utilizados en la selección de este intervalo. De acuerdo a esta información, las dosis de escorias que se han utilizado en diversos estudios de remoción de As y F oscilan entre 0.4 y 10 g/L; con base en esto, se determinó probar las siguientes dosis: 1, 2, 3, 4, 8 g por litro para remover arsénico y flúor. Estas dosis de materiales se pusieron en contacto con las soluciones individuales preparadas de As y F, a 0.24 mg/L y 3.1 mg/L respectivamente y sin ajustar el pH. Las disoluciones de cada contaminante preparadas de manera individual se colocaron en agitación a 190 revoluciones por minuto (rpm), y temperatura ambiente. Se realizaron determinaciones de la concentración final de cada contaminante a las 12 y 24 horas de tiempo de contacto, para asegurar que alcanzara el equilibrio.

Posteriormente, con la mejor dosis de cada escoria se realizaron cinéticas de remoción, aplicando las mismas condiciones experimentales anteriores, tomando alícuotas a los 5, 10, 15, 30 y 60 minutos respectivamente para determinar la velocidad de remoción en la primera hora de tiempo de contacto y el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio.

A partir de estas pruebas rápidas se identificaron las tres mejores escorias para remover los contaminantes en mezcla; nuevamente en vasos Berzelius con las condiciones experimentales mencionadas anteriormente, pero aumentando el tamaño de partícula (0.149 mm), para disminuir costos de molienda y tomando alícuotas a los 5, 10, 15, 30, 60, 120 y 180 minutos.

Para sustentar la selección de la mejor escoria, de entre las nueve evaluadas, se llevó a cabo un análisis multicriterio como complemento a las pruebas de remoción de estos contaminantes en reactor discontinuo, como una herramienta para la toma de decisión en términos de selección, ordenación y clasificación de alternativas.

### 2.3.2. Sistemas y técnicas experimentales de remoción simultánea de As y F en un reactor continuo

Una vez realizados los experimentos en batch o reactor discontinuo, se llevaron a cabo pruebas en columna a escala piloto, empacadas con la escoria más eficiente para la remoción simultánea. Se hizo pasar a través de ellas, una solución de As (0.23 mg/L) y F (3.5 mg/L) en mezcla. Lo anterior con la finalidad de obtener las curvas de ruptura correspondientes. Las pruebas se realizaron utilizando una columna de 0.10 m de diámetro interno y 1.50 m de altura con puertos de muestro a lo largo de ésta, el diseño de las se realizó partiendo de valores obtenidos en un trabajo previo (TICSA, 2013) y de la literatura para el diseño de columnas.

La Tabla 2.4 presenta los parámetros utilizados para el cálculo de las columnas empacadas con la Escoria 1 para evaluar la eficiencia de remoción de arsénico y flúor en continuo. El diámetro de la columna es propuesto de acuerdo con lo reportado por Martí, (1978), con las medidas estándar que ya existen en el mercado (Inventec, 2018), así como los valores recomendados por la literatura para el diámetro de columnas piloto. Se estableció que serían columnas de un tamaño de 0.10 m de diámetro. El valor de la carga hidráulica ( $C_H$ ) es el promedio de las recomendadas por Reynolds y Richards para reactores con flujo descendente (8.55 m/h). El tiempo de contacto de lecho vacío utilizado fue el reportado por el trabajo de Ramírez et al. (2013) donde se emplearon 5 columnas empacadas con escoria y el EBCT fue de 0.58 horas. De acuerdo con lo anterior, se calculó una altura de lecho de 2 metros, por lo que se propuso tener dos columnas de 1.50 m con un lecho de 1.00 m, cada una, con una alimentación de flujo descendente en una configuración en serie.

Tabla 2.4 Parámetros base de diseño para las columnas piloto

Abreviatura	Parámetro	Ecuación	Resultado	Unidades
d	Diámetro columna	de	0.10	m
$C_H$	Carga hidráulica		8.5	m/h
$\rho$	Densidad escoria	de	4500	kg/m <sup>3</sup>
EBCT	Tiempo de contacto de lecho vacío	de	0.58	h
$A_T$	Área transversal	$(\pi * d^2) / 4$	0.008	m <sup>2</sup>
$H_L$	Altura de lecho	$C_H * EBCT$	2	m
$V_L$	Volumen de lecho	$A_T * H_L$	0.016	m <sup>3</sup>

Abreviatura	Parámetro	Ecuación	Resultado	Unidades
m	masa de escoria	$V_L * \rho$	72	kg
Q	Flujo volumétrico	$V_L/EBCT$	0.028 0.5	$m^3/h$ L/min

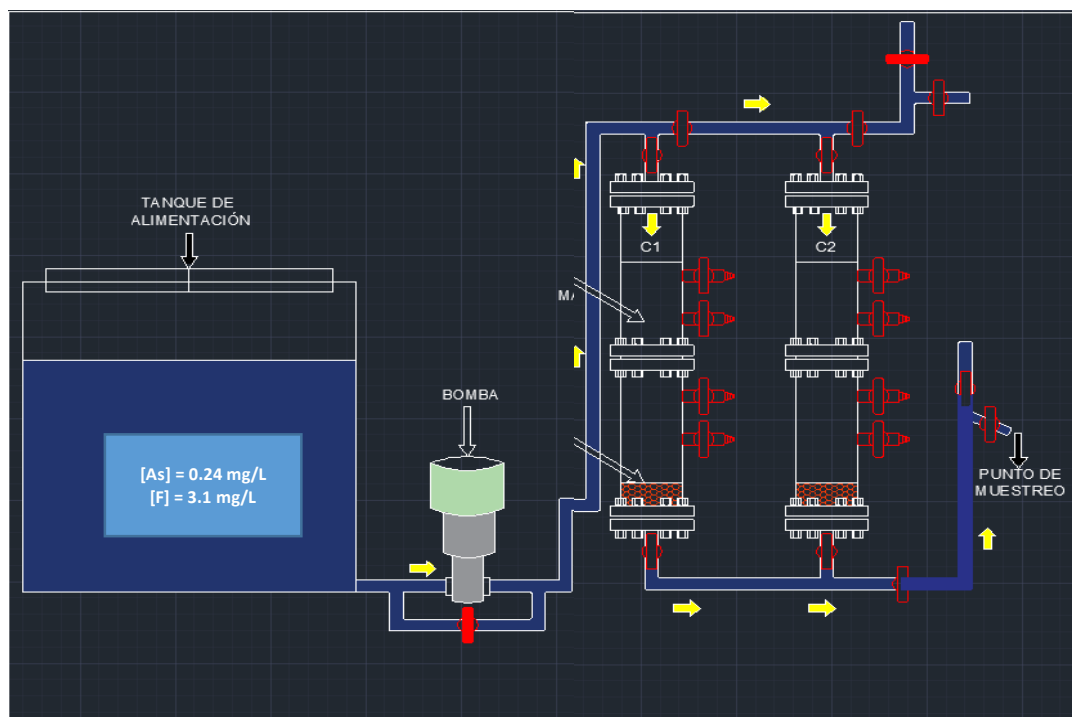


Figura 2.1 Configuración de planta piloto de columnas empacadas con escorias metalúrgicas para la remoción de As y F

Las columnas fueron empacadas cuidadosamente con tamaños de partícula de escoria que oscilaron entre 1 y 1.7 mm, añadiendo pequeñas cantidades del material y agitando ligeramente la columna para permitir el acomodamiento de los granos dentro de ella.

Las disoluciones de As y F en mezcla fueron alimentadas a la columna en forma descendente mediante una bomba peristáltica. El flujo de entrada al sistema fue de 0.5 L/min y se realizaron verificaciones periódicas del caudal, colectando muestras a la salida para asegurar que la columna operó con el flujo de agua establecido desde en el inicio de la operación, se tomaron muestras de agua de 50 mL a ocho alturas del lecho de escorias: 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140, 160 y 180 cm de, a diferentes intervalos de tiempo, y se monitoreó el pH durante toda la operación de las columnas, manteniéndose constante en 6.5. La determinación de la concentración de As y F se realizó por triplicado.

### **2.3.2.1. Técnica experimental de las pruebas de remoción de As y F en reactor continuo**

Previo a la operación de las columnas para la remoción simultánea de As y F, se realizó un análisis granulométrico para identificar el tamaño más abundante del lote de escoria recibido, con la finalidad de establecer qué porcentaje de material está dentro de los valores requeridos para el empacado de las columnas (malla No.10-20).

Para obtener la masa total de escoria necesaria en las columnas piloto, se realizó el tamizado de aproximadamente 180 kg de escoria, para obtener 72 kg con tamaño de malla entre 12x16; el resto de las escorias de mayor tamaño fue molido para tamizarse posteriormente y reunir la cantidad necesaria de escoria del tamaño requerido.

Para el empacado, se utilizó una masa de escoria igual a 36 kg en cada columna, la cual ocupaba un volumen de lecho de 0.016 m<sup>3</sup> en cada columna.

Una vez empacada la columna piloto se preparó una solución sintética de arsénico y flúor, para alimentarla en sentido descendente a través del lecho y se mantuvo en operación en continuo durante 60 horas. Durante la operación se tomaron muestras cada 4 horas para evaluar pH, y las concentraciones residuales arsénico y flúor.

### **2.3.2.2 Técnicas analíticas**

Para la determinación de As se utilizó la técnica colorimétrica azul de arsenomolibdeno (Lenoble, 2013), que posteriormente se analiza en un espectrofotómetro ubicado en el Laboratorio de Ingeniería Ambiental del Instituto de Ingeniería, UNAM, a una longitud de onda de 870 nm.

La cuantificación de flúor se realizó con el método colorimétrico HI 93729 SPADNS (Hanna Instruments) "Fluoride" de Hanna para un intervalo de detección de 0.00 a 2.00 mg/L. Se agregó la muestra en una celda de cuarzo y se adicionan 2 mL de reactivo HI 93729 SPANDS, se dejó reposar dos minutos. Se analizó en un espectrofotómetro Hanna.

## 2.4 Estimación de costos

Se realizó un estimado de costos clase 5, establecido por la Association for the Advancement of Cost Engineering para proyectos de ingeniería, partiendo de un posible caso de estudio para la aplicación del sistema de remoción de arsénico y flúor en continuo mediante columnas empacadas con la escoria evaluada en este trabajo.

Se realizó el cálculo teórico de escalamiento de columnas que traten el flujo de agua necesario para este caso de estudio, con el objetivo de determinar la inversión total y los costos de operación (Figura 2.2) para obtener el costo de producción por m<sup>3</sup>.

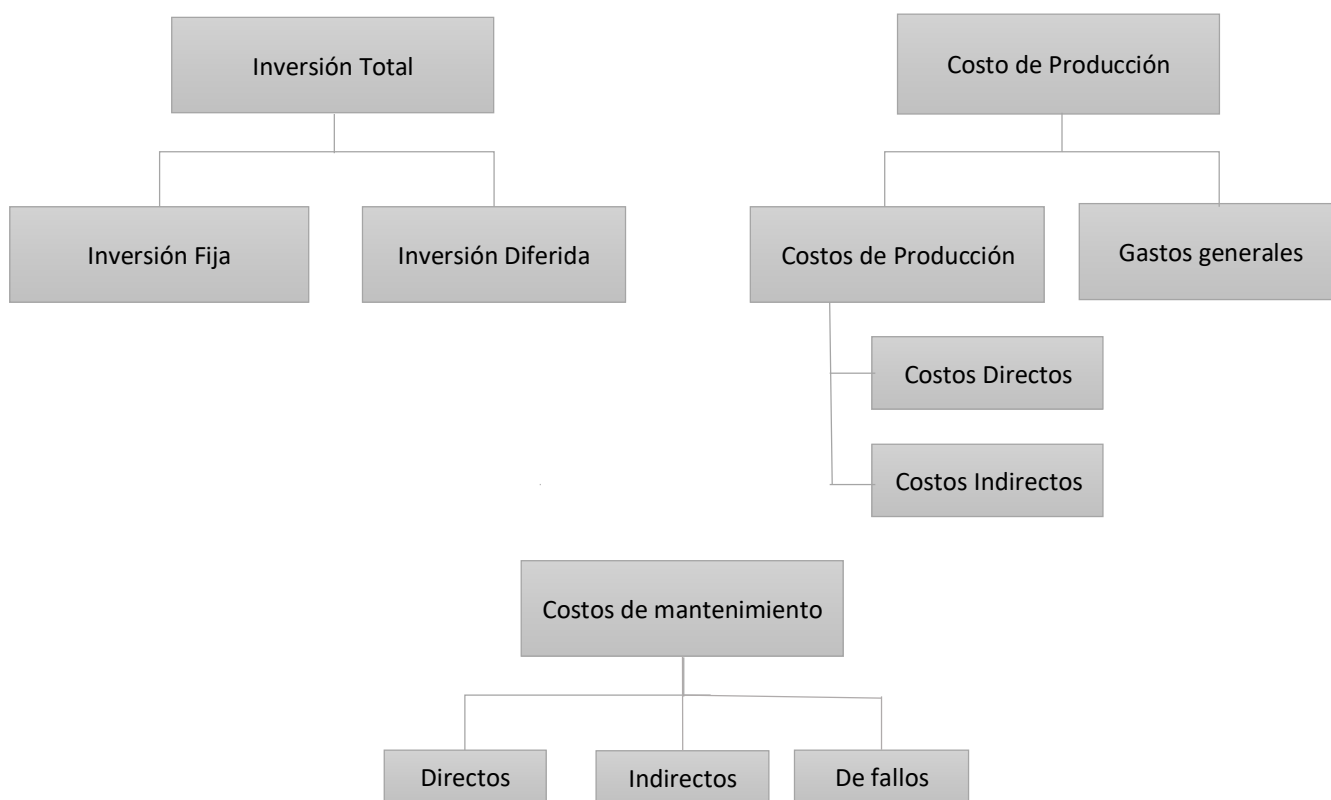


Figura 2.2 Variables utilizadas para la estimación de los costos de inversión , operación y mantenimiento.

### 3. Resultados y Discusión

#### 3.1. Caracterización de escorias metalúrgicas

##### 3.1.1. Composición química elemental: fluorescencia de rayos X (FRX)

En la Tabla 3.1 se presentan los porcentajes de los compuestos mayoritarios identificados por FRX para todas las escorias empleadas en este trabajo. De acuerdo con los componentes principales publicados en la literatura (Tabla 1.4, Marco teórico) para diversas escorias de hierro y acero generadas, se observa que los resultados obtenidos en este trabajo coinciden en cuanto a la presencia de altos porcentajes de óxidos de hierro, y en dos de estos materiales de calcio.

Tabla 3.1 Compuestos mayoritarios identificados en las escorias metalúrgicas por la técnica de fluorescencia de rayos X

	%Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	%CaO	%MgO	%TiO <sub>2</sub>	%K <sub>2</sub> O
E1	64.63	1.71	0.71	0.05	-
E2	23.85	14	1.1	0.61	0.23
E3	60.08	9.6	0.8	0.23	.09
E4	66.45	0.22	0.60	-	-
E5	53.78	0.14	0.40	-	-
E6	28.37	15.9	1.52	3.5	0.8
E7	20.63	13.1	6.81	3.3	0.4
E8	41.7	22.4	10.5	1	-
E9	26.3	40.6	10.8	0.5	0.1

Estos dos elementos de mayor abundancia en las escorias, hierro y calcio, han sido identificados en la literatura como eficientes para la remoción de diversos contaminantes, entre ellos el As y F. Zhang en 2017 reportó la remoción de fluoruros con compuestos de hierro y Li (2012) la de As III y V. De acuerdo con Jung (2016) y Chadhary (2019), los compuestos de calcio remueven flúor, en tanto que Zhimiao (2017) y Lei (2018) reportaron la remoción de arsénico. Partiendo de esta información publicada en literatura y con base en los resultados obtenidos de FRX, se podría esperar que los materiales presenten el siguiente orden descendiente de eficiencia de remoción de As y F: E4, E1, E3, E5, E8, E6, E9, E2 y E7.

### 3.1.2. Fases cristalinas / mineralógicas: difracción de rayos X (DFX)

La Tabla 3.2 muestra las fases mineralógicas identificadas en las escorias por DFX, así como su porcentaje en peso. Se resaltan en negritas las fases de mayor abundancia y que están presentes en las nueve escorias.

Tabla 3.2 Fases mineralógicas identificadas en las escorias y su porcentaje en peso

Escoria	Fase Mineralógica	% en peso
E1	Fase amorfa	100
E2	<b>Óxido de calcio y hierro</b>	27.7
	Fase amorfa	20.9
	<b>Hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)</b>	8.9
	Ilmenita	7.5
	Magnetita (Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> )	3.9
	Otros	31.1
E3	<b>Hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)</b>	79.4
	<b>Magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>)</b>	9.5
	Fase amorfa	6.5
	<b>Calcita (CaCO<sub>3</sub>)</b>	4.6
	Otros	4.5
E4	<b>Magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>)</b>	88.6
	<b>Calcita (CaCO<sub>3</sub>)</b>	4.2
	<b>Hematita (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>)</b>	2.4
	Otros	4.8
E5	<b>Magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>)</b>	61.7
	<b>Hematita</b>	13.6
	Fases amorfas	6.6
	<b>Calcita (CaCO<sub>3</sub>)</b>	2.7
	Otros	15.4
E6	Ilmenita	24.3
	<b>Óxido de calcio y hierro</b>	21.4
	Fase amorfa	17.6
	<b>Magnetita (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>)</b>	4.3
	Otros	32.4

Escoria	Fase Mineralógica	% en peso
E7	Fase amorfa	30.1
	Ilmenita	13
	<b>Óxido de calcio y hierro</b>	12
	Spurrita (Calcio)	10.2
	Otros	34.7
E8	Óxido de hierro (FeO)	54.9
	Brucita Mg(OH) <sub>2</sub>	31.3
	Otros	13.8
E9	Portlandita Ca(OH) <sub>2</sub>	29.9
	<b>Óxido de calcio y hierro</b>	12.9
	Brucita Mg(OH) <sub>2</sub>	38.1
	Otros	19.1

Se observa que las fases mineralógicas predominantes en la mayoría de los materiales son: hematita, magnetita, calcita y también en las escorias 8 y 9 se identificó la brucita. De acuerdo con la Tabla 3.3, estas fases se encuentran ampliamente reportadas como eficientes para la remoción de arsénico y flúor.

Considerando las fases mineralógicas y sus porcentajes presentes en cada material, podría esperarse que la eficiencia de remoción de As y F<sup>-</sup>, será de acuerdo al siguiente orden descendiente: Escoria 4, Escoria 5, Escoria 3, Escoria 8, Escoria 9, Escoria 6, Escoria 2, Escoria 7 y Escoria 1. Este orden es diferente del propuesto de acuerdo con los resultados de FRX, debido probablemente a que esta última técnica cuantifica el total de compuestos de hierro y calcio y la DRX solamente identifica las fases cristalinas de esos elementos.

**Tabla 3.3 Estudios realizados para la remoción de As y F utilizando diferentes fases mineralógicas de hierro y calcio.**

Fase mineralógica	Compuesto removido	Referencias
Hematita (Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	Arsénico	Islam,2016; Tomaszewska,2015; Trois, 2015; Pariona,2015; Carabante,2014; Shan,2014; Ahmed,2013; Botto,2013; Ko,2007; Shiubo,2009.
	Flúor	Teutli-Sequeira, 2015; Patel, 2014; Teutli-Sequeira, 2012.



Fase mineralógica	Compuesto removido	Referencias
Magnetita (Fe <sub>3</sub> O <sub>4</sub> )	Arsénico	Yeojoon, 2017; López-García 2017; 魏朝俊, 2017; Moradlou, 2016; Rajendran, 2015; Türç 2014; Walter, 2014; Ahmed,2013; Shu-Chi, 2012; Rahman, 2011; Yoshizuka, 2010.
	Flúor	Chunming, 2017; Kuang, 2017; García-Sánchez, 2016; Anoushiravan, 2015; Qin Yang, 2014; Patel, 2014; Poursaberi, 2012, Mohapatra, 2012; Eskandarpour, 2007.
Calcita (CaCO <sub>3</sub> )	Arsénico	Guan,2009; Roman-RossSong,2006; Roman-Ross,2003
	Flúor	Deng,2016; Padhi,2015; Nasr,2014, Dayananda,2014; Yang,2014; Sleaf,2013; Won-Ho,2011; Sukamto,2011; Turner,2010; Gunawan,2010.

### 3.1.3. Características texturales: adsorción física de nitrógeno

La Tabla 3.4 presenta las características texturales (área superficial, volumen y diámetro de poro) para las nueve escorias evaluadas. A pesar de tener valores de área superficial muy bajos (entre 0.33 y 11.01 m<sup>2</sup>/g), en comparación con el tamaño reportado para otros materiales como el carbón activado (800 a 1200 m<sup>2</sup> /g), las zeolitas (100-900 m<sup>2</sup> /g) o la alúmina, las escorias han demostrado ser eficientes en la remoción de contaminantes tales como plomo (Dimitrova, 2002); fósforo (Barca et al., 2012); boro (Mercado, 2013), As III y V (Montoya, 2013); cadmio (Czech, 2018) entre otros. Esto permite inferir que el mecanismo de remoción no es la adsorción, ya que es un proceso que requiere altas áreas superficiales para que se lleve a cabo de manera eficiente, sin embargo, podría esperarse que se presente un mejor desempeño de las escorias de manera descendiente en el siguiente orden: E4, E5, E3, E9, E6, E7, E1, E2 y E8.

Tabla 3.4 Características texturales de las escorias metalúrgicas evaluadas en este estudio

Parámetros	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9
Área BET (m <sup>2</sup> /g)	0.96	0.85	10.2	11.01	10.85	1.11	0.97	0.33	7.3
Volumen total de poro (cm <sup>3</sup> /g)	0.015	0.0017	0.0764	0.0352	0.0288	0.0026	0.0028	0.0036	0.003
Diámetro de poro (nm)	9.63	8.29	12.03	14.75	10.59	9.32	11.50	42.7	15.1

### 3.1.4. Características electrocinéticas: potencial Z

Se analizaron las nueve escorias para determinar los valores de potencial Z que tiene cada una, con diferentes valores de pH de la disolución (3, 5, 9, 11), con la finalidad de determinar si la carga que poseen en ese intervalo permitiría una interacción con los aniones de As y de F.

Las Figuras 3.1 y 3.2 muestran que todas las escorias poseen valores de potencial Z superiores a 25 mV tanto positivos como negativos, de acuerdo con Tadon et al., (2008), los valores de potencial en ese intervalo corresponden a partículas con superficies altamente cargadas que de acuerdo con su estudio esto se puede considerar como el valor que separa las superficies con poca carga, de las superficies con mucha carga.

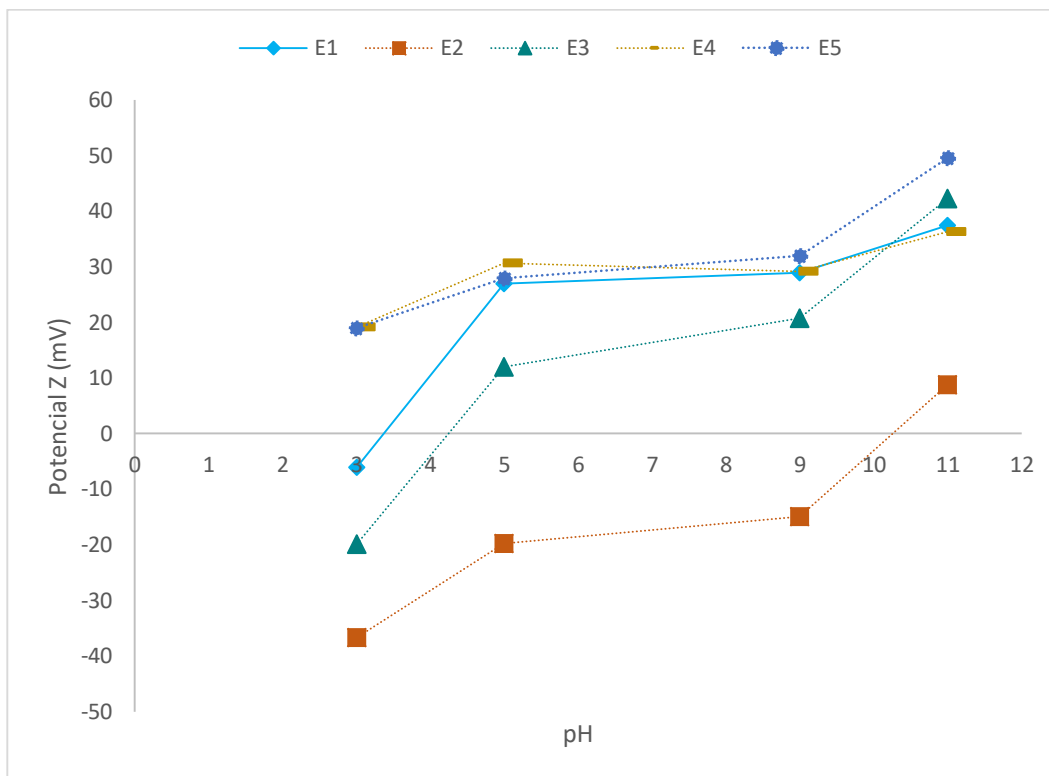


Figura 3.1 Valores de Potencial Z de las Escorias 1, 2, 3, 4 y 5.

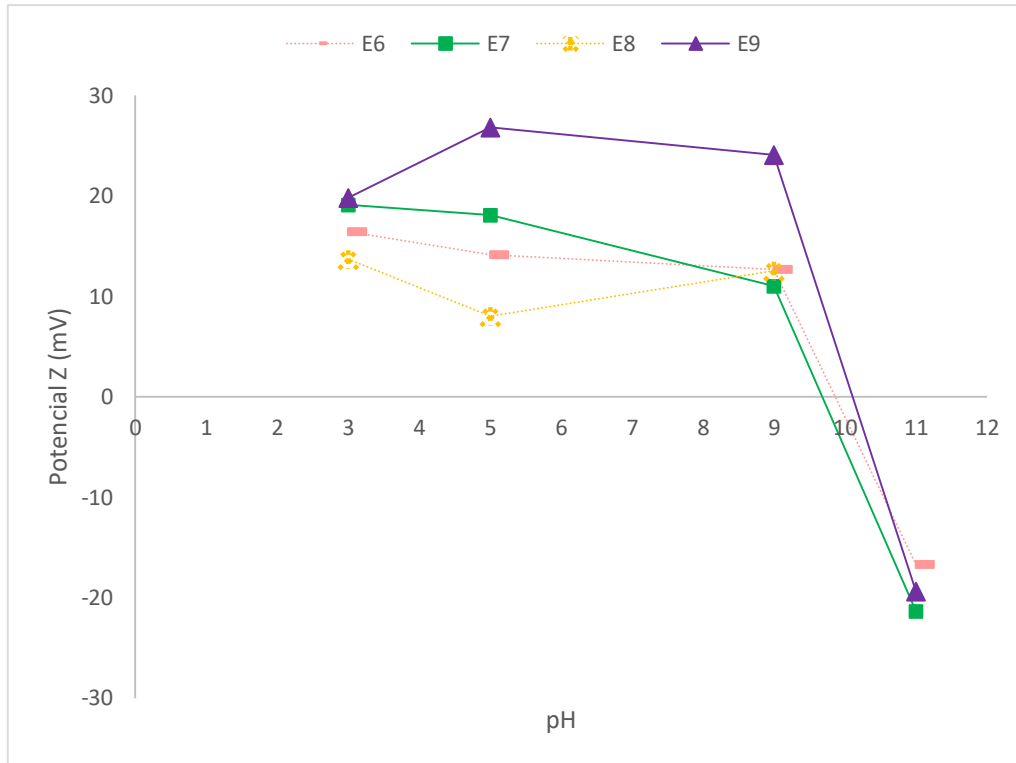


Figura 3.2 Valores de Potencial Z de las Escorias 6, 7, 8 y 9.

Las escorias 1, 3, 4 y 5 presentaron valores positivos en un intervalo de pH entre 5 y 11, lo que indica de acuerdo con Taddon *et al.* (2008) que pueden eliminar iones negativos como lo son el As y F. Las escorias 6, 7, 8 y 9 mostraron valores positivos en un intervalo de 3 a 9 de pH, y en un intervalo de pH superior a 9 su potencial fue negativo, lo que indica que a partir de ese valor de pH esta escoria no podría remover aniones, lo que resulta desfavorable ya que dichas escorias tienen un valor de pH en solución de entre 8 y 9.

Por último, la escoria 8 presentó valores positivos para valores de pH de 3, 9 y 11, lo que muestra que para que pudiera remover aniones, sería conveniente trabajar con disoluciones muy ácidas o muy básicas; sin embargo, esto implica el uso de reactivos adicionales para controlar el pH, lo que podría incrementar los costos de tratamiento.

Tomando en consideración los costos relacionados con el ajuste de pH y con la intención de aminorar estos, se decidió emplear las escorias cuyo valor de pH en solución con agua, presentara un valor positivo de potencial Z, el cual permitiría la remoción de aniones, sin necesidad de emplear insumos adicionales para hacer ajustes. En la Tabla 3.5, se muestran los valores de pH de cada escoria en

solución y de acuerdo con estos podría esperarse una favorable eficiencia de remoción, de acuerdo con el siguiente orden descendiente: E4, E5, E1, E3, E8, E6, E7, E9, E2.

Tabla 3.5 Valores de pH del agua en contacto con las escorias a diferentes tiempos de agitación

	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>E5</b>	<b>E6</b>	<b>E7</b>	<b>E8</b>	<b>E9</b>
<b>pH (5 min)</b>	6.8	5	8	7	7	9	9	8	9
<b>pH (12 horas)</b>	6.5	5	8	7	7.5	9	9	8	9
<b>pH (24 horas)</b>	6	5	8	7	7.5	9	9	8	9

El pH del agua alcanzó un valor de 9, después de estar en contacto a tres diferentes tiempos con las E6, E7 y E8, en el cual se presenta un potencial menor a +25mV y en pH más básicos incluso se tienen valores negativos; en este caso, puede considerarse que emplear estos materiales arriba de pH de 10 podría resultar en bajas eficiencias de remoción de los aniones  $As^-$  y  $F^-$ . Para el resto de las escorias se puede aprovechar que, al pH que se obtiene después de estar en contacto con el agua, alcanza valores de potencial Z con los que la superficie se encuentra cargada positivamente, lo que podría favorecer la remoción de los aniones.

### 3.1.5. Granulometría de la escoria empleada en columnas empacadas

Se realizó el análisis granulométrico de 200 kg del lote recibido de E1 para empacar las columnas piloto mediante el "Método estándar de ensayo para análisis por tamizado de agregados fino y grueso" de la ASTM 136-01; con el fin de determinar el tamaño más abundante de la muestra y saber el porcentaje que podría ser usado directamente sin tener que molerse para el empacado de las columnas (malla No.10-20). Esto podría eventualmente ayudar a una reducción de costos en cuanto a molienda del material se refiere.

En la Figura 3.3 se muestra el procedimiento de tamizado realizado al lote de 200 kg de E1 recibido, y la Tabla 3.6 muestra en análisis granulométrico realizado por triplicado a muestras de 5kg para realizar una la curva granulométrica de este material (Figura 3.4), determinando el porcentaje retenido en cada tamiz; se encontró que el 17% presenta el tamaño que se puede emplear para empacar columnas (malla 12 – malla 16), en tanto que el 80.79% debe ser molido y el resto (2.04%) fueron polvos finos.



Figura 3.3 Tamizado de E1 para realizar curva granulométrica

Tabla 3.6 Análisis granulométrico de la Escoria 1

No. Malla	Abertura (mm)	Peso retenido (g)	% retenido	%pasa
2"	50.8	343.10	7.01	92.97
1"	25.4	360.20	7.36	85.61
3/4"	19.05	827.70	16.92	68.69
1/2"	12.7	446.20	9.12	59.57
3/8"	9.52	621.80	12.71	46.86
4	4.75	613.40	12.54	34.32
10	2	739.20	15.13	19.19
12	1.7	656.60	13.42	5.77
16	1.18	175.20	3.58	2.19
30	0.6	69.50	1.42	0.77
50	0.3	16.50	0.34	0.43
100	0.149	5.30	0.11	0.32
200	0.074	8.40	0.17	0.15

Con base en estos resultados se calculó que, para obtener la masa total de escoria necesaria en las columnas piloto, se debía realizar el tamizado de aproximadamente 200 kg de escoria para obtener 72 kg con tamaño de malla entre 12x16.

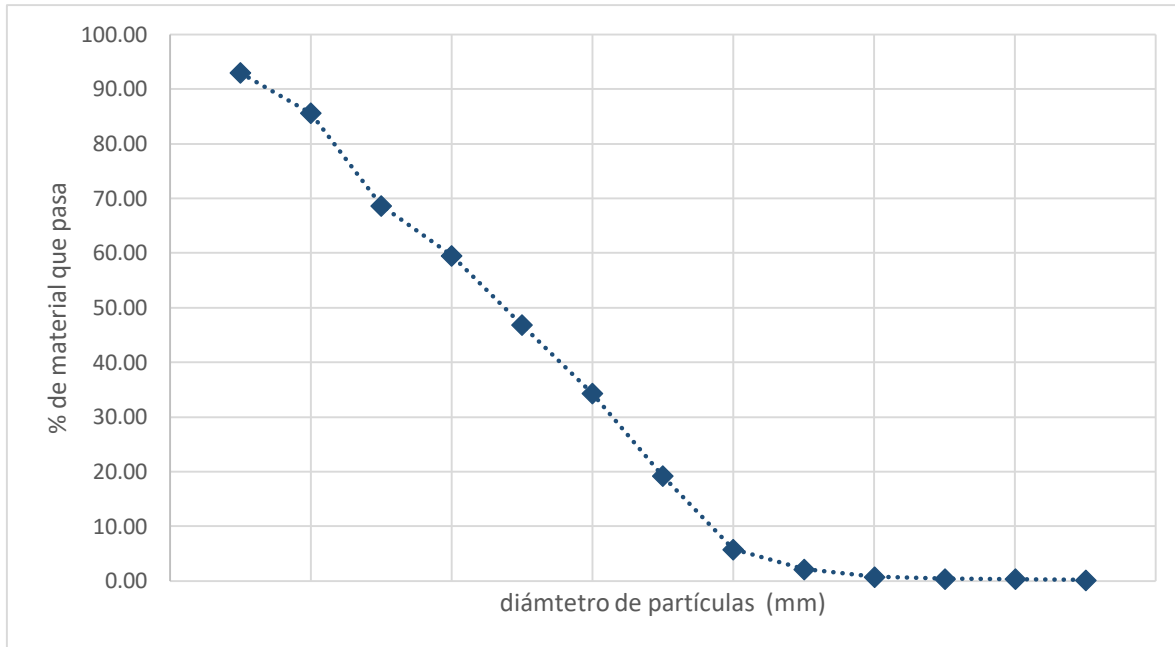


Figura 3.4 Curva granulométrica del lote de Escoria 1

A partir de la curva anterior, se pueden obtener diámetros característicos tales como el D10, D30, D60, D85, etc. El D se refiere al tamaño del grano, o diámetro aparente de la partícula y el subíndice (10, 30, 60) se denota el porcentaje de material más fino.

Un indicador de la variación del tamaño de los granos presentes en la muestra se obtiene mediante el coeficiente de uniformidad (Cu) definido como:

$$Cu = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$

En este caso el valor obtenido fue de 6.05, un coeficiente de uniformidad menor de 3, se considera muy uniforme, en este caso el valor calculado indica que este material no es uniforme en cuanto a tamaño y se puede clasificar como una arena gruesa.

## 3.2. Pruebas de remoción de As y F con escorias metalúrgicas

### 3.2.1 Pruebas de remoción en reactor discontinuo

En estas pruebas se utilizaron las nueve escorias para la remoción individual de As y F, con el fin de determinar la dosis óptima a emplear e identificar la o las escorias más eficientes para utilizarlas posteriormente en la remoción simultánea en el resto de la experimentación.

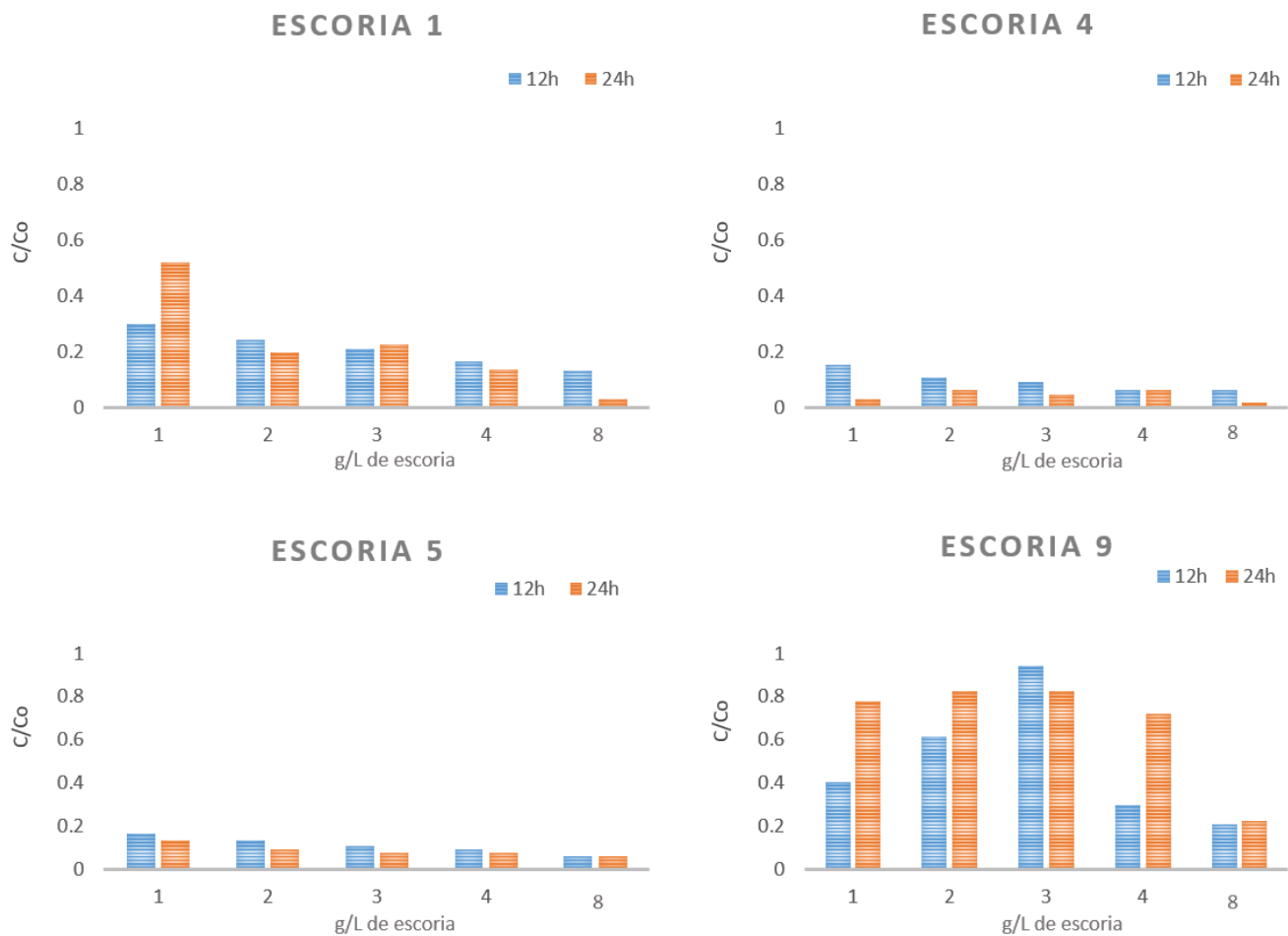
#### 3.2.1.1. Determinación de la mejor dosis de escoria

En la Tabla 3.6 se muestran las eficiencias de remoción de arsénico para 12 y 24 horas de tiempo de contacto aplicando 5 dosis de escorias. Todos los materiales fueron evaluados, sin embargo, no se incluyeron los resultados de remoción de As para las escorias 2, 3, 6, 7 y 8, debido a que no se alcanzaron eficiencias significativas con ninguna dosis de las empleadas en este trabajo (1, 2, 3, 4 y 8 g/L). Esto podría deberse a la presencia de compuestos traza como Ba, Cd, Ni y P, entre otros, que de acuerdo con lo reportado por Piatak (2015) suelen encontrarse en algunas escorias, disolviéndose al estar en solución, lo que genera interferencia en las determinaciones de As; en particular la presencia de fosfatos los cuales interfieren directamente con la técnica de azul de arsenomolibdato empleada en este trabajo.

Tabla 3.7 Porcentaje de remoción de As con diferentes dosis de cuatro escorias metalúrgicas

	1 g/L		2 g/L		3 g/L		4 g/L		8 g/L	
	12 h	24 h	12 h	24 h	12 h	24 h	12 h	24 h	12 h	24 h
	% remoción		% remoción		% remoción		% remoción		% remoción	
E1	70.06	53.47	77.29	79.64	75.49	74.95	80.48	83.51	83.47	98.44
E4	84.97	96.95	89.46	93.95	90.96	95.45	93.95	93.95	93.95	98.44
E5	83.47	86.47	86.47	90.96	89.46	92.45	90.96	92.45	93.95	93.95
E9	64.01	28.08	48.93	27.98	14.32	28.08	74.99	34.52	78.98	77.48

A continuación, en la Figura 3.5 se presentan los gráficos normalizados de las concentraciones residuales de arsénico en función del tiempo de contacto para las escorias que presentaron un mejor desempeño en la remoción de este contaminante, Escorias 1, 4, 5 y 9.



**Figura 3.7 Eficiencia de remoción de As con diferentes dosis de escorias y dos tiempos de contacto (dosis escoria: 1,2,3,4 y 8 g/L, tamaño de partícula: 0.074mm)**

En las gráficas anteriores se observa que para cada escoria la mayor remoción se presenta a las 24 horas, con una dosis de 8 g/L y es notoriamente mayor la eficiencia que presentan las escorias E4 y E5, seguida de las E9 y E1. Las remociones obtenidas corresponden con el orden de eficiencia esperado, de acuerdo con los resultados de DRX, FRX, área superficial y pH, donde se esperaba que la E4 presentara las mayores remociones considerando una composición mayoritaria de óxidos de hierro (66.45%), la fase mineralógica más abundante la magnetita, teniendo un pH cercano al neutro, y la de mayor área superficial. Las E5, E1 y E9 también mostraron un comportamiento en el orden de eficiencia que se esperaba.

En el caso del flúor, se evaluaron también las nueve escorias con las diferentes dosis anteriormente mencionadas. Sin embargo, no se presentan los resultados de las escorias 2, 4, 5 y 6, porque no



removieron a ninguna dosis aplicada. A continuación, en la Tabla 3.7 se presentan los resultados de los materiales que tuvieron los porcentajes de remoción de F más elevados.

**Tabla 3.8 Porcentaje de remoción de F con diferentes dosis de escorias**

	1 g/L		2 g/L		3 g/L		4 g/L		8 g/L	
	12h	24h	12h	24h	12h	24h	12h	24h	12h	24h
	% remoción		% remoción		% remoción		% remoción		% remoción	
E1	0.00	0.00	0.00	36.62	0.00	52.23	0.00	58.60	0.00	74.84
E3	0.00	8.00	0.00	36.00	4.00	49.00	4.00	47.00	0.00	64.97
E7	0.00	4.46	14.01	37.26	26.75	47.45	42.99	49.36	53.50	68.47
E9	0.00	19.11	11.46	35.67	33.12	37.58	40.45	65.92	52.23	84.08

Las remociones no son significativas al aplicar los dos valores más bajos de dosis evaluadas (1 y 2 g/L) y un tiempo de contacto de 12 h; en tanto que al usar dosis de 3 a 8 g/L de material y un tiempo de contacto de 24 h, se obtuvieron remociones superiores al 50%. Esto indica que dosis mayores a 3 g/L así como tiempos de contacto mayores a 24 h, propiciarán mayores remociones, con lo que podrían alcanzarse concentraciones dentro de la normatividad de flúor para agua potable. Las gráficas de la Figura 3.6 muestran la evolución de la concentración respecto a la dosis de escoria empleada para ambos tiempos.

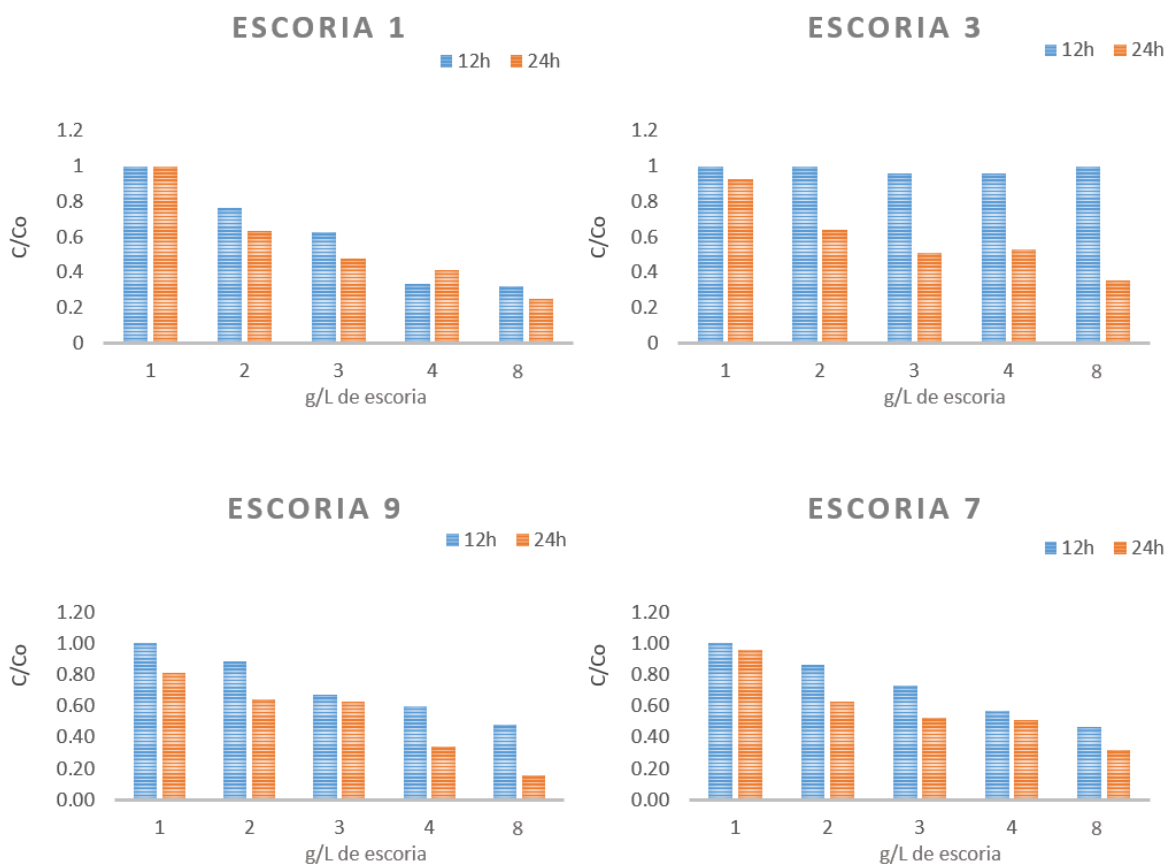


Figura 3.3 Remoción de F con diferentes dosis de escorias. (dosis escoria: 1,2,3,4 y 8 g/L, tamaño de partícula: 0.074mm)

De acuerdo con las gráficas de la figura anterior, al igual que en el caso del arsénico, las escorias 1,3,7 y 9 presentaron un incremento de la remoción de F al aumentar la dosis, debiéndose en gran medida a que como menciona Roy (2017), al aumentar el contenido de material aumenta la cantidad de sitios disponibles o superficie de las escorias, lo que contribuye a lograr una mayor remoción de cada contaminante.

### 3.2.1.2. Cinéticas de remoción de As

Se realizaron pruebas cinéticas por duplicado para remover As con las cuatro mejores escorias, identificados en la sección anterior, para evaluar la velocidad de remoción en los primeros 60 minutos de contacto. Las condiciones experimentales empleadas se presentan en la Tabla 3.9.

Tabla 3.9 Condiciones experimentales de las cinéticas de remoción de As con las escorias metalúrgicas 1, 4, 5 y 9

pH	Natural en solución acuosa
Dosis de escoria (g/L)	8
Agitación (rpm)	190
Temperatura (°C)	24
Concentración inicial As (mg/L)	0.24
Tiempo de contacto (min)	60
Tamaño de partícula	0.074mm

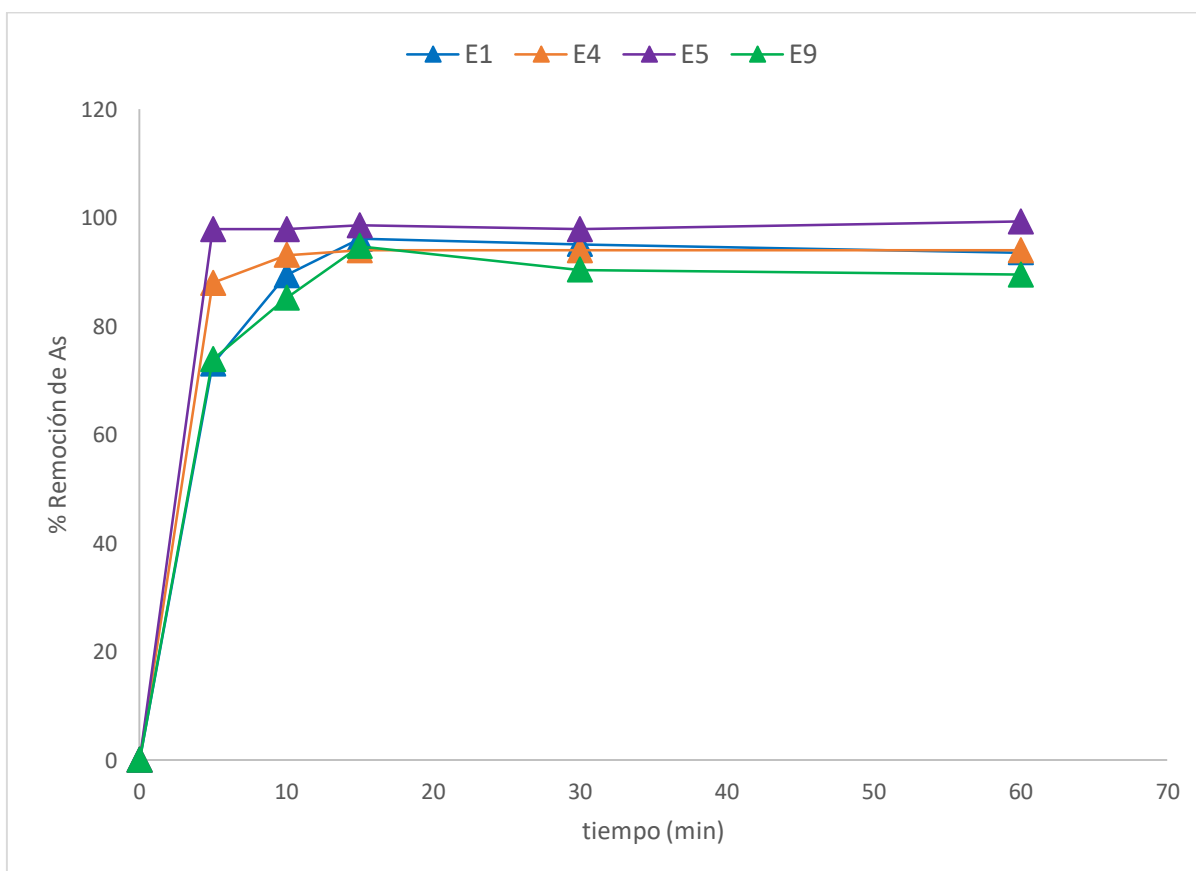


Figura 3.4 Cinética de remoción de As empleando las escorias 1, 4, 5 y 9 (dosis: 8g/L, tamaño: 0.074mm)

La Figura 3.7 muestra las cinéticas de los porcentajes de remoción de As con las Escorias 1, 4, 5 y 9 para una dosis de 8 g/L de material. Los resultados de las demás escorias no fueron incluidos debido

a que la remoción no fue significativa, es decir, que no alcanzaron una remoción mínima de 50%. Esto último concuerda con los resultados obtenidos en las pruebas de determinación de la dosis de escoria, en las que las Escorias 2, 3, 6, 7 y 8 no tuvieron remociones considerables, por las razones presentadas previamente en la sección 3.2.1.1.

El análisis de los datos cinéticos revela una rápida remoción de As, y en los primeros 15 minutos se alcanzan las condiciones de equilibrio, es decir, la máxima remoción constante para todas las escorias. La escoria 5 fue la que presentó el mejor desempeño de remoción (99%), de acuerdo con los resultados de caracterización presentados, se propuso que podría ser el segundo material más eficiente; debiéndose principalmente a su abundante composición de magnetita y hematita, fases cristalinas ampliamente reportadas como eficientes en la remoción de arsénico y otros contaminantes.

En segundo lugar, está la escoria 1 con 96% de remoción, seguida de la escoria 9 (95%), siendo responsables de la remoción los óxidos de hierro en la E1 y los óxidos calcio presentes en la E5. La escoria 4, la cual se esperaba fuera la más eficiente de acuerdo con todos los resultados de la caracterización, alcanzó una remoción de 94 % debido a que su composición es de 88% de magnetita, seguido de calcita y hematita, fases cristalinas reportadas como eficientes para remover As, lo que le permite alcanzar esta eficiencia.

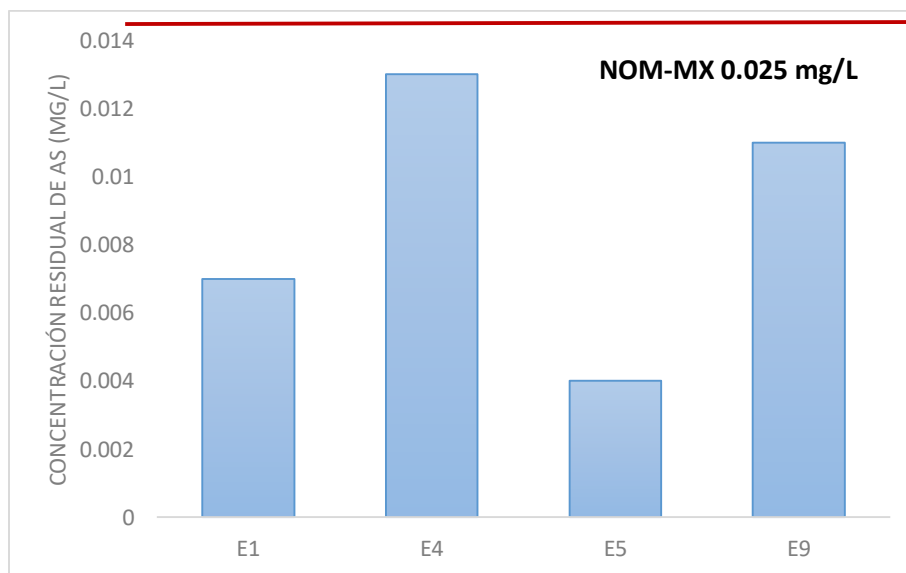


Figura 3.5 Concentración residual de As después de 15 minutos de tiempo de contacto con cuatro escorias metalúrgicas (dosis de escoria 8 g/L, tamaño de partícula 0.074mm)

En la Figura 3.8 se presentan las concentraciones residuales de As a los 15 minutos, tiempo de contacto en el que se obtuvieron los mayores porcentajes de remoción de este contaminante para todas las escorias. La presencia de compuestos de óxidos y hierro y calcio como elementos mayoritarios en todas las escorias, son los principales responsables de alcanzar altas eficiencias, observándose que con todas se obtuvo una concentración residual de arsénico que cumple con la norma mexicana para agua potable (0.025 mg/L) e inclusive en dos casos (E1 y E5) se alcanzaron el criterio o valor guía propuesto por la OMS de 0.001mg/L, debido principalmente a la importante cantidad de magnetita, hematita y calcita presentes en la E5, así como a compuestos de hierro y calcio en el caso de la E1.

### **3.2.1.3.Cinéticas de remoción de F**

Al igual que en el caso del arsénico, se realizaron pruebas de remoción de flúor con todas las escorias para determinar la velocidad de remoción y el tiempo de equilibrio de cada una, en los primeros 60 minutos de contacto con el contaminante; particularmente para esta prueba se reportan únicamente las escorias E1, E7 y E9 ya que la E5 que, si se utilizó en la prueba de remoción de arsénico, en el caso del flúor no remueve nada de este contaminante. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: agitación constante de 190 rpm, temperatura de 24°C aprox., pH natural en solución de cada escoria, dosis de escoria de 8 g/L, tamaño de partícula de 0.074mm y concentración inicial de F de 3.1 mg/L.

La Figura 3.9 presenta los porcentajes de remoción de flúor, a lo largo de una hora de tiempo de contacto con tres escorias. Estos resultados fueron similares a los obtenidos en las pruebas realizadas para la determinación de dosis y la caracterización, ya que las escorias con las mejores remociones fueron la 1, 7 y 9, descartándose la 3 que había tenido un buen desempeño en 24 horas de contacto, siendo ineficiente en un menor tiempo.

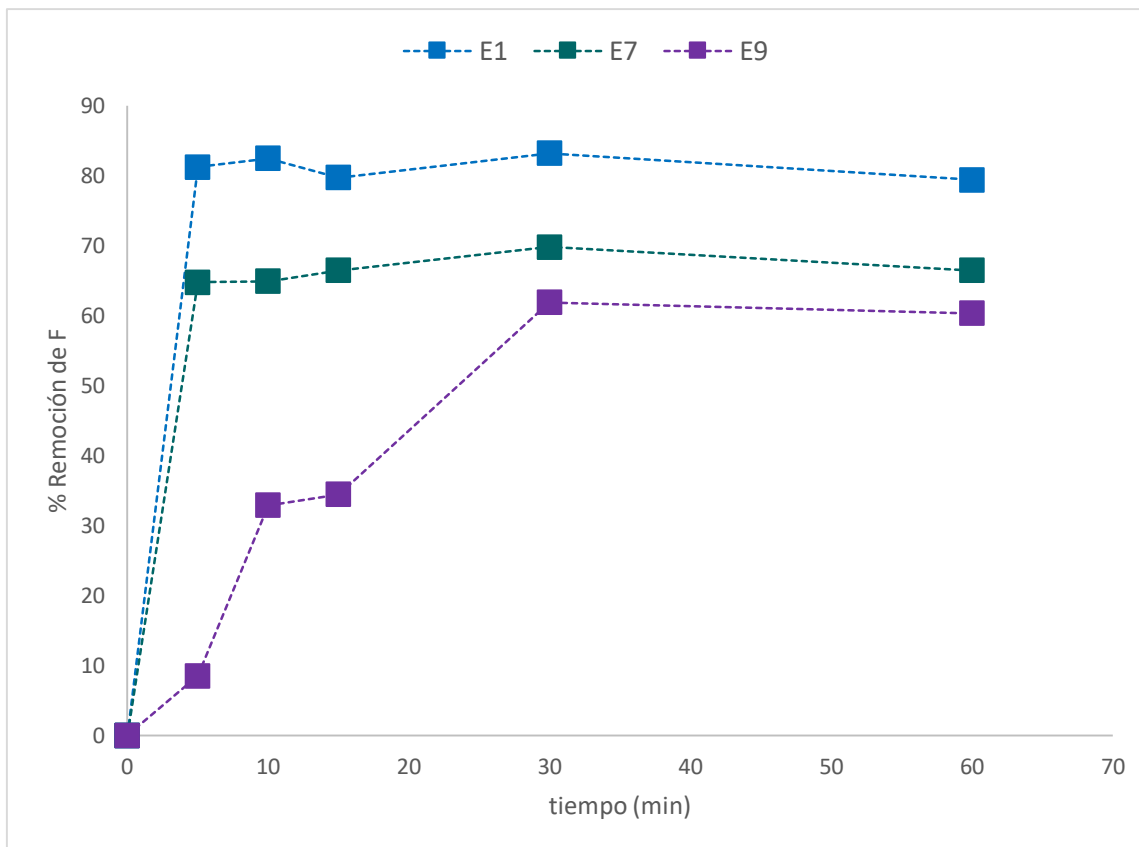


Figura 3.6 Cinéticas de remoción de F empleando las escorias 1, 7 y 9

Se observa que hay una rápida remoción de flúor dentro de los 10 primeros minutos por las Escorias 1 y 7, y se alcanzó el equilibrio en 20 minutos; posiblemente la remoción se debe en el caso de la E1 a la presencia de compuestos de hierro y calcio ( $64.63\% \text{ FeO}_3$  y  $17.1\% \text{ CaO}$ ) obtenidos en la FRX, los cuales como ya se ha mencionado anteriormente permiten tener un buen desempeño en la remoción de fluoruros. La E7 presentó buenos resultados de remoción de F, a pesar de no haber sido uno de los materiales que se esperara tuviera una alta eficiencia, con base en los resultados de la caracterización. Lo anterior, probablemente debido a la presencia de compuestos de calcio en el material.

La E9 a pesar de contener un alto porcentaje de compuestos de calcio y hierro, presenta una cinética de remoción más lenta respecto a la de los otros dos materiales, llegando al equilibrio hasta los 30 minutos de contacto. El calcio en este caso sería el principal responsable de la remoción del flúor ya que se encuentra en particular para esta escoria en mayor proporción que los compuestos de hierro, sin embargo, no es tan notoria la remoción en los primeros minutos ya que los compuestos formados entre en calcio y el flúor son inestables en el primer contacto y el flúor vuelve a incorporarse a la solución, conforme transcurre el tiempo estos se estabilizan y se aprecia la remoción (Jung et al., 2016).

Tabla 3.10 Concentraciones residuales de F en diferentes tiempos de contacto con las escorias metalúrgicas E1, E7 y E9

	E1	E7	E9
tiempo (min)	$C_{\text{residual}}$ (mg/L)		
0	3.1	3.1	3.1
5	1.75	1.59	3.18
10	0.72	1.2	3
15	0.575	1.155	2.9
30	0.665	1.15	2.2
60	0.55	1.1	2.15

De acuerdo con la Tabla 3.10, las escorias E1 y E7 alcanzan una concentración residual que está dentro de la establecida por la NOM-127-SSA1-2000 (1.5 mg/L), en los primeros 15 minutos, siendo la más eficiente la Escoria 1. En la Figura 3.9 se observa que después de 30 minutos se presenta una ligera disminución de la remoción, probablemente debido a errores analíticos.

Con base en los datos obtenidos en estas pruebas de remoción de As y F, así como en los resultados de caracterización de los materiales, se determinó que las escorias más eficientes para remover arsénico fueron: E1, E4, E5, E9; en tanto que para remover flúor fueron: E1 y E7. De acuerdo con lo reportado por Yin (2015), el mecanismo gobernante en la remoción de flúor mediante compuestos de calcio es la precipitación, en el cual existe una formación de compuestos de fluorita ( $\text{CaF}_2$ ).

Para ambas remociones individuales de As y F se calcularon las constantes cinéticas para determinar la escoria que presentó la mayor velocidad de remoción de estos contaminantes. En la Tabla 3.10 se presentan los resultados experimentales obtenidos que demuestran que, la cantidad removida de cada contaminante respecto al tiempo tuvo el mejor ajuste con una ecuación de pseudo-segundo orden, coincidiendo con los valores reportados en literatura de constantes para la remoción de As y F (Mondall et al., 2017; Malgorzata, 2018; Saldaña et al., 2018; Zhang, 2018).

El cálculo del orden de las cinéticas describe la velocidad de remoción permite predecir la velocidad a la cual el contaminante se remueve del agua a tratar (Pinzón y Vera, 2009). Se evaluaron los siguientes modelos:

a) Modelo de Orden Cero

$$C = C_0 - kot$$

b) Modelo de Primer Orden

$$\ln \frac{C}{C_0} = k_1 t$$

Este modelo parte del supuesto de que a cada ión metálico se le asigna un sitio en el material para la remoción. Donde C es la concentración final en mg/L, C<sub>0</sub> es la concentración inicial (mg/L), t es el tiempo en minutos y k<sub>1</sub> (min<sup>-1</sup>) es la constante cinética de primer orden.

c) Modelo de Pseudo Primer Orden

$$-\ln \frac{C}{C_0} = k_1' t$$

Donde C es la concentración final en mg/L, C<sub>0</sub> es la concentración inicial (mg/L), t es el tiempo en minutos y k<sub>1</sub>' (min<sup>-1</sup>) es la constante cinética de pseudo-primer orden.

d) Modelo de Pseudo Segundo Orden

$$\frac{1}{C_0} = k_2' t$$

C<sub>0</sub> es la concentración inicial (mg/L), t es el tiempo en minutos y k<sub>2</sub>' (g/mg min) es la constante cinética de pseudo-segundo orden.

Los coeficientes de correlación más cercanos a uno fueron la E5 en el caso del arsénico y la E9 en el caso del flúor; las constantes con los valores más elevados fueron para el caso del arsénico, nuevamente la E5 y para el flúor la E1.

Tabla 3.11 Constantes cinéticas de remoción individual de As y F

Modelo		ARSÉNICO			FLÚOR		
		E1	E5	E9	E1	E7	E9
Orden cero	R <sup>2</sup>	0.47	0.24	0.31	0.72	0.62	0.91
	k <sub>0</sub> (mg/L min)	0.004	0.002	0.002	0.017	0.013	0.013
1er orden	R <sup>2</sup>	0.67	0.56	0.53	0.80	0.69	0.95



Modelo	ARSÉNICO			FLÚOR			
	E1	E5	E9	E1	E7	E9	
	$k_1$ (min <sup>-1</sup> )	0.08	0.05	0.02	0.012	0.007	0.005
1er pseudo orden	R <sup>2</sup>	0.68	0.57	0.53	0.80	0.69	0.79
	$k_1'$ (min <sup>-1</sup> )	0.08	0.05	0.03	0.013	0.006	0.005
2° pseudo orden	R <sup>2</sup>	<b>0.98</b>	<b>0.95</b>	<b>0.93</b>	<b>0.92</b>	<b>0.95</b>	<b>0.99</b>
	$k_2'$ (g/mg min)	2.48	4.11	8.36	0.01	0.004	0.003

De acuerdo con los resultados de la tabla anterior y, tal como se aprecia en la Figura 3.7, la E5 presenta la mayor velocidad de remoción de arsénico, siendo el material más eficiente en el menor tiempo para remover este contaminante ( $K'_2 = 2.48$  g/mg/min). En el caso de la remoción de flúor (Figura 3.9), de igual manera se comprueba que la máxima velocidad de remoción se representa con la E1 la cual tiene el valor más alto de las constantes de pseudo- segundo orden.

Para las pruebas de remoción simultánea las E4 y E5 se descartaron ya que no removieron flúor, y el objetivo es que los materiales evaluados pudieran remover ambos contaminantes; por lo tanto, se decidió usar la E7, a pesar de no haber sido una de las tres escorias con mayor eficiencia de remoción de As, porque el efluente que produjo alcanzó el límite para agua potable, y debido a que fue la segunda mejor para remover flúor. Por lo tanto, para la remoción simultánea de estos contaminantes se eligieron las escorias: E1, E7 y E9.

### 3.2.1.4. Cinéticas de remoción simultánea de As y F

De acuerdo con los resultados obtenidos en las cinéticas de remoción individual de cada contaminante, las escorias que podrían presentar una alta eficiencia de remoción simultánea fueron: E1, E7 y E9; las cuales se emplearon en cinéticas de remoción simultánea de ambos contaminantes, con las siguientes condiciones experimentales: agitación constante de 190 rpm, temperatura ambiente (24°C), pH natural de cada escoria, dosis de escorias de 8g/L, concentración inicial de F de 3.1 mg/L y de 0.24 mg/L para arsénico en un tiempo de contacto de 180 minutos y se incrementó el tamaño de partícula a 0.149 mm para observar qué tanto podría disminuir la eficiencia al aumentar el tamaño de partícula, considerando que se necesitan tamaños mayores a los usados en las primeras pruebas para poder empacar columnas.

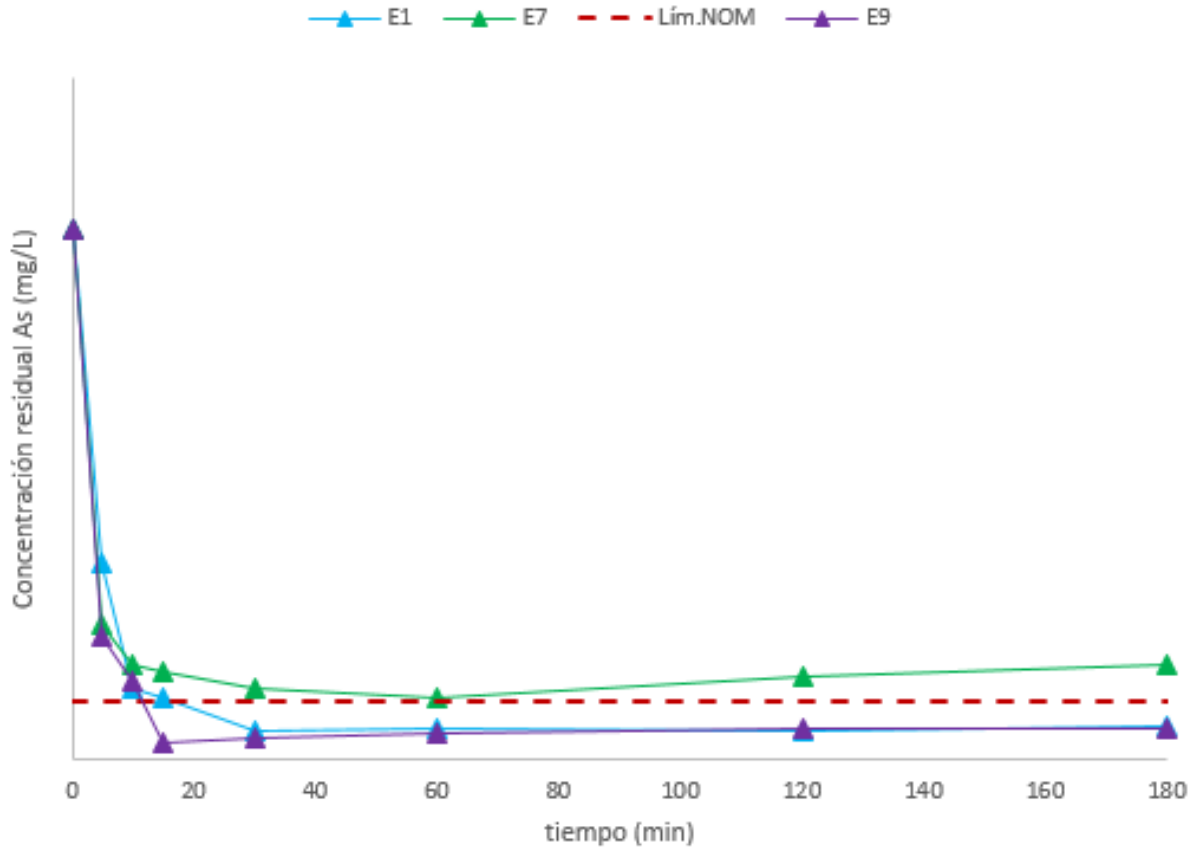


Figura 3.7 Concentración residual de As en las pruebas de remoción simultánea de este contaminante y F (dosis: 8g/L, tamaño de partícula de escorias:0.149mm)

La Figura 3.10 muestra que, la escoria con la cinética de reacción más rápida es la E9, ya que a los 15 minutos de contacto alcanza una concentración residual de arsénico por debajo del límite establecida en la NOM-127, llegando al equilibrio y manteniéndose la concentración por debajo de la norma hasta concluir las tres horas de contacto. La E1 muestra un comportamiento similar, sin embargo, alcanza un nivel por debajo de la norma hasta los 30 minutos de contacto, en tanto que la E7 al igual que en las cinéticas de remoción individual, en simultáneo no alcanzó una concentración dentro de la norma.

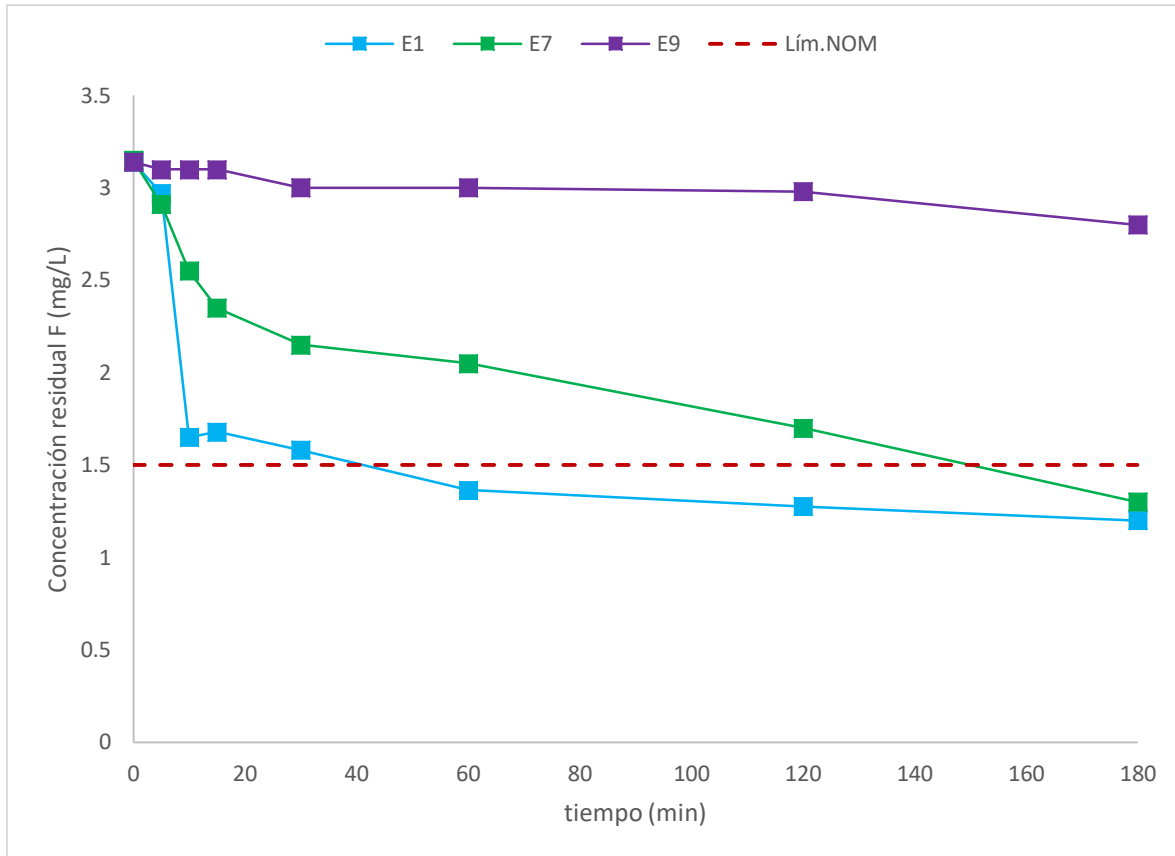


Figura 3.8 Concentración residual de F en las pruebas de remoción simultánea de este contaminante y As (dosis: 8g/L, tamaño:0.149mm)

En el caso del flúor, la Figura 3.11 muestra que la escoria más eficiente es la E1 que de igual manera demostró una alta eficiencia de remoción en las pruebas individuales; la E9 tiene un desempeño desfavorable en comparación con el que mostró para la remoción de arsénico, presenta una lenta cinética de remoción en comparación con las E1 y E7 que logran una concentración que cumple con la NOM-127-SSA1-2000, la primera en los primeros 60 minutos y la E7 a los 180 minutos. La E1 muestra una disminución de la concentración entre 0 y 60 minutos, manteniendo una concentración residual por debajo del valor límite establecido en la NOM-127-SSA1-2000, y al llegar a los 180 minutos alcanzó un aparente equilibrio.

Fueron calculadas para ambos contaminantes las constantes cinéticas durante la remoción simultánea, que al igual que para la remoción individual, presentaron un mejor ajuste para el pseudo segundo orden como se observa en los valores que se presentan en la Tabla 3.12.

Tabla 3.12 Constantes cinéticas aparentes de remoción simultánea de As y F.

Modelo de pseudo 2° orden		ARSÉNICO			FLÚOR		
		E1	E7	E9	E1	E7	E9
	R <sup>2</sup>	0.63	0.61	0.75	0.89	0.96	0.64
	K (g/mg min)	1.54	5.09	1.21	492.4	432.8	272.8

De acuerdo con las Figuras 3.10 y 3.11, la E1 es la que presenta la mayor velocidad de remoción para ambos contaminantes; sin embargo, los valores obtenidos para las constantes cinéticas demuestran que para el caso del arsénico la E7 fue la más rápida a pesar del bajo desempeño que mostró, incrementándose su rapidez tal vez debido a la presencia del flúor en la solución, pero no siendo suficiente para obtener eficiencias mayores en menor tiempo. En el caso del flúor la E1 presentó la mayor constante cinética lo cual concuerda con los resultados obtenidos en la remoción ya que fue la que más removió en el menor tiempo (El detalle del cálculo se encuentra en el Anexo D). Es notable que en el caso del arsénico, los valores de las constantes cinéticas en la remoción simultánea disminuyen en comparación con la remoción individual, en tanto que para el caso del flúor, las constantes incrementan en un orden del 4000% respecto de la remoción individual, por lo que podría considerarse que al estar en mezcla estos contaminantes, se presenta un fenómeno de competencia, el cual contribuye al aumento de la velocidad de reacción del flúor, quizás por la presencia de compuestos de calcio lixiviados de la escoria.

Por lo tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos en las pruebas de remoción individual de cada contaminante y en las de remoción simultánea de estos, se considera a la E1 como el mejor material para utilizar en sistema en continuo, porque permite la remoción de ambos contaminantes cumpliendo con los valores para cada uno establecidos en la NOM-127\_SSA1-2000.

### 3.3. Pruebas de remoción simultánea de As y F en reactor continuo o columnas piloto

Con la finalidad de ofrecer una tecnología que sea eficiente para la eliminación simultánea de ambos contaminantes, pero que tenga un bajo costo de operación y mantenimiento, para que pueda ser aplicable en poblaciones rurales afectadas, se calcularon los parámetros de diseño de columnas para hacer pruebas a escala piloto y a partir de estos se realizaron estimados de costos de inversión y operación escalando esta propuesta y acotándola a un caso de estudio.

### 3.3.1. Pruebas de remoción simultánea de As y F

El sistema piloto de columnas para la remoción simultánea de As y F se operó durante 60 horas en semicontinuo, colectando muestras de agua en puertos de muestreo situados a diferentes alturas del lecho, durante la primera hora de operación y posteriormente cada cuatro horas.

Los resultados de la remoción de arsénico se observan en la Figura 3.2, con datos obtenidos a lo largo de 60 horas en las que se tomaron muestras a diferentes alturas de las columnas. El primer punto (20 cm) no alcanzó concentraciones por debajo del límite de la norma durante el tiempo de operación, presentando el mismo comportamiento hasta los 80 cm. El bajo desempeño de remoción en los primeros puntos de la columna puede deberse a que para estas alturas de lecho se requiere un mayor tiempo de contacto entre la escoria y los contaminantes; conforme el agua pasa lo largo de la columna y se va encontrando con escoria fresca, permite una mayor remoción de arsénico.

A partir de los 100 cm es que se alcanza una concentración de 0.016 mg/L, llegando hasta una concentración de 0.004 mg/L (98% de remoción) a la salida de la segunda columna (200 cm de lecho de altura) en la primera hora de operación; demostrando ser un material altamente eficiente en comparación con nuevos materiales empleados para la remoción de arsénico como las arenas rojas de Berea (BRS) reportadas por Trois (2015), con las que un sistema de columnas alcanza una remoción del 61.75% en 72 horas con una concentración inicial promedio de 12.6 mg/L; Wichitsathian et al. (2019) reportan una remoción de As del 95% en columnas dentro de las primeras horas empleando una mezcla de óxidos de hierro, arcilla natural y salvado de arroz, partiendo de una concentración inicial de 0.48 mg/L.

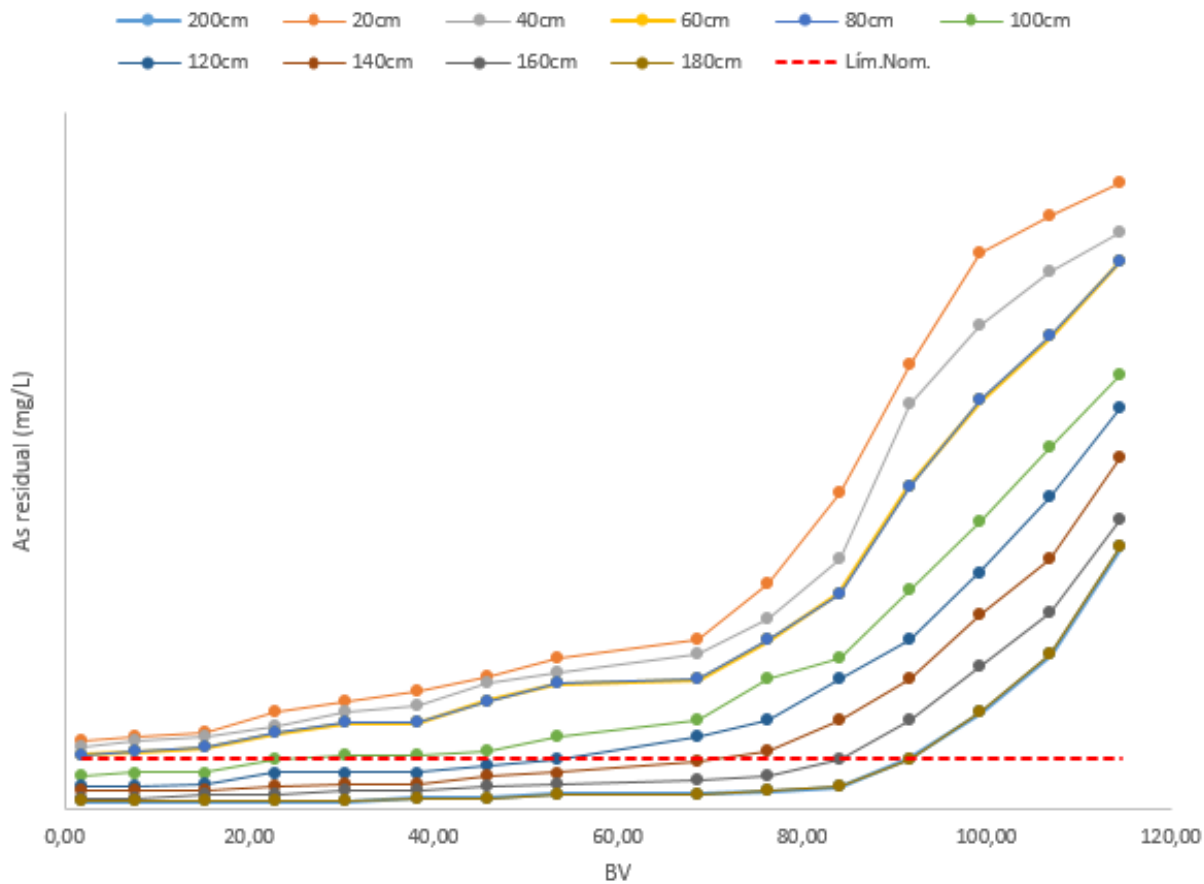


Figura 3.1 Concentración del efluente de As colectado a diferentes alturas en las columnas en función del volumen de lecho (bed volumen, BV) de la planta piloto.

El punto de ruptura o momento en el que se rebasa la concentración límite de As en el efluente, se alcanzó a las 36 horas para el primer punto (20 cm) mientras que a la salida de la primera columna se alcanzó a las 48 horas de operación; el punto de ruptura se incrementa con la altura del lecho, por ello éste es el parámetro determinante en el proceso; ya que mientras más grande sea su valor, los sitios disponibles y el tiempo de contacto se incrementan y, por lo tanto, la remoción de contaminantes también.

En el caso de la remoción de F en el sistema de columnas (Figura 3.3), se presentó una tendencia similar a la descrita anteriormente para el arsénico; es decir, se presentaron variaciones mayores en las concentraciones a lo largo del sistema, y a medida que aumenta la altura del lecho, incrementa el punto de ruptura o número de volúmenes de lecho que se hacen pasar de agua, y también aumenta el punto de saturación.

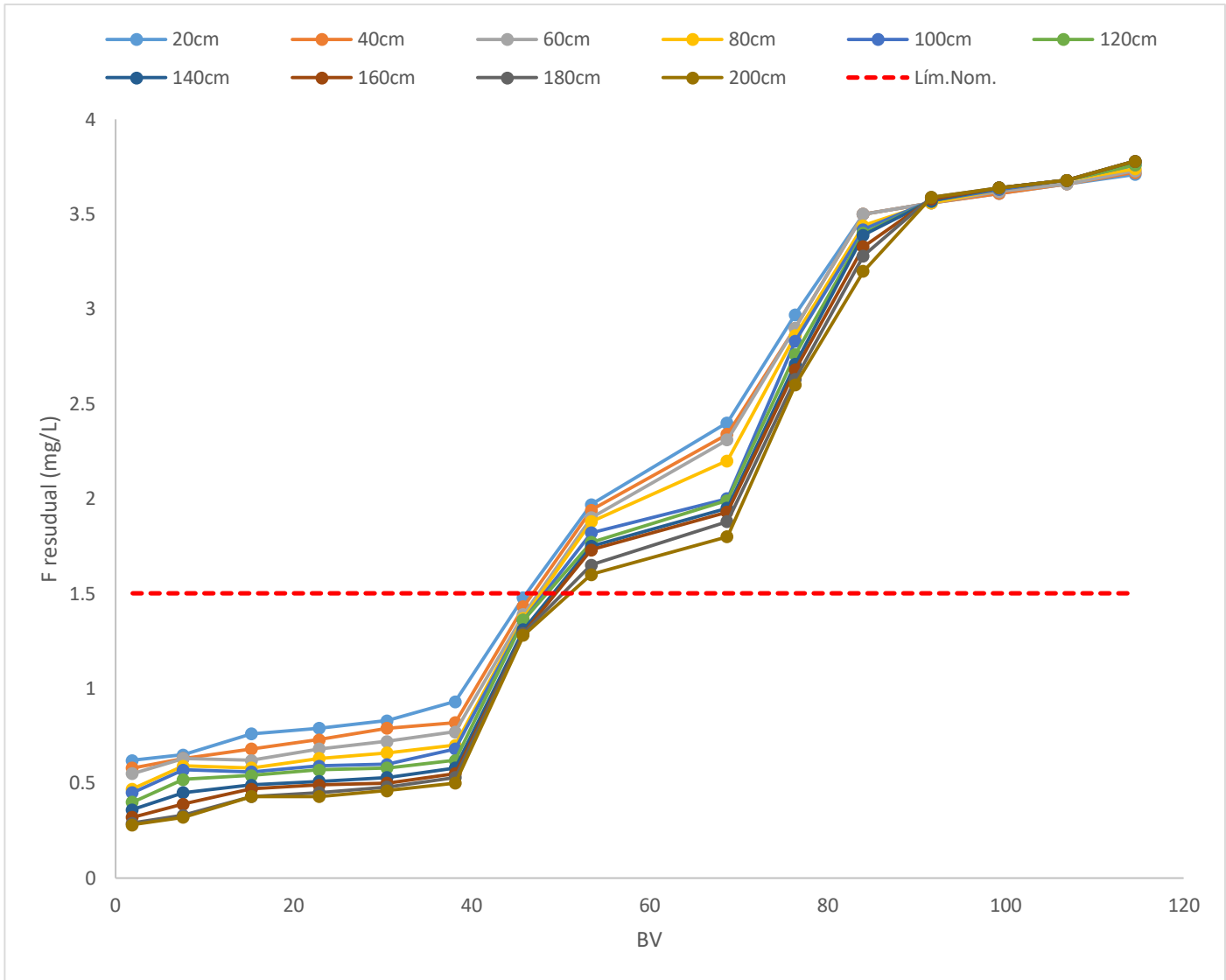


Figura 3.2 Concentración del efluente de F colectado a diferentes alturas en las columnas en función del volumen de lecho (bed volumen, BV) de la planta piloto.

Un lecho de escoria más profundo proporciona un tiempo suficiente para que los iones fluoruro tengan un mayor contacto con el material y para que se desarrollen las reacciones de remoción involucradas. Se alcanzó un efluente que cumple con la NOM-127\_SSA1-2000 desde la primera hora y hasta las 28 horas de operación y desde la menor altura. A las 28 horas se alcanzó el punto de ruptura prácticamente en todas las alturas. Las variaciones de la concentración que se presentaron a diferentes alturas a lo largo de la columna, se debe probablemente, a que se ha reportado que los compuestos que se forman entre el flúor y el calcio (proveniente de las escorias) son inestables, por lo cual este contaminante podría liberarse de nuevo pero conforme el influente avanza a través de la columna, ya que de acuerdo con lo que reporta Esteve et al. (2013), con base en el diagrama de estabilidad de la

fluorita o  $\text{CaF}_2$ , se requiere una saturación de  $\text{Ca}^{2+}$  para que los fluoruros de la solución precipiten como fluorita (Figura 3.3).

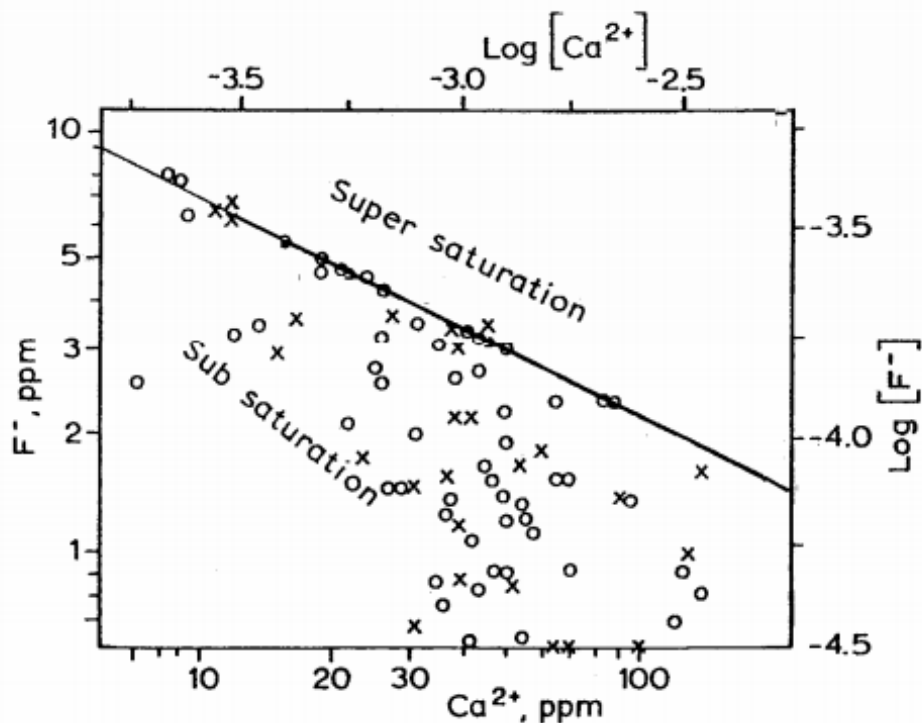


Figura 3.3 Diagrama de estabilidad de la fluorita (Esteve, 2013).

El diagrama de estabilidad de la fluorita (Figura 3.3) muestra que la fase sólida no precipitará si el agua no se encuentra saturada en fluorita, lo cual es consistente con la remoción a lo largo de la columna donde hay una mayor concentración de fluorita al aumentar la profundidad del lecho.

Por otra parte, el punto de saturación (44 horas de operación, 84 volúmenes de lecho tratados), es decir que la concentración del efluente es de 3.5 mg/L de F, pero después se observa un incremento en esa concentración en todos los puntos muestreados, debiéndose posiblemente a errores analíticos.

En la Figura 3.4 se aprecia la curva obtenida para la remoción simultánea de As y F con los resultados obtenidos al final de la columna (200 cm) durante 60 horas de operación del sistema.



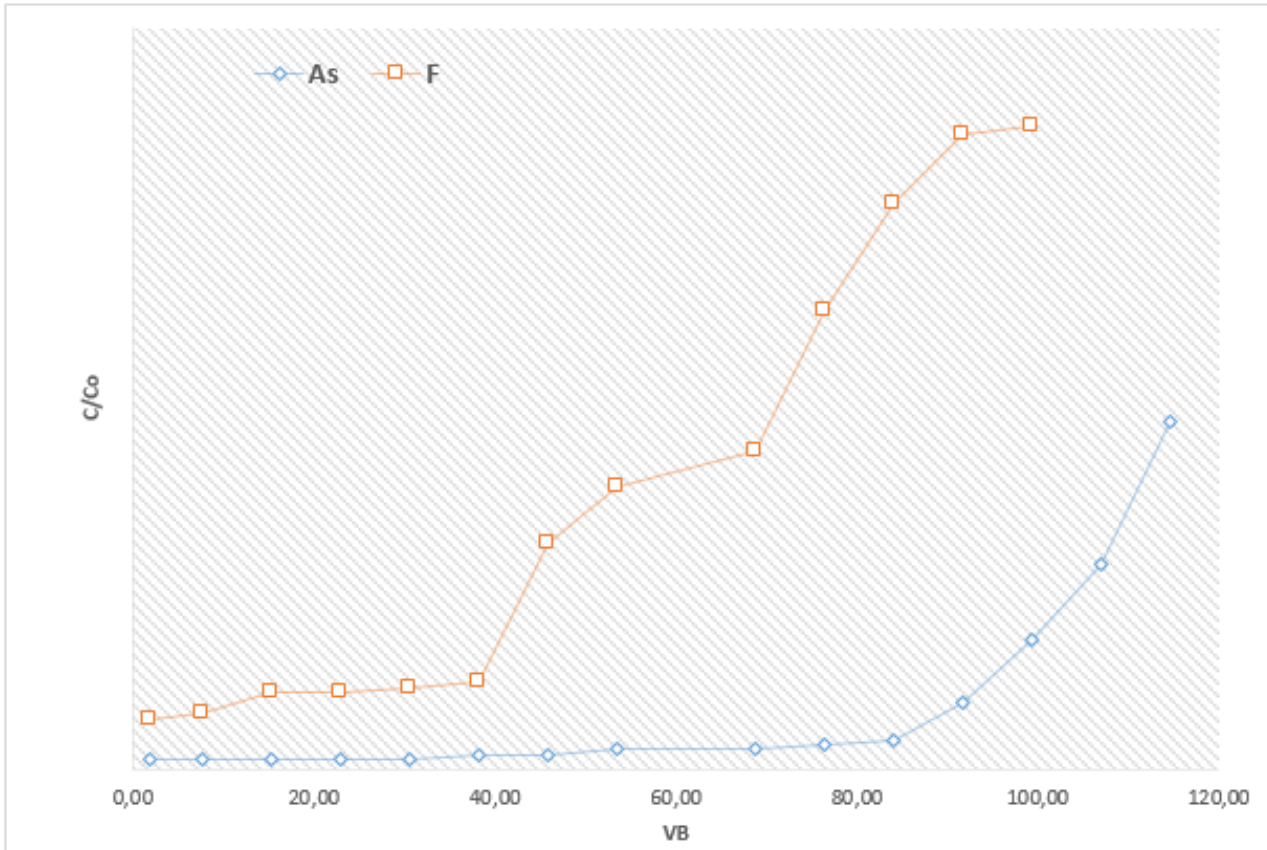


Figura 3.4 Curva de ruptura para la remoción simultánea de As y F (Flujo: 0.5 L/min = 1.98 BV/h)

Para hacer un análisis de la Figura 3.4, es conveniente mencionar que la relación entre la naturaleza de las curvas de ruptura y la remoción en el lecho fijo se puede expresar utilizando la zona de transferencia de masa (MTZ) o la zona de sorción primaria (PSZ), donde los contaminantes se remueven más rápida y efectivamente en las capas superiores de la escoria fresca durante la etapa inicial de operación. Esto se debe a la mayor cantidad de escoria y a que la solución con los contaminantes se escapa fácilmente hacia los estratos inferiores del lecho. Por lo tanto, la MTZ se alcanza cerca del extremo superior de la columna, la capa superior de la escoria se satura gradualmente, con la alimentación del agua contaminada en la columna, lo que hace que la escoria sea menos eficiente progresivamente.

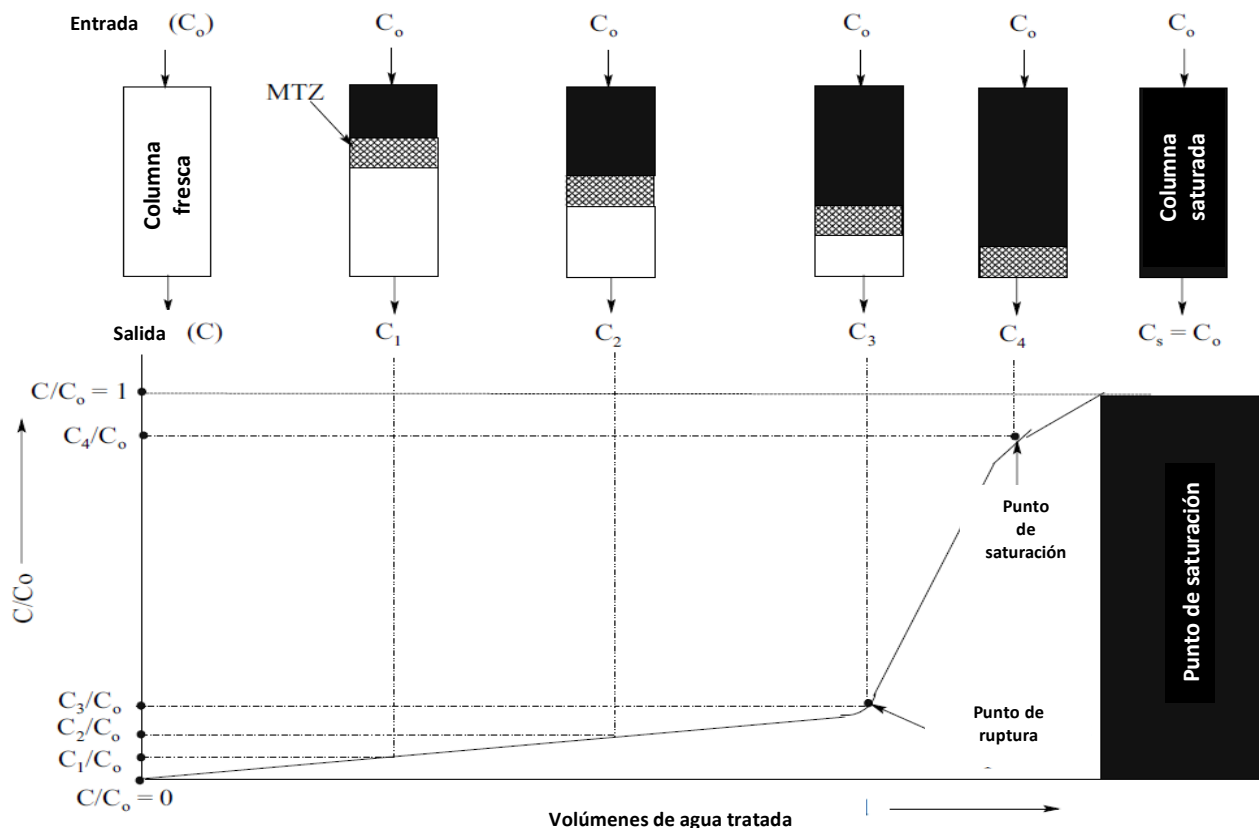


Figura 3.5 Zona de transferencia de masa en columnas de remoción de contaminantes

Por lo tanto, la zona de sorción primaria también se desplaza hacia la parte más fresca de la escoria en la columna. Además, el movimiento de esta zona, (Figura 3.5) la tendencia es que más y más concentración de los contaminantes sale en el efluente a lo largo de la curva hasta. El movimiento de esta zona aumenta principalmente al aumentar la concentración inicial en comparación con la velocidad lineal del agua de alimentación. Después de determinado tiempo ( $C_s$ ), la columna está completamente llena.

Para el sistema empleado (Figura 3.4) el arsénico alcanzó el punto de ruptura a los 84 volúmenes de agua tratados (44 h operación) y durante las 60 horas de operación no se alcanzó la saturación completa de la columna; mientras que en el caso del flúor, se observa que a partir de los 38 volúmenes de agua tratados se incrementa considerablemente la concentración del contaminante, manteniéndose por un periodo corto la remoción y nuevamente incrementando debido al agotamiento del lecho de escoria para la remoción de flúor.

El punto de saturación o agotamiento del lecho de escoria respecto a F se alcanzó a las 48 horas de operación, después de tratar 91 volúmenes de lecho o agua tratada, mostrando así la escoria un agotamiento para la remoción de este contaminante. Sin embargo, para el arsénico se observa en la

curva que aún no se ha alcanzado la saturación del lecho. Lo anterior puede deberse a que la concentración inicial de F es significativamente mayor (más de 10 veces) respecto a la del As y la cantidad de Fe (responsable de la remoción de As) en la escoria también es más grande que la de calcio (responsable de la remoción de F).

De acuerdo con los resultados de la FRX para la E1, el 64.63% del material está conformado por óxidos de hierro mientras que el 1.71% son óxidos de calcio y el 0.71% óxidos de magnesio, podría ser el caso que el flúor esté siendo removido principalmente por los compuestos de calcio y magnesio y en su minoría por los de hierro. Por lo anterior, primero se presentó un agotamiento del lecho de la escoria para la remoción del flúor respecto a la del arsénico; en este último caso, de haber prolongado el tiempo de operación habría permitido observar la saturación del lecho de escoria.

A continuación, se resumen los valores obtenidos en la remoción simultánea en las columnas (Tabla 3.13). De acuerdo con los resultados anteriores se obtuvo una capacidad de remoción de 0.005 mg/g de arsénico y 0.04 mg/g de flúor al tiempo de ruptura de las columnas, llegando a una remoción de 0.07mg/g al tiempo de saturación en el caso del flúor, mientras que para el arsénico 0.006 mg/g en el tiempo en que se detuvo la operación, ya que no se alcanzó el tiempo de saturación. Los bajos valores obtenidos experimentalmente para la remoción, muestran que el mecanismo predominante no es la adsorción, tratándose probablemente de un fenómeno mixto, el cual deberá ser estudiado en trabajos futuros.

**Tabla 3.13 Descripción de los parámetros de las columnas en la remoción simultánea de As y F.**

Parámetros	As	F
Q flujo volumétrico (L/min)	0.5	
t tiempo total de operación (h)	60	
m masa de escoria (kg)	72	
C <sub>o</sub> concentración inicial (mg/L)	0.23	3.5
t <sub>b</sub> tiempo en que la concentración de salida supera la concentración límite de la norma (min).	2880 (48h)	1680 (28h)
t <sub>e</sub> tiempo en que la concentración de salida iguala la concentración de entrada (min)	3600 (60h)	2880 (48h)
Q <sub>tb</sub> Capacidad dinámica al tiempo que ruptura de la columna (mg/g)	$q_{tb} = \frac{Qt_b C_o}{m}$ 0.005	$q_{tb} = \frac{Qt_b C_o}{m}$ 0.040
Q <sub>te</sub> Capacidad dinámica al tiempo que se agota la columna (mg/g)	$q_{te} = \frac{Qt_e C_o}{m}$ 0.006	$q_{te} = \frac{Qt_e C_o}{m}$ 0.07

Siendo m: masa total de la escoria.

El estudio del efecto de los parámetros operacionales en la curva de avance de remoción de contaminantes, así como la capacidad máxima del lecho fijo son características importantes para determinar la operación y respuesta dinámica de una columna de adsorción. Con ese fin, han sido desarrollados diferentes modelos matemáticos para examinar los resultados de remoción de contaminantes por columnas de sorción/adsorción, como los que se muestran en la Tabla 3.12, *los cuales se utilizaron como una referencia, aunque en este caso no se trate de una sorción/adsorción, para tener un modelo aproximado de la cinética de remoción simultánea de As y F en las columnas empleadas en este estudio.*

Tabla 3.14 Modelos de adsorción en columnas para la remoción de contaminantes.

Modelo de adsorción en columnas	Ecuación en su forma lineal	Observaciones
Modelo de Thomas (TM)	$\ln \left[ \left( \frac{C_0}{C_t} \right) - 1 \right] = \frac{k_{TH} q_0 m}{Q} - \frac{k_{TH} C_0 V_{eff}}{Q}$ <p> <math>C_0</math> = concentración inicial (mg/L)  <math>C_t</math> = concentración final (mg/L)  <math>K_{TH}</math> = Constante de Thomas (L / mg min)  <math>Q</math> = flujo (L/min)  <math>q_0</math> = capacidad máxima del sorbente (mg/g)  <math>V_{eff}</math> = volumen del efluente (L) </p>	El modelo de Thomas es el más estudiado y se utiliza para describir el comportamiento del proceso de adsorción en columnas de lecho fijo, basado en la isoterma de Langmuir y en el modelo cinético de pseudo segundo orden. Proporcionando una solución analítica general para el comportamiento sorbente.
Model Adams y Bohart (ABM)	$\ln \left[ \left( \frac{C_0}{C_t} \right) - 1 \right] = K_{AB} N_0 \frac{Z}{u} - K_{AB} C_t t$ <p> <math>C_0</math> = concentración inicial (mg/L)  <math>C_t</math> = concentración final (mg/L)  <math>K_{AB}</math> = Constante de Adams-Bohart (L / mg min)  <math>u</math> = velocidad de migración (m/min)  <math>N_0</math> = capacidad máxima volumétrica de adsorción (mg/L)  <math>Z</math> = altura del lecho (m) </p>	Este modelo considera que la tasa de adsorción es proporcional a la capacidad residual del sólido y la concentración de la sustancia adsorbida.
Modelo de Yoon-Nelson (YNM)	$\ln = \left( \frac{C_t}{C_0 - C_t} \right) = k_{YN} t - \tau k_{YN}$ <p> <math>C_0</math> = concentración inicial (mg/L)  <math>C_t</math> = concentración final (mg/L)  <math>K_{YN}</math> = Constante Yoon-Nelson (min)  <math>\tau</math> = tiempo en el que se mantiene disponible el 50% del material para la remoción (min) </p>	Este modelo asume que la tasa de disminución de la adsorción para cada molécula de adsorbato es proporcional al avance del adsorbente.

Se evaluaron los tres modelos anteriores con los resultados obtenidos en las columnas piloto, los cuales se muestran a continuación (Tabla 3.14 y 3.15), así como valores obtenidos en otros trabajos piloto para la remoción de arsénico o flúor mediante materiales no convencionales.

Tabla 3.15 Comparación de modelos cinéticos para la remoción de As en columnas de adsorción

		Este trabajo	Brion-Roby et al. (2018)	Te et al. (2018)	Li et al. (2018)	Asif et al. (2017)
<b>Material de remoción</b>		Escoria metalúrgica (E1)	Chitosan	Arcillas con óxidos de hierro	Óxidos de hierro, carbón y eucalipto	Cáscara de arroz
<b>Modelo de Thomas (TM)</b>	$K_{TH}$ (L/mg min)	0.06	0.28	0.21	0.002	0.006
	$q_0$ (mg/g)	80.19	34.4	208.3	12.86	50.42
	$R^2$	0.81	0.97	0.99	0.93	0.88
<b>Model Adams y Bohart (ABM)</b>	$K_{AB}$ (L/mg min)	0.06	30.9	0.17	NR	0.001
	$N_0$ (mg/L)	80.19	323.4	180.9	NR	55.24
	$R^2$	0.8	0.97	0.93	NR	0.77
<b>Modelo de Yoon-Nelson (YNM)</b>	$K_{YN}$ (min)	0.06	0.124	ND	0.05	0.06
	$\tau$ (min)	71.27	3702.2	ND	83	11.97
	$R^2$	0.79	.80	ND	0.93	0.80

NR: no reportado

Tabla 3.16 Comparación de modelos cinéticos para la remoción de flúor en columnas de adsorción

		Chen et al. (2011)	García-Sánchez et al. (2016)		Zhang et al. (2019)	Ye et al. (2018)	
<b>Material para remoción</b>		Escoria metalúrgica (E1)	Lodo de Kanuma	Magnetita modificada con Al	Magnetita modificada con La	Cáscara de ajo con circonio	Compuesto de magnesio-pullulan
<b>Modelo de Thomas (TM)</b>	$K_{TH}$ (L/mg min)	0.10	0.006	1.10	0.86	0.64	25.9
	$q_0$ (mg/g)	29.68	0.58	1.6	0.2	6.18	11.29
	$R^2$	0.90	0.94	0.98	0.97	0.96	0.80
<b>Model Adams y Bohart (ABM)</b>	$K_{AB}$ (L/mg min)	0.10	0.18	0.59	3.35	NR	NR
	$N_0$ (mg/L)	29.68	163.2	4517	526	NR	NR
	$R^2$	0.90	0.94	0.94	0.91	NR	NR
<b>Modelo de Yoon-Nelson (YNM)</b>	$K_{YN}$ (min)	0.08	NR	0.005	0.001	NR	305
	$\tau$ (min)	37.29	NR	731	145	NR	6.07
	$R^2$	0.60	NR	0.91	0.92	NR	0.96

NR: no reportado

La constante de Thomas  $K_{TH}$  permite determinar la máxima concentración retenida del contaminante en la superficie del material en columnas operadas en continuo, lo cual brinda un enfoque general del comportamiento del material a emplearse. En el caso de la remoción de arsénico con escorias, si el

proceso de remoción imperante fuera únicamente la adsorción, con el valor obtenido de la constante de velocidad de remoción de 80.19 mg/g , demostraría que es un material superior al de otros materiales no convencionales (Tabla 3.15), demostrando una mayor eficiencia con respecto a estos e igualmente en comparación con materiales comerciales frecuentemente utilizados. En el caso del flúor la constante obtenida (29.7 mg/g) está muy por encima de los valores obtenidos por otros materiales no convencionales para la remoción de este contaminante. De igual manera, de los tres modelos evaluados, el modelo de Thomas, fue el que presentó los valores de R<sup>2</sup> más altos en la remoción de ambos contaminantes, sin embargo, las capacidades máximas de adsorción calculadas no son cercanas a las obtenidas experimentalmente lo cual indica que el fenómeno que predomina en la remoción mediante escorias, no es la adsorción, por lo que sería conveniente profundizar en el mecanismo de reacción entre las escorias metalúrgicas y diversos contaminantes.

**Tabla 3.17 Constantes de adsorción de arsénico de materiales comerciales.**

	Escoria (este trabajo)	DOW (2018)	Bayoxide (Lalle et al., 2015)	Nanopartículas de magnetita-maghemita (Iconaru, 2016)	Magnetita sintética (Shahid,2018)	Oxihidróxidos de hierro sustituidos con Mn (MIOH) (Lakshmiathiraj et al. 2016)
qe(mg/g) arsénico	80.19	0.21	25.71	66.53	7.69	5.72

Mediante el modelo de Adams-Bohart se puede calcular la capacidad volumétrica de la remoción máxima (N<sub>0</sub>) de la escoria, a pesar de haber sido el segundo modelo con los mayores valores de R<sup>2</sup>; con base en este modelo, se observa que las capacidades volumétricas de remoción para el caso del flúor se encuentran por debajo de otras calculadas para diferentes materiales, en tanto que en el caso del arsénico los valores obtenidos están dentro del promedio respecto a otros materiales; por lo anterior se puede decir que este modelo no tiene un buen ajuste ya que estos valores en comparación con otros materiales, no muestran un buen desempeño en comparación con las altas eficiencias de remoción que se alcanzaron.

K<sub>YN</sub> es la constante cinética Yoon-Nelson (min<sup>-1</sup>) presenta valores muy similares para ambas remociones, así como en comparación con otros materiales. El valor de τ es el tiempo en el que se mantiene disponible el 50% del material para la remoción. En el caso del arsénico, se calculó que hasta los 71 minutos la escoria se observó este valor, lo cual le permite continuar con altas eficiencias de remoción y seguir operando por más tiempo el sistema; respecto de otros materiales como el quitosano, puede considerarse que es un tiempo bajo, sin embargo, al comparar este valor con el de otros residuos como la cáscara de arroz, se obtiene un mejor desempeño. Para el caso del flúor, se estimó

que el material se mantiene al 50% de su capacidad inicial hasta los 37 minutos, dicho tiempo es relativamente más bajo en comparación con el de otros materiales empleados para la remoción de flúor; sin embargo, hay que considerar que en la literatura los materiales reportados no estaban removiendo estos contaminantes de manera simultánea.

### 3.3.2. Escalamiento a columnas industriales aplicado a un caso de estudio

Tomando como referencia el trabajo previo realizado por Ramírez et al. (2013) con columnas de adsorción empacadas con una escoria de la industria del acero y con base en los resultados obtenidos a nivel piloto en este trabajo (Tabla 3.16), se realizó el cálculo de las dimensiones de columnas industriales empacadas con escorias metalúrgicas de la industria del acero, para la remoción simultánea de arsénico y flúor.

Tabla 3.18 Parámetros de operación de las columnas piloto para la remoción simultánea de As y F

Flujo (L/min)	Diámetro de columna (cm)	Profundidad del lecho (cm)	Densidad de la escoria (kg/m <sup>3</sup> )	Volumen de lechos en el punto de saturación (L)
0.5 30 L/h, 0.03 m <sup>3</sup> /h	10	200	450	As: 1800** F: 1440

\*\* Valor estimado con base en una proyección o extrapolación de la tendencia de la curva de operación

Se propone como caso de estudio el municipio de Zimapán debido a que las concentraciones de arsénico y flúor de varios pozos en la región que son utilizados para el suministro de agua, y sobrepasan significativamente el valor límite establecido por la NOM-127-SSA1-1994.

Zimapán (Figura 3.6) se localiza a 144 Km de Pachuca, entre los paralelos 20° 44' de latitud norte y 99° 23' de longitud oeste, a una altura de 1,780 m sobre el nivel del mar y a una distancia de 200km al norte de la ciudad de México (CONAGUA, 2018).

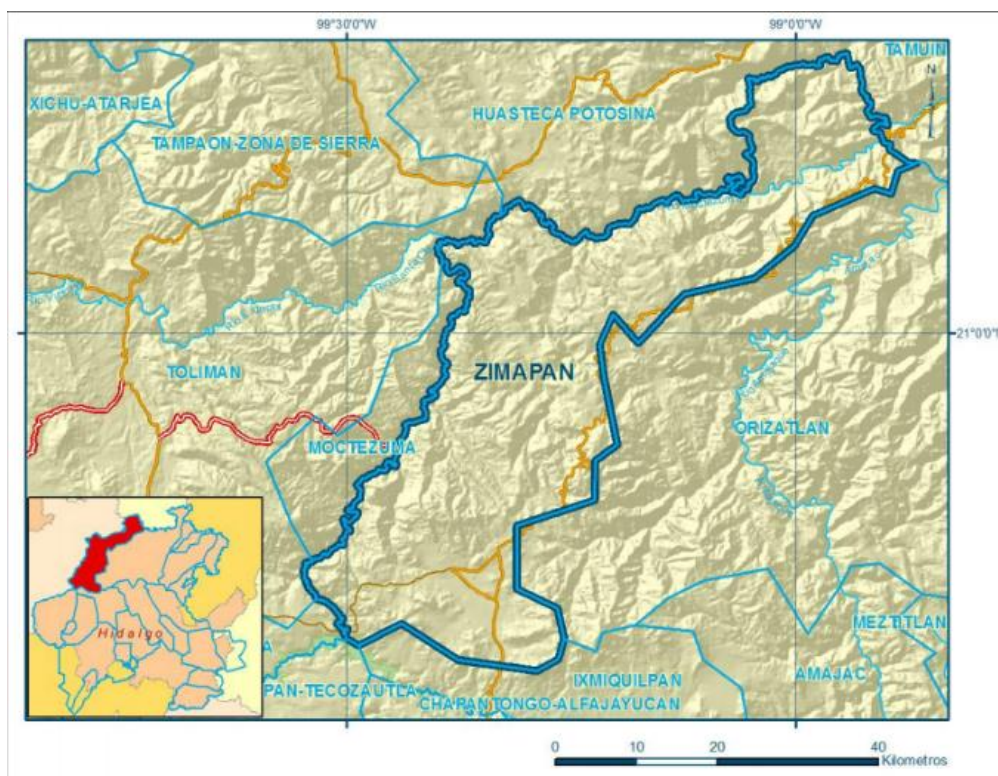


Figura 3.6 Localización de Zimapán.

El agua de varios pozos en Zimapán se encuentra altamente contaminada con arsénico y flúor, con concentraciones que oscilan entre los 0.4 y 1.0 mg/L (Montoya, 2013) en el caso del arsénico y concentraciones superiores a las de norma (1.5mg/L) en el caso del flúor. Particularmente, el pozo El Muhí presenta estos contaminantes en coexistencia en concentraciones que sobrepasan los límites establecidos por la norma para cada uno por lo cual fue elegido para este estudio. Las coordenadas geográficas de su localización son: N 20°44'162" y W 99°21'479", cuenta con aproximadamente 20 m de profundidad y tiene un flujo de extracción de aproximadamente 22 L/s (Maldonado, 2012). Los contaminantes se encuentran presentes en las siguientes concentraciones, 1.4 mg/L de arsénico y 2.57mg/L de flúor.

Considerando que el flujo de extracción (Q) del pozo es de 22 L/s, tendrían que tratarse **1900.8 m<sup>3</sup>/día**, a partir de este valor se realizaron los cálculos de escalamiento, considerando como carga hidráulica 8.5 m<sup>3</sup>/hora m<sup>2</sup> y 35 min de EBCT ambos valores tomados como referencia del trabajo reportado por Ramírez et al. (2013) y empleados en la realización de este trabajo, tanto para las pruebas en columnas piloto como para realizar el dimensionamiento de columnas industriales en este estudio:



- a) Carga hidráulica de las columnas industriales igual que las piloto:

$$CH = 8.5 \frac{m^3}{hora m^2}$$

- b) Área de la columna industrial empacada:

$$A = \frac{Q}{CH} = \left( \frac{1900.8 m^3}{día} \right) * \left( \frac{1 hora m^2}{8.5 m^3} \right) * \left( \frac{1 día}{24 hora} \right) = 9.32 m^2$$

$$d = \sqrt{\frac{4 * A}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 * 9.32}{\pi}} = 3.44 m$$

Se puede emplear una columna con un diámetro de 3.44m, pero se recomienda en este caso tener 4 columnas de 0.86 m de diámetro cada una para una mayor facilidad en la manipulación en cada una para el empaque y desempaque.

- c) Tiempo de contacto de lecho vacío (EBCT) en columnas industriales igual que las piloto:

$$EBCT = 0.58 h = \mathbf{35 min}$$

- d) Altura del lecho de escorias de columnas industriales:

$$H = EBCT * \left( \frac{Q}{A} \right) = 35 min * \left( 8.5 \frac{m^3}{hora m^2} \right) \left( \frac{1 hora}{60 min} \right) = \mathbf{5 m}$$

Se obtiene que la altura del empaque debe ser de **5 m**, por lo que se propone tener 4 columnas con un diámetro de 0.82 m cada una, el empaque para cada una sería de 1.25 m, similar al sistema que se trabajó en piloto.

- e) Masa de escoria requerida en columnas industriales:

$$m = 1.25 m * \left( \frac{\pi}{4} * (0.82 m)^2 \right) = 0.66 m^3 * densidad = \left( 0.66 * \frac{450 kg}{m^3} \right) = 297 kg$$

Se requerirían 297 kg de escoria en una columna, por lo que sería un total de **1,188 kg** para empacar 4 columnas.

- f) Cálculo de la fracción no usada de la escoria en el sistema piloto hasta el punto de ruptura:

De acuerdo con los resultados obtenidos a nivel piloto, se calcula la capacidad total de remoción en el punto de saturación utilizando el volumen de agua empleado hasta ese momento para la remoción de cada contaminante. En este sistema piloto se usaron

aproximadamente, ya que no se llegó exactamente al punto de ruptura, 1800L de agua para el arsénico y 1440L para llegar al punto de saturación del flúor.

Capacidad total de remoción hasta el punto de saturación:

$$As = (1800 L) * \left(0.23 \frac{mg}{L}\right) = 414 mg$$

$$F = (1440 L) * \left(3.5 \frac{mg}{L}\right) = 4464 mg$$

Los litros que pasaron por la columna antes del punto de ruptura en el sistema piloto fueron 1440 L en el caso del arsénico y 840L en el caso del flúor.

Capacidad total de remoción antes del punto de ruptura:

$$As = (1440 L) * \left(0.23 \frac{mg}{L}\right) = 331.2 mg$$

$$F = (840 L) * \left(3.1 \frac{mg}{L}\right) = 2604 mg$$

Se calculó la fracción de la escoria que quedó sin ser utilizada después del punto de saturación. Fracción sin usar de la escoria empacada en las columnas:

$$As = \frac{414 - 331.2}{414} * 100 = 20 \%$$

$$F = \frac{4464 - 2604}{4464} * 100 = 41\%$$

**g) Cálculo del punto de ruptura y tiempo de operación que se tendría en las columnas industriales:**

Utilizando las concentraciones que presenta el pozo del Muhí se realizó el cálculo de la carga de contaminantes y el consumo de escoria que tendría teóricamente el sistema de remoción. Carga de contaminantes en el caso de estudio:

$$As = \left(1.4 \frac{mg}{L}\right) * \left(1900.8 \frac{m^3}{día}\right) * \left(\frac{1000L}{m^3}\right) = 2.6 \times 10^6 \frac{mg}{día}$$

$$F = \left(2.57 \frac{mg}{L}\right) * \left(1900.8 \frac{m^3}{día}\right) * \left(\frac{1000L}{m^3}\right) = 4.8 \times 10^6 \frac{mg}{día}$$

Tasa de consumo de escoria, con el valor teórico obtenido de la constante de Thomas:

$$A_s = \left(2.6 \times 10^6 \frac{mg}{día}\right) * \left(\frac{1}{\frac{80.2 mg}{g}}\right) = 32,419 \frac{g}{día} = 32 \frac{kg}{día}$$

$$F = \left(4.8 \times 10^6 \frac{mg}{día}\right) * \left(\frac{1}{\frac{29.7 mg}{g}}\right) = 16,161 \frac{g}{día} = 16 \frac{kg}{día}$$

Cantidad de escoria consumida en el punto de ruptura:

$$A_s = 838.6 kg * (1 - 0.20) = 670.4 kg$$

$$F = 838.6 kg * (1 - 0.41) = 494.8 kg$$

Tiempo para alcanzar el punto de ruptura para cada contaminante en columnas industriales:

$$A_s = \frac{\text{cantidad de escoria consumida en el punto de ruptura}}{\text{tasa de consumo de escoria}} = 21 \text{ días}$$

$$F = \frac{\text{cantidad de escoria consumida en el punto de ruptura}}{\text{tasa de consumo de escoria}} = 30 \text{ días}$$

De acuerdo con los cálculos anteriores, es posible el escalamiento a columnas industriales que utilicen escorias metalúrgicas de la industria del acero para la remoción simultánea de arsénico y flúor, se requerían 1,188.00 kg de escoria en 4 columnas en serie de 0.82 m de diámetro cada una y con una altura de lecho de 1.25m, haciendo un reemplazo del lecho de la escoria cada 30 días. Para poder hacer ese cambio, se propone instalar un sistema paralelo de dos columnas en serie con las mismas características mencionadas.

### 3.4. Estimación económica del caso de estudio

Para la evaluación económica se calcularon los costos de inversión, así como de operación y mantenimiento para el caso de estudio con columnas empacadas con la escoria 1 para remoción simultánea de arsénico y flúor.

### 3.4.1.1. Costos de inversión

Existen diferentes métodos para la estimación de costos para plantas de proceso dependiendo del nivel de precisión que se requiera. En el caso de etapas iniciales de proyectos, cuando no se cuenta con información suficiente al respecto es posible hacer estimaciones preliminares basadas en casos similares o tomando como referencia bases de cálculo o modelos de estimación existentes. Uno de estos, es el Estimado Preliminar de *Peters & Timmerhaus* (2012) que está basado en un análisis estadístico de casos de plantas de procesos que ya han sido puestas en marcha.

En este caso se analizaron los porcentajes invertidos en cada rubro involucrado de la inversión total obteniéndose un porcentaje aproximado para cada gasto dentro de los costos de inversión fija y diferida, como se muestra en la siguiente Tabla 3.19.

**Tabla 3.19 Inversión total de la planta de tratamiento para remoción de As y F**

<b>INVERSIÓN FIJA</b>	Compra de equipo principal		17 %
	Instalación del equipo	8 %	44 %
	Instrumentación y control	6 %	
	Tuberías	11 %	
	Sistemas eléctricos	2 %	
	Edificios	3 %	
	Mejoramiento de terreno	2 %	
	Instalación de servicios	12 %	
<b>INVERSIÓN DIFERIDA</b>	Ingeniería y supervisión	6 %	24 %
	Gastos de construcción	7 %	
	Gastos legales	1 %	
	Pago de contratistas	3 %	
	Contingencias	7 %	
<b>CAPITAL DE TRABAJO</b>			15 %
<b>INVERSIÓN TOTAL</b>			<b>100 %</b>

Adaptación Plant Design and Economics for Chemical Engineers (Peters and Timmerhaus, 2000)

Del 100% que representa la inversión total para poner en marcha una planta de cualquier naturaleza, el 17% de este corresponde a la compra del equipo principal, 44% son los costos de la inversión fija, el 24% corresponde a la inversión diferida y el resto (15%) es el capital de trabajo requerido para poder operar, refiriéndose al personal necesario para la construcción y puesta en marcha de la planta.

El método presentado a continuación, es una alternativa para la estimación de la inversión de una planta industrial, partiendo de costos ya conocidos y de un caso de estudio en particular. Para este estimado es indispensable conocer el monto del equipo principal, en este caso se trata de columnas de adsorción las cuales se encuentran ampliamente disponibles en la industria por lo que pueden emplearse como referencia cotizaciones, también puede utilizarse una economía de escala para estimación de costo de equipos (*Process Equipment Cost Estimating by Ratio and Proportion*, 2012) que consiste en un incremento por unidad de costo al aumentar la capacidad de los equipos con relación a ya existentes. Dentro de este tipo de estimaciones existe una herramienta de gran utilidad que es la *Regla de los Seis Décimos* la cual permite obtener costos aproximados de los equipos a partir de una ecuación que relaciona el costo y la capacidad del equipo conocido respecto de aquel del cual se quiere conocer su costo, partiendo únicamente de la capacidad que tendría el equipo. La ecuación de los seis décimos es la siguiente:

$$C_B = C_A \left( \frac{S_B}{S_A} \right)^{0.6}$$

$C_A$  = Costo conocido del equipo de referencia

$C_B$  = Costo aproximado del equipo en un tamaño conocido

$\frac{S_B}{S_A}$  = factor adimensional de capacidades de equipos, donde  $S_B$  es la capacidad máxima del equipo conocido y  $S_A$  la capacidad mínima

Usando como referencia el costo de un equipo similar con un valor de \$156,975.00 pesos (Anexo E), de menor capacidad, se ha estimado que, si se desea poner en marcha una planta para la remoción simultánea de arsénico y flúor mediante escorias metalúrgicas que tenga una capacidad para tratar 22 L/s, el costo del equipo sería el siguiente:

$$C_B = C_A \left( \frac{S_B}{S_A} \right)^{0.6} = 156,975 \text{ pesos} \left( \frac{\frac{0.22 \text{ L}}{\text{s}}}{\frac{0.33 \text{ L}}{\text{s}}} \right)^{0.6} = \$ \mathbf{11,207,927.16 \text{ pesos}}$$

$C_A$ , es el costo del equipo conocido,  $S_B$  es la capacidad a la cual trabajaría el equipo que se desea adquirir y  $S_A$  es la capacidad máxima del equipo conocido; lo que arroja que el costo aproximado del equipo principal sería de **\$11,207,927.16 pesos**. Una vez determinado este costo, se puede calcular la inversión utilizando el modelo antes mencionado de Peters and Timmerhaus, como se observa en la Tabla 3.20.

**Tabla 3.20 Costos de inversión**

<b>Inversión Fija</b>	Compra de equipo principal	\$ 1,949,204.72
	Instalación del equipo	\$ 917,272.81
	Instrumentación y control	\$ 687,954.61
	Tuberías	\$ 1,261,250.12
	Sistemas eléctricos	\$ 229,318.20
	Edificios	\$ 343,977.30
	Mejoramiento del terreno	\$ 229,318.20
	Instalación de servicios	\$1,375,909.22
	<b>Total</b>	<b>\$ 6,994,205.19</b>
<b>Inversión Diferida</b>	Ingeniería y supervisión	\$ 687,954.61
	Gastos de construcción	\$ 802,613.71
	Gastos legales	\$ 114,659.10
	Pago a contratistas	\$ 343,977.30
	Contingencias	\$ 802,613.71
	<b>Total</b>	<b>\$ 2,751,818.43</b>
<b>Capital de trabajo</b>		<b>\$ 1,461,903.54</b>
<b><i>INVERSIÓN TOTAL</i></b>		<b>\$ 11,207,927.16</b>

De acuerdo con el estimado anterior el monto total de inversión para poner en marcha una planta de tratamiento de agua para la remoción de arsénico y flúor mediante escorias metalúrgicas en columnas empacadas, sería de **\$ 11,207,927.16 pesos**.

### **3.4.1.2. Costos de operación**

En la siguiente tabla se presentan los conceptos considerados para los costos de operación mediante columnas empacadas para la remoción simultánea de As y F<sup>-</sup>.

**Tabla 3.21 Costos de operación mensuales y al año de una planta de tratamiento de aguas con columnas empacadas con escorias metalúrgicas.**

<b>Sistema de remoción mediante Columnas empacadas</b>
Cantidad de escoria mensual
Transporte

<b>Sistema de remoción mediante Columnas empacadas</b>
Tamizado
Energía eléctrica
Mano de obra
Mantenimiento

De acuerdo con los resultados obtenidos para el escalamiento de un sistema de columnas empacadas para un caso de estudio en particular, se determinó que el reemplazo de la escoria debe realizarse cada 30 días lo que resulta en 1 cambio del empaque en un mes. Por lo que se requieren **1,188 kg** al mes de escoria. El costo por tonelada de escoria que ofrece la empresa proveedora de la Escoria 1, es de \$46.00 pesos por lo que el costo fijo mensual, considerando adquirir una tonelada y media, sería de **\$69.00** pesos.

El transporte se considera que sea de la planta ubicada en Autopista Mexico-Puebla Km 108 No. S/N, Puebla hacia Zimapán, haciendo un viaje mensual transportando una tonelada. El costo por viaje es de \$3,240.00 pesos de acuerdo con la cotización realizada a una empresa de transportes, mensualmente se tendría un gasto de **\$3,240.00** pesos en transportación.

El tamaño de la escoria es muy heterogéneo y de acuerdo con el análisis granulométrico, el 80.8% del lote que se solicite debe ser molido y tamizado, por lo que 950 kg deben ser molidos y tamizados. El costo de molienda y tamiz por tonelada es de **\$1327.00**, como gasto mensual.

Respecto a la energía eléctrica que se requiere, se calcula la carga total de bombeo que consiste en la determinación de la energía requerida para impulsar el líquido desde el nivel de succión hasta el nivel de descarga venciendo la resistencia que ofrecen la tubería y los accesorios. La profundidad del pozo el Muhí es de 20 m (Montoya, 2013). El cálculo de la carga dinámica total así como la pérdida de carga en tuberías se presenta en el Anexo F.

Se obtuvo un valor de 9.34 Hp de potencia para el equipo de bombeo considerando solo la extracción del pozo y las pérdidas durante la filtración con descarga libre para abastecer un flujo de 1900.8 m<sup>3</sup>/día a la planta tomándose de una profundidad de 20 metros y una operación de 24 horas por día. Se considerará el uso de una bomba de 10Hp, por lo que operando 24 horas, la energía eléctrica por día para el equipo de bombeo sería:

$$\text{Costo de energía eléctrica} \frac{\text{eléctrica}}{\text{día}} = P * t * \$\text{electricidad} = (10\text{HP})(24\text{horas})(2.8 \frac{\$}{\text{kwh}}) = \$672/\text{día}$$

Se generará un gasto mensual de **\$ 241,920 pesos**. Esta tarifa se calcula de manera gruesa sin considerar estrictamente la tarifa horaria para servicio eléctrico general en media tensión, ni la mano de obra y el mantenimiento por m<sup>3</sup> específicamente para el servicio eléctrico, por lo que el costo de energía eléctrica únicamente para la operación de columnas y extracción de agua es de **0.35\$/ m<sup>3</sup>**.

Dentro de la mano de obra se consideran 5 operadores y un supervisor, considerando el salario mínimo de la CDMX de acuerdo con el DOF de la nación (\$102.86 pesos MN), generando un gasto mensual de **\$ 18,515.00**

De acuerdo con Peters and Timmerhaus el costo del mantenimiento es el 5% de los gastos de operación anuales. En la siguiente tabla (3.20) se muestra el resumen de los gastos mensuales y los gastos anuales que generaría la operación de la planta.

**Tabla 3.22 Resumen de gastos de operación mensuales y anuales de la operación de la planta.**

Costos De Operación	Costo mensual	Costo anual
Escoria	\$69.00	\$ 828.00
Transporte	\$3,240	\$ 38,880.00
Tamizado	\$1,327	\$ 15,924.00
Mano de obra	\$18,515	\$ 222,177.60
Energía eléctrica	\$20,160	\$ 241,920.00
Mantenimiento	\$2,415	\$ 28,983.00
<b>Total</b>	<b>\$45,726</b>	<b>\$ 548,712.60</b>

Con los costos anteriores se determinó el costo por m<sup>3</sup> de agua utilizando esta tecnología, para una dotación de 693,792 m<sup>3</sup> de agua al año, considerando diferir a 15 años la inversión total inicial:

**Tabla 3.23 Costo unitario por m<sup>3</sup> de agua tratada**

Concepto	
Costo de inversión (a 15 años)	\$ 747,195.14
Costos de operación anuales	\$ 548,712.60
Volumen de agua tratada al año (m3)	693,792
Costo por cada m <sup>3</sup>	<b>\$ 1.87</b>



Las tarifas de agua potable son fijadas por cada municipio dependiendo de lo que la legislación de cada entidad federativa establezca, para Tula de Allende, el precio es de \$7.50 pesos/m<sup>3</sup> y en Pachuca de Soto es de \$35.27 pesos/m<sup>3</sup> (CONAGUA, 2017); el costo por tratar agua mediante el uso de un sistema de columnas empacadas con escorias metalúrgicas es **de \$1.87 pesos/m<sup>3</sup>**, siendo un precio muy por debajo del pagado actualmente en esta entidad, ofreciendo el beneficio de la remoción simultánea de dos contaminantes, por lo que podría ser posible la implementación de esta tecnología como una alternativa para la potabilización del agua. La estimación económica presentada, es una estimación de Clase 5 de acuerdo con la Association for the Advancement of Cost Engineering (<http://www.aacei.org>), la cual se realizó partiendo de información limitada y de la capacidad de operación de una planta, permitiendo conocer de manera general si es viable o no este tipo de proyecto y a partir de ello añadir mayor precisión.

### 3.4.2. Evaluación técnica y económica del uso de la escoria para la remoción de As y F

En este apartado para hacer la evaluación económica se calcula el Costo Anual Equivalente a partir de lo establecido en "Lineamientos para la Elaboración y Presentación de los Análisis Costo y Beneficio de los Programas y Proyectos de Inversión" publicados en el Diario Oficial de La Federación del Lunes 30 de diciembre de 2013 (Segunda Sección) para la evaluación de proyectos de inversión, en el Anexo G se presenta el detalle del cálculo para la tecnología propuesta.

**Tabla 3.24 Costo Anual Equivalente de la tecnología propuesta**

Años de operación	Costo de inversión	Costo de operación	VPC	CAE
15	\$11,207,927.16	\$418,801.56	\$ 15,381,478.82	\$ 2,022,261.12

En la tabla anterior se muestra el valor calculado para el Costo Anual Equivalente (CAE) empleando columnas industriales empacadas con escorias de la industria del acero para la remoción simultánea de arsénico y flúor en el caso de estudio del pozo El Muhí, dicho valor permite la comparación entre proyectos que ofrecen los mismos beneficios, pero tienen costos muy diferentes. Dentro de este estudio se comparan la nanofiltración y la filtración directa para la remoción de arsénico y flúor (Martín, 2017), a continuación, se presentan los costos de inversión de cada una de las tecnologías y el costo por m<sup>3</sup> de agua tratada.

Tabla 3.25 Costo Anual Equivalente de sistemas de remoción de arsénico y flúor.

Tecnología de remoción	Costo de inversión (\$)	Costo de operación anual (\$)	\$/m <sup>3</sup> de agua tratada	CAE
Nanofiltración	\$ 45,255,150.00	\$ 15,402,275.79	5.10	\$ 21,352,141.28
Columnas con escorias	\$ 11,207,927.16	\$418,801.56	1.87	\$1,892,350.08

Realizando una comparación entre estas tecnologías a partir del CAE, considerando que en ambos casos se tratarían anualmente 693,792 m<sup>3</sup> del pozo el Muhí, se obtiene que la remoción con columnas empacadas con escoria metalúrgica resulta una mejor alternativa respecto a la nanofiltración teniendo el menor valor.

Asimismo, para complementar la selección de esta tecnología se empleó un Método de Decisión Multicriterio que considera diferentes aspectos dentro de los parámetros técnicos y económicos, que a su vez permite tomar una decisión cuando se comparan tecnologías. En la tabla 3.26 se muestran los puntos a considerar en cada parámetro para este trabajo.

Tabla 3.26 Parámetros técnicos y de operación para seleccionar tecnologías de remoción

Parámetros técnicos	Parámetros de operación
<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Eficiencia de remoción del contaminante</li> <li>▪ Facilidad de operación del sistema</li> <li>▪ Consumo de reactivos</li> <li>▪ Consumo de energía eléctrica</li> <li>▪ Generación de residuos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Estabilidad del sistema en operación continua</li> <li>▪ Cantidad de espacio requerido</li> <li>▪ Facilidad de acoplamiento a la infraestructura existente</li> </ul>

Para cada uno de los criterios anteriores se puede establecer una ponderación o porcentaje que permita tomar una decisión de acuerdo con los valores asignados. En particular para este estudio se ha decidido dar un peso de 60% a la parte técnica y de 40% a la parte económica como se muestra a continuación:

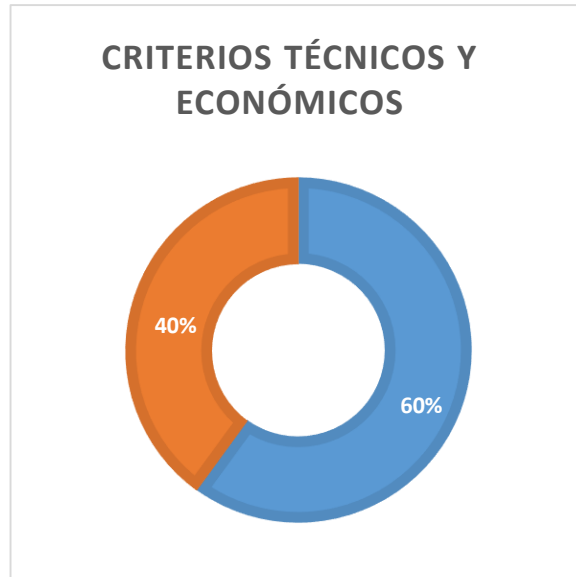


Figura 3.7 Porcentajes de criterios técnicos y económicos

De igual manera, cada uno de estos criterios puede tener subcriterios con diferentes ponderaciones tanto para la parte técnica como la económica (Tablas 3.27 y 3.28).

Tabla 3.27 Subcriterios técnicos considerados para la remoción simultánea de As y F mediante escorias metalúrgicas de la industria del acero.

Criterios Técnicos		Ponderación particular
T1	Concentración residual de As por debajo de la norma de agua potable	20%
T2	Concentración residual de F por debajo de la norma de agua potable	20%
T3	Ahorro en pretratamientos	5%
T4	Facilidad de operación de la tecnología	10%
T5	Consumo de reactivos	10%
T6	Consumo de energía económico	10%
T7	Generación de residuos	10%
T8	Disponibilidad en México del material para remoción	15%
		<b>Total: 100%</b>

Tabla 3.28 Subcriterios económicos considerados para la remoción simultánea de As y F mediante escorias metalúrgicas de la industria del acero.

Criterios Económicos		Ponderación particular
E1	Costos de inversión	35%
E2	Costos de operación	25%
E3	Costo unitario de tratamiento por m3 de agua	40%
		<b>Total: 100%</b>

Considerando los puntajes anteriores se realizó una Matriz de Decisión Multicriterio para realizar la comparación con otras tecnologías ampliamente empleadas para la remoción de arsénico y flúor en agua, con el objetivo de determinar qué tecnología brinda una mejor solución de acuerdo las ponderaciones asignadas dentro de los subcriterios técnicos y económicos. Las tecnologías seleccionadas para comparar con las columnas empacadas con escorias fueron la nanofiltración, que fue comparada previamente con mediante el CAE y se añadió para esta evaluación la coagulación. Aunque la coagulación en línea con sales de hierro no es completamente eficiente para remover simultáneamente As y F, se seleccionó debido a que es una de las tecnologías más utilizadas para tratar aguas subterráneas contaminadas con arsénico.

Dentro de la matriz multicriterio, a cada parámetro a evaluar se le asignó una calificación, de la siguiente manera:

**5 = Cumple satisfactoriamente**

**3 = Cumple medianamente**

**1 = Insatisfactorio**

Las calificaciones anteriores son consideradas como el valor **A** en la matriz, donde el valor de 5 corresponde a la mejor calificación. Posteriormente, se calcula el valor **B** o calificación total máxima para cada uno de los parámetros técnicos considerados para las tres tecnologías evaluadas:

$$B = A_{max} * \sum n_i = (A_{max} \cdot n_{sc})$$

Donde:

$A_{max}$  = Calificación máxima de cada parámetro

$n_{sc}$  = número total de subcriterios técnicos o económicos

A continuación, se determina el valor de **C** o calificación parcial ponderada, que se obtiene de multiplicar la calificación "A" por el % de ponderación de cada subcriterio y el resultado del producto se divide entre el valor de B.

$$C = (A * \% \text{ ponderación del parámetro}) / B$$

Donde:

- A, Calificación asignada para cada parámetro.
- B, Calificación total máxima para cada uno de los parámetros
- C<sub>n</sub>, Calificación parcial ponderada.

Finalmente, se obtiene el valor de **D** o **prefactibilidad técnica de cada parámetro**, que se obtuvo de multiplicar C por el peso asignado para la Prefactibilidad Técnica (60%) y la Prefactibilidad Económica (40%), y por el número de parámetros que se están evaluando en cada uno. En la Tabla 3.27 se muestra la matriz de decisión multicriterio con las calificaciones dadas a los subcriterios técnicos.

**Tabla 3.29 Matriz de Decisión Multicriterio de criterios técnicos de remoción simultánea de As y F.**

Criterios técnicos		Ponderación	Calificación		
			Columnas	Nanofiltración	Coagulación
T1	Concentración residual de As por debajo de la norma de agua potable*	20%	5	5	5
T2	Concentración residual de F por debajo de la norma de agua potable*	20%	5	3	1
T3	Ahorro de pretratamiento	5%	5	5	5
T4	Facilidad de operación de la tecnología	10%	5	3	5
T5	Consumo de reactivos adicionales	10%	5	5	3
T6	Consumo de energía económico	10%	5	3	5
T7	Generación de residuos	10%	3	5	3
T8	Disponibilidad en México del material para remoción	15%	5	3	5

En la evaluación técnica, el máximo valor de **A** es 5 y el número de parámetros es igual a ocho. El valor de **B** se calculó como se muestra a continuación:

$$B = A_{max} * \sum n_i = (A_{max} \cdot n_{toe}) = (5 * 8) = 40$$

La Tabla 3.30 presenta los valores calculados para C (Calificación Parcial Ponderada) de cada criterio técnico para las tres tecnologías evaluadas.

**Tabla 3.30 Resultados de la Calificación Parcial Ponderada de los subcriterios técnicos.**

Criterios	Columnas empacadas con escorias	Nanofiltración	Coagulación
T1	0.025	0.025	0.025
T2	0.025	0.015	0.005
T3	0.00625	0.00625	0.00625
T4	0.0125	0.0075	0.0125
T5	0.0125	0.0125	0.0075
T6	0.0125	0.0075	0.0125
T7	0.0075	0.0125	0.0075
T8	0.01875	0.01125	0.01875

Se determinó la Prefactibilidad Técnica de cada sistema de tratamiento calculando **D** de la siguiente manera:

$$D = (C * \% \text{ ponderación de la prefactibilidad Técnica}) * \text{No. De variables}$$

Los resultados de la evaluación técnica quedaron como se presenta en la tabla 3.31. Donde la remoción simultánea de arsénico y flúor mediante columnas empacadas con escorias metalurgias presenta el porcentaje más alto respecto de las otras dos tecnologías propuestas en la evaluación, siendo los criterios de mayor peso: efluentes que cumplan con la norma de agua potable tanto para arsénico como para flúor, seguido de la disponibilidad de materiales para la remoción simultánea de estos contaminantes.

Tabla 3.31 Prefactibilidad Técnica de la remoción simultánea de arsénico y flúor mediante diferentes tecnologías.

Criterios	Columnas empacadas con escorias	Nanofiltración	Coagulación
T1	12	12	12
T2	12	7.2	2.4
T3	3	3	3
T4	6	3.6	6
T5	6	6	3.6
T6	6	3.6	6
T7	3.6	6	3.6
T8	9	5.4	9
<b>TOTAL</b>	<b>57.6</b>	<b>46.8</b>	<b>45.6</b>

De acuerdo con las consideraciones de cada experto, los subcriterios técnicos que tienen un mayor peso son las concentraciones residuales de los contaminantes, la disponibilidad del material para la remoción, seguido de la facilidad de operación, el consumo de energía y reactivos, la cantidad de equipos empleada y la generación de residuos. Los resultados muestran que tanto la nanofiltración como la coagulación no tienen un buen puntaje respecto a la remoción del flúor en simultáneo con el arsénico, para las tres tecnologías la cantidad empleada de equipos tiene un valor intermedio, siendo no muy relevante el uso de uno o más equipos en la operación de estos sistemas.

En cuanto a la facilidad de operación, todas recibieron la misma calificación, lo que indica que los tres casos son sencillos para operarse. El consumo de reactivos recibe una mejor puntuación para las columnas operadas con escorias, ya que no se requiere durante la operación el uso de reactivos para controlar el pH, siendo un considerable ahorro en insumos a diferencia de la coagulación, la cual tiene grandes consumos de reactivos. El consumo energético fue evaluado de la misma manera para las tres tecnologías.

La generación de residuos tiene una baja calificación para la coagulación al generar mayor cantidad de residuos en comparación con las otras dos tecnologías y en particular en el uso de escorias, estas pueden estabilizarse y ser reutilizadas para la reparación de caminos y carreteras como estabilizador de suelo sin que se corra el riesgo de una lixiviación de los contaminantes (Mercado, 2012). Respecto a la disponibilidad del material para la remoción las escorias presentan la mayor ventaja al tratarse de un subproducto ampliamente producido en el país y bastante económico (\$46.00/tonelada), la nanofiltración representa altos costos en las membranas y no todas son producidas en el país lo que

resulta en importación de materiales, mientras que la coagulación también dispone de amplia variedad para la obtención de materiales comerciales.

Siguiendo el método anterior se realizó la evaluación económica con los subcriterios y ponderaciones mostrados en la Tabla 3.32, obteniéndose la matriz que se muestra a continuación.

**Tabla 3.32 Matriz de Decisión Multicriterio de criterios económicos entre tres tecnologías para la remoción simultánea de As y F.**

Criterios Económicos		Ponderación	Calificaciones		
			Columnas	Nanofiltración	Coagulación
E1	Costos de inversión	35%	5	3	5
E2	Costos de operación	25%	5	3	5
E3	Costo de m3 de agua	40%	5	3	5

Al igual que en la evaluación técnica, el máximo valor de **A** es 5 para la evaluación económica y el número de subcriterios considerados son tres. El valor de **B** se calculó como se muestra:

$$B = A_{max} * \sum n_i = (A_{max} \cdot n_{sc}) = (5 * 3) = 15$$

Donde:

$A_{max}$  = Calificación máxima de cada parámetro

$n_{sc}$  = número total de parámetros técnicos o económicos

Los valores obtenidos para el valor calculado de C (Calificación Parcial Ponderada de subcriterios económicos) se muestran en la Tabla 3.33, así como los valores calculados para D para la Prefactibilidad Económica en la Tabla 3.34.



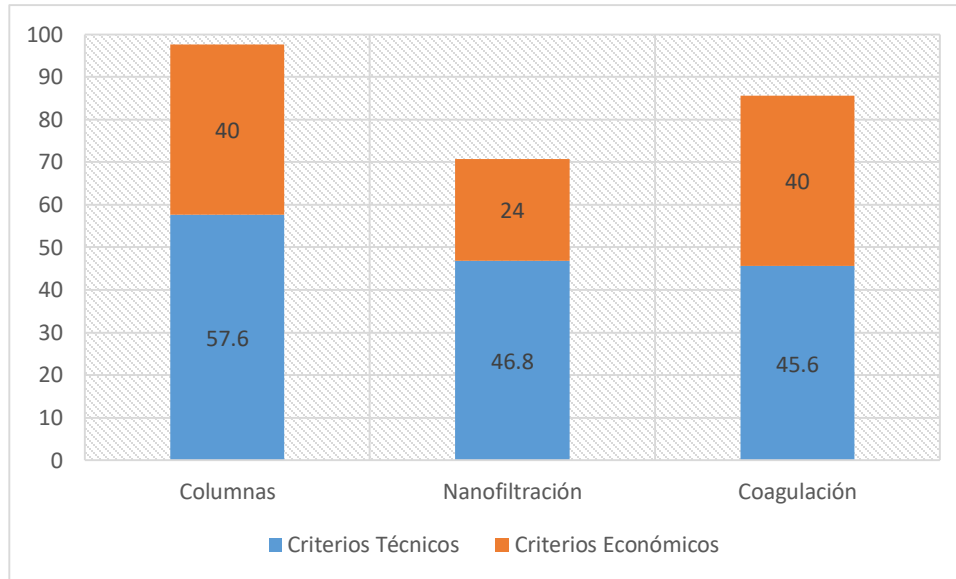
Tabla 3.33 Resultados de la Calificación Parcial Ponderada de los subcriterios económicos.

Criterios	Columnas empacadas con escorias	Nanofiltración	Coagulación
E1	0.117	0.070	0.117
E2	0.083	0.050	0.083
E3	0.133	0.080	0.133

Tabla 3.34 Prefactibilidad Económica de la remoción simultánea de arsénico y flúor mediante diferentes tecnologías.

Criterios	Columnas empacadas con escorias	Nanofiltración	Coagulación
E1	14	8.4	14
E2	10	6	10
E3	16	9.6	16
<b>TOTAL</b>	<b>40</b>	<b>24</b>	<b>40</b>

El subcriterio de mayor relevancia y peso para la evaluación, fue el costo/m<sup>3</sup> de agua tratada que ofrece cada tecnología, siendo la mejor calificada la coagulación por ofrecer los costos más bajos en comparación con la tecnología propuesta en este trabajo y la nanofiltración; sin embargo, las columnas empacadas con escorias presentan el beneficio de remover simultáneamente dos contaminantes y tener un costo muy cercano al que actualmente se paga. La inversión es el segundo criterio de mayor importancia siendo la nanofiltración el más costoso y quedando las otras dos tecnologías en igualdad de comparación.



**Figura 3.8** Resumen de porcentajes obtenidos en cada criterio para las tecnologías comparadas

Considerando los resultados anteriores se tiene que la tecnología de columnas empacadas con escorias metalúrgicas presenta el mayor puntaje de los criterios técnicos y el segundo mejor puntaje de los criterios económicos, teniendo una calificación de 97.6% total, siendo superior a la nanofiltración (70.8%) y a la coagulación (85.6%), lo que contribuye a sustentar la viabilidad y uso de esta tecnología para la remoción simultánea de arsénico y flúor.

De igual modo que para la comparación de tecnologías, se realizó una consulta de expertos basada en el Método Delphi para justificar y demostrar por qué las escorias son una excelente alternativa en aplicaciones ambientales para la remoción de contaminantes en el agua, ofreciendo la revalorización de un subproducto industrial.

Como se mencionó anteriormente, se eligió a la Escoria 1 como el mejor material para la remoción simultánea de los contaminantes, como complemento para sustentar esta elección se utilizó un método de análisis multicriterio. Para ello se eligió el Método Delphi, el cual busca acercarse al consenso de un grupo de expertos con base en el análisis y la reflexión de un problema definido usualmente mediante un cuestionario basado en los criterios más importantes de la situación a tratar, en este caso las características que determinan qué material es el más adecuado para la remoción de un contaminante en agua.

Se elaboró un cuestionario para consultar a expertos en el área de tratamiento de agua y remoción de contaminantes, algunos especializados en remoción de arsénico en agua subterránea.

Considerando que se requiere un material que remueva simultáneamente arsénico y flúor, además de que sería evaluado en un sistema piloto, se tomaron como criterios de importancia los siguientes:

- Composición del material: que la composición química del material sea abundante de Fe y Ca, elementos ampliamente reportados para la remoción de arsénico y flúor.
- Capacidad de remoción: que el material permita el mayor porcentaje de remoción de ambos contaminantes o en su defecto un porcentaje de remoción que cumpla con lo establecido en las normas para agua potable.
- Costo: es importante que se trate de un material económico para su uso en grandes volúmenes.
- Obtención del material: es necesario conocer el origen del material, ya sea que se trate de un residuo, que sea elaborado a partir de determinadas materias primas o que obtenga directamente de la naturaleza y requiera o no un pretratamiento para su uso; lo anterior está directamente relacionado con el costo.
- Granulometría: este parámetro es importante al trabajar un sistema de columnas piloto, es necesario saber qué tamaño de partícula permite mayores remociones.

En la Tabla 3.35 se observan los resultados de la ponderación otorgada por cada experto a los diferentes criterios en una escala de 100 puntos, en el Anexo F se encuentra el formato que se usó para esta evaluación.

Se calificó el orden de importancia del 1 al 5, donde el 5 es el criterio de mayor importancia y el 1 el de menor importancia de acuerdo con la experiencia de cada evaluador.

**Tabla 3.35 Ponderación de criterios técnicos por expertos.**

Criterios	EXPERTOS				PESO	% sobre 100
	E1	E2	E3	TOTAL		
Composición	4	4	1	9	0.200	20
Capacidad de remoción	5	5	5	15	0.333	33.33
Costo de material	3	3	4	10	0.222	22.22
Obtención de material	2	1	3	6	0.133	13.33
Granulometría	1	2	2	5	0.111	11.11
<b>Total</b>	15	15	15	<b>45</b>	1.000	100

- De un total de 100 puntos de cinco criterios, el mayor peso dado por los expertos es del 33.3% para la capacidad de remoción que es el criterio que gobierna respecto a los demás, seguido del

costo, la composición, la obtención y al final la granulometría. A su vez cada criterio fue dividido en subcriterios para determinar el peso que cada uno tiene al hacer la elección de un material como se observa en la Tabla 3.36.

**Tabla 3.36 Ponderación de subcriterios por expertos.**

Criterios	Subcriterios	EXPERTOS				TOTAL	PESO	%
		E1	E2	E3				
Composición	% hierro	3	3	2	8	0.10	9.88	
	% calcio	2	2	3	7	0.09	8.64	
	% otros	1	1	1	3	0.04	3.70	
Capacidad de remoción	Arsénico	2	2	1	5	0.06	6.17	
	Flúor	1	1	2	4	0.05	4.94	
Costo de material	Costo de compra	3	3	3	9	0.11	11.11	
	Transportación	2	1	2	5	0.06	6.17	
	Almacenamiento	1	2	1	4	0.05	4.94	
Obtención de material	Natural	3	3	3	9	0.11	11.11	
	Sintético	2	2	1	5	0.06	6.17	
	Pretratamiento	1	1	2	4	0.05	4.94	
Granulometría	0.1 - 0.4 mm	1	1	1	3	0.04	3.70	
	0.5 - 1 mm	2	2	2	6	0.07	7.41	
	1.5 - 2 mm	3	3	3	9	0.11	11.11	
	<b>Total</b>	27	27	27	<b>81</b>	1.000	100.000	

Dentro de la composición, se incorporaron los subcriterios de porcentaje de hierro, calcio y otros elementos en el material para que, de acuerdo con su experiencia, cada evaluador determinara el orden de importancia de estos para una remoción simultánea de As y F. respecto a la capacidad de remoción se solicitó indicar que contaminante tiene mayor importancia para ser removido. En el costo de material se consideró no solamente el precio como tal del producto sino los costos asociados como serían la transportación y el almacenamiento.

También es importante valorar dentro de la obtención del material su origen ya que como se mencionó anteriormente, de este dependerán también los costos y la facilidad de su adquisición. Respecto a la granulometría se presentaron 3 rangos de tamaño de partícula, de los más reportados en literatura para la remoción de arsénico o flúor en sistemas piloto con la finalidad de orientarse para elegir el tamaño más adecuado a emplear de acuerdo con lo que los expertos ya han utilizado o conocen cual es más funcional.

Con base en lo anterior, se puede corroborar que la Escoria 1 es el mejor material a emplear, debido a que respecto de las demás escorias, es la que presenta los mayores porcentajes de remoción para

ambos contaminantes, tiene un bajo costo al tratarse de un subproducto, su composición es primordialmente Fe y Ca; es de fácil obtención ya que se produce en grande volúmenes y que no requiere ningún tipo de pretratamiento para su uso, lo cual representa un ahorro de costos dentro del proceso.

## 4. CONCLUSIONES

En este trabajo, se determinó que las escorias metalúrgicas de la industria del acero presentaron una prefactibilidad técnico-económica aceptable para la remoción simultánea de arsénico y flúor presentes en agua.

De manera particular se puede concluir:

- ❖ Con base en los resultados de los análisis de caracterización y las pruebas exploratorias de remoción, las escorias con altos contenidos de hierro y calcio demostraron mejores eficiencias de remoción de arsénico y flúor de manera individual. Sin embargo, para la remoción simultánea fue la Escoria 1, que presentó un 64% de composición en contenidos de hierro y alto contenido en calcio en fases amorfas, la que permitió obtener remociones de hasta un 98% para arsénico, lográndose concentraciones residuales de este contaminante inferiores a los límites máximos permisibles de la NOM-127-SSA1-1997; mientras que, para el flúor, las remociones alcanzaron valores de 92% y los contenidos residuales también cumplen el valor límite de la norma para agua potable.
  
- ❖ Con base en las pruebas de remoción simultánea de As y F realizadas en columnas piloto, se determinaron los parámetros de diseño de columnas industriales empacadas con el material seleccionado de los nueve evaluados, para un caso de estudio. Se calculó que se requerirían cuatro columnas en serie de 1.25 m de lecho empacado de escoria con un diámetro de 0.82 m, para tratar 693,792 m<sup>3</sup> de agua anualmente utilizándose 1.2 ton mensuales de escoria; revalorizando un subproducto del que se obtienen 6.2 millones de toneladas anuales, en el tratamiento de aguas contaminadas con arsénico y flúor tanto de manera individual como simultánea.
  
- ❖ De acuerdo con los datos de la estimación de la prefactibilidad técnico-económica para este sistema de tratamiento, así como en un análisis multicriterio, se determinó que es aceptable el uso de la Escoria 1 para la remoción de As y F. El costo para el proceso propuesto utilizando escorias metalúrgicas, para potabilizar un metro cúbico de agua es de \$1.87 pesos. Esto indica que podría ser viable su implementación en casos reales, al comparar su costo respecto a otros procesos y a que ofrece remover simultáneamente los dos contaminantes, brindando beneficios sociales, económicos y ambientales.

## **5. RECOMENDACIONES**

- ❖ Es recomendable evaluar el efecto que tienen otros iones presentes en aguas subterráneas, como los fosfatos y los iones calcio, sobre la eficiencia de remoción de As y F por las escorias metalúrgicas.
- ❖ Es importante profundizar en el mecanismo de reacción imperante en el proceso.
- ❖ Se recomienda realizar a la escoria usada un análisis CRETIB (corrosivo, reactivo, explosivo, tóxico, inflamable y biológicos infeccioso) o CRETIP (la P es por patógeno, el cual es considerado sinónimo de biológico), con base en la norma NOM-052-SEMARNAT-2005, para determinar si debe ser manejado, estabilizado y confinado como un residuo peligroso, o en caso de que no lo sea, se realice un estudio para evaluar opciones para su aprovechamiento o valoración en otras opciones.

## 6. REFERENCIAS

1. Abdul K., Jayasinghe S., Chandana E., Jayasumana C., De Silva M. (2015) Arsenic and human health effects: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. Vol. 40, Issue 3, Novembre, pp 828-846.
2. Adsorb (2003) Carbon adsorption predictions. User manual. P&I Design Limites. Gladstone Industrial State.
3. Affam, A., Wong, C., Seyam, M., Matt, C.A.A., Sumbai, A., Evuti, A. (2018) Preparation, characterization and adsorption study of granular activated carbon/iron oxide composite for the removal of boron and organics from wastewater. International Conference on Civil & Environmental Engineering, vol.34.
4. Armienta, M. A., Rodríguez, R. 1996. Arsénico en el Valle de Zimapán (México), Problemática ambiental. *Mapfre seguridad* 63, 33-43.
5. Armienta, M. A. Arsénico en México: Origen e implicaciones ambientales, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geofísica, 1pp.
6. Aragón – Sulik M., Escolero – fuentes O., Navarro – Mendoza S., Ortiz – Guzmán M. (2015) Distribución de arsénico en acuíferos de los Valles Centrales de Oaxaca, México. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*. 36(1): 102 – 110 pp.
7. Ayoob S., Gupta A. (2006) Fluoride in drinking water: a review on the status and stress effects *Ctit Rev. Env. Sci. Tec.*,36(6), pp.433-487.
8. Ahmed, M.F., (2001). An overview of arsenic removal technologies in Bangladesh and India. Technologies for arsenic removal from drinking water. In: International Workshop on Technologies for Arsenic Removal from Drinking Water Organized by Bangladesh University of Engineering and Technology (BUET), Dhaka. Bangladesh and the United Nations University (UNU), Tokyo, Japan, pp. 251e269.
9. Armenante P. (2014) Adsorption with granular activated carbon (GAC). Newark College of Engineering. Chemical, Biological and Pharmaceutical Engineering. New Jersey Institute of Technology.
10. Asif, Z. & Chen, Z. *Appl Water Sci* (2017) 7: 1449. <https://doi.org/10.1007/s13201-015-0323-x>.
11. Barca, C., Gerente, C., Meyer, D., Chazarenc, F., Andres, (2012). Phosphate removal from synthetic and real wastewater using steel slags produced in Europe. *Water Res.* 46, 2376–2384.
12. Bibi S., Farooqi A. Hussain K., Haider N. (2015) Evaluation of industrial based adsorbents for simultaneous removal of arsenic and fluoride from drinking water. *Journal of Cleaner Production*. 87:882–896.
13. Bijoy Kar 9 & Adreesh Mukherjee10 & Manoj Kumar 11 *Hydrogeol J* (2017) 25:1165–1181 DOI 10.1007/s10040-017-1556-6



14. Bonilla-Petriciolet, Adrián, Mendoza-Castillo, Didilia Ileana, Reynel-Ávila, Hilda Elizabeth, Adsorption Processes for water treatment and Purification, Springer International Publishing, 10.1007/978-3-319-58136-1, XIV, 256.
15. Brion-Roby R., Gagnon J., Deschêne J.S., Chabot B. (2018), Investigation of fixed bed adsorption column operation parameters using chitosan material for treatment of arsenate contaminated water. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6, Vol. 6, 505-511 pp.
16. Campos, V. 2003. Estudio de un método alternativo para la purificación de arsénico en agua. *Revista de la sociedad química de México* 47, 283-286.
17. CANACERO (2017) <http://www.canacero.org.mx/Es/acero-en-cifras.html>. Consultado: 11.05.17
18. Castro de Esperanza, M. L. 2006. Remoción del arsénico en el agua para bebida y biorremediación de suelos. International Congress, Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America.
19. Chang, Y-Y., Song, K-H., Yang, J-K. 2008. Removal of As(III) in a column reactor paced with iron-coated sand and manganese-coated sand. *Journal of Hazardous Materials* 150, 565-572.
20. Chaudhary, M., Maiti, A. (2019) Defluoridation by highly efficient calcium hydroxide nanorods from synthetic and industrial wastewater. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. Vol.561, 79-88 pp.
21. Chen, F., Wu, F., Parvez, A., Ahmed, M., Eunos, T., R. McClintock, T. I. Patwary, T. Islam, A. K. Ghosal, S. Islam, R. Hasan, D. Levy, G. Sarwar, V. Slavkovich, A. van Geen, J. H. Graziano, H. Ahsan (2013) Arsenic exposure from drinking water and QT-interval prolongation: results from the Health Effects of Arsenic Longitudinal Study. *Environ. Health Perspect.*, 121 (2013), pp. 427-432
22. Chen J.W., Buege J.A., Cunningham F.L., Northam J.I. (1968) Scale up of a column adsorption process by computer simulation. *I&EC Process Design and Development*. Vol. 7, No.1.
23. Chen N., Zhang Z., Feng C., Li M., Chen R., Sugiura N. (2011) Investigations on the batch and fixed-bed column performance of fluoride adsorption by Kanuma mud. *Desalination*; vol. 268, 76-82 pp.
24. CONAGUA (2007), Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento.
25. Crittenden J.C., Weber W.J. (1978) PREDICTIVE Model for design of fixed-bed adsorbers: parameter estimation and model development. *J. Envir. Engng. Div. Am. Soc. Civ. Engng.* Vol. 104, pp 185.
26. Crittenden, J.C., Trussell, R.R., Hand, D.W., Howe, K.J., Tchobanoglous, G. (2005). Adsorption. In *MWH Water Treatment: Principles and Design*, 2nd ed. pp. 1245–1357.
27. Czech, B., Hojamberdiev, M., Bogusz, A. (2018). Impact of thermal treatment of calcium silicate-rich slag on the removal of cadmium from aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*. Vol.200, 369-379 pp.

28. Dai, L., Zhu, W., Tan, F., Zhu, N., Zhou, Q., He, M., Hu, G. (2018) Calcium-rich biochar from crab shell: An unexpected super adsorbent for dye removal. *Bioresource Technology*. Vol. 267, 510-516 pp.
29. Daud, A.M., Gülh, Uwe. (2016) *Project Management in practice. A Guideline and Toolbox for Successful Projects*. Springer. Germany, 46-52pp.
30. Del Razo, L. M., Arellano, M. A., Cebrián, M. E. 2002. The oxidation states of arsenic in well-water from a chronic arsenicism area of the northern Mexico. *Environ. Pollut* 64,143 -153.
31. Delorme, F., Seron, A., Gautier, A., Cruzet, C., 2007. Comparison of the fluoride, arsenate and nitrate anions water depollution potential of a calcined quintinite, a layered double hydroxide compound. *J. Mater. Sci.* 42, 57995804.
32. Díaz-Caravantes RE, Duarte-Tagles H, Durazo-Gálvez FM. (2016) Amenazas para la salud en el Río Sonora: análisis exploratorio de la calidad del agua reportada en la base de datos oficial de México. *Rev Univ Ind Santander Salud.* 48(1): 91-96. DOI: <http://dx.doi.org/10.18273/revsal.v48n1-2016010>.
33. Dimitrova, S.V., (2002) Use of granular slag columns for lead removal. *Water Res.* 36,4001-4008 pp.
34. Douglas G.B., Wendling L.A., Coleman S. (2012) Productive use of steelmaking by-product in environmental applications – II: Leachate geochemistry, ecotoxicity and environmental radioactivity. *Minerals Engineering*, Vol. 39, pp. 219-227.
35. Durán-Pilotzi A. (2003) Evaluación del proceso de adsorción con minicolumnas de carbón activado (Método RSSCT) para remover 2-metilisoborneol (MIB) en aguas naturales. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis para obtener el título de maestro en ingeniería ambiental.
36. EPA, Environmental Research Foundation (2014) Evaluation of available Scale-Up approaches for the design of GAC contactor. Water Research Foundation.
37. Farmany, S.S. Mortazavi, H. Mahdavi Ultrasound-assisted synthesis of Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/SiO<sub>2</sub> core/shell with enhanced adsorption capacity for diazinon removal *Journal of Magnetism and Magnetic.*
38. Fiorilli, S., Rivoira, L., Appendini, M., Bruzzoniti, M., Coisson, M., Onida, B. (2017) Iron oxide inside SBA-15 modified with amino groups as reusable adsorbent for highly efficient removal of glyphosate from water. *Applied Surface Science*, vol.411, 457-465 pp.
39. García-Sánchez J.J., Solache M., Martínez V., Enciso R., Arteaga N.V., Ojeda M.C., Rodríguez I. (2016) Experimental study of the adsorption of fluoride by modified magnetite using continuous flow system and numerical simulation. *Process Safety and Environmental Protection*. Vol. 109, 130-139 pp.
40. Guan, X-H, Wang, J. Chusuei, C. C. 2008. Removal of arsenic from water using granular ferric hydroxide: macroscopic and microscopic studies. *Journal of Hazardous Materials* 156, 178 – 18pp.

41. Guissouma W., Hkami O., Al-Rajab A., Tarhouni J. (2017) Risk Assessment of fluoride exposure in drinking water of Tunisia. *Chemosphere*. Vol. 177, June, pp. 102-108 pp.
42. Groundwater arsenic contamination and its health effects in India Dipankar Chakraborti<sup>1</sup> & Mohammad Mahmudur Rahman<sup>1,2</sup> & Bhaskar Das <sup>1,3</sup> & Amit Chatterjee<sup>1</sup> & Dipankar Das<sup>1</sup> & Biswajit Nayak<sup>1</sup> & Arup Pal<sup>1</sup> & Uttam Kumar Chowdhury<sup>1</sup> & Sad Ahmed<sup>1</sup> & Bhajan Kumar Biswas<sup>1</sup> & Mrinal Kumar Sengupta<sup>1</sup> & Md. Amir Hossain<sup>1</sup> & Gautam Samanta<sup>1</sup> & M. M. Roy<sup>4</sup> & Rathindra Nath Dutta<sup>5</sup> & Khitish Chandra Saha<sup>6</sup> & Subhas Chandra Mukherjee<sup>7</sup> & Shyamapada Pati<sup>8</sup> & Probir.
43. Gahan, C.S., Cunha, M.L., Sandström, Å.. (2009) Comparative study on different steel slags as neutralising agent in bioleaching. *Hydrometallurgy* 95, pp.190–197.
44. Gautam, P.K. Gautam, S. Banerjee, S. Soni, S.K. Singh, M.C. Chattopadhyaya Removal of Ni (II) by magnetic nanoparticles *Journal of Molecular Liquids*, 204 (2015), pp. 60-69.
45. Huizar-Álvarez, R., Varela-González, G., Espinoza Jaramillo, M., (2014). Groundwater flow systems and fluoride content in the water of Tenextepango, Morelos, Mexico. *Rev. Mex. Cienc. Geol* 31, 238–247pp.
46. Hodaifa G., Driss-Alami S.B., Ochando-Pulido J.M., Víctor-Ortega M.D. (2014) Iron removal from liquid effluents by olive stones on adsorption column: breakthrough curves. *Ecological Engineering*. Vol 73, pp. 270-275. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.049>
47. Ibarra E.L. (1998) Estudio de la adsorción de fenol en columnas empacadas con resina XAD-2. Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis para obtener el grado de maestría en Ciencias Químicas. México D.F. 138pp.
48. Iconaru, S. L., Guégan, R., Popa, C., Motelica Heino, M., Steluta Ciobanu, C., Predoi, D. (2016). Magnetite (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) nanoparticles as adsorbents for As. *Applied Clay Science*, 134:128–135.
49. INEGI (2017) Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <https://www.inegi.org.mx/temas/estructura/>
50. Irigoyen-Camacho. M., García A., Mejía A., Huizar R. (2016) Nutritional status and dental fluorosis among schoolchildren in communities with different drinking water fluoride concentrations in a central region in Mexico. *Science of the Total Environment*. Vol. 541, No.15, pp. 512-519.
51. Jain, A. K., Gupta, V. K., Bhatnagar, A., Suhas. 2003. Utilization of industrial waste products as adsorbents for the removal of dyes. *Journal of Hazardous Materials B101*, 31- 42.
52. Jadhav S; Bringas E., Yadav G., Rathod V., Ortiz I., Marathe K. (2015) Arsenic and fluoride contaminated groundwaters: A review of current technologies for contaminants removal. *Journal of environmental Management*, 162 pp.306-325 pp.
53. Jung, K., Hwang, M., Jeong, T., Chau, D., Kim, K., Hong, K. (2016). Entrapment of powdered drinking water treatment residues in calcium-alginate beads for fluoride removal from actual industrial wastewater. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. Vol.39, 101-111 pp.

54. Kartien, E. O., Martin, C. 1995. An overview of arsenic removal processes. *Desalination* 103, 79-88 pp.
55. Kazi T.G., Braham K.D., Baig J.A., Afridi H.I. (2018) A new efficient indigenous material for simultaneous removal of fluoride and inorganic arsenic species from water. *Journal of Hazardous Materials*, Vol.357, 159-167pp.
56. Lakshmipathiraj, P. V., Narasimhan, B. R., Prabhakar, S., Bhaskar Raju, G. (2016). Adsorption studies of arsenic on Mn-substituted iron oxyhydroxide. *Journal of Colloid and Interface Science*, 304: 317–322.
57. Lallel, J., Han, C., Mohan. R., Dionysiou, D., Speth, T., Garland, J., Nadagouda, M., (2015) Removal Using Bayoxide E33 adsorp media. *Environmental Science. Water Research and Technology*, Vol. 1, 96-107 pp.
58. Lei, J., Peng, B., Liang, Y., Min, X., Chai, L., Ke, Y., You, Y. (2018). Effects of anions on calcium arsenate crystalline structure and arsenic stability. *Hydrometallurgy*. Vol.177, 123-131 pp.
59. Leist, M., Casey, R. J., Caridi, D. 2000. The management of arsenic wastes: problems and prospects. *Journal of Hazardous Materials B76*, 125-138 pp.
60. Li, Y., Zhu, Y., Zhu, Z., Zhang, X., Wang, D., & Xie, L. (2018). Fixed-bed column adsorption of arsenic(V) by porous composite of magnetite/hematite/carbon with eucalyptus wood microstructure. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 26(1), 38-56. <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1346513>
61. Litter, M. 2013. *El Arsénico en América Latina y el Caribe*. Universidad de Gral. San Martín Argentina, CONICET.
62. Litter, M.I., Morgada, M.E., Bundschuh, J., (2010) Possible treatments for arsenic removal in Latin American waters for human consumption. *Environ. Pollut.* 158,1105e1118.
63. Lin, S., Lu, D., Liu, Z.(2012) Removal of arsenic contaminants with magnetic  $\gamma$ -Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> nanoparticles. *Chemical Engineering Journal*, vol.211-212, 46-52 pp.
64. Mahieux, J. E. Aubert, and G. Escadeillas,(2009) "Utilization of weathered basic oxygen furnace slag in the production of hydraulic road binders," *Construction and Building Materials*, vol. 23, no. 2, pp. 742–747 pp.
65. Martín M.I., López F.A., López-Delgado A., Pérez C., Alguacil F.J. (2004) Posibilidades sobre uso de residuos de la industria del acero en eliminación de metales de efluentes líquidos. *Rev. Met. Madrid* 40, pp.324-328 pp.
66. Martín A. (2017) *Curso Adsorción*. Posgrado de Maestría y Doctorado en Ingeniería. Universidad Nacional Autónoma de México.
67. Madías J. (2015) *Reciclado de laminillo de laminación y colada continua*. Dossier Tecnológico, Empresa Metallon, Argentina. Pp 36-46 pp.

68. Mercado, B. B., 2013. Remoción de boro y arsénico presentes en altas concentraciones en agua mediante escorias metalúrgicas. Tesis para obtener el grado de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ingeniería, 93 pp.
69. Montiel – Cota A.M. (2012) Eliminación de flúor en agua potable utilizando zeolita natural. *Revista de Ciencias Biológicas y de la Salud. Universidad de Sonora.* 15(2):10 – 14.
70. Mundo, A. E., 2011. Remoción de arsénico en agua para consumo humano comparando la electrocoagulación-microfiltración con la coagulación química-microfiltración. Tesis para obtener el grado de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de ingeniería, 142 p.
71. Moctezuma, R. M., 2015. Modelo para la jerarquización y selección de proyectos de investigación y desarrollo tecnológico, Tesis para obtener el grado de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ingeniería, 126 p.
72. Mejía-González, M.A., González-Hita, L., Briones-Gallardo, R., Cardona-Benavides, A. y Soto-Navarro, P. (2014) Mecanismos que liberan arsénico al agua subterránea de la Comarca Lagunera, estados de Coahuila y Durango, México. *Tecnología y Ciencias del Agua.* 5 (1) :71-82.
73. Mendoza-Cano O, Sánchez-Piña RA, Barrón-Quintana J. (2017) Riesgos potenciales de salud por consumo de agua con arsénico en Colima, México. *Salud Pública México.* 59:34-40. <http://dx.doi.org/10.21149/8413>.
74. Morales –Arredondo I, Rodríguez I. (2016) Geological Differentiation of Groundwater Threshold Concentrations of Arsenic, Vanadium and Fluorine in El Bajío Guanajuatense, Mexico. *Geofísica Internacional.* 55(1):5 – 15.
75. Mohammed L, Goma, H., Ragab, D., Zhu, Z. (2017) Magnetic nanoparticles for environmental and biomedical applications: A review. *Particuology.* Vol..30, 7-14 pp.
76. Nikouei M., Oroujzadeh M., Mehdipour-Ataei S. (2017) The PROMETHEE multiple criteria decision making analysis for selecting the best membrane prepared from sulfonated poly(ether ketone)s and poly(ether sulfone)s for proton exchange membrane fuel cell. *Energy,* Vol 119, pp.77-85.
77. Navarro, C., Díaz, M., Villa-García, M.A., (2010) Physico-chemical characterization of steel slag. Study of Its Behavior Under Simulated Environmental Conditions: *Environmental Science and Technology* 44, 5383–5388.
78. Oh C., Rhee S., Oh M., Park J., (2012) Removal characteristics of As(III) and As(V) from acidic aqueous solution by steel making slag, *J. Hazard. Mater.* 213–214 147–155 pp.
79. OMS, Organización Mundial de la Salud, (2018) Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición.

80. Okewale, A.O., Igbokwe, P.K. and Babayemi, K.A. (2015) Design of Pilot Plant Packed Column for the Dehydration of Water from Ethanol-Water Mixtures. *Advances in Chemical Engineering and Science*, 5, 152-157. <http://dx.doi.org/10.4236/aces.2015.52016>
81. Paudyal, H., Inoue, K., Kawakita, H. et al. J (2018) Removal of fluoride by effectively using spent cation exchange resin. *Mater Cycles Waste Manag.* 20: 975. <https://doi.org/10.1007/s10163-017-0659-4>
82. Prieto García, O.A. Acevedo Sandoval, F. Pérez Moreno, J. Prieto Méndez y R.A. Canales Flores (2016) Arsenic contamination in groundwater in Zimapan, Hidalgo, Mexico. *Desalination and Water Treatment*. 57:28, 13038-13047, DOI 10.1080/19443994.2015.1055307.
83. Piatak N., Parsons M., Seal R. (2015) Characteristics and environment aspects of slag: A review. *Applied Geochemistry*. Vol 57, June, pp.236-266.
84. Petkova V. (1999) Estudio piloto para la remoción del arsénico, Estado de Hidalgo, México. *Ingeniería Hidráulica ne México*. Vol.XIV, No.3, pp.65-77.
85. Peters, Timmerhaus, *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*, 5th edition.
86. Qian, D. D. Sun, J. H. Tay, and Z. Y. Lai,(2012) "Hydrothermal reaction and autoclave stability of Mg bearing RO phase in steel slag," *British Ceramic Transactions*, vol. 101, no. 4, pp. 159–164 pp.
87. Rathore V.K., Dohare D.K., Mondal P. (2016) Competitive adsorption between arsenic and fluoride from binary mixture on chemically treated laterite. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, Vol. 4, 2417-2430 pp. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2016.04.017>
88. Roy S., Das P., Sengupta S., Manna S. (2017) Calcium impregnated activated charcoal: optimization and efficiency for the treatment of Fluoride containing solution in batch and fixed bed reactor. *Process Safety and Environmental Protection*, vol. 109,18-29pp.
89. Sandoval M.A., Fuentes R., Nava J.L., Coreño O., Li Y., Hernández J. (2019) Simultaneous removal of Fluoride and arsenic from groundwater by electrocoagulation using a filter-press flow reactor with a three-cell stack. *Separation and Purification Technology*, Vol. 2018, 208-2016pp.
90. Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER) (2011) *Critical Review of Any New Evidence on the Hazard Profile, Health Effects, and Human Exposure to Fluoride and the Fluoridating Agents of Drinking Water*
91. Shahid, M. K., Phearom, S., Choi, Y. G. (2018). Synthesis of magnetite from raw mill scale and its application. *Chemosphere*, 203: 90-95.
92. Shi, C. (2004) "Steel slag—its production, processing, characteristics, and cementitious properties," *Journal of Materials in Civil Engineering*, vol. 16, no. 3, pp. 230–236pp.
93. Shen, C. M. Wu, and J. C. Du,(2009) "Laboratory investigation of basic oxygen furnace slag for substitution of aggregate in porous asphalt mixture," *Construction and Building Materials*, vol. 23, no. 1, pp. 453–461 pp.

94. Sun, Y., Li, J., Huang, T., Guan, X. (2016) The influences of iron characteristics, operating conditions and solution chemistry on contaminants removal by zero-valen iron: A review. *Water Research*. Vol.100, 277-295 pp.
95. Te B., Wichitsathian B., Yossapol C., Wonglertarak W. (2018) Investigation of arsenic removal from water by iron-mixed mesoporus pellet in a continuous fixed-bed column. *Water, air, soil pollution*, 229:296 pp.
96. Thakur L.S., Mondal P. (2017) Simultaneous arsenic and Fluoride removal from synthetic and real groundwater by electrocoagulation process: Parametric and cost evaluation. *Journal of environmental management*. Vol. 190, 102-112 pp.
97. Tovar-Sánchez E. (2016) Relationship between genotoxic damage and arsenic blood concentrations in individuals residing in an arsenic contaminated area in Morelos, Mexico. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 32(1): 101 – 117.
98. Trois C., Cibati A. (2015) South African sands as a low cost alternative solution for arsenic removal from industrial effluents in permeable reactive barriers: column tests. *Chemical Engeneering Journal*, 259, 981-989 pp.
99. USG. Geological Survey, Mineral Commodity Summaries. (2017), U.S. Geological Survey Mineral Commodity Summaries 2017: Iron and Steel Slag. [https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron\\_&\\_steel\\_slag/mcs-2017-fesla.pdf](https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_&_steel_slag/mcs-2017-fesla.pdf)
100. Vallejo – Miranda O. (2015) Efecto de la dispersión hídrica de arsénico, cadmio y plomo en la calidad de los sedimentos y agua superficial de la microcuenca de San Miguel, Zimapán. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias y Estudios Ambientales y de la Sustentabilidad. Instituto Politécnico Nacional. 164p.
101. Wang Q., Wang D., Zhuang S. (2017) The soundness of steel slag with different free CaO and MgO contents. *Construction and Building Materials*. 151, pp. 138-146.
102. Ye Y., Yang J., Jiang W., Kang J., Hu Y., Ngo H., Guo W., Liu Y. (2018) Fluoride removal from water using a magnesia-pullulan composite in a continuous fixed-bed column. *Journal of Environmental Management*. Vol 206, 929-937pp.
103. Zhang L., Huang D., Yang J., Wei X., Qin J., Ou S., Zou Y. (2017) Probabilistic risk assessment of Chinese resident's exposure to fluoride in improved drinking water in endemic fluorosis areas. *Environmental Pollution*. Vol. 222, Marxh, pp.118-125.
104. Zhang, C., Li, Y., Wang, T., Jiang, Y., Fok, J. (2017) Synthesis and properties of a high-capacity iron oxide adsorbent for fluoride removal from drinking water. *Applied Surface Science*, vol. 425, 272-281 pp.
105. Zhang Y., Xiong L., Xiu Y., Huang K. (2019) Defluoridation in fix bed column filled with Zr(IV)-loadead garlic peel. *Microchemical Journal*. Vol.145, 476-485 pp.

106. Zhao, Z., Song, X., Zhang, Y., Zhao, Y., Wang, B., Wang, Y. (2017) Effects of iron and calcium carbonate on contaminant removal efficiencies and microbial communities in integrated wastewater treatment systems. *Chemosphere*. Vol.189, 10-20 pp.
107. Zhimiao, Z., Xinshan, S., Yufeng, Z., Yanping, X., Yuhui, W., Junfeng, W., Denhua, Y. (2017) Effects of iron and calcium carbonate on the variation and cycling of carbon source in integrated wastewater treatments. *Bioresource Technology*, vol. 225, 262-271 pp.
108. Zeynep-Yildirim I., Prezzi M. (2011) Chemical, Mineralogical, and Morphological Properties of steel slag. Hindawi Publishing Corporation. *Advances in Civil Engineering*. doi:10.1155/2011/463638.



## 7. ANEXOS

### A) Concentraciones de As y F en diversos países en el mundo

Lugar	Tipo de agua	As	F	Referencia
		mg/L	mg/L	
Río puerco, Nuevo México	Río	0.193	NR	Camacho L., 2011.
Río Salado, Nuevo México	Río	0.503		
Cuenca del Río Grande	Subterránea	0.6		
Travertine Mound, Soda Dam, Nuevo México	Superficial	1.88		
Jemez r, Nuevo México	Río	0.3		
Valle verde, Texas	Subterránea	1.3		
Tharparkar, Pakistán	Subterránea	2.09	19.75	Brahman, K.D. et al., 2013.
		1.56	24.42	
		2.15	24.09	
		2.58	43.11	
		1.32	29.82	
		1.9	6.45	
		0.117	15.61	
		0.233	16.7	
		0.875	15.4	
		0.467	16.3	
		0.158	1.27	
0.233	6.52			
Chattisgarh, India	Subterránea	0.512	6.3	Lokendra T., Mondal, S., Prasenjit. 2017.
Tres arroyos, Argentina	Subterránea	0.6	5.37	Othax, N.; Peluso,F.; Gonzales Castelain, J.2014.
Brahmaputra, India	Subterránea	0.022	14.4	Das, Nilotpal; Sarma, Kali P.; Patel, Arbind K.; Deka, Jyoti P.; Das, Aparna; Kumar, Manish;

				Kumar, Abhay; Shea, Patrick J.2017
<b>Punjab, Pakistan</b>	Subterránea	0.107	26.4	Qurat-ul-Ain; Farooqi, Abida; Sultana, Jawairia; Masood, Noshin. 2017.
<b>Ghazni, Afganistán</b>	Subterránea	0.99	NR	Hayat, Ehsanullah; Baba, Alper. 2017.
<b>Logar, Afganistán</b>				
<b>Kabul, Afganistán</b>				
<b>Panjsher, Afganistán</b>				
<b>Myingyan, Myanmar</b>	Subterránea	0.134	3.6	Bacquart, Thomas; Frisbie, Seth; Mitchell, Erika; Grigg, Laurie; Cole, Christopher; Small, Colleen; Sarkar, Bibudhendra.2015
<b>Dawukou , China</b>	Subterránea	0.022	2.8	Jie Chen; Hui Qian; Hao Wu; Yanyan Gao; Xinyan Li. 2017.
<b>Salamanca, España</b>	Subterránea	8.91	15.1	Juan C. García-Prieto, Juan M. Cachaza , Patricia Pérez-Galende & Manuel G. Roig. 2012.
<b>Shahai, Mongolia</b>	Subterránea	0.72	2.57	Huaming Guo; Yang Zhang; Lina Xing; Yongfeng Jia. 2012
<b>Acuífero Pampeano, Argentina</b>	Subterránea	0.121	2.75	M. E. Zabala; L. Vives; M. Manzano.2016.

Europa	Llave	0.072	1.45	B. Flem; C. Reimann; M. Birke; D. Banks; P. Filzmoser; B. Frengstad. 2015.
Balcova, Turquía	Geotérmica	0.3	10	A. Cakin , G. Gokcen , A. E. Eroğ lu & A.Baba.2012.
Mankyeong, Corea		0.1	2.74	S.-H. Kim, K. Kim, K.-S. Ko, Y. Kim, K.-S. Lee. 2012.
Dongargarh, India	Subterránea	NR	12.7	N.S. Dahariya, K.P. Rajhans, A. Yadav, S. Ramteke, B.L. Sahu,K.S. 2015.
			2.5	
			10.3	
			7.4	
			2.1	

### B. Record de dosis de escorias para la remoción de contaminantes

Tipo de escoria	pH	Dosis (g/L)	Contaminante	Ci (mg/L)	Tiempo de contacto	Remoción (%)	Referencia
Acero	4	5	Aluminio	20	60min	NR	Takdastan A, Abtahi M, Sarshir A, Bazafkan MH, Saeedi R. Investigation of Khuzestan Steel Company's Modified Slag in Removal of Aluminum from Aqueous Solutions: Adsorption Isotherm and Kinetic Studies. Journal of Health Research in Community. Summer 2017;3(2): 75-87.

Acero	4	.04	Fósforo	5	60 min	96	Jianguo Li, Boran Wu, Tao Zhou, Xiaoli Chai. (2018) Preferential removal of phosphorus using modified steel slag and cement combination for its implications in engineering applications. Environmental Technology & Innovation 10 (2018) 264–274
Acero	12	3	Bisfenol A	50 ug/L	60 min	70	Ximeng Xu <sup>1,2</sup> · Dan Liu <sup>1</sup> · Weiming Chen <sup>1</sup> · Shaoyan Zong <sup>1</sup> · Ying Liu <sup>1</sup> (2018) Waste control by waste: efficient removal of bisphenol A with steel slag, a novel activator of peroxydisulfate. Environmental Chemistry Letters
Acero	4	10	Nitratos	20	180 min	NR	Yang, Liyun; Yang, Maomao; Xu, Ping; Zhao, Xiancong; Bai, Hao; Li, Hong. 2017. "Characteristics of Nitrate Removal from Aqueous Solution by Modified Steel Slag." Water 9, no. 10: 757.
Acero	3	5	Fósforo	30	90 min	.16mg/g	J W Lim <sup>1,2*</sup> , K F Lee <sup>1</sup> , Thomas S.Y. Chong <sup>2</sup> , L C Abdullah <sup>2</sup> , M A Razak <sup>2</sup> , C Tezara. Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag adsorption. 4th International Conference on Mechanical Engineering Research (ICMER2017). IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 257 (2017) 012063 doi:10.1088/1757-899X/257/1/012063
Acero	2-10	5	Flúor	1-50	480 min	NR	Islam M, Patel R (2011) Thermal activation of basic oxygen furnace slag and evaluation of its fluoride removal efficiency. Chem Eng J 169:68–77. <a href="https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.02.054">https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.02.054</a>
Acero	7-8	5	Niquel, arsénico, Sb	Ni: 2.17 As:2.4 Sb:	24horas	Ni: 40 As:20 Sb:30	Luukkonen T, Runtti H, Niskanen M, Tolonen E-T, Sarkkinen M, Kemppainen K, Rämö J, Lassi U (2015) Simultaneous removal of Ni(II), As(III), and Sb (III) from spiked mine effluent with metakaolin and blast-furnace-slag geopolymers. J Environ Manag 166:579–588. <a href="https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.007">https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.007</a>

Hierro	3	2	Cromo	75-150	180min	NR	Han C, Jiao Y, Wu Q, Yang W, Yang H, Xue X (2016) Kinetics and mechanism of hexavalent chromium removal by basic oxygen furnace slag. J Environ Sci 46:63–71. <a href="https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.09.024">https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.09.024</a>
Hierro	3-7	0.5 - 2	Fósforo	50-125	240min	53.3	Chong Han*, Zhen Wang, He Yang, Xiangxin Xue. (2015) Removal kinetics of phosphorus from synthetic wastewater using basic oxygen furnace slag. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL SCIENCES 30 (2015) 21 – 29. <a href="http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.003">http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.003</a> 1001-0742/
Hierro	10	9,4	Arsénico	1.47	5min	99	Montoya Bautista C., (2013) Remoción de As (III y V) Presente en Agua mediante el Proceso de Adsorción con Escoria Metalúrgica de Acero. Tesis de Maestría del Programa de Posgrado de Ingeniería, UNAM.
Hierro	10	7	Arsénico	6		99	Mercado Borrayo, B.M., (2013). Remoción de Boro y Arsénico presente en altas concentraciones en agua mediante escorias metalúrgicas. Tesis de Doctorado del Programa de Posgrado de Ingeniería, UNAM, 93 p

### C. Determinación colorimétrica de As

La técnica consistió en agregar en un matraz volumétrico de 10 mL:

- 200 µL de ácido ascórbico [10 %],
- 400 µL de una disolución previamente preparada (molibdato de amonio al 2.6 % con tartrato de antimonio y potasio al 0.07 % aforada con ácido sulfúrico 9 [M])

La cantidad adecuada de agua desionizada para aforar. Se agita la disolución y dejar reposar por 1 hora.

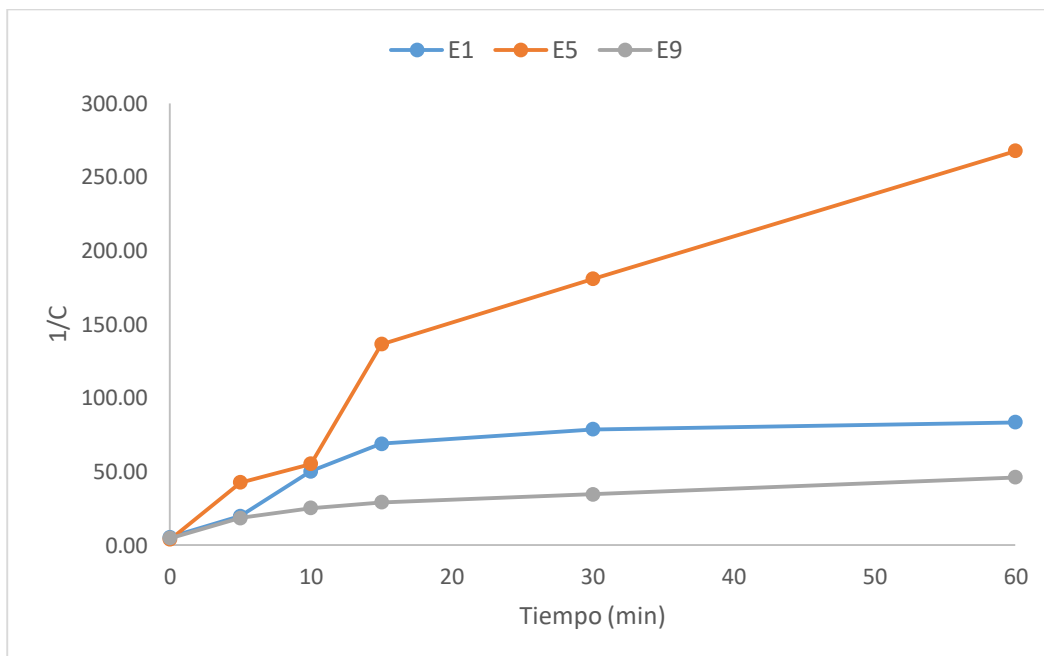
D. Cálculo de las constantes cinéticas aparentes de pseudo segundo orden para la remoción individual de arsénico con las escorias E1, E5 y E9.

- I. Cálculo de las constantes cinéticas para las pruebas de remoción individual en sistema batch de arsénico, mediante el modelo de Pseudo Segundo Orden

$$\frac{1}{C_0} = k_2't$$

$C_0$  es la concentración inicial (mg/L),  $t$  es el tiempo en minutos y  $k_2'$  (g/mg min).

	E1	E5	E9
<b>tiempo</b>	<b>1/C</b>		
0	5.35	3.81	4.84
5	19.82	42.55	18.50
10	50.23	55.22	25.21
15	68.89	136.42	29.17
30	78.62	180.71	34.61
60	83.32	267.60	46.08



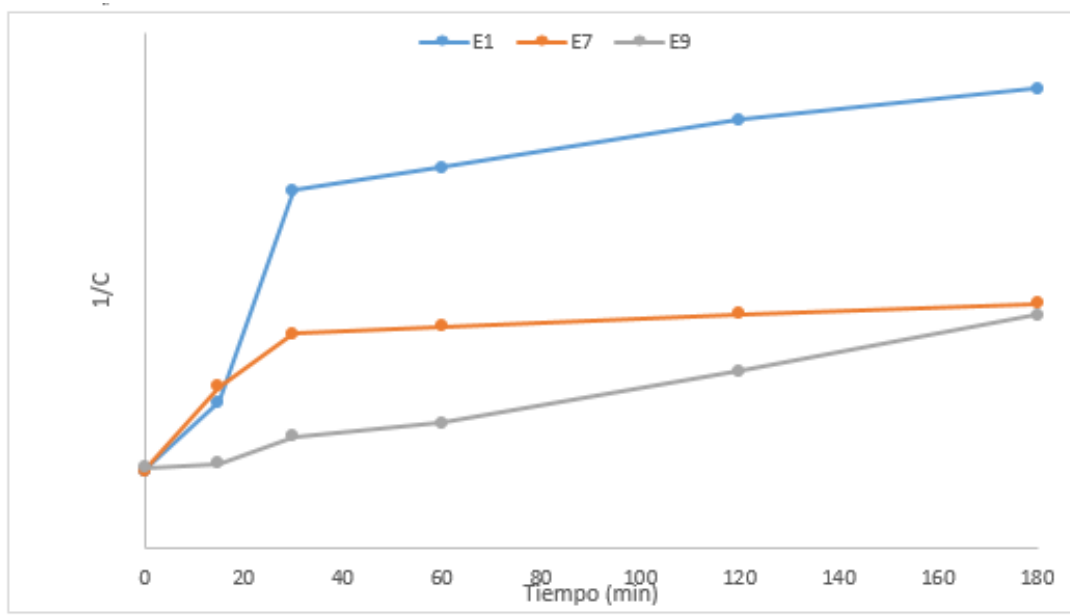
	E1	E5	E9
$k_2'$ (g/mg min)	2.487	4.311	0.578
$R^2$	0.833726	0.925	0.827

- I. Cálculo de las constantes cinéticas para las pruebas de remoción individual en sistema batch de flúor, mediante el modelo de Pseudo Segundo Orden

$$\frac{1}{C_0} = k_2't$$

$C_0$  es la concentración inicial (mg/L),  $t$  es el tiempo en minutos y  $k_2'$  (g/mg min).

	E1	E7	E9
<b>t (min)</b>	<b>1/C</b>		
0	0.305	0.305	0.314
5	0.571	0.629	0.333
10	1.389	0.833	0.435
15	1.481	0.862	0.488
30	1.667	0.913	0.690
60	1.786	0.952	0.909



	E1	E7	E9
$k_2'$ (g/mg min)	0.011	0.004	0.003
$R^2$	0.694	0.586	0.993

## E. Cotización Planta Piloto



México DF a 13 de septiembre del 2017

Referencia: Propuesta INV-PP-08010-17  
Planta piloto INV-AAS04  
Instituto de Ingeniería UNAM

Atención: **Dr. Carlos García, I. I. UNAM - C. I. INVESTIGACIÓN**  
**INSTITUTO DE INGENIERÍA UNAM**

En INVENTEC SA de CV nos complace poner a su consideración la presente propuesta para la fabricación de una planta piloto para remoción de arsénico por el método de adsorción para efectuar pruebas en laboratorio y a pie de pozo, Instituto de Ingeniería UNAM en la Ciudad de México.

### ALCANCE DE LA PROPUESTA

#### **A.- Planta piloto 2 columnas de adsorción y 2 bombas dosificadoras con tanques 75 lts.**

- 1 Planta Suministro, fabricación y entrega de una planta piloto con 2 columnas de adsorción de 101.6 mm 4" de diámetro para remoción de arsénico por el método de adsorción, operación de las columnas individual o en serie por pares, dimensiones aproximadas L 1.2 m x W 1.0 m x H 2.1 m, peso aproximado con las columnas vacías 60 kg, Incluye:
- Ensamble de la planta piloto y sus accesorios, prueba hidrostática y entrega en el Instituto de Ingeniería UNAM Ciudad de México lugar exacto por definir.
  - 2 columnas de adsorción en PVC transparente de 101.4 mm (4")
  - Válvulas y arreglo de tuberías en PVC cédula 80 para efectuar el proceso de filtración y retro lavado, operación individual o en serie o por pares, así como el proceso de regeneración en el caso de remoción de fluoruro.
  - 2 puertos de muestreo (1 afluente y 1 efluente por cada columna)
  - 8 puertos de muestreo de agua a dif. alturas de medio (cuatro por columna)
  - 4 manómetros para monitoreo de la presión diferencial en la columna (2 manómetros por columna)
  - 2 Medidores de flujo tipo propela (1 por columna)
  - 4 Puertos de inserción para dosificación (para control de PH, dosificación de cloro.
  - 4 Conexiones rápidas 2 para afluente y 2 para efluente
  - 1 Estructura de acero con recubrimiento epóxico.
  - Tomillería en acero inoxidable 316 - .
  - Manual de operación
  - Dos días de capacitación para operación de la planta piloto





- 2 Bombas dosificadoras SEKO TeknaEVO TPR 800 series 17 l/h a 2 kg/cm2 control digital/manual y 2 tanques de 75 litros, incluye montaje de bombas en tanques *Fin del alcance A*

### PRECIOS

	P. U.	IMPORTE
A.- Planta piloto 2 columnas de adsorción y 2 bombas dosificadoras con tanques 75 lts.	\$ 136,500.00	\$136,500.00

Precios en pesos mexicanos, estos precios no incluyen el IVA.

### TERMINOS DE PAGO

100% En una sola exhibición a crédito no mayor a 20 días contados a partir de la entrega de los equipos.

Garantía en materiales y mano de obra 30 días a partir del primer día de capacitación, se requiere programar la fecha de capacitación con al menos una semana de anterioridad a la fecha de su realización.

Entrega de los equipos

Instalación no incluida, por cuenta del cliente.

Tiempo de entrega de 30 días contados a partir de la confirmación de recepción de la orden de compra, que podrá ser esta misma propuesta firmada en original agregando nombre del firmante, y fecha en ambas hojas, escaneada y enviada vía email, contra aviso de recepción el inicio de los trabajos.

Esta propuesta tiene validez de 30 días.

Agradecemos su consideración a nuestra empresa, cualquier asunto relacionado con esta propuesta por favor contactar a:

Ing. Gustavo López  
Gerente de proyectos especiales  
BIOMINERALS S.A. DE CV  
Cel. 999 336 8026  
Tel Of Mérida + 52 999 3311213  
E-mail: [operaciones@biominerals.com](mailto:operaciones@biominerals.com)

## F. Cálculo de la potencia de la bomba en el sistema de estudio del pozo El Muhí.

En este anexo se realiza el cálculo para predimensionar las instalaciones y equipos de bombeo, sin llegar al diseño detallado. Se debe considerar que en el desarrollo de un proyecto es necesario la aplicación de códigos, estándares y especificaciones de ingeniería, así como el conocimiento de los requisitos específicos de cada proyecto, en el presente se calculan datos gruesos únicamente.

### 1) Cálculo de la carga total de bombeo

Gasto total de bombeo: 22 L/s : 0.022 m<sup>3</sup>/s

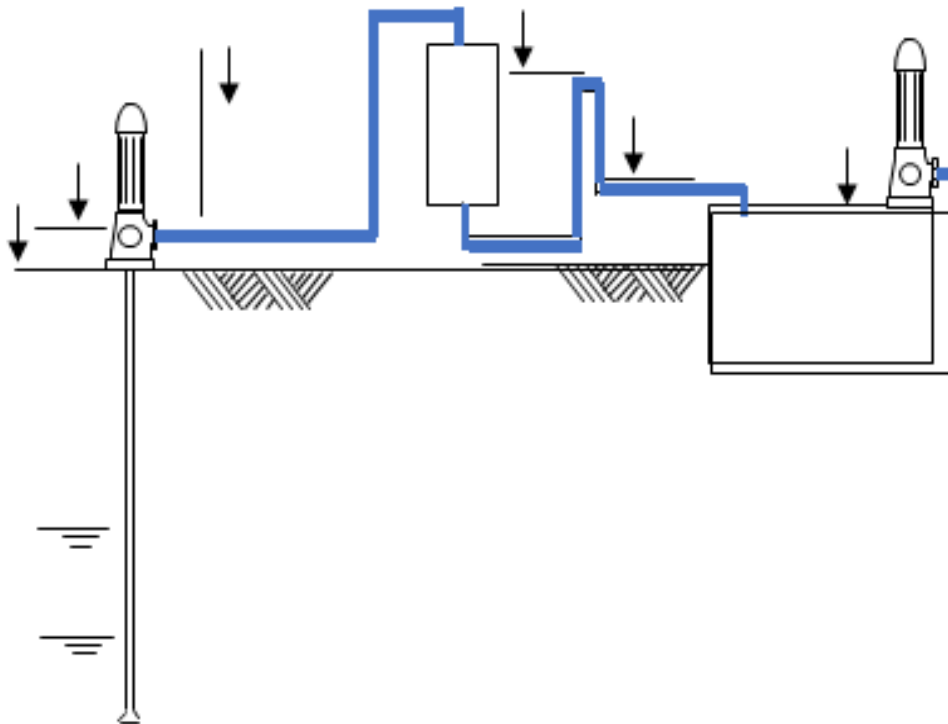
Fluido a manejar: agua

Viscosidad cinemática: 1.01 m<sup>2</sup>/s \*10<sup>-6</sup> @20°C

Tubería de succión: acero comercial cédula 40

Altura de pozo: 20 m desde el eje de succión

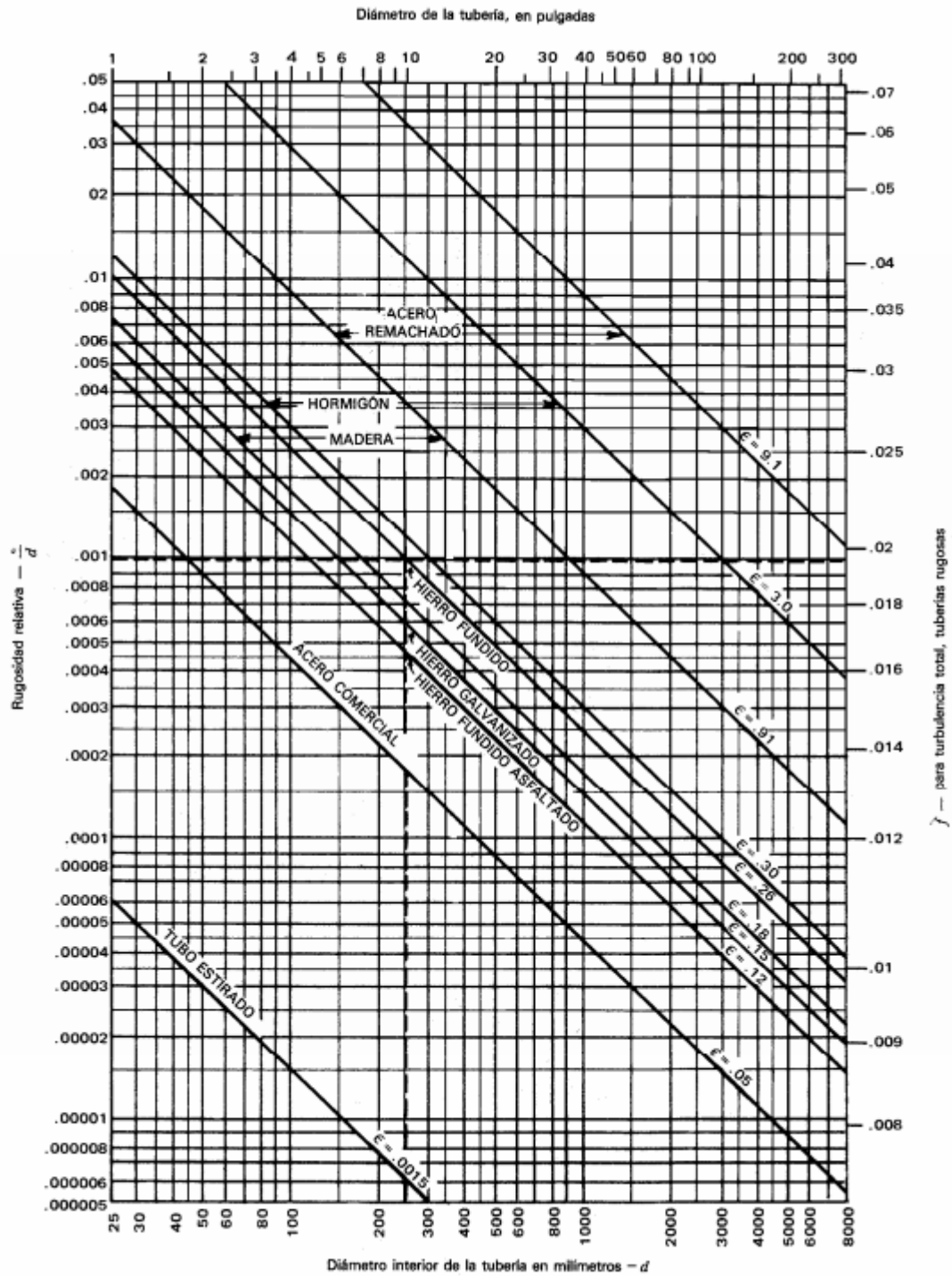
Nivel mínimo de agua: 1 m sobre el eje de succión



Tramo de tubería	Diámetro nominal (plg)	Diámetro interior (m)	Longitud (m)	Material
AB	10	0.254	2	Acero cédula 40
BC	14	0.333	1	Acero cédula 40

Accesorios	Diámetro (pulgadas)
Codo a 90°	10
Válvula de retención	14
Válvula de compuerta	14

- Velocidad para el tramo A – B se tiene :  $V = \frac{4Q}{\pi D^2} = \frac{4(0.022)}{\pi(0.254)^2} = 0.44 \text{ m/s}$
- Velocidad para el tramo B – C se tiene:  $V = \frac{4Q}{\pi D^2} = \frac{4(0.022)}{\pi(0.33)^2} = 0.26 \text{ m/s}$
- Obtención de la rugosidad absoluta y rugosidad relativa mediante la gráfica:



- Se debe localizar el diámetro interior de la tubería en la parte inferior de la gráfica.
- Siguiendo esa línea desplazarse hacia arriba hasta intersectar con la línea del material de tubería en estudio.
- Sobre esta misma línea leemos el valor de la rugosidad absoluta ( $\epsilon$ ) correspondiente a dicho material de tubería.

- d) Desplazarse hacia la izquierda del punto de intersección para leer el valor de la rugosidad relativa ( $\epsilon/d$ ).

Para este caso se tiene:

Diámetro nominal (plg)	Diámetro interior (m)	Material	$\epsilon$	$\epsilon/d$
10	0.254	Acero comercial	0.05	0.00019
14	0.333	Acero comercial	0.05	0.00015

- Determinación del número de Reynolds para el sistema

Para el tramo de tubería A – B de 10":

$$Re = \frac{V d}{\nu} = \frac{\left(0.44 \frac{m}{s}\right)(0.254)}{8 * 10^{-7}} = 139700 > 4000 \therefore \text{es flujo turbulento}$$

Para el tramo de tubería B – C:

$$Re = \frac{V d}{\nu} = \frac{\left(0.44 \frac{m}{s}\right)(0.333)}{8 * 10^{-7}} = 183150 > 4000 \therefore \text{es flujo turbulento}$$

- Obtención del Factor de fricción en tubería, utilizando la rugosidad relativa y el número de Reynolds obtenidos.

Utilizando la ecuación 
$$F_T = \left[ \frac{1}{2 \log \left(3.71 * \frac{d}{\epsilon}\right)} \right]^2$$

Para tubería de acero de 10"

$$F_T = \left[ \frac{1}{2 \log \left(3.71 * \frac{d}{\epsilon}\right)} \right]^2 = \left[ \frac{1}{2 \log \left(3.71 * \frac{254}{0.05}\right)} \right]^2 = 0.0136$$

Para tubería de acero de 14"

$$F_T = \left[ \frac{1}{2 \log \left(3.71 * \frac{d}{\epsilon}\right)} \right]^2 = \left[ \frac{1}{2 \log \left(3.71 * \frac{333}{0.05}\right)} \right]^2 = 0.0129$$

Una vez calculados los parámetros anteriores se calculan las pérdidas primarias en tubería por medio de la ecuación de Darcy Weisbach.

$$h_f = f \frac{L}{D} \frac{V^3}{2g}$$

Tramo	Diámetro nominal (plg)	Diámetro interior (m)	Re	f	Longitud (m)
A-B	10	0.254	139700	0.0136	20
B-C	14	0.333	183150	0.0129	1

Para tubería de acero de 10" diámetro:

$$h_f = f \frac{L}{D} \frac{V^3}{2g} = 0.0136 \frac{20}{0.254} \frac{0.44^2}{2(9.81)} = 0.011 \text{ m}$$

Para tubería de acero de 14" diámetro:

$$h_f = f \frac{L}{D} \frac{V^3}{2g} = 0.0129 \frac{1}{0.333} \frac{0.44^2}{2(9.81)} = 0.0004 \text{ m}$$

Sumando todas las pérdidas de la tubería:

$$h_{ft} = 0.011 + 0.0004 = 0.01104$$

Cálculo de las pérdidas de accesorios, los coeficientes de resistencia (K) para cada accesorio se

Accesorios	Diámetro (pulgadas)	Coficiente K
Codo a 90°	10	14 Ft = 0.196
Válvula de retención	14	50 ft = 0.65
Válvula de compuerta	14	8 ft = 0.104

tomaron del libro Crane, 1989, Flujo de fluidos en válvulas, accesorios y tuberías.

Utilizando la ecuación para pérdidas en accesorios:

$$h_{fa} = K \frac{V^3}{2g}$$

Para el codo a 90°

$$h_{fa} = K \frac{V^3}{2g} = 0.196 \frac{0.44^2}{2 * 9.81} = 0.002$$

Para las válvulas, sabiendo que la velocidad es la misma, los coeficientes K se pueden sumar.

$$h_{fa} = K \frac{V^3}{2g} = 0.169 \frac{0.44^2}{2 * 9.81} = 0.0016 \text{ m}$$

Suma total de las pérdidas por accesorios:

$$h_{fa} = 0.002 + 0.0016 = 0.0036$$

Pérdida de carga total en el medio de remoción y soporte: 1.8m

Cálculo de la carga total de bombeo:

$$\text{CDT: } 1.8\text{m} + 19.5\text{m} + 0.0011\text{m} + 0.0036\text{m} = 21.305 \text{ mca}$$

## 2) Cálculo de la potencia hidráulica

$$WHP = \frac{Q * CDT * \gamma}{1000} = \frac{(0.022 \frac{m^3}{s})(21.305 \text{ mca})(10791 \frac{N}{m^3})}{1000} = 5.05 \text{ KW}$$

$$WHP = \frac{Q * CDT * \gamma}{1000} = \frac{(348.7 \text{ GPM})(70 \text{ ft ca})(1.1)}{3960} = 7 \text{ HP}$$

Potencia eléctrica del motor considerando 30% más que la bomba (referencia para cálculo de instalación eléctrica) equipo trifásico:

$$P_E = \frac{P}{\eta_{EM}} \times 100 = 9.34 \text{ HP}$$

Con ayuda de los cálculos proporcionados por la Dra. Alejandra Martín Domínguez se comprobaron los resultados obtenidos, encontrándose algunas diferencias debido a diferentes consideraciones realizadas, sin embargo, el resultado obtenido en este trabajo es bastante cercano al calculado detalladamente, que se muestra a continuación.

### CÁLCULOS REALIZADOS SIN CONSIDERAR RETROLAVADO .

	NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
<b>DATOS</b>				
<b>Caudal de diseño</b>	Q <sub>D</sub>	0.022	m <sup>3</sup> /s	
<b>Caudal por filtro durante el retrolavado de uno de ellos</b>	Q <sub>FTR</sub>	0.0220	m <sup>3</sup> /s	
<b>Espesor mínimo de las tapas</b>	e <sub>TF</sub>	0.019	m	

toriesfericas con  
corrosión

<b>Longitud de codo de 90°</b>	$L_{CODO}$	0.2794	m	
<b>Espesor del medio filtrante (1)</b>	$L_1$	5.00	m	
<b>Espesor del medio soporte (Grava)</b>	$L_S$	0.30	m	
<b>RESULTADOS</b>				
<b>Número de filtros</b>	$N_F$	2	-	
<b>Diámetro comercial del filtro</b>	$D_{CF}$	3.44	m	
<b>Diámetro exterior de las tapas toriesfericas</b>	$D_{ETF}$	3.48	m	$D_{ETF} = D_{CF} + 2e_{TF}$
<b>Área filtro comercial</b>	$A_{FC}$	9.29	m <sup>2</sup>	$A_{FC} = \frac{\pi * D_{CF}^2}{4}$
<b>Caudal de trabajo</b>	$Q_T$	0.0220	m <sup>3</sup> /s	$Q_T = Q_D + Q_{REC}$
<b>Tasa de filtración de diseño</b>	$v_{FD}$	4.26	m/h	$v_{FD} = \frac{Q_D}{(A_{FC} * N_F)}$
<b>Tasa de filtración de trabajo</b>	$v_{FT}$	4.26	m/h	$v_{FT} = \frac{Q_T}{(A_{FC} * N_F)}$
<b>Tasa de filtración de trabajo durante el retrolavado</b>	$v_{FTR}$	8.52	m/h	$v_{FTR} = \frac{Q_D}{(A_{FC} * (N_F - 1))}$
<b>Altura recta de filtro (cuerpo cilíndrico)</b>	$h_{CF}$	7.508	m	$h_{CF} = L_1 + L_2 + L_S + exp + 0.2 + 2D_{RET}$
<b>Altura de tapa toriesferica (Fondos Klopper)</b>	$h_{TF}$	0.748	m	$h_{TF} = (0.1935D_{ETF} - 0.455e_{TF})$
<b>Altura del filtro (cuerpo cilíndrico más tapas)</b>	$h_F$	9.00	m	$h_F = h_{CF} + (2 * h_{TF})$
<b>Altura libre entre tapa inferior del filtro y piso</b>	$h_{LIBREF}$	0.656	m	$h_{LIBREF} = 0.15 + L_{CODO} + \frac{D_{RET}}{2} + 0.1$
<b>Altura total del filtro con apoyos</b>	$h_{FTOTAL}$	9.661	m	$h_{FTOTAL} = h_F + h_{LIBREF}$



## TUBERÍAS

	NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	
<b>DATOS</b>				
Velocidad máxima en tuberías de agua cruda o tratada	V <sub>AMAX</sub>	2.00	m/s	
<b>RESULTADOS</b>				
<b>Diámetro del múltiple de agua cruda o agua tratada</b>				
Diámetro comercial	D <sub>MAC/AT</sub>	6.00	plg	$A_M = \frac{\pi(D_{MAC/AT})^2}{4}$
Área de tubería	A <sub>M</sub>	0.0182	m <sup>2</sup>	$v_M = \frac{Q_T}{A_M}$
Velocidad	V <sub>M</sub>	1.21	m/s	

## ESPEORES

	NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
<b>DATOS</b>				
Presión de trabajo	P <sub>T</sub>	3.00	kg/cm <sup>2</sup>	
Esfuerzo máximo a tensión del acero cuerpo filtros	S <sub>F</sub>	1,104.10	kg/cm <sup>2</sup>	
Esfuerzo máximo a tensión del acero cuerpo espesador	S <sub>E</sub>	1,104.10	kg/cm <sup>2</sup>	
Eficiencia de soldadura para juntas a tope del cuerpo del filtro	E <sub>C</sub>	0.85	-	
Eficiencia de soldadura para juntas a tope de la tapa del filtro	E <sub>T</sub>	1.00	-	
Espesor por corrosión	e <sub>C</sub>	1.59E-03	m	
Altura recta de filtro (cuerpo cilíndrico)	h <sub>CF</sub>	7.51	m	
Espesor del medio filtrante (1)	L <sub>1</sub>	5.00	m	
Espesor del medio soporte	L <sub>S</sub>	0.30	m	
Diámetro interno del filtro o radio de abombado de la tapa	D <sub>CF</sub>	3.440	m	
Gravedad específica del agua	SG	1.00	-	
Densidad real del medio soporte	ρ <sub>S</sub>	2400.00	kg/m <sup>3</sup>	
Densidad del agua	ρ <sub>agua</sub>	998.20	kg/m <sup>3</sup>	
<b>RESULTADOS</b>				

**Presión de Diseño para cuerpo del filtro (MAPAS " Diseño estructural de recipientes", 2007 pag 178)**

$P_{DC}$  7.25 kg/cm<sup>2</sup>

$$P_{DC} = (P_T + \rho_{agua} * h_{CF} + \rho_{R1} * L_1 + \rho_{R2} * L_2 + \rho_s * L_s) * 1.1$$

$$SI P_T > 21.1 \text{ kg/cm}^2 \rightarrow P_{DT} = 1.1P_T$$

**Presión de Diseño para tapas toriesféricas (MAPAS " Diseño estructural de recipientes", 2007 pag 178)**

$P_{DT}$  5.10 kg/cm<sup>2</sup>

$$SI P_T \leq 21.1 \text{ kg/cm}^2 \rightarrow P_{DT} = P_T + 2.1$$

**Cuerpo de filtros**

**Radio interior del filtro**

$R_F$  1.72 m

$$R_F = \frac{D_{CF}}{2}$$

**Espesor mínimo sin corrosión (2015 ASME Boiler & Pressure Vessel Code, Sección VIII, División 1. Pg 19)**

$e_{CF S/C}$  0.53 plg

$$e_{CF S/C} = \frac{P_{DC} R_F}{S_F E_C - 0.6 P_{DC}}$$

**Espesor mínimo con corrosión**

$e_{CF C/C}$  0.59 plg

$$e_{CF C/C} = e_{CF S/C} + e_c$$

**Espesor mínimo comercial del cuerpo del filtro**

$e_{CF}$  5/8 plg

**Tapa toriesférica inferior**

**Espesor mínimo sin corrosión (2015 ASME Boiler & Pressure Vessel Code, Sección VIII, División 1. Pg 28)**

$e_{TF S/C}$  0.68 plg

$$e_{TF S/C} = \frac{P_{DC} D_{CF} M}{2 S_F E_T - 0.2 P_{DC}}$$

Donde  $M = 1.54$  para  $L/r = 10$

**Espesor mínimo con corrosión**

$e_{TF C/C}$  0.75 plg

$$e_{TF C/C} = e_{TF S/C} + e_c$$

**Espesor mínimo comercial de la Tapa toriesférica**

$e_{TF}$  3/4 plg

**Tapa toriesférica superior**

**Espesor mínimo sin corrosión (2015 ASME Boiler & Pressure Vessel Code, Sección VIII, División 1. Pg 28)**

$e_{TF S/C}$  0.482 plg

$$e_{TF S/C} = \frac{P_{DT} D_{CF} M}{2 S_F E_T - 0.2 P_{DT}}$$

Donde  $M = 1.54$  para  $L/r = 10$

**Espesor mínimo con corrosión**

$e_{TF C/C}$  0.544 plg

$$e_{TF C/C} = e_{TF S/C} + e_c$$

**Espesor mínimo comercial de la Tapa toriesférica**

$e_{TF}$  1/2 plg

## PÉRDIDAS

### Pérdidas en medio filtrante y soporte

<b>Velocidad en la entrada y la salida del filtro durante la filtración</b>	$v_{FF}$	0.434	m/s	$v_{FF} = \frac{Q_{FTR}}{\frac{\pi D_{RET}^2}{4}}$
<b>Velocidad de filtración (tasa de filtración) en el medio</b>	$v_M$	0.0024	m/s	$v_M = \frac{Q_{FTR}}{A_{FC}}$
<b>Pérdida de carga por expansión en la entrada del filtro</b>	$h_1$	0.0095	m	$h_1 = C_a \cdot \left( \frac{A_{FC}}{A_{RET}} - 1 \right)^2 \cdot \frac{v_M^2}{2g}$ $C_a = 1$ para expan. brusca
<b>Coefficiente de pérdida en medio filtrante (1)</b>	$K_1$	5.14E-06	m	$K_1 = \frac{1}{\phi_1} \cdot \frac{1 - n_1}{n_1^3} \cdot \frac{v_M^2}{g}$
<b>Pérdida de carga en el medio filtrante (1)</b>	$h_{2(1)}$	1.785	m	$h_{2(1)} = K_1 L_1 \sum f_1 \frac{x}{d^5}$
<b>Pérdida de carga por contracción en la salida del filtro</b>	$h_5$	0.005	m	$h_5 = k \frac{v_{FF}^2}{2g}$ $k =$ Ver ecuación en Tablas
<b>Pérdida de carga total</b>	$h_T$ MF	<b>1.799</b>	m	

**EQUIPO DE BOMBEO CONSIDERANDO SOLO LA EXTRACCIÓN DEL POZO Y LAS PÉRDIDAS DURANTE LA FILTRACIÓN CON DESCARGA LIBRE**

	NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
<b>Datos</b>				
Peso específico del agua	$\gamma_{AGUA}$	9792	N/m <sup>3</sup>	
Pérdidas totales durante la filtración en la batería de filtros	$H_{FF}$	1.80	m	
Altura total del filtro con apoyos	$h_{FTOTAL}$	8.16	m	
Nivel dinámico del pozo	ND	20.00	m	
Eficiencia de equipo de bombeo	$\eta$	75.00	%	
Presión atmosférica	$H_{ATM}$	7.91	m	
Presión de vapor	$H_{VAP}$	0.238	m	

**RESULTADOS**

Equipo de bombeo a filtros

$$H_B = (z_2 - z_1) + \sum H + h$$

Carga de bombeo  $H_{BF}$  20.00 m

$$P_E = \frac{P}{\eta_{EM}} \times 100$$

Potencia de salida de la bomba  $P_F$  7.70 hp

$$P = \frac{1}{\eta} \gamma Q H_B$$

Potencia eléctrica del motor considerando 30% más que la bomba (referencia para cálculo de instalación eléctrica) equipo trifásico  $P_{EF2}$  10.02 hp

**COSTOS DE OPERACIÓN (MÍNIMOS, SÓLO ENERGÍA ELÉCTRICA Y MANO DE OBRA)**

	NOTACIÓN	VALOR	UNIDAD	FÓRMULA
<b>Datos</b>				
Potencia por equipo de bombeo para filtración	$P_F$	10.02	hp	

<b>Horas de operación de la planta por día</b>	$t_{OP}$	24.0	h
<b>Precio de energía eléctrica</b>	$\$E$	2.79	\$/kW-h
<b>Costos de mantenimiento preventivo (0.5% dela inversión)</b>	$\$_{MTO}$	3,393.71	\$/mes
<b>Número de operadores por semana</b>	-	2	Personas
<b>Sueldo por operador</b>	$\$_{SO}$	9,000.00	\$/mes

## RESULTADOS

Costos por día			
<b>Número de días al año que se lavarán los filtros</b>	$N_{FRA}$	182	días
			$N_{FRA} = \frac{365 \cdot N_{LF}}{FREC_{RET}}$
<b>Energía eléctrica</b>			
<b>Bombeo a filtros</b>	-	499.63	\$/día
			$\$_{EE/día} = P * t * \$E$
<b>Mano de obra y mantenimiento</b>			
<b>Mano de obra</b>	-	600.00	\$/día
			$\$_{MO/día} = \$_{SO}/30$
<b>Mantenimiento</b>	-	113.12	\$/día
			$\$_{MTO/día} = \$_{Ref}/30$

## Costos por metro cubico de agua tratada

<b>Energía eléctrica</b>			
<b>Filtración y extracción</b>	-	0.2629	\$/m <sup>3</sup>
<b>Mano de obra y mantenimiento</b>			
<b>Mano de obra</b>	-	0.316	\$/m <sup>3</sup>
<b>Mantenimiento</b>	-	0.060	\$/m <sup>3</sup>
			$\$_{MO/m^3} = \frac{\$_{MO/día}}{Q_D}$

## COSTO TOTAL

<b>Costo de bombeo a filtros + FILTRACIÓN</b>	-	<b>36,382.70</b>	\$/mes
	-	<b>442,656.23</b>	\$/año
	-	<b>0.64</b>	\$/m <sup>3</sup>

## G. Cálculo del Costo Anual Equivalente

El CAE es la anualidad del valor presente de los costos relevantes, menos el valor presente del valor de rescate de un programa o proyecto de inversión, considerando el horizonte de evaluación de cada una de las alternativas. La alternativa más conveniente será aquella con el menor CAE. Si la vida útil de los activos bajo las alternativas analizadas es la misma, la comparación entre éstas se puede realizar únicamente a través del valor presente de los costos de las alternativas

El CAE puede ser calculado de la siguiente manera:

$$CAE = (VPC) \frac{r(1+r)^m}{(1+r)^m - 1}$$

Donde:

VPC= Valor presente del costo total del proyecto de inversión

r= Indica la tasa social de descuento, la cual, de acuerdo al DOF, debe ser del 10%.

m= Indica el número de años de vida útil del activo

El VPC debe calcularse mediante la siguiente fórmula:

$$VPC = \sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

Donde:

C<sub>t</sub>= Costos totales en el año t

t= Año calendario, en donde el año 0 será el inicio de las erogaciones

n= Número de años del horizonte de evaluación

La alternativa más conveniente será aquella con el menor CAE. Si la vida útil de los activos bajo las alternativas analizadas es la misma, la comparación entre éstas se puede realizar únicamente a través del valor presente de los costos de las alternativas.

Cálculo de Valor Presente Costos para Columnas empacadas con Escorias						
Año	Año de operación	Costo de inversión	Costo de operación	(1+r) <sup>t</sup>	Costo Total	VPC
2019	0	\$ 11,207,927.16				\$ 15,381,478.82
2020	1		\$ 548,712.60	1.10	\$ 498,829.64	
2021	2		\$ 548,712.60	1.21	\$ 453,481.49	
2022	3		\$ 548,712.60	1.33	\$ 412,255.90	
2023	4		\$ 548,712.60	1.46	\$ 374,778.09	
2024	5		\$ 548,712.60	1.61	\$ 340,707.35	
2025	6		\$ 548,712.60	1.77	\$ 309,733.96	
2026	7		\$ 548,712.60	1.95	\$ 281,576.33	
2027	8		\$ 548,712.60	2.14	\$ 255,978.48	

Cálculo de Valor Presente Costos para Columnas empacadas con Escorias						
Año	Año de operación	Costo de inversión	Costo de operación	(1+r)^t	Costo Total	VPC
2028	9	\$	548,712.60	2.36	\$ 232,707.71	
2029	10	\$	548,712.60	2.59	\$ 211,552.46	
2030	11	\$	548,712.60	2.85	\$ 192,320.42	
2031	12	\$	548,712.60	3.14	\$ 174,836.74	
2032	13	\$	548,712.60	3.45	\$ 158,942.49	
2033	14	\$	548,712.60	3.80	\$ 144,493.18	
2034	15	\$	548,712.60	4.18	\$ 131,357.43	
					\$ 4,173,551.66	

Cálculo de Valor Presente Costos para Nanofiltración					
Año	Año de operación	Costo de inversión	Costo de operación	Costo Total	VPC
2019	0	\$ 45,255,150.00			\$ 162,406,084.23
2020	1		\$ 15,402,275.79	\$ 14,002,068.90	
2021	2		\$ 15,402,275.79	\$ 12,729,153.54	
2022	3		\$ 15,402,275.79	\$ 11,571,957.77	
2023	4		\$ 15,402,275.79	\$ 10,519,961.61	
2024	5		\$ 15,402,275.79	\$ 9,563,601.46	
2025	6		\$ 15,402,275.79	\$ 8,694,183.15	
2026	7		\$ 15,402,275.79	\$ 7,903,802.86	
2027	8		\$ 15,402,275.79	\$ 7,185,275.33	
2028	9		\$ 15,402,275.79	\$ 6,532,068.48	
2029	10		\$ 15,402,275.79	\$ 5,938,244.07	
2030	11		\$ 15,402,275.79	\$ 5,398,403.70	
2031	12		\$ 15,402,275.79	\$ 4,907,639.73	
2032	13		\$ 15,402,275.79	\$ 4,461,490.66	
2033	14		\$ 15,402,275.79	\$ 4,055,900.60	
2034	15		\$ 15,402,275.79	\$ 3,687,182.37	
				\$ 117,150,934.23	

Cálculo de CAE para el sistema de columnas industriales empacadas con escorias:

$$CAE = (VPC) \frac{r(1+r)^m}{(1+r)^m - 1} = (15,381,478.82) \left( \frac{0.417724}{3.17724} \right) = \$ 2,202,261.12$$

$$CAE = (VPC) \frac{r(1+r)^m}{(1+r)^m - 1} = (162,406,084.23) \left( \frac{0.417724}{3.17724} \right) = \$ 21,352,141.28$$