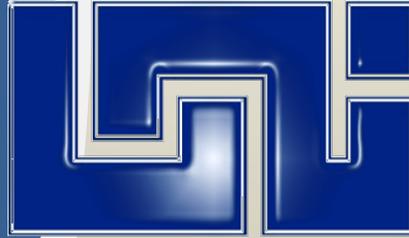


UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA



**EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE POTABILIZACIÓN DE
AGUA CONSTITUIDO POR FILTROS DE BIOARENA Y
DIÓXIDO DE TITANIO**

**TRABAJO DE DIPLOMA
PRESENTADO POR:**

**Br. Gema Daday Rivas Álvarez
Br. Eddysson Jamir Flores Pérez**

**PARA OPTAR AL TÍTULO DE:
INGENIERO QUÍMICO**

**TUTOR:
Ing. Javier Enrique Ramírez Meza**

**Managua, Nicaragua
Octubre, 2013**



Dedicatoria

Esta obra la he dedicado primeramente a tí amado Señor Jehová Shalom que me has dicho: Mi siervo eres tú; te escogí, y no te deseché. No temas, porque yo estoy contigo; no desmayes, porque yo soy tu Dios que te esfuerzo; siempre te ayudaré, siempre te sustentaré con la diestra de mi justicia... Porque yo soy Jehová tu Dios, quien te sostiene de tu mano derecha, y te dice: No temas, yo te ayudo. Porque yo sé que ningún logro hubiera alcanzado hasta este momento de mi vida sin tu ayuda, amor y misericordia. Padre amado y eso para tí no ha sido suficiente y me has bendecido con sabiduría, determinación y ciencia con las que aporté y materialice ideas junto con Gema para culminar este trabajo, prudencia y paciencia para tomar decisiones correctas, fortaleza y consolación en el momento de la debilidad y el desánimo, pero sobre todo has bendecido a toda mi familia con paz, gozo, salud, unidad, fe, esperanza, humildad y bondad en el momento de la prueba y la bienaventuranza.

A mi papá Bernardo Flores y mi mamá Martha Pérez, a quienes les digo que esta victoria dada por el Señor no es sólo mía, sino también de ustedes, ya que con su amor, cuidados, dedicación, consejos, disciplina, trabajo y apoyo económico lo han hecho una realidad. Su ejemplo de perseverancia y deseo de superación han sido inspiración para mí, ya que juntos hemos aprendido que nosotros no somos de los que retroceden para perdición, sino de los que tienen fe para preservación del alma, porque la fe es la certeza de lo que se espera y la convicción de lo que no se ve. Ustedes, mamá y papá han representado mi motivación para seguir caminando de la mano con Dios, debido a que en medio de nuestras grandes necesidades, lloro y tribulaciones nos hemos consolado entre nosotros por medio de nuestra fe y la incesante oración.

A mis hermanas Raity y Soolbryth Flores Pérez que de una u otra manera me han proporcionado su apoyo incondicional, su compañía y alegría. ¡Las amo!

A mis hermanos en Cristo, Azucena Calero y matrimonio Budier, quienes siempre me han llevado en sus oraciones hacia el Altísimo de forma incondicional y sin esperar nada a cambio. ¡Que el Señor les bendiga!

A todos mis mentores, destacando al Ing. Guillermo Martínez, Lic. Zulay Domínguez, Lic. Reynerí Tapia, Dr. Rafael Gamero y dos en especial: Al Ing. Javier Ramírez Meza por todos los valiosos conocimientos y consejos que me ha transmitido, el cual más que un tutor ha representado un amigo y al Dr. Christophe Dardonville uno de mis grandes mentores y amigos quien me brindó su inigualable ayuda, hospitalidad y aprecio en los que considero uno de los momentos más decisivos de mi vida, quien me demostró que con voluntad y esfuerzo se alcanzan las proezas y quien me enseñó además ciencia, humildad y el valor de una amistad. ¡Muchas gracias Christophe!

Eddysson Jamir Flores Pérez



Dedicatoria

Dedico esta monografía con mucho amor a Dios Padre Todopoderoso, que me ha bendecido diariamente con el cariño de la gente que me rodea y me ha dado la fortaleza y perseverancia para cumplir cada una de mis metas.

A mis padres Dr. Ing. José Ricardo Rivas y Lic. Vidalia Álvarez, quienes han sido mi ejemplo de superación y me han dado todo su amor pero también me educaron con valores y rigor. Sin su apoyo y consejos difícilmente podría haberme forjado un futuro profesional y ser la persona que soy actualmente. Los amo con todo mi corazón.

A mi querida abuelita Conchita Duarte, quien está en la presencia del Señor. Me enseñó la humildad y el servicio a las personas que lo necesitan.

A mi abuelita Ofelia Rivas que será recordada con cariño.

A mis familiares Lupita Nuñez y Julio Vilchez (q.e.p.d), que me demostraron su cariño desde mi nacimiento con cuidados y atenciones. Siempre vivirán en mi memoria.

A Efelvina Montoya y al Dr. Francisco Espinoza, a quienes en parte les debo mi existencia por su entrega en muchos momentos difíciles de mi vida. Les estaré eternamente agradecida.

Gema Daday Rivas Álvarez



Agradecimientos

Expresamos aquí nuestro eterno agradecimiento a todo aquel que fue parte de esta última etapa universitaria, con especial consideración a:

- Organización Aqua Clara Nicaragua y a su director Ing. Mario Benavides Llanos
- Personal de El Porvenir-Camoapa (Carlos Bodán, Ángel Rivas y Eddy Figueroa)
- Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados (ENACAL-Central)
- Lic. Aura Pérez Hernández, responsable del Laboratorio de Análisis Microbiológico de ENACAL-Central
- Centro Nacional de Diagnóstico y Referencias del Ministerio de Salud (CENDR-MINSA)
- MSc. Elda Escobar, responsable del Laboratorio de Microbiología del Programa de Investigación, Estudios Nacionales y Servicios Ambientales-Universidad Nacional de Ingeniería (PIENSA-UNI)
- Ing. Javier Ramírez Meza, profesor titular de la Facultad de Ingeniería Química (FIQ) de la UNI y tutor de esta monografía
- Ph.D Rafael Gamero Paguaga, profesor titular de la FIQ-UNI
- Ing. Juan Alonso Santos, responsable del Laboratorio de Ingeniería de Proceso de la FIQ-UNI
- Ph.D Indiana García Granados, profesora titular de la FIQ-UNI
- Ing. Denis Escorcía Morales, responsable del Laboratorio de Química General de la FIQ-UNI
- Lic. Alejandro Hernández Zeledón, responsable del Laboratorio de Alimentos de la FIQ-UNI
- Ing. Arnoldo Hidalgo, responsable del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la FIQ-UNI
- Ing. Onell Morales Cortez, responsable del Laboratorio de Operaciones Unitarias de la FIQ-UNI
- Arq. Asir Hernández Hernández (UNAN-Managua)

¡Muchas Gracias!



Managua, 12 de Septiembre del 2013

Opinión del catedrático guía

El presente estudio monográfico titulado: EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE POTABILIZACIÓN DE AGUA CONSTITUIDO POR FILTROS DE BIOARENA Y DIOXIDO DE TITANIO, realizado por los Bachilleres Gema Daday Rivas Álvarez y Eddysson Jamir Flores Pérez, es un estudio de aplicación social, ya que los resultados alcanzados servirán para mejorar el consumo de agua de las personas dónde no se tenga acceso al agua potable distribuida por el sector público.

Los bachilleres durante el desarrollo de su monografía implementaron conocimientos adquiridos durante sus estudios en la carrera de Ingeniería Química, así como el desarrollo investigativo que se requiere a nivel de pregrado. Un aspecto importante que observé es que tomaron iniciativa para gestionar tanto de forma administrativa como técnica la solución de problemas. Por lo tanto, aseguro que han cumplido con la última etapa de su preparación universitaria y presentar sus resultados públicamente. Además, el documento cumple con lo establecido en el reglamento de culminación de estudio de la Universidad Nacional de Ingeniería.

Por todo lo expuesto anteriormente, aseguro que los bachilleres Rivas y Flores, reúnen en este trabajo lo requisitos para que opten al título de Ingeniero Químico.

Sin más a que referirme, me despido.

Cordialmente,

*Javier Enrique Ramírez Meza
Profesor Titular
Departamento de Operaciones Unitarias
Facultad de Ingeniería Química
Universidad Nacional de Ingeniería
jramirez@uni.edu.ni*



Resumen

Un sistema de tratamiento (ST) de operación batch a escala real conformado por un filtro de bioarena (FBA) y otro medio adsorbente de dióxido de titanio (FMADT) para potabilizar agua destinada al consumo humano a nivel domiciliario fue evaluado en un lapso de tiempo de 121 días, mediante una secuencia de procesos que consistieron en: Instalar las dos unidades de filtración (FBA y FMADT), desarrollar la capa biológica en el FBA, acoplar el ST y determinar su carga, monitorear el ST, determinar la calidad del agua cruda y filtrada por el ST, valorar la eficacia del ST a través del análisis granulométrico de la arena de filtración y de las eficiencias de remoción del FBA y el FMADT y finalmente monitorear el arsénico inorgánico en el efluente del ST.

El desarrollo de la capa biológica sobre la superficie de la arena de filtración del FBA requirió un tiempo de 31 días. En el acoplamiento de las unidades de filtración se determinó que una diferencia de altura de 5,8 cm entre el FBA y el FMADT es suficiente para anular el efecto sifón que provoca un mal funcionamiento del ST, permitiendo procesar una carga de agua cruda de 8 L/lote para que ambos filtros trabajen como un solo sistema de filtración. Por otro lado, la remoción de turbiedad en el ST se produce en el FBA y éste funciona estable cuando se carga con agua cruda con turbiedades variables (< 1 NTU y hasta de 31 NTU). Además, el FBA posee la tendencia de disminuir el pH del agua cruda hasta valores entre 7,60-8,30 y en cambio el FMADT incrementa el pH del agua filtrada por el FBA a valores que no sobrepasan el rango guía de CAPRE.

Un análisis estadístico sugiere que las mediciones de la temperatura del agua filtrada por el FMADT son más variables que las del FBA y que el promedio global de las mediciones de caudal máximo es mayor en el FBA que en el ST (1,80 > 0,78 L/min).

En la evaluación de la eficacia del ST como un proceso de potabilización se analizaron 20 parámetros (2 microbiológicos y 18 fisicoquímicos) mediante métodos estándares que determinaron la calidad del agua cruda de pozo “La Corona” y del agua filtrada por el ST. En síntesis, los resultados sugirieron que en el agua cruda, solamente la concentración de manganeso (1,9 mg/L Mn) no cumple con la NTON 05 007-98, mientras que el agua tratada por el ST presenta dos parámetros que exceden los valores guías de la norma CAPRE, siendo estos: La conductividad (502 μ S/cm) y la dureza cálcica (53,91 mg/L CaCO₃). El análisis granulométrico de la arena del río Telica utilizada como medio de filtración en el ST, indica que el diámetro promedio de partícula es de 470 μ m, lo que permitió clasificarla como arena media uniformemente graduada con forma aproximadamente esférica.

Las eficiencias de remoción más destacadas del FBA fueron de 99,90%; 99,90%; 98,46%; 91,76% y 62,16% correspondientes a los *Coliformes totales*, *Coliformes termotolerantes* (*E. coli*), turbiedad, hierro total y el amonio respectivamente; mientras que el FMADT remueve en 99,90%; 30%; 50%; 50% y 21,43% al arsénico, manganeso, color verdadero, nitrato, y amonio, respectivamente. Por otro lado, este último remueve un contenido de arsénico del agua cruda entre 40-60 μ g/L As, llevándola hasta concentraciones por debajo del valor máximo admisible (10 μ g/L As) establecido por CAPRE, según el monitoreo del efluente del ST.

Keywords: Agua subterránea; Arsénico; Dióxido de titanio; Adsorción; Filtración; Filtro de bioarena; Análisis granulométrico



Tabla de Contenido

DEDICATORIA {	i
AGRADECIMIENTO {	iii
OPINIÓN DEL CATEDRÁTICO GUÍA {	iv
RESUMEN {	v
CAPÍTULO I {	1
1.1. Introducción	1
1.2. Antecedentes.....	3
1.3. Justificación	4
CAPÍTULO II { OBJETIVOS	5
2.1. Objetivo General	5
2.2. Objetivos Específicos	5
CAPÍTULO III { MARCO TEÓRICO.....	6
3.1. El Agua	6
3.2. Fuentes de Agua.....	6
3.2.1. Abastecimientos subterráneos	7
3.3. Calidad del Agua Destinada al Consumo Humano	7
3.4. Fundamentos para la Caracterización del Agua Destinada al Consumo Humano	10
3.4.1. Parámetros físicos	10
3.4.2. Parámetros químicos	12
3.4.3. Parámetros microbiológicos.....	22
3.5. Potabilización del Agua.....	24
3.5.1. Teoría general de los mecanismos de filtración de agua.....	25
3.5.1.1. <i>Interacción de los Mecanismos de Adherencia y Desprendimiento en la Filtración de Agua</i>	26
3.5.2. Filtro de bioarena	28
3.5.2.1. <i>Funcionamiento del Filtro de Bioarena</i>	31
3.5.2.2. <i>La Biocapa</i>	33



3.5.2.3. <i>Mantenimiento</i>	34
3.5.3. Medio adsorbente a base de dióxido de titanio (TiO ₂) granular para remover arsénico.....	34
3.5.4. Medio adsorbente a base de carbón activado granular (CAG).....	38
CAPÍTULO IV } DISEÑO METODOLÓGICO	40
4.1. Ubicación del Pozo Comunitario “La Corona”	40
4.2. Tipo de Investigación en que se Desarrolló el Estudio	41
4.3. Instalación y Puesta en Funcionamiento de Sistema de Tratamiento	42
4.3.1. Instalación del filtro de bioarena	42
4.3.2. Instalación del filtro de medio adsorbente de dióxido de titanio.....	43
4.3.3. Puesta en funcionamiento del sistema de tratamiento.....	44
4.3.3.1. <i>Desarrollo de la Capa Biológica (Biocapa o Schmutzdecke) en el Filtro de Bioarena</i>	44
4.3.3.2. <i>Acoplamiento del Sistema de Tratamiento y Determinación de su Carga</i>	48
4.4. Monitoreo del Sistema de Tratamiento	49
4.5. Determinación de la Calidad del Agua Cruda y Filtrada para Evaluar el Sistema de Tratamiento.....	51
4.5.1. Puntos de recolección de muestras y muestreos en el sistema de tratamiento.....	51
4.5.1.1. <i>Puntos de Recolección de Muestras en el Sistema de Tratamiento</i>	51
4.5.1.2. <i>Preparación del ST para Determinar la Calidad del Agua Filtrada en el PRM-2 y PRM-3</i>	53
4.5.1.3. <i>Muestreos en el Sistema de Tratamiento</i>	54
4.5.2. Niveles de vigilancia y parámetros evaluados.....	63
4.5.3. Métodos de análisis aplicados en la determinación de la calidad del agua en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3.....	64
4.5.3.1. <i>Parámetros que Requirieron más de un Método Analítico</i>	68
4.6. Eficiencia de Remoción del ST, FBA y FMADT.....	71
4.6.1. Análisis granulométrico de la arena de río	71
4.6.2. Cálculo de la eficiencia de remoción para el ST, FBA y FMADT	76
4.6.3. Monitoreo de la concentración de arsénico inorgánico en el efluente del sistema de tratamiento.....	77



CAPÍTULO V } DISCUSIÓN DE RESULTADOS	79
5.1. Instalación y Puesta en Funcionamiento del Sistema de Tratamiento	79
5.1.1. Desarrollo de la capa biológica (biocapa o schmutzdecke) en el filtro de bioarena	79
5.1.2. Acoplamiento del sistema de tratamiento y determinación de su carga	85
5.2. Monitoreo de Parámetros de Calidad en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3	86
5.2.1. Monitoreo del filtro de bioarena	86
5.2.2. Monitoreo del sistema de tratamiento	88
5.3. Determinación de la Calidad del Agua Cruda y Filtrada para Evaluar el Sistema de Tratamiento	97
5.3.1. Preparación del ST para determinar la calidad del agua filtrada en el PRM-2 y PRM-3	97
5.3.2. Calidad del agua cruda y filtrada en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3	98
5.4. Eficiencia de Remoción en el ST, FBA y FMADT	110
5.4.1. Análisis granulométrico de la arena de río	110
5.4.2. Eficiencia de remoción para el ST, FBA y FMADT	114
5.4.3. Monitoreo de la concentración de arsénico inorgánico en el efluente del sistema de tratamiento	123
CAPÍTULO VI } CONCLUSIONES	127
CAPÍTULO VII } RECOMENDACIONES	129
NOMENCLATURA }	130
REFERENCIAS }	132
ANEXOS }	138
Anexo A	138
Anexo B	148
Anexo C	167
Anexo D	174
Anexo E	197
Anexo F	201
Anexo G	203
Anexo H	215
Anexo I	221
Anexo J	232



Lista de Figuras

Figura 3.1	Efecto de las aberturas de huecos y grietas en el medio filtrante según Baylis	27
Figura 3.2	Mecanismos de remoción de partículas en un filtro (adherencia, floculación, desprendimiento y obturación)	28
Figura 3.3	Componentes de un FBA	29
Figura 3.4	Zonas de un FBA	33
Figura 3.5	Cinética de remoción de As(III) y As(V) de agua subterránea por TiO_2 adsorbente. Concentración inicial de As(III) y As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$; contenido de TiO_2 = 1,0 g/L; pH de equilibrio = $7,2 \pm 0,1$	35
Figura 3.6	Representación esquemática de los complejos formados entre varias especies de arsénico y la superficie de TiO_2	36
Figura 3.7	Estabilidad de adsorción del TiO_2 frente a fluctuaciones de pH	37
Figura 3.8	Estructura del carbón activado: (A) Tipos de poros presentes en el carbón activado, (B) Simulación de la adsorción del carbón activado	39
Figura 4.1	Ubicación (A) e instalaciones (B) del pozo de la comunidad “La Corona”	40
Figura 4.2	Preparación del AC-2 para cargar el FBA	45
Figura 4.3	Procedimiento habitual aplicado para cargar el FBA durante los 31 días	47
Figura 4.4	Monitoreo de la turbiedad de entrada (A) , salida (B) y medición (C) durante el proceso de desarrollo de la capa biológica	47
Figura 4.5	Esquema del ST evaluado en el LIP con sus dos unidades de filtración conectadas en serie y sus respectivos PRM	52
Figura 4.6	Recolección de muestras para los análisis fisicoquímicos del AC-3	55
Figura 4.7	Desinfección de la boca de la tubería de salida del pozo comunitario “La Corona”	56
Figura 4.8	Recolección de muestras para los análisis microbiológicos del AC-3	57
Figura 4.9	Almacenamiento de las muestras fisicoquímicas y microbiológicas desde la comunidad “La Corona”	57
Figura 4.10	Dispositivo utilizado para la recolección de muestras microbiológicas en el PRM-2	59
Figura 4.11	Método aplicado en la recolección de muestras fisicoquímicas en el PRM-2 (momento preciso del llenado de los frascos de vidrio y de plástico)	60
Figura 4.12	Recolección de las muestras microbiológicas del agua filtrada por el ST en el PRM-3 en frascos de vidrio	62
Figura 4.13	Recolección de las muestras fisicoquímicas en el PRM-3 en frascos de plástico y vidrio	62



Figura 4.14	Identificación de las muestras recolectadas mediante etiquetas	63
Figura 4.15	Proceso metodológico del análisis aplicado en la adquisición de información del agua estudiada en el ST	65
Figura 5.1	Proceso de desarrollo de la capa biológica en el FBA descrito por el comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y PRM-2	81
Figura 5.2	Descripción del comportamiento de la turbiedad para el FBA en el PRM-1 y PRM-2 entre los días 45 al 56	87
Figura 5.3	Comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y PRM-3 con respecto al tiempo expresado en lotes: (A) Del día 57 al 89 y (B) Del día 90 al 121	89
Figura 5.4	Comportamiento de la turbiedad durante los días 90 al 121 en: (A) PRM-1 y PRM-2; (B) PRM-2 y PRM-3.	92
Figura 5.5	Comportamiento del pH durante los días 90 al 121 en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3	94
Figura 5.6	Diagrama de distribución acumulativa de tamaños de partículas	112
Figura 5.7	Diagrama diferencial de distribución de tamaños de partículas	112
Figura A.1	Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O ₂ -H ₂ O a 25 °C y 1 bar de presión total	142
Figura A.2	Vías de transmisión y ejemplos de agentes patógenos relacionados con el agua	147
Figura B.1	Mecanismos que producen el transporte de las partículas hasta los granos de un medio filtrante	151
Figura B.2	Remoción de partículas por intercepción con el medio filtrante	152
Figura B.3	Impacto inercial de las partículas contra un grano del medio filtrante	153
Figura B.4	(A) Gradiente de velocidad ($v_a > v_b$) que experimenta las partículas de un orden de tamaño de 10 μm en un medio filtrante, (B) Región de baja velocidad en donde las partículas son conducidas	154
Figura B.5	Trayectoria de las partículas capturadas por acción de las fuerzas de Van der Waals	155
Figura B.6	Esquema de la acción de los puentes químicos en un medio granular	156
Figura B.7	Procesos biológicos, mecánicos y químicos que ocurren en el FBA	157
Figura B.8	Desarrollo de la capa biológica en el FBA	158
Figura B.9	Proceso de adsorción	159
Figura B.10	Remoción de As(V) de agua subterránea por el TiO ₂ adsorbente en un rango de pH de 4 a 11. Concentración inicial de As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$	160
Figura B.11	Remoción de As(III) de agua subterránea por el TiO ₂ adsorbente en un rango de pH de 4 a 11. Concentración inicial de As(III) = 300 $\mu\text{g/L}$	160



Figura B.12	Aspecto físico del TiO_2 granular de Adsorbsia™ As500	161
Figura B.13	Rendimiento dinámico de adsorción de arsénico para ADSORBSIA™ As500. Concentración inicial = 50 $\mu\text{g/L}$ As, pH = 6,5; EBCT = 120 s y concentración de SiO_2 = 20 g/L. Agua según protocolo ANSI/NSF 53	162
Figura B.14	Rendimiento dinámico de adsorción de arsénico para ADSORBSIA™ As500. Concentración inicial = 60 $\mu\text{g/L}$ As; pH = 7,5; EBCT = 165 s y concentración de SiO_2 = 20 g/L. Agua según protocolo ANSI/NSF 53	163
Figura B.15	Rendimiento dinámico de Adsorbsia™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de EBCT = 180 segundos, pH = 7,5; concentración inicial de As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$ y concentración de sílice = 100 g/L	163
Figura B.16	Rendimiento dinámico de ADSORBSIA™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de EBCT = 30 segundos, pH = 8,5; concentración inicial de As(V) = 50 $\mu\text{g/L}$ y 20-30 mesh.	164
Figura B.17	Rendimiento dinámico de Adsorbsia™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de pH = 7,5; concentración inicial de As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$	164
Figura B.18	Remoción de arsénico de agua subterránea usando TiO_2 adsorbente basados en sistemas de punto de entrada (SPE). Filtración intermitente con períodos alternados de flujo y no flujo cada 30 minutos durante 8 h/d. Caudal = 3 L/min, EBCT= 1 min.	165
Figura C.1	Diseño original para Nicaragua del FBA con volumen de 70 L perteneciente a la Organización <i>Aqua Clara International</i>	167
Figura C.2	Diseño original para Nicaragua del FMADT con volumen de 20 L perteneciente a la Organización <i>Aqua Clara International</i>	168
Figura C.3	Colocación de las capas de piedrín (A), arena gruesa (B) y arena fina del río Telica (C) al FBA	170
Figura C.4	FBA instalado en el LIP-UNI	170
Figura C.5	Tapa del recipiente plástico utilizada como difusor y FBA sin difusor	170
Figura C.6	Construcción de la tubería de PVC para el FMADT	171
Figura C.7	Colocación y medición del espesor de las capas de piedrín (A), grava (B), carbón activado impregnado con plata (C), grava (D), dióxido de titanio con arena fina (E), grava con arena fina (F) y piedrín (G)	172
Figura C.8	Sitio de recolección del AC-1 para el desarrollo de la capa biológica	173
Figura C.9	Acoplamiento del ST mediante una tubería de PVC	173
Figura D.1	Componentes y accesorios del Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System	181
Figura D.2	Componentes y accesorios del Quick™ Arsenic Test Kit System	190
Figura D.3	Características de las 3M™ PPEC	191



Figura D.4	Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de <i>E.coli/Coliformes</i>	192
Figura E.1	Curvas de distribución de tamaños de partículas	200
Figura F.1	Juego de tamices FISHER SCIENTIFIC del LOU utilizados en el análisis granulométrico de la arena del río Telica por tamizado mecánico	201
Figura F.2	Masa de la muestra de arena de 1000 g para el análisis granulométrico	201
Figura F.3	Momento del pesado en forma individual del tamiz N° 12 antes del análisis por tamizado mecánico	201
Figura F.4	Juego de tamices montado en el agitador mecánico	201
Figura F.5	Carga de la masa de muestra al tamiz superior de la serie de tamices y preparación final del agitador mecánico	202
Figura F.6	Ejemplo de la determinación de la masa de la fracción de tamaño de partícula retenida en el tamiz N° 20	202
Figura G.1	Resultados de <i>Coliformes totales</i> para AC-2 en el PRM-1 a 24 h	203
Figura G.2	Resultados de <i>Coliformes totales</i> para AC-2 en el PRM-2 a 24 h	203
Figura G.3	Resultados de <i>E. coli</i> para AC-2 en el PRM-1 a 48 h	204
Figura G.4	Resultados de <i>E. coli</i> para AC-2 en el PRM-2 a 48 h	204
Figura G.5	Momento en que se produjo el efecto sifón en el ST	207
Figura I.1	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-1 para: (A) muestra I1-toma 1 (60 UFC/50 mL) y (B) muestra I2-toma 2 (73 UFC/50 mL)	224
Figura I.2	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-2 para: (A) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL) y (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL)	225
Figura I.3	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-3 para: (A) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL) y (B) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL)	225
Figura I.4	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-1 para: (A) muestra I1-toma 1 (interferencia) y (B) muestra I2-toma 2 (muy distorsionadas para interpretar)	226
Figura I.5	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-2 para: (A) muestra J1-toma 1 (1 UFC/100 mL) y (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/100 mL)	226
Figura I.6	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-3 para: (A) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/100 mL) y (B) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/100 mL)	227
Figura I.7	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (MNPC), (B) muestra J1-toma 1 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL)	227
Figura I.8	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (MNPC), (B) muestra J2-toma 2 (1 UFC/50 mL)	228



y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL)

Figura I.9	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (MNPC), (B) muestra J1-toma 1 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL)	228
Figura I.10	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (MNPC), (B) muestra J2-toma 2 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL)	229
Figura I.11	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (14 UFC/1 mL), (B) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL)	229
Figura I.12	Densidad de <i>Coliformes totales</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (24 UFC/1 mL), (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL)	230
Figura I.13	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (5 UFC/1 mL), (B) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL)	230
Figura I.14	Densidad de <i>Coliformes termotolerantes</i> en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (5 UFC/1 mL), (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL)	231



Listas de Tablas

Tabla 3.1	Calidad del agua subterránea	8
Tabla 3.2	Principales parámetros que influyen en la calidad de las aguas dulces (aguas crudas) a escala global	9
Tabla 3.3	Parámetros de calidad para agua cruda y agua potable	9
Tabla 3.4	Especies iónicas responsables de la dureza	16
Tabla 3.5	Durezas relativas de las aguas	16
Tabla 3.6	Proporciones del amoníaco y el amonio con respecto al pH	19
Tabla 3.7	Remoción y paso de las partículas del agua a través del medio	28
Tabla 3.8	Eficiencia del tratamiento del FB	31
Tabla 4.1	Monitoreo del ST de acuerdo a parámetros medidos y variables calculadas	50
Tabla 4.2	Frecuencia y periodos de muestreos aplicados en la investigación	53
Tabla 4.3	Parámetros utilizados para evaluar la contaminación del agua subterránea	64
Tabla 4.4	Determinaciones analíticas recomendadas a distintos niveles de vigilancia	64
Tabla 4.5	Métodos analíticos utilizados en la determinación de la calidad del agua en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3	67
Tabla 5.1	Resultados de los análisis microbiológicos realizados por PPEC el día 32 del desarrollo de la capa biológica	81
Tabla 5.2	Análisis estadístico de datos de los monitoreos de $Q_{MÁX}$ y temperatura	96
Tabla 5.3	Parámetros fisicoquímicos medidos in situ	98
Tabla 5.4	Calidad del agua de pozo “La Corona”, y tratada por el FBA y el FMADT agrupada en niveles de vigilancia	101
Tabla 5.5	Dpp para la arena de río Telica a diferentes tiempos de tamizado	110
Tabla 5.6	Análisis granulométrico por tamizado a $t^{\circ} = 15$ min para la arena de río que conforma el medio filtrante del FBA y el FMADT	112
Tabla 5.7	Eficiencias de remoción para el FBA, el FMADT y el ST	115
Tabla 5.8	Concentraciones de arsénico inorgánico a la entrada del ST	123
Tabla 5.9	Concentraciones de arsénico inorgánico determinadas en el PRM-3 a diferentes τ_{FMADT}	124
Tabla 5.10	Concentraciones de arsénico determinadas a la salida del FMADT para algunas familias de la comunidad “La Corona”	125
Tabla A.1	Formas de impurezas del agua cruda	138



Tabla A.2	Análisis típico del agua cruda según su origen	138
Tabla A.3	Análisis típico para un agua cruda	138
Tabla A.4	Parámetros del agua cruda a evaluar en el Tipo 1-Categoría 1-A y 1-B	139
Tabla A.5	Agentes patógenos transmitidos por el agua y su importancia en los sistemas de abastecimiento de agua	146
Tabla B.1	Parámetros bacteriológicos	148
Tabla B.2	Parámetros físico-químicos	148
Tabla B.3	Parámetros organolépticos	149
Tabla B.4	Parámetros para sustancias no deseadas	149
Tabla B.5	Parámetros para sustancias inorgánicas con significado para la salud	149
Tabla B.6	Propiedades físicas y químicas de Adsorbisia™ As500 titanium-based media de Dow®	161
Tabla B.7	Composición química del agua subterránea y agua subterránea filtrada por experimentos de columna de campo	166
Tabla D.1	Frecuencia de muestreo por estaciones GEMS/Water	174
Tabla D.2	Tamaños recomendados, mínimos y recolectado de muestra y tipo de frasco en que se recolectó cada parámetro	178
Tabla D.3	Valores de tendencia y tolerancia de los métodos y equipos utilizados en la investigación	180
Tabla E.1	Valores normales de D_{10} , C_U y C_C para la arena de filtración del FBA	200
Tabla G.1	Calidad fisicoquímica y microbiológica del AC-1	205
Tabla G.2	Calidad fisicoquímica y microbiológica del AC-2	206
Tabla G.3	Historial del monitoreo del ST durante los 121 días de evaluación	208
Tabla H.1	Resultados de los parámetros fisicoquímicos medidos in situ en el PRM-1 durante los tres muestreos realizados	215
Tabla I.1	Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el PRM-1 obtenidos en los tres muestreos efectuados	221
Tabla I.2	Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el PRM-2 obtenidos en los dos muestreos efectuados	222
Tabla I.3	Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el PRM-3 obtenidos en los dos muestreos efectuados	223
Tabla I.4	Resultados de la evaluación microbiológica complementaria que determinaron la capacidad de remoción de <i>Coliformes totales</i> y <i>termotolerantes</i> del ST	224



Acrónimos y abreviaturas utilizados en el texto

- ANMAT:** Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica
- ANSI:** American National Standards Institute
- AOAC International:** Association of Analytical Communities
- APHA:** American Public Health Association
- As(III):** Arsénico trivalente
- As(V):** Arsénico pentavalente
- ASTM:** American Society for Testing and Materials
- AWWA:** American Water Works Association
- CAPRE:** Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana
- CAWST:** Centre for Affordable Water and Sanitation Technology
- C_c:** Coeficiente de Curvatura
- CEPIS:** Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
- CIEMA:** Centro de Investigación y Estudios en Medio Ambiente
- CNDR:** Centro Nacional de Diagnóstico y Referencia
- Co:** Cobalto
- COT:** Carbono Orgánico Total
- Cu:** Cobre
- C_u:** Coeficiente de Uniformidad
- DBO:** Demanda Bioquímica de Oxígeno
- D_{pp}:** Diámetro Promedio de Partícula
- DRAE:** Diccionario de la Real Academia Española
- E. Coli:** *Escherichia Coli*
- EBCT:** Empty Bed Contact Time (Tiempo de Contacto de Lecho Vacío, TCLV)
- EMD:** Emanuel Merck, Darmstadt
- ENACAL:** Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillados
- ETV:** Environmental Technology Verification Program.
- FBA:** Filtro de Bioarena
- FDA:** U.S. Food and Drug Administration
- FIQ:** Facultad de Ingeniería Química
- FMADT:** Filtro de Medio Adsorbente de Dióxido de Titanio
- FME:** Filtración por membrana Estándar
- FPU:** Filtro de Punto de Uso



GEMS: Global Environment Monitoring System's (Sistema mundial de vigilancia medioambiental)

HEP: División de Salud y Ambiente

HR: High Range

ITS: Industrial Test Systems, Inc.

LAM: Laboratorio de Análisis Microbiológico

LI: Límite Inferior

LIA: Laboratorio de Ingeniería Ambiental

LIP: Laboratorio de Ingeniería de Procesos

LOU: Laboratorio de Operaciones Unitarias

LR: Low Range

LS: Límite Superior

MARENA: Ministerio del Ambiente y los Recursos Naturales

MINSA: Ministerio de Salud de Nicaragua

NC: Norma Cubana

NFS: National Sanitary Foundation

NPS: Nominal Pipe Size

NTON: Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense

NTU: Nephelometric Turbidity Unit.

OMS: Organización Mundial de la Salud

ONG: Organización No Gubernamental

OPS: Organización Panamericana de la Salud

PAHO: Pan American Health Organization

Pb: Plomo

PCC: Punto Cero de Carga (Point of Zero Charge, PZC)

p.j.: Por ejemplo

PNUD: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo

PPEC: 3MTM Placas PetrifilmTM para recuento de *E. coli* *Coliformes totales*

Pptado: Precipitado

PRM: Punto de Recolección de Muestra

Pt: Platino

PTAP: Planta de Tratamiento de Agua Potable

Pte.: Parte

PUB: Publicación

PVC: Policloruro de Vinilo

Q_{MÁX}: Caudal Máximo



RUSB: Recinto Universitario Simón Bolívar

SCH: Schedule

SDR: Razón Dimensional Estándar

SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Sn: Estaño

ST: Sistema de tratamiento

STD: Sólidos Totales Disueltos

TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure

TiO₂: Dióxido de titanio

U.S.EPA: United States Environment Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos)

UFC: Unidades Formadoras de Colonias.

UNCED: United Nations Conference on Environment and Development (Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y Desarrollo)

UNESCO: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

UNI: Universidad Nacional de Ingeniería

UV-Vis: Ultravioleta-Visible

VR: Valor Recomendado

VMA: Valor Máximo Admisible

WAT/SAN: Water and Sanitation

WTD: Water Technology Division

WEF: Water Environment Federation

WHO: World Health Organization

Zn: Cinc



CAPÍTULO I



No acabaremos con el SIDA, la tuberculosis, la malaria ni ninguna de las demás enfermedades infecciosas que asolan al mundo en desarrollo hasta tanto no hayamos ganado también la batalla para asegurar la disponibilidad de agua potable, saneamiento y asistencia sanitaria básicas. (Annan, 2005)

1.1. Introducción

El agua dio origen al comienzo de la vida sobre la tierra; es evidente entonces que el agua dulce se ha convertido en un líquido vital para el desarrollo de las ciudades, la agricultura, la industria y de los servicios indispensables para la vida rural y urbana. Aun cuando se cree que el agua está en abundancia en la naturaleza y que su ciclo de regeneración natural es suficiente para enfrentar todas las necesidades, esto es una conclusión errónea, porque dicha abundancia es relativa, ya que la disponibilidad del agua en los países no corresponde específicamente a las necesidades de las poblaciones. Por tales circunstancias, el agua se ha transformado en un bien económico, ya que su escasez en un tiempo y lugar determinado requiere inversiones para satisfacer las demandas en términos de cantidad y calidad (Giraldo, 2004).

Ejemplo de lo anteriormente planteado es Nicaragua; donde existen grandes desigualdades económicas y sociales que afectan todas las áreas del bienestar humano, las cuales están bien enmarcadas en el acceso, uso y gasto del agua potable, porque a pesar que cuenta con 129, 494 Km² de territorio donde un 15% de su superficie lo constituyen lagos, lagunas y ríos; éstos poseen una gran magnitud de contaminación en diversos municipios del país, además de la disminución de la capacidad de extracción de muchos pozos a nivel nacional; tales problemas se han generalizado hasta en las zonas declaradas como *Reservas Naturales* (ENACAL/OPS/PNUD, 2007).

La problemática en Nicaragua acerca del deterioro de la calidad del agua que se abastece a los consumidores fue descrita por Giraldo (2004) como un fenómeno común en los países en desarrollo, debido a la deficiente utilización de los recursos hídricos, las descargas de aguas residuales sin tratamiento, las limitaciones de infraestructura para el tratamiento de agua para el consumo, los efectos antropogénicos de las actividades humanas y desastres naturales, cuyos resultados se manifiestan en una serie de enfermedades de origen hídrico causadas por *microorganismos patógenos* (bacterias, virus, protozoarios y helmintos) que son nocivos para la salud de las poblaciones.

También los mecanismos geológicos representan uno de los más peligrosos, porque pueden movilizar sustancias químicas muy tóxicas que existen



naturalmente en los sedimentos y capas de los acuíferos que contiene al agua subterránea, como es el caso del *arsénico inorgánico*, un contaminante cancerígeno para los seres humanos que afecta a muchas regiones del mundo incluyendo Nicaragua, y cuya presencia en el agua subterránea pueden exceder el nivel de concentración que provoca intoxicación crónica a las personas (Bang, Patel, Lippincott & Meng, 2005).

Dadas las condiciones que anteceden, el problema de la calidad del agua para consumo humano está intrínsecamente relacionado con la salud de las poblaciones y los ecosistemas, la vida y el derecho de las personas a disponer del recurso hídrico en cantidad suficiente y calidad adecuada, y en consecuencia, por ser las familias de las comunidades rurales las que viven sin acceso a agua segura y sin servicios de saneamiento, son las que se encuentran en permanente riesgo de contraer enfermedades hídricas e intoxicarse con sustancias químicas como el arsénico (Aurazo, 2004; OPS/OMS, 2001).

Para mitigar estas circunstancias muy adversas en las zonas rurales de Nicaragua, la *Organización Aqua Clara International* de la Universidad Estatal de Michigan y la ONG “*El Porvenir*” de Denver-Colorado trabajan notablemente para proveerles agua potable asequible y segura; incidiendo en la reducción de las enfermedades, la mortalidad infantil, y la liberación del tiempo de las mujeres y las niñas, permitiéndoles a las últimas asistir a la escuela, y en general aumentar la productividad de toda la comunidad. En las comunidades rurales, Aqua Clara trabaja instalando y monitoreando filtros de bioarena en proceso batch para potabilizar agua con problemas de microorganismos patógenos y con ciertos constituyentes fisicoquímicos, pero también para casos específicos, trabaja con filtros adsorbentes de dióxido de titanio (TiO_2), que son una tecnología relativamente nueva en Nicaragua para remover el arsénico inorgánico del agua subterránea para consumo humano.

Es en esta prospectiva en la que se llevó a cabo la instalación y evaluación de un Sistema de Tratamiento (ST) a escala real para el agua de pozo de la comunidad “La Corona”; conformado por un *Filtro de Bioarena* (FBA) y un *Filtro de Medio Adsorbente de Dióxido de Titanio* (FMADT) conectados en serie bajo operación batch. La evaluación tecnológica del ST se realizó entre septiembre 2012 a marzo 2013; y a los efectos de esta evaluación se estudió el crecimiento de la capa biológica del FBA, se monitoreó el funcionamiento del ST, se determinó la calidad del agua cruda y tratada por el ST; así como su cumplimiento con las normas NTON 005 07-98 y CAPRE respectivamente; y como resultado se precisó la eficiencia de remoción de los constituyentes para las unidades de filtración y el ST con mayor énfasis en arsénico inorgánico y microorganismos patógenos.



1.2. Antecedentes

En el año 2008, la ONG “*El Porvenir*” en cooperación con el gobierno de Japón perforaron un pozo de 60 m de profundidad en la comunidad “La Corona”, para abastecer a la población de agua. No obstante, en los monitoreos realizados por el staff de “*El Porvenir-Camoapa*” se determinó en la fuente un rango de concentración de 46-56 $\mu\text{g/L}$ As, usando el *Arsenator® Digital Arsenic Test Kit*, pero no se encontraron colonias de *Coliformes termotolerantes* según pruebas realizadas con el *Kit Oxfam-DelAgua*.

Debido a esta problemática, “*El Porvenir-Camoapa*” en equipo con el *Centro de Investigación y Estudios en Medio Ambiente (CIEMA)*, instalaron *filtros Kanchan* que remueven arsénico mediante óxido de hierro (clavos oxidados) y presentaron una eficiencia de remoción promedio de 71%, según A. E. Rivas (comunicación personal, 22 de Mayo, 2012), quien es el coordinador y desarrollador de proyectos de “*El Porvenir-Camoapa*”. Además, afirmó que algunas familias abandonaron el uso de estos filtros por la apariencia desagradable de los clavos oxidados lo que originó desconfianza en la calidad del agua que suministraban.

Para prevenir que los pobladores consumieran agua con microorganismos patógenos, “*El Porvenir*” les facilitó unos filtros denominados “*Filtrón*”, ya que algunos de ellos tomaban agua de manantiales por la gran distancia entre el pozo y sus viviendas. De acuerdo a la *empresa Filtrón Nica*, el medio filtrante está construido a base de barro, aserrín e impregnado de plata coloidal que elimina *Coliformes totales*, *Streptococos fecales*, parásitos y turbidez, pero no remueve arsénico. Como consecuencia de esto, en Noviembre de 2010, la *Organización Aqua Clara Nicaragua* instaló dos filtros FMADT que fueron monitoreados por “*El Porvenir-Camoapa*” y se obtuvo un porcentaje de remoción de arsénico de 99,9% según las pruebas del *Arsenator® Digital Arsenic Test Kit*.

Por los resultados obtenidos, ambos organismos decidieron proceder con la instalación del ST constituido por un FBA y un FMADT en 16 viviendas de la comunidad. Aunque se había comprobado que el agua del pozo no tiene *Coliformes termotolerantes*, el FBA se instaló principalmente por la manipulación del agua recolectada del pozo en recipientes sin la seguridad de que se encuentren limpios y libres de patógenos, realizándose esta actividad en Octubre del año 2012, mientras que el FMADT se instaló en Noviembre de ese mismo año sin conectarse al FBA. Con algunos FMADT instalados, no se obtuvieron los resultados esperados, ya que en los monitoreos de “*El Porvenir-Camoapa*” con el *Arsenator® Digital Arsenic Test Kit*, la concentración de arsénico a la salida de algunos filtros alcanzó valores de 3, 4 e incluso 12 $\mu\text{g/L}$ As.



1.3. Justificación

El agua, que a diario las mujeres y niñas de la comunidad rural “La Corona” deben llevar desde el pozo comunitario hasta sus viviendas, es almacenada en recipientes. No obstante, la constante manipulación podría contribuir a la presencia de infecciones gastrointestinales sobre todo en niños menores de 5 años. Son microorganismos patógenos como *Escherichia coli enterotoxigénica*, *Shigella*, *Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium parvum*, *Rotavirus*, *Salmonella*, *Miobacteria* y *Virus hepatitis A* y *E*, presentes en el agua, los que deben ser eliminados para prevenir enfermedades tales como fiebre ictero hemorrágica y trastorno renal, diarrea, fiebre tifoidea, tuberculosis y hepatitis A y E (Gortares & Naranjo, 2001; OMS/OPS/HEP/99/32, 1999).

La realidad se complica aún más por la presencia de arsénico en el agua de la comunidad, cuya ingesta en pequeñas dosis durante semanas o años provoca intoxicación crónica que causa cánceres de pulmón, hígado, piel, próstata, riñón, estómago, cerebro y vejiga, además de anemia, diabetes, hiperqueratosis palmo-plantar y erupciones cutáneas (Pirilä, Martikainen, Ainassaari, Kuokkanen & Keiski, 2010). Por su parte, una intoxicación aguda se manifiesta en aflicciones gástricas y pulmonares, vómito y diarrea con sangre durante los primeros 30 minutos o varias horas después (Castro & Wong; 1999; Henke, 2009; Henry & Wiseman, 1998). Según el reporte anual del MINSa en el 2012 se diagnosticó en el departamento de Boaco 2 casos de cáncer de pulmón, 3 de próstata, 28 de estómago, 5 de vejiga, 12 de hígado y 3 de piel. Aunque, no se afirma que estos casos se deben a la ingesta de agua con arsénico, tampoco se puede descartar la posibilidad.

La finalidad de la investigación que se realizó con la evaluación del sistema de filtros conectados en serie (FBA + FMADT) fue cerciorarse si éste era una tecnología apropiada para asegurar a los pobladores de la comunidad “La Corona”; agua potable segura que cumpliera con los valores establecidos por las normas CAPRE, y sobre todo que evitara la aparición de las enfermedades antes mencionadas.



CAPÍTULO II

Objetivos

El agua y el saneamiento son uno de los principales motores de la salud pública. Suelo referirme a ellos como “Salud 101”, lo que significa que en cuanto se pueda garantizar el acceso al agua salubre y a instalaciones sanitarias adecuadas para todos, independientemente de la diferencia de sus condiciones de vida, se habrá ganado una importante batalla contra todo tipo de enfermedades. (Jong-Wook, 2004)

2.1. Objetivo General

- Evaluar el sistema de tratamiento (ST) constituido por dos filtros conectados en serie, uno de bioarena (FBA) y otro de medio adsorbente de dióxido de titanio (FMADT) para potabilizar agua de pozo de la comunidad “La Corona”-Camoapa, Boaco.

2.2. Objetivos Específicos

- Desarrollar la capa biológica en un espesor de la parte superior de la arena de filtración del FBA.
- Evaluar el funcionamiento del sistema de tratamiento brindando seguimiento a la turbiedad, el pH, la temperatura y el caudal máximo ($Q_{MÁX}$).
- Estimar las características fisicoquímicas y microbiológicas del agua cruda y tratada por el sistema de filtración en serie para contrastarlas con la Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense para la clasificación de recursos hídricos (NTON 05 007-98) y con las Normas CAPRE, respectivamente.
- Caracterizar la granulometría de la arena de filtración a través del diámetro promedio de partícula (D_{pp}), el coeficiente de uniformidad (C_U) y el coeficiente de curvatura (C_C).
- Determinar las eficiencias de remoción de los constituyentes fisicoquímicos y microbiológicos de forma global y para cada unidad de filtración.



CAPÍTULO III

Marco Teórico

El agua es esencial para la creación vegetal y animal, ya sea como alimento u otros propósitos, que su importancia probablemente sobrepasa la de cualquiera otra sustancia de la gran variedad que el autor de la naturaleza nos regaló. La salud, el bienestar y el placer de la humanidad requieren un abastecimiento de agua abundante y, por consiguiente, si la utilidad es un criterio justo de valor debe dársele una atención particular a las invenciones y actividades que tienen por objetivo suministrarla, fácil y generosamente, en un estado limpio y saludable. (Matthews, 1835)

En este capítulo se aborda teoría concerniente a generalidades del agua, fuentes de abastecimiento, así como los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que determinan su calidad, ya sea como agua cruda o potable regidas por las normas NTON 05 007-98 y CAPRE, respectivamente. Se ha incluido teoría de los mecanismos de filtración, con principal énfasis en la adherencia y el desprendimiento. En adición, se explica el fundamento teórico del funcionamiento del FBA y la importancia de la existencia del dióxido de titanio y el carbón activado en el FMADT.

3.1. El Agua

El agua siempre contiene impurezas que son los constituyentes de origen natural, procediendo de partículas que se le agregan en forma de sustancias disueltas y en suspensión. También con frecuencia, presenta contaminantes de origen antropogénico (Kiely, 1999). Por tales circunstancias, la aceptación de un agua para un uso definido depende de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, y por ende, son éstas las que se cuantifican para determinar su calidad.

3.2. Fuentes de Agua

Se entiende por fuentes de abastecimientos de agua a aquel punto o fase del ciclo natural del cual se desvía o aparta el agua, temporalmente, para ser usada, regresando finalmente a la naturaleza. (Departamento de Sanidad del Estado de New York, 2011, p.11)

Para el abastecimiento público de agua se usan comúnmente, tanto los recursos superficiales como los subterráneos. Dado que el ST fue evaluado mediante agua subterránea se explican solamente las fuentes de agua subterránea.



3.2.1. Abastecimientos subterráneos.

Las comunidades pequeñas son las que emplean abastecimientos subterráneos de agua, por lo limitado que resulta el volumen del acuífero. Sin embargo, el problema principal del abastecimiento subterráneo es que presentan la tendencia a proporcionar aguas excesivamente duras. En cambio, su ventaja primordial es que las aguas requieren un menor grado de tratamiento, ya que las impurezas se eliminan por la filtración natural de las capas del suelo y el subsuelo. No obstante, los depósitos minerales no siempre contribuyen a la dureza, y la conformación del suelo y del subsuelo puede no ser del tipo que elimina con eficiencia la materia indeseable del agua (Departamento de Sanidad del Estado de New York, 2011).

La extracción del agua subterránea a la superficie de la tierra es a través de pozos. Éstos se pueden clasificar de acuerdo a su profundidad como: Pozos poco profundos, si son menores a 30 m y pozos profundos si son mayores a 30 m (Departamento de Sanidad del Estado de New York, 2011).

3.3. Calidad del Agua Destinada al Consumo Humano

Las aguas naturales raramente son de calidades satisfactorias, y por tal razón siempre deben ser tratadas hasta los estándares aceptables para el consumo humano. En la práctica, todos los abastecimientos públicos de agua se someten a alguna forma de tratamiento, cuyo grado depende de la calidad del suministro de agua cruda. Por ejemplo, en Nicaragua aproximadamente entre el 73% al 90% del agua potable proviene de pozos (ENACAL/OPS/PNUD, 2007).

De acuerdo a Kiely (1999), el agua cruda puede contener impurezas en distintas formas, según se muestran en la Tabla A.1 ubicada en el Anexo A.1. Estas formas de las impurezas definen el tipo y el nivel de tratamiento utilizado.

Las características del agua cruda varían notoriamente, siendo las causas de tales diferencias no solamente los fenómenos naturales (como regímenes hidrológicos) sino también la contaminación producida por la actividad industrial, el uso extensivo de pesticidas y abonos químicos, la descarga de basura, y el vertido de aguas residuales domésticas, eliminación de la vegetación así como una lista interminable de residuos propios de las actividades cotidianas humanas (Kiely, 1999; Pérez, 1997).

La calidad uniforme del agua subterránea es determinada por las capas permeables del subsuelo que retienen parte de la materia orgánica, materia en suspensión y bacterias que pudiera recibir durante la época lluviosa (Pérez, 1997). En la Tabla 3.1 se resaltan algunas características de la calidad del agua



subterránea; donde se puede observar que el suministro de agua cruda precisa de la investigación de muchos parámetros físicos, químicos y biológicos.

Tabla 3.1. Calidad del agua subterránea.

Parámetro	Agua subterránea
Temperatura	Relativamente constante
Turbidez y sólidos suspendidos	Normalmente baja o nula
Contenido mineral	Relativamente constantes en valores altos
Hierro y Manganeseo divalentes en solución	Siempre alto
Dióxido de carbono agresivo	Siempre algo
Oxígeno disuelto	Normalmente bajo, requiere aireación
Amonio	Se observa que los niveles están aumentando
Sulfuro de hidrógeno	Normalmente bajo
Sílice	—
Nitrato	Se observa que los niveles aumenta debido a la contaminación agrícola
Organismos vivos	Normalmente nada

Fuente: Kiely, 1999.

La influencia de los distintos contaminantes en las fuentes de abastecimiento pueden ser observados en la Tabla 3.2. Con la evaluación de la calidad del agua se logra efectuar acciones de control y mitigación de la contaminación de las fuentes hídricas, garantizando el suministro de agua segura. Este proceso de evaluación consiste en una apreciación de la naturaleza fisicoquímica y microbiológica del agua que se relacionan con los efectos sobre el hombre y los usos a los que se destinan, para lo cual se utilizan requisitos o normas que describen la calidad del agua cruda o potable que consisten en: Medidas cuantitativas (parámetros fisicoquímicos del agua), análisis bioquímico y microbiológico (incluida la estimación del análisis de toxicidad) y descriptores semi-cuantitativos y cualitativos que implican indicadores biológicos. De tal forma, que si el agua cruda reúne éstas normas se puede plantear que es de buena calidad para un proceso concreto de consumo, en caso contrario, se puede decir que es inaceptable y de mala calidad (Chapman, 1992; Kiely, 1999; Torres, Hernán & Patiño, 2009).

Al discutir la calidad del agua, existen dos conjuntos de estándares: Uno para la calidad del agua cruda y el segundo para la calidad del agua tratada potable (Kiely, 1999). Los parámetros que deben cumplir los estándares se encuentran agrupados, de acuerdo a un conjunto de características, según se observa en la Tabla 3.3. Un análisis típico para un agua cruda está definido por los parámetros mostrados en la Tabla A.2 (Anexo A.1) y el que se realiza al agua cruda de diferentes procedencias se presenta en la Tabla A.3, ubicada en el mismo anexo.



Tabla 3.2. Principales parámetros que influyen en la calidad de las aguas dulces (aguas crudas) a escala global.

Contaminante	Masa de agua			
	Ríos	Lagos	Embalses	Aguas subterráneas
Patógenos	XXX	X†	X†	X
Sólidos suspendidos	XX	na	X	na
Materia orgánica en descomposición‡	XXX	X	XX	X
Eutrofización§	X	XX	XXX	na
Nitrato como contaminante	X	0	0	XXX
Salinidad	X	0	X	XXX
Elementos traza	XX	XX	XX	XX¶
Oligoelementos	XXX	XX	XX	XXX¶
Acidificación	X	XX	XX	0
Modificación de los regímenes hidrológicos††	XX	X		X

X: Deterioro ocasional o regional, XX: Deterioro importante, XXX: Deterioro grave o global, 0: Escaso deterioro, na: No aplicable, †: Sobre todos en masas de agua pequeñas o poco profundas, ‡: Otros no provocados por producción acuática primaria, §: Algas y macrofitos, ¶: De vertederos, escorias de minas, ††: Tránsito de agua, embalsado, extracción excesiva, etc.

Fuente: Chapman, 1992 (citado por Kiely, 1999).

Tabla 3.3. Parámetros de calidad para agua cruda y agua potable.

Grupo	Descripción del grupo	Parámetro
A	Parámetros organolépticos	Color, Turbidez, Olor y Sabor.
B	Parámetros fisicoquímicos	Temperatura, pH, Conductividad, Cloruros, Sulfatos, Calcio, Magnesio, Sodio, Potasio, Aluminio y Residuo seco total.
C	Parámetros relativos a sustancias indeseables en cantidades excesivas	Nitratos, Nitritos, Amonio, Nitrógeno de Kjeldahl, Oxidabilidad, Sulfuro de hidrógeno, Sustancias extraíbles al cloroformo, Hidrocarburos, Fenoles, Boro, Surfactantes, Organoclorados, Hierro, Magnesio, Cobre, Cinc, Fósforo, Flúor, Sólidos suspendidos y Bario.
D	Parámetros relativos a sustancias tóxicas	Arsénico, Cadmio, Cianuros, Cromo, Mercurio, Níquel, Plomo, Antimonio, Selenio y Pesticida.
E	Parámetros microbiológicos	<i>Coliformes totales</i> , <i>Coliformes fecales</i> , <i>Streptococos fecales</i> y <i>Clostridia sulforreductoras</i> .
F	Mínimo necesario para agua ablandada	Dureza total y Alcalinidad.

Fuente: Kiely, 1999.



3.4. Fundamentos para la Caracterización del Agua Destinada al Consumo Humano

La norma jurídica nicaragüense *NTON 05 007-98* especifica la capacidad y condiciones del aprovechamiento de los recursos hídricos y contiene los niveles de calidad exigibles de los cuerpos de agua de acuerdo con los usos a los cuales se destinen. En base a esto se establecen seis tipos de cuerpos de agua (Asamblea Nacional de Nicaragua, 2000). Sin embargo, debido a la problemática que aborda la presente investigación sólo se ha enfatizado en un tipo de recurso hídrico que es el “*Cuerpo de agua de tipo 1*”, el cual está destinado al uso doméstico e industrial que requiera de agua potable. Este tipo a su vez se subdivide en dos categorías:

- **Categoría 1-A:** Son las aguas que desde la perspectiva sanitaria se pueden acondicionar con una sola adición de desinfectantes.
- **Categoría 1-B:** Son las aguas que pueden ser acondicionadas a través de tratamientos convencionales de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y/o cloración.

Debido a que el ST evaluado en el desarrollo de la investigación está basado en la filtración, la categoría que corresponde es la 1-B. La calidad del cuerpo de agua tipo 1, establecido en la *NTON 05 007-98*, puede apreciarse en el Anexo A.2 (Tabla A.4).

Según CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109 (2004), por la amplia gama de contaminantes, a los diferentes niveles de contaminación, así como a la cinética química de las sustancias, elementos, materia orgánica y microorganismos que se incorporan en el cuerpo de agua, es indispensable conocer las características fisicoquímicas y biológicas del agua antes de seleccionarla como fuente de agua cruda, mediante análisis de laboratorio que dan a conocer si el agua es o no peligrosa para la salud. A continuación se tratan en detalle las principales características fisicoquímicas y microbiológicas que definen la calidad del agua subterránea, el origen de los constituyentes y su importancia en la salud humana.

3.4.1. Parámetros físicos.

Los parámetros físicos tienen incidencia directa sobre las condiciones estéticas y de aceptabilidad del agua. Dentro de ellos se consideran importantes para el agua potable: Los parámetros organolépticos (turbiedad, sólidos solubles, y color), así como la temperatura (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; Pérez, 1997; Kiely, 1999).



Turbiedad: Es causada por partículas que por su tamaño van desde dispersiones coloidales hasta materia suspendida muy fina y gruesa, conformadas por partículas no solubles de arcilla, limo, materia orgánica e inorgánica (óxidos metálicos, sulfuros) finamente dividida, microorganismos (bacterias, hongos, algas), las cuales reducen la transparencia del agua en menor o mayor grado, provocando que la luz sea re-emitida y no transmitida en línea recta (Pérez, 1997; Romero, 1999, Weiner, 2000).

Color: Este se relaciona íntimamente con la turbiedad. Sin embargo, puede presentarse como una característica independiente que incide también sobre el aspecto estético del agua, quitándole transparencia y que absorberá en el rango del espectro visible (400-700 nm). Convencionalmente, se ha aceptado que el color del agua, excluyendo el resultado de descargas industriales, proviene de la extracción acuosa de sustancias de origen vegetal (lignina, taninos, plantas de colorantes y polisacáridos), de la solución de materia orgánica del suelo (ácidos fúlvicos y ácidos húmicos), y de la presencia de minerales disueltos (hierro, manganeso y otros compuestos metálicos) (Kiely, 1999; Pérez, 1997).

En la formación del color en el agua intervienen, entre otros factores, el pH, la temperatura, el tiempo de contacto, la materia disponible y la solubilidad de los compuestos coloreados (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004). Los colores más comunes que se presentan en las aguas crudas son: El amarillo-marrón por la presencia de hierro y manganeso coloidal o en solución, y pardo-negro por la presencia de ácidos húmicos (Kiely, 1999; Romero, 1999). Se reconocen dos tipos de color en el agua, pero el que fue de interés en la evaluación es el llamado:

- **El color verdadero:** Es causado por sustancias coloidales o disueltas que permanecen después de la filtración a través de un filtro de 0,45 μm , es decir, el color que la muestra adquiere una vez que su turbiedad ha sido removida (Kiely, 1999; Pérez, 1997).

Cualquier grado de color es objetable al consumidor, por tal motivo su remoción se convierte en un objetivo esencial del tratamiento (Kiely, 1999; Romero, 1999).

Temperatura: Una variedad de factores, principalmente ambientales, pueden hacer que la temperatura del agua varíe continuamente, y es por tal razón que su determinación exacta incide en la eficiencia de los diferentes procesos de tratamiento, y en los análisis de laboratorios (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; Romero, 1999). En el caso del agua subterránea mantiene una temperatura bastante constante (Chapman, 1996).



El parámetro temperatura es importante porque: La biodegradación de la materia orgánica en el agua es acelerada a temperaturas altas incrementando la demanda de oxígeno disuelto, la absorción de oxígeno y CO_2 de la atmósfera al agua decrece con el aumento de la temperatura, la conductividad electrolítica incrementa con la temperatura a una velocidad de aproximadamente 1,9% por $^{\circ}\text{C}$, influye en la proliferación de algas, en la precipitación de compuestos y la formación de depósitos, la viscosidad del agua aumenta a temperaturas bajas, y por consiguiente se produce una velocidad menor de sedimentación de los sólidos afectando posteriormente a la filtración e incide en el grado de saturación de oxígeno disuelto y de carbonato de calcio (CaCO_3) (Bartram & Ballance, 1996; Pérez, 1997; Romero, 1999; Solórzano, 2010).

Sólidos Totales Disueltos (STD): Son las sustancias que pasan a través de un filtro estándar (de fibra de vidrio con tamaño de poro de alrededor de $1,2 \mu\text{m}$) y permanecen como residuo después de la evaporación de la muestra a 180°C (Kiely, 1999; Romero, 1999; Weiner, 2000).

Se considera que los STD son el material coloidal y el disuelto; ambos con tamaño de partícula inferior a $1 \mu\text{m}$. Sin embargo, las partículas coloidales, que son de origen arcilloso, no se disuelven, sino que permanecen en suspensión porque su velocidad de sedimentación es menor a $0,1 \text{ mm/s}$. A pesar de este hecho, se les clasifica como STD por lo que no quedan retenidas en el filtro estándar. En específico, éstos sólidos incluye minerales disueltos, sales, ácidos húmicos y taninos; siendo los mayores contribuyentes las sales de carbonatos, bicarbonatos, cloruros, sulfatos, fosfatos y nitratos (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; Kiely, 1999; Weiner, 2000).

La clasificación de los sólidos incluye, además, a los suspendidos, volátiles, fijos y sedimentables (Romero, 1999). Sin embargo, no se consideran debido a que no fueron de interés para la evaluación del ST mediante la determinación de la calidad del agua cruda y filtrada.

3.4.2. Parámetros químicos.

Los parámetros químicos del agua son los que tiene un amplio uso en la determinación de la calidad del agua potable, porque son los que pueden afectar la salud de los seres humanos, después de una exposición prolongada por tener propiedades tóxicas acumulativas como es el caso de los metales pesados y las sustancias cancerígenas (WHO, 1997). Según Kiely (1999), la estimación de la calidad del agua puede ser: *Específica*, cuando el análisis se realiza a los iones principales (p.j. Ca^{2+} y Mg^{2+}) o metales pesados (p.j. Pb, Cu, Zn, Sn); y *general* en



el caso que en la examinación del agua se realicen ensayos como alcalinidad, dureza, conductividad eléctrica y pH.

WHO (2011) dividió las fuentes de constituyentes químicos en el agua en 5 categorías, siendo la primera de ellas los *químicos que ocurren naturalmente*. Estos contaminantes son el producto de las reacciones ácido-base, procesos de intercambio entre la atmósfera y el agua, precipitación y disolución de sustancias, acciones/reacciones complejas, reacciones de oxidación-reducción, procesos de adsorción-desorción y las reacciones químicas entre el agua de lluvia y el perfil suelo/roca (Foster et al., 2006; Dojlido & Best, 1993).

Basado en estos procesos, los contaminantes (constituyentes) químicos del agua pueden clasificarse como *orgánicos* e *inorgánicos* (Kiely, 1999). No obstante, en este estudio se trataron solamente los contaminantes inorgánicos que tiene un amplio uso en relación a la calidad del agua potable, agua superficial o agua subterránea. Dentro de los contaminantes químicos definidos como parámetros de sustancias inorgánicas que se relacionan a las fuentes de abastecimientos de agua destinadas para consumo humano están:

pH (Potencial de hidrógeno): El pH es el término utilizado universalmente para expresar la intensidad de las condiciones ácidas y básicas de una solución cualquiera (que en el presente estudio es el H₂O), a través de la concentración del ión hidrógeno medida en unidades de mol/L (Whitten, Davis, Peck & Stanley, 2008). La medida del pH es una de las pruebas más importantes y frecuentemente usada en la química del agua, porque es un factor determinante en la propiedades químicas y biológicas de la misma (Weiner, 2008).

La escala de medición del pH es de 0 a 14. Aunque las escalas de pH y pOH indican la intensidad de la acidez y de la alcalinidad (basicidad), éstas no miden ni la acidez total ni la alcalinidad total del agua (Pérez, 1997).

Por lo general, el pH de las aguas tanto naturales no contaminadas como tratadas debería estar entre 5,0 y 9,0; ya que en este rango se pueden controlar sus efectos en el comportamiento de otros constituyentes del agua (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004). En el caso específico de aguas subterráneas no contaminadas el pH natural está generalmente comprendido entre 6,0 y 8,5 (Weiner, 2008).

El pH puede permanecer razonablemente constante a menos que la calidad del agua cambie, debido a las influencias de tipo natural o antropogénicas, aumentando la acidez o la basicidad (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004). Por ejemplo, a valores de pH bajos los metales tienden a disolverse como iones, por el contrario a valores de pH altos éstos precipitan como hidróxidos y óxidos, y a



pH muy altos los precipitados se re-disuelven otra vez a iones, por la solubilidad de los complejos de hidróxidos formados (Weiner, 2008).

En aguas no contaminadas, el pH es principalmente controlado por el balance entre el dióxido de carbono, ion carbonato y bicarbonato, así como otros compuestos naturales tales como ácidos húmico y fúlvico (Chapman, 1996). En el caso del CO_2 , la pérdida o ganancia de éste, es una de las causas más comunes en los cambios de pH. El pH es disminuido cuando el CO_2 se disuelve dentro del agua por difusión desde la atmósfera o por la actividad microbiana del agua o el suelo. Contrariamente, cuando el CO_2 es perdido por difusión hacia la atmósfera o por el consumo durante la fotosíntesis de las algas o de las plantas acuáticas, el pH incrementa (Weiner, 2008).

Conductividad específica (conductividad eléctrica): La conductividad específica del agua es una medida de la capacidad de una solución acuosa para transportar una corriente eléctrica, la cual depende del grado de disociación de los iones presentes, de su concentración total, de la cantidad de carga eléctrica de cada ion (valencia), de la movilidad iónica, así como de la temperatura de la solución (APHA, AWWA & WEF, 2005; Chapman, 1996; Kiely, 1999; Romero, 1999).

La conductividad específica ocurre naturalmente en su mayor parte por el contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- y STD con concentraciones menores que 2500 mg/L, por lo tanto es evidente que la corriente eléctrica en la solución es conducida por el movimiento de los iones; de tal manera que cuanto mayor es el número de iones (es decir, mayor la concentración de las sales disueltas) mayor es la movilidad iónica, y en consecuencia mayor es la magnitud de la conductividad; cuya medición depende de la temperatura a la cual se haga la determinación (APHA, AWWA & WEF, 2005; Kiely, 1999; Romero, 1999). El rango típico en el cual se encuentra la conductividad del agua subterránea es de 200-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kiely, 1999), excediendo los 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en aguas contaminadas o las que reciben grandes cantidades de escorrentía de la tierra (Chapman, 1996).

La medición de la conductividad específica debe ser realizada in situ, porque cambia con el tiempo de almacenamiento, debido a la precipitación de carbonato de calcio que acompaña a los cambios en la relación pH-alcalinidad-carbonato de calcio después de la toma de muestra (Bartram & Ballance, 1996; Manahan, 2007).

Alcalinidad total: La alcalinidad es la capacidad del agua para neutralizar ácidos, reaccionar con iones hidronios (H^+) para aceptar protones, y expresar una medida de las sustancias alcalinas a partir de cantidades relativas de especies de



aniones carbonato y bicarbonatos (Kiely, 1999; Romero, 1999). Por lo tanto, la alcalinidad es un buen indicador de la capacidad neutralizadora ácida del agua (CNA) e indirectamente de la concentración total de aniones carbonatos y bicarbonatos presentes (Kiely, 1999; Weiner, 2008).

Según Kiely (1999), Romero (1999) y Weiner (2008), la alcalinidad representa el efecto neto de la presencia de varios constituyentes, pero los que generalmente determinan la alcalinidad de las aguas naturales son: Hidróxidos (OH^-), ion bicarbonato (HCO_3^-), ion carbonato (CO_3^{2-}), dióxido de carbono (CO_2) y fosfatos (PO_4^{3-}). Además, la alcalinidad es indicador de la concentración de otros constituyentes que usualmente son minoritarios; dentro de los cuales están las sales de los ácidos débiles (boratos y silicatos), amoníaco, ácidos acéticos y propiónicos (Kiely, 1999; Weiner, 2008). No obstante, Romero (1999), plantea que estas especies de compuestos en la práctica contribuyen insignificativamente en la alcalinidad, y por tanto pueden ignorarse.

Cuando la alcalinidad se presenta como un equilibrio de carbonatos y bicarbonatos con el ácido carbónico, la tendencia es que prevalezcan los iones de bicarbonato. De ahí que un agua pueda tener baja alcalinidad y un pH relativamente alto o viceversa (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004). Por ejemplo, la alcalinidad de algunas aguas es debida solamente a la presencia de bicarbonato de sodio y magnesio, y en tal caso el pH de dichas aguas no excede el valor de 8,3; por ende su alcalinidad total es prácticamente idéntica con su alcalinidad bicarbonato (Bartram & Balance, 1996).

Las aguas naturales con baja alcalinidad ($< 24 \text{ mg/L CaCO}_3$) tiene una baja capacidad amortiguadora, por lo tanto son susceptibles a alteraciones en el pH (Chapman, 1992). De esta manera, la alcalinidad es beneficiosa, porque minimiza los cambios de pH y las especies químicas que causan la alcalinidad como los carbonatos, bicarbonatos, hidróxidos y fosfatos que pueden formar complejos químicos con algunos iones de metales pesados tóxicos, reduciendo así su toxicidad (Weiner, 2008).

En general, OPS/CEPIS/PUB/02.76 (2002) cita que las aguas con: pH= 12,0 (tienen hidróxido y son cáusticas), pH= 8 (tienen carbonatos y bicarbonatos), pH= 4,5 a 8,0 (solo tienen bicarbonatos y son más comunes) y pH= 4,5 (son ácidas, y por tanto tienen ácido libre, además del ácido carbónico). Los parámetros como el pH, la composición general del agua, la temperatura y la fuerza iónica son otras de las características del agua que influyen al valor de la alcalinidad.



Dureza total: La dureza total inicia con la acción disolvente del agua pluvial sobre las formaciones que disuelve una gran cantidad de sales minerales como cationes metálicos divalentes de Ca^{2+} y Mg^{2+} en forma de sulfatos de calcio y magnesio, y en mayor medida cuando hay un aumento del CO_2 en el agua (Kiely, 1999; OPS/CEPIS/PUB/02.76, 2002).

Debido a que el calcio (Ca^{2+}) es el principal causante de la dureza del agua, seguido del magnesio (Mg^{2+}); la suma de las concentraciones de estos cationes divalentes representa la magnitud de la dureza total en el agua (Kiely, 1999; OPS/CEPIS/PUB/02.76, 2002).

La dureza total está relacionada y depende de la alcalinidad y el pH, porque el calcio y magnesio pueden encontrarse en forma de bicarbonato; en consecuencia es un parámetro muy utilizado en el agua potable que se calcula tradicionalmente como $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$, al igual que la alcalinidad (Kiely, 1999; OPS/CEPIS/PUB/02.76, 2002). En la Tabla 3.4, se muestran los principales cationes y aniones que causan la dureza del agua. No obstante, el Al^{3+} y Fe^{3+} , son considerados causantes de la dureza en menor medida (Romero, 1999).

Tabla 3.4. Especies iónicas responsables de la dureza.

Cationes	Aniones
Ca^{2+}	HCO_3^-
Mg^{2+}	SO_4^{2-}
Si^{2+}	Cl^-
Fe^{2+}	NO_3^-
Mn^{2+}	SiO_3^{2-}

Fuente: Kiely, 1999.

La dureza es a veces utilizada como un indicador proporcional a los STD en forma de Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , y HCO_3^- que a menudo representan la mayor parte de los STD presentes (Weiner, 2008). La Tabla 3.5 presenta la clasificación del agua en términos de dureza.

Tabla 3.5. Durezas relativas de las aguas.

Grado de dureza	meq/L	mg/L como CaCO_3
Blanda	<1	0-75
Moderadamente dura	1-3	75-150
Dura	3-6	150-300
Muy dura	>6	>300

Fuente: Kiely, 1999.

La dureza del agua subterránea es provocada por el paso de ésta a través de los depósitos minerales de carbonato de calcio y magnesio que son la fuente principal de dureza del agua. Tales depósitos son muy extendidos, por lo tanto el agua subterránea dura a moderadamente dura es más común que el agua



subterránea blanda, en cambio, el agua subterránea muy dura se encuentra muy frecuentemente (Weiner, 2008). En el Anexo A.3, se describen los diferentes tipos de dureza, al igual que las fórmulas para calcularlas.

Cloruro (Cl⁻): Los cloruros en el agua natural son el resultado del proceso de lixiviación del cloro contenido en rocas y suelos, por el agua con la que entra en contacto (Metcalf & Eddy Inc., 2003). Weiner (2008) afirma: “Los cloruros son extensamente distribuidos en la naturaleza, usualmente en forma de sales de potasio y sodio (NaCl, KCl y CaCl₂)” (Pte. A.2).

Aunque el ion cloruro es extremadamente móvil, debido a que todas las sales de cloruro son muy solubles a excepción del cloruro de plomo II (PbCl₂), cloruro de plata (AgCl) y cloruros de mercurio (Hg₂Cl₂, HgCl₂); la concentración de cloruros en aguas subterráneas no geotermales es generalmente baja, usualmente por debajo de 100 mg/L Cl⁻; por lo que las concentraciones de cloruros en ausencia de contaminación son normalmente menores que las de sulfato y carbonatos (Weiner, 2008).

Los cloruros pueden ejercer una acción disolvente a partir de ciertas concentraciones sobre algunas sales presentes en el agua contribuyendo de esta manera al aumento de la conductividad. Sin embargo, el ion cloruro no suele plantear problemas en la potabilización de las aguas de consumo (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; Moreno, 2010).

Sulfatos (SO₄²⁻): El anión sulfato es la forma oxidada estable del sulfuro, cuyos minerales están extensamente distribuidos en la naturaleza, y aún más los compuestos de sulfatos que son solubles en agua, en consecuencia, casi todas las aguas naturales contienen aniones sulfatos, los cuales son parte de los seis principales iones (Na⁺, Ca²⁺, Mg⁺, Cl⁻, HCO₃³⁻, y SO₄²⁻) de las aguas superficiales y subterráneas poco profundas (Weiner, 2008).

En las aguas subterráneas se pueden encontrar concentraciones significativas de sulfatos de hasta 800 mg/L, específicamente en subsuelos que presentan calizas, arcilla negra y piritas (Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2005).

Hierro y manganeso: El manganeso se suele asociar frecuentemente con el hierro, aunque es menos predominante y son raras las aguas que los contienen en forma independiente (Kiely, 1999; Pérez, 1997).

Por lo general, el hierro y el manganeso entran en solución en forma bivalente (Fe⁺² y Mn⁺²); en el caso del hierro está presente en forma insoluble como óxido férrico, minerales de piritas que contienen FeS₂, carbonato ferroso y



otros minerales de hierro contenidos en rocas ígneas, sedimentarias y metamórficas que en su mayoría están presentes en los suelos y de allí puede pasar al agua por conversión a una forma soluble con ayuda del CO_2 (Kiely, 1999; Pérez, 1997; Weiner, 2008). Además, Weiner (2008) explica que bajo condiciones reductoras a un pH menor que 7,0 y con la ausencia de sulfuro, el hierro y el manganeso cambian de sus formas insolubles (Fe^{+3} y Mn^{+4}) a las solubles (Fe^{+2} y Mn^{+2}). Por ejemplo, a un pH por encima a 7,0 el $\text{Fe}(\text{OH})_2$ es aproximadamente 105 veces más soluble que el $\text{Fe}(\text{OH})_3$.

Cuando se extrae agua de un pozo, ésta puede ser incolora, pero al entrar en contacto con el aire, el hierro precipita para formar un depósito rojizo-marrón que recuerda al herrumbre. Esto da un gusto metálico al agua, mancha la ropa y ocasiona alteraciones en la turbiedad y el color. El manganeso produce una coloración negra del agua y sus efectos son prácticamente iguales a los del hierro (Kiely, 1999; Pérez, 1997). Según Romero (1999), la coloración que adquiere el agua cuando entra en contacto con el aire se debe a la oxidación del hierro y el manganeso soluble, en Fe^{+3} y Mn^{+4} . En adición Weiner (2008) explica que bajo condiciones oxidantes y a un pH mayor a 5,5; el hierro y el manganeso reacción con agua para formar hidróxidos y óxidos de baja solubilidad provocando que las concentraciones de hierro y manganeso disueltos sean limitadas por la precipitación a las formas insolubles de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ y MnO_2 .

El manganeso se encuentra en varias sales y minerales, cuyas fuentes naturales son los suelos, sedimentos y rocas sedimentarias y metamórficas (Bartram & Ballance, 2008).

Amoníaco/Amonio ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$): El amoníaco (NH_3) está naturalmente presente en las aguas superficiales y subterráneas por ser el primer producto nitrogenado que no contiene carbono en la descomposición biológica de los compuestos orgánicos nitrogenados, debidos a plantas, animales y otras formas de vidas después de morir. Bajo condiciones aerobias, el amoniaco es oxidado a nitritos y nitratos, consumiendo el oxígeno disuelto (Weiner, 2008).

Por lado, el amonio (NH_4^+) se origina como un producto final de la reducción de materia orgánica e inorgánica nitrogenada que proviene del nitrógeno atmosférico (fijación química) y de la putrefacción por acción bacteriana sobre proteínas animales o vegetales (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004).

El nitrógeno amoniacal, existe en solución acuosa en un equilibrio entre la forma no ionizada (NH_3) y la forma ionizada (NH_4^+) que depende del pH y la temperatura (Crites & Tchobanoglous, 2000; Weiner, 2008). Este hecho se describe en la Ecuación 3.1.



Según la Ecuación 3.1, el amoníaco reacciona como una base, incrementando el pH por generación de iones OH^- . Weiner (2008) describe el equilibrio citando los siguientes planteamientos:

- A 20°C y $\text{pH} > 9,4$; el equilibrio es desplazado a la izquierda, favoreciendo la formación de NH_3 , la forma tóxica. En cambio, a la misma temperatura y $\text{pH} < 9,4$; el equilibrio es desplazado a la derecha, favoreciendo la formación de NH_4^+ , la forma no tóxica
- A 15°C y $\text{pH} > 9,6$; la fracción de NH_3 es mayor a 0,5. Por el contrario a $\text{pH} < 9,6$ (a 15°C); la fracción de NH_4^+ es mayor a 0,5.
- Un incremento de la temperatura desplaza el equilibrio hacia la izquierda (incrementado la concentración de NH_3), y en contraste, una disminución de la temperatura desplaza el equilibrio hacia la derecha, incrementando la concentración de NH_4^+ .

La dependencia de las dos formas de nitrógeno amoniacal (NH_3 y NH_4^+) con respecto al pH es presentada en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6. Proporciones del amoníaco y el amonio con respecto al pH.

pH	6	7	8	9	10	11
% NH_3	0	1	4	25	78	96
% NH_4^+	100	99	96	75	22	4

Fuente: Chapman, 1996.

La permanencia de altas concentraciones de amonio en sustratos subterráneos se debe a las altas presiones existentes que provocan que el amoníaco soluble en agua produzca hidróxido de amonio (NH_4OH) y este a su vez se disocia en ion amonio e ion hidróxido, con tendencia a subir el pH (Romero, 1999).

Nitrito/Nitrato ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$): En el medio ambiente todos los compuestos nitrogenados, particularmente el amoníaco y los compuestos orgánicos nitrogenados deben considerarse como fuentes potenciales de nitrito y nitrato (Weiner 2008).

Debido a la alta solubilidad, poca adsorción y retención por minerales y el suelo, los nitritos y los nitratos son muy móviles a través éste, desplazándose aproximadamente a la misma velocidad que el agua, por lo tanto tienen un alto potencial de migrar a las aguas subterráneas, porque no son volátiles. Dado que el nitrato es la forma oxidada y el nitrito es la forma reducida; el nivel de

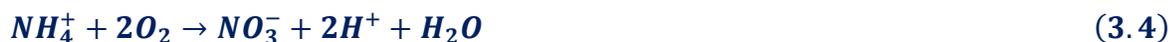


oxigenación del agua determina la forma nitrogenada presente en la misma. Por ejemplo, las aguas subterráneas contienen en su mayor parte nitritos por los bajos niveles de oxígeno disuelto, pero pueden ser convertidos a nitrato cuando son traídas a la superficie o expuesta al aire en los pozos. Es importante mencionar que la conversión entre la forma oxidada y reducida depende del potencial redox (Weiner, 2008).

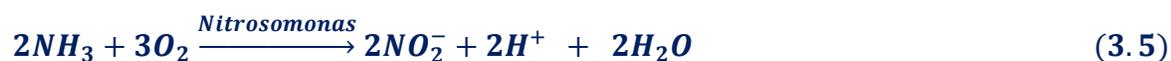
La formación de nitratos a partir de la oxidación de nitritos por acción de bacterias autotróficas aerobias es descrita por el proceso *nitrificación*. Este proceso describe las dos etapas en la cual el amonio (NH_4^+) es oxidado a nitrito (NO_2^-) por bacterias *nitrosomonas*, y éste en su momento es oxidado a nitrato (NO_3^-) por bacterias *nitrobacter* (Mackenzie, 2010; Romero, 1999). Las etapas de oxidación bacteriana que ceden energía son descritas por Mackenzie (2010) por las Ecuaciones 3.2, 3.3 y 3.4.



La reacción de la oxidación total puede ser escrita como:



Aunque, según Romero (1999), este proceso puede partir también de amoníaco de acuerdo a la Ecuación 3.5.



La presencia de nitritos y nitratos no es extraña, especialmente en aguas de pozo que puedan recibir infiltraciones de tanques sépticos, ganadería, actividad agrícola (fertilizantes) etc. Por ejemplo, altas concentraciones ($> 1\text{-}2 \text{ mg/L}$) de nitrato o nitrito en el agua superficial o subterránea son indicativo de contaminación agrícola por fertilizantes o por infiltración de estiércol (Pérez, 1997; OPS/CEPIS/PUB/04.109, 2004; Romero, 1999; Weiner, 2008).

Calcio (Ca^{2+})/Magnesio (Mg^{2+}): El ion calcio en las aguas subterráneas se debe a la presencia de formas cristalinas de minerales de calcio tales como: Calcita y argonita (CaCO_3), sulfato de calcio (CaSO_4 y $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), y carbonato de calcio y magnesio ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Manahan, 2007; Weiner, 2008).

La química acuosa del magnesio es similar a la del calcio en lo que respecta a la formación de carbonatos y óxidos, pero en general, los compuestos de magnesio son más solubles que los de calcio, por tal razón es raro que grandes



cantidades de magnesio precipiten, porque los carbonatos e hidróxidos de magnesio precipitan a $\text{pH} > 10$ (Weiner, 2008).

Nalco Company (citado por Neira, 2006) plantea, que de igual forma que el calcio, el magnesio proporciona dureza al agua, y por lo general la dureza aportada por el magnesio corresponde a 1/3 de la dureza total, siendo las 2/3 partes restantes la dureza causada por el calcio. La principal fuente que aporta magnesio a las aguas naturales son los minerales de ferromagnesio, provenientes de rocas ígneas, y de carbonatos de magnesio de rocas sedimentarias que contienen minerales muy solubles como lo son el sulfato y cloruro de magnesio (Bartram & Ballance, 1996; Weiner, 2008).

Arsénico: El arsénico es un elemento que se encuentra en la atmósfera, los suelos, rocas, aguas naturales y organismos en todo el mundo. Los altos niveles de concentración de arsénico en el agua están restringidos a las aguas subterráneas, con algunas excepciones. Éste se moviliza en el medio ambiente a través de una combinación de procesos naturales tales como las reacciones de meteorización, las actividades biológicas y las emisiones volcánicas (Wagtech WTD, 2010).

Cuando el análisis de la contaminación natural con arsénico se aborda desde el punto de vista de las condiciones del acuífero, Bocanegra, O., Bocanegra, E. & Álvarez (2002), Lillo (2003) y Weiner (2008) afirman que puede ser provocada por la interacción natural roca-suelo que crean ambientes geológicos en los acuíferos, tales como: Condiciones oxidantes a pH alto, condiciones reductoras, circulación geotermal y condiciones determinadas por depósitos minerales relacionados con oxígeno, cloro y azufre.

El arsénico se encuentra en las aguas naturales en su forma inorgánica, principalmente como As(III) y As(V) y con menos frecuencia como As(0), As(I) y As(II). Cuando se presenta en su estado de oxidación pentavalente aparece como H_3AsO_4 y en sus productos de disociación: H_2As_4^- , HAsO_4^{-2} y AsO_4^{-3} . De igual forma, el arsénico trivalente se presenta como: H_3AsO_3 , H_4AsO_3^+ , H_2AsO_3^- , HaAsO_3^{-2} y AsO_3^{-3} (Lillo, 2003).

La distribución relativa de arsenito As(III) y arseniato As(V) y por tanto su movilidad está influenciada por las condiciones redox (Eh) y el pH (Figura A.1 del Anexo A.4). Las especies de As(V) predominan bajo condiciones oxidantes y a pH de 4 a 9 existe como H_2AsO_4^- o HAsO_4^{-2} . La primera especie se encuentra fundamentalmente en condiciones ácidas mientras que la segunda en condiciones básicas. Bajo condiciones reductoras, el As(III) es el dominante y existe principalmente como ácido arsenioso no ionizado (H_3AsO_3) a $\text{pH} < 9$, y cuando el $\text{pH} > 7$ existe la forma H_2AsO_3^- (Pirilä et al., 2011).



En el Anexo A.5 se encuentran las enfermedades causadas por los parámetros fisicoquímicos.

3.4.3. Parámetros microbiológicos.

El agua de bebida es un importante medio de transmisión y dispersión de microorganismo patógenos que pueden causar enfermedades hasta epidemias sobre todo en países en desarrollo, donde los servicios de agua potable y saneamiento son deficientes, debido a que el contenido de nutrientes en el agua permite el desarrollo de los microorganismos patógenos, los cuales son adquiridos por el contacto del agua con el aire, suelo, animales y/o plantas (vivos o en descomposición), fuentes minerales y materias fecales (Romero, 1999; Vargas, Rojas & Joseli, 1998). Estas enfermedades se manifiestan con diferentes niveles de gravedad, dependiendo de la inmunidad, la edad, el sexo, el estado de salud, y las condiciones de vida de las personas (WHO, 2008).

La Tabla A.5 y la Figura A.3 (ubicadas en el Anexo A.5), muestran los diversos tipos de microorganismos patógenos y las enfermedades que éstos provocan, los cuales se transmiten por el uso de agua contaminada y son de vital importancia en la gestión de sistemas de abastecimientos de aguas para consumo WHO (2008). Según la OPS (citada por Aurazo, 2004) no es práctico monitorear a todos los microorganismos patógenos (por ejemplo, los de la Tabla A.5) en programas de vigilancia y control, ya que su detección requiere de mucha inversión, procedimientos complejos y tiempos largos para obtener resultados.

Debido, que el que el mayor riesgo son las aguas contaminadas por excrementos humanos y/o animales de sangre caliente, según Aurazo (2004), OMS (citada por Vargas et al., 1998) y WHO (2008). Éstos afirman que es suficiente y tienen la más alta prioridad en programas de vigilancia y monitoreo de la calidad del agua a nivel básico, la utilización de los *Coliformes totales* y *Coliformes termotolerantes*, porque su determinación proporciona cifras que se comparan con valores propuestos en las normas de calidad del agua.

Coliformes totales: Las bacterias *Coliformes totales* habitan en el intestino de los mamíferos, y en el medio ambiente a manera de saprófitos (a excepción de la *Escherichia* que tiene origen intestinal) como una amplia variedad de bacilos aerobios y anaerobios facultativos gramnegativos y no esporulantes capaces de proliferarse en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares, fermentando la lactosa^φ y produciendo ácido o aldehído en 35-37 °C. Este grupo se compone de las especies *Escherichia coli* (*E. coli*), *Enterobacter aerogenes*,

^φ: Los *Coliformes totales* para fermentar la lactosa producen la enzima β-galactosidasa.



Enterobacter cloacae, *Citrobacter freundii*, *Citrobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Hafnia* u otras (Kiely, 1999; OMS, 2006; WHO, 2011).

Se ha demostrado que solamente algunas de las especies que conforman a al grupo de *Coliformes totales* son de origen fecal, mientras que otras son especies ambientales que pueden sobrevivir y proliferarse en el agua. Por consiguiente no son útiles como índice de agentes patógenos fecales, pero pueden utilizarse como un *indicador de la eficacia de tratamientos para evaluar la calidad higiénica del agua* y verificar la posible presencia de biopelículas (Aurazo, 2004; OMS, 2006).

Esto indica que los *Coliformes totales* deben de estar ausentes en aguas tratadas e inmediatamente después de la desinfección. Sí éstos se encuentran, pone en evidencia un tratamiento inadecuado o contaminación posterior al tratamiento. Por otro lado, su presencia en reservas de agua almacenada revelan una reproplicación y posible formación de biopelículas, o bien contaminación por la entrada de materias extrañas (como tierra o plantas) (OMS, 2006; WHO, 1997).

OMS (2006) cita que: “Es importante distinguir entre los análisis microbiológicos realizados para detectar la presencia de agentes patógenos fecales y los que miden la eficacia de tratamientos o procesos” (p.232). Por tal razón, para diferenciar estos dos casos, la OMS (2006) estableció dos términos, los cuales son: *Microorganismos índices* (señaladores de la presencia de agentes patógenos fecales) y *Microorganismo indicadores* (utilizados para medir la eficacia de un proceso, p.j., un indicador de desinfección).

Coliformes termotolerantes: Los *Coliformes termotolerantes* alcanzan su óptimo desarrollo en medios de cultivos específicos y siembras incubadas a 44,5 °C. El género *Escherichia* es predominante en la mayoría de las aguas, pero algunos géneros de las bacterias *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter* también son termotolerantes. De este grupo, las especies *Escherichia* y ocasionalmente la *Klebsiella* fermentan la lactosa a 35-37 °C y 44,5 °C (Aurazo, 2004; CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; OMS, 1996)

La *E. coli* se distingue la capacidad para producir la enzima cromogénica β -glucuronidasa que hidroliza al 4-metil-umbelliferyl- β -D-glucoronido (MGG), el cual es un nutriente que sirve como fuente de carbono y su efecto se visualiza por la fluorescencia en el medio de cultivo definido. Dentro del grupo de las bacterias *termotolerantes*, la *E. coli* es el organismo índice más específico y aceptable de contaminación fecal, por estar presente en un número elevado en las heces de humanos y animales de sangre caliente en una proporción de aproximadamente 95% de los *Coliformes* en las heces (cuantificado entre 10^8 - 10^9 por gramo de heces). Por lo tanto, es el microorganismo de elección para los programas de



monitoreo y vigilancia de la calidad del agua de consumo, pero también utilizado como indicadores de desinfección. Cabe destacar que la *E. coli* no se multiplica en forma apreciable en el ambiente y once de los más de 140 serotipos existentes, producen enfermedades gastrointestinales en el hombre, siendo el *E. coli* 0157:H7, la causante de diarrea sangrante en niños (Aurazo, 2004; AWWA, 2002; CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004; OMS, 2006)

En la misma instancia, los *Coliformes termotolerantes* no son los mejores indicadores de contaminación fecal, ya que por su determinación no se puede distinguir entre contaminación humana y animal, pero sirven para *evaluar la calidad sanitaria del agua*, debido a que están directamente relacionados con la transmisión de patógenos. No obstante, en la mayoría de los casos, el monitoreo para *E. coli* y *Coliformes termotolerantes* provee un alto grado de seguridad, porque están presentes en grandes números en aguas contaminadas. Por ende, el agua destinada para el consumo humano no debe contener éstos organismos de contaminación fecal (AWWA, 2002; WHO, 2011).

3.5. Potabilización del Agua

La potabilización del agua es un proceso que se efectúa sobre el agua superficial o subterránea para transformarla en *agua potable*, y de esta manera sea absolutamente apta para el uso doméstico, es decir, agua que no contiene sustancias o cuerpos extraños de origen biológico e inorgánico que la puedan hacer peligrosa para la salud humana y que le comuniquen sensaciones sensoriales desagradables para el consumo (color, turbiedad, olor y sabor) (ANMAT, 2012).

Para lograr tal objetivo, el agua antes que llegue a la población debe ser tratada por equipos y/o plantas potabilizadoras donde es acondicionada para el consumo humano, aplicando fuerzas físicas, llamadas *operaciones unitarias*, así también por medio de *procesos unitarios* cuando se da la eliminación de los contaminantes por medio de la adición de productos químicos o por actividad biológica (ANMAT, 2012; Romero, 1999).

Aunque los procesos de potabilización son muy variados, costosos y complejos, así como, sencillos y de bajo costo, esto depende significativamente del grado de contaminación de la fuente de abastecimiento. Sin embargo, en países en desarrollo, como Nicaragua, los procesos de potabilización más utilizados son: *El tratamiento convencional, filtración lenta en arena y la tecnología de filtro de bioarena* (filtros activados biológicamente). El agua potable se rige por normas de calidad, por lo que CAPRE (1994) establece:



Las normas de calidad del agua establecen los requisitos básicos, a los cuales debe responder la calidad del agua suministrada en los servicios para consumo humano y para todo uso doméstico, independientemente de su estado, origen o después de su tratamiento. (p.6)

Centroamérica, Panamá y República Dominicana se rigen por la Norma Regional de Calidad del Agua para Consumo Humano, denominadas *Normas Regionales CAPRE*, que están adjuntas en las Tablas B.1, B.2, B.3, B.4 y B.5 (Anexo B.1), y ejercen efectos regulatorios en la calidad del agua potable. Por lo tanto, presenta valores para los parámetros físicos, químicos y biológicos, a los cuales los países miembros se tienen que sujetar, protegiendo la salud pública y por consiguiente, ajustar, eliminar o reducir al mínimo aquellos componentes o características del agua que pueden afectarla (CAPRE, 1994). En los siguientes acápites se presentan la definición y los mecanismos por los cuales operan el FBA y el FMADT, que se evaluaron como un solo ST en el transcurso de la investigación.

3.5.1. Teoría general de los mecanismos de filtración de agua.

El proceso de filtración consiste en la remoción de las partículas suspendidas y coloidales presentes en el agua, mediante su paso por un material poroso (lechos de materiales granulares) que se encuentra compactado en un recipiente, el cual puede ser una carcaza fabricada de plástico (bidones y/o baldes), fibra de vidrio, acero inoxidable, acero al carbón e incluso en el caso de sistemas grandes construidas de concreto. Otros conceptos han sugerido que la filtración no es más que un caso especial de la floculación, donde algunas partículas son fijas (aquellas adheridas inicialmente a los granos) y otras suspendidas (Guime, 2002; OPS/CEPIS/PUB/04.109; 2004; Pérez, 1997).

En el proceso de filtración los mecanismos que provocan que la materia en suspensión dentro del medio filtrante se adhiera con mayor o menor eficiencia a él tienen que ser distintos según sea el tamaño de las partículas, su densidad y las características electroquímicas que posea, así como del tipo de medio filtrante de que se trate (Arboleda, 2000). Estos mecanismos pueden actuar separados o simultáneamente, y según O'Melia y Stumm (citado por Arboleda, 2000) pueden ocurrir en dos etapas:

- **Transporte de las partículas dentro de los poros:** Debida a fenómenos hidráulicos y físicos e influenciados por los factores que gobiernan la transferencia de masas. Los mecanismos que efectúan la etapa de transporte son: Cernido, sedimentación, intercepción, difusión, impacto inercial y acción hidrodinámica.



- **Adherencia entre partículas y granos del medio:** Debida a fenómenos de acción superficial que son influenciados por parámetros físicos y químicos. Los mecanismos que realizan la etapa de adherencia son: Fuerzas de Van der Waals, fuerzas electroquímicas y puente químico.

La complejidad del proceso de filtración en lo referente a qué mecanismo lo controla, ha sido asunto de largos debates. Sin embargo, es indudable que no todos necesariamente tienen que actuar al mismo tiempo y que, en algunos casos, la contribución de uno o varios de ellos es quizás despreciable. En contraste, hay que destacar que más de un mecanismo deberá entrar en acción para transportar y adherir los diferentes tamaños de partículas al medio granular (Arboleda, 2000). Por tales circunstancias, para entender el proceso de filtración para potabilizar agua mediante un medio granular-filtrante, se tienen que comprender cada uno de los mecanismos que contribuyen en las etapas de la filtración, los cuales para dicho propósito han sido detallados en el Anexo B.2. En el presente acápite se especifican dos mecanismos contrapuestos (además de los que se presentan en el Anexo B.2); el de *adherencia* y *desprendimiento*, los cuales en la actualidad han sido incorporados en los nuevos modelos para precisar cómo ocurre la filtración y cómo se comportan los filtros.

3.5.1.1. Interacción de los Mecanismos de Adherencia y Desprendimiento en la Filtración de Agua.

En los nuevos modelos de filtración de agua se incorporan los mecanismos de adherencia y desprendimiento, porque el flujo pasa por el medio granular a través de dos tipos de aberturas. El primer tipo de abertura se forma por los poros entre granos, y el segundo por los granos y las cavidades (o tubulaciones). Ambos tipos se originan cuando los polímeros empiezan a llenarse y se establecen pasajes preferenciales, cuando se une un poro con otro, dando lugar a la formación de grietas que son mayores que los poros de la zona circundante, tal a como lo muestra la Figura 3.1.

Camp y Stein (citados por Arboleda, 2000) constataron que el desprendimiento de partículas de flóculos en el filtro se presenta en forma rutinaria y como parte del proceso de filtración. Este hecho es confirmado por Payatakes et al. (citado por Arboleda, 2000), quienes estudiaron la filtración utilizando microscopios y videograbadoras; y encontraron que en el medio filtrante se producen frecuentes desprendimientos de partículas depositadas, incluso bloqueos súbitos de poros que obligaban al agua a revertir el sentido del flujo. Por su parte, Ivés y Clough (citados por Arboleda, 2000) descubrieron en



sus experimentos que en el lecho filtrante se producen avalanchas de flóculos de partículas desprendiéndose de los granos.

En los estudios de Maroudas & Eisenklade (citados por Arboleda, 2000) con un modelo de filtro, encontraron que durante la filtración, una porción creciente del lecho se bloquea, y el flujo tiene lugar a través de caminos que no están obstruidos por los depósitos (Figura 3.1).

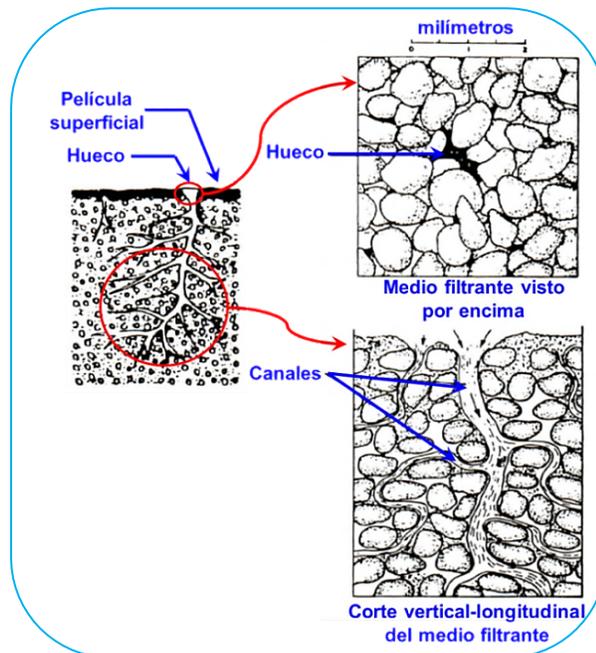


Figura 3.1. Efecto de las aberturas de huecos y grietas en el medio filtrante según Baylis.

Fuente: Baylis (citado por Arboleda, 2000).

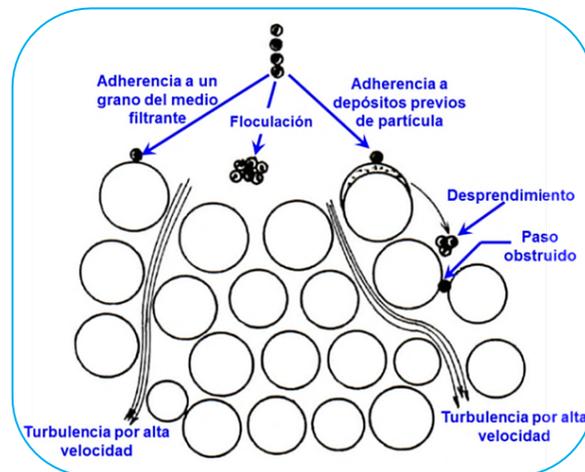
Así mismo, Bailys (citado por Arboleda, 2000) mediante sus experimentos determinó que al inyectar sustancias colorantes en un filtro piloto transparente parcialmente obstruido, el flujo de agua con la materia colorante disuelta tenía una mayor velocidad en las grietas que el promedio de velocidad del medio filtrante. Por ende, en la Tabla 3.7, Arboleda (2000) cita los procesos por los cuales las partículas que vienen en el efluente son removidas o permanecen en el agua sin depositarse.

En lo que respecta a las partículas que son arrastradas por las roturas a través de las cavidades, éstas son depositadas en las capas inferiores del medio filtrante, donde a su vez sufren nuevamente el mismo proceso, y siguen penetrando hasta que atraviesan todo el medio filtrante, y salen en el efluente (Arboleda, 2000). Estos conceptos expuestos por Arboleda (2000) son esquematizados en la Figura 3.2.

**Tabla 3.7.** Remoción y paso de las partículas del agua a través del medio.

Son removidas del efluente por el choque y adherencia con:	Las partículas continúan en el agua sin depositarse por:
Un grano del medio filtrante y/o a partículas previamente depositadas en los granos.	Desprendimiento del punto o puntos en donde estaban adheridas, al ser arrastradas por el esfuerzo cortante del fluido.
Otras partículas con las que forma flóculos de mayor tamaño y peso que pueden ser más fácilmente retenidos en los poros del medio filtrante.	Paso directo a través de las cavidades, en donde la velocidad es demasiado alta para permitir su remoción en los granos circundantes. Rotura de los flóculos previamente formados, y paso de sus fragmentos a través de las cavidades.

Fuente: Arboleda, 2000.

**Figura 3.2.** Mecanismos de remoción de partículas en un filtro (adherencia, floculación, desprendimiento y obturación).

Fuente: Arboleda, 2000.

3.5.2. Filtro de bioarena.

Es una tecnología que se utiliza de forma constante para la obtención de agua potable en el domicilio y su consumo está destinado a nivel familiar. Además, es una adaptación del filtro lento de arena tradicional con la variación de que el FBA es más pequeño (CAWST, 2009; Proyecto Allimpaq, 2012).

Debido a que el FBA posee una facilidad de uso y mantenimiento, constituye una alternativa adecuada para aquellas poblaciones pobres que no pueden pagar por un servicio de agua potable por red de distribución o se encuentran en ubicaciones geográficas con dificultades en las vías de comunicación y por tanto, optan a consumir agua de pozo o agua de río contaminada.



El FBA que instala la *Organización Aqua Clara Nicaragua* en las comunidades rurales del país, está constituido por: La capa de arena fina de filtración, la capa de arena gruesa para separación y la capa de piedrín para drenaje, las cuales se seleccionan y preparan para este fin, y se colocan en un contenedor de plástico. Las designaciones de los nombres para cada capa que conforman al FBA fueron dadas por la organización y ésta no ha verificado la clasificación de estos materiales.

Se muestra en la Figura 3.3 al FBA de concreto versión 10,0 perteneciente a CAWST[∅], junto con sus componentes y la función que desempeñan. Este diseño se asemeja bastante al que instala la *Organización Aqua Clara Nicaragua* y por ello, cada una de las partes de éste último tiene las mismas funciones. Adicionalmente, posee un componente desinfectante nombrado ACX, el cual es una aleación de latón[∞] que se mezcla con la capa de arena fina.

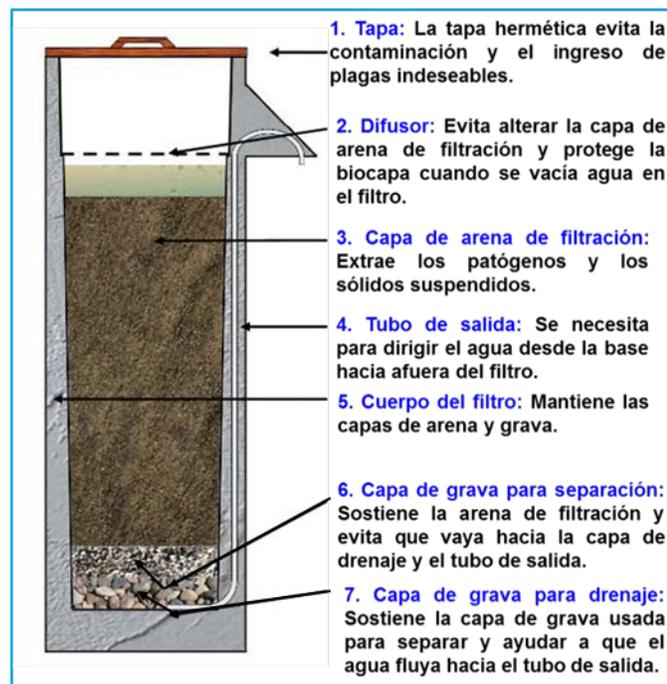


Figura 3.3. Componentes de un FBA.

Fuente: CAWST, 2009.

La arena constituye un medio adecuado para el uso de este tipo de tecnología, ya que es un material granular, inerte, durable y limpio. Esta última característica implica que no debe contener ningún material orgánico (como hojas, pasto, troncos y tierra) ya que es fuente de alimento de los patógenos,

[∅]: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology.

[∞]: Aleación de cobre y zinc que presenta un color amarillo brillante.



fomentando su crecimiento y multiplicación en el filtro hasta consumir todo el alimento que tengan disponible y su resultado es la obtención de un agua con peor calidad que la de la fuente original. El medio de soporte, en este caso el piedrín, debe estar libre de limo y arena para evitar que bloqueen el paso del agua a través de la tubería de salida, y además no debe tener materia orgánica (CAWST, 2009; Ministerio de Desarrollo Económico & Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico de Colombia, 2000).

Una de las ventajas que posee esta tecnología es que el agua a tratar puede provenir de diversas fuentes como: Agua de lluvia, agua subterránea, ríos, lagos u otros tipos de agua superficial. Sin embargo, se debe procurar utilizar siempre la misma fuente de agua porque con el tiempo la biocapa (zona biológica del filtro) se va adaptando a la contaminación del agua de esa fuente, garantizándose una mayor eficiencia del tratamiento (CAWST, 2009).

Según la forma de operación del FBA, establecida por la *Organización Aqua Clara Nicaragua*, éste puede suministrar diariamente 24 L de agua con un volumen por tratamiento de 12 L. No está determinado su tiempo de vida útil pero debido a que posee componentes similares a los filtros de plástico manufacturados y vendidos por *International Aid*, se puede establecer que pueden durar hasta más de diez años[‡].

La principal función del FBA es la de remover los sólidos suspendidos y los microorganismos patógenos, mediante procesos biológicos, mecánicos y químicos (Figura B.7 del Anexo B.2) en la biocapa y la capa de arena de filtración. Estos procesos son (CAWST, 2009):

- **Entrampamiento mecánico:** Los sólidos suspendidos y los patógenos quedan físicamente atrapados en los espacios existentes entre los granos de arena. Este mecanismo está explicado con detalle en el Anexo B.2.1, bajo el nombre de cernido.
- **Depredación:** Los patógenos son consumidos por otros microorganismos que se encuentran en la biocapa.
- **Adsorción:** Los patógenos se adhieren entre ellos a los sólidos suspendidos que se encuentran en el agua y a los granos de arena. Este proceso fue explicado en el Anexo B.2.2 como adherencia.
- **Muerte natural:** Los patógenos que no son consumidos en la biocapa mueren, porque no tienen suficiente nutrientes u oxígeno para su supervivencia.

‡: Esta información se encuentra en la Hoja Informativa para el Tratamiento de Agua a Nivel Domiciliar y su Almacenamiento Seguro: Filtro de Bioarena del CAWST (2009).



El FBA ha demostrado una alta eficiencia de remoción en cuanto a microorganismos patógenos, turbiedad y otros parámetros como hierro, según se observa en la Tabla 3.8. Según Sobsey & Stauber (citado por CAWST, 2009), los estudios de impacto en la salud estiman una reducción en el orden del 30-47% de diarrea entre los grupos de edades, incluyendo a niños menores de cinco años, una población especialmente vulnerable.

El proyecto Allimpaq (2012), perteneciente al organismo de cooperación técnica internacional *Soluciones Prácticas*, sostiene referente a la eficiencia de este tipo de filtro lo siguiente: Los estudios de instituciones no gubernamentales de investigación y de salud han demostrado que elimina más del 90% de *Coliformes fecales*, el 100% de *protozoarios* y *helmintos*, 50-99% de compuestos tóxicos orgánicos (metolachlor, fenantreno) e inorgánicos (mercurio), hasta el 67% de hierro y de manganeso y la mayoría de los sedimentos suspendidos.

Tabla 3.8. Eficiencia del tratamiento del FBA.

	Bacterias	Virus	Protozoarios	Helmintos	Turbidez	Hierro
Laboratorio	Hasta 98,5% ^{1,2,3}	70 a > 99% ^{3,4}	> 99,9% ⁵	Hasta 100% ⁶	95% < 1 NTU ¹	No disponible
Campo	87,9 a 98,5% ^{7,8,9,10,11}	No disponible	No disponible	Hasta 100% ⁶	85% ⁸	90-95% ¹²

¹ Buzunis (1995), ² Baumgartner (2006), ³ Jenkins et al. (2011), ⁴ Elliot et al. (2011), ⁵ Palmateer et al. (1997), ⁶ Sin investigar. Sin embargo, los helmintos son muy grandes como para pasar entre la arena, por lo que se asume una eficiencia de remoción del 100%, ⁷ Earwaker (2006), ⁸ Duke & Baker (2005), ⁹ Aiken et al. (2011), ¹⁰ Stauber et al. (2011), estudio en FBA de plástico, ¹¹ Murphy et al. (2010), ¹² Ngai et al. (2004)

Fuente: CAWST, 2012.

Sus limitaciones en cuanto a la remoción de algunos parámetros están reflejadas en que no puede eliminar químicos orgánicos como pesticidas y fertilizantes, y compuestos disueltos como sales, dureza, arsénico y flúor. Por último, no garantiza un agua sin ninguna bacteria ya que los análisis de laboratorio demuestran una remoción de 97 a 99% y la eficiencia de remoción en el campo es de 90 a 97%. Debido a esto, se recomienda que después de la filtración se desinfecte el agua (Mellado, 2007; Proyecto Allimpaq, 2012).

3.5.2.1. *Funcionamiento del Filtro de Bioarena.*

El FBA tiene cinco zonas bien definidas: Zona de reservorio para el agua de entrada, zona de agua estancada, zona biológica, zona no biológica y zona de grava (Figura 3.4). En el caso del FBA que instala la *Organización Aqua Clara Nicaragua*, la última de las zonas está conformada también por arena gruesa. La filtración del agua, que se realiza a través de estas zonas, se divide en dos etapas: durante el proceso y el período de pausa.



● Durante el proceso

El agua que ingresa por la zona de reservorio contiene oxígeno disuelto, nutrientes y contaminantes, proporcionando así el oxígeno que necesitan los microorganismos existentes en la biocapa para sobrevivir. A medida que ingresa, empuja al agua retenida en el filtro para que atraviese las capas de arena y grava, y con el tiempo el nivel de agua en la zona de reservorio disminuirá. Por tanto, la velocidad de flujo también disminuye, ya que no habrá presión para que el agua fluya a través del filtro, y también puede suceder por el bloqueo de los espacios entre los granos de arena por el entrapamiento mecánico (CAWST, 2009).

● Período de pausa

Una vez que el agua deja de fluir, se forma la capa de agua sobrenadante sobre la superficie de la arena de filtración, y por medio de la cual se difunde el oxígeno necesario a los microorganismos de la biocapa. La capa de agua sobrenadante debe tener aproximadamente una profundidad de 5 cm, porque si es mayor a ésta, debido a la tubería de salida bloqueada o insuficiente cantidad de arena instalada, puede causar una menor difusión del oxígeno y en consecuencia una biocapa más delgada, pero si la profundidad es menor a 5 cm por cantidad excesiva de arena colocada en el filtro, el agua puede evaporarse rápidamente en climas cálidos y la biocapa desaparece. El filtro de bioarena es más eficiente cuando se opera de manera intermitente y constante (cada día) (CAWST, 2009).

El período de pausa da tiempo para que los microorganismos de la biocapa consuman los patógenos y los nutrientes existentes en el agua. La velocidad de flujo a través del filtro va restituyéndose en la medida que los patógenos y nutrientes se van consumiendo. Si el período de pausa es muy prologado, la biocapa consumirá todos los patógenos y nutrientes, para finalmente desaparecer, reduciendo la eficiencia de remoción del filtro cuando se vuelva a utilizar. El período de pausa debe ser de mínimo una hora después de que el agua ha dejado de fluir hasta un máximo de 48 horas. Los patógenos que pasan a la zona no biológica se extinguen debido a la falta de nutrientes y oxígeno. (CAWST, 2009, p.4)

Según CAWST (2009), un factor importante que se debe considerar antes de utilizar el filtro es la turbiedad del agua cruda, ya que si es elevada su resultado es la obstrucción rápida de los espacios porosos y una velocidad de flujo muy lenta, requiriéndose de un mantenimiento más frecuente. Cuando la turbiedad es alta (mayor a 50 NTU) se recomienda utilizar el método de sedimentación previo a la filtración.

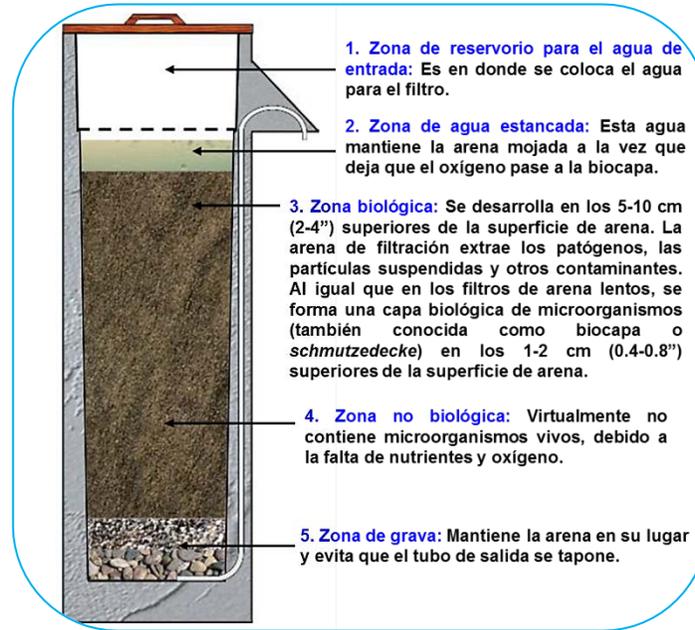


Figura 3.4. Zonas de un FBA.

Fuente: CAWST, 2009.

3.5.2.2. La Biocapa.

La biocapa es el componente clave del filtro que retira los patógenos. Sin ella, el filtro remueve alrededor del 30-70% de los patógenos a través de atrapamiento mecánico y adsorción. La biocapa aumenta la eficiencia del tratamiento removiendo hasta un 99% de los patógenos. (CAWST, 2009, p.6)

La biocapa se forma debido a que la carga biológica que tiene el agua cruda queda retenida entre las partículas del medio filtrante (Figura B.8 del Anexo B.3), específicamente en los primeros centímetros del lecho (y en menor escala más adentro) e irá creciendo. Esta capa está conformada por plancton en general, y de manera específica por las siguientes formas de vida acuática: Diatomáceas, protozoos, rotíferas, bacterias y una variedad de algas. Además, el agua cruda contiene materia orgánica de distinto origen, que sirve de alimento para los microorganismos, al utilizarla como fuente de energía para su metabolismo, produciéndose una serie de reacciones de oxidación-reducción en el interior del lecho que transforma esta materia en agua, dióxido de carbono, nitratos (a partir de los nitritos), sulfatos y fosfatos que son descargados con el efluente (Arboleda, 2000).

La velocidad de crecimiento de la capa biológica está en dependencia del flujo de sustrato (materia orgánica) que le llega y su velocidad de utilización. Por ello, cuando la cantidad de sustrato suministrada es baja disminuye la eficiencia



de remoción del filtro debido a su incapacidad para mantener o incrementar la capa biológica (Arboleda, 2000).

Durante el tiempo de formación completa de la biocapa, que dura hasta 30 días, la eficiencia de remoción y la demanda de oxígeno irán incrementándose en la medida que la biocapa vaya creciendo. Se puede consumir el agua filtrada durante las primeras semanas mientras la biocapa termina de establecerse, pero siempre se recomienda desinfectar el agua durante este período. Una particularidad de la biocapa es que no se puede ver (CAWST, 2009).

3.5.2.3. Mantenimiento.

El proceso constante de filtrado obstruye el lecho de arena y reduce la velocidad del flujo hasta el punto en que sea necesario eliminar las obstrucciones. Una velocidad de flujo más lenta no es un problema en términos de calidad del agua, porque se puede obtener un agua de mejor calidad. Sin embargo, es posible que la velocidad sea tan lenta que resulte inconveniente para el usuario. En este momento es necesario realizar ciertas tareas de mantenimiento básico como “*revolver y botar*” para poder restituir la velocidad de flujo normal (CAWST, 2009; Global Health and Education Foundation & National Academy of Science, 2008).

“*Revolver y botar*” consiste en la resuspensión del material capturado a partir del agua cruda, mediante la agitación suave con la palma de la mano en la parte superior de la capa de arena de filtración y se retira el agua sucia en un contenedor. Al aplicar este proceso, se altera la composición de la biocapa pero se formará nuevamente en pocos días. Además, el usuario también necesitará limpiar con regularidad el tubo de salida, el difusor, la tapa y las superficies externas del filtro (CAWST, 2009).

3.5.3. Medio adsorbente a base de dióxido de titanio (TiO₂) granular para remover arsénico.

En el Anexo B.4.1 se describen algunas definiciones importantes acerca del proceso de adsorción, las cuales son importantes para comprender como la superficie del TiO₂ granular mediante interacciones atrapa y/o retiene el As(III) y el As(V) del agua.

De acuerdo a Kosmulski (citado por Bang et al., 2005), el TiO₂ es ampliamente utilizado como un pigmento para pinturas, plásticos, tintas, alimentos, cosméticos, papel, y pastas de dientes, debido a su brillante blanca y a su resistencia al cambio de color. Además, Kosmulski (citado por Bang et al.,



2005) agrega, que el TiO_2 puede ser clasificado en términos de su estructura cristalina en tres tipos, los cuales son: Anatasita, rutilo y brooquita.

Bang et al. (2005) preparó TiO_2 granular por aglomeración de anatasita nanocristalina como adsorbente, y evaluó la cinética y la capacidad de adsorción de éste para remover As(V) y As(III) del agua subterránea en experimentos por lotes (batch), utilizando filtros de adsorción en los cuales se estudió el efecto del pH. Los resultados obtenidos por Bang et al. (2005) son esquematizados en la Figura 3.5; en donde se muestra que la remoción de As(V) y As(III) alcanzado el equilibrio, se da después de 63 y 240 minutos de reacción, respectivamente. Esto implica que la remoción de As(V) es más rápida que la remoción de As(III), por lo tanto se requieren largos tiempos de contacto para lograr una remoción efectiva de As(III) comparado con el As(V), debido a la lenta velocidad de adsorción de As(III).

Específicamente, Bang et al. (2005) determinó que la remoción de As(V) disminuye de 99% a 70% en la suspensión de 1,0 g/L TiO_2 cuando el pH de la solución incrementa de 7,3 a 10,3. Asimismo, determinó que la remoción de As(III) incrementa de 84% a 95% cuando el pH incrementa de 4,6 a 8,5 y disminuye de 95% a 85% con un incremento del pH de 8,5 a 10 en la suspensión de 1,0 g/L TiO_2 . Para mayores detalles ver las Figuras B.10 y B.11 del Anexo B.4.2.

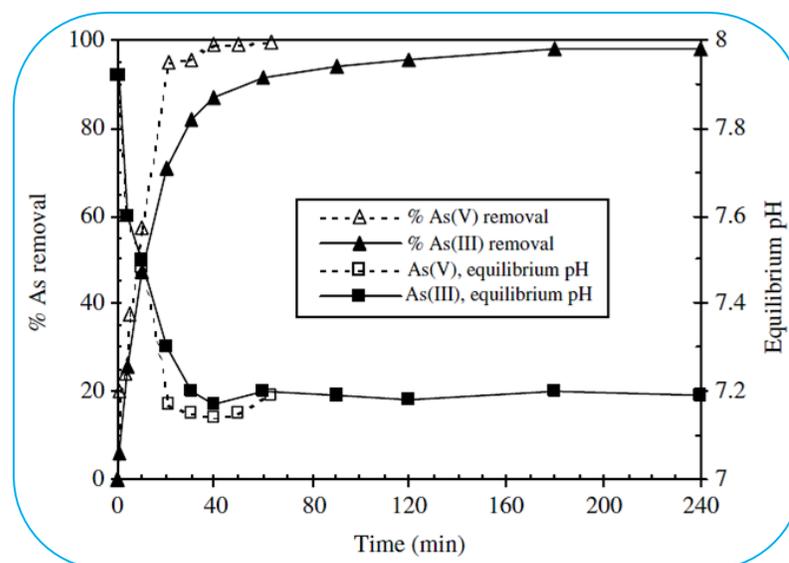


Figura 3.5. Cinética de remoción de As(III) y As(V) de agua subterránea por TiO_2 adsorbente. Concentración inicial de As(III) y As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$; contenido de TiO_2 = 1,0 g/L; pH de equilibrio = 7,2 \pm 0,1.

Fuente: Bang et al., 2005.



La capacidad de adsorción del TiO_2 (anatasita) granular puede explicarse por la relación que existe entre el *Punto Cero de Carga*[‡] (PCC) y el pH (Bang et al., 2005). Kosmulski (citado por Bang et al., 2005) determinó que el valor promedio del PCC del TiO_2 granular anatasita es de 5,9. Esto indica que las especies de As(V) y As(III) son adsorbidas sobre TiO_2 granular a través de *complejación superficial*, en lugar de *interacciones electrostáticas* cuando el $\text{pH} > \text{PCC}$. Estos resultados muestran que el pH de la solución donde subsisten las diferentes especies de arsénico es un factor clave que afecta la adsorción de arsénico sobre TiO_2 con respecto al valor del PCC (Bang et al., 2005).

El planteamiento anterior de Bang et al. (2005) indicó, que la adsorción de arsénico sobre el TiO_2 granular (anatasita) ocurre en su superficie externa, a diferencia de la adsorción en proceso continuo que puede darse por difusión en los poros internos del TiO_2 granular. La complejación entre la superficie de TiO_2 y diversas especies de arsénico en el rango de pH de 6,5-8,5 se ilustra en la Figura 3.6.

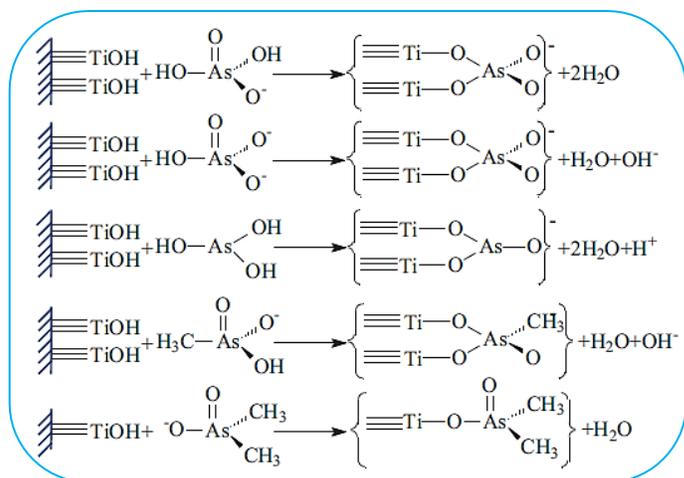


Figura 3.6. Representación esquemática de los complejos formados entre varias especies de arsénico y la superficie de TiO_2 .

Fuente: Guan et al., 2012.

De acuerdo a los experimentos batch realizados por Bang et al. (2005), las capacidades de adsorción[§] de As(V) y As(III) fueron de 41,4 y 32,4 mg/g TiO_2 granular (anatasita), respectivamente. Además, determinaron que más arseniato As(V) fue adsorbido sobre TiO_2 granular que arsenito As(III) en agua subterránea a $\text{pH} = 7,0$. Por otro lado, Bang et al. (2005) mencionan que la ausencia de los

‡: El PCC es el valor de pH al cual la carga neta superficial de las partículas sólidas del TiO_2 (anatasita) no tiene carga, es decir, es cero.

§: Bang et al. (2005) determinó las capacidades de adsorción del TiO_2 granular (anatasita), utilizando la ecuación de Langmuir, con la cual describió las isotermas de adsorción para éste material adsorbente.



efectos combinados de sílice, bicarbonato y sulfato en el agua subterránea pueden incrementar la capacidad de adsorción de As(III) a 39,2 mg/g TiO_2 .

Según Bang et al. (2005), el TiO_2 granular (anatasita) demostró tener influencia sobre la alcalinidad, la conductividad eléctrica, la dureza total, el magnesio, el pH, la sílice total, la temperatura, los STD, la turbiedad y por supuesto en la concentración de arsénico (Anexo B.4.7). En el Anexo B.4.3 se presentan las propiedades físicas y químicas del TiO_2 granular anatasita fabricado por Dow[®] Chemical Company de la serie Adsorbsia[™] As500 titanium-based media, utilizado por la Organizaciones *Aqua Clara international* y *Aqua Clara Nicaragua* en los FMADT. Desde una misma perspectiva, en el Anexo B.4.4, se encuentran las curvas de saturación de arsénico (dinámica de adsorción de arsénico) para el Adsorbsia[™] As500 titanium-based media obtenidas por Dow[®] Chemical Company.

Vance & Goltz (2010) estudiaron las fluctuaciones del pH en el TiO_2 granular Adsorbsia[™] As500 para determinar su estabilidad de adsorción de arsénico. Los resultados que obtuvieron se encuentran esquematizados en la Figura 3.7, en donde se aprecia la estabilidad que tiene el TiO_2 granular frente a fluctuaciones de pH iguales a 7,2 y 6,9. En dicha figura se observa que para el pH de 6,5 que tiene normalmente el agua, la concentración de arsénico en el efluente resulta por debajo 1 $\mu\text{g/L}$, mientras para los otros dos valores no sobrepasa los 5 $\mu\text{g/L}$. Por el contrario, estas mismas fluctuaciones de pH provocan en el FeO, un medio adsorbente muy difundido actualmente para tratamiento de agua contaminada con arsénico, que la concentración de arsénico en el efluente alcance aproximadamente 29 $\mu\text{g/L}$ As (para pH = 7,2) y 14 $\mu\text{g/L}$ As (para pH = 6,9).

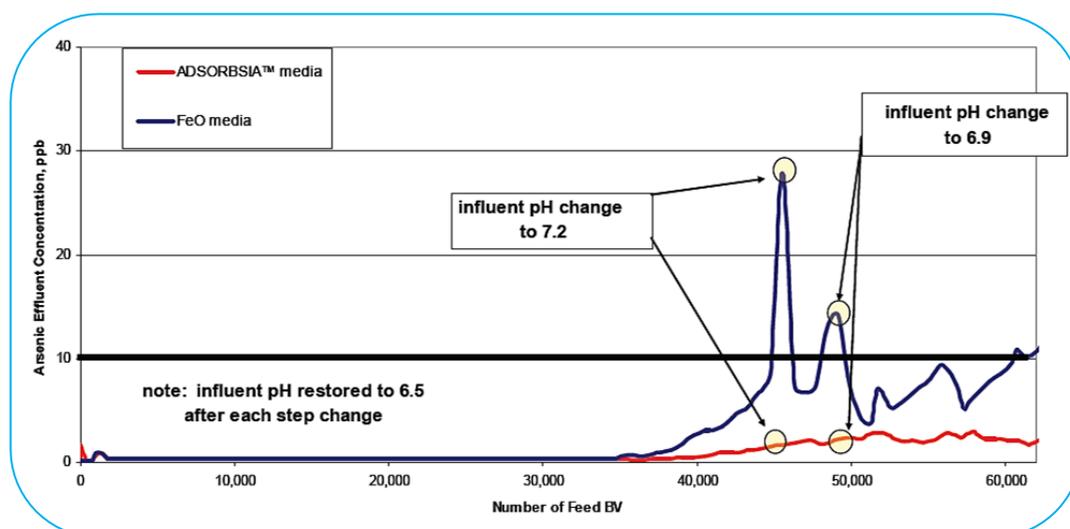


Figura 3.7. Estabilidad de adsorción del TiO_2 frente a fluctuaciones de pH.

Fuente: Vance & Goltz, 2010.



El TiO_2 (anatasita) granular posee la desventaja de ser un material que se ha fabricado para aplicaciones no regenerativas. Por tal circunstancia, Bang et al. (2005) realizaron pruebas de toxicidad al TiO_2 usado que se generó en los experimentos, mediante el Procedimiento de Toxicidad Característica por lixiviación (Toxicity Characteristic Leaching Procedure, TCLP) que USEPA establece para catalogar la eliminación de un residuo como no peligroso. El resultado de la prueba fue una concentración de arsénico lixiviado de la solución extraída por debajo de los 0,05 mg/L, la cual presentaba un pH final= 5,1. Esta concentración es más baja que el nivel reglamentado por USEPA para arsénico (5,0 mg/L). De acuerdo con este resultado, Bang et al. (2005) concluyen que el TiO_2 (anatasita) usado no es un material peligroso. Sin embargo, advierten que se liberará As(V) del TiO_2 (anatasita) usado, sí el pH incrementa de 5 a 10.

De gran importancia para posteriores análisis, es contrastar la dinámica de adsorción de Adsorbisia™ Arsenic Removal Media con otros medios adsorbentes, por tal motivo en los Anexos B.4.5 y B.4.6 (Figuras B.15, B.16 y B.17) se han incluido las curvas de saturación para Adsorbisia™, alúmina activada, óxido de hierro e hidróxido de hierro para diferentes condiciones de pH, tiempo de contacto de lecho vacío^φ (EBCT por sus siglas en inglés), concentraciones de arsénico y sílice.

3.5.4. Medio adsorbente a base de Carbón Activado Granular (CAG).

El CAG es utilizado en el tratamiento de agua para fijar sustancias solubles por adsorción, debido a la gran superficie interna de las capas irregulares del carbono, las cuales varían entre 500-1500 $\text{m}^2\cdot\text{g}$, y a la acción capilar del elevado grado de porosidad, que junto con la característica química de los átomos de carbono, le confieren la propiedad de atraer y atrapar ciertas moléculas del fluido que le rodea (Carbotecnia, 2010; Lenntech, 2011; Luna, Gonzáles, Gordon & Martín, 2007).

Los tamaños de poros que presenta el carbón activado van desde microporos ($\approx 2,0$ nm) hasta los mesoporos (2,0 y 50,0 nm) y macroporos ($> 50,0$ nm) (Figura 3.8.A). En su estructura el carbón activado presenta átomos de carbono con valencia insaturadas, grupos funcionales (en específico oxígeno y nitrógeno), y componentes inorgánicos que provienen de las cenizas; todos ellos con efecto influyente en los procesos de adsorción. Por lo general, el tamaño medio de partícula que presenta el CAG está entre 0,595-2,38 mm (Luna et al., 2007).

^φ: Es una medida de cuánto contacto ocurre entre las partículas del medio adsorbente y el agua mientras atraviesa un lecho de partículas. En la medida que el EBCT aumenta, el tiempo de contacto disponible para que las partículas fijen los solutos por adsorción aumenta también, al igual que la cantidad de soluto removida del agua durante su tránsito a través del lecho.



La desventaja que presenta el carbón activado es su naturaleza covalente, porque muestra preferencia por las moléculas covalentes que tienden a ser poco polares, es decir, no iónicas. Esto explica la propiedad de adsorción que existe entre carbón activado y el adsorbato (molécula atrapada) que se produce por las fuerzas de London (una de las clases de fuerzas de van der Waals), las cuales son relativamente débiles, y por ende reversibles (Figura 3.8.B). El uso fundamental de CAG es para eliminar sustancias que puedan afectar el color, turbiedad, olor y sabor del agua potable (Carbotecnia, 2010).

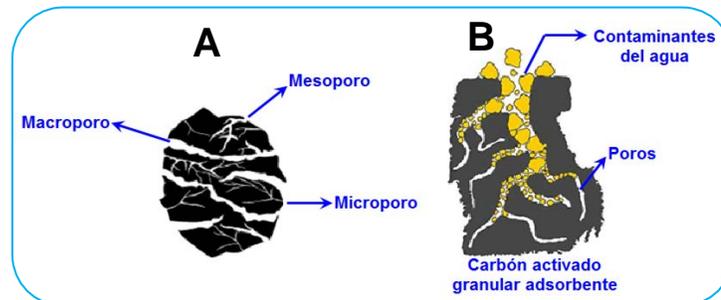


Figura 3.8. Estructura del carbón activado: (A) Tipos de poros presentes en el carbón activado, (B) Simulación de la adsorción del carbón activado.

Fuente: Carbotecnia, 2010.



CAPÍTULO IV

Diseño Metodológico

El agua y el saneamiento se encuentran entre las medicinas preventivas más potentes de que disponen los gobiernos para reducir las enfermedades infecciosas. La inversión en esta área representa para enfermedades letales como la diarrea lo que la inmunización representa para el sarampión: Una forma de salvar vidas. (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2006)

En el presente capítulo se establecen los métodos aplicados, materiales y equipos que fueron utilizados en el estudio para evaluar la eficiencia de un ST conectado en serie a escala real mediante la potabilización de agua de pozo de la comunidad “La Corona”-Camoapa, el cual se instaló en el Laboratorio de Ingeniería de Procesos (LIP) de la Facultad de Ingeniería Química-Universidad Nacional de Ingeniería (FIQ-UNI), a través del monitoreo del agua cruda y de los efluentes de las dos unidades de filtración (FBA + FMADT) que constituyen el ST con la finalidad de cuantificar la remoción de constituyentes (en especial de microorganismos patógenos y de arsénico); y verificar el grado de cumplimiento con las normas NTON 05 007-98 y CAPRE.

Por los planteamientos anteriores, el diseño metodológico se desarrolló de acuerdo al orden del conjunto de actividades que aseguraron el cumplimiento de los objetivos fundamentados para la presente investigación, cuyos tópicos se mencionan a continuación:

- Ubicación del pozo comunitario “La Corona”.
- Tipo de investigación en que se desarrolló el estudio.
- Instalación y puesta en funcionamiento del ST.
- Monitoreo del ST.
- Determinación de la calidad del agua cruda y filtrada para evaluar el ST.
- Eficiencia de remoción del ST, FBA y FMADT.

4.1. Ubicación del Pozo Comunitario “La Corona”

La zona de abastecimiento de agua está ubicada en la comunidad “La Corona”, a 13 Km del municipio de Camoapa del Departamento de Boaco. El pozo comunitario se encuentra a una altura de 486 m sobre el nivel del mar y en las coordenadas: Latitud 12°26'46.00"N y Longitud 85°30'35.56"O (Figura 4.1). Por tanto, esta fuente sirvió como el punto de recolección de agua cruda a usar en el ST a evaluar.



Figura 4.1. Ubicación (A) e instalaciones (B) del pozo de la comunidad “La Corona”.

4.2. Tipo de Investigación en que se Desarrolló el Estudio

La investigación fue desarrollada en un diseño fundamentado en una relación *Causa-Efecto*, por el hecho de que la observación y la experimentación facultaron clasificar la investigación como *Analítica-Experimental*. En referencia a la clasificación anterior, la investigación fue de *carácter analítico*, porque basado en la observación no se pudo ni podrá controlar a priori las condiciones naturales del fenómeno, ya que no se pueden manipular y/o controlar las concentraciones de los constituyentes del agua cruda, por ejemplo, la concentración de arsénico a 60 m por debajo de la superficie del suelo. No obstante, se pudo controlar a priori las condiciones de realización de los ensayos, lo cual fue evidente en la utilización de técnicas cuantitativas y cualitativas de análisis fisicoquímicos y microbiológicos que determinaron la magnitud de los parámetros del agua cruda y filtrada durante



la evaluación, infiriéndole de esta forma el *carácter experimental* a la investigación (Piura, 2008).

Debido a que con el uso del conocimiento genérico se analizó un problema de la práctica social y se contribuyó a la solución del mismo, se puede citar que la aplicabilidad de los resultados de la investigación permiten catalogarla como *aplicada* (Piura, 2008), porque se logrará proveer a los pobladores de agua potable segura lo que significará reducir las enfermedades relacionadas con el agua causadas principalmente por microorganismos patógenos y el arsénico, así como un ahorro significativo en atención médica para el estado y la sociedad y por último, pero no menos importante el aumento en la productividad de la comunidad.

4.3. Instalación y Puesta en Funcionamiento del Sistema de Tratamiento

En éste acápite se describe el procedimiento realizado para la instalación de cada uno de los filtros y puesta en funcionamiento del ST.

4.3.1. Instalación del filtro de bioarena.

El FBA se instaló primero, ya que requería de una etapa de desarrollo (maduración) de la capa biológica con la cual trabaja. Este filtro fue instalado por técnicos de la *Organización Aqua Clara Nicaragua*, quienes se aseguraron de asemejarlo al diseño original (Anexo C.1) de la *Organización Aqua Clara Internacional*. Éste se caracteriza por construirse con materiales económicos disponibles en el país o sustituibles por materiales con características similares, ya que los habitantes de las comunidades se encargan de aportar parte de ellos. Debido a estas condiciones es que el filtro está conformado por: Un recipiente de plástico con volumen de 70 L, la tapa del recipiente utilizada como difusor, una tubería de PVC^Ω por la cual fluye el agua y los materiales que conforman el lecho de filtración que son arena fina del río Telica (ubicado en el departamento de León), arena gruesa y piedrín.

Aunque los materiales del medio de filtración del diseño original están caracterizados de acuerdo a su granulometría; de la arena fina, la arena gruesa y el piedrín se desconocía ésta característica en el momento de la instalación del FBA. Por esta razón, se realizó específicamente el análisis granulométrico a la arena fina, ya que es la capa donde se realiza la remoción de los contaminantes. El procedimiento aplicado para este análisis se detalla en el acápite 4.6.1 Primeramente se construyó la tubería del efluente del filtro, la cual es de plástico

Ω: Policloruro de vinilo.



PVC, a partir de: Tubos SDR[◇] 13.5 de NPS^Υ ½ y accesorios SCH* 40 de NPS ½ (dos codos de 90°, una camisa y un tapón hembra), todos de marca Amanco[®]. La forma de la tubería, debida al diseño hidráulico del filtro, así como sus medidas de longitud, altura y diámetro se muestran en el plano III del Anexo C.3. Posteriormente, se instaló la tubería en el interior del recipiente, y por último se agregaron los materiales que conforman el lecho filtrante de la siguiente forma: Se añadieron 10 L de piedrín, seguido de 10 L de arena gruesa y 40 L de arena fina. Estas cantidades de los materiales en volumen no aparecen en el diseño original y solamente se conocen por comunicación personal de los técnicos que se encargaron de la instalación del filtro, generándose un espesor por cada capa, los cuales son evidentes en el plano III (Anexo C.3). Las funciones que ejercen cada una de las capas se encuentran explicadas en el acápite 3.5.2 del capítulo anterior. En el Anexo C.4 se presentan las Figuras C.3 y C.4, en las cuales se observa la colocación de las capas y el FBA instalado en el LIP de la UNI, respectivamente.

Es importante mencionar que durante la instalación de FBA se agregaron 135 g del componente ACX, los cuales se mezclaron con la capa de arena fina, y cuya función está descrita en el acápite 3.5.2 del Marco Teórico. La tapa del recipiente (Figura C.5 del Anexo C.4), se colocó de forma invertida y presentaba una gran cantidad de agujeros con 4 mm de diámetro para permitir la distribución del agua de carga sobre el lecho filtrante.

4.3.2. Instalación del filtro de medio adsorbente de dióxido de titanio.

Todos los materiales y equipos necesarios para la instalación del FMADT fueron proporcionados por la *Organización Aqua Clara Nicaragua*. Por tanto, esta actividad fue realizada por los investigadores.

Cuando la capa biológica del FBA estaba desarrollada, se procedió con la instalación del FMADT, de manera similar a la del primer filtro, ya que los diseños originales de ambos (Anexo C), pertenecientes a la *Organización Aqua Clara International*, poseen muchas similitudes, siendo éstas las siguientes:

- Su diseño hidráulico y por tanto, la forma de la tubería es la misma que la del FBA.
- Los materiales que componen el lecho filtrante son los mismos del FBA (a excepción de la arena gruesa y el ACX). Sin embargo, el

◇: Razón dimensional estándar que sirve para la fabricación de tubos plásticos.

Υ: Nominal Pipe Size o también conocido como diámetro nominal en pulg.

*: Proviene del inglés Schedule y es la cédula de los accesorios.



FMADT posee tres materiales más, los cuales son: Grava, dióxido de titanio y carbón activado impregnado con plata, los dos últimos productos fabricados por *Dow® Chemical Company*.

Lo primero que se efectuó fue extraer de cada material la cantidad señalada en volumen de acuerdo a lo indicado en el diseño original. Debido a que la arena, la grava y el piedrín estaban sucios se procedió a lavar la cantidad extraída de cada uno de ellos. Posteriormente, se continuó con la construcción de la tubería, en la cual se emplearon igualmente tubos y accesorios de PVC con las mismas características que los utilizados en el caso de la instalación del FBA. El proceso de construcción de la tubería se encuentra en la Figura C.6 del Anexo C.5.1, la cual se ubica en el interior de un recipiente plástico de 20 L.

El siguiente paso fue la colocación de cada una de las capas de los materiales, respetando el orden establecido en el diseño original, junto con la medición del espesor de cada una de ellas. En el plano III del Anexo C.3, se encuentra plasmado el espesor de todas las capas que constituyen el FMADT. Paralelamente a la ejecución de este paso, se desinfectaron con una solución* el piedrín, la grava y la arena fina para evitar la proliferación de microorganismos y en consecuencia afectar el resultado de las pruebas microbiológicas realizadas durante la evaluación del ST. La colocación de cada una de las capas y la medición de su espesor se muestra en la Figura C.7 del Anexo C.5.2.

4.3.3. Puesta en funcionamiento del sistema de tratamiento.

Para poner en funcionamiento el FBA, se requirió de un período de tiempo para desarrollar la capa biológica, a como se mencionó en los acápites anteriores. Una vez asegurada esta etapa, se conectaron ambos filtros y se determinó una carga volumétrica adecuada de agua cruda para efectuar el monitoreo del ST.

4.3.3.1. *Desarrollo de la Capa Biológica (Biocapa o Schmutzdecke) en el Filtro de Bioarena.*

Previo al desarrollo de la capa biológica fue lavado el medio filtrante del FBA, principalmente por la suciedad de la arena de río. Este lavado se realizó durante 12 días con agua potable de grifo que tenía una turbiedad promedio de 0,15 NTU partiendo del primer día de monitoreo del ST. Este lavado se efectuó en dos etapas: Primero, el FBA se cargó con un único lote de 24 L repartido en dos cargas de 12 L cada una, entre el día 1 al 9 y separadas una de la otra por un

*: Esta solución desinfectante tenía una composición de: Hipoclorito de sodio 0,2-4,5%, hidróxido de sodio 0,2-1,4%, carbonato de sodio 0,2-1,4%, agua y sales de sodio. A esta solución se le conoce comercialmente como *Cloro Magia Blanca®*.



tiempo que varió entre 25 min a 30 min, ya que no se podía cargar los 24 L de una sola vez, debido a que excedía la capacidad volumétrica del FBA, y por ende provocaría su desbordamiento. Para la segunda etapa comprendida entre el día 10 al 12, el FBA se cargó con dos lotes diarios de 24 L (también repartido en dos cargas de 12 L cada uno), uno realizado por la mañana y el otro por la tarde, en otras palabras, se hacían pasar por el FBA 48 L/d. Para determinar el grado de limpieza del medio por el lavado, se monitoreo la turbiedad a la salida del FBA del día 7 hasta el día 12.

El componente esencial del FBA que incrementa la eficiencia de remoción en el tratamiento de los contaminantes del agua es representado por la capa biológica, por tal razón fue necesario concentrar esfuerzos para lograr un buen desarrollo de ésta. Todo el proceso de desarrollo de la capa biológica en el FBA se llevó a cabo en el LIP. Para conseguir el desarrollo de la capa biológica se utilizaron tres tipos de agua cruda:

- Agua cruda de pozo UNI-RUSB[⊕] (AC-1) recolectada en un segmento de tubería (bypass) comprendido entre la salida de la bomba mecánica del pozo y el tanque de almacenamiento de este mismo recinto universitario; según se muestra en la Figura C.8 (Anexo C.6).
- Agua cruda preparada a partir de una mezcla que contenía 83,33% en volumen de agua de pozo UNI-RUSB y 16,67% en volumen de agua del Lago Xolotlán (AC-2), es decir, 10 L de agua de pozo + 2 L del agua del lago (Figura 4.2). El agua del lago Xolotlán se recolectó en el Puerto Salvador Allende de la ciudad de Managua-Nicaragua.
- Agua cruda preparada a partir de una mezcla que contenía 83,33% en volumen de agua de pozo “La Corona” y 16,67% en volumen de agua del Lago Xolotlán (AC-4), es decir, 10 L de agua de pozo + 2 L del agua del lago. La mezcla AC-4 fue preparada y utilizada posteriormente que se recolectó por primera vez el agua de pozo “La Corona” en Camoapa-Boaco. Para posteriores designaciones se le ha nombrado al agua cruda de pozo “La Corona” como AC-3.

Estos cuatro tipos de agua cruda se almacenaron en recipientes de plástico de 5 gal a temperatura ambiente para su posterior carga al FBA.

⊕: Universidad Nacional de Ingeniería-Recinto Universitario Simón Bolívar.



Figura 4.2. Preparación del AC-2 para cargar el FBA.

El proceso de desarrollo de la capa biológica se realizó durante 31 días, cargando el FBA con dos lotes diarios de agua cruda de 12 L cada uno (Figura 4.3), y con la secuencia siguiente: 21 lotes con AC-1 (del día 13 al 24), 30 lotes con AC-2 (del día 24 al 39) y 10 lotes con AC-4 (del día 40 al 44). Paralelo a este procedimiento se realizó un monitoreo del caudal de salida del FBA, así como de la turbiedad de entrada y salida del FBA, los cuales se registraron para su posterior análisis. No obstante, solamente se consideró el comportamiento de la *turbiedad como parámetro de seguimiento al desarrollo de la capa biológica*, debido a la fácil reproductibilidad de los ensayos, su bajo costo, acceso al equipo, y lo más importante que es un parámetro de estudio del cual se ha demostrado que al mínimo incremento en la turbiedad del agua tratada, aumenta el riesgo de transportar partículas de un tamaño semejante al de los quistes de protozoarios (como la *Giardia* y el *Cryptosporidium*) e incluso puede llegar a enmascarar a virus y bacterias (Le Chevallier, 1992, citado por Aurazo 2004), por tal razón es un parámetro que da un indicio del grado de desarrollo de la capa biológica que es evidente en la eficiencia de tratamiento del agua, y en sí de la remoción de la turbiedad que según WHO (2011), es un importante indicador de la posible presencia de fuentes de contaminación microbiana que deben ser de consideración para la salud.

Todas las mediciones de turbiedad fueron realizadas por triplicado con un turbidímetro portátil Hach modelo 2100P; hasta el punto de obtener tres mediciones precisas^ξ, las cuales se promediaron y se registró como la turbiedad promedio de entrada del lote cargado en ese momento y la turbiedad promedio de salida del lote inmediato anterior que se cargó al FBA (Figura 4.4). Este procedimiento se adoptó hasta que se logró corroborar que la turbiedad de salida del FBA se estabilizó; tal indicio se comprobó cuando la turbiedad a la salida del

^ξ: Las mediciones de la turbiedad fueron realizadas en el modo de selección manual del rango de medida. El equipo fue calibrado de acuerdo a los procedimientos establecidos en el Manual del Instrumento proporcionado por Hach Company (2004).



FBA fue menor a la turbiedad del agua cruda cargada (turbiedad de entrada al FBA), hecho que se supervisó esquemáticamente a través de un gráfico donde se representó la turbiedad de entrada y salida en el eje de las ordenadas y los días expresados en lotes en el eje de las abscisas.



Figura 4.3. Procedimiento habitual aplicado para cargar el FBA durante los 31 días.

Un procedimiento complementario que se aplicó el día 32 (31/Oct/2012) para determinar el avance en el desarrollo de la biocapa fue realizar un análisis microbiológico de *Coliformes totales* y *E. coli* al AC-2 con el que se cargó el FBA y al agua filtrada por el FBA obtenida para ese lote, empleando 3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/*Coliformes totales* (PPEC) con el objetivo de determinar la eficiencia de remoción microbiológica logrado por la capa biológica hasta ese momento, porque según CAWST (2012), la biocapa puede tardar hasta 30 días para formarse completamente, tiempo en el cual la eficiencia de remoción de patógenos y nutrientes existentes del agua cruda cargada va incrementando progresivamente a medida que la capa biológica va creciendo.



Figura 4.4. Monitoreo de la turbiedad de entrada (A), salida (B) y medición (C) durante el proceso de desarrollo de la capa biológica.



Los análisis microbiológicos se realizaron aplicando el método directo, y en consecuencia se inocularon dos PPEC con 1 mL de muestra cada una por cada tipo de agua analizado, es decir, se inocularon dos PPEC para el AC-2 con un 1 mL de muestra en cada una de ellas y de igual forma se hizo para el agua filtrada por el FBA. Los resultados para los dos pares de PPEC se interpretaron a las 24 h para contabilizar los *Coliformes totales* y a las 48 h para enumerar los *E. coli*. Por ejemplo, las colonias de *Coliformes totales* contabilizadas en un par de PPEC se sumaron y los resultados se expresaron como UFC/2 mL, de igual manera las colonias de *E. coli* enumeradas en ese mismo par de PPEC a las 48 h se sumaron y los resultados se registraron como UFC/2 mL. El mismo procedimiento se aplicó para enumerar las colonias de *Coliformes totales* y *E. Coli* del otro par de PPEC. Los métodos referentes a la temperatura y tiempo de incubación, así como los procedimientos para utilizar las PPEC se explican en el Anexo D.2.3. Por última instancia, hay que señalar que durante el proceso de desarrollo de la capa biológica se cargaron al FBA un total de 744 L de agua cruda.

4.3.3.2. Acoplamiento del Sistema de Tratamiento y Determinación de su Carga.

Consecuentemente a la instalación de los filtros y al desarrollo de la capa biológica en el FBA, se acoplaron mediante una tubería de PVC, según se observa en la Figura C.9 del Anexo C.7, para que se pudiera efectuar el monitoreo del ST completo y su evaluación en el PRM-2 y el PRM-3 (Figura 4.5), a través de la calidad del agua filtrada por cada unidad. La idea de conectar ambos filtros surgió principalmente como una solución a la situación del uso del FBA y el FMADT, ya que en las viviendas de la comunidad “La Corona” donde se instalaron, éstos se utilizan sin estar conectados provocando que el agua filtrada que sale de cada unidad esté expuesta a cualquier contaminación exterior.

Al cargar el ST con 12 L en el segundo lote del día 54 del monitoreo (explicado en el Acápito 4.4), se produjo el efecto sifón entre ambos filtros y desbordamiento de agua en el FMADT. Para resolver el problema del efecto sifón, se estableció una diferencia de altura entre los filtros, de tal forma que la altura del FMADT con respecto al suelo era mayor que la del FBA. Para determinar la carga adecuada del ST, se realizaron 4 ensayos con distintos volúmenes de carga (6L, 8L, 9L y 10 L), con lo cual se evitó el desbordamiento de agua en el FMADT a través del orificio en la tapa del recipiente donde se encontraba conectada la tubería de PVC.



4.4. Monitoreo del Sistema de Tratamiento

El monitoreo del ST tuvo una duración de 121 días, consistiendo principalmente de 3 etapas: Lavado del lecho filtrante del FBA, desarrollo de su capa biológica y monitoreo del FBA y el FMADT acoplados. Las dos primeras etapas fueron explicadas en el Acápite 4.3.3.1. Por tanto, solo se aborda la metodología aplicada para el monitoreo de ambos filtros conectados. Sin embargo, debido a un tiempo de espera en el que los materiales para la instalación del FMADT fueran provistos por la *Organización Aqua Clara Nicaragua*, como se mencionó en el acápite 4.3.2, se realizó un monitoreo solamente del FBA con los siguientes tipos de agua cruda: AC-3 (del día 45 al 49) y AC-1 (del día 50 al 56). Ésta última se utilizó para reservar el AC-3 para la carga del sistema completo.

Durante la última etapa del monitoreo con los dos filtros conectados, se cargó con: AC-1 (del día 57 al 65), AC-3 (del día 66 al 109) que incluye al agua recolectada en los tres viajes a la comunidad “La Corona” y AC-2 (del día 110 al 121). Todos estos tipos de agua cruda con que se monitoreó al ST eran almacenados en bidones de 5 gal y barriles de 55 y 45 gal a temperatura ambiente en el LIP y eran previamente lavados.

En el transcurso del monitoreo se midieron parámetros como turbiedad, pH y temperatura en el PRM-1, el PRM-2 y el PRM-3 (Figura 4.5). No obstante, estos parámetros no fueron estrictamente medidos en los tres puntos a la vez durante los 121 días, sino en función de la importancia de la información que éstos brindarían para el progreso de la evaluación del ST en un determinado momento de la investigación. En la última etapa del monitoreo, la turbiedad medida se utilizó para establecer el comportamiento de los filtros, una vez que se encontraban conectados y éste parámetro se determinó de la misma forma a como se explicó en el Acápite 4.3.3.1, mediante el turbidímetro portátil Hach modelo 2100P. El pH se empezó a medir en esta etapa por los planteamientos de Bang et al. (2005), acerca de la influencia de éste parámetro en la remoción de As(III) y As(V) por el TiO_2 y tanto éste como su temperatura correspondiente fueron determinados con un pH-metro de bolsillo MARTINI® modelo pH56. La medición de turbiedad, pH y temperatura se realizó con agua recolectada en: Un recipiente plástico de 12 L (Figura 4.4.A) para el PRM-1, un beaker marca PYREX® de 250 mL para el PRM-2 que se llenó utilizando el grifo ubicado en la tubería que conecta ambos filtros y un recipiente plástico marca SALVAPLASTIC® de 70 L (Figura 4.4.B) para el PRM-3[⊗].

⊗: Aunque en la Figura 4.5, el PRM-3 está representado a la salida del recipiente verde para efecto de las mediciones de turbiedad, pH, y temperatura se utilizó el recipiente plástico de 70 L.



Para las mediciones de los parámetros pH, turbiedad y temperatura, se consideró que cada lote cargado funcionó como un flujo pistón ideal, es decir, que al momento de cargar el lote no se produjo algún grado de mezcla con el agua retenida en el FBA y, cuando estaban conectados ambos filtros, no se produjo tampoco mezcla del agua desplazada del FBA con el agua retenida en el FMADT.

Además, se calcularon dos caudales máximos ($Q_{MÁX}$). El primero de ellos a la salida del FBA, cuando solamente era monitoreado este filtro, y el segundo se calculó a la salida del FMADT, una vez que estaban conectadas las dos unidades de filtración. El $Q_{MÁX}$ a la salida del FBA y del FMADT se calculó como el volumen de agua obtenido en un tiempo promedio. El procedimiento que se utilizó fue el siguiente: Se midieron varios tiempos consecutivos en segundos, de los cuales se seleccionaron y promediaron aquellos que fueran los más cortos (tres tiempos consecutivos iguales o diferentes) al momento de llenar un recipiente de 1L en el caso de $Q_{MÁX}$ a la salida del FBA y de 0,5 L cuando el $Q_{MÁX}$ calculado correspondía a la salida del FMADT. La variación del volumen obtenido se debió a que la capacidad volumétrica del FMADT era menor a la del FBA y por tanto, la velocidad del flujo a la salida del ST no era muy rápida. El cálculo de $Q_{MÁX}$ se representa con la Ecuación 4.1.

$$Q_{MÁX} = \frac{V}{t_{prom} \times \psi} \quad (4.1)$$

Donde: $Q_{MÁX}$ es el caudal máximo a la salida del FBA o del FMADT; V es el volumen del recipiente de llenado (1,0 L o 0,5 L); t_{prom} es el tiempo promedio en segundos, y ψ es el factor de conversión de segundos a minutos (igual a 1/60).

En la Tabla 4.1 se muestran los parámetros medidos y las variables calculadas en el ST en los días correspondientes del monitoreo.

Tabla 4.1. Monitoreo del ST de acuerdo a parámetros medidos y variables calculadas.

Parámetros medidos	Unidades	Monitoreado					
		A la entrada y salida del FBA		En el PRM-1 y PRM-3 del ST		En el PRM-1, PRM-2 y PRM-3 del ST	
		Desde el día	Hasta el día	Desde el día	Hasta el día	Desde el día	Hasta el día
Turbiedad	NTU	1	56	57	89 (1 ^{er} lote)	89 (2 ^{do} lote)	121
pH	Unidades estándar	—	—	84	89	89	121
Temperatura	°C	—	—	84	89	89	121
Variables calculadas							
$Q_{MÁX}$	L/min	A la salida del FBA		A la salida del FMADT			
		8	56	57		121	



Todos los datos obtenidos de $Q_{MÁX}$ y temperatura durante el monitoreo fueron analizados estadísticamente con el complemento análisis de datos de Microsoft Excel 2010, específicamente con la opción estadística descriptiva.

4.5. Determinación de la Calidad del Agua Cruda y Filtrada para Evaluar el Sistema de Tratamiento

En éste acápite se abordan los principales tópicos intrínsecos a la evaluación del ST, como son: *Puntos de Recolección de Muestras* (PRM) y muestreos realizados en cada uno de ellos, parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que se midieron de acuerdo a los niveles de vigilancia de la calidad del agua y los métodos de análisis aplicados.

4.5.1. Puntos de recolección de muestras y muestreos en el sistema de tratamiento.

4.5.1.1. *Puntos de Recolección de Muestras en el Sistema de Tratamiento.*

En la Figura 4.5 se muestra el ST (FBA + FMADT), evaluado con tres PRM representativos del universo de estudio que en tal caso fueron: El agua cruda de pozo “La Corona” (PRM-1), el agua filtrada por el FBA (PRM-2) y el agua filtrada por el FMADT (PRM-3). A las muestras recolectadas en estos puntos se le realizaron todas las pruebas analíticas (fisicoquímicas y microbiológicas) para las frecuencias de muestreo establecidas por cada PRM, permitiendo así evaluar el tratamiento del agua efectuado en cada una de las unidades de filtración como en el sistema total.

La importancia que radicó en los tres PRM indicados en la Figura 4.5, se puntualizan de la siguiente forma:

- Punto de Recolección de Muestra 1 (PRM-1) a la entrada del ST: Para este punto se ejecutaron tres muestreos que según Chapman (1996) se encuentran dentro del rango de lo óptimo y que evaluaron al ST mediante la determinación de la calidad del agua subterránea cruda procedente del pozo “La Corona”; durante las estaciones climáticas comprendidas entre el periodo de Noviembre 2012 a Enero 2013 (Tabla 4.2). Por tanto, se utilizó la *frecuencia de muestreo rigurosa* considerando que: El pozo es profundo (60 m), lo cual conlleva a que el tiempo de residencia[⊗] del agua en el acuífero sea grande (Bartram & Ballance, 1996; Chapman, 1996), y el no contar con muestreos

⊗: Villarroya (2006) afirma: “El tiempo de residencia media de los acuíferos a escala mundial es de 280 años, pero hay acuíferos con 500.000 años y de más tiempo de residencia” (p.3).



completos anteriores (Rojas, 2002), ya que el “El Porvenir”-Camoapa solamente ha realizado monitoreo a *Coliformes termotolerantes* y arsénico, según se citó en los antecedentes.

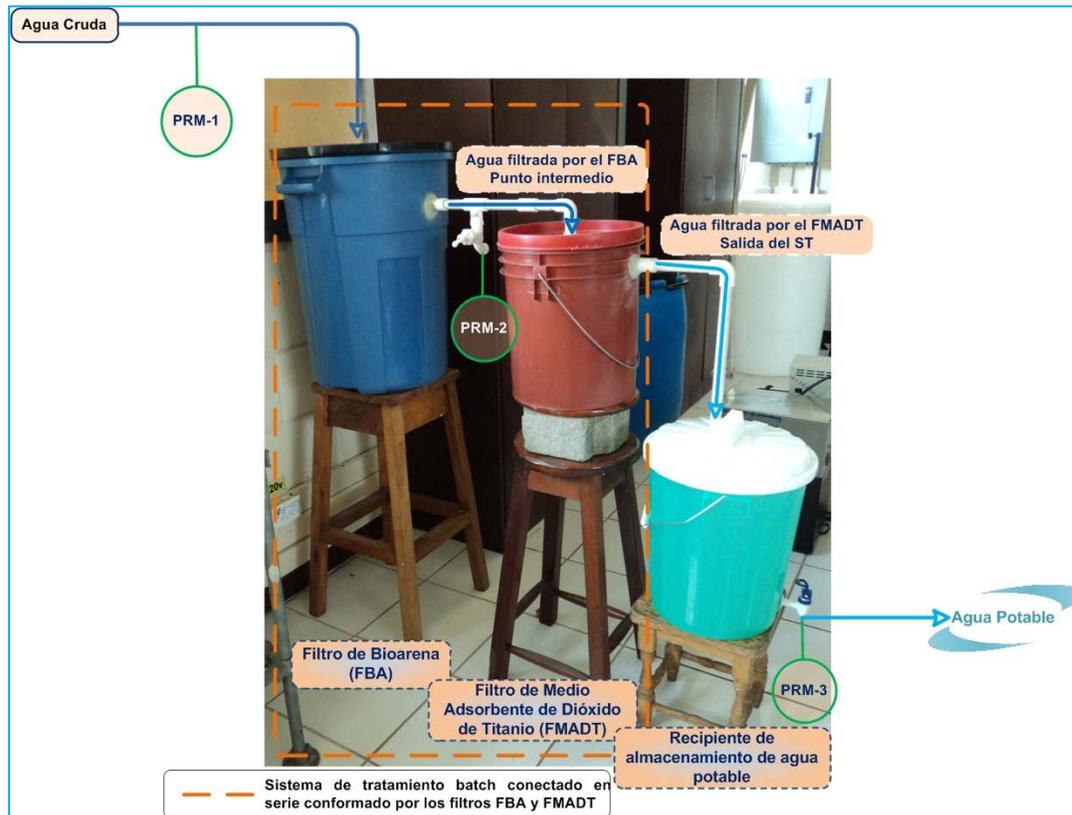


Figura 4.5. Esquema del ST evaluado en el LIP con sus dos unidades de filtración conectadas en serie y sus respectivos PRM.

- Punto de Recolección de Muestra 2 (PRM-2) en el intermedio del ST: En el PRM-2 se realizaron dos muestreos (Tabla 4.2) para evaluar la calidad del agua filtrada por el FBA, cumpliendo así con *la frecuencia de muestreo estándar*.
- Punto de Recolección de Muestra 3 (PRM-3) a la salida del ST: En dicho punto se efectuaron dos muestreos para evaluar la calidad del agua que sale del FMADT, y por ende del ST e igualmente a la *frecuencia de muestreo estándar*.

En el caso del PRM-2 y el PRM-3 no se rigen por periodos de muestreos, debido a que la recolección de muestras en estos puntos se realizó bajo condiciones de laboratorio, y porque sus características fisicoquímicas y microbiológicas eran definidas por las unidades de filtración y no por estaciones climáticas naturales.



En el Anexo D.1.1 se encuentran los diferentes planteamientos con respecto a los tipos de frecuencia de muestreo que se pueden aplicar para el monitoreo de la calidad del agua subterránea y las características de las estaciones climáticas en las cuales se realizaron los muestreos en PRM-1.

Tabla 4.2. Frecuencia y periodos de muestreo aplicados en la investigación.

Muestreo	Mes	Semana del mes	Fecha	Estación climática	Número de muestreos
Agua cruda					
1 ^{er}	Noviembre	2	11/Nov/2012	Final de la estación lluviosa Inicio de la estación seca	3
2 ^{do}	Diciembre	3	17/Dic/2012		
3 ^{er}	Enero	4	21/Ene/2013		
Agua filtrada por el FBA y el FMADT					
1 ^{er}	Enero	4	29/Ene/2013	No aplica	2
2 ^{do}	Febrero	2	11/Feb/2013		2

De acuerdo a los planteamientos de Rojas (2002), son el PRM-1 y el PRM-3 los recomendados para evaluar la calidad fisicoquímica y microbiológica en las zonas rurales, no obstante, por cuestión de configuración del ST se requirió evaluar el PRM-2 por las siguientes razones:

- 1) Determinar la eficiencia de remoción de constituyentes fisicoquímicos y microbiológicos para el FBA, y en consecuencia servir como punto de referencia para determinar la eficiencia de remoción para el FMADT.
- 2) Se empleó como punto de supervisión para los *Coliformes totales* y *termotolerantes* que pudieron proliferarse al primer y segundo filtrado, ya que el agua permanece en el FBA y el FMADT durante un tiempo de residencia determinado suficiente para que cualquier *Coliforme total* o *termotolerante* se prolifere y recontamine el agua nuevamente lo que pondría en peligro latente la salud de los consumidores.

4.5.1.2. Preparación del ST para Determinar la Calidad del Agua Filtrada en el PRM-2 y PRM-3.

Con anterioridad se explicó en el Acápite 4.5.1.1 que el número de muestreos realizados al agua cruda (correspondiente al PRM-1 del ST) fue de 3, los cuales dieron cumplimiento a la frecuencia de muestreo rigurosa. Sin embargo, se citó también que sólo 2 muestreos se efectuaron en el PRM-2 y el PRM-3. En relación con esto último, los 2 muestreos se realizaron utilizando como agua cruda de carga al ST, la que fue recogida durante el tercer viaje a la comunidad “La Corona” llevado a cabo el día 21/01/2013.

Esta situación se explica como una consecuencia de los procedimientos aplicados para madurar y mantener la capa biológica del FBA, ya que para lograr



tales propósitos se cargó el ST con diferentes tipos de agua cruda (AC-1, AC-2, AC-3 y AC-4). Por lo tanto, esta decisión de ejecutar los 2 muestreos en el PRM-2 y el PRM-3 con el agua cruda recogida en el tercer viaje fue una medida de precaución que consistió en lavar los lechos filtrantes de ambos filtros con abundante AC-3 durante 25 días (del día 66 al 91 del monitoreo). Esto evitó examinar agua filtrada (por el FBA y el FMADT), cuyo *origen no fuera el agua de pozo “La Corona”*, porque de lo contrario se corría el riesgo de examinar la calidad del agua filtrada obtenida a partir de una mezcla de AC-1, AC-2 y AC-3, previo a realizar el primer y segundo muestreo en el PRM-2 y el PRM-3.

Aplicada esta medida preventiva que garantizó la legitimidad de los resultados de los análisis microbiológicos y fisicoquímicos obtenidos en los muestreos de los tres PRM del ST, se procedió a contrastar las magnitudes medidas de los parámetros del agua cruda y filtrada con normas que establecen la calidad del agua cruda y potable, lo que permitió deducir las características que pudieran causar un impacto en la salud de las personas. De tal forma que los resultados de los diferentes parámetros que determinaron la calidad del agua cruda fueron comparados con los valores límites o rangos máximos reglamentados por la *NTON 05 007-98*, y los resultados de los parámetros que caracterizaron la calidad del agua filtrada por el FBA, FMADT y en sí del ST fueron equiparados con los valores recomendados y admisibles instituidos por la norma regional *CAPRE* para la calidad del agua potable.

4.5.1.3. Muestreos en el Sistema de Tratamiento.

El desarrollo de las técnicas empleadas para realizar la toma de muestras en cada uno de los PRM del ST se detalla a continuación:

● Recolección de muestras de agua cruda (PRM-1).

El agua cruda fue recolectada y preservada tanto para el análisis fisicoquímico como microbiológico para posteriormente ser procesada por el ST, por lo que a continuación se describe lo realizado para cada caso.

1) Recolección de muestras para análisis fisicoquímicos

Según los planteamientos de Bartram & Ballance (1996), citados en el Anexo D.1.2.1 el pozo comunitario “La Corona” se purgó por aproximadamente 30 minutos antes de la recolección de muestras, para que éstas fueran representativas del acuífero y no del pozo. Este tiempo supera al propuesto por APHA, AWWA & WEF (2005) que es de 5 a 10 min y se aprovechó para recolectar el agua que se utilizó posteriormente en el monitoreo del ST así como para la recolección de muestras fisicoquímicas y microbiológicas en el PRM-2 y el



PRM-3. Posteriormente, se procedió a la recolección de muestras de AC-3, según se observa en la Figura 4.6, enjuagando los frascos con la misma agua del pozo, para luego recolectar las muestras fisicoquímicas sin recipientes intermediarios, a como indica OPS/CEPIS/PUB/02.76 (2002).



Figura 4.6. Recolección de muestras para los análisis fisicoquímicos del AC-3.

Las muestras se preservaron en refrigeración para ser analizadas posteriormente en el *Laboratorio de Ingeniería Ambiental (LIA)* de la UNI. Para garantizar una mayor confiabilidad de los resultados, se analizaron primeramente las muestras con los parámetros que estaban más propensos a variar como fueron: Alcalinidad, nitrato, color verdadero, amonio y nitrito, según indicaciones de Hach (2005) y APHA, AWWA & WEF (2005).

En el caso de los parámetros físicos: pH, temperatura, conductividad y turbiedad se analizaron de forma inmediata en el campo, debido a que pueden cambiar rápidamente y producir cambios secundarios en componentes inorgánicos como hierro, manganeso, alcalinidad y dureza, según afirma APHA, AWWA & WEF (2005). Otro parámetro que se analizó en el campo fue el arsénico, con el equipo de análisis Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System facilitado por la ONG “*El Porvenir*”-Camoapa, así también se utilizó el Quick[™] Arsenic Test Kit System proveído por la *Organización Aqua Clara Nicaragua*.

2) Recolección de muestras para análisis microbiológicos

Debido a que el pozo comunitario “La Corona” está provisto de una bomba manual y de una tubería de descarga (Figura 4.1), se consideró como procedimiento base, al momento de recolectar las muestras para el análisis microbiológico, *el muestreo manual a la salida de una bomba*, propuesto por Bartram & Ballance (1996), el cual se encuentra explicado en el Anexo D.1.2.1.



No fue necesario efectuar los dos primeros pasos de este procedimiento, debido a que el pozo ya había sido purgado anteriormente en la recolección de muestras para los análisis fisicoquímicos. Por tanto, se procedió a desinfectar la boca de la tubería con alcohol isopropílico al 95% y después con la solución desinfectante (Figura 4.7), previamente descrita (Acápite 4.3.2), debido a que la tubería de salida es de PVC y por ello no se podía esterilizar con una llama. Siguiendo con el procedimiento, se descargó agua con un flujo a velocidad media por 1 min para remover las soluciones desinfectantes, y de esta manera se evitó la afectación de la composición microbiana del agua que se iba a recolectar.

Es importante mencionar que se recolectaron dos muestras microbiológicas, siguiendo un orden de sucesión para recolectarlas. A cada uno de los frascos en su momento, se les retiró su tapa, y se colocó debajo del chorro de agua (Figura 4.8). Se tuvo el cuidado de no llenar completamente los frascos para que se pudieran mezclar las muestras antes de realizar los análisis. Después de recolectadas las muestras, a los frascos se les colocó inmediatamente su respectiva tapa.

Las muestras recolectadas para el análisis fisicoquímico y microbiológico se almacenaron en un termo marca Coleman® (Figura 4.9), el cual contenía hielo para mantener una temperatura en un rango de 4°C–10°C, según recomienda Aurazo (2004) y Bartram & Ballance (1996). Seguidamente, se transportaron desde la comunidad “La Corona” hasta el LIA para su posterior análisis.



Figura 4.7. Desinfección de la boca de la tubería de salida del pozo comunitario “La Corona”.



Figura 4.8. Recolección de muestras para los análisis microbiológicos del AC-3.



Figura 4.9. Almacenamiento de las muestras fisicoquímicas y microbiológicas desde la comunidad “La Corona”.

En el caso de las muestras microbiológicas, los análisis se hicieron en el *Laboratorio de Análisis Microbiológicos* (LAM) perteneciente a los *Laboratorios de Calidad del Agua de ENACAL–Central* (Managua). Debido a que el viaje a la comunidad “La Corona” tomaba todo un día y por la disponibilidad de horario del LAM no se podían realizar los análisis, una vez se regresara de la comunidad ese mismo día. Por ello, las muestras microbiológicas se refrigeraban en el LIA hasta que al día siguiente eran transportadas al LAM en un termo marca Coleman®. El tiempo comprendido entre la recolección de muestras y los análisis microbiológicos siempre fue menor de 30 h, siendo éste último el tiempo máximo establecido por APHA, AWWA & WEF (2005) y OPS/CEPIS/PUB/02.76 (2002).

● *Recolección de muestras de agua filtrada por el FBA (PRM-2).*

El agua filtrada por el FBA fue recolectada y preservada para efectuar los análisis fisicoquímicos y microbiológicos, por lo que a continuación se describe lo realizado para cada caso.



1) Recolección de muestras para análisis microbiológicos

Para obtener las muestras en PRM-2 se instaló un grifo de PVC en la tubería que separa el FBA del FMADT (Figura 4.5), al cual se adaptó un dispositivo de recolección compuesto por: Un adaptador de grifo para mangueras, un segmento de manguera de silicona de 1,1 cm de diámetro nominal y 3,5 de longitud, un reductor de flujo en forma de cono truncado (diámetro nominal menor y mayor de 0,9 cm y 1,1 cm, respectivamente), una tubería T de diámetro nominal de 0,6 cm (éstos dos últimos marca NALGENE[®])^A; dos catéteres Foley de látex pre-esterilizados recubiertos con 100% silicona de tamaños de 2 vías de 22 Fr (30 mL) que se conectaron a cada extremo de la tubería T, dos guías para infusión intravenosa pre-esterilizadas (marca NIPRO[®]) que se conectaron cada una a un catéter Foley. Resulta oportuno mencionar, que las piezas que se desinfectaron con alcohol isopropílico al 95% se enjuagaron con agua destilada-esterilizada (marca PiSA[®]) previo a conectar el dispositivo al grifo.

En el procedimiento de la recolección de las muestras microbiológicas parte del cuerpo del grifo, así como la rosca y el interior de la boquilla del mismo se desinfectaron primeramente con la solución de hipoclorito de sodio antes descrita, y posteriormente con alcohol isopropílico al 95%, en ambos casos utilizando gasas de algodón pre-esterilizadas (marca Le Roy[™]) con la ayuda de pinzas quirúrgicas esterilizadas a la llama. Seguidamente se enjuagaron las zonas desinfectadas del grifo con agua destilada-esterilizada (marca PiSA[®]) y se conectó el dispositivo al grifo para posteriormente insertar las bránulas (también pre-esterilizadas) de las guías de infusión a cada uno de los guantes de látex pre-esterilizados (marca NIPRO[®]) que cubrían las bocas de los dos frascos esterilizados^φ para proteger las muestras a recolectar de cualquier contaminación externa. Estos guantes eran puestos inmediatamente en las bocas de los frascos después de destaparlos. Las tapas de los frascos se resguardaron en los empaques de los guantes pre-esterilizados.

Al momento de cargar el ST con el primer lote del día, se esperaron 2 minutos para abrir el grifo al 100%, y seguidamente hacer pasar el agua filtrada por el FBA a través del dispositivo (que ya estaba acoplado a la boquilla del grifo) hacia los frascos estériles de muestra. A partir de ese momento empezaba el llenado de los dos frascos (al mismo tiempo) hasta un volumen de muestra determinado, proceso que tardaba entre 15 min a 20 min. Esta descripción puede observarse en la Figura 4.10.

^A: Todas estas piezas eran desinfectadas por sumersión en alcohol isopropílico al 95% por más de 12 h, previo a efectuar los muestreos en el PRM-2 y el PRM-3.

^φ: Los frascos de muestras esterilizados para la recolección de muestras microbiológicas en el PRM-2 y el PRM-3 fueron proporcionados por el LAM, donde eran esterilizados según el método 9040 de APHA, AWWA & WEF (2005).



Recolectado el volumen de muestra deseado, los frascos se cerraron con sus respectivas tapas y las muestras contenidas en ellos se conservaron según los protocolos establecidos por APHA, AWWA & WEF (2005). Además, los catéteres Foley, las guías para infusión, las bránulas y los guantes fueron desechados. El dispositivo permitió obtener volúmenes de muestras adecuados para los análisis en el PRM-2 (sin correr el riesgo de contaminación externa) y PRM-3, ya que reguló el flujo de salida en el grifo, y sobre todo extender el tiempo de recolección de las muestras microbiológicas en el PRM-2, comprendido desde el momento que el grifo se abre (con el dispositivo ya conectado) hasta que se obtienen los volúmenes de muestras deseados, y representativos del lapso de tiempo descrito. Al regular el flujo en el grifo pasó suficiente agua filtrada del FBA hacia el FMADT que provocó una salida de agua acumulada de este último representativa del universo bajo estudio (agua potabilizada por el ST). De los planteamientos anteriores, se deduce que este procedimiento fue aplicado en la recolección de muestras microbiológicas hechas para los dos muestreos en el PRM-2.

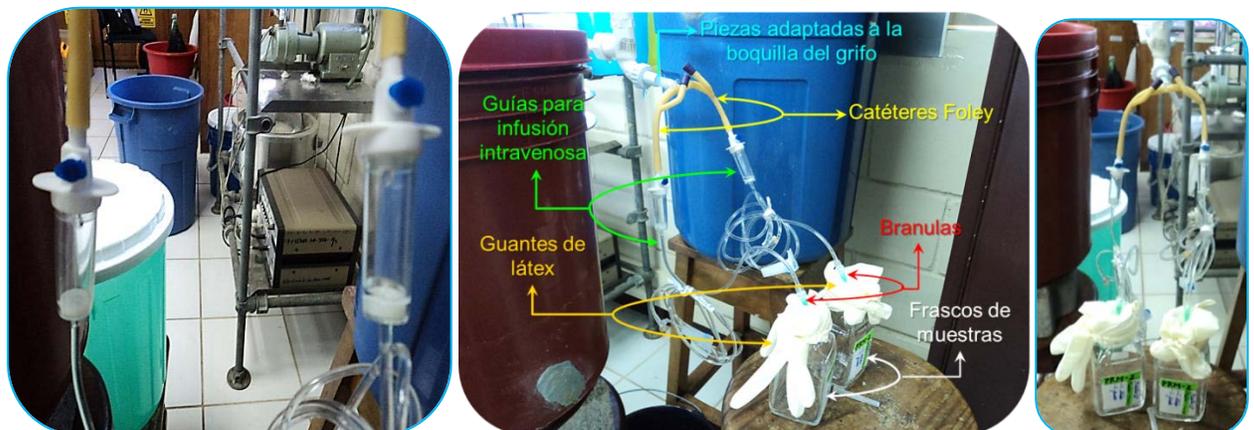


Figura 4.10. Dispositivo utilizado para la recolección de muestras microbiológicas en PRM-2.

2) Recolección de muestras para análisis fisicoquímicos

Previamente a la recolección de las muestras para los análisis fisicoquímicos, se cerró el grifo y se desconectó el dispositivo de recolección. Llevadas a cabo estas actividades, se procedió a abrir el grifo nuevamente para llenar parcialmente un solo recipiente de plástico (balde de 12 L), con el cual se obtuvo un volumen de muestra con características fisicoquímicas uniformes y representativas del agua filtrada que salió durante el lapso de tiempo (que aproximadamente tardaba 15 min) comprendido entre el momento en el que se abrió el grifo por segunda vez hasta que el agua filtrada dejó de fluir a través de él.



El balde de 12 L fue lavado con detergente biodegradable usando agua de grifo, secado con papel toalla y al aire. Y finalmente desinfectado con alcohol isopropílico al 95%, debido a que la actividad microbiana ajena a la muestra puede cambiar el equilibrio nitrato-nitrito-amoniaco o alterar las proporciones relativas de sulfato (Manahan, 2007). Cuando el agua filtrada se terminó de recolectar en el recipiente de plástico, se dispuso a llenar de forma inmediata dos frascos de plástico de 1 L y tres frascos de vidrio de 500 mL con el agua filtrada (Figura 4.11).



Figura 4.11. Método aplicado en la recolección de muestras fisicoquímicas en el PRM-2 (momento preciso del llenado de los frascos de vidrio y plástico).

● *Recolección de muestras de agua filtrada por el ST (PRM-3).*

El agua filtrada por el ST fue recolectada y preservada para efectuar los análisis fisicoquímicos y microbiológicos respectivos, por lo que a continuación se detalla lo realizado para cada caso.

1) Recolección de muestras para análisis microbiológicos

Para recolectar las muestras en el PRM-3, se requirió de un recipiente de 25 L (color verde) a la salida del FMADT para que almacenara temporalmente el agua filtrada por el ST, mientras transcurría el tiempo de descarga total del sistema que osciló entre 28 min a 30 min, garantizando así que el agua recolectada tuviera características microbiológicas y fisicoquímicas uniformes y representativas, y a la vez se aseguró un volumen de muestra suficiente para realizar los análisis.

El procedimiento que se utilizó para desinfectar el recipiente verde consistió en 4 lavados. El primer lavado se realizó con detergente biodegradable y agua de grifo caliente, luego se enjuagó varias veces sólo con agua caliente haciéndola pasar a través del grifo que trae adaptado el recipiente en su parte inferior; así



también la parte exterior del grifo se lavó con el detergente y el agua caliente. El segundo lavado consistió en enjuagar las paredes, el fondo del recipiente y la parte interna del grifo con agua tibia y con la solución desinfectante antes descrita, seguidamente se enjuagaron todas estas partes mencionadas con agua caliente. En el tercer lavado se efectuó por frotación de las paredes y fondo del recipiente, así como el interior y exterior del grifo con gasas pre-esterilizadas humedecidas con alcohol isopropílico (al 95%), este procedimiento se repitió tres veces. Además, por la parte interior del grifo sin accesibilidad, se hizo pasar el alcohol isopropílico abriendo el grifo para que éste saliera por la boquilla del mismo. Finalmente, en el cuarto lavado, las partes del recipiente se enjuagaron con agua caliente y secada con gasas pre-esterilizadas. Terminado el proceso de desinfección del recipiente, éste era acoplado al ST.

Cabe destacar que el tubo de PVC que unía al codo de 90° con el recipiente verde era sometido a los 4 lavados previamente descritos. La desinfección del codo 90° se realizó con gasas pre-esterilizadas humedecidas con alcohol isopropílico para luego ser enjuagado con agua destilada-esterilizada. El recipiente y el tubo desinfectados se conectaron al ST posterior a realizar la carga del segundo lote del día. Un procedimiento preventivo que se tomó fue desinfectar nuevamente la parte externa del grifo del recipiente verde antes de cargar el ST que dio comienzo al respectivo muestreo.

Para llevar a cabo la recolección de muestras en el PRM-3, los frascos esterilizados eran abiertos e inmediatamente se abría el grifo del recipiente al 100% para tomar un volumen de muestra determinado en un tiempo que osciló entre 15 a 30 segundos, utilizando las medidas preventivas para evitar la contaminación de las muestras, así como las técnicas de conservación también establecidas por APHA, AWWA & WEF (2005). Este hecho puede apreciarse en la Figura 4.12.



Figura 4.12. Recolección de las muestras microbiológicas del agua filtrada por el ST en el PRM-3 en frascos de vidrio.



2) Recolección de muestras para análisis fisicoquímicos

Las muestras fisicoquímicas se recolectaron aplicando un método muy sencillo que se basó en abrir el grifo del recipiente verde al 100% y llenar dos frascos de plástico de 1 L y tres frascos de vidrio de 500 mL cada uno (Figura 4.13).



Figura 4.13. Recolección de las muestras fisicoquímicas en el PRM-3 en frascos de plástico y vidrio.

Una vez que las muestras fisicoquímicas del PRM-2 y PRM-3 se recolectaron, éstas fueron resguardadas bajo refrigeración en el LIA, ya que se les dio prioridad a la realización de los análisis microbiológicos. No obstante, finalizados estos análisis el mismo día del muestreo, seguidamente se le daba inicio a las pruebas fisicoquímicas. Todas las muestras microbiológicas recolectadas en el PRM-2 y PRM-3 fueron transportadas en un termo con hielo al LAM de ENACAL-Central, donde todos los análisis microbiológicos para estos PRM se realizaron de forma inmediata. El tiempo que transcurrió entre la recolección de las muestras y sus respectivos análisis no fue mayor a 5 h.

Todos los frascos utilizados en los tres PRM durante todos los muestreos (tanto fisicoquímicos como microbiológicos) se etiquetaron, a como se muestra en la Figura 4.14, con la siguiente información: Código de la muestra, Punto de Recolección de muestra, número de muestreo, fecha de realización del muestreo, secuencia de recolección de la muestra^x y los parámetros asignados a analizar por dicho frasco. El AC-3 del tercer muestreo del agua de pozo “La Corona” que se cargó al ST como medio para obtener las muestras recolectadas en el PRM-2 y PRM-3, fue almacenado en bidones de 5 gal y barriles de 45 y 55 gal en el LIP a temperatura ambiente. En el Anexo D.1.2.1, se encuentra detallado parte del

^x: La secuencia de recolección de muestra era aplicable solamente a las muestras microbiológicas recolectadas en el PRM-1 y el PRM-3, ya que en estos casos eran de gran interés saber qué muestra se recolectaba primero y cuál después al muestrear un determinado PRM.



procedimiento de recolección de muestras (cantidad de muestra recolectada, tipo de frasco y su limpieza) para el análisis fisicoquímico y microbiológico en PRM-1, PRM-2 y PRM-3.



Figura 4.14. Identificación de las muestras recolectadas mediante etiquetas.

4.5.2. Niveles de vigilancia y parámetros evaluados.

Fundamentado en la tendencia de ensayar un limitado número de parámetros en agua subterránea según Kiely (1999), se realizó una evaluación amplia del ST mediante el análisis de 20 parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, los cuales fueron ensayados en cada uno de los muestreos tanto para agua cruda (PRM-1) como para agua filtrada (PRM-2 y PRM-3). Los parámetros fueron seleccionados de acuerdo a las recomendaciones y parámetros opcionales para evaluar la calidad del agua subterránea mostrados en la Tabla 4.3.

Los parámetros que se analizaron se agruparon en niveles de vigilancia según su complejidad analítica, los cuales son: Básico, intermedio volumétrico, intermedio colorimétrico y avanzado. Este agrupamiento se efectuó en base a la Tabla 4.4 y se observa que a la par de los niveles intermedio (volumétrico o colorimétrico) y avanzado está escrito “Además de los anteriores”, lo que significa que si se desea avanzar de un nivel a otro se deben realizar las determinaciones analíticas del nivel anterior.

En base a los planteamientos de Rojas (2002) acerca de los niveles de vigilancia (Anexo D.1.3), se ejecutó parte de un plan de vigilancia y control, específicamente una amplia evaluación fisicoquímica y microbiológica de los parámetros ensayados, la cual nunca antes había sido implementada al agua del pozo “La Corona”. Este plan de vigilancia y control puede ser complementado y efectuado de forma periódica por “El Porvenir”-Camoapa que trabaja en esa comunidad.

**Tabla 4.3.** Parámetros utilizados para evaluar la contaminación del agua subterránea.

Parámetros recomendados		
Color	Calcio (Ca ⁺²)	Nitrato (NO ₃ ⁻)*
Sedimento	Magnesio(Mg ⁺²)	Amoníaco (NH ₃)*
pH	Sodio (Na ⁺)	Hierro (Fe ^{+2,+3})*
Conductividad eléctrica	Potasio (K ⁺)*	Manganeso (Mn ^{+2,+4})*
Dureza total	Cloruros (Cl ⁻)*	Alcalinidad
Coliformes generales	Sulfato (SO ₄ ⁻²)*	<i>E. coli</i> *
Parámetros opcionales (Dependiendo de las circunstancias locales y razones para el muestreo)		
Fluoruro (F ⁻)	Ácidos grasos*	Cinc (Zn ⁺²)
Ortofosfato	Trazas de orgánicos*	Cobre (Cu ^{+,+2})
Nitritos (NO ₂ ⁻)*	COT*	Plomo (Pb ^{+2,+4})
DBO*	Boro (B ⁺³)*	Otros metales
Oxígeno disuelto*	Cadmio (Cd ⁺²)	

*Buenos indicadores de contaminación.

Fuente: Daly, 1994 (Citado por Kiely, 1999).

Tabla 4.4. Determinaciones analíticas recomendadas a distintos niveles de vigilancia.

Nivel básico		
Turbiedad	Olor	Temperatura
pH	Sabor	Conductividad eléctrica
<i>Coliformes totales</i>	<i>Coliformes termotolerantes</i>	
Nivel intermedio (Volumétrico)-Además de los anteriores		
Dureza total	Calcio	Sólidos totales disueltos
Alcalinidad Total	Magnesio	Cloruros
Nivel intermedio (Colorimétrico)-Además de los anteriores		
Sulfatos	Hierro total	Color verdadero
Manganeso	Nitrato	Amonio
Nivel avanzado-Además de los anteriores		
Arsénico		

Fuente: Rojas, 2002.

4.5.3. Métodos de análisis aplicados en la determinación de la calidad del agua en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3.

Baeza (1997) cita, que la aplicación de los métodos de análisis clásicos e instrumentales permite obtener datos con información cualitativa y cuantitativa acerca de la composición y/o estructura de las muestras colectadas con el propósito de solucionar un determinado problema del analito (muestra que se analiza). En otras palabras, con la aplicación de estas técnicas se recolectó un conjunto de información durante la investigación para evaluar el ST mediante la calidad del agua cruda (PRM-1) y filtrada (PRM-2 y PRM-3). La metodología del proceso analítico adoptada en el desarrollo de la investigación para adquirir y valorar los datos se aprecia gráficamente en la Figura 4.15.

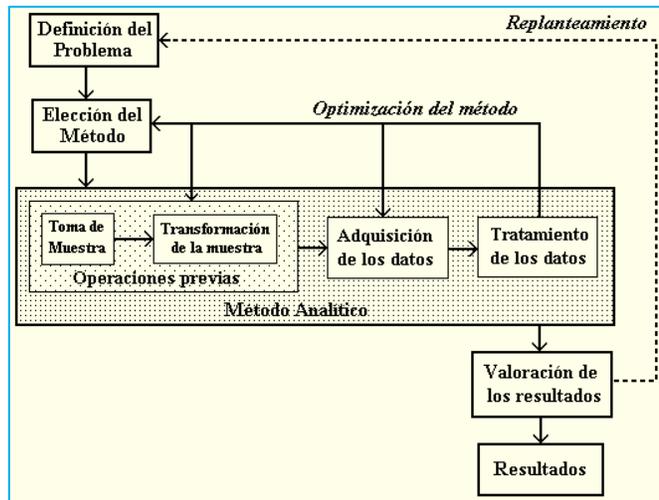


Figura 4.15. Proceso metodológico del análisis aplicado en la adquisición de información del agua estudiada en el ST.

Fuente: <http://www.uv.es/~baeza/metodo.html>

La Tabla 4.5 es un compendio de los argumentos expuestos de las Tablas 4.2, 4.3 y 4.4; en donde se presentan los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos agrupados en niveles de vigilancia junto con sus respectivos métodos analíticos. En lo referente a la autenticidad de los resultados de los diferentes ensayos fisicoquímicos y microbiológicos, éstos fueron obtenidos por la utilización de “*Procedimientos Analíticos Normalizados*”, cuyos fundamentos y descripción están detallados en: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW) (APHA, AWWA & WEF, 2005), *DR5000™ UV-Vis Spectrophotometer: Procedures manual* (Hach Company, 2005), *Placas 3M Petrifilm™ para el Recuento de E. coli/Coliformes* (3M Food Safety, 2011; 3M Microbiology, 2006; 3M Microbiología, 2002; 3M Seguridad Alimentaria, 2009), *método colorimétrico de Gutzeit* para determinación de arsénico, aceptado y probado en el campo por UNICEF/WHO WAT/SAN (Wagtech WTD International, 2012), *método Gutzeit modificado* para análisis cualitativo de arsénico por detección visual colorimétrica (ITS Inc., 2012) verificado y aceptado por U.S.EPA/ETV, *Portable Turbidimeter Model 2100P: Instrument and Procedures manual* (Hach Company, 2004), *Orion Star™ and Star Plus Meter: User’s Guide* (Thermo Fisher Scientific Inc., 2008), *CO150 Conductivity Meter Model 50150: Instruction Manual* (Hach Company, 1997) y *pH 510 and Ion 510 series Benchtop Meter* (OAKTON, 2000).

Del total de 20 parámetros listados en la Tabla 4.5, 18 de ellos conforman a los parámetros fisicoquímicos y los parámetros restantes son los microbiológicos. Cabe destacar, que en la medición de las concentraciones de los parámetros fisicoquímicos determinados por los métodos de Hach Company (2005), se



utilizaron reactivos marca Hach con fecha de caducidad verificada y en celdas de muestra cuadrada de 1 pulg con capacidad de 10 mL a excepción del método para color verdadero, donde se utilizó una celda óptica de vidrio rectangular de 19 mL con dimensiones 1,2 cm x 5,2 cm x 4,4 cm (ancho x largo x alto). En el resto de parámetros fisicoquímicos medidos de acuerdo a los SMEWW (2005), se emplearon reactivos químicos “grado reactivo” marca Fisher Scientific, Sigma Aldrich y Merck con cristalería de volumen preciso serie A y B.

Además, todas las soluciones utilizadas fueron preparadas con agua destilada, debido a limitaciones en el LIA y a falta de recursos económicos para proveerse de agua desionizada. Sin embargo, todas las soluciones fueron estandarizadas de acuerdo a los procedimientos de APHA, AWWA & WEF (2005) y las guías para análisis de agua de Sunass (2010). El parámetro medido por triplicado para obtener un resultado promedio fue la turbiedad y los parámetros medidos un sinnúmero de veces hasta obtener tres datos precisos para ser promediados fueron los que conforman el nivel intermedio volumétrico, a excepción del magnesio, el cual se determinó por cálculo matemático (Anexo H.2). Los ensayos para el nivel intermedio colorimétrico se realizaron las veces que fueran necesarios con el DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer hasta obtener mediciones precisas y lógicas.

Por otro lado, los equipos fueron calibrados siguiendo las recomendaciones y procedimientos de sus respectivos fabricantes, a excepción del DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer. La Tabla D.3, adjunta al Anexo D, presenta la precisión, desviación estándar y sensibilidad de los métodos aplicados y equipos utilizados, según los organismos normalizadores y los fabricantes, respectivamente.



Tabla 4.5. Métodos analíticos utilizados en la determinación de la calidad del agua en el PRM-1, el PRM-2 y el PRM-3.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Unidades de medida	Codificación del método	Nombre del método	Cantidad de muestras	Referencia
Básico	Turbiedad	NTU	Portable Turbidimeter 2100P	Nefelométrico	7	Hach Company, 2004
	pH	Unidades estándar	pH 510 and Ion 510 series Benchtop Meter	Electrométrico		OAKTON, 2000
	<i>Coliformes totales</i> (a 35 °C por 24 h)	UFC/100 mL	9222 B	Filtración por Membrana Estándar (FME)		APHA, AWWA & WEF, 2005
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (a 44.5 °C por 24 h)		9222 D			
	<i>Coliformes totales</i> a 35 °C (± 1 °C) por 24 h (± 2 h)	UFC/2 mL	AOAC Internacional 991.14	3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de E. coli/Coliformes totales (PPEC)		3M Food Safety, 2011; 3M Microbiology, 2006; 3M Seguridad Alimentaria, 2010
	<i>Coliformes termotolerantes</i> a 35 °C (± 1 °C) por 48 h (± 2 h)					
	<i>Coliformes totales</i> a 35 °C (± 1 °C) por 24 h (± 2 h)	UFC/100 mL	9222 B ; 9222 D; AOAC Internacional 991.14	3M™ placas Petrifilm™ para recuento de E. coli/Coliformes totales + Filtración por Membrana Estándar (FME + PPEC)		3M Food Safety, 2011; 3M Microbiology, 2006; 3M Seguridad Alimentaria, 2010; APHA, AWWA & WEF, 2005
	<i>Coliformes termotolerantes</i> a 35 °C (± 1 °C) por 48 h (± 2 h)					
Temperatura	°C	2550 B	Laboratorio y métodos de campo	APHA, AWWA & WEF, 2005		
Conductividad eléctrica	µS/cm	Orion® 3-Star Plus Conductivity	Medición electroquímica	Thermo Fisher Scientific Inc., 2008		
Intermedio volumétrico	Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	2320 B	Titulación potenciométrica con cambio de color	7	APHA, AWWA & WEF, 2005
	Dureza Total		2340 C			
	Calcio/Dureza Cálcica	mg/L Ca mg/L CaCO ₃	3500-Ca B	Titulométrico con EDTA		
	Magnesio/ Dureza Magnésica	mg/L Mg mg/L CaCO ₃	3500-Mg B	Por cálculo		
	Sólidos totales disueltos (STD)	mg/L STD	2540 C	STD secado a 180°C		
Cloruros	mg/L Cl ⁻	4500-Cl ⁻ B	Argentométrico			
Intermedio colorimétrico	Sulfato	mg/L SO ₄ ²⁻	8051 (Programa 680)	SulfaVer 4-Powder Pillows	7	Hach Company, 2005
	Manganeso	mg/L Mn	8034 (Programa 295)	Periodate Oxidation Powder Pillows		
	Hierro Total	mg/L Fe	8008 (Programa 265)	FerroVer® Powder Pillows		
	Color verdadero	mg/L Pt-Co	8025 (Programa 120)	Platinum-Cobalt Standard		
	Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻ -N	1. 8153 (Programa 373) 2. 8507 (Programa 371)	1. Ferrous Sulfate Powder Pillows 2. Diazotization Powder Pillows		
	Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻ -N	8039 (Programa 355)	Cadmium Reduction Powder Pillows		
	Amonio	mg/L NH ₄ ⁺	8038 (Programa 380)	Nessler		
Avanzado	Arsénico	mg/L As	Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System	Digital Colorimétrico de Gutzeit	5	Wagtech WTD International, 2012
			Quick™ Arsenic Test Kit System	Visual colorimétrico de Gutzeit modificado		ITS Inc., 2012



4.5.3.1. *Parámetros que Requirieron más de un Método Analítico.*

Este grupo de parámetros estuvo integrado por el arsénico, *Coliformes totales*, *Coliformes termotolerantes* y el nitrito. Los motivos por los cuales se utilizaron más de un método analítico para evaluar estos parámetros se especifican a continuación:

● *Arsénico*

Cabe destacar que los métodos de detección de arsénico adquirieron gran importancia durante la investigación, ya que el arsénico inorgánico es un cancerígeno para los humanos según *The International Agency for Research on Cancer* (IARC, 1980, citado por Bang et al., 2005). Por tal circunstancia, la descripción de los procedimientos utilizados para determinar la concentración de arsénico inorgánico en el agua de pozo y el PRM-3 con los equipos Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System y Quick[™] Arsenic Test Kit System están detallados en los Anexos D.2.1 e D.2.2, respectivamente.

La razón por la que se utilizaron dos *test kit system* para la detección de arsénico inorgánico, con principios de funcionamiento basados en métodos diferentes, fue por: La disponibilidad, fácil operación (con resultados en menos de 25 minutos), reproductibilidad, portabilidad, y la seguridad que éstos poseen. Por ejemplo, la *Organización Aqua Clara Nicaragua* emplea el Quick[™] Arsenic Test Kit System para monitorear la concentraciones de entrada y salida de los FMADT que instalan en las comunidades que lo necesitan y por otro lado, la *ONG El Porvenir* utiliza el Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit system para determinar la presencia de arsénico en el agua de los pozos que perforan o excavan para las comunidades rurales.

La comparación de los resultados obtenidos de un *test kit system* con respecto a otro permitió corroborar la precisión y variaciones en la determinación de la concentración de arsénico. Por ende, esto significó para la *Organización Aqua Clara Nicaragua* y *El Porvenir* una forma indirecta de comprobar la similitud de los resultados obtenidos con sus respectivos *test kit system*.

● *Coliformes totales y Coliformes termotolerantes*

De igual forma que el arsénico, para determinar la presencia de *Coliformes totales* y *Coliformes termotolerantes* se trabajó con tres técnicas diferentes: Filtración por Membrana Estándar (FME), 3M[™] Placas Petrifilm[™] para recuento de *E. coli/Coliformes totales* (PPEC) y el método híbrido FME + PPEC. Para el caso del método de FME se utilizaron filtros de membrana marca MUNKTELL[®] Inc de nitro celulosa estériles de coloración blanca con 47 mm de diámetro,



tamaño de poro igual a 0,45 μm y superficie cuadrículada. Resulta oportuno mencionar, que estos mismos filtros se utilizaron en los experimentos para determinar el color verdadero. Los medios de cultivo empleados fueron el M-Endo Agar LES y M-FC para los *Coliformes totales* y *termotolerantes* respectivamente; marca Merck y Sharlau.

Con el método de FME se realizaron dos ensayos por frasco de muestra recolectado, es decir, uno para *Coliformes totales* y otro de *Coliformes termotolerantes*, y debido a que se recolectaban dos frascos por PRM, cada experimento se efectuaba por duplicado empleando un volumen de muestra del frasco de 50 mL por cada experimento, para sumar un volumen total de muestra filtrada de 100 mL para *Coliformes totales* y 100 mL para *Coliformes termotolerantes* por los dos frascos analizados en concordancia a los lineamientos de APHA, AWWA & WEF (2005).

Las *Unidades Formadoras de Colonias* (UFC) resultaron positivas para *Coliformes totales*, según el método 9222 B y para *Coliformes termotolerantes*, según el método 9222 D; ambos de APHA, AWWA & WEF (2005). Las UFC positivas en los dos filtros de membrana, ya sean de *Coliformes totales* o *termotolerantes*, se sumaron y se reportaron con las unidades de UFC/100 mL.

El método de 3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de *E. coli* *Coliformes totales* (PPEC), se utilizó para determinar *Coliformes totales* y *E. coli* (miembro de la familia de los *Coliformes termotolerantes*), debido a que es el método que la *Organización Aqua Clara* emplea para determinar la presencia de éstos patógenos en el agua cruda y filtrada por los FBA. En los análisis para determinar la presencia de *E. coli* y *Coliformes totales* con PPEC se utilizó una placa por frasco de muestra recolectado debido a que con una placa se podía contabilizar las UFC de ambos microorganismos, por lo tanto, se emplearon en total dos placas para los dos frascos de muestra de un PRM determinado.

En cada uno de los experimentos se inoculó 1 mL de muestra por frasco con la ayuda de una pipeta esterilizada (según el método 9040 de APHA, AWWA & WEF, 2005) puesta perpendicularmente en el centro del film cuadrículado inferior de la PPEC. Es evidente entonces que en el análisis de los dos frascos de muestra se utilizó un volumen total de 2 mL (1 mL por frasco o 1 mL por PPEC). Para interpretar los resultados de ambas PPEC, se aplicó el método oficial 991.14 de la *AOAC International* (Association of Analytical Communities), por lo que éstas se incubaron por 24 h \pm 2 h a 35 °C \pm 1 °C para determinar las UFC de *Coliformes totales*, enumerando al final de este periodo de tiempo a todas las UFC rojas y azules con formación de gas atrapado en el film superior. Seguidamente, estas mismas PPEC se incubaron hasta un tiempo de 48 \pm 2 h a



35 °C ± 1 °C para determinar las UFC de *E. coli*, contabilizando al final de este tiempo a todas las UFC azules con formación de gas atrapado en el film superior.

Las UFC positivas para *Coliformes totales* en las dos PPEC se sumaron y la cantidad resultante se reportó con las unidades de UFC/2 mL. De igual manera, se procedió con las UFC de *E. coli*, es decir, se sumaron las positivas de ambas PPEC y el resultado se presentó como UFC/2 mL.

Para trabajar con el método híbrido (FME + PPEC), se utilizaron filtros de membrana de nitro celulosa estériles con las características anteriormente especificadas y PPEC hidratadas con 1 mL de agua esterilizada. En el método híbrido se trabaja con el medio de cultivo propio de la PPEC, el cual se adhiere al film superior de la PPEC cuando éstas han sido hidratadas y refrigeradas entre 2–8 °C por durante dos horas. En la aplicación de éste método se filtró 50 mL por frasco de muestra recolectado, es decir, que por los dos frascos de muestra colectados para un PRM se utilizaron 100 mL y dos PPEC en total (50 mL para cada una). Posterior a que el volumen de 50 mL se había filtrado sobre la membrana de nitro celulosa, ésta se colocó en el centro del espacio circular de la PPEC con la ayuda de pinzas sin relieve (esterilizadas a la llama), y seguidamente se colocaba el medio de cultivo gelificado (por la hidratación y refrigeración) sobre el filtro de membrana.

La interpretación de los resultados, el tiempo y la temperatura de incubación adoptada para el método híbrido fueron las establecidas por la AOAC *International* 991.14. Los resultados se obtuvieron sumando las UFC de *Coliformes totales* en las dos PPEC y reportándolas como UFC/100 mL, de forma similar se procedió para contabilizar las UFC de *E. coli*. Las PPEC inoculadas de forma directa como las inoculadas siguiendo método híbrido fueron incubadas en un *Single chamber lab incubator EMD MILLPORE*. En el *Incubator C103CW Yamato Scientific America*, se incubaron los platos Petri de los experimentos para *Coliformes totales* por el método FME. En cambio en el *Thermo Scientific Precision PRASMA Digital Coliform Water Baths 253*, se incubaron los platos Petri de los experimentos de *Coliformes termotolerantes* realizados por la técnica de FME.

Todos los paquetes de 3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/*Coliformes totales* fueron donados por la *Organización Aqua Clara-Nicaragua*. En el Anexo D.2.3 se describe minuciosamente la metodología para utilizar las PPEC de forma directa y con el método híbrido.

La uniformidad, precisión y constancia de la temperatura en los incubadores mencionados era monitoreada por termómetros de mercurio graduados a 0,1 °C



de acuerdo a los estatutos de las *Guías de Control de Calidad Intralaboratorio* del LAM de ENACAL-Central.

● Nitrito

Para determinar la concentración de nitrito en los tres PRM durante las frecuencias de muestreo establecidas, se utilizaron dos métodos del *Procedures Manual del DR5000 Spectrophotometer de Hach*, los cuales fueron: Método 8153 (Programa 373 N, Nitrite HR PP) y el método 8507 (Programa 371 N, Nitrite HR PP). El primero se utilizó para determinar las concentraciones de nitrito en un rango de 2 a 250 mg/L NO_2^- (0,61 a 76 mg/L NO_2^- -N), y el segundo se usó cuando el equipo presentaba por pantalla el mensaje “*Under measuring range*” indicando que la concentración era menor a 2 mg/L NO_2^- , por ende se procedió a usar el método 8507 que permitió medir concentraciones entre 0,002 a 0,300 mg/L NO_2^- -N.

Las concentraciones de las especies nitrogenadas (nitrato y nitrito) son expresadas en las unidades de medida de NO_3^- -N y NO_2^- -N, respectivamente. De acuerdo a Weiner (2008), la razón de lo anterior, es debido al nitrógeno, ya que éste pasa a través de diferentes formas químicas en el subciclo de nutrientes, por ende para permitir comparar las cantidades de éstas diferentes formas una con la otra, los resultados analíticos de sus concentraciones se informan en términos de su contenido de nitrógeno, lo que es igual a medir concentración en mg/L de átomos de nitrógeno en solución que en general especifica la forma que éstos adoptan. Por ejemplo, la *NTON 05 007-98* y las *National Primary Drinking Water Regulations* de la *U.S.EPA* expresan las concentraciones de estos parámetros como se indicó anteriormente.

4.6. Eficiencia de Remoción del ST, FBA y FMADT

Este acápite incluye todos los procedimientos empleados para determinar la eficiencia del ST mediante: El análisis granulométrico de la arena de río, el cálculo de las eficiencias de remoción determinadas por rangos de magnitud y el monitoreo de la concentración de arsénico en el efluente del ST.

4.6.1. Análisis granulométrico de la arena de río.

En el Anexo E se presente los fundamentos teóricos para la caracterización granulométrica de partículas de un material, cuyos planteamientos permiten determinar indirectamente cuál es el desempeño del material como parte de un medio filtrante, a través de coeficientes que indican si las partículas del material son uniformes o graduadas.



En lo referente al análisis granulométrico efectuado a la arena de río que constituye parte de las capas del lecho filtrante del FBA y del FMADT, éste fue realizado en base a la norma *ASTM Internacional C 136 - 06* denominada como *Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates*[△]; este análisis se realizó para determinar el diámetro promedio de partícula (D_{pp}), el coeficiente de uniformidad (C_U) y el coeficiente de curvatura (C_C) de la arena de río.

En síntesis el método consistió en separar una muestra seca de masa conocida de la arena de río a través de una serie de tamices ordenados progresivamente desde el de mayor abertura hasta el de menor abertura. Estos análisis se realizaron en el *Laboratorio de Operaciones Unitarias* (LOU) de la FIQ-UNI. Los equipos y materiales utilizados para lograr este propósito fueron:

- Una balanza marca *KERN DS & Sehn Gm DH D-72336 Balingen DS 65K0.5* con una precisión de 0,5 g (0,1%) de acuerdo a apartado 6.1.2[⊗] de la norma ASTM C136 – 06.
- Un juego de tamices marca *FISHER SCIENTIFIC COMPANY USA STANDARD TEST SIEVE* con paño de cedazo y marco de tamices estandarizados según los requisitos establecidos en la norma ASTM E-11. La serie del juego de tamices ordenado de mayor a menor abertura que se empleó en los ensayos fueron: 8 (2,36 mm), 12 (1,70 mm), 20 (0,85 mm), 35 (0,50 mm), 50 (0,30 mm), 80 (0,18 mm), 140 (0,106 mm). Este juego de tamices incluía la tapa y bandeja de fondo.
- Un agitador mecánico de tamices marca *ROP-TAP RX – 29 WS TYLER* que presentó la capacidad para que las partículas rebotaran, cayeran y giraran a la superficie de tamizado.

El procedimiento aplicado en los ensayos de análisis granulométrico se describe a continuación:

- 1) Se pesó una porción de ensayo de 1000 g de arena de río con la balanza antes especificada en concordancia a lo establecido en el apartado 7.5 de la norma ASTM C136 – 06. Esta norma plantea que se debe secar la muestra de ensayo a masa constante a una temperatura de $110\text{ °C} \pm 5\text{ °C}$ (la norma ASTM C136 – 06 no especifica por cuánto

△: Traducido al español el nombre del método es: Método estándar de ensayo para análisis por tamizado de agregados fino y grueso.

⊗: La norma ASTM C 136- 06 establece este requerimiento de balanzas para análisis de mezclas de agregados gruesos y finos.



tiempo)^u antes de empezar el análisis. No obstante, en los análisis granulométricos por tamizado ensayados no se secaron las porciones de muestras, porque los proveedores (*Organización Aqua Clara Nicaragua*) de la arena de río se encargaron de lavarla y esparcirla en capas delgadas sobre una superficie plana para posteriormente secarla por exposición directa a la luz solar, según M. B. Llanos director de la *Organización Aqua Clara Nicaragua* (comunicación personal, 11 de noviembre, 2012). Esto garantizó que el contenido de humedad en la arena de río fuera mínimo. Además, por inspección visual y manual se cercioró que la arena río del Telica no es un material higroscópico y que su contenido de arcilla o limo era despreciable.

- 2) De la misma manera se pesó de forma individual cada una de los tamices del juego y se registraron sus masas para los cálculos posteriores.
- 3) Se montó el juego de tamices antes especificado en el agitador mecánico en forma decreciente, es decir, partiendo del tamiz de mayor abertura (Nº 8) hasta el de menor abertura (Nº 140) ajustando la bandeja de fondo a éste último.
- 4) Posteriormente, se cargó la masa de la muestra de ensayo en el tamiz superior (tamiz Nº 8), y se ajustó a éste la tapa de la serie de tamices. Seguidamente, se colocó a la serie de tamices un sujetador metálico circular de gran peso que mantiene en su lugar a la serie de tamices durante la agitación mecánica. Este sujetador metálico a su vez sirve como medio indirecto de impacto mecánico entre el brazo de impacto del equipo y la columna de la serie de tamices.

Una vez que el equipo de agitación mecánica de tamices fue preparado, se procedió a programar el tiempo de tamizado en el mismo para los diferentes ensayos a 15, 20, 25 y 30 min.

- 5) Concluido el tiempo programado, el equipo de agitación mecánica se detiene automáticamente, y subsecuentemente, se determinó de forma individual la masa de las fracciones de tamaños de partículas retenidas en cada tamiz con la balanza previamente descrita, en otras palabras, se estima la masa de cada incremento de tamaño con la balanza, de tal manera que la suma de todas las fracciones no difiera de la masa

^u: La norma cubana NC© 631:2008 (Minerales-Análisis Granulométrico por tamizado-Requisitos generales) establece que la muestra se debe secar a una temperatura de $105\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$ por un espacio de 24 h, sin embargo, cita que este tiempo puede ser menor o mayor en dependencia de la humedad de la misma.



total seca inicial tomada para el ensayo en más de 0,3%, según la ASTM C 136 – 06. De lo contrario, los resultados no deben ser usados para propósitos de aceptación.

Los cálculos para el análisis granulométrico por tamizado mecánico se hicieron con los valores registrados de las masas retenidas en cada tamiz del juego, los cuales se procesaron en una hoja de cálculo Microsoft® Excel® y se computó por medio de las Ecuaciones 4.2 al 4.8:

- Fracción másica retenida por cada tamiz (Δmi),

$$\Delta mi = \frac{mi}{TM} \quad (4.2)$$

$$mi = \left(\text{Masa del tamiz con la muestra} \right) - \left(\text{Masa del tamiz} \right) \\ \text{retenida después del análisis} \quad \text{respectivo} \quad (4.3)$$

Donde: mi es la masa retenida por tamiz (g), y TM es la masa inicial total de la muestra (g).

- Porcentaje de masa retenida por cada tamiz ($\%mi$),

$$\%mi = \frac{mi}{TM} * 100 \quad (4.4)$$

- Porcentaje acumulado de masa que pasa por cada tamiz ($\%mi_{AC}$),

$$\%mi_{AC} = \frac{TM - \sum mi}{TM} * 100 \quad (4.5)$$

$$\sum mi = \left(\text{Masa retenida por} \right) + \left(\text{Masa retinada por} \right) \\ \text{el tamiz} \quad \text{el tamiz} \\ \text{inmediato superior} \quad \text{inmediato inferior} \quad (4.6)$$

Donde: $\sum mi$ es la masa retenida acumulada (g).

- Diámetro promedio de partícula (D_{pp}) en mm,

$$D_{pp} = \frac{1}{\sum \left(\frac{\Delta mi}{D_{pa}} \right)} \quad (4.7)$$



$$D_{pa} = \frac{\left(D_{p \text{ inmediato superior}} \right) + \left(D_{p \text{ inmediato inferior}} \right)}{2} \quad (4.8)$$

Donde: D_{pa} es el diámetro promedio entre aberturas de mallas de tamices (mm) y D_p es el tamaño de la abertura del tamiz (mm).

De la información obtenida de los resultados ensayo del análisis granulométrico se plotearon dos curvas granulométricas:

- A la primera curva se le denomina *diagrama de distribución acumulativa de tamaños de partículas*, en la cual el porcentaje acumulado de masa que pasa por cada tamiz fue graficado en las ordenadas y el diámetro de partícula o tamaño de abertura del tamiz en el eje de las abscisas. Cabe destacar, que el eje de las abscisas se graficó en escala logarítmica y el eje de las ordenadas en escala natural, por ende es un gráfico de escala semi-logarítmica.
- La segunda curva se le llama *diagrama diferencial de distribución de tamaños de partículas*, en donde el porcentaje de masa retenida por cada tamiz fue graficado en el eje de las ordenadas y el diámetro promedio entre aberturas de mallas de tamices en el eje de las abscisas. Los dos ejes de este diagrama fueron graficados en escala natural.

Al utilizar la primera curva se determinaron gráficamente diámetros característicos de la arena río, tales como: D_{10} , D_{30} y el D_{60} . A partir de ellos se computó el *coeficiente de uniformidad* (C_U) y el *coeficiente de curvatura* (C_C) mediante de las Ecuaciones 4.9 y 4.10, respectivamente.

$$C_U = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad (4.9)$$

$$C_C = \frac{(D_{30})^2}{(D_{60})(D_{10})} \quad (4.10)$$

Donde: D_{10} es el diámetro efectivo de partícula donde pasa el 10% del material (correspondiente al 10% en la curva granulométrica); D_{30} es el tamaño del grano o diámetro aparente de partícula donde pasa el 30% del material, y D_{60} es el tamaño del grano o diámetro aparente de partícula donde pasa el 60% del material.



Las figuras donde se muestran los equipos y materiales utilizados y el procedimiento que se aplicó en el análisis granulométrico se presentan en Anexo F.

4.6.2. Cálculo de la eficiencia de remoción para el ST, FBA y FMADT.

Las eficiencias de remoción del ST, así como de cada una de las unidades de filtración que lo conforman, se obtuvieron mediante una cantidad porcentual (eficiencia de remoción), la cual se calculó por la disminución de las magnitudes de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos del agua filtrada por el FBA, el FMADT y el ST con respecto a las magnitudes iniciales de dichos parámetros en el PRM-1 y el PRM-2 (adaptado de Crites & Tchobanoglus, 2000).

Por medio de la Ecuación 4.11 se calcularon las eficiencias de remoción que evaluaron la eficacia de los procesos de filtración y adsorción que se produjeron en el ST, cuyas acciones removieron los constituyentes del AC-3 cargado.

$$Ef_R = \frac{(MP_{pe}) - (MP_{ps})}{(MP_{pe})} * 100 \quad (4.11)$$

Donde: Ef_R es la eficiencia de remoción, MP_{pe} es la magnitud del parámetro en el punto de entrada del ST–unidad de filtración, MP_{ps} es la magnitud del parámetro en el punto de salida del ST–unidad de filtración.

En el cálculo de la Ef_R del FBA, se consideraron para el punto de entrada (PRM-1) las magnitudes de los parámetros del AC-3 que fue recolectada en el tercer muestreo de agua de pozo “La Corona”, mientras que en el punto de salida se utilizaron las magnitudes promedios de los parámetros determinados en los dos muestreos del PRM-2. En el caso de la Ef_R del FMADT, se emplearon en el punto de entrada las magnitudes promedios de los parámetros del agua filtrada por el FBA (PRM-2) y en el punto de salida las magnitudes promedios de los parámetros del agua filtrada por el FMADT determinadas en los dos muestreos del PRM-3. De manera semejante, para computar la Ef_R del ST se utilizaron las mismas magnitudes de los parámetros del punto de entrada del FBA y consecuentemente las mismas magnitudes promedios de los parámetros del punto de salida del FMADT.

Se utilizó el término *magnitud del parámetro* en lugar de *concentración del parámetros*, porque al definir las características fisicoquímicas y microbiológicas de esta última forma, no se consideran aquellas que se expresan en unidades diferentes a la masa por volumen que en este caso son los parámetros microbiológicos (medidos en UFC/100 mL o UFC/2 mL) y algunos parámetros



fisicoquímicos (color verdadero, conductividad, pH, turbiedad, etc.). Si después del tratamiento de filtración la magnitud del parámetro en el punto de salida es mayor a la del punto de entrada, el resultado es un rango de *incremento porcentual negativo*, el cual no fue considerado una eficiencia de remoción.

4.6.3. Monitoreo de la concentración de arsénico inorgánico en el efluente del sistema de tratamiento.

Se analizó el AC-3 recolectado en el tercer viaje realizado a la comunidad y con el que se cargó el ST, mediante el Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System, debido a que en el campo solamente se pudo determinar la concentración de arsénico inorgánico de forma cualitativa con el Quick[™] Arsenic Test Kit System. Por tanto, se recolectó una muestra de 150 mL de cada uno de los tres barriles que contenían al AC-3 y se almacenaron en frascos de plástico bajo refrigeración para su preservación. Posteriormente, estas muestras codificadas como As-C1, As-C2 y As-C3 fueron examinadas en el *Departamento de Salud Ambiental del Centro Nacional de Diagnóstico y Referencia-Ministerio de Salud*[⌘] (CNDR-MINSA) entre los días 07 y 08/marzo/2013 con el primer equipo mencionado.

Para determinar la concentración de arsénico inorgánico a la salida del FMADT, se monitoreó distintos lotes del AC-3 procesados por este filtro, pertenecientes entre los días 87 al 108. Se recolectaron 15 muestras de 150 mL, cada una en frascos de muestra de plástico de 200 mL, las cuales se resguardaron bajo refrigeración para su preservación y posterior análisis con el equipo Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System. De las 15 muestras recolectadas, 6 de ellas correspondieron a los efluentes obtenidos de Lotes 1, y 9 de efluentes de Lotes 2; esto con el propósito de analizar la influencia del *tiempo de residencia en el FMADT* (τ_{FMADT}), porque éste es el que tiene la función en el ST de remover el arsénico inorgánico del agua.

El τ_{FMADT} se define como el tiempo comprendido entre la carga de un lote que provoque el desplazamiento del agua retenida en el FBA hacia el FMADT y la carga de un lote subsiguiente que provoque la salida del agua retenida en el FMADT. Las muestras fueron igualmente analizadas en el CNDR-MINSA en la misma fecha que las otras 3 muestras mencionadas previamente; cada muestra fue distinguida asignándole un código que consistió en el símbolo del arsénico (As) más el número de muestra.

⌘: El CNDR del MINSA está ubicado en el Complejo Nacional de Salud “Dra. Concepción Palacios” en Managua-Nicaragua.



De forma similar, se recolectaron 15 muestras de 300 mL cada una, en beakers pyrex de 400 mL para su análisis inmediato por duplicado, utilizando el Quick™ Arsenic Test Kit System. En algunas ocasiones las muestras eran recolectadas en los frascos de reacción del *test kit system*, las cuales fueron lavadas con detergente biodegradable y enjuagadas con suficiente agua destilada, posteriormente éstas eran secada al aire. Asimismo, 6 de estas muestras fueron recolectadas de efluentes de Lotes 1 y 9 de Lotes 2. El análisis de las muestras fue llevado a cabo en el LIA y el LIP. Con los resultados de la concentración de arsénico inorgánico en el PRM-1 y el PRM-3 se constató el grado de remoción alcanzado por el FMADT.

Complementariamente en la comunidad “La Corona”, el staff del “*El Porvenir*”-Camoapa efectuó análisis in situ de la concentración de arsénico en los efluentes de algunos FMADT, un mes después de que éstos fueran instalados^Ψ a las familias. El monitoreo de estos filtros fue realizado con el Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System.

Ψ: Los FMADT fueron instalados en la comunidad “La Corona” el 11 de Noviembre de 2012.



CAPÍTULO V

Presentación y Discusión de Resultados

Dotar de abastecimiento de agua potable segura y de saneamiento adecuado a la población reduce los casos de enfermedades de origen hídrico y, por ende, los gastos en tratamiento médico, lo que se traduce en significativos ahorros para al Estado y la sociedad. (Giraldo, 2004, p.10)

En el presente capítulo se muestran y se discuten los resultados obtenidos de los diferentes métodos estándares de análisis y procedimientos experimentales aplicados durante la investigación; en la secuencia que a continuación se especifica:

- Instalación y puesta en funcionamiento del ST.
- Monitoreo de parámetros de calidad del agua en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3.
- Determinación de la calidad cruda y filtrada para evaluar el ST.
- Eficiencia de remoción del ST, FBA y FMADT.

5.1. Instalación y Puesta en Funcionamiento del Sistema de Tratamiento

5.1.1. Desarrollo de la capa biológica (biocapa o schmutzdecke) en el filtro de bioarena.

En el monitoreo del lavado del medio filtrante del FBA que precedió al desarrollo de la capa biológica, se determinó que las mediciones de la turbiedad efectuadas del día 7 hasta el día 12, oscilaron entre 15 NTU a 8,15 NTU; y que el volumen total de agua de grifo que se requirió para realizar dicho lavado durante los 12 días fue de 312 L.

Fundamentado en el procedimiento de lavado de la arena de filtración establecido por CAWST (2012), se dedujo durante el lavado del medio filtrante, que una turbiedad de salida del FBA de 8,15 NTU (alcanzada en el día 12) era adecuada para considerar a los granos del medio filtrante lo suficientemente limpios, ya que el remanente de materia contaminante que aún poseía el medio posiblemente serviría como base de sustratos y/o nutrientes aptos para iniciar la primera etapa de la evaluación del ST, como era el desarrollo de la capa biológica. Por tal razón, no era deseado limpiar por completo el medio filtrante del FBA.



Además, este grado suciedad provocada por la materia contaminante que venía naturalmente adherida y/o recubriendo los granos desde el lugar de donde proviene la arena de filtración del FBA hasta ese momento del lavado (día 12) fue beneficioso en el desarrollo de la capa biológica, porque permitió mantener activos los mecanismos de la etapa de adherencia, debido a que la materia contaminante (las partículas) que traía consigo el agua cruda podía adsorberse directamente tanto a los segmentos activos de las superficies de las partículas adheridas a los granos como al de las cadenas poliméricas adheridas a dichas partículas por estar extendidos en el agua (Figura B.6 del Anexo B.2), o bien por los sitios vacantes en las superficies de los granos de la arena de filtración. De esta manera, se facilitó el establecimiento de la capa biológica, porque según Arboleda (2000) y Pérez (1997), una mayor adherencia de materia contaminante en la arena de filtración permite la retención de los sustratos y/o nutrientes necesarios para lograr el desarrollo de la capa biológica.

Según CAWST (2012) se requiere más de 124 L (32,76 gal) de agua para lavar el medio filtrante de un FBA versión 10,0 instalado, en el caso de que los materiales del medio filtrante no fueran lavados adecuadamente en forma individual previo a instalar el filtro. Por lo tanto, es evidente que en el lavado del medio filtrante del FBA evaluado como primera unidad de filtración del ST, se necesitaron de 188 L^Ψ por encima de los 124 L. Es importante puntualizar, que si todos los materiales que conforman el medio filtrante hubieran sido debidamente lavados y desinfectados antes de instalar el FBA; se hubiese evitado desperdiciar un gran volumen de agua en el lavado, así como disminuir considerablemente el tiempo de la puesta en funcionamiento del ST e incluso permitir comenzar directamente con el desarrollo de la capa biológica utilizando los nutrientes proporcionados por el agua cruda que se carga al FBA.

Sea el caso que el medio filtrante es lavado antes o después de la instalación del FBA, para lograr el desarrollo de la capa biológica, el agua cruda con la que se carga el FBA debe contener los suficientes nutrientes que sirvan de alimento para la vida acuática y consecuentemente permitan desarrollar de manera eficiente la actividad microbiana (Arboleda, 2000; CAWST, 2009). Por tal circunstancia, durante la etapa de desarrollo de la capa biológica el FBA se cargó con AC-1, AC-2 y AC-4; pero fue cargado en menor proporción el AC-4 con respecto al AC-1 y el AC-2, cuyos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que determinaron sus calidades se presentan en los Anexos G.2.

^Ψ Este volumen de 188 L fue determinado considerando los 124 L que establece CAWST (2012) como un volumen máximo de agua de lavado para el medio filtrante de un FBA, es decir, que es el resultado de la diferencia de los 312 L y 124 L.



Durante el periodo de tiempo comprendido entre el día 13 al 44, se logró el desarrollo de la capa biológica (biocapa o schmutzdecke) en los 1-2 cm de la superficie de la arena de filtración en el FBA, cabe señalar que durante los días 24 al 39 el FBA se cargó con AC-2. En el Tabla 5.1 se presentan los resultados de los análisis microbiológicos realizados el día 32 mediante la técnica PPEC en el PRM-1 y el PRM-2, los cuales comprueban que en ese momento el FBA tenía la capa biológica desarrollada, debido a que la densidad de *E. Coli* y *Coliformes totales* fue casi < 1 UFC/2 mL en el PRM-2 (figuras del Anexo G.1). Este hecho que se refleja en la Figura 5.1, ya que a partir del 2^{do} lote del día 39; el FBA comienza a estabilizarse con respecto a la remoción de la turbiedad en PRM-2, lo cual puede ser una evidencia que indica que el crecimiento de la capa biológica ha alcanzado un apto desarrollo.

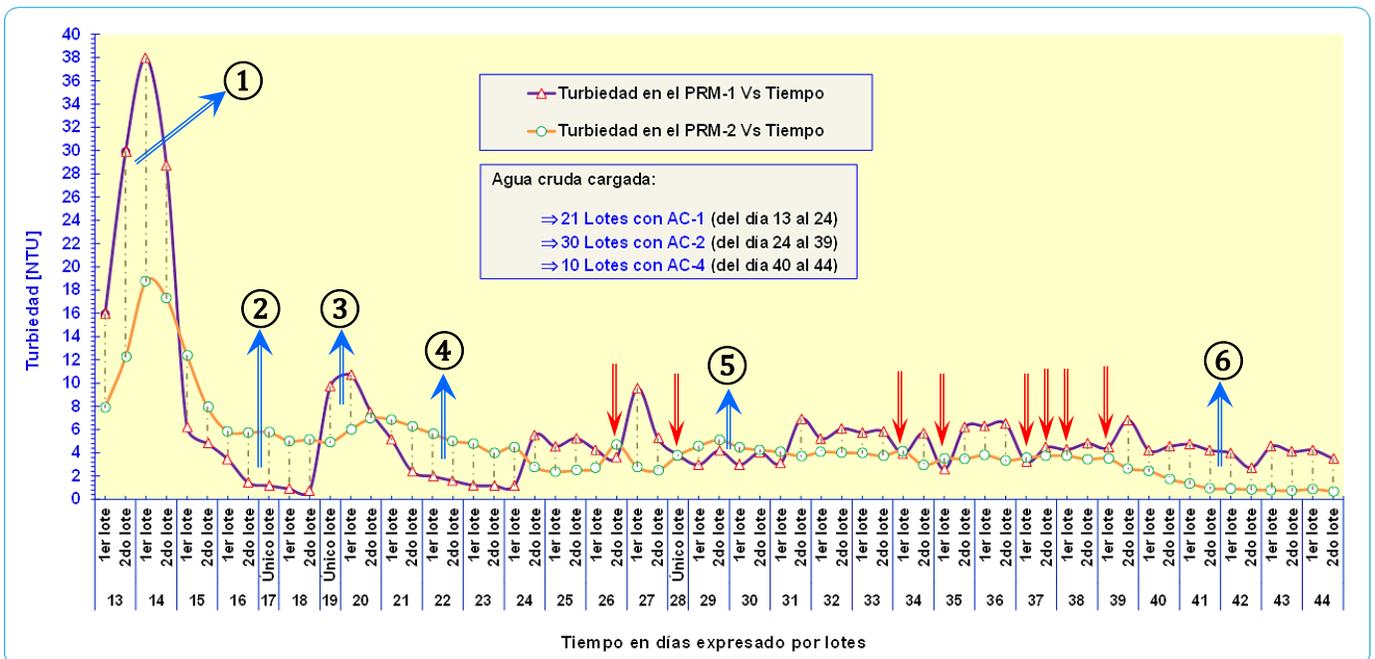


Figura 5.1. Proceso de desarrollo de la capa biológica en el FBA descrito por el comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y PRM-2.

Tabla 5.1. Resultados de los análisis microbiológicos realizados por PPEC el día 32 del desarrollo de la capa biológica.

PRM	UFC/2 mL de <i>Coliformes totales</i>	UFC/2 mL de <i>E. coli</i>
PRM-1	74	34
PRM-2	3	< 1

Los resultados según la Tabla 5.1 demostraron que el FBA para el día 32 había adquirido una eficiencia para remover *Coliformes totales* y *E. coli* de 95,9%



y 99,9%, respectivamente. De acuerdo a la Tabla 3.8, el porcentaje de remoción de *Coliformes totales* (95,9%) está dentro del rango de remoción de bacterias (87,9% a 98,5%) encontrado en filtros evaluados en el campo y se encuentra 2,55% por debajo del determinado para FBA evaluados en laboratorios (98,5%), pero el porcentaje de remoción de *E. Coli* (99,9%) fue superior en ambas situaciones.

CAWST (2012) afirma que el componente esencial del FBA para la eliminación de los microorganismos patógenos lo representa la capa biológica y que sin ella el FBA sólo remueve aproximadamente entre el 30-70% de los patógenos mediante el mecanismo de cernido y adsorción, pero cuando la capa biológica se ha desarrollado, ésta puede eliminar hasta el 99% de patógenos. Por lo tanto, estos resultados de eficiencia de remoción de *Coliformes totales* y *E. coli* demostraron que la capa biológica ya proporcionaba las condiciones necesarias que favorecían al mecanismo de la depredación natural pero lo que es más importante demostraban que la capa biológica estaba pronto a alcanzar su apto desarrollo.

Al centrar el análisis en la Figura 5.1 se observa que durante el periodo de tiempo comprendido entre el 1^{er} lote del día 13 y el 1^{er} lote del día 24 en el que se cargaron los 21 lotes de AC-1, el comportamiento de la turbiedad en el PRM-2 con respecto a la turbiedad del PRM-1 era inestable, debido a que en dos ocasiones (señaladas por las áreas entre curvas ② y ④) la turbiedad en el PRM-2 fue mayor a la turbiedad en el PRM-1, mientras que en las áreas entre curvas ① y ③ ocurrió todo lo contrario. Cabe destacar que este fenómeno del comportamiento de la turbiedad sucedió de manera intercalada, partiendo de la situación donde la turbiedad en el PRM-2 era menor a la turbiedad en el PRM-1 (①) y finalizando con la situación opuesta (④).

Este comportamiento entre la turbiedad en el PRM-1 y el PRM-2 puede explicarse fundamentalmente por el mecanismo de desprendimiento, la frecuencia de utilización del FBA y la razón flujo de sustrato. Con respecto a éste último Rittman (citado por Arboleda, 2000) y CAWST (2012) argumentan que al incrementar el flujo de sustrato que llega al FBA a través del agua cruda, aumenta la acumulación y crecimiento de biomasa entre los granos de la arena de filtración y en consecuencia proporciona las condiciones para remover en el proceso de filtración a microorganismos perjudiciales, turbiedad, hierro y en algunos casos el color, pero ocurre lo contrario cuando el flujo de sustrato que llega al FBA es bajo.

Los argumentos anteriores, dieron la pauta para cargar el FBA con agua cruda con mayor proporción de sustratos; siendo la utilizada para propósito del desarrollo de la capa biológica, el AC-2, la cual fue una mezcla de 10 L de agua



de pozo UNI-RUSB + 2 L del agua del lago Xolotlán y cargada entre el 2^{do} lote del día 24 y el 2^{do} lote del día 39. En las Tablas G.1 y G.2 (Anexo G.2) se observa que las concentraciones de nutrientes como el nitrito y el nitrato en AC-2 son menores con respecto a las concentraciones del AC-1, a excepción del amonio. No obstante, para dar lugar al desarrollo de la actividad microbiana en la capa biológica se requiere no solamente nutrientes derivados de las especies nitrogenadas sino prioritariamente materia orgánica en el agua cruda (Arboleda, 2000; CAWST, 2012).

Ante tal situación, se determinó el color verdadero, el cual fue un parámetro que permitió cuantificar y/o comparar indirectamente la proporción de materia orgánica presente entre AC-1 y AC-2. Por lo tanto, los resultados sugirieron que el contenido de materia orgánica en AC-2 es notablemente más alta (40 mg/L Pt-Co, es decir 4,44 veces mayor) que la del AC-1 (9 mg/L Pt-Co); indicando que la proporción de materia orgánica suministrada por los 2 L de agua de lago Xolotlán es más alta con relación a la de AC-1.

Otro parámetro que describió el mismo comportamiento que el color verdadero en AC-2, fue la turbiedad que resultó ser de 20,34 NTU, lo cual indica que AC-2 presentó una mayor cantidad de partículas suspendidas (no solubles) y sistemas coloidales ambos de naturaleza orgánica; en comparación con las del AC-1 cuya turbiedad fue de 2 NTU. Sin embargo, cabe destacar que la turbiedad no sólo es indicador de la materia orgánica en suspensión o coloidal sino también de la inorgánica y de la presencia de microorganismos en el agua. Esta característica de la turbiedad en el AC-2, es un indicativo de la cantidad de sustratos que podían depositarse en los granos de la arena de filtración primordialmente por el mecanismo de cernido.

Con respecto a los microorganismos determinados en AC-2 (Tabla G.2); las densidades de *Coliformes totales* (49 UFC/100 mL con el método 9222 B, 24 UFC/100 mL con el método híbrido y 55 UFC/2 mL con las PPEC) y de *termotolerantes* (5 UFC/100 mL con el método 9222 D, 25 UFC/100 mL con el método híbrido y < 1 UFC/2 mL utilizando las PPEC) son muy importantes y convenientes, ya que potenciarían el mecanismo biológico de la depredación natural necesario para desarrollar y mantener la capa biológica en el FBA (CAWST, 2012), pero caso contrario ocurrió con los determinados en AC-1, porque en general resultaron < 1 UFC/100 mL ó < 1 UFC/2 mL (Tabla G.1).

De todos los planteamientos anteriormente expuestos se deduce, por qué se sustituyó el AC-1 por el AC-2 para continuar el proceso de desarrollo de la capa biológica.



Al analizar nuevamente la Figura 5.1, se puede apreciar que durante el periodo de tiempo total que se cargó el FBA con AC-2 se produjo otra inestabilidad, donde la turbiedad en el PRM-2 fue mayor a la del PRM-1. Este comportamiento tuvo lugar entre el 1^{er} lote del día 29 y el 1^{er} lote del día 31, especificado en la Figura 5.1 con el área entre curvas ⑤. También se presentaron 8 casos donde la turbiedad en el PRM-2 resultó aproximadamente igual a la turbiedad del PRM-1, lo cuales están señalados con flechas rojas. De estos 8 casos, 5 de ellos se dieron en primeros lotes, 2 en segundos lotes y 1 para un único lote cargado. En el resto de lotes cargados con AC-2, la turbiedad en el PRM-1 y PRM-2 describieron un comportamiento normal como por ejemplo, el presentado por 1^{er} lote del día 27 y el 2^{do} lote del día 39.

La explicación realizada en el acápite 3.5.1 acerca del mecanismo de desprendimiento es muy importante para esclarecer el por qué se producen el comportamiento donde la turbiedad en el PRM-2 es mayor que la del PRM-1 y en algunos casos por qué ambas turbiedades resultan casi similares. Según los autores citados por Arboleda (2000) entre los cuales hace referencia a Camp; Clough; Ivés; Maroudas & Eisenklade; Payatakes et al. y Stein afirman que durante el proceso de filtración es normal que se produzcan frecuentes desprendimientos de partículas depositadas e incluso en forma de avalanchas de flóculos de partículas que se desprenden de los granos, debidos al esfuerzo cortante provocado por el agua que se carga al FBA, pero también plantean que cuando se bloquea una porción creciente del medio filtrante, el flujo se hace paso directo a través de cavidades no obstruidas por depósitos, donde la velocidad es demasiada alta para permitir su remoción en los granos circundantes.

Es importante mencionar que las partículas desprendidas en forma de fragmentos que son arrastradas a través de las cavidades y/o depositadas en las capas inferiores del medio filtrante, así como las que son arrastradas directamente por las cavidades pasan continuamente el mismo proceso a tal punto que atraviesan el medio filtrante, y salen en el efluente (Arboleda, 2000). Estos planteamientos anteriores explican el hecho que la turbiedad en el PRM-2 durante el desarrollo de la capa biológica resultó mayor o aproximadamente igual a la turbiedad en el PRM-1.

A partir del día 1^{er} lote del día 40 hasta el 2^{do} lote del día 44 (área entre curvas ⑥) se empezó a cargar el FBA con el AC-4. Esta mezcla que consistió de 10 L de agua de pozo “La Corona” y 2 L de agua del lago Xolotlán no fue cargada al FBA con un propósito en especial sino porque en ese momento se disponía con el agua de pozo “La Corona” para realizar dicha mezcla. El área entre curvas ⑥ muestra el momento específico de la estabilización de la remoción de la turbiedad por parte del FBA.



5.1.2. Acoplamiento del sistema de tratamiento y determinación de su carga.

Cuando se monitoreó el FBA durante el desarrollo de su capa biológica, su diseño permitía que el agua cargada actuara como flujo pistón, disminuyendo su nivel y constituyendo la capa de agua sobrenadante, de tal forma que era igual al nivel del agua que ha quedado en la tubería horizontal de descarga, cumpliendo de esta manera con el principio de los vasos comunicantes. Este principio se rige siguiendo el ejemplo de un líquido homogéneo contenido en un tubo con forma de U, en el cual si uno de los lados ejerce una mayor presión hidrostática (el nivel o columna del líquido es mayor a un lado que al otro) el fluido se verá sometido a una fuerza de empuje hacia la zona de menor presión y como consecuencia se iguala la altura del líquido a ambos lados del tubo. Además, es importante mencionar que la forma y volumen de los recipientes comunicados entre sí en los cuales está contenido un mismo líquido no influye en este principio.

Debido a que, como anteriormente se mencionó en el capítulo IV, el FMADT tiene el mismo diseño se esperaba que al conectarse con el FBA, el ST funcionara por vasos comunicantes en cada uno de los filtros que lo conforman, con el agua descargada del FBA actuando como flujo pistón en el FMADT. Sin embargo, este funcionamiento no se efectuó la primera vez que se conectaron ambos filtros ya que se produjo el efecto sifón entre ellos. La tubería de PVC, con la que fueron conectados, funcionó como un sifón, es decir, una tubería con forma de U invertida, en la cual el orificio de salida del tubo de descarga del FBA se encontraba por debajo (a una considerable diferencia de altura) del nivel de agua de la capa sobrenadante de la primera unidad de filtración, y por ende se creó una de las condiciones para que se produjera el efecto mencionado. Luego, al cargar los 12 L de agua en el FBA se ejerció una presión sobre la superficie de la capa sobrenadante provocando su desplazamiento axial a través del medio y seguidamente a la tubería de descarga. Una vez completamente llena esta tubería y debido a que la presión ejercida por el peso de la columna de agua en el lado ascendente era mayor que la que se ejerció en el lado descendente (Figura G.5), se originó un flujo hacia el FMADT en el cual se desbordó, debido a que el agua acumulada en el FBA fue succionada hasta el nivel de agua sobrenadante del FMADT, desplazando a su vez el agua acumulada en éste a una gran velocidad evidente en el caudal de salida del ST (2,73 L/min) .

Para interrumpir este efecto se cortó 13,8 cm el lado descendente de la tubería de descarga del FBA y se cambió la posición del FMADT quedando una diferencia de altura entre ambas unidades de 5,8 cm, según se observa en el plano I del Anexo C.3.



El desbordamiento del agua en el FMADT se provocó no sólo por el efecto sifón que se estaba efectuando en ese momento sino también porque al cargar el ST con el mismo volumen de agua (12 L/lote) con el que había operado solamente el FBA, se generó un caudal a la salida de este filtro mayor al que el FMADT podía procesar, debido a que excedía su capacidad volumétrica de llenado (2,8 L) de la zona de reservorio, que según el plano III del Anexo C.3 tiene un menor espesor que la que posee el FBA por la gran altura que ocupa la capa de agua sobrenadante, diseñado de esta forma debido a que el FMADT no tiene difusor y por tanto, el agua sobrenadante amortigua la caída del agua entrante y de esta manera evita la alteración de las capas superiores del filtro.

Durante la determinación de la carga adecuada del ST se observó en cada ensayo que el volumen cargado no se desbordara en el FMADT y no era prioritario asegurar que la carga produjera un $Q_{MÁX}$ aceptable, por lo que no se consideró necesario calcular esta variable en cada experimento. Debido a que el requerimiento mencionado fue cumplido por la carga de 8 L con un $Q_{MÁX}$ de 1,09 L/min[♦], éste volumen fue empleado para el monitoreo del ST completo (en este caso 2 lotes diarios y cada uno de 8L) y la evaluación en el PRM-2 y el PRM-3.

5.2. Monitoreo de Parámetros de Calidad del Agua en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3

5.2.1. Monitoreo del filtro de bioarena.

El comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y el PRM-2 durante el monitoreo del FBA entre los días 45 al 56, cuando éste fue cargado con AC-1 y AC-3, es descrito esquemáticamente en la Figura 5.2, en donde se observa que se presentan dos ciclos (o dos áreas entre curvas), en los cuales la turbiedad en el PRM-2 es mayor a la del PRM-1. Estas áreas entre curvas pueden ser explicadas por el mecanismo de desprendimiento de las partículas, las cuales atraviesan el medio filtrante (arena de río Telica) mediante grietas o canales. Esta afirmación está soportada por los estudios y planteamientos de Ivés y Clough, Payatakes et al. y todos los demás autores citados en el Acápite 3.5.1.1.

♦ : Se obtuvo este $Q_{MÁX}$ al llenar un recipiente de 1 L en el momento de prueba.



La primera área entre curvas (1) se originó cuando se cargó el FBA con AC-3 en el 2^{do} lote del día 46 y 1^{er} lote del día 47, mientras que la segunda (2) se produjo durante la utilización de AC-1 en el 2^{do} lote del día 53 y el único lote del día 54. Es notable que el área entre curvas (2) es la que presenta los valores más altos de turbiedad en el PRM-2, debido a que en el momento de carga del AC-1, éste tenía grandes valores de turbiedad en comparación con el AC-3 e incluso alcanzando una turbiedad comprendida entre 12 y 13 NTU en el 1^{er} lote del día 51. Por ello, la posibilidad de que haya permanecido adherida una cantidad considerable de partículas conllevó a que en el área entre curvas (2) se produjera un mayor desprendimiento de ellas.

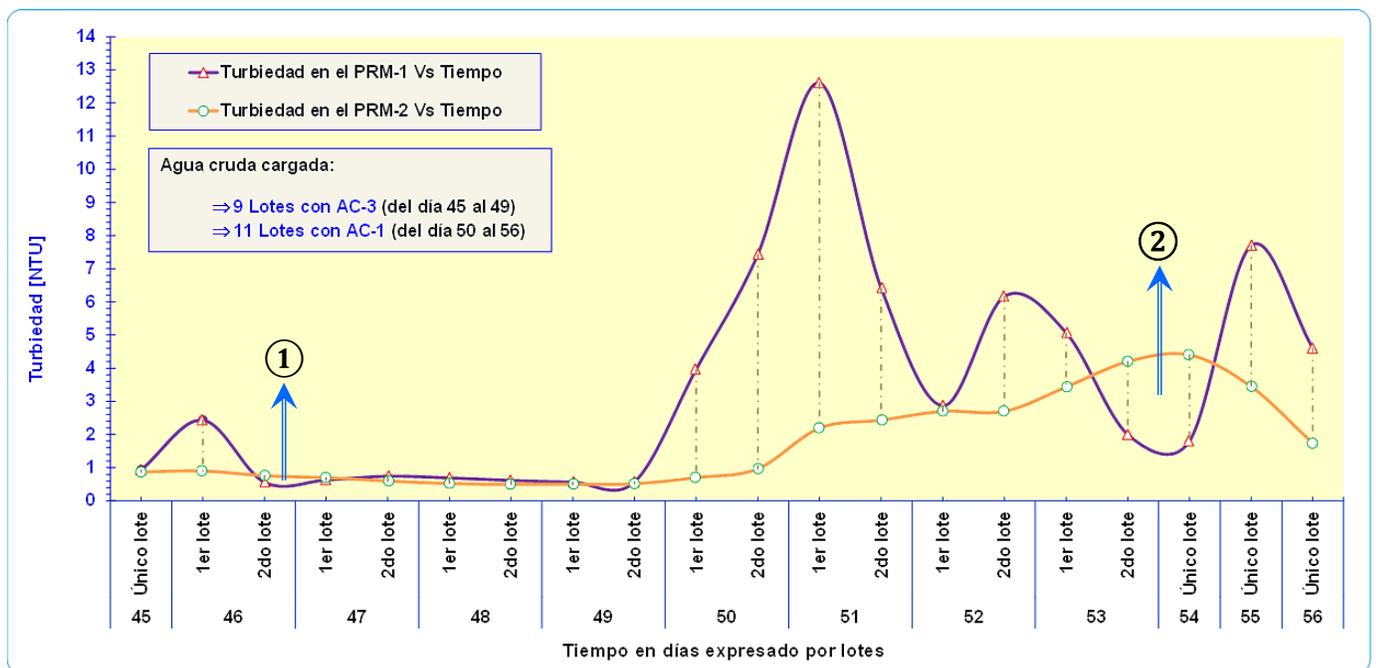


Figura 5.2. Descripción del comportamiento de la turbiedad para el FBA en el PRM-1 y PRM-2 entre los días 45 al 56.

En general, se puede afirmar que el FBA fue eficiente en la remoción de turbiedad a través de sus distintos mecanismos de transporte y adherencia, siendo evidente que en la mayoría de los días de su monitoreo mantuvo una turbiedad en el PRM-2 menor que en el PRM-1. Esta eficiencia fue significativa con AC-1, porque poseía más partículas suspendidas que AC-3, contrariamente a lo ocurrido con éste último en el cual desde el 2^{do} lote del día 47 al 2^{do} lote del día 49 predominaron las eficiencias de remoción más bajas.



5.2.2. Monitoreo del sistema de tratamiento.

El comportamiento de la turbiedad es uno de los resultados más importantes en lo referente a la eficiencia del ST, obtenido a través del monitoreo del mismo en sus tres PRM. En base a este planteamiento, es que la Figura 5.3 describe gráficamente la tendencia de la turbiedad en el PRM-1 y el PRM-3 con respecto al tiempo, entre los días 57 al 121 cuando el ST se ha cargado con tres tipos de agua cruda (AC-1, AC-2 y AC-3).

De acuerdo a la Figura 5.3.A, se puede observar cuatro áreas entre curvas, en las cuales la turbiedad en el PRM-3 incrementa su valor con respecto a la turbiedad en el PRM-1. Dos de las áreas entre curvas se originaron con AC-1 en el 1^{er} lote del día 59 y en los únicos lotes de los días 62 y 63. El resto de ellos se efectuaron con AC-3 en el 1^{er} lote del día 67 y en el único lote del día 72. Como se ha explicado anteriormente, estas áreas entre curvas se presentaron como consecuencia del desprendimiento de las partículas adheridas y por el comportamiento de la turbiedad en el PRM-3 en cada uno de ellos indica que los desprendimientos producidos no fueron de gran magnitud. Este hecho puede ser explicado, porque el agua que entra al FMADT ya ha pasado por un proceso de filtración en el FBA, en el cual se ha removido turbiedad y a la vez considerando que el desprendimiento producido en este filtro no es muy significativo y por tanto, una vez que atraviesa el medio filtrante del FMADT no se adhieren grandes cantidades de material suspendido y coloidal, que posteriormente con la carga de lotes siguientes pudiera ser desprendido.

En las áreas entre curvas ①, ②, ③, ④ y ⑤ y el punto indicado con la flecha roja de la Figura 5.3.A, se evidencian las eficiencias de remoción más bajas de la turbiedad en el ST con AC-1 y AC-3, debido a que algunas de las turbiedades en el PRM-1 (1^{er} y 2^{do} lote del día 58) apenas superaron el valor de 2 NTU y considerando la posibilidad de que el desprendimiento de partículas en el FBA no tuvo un efecto muy influyente en la filtración ocurrida en la segunda unidad del ST. En cambio en el área entre curvas ⑥, se presentan las mayores eficiencias de remoción con AC-3, porque los lotes cargados tenían altas turbiedades incluso comprendidas entre 28 y 30 NTU (1^{er} y 2^{do} lote del día 88).

El comportamiento de la turbiedad en el PRM-3 en todo el trayecto del gráfico muestra que el 100% de los lotes cumplen con el valor máximo admisible (VMA) de 5 NTU de las normas CAPRE y solamente el 67,8% (desde el 1^{er} lote del día 68 hasta el 2^{do} lote del día 89) cumplieron con el valor recomendado (VR) de 1 NTU.

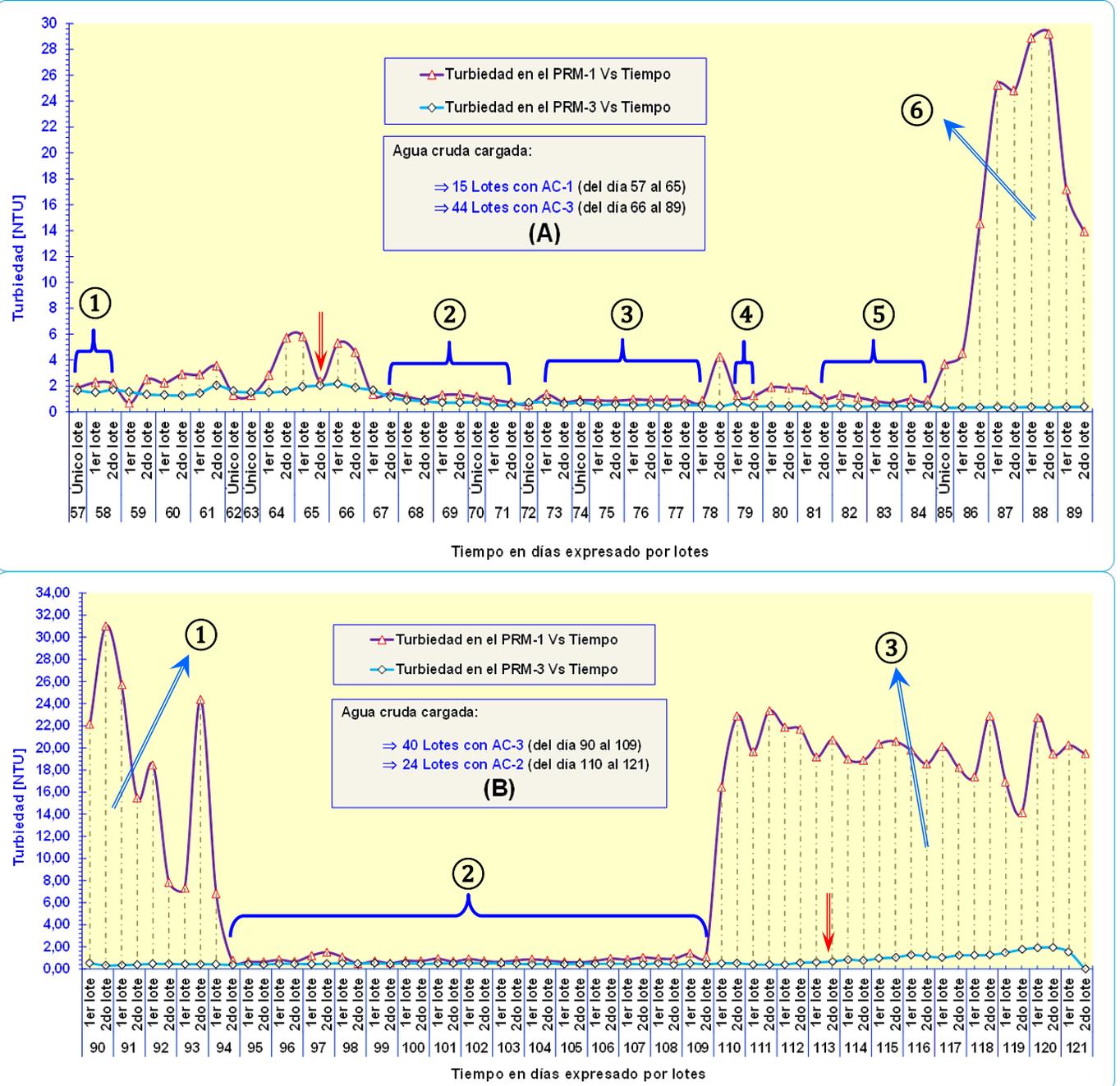


Figura 5.3. Comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y PRM-3 con respecto al tiempo expresado en lotes: **(A)** Del día 57 al 89 y **(B)** Del día 90 al 121.

Las turbiedades en el PRM-1 tan altas que muestra el AC-3 en los puntos superiores del área entre curvas ⑥ pueden ser explicadas a través de dos hechos que pudieron ocurrir en el momento de la recolección de AC-3 para el monitoreo del ST (tercer viaje realizado a la comunidad “La Corona”). Estos hechos posibles son:



- La recolección de AC-3 fue realizada en Enero y según Incer (2000) plantea que es un mes muy seco por lo que la época pudo haber provocado la disminución del nivel del acuífero si está conectado con ríos y lagos, de acuerdo a lo que establecen Collazo & Montaña (2012).
- De acuerdo a Pulido (2005), todos los acuíferos sufren una disminución de su nivel debido a la extracción del agua por cualquiera de los sistemas posibles que incluyan bombeos, de tal forma que estos descensos pueden ser ocasionales o continuados dependiendo del volumen total extraído y del régimen de su recarga por el agua infiltrada.

Si hubiera ocurrido cualquiera de ambas situaciones con una disminución considerable del nivel del acuífero y junto con la succión de la bomba de mecate que tiene el pozo de la comunidad “La Corona” se hubiera provocado una turbulencia en el seno del acuífero, ocasionando la suspensión de materiales particulados de las capas del subsuelo que lo rodean, y de esta manera se hubiera aumentado la turbiedad del agua extraída hasta los grandes valores observados en la Figura 5.3.A.

En la Figura 5.3.B, se observa que no se presentaron desprendimientos de partículas adheridas provocados por el arrastre del esfuerzo cortante del agua, rotura de flóculos previamente formados y su paso directo a través de las cavidades en donde la velocidad es demasiado alta para ser removidos en los granos circundantes, según las formas que establece Arboleda (2000) para que se realice el mecanismo de desprendimiento. Esta situación pudo ocurrir, porque el ST por muchos días fue cargado con agua cruda de alta turbiedad por lo que el medio filtrante ya sea del FBA o del FMADT tuvo un grado de colmatación que favoreció una mejor efectividad de los mecanismos de transporte y adherencia.

Al igual que en la figura anterior, los puntos superiores del área entre curvas ① que corresponden al AC-3, también son valores altos de turbiedad en el PRM-1 y las causas posibles de este hecho ya fueron explicadas anteriormente. Sin embargo, el área entre curvas ② presenta valores muy bajos de turbiedad en el PRM-1 y asimismo pertenecen al AC-3, pero que fue extraída antes que comenzara a salir con un aspecto indeseable de color marrón por su gran turbiedad.

Los puntos superiores del área entre curvas ③ indican grandes valores de turbiedad en el PRM-1 para el AC-2, debido a que estaba conformada por agua del lago Xolotlán y es conocido que, por lo general el agua superficial posee mayores valores de turbiedad que el agua subterránea. Además, pudo contribuir



la turbiedad del agua de pozo UNI-RUSB con el que estaba mezclado el agua del lago, ya que en ocasiones anteriores del monitoreo cuando solamente era cargado el FBA presentó altas turbiedades de entrada. En las áreas entre curvas señaladas como ① y ③ se observan las mayores eficiencias de remoción de la turbiedad. Sobresale el hecho de que el ST fue estable en cuanto a la remoción de dicho parámetro, es decir, aunque fue cargado con agua cruda de turbiedad muy variable mantuvo valores de turbiedad bastante cercanos a la salida del FMADT hasta donde indica con la flecha roja.

Según la Figura 5.3.B, el 100% de los lotes a su salida del ST cumplen con el VMA de 5 NTU de las normas CAPRE y del total sólo el 79,69% se mantuvieron por debajo del VR de 1 NTU.

El comportamiento de la turbiedad en el PRM-1 y el PRM-3 desde el día 90 al 121 del monitoreo se explican con detalle en la Figura 5.4, donde se muestra la eficiencia de remoción de la turbiedad en el FBA y el FMADT como unidades de tratamiento independientes, ya que presenta la tendencia de éste parámetro a la entrada y salida de cada filtro (PRM-1 y PRM-2; PRM-2 y PRM-3).

En la Figura 5.4.A se describe la tendencia de la remoción de turbiedad en el FBA entre los días 90 al 121 conforme al comportamiento de la turbiedad en PRM-1 y PRM-2, donde en general se presenta cómo reacciona el FBA ante el brusco contraste de cargar el FBA con agua cruda con alta turbiedad y baja turbiedad. En el caso de la alta turbiedad cargada es connotada por el área entre curvas ① y ③. El área entre curvas ① se produjo entre el 1^{er} lote del día 90 y el 1^{er} lote del día 94, cuando el FBA era cargado con AC-3, cuyas turbiedades en PRM-1 estuvieron comprendidas entre 6,80 NTU y 31 NTU. Ante tales turbiedades en el PRM-1, el FBA respondió con turbiedades en el PRM-2 menores que 1 NTU, específicamente en un rango de respuesta entre 0,28 NTU a 0,59 NTU. El área entre curvas ③ estuvo constituida entre el 1^{er} lote del día 110 y el 2^{do} lote del día 121 para dar un total de 24 lotes cargados al FBA con AC-2, cuyas turbiedades en PRM-1 oscilaron entre 14,13 NTU y 23,33 NTU. Sin embargo, en esta ocasión el FBA presentó turbiedades en el PRM-2 en un rango de respuesta entre 0,27 NTU y 3,27 NTU, el cual se encuentra por debajo de los 5 NTU, que es el VMA establecido por las normas regionales para la calidad del agua potable CAPRE.



NTU, indicado un rango muy por debajo del VR por CAPRE de 1 NTU para la turbiedad del agua potable.

Los resultados anteriores indicaron que el FBA funcionó de forma muy estable inclusive cuando se cargó agua cruda con turbiedades muy variables. Según Arboleda (2000) este grado de remoción tiene relación directa con el desarrollo de la capa biológica y con el tiempo que haya estado el FBA en servicio, de tal manera que al acumularse más sólidos suspendidos sobre la superficie de los granos de la arena de filtración los mecanismos de adherencia y cernido son más eficientes.

Un análisis general de la Figura 5.4.B indica que el FMADT tiene la tendencia de incrementar la turbiedad a la salida del ST, es decir, que el FMADT incrementa la turbiedad en el PRM-3 con respecto a la turbiedad de entrada en el PRM-2. Sin embargo, también se originan 6 casos donde la turbiedad en el PRM-3 es menor a la turbiedad en el PRM-2, lo cuales se han indicado con las flechas rojas y por el área entre curvas ④, comprendida entre el 1^{er} lote del día 119 y el 2^{do} lote del día 120. Los demás lotes indicados con las flechas rojas son el 2^{do} lote de los días 90 y 91, 1^{er} lote del día 107, 1^{er} y 2^{do} lote del día 115 y 1^{er} lote del día 117. Los 13 lotes señalados con las flechas moradas indican los casos en los que las turbiedades en el PRM-3 son aproximadamente iguales a las del PRM-2.

Cabe destacar, que las turbiedades tanto del PRM-2 y como las del PRM-3 se mantuvieron por debajo de 1 NTU desde el 1^{er} lote del día 90 hasta el 2^{do} lote del día 114 para un total de 48 lotes. Esto indica que durante este lapso de tiempo el FMADT incrementó levemente la turbiedad, pero nunca por encima del VR por las normas CAPRE. El resto de los 12 lotes comprendidos entre 1^{er} lote del día 115 y el 2^{do} lote del día 121 presentaron turbiedades en el PRM-2 y el PRM-3 que superaban 1 NTU, pero que no sobrepasaron los 3,27 NTU.

El hecho que explica por qué el FMADT incrementa la turbiedad es intrínseco a su diseño, ya que los espesores de las capas que constituyen el medio filtrante y en sí la disposición de las mismas en el FMADT no son aptas para remover turbiedad, debido a que las capas que se encuentran por encima de la que contiene la arena mezclada con TiO_2 anatasita granular sirven para protegerla y diseminar uniformemente el agua a tratar a través de la capa que contiene TiO_2 , garantizando así un apropiado contacto en ambos. Pero, sobre todo sirven para mantener a la capa que contiene el TiO_2 a una distancia de aproximadamente la mitad de longitud del medio filtrante del FMADT, ya que al ser la densidad del agua mayor que la densidad aparente del Adsorbisía™ As500 titanium-based (480 Kg/m^3) provocaría que en su mayoría el TiO_2 granular se mantuviera suspendido



en la capa sobrenadante, reduciendo así su eficiencia para remover el arsénico inorgánico.

Estos planteamientos indican que los mecanismos de las etapas de transporte y adherencia no son eficientes en las capas más superficiales del FMADT para lograr remover la turbiedad remanente producida por el filtrado con el FBA y que las fuerzas de adherencia que existe entre partículas que llegan a formar depósitos sobre los granos son tan débiles que no soportan la acción del esfuerzo cortante provocado por la entrada de un lote con nuevo volumen de agua a tratar, lo cual ocasionalmente produce el desprendimientos de las partículas y su posterior salida en el efluente del ST.

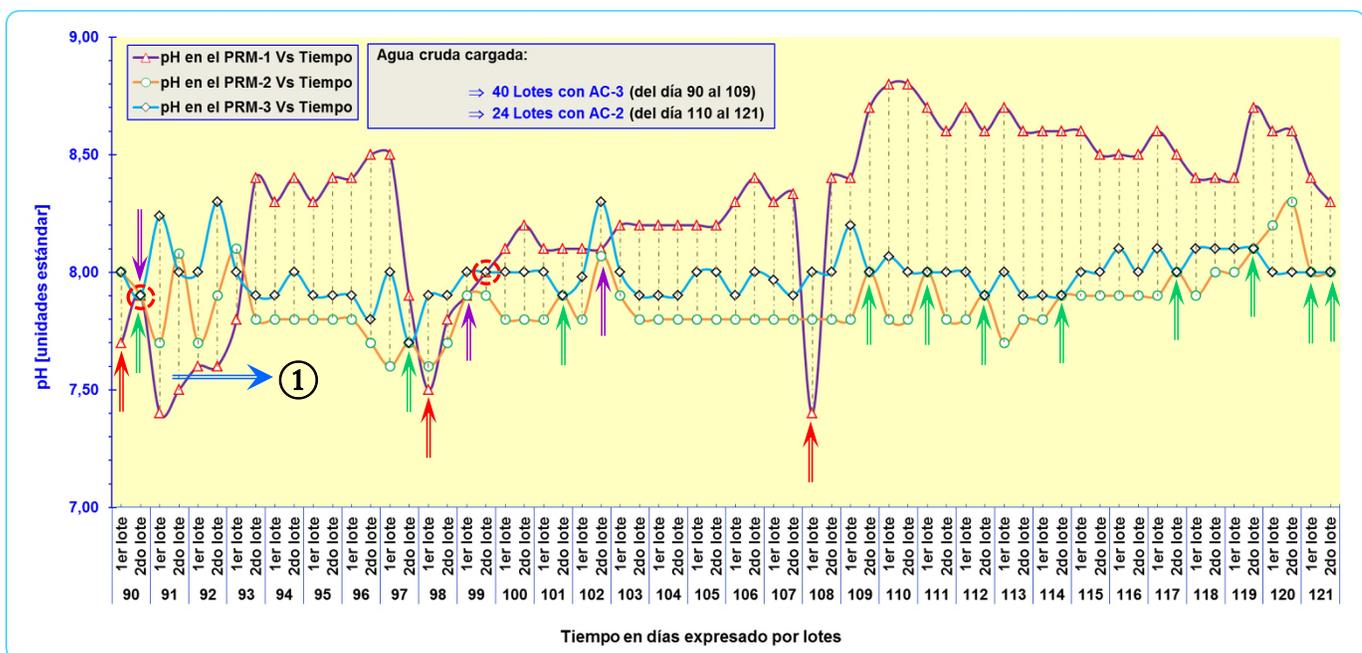


Figura 5.5. Comportamiento del pH durante los días 90 al 121 en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3.

Los resultados del monitoreo del pH en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3 son resumidos esquemáticamente en la Figura 5.5, donde se muestra cómo se comporta el pH en el ST y en sí en el FBA y el FMADT durante 31 días (del día 90 al 121) cuando se cargó con AC-2 y AC-3. En esta figura se describe como el FBA tenía la tendencia general de disminuir el pH de entrada del agua cruda a tratar, posterior a ser filtrada por su medio filtrante. Sin embargo, en este comportamiento se producen algunas excepciones evidentes en el área entre curvas ① (comprendida entre el 1^{er} lote del día 91 al 1^{er} lote del día 93), 1^{er} lote del día 90, 1^{er} lote del día 98 y el 1^{er} lote del día 108 (especificados con flechas rojas); en donde se observa que el FBA incrementa el pH del agua tratada.



También se dan 3 casos donde los pH en el PRM-1 son casi iguales a los pH en el PRM-2, los cuales han sido señalados con las flechas moradas.

Con base al total de los 62 lotes cargados desde el 1^{er} lote del día 90 hasta el 2^{do} lote del día 121 y considerando los resultados de pH en el PRM-1 y PRM-2, se obtiene que el FBA: Incrementó los valores del pH en el PRM-2 en el 12,90% de los lotes, disminuyó las magnitudes del pH en el PRM-2 en el 82,26% de los lotes y ambos resultados del pH en el PRM-1 y el PRM-2, se mantuvieron aproximadamente iguales en 4,84% de los lotes procesados por el FBA.

El rango de pH del agua cruda cargada (AC-2 y AC-3) al FBA desde el día 90 hasta el día 121 osciló entre 7,40 y 8,80 para lo cual una vez filtrada el agua por el FBA, producir un rango de respuesta en el PRM-2 para el pH, comprendido entre 7,60 y 8,30. Este rango de respuesta para el pH en el PRM-2 producido por el FBA se encuentra dentro del rango recomendado para el pH (6,5 a 8,5) del agua potable establecido por CAPRE.

De acuerdo a Weiner (2008), la razón que explica por qué el FBA disminuye el pH del agua que filtra se puede deber a la difusión del CO₂ provocada por la actividad microbiana de la capa biológica. Por otro lado, Chapman (1996) cita que los compuestos naturales tales como ácidos húmicos y fúlvicos controlan el pH, por ende se puede deducir que la remoción de éstos compuestos naturales por parte de la capa biológica influye en la disminución del pH.

Cuando se compara el pH en el PRM-2 con respecto al pH del PRM-3, se aprecia la particularidad del FMADT para incrementar el pH del agua que éste procesa. Ante el rango de respuesta para el pH que produce el FBA en el PRM-2 (ya mencionado), el FMADT responde con un rango de respuesta que varió entre 7,70 y 8,30. Bang et al. (2005) reportaron como parte de sus resultados que en los experimentos de adsorción de arsénico inorgánico utilizando TiO₂ anatasita granular, se produjo una disminución leve del pH del agua tratada.

Por lo tanto, es evidente que el comportamiento del pH descrito por el agua tratada por el FMADT no concuerda con el determinado por Bang et al. (2005). No obstante, este comportamiento podría justificarse por la presencia de la capa de carbón activado en el FMADT, ya que todos los materiales vegetales con los que se fabrica el carbón activado tiene cantidades importantes de Na, K, Ca, Mg, S, Fe, Si, Al, y P que en el proceso de carbonización, permanecen en el carbón en forma de cenizas no volátiles de óxidos metálicos en una proporción de 3% a 15%. Estos óxidos al entrar en contacto con el agua se disuelven en la misma convirtiéndose en hidróxidos, y por ende aumentado el pH a la salida del sistema purificador. No obstante, este efecto que se produce en el agua ocurre solamente en el caso del



carbón activado fabricado por el proceso de activación térmico y es temporal (Carbotecnia, 2010).

En la búsqueda de los lotes, cuyos resultados de pH son magnitudes muy parecidas se encontraron 11 lotes, los cuales han sido señalados con las flechas verdes. Con estos resultados del pH entre el PRM-2 y el PRM-3, se infiere que del total de los 62 lotes (cargados entre los días 90 al 121); el 17,74% presentaron magnitudes de pH casi parecidas, el 6,45% de los valores del pH en el PRM-3 fueron menores a los del PRM-2 y el 75,81% de las magnitudes del pH en el PRM-3 fueron mayores a los del PRM-2.

Al analizar el comportamiento del pH en el PRM-1 y el PRM-3, se observa una tendencia generalizada en donde el ST fue capaz de disminuir el pH durante 62 lotes cargados (del día 90 al 121) a niveles que se encuentran dentro del rango recomendado de pH para el agua potable según CAPRE. Aunque también se presentaron excepciones indicadas con las flechas rojas para los casos donde el pH en el PRM-3 es mayor que en el PRM-1 y con círculos rojos de líneas discontinuas que especifican los casos en los que los valores del pH en el PRM-3 fueron casi semejantes a los del PRM-1. Estos tres comportamientos del pH que ocurrieron en el ST se pueden resumir de la siguiente forma: 91,94% de los lotes procesados presentaron pH en el PRM-3 menores que las del PRM-1; 4,84% de los lotes de agua cruda tratados por el ST mostraron resultados de pH en el PRM-3 mayores a los del PRM-1 y 3,23% de total de los lotes indicaron que los valores del pH en el PRM-1 y el PRM-3 fueron aproximadamente iguales.

Del monitoreo de la temperatura en el PRM-1, PRM-2 y PRM-3 y del $Q_{MÁX}$ del FBA y del ST, se obtuvieron un conjunto de resultados que han sido tratados por análisis estadístico de datos, el cual se presenta en la Tabla 5.2 y describe las características de tendencia y dispersión de las mediciones realizadas.

Tabla 5.2. Análisis estadístico de datos de los monitoreos de $Q_{MÁX}$ y temperatura.

Índices estadísticos	$Q_{MÁX}$ del FBA (L/min)	$Q_{MÁX}$ del ST (L/min)	Temperatura en el PRM-1 (°C)	Temperatura en el PRM-2 (°C)	Temperatura en el PRM-3 (°C)
Días monitoreados	Del día 8 al 56 (único lote)	Día 57 (único lote) al día 121	Día 79 (1 ^{er} Lote) y del día 84 (2 ^{do} Lote) al 121	Día 79 (1 ^{er} Lote) y del día 89 (2 ^{do} Lote) al 121	Día 79 (1 ^{er} Lote) y del día 84 (2 ^{do} Lote) al 121
Medición máxima	2,22	1,00	28,00	28,90	30,00
Medición mínima	1,50	0,43	20,70	21,00	20,50
Promedio global	1,80	0,78	24,96	25,48	24,83
Amplitud	0,72	0,57	7,30	7,90	9,50
Desviación estándar	0,158	0,137	1,02	0,87	0,95
Varianza	0,025	0,019	1,04	0,75	0,91

Las mediciones mínimas y máximas indican los rangos en los cuales varió su valor cada parámetro en los días monitoreados. Se puede observar que el $Q_{MÁX}$ del FBA siempre fue mayor al del ST, ya que el FBA debido a su capacidad por la



cual podía ser cargado con un volumen más grande que el ST. Además, nunca se presentaron caudales muy bajos y fuera del rango que indicaron que el medio filtrante del FBA estuviera grandemente colmatado, por lo que se ha demostrado que este filtro es el que remueve mayor turbiedad. En cuanto a la temperatura en los tres PRM, es notable que sus rangos sean muy similares lo que muestra que sus variaciones no fueron muy significativas.

Dependiendo de los conjuntos de datos que conforman cada uno de los rangos pertenecientes a los parámetros analizados, es que adquirieron su valor los promedios globales, los cuales caracterizan la tendencia central de los datos. Es importante mencionar que el ST trabajó con un $Q_{MÁX}$ promedio de 0,78 L/min en los 64 días de su monitoreo.

La amplitud, la desviación estándar y la varianza representan la variabilidad de los conjuntos de datos. Sin embargo, la primera de ellas proporciona una medición de dispersión general dentro de la cual están contenidos cada uno de los valores, que a su vez poseen dispersiones con referencia al promedio y globalmente son expresadas numéricamente por la desviación estándar y la varianza. De acuerdo a la Tabla 5.2, el $Q_{MÁX}$ del FBA presentó una mayor dispersión de sus valores.

Debido a que la amplitud se obtiene de la resta de la medición máxima con respecto a la mínima, sus valores en la temperatura en el PRM-1 y el PRM-2 son más cercanos. La desviación estándar y la varianza indican que la temperatura en el PRM-1 fue la que mostró mayor variabilidad aunque su amplitud fue la de menor valor. Esto se debe a que sus datos son más dispersos dentro de un intervalo menor.

Todos los datos que se representaron en las gráficas anteriores, incluida la del desarrollo de la capa biológica, así como los que se utilizaron para el análisis estadístico están conglomerados en el historial de monitoreo que se encuentra en el Anexo G.4.

5.3. Determinación de la Calidad del Agua Cruda y Filtrada para Evaluar el Sistema de Tratamiento

5.3.1. Preparación del ST para determinar la calidad del agua filtrada en el PRM-2 y el PRM-3.

La preparación del ST previo a su evaluación mediante la calidad del agua filtrada (por el FBA y FMADT), conllevó a cargarlo con un volumen total de AC-3 igual a 232 L; correspondientes a las cargas de 25 días (del día 66 al 91 de la evaluación), anticipando de esta forma, a la realización del primer muestreo de



agua filtrada en el PRM-2 y el PRM-3 efectuada con el 1^{er} lote del día 92 (equivalente al 29/01/2013). Con este procedimiento se garantizó la salida de cualquier volumen remanente o trazas de AC-1 y AC-2 que pudieran estar presentes en el FBA y el FMADT y así mismo aseguró que el origen del agua filtrada que se examinó en el PRM-2 y el PRM-3 fuera el AC-3, debido a que el FBA y el FMADT fueron diseñados por la *Organización Aqua Clara International* con el principio de vasos comunicantes, y por lo tanto cada vez que el ST se carga con un tipo de agua cruda, un volumen determinado de ésta queda acumulado en ambos filtros.

Además, se consideró que éste volumen de 232 L sería más que idóneo para cerciorar el análisis de la calidad del agua filtrada en el PRM-2 y el PRM-3, ya que superaba los volúmenes de los recipientes vacíos del FBA y del FMADT de 70 L y 18,9 L respectivamente (Figura 4.5); sin tomar en cuenta el volumen que restan sus respectivos medios filtrantes. Las circunstancias que no permitieron realizar un tercer muestreo de agua filtrada en el PRM-2 y el PRM-3 fueron: La imposibilidad de realizar un cuarto viaje a la comunidad “La Corona” para recoger agua cruda, y por ende seguir cargando al ST, la indisponibilidad de reactivos (sobre todo los Hach) debido a su agotamiento, así como la incapacidad para proveerse de los mismo. Todos estos inconvenientes se pueden justificar, debido a la falta de recursos económicos y/o financiamiento.

5.3.2. Calidad del agua cruda y filtrada en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3.

A continuación se muestra la Tabla 5.3, en la cual está contenida en forma de rango los valores de los parámetros medidos in situ en los tres muestreos de AC-3. Estos valores son contrastados con referencia a la NTON 05 007-98.

Tabla 5.3. Parámetros fisicoquímicos medidos in situ.

Nivel de Vigilancia	Parámetro medido in situ	Unidades de medida	Rango en el PRM-1	NTON 05 007-98
				Límite o rango máximo
Nivel básico	Turbiedad	NTU	0,9–30,8	< 250
	pH	Unidades estándar	7,1–8,1 (26,1 °C–26,5 °C)	6,0–8,5
	Temperatura	°C	25–26,5	–
	Conductividad eléctrica	µS/cm	505–507 (26,4 °C–26,7 °C)	–

La turbiedad y el pH del AC-3 cumplieron con los rangos máximos establecidos por la NTON 05 007-98 en sus tres muestreos. En cambio, los valores de temperatura y conductividad no pueden ser contrastados con la



norma, debido a que ésta no tiene determinado límites o rangos máximos para estos parámetros en el cuerpo de agua Tipo 1.

El valor de turbiedad tan alto que se muestra en la Tabla 5.3 corresponde al tercer muestreo de AC-3, en el cual pudieron ocurrir los hechos explicados en el Acápite 5.1.1.3. El pH se aumentó en 1 unidad, pudiendo afectar las propiedades fisicoquímicas y microbiológicas del agua cruda, según plantea Weiner (2008).

Además, se puede observar que el AC-3 mantuvo una temperatura poco variable, característica de las aguas subterráneas. Por último, la conductividad eléctrica aumentó con la temperatura, confirmándose lo establecido por Bartram & Ballance (1996) aunque esta variación es pequeña y sus valores se encuentran en el rango típico de conductividad para agua subterránea que es de 200-1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Kiely, 1999).

En la Anexo H.1, se muestran los valores obtenidos de los parámetros medidos in situ en cada uno de los muestreos.

La Tabla 5.4 presenta los resultados de los análisis de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a manera de rango para el PRM-1(AC-3) y rangos de respuesta para el PRM-2 y el PRM-3, con sus respectivas unidades de medida y agrupados en niveles de vigilancia. Algunos de los parámetros (alcalinidad, cloruros, STD, dureza total, calcio y magnesio) fueron calculados con las ecuaciones que se encuentran en el Anexo H.2. Los rangos se obtuvieron a partir de los valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos correspondientes a los tres muestreos de AC-3 y a los dos muestreos de agua filtrada por el FBA y el FMADT (Anexo I.1). Conjuntamente, la Tabla 5.4 muestra los límites o rangos máximos de la NTON 05 007-98 y los valores recomendados y admisibles de la Norma regional CAPRE para inferir acerca de la calidad del agua cruda y tratada por el ST respectivamente.

De acuerdo a la Tabla 5.4, los parámetros fisicoquímicos del PRM-1 que cumplen con el límite o rango máximo son: Turbiedad, pH, dureza total, STD, cloruros, sulfato, hierro, color verdadero, nitrito y nitrato. El AC-3 posee una dureza moderadamente dura, según la clasificación propuesta por Kiely (1999) en la Tabla 3.4 del Capítulo III y este tipo es común en aguas subterráneas, a como plantea Weiner (2008). En cuanto a las especies causantes de la dureza, los bicarbonatos se encuentran en exceso en el AC-3, debido a que la alcalinidad es mayor a la dureza total y por tanto, le confieren una dureza no carbonato negativa, basado en la clasificación establecida por Romero (1999).

En el caso del manganeso, el límite inferior (LI) del rango (0,5 mg/L Mn) coincidió con el valor del límite máximo. Sin embargo, el límite superior (LS) del



rango (1,9 mg/L Mn) sobrepasa dicho límite en 1,4 mg/L Mn. Por tanto, este parámetro no siempre cumplió con lo establecido por la NTON 05 007-98.

Los *Coliformes totales* no se pueden contrastar con el rango máximo dado por la norma, debido a que es un promedio mensual y las pruebas microbiológicas fueron realizadas una sola vez en meses diferentes.

El resto de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos como *Coliformes termotolerantes*, temperatura (de cuarto), conductividad eléctrica, alcalinidad total, dureza cálcica, calcio, dureza magnésica, magnesio, amonio y arsénico no están contemplados en la NTON 05 007-98. Debido a que el AC-3 mantuvo un pH dentro del rango de 4,5 a 8,0; sólo tiene bicarbonatos, según afirma OPS/CEPIS/PUB/02.76 (2002) y estos iones son los responsables de la alcalinidad.

Al comparar los rangos de los parámetros (turbiedad, pH y conductividad eléctrica) cuando fueron medidos in situ y cuando se midieron en el PRM-1 a condiciones de laboratorio se observa que sus valores no cambiaron mucho, siendo que su variación se produce de forma rápida en el tiempo, a como establece APHA, AWWA & WEF (2005). Las temperaturas medidas in situ corresponden al AC-3, mientras que las temperaturas (de cuarto) medidas en el PRM-1 son del AC-3, pero a condiciones del laboratorio, por ello es que éstas últimas tienen valores menores.

Las magnitudes determinadas en el PRM-2 para los diferentes parámetros fisicoquímicos y microbiológicos no fueron contrastadas con la norma CAPRE, porque el agua que sale del efluente del FBA no se considera apta para el consumo humano por contener aún en el PRM-2 el arsénico inorgánico, el cual no puede ser removido por el FBA. No obstante, los rangos de respuesta en el PRM-2 permitieron calcular las eficiencias de remoción para el FBA y el FMADT.

Para determinar si el agua tratada por el ST se ajustaba a las normas técnicas de control de calidad del agua en materia de agua potable establecidas por CAPRE se contrastaron los valores regulatorios recomendados y admisibles de cada parámetro fisicoquímicos y microbiológicos con los obtenidos del efluente del ST en el PRM-3, a través de los diferentes métodos de análisis.



Tabla 5.4. Calidad del agua de pozo “La Corona”, y tratada por el FBA y el FMADT agrupada en niveles de vigilancia.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Unidades de medida	Rango en PRM-1	Rango de respuesta en el PRM-2	Rango de respuesta en el PRM-3	NTON 05 007-98	Norma regional CAPRE	
						Límite o rango máximo	Valor recomendado	Valor máximo admisible
Nivel básico	Turbiedad	NTU	0,9–31,5	0,38–0,59	0,35–0,54	< 250	1	5
	pH	Unidades estándar	7,48–7,79 (a $\text{I}=\text{T}=20,7\text{ }^{\circ}\text{C}$)	8,07–8,08 (25,4 $^{\circ}\text{C}$ –28,9 $^{\circ}\text{C}$)	7,98–8,24 (26 $^{\circ}\text{C}$ –30 $^{\circ}\text{C}$)	6,0–8,5	6,5–8,5	–
	Coliformes totales (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1	†	–	–
	Coliformes termotolerantes (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1	††	Neg	Neg
	Coliformes totales (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1	–	–	–
	Coliformes termotolerantes (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1	–	–	–
	Coliformes totales (FME + PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1	–	–	–
	Coliformes termotolerantes (FME+ PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1	–	Neg	Neg
Temperatura (de cuarto)	$^{\circ}\text{C}$	21,05–23,6	25–29	25,5–30,5	–	18–30	–	
Conductividad eléctrica	$\mu\text{S}/\text{cm}$	$\text{I}=503\text{--}505$ (20,8 $^{\circ}\text{C}$ –26,3 $^{\circ}\text{C}$)	502–503 (21,9 $^{\circ}\text{C}$ –25,9 $^{\circ}\text{C}$)	\ominus 502 (21,9 $^{\circ}\text{C}$ –22,7 $^{\circ}\text{C}$)	–	400	–	
Nivel intermedio volumétrico	Dureza Total (EDTA)	mg/L CaCO_3	137,33–149,08	120,39–149,14	136,05–140,51	400	400	–
	Alcalinidad Total	mg/L CaCO_3	274,67–298,7 (a pH= 3,39–3,30)	292,48–293,48 (a pH= 3,48–3,55)	288,62–293,83 (a pH= 3,45–3,57)	–	–	–
	Dureza cálcica	mg/L CaCO_3	85,77–115,94	91,92–107,34	82,16–94,84	–	100	–
	Calcio	mg/L Ca	34,38–46,47	36,84–43,02	32,93–38,01	–	40,08	–
	Dureza magnésica	mg/L CaCO_3	21,39–51,99	30,70–41,81	45,72–53,91	–	30	50
	Magnesio	mg/L Mg	5,20–12,63	7,46–10,16	11,11–13,10	–	7,29	12,15
	Sólidos totales disueltos (STD)	mg/L STD	332–348	330–376	361–364	1.500	–	1000
Cloruros	mg/L Cl ⁻	10,50–11,81	11,03–13,64	11,02–11,94	600	25	250	
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	mg/L SO_4^{2-}	$\text{I}=\text{< 2- 2}$	\ominus < 2	\ominus < 2	400	25	250
	Manganeso	mg/L Mn	$\text{I}=\text{0,5-1,9}$	\ominus 0,5	0,2–0,5	0,5	0,10	0,50
	Hierro Total	mg/L Fe	0,02–0,24	\ominus < 0,002	\ominus < 0,002	3	–	0,30
	Color verdadero (a 455 nm)	mg/L Pt-Co	1–4	\ominus 2	\ominus 1	< 150	1	15
	Nitrito	mg/L $\text{NO}_2^{-}\text{-N}$	< 0,002–2	1–2	< 0,002–1	–	–	1,0
	Nitrato	mg/L $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$	0,3–0,8	0,7–0,9	0,3–0,5	–	5,65	11,29
	Nitritos + Nitratos (N)	mg/L ($\text{NO}_2^{-}\text{-N}$ + $\text{NO}_3^{-}\text{-N}$)	< 0,302–2,8	–	–	10,0	–	–
	Amonio	mg/L NH_4^{+}	< 0,02–0,37	0,05–0,23	0,04–0,18	–	0,05	0,50
Nivel avanzado	Arsénico (Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System)	$\mu\text{g}/\text{L As}$	42–46	–	\ominus 0	–	–	10
	Arsénico (Quick™ Arsenic Test Kit System)		40–60	–	$\text{I}=\text{[0-5]}$	–		

FME: Filtración por Membrana Estándar; PPEC: Placa Petrifilm para recuento de E. coli/Coliformes totales; UFC: Unidades Formadoras de Colonias; Neg: Negativo (0 UFC/100 mL para el caso de análisis por el método de FME); $\text{I}=\text{I}$: Indica que el mismo valor se obtuvo para los dos valores del rango en el PRM-1; $\text{I}=\text{I}$: Indica que el mismo resultado se obtuvo en dos muestreos en el PRM-1; \ominus : Indica que el mismo resultado se obtuvo en los dos muestreos en el PRM-3 y PRM-2; $\text{I}=\text{I}$: Indica que el mismo resultado como rango se obtuvo en los dos muestreos en el PRM-3; †: La NTON 05 007-98 establece un promedio mensual menor a 10.000 NMP por cada 100 mL; ††: La NTON 05 007-98 no contempla un límite o rango máximo para *Coliformes termotolerantes*; nm: nanómetro; NTU: Nephelometric Turbidity Unit; EDTA: Ácido etilendiaminotetraacético.



El primer parámetro del nivel básico que se muestra en la Tabla 5.4 es la turbiedad, cuya remoción alcanzada por el ST fue la más significativa entre todos los parámetros medidos. El rango de respuesta para la turbiedad en el PRM-3 fue 0,35–0,54 NTU y dicho rango se mantuvo por debajo del VR igual a 1 NTU de acuerdo a CAPRE.

Para el pH, CAPRE establece un rango a manera de VR comprendido entre 6,5–8,5. Ante dicho VR el ST respondió con un rango de respuesta para el pH en el PRM-3 igual a 7,98–8,24, el cual evidentemente se mantuvo dentro del LI y el LS del VR por CAPRE. Por ejemplo, el LS del rango de respuesta del pH estuvo 0,26 unidades estándar por debajo del LS del VR (8,5 unidades estándar) de CAPRE.

Al revisar nuevamente la Tabla 5.4, se observa que el LI de la temperatura en el PRM-3 (25,5 °C) se encuentra por debajo del LS del VR para la temperatura (30 °C), pero no así el LS de la temperatura (30,5 °C) que lo excedió en 0,5 °C. Cabe agregar, que este rango de temperaturas de cuarto son las temperaturas a las cuales se realizaron los diferentes experimentos en el laboratorio, sin embargo el hecho de haber obtenido temperaturas de cuarto de hasta 30,5 °C se debe a que para la fecha de realización de los análisis del primer muestreo del PRM-2 y el PRM-3 de agua tratada (del 29 de enero al 2 de febrero 2013) el aire acondicionado del LIA presentó desperfectos, y por tanto se mantuvo apagado provocando el aumento de la temperatura en el laboratorio por las condiciones de la infraestructura.

La magnitud de la conductividad resultó igual a 502 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en los dos muestreos realizados en el PRM-3, lo cual indica que dicho valor se mantuvo 102 $\mu\text{S}/\text{cm}$ por encima del VR para la conductividad (400 $\mu\text{S}/\text{cm}$) según CAPRE. Mellado (2007) & Proyecto Allimpaq (2012) afirman que el FBA no puede remover compuestos disueltos como sales y dureza, por esta razón la magnitud de la conductividad en el PRM-3 se mantuvo siempre dentro del rango en el PRM-1 y del rango de respuesta en el PRM-2, indicando que la temperatura no tuvo una gran influencia en las mediciones de conductividad en el PRM-3 y que tampoco el FMADT tiene la capacidad para remover concentraciones considerables de conductividad o lo que lo mismo de sólidos disueltos, a excepción del hierro que sí es removido por el FBA.

El rango de respuesta en el PRM-3 para la dureza total (EDTA) mostró que se encontraba a concentraciones muy por debajo del VR por CAPRE, es decir, 136,05–140,51 mg/L $\text{CaCO}_3 < 400 \text{ mg/L CaCO}_3$, lo cual implica que este rango de respuesta para la dureza total (EDTA) es inferior al valor guía deseable para la calidad del agua potable. Además, con éste rango de respuesta y a partir de la



Tabla 3.4 se verificó que el grado de dureza del agua en el efluente del ST es *agua moderadamente dura*. De acuerdo al Anexo A.3 (tipos de durezas), el tipo de dureza que presentó el agua tratada en el PRM-3 es *dureza no carbonato negativa*, ya que al aplicar la Ecuación A.5 a los rangos de respuestas de la dureza total y la alcalinidad, la diferencia resulta en un rango de respuesta negativo que no representa a la dureza. Romero (1999) explica que en las aguas con este tipo de dureza existen más iones bicarbonatos de los necesarios para satisfacer a los iones metálicos divalentes causantes de la dureza y que éste exceso de iones bicarbonatos están relacionados con el Na^+ y K^+ .

Sobre el rango de respuesta de la alcalinidad total no se puede inferir, porque las normativas CAPRE no establecen un VR o VMA para dar lugar a una comparación. Basado en el rango de respuesta del pH (7,98–8,24 unidades estándar) en el PRM-3 y a la experimentación durante los análisis, donde se observó que al adicionar el indicador fenolftaleína no se produjo un cambio de color de incoloro a rojo grosella; se puede deducir que el agua en el efluente del ST no poseía alcalinidad a la fenolftaleína, y por ende no estaban presentes los CO_3^{2-} y el OH^- . Consecuentemente, es evidente que la alcalinidad total fue producida por la presencia de los bicarbonatos, debido a que el rango de pH en el PRM-3 nunca fue igual o mayor al valor de 8,30, el cual es el primer punto de inflexión en la determinación de la alcalinidad en la titulación con ácido estándar 0,02 N.

La dureza cálcica y el calcio son prácticamente equivalentes, por ejemplo, a partir de la concentración de la dureza cálcica se puede obtener la del calcio y viceversa, ya que ambas medidas sólo son diferentes por las unidades de medidas en que se expresan (mg/L CaCO_3 o mg/L Ca). La dureza cálcica y el calcio mostraron LS de 94,84 mg/L CaCO_3 y 38,01 mg/L Ca, respectivamente; muy cercanos a los VR de 100 mg/L CaCO_3 y 40,08 mg/L Ca dictaminados por CAPRE para la dureza cálcica y el calcio, respectivamente.

En el caso de la dureza magnésica y el magnesio también son equivalentes, por la situación antes descrita. En el análisis del rango de respuesta en el PRM-3 de la dureza magnésica (45,72–53,9 mg/L CaCO_3) es incuestionable que éste superó considerablemente al VR (30 mg/L CaCO_3) por CAPRE. Por ejemplo, sólo el LI de la dureza magnésica superó en 15,72 mg/L CaCO_3 al VR por CAPRE, mientras que el LS sobrepasó en 3,9 mg/L CaCO_3 al VMA (50 mg/L CaCO_3) instituido por CAPRE. Es importante señalar, que los VMA definen la calidad del agua para consumo humano como aquella que podrá consumirse con un mayor riesgo a la salud de los consumidores (Rojas, 2002). Por otro lado, un análisis similar se puede aplicar para el magnesio en el PRM-3, donde su LI se encontró



3,82 mg/L Mg por encima del VR (7,29 mg/L Mg) y así mismo, que su LS sobrepasaba en 0,95 mg/L Mg al VMA de 12,15 mg/L Mg.

El manganeso con un rango de respuesta en el PRM-3 comprendido entre 0,2–0,5 mg/L Mn superó claramente el VR de CAPRE (0,10 mg/L Mn), pero es evidente que el LS de éste (0,5 mg/L Mn) es igual al VMA que CAPRE ha normado e incluso su LI resultó mayor en 0,10 mg/L Mn (o 100% mayor) al VR.

El ST (en específico el FBA) demostró tener la capacidad para remover toda la concentración de hierro total que entro al ST (0,02–0,24 mg/L Fe). Por tal motivo, la concentración de hierro total que se midió en los dos muestreos del PRM-3 resultaron $< 0,002$ mg/L Fe, y debido a que la concentración límite mínima de detección para el hierro total por el método 8008 (programa 265) es de 0,002 mg/L Fe, es poco práctico compararlo con el VMA para el Fe de CAPRE, porque se puede considerar que la concentración de hierro en el PRM-3 fue igual a 0 mg/L Fe.

En los dos muestreos realizados para el agua tratada por el ST en el PRM-3 se obtuvo el mismo resultado para el color verdadero, es decir, 1 mg/L Pt-Co (indicados por \ominus). No obstante, ésta magnitud de color verdadero siempre fue igual al VR por CAPRE y nunca fue ≥ 15 mg/L Pt-Co, el cual es el VMA instaurado por CAPRE.

El análisis de las concentraciones de los compuestos nitrogenados (nitrato, nitrito y amonio) es muy importante en el agua destinada para el consumo humano, porque provocan afectaciones a la salud. Tratándose del rango de respuesta del nitrito en el PRM-3, su LS fue igual a 1 mg/L NO_2^- -N y éste es igual al VMA de 1 mg/L NO_2^- -N^Ω según CAPRE. La misma situación se presentó en el caso de su LI ($< 0,002$ mg/L NO_2^- -N) que también resultó menor al VMA, pero también menor a la concentración límite mínima de detección (0,002 mg/L NO_2^- -N) del método 8507 (programa 371).

El rango de respuesta del nitrato en el PRM-3 (0,3–0,5 mg/L NO_3^- -N) es una situación diferente, porque dicho rango incluso resultó muy por debajo del VR de 5,65 mg/L NO_3^- -N. La situación peculiar del rango de respuesta del amonio (0,04–0,18 mg/L NH_4^+) en el PRM-3 fue la de su LI que se encontró 0,01 mg/L NH_4^+ por debajo del VR (0,05 mg/L NH_4^+), pero con un LS que lo superaba. Al verificar si éste LS era igual o incluso mayor al VMA, se observó que el valor de 0,18 mg/L NH_4^+ estaba 0,32 mg/L NH_4^+ por debajo del VMA (0,50 mg/L NH_4^+).

^Ω: El VMA para el nitrito fue escogido a través de la relación planteada por la Ecuación B.1, pero como la norma CAPRE no establece un VR para el nitrito no se podía aplicar a cabalidad dicha ecuación, por tal razón se utilizó el valor recomendado para nitrito (0,9 mg/L NO_2^- -N) establecido por WHO (2011), obteniéndose una relación de nitrato y nitrito menor que 1, lo que confirmó que es correcto la utilización del VMA igual a 1 mg/L NO_2^- -N.



El arsénico determinado en el efluente del ST (o salida del FMADT) con dos Test Kit Systems diferentes presentó concentraciones menores al VMA (10 $\mu\text{g/L}$ As) establecido por CAPRE. Esto indica que las concentraciones a las que se presentó en el PRM-3 no significaron un riesgo para la salud, y por consiguiente se deduce que protegen la salud de los consumidores. Cuando las concentraciones de arsénico se determinaron con el Wagtech Arsenator[®] Digital, los resultados en los dos muestreos del PRM-3 fue de 0 $\mu\text{g/L}$ As; mientras que el caso del Quick[™] Arsenic Test se obtuvo un mismo rango de respuestas (0–5 $\mu\text{g/L}$ As) para los dos muestreos en el PRM-3, cuyas magnitudes fueron indicados con = []. La concentración promedio en los dos muestreos del PRM-2 no se muestra, debido a que el FBA no tiene la capacidad de remover arsénico.

La medida de la concentración de arsénico inorgánico con el Quick[™] Arsenic Test se da como un rango, por ser un método cualitativo que depende en gran manera de la capacidad visual de los analistas para diferenciar entre distintas intensidades del color naranja-marrón. Una significativa observación es que el color para la concentración de 0 $\mu\text{g/L}$ en este equipo es el blanco, según la QUICK[™] Easy-Read Color Chart (proporcionada con el equipo), sin embargo las puntas de las tiras de prueba que contiene bromuro de mercurio que reaccionan con el gas arsina, son de un color amarillo muy pálido, y por consiguiente éstas no permiten detectar con precisión la concentración 0 $\mu\text{g/L}$ As cuando una vez finalizado el ensayo se compara la tira de prueba con el QUICK[™] Easy-Read Color Chart, debido a que la tira conserva su color. Por tal circunstancia, la concentración a la salida del ST determinada por el Quick[™] Arsenic Test Kit System se reporta como un rango entre 0–5 $\mu\text{g/L}$ As.

Los parámetros restantes (STD, cloruros y sulfatos) en general cumplen con las normas CAPRE. De tal forma, que el rango de respuesta para los STD en el PRM-3 prevaleció bajo el VMA (361–364 mg/L STD < 1000 mg/L STD) y de manera similar las mediciones del rango de respuesta para los cloruros lo colocaron por debajo de su respectivo VR (11,02–11,94 mg/L Cl^- < 25 mg/L Cl^-). El sulfato no fue la excepción, ya que las concentraciones determinada en los dos muestreos del PRM-3 (< 2 mg/L SO_4^{2-}) fueron muy inferiores a su respectivo VR (25 mg/L SO_4^{2-}).

Centralizando el análisis en el nivel básico, específicamente en los *Coliformes totales* y *termotolerantes*, es claro que no se encontraron a través de los diferentes métodos de análisis aplicados a dichos microorganismos bacterianos en el PRM-3. Debido a que CAPRE (1994) no considera a los *Coliformes totales* como un indicador aceptable de la calidad sanitaria en zonas rurales (especialmente en áreas tropicales); es que la norma no establece un VR o un VMA para el agua potable de origen A (Tabla B.1) e incluso ni lo considera.



Los *Coliformes termotolerantes* no se encontraron en el agua tratada por el ST en los dos muestreos realizados en el PRM-3. No obstante, de las pruebas microbiológicas realizadas, solamente los resultados de los *Coliformes termotolerantes* encontrados con la FME y el método híbrido se pueden comparar con el VR y el VMA, porque en tal caso se expresa como UFC/100 mL. CAPRE dictamina que el VR y el VMA para los *Coliformes termotolerantes* en el agua de origen A debe ser “Neg”, es decir, deben estar estrictamente ausentes (< 1 UFC/100 mL), lo cual indica que los resultados de los *Coliformes termotolerantes* en el PRM-3 cumplen con ésta condición. Sin embargo, los resultados se han expresado como < 1 UFC/100 mL por recomendación de la parte 9222 B de los *Standard Methods* (APHA, AWWA & WEF, 2005).

Aunque los resultados de los *Coliformes termotolerantes* (< 1 UFC/100 mL) y *E. coli* (< 1 UFC/2 mL[♦]) en el PRM-3 revelaron y/o sugirieron que el ST removió toda la densidad bacteriana de *Coliformes termotolerantes*, dichos resultados son aparentes, ya que en el AC-3 con la que se cargó el ST no se encontró durante los tres muestreos del PRM-1, la presencia de los *Coliformes termotolerantes* o *E. coli*. Por lo tanto, no se puede asegurar que el ST suministra agua para consumo con calidad sanitaria adecuada en el caso de los *Coliformes termotolerantes* o es capaz de abastecer agua para consumo aceptable sin contaminación fecal en el caso de la *E. coli*.

De igual manera pasó con los *Coliformes totales*, que aunque los resultados obtenidos en el PRM-3 por los tres métodos (FME, híbrido y PPEC) muestran su ausencia en el efluente del ST (< 1 UFC/100 mL y < 1 UFC/2 mL), éstos también son aparentes, porque las densidades de *Coliformes totales* encontradas durante los tres muestreos en el PRM-1 fue nula, es decir, que el AC-3 utilizada para efectuar la evaluación del ST no poseía también *Coliformes totales*. Debido a tal situación, no se podía atribuir la remoción de *Coliformes totales* al ST para así evaluar la calidad higiénica del agua suministrada y por consiguiente no se comprobó la eficacia del tratamiento en la remoción de las bacterias *Coliformes*.

Los resultados microbiológicos revelan un importante hallazgo que demuestran que las unidades de filtración operando como un sistema de tratamiento, no proliferan bacterias *Coliformes* que pudieran estar presentes en la capa biológica y sobre todo demostraron que cuando el ST se carga con agua sin *Coliformes totales* o *termotolerantes*, como es el caso de AC-3, el ST (y en sí cada unidad de filtración) no la contamina y suministra agua con ausencia de los mismos.

♦: La ausencia tanto de la *E. coli* como el de los *Coliformes totales* se han expresado como < 1 UFC/2 mL por lo establecido por 3M Food Safety (2011).



Para determinar si realmente cada unidad de filtración (FBA y FMADT) así como el ST en general tenía la capacidad de remover *Coliformes totales* y *termotolerantes* o en qué proporción lo hacía, se cargó el ST con AC-2 para realizar una *evaluación microbiológica complementaria* en los tres PRM, utilizando los tres métodos de análisis microbiológico (FME, híbrido y PPEC). Para llevar a cabo ésta evaluación complementaria en el ST fue empleada la misma metodología del AC-3, pero con la diferencia que el ST fue cargado con 23 lotes de AC-2 (184 L), previo a recolectar las muestras para los análisis microbiológicos en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3.

Al haber cargado los 23 lotes se aseguró que sólo el AC-2 se encontrará dentro de los respectivos medios filtrantes del ST, y por ende garantizar que los resultados de los análisis de *Coliformes totales* y *termotolerantes* fueran fidedignos en los tres PRM. Cabe destacar que el volumen de 184 L sobrepasaba en 95,1 L a la suma de los volúmenes de los dos recipientes (88,9 L) que conforman el ST considerando que éstos estuvieran vacíos, es decir, sin sus respectivos medios filtrantes.

Los resultados de la evaluación microbiológica complementaria efectuada al ST se presentan en la Tabla I.4 (Anexo I). Ahí se observa que con el método de FME, la densidad de *Coliformes totales* en el PRM-1 fue de 133 UFC/100 mL (Figura I.1) y posterior a pasar por el filtrado del FBA dicha densidad se redujo en el PRM-2 a < 1 UFC/100 mL (Figura I.2), lo cual revela que el FBA removió el 99,9% de los *Coliformes totales* y que los mecanismos de filtración biológica de la biocapa y las etapas de filtración (transporte y adherencia) son efectivos. El resultado de *Coliformes totales* en el PRM-3 (< 1 UFC/100 mL) comprobó que el FMADT no da lugar a proliferación de *Coliformes totales* que pudieran haber quedado remanentes del primer filtrado, lo cual prueba también que el FMADT mantiene la misma calidad microbiológica del agua filtrada por el FBA en cuanto a *Coliformes totales* se refiere (Figura I.3).

Con los resultados del método híbrido se obtuvieron en el PRM-1 UFC de *Coliformes totales* muy numerosas para contar (MNPC) (Figura I.7.A e I.8.A), pero es evidente que en el PRM-2 se detectaron sólo 2 UFC/100 mL (Figura I.7.B e I.8.B). Aunque no se pudo calcular un porcentaje de remoción, es indudable que nuevamente el FBA demostró tener gran eficiencia en la remoción de *Coliformes totales* de acuerdo a los resultados del método híbrido. Posterior a que el agua filtrada por el FBA pasa a través del medio filtrante del FMADT, se observó que la densidad de *Coliformes totales* de entrada al mismo (2 UFC UFC/100 mL) se reduce a < 1 UFC/100 mL, según los resultados del método híbrido en el PRM-3 (Figura I.7.C e I.8.C). Esta reducción en el FMADT es un hallazgo, ya que



confirma que el carbón activado impregnado con plata[∇] que conforma una de las capas del mismo tiene la capacidad de eliminar a las colonias de *Coliformes totales* remanentes del primer filtrado, y por ende representa la última barrera de protección en el ST que los elimina.

38 UFC/2 mL de *Coliformes totales* fueron las detectadas en el PRM-1 con el método de las PPEC (Figura I.11.A e I.12.A), pero posterior a ser filtrada por el FBA dicha densidad de *Coliformes totales* se minimiza en el PRM-2 a < 1 UFC/2 mL (Figura I.11.B e I.12.B). Estos resultados obtenidos por el método de las PPEC tanto en el PRM-1 y PRM-2 muestran que el FBA logró una remoción de 99,9%. Al revisar la densidad de *Coliformes totales* determinada con el mismo método en el PRM-3, se observa que se mantiene la calidad microbiológica del agua filtrada del FBA (Figura I.11.C e I.12.C), ya que en el PRM-3 el resultado fue igual (< 1 UFC/2 mL), lo que comprobó nuevamente que el FMADT no proporciona las condiciones necesarias para la proliferación de los *Coliformes totales*.

Es importante mencionar, que las densidades de los *Coliformes totales* en el PRM-2 dieron resultados iguales en cuanto a las UFC encontradas (< 1 UFC) para el caso del método FME y el PPEC, aunque los volúmenes de análisis de muestras fueron diferentes (100 mL y 2 mL). Sin embargo, las 2 UFC/100 mL que se determinaron con el híbrido fue resultado bastante preciso al compararlo con el resultado de la FME (< 1 UFC/100 mL).

Con respecto a los resultados de la densidad *Coliformes termotolerantes* determinados en el PRM-1 con la FME (método 9222 D), no se pudo obtener un resultado preciso, debido a que las UFC de *Coliformes termotolerantes* se presentaron muy distorsionadas y deformadas sobre el filtro de membrana de nitrocelulosa para poderse interpretar (Figura I.4), lo cual según APHA, WEF & AWWA (2005) explican que es producto al crecimiento de otros tipos de microorganismos *Coliformes* no-fecales que provocan en el medio de cultivo M-FC una coloración crema-gris. Este resultado no quiere decir que el AC-2 cargada al ST no tuviera *Coliformes termotolerantes*, sino que el AC-2 tenía otros microorganismos que competían con los *Coliformes termotolerantes* por los nutrientes proporcionados por el M-FC, impidiendo su adecuado crecimiento y reproducción. En todo caso, la densidad de *Coliformes termotolerantes* del AC-2 encontrada en el PRM-1 se pueden verificar con los métodos híbrido y PPEC.

Una UFC/100 mL fue determinada en el PRM-2 con la FME (Figura I.5); éste hecho indica que los *Coliformes termotolerantes* que entran al ST no son en su

[∇]: El carbón activado en sí solo posee la capacidad de remover microorganismos patógenos por la gran porosidad que poseen su área superficial (que también son muy grandes), pero al estar impregnado con plata se potencializan más sus características bactericidas.



totalidad eliminados en el FBA cuando éstos atraviesan su medio filtrante, es decir, que el FBA suministra agua filtrada con riesgo para la salud. A pesar de este resultado, los análisis efectuados en el PRM-3 revelan que el remanente de *Coliformes termotolerantes* que son capaces de pasar el FBA son eliminados en el FMADT por el carbón activado, de acuerdo al resultado obtenido de < 1 UFC/100 mL (Figura I.6).

La densidad de *Coliformes termotolerantes* encontrada en el PRM-1 por el método híbrido fue MNPC (Figura I.9.A e I.10.A), pero una revisión de la densidad de *Coliformes termotolerantes* en el PRM-2 señala que el FBA no fue altamente eficiente en la remoción de éstos, porque pasan en el agua filtrada por el FBA 2 UFC/100 mL (Figura I.9.B e I.10.B), las cuales son eliminadas por el FMADT, según se observa en el PRM-3, donde la densidad de *Coliformes termotolerantes* es < 1 UFC/100 mL (Figura I.9.C e I.10.C).

La interpretación de los resultados de las PPEC en el PRM-1 mostraron que la densidad de *Coliformes termotolerantes* (*E. coli*) fue de 10 UFC/2 mL (Figura I.13.A e I.14.A), la cual a su vez fue eliminada en 99,9% por el FBA hasta < 1 UFC/2 mL (Figura I.13.B e I.14.B). El resultado determinado en el PRM-3 de < 1 UFC/2 mL (Figura I.13.C e I.14.C), ayuda a comprender que el FMADT es capaz de mantener la calidad microbiológica del agua filtrada cuando ésta entra con < 1 UFC/2 mL hasta que sale del ST.

Basado en los resultados alcanzados por el FMADT con respecto a la calidad microbiológica de *Coliformes totales* y *termotolerantes*; se puede deducir que el FMADT mantiene la calidad microbiológica del agua filtrada por el FBA cuando ésta entra al FMADT con < 1 UFC/2 mL o < 1 UFC/100 mL, y por el contrario con la evaluación microbiológica complementaria se ha demostrado que puede mejorar la calidad microbiológica del agua filtrada en el caso que ésta entre con más de una UFC/100 mL o 2 mL.

En general, las densidades de los *Coliformes termotolerantes* determinadas por los tres métodos en el PRM-1 fueron variables, a diferencia de las densidades encontradas en el PRM-2, las cuales resultaron precisas, pero sin duda fueron las densidades de los *Coliformes termotolerantes* en el PRM-3 las que resultaron iguales (< 1 UFC/2 mL y < 1 UFC/100 mL) cuando se determinaron por los tres métodos.

Con todos los resultados anteriores de las densidades de *Coliformes totales* y *termotolerantes* proporcionados por la evaluación microbiológica complementaria del ST se puede inferir sobre los microorganismos índices e indicadores. Los *Coliformes totales* son los microorganismos indicadores que miden la eficacia de un proceso de tratamiento para evaluar la calidad higiénica del agua, y por ende



deben de estar ausentes en aguas tratadas (Aurazo, 2004; OMS, 2006; WHO, 1997). Por tal razón, basado en los resultados de las densidades de *Coliformes totales* determinadas en el PRM-1 y PRM-3 por los tres métodos se puede plantear que el ST proporciona un proceso adecuado y eficaz en el tratamiento de agua destinada para consumo humano, porque dichos *Coliformes totales* estuvieron ausentes en el PRM-3 ($< 1 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ y $< 1 \text{ UFC}/2 \text{ mL}$); lo que garantizó agua con calidad higiénica para propósitos de consumo humano.

Los *Coliformes termotolerantes* son empleados como microorganismos índices que señalan la presencia de agentes patógenos fecales, y por consiguiente sirven para evaluar la calidad sanitaria del agua y deben estar ausentes en agua destinada para el consumo humano, debido a que están directamente relacionados con la transmisión de patógenos (AWWA, 2002; OMS, 2006; WHO, 2011). Bajo éstas circunstancias, los resultados de las densidades de *Coliformes termotolerantes* determinadas en el PRM-1 y PRM-3, revelan que el agua suministrada por el ST no presentaba agentes patógenos fecales según los resultados obtenidos en el PRM-3 ($< 1 \text{ UFC}/100 \text{ mL}$ y $< 1 \text{ UFC}/2 \text{ mL}$), por lo que se deduce que el ST aprovisionó de agua con calidad sanitaria destinada para el consumo humano.

5.4. Eficiencia de Remoción en el ST, FBA y FMADT

5.4.1. Análisis granulométrico de la arena de río.

En la Tabla 5.5 se sintetizan los resultados de los diámetros promedios de partículas (Dpp) de la arena del río Telica, determinados por los análisis granulométricos realizados a tiempos de tamizados iguales a 15, 20, 25 y 30 min.

Tabla 5.5. Dpp para la arena de río Telica a diferentes tiempos de tamizado.

Tiempo de tamizado en min	Dpp en μm
15	470
20	470
25	450
30	470

Del análisis de la Tabla 5.5 se observa que a partir de un tiempo de tamizado de 15 min se obtiene un valor constante del Dpp igual a $470 \mu\text{m}$, a excepción del tiempo de tamizado de 25 min que presenta un Dpp con una desviación de $20 \mu\text{m}$ (o del 4,3%) por debajo de los $470 \mu\text{m}$. Sin embargo, para el tiempo de tamizado de 30 min el Dpp igual a $470 \mu\text{m}$ se repite nuevamente. Éstos resultados reiterados muestran que bastó solamente un tiempo de tamizado de 15 min para determinar el Dpp de la arena del río Telica mediante el método de análisis granulométrico por tamizado mecánico.



Fundamentado en la subdivisión para la clasificación granulométrica de la arena (Anexo E) según ASTM D 2487^ξ (2006); el D_{pp} determinado para la arena del río Telica permite clasificarla como *arena media*, porque el $D_{pp} = 470 \mu\text{m}$ cae dentro del rango comprendido entre $2000 \mu\text{m}$ (2,0 mm) a $425 \mu\text{m}$ (0,425 mm) establecido para la arena media por la ASTM D 2487 (2006).

En la Tabla 5.6 se presenta el resumen de los resultados del análisis granulométrico por tamizado mecánico aplicado a la arena del río Telica para el tiempo de agitación mecánica de 15 min, con cuyos datos se graficó la curva granulométrica (Figura 5.6), a partir de las columnas del % acumulado de masa que pasa por tamiz y del tamaño de la abertura del tamiz (D_p), y a través de los datos extraídos de ella como el tamaño del 10% (D_{10}), tamaño 30% (D_{30}) y tamaño del 60% (D_{60}) se calculó el coeficiente de uniformidad (C_U) y el coeficiente de curvatura (C_C), cuyas magnitudes también se muestran en la Tabla 5.6.

El análisis granulométrico por tamizado mecánico (a $t^{\circ} = 15$ min) fue elemental, ya que proporcionó un indicio de la eficacia de remoción de los contaminantes del agua en el FBA, lo que Kubare & Haarhoff (2010) afirman, al citar que el corazón del proceso de filtración en el diseño de FBA reside en la selección cuidadosa y adecuada del medio filtrante.

La Tabla E.1 (Anexo E) presenta los valores normales de las propiedades del medio utilizado como arena de filtración de FBA de acuerdo a varios autores. En el caso del D_{10} (diámetro efectivo) se encontró gráficamente que su valor para la arena del río Telica es de 0,26 mm. Según el rango de valores establecidos en la Tabla E.1 para el D_{10} , el valor de 0,26 mm se encontró 0,04 mm por encima del LS del rango instituido (0,19–0,22 mm) por Elliott et al. (citado por Kubare & Haarhoff, 2010) para la arena de filtración. Sin embargo, dicho D_{10} se encontró dentro del rango comprendido entre 0,15–0,3 mm de acuerdo a los demás autores citados en la Tabla E.1 e incluso 0,04 mm por debajo del LS de éste rango.

^ξ: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System).



Tabla 5.6. Análisis granulométrico por tamizado a $t^{\circ} = 15$ min para la arena de río que conforma el medio filtrante del FBA y el FMA DT.

Especificación ASTM E-11			Masa en (g)				Fracción málica retenida por tamiz	% de masa retenida por tamiz	% acumulado de masa que pasa por tamiz	$\Delta mi/Dpa$ en (mm^{-1})
Clase de malla ASTM E-11	Tamaño de la abertura del tamiz, D_p en (mm)	Diámetro promedio entre aberturas de mallas, D_{pa} en (mm)	Masa del tamiz en (g)	Retenida por tamiz	Retenida acumulada	Que pasa acumulada				
8	2,3600	2,3600	474,00	4,00	4,00	996,00	0,0040	0,4000	99,60	0,0017
12	1,7000	2,0300	445,00	5,50	9,50	990,50	0,0055	0,5500	99,05	0,0027
20	0,8500	1,2750	396,00	111,00	120,50	879,50	0,1110	11,1000	87,95	0,0871
35	0,5000	0,6750	360,50	441,00	561,50	438,50	0,4410	44,1000	43,85	0,6533
50	0,3000	0,4000	346,00	294,50	856,00	144,00	0,2945	29,4500	14,40	0,7363
80	0,1800	0,2400	337,00	114,50	970,50	29,50	0,1145	11,4500	2,95	0,4771
140	0,1060	0,1430	317,00	27,00	997,50	2,50	0,0270	2,7000	0,25	0,1888
< 140	< 0,1060	-	362,00	1,50	999,00	1,00	0,0015	0,1500	0,10	-
Tamaño de la muestra = 1000 g			Tamaño del 30% = 0,40 mm	Coeficiente de uniformidad (C_u) = 2,27		Pérdida en masa = 1 g (0,1%)		$\Sigma (\Delta mi/Dpa) = 2,15 \text{ mm}^{-1}$		
Diámetro efectivo (tamaño del 10%) = 0,26 mm			Tamaño del 60% = 0,59 mm	Coeficiente de curvatura (C_c) = 1,04		Diámetro promedio de partícula (D_{pp}) = 0,47 mm = 470 μm				

t° : Duración del proceso de rebote, caída, giro y golpe en el agitador mecánico de tamices.

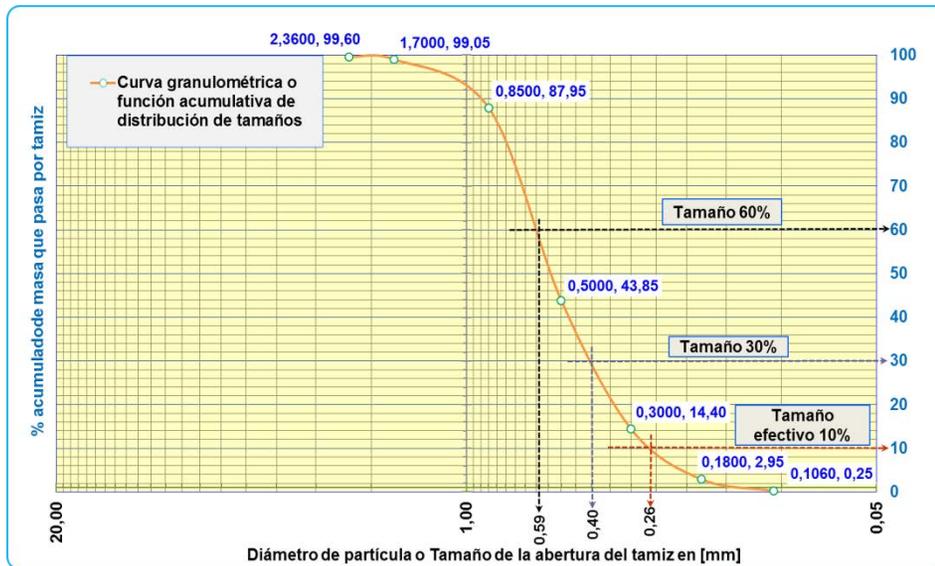


Figura 5.6. Diagrama de distribución acumulativa de tamaños de partículas.

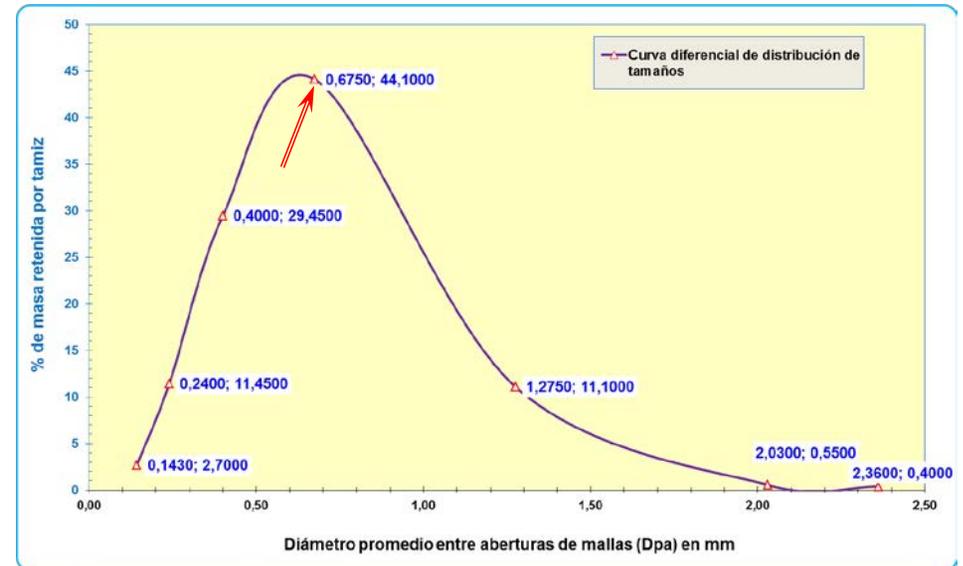


Figura 5.7. Diagrama diferencial de distribución de tamaños de partículas.



Con el C_U utilizado como la variable que mediría del grado de distribución de tamaños de los granos o partículas de la arena media del río Telica, se determinó que dicha arena media es *prácticamente uniforme en el diámetro de partícula* (o lo que es lo mismo mal graduada), porque su $C_U < 3$ ($2,27 < 3$) e incluso no satisface la primera condición ($C_U \geq 6$) que establece ASTM D 2487 (2006) para clasificar a la arena como bien graduada^x. Esto significa que la arena del río Telica empleada como capa de arena de filtración en el FBA no presenta una diversidad en la distribución de tamaños en el rango comprendido entre 2000–425 μm para la arena media, por lo que describe una tendencia de comportamiento *pobrementemente graduado* (uniformemente graduado) que de acuerdo a las curvas granulométricas de la Figura E.1 es descrito por la curva denominada como *uniformly graded*, lo cual se corroboró por la comparación entre la tendencia de ésta curva y la tendencia descrita por la curva granulométrica de la Figura 5.6.

Éste hecho se puede comprobar por el diagrama diferencial de distribución de tamaños de partículas (Figura 5.7^Φ), en donde se observa que el 44,10% (441,0 g) de la masa total de muestra analizada (1000 g) quedó retenida en el $D_{pa} = 0,6750$ mm (indicado con una flecha roja), cuyo porcentaje es considerablemente mayor en comparación con los demás proporciones porcentuales (% de masa retenida por tamiz). En la Figura 5.7 ésta proporción de masa de la arena media de río retenida entre el par de tamices 20 y 35, es indicada por el par ordenado (0,6750; 44,1000) que establece el punto de inflexión en la curva, y por tal razón se encuentra en la cresta de la misma por ser el punto que muestra el mayor porcentaje de masa retenida por tamiz.

Sí el análisis se limita propiamente al D_p , es evidente que en sí el 44,10% de la masa total es retenida en el tamiz 35, por lo tanto la mayor proporción de los tamaños de partículas en la muestra presentó un diámetro de partícula de 0,50 mm.

Para determinar cuánto se ajusta la magnitud del C_U determinado para la arena media (2,27), se comparó su valor con los rangos establecidos para el C_U según varios autores citados en la Tabla E.1. En general, el $C_U = 2,27$ no cumplió con el rango planteado por Elliott et al. (citado por Kubare & Haarhoff, 2010), ya que se encontró 1,23 unidades por debajo de LI de éste rango (3,5–4,0). Por otro lado, cuando se comparó con el rango flexible ($C_U < 5$) establecido por Manz et al. (citado por Kubare & Haarhoff, 2010), se observa claramente que el $C_U = 2,27$ cumplió con éste rango, y que de igual manera cumplió con el rango que va de

^x: La segunda condición que establece ASTM D 2487 (2006) para clasificar a la arena como bien graduada es que el $1 \leq C_c \leq 3$.

^Φ: O curva diferencial de distribución de tamaños, es el gráfico resultante de las columnas del % de masa retenida por tamiz y del diámetro promedio entre aberturas de mallas (D_{pa}) con la que se precisó entre qué par de tamices sucesivos queda retenido el mayor porcentaje de masa de la arena media de río.



1,5 a 3,0 referido por el resto de autores; citados por Kubare & Haarhoff (2010), porque su C_U se encontró 0,73 unidades por debajo del LS de éste rango.

Dado que no fue satisfecha la primera condición para clasificar a la arena media del río Télica como bien graduada y aunque se cumpla segunda condición ($1 \leq C_C \leq 3$) establecida por ASTM D 2487 (2006), debido a que el $C_C = 1,04$ de dicha arena media lo ubica dentro de éste rango; no se puede clasificar específicamente a la esta arena como bien graduada, porque no satisface estrictamente las dos condiciones. Además, el valor C_C calculado para la arena media de río que resultó aproximadamente igual a 1 indicó, según Rico (2005) y Villalaz (2004), que las partículas de la arena media tienen una forma esférica.

En síntesis, se confirma con los resultados del $C_U = 2,27$ y el $C_C = 1,04$ que la arena media del río Telica es pobremente graduada, y por ende la mayor proporción de las partículas son uniformes en la distribución de sus diámetros, es decir, que presentan aproximadamente diámetros similares. Kubare & Haarhoff (2010) establecen para la arena de filtración un rango de C_C comprendido entre 0,70 y 0,90; por lo tanto es evidente que el $C_C = 1,04$ está dentro de este rango.

Una comparación de los valores típicos de diseño de C_U y C_C reportados de estudios de campos realizados para FBA de acuerdo a Kubare & Haarhoff (2010), evidenció que la arena media del río Telica presentó dichos valores.

5.4.2. Eficiencia de remoción para el ST, FBA y FMADT.

Las eficiencias de remoción de cada unidad de filtración y en general del ST fueron determinadas con la Ecuación 4.11 del capítulo anterior, y utilizando el valor del tercer muestreo en el PRM-1 y los promedios de los dos muestreos realizados en el PRM-2 y el PRM-3 (Tabla I.2 e I.3 del Anexo I.1). Estas eficiencias de remoción son presentadas en la Tabla 5.7 para todos los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos agrupados en niveles de vigilancia. Es importante mencionar que los valores negativos indicados en color rojo son debido a que la magnitud del parámetro incrementó.



Tabla 5.7. Eficiencias de remoción para el FBA, el FMADT y el ST.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Eficiencia de remoción en el FBA	Eficiencia de remoción en el FMADT	Eficiencia de remoción en el ST
Nivel básico	Turbiedad	98,46%	9,18%	98,19%
	pH	N/A	N/A	N/A
	Coliformes totales (FME)	N/A	N/A	N/A
	Coliformes termotolerantes (FME)	N/A	N/A	N/A
	Coliformes totales (PPEC)	N/A	N/A	N/A
	Coliformes termotolerantes (PPEC)	N/A	N/A	N/A
	Coliformes totales (FME + PPEC)	N/A	N/A	N/A
	Coliformes termotolerantes (FME+ PPEC)	N/A	N/A	N/A
	Temperatura (de cuarto)	N/A	N/A	N/A
Conductividad eléctrica	0,50%	0,10%	0,59%	
Nivel intermedio volumétrico	Dureza Total (EDTA)	2,17%	-2,60%	-0,38%
	Alcalinidad Total	-4,07%	0,60%	-3,45%
	Dureza cálcica	-16,16%	11,17%	-3,18%
	Calcio	-16,14%	11,17%	-3,17%
	Dureza magnésica	30,27%	-37,38% ρ	4,18%
	Magnesio	30,25%	-37,40% γ	4,16%
	Sólidos Totales Disueltos (STD)	-2,02%	-2,69%	-4,77%
	Cloruros	-4,45%	6,97%	2,79%
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	λ	χ	\otimes
	Manganeso	0,00%	30,00%	30,00%
	Hierro Total	κ	σ	\oplus
	Color verdadero (a 455 nm)	0,00%	50,00%	50,00%
	Nitrito	π	Δ	\diamond
	Nitrato	ϵ	50%	-33,30% \square
	Amonio	62,16%	21,43%	70,27%
Nivel avanzado	Arsénico (Wagtech Arsenator® Digital Test Kit System)	N/A	99,9%	
	Arsénico (Quick™ Arsenic Test Kit System)	N/A	90,0% – 99,9%	

N/A: No Aplica; λ : No se pudo calcular un porcentaje de remoción por lo que en el tercer muestreo del PRM-1 y los dos muestreos del PRM-2, la concentración de sulfato fue menor a la del límite mínimo de detección (2 mg/L SO_4^{-2}); κ : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en los dos muestreos del PRM-2, la concentración del hierro total resultó menor a la del límite mínimo de detección ($0,02 \text{ mg/L Fe}$); π : La concentración incrementó desde $< 0,002 \text{ mg/L NO}_2^{-}\text{-N}$ hasta una promedio de $1,5 \text{ mg/L NO}_2^{-}\text{-N}$; ϵ : La concentración incrementó desde $0,3 \text{ mg/L NO}_3^{-}\text{-N}$ hasta una promedio de $0,8 \text{ mg/L NO}_3^{-}\text{-N}$; ρ : Este incremento se debe a que la concentración promedio en el PRM-2 era de $36,26 \text{ mg/L CaCO}_3$ y en el PRM-3 incrementó a una concentración promedio de $49,81 \text{ mg/L CaCO}_3$; γ : Este incremento se debe a que la concentración promedio en el PRM-2 era de $8,81 \text{ mg/L Mg}$ y en el PRM-3 incrementó a una concentración promedio de $12,11 \text{ mg/L Mg}$; χ : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en los dos muestreos del PRM-2 y del PRM-3, la concentración del sulfato resultó menor a la del límite mínimo de detección (2 mg/L SO_4^{-2}); σ : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en los dos muestreos del PRM-2 y del PRM-3, la concentración del hierro total resultó menor a la del límite mínimo de detección ($0,02 \text{ mg/L Fe}$); Δ : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en el primer muestreo del PRM-3, la concentración del nitrito resultó menor a la del límite mínimo de detección ($0,002 \text{ mg/L NO}_2^{-}\text{-N}$); \otimes : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en los muestreos tanto del PRM-1 como del PRM-3, la concentración del sulfato resultó menor a la del límite mínimo de detección (2 mg/L SO_4^{-2}); \oplus : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en los dos muestreos del PRM-3, la concentración del hierro total resultó menor a la del límite mínimo de detección ($0,02 \text{ mg/L Fe}$); \diamond : No se pudo calcular un porcentaje de remoción, debido a que en el PRM-1 como en el primer muestreo del PRM-3, la concentración del nitrito resultó menor a la del límite mínimo de detección ($0,002 \text{ mg/L NO}_2^{-}\text{-N}$); \square : La concentración incrementó desde $0,3 \text{ mg/L NO}_3^{-}\text{-N}$ hasta una promedio de $0,40 \text{ mg/L NO}_3^{-}\text{-N}$.



Las eficiencias de remoción de la turbiedad alcanzadas por el FBA y el ST fueron las más significativas dentro de todos los parámetros analizados (Tabla 5.7). Sin embargo, el FBA demostró tener con un 98,46% la mejor eficiencia de remoción de la turbiedad, es decir, que la mayor proporción de turbiedad que entró al ST fue removida por el FBA e incluso éste porcentaje de remoción fue mayor al reportado en la Tabla 3.8 (98,46% > 95%) por Buzunis (citado por CAWST, 2012), ya que lo sobrepasó en 3,46%. Cabe destacar, que la eficiencia de remoción igual a 98,46% significa que se obtuvo agua en el PRM-2 con una turbiedad de < 1 NTU, específicamente con una turbiedad promedio de 0,49 NTU cuando el ST fue cargado con agua cruda de 31,5 NTU.

La baja eficiencia de remoción de turbiedad (9,18%) alcanzada por el FMADT (Tabla 5.7) se debe a que su medio filtrante no fue diseñado para éste propósito. No obstante, el FMADT logró una disminución desde una turbiedad promedio de 0,49 NTU hasta 0,45 NTU. En general, el ST demostró que es eficiente para remover turbiedad hasta < 1 NTU, ya que alcanzó un 98,19% de eficiencia.

La temperatura no es un parámetro aplicable en la determinación de una eficiencia de remoción porque su variación está influenciada por factores ambientales, a como plantea CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109 (2004) & Romero (1999), y a los propios mecanismos de filtración y adsorción que requieren de energía. A su vez, el pH depende de la temperatura. Sin embargo, no puede atribuirse que el cambio en el valor del pH sea debido solamente a la temperatura porque posiblemente también influyó el CO_2 que estaba disuelto o había sido liberado del agua así como el grado de disociación de ácidos débiles como el H_2CO_3 , que genera iones HCO_3^- .

En el Acápite 5.1.2.2, se dedujo que solamente los iones HCO_3^- fueron los responsables de la alcalinidad por lo que el pH del agua en los 3 PRM se mantuvo en el rango de 4,5 a 8,0. Se puede observar en la Tabla 5.7 que en el FBA, la alcalinidad no aumenta significativamente, indicando que no se produjo un gran incremento de HCO_3^- , relacionado con la variación del pH de 7,48-7,79 en el PRM-1 a 8,07-8,08 en el PRM-2. En cambio en el FMADT, la alcalinidad fue removida en un 0,60%, lo cual no concuerda con los resultados obtenidos por Bang et al. (2005), que obtuvieron un aumento de la alcalinidad de 10 mg/L CaCO_3 a partir de una concentración en el agua cruda de 160 mg/L CaCO_3 . Por tanto, éste parámetro se incrementa en el ST por el aumento de su concentración en el FBA.

Los tres métodos que se utilizaron para analizar los *Coliformes totales* y *termotolerantes* coincidieron en que no se detectaron UFC en los 3 PRM. Por



tanto, no puede afirmarse que fueron removidos en el ST y en consecuencia en la Tabla 5.7 se asignaron como no aplicables (N/A).

En cada uno de los filtros y en consecuencia en el ST, la conductividad eléctrica es prácticamente estable. Además, Mellado (2007) & Proyecto Allimpaq (2012) establecen que se ha demostrado que el FBA no puede eliminar compuestos disueltos como sales, las cuales contribuyen a la conductividad eléctrica. Según Bang et al. (2005), en sus experimentos con el TiO_2 , la conductividad se incrementa de $420 \mu\text{S}/\text{cm}$ a $470 \mu\text{S}/\text{cm}$, lo cual no coincide con el comportamiento obtenido en el FMADT, pero no explica las causas de este incremento.

El análisis de las eficiencias de remoción de dureza total, dureza cálcica/calcio, dureza magnésica/magnesio, STD y cloruro se realizó en conglomerado, porque sus magnitudes se relacionan entre sí.

Los resultados muestran que el FBA remueve dureza total, dureza magnésica y magnesio. Las determinaciones presentaron que la disminución ocurrió de la siguiente forma: La dureza total en un 2,17% (desde 137,76 hasta 134,77 mg/L CaCO_3), la dureza magnésica en un 30,27% (desde 51,99 hasta 36,26 mg/L CaCO_3), y así mismo la concentración de magnesio en un 30,25% (desde 12,63 hasta 8,81 mg/L Mg). Por otro lado, parámetros como dureza cálcica, calcio, STD y cloruros aumentaron porcentualmente en 16,16% (desde 85,77 hasta 99,63 mg/L CaCO_3); 16,14% (desde 34 hasta 39,93 mg/L Ca); 2,02% (desde 346 hasta 353 mg/L STD) y 4,45% (desde 11,81 mg/L hasta 12,34 mg/L Cl⁻), respectivamente.

En general, los resultados de éstos parámetros presentan inconsistencia, ya que están bien documentado que el FBA no tiene la capacidad de remover compuestos disueltos (CAWST, 2012; CAWST, 2009; Kubare & Haarhoff, 2010; Mellado, 2007; Proyecto Allimpaq, 2012).

En el FMADT disminuye la dureza cálcica, el calcio y los cloruros en proporciones porcentuales de 11,17% (desde 99,63 hasta 88,50 mg/L CaCO_3), 11,17% (desde 39,93 hasta 35,47 mg/L CaCO_3) y 6,97% (desde 13,34 hasta 11,48 mg/L Cl⁻); respectivamente. Sin embargo, éstos resultados son discordantes a los encontrados por Bang et al. (2005), quienes encontraron que estos no varían, después del filtrado a través del TiO_2 granular anatasita (Tabla B.7). Ninguna de las referencias consultadas acerca de ésta materia respaldan el comportamiento que éstos parámetros presentaron una vez que se llevó a cabo el proceso de filtración por el FMADT, así como no se encontraron referencias que refutaran los resultados previamente citados de Bang et al. (2005).



Por otro lado, otros parámetros incrementaron, como se describe a continuación: La dureza total en un 2,60% (desde 134,77 hasta 138,28 mg/L CaCO_3), dureza magnésica en un 37,38% (de 36,26 hasta 49,81 mg/L CaCO_3), magnesio en un 37,40% (desde 8,81 hasta 12,11 mg/L Mg) y los STD en un 2,69% (de 353 hasta 362,50 mg/L STD). En lo referente a estos resultados, Bang et al. (2005) reportaron en sus experimentos de filtración con TiO_2 granular anatasita que las concentraciones de la dureza total y los STD incrementan, por lo tanto concuerdan con los resultados obtenidos. Sin embargo, para el magnesio Bang et al. (2005) no encontraron incremento después de la operación de filtración, lo cual es discrepante al comportamiento que tuvo la dureza magnésica y el magnesio en el FMADT. Así mismo Bang et al. (2005) no detalla en la interpretación de sus resultados y/o conclusiones la causa de éstos incrementos.

Las eficiencias de remoción global o del ST dependen en gran medida de las capacidad de remoción logradas por cada una de las unidades de filtración que lo conforman, por lo tanto el ST solamente mostró tener la capacidad para remover dureza magnésica en un 4,18% (desde 51,99 hasta 49,81 mg/L CaCO_3), magnesio en 4,16% (desde 12,63 hasta 12,11 mg/L Mg) y cloruro en un 2,79% (desde 11,81 mg/L Cl^- hasta 11,48 mg/L Cl^-). Mientras que la dureza total, la dureza cálcica, el calcio y los STD experimentaron incrementos en sus concentraciones que se convirtieron en incrementos porcentuales para el ST de 0,38% (desde 137,76 hasta 138,28 mg/L CaCO_3); 3,18% (desde 85,77 hasta 88,50 mg/L Ca); 3,17% (desde 34,38 hasta 35,47 mg/L Ca) y 4,77% (desde 346 hasta 362,50 mg/L STD), respectivamente. Cabe destacar, que todos los valores obtenidos para estos parámetros del agua de la Corona, se encuentran dentro del rango establecido por las normas CAPRE para el consumo humano.

Como consecuencia de que la concentración del sulfato siempre fue menor a la del límite mínimo de detección (2 mg/L SO_4^{2-}) en el tercer muestreo del PRM-1 y los dos muestreos del PRM-2 y PRM-3, se puede suponer que no hubo remoción en el ST. Weiner (2008) afirma, que los compuestos de sulfato son solubles en agua y por ello, se encuentran iones SO_4^{2-} en casi todas las aguas naturales y debido a que los compuestos disueltos no pueden ser removidos en el FBA, según Mellado (2007) & Proyecto Allimpaq (2012), tampoco puede ser eliminado el sulfato, concordando con el comportamiento sucedido en este filtro. Por la experiencia de Bang et al. (2005) con la utilización de TiO_2 granular anatasita para tratar agua subterránea, permanece constante la concentración del sulfato (65 mg/L SO_4^{2-}), demostrando que no puede ser removido por el medio adsorbente pero no plantea los motivos de este hecho. Este resultado coincide con la situación ocurrida en el FMADT.



Aunque la literatura señala que el FBA es capaz de remover hasta el 67% de manganeso según el Proyecto Allimpaq (2012), los resultados de la evaluación revelan que en este caso el FBA no removió la concentración de manganeso del agua cruda cargada (0,5 mg/L Mn), por ende su eficiencia fue de 0,0%. No obstante, la concentración de 0,5 mg/L Mn en el efluente del FBA fue removida hasta en 30% por el FMADT con lo que se logró reducir dicha concentración hasta un promedio de 0,35 mg/L Mn. Bang et al. (2005) reportó en los resultados de sus experimentos de campo una eficiencia de remoción de manganeso de hasta 52,38%; utilizando columnas de TiO_2 granular operadas por lotes, por lo tanto la eficiencia obtenida por el FMADT fue 22,38% menor a la alcanzada en los experimentos de Bang et al. (2005). Al analizar la eficiencia de remoción lograda por el ST (30%) se observa que es la misma obtenida por el FMADT.

Se desconocen las causas por las que el FBA no pudo remover manganeso, contrario a lo que plantea la literatura, ya que las diversas referencias consultadas no explican por qué se produjo este comportamiento e inclusive ni Bang et al. (2005) define las causas o los mecanismos por el cual se da la remoción de manganeso por el TiO_2 granular para poder explicar lo que sucedió en el FMADT.

Para el hierro total no se pudo calcular una eficiencia de remoción, porque no se contaba con una concentración promedio para el hierro total en el PRM-2, debido a que en los dos muestreos el DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer determinó una concentración de hierro total menor a la del límite mínimo de detección (0,02 mg/L Fe)[⊙] del método 8008 (programa 265), es decir, < 0,02 mg/L Fe. Sin embargo, al emplear el valor de 0,02 mg/L Fe como la concentración promedio del hierro total a la salida del FBA y dado que la concentración de entrada al ST fue de 0,24 mg/L Fe, se determina que la eficiencia de remoción de hierro total lograda por el FBA es de 91,67%.

Un rango de eficiencia de remoción para el hierro total de 90-95% (Tabla 3.8) fue determinado por Ngai et al. (citado por CAWST, 2012) para FBA, por ende si se considera que la eficiencia de remoción alcanzada por el FBA fue de 91,76%; se observa claramente que ésta se encuentra dentro del rango e incluso 1,76% por encima del LI (90%) y 3,24% por debajo de su LS.

La remoción del hierro total en el FBA es producto a la exposición del agua cruda al oxígeno del aire que a un pH mayor a 5,5 provoca la rápida oxidación de las formas solubles del hierro (Fe^{2+}) cuando éstas reaccionan con el agua para formar hidróxidos y óxidos de baja solubilidad lo que ocasiona que las concentraciones de hierro disueltos sean limitadas por la precipitación de las

⊙: Cuando se presentan estos casos el DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer presenta por pantalla un mensaje que dice "Under range measuring".



formas insolubles (Fe^{3+}), las cuales son retenidas en su mayoría en la parte superior de la arena de filtración por el mecanismo de cernido o entrapamiento mecánico cuando el agua se vierte en el FBA (Ngai, Dangol, Murcott & Shrestha, 2005; Romero, 1999; Weiner, 2008).

Bajo las condiciones anteriores, se puede plantear que el FBA remueve casi todo el hierro total del agua cruda. Por tal motivo, para el FMADT no se calculó una eficiencia de remoción, porque las concentraciones de entrada al mismo fueron $< 0,02$ mg/L Fe y así mismo las concentraciones resultaron $< 0,02$ mg/L Fe en los dos muestreos del PRM-3, lo que demostró que el FMADT no altera la concentración del hierro total que entró como parte del efluente del FBA cuando es aproximadamente igual a 0 mg/L Fe, sino que la mantuvo constante. La eficiencia de remoción del hierro total por el ST se produce en el FBA, ya que éste remueve el 91,67%.

El color verdadero no es removido en el FBA y por lo que el manganeso es uno de sus causantes en el agua, según afirman Kiely (1999) & Pérez (1997), presentó el mismo comportamiento. Por el contrario, el hierro es removido en el FBA demostrando que su concentración en el AC-3 no ocasionó el valor de color verdadero obtenido en éste. Considerando el porcentaje de remoción del manganeso (30%) en el FMADT, se determina que influyó en la remoción del color que se efectuó en este filtro por acción del TiO_2 granular anatasita, cuyo comportamiento concuerda con los resultados de Bang et al. (2005) a como lo muestra la Tabla B.7. Por el hecho de que el color es solamente removido en el FMADT, la eficiencia de remoción en el ST es la misma.

Debido a que existe una relación intrínseca entre el amonio, el nitrito y el nitrato, a como se muestran en las Ecuaciones 3.2, 3.3 y 3.5; es necesario abordar el análisis de sus eficiencias de remoción como un conjunto. En general, el amonio (NH_4^+) fue uno de los parámetros removidos tanto por el FBA y el FMADT, lo cual fue evidente en la eficiencia de remoción de 70,27% alcanzada por el ST. El FBA disminuyó la concentración de amonio en un 62,16% (de 0,37 a 0,14 mg/L NH_4^+). Seguidamente, el FMADT logró una remoción de 21,43% (de 0,14 a 0,11 mg/L NH_4^+). El análisis global del ST muestra una reducción de la concentración de amonio de 0,37 a 0,11 mg/L NH_4^+ equivalente al 70,27% de remoción.

En ninguna de las referencias consultadas se encontró alguna eficiencia de remoción para el amonio en el FBA o lograda por utilizar TiO_2 granular anatasita. Por lo tanto, no se pudo comparar éstas eficiencias de remoción encontradas en la evaluación del ST con algunas determinadas por diferentes autores en la literatura.



En el caso del nitrito se produjo un incremento de la concentración desde $< 0,002 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ hasta un promedio de $1,5 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ (pie de nota π de la Tabla 5.7). Este comportamiento del nitrito fue un hallazgo importante para el FBA, porque probablemente ocurrió la situación planteada por la Ecuación 3.2, es decir, que posiblemente el FBA fue propicio para prestar todas las condiciones de pH, temperatura, nutrientes, oxígeno disuelto, potencial redox, etc. para lograr la oxidación bacteriana de amonio a nitrito por acción de las bacterias *Nitrosomonas*, lo cual es un presunto indicio que muestra que en el FBA se prestan las condiciones para que el amonio se convierta a nitrito, y por tal razón es que presuntamente se produce el aumento de su concentración en el FBA, a como se indicó anteriormente.

De acuerdo a la Ecuación 3.1, Weiner (2008) plantea que a $20 \text{ }^\circ\text{C}$ y a un $\text{pH} < 9,4$; el equilibrio es desplazado a la derecha, favoreciendo la formación de NH_4^+ . Por tales circunstancias, se interpolaron los datos de la Tabla 3.6 a partir de un $\text{pH} = 7,79$ (a $20,7 \text{ }^\circ\text{C}$) en el PRM-1 y se calculó que el amonio estaba en una proporción de $96,63\%$ y el amoníaco en $3,37\%$. De igual manera, al interpolar los datos de la Tabla 3.6 para un $\text{pH} = 8,07$ (a $25,4 \text{ }^\circ\text{C}$) y un $\text{pH} = 8,08$ (a $28,9 \text{ }^\circ\text{C}$) se obtuvieron proporciones de amonio iguales a $94,53\%$ ($5,47\%$ para NH_3) y $94,43\%$ ($5,57\%$ para NH_3), respectivamente. Un promedio de las proporciones de NH_4^+ y NH_3 para las dos medidas de pH en el PRM-2 sería de $94,43\%$ y $5,52\%$; respectivamente. Con éstos resultados es evidente que la proporción de NH_4^+ en el FBA disminuyó $2,2\%$ (de $96,63\%$ a un promedio de $94,43\%$) y que la proporción de NH_3 incrementó $2,15\%$ (de $3,37\%$ a un promedio de $5,52\%$).

Los resultados anteriores revelan que a medida que aumentó el pH, el NH_4^+ se transformó en NH_3 desplazando el equilibrio de la Ecuación 3.1 a la izquierda y que probablemente a su vez el NH_3 se oxide a nitrito en presencia de oxígeno, según a como lo describe la Ecuación 3.5 planteada por Romero (1999), la cual concuerda con el comportamiento descrito por la ecuación 3.2 descrita por Mackenzie (2010) en lo referente a formación de nitrito a partir de NH_4^+ y NH_3 .

En el PRM-2 se determinó una concentración promedio de $1,5 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$, pero en el PRM-3 la concentración del primer muestreo resultó $< 0,002 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ [Ⓜ], por lo tanto no se pudo calcular una concentración promedio de nitrito en el PRM-3 para posteriormente computar la respectiva eficiencia de remoción del FMADT. No obstante, sí se asume que la concentración de nitrito en el primer muestreo del PRM-3 es $0,002 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ y dado que la concentración del segundo muestreo es $1 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$, se obtiene una concentración promedio de nitrito en el PRM-3 de $0,50 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ con la cual se computó una eficiencia de

[Ⓜ]: La concentración mínima que puede detectar el DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer para el nitrito es $0,002 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ con el método 8507 (programa 371).



remoción para el FMADT de 67%. Esta remoción de nitrito posiblemente se debe a su oxidación en presencia de oxígeno a nitrato.

La situación del cálculo de la eficiencia de remoción del ST no fue posible, porque no se pudo computar una concentración promedio de nitrito en el PRM-3 y debido a que la concentración del nitrito en el PRM-1 fue $< 0,002 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$. Incluso si se asume la concentración promedio en el PRM-3 de $0,50 \text{ mg/L NO}_2^- \text{-N}$ es notorio que no se obtiene una eficiencia de remoción sino un incremento, pero la razón del por qué éste incremento ya se ha explicado anteriormente.

La concentración de nitrato en el FBA se incrementó desde $0,3 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ en el PRM-1 hasta una promedio de $0,8 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ en el PRM-2. Este incremento en la concentración de nitrato posiblemente este relacionado a la disminución de la concentración de amonio y al aumento de la concentración de nitrito, cuyos mecanismos de oxidación son descritos por las Ecuaciones 3.1, 3.2, 3.3 y 3.5, planteadas por Mackenzie (2010) y Romero (1999), las cuales en particular señalan que el amonio/amoniaco son fuentes potenciales de nitrito y nitrato, de acuerdo a Weiner (2008).

La concentración promedio de $0,8 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ del efluente del FBA se redujo en el FMADT hasta $0,4 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ en promedio, lo que indicó que la eficiencia de remoción fue de 50%. En la revisión de las referencias no se encontró información acerca de la eficiencia de remoción y/o mecanismos que tiene el TiO_2 granular anatasita para remover nitrato. Además, no se puede atribuir la remoción del nitrato a un proceso de desnitrificación biológica, porque el FMADT no proporciona condiciones anóxicas.

En general, en el ST se produjo un incremento porcentual de la concentración del nitrato (-33,33%), aunque éste aumento de la concentración en el PRM-3 no fue significativo con respecto a la concentración de entrada al ST, ya que fue de sólo $0,1 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$. En otras palabras, la concentración de nitrato pasó de $0,3 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ en el PRM-1 a $0,4 \text{ mg/L NO}_3^- \text{-N}$ en el PRM-3, donde la mayor proporción de éste incremento fue originado cuando el agua cruda fue tratada por el FBA. Cabe destacar, que en el FMADT se removió nitrito por su posible oxidación a nitrato, por ende éste proceso contribuyó al aumento de la concentración de nitrato en el FMADT que no pudo ser removido en su totalidad en el mismo.

El arsénico como se encuentra disuelto en el agua no puede ser removido en el FBA, a como plantean Mellado (2007) & Proyecto Allimpaq (2012), por tanto no es aplicable en cuanto a la determinación de una eficiencia de remoción. Con el FMADT se obtienen altas eficiencias de remoción del arsénico, a través de los dos métodos empleados para su detección. Sin embargo, es más confiable el



porcentaje obtenido con el Wagtech Arsenator[®] Digital Test Kit System, por lo que es un método cualitativo y cuantitativo a la vez y se puede asumir que con el TiO₂ se logró remover casi todo el arsénico presente en el AC-3. De acuerdo a los experimentos de Bang et al. (2005), el arsénico fue removido en el agua subterránea de 43 µg/L As a < 2,0 µg/L As en un rango de pH de 7,91-7,90, obteniendo una eficiencia de remoción de aproximadamente 95,35%. Similarmente, el contenido de arsénico en el AC-3 con concentración de 42 µg/L As fue removido hasta 0 µg/L As, según el Wagtech Arsenator[®] Digital Test Kit System, en los dos muestreos del PRM-3, en un rango de pH que varió de 7,48 hasta un promedio de 8,11 lo que generó que la eficiencia de remoción de Bang et al. (2005) fuera cercana a la obtenida (99,9%).

5.4.3. Monitoreo de la concentración de arsénico inorgánico en el efluente del sistema de tratamiento.

La Tabla 5.8 contiene los resultados obtenidos con el Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System para las muestras codificadas como As-C1, As-C2 y As-C3, pertenecientes al AC-3 recolectado en el tercer viaje realizado a la comunidad y que se utilizó para cargar el ST. Además, muestra el resultado cualitativo adquirido en el campo durante ese viaje con el Quick[™] Arsenic Test Kit System.

Tabla 5.8. Concentraciones de arsénico inorgánico a la entrada del ST.

Código de la muestra	Concentración de arsénico en el PRM-1 en µg/L As	
	Resultados por Wagtech Arsenator [®] Digital Arsenic Test Kit System	Resultado por Quick [™] Arsenic Test Kit System
As-C1	41,00	50-60
As-C2	43,00	
As-C3	34,00	

De acuerdo a la Tabla 5.8, las muestras As-C1 y As-C2 tuvieron concentraciones de arsénico inorgánico de 41 y 43 µg/L As, respectivamente, mientras que la muestra As-C3 presentó una concentración de 34 µg/L As. Basado en el hecho de que las tres muestras corresponden al tercer viaje realizado a la comunidad, no hay una explicación concluyente de la razón por la que la muestra As-C3 mostró esa considerable diferencia en cuanto a su concentración. También, estas concentraciones no corresponden al resultado obtenido con el Quick[™] Arsenic Test Kit System, por lo que como es un método cualitativo fácilmente se puede desacertar en la comparación de colores de las puntas de las tiras de prueba con el QUICK[™] Easy-Read Color Chart.



Los resultados de las concentraciones de arsénico inorgánico a la salida del FMADT (o a la salida del ST) como función del tiempo de residencia (τ_{FMADT}) son presentados en la Tabla 5.9. Estos resultados demostraron las magnitudes de remoción alcanzadas por el TiO_2 granular anatasita para varios lotes de AC-3 procesados por el FMADT pertenecientes entre los días 87 al 108, utilizando dos test kit system diferentes. En el Anexo J es mostrado el informe de resultado de análisis de arsénico emitido por el Departamento de Salud Ambiental del CNDR-MINSA.

Tabla 5.9. Concentraciones de arsénico inorgánico determinadas en el PRM-3 a diferentes τ_{FMADT} .

Lote procesado por el FMADT	Código de la muestra	τ_{FMADT}	Concentración de arsénico en el PRM-3 en $\mu\text{g/L As}$	
			Resultados por Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System	Resultados por Quick™ Arsenic Test Kit System
Lote 2 (día 87)	As-1	8,41	0,00	0–5
Lote 2 (día 90)	As-2	9,76	0,00	0–5
Lote 1 (día 94)	As-3	14,00	0,00	0–5
Lote 2 (día 95)	As-4	8,23	0,00	0–5
Lote 1 (día 98)	As-5	13,68	0,00	0–5
Lote 2 (día 99)	As-6	10,23	0,00	0–5
Lote 2 (día 101)	As-7	6,57	0,00	0–5
Lote 2 (día 103)	As-8	7,70	0,00	0–5
Lote 1 (día 104)	As-9	16,34	0,00	0–5
Lote 2 (día 105)	As-10	7,80	0,00	0–5
Lote 1 (día 106)	As-11	16,32	0,00	0–5
Lote 1 (día 107)	As-12	12,85	0,00	0–5
Lote 2 (día 107)	As-13	8,17	0,00	0–5
Lote 1 (día 108)	As-14	40,67	0,00	0–5
Lote 2 (día 108)	As-15	6,71	0,00	0–5

Los resultados con el Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System, que presenta la Tabla 5.9, indican que la concentración de arsénico en el PRM-3 es de 0 $\mu\text{g/L}$ para el τ_{FMADT} más grande que fue de 40,67 h (día 108-lote 1), pero también demuestran que se obtiene el mismo resultado para el τ_{FMADT} más pequeño de 6,57 h (día 101-lote 1). Por tanto, sólo basta un tiempo de 6,57 h para remover el arsénico del agua y es suficiente para la carga entre lotes en el ST, sin afectar el período de pausa del FBA, el cual recomienda CAWST (2009) sea entre 1 h y 48 h o entre 10 a 12 h como sugiere la Organización *Aqua Clara Nicaragua*. Con ambos test kit system se obtuvieron resultados similares.

Ninguno de los test kit system diferencian las especies de arsénico presentes en el agua. Por ello, con la Figura A.1 del Anexo A.4 y las mediciones promedio obtenidas de pH y potencial redox (Eh) de 8,01 y -58,4 mV, respectivamente, con agua recolectada del PRM-2^x se determinó que la especie de arsénico presente en el AC-3 es H_3AsO_3 , el cual por su estado de oxidación de +3 es más tóxico

^x : Corresponde al agua recolectada de los dos muestreos realizados en el PRM-2.



que los compuestos de As(V), según Baird (2001) y Castro & Wong (1999). Además, el tiempo de 6,57 h es superior a 1,05 h (63 min) y 4 h (240 min) que el TiO_2 granular anatasita requirió para remover As(V) y As(III), respectivamente, en el agua subterránea durante los experimentos de Bang et al.(2005), por lo que con este tiempo se aseguró la remoción del H_3AsO_3 .

La forma en que el arsénico fue adsorbido por el TiO_2 anatasita granular es complejación superficial debido a que, siguiendo los planteamientos de Kosmulski (citado por Bang et al., 2005), el pH del AC-3 en el PRM-2 durante los días del monitoreo contenidos en la Tabla 5.9 de los lotes procesados en el FMADT, siempre fue mayor al PCC= 5,9 y varió en un rango de 7,6-7,9. Además, Guan et al. (2012) afirman que la complejación entre la superficie de TiO_2 y diversas especies de arsénico ocurre en el rango de pH de 6,5-8,5.

Considerando que estas concentraciones a la salida del ST provienen del AC-3 recolectado en el tercer viaje a la comunidad y que las concentraciones presentadas previamente son a la entrada del mismo, se puede establecer que el grado de remoción del arsénico fue de 99,9 %.

Por otro lado, la Tabla 5.10 muestra las concentraciones de arsénico inorgánico determinadas a la salida del FMADT de algunos pobladores de la comunidad “La Corona”, obtenidas a través de monitoreos realizados por el staff de “El Porvenir”-Camoapa utilizando el equipo Wagtech Arsenator[®] Digital Arsenic Test Kit System en forma de mediciones puntuales, es decir, sin seguimiento en el tiempo y no tomando en consideración la influencia del τ_{FMADT} .

Tabla 5.10. Concentraciones de arsénico determinadas a la salida del FMADT para algunas familias de la comunidad “La Corona”.

Responsable de familia	Concentración de arsénico (en $\mu\text{g/L As}$) a la salida del FMADT (por Wagtech Arsenator [®] Digital Arsenic Test Kit System)
Socorro Escorcía P.	3,00
Antonio Pérez	4,00
Ada Luz Aragón Suazo	0,00
Yaneth Huete	0,00
Saturdino Paz Gómez	4,00
Ivania Del Carmen Valdivia	0,00
Basilio Aragón M.	0,00

De las 7 familias de la comunidad, 3 de ellas no obtuvieron concentraciones de arsénico inorgánico de 0,0 $\mu\text{g/L}$, según la Tabla 5.10. Existen dos posibilidades que podrían explicar lo sucedido:

- Los pobladores no permiten que exista un τ_{FMADT} suficiente para que el arsénico sea adsorbido hasta alcanzar una concentración de 0,0 $\mu\text{g/L As}$, según la detección del equipo.



- En el momento de la instalación del FMADT, se agregó una cantidad menor de TiO_2 a la indicada en el diseño de la *Organización Aqua Clara International*.

Sin embargo, las concentraciones diferentes de $0,0 \mu\text{g/L}$ presentadas en la Tabla 5.10 cumplen con el VMA ($10 \mu\text{g/L}$) de las normas CAPRE, por lo que el agua tratada por estos filtros y con tales concentraciones de arsénico inorgánico puede ser destinada al uso doméstico.



Capítulo VI

Conclusiones

Explicar toda la naturaleza es una tarea demasiado difícil para cualquier hombre e incluso para cualquier era. Es mucho mejor hacer un poco con seguridad, y dejar el resto a los que vengan después de ti, que explicar todas las cosas conjeturando sin estar seguros de nada. (Newton, s.f.)

Se requirieron de 31 días para que la capa biológica producida en el FBA alcanzara un apto desarrollo, lo cual fue evidente por la estabilización de la turbiedad en el PRM-2 y en la alta eficiencia de remoción de *E. coli* y *Coliformes totales* > 95%, atribuida en su mayor proporción al mecanismo de la depredación natural de acuerdo a CAWST (2012).

Durante el monitoreo del ST, se obtuvo que éste es eficiente en la remoción de la turbiedad al cumplir con las normas CAPRE, atribuido al desempeño del FBA, el cual presentó estabilidad al remover dicho parámetro. La disminución del pH en el FBA permite que del ST se obtenga agua que cumpla con el rango de pH establecido por CAPRE. En cuanto a la temperatura en el ST, ésta no presentó grandes variaciones y el caudal máximo del ST se mantuvo dentro de un rango, por lo que no hubo indicios de que el medio filtrante del FBA se hubiera colmatado a tal grado de provocar una pronunciada disminución del caudal.

En base a que la mayoría de los parámetros que tienen establecido un límite o rango máximo en la NTON 05 007-98 cumplen con éste y considerando que la cantidad en que se excede el manganeso no es muy significativa, se establece que el AC-3 es adecuada para ser acondicionada por medio de la filtración y después ser destinada al uso doméstico. De los 20 parámetros analizados que sirvieron para evaluar al ST mediante la determinación de la calidad del agua suministrada por éste, solamente la conductividad, dureza magnésica y magnesio no cumplieron con la norma regional CAPRE, pero a las magnitudes que estos parámetros excedieron su respectivo valor regulatorio no se encontraron referencias o estudios que sugieran posibles efectos adversos a la salud humana, por lo tanto se puede plantear que el ST suministra agua filtrada de buena calidad con características fisicoquímicas y microbiológicas que la hacen aptas para un proceso de consumo humano.

La interpretación del análisis granulométrico planteó que la arena de filtración (arena del río Telica) resultó ser arena media con una graduación de los diámetros de partículas prácticamente uniformes, cuyas formas son aproximadamente esféricas. Además, las magnitudes del C_U y el C_C revelaron que esta arena media de filtración uniformemente graduada puede permitir la



posible formación de un mayor número de cavidades relacionadas, según Alianza Corp (2011), a la mala graduación del material filtrante que provoca una alta permeabilidad y menor estabilidad del medio filtrante, lo que potencializa el mecanismo de desprendimiento, provocando afectaciones en la turbiedad y en la calidad microbiológica del agua que sale del FBA e incluso del ST.

El ST demostró las más altas eficiencias en la remoción de turbiedad, porque logró suministrar agua filtrada en el PRM-3 con turbiedades menores a 1 NTU, así también removió eficientemente manganeso, color verdadero, amonio y sobre todo el arsénico. Desde otra perspectiva, con los resultados de las eficiencias de remoción alcanzadas por el FBA se comprobó que fue diseñado para remover turbiedad hasta en un 98% y con la evaluación microbiológica complementaria se verificó que éste remueve en 99, 90% a los *Coliformes totales* y *E. coli*, pero no remueve en su totalidad a los *Coliformes termotolerantes* que atraviesan su medio filtrante. Además, como un nuevo hallazgo se determinó que el FBA remueve apreciablemente el amonio hasta en 62%. Por su parte, el FMADT remueve arsénico inorgánico a concentraciones menores al valor máximo admisible establecido por CAPRE (10 $\mu\text{g/L}$ As), aunque también remueve apreciablemente manganeso, color verdadero, nitrato y amonio. Asimismo, un tiempo de residencia en el FMADT y por tanto, también del ST entre 6 y 7 h fue necesario para la remoción de arsénico, hasta una concentración menor que 10 $\mu\text{g/L}$.



Capítulo VII

Recomendaciones

Dotar de abastecimiento de agua potable segura y de saneamiento adecuado a la población reduce los casos de enfermedades de origen hídrico y, por ende, los gastos en tratamiento médico, lo que se traduce en significativos ahorros para al Estado y la sociedad. (Giraldo, 2004, p.10)

- Estudiar con mayor profundidad el crecimiento de la capa biológica mediante distintas pruebas microbiológicas y la influencia de parámetros como nitratos, nitritos, fosfatos, oxígeno disuelto (OD), carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico disuelto (COD).
- Diseñar un solo filtro que sea biológico y remueva arsénico inorgánico por adsorción con TiO_2 , ya que de esta manera se tendría un mayor volumen de agua tratada para satisfacer las necesidades de todos los miembros de las familias en la comunidad “La Corona”, que por lo general son numerosas. Además, se evitaría el inconveniente de estar colocando dos unidades de filtración a una diferencia de altura adecuada para que no se produzca el efecto sifón.
- Realizar un estudio para determinar la influencia del tiempo de residencia en el FBA durante la remoción de turbiedad del ST, mediante los mecanismos de filtración.
- Efectuar una investigación para explicar específicamente el comportamiento en el ST de los parámetros dureza total, calcio/dureza cálcica, magnesio/dureza magnésica, STD, cloruros, alcalinidad, conductividad y manganeso, utilizando agua subterránea y/o agua superficial.



Nomenclatura



Las grandes obras son hechas no con la fuerza, sino con la perseverancia. (Johnson, s.f.)

Variable	Descripción	Unidades de medidas
Δmi	Fracción másica retenida por cada tamiz	Adimensional
ψ	Factor de conversión de segundos a minutos (igual a 1/60)	–
τ_{FBA}	Tiempo de residencia del lote en el FBA	h
τ_{FMADT}	Tiempo de residencia del lote en el FMADT	h
τ_{ST}	Tiempo de residencia del lote en el ST	h
Σmi	Masa retenida acumulada	g
ΣpH	Sumatoria de potenciales de hidrógeno	Unidades estándar
A	Masa del residuo seco + masa del plato	mg
B	Masa del plato	mg
C_C	Coefficiente de curvatura	Adimensional
C_U	Coefficiente de uniformidad	Adimensional
D_{10}	Diámetro efectivo de partícula donde pasa el 10% del material	mm
D_{30}	Tamaño del grano o diámetro aparente de partícula donde pasa el 30% del material	mm
D_{60}	Tamaño del grano o diámetro aparente de partícula donde pasa el 60% del material	mm
D_{pa}	Diámetro promedio entre aberturas de mallas de tamices	mm
D_p	Tamaño de la abertura del tamiz	mm
D_{pp}	Diámetro promedio de partícula	mm o μm
E_{fR}	Eficiencia de remoción	Unidades porcentuales
F	Factor volumétrico de la solución EDTA 0,01M	mg de $\text{CaCO}_3/\text{mL EDTA}$
M^{2+}	Cualquier ion metálico divalente (por ejemplo, Ca^{2+} y Mg^{2+})	mg/L
$\%mi$	Porcentaje de masa retenida por cada tamiz	Unidades porcentuales
mi	Masa retenida por tamiz	g
MP_{pe}	Magnitud del parámetro en el punto de entrada del ST–unidad de filtración	mg/L, NTU, °C, unidades estándar,
MP_{ps}	Magnitud del parámetro en el punto de salida del ST–unidad de filtración	UFC/100 mL, UFC/2 mL, $\mu\text{S/cm}$
N	Normalidad del HCl	eq/L o meq/L
$[\text{NO}_2^- - \text{N}]$	Concentración de nitrito-nitrógeno	mg/L $\text{NO}_2^- - \text{N}$
$[\text{NO}_3^- - \text{N}]$	Concentración de nitrato-nitrógeno	mg/L $\text{NO}_3^- - \text{N}$
pH_{prom}	Potencial de hidrógeno promedio	Unidades estándar



Variable	Descripción	Unidades de medidas
$Q_{MÁX}$	Caudal máximo de salida del FBA o del FMADT	L/min
STD	Concentración de Solidos Totales Disueltos	mg/L STD
STD_{prom}	Concentración promedio de Solidos Totales Disueltos	mg/L STD
T	Volumen de HCl gastado en la titulación	mL
TH	Dureza carbonatada	mg/L
TM	Masa inicial total de la muestra	g
t_{prom}	Tiempo promedio	s
V	Volumen del recipiente de llenado (1,0 L o 0,5 L)	L
V_{BK}	Volumen de EDTA gastado en la titulación del blanco	mL
V_{Ca}	Volumen de EDTA gastado en la titulación	mL
V_{DT}	Volumen total de EDTA gastado en la titulación	mL
V_M	Volumen del titulante utilizado para valorar la muestra	mL
$V.R NO_2^- - N$	Valor recomendado de la concentración de nitrito-nitrógeno	mg/L $NO_2^- - N$
$V.R NO_3^- - N$	Valor recomendado de la concentración de nitrato-nitrógeno	mg/L $NO_3^- - N$



Referencias

Se dice que la “educación paga” porque se ha comprobado en la práctica que la inversión en el desarrollo de las capacidades personales es una de las que tiene mayor retorno en la economía. También podemos afirmar lo mismo de la asignación de recursos en agua potable de calidad e instalaciones sanitarias, pues son factores decisivos para la salud pública y pueden prevenir costos elevados en atención médica. (Giraldo, 2004, p.6)

- 3M Chile. (2009). *Ficha Técnica: Placa Petrifilm^{MR} para Recuento de E. coli y Coliformes*. Chile: 3M Company.
- 3M Departamento de Microbiología. (2002). *PetrifilmTM Placas para Recuento de E. coli y Coliformes*. España: 3M Company.
- 3M Food Safety. (2011). *Guía de interpretación: 3MTM PetrifilmTM Aqua Coliformes (AQCC) para análisis de agua*. Estados Unidos de América: 3M Food Safety.
- 3M Microbiology. (2003). *Placas Petrifilm^{MR} para el Recuento de E. coli y Coliformes Totales*. Minnesota, Estados Unidos: 3M Company.
- 3M Seguridad Alimentaria. (2010). *Placas 3MTM PetrifilmTM: Funciones y características*. España: 3M España, S.A.
- Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica (ANMAT). (2012). *Código Alimentario Argentino (CAA): Capítulo XII- Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas (Artículos: 982 al 1079)*. República de Argentina, 2012: Dirección Nacional de Alimentos.
- Alianza Corp (2011). *Exploterra Minerals: Estudio de Suelos*. Iquique, Chile: Alianza Corp.
- American Water Works Association (AWWA). (Ed.). (2002). *Calidad y tratamiento del agua: Manual de suministros de agua comunitaria (1^{ra} ed.)*. España: McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U.
- APHA, AWWA & WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (21st ed.)*. Washington D.C., United States of America: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation.
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Tomo I. Santa Fe de Bogotá, Colombia: McGRAW-HILL INTERAMERICANA, S.A.
- Asamblea Nacional de Nicaragua (2000). *Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense norma para la clasificación de los recursos hídricos: NTON 05 007-98*. Managua, Nicaragua: Gaceta N°30-Diario Oficial del Estado de Nicaragua.
- ASTM C 136 (2006). *Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates*. West Conshohocken, United States: ASTM International, DOI: 10.1520/C0136-06.
- ASTM D 2487 (2006). *Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)*. West Conshohocken, United States: ASTM International, 10.1520/D2487-06.
- Aurazo, M. (2004). *Manual para el análisis básico de la calidad del agua de bebida*. Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Medio Ambiente, Organización Panamericana de la Salud & Organización Mundial de la Salud (CEPIS/OPS/OMS/PUB/02.93).
- Baird, C. (2001). *Química ambiental*. España: Reverté.
- Bang, S., Patel, M., Lippincott, L. & Meng, X. (2005). Removal of arsenic from groundwater by granular titanium adsorbent. *CHEMOSPHERE*, 60, 389-397. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.12.008. United States of America: Elsevier Ltd.
- Bartram, J. & Ballance, R. (1996). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes (1st ed.)*. London: E & FN Spon, The United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the World Health Organization and the United Nations Environment Programme.
- Blanco, M., & Matuz, I., (2011). *Laboratorio de materiales y suelos*. Managua, Nicaragua: Universidad Nacional de Ingeniería (UNI), Facultad de Tecnología de la Construcción (FTC) y Departamento de Construcción.
- Burbano, L. & Sánchez, L. (2005). *Remoción de hierro y manganeso por oxidación – Filtración para agua potable*. Cali, Colombia: Cinara (Instituto de Investigación y Desarrollo en Abastecimiento de Agua, Saneamiento Ambiental y Conservación del Recurso Hídrico de la Universidad del Valle).
- Bocanegra, O., Bocanegra, E. & Álvarez, A. (2002). Arsénico en aguas subterráneas: su impacto en la salud. *Groundwater and Human Development*, 21-27.
- Castro, M. & Wong, M. (1999). *Remoción de arsénico a nivel domiciliario*. Lima, Perú: Organización Mundial de la Salud, Organización Panamericana de la Salud y el Centro Panamericano de Ingeniería



- Sanitaria y Ciencias del Ambiente (OMS/OPS/CEPIS/HDT-CEPIS N° 74).
- Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST). (2012). *Manual de construcción para el filtro de bioarena*. Canadá: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST).
- Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST). (2009). *Manual para el filtro de bioarena: Diseño, construcción, instalación, operación y mantenimiento*. Canadá: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST).
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del medio Ambiente, Organización Panamericana de la Salud, & Organización Mundial de la Salud (CEPIS/OPS/OMS/PUB 04.109). (2004). *Tratamiento de agua para consumo humano: Manual I-Teoría*. Tomo I. Perú: Organización Mundial de la Salud (OMS).
- Chapman, D. (1992). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring* (1st ed.). London: WHO, UNESCO/UNEP by F & FN Spon, an imprint of Chapman & Hall.
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring* (2nd ed.). Great Britain: WHO, UNESCO/UNEP by F & FN Spon, an imprint of Chapman & Hall.
- Collazo, M. & Montañó, J. (2012). *Manual de agua subterránea* (1^{era} ed.). Uruguay: Denad International S.A.
- Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana (CAPRE). (1994). *Normas de Calidad del Agua para Consumo Humano* (1^{ra} Ed. Rev.). San José, Costa Rica: Comité Coordinador Regional de Instituciones de Agua Potable y Saneamiento de Centroamérica, Panamá y República Dominicana.
- Cotruvo J. & Bartram J. (Ed.). (2009). *Calcium and Magnesium in Drinking-water: Public health significance*. Geneva, Switzerland: World Health Organization (WHO).
- Crites, R. & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamientos de aguas residuales en pequeñas poblaciones* (1^{ra} ed.). Santafé de Bogotá, Colombia: Mc Graw-Hill Interamericana, S.A.
- Daly, D. (1994). *Lecture series on groundwater*, Ireland: Civil and Environmental Engineering Department-University College Cork.
- Departamento de Biología & Facultad de Artes y ciencias. (2002). *Parámetros Físico-Químicos: Alcalinidad*. Puerto Rico: Universidad de Puerto Rico, Mayagüez.
- Departamento de Mecánica Estructural (2012). *Materiales de Construcción: Análisis de tamaño de partículas por tamizado en agregado fino y grueso y determinación de material más fino que el tamiz No. 200 (75 µm) en agregado mineral por lavado*. San Salvador, El Salvador: Universidad Centroamericana (José Simeón Cañas) y el Departamento de Mecánica Estructural.
- Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York (2011). *Manual de tratamientos de aguas* (1^{ra} ed.). México: Editorial Limusa S.A & Grupo Noriega editores.
- Dojlido, J. & Best, J. (1993). *Chemistry of Water and Water Pollution*. New Jersey: Ellis Horwood, Prentice Hall, Chichester & Englewood Cliffs.
- DOW® Chemical Company. (2009). *Product information: ADSORBSIA™ As500 Titanium Based Media*. United States: Dow Chemical Company.
- Empresa Nicaragüense de Acueductos y Alcantarillado, Organización Panamericana de la Salud & Programas de Naciones Unidas para el Desarrollo (ENACAL/OPS/PNUD). (2007). *ABC sobre el recurso agua y su situación en Nicaragua* (2^{da} ed.). Nicaragua: Organización Mundial de la Salud.
- Foster, S., Hirata, R., Gomes, D., D'Elia, M. & Paris, M. (2002). *Protección de la calidad del agua subterránea: Guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales*. Washington D.C.: Banco Mundial, Groundwater Management advisory Team (GW-MATE), WHO-PAHO-CEPIS y UNESCO-ROSLAR-PHI.
- Foster, S., Kemper, K., Tuinhof, A., Koundouri, P., Nanni, M. & Garduño, H. (2006). *Amenazas Naturales a la calidad del agua subterránea: Evitar problemas y formular estrategias de investigación-Series de notas informativas (Nota 14)*. Washington D.C.: Banco Mundial, Asociación Mundial del agua (C+WP) & Groundwater Management Advisory Team (GW-MATE).
- Galvis, G., Latorre, J. & Galvis, A. (2002). *Multi-Stage Filtration Technology In: Small Community Water Supply* (1st ed.). The Hague, Holland: International Water and Sanitation Centre (IRC).
- Geankoplis, C. J. (1998). *Procesos de transporte y operaciones unitarias* (3^{ra} ed.). México: Compañía Editorial Continental, S.A. de C.V.
- Giraldo, B. (2004). *Guía de promoción y desarrollo comunitario para asegurar la calidad del agua en los países en desarrollo* (1^{ra} ed.). Lima, Perú: Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud & Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (OPS/OMS/CEPIS/PUB 04.104).
- Gortares, P. & Naranjo, J. (2001). *Enfermedades propagadas por el agua, patógenos emergentes y*



- reglamentos mundiales del agua potable*. Arizona, Estados Unidos: Willow Springs Publishing LLC.
- Guan, X., Du, J., Meng, X., Sun, Y., Sun, B. & Hu, Q. (2012). Application of titanium dioxide in arsenic removal from water: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 215-216, 1-16. doi:10.1016/j.jhazmat.2012.02.069.
- Guime, F. (2002). *Nivel básico: Filtración de Sólidos Suspendidos*. Arizona, Estados Unidos: Willow Springs Publishing, LLC.
- Hach Company. (1997). *CO150 CONDUCTIVITY METER* (2nd ed.). United States of America: Hach® Company.
- Hach Company (2005). *DR5000 Spectrophotometer: Procedures manual* (2nd ed.). Germany: Hach® company world headquarters.
- Henke, L. (2009). *Un repaso general del tratamiento de arsénico: Inquietudes y aplicaciones para los sistemas de pequeñas y muy pequeñas escala*. Arizona, Estados Unidos: Willow Springs Publishing LLC.
- Henry J. & Wiseman, H. (1998). *Tratamiento de intoxicaciones: Manual para agentes de atención sanitaria* (1^{ra} ed.). Ginebra: Organización Mundial de la Salud (OMS), Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Organización Internacional del Trabajo (OTI) en conjunto con el Programa Internacional de Seguridad de Sustancias Químicas (IPCS).
- Incer, J. (2000). *Geografía dinámica de Nicaragua* (2^{da} ed.). Managua, Nicaragua: Hispamer.
- Kiely, G. (1999). *Ingeniería Ambiental: Fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión* (1^{ra} ed.). España: Mc Graw-Hill Interamericana de España, S.A.U.
- Kikkawa, I. (2008). *Modification of a biosand filter in the northern region of Ghana*. Department of Civil and Environmental Engineering-Massachusetts Institute of Technology, United States of America and Ghana.
- Kosmus, W. (2002). *The evaluation of the arsenator*. Austria: Department of Graz University–Analytical Chemistry.
- Kubare, M., & Haarhoff, J. (2010). Rational design of domestic biosand filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 59 (1), 1-15. doi: 10.2166/aqua.2010.008
- Lorch, W. (1987). *Handbook of Water Purification* (2nd ed.). United Kingdom: John Wiley & Sons.
- Luna, D., González, A., Gordon, M., & Martín, N. (2007). Obtención de carbón activado a partir de la cáscara de coco. *Surface Area and Porosity*, 1(64), 39-48.
- Mackenzie, D. (2010). *Water and wastewater engineering: Design Principles and Practice* (Professional edition). United States: The McGraw-Hill Companies, Inc. & wefpress
- Manahan, S. (2007). *Introducción a la Química Ambiental* (1^{ra} ed.). España: Editorial Reverté-UNAM, S.A. & LIBERDÚPLEX, S.L.U.
- McCabe, W., Smith, J. & Harriott, P. (1991). *Operaciones unitarias en ingeniería química* (4^{ta} ed.). Madrid, España: McGraw-Hill Interamericana de España, S. A. U.
- Mellado, R. (2007). Tratamiento de agua con filtro Bioarena. *Agua*, 24, 33-35. Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST), Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) & Soluciones Prácticas (ITDG).
- Metcalf & Eddy Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse* (4th ed.). Tome I, Republic of China: Mc Graw-Hill, Inc.
- Microsoft Corporation. (2008-2009). *Agua. Enciclopedia multimedia Encarta & Student* [Versión electrónica]. España: Microsoft Student.
- Ministerio de Desarrollo Económico & Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico (2000). *Sistemas de potabilización: reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico (RAS – 2000)*. Bogotá, Republica de Colombia: Ministerio de Desarrollo Económico.
- National Drinking Water Clearinghouse. (1996). *Tech Brief: Filtration*. United States of America: National Drinking Water Clearinghouse.
- Neira, M. (2006). *Dureza en aguas de consumo humano y uso industrial, impactos y medidas de mitigación. Estudio de caso: Chile*. Santiago de Chile: Universidad de Chile- Facultad de ciencias físicas y matemáticas (Departamento de ingeniería civil).
- Ngai, T., Dangol B., Murcott, S. & Shrestha, R. (2005). *Kanchan™ Arsenic Filter*. Massachusetts Institute of Technology (MIT) and Environment and Public Health Organization (ENPHO), Kathmandu, Nepal
- Ngai, T. & Walewijk, S. (2003). *The arsenic biosand filter (ABF) project: Design of an appropriate household drinking water filter for rural Nepal*. Massachusetts Institute of Technology (MIT) & Stanford University, United States of America and Nepal.
- Organización Mundial de la Salud & Organización Panamericana de la Salud (OM/OPS). (1999). *La desinfección del agua*. Washington D.C., Estados Unidos de América: Organización Panamericana de la Salud y el Programa de calidad y Saneamiento (OPS/HEP/99/32).
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2006). *Guías para la Calidad del Agua Potable-Primer apéndice a la tercera edición: Recomendaciones* (3^{ra} ed.).



- Volumen 1. Génova, Suiza: Organización Mundial de la Salud.
- Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial (OPS/OMS). (2001). *Series de informes técnicos número 8: Desigualdades en el acceso, uso y gasto con el agua en América Latina y el Caribe*. Washington D.C.: Programas de políticas públicas y salud, División de Salud y Desarrollo Humano, Programa de Saneamiento básico, División de Salud y Ambiente de la Organización Mundial de la Salud.
- Organización Panamericana de la Salud, Organización Mundial de la Salud & Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Medio Ambiente (OPS/OMS/CEPIS/PUB/02.76). (2002). *Organización y Mantenimiento de Plantas de Tratamientos de agua: Manual de capacitación de operadores*. Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del medio Ambiente & Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA).
- Pérez, J. (1997). *Manual de potabilización de agua* (3^{ra} ed.). Colombia: Universidad Nacional de Colombia-Facultad de Minas.
- Pirilä, M., Martikainen, M., Ainassaari, K., Kuokkanen, T. & Keiski, R. (2011). Removal of aqueous As(III) and As(V) by hydrous titanium dioxide. *Journal of Colloid and Interface Science*, 353, 257-262. doi: 10.1016/j.jcis.2010.09.020
- Piura, J. (2008). *Metodología de la Investigación Científica: Un enfoque integrador* (6^{ta} ed.). Managua, Nicaragua: Xerox-Nicaragua.
- Pulido, A. (2005). *Sobreexplotación de acuíferos y desarrollo sostenible*. España: Universidad de Almería.
- Rico, R. (2005). *La ingeniería de suelos en las vías terrestres: carreteras, ferrocarriles y aeropistas*. Volumen I. México: EDITORIAL LIMUSA S.A de C.V/GRUPO NORIEGA EDITORES.
- Rojas, R. (2002). *Guía para Vigilancia y Control de la Calidad del Agua para Consumo Humano* (1^{ra} ed.). Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del medio Ambiente, Organización Panamericana de la Salud & Organización Mundial de la Salud (OPS/CEPIS/OMS/PUB/02.79).
- Romero, J. (1999). *Calidad del agua* (2^{da} ed.). México: AlfaOmega Grupo editor, S.A.
- Satumm, W. & Morgan, J. (1981). *Aquatic Chemistry: An introduction Emphazing Chemical Equilibria in Natural Waters* (2nd ed.). New York: John Wiley.
- Sawyer, C., McCarty, P. & Parkin, G. (1994). *Chemistry for Environmental Engineering* (4th ed.). New York: McGraw-Hill, Inc.
- Solórzano, M. (2010). *Uso de quitosana como coagulante alternativo en el tratamiento de agua para potabilización del río Fonseca, Boaco*. Universidad Nacional de Ingeniería-Facultad de Ingeniería Química, Managua, Nicaragua.
- Solsona, F. & Méndez, J. (2002). *Documento 14572: La desinfección del agua*. Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).
- Torres, P., Hernán, C. et al. (2009). *Índice de la calidad del agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano*. Volumen 8, Número 15, Colombia: Revista de Ingeniería-Universidad de Medellín.
- Valencia, E. (2007). *Proceso de remoción de Arsénico (V) en soluciones acuosas utilizando TiO₂, como material sorbente*. Michoacán, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo-Facultad de Ingeniería Química.
- Vance, F. & Goltz, B. (2010). *ADSORBSIA™ Arsenic Removal Media—Properties and Performance*. United States: Dow® Water & Process Solutions.
- Vargas, C., Rojas, R. & Joseli, J. (1998). *Control y vigilancia de la calidad del agua de consumo humano*. Los Pinos, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).
- Villalaz, C. (2004). *Mecánica de suelos y cimentaciones* (5^a ed.). México: EDITORIAL LIMUSA S.A de C.V/GRUPO NORIEGA EDITORES.
- Villarroya, F. (2006). *Apuntes de hidrología: Las aguas subterráneas en el ciclo hidrológico*. Madrid, España: Universidad Complutense-Facultad de Ciencias geológicas.
- Weiner, E. R. (2000). *Applications of Environmental Chemistry: A Practical Guide for Environmental Professionals* (1st ed.). United States of America: CRC Press LLC.
- Weiner, E. R. (2008). *Applications of Environmental Aquatic Chemistry: A Practical Guide* (2nd ed.). United States of America: CRC Press-Taylor & Francis Group, LLC.
- Whitten, W., Davis, R., Peck, M. & Stanley, G. (2008). *Chemistry* (8th ed.). United States of America: CENGAGE Learning.
- Worch, E., (2012). *Adsorption Technology in Water Treatment: Fundamentals, Processes, and Modeling*. Dresden, Germany: Walter de Gruyter GmbH & Co. KG.
- World Health Organization (WHO). (1997). *Guidelines for drinking-water quality: Surveillance and control of community supplies*. (2nd ed.). Volume III. Geneva: World Health Organization (WHO).



World Health Organization (WHO). (2008). *Guidelines for drinking-water quality: Recommendations* (3rd ed.). Volume I. Geneva, Switzerland: World Health Organization

World Health Organization (WHO). (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality* (4th ed.) Geneva, Switzerland: WHO Press- Publications.

Referencias de páginas en el World Wide Web

Carbotecnia S.A. de C.V. (2010). *¿Qué es el carbón activado?* Jalisco, México: Carbotecnia-Carbón Activado. Recuperado 12 de Agosto, 2012 (7:30 PM), de <http://www.carbotecnia.info/carbon%20activado.htm>

Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST). (2009). *Hoja Informativa para el Tratamiento de Agua a Nivel Domiciliar y su Almacenamiento Seguro: Filtro de Bioarena*. Canadá: Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST). Recuperado 13 de Agosto, 2012 (8:15 AM), de http://www.fundacionsodis.org/sitio/flash/3detalles_filtro_bioarena.pdf

Division for Sustainable Development & United Nations Department of Economic and Social affairs. (1993). Programa 21, Sección II-Capítulo 18: Protección de la Calidad y el Suministro de los Recursos de Agua Dulce: Aplicación de Criterios Integrados para el Aprovechamiento, Ordenación y Uso de los Recursos de Agua Dulce. New York: United Nations Conference on Environment and Development & Programa de acción de las naciones unidas. Recuperado 15 Junio, 2012 (11:20 PM), de http://www.un.org/esa/dsd/agenda21_spanish/res_agenda21_18.shtml

Facultad del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2005). *Proyecto Fluoreciencia: Calidad del agua-Cloruros (Capítulo XII)*. Colombia: Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Recuperado 9 de Julio, 2012 (10:30 PM), de <http://atenea.udistrital.edu.co/grupos/fluoreciencia/>

Global Health and Education Foundation & National Academy of Science (2008). *El agua potable segura es esencial*. Washington, D.C.: Museo de Ciencia Koshland de la National Academy of Sciences, en cooperación con la Junta Directiva de Ciencias y Tecnología del Agua y la Oficina de Programas Internacionales. Recuperado 30 de Junio, 2012 (5:40 PM), de <http://www.drinking-water.org/flash/splash.html>

Hach Company. (2004). *Turbidímetro portátil modelo 2100P: Manual del instrumento*. EE.UU. Recuperado 10 de Junio, 2013 (9:30 AM), de www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=7639984909

Lenntech B.V. (2011). Adsorción/Carbón activo. Rotterdamseweg, Holanda: Lenntech-Water Treatment Solutions. Recuperado 12 de Agosto, 2012 (9: 10 PM), de <http://www.lenntech.es/adsorcion-carbon-activado.htm>

Lillo, J. (2003). *Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas*. Grupo de Estudios de Minería y Medio Ambiente (GEMM). Recuperado 29 de Junio, 2012 (3:00 PM), de: http://www.ucm.es/info/crismine/Ambiente_Serena/Peligros_As_2.pdf.

Martini Instruments. (2005). *User Manual: pH55-pH56, pocket size pH/°C/°F Meter*. Recuperado 10 de Junio, 2013 (9:00 AM), de http://www.milwaukeeinst.com/site/db/doc/manpH55_pH56_ENG.pdf

Moreno, Felipe. (2010). *Determinación de cloruros en aguas corrientes y aguas minerales naturales por el método Mohr*. España: Escritos Científicos. Recuperado 9 de Julio, 2012 (1:30 AM), de <http://www.escrioscientificos.es/trab21a40/clorurosaguas/pagina01.htm>

OAKTON. (2000). *The OAKTON® pH 510 and Ion 510 Series Benchtop Meters*. Recuperado 10 de Junio, 2013 (9:15 AM), de http://www.4oakton.com/Manuals/pHORPion/pH510_Ion510mnl.pdf

Ortuño, L. (2009). *Mecánica del suelo: Conceptos*. España: Universidad Politécnica de Madrid (UPC)-Delegación de caminos. Recuperado 05 de Julio, 2013 (01:08 PM), de http://delegacion.camino.upm.es/apuntes/ICCP/4_cuarto/Geotecnia/MECANICA_DEL_SUELO-1.pdf

Proyecto Allimpaq. (2012). Agua segura: Sistemas unifamiliares y filtros bioarena. Perú: Soluciones Prácticas (ITDG), Asociación de Desarrollo Comunal (ADC), Instituto de Promoción y Apoyo al Desarrollo (IPADE) & Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (aecid). Recuperado 9 de Agosto, 2012 (6:00 PM), de <http://www.solucionespracticas.org.pe/allimpaq/tecnologias/agua-segura-sistemas-unifamiliares-y-filtros-bioarena/>

Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Cooperación Técnica Alemana & Agencia de Cooperación Técnica Japonesa (Sunass/gtz/JICA). (2010a). *Análisis de agua-Parte 1: Dureza, total, dureza cálcica y dureza magnesiana*. Lima, Perú: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (Sunass). Recuperado 21 Noviembre, 2012 (11:17 PM), de <http://bvs.per.paho.org/texcom/cd048437/electrod.pdf>



- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Cooperación Técnica Alemana & Agencia de Cooperación Técnica Japonesa (Sunass/gtz/JICA). (2010b). *Análisis de agua-Parte 2: Alcalinidad*. Lima, Perú: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (Sunass). Recuperado 27 Noviembre, 2012 (09:17 PM), de <http://bvs.per.paho.org/texcom/cd048437/sunassal.pdf>
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento, Cooperación Técnica Alemana & Agencia de Cooperación Técnica Japonesa (Sunass/gtz/JICA). (2010c). *Análisis de agua-Parte 3: Cloruros*. Lima, Perú: Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (Sunass). Recuperado 27 Noviembre, 2012 (10:20 PM), de <http://bvs.per.paho.org/texcom/cd048437/sunass.pdf>
- Thermo Fisher Scientific, Inc. (2010). *Thermo Scientific Orion Star™ and Star Plus Meter User Guide*. United States of America: Thermo Fisher Scientific, Inc. Recuperado 05 Mayo, 2013 (10:02 PM) de <https://static.thermoscientific.com/images/D01188~.pdf>
- University of Massachusetts Lowell (UMASS LOWELL) (2013). *Soil mechanics: soil classification*. Massachusetts, United States: LUMASS LOWELL. Recuperado 05 de Julio, 2013 (05:21 PM) de <http://faculty.uml.edu/ehajduk/Teaching/14.330/documents/14.3302013SoilClassification.pdf>
- Wagtech WTD®. (2010). *Arsenic field screening in Nicaragua*. United Kingdom: Palintest Ltd./Halma plc Company. Recuperado 20 Abril, 2013 (12:15 PM), de <http://www.wagtech.co.uk/news/arsenic-field-screening-in-nicaragua>
- Wagtech WTD®. (2012). *Arsenator®: Digital Arsenic Test Kit*. United Kingdom: Wagtech Water Technology Division. Recuperado 14 Agosto, 2012 (2:00 AM), de <http://www.wagtech.co.uk/products/water-and-environmental/water-test-kits/arsenator%C2%AE-digital-arsenic-test-kit>



ANEXOS

La pobreza se traduce en carencias y penurias agobiantes en la vida diaria. La pobreza, entre otras cosas, significa hambre, falta de techo, imposibilidad de ir a la escuela, no saber leer, no tener trabajo y perder a un hijo debido a una enfermedad relacionada con el agua contaminada. (Giraldo, 2004, p.5)

Anexo A

A.1. Calidad del Agua Destinada al Consumo Humano

Tabla A.1. Formas de impurezas del agua cruda.

Tipo de impureza	Tamaño	Característica
Polvo	partícula > 10 ⁻¹ mm	Particulada
Turbidez	10 ⁻³ mm > partícula > 10 ⁻¹ mm	Suspendida
Minerales de arcilla	10 ⁻⁶ mm > partícula > 10 ⁻³ mm	Coloidal
Ácidos húmicos/taninos, color	partícula < 10 ⁻⁶ mm	Disuelta

Fuente: Kiely, 1999.

Tabla A.2. Análisis típico del agua cruda según su origen.

Parámetro	Agua de pozo profundo	Agua de páramo	Agua de río	Agua de zona árida	Agua salobre	Agua de mar
Color	Clara	Ligeramente amarilla	Turbia	Turbia	—	—
Conductividad, $\mu\text{S/cm}$	580	150	915	1.000-7.000	2.250	51.000
pH	7,3-7,9	6,5-7,2	7-8	7,5-8,5	7,45	7,9
STD, ppm	410	105	640	700-5.000	1.500	36.200
Cationes, mg/L como CaCO₃:						
Ca ²⁺	250	30	200	250-1.500	60	350
Mg ²⁺	75	15	75	150-500	73	1.330
Na ⁺	25	35	200	150-2.000	257	10.300
K ⁺	—	—	—	—	15,4	350
Mn ⁺	—	—	—	—	0,002	—
Fe ⁺	—	—	—	—	0,06	—
Aniones, mg/L como CaCO₃:						
Cl ⁻	40	30	125	< 2.000	502	20.500
SO ₂ ⁻	500	15	175	<1.500	162	2.850
Fe ⁻	—	—	—	—	2,05	—
Si ⁻	—	6	10	10-20	24,5	20
HCO ₃ ⁻	250	30	125	—	—	170
NO ₃ ⁻	10	5	50	—	—	—

Fuente: Lorch, 1997 (citado por Kiely, 1999).

Tabla A.3. Análisis típico para un agua cruda.

Tipo de parámetro		
Físico/Químico	microbiológicos	Estéticos
pH, Acidez, Alcalinidad, Sólidos suspendidos, Color, Turbidez y Oxígeno disuelto.	Coliformes totales (37 °C, 24 h) y <i>E. Coli</i> (37 °C, 48 h)	Color, Sabor y Olor

Fuente: Kiely, 1999.



A.2. Norma Técnica Obligatoria Nicaragüense para la Clasificación de los Recursos Hídricos (NTON 05 007-98)

Tabla A.4. Parámetros del agua cruda a evaluar en el Tipo 1-Categoría 1-A y 1-B.

Parámetro	Límite o rango máximo	
	Categoría 1-A	Categoría 1-B
Oxígeno Disuelto	> 4,0 mg/L (*)	> 4,0 mg/L (*)
Demanda de oxígeno (DBO ₅)	2,0 mg/L	5.0 mg/L
pH	Mín.6,0 mg/L Máx. 8,5 mg/L	Mín. 6,0 mg/L Máx. 8,5 mg/L
Color real	< 15 mg/L Pt-Co	< 150 mg/L Pt-Co
Turbiedad	< 5 NTU	< 250 NTU
Fluoruros	Mín. 0,7 mg/L Máx. 1,5 mg/L	< 1,7 mg/L
Hierro Total	0,3 mg/L	3 mg/L
Mercurio Total	0,01 mg/L	0,01 mg/L
Plomo Total	0,01 mg/L	0,05 mg/L
Sólidos Totales disueltos	1000 mg/L	1500 mg/L
Sulfatos	250 mg/L	400 mg/L
Zinc	3 mg/L	5 mg/L
Cloruros	250 mg/L	600 mg/L
Organismos coliformes	Totales (**)	(***)
Cianuro Total		0,1 mg/L
Cobre Total		2,0 mg/L
Cromo Total		0,05 mg/L
Detergentes		1,0 mg/L
Dispersantes		1,0 mg/L
Dureza como CaCO ₃		400 mg/L
Extracto de carbono al cloroformo		0,15 mg/L
Fenoles		0,002 mg/L
Manganeso Total		0,5 mg/L
Nitritos y Nitratos		10,0 mg/L
Plata Total		0,05 mg/L
Selenio		0,01 mg/L
Sodio		200 mg/L
Organofosforados y Carbamatos		0,1 mg/L
Organoclorados		0,2 mg/L
Actividad α		Máx. 0,1 Bequerelio/L
Actividad β		Máx. 1,0 Bequerelio/L

(*) También puede ser como porcentaje de saturación y debe ser mayor de 50%.

(**) Promedio mensual menor de 2000 NMP por cada 100 mL.

(***) Promedio mensual menor de 10000 NMP por cada 100 mL.

Fuente: Asamblea Nacional de Nicaragua, 2000.



A.3. Tipos de Durezas

De acuerdo a Kiely (1999), la dureza está constituida de:

a) Dureza de carbonato o dureza temporal (TH)

Se le denomina con el nombre dureza temporal o no permanente, debido a que esta forma de dureza se elimina por precipitación después de una ebullición prolongada (Kiely, 1999; Romero, 1999). “Esto se produce, porque los bicarbonatos sirven como fuente de iones carbonato para precipitar Ca^{2+} como CaCO_3 a temperaturas elevadas” (Romero, 1999, p.84). La Ecuación A.1 describe este fenómeno.



En aguas naturales los bicarbonatos son la forma principal de alcalinidad, y en consecuencia, la dureza total químicamente equivalente a los bicarbonatos presentes en el agua se considera como dureza carbonatada (Romero, 1999). Ésta se expresa matemáticamente por la Ecuación A.2.

$$\text{TH} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \sum \text{Alcalinidad (Bicarbonato + Carbonato)}, \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \quad (\text{A.2})$$

Esto se cumple cuando la alcalinidad es $<$ Dureza total.

Según Romero (1999), dos casos se pueden presentar en la dureza carbonatada:

Caso I: Cuando la alcalinidad es menor que la dureza total, se obtiene,

$$\text{Dureza carbonatada} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \text{Alcalinidad} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \quad (\text{A.3})$$

Caso II: Cuando la alcalinidad es mayor o igual a la dureza total, se presenta que,

$$\text{Dureza carbonatada} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = \text{Dureza total} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \quad (\text{A.4})$$

b) Dureza no-carbonato (dureza no carbonatada, NHC)

La dureza no carbonatada es la que no está relacionada químicamente con los bicarbonatos, en otras palabras (Romero, 1999):

$$\text{Dureza no carbonatada} = \text{Dureza total} - \text{Alcalinidad} \quad (\text{A.5})$$



Este tipo de dureza incluye a iones como sulfatos, cloruros, y nitratos de calcio y magnesio. Esta dureza se puede comprobar, porque al evaporar el agua se produce cristalización de compuestos como el sulfato de calcio (Romero, 1999).

c) Dureza no carbonato negativa

Esta se manifiesta cuando el agua contiene alcalinidad mayor que la dureza total. En estos casos al calcular la dureza no carbonatada por la Ecuación A.5, se obtiene un valor negativo que no representa a la dureza, pero es conocido como dureza no carbonatada negativa. Este fenómeno se produce por la existencia de más iones bicarbonatos de los necesarios para satisfacer a los iones metálicos divalentes causantes de la dureza. El exceso de estos iones bicarbonato está asociado con otros iones como el Na^+ y K^+ (Romero, 1999).

Así la dureza se determina en $\text{mg CaCO}_3/\text{L}$ mediante las Ecuaciones A.6 y A.7.

$$\text{Dureza en } \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} = M^{2+}(\text{en mg/L}) * \frac{50}{\text{Peso eq de } M^{2+}} \quad (\text{A. 6})$$

$$\text{Dureza en } \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{ como CaCO}_3 = M^{2+}(\text{en meq/L}) * 50 \quad (\text{A. 7})$$

Donde: M^{2+} es cualquier ion metálico divalente (por ejemplo, Ca^{2+} y Mg^{2+}).

Desde otra perspectiva, Pérez (1997) afirma, que no se ha encontrado ninguna correlación entre el agua con alto contenido de dureza y daños al organismo humano.



A.4. Distribución Relativa de Arsenito As(III) y Arseniato As(V) en Función de las Condiciones Redox y pH

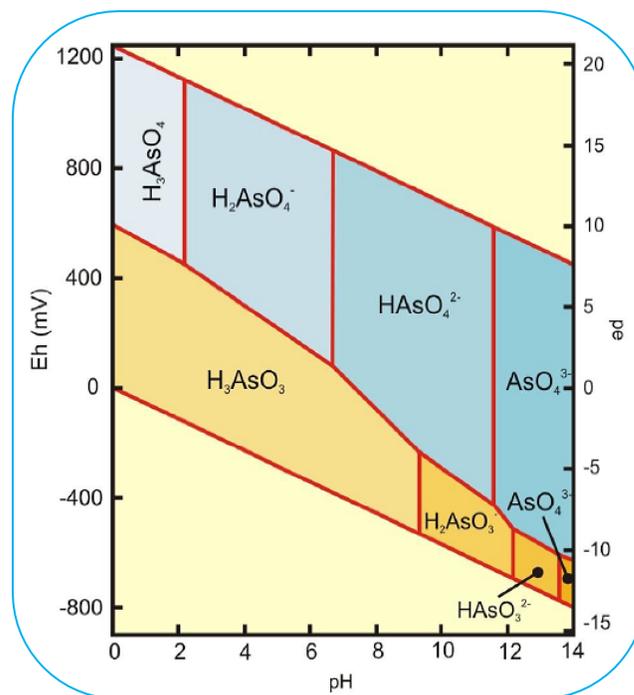


Figura A.1. Diagrama Eh-pH de especies acuosas de arsénico en el sistema As-O₂-H₂O a 25 °C y 1 bar de presión total.

Fuente: Brookins; Yan et al. (citados por Lillo, 2003).

A.5. Enfermedades Causadas por los Parámetros Físicoquímicos

● Turbiedad

CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109 (2004) afirma: “Aunque no se conocen los efectos directos de la turbiedad sobre la salud, esta afecta la calidad estética del agua, lo que muchas veces ocasiona el rechazo de los consumidores” (p.6).

● Sólidos Totales Disueltos

El agua con STD > 1200 mg/L tiene problemas de sabor debidos a la presencia de hierro, cobre, manganeso y zinc y puede tener un efecto laxante.

● pH

Según WHO (2011), el pH usualmente no tiene un impacto directo en los consumidores fundamentado en niveles encontrados en el agua potable. Por tal razón, no propone un valor guía para el pH basado en los efectos a la salud, a



pesar que éste es uno de los parámetros operacionales más importantes en la calidad del agua.

● Conductividad

Las repercusiones a la salud de los seres humanos provocada por la conductividad eléctrica en el agua, no está documentada. Inclusive, las *Guidelines for Drinking-water Quality* (WHO, 2011), no hacen referencia de los efectos que éste parámetro puede causar a la salud de los seres humanos.

● Alcalinidad total

Cuando alcanza niveles altos provoca efectos adversos al sabor del agua (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004). Sin embargo, la alcalinidad encontrada en niveles naturales que llega a menos de 400 mg/L CaCO₃ no es considerada como peligrosa para la salud (Weiner, 2008).

● Dureza total

No han sido probados efectos de la dureza sobre la salud de los humanos. Sin embargo, altos niveles de dureza en el agua potable están relacionados con baja incidencia de enfermedades cardiovasculares (Weiner, 2008). De igual manera, WHO (2011) no propone un valor guía para la dureza en el agua potable, debido a que las concentraciones encontradas en ésta no producen efectos adversos a la salud.

● Cloruro

La presencia de cloruro es preocupante más en el gusto que le imparte al agua que por motivos de salubridad (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109). Esto se refleja en los límites establecidos en las normas de calidad del agua potable. Por ejemplo, U.S.EPA no establece para el cloruro un estándar primario, pero sí un estándar secundario igual a 250 mg/L Cl⁻ fundamentado en los efectos adversos al sabor (Weiner, 2008). De igual manera, WHO (2011) no establece un valor guía en el agua potable para proteger la salud.

Por otro lado, altas concentraciones de cloruro pueden causar problemas en los riñones y en el corazón (Weiner, 2008). Sin embargo, CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109 (2004) citan, que se han registrado áreas donde se consumen aguas con 2000 mg/L Cl⁻, sin efectos adversos a la salud, debido a la adaptación del organismo.



● Sulfatos

AWWA (2002) cita que, las altas concentraciones de sulfato en el agua pueden producir diarreas transitorias. Las personas adultas experimentan un efecto laxante por encima de los 1000 mg/L, mientras en niños alimentados por biberón desarrollan diarreas agudas sobrepasando los 600 mg/L, acompañadas de un estado de deshidratación, causado por el sulfato de sodio (Na_2SO_4) y de magnesio (MgSO_4), y que además le confieren un sabor amargo al agua (CEPIS/OPS/OMS/PUB/04.109, 2004).

● Hierro y manganeso

Las concentraciones bajas de hierro en el agua no suelen causar problemas de salud, pero son preocupantes por razones estéticas y de gusto. No obstante, Marín (citado por Burbano & Sánchez, 2005), plantea que son posibles las intoxicaciones por dosis aguda con hierro entre 300-600 mg/Kg de peso corporal, las cuales pueden causar depresión, respiración agitada, convulsiones, fallas respiratorias, problemas cardíacos y coma. Para el caso del manganeso, los efectos ocurren en el tracto respiratorio, el sistema nervioso y el cerebro (OPS/CEPIS/PUB/04.109, 2004).

● Amoníaco/Amonio

El amoníaco total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) en el agua potable es más un problema estético que concerniente a la salud, porque el olor y el sabor del amoníaco hace que el agua sea rechazada por los consumidores incluso a concentraciones muy bajas. El principal problema del amoníaco está relacionado con su potencial de oxidación, ya que éste se oxida a nitrito (NO_2^-), y a nitrato (NO_3^-), los cuales al ser ingeridos provocan una enfermedad llamada *metahemoglobinemia*. Por otro lado, no se han encontrado evidencias acerca del amoníaco total como un cancerígeno en humanos (Weiner, 2008).

● Nitrito/Nitrato

La toxicidad relativa de los nitratos es bien conocida, pero no así un nivel de dosis nociva. Los nitratos pueden ser reducidos a nitritos en la saliva humana y el tracto intestinal de infantes durante los primeros 6 meses de vida, lo que puede originar en los lactantes la enfermedad ya citada como *metahemoglobinemia* (síndrome del bebé azul) que se caracteriza por inhibir la capacidad de la hemoglobina para transportar oxígeno, convirtiendo así la sangre arterial en sangre venosa (OPS/CEPIS/PUB/04.109, 2004; Pérez, 1997; Romero, 1999; Weiner, 2008; WHO, 2011). WHO (2011) agrega que el síndrome del bebé azul



aparece asociado con la presencia de diarrea infantil endémica, especialmente en pozos privados contaminados.

Los valores guías para las concentraciones de nitrito y nitrato máximas en el agua potable propuesto por WHO (2011) son: 50 mg/L NO_3^- (11 mg/L NO_3^- -N) y 3 mg/L NO_2^- (0,9 mg/L NO_2^- -N).

● Calcio/Magnesio

La ingesta inadecuada de calcio ha sido asociada con un incremento en el riesgo de osteoporosis, cáncer colorrectal, hipertensión, derrame cerebrovascular, enfermedad arterial coronaria, resistencia a la insulina y obesidad. La mayoría de estos trastornos tienen tratamientos, pero no cura (Cotruvo & Bartram, 2009). Desde otra perspectiva, Weiner (2008) afirma que un posible efecto adverso de la ingestión de altas concentraciones de calcio por largos períodos de tiempo puede incrementar el riesgo de formación de cálculos renales.

Una deficiencia de Mg en el organismo incrementa el riesgo de desarrollar patologías como: Vaso-contracción, hipertensión, arritmia cardíaca, aterosclerosis vascular, infarto agudo al miocardio, etc. (Neira, 2006).

● Arsénico

La presencia de arsénico en el agua perjudica la salud de los seres humanos. El envenenamiento agudo con arsénico es el resultado de la ingesta de más de 100 mg del elemento, en cambio, el envenenamiento crónico ocurre con la ingestión continuada de pequeñas cantidades en un período largo de tiempo. La toxicidad del arsénico depende del estado de oxidación, estructura química y solubilidad en el medio biológico. La escala de toxicidad del arsénico decrece en el siguiente orden: Arsina > As^{+3} inorgánico > As^{+3} orgánico > As^{+5} inorgánico > As^{+5} orgánico > compuestos arsenicales y arsénico elemental. La toxicidad del As^{+3} inorgánico es 10 veces mayor que la del As^{+5} inorgánico, debido a su capacidad de quedar retenido en el organismo, enlazándose a los grupos sulfhidrilo. La dosis letal de As^{+3} en adultos es de 1-4 mg As/Kg (Baird, 2001; Castro & Wong, 1999; Manahan 2007).



A.6. Infecciones Transmitidas y Riesgos para la Salud Relacionados con el Agua de Consumo

Tabla A.5. Agentes patógenos transmitidos por el agua y su importancia en los sistemas de abastecimiento de agua^A.

Agente patógeno	Importancia para la salud ^B	Persistencia en los sistemas de abastecimiento de agua ^C	Resistencia al cloro ^D	Efectividad relativa ^E	Fuente animal importante
Bacterias					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja	No
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Moderado	Baja	Moderada	Sí
<i>Escherichia coli</i> patógena ^F	Alta	Moderada	Baja	Baja	Sí
<i>E. coli</i> enterohemorrágica	Alta	Moderada	Baja	Alta	Sí
<i>Legionella</i> spp.	Alta	Puede proliferar	Baja	Moderada	No
Micobacterias no tuberculosas	Baja	Puede proliferar	Alta	Baja	No
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> ^G	Moderada	Puede proliferar	Moderada	Baja	No
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Moderado	Baja	Baja	No
Otras salmonelas	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja	Sí
<i>Shigella</i> spp.	Alta	Corto	Baja	Alta	No
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Corto a largo ^H	Baja	Baja	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Moderada	Largo	Baja	Baja	Sí
Virus					
<i>Adenovirus</i>	Moderado	Larga	Moderada	Alta	No
<i>Enterovirus</i>	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
<i>Virus de la hepatitis A</i>	Moderado	Larga	Moderada	Alta	No
<i>Virus de la hepatitis E</i>	Alta	Larga	Moderada	Alta	Potencialmente
<i>Norovirus</i>	Alta	Larga	Moderada	Alta	Potencialmente
<i>Sapovirus</i>	Alta	Larga	Moderada	Alta	Potencialmente
<i>Rotavirus</i>	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
Protozoos					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alta	Puede proliferar	Baja	Alta	No
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	Sí
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	No
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	Sí
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta	Puede proliferar ^I	Baja	Moderada	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	Sí
Helmintos					
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alta	Moderada	Moderada	Alta	No
<i>Schistosoma</i> spp.	Alta	Corta	Moderada	Alta	Sí

La transmisión por el agua de los patógenos mencionados ha sido confirmada por estudios epidemiológicos e historias de clínicas. Parte de la demostración de la patogenicidad implica reproducir la enfermedad en huéspedes adecuados. Los estudios experimentales en los que los voluntarios son expuestos a un número conocido de los agentes patógenos para proporcionar información relativa. Como la mayoría de los estudios se realizan con voluntarios adultos sanos, estos datos son aplicables a sólo una parte de la población expuesta, y la extrapolación a los grupos más sensibles es un tema que debe ser estudiado con más detalle.

A: Esta tabla contiene los agentes patógenos para los cuales existe alguna evidencia de importancia para la salud relacionados con su aparición en el suministro de agua potable.

B: Importancia a la salud relacionada a la gravedad de los casos, incluyendo la asociación con brotes.

C: Período de detección de fase infecciosa en agua a 20 °C: corto, de hasta 1 semana, moderada, 1 semana y 1 mes, tiempo, más de 1 mes.

D: Cuando el estado infeccioso está libremente suspendido en agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales, y pH entre 7 y 8. Se entiende por bajo al 99% inactivación a 20 °C generalmente en < 1 min, moderada 1-30 min y alta > 30 min. Cabe señalar que los organismos que sobreviven y crecen en biopelículas, tales como *Legionella* y micobacterias, serán protegidas de cloración.

E: A partir de experimentos con voluntarios humanos, de la evidencia epidemiológica y de estudios en animales. Altas dosis de infección significa puede ser 1-10² organismos o partículas, moderados 10²-10⁴ y bajos < 10⁴.

F: Incluye enteropatógena, enterotoxigénica y enteroinvasiva.

G: Principal vía de infección es por contacto con la piel, pero puede infectar a inmunodeprimidos por vía y pacientes con cáncer.

H: *Vibrio cholerae* puede persistir por largos períodos de tiempo en asociación con los copépodos y otros organismos acuáticos.

I: En agua caliente o templada.

Fuente: WHO, 2008.

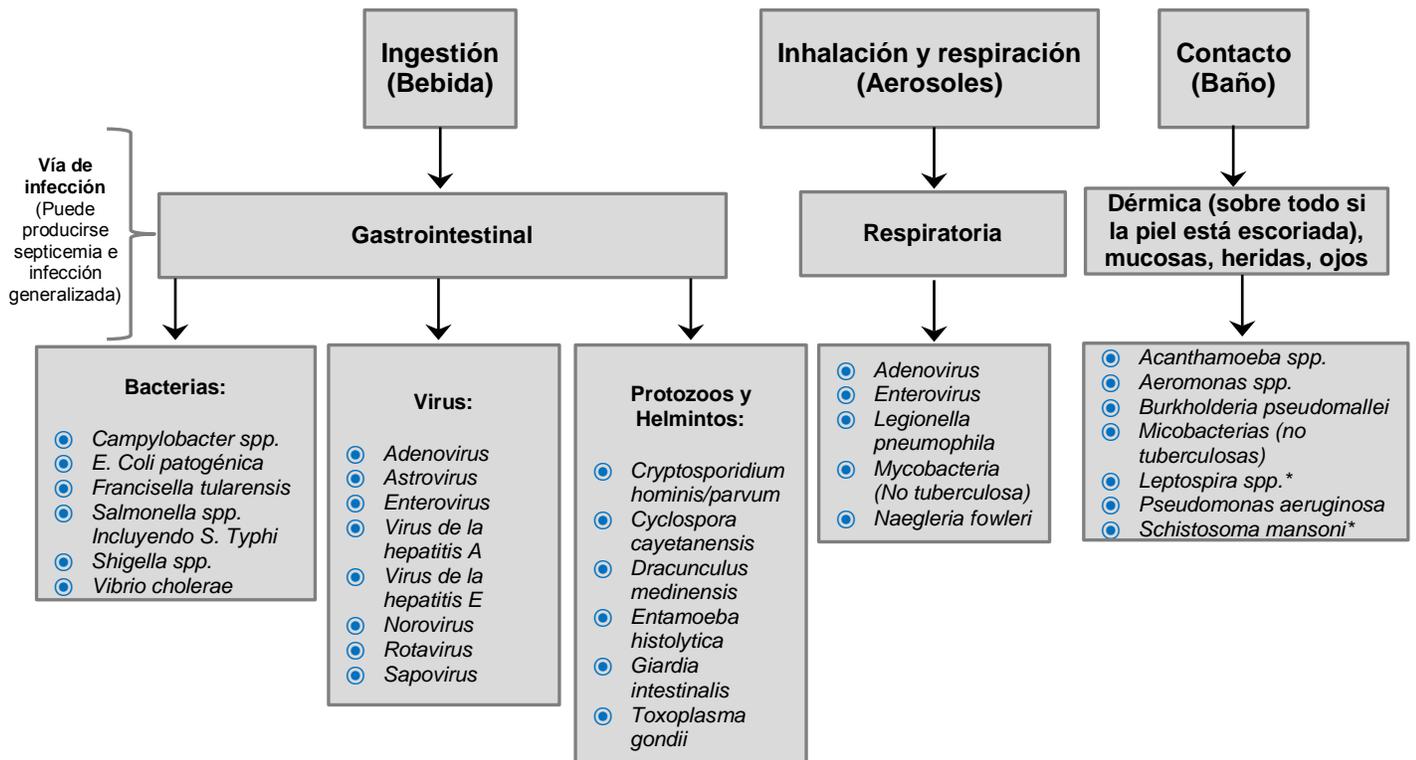


Figura A.2. Vías de transmisión y ejemplos de agentes patógenos relacionados con el agua.

Fuente: WHO, 2008.



Anexo B

B.1. Parámetros de Calidad del Agua Potable Según CAPRE

Tabla B.1. Parámetros bacteriológicos^(A).

Origen	Parámetro (B)	Valor recomendado	Valor admisible	Observaciones
A. Todo tipo de agua de bebida	<i>Coliforme fecal</i>	Neg	Neg	—
B. Agua que entra al sistema de distribución	<i>Coliforme fecal</i>	Neg	Neg	—
	<i>Coliforme total</i>	Neg	≤4	En muestras no consecutivas
C. Agua en el sistema de distribución	<i>Coliforme total</i>	Neg	≤4	En muestras puntuales, no debe ser detectado en el 95% de las muestras anuales ^(C)
	<i>Coliforme fecal</i>	Neg	Neg	—

(A) NMP/100 ml, en caso de análisis por tubos múltiples o colonias/100 ml en el caso de análisis por el método de membranas filtrantes. El indicador bacteriológico más preciso de contaminación fecal es la *E. Coli*. La bacteria Coliforme Total no es un indicador aceptable de la calidad sanitaria de acueductos rurales, particularmente en áreas tropicales donde muchas bacterias sin significado sanitario se encuentran en la mayoría de acueductos sin tratamiento.

(B) En los análisis de control de calidad se determina la presencia de *Coliformes totales*. En caso de detectarse una muestra positiva se procede al remuestreo y se investiga la presencia de *Coliforme fecal*. Si el remuestreo da resultados negativos, no se toma en consideración la muestra positiva, para la valoración de calidad anual. Si el remuestreo da positivo se intensifican las actividades del programa de vigilancia sanitaria que se establezca en cada país. Las muestras adicionales, recolectadas cuando se intensifican las actividades de inspección sanitaria, no deben ser consideradas para la valoración anual de calidad.

(C) En los sistemas donde se recolectan menos de 20 muestras, al año, el porcentaje de negatividad debe ser ≥ 90 %.

Fuente: CAPRE, 1994.

Tabla B.2. Parámetros físico-químicos.

Parámetro	Unidad	Valor recomendado	Valor máximo admisible
Temperatura	°C	18-30	—
Concentración de iones hidrógeno	Valor pH	6,5 a 8,5 ^(A)	—
Cloruros	mg/L	25	250
Conductividad	μS/cm	400	—
Dureza	mg/L CaCO ₃	400	—
Sulfatos	mg/L	25	250
Calcio	mg/L CaCO ₃	100	—
Magnesio	mg/L CaCO ₃	30	50
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	—	1.000

(A) Las aguas deben ser estabilizadas de manera que no produzcan efectos corrosivos ni incrustantes en los acueductos.

Fuente: CAPRE, 1994.

Tabla B.3. Parámetros organolépticos.

Parámetro	Unidad	Valor recomendado	Valor máximo admisible
Color verdadero	mg/L (Pt-Co)	1	15
Turbiedad	NTU	1	5

Fuente: CAPRE, 1994.

Tabla B.4. Parámetros para sustancias no deseadas.

Parámetro	Unidad	Valor recomendado	Valor máximo admisible
Nitrato (NO_3^- -N)	mg/L	5,65	11,29
Nitrito (NO_2^- -N)	mg/L	—	0,03-1,0 ⁽¹⁾
Amonio (NH_4^+)	mg/L	0,05	0,5
Hierro	mg/L	—	0,3
Manganeso	mg/L	0,1	0,5

(1) Si se escoge el valor de 1,0 debe relacionarse el nitrato y nitrito por la ecuación B.1.

Fuente: CAPRE, 1994.

$$\frac{[\text{NO}_3^- - N]}{\text{V.R de NO}_3^- - N} + \frac{[\text{NO}_2^- - N]}{\text{V.R de NO}_2^- - N} < 1 \quad (\text{B.1})$$

Donde: V.R = Valor Recomendado.

Nota: El V.R de NO_2^- -N se encuentra en el Guidelines for Drinking-water Quality de WHO (2011).

Tabla B.5. Parámetros para sustancias inorgánicas con significado para la salud.

Parámetro	Unidad	Valor máximo admisible
Arsénico	mg/L	0,01
Cadmio	mg/L	0,05
Cianuro	mg/L	0,05
Mercurio	mg/L	0,001
Plomo	mg/L	0,01
Antimonio	mg/L	0,05
Selenio	mg/L	0,01

Fuente: CAPRE, 1994.

B.2. Mecanismos de las Etapas de Transporte y Adherencia

El agua que entra a un filtro contiene una gran variedad de partículas en suspensión con tamaños que varían desde flóculos relativamente grandes del orden de 1 mm de diámetro hasta coloides, bacterias y virus con tamaños inferiores a 10^{-3} mm (1 μm); los cuales pueden ser partículas electropositivas, electronegativas y neutras, o micro-flóculos con polímeros adsorbidos que quedan retenidos en mayor o menor proporción en el medio filtrante, principalmente por las fuerzas de adherencia a la superficie de los granos del



medio, formando una película alrededor de éstos, cuya resistencia al esfuerzo cortante producido por la fuerza de arrastre del flujo, es función de la magnitud de las fuerzas que mantienen pegadas las partículas a cada elemento del medio granular. Por ejemplo, si estas fuerzas son débiles los flóculos serán arrastrados por el flujo y penetrarán cada vez más hondo, hasta que eventualmente aparecerán en el efluente, por el contrario, si son fuertes éstos quedaran obstaculizando temporalmente el paso del agua (Arboleda, 2000).

Arboleda (2000) afirma, que los flóculos grandes, cuyo volumen es mayor que el de los poros del medio granular, quedan retenidos por simple cernido en los intersticios del lecho. En la misma perspectiva, las partículas de menor diámetro que los poros del medio filtrante, entran libremente en el material granular, y tienen que atravesar una distancia relativamente grande antes de poderse adherir a los granos que forman dichos poros. Así mismo, el material finamente dividido cuyo orden de magnitud es varias veces menor que el de los poros (p.j., las bacterias son hasta 100 veces menores que ellos), es removido debido a la acción de los mecanismos que rigen las etapas de filtración, los cuales serán descritos a continuación.

Pérez (1997) sintetiza la acción de las dos etapas que contribuyen en la filtración de la siguiente manera: “Inicialmente las partículas que serán removidas son transportadas en la suspensión hasta la superficie de los granos y a continuación permanecen adheridas a su superficie resistiendo la acción de la fuerza de corte, debidas a las condiciones hidrodinámicas de escurrimiento” (p.231). Estos mecanismos que integran las dos etapas del proceso de filtración son detallados a continuación.

B.2.1. Mecanismos de la etapa de transporte.

En la Figura B.1 se observan los distintos mecanismos de la etapa de transporte de las partículas dentro de los poros del medio filtrante, en donde simultáneamente pueden actuar varias causas para aproximar el material suspendido hasta los granos del medio filtrante (Arboleda, 2000).

Cernido: Este mecanismo actúa sólo en las capas más superficiales del medio filtrante entre las partículas relativamente fuertes que son capaces de resistir los esfuerzos cortantes producidos por el flujo, cuya velocidad aumenta en las constricciones (Figura B.1). Cuando las partículas son de tamaños mayores que los poros del medio filtrante, pueden quedar atrapadas en los intersticios que tienen un tamaño que varía entre 0,1 y 0,2 mm para granos de 0,5 mm, y entre 0,3 y 0,6 mm para los de 1,2 mm; debido a que los flóculos grandes pueden tener de 0,5 a 2,0 mm de diámetro (Arboleda, 2000).



Sedimentación: El mecanismo de la sedimentación provoca que las partículas menores que los tamaños de los poros puedan ser removidas debido al efecto de la gravedad que hace que se sedimenten sobre la superficie de los granos (Figura B.1) (Pérez, 1999). Estas superficies son muy grandes, las cuales Hazen (citado por Arboleda, 2000) calcula que 1 m^3 de arena de $0,35 \text{ mm}$ de diámetro tiene un área superficial aprovechable de 444 m^2 (5,56% del total). No obstante, este mecanismo no explica por qué en el medio filtrante se remueven los flóculos con una densidad muy cercana a la del agua o partículas como bacterias o virus, cuya velocidad de sedimentación es del orden de mm/d , ni por qué la materia que se ha sedimentado no es nuevamente arrastrada por el flujo, teniendo en cuenta el aumento de la velocidad en los intersticios. En consecuencia, la sedimentación solamente puede producirse con material sólido relativamente grande y denso, y en zonas del medio filtrante donde la carga hidráulica sea baja (Arboleda, 2000; Pérez, 1997).

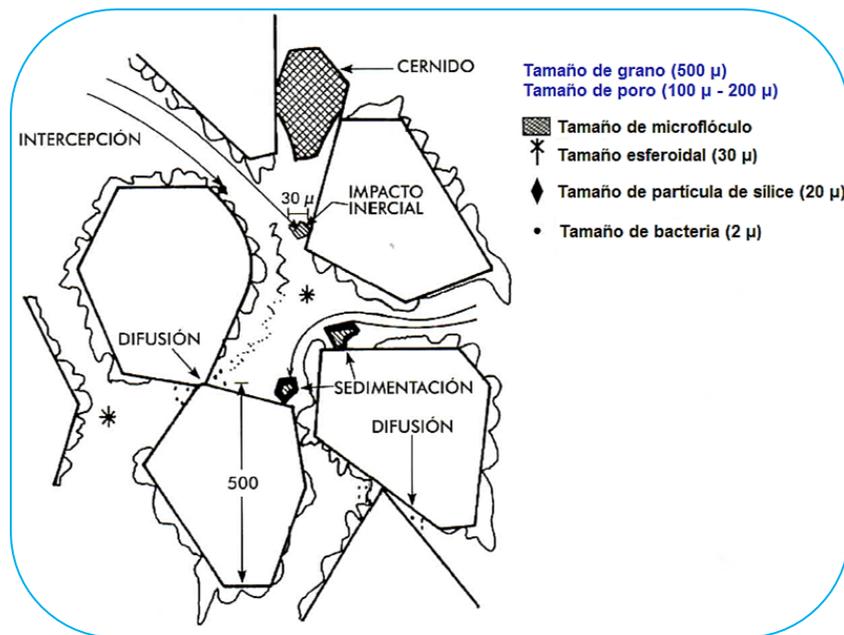


Figura B.1. Mecanismos que producen el transporte de las partículas hasta los granos de un medio filtrante.

Fuente: Arboleda, 2000.

Intercepción: Este mecanismo se presenta cuando la velocidad de escurrimiento es baja y las partículas suspendidas tienen densidades aproximadamente iguales a la del agua, provocando que éstas viajen a lo largo de las líneas de flujo (Pérez, 1997). Camp y Stein (citado por Pérez, 1997) llegaron a la conclusión de que la remoción de los flóculos por medio de éste mecanismo dentro del lecho, es llevada a cabo primeramente por contacto de las partículas de los flóculos con la superficie de los granos o con flóculos ya



depositados o adheridos a ellos. La idea anterior se presenta esquematizada en la Figura B.2, en donde se puede apreciar que las partículas de (A) viajan con las líneas de flujo (lo cual es cierto para bajas velocidades) y en el momento que se produce el estrechamiento de dichas líneas en la constricción (B), las partículas se ven forzadas a entrar en contacto entre sí y con el medio filtrante, y en consecuencia son interceptadas por éste (Arboleda, 2000).

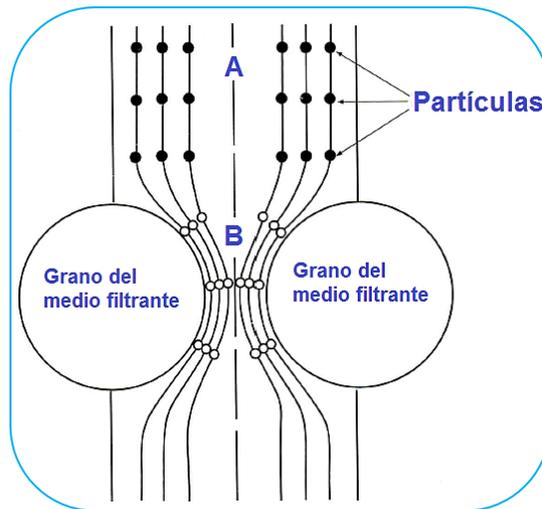


Figura B.2. Remoción de partículas por interceptación con el medio filtrante.

Fuente: Arboleda, 2000.

Según Camp y Stein (citado por Arboleda, 2000), el mecanismo de interceptación progresa en el medio filtrante describiendo la secuencia de pasos siguientes:

- 1) Inicialmente los flóculos empiezan a pegarse a la cara superior del grano, y a medida que una mayor cantidad de materia se le adhiere, se origina una película hasta llegar a cubrirlos completamente.
- 2) Conforme pasa el tiempo, esta película va creciendo, provocando la disminución del tamaño de las constricciones con lo que aumenta la velocidad del flujo intersticial, de tal forma que un menor número de partículas puede adherirse a los granos superiores y el restante tenga que penetrar hasta las capas inferiores.
- 3) Al continuar la filtración, aparecen segmentos que cuelgan de los granos, los cuales eventualmente se rompen, son arrastrados y retenidos más abajo por otros granos menos recubiertos. Este proceso de arrastre se hace cada vez mayor a medida que el espesor de la película crece, ocasionando que la colmatación del medio filtrante progresa en profundidad.



- 4) En este proceso, existe una diferencia peculiar en la capacidad de adhesión de las partículas, en donde las partículas débiles son arrastradas y reemplazadas por otras más fuertes. Cabe señalar, que pequeñas diferencias de parámetros como el pH, por lo general afecta la capacidad de adhesión y la resistencia de la película del floculo al esfuerzo cortante.

O'Melia et al., Stumm y Ivés (citados por Arboleda, 2000) plantean que: “La eficiencia del filtro debida a la intercepción, es directamente proporcional al cuadrado de la partícula e inversamente proporcional al diámetro del grano” (p.371).

Impacto inercial: Este mecanismo se produce cuando las líneas de flujo se curvan en las proximidades de los granos del medio filtrante por causa del escurrimiento; por lo tanto cuando la velocidad es alta y las partículas suspendidas son relativamente grandes, se producen efectos de inercia que hacen que las partículas sigan una trayectoria diferente a las líneas de flujo que las hacen pasar alrededor de los granos del medio, mientras las líneas de flujo se curvan para posteriormente las partículas continúen su recorrido original, lo cual hacen que choquen con los granos del medio filtrante para quedar adheridas a ellos, tal a como se observa en la Figura B.3 (Arboleda, 2000; Pérez, 1997).

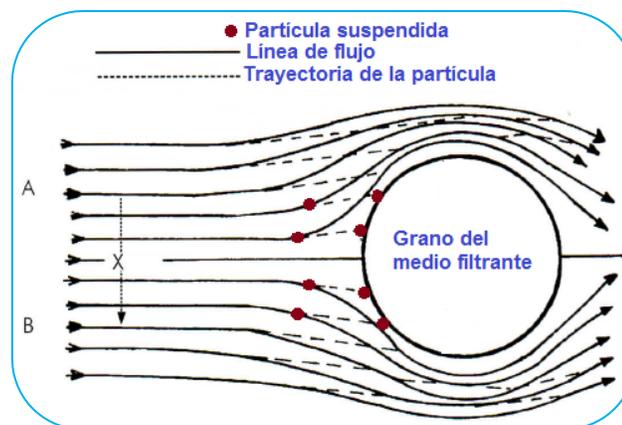


Figura B.3. Impacto inercial de las partículas contra un grano del medio filtrante.

Fuente: Arboleda, 2000.

Difusión: Pérez (1997) atribuye este mecanismo al movimiento Browniano, por la tendencia que existe entre las partículas pequeñas a difundirse desde zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración. Si se considera que la mayor parte de las partículas que entran a un filtro tienen un tamaño menor de 10 μm , la difusión se constituye en una importante causa de la remoción de arcilla sobre todo donde la velocidad del flujo es prácticamente cero. Por otro lado, Arboleda (2000) suscita que: “La eficiencia del filtro debida a la difusión es



directamente proporcional a la temperatura e inversamente proporcional al diámetro de la partícula y del grano” (p.373).

Acción hidrodinámica: La descripción de este mecanismo es válida para explicar la remoción de partículas del tamaño de $10\ \mu\text{m}$. Estas partículas de tamaños relativamente grandes, cuando se escurren en movimiento laminar pueden tener en sus extremos velocidades diferentes (Figura B.4.A) producto al gradiente de velocidades. Esta diferencia de velocidades entre v_a y v_b hacen girar a las partículas, produciendo una diferencia de presión perpendicular al escurrimiento, y por ende que éstas sean conducida a una región de velocidad más baja (Figura B.4.B) (Arboleda, 2000).

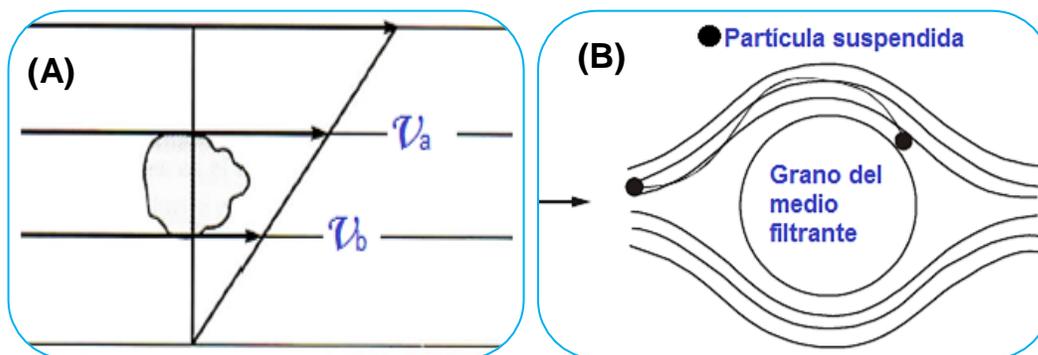


Figura B.4. (A) Gradiente de velocidad ($v_a > v_b$) que experimenta las partículas de un orden de tamaño de $10\ \mu\text{m}$ en un medio filtrante, (B) Región de baja velocidad en donde las partículas son conducidas.

Fuente: Arboleda, 2000; OPS/CEPIS/PUB/04.109; 2004.

Arboleda (2000) agrega que: “Debe tenerse en cuenta que comúnmente las partículas son de diferentes formas y tamaños y el escurrimiento no es uniforme, por lo tanto sus movimientos serán erráticos” (p.373).

B.2.2. Mecanismos de la etapa de adherencia.

La adherencia es atribuida más a una serie de factores químicos y electroquímicos, cuya variación induce modificaciones en el comportamiento de los filtros, y en sí entre las partículas transportadas y los granos del medio filtrante, ya que la adherencia está gobernada principalmente por las características de las superficies de cada grano del medio, en donde las partículas pueden adherirse directamente a dichas superficies de los granos del medio o a partículas previamente retenidos por ellos (Arboleda, 2000; Pérez, 1997).



Fuerzas de Van der Waals: Según Pérez (1997), las fuerzas de Van der Waals son en gran manera las responsables de la adhesión de las partículas a los granos del filtro. Lo anterior es confirmado por Mackrle, V. & Mackrle, S. (citados por Arboleda, 2000), quienes aducen que las fuerzas de Van der Waals son primariamente responsables de la adhesión de las partículas a los granos del medio filtrante, porque dentro de una distancia Δr desde la superficie de cada grano sobre la cual las fuerzas de adhesión son operativas, hay un volumen alrededor de cada grano, designado como espacio de adhesión, donde las partículas suspendidas que entran en dicho espacio serán removidas del flujo, a medida que sean atraídas para adherirse a la superficie de los granos (Figura B.5).

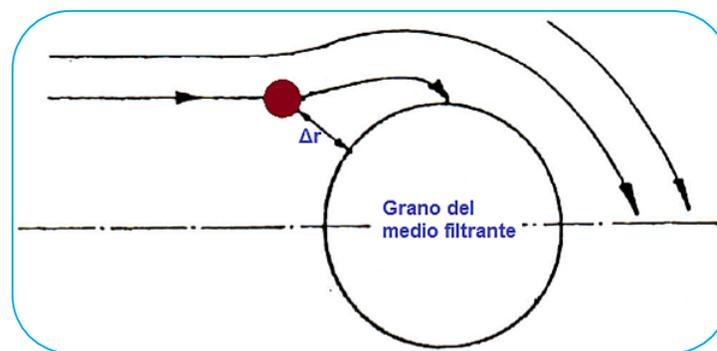


Figura B.5. Trayectoria de las partículas capturadas por acción de las fuerzas de Van der Waals.

Fuente: Arboleda, 2000.

En otra instancia, Arboleda (2000) cita que las fuerzas de Van der Waals son independientes del pH y de las características de la fase acuosa, pero estas fuerzas no son las que determinan eminentemente el mecanismo de la adhesión, porque de esta manera la adhesión sería independiente del pH, lo que no concuerda con los resultados obtenidos en la práctica.

Fuerzas electroestáticas: Las fuerzas de Van der Waals combinadas con las fuerzas electroestáticas (o coulombicas) son las que determinan la adsorción entre las partículas (Arboleda, 2000; Pérez, 1997). Kaufman (citado por Arboleda, 2000) plantea que si se considera la carga eléctrica de los granos y el de las partículas, se pueden presentar tres casos que explican la adhesión del material suspendido al medio filtrante, los cuales son:

- 1) Los granos del medio filtrante negativos y las partículas positivas: Este caso provoca una fuerza atractiva entre el medio y las partículas, por lo que una sola aproximación de las partículas a los granos del medio produce atracción y adhesión.



- 2) Los granos del medio filtrante negativos y las partículas neutras: En este caso la barrera de energía ha desaparecido y todo contacto puede producir adhesión.
- 3) Los granos del medio filtrante negativos y las partículas también: Aunque en este caso existe repulsión; las fuerzas hidrodinámicas pueden ocasionalmente vencer la barrera de energía y aproximar lo suficiente las partículas a los granos para que las fuerzas atractivas de Van der Waals puedan actuar. Sin embargo, la probabilidad de adhesión de las partículas en este caso es menor que en los anteriores.

Puente químico: El puente químico se origina cuando las cadenas poliméricas adheridas a las superficies de las partículas dejan sus segmentos activos extendidos en el agua, provocando que puedan ser adsorbidos por otras partículas o por sitios vacantes en la superficie de los granos del medio filtrante (Figura B.6), independientemente de las cargas electrostáticas y de las fuerzas de Van der Waals (Arboleda, 2000; Pérez, 1997). Según Arboleda (2000), este fenómeno se acrecienta cuando las partículas con sus segmentos poliméricos ya adheridos atraviesan las constricciones del medio, donde se enlazan con segmentos sueltos adsorbidos por los granos o por las partículas ya adheridas en dichas constricciones, quedando de esta forma retenidas (Figura B.6).

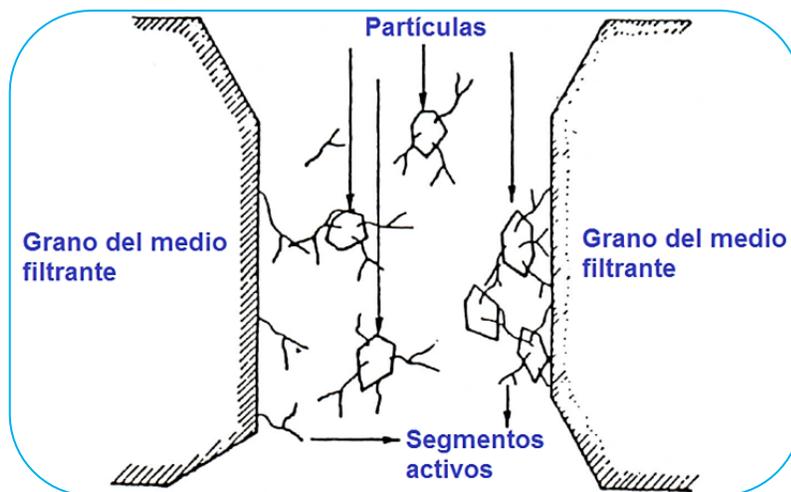


Figura B.6. Esquema de la acción de los puentes químicos en un medio granular.

Fuente: Arboleda, 2000.



B.3. Filtro de Bioarena (FBA)

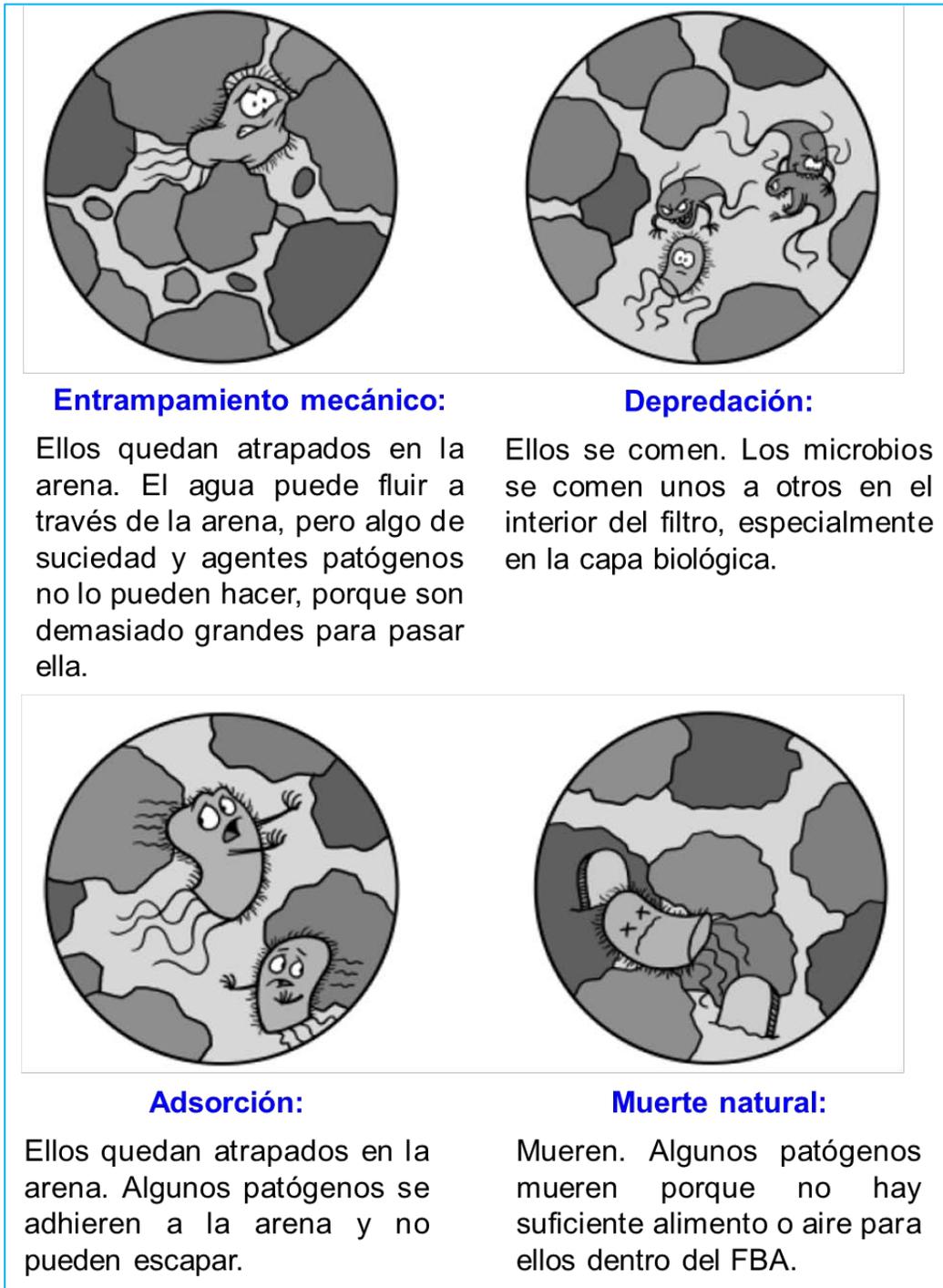


Figura B.7. Procesos biológicos, mecánicos y químicos que ocurren en el FBA.

Fuente: CAWST, 2012

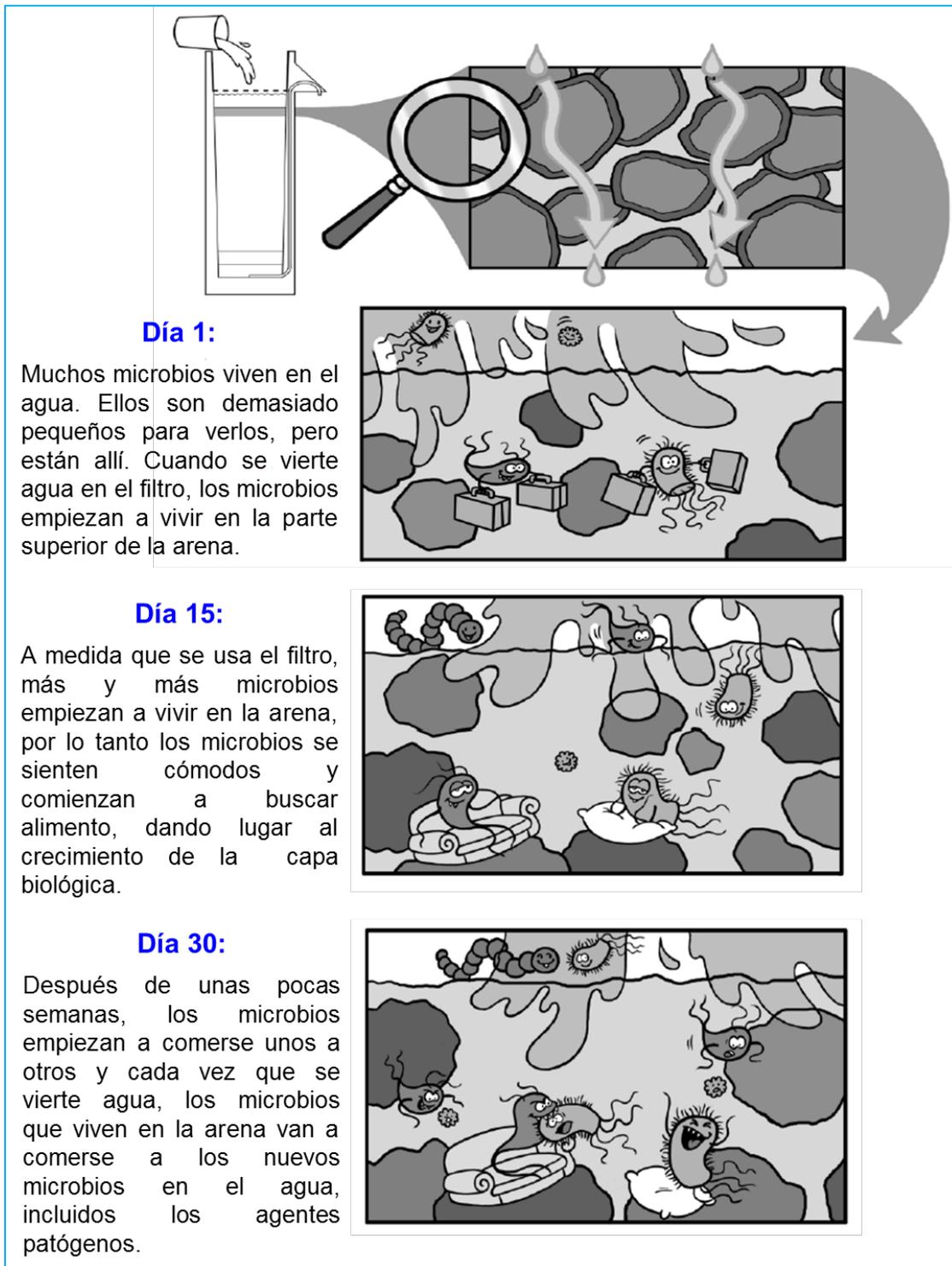


Figura B.8. Desarrollo de la capa biológica en el FBA.

Fuente: CAWST, 2012.



B.4. Medio Adsorbente a Base de Dióxido de Titanio (TiO₂) Granular

B.4.1. Definición del proceso de adsorción.

La adsorción es un proceso de separación en la que uno o más componentes (adsorbato) de una corriente de fluido se transfieren hacia la superficie de sólidos adsorbentes, en forma de pequeñas partículas, para ocupar completamente sus sitios activos de adsorción, cuando el fluido se hace pasar por un lecho fijo (Figura B.9) (Geankoplis, 1998; McCabe, Smith & Harriott, 1991).

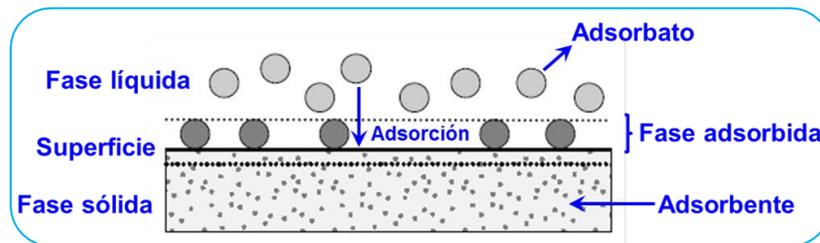


Figura B.9. Proceso de adsorción.

Fuente: Worch, 2012.

El proceso de adsorción global consta de una serie de pasos. Cuando el fluido pasa alrededor de la partícula en un lecho fijo, el soluto primero se difunde desde el volumen del fluido hacia toda la superficie exterior de la partícula. Luego, el soluto se difunde hacia el interior del poro hasta la superficie del mismo. Por último, el soluto se adsorbe sobre la superficie. (Geankoplis, 1998, p.774)

El proceso de adsorción corresponde al sistema de más baja energía donde se producen interacciones soluto-sorbente, ya sea de forma física (fisorción), provocadas por las fuerzas intramoleculares débiles de Van der Waals (fuerzas electrostáticas), cuyos efectos son reversibles o de forma química (quimisorción) originadas por las fuerzas de naturaleza covalentes con efectos irreversibles. La presencia de estos enlaces pone en evidencia la presencia de sitios activos. En los procesos de adsorción intervienen simultáneamente los dos fenómenos (fisorción y quimisorción), sin embargo la fisorción parece ser el mecanismo preponderante (Valencia, 2007).



B.4.2. Efectos del pH y el contenido de TiO_2 en la remoción de arsénico.

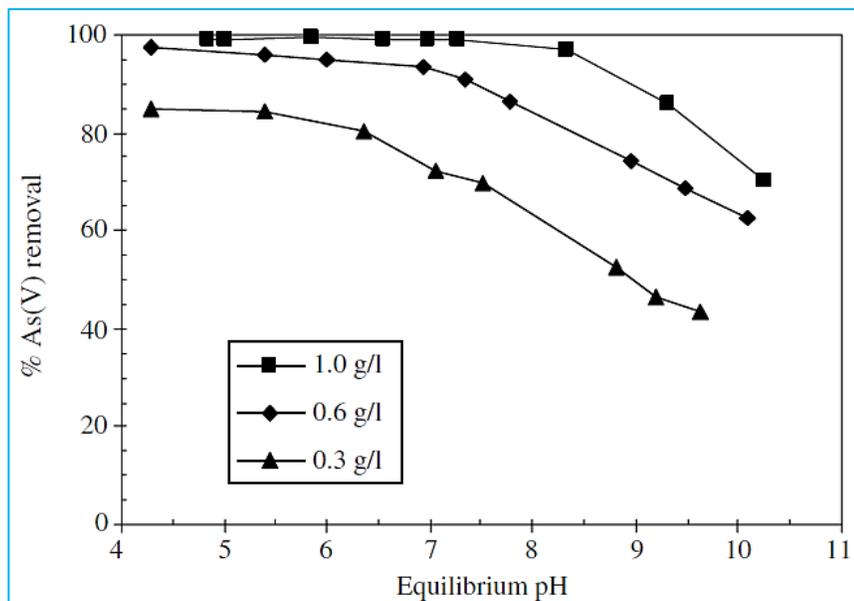


Figura B.10. Remoción de As(V) de agua subterránea por el TiO_2 adsorbente en un rango de pH de 4 a 11. Concentración inicial de As(V) = 300 $\mu\text{g/L}$.

Fuente: Bang et al., 2005.

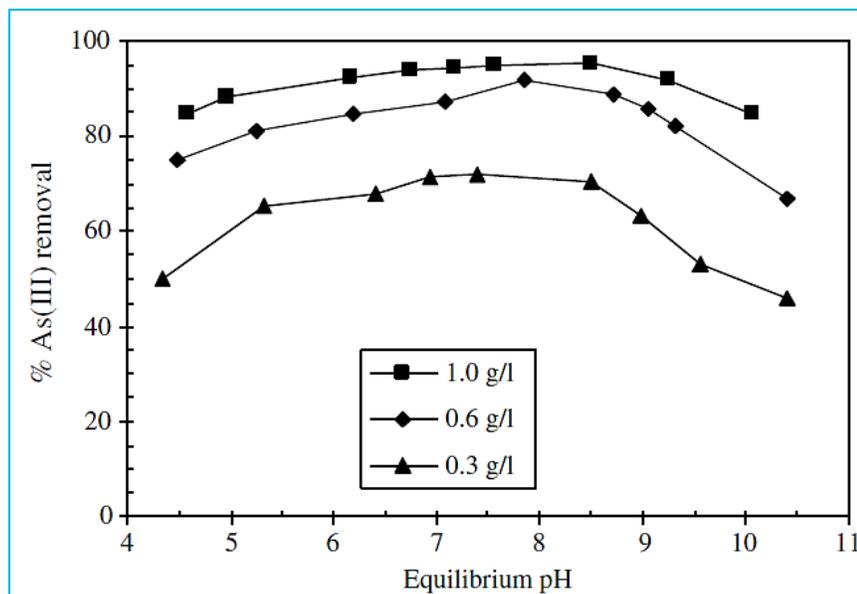


Figura B.11. Remoción de As(III) de agua subterránea por el TiO_2 adsorbente en un rango de pH de 4 a 11. Concentración inicial de As(III) = 300 $\mu\text{g/L}$.

Fuente: Bang et al., 2005.

B.4.3. Características físicas y químicas de TiO₂ granular anatasita, Adsorbsia™ As500 arsenic removal media.

El TiO₂ granular “Adsorbsia™ As500 arsenic removal media”, producido por la compañía Dow® Chemical Company (Water & Process Solutions Division) es el medio adsorbente utilizado en los FMADT diseñados por la *Organización Aqua Clara International* y *Aqua Clara Nicaragua* para remover el arsénico inorgánico del agua subterránea (Figura B.12) mediante los filtros instalados en las comunidades rurales. Las propiedades físicas y químicas típicas que presenta el Adsorbsia™ As500 se muestra en la Tabla B.6.



Figura B.12. Aspecto físico del TiO₂ granular de Adsorbsia™ As500.

Fuente: Vance & Goltz, 2010.

Tabla B.6. Propiedades físicas y químicas de Adsorbsia™ As500 titanium-based media de Dow® Chemical Company.

Propiedad	Unidad de medida	Magnitud
Tipo de producto	Granulado basado en dióxido de titanio	
Rango de tamaño de partículas	Mesh (malla)	16-60
Retenido en malla de 16 mesh (1,20 mm)	%	<5
A través de malla de 60 mesh (0,25 mm)	%	<10
Contenido de humedad	%	<15
Densidad aparente	Kg/m ³	480
	lb/pie ³	30
Superficie específica	m ² /g	200
Volumen de poros	cm ³ /g	0,4
Capacidad de equilibrio^A		
Arsénico(V)	g/Kg	12-15
Arsénico(III)	g/Kg	3-4
Selenita(IV)	g/Kg	4-5
Plomo(II)	g/Kg	11 ^B

A: La capacidad de equilibrio estático se mide a temperatura ambiente, en agua de referencia ANSI/NSF Standard 53; B: Datos recogidos del plomo para pH = 4.

Fuente: DOW® Chemical Company, 2009.



B.4.4. Curvas de saturación con arsénico en función del número de lotes procesados para el TiO₂ granular Adsorbsia™ As500.

En las Figuras B.13 y B.14, se presentan las curvas de saturación de arsénico (dinámica de adsorción de arsénico) para TiO₂ granular Adsorbsia™ As500, obtenidas a diferentes condiciones experimentales por Dow® Chemical Company. Según la Figura B.13, después de procesar 38.000 volúmenes de lecho de agua filtrada, la concentración de arsénico en el efluente es menor al límite de detección (1 µg/L As), posteriormente a los 83.000 volúmenes de lecho aproximadamente, la concentración de arsénico incrementa a 10 µg/L As, el cual es el límite máximo permisible en el agua potable según las normas CAPRE y USEPA. De igual forma, la Figura B.14 muestra que la concentración de arsénico en el efluente es < 1 µg/L As, cuando se ha procesado 20.000 volúmenes de lecho aproximadamente, y alcanza los 10 µg/L posterior a tratar los 28.000 volúmenes de lecho.

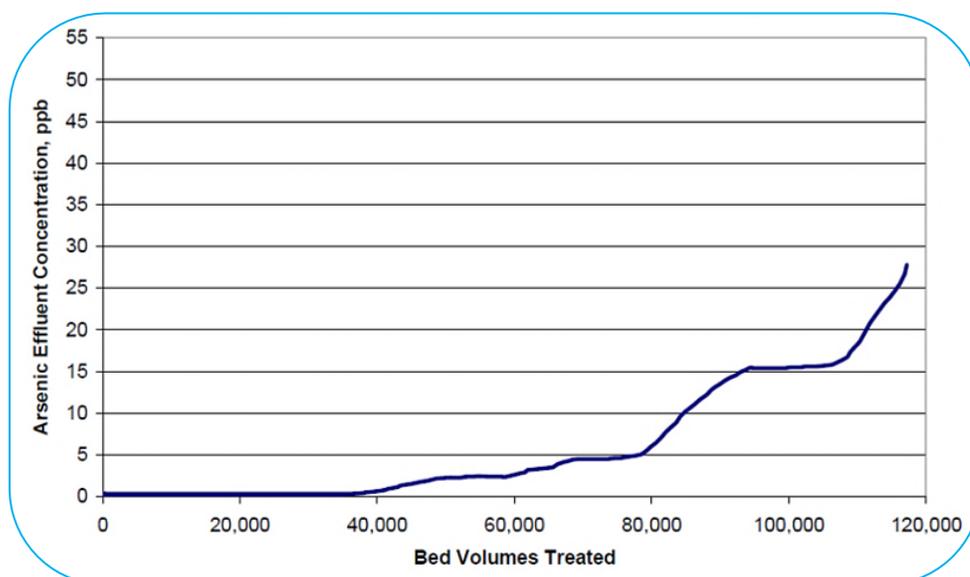


Figura B.13. Rendimiento dinámico de adsorción de arsénico para ADSORBSIA™ As500. Concentración inicial= 50 µg/L As, pH= 6,5; EBCT= 120 s y concentración de SiO₂= 20 g/L. Agua según protocolo ANSI/NSF 53☒.

Fuente: DOW® Chemical Company, 2009.

☒: Drinking Water Treatment Units—Health Effects (ANSI/NSF 53): Esta norma abarca los sistemas diseñados como punto de entrada y punto de uso, para reducir contaminantes específicos relacionados con la salud, como *Cryptosporidium*, *Giardia*, plomo, químicos orgánicos volátiles, MTBE (metil tert-butil éter), que pueden estar presentes en el agua para beber pública o privada.

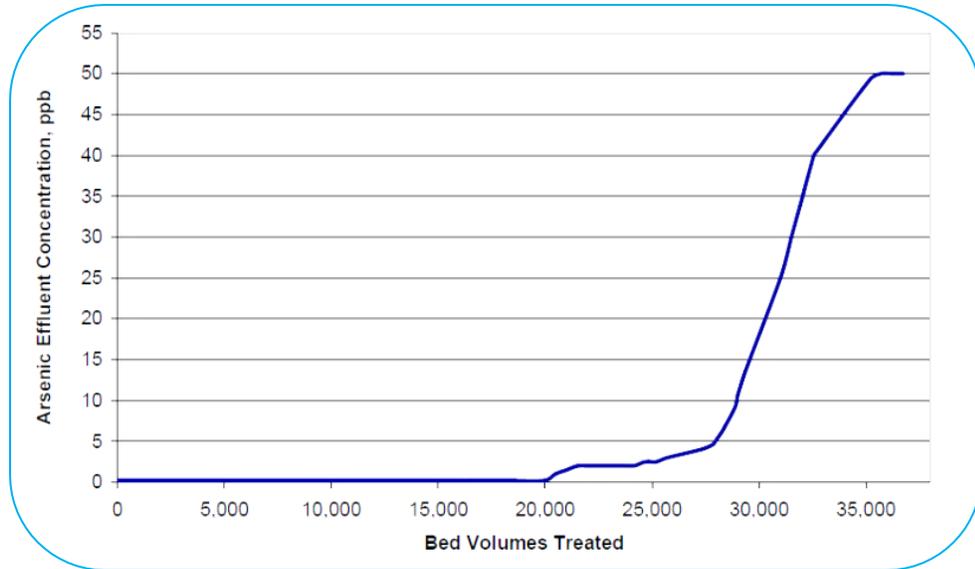


Figura B.14. Rendimiento dinámico de adsorción de arsénico para ADSORBSIA™ As500. Concentración inicial= 60 µg/L As; pH= 7,5; EBCT= 165 s y concentración de SiO₂= 20 g/L. Agua según protocolo ANSI/NSF 53.

Fuente: DOW® Chemical Company, 2009.

B.4.5. Curvas de saturación de arsénico para “Adsorbsia™ Titanium Based Adsorbant” frente a otros medios adsorbentes (alúmina activada, óxido férrico, hidróxido férrico).

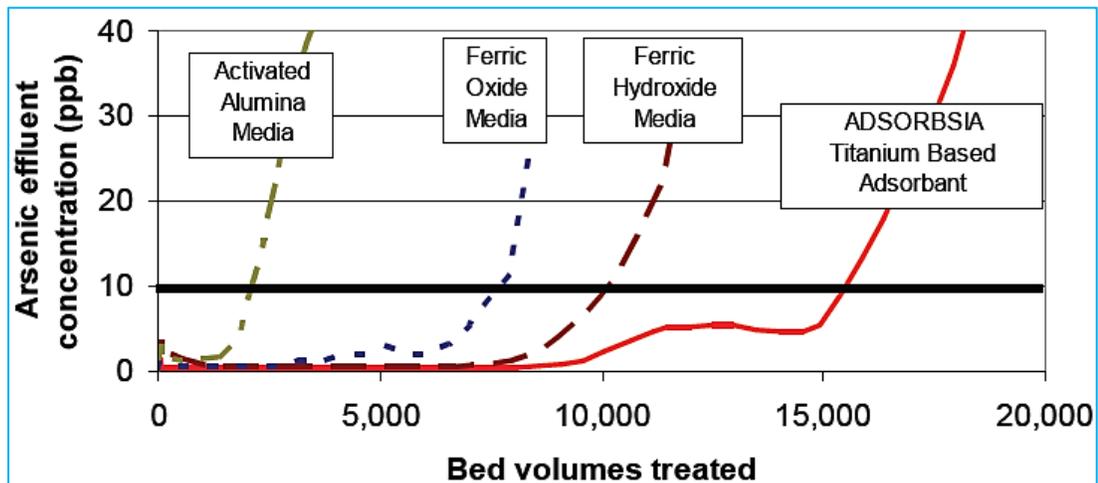


Figura B.15. Rendimiento dinámico de Adsorbsia™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de EBCT= 180 s, pH= 7,5; concentración inicial de As(V)= 300 µg/L y concentración de sílice= 100 g/L.

Fuente: Vance & Goltz, 2010.

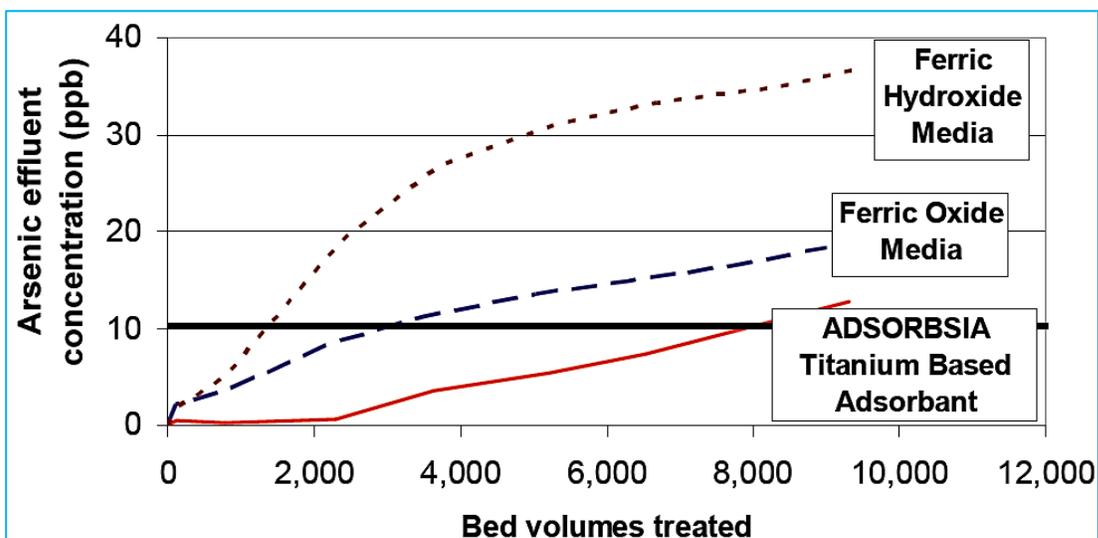


Figura B.16. Rendimiento dinámico de Adsorbsia™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de EBCT= 30 s, pH= 8,5; concentración inicial de As(V)= 50 µg/L y 20-30 mesh.

Fuente: Vance & Goltz, 2010.

B.4.6. Curva de saturación de arsénico para “Adsorbsia™ Titanium Based Adsorbant” para diferentes EBCT.

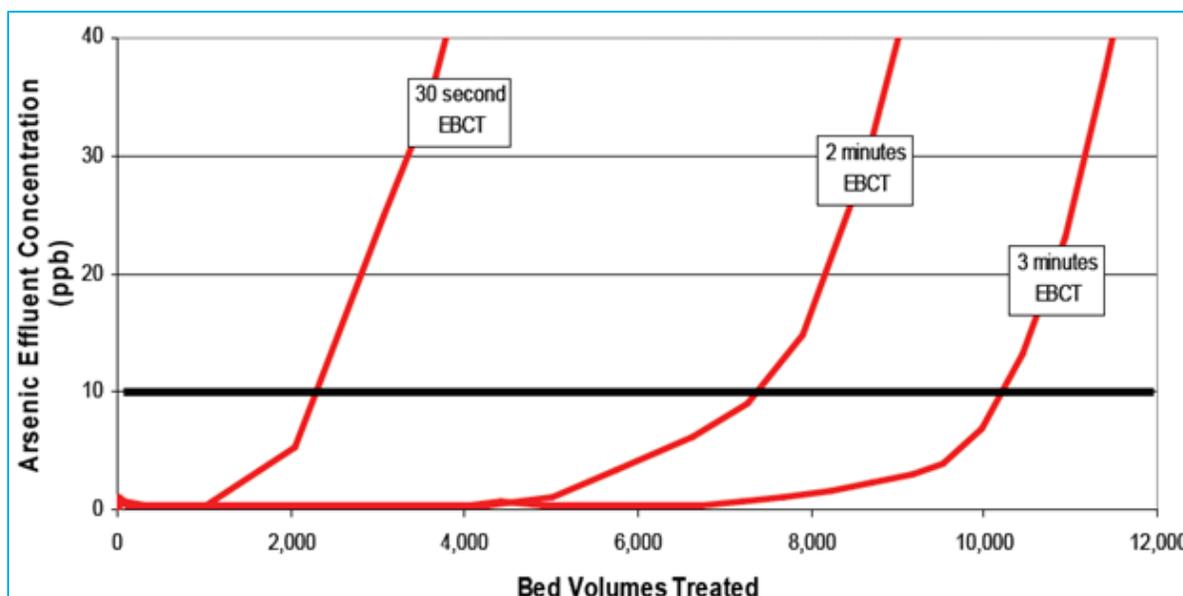


Figura B.17. Rendimiento dinámico de Adsorbsia™ usando agua según el protocolo NSF 53 y bajo las condiciones de prueba de pH= 7,5; concentración inicial de As(V)= 300 µg/L.

Fuente: Vance & Goltz, 2010.



B.4.7. Filtración de agua subterránea usando adsorbente de TiO_2 granular anatasita en modo de filtración batch.

En la Figura B.18 se muestran las condiciones específicas a las que Bang et al. (2005) realizaron los experimentos de filtración de agua subterránea en proceso batch. Con un volumen de 3 L de TiO_2 granular anatasita y bajo las condiciones indicadas en dicha figura, se puede producir agua libre de arsénico para una familia por más de 7 años.

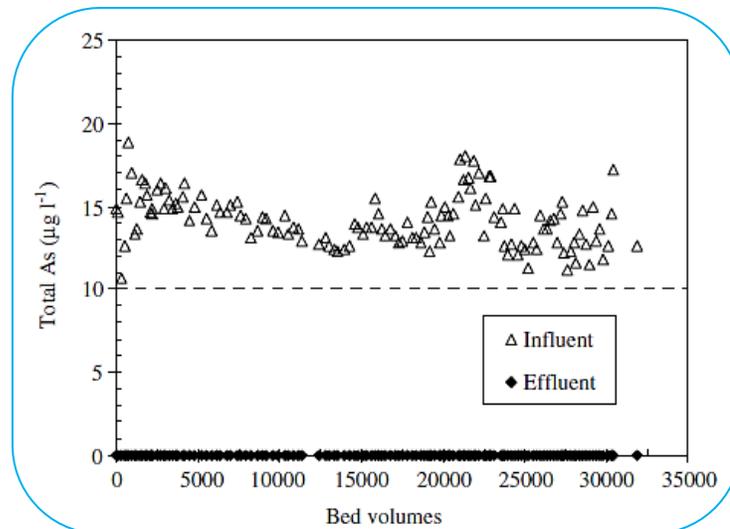


Figura B.18. Remoción de arsénico de agua subterránea usando TiO_2 adsorbente basado en sistemas de punto de entrada (SPE). Filtración intermitente con períodos alternados de flujo y no flujo cada 30 minutos durante 8 h/d. Caudal = 3 L/min, EBCT= 1 min.

Fuente: Bang et al., 2005.

Las características del agua cruda subterránea y el agua subterránea filtrada que determinó Bang et al. (2005) en los experimentos en modo de filtración batch son comparadas en la Tabla B.7.



Tabla B.7. Composición química del agua subterránea y agua subterránea filtrada por experimentos de columna de campo.

Parámetro de calidad	Agua cruda	Agua filtrada
Alcalinidad	160 mg CaCO ₃ /L	170 mg CaCO ₃ /L
Aluminio	< 2,0 µg/L	< 2,0 µg/L
Arsénico	43 µg/L	< 2,0 µg/L
Calcio	41 mg/L	41 mg/L
Cloruro	4,5 mg/L	4,5 mg/L
Oxígeno disuelto	0 mg/L	0 mg/L
Conductividad eléctrica	420 µS cm ⁻¹	470 µS cm ⁻¹
Fluoruro	< 0,1 mg/L	< 0,1 mg/L
Dureza total	210 mg/L	213 mg/L
Hierro	< 0,02 mg/L	< 0,02 mg/L
Magnesio	26 mg/L	26 mg/L
Manganeso	4,2 µg/L	< 2,0 µg/L
pH	7,91	7,90
ORP^a	207 mV	208 mV
Sílice total	21 mg/L	20 mg/L
Sulfato	65 mg/L	65 mg/L
Temperatura	12,8 °C	13,4 °C
Sólidos totales disueltos	0,27 mg/L	0,30 mg/L
Turbiedad	0,28 NTU	0,12 NTU

^a Potencial de oxidación-reducción

Fuente: Bang et al., 2005.



Anexo C

C.1. Diseño Original del FBA (Purificador de Agua) de la Organización Aqua Clara International

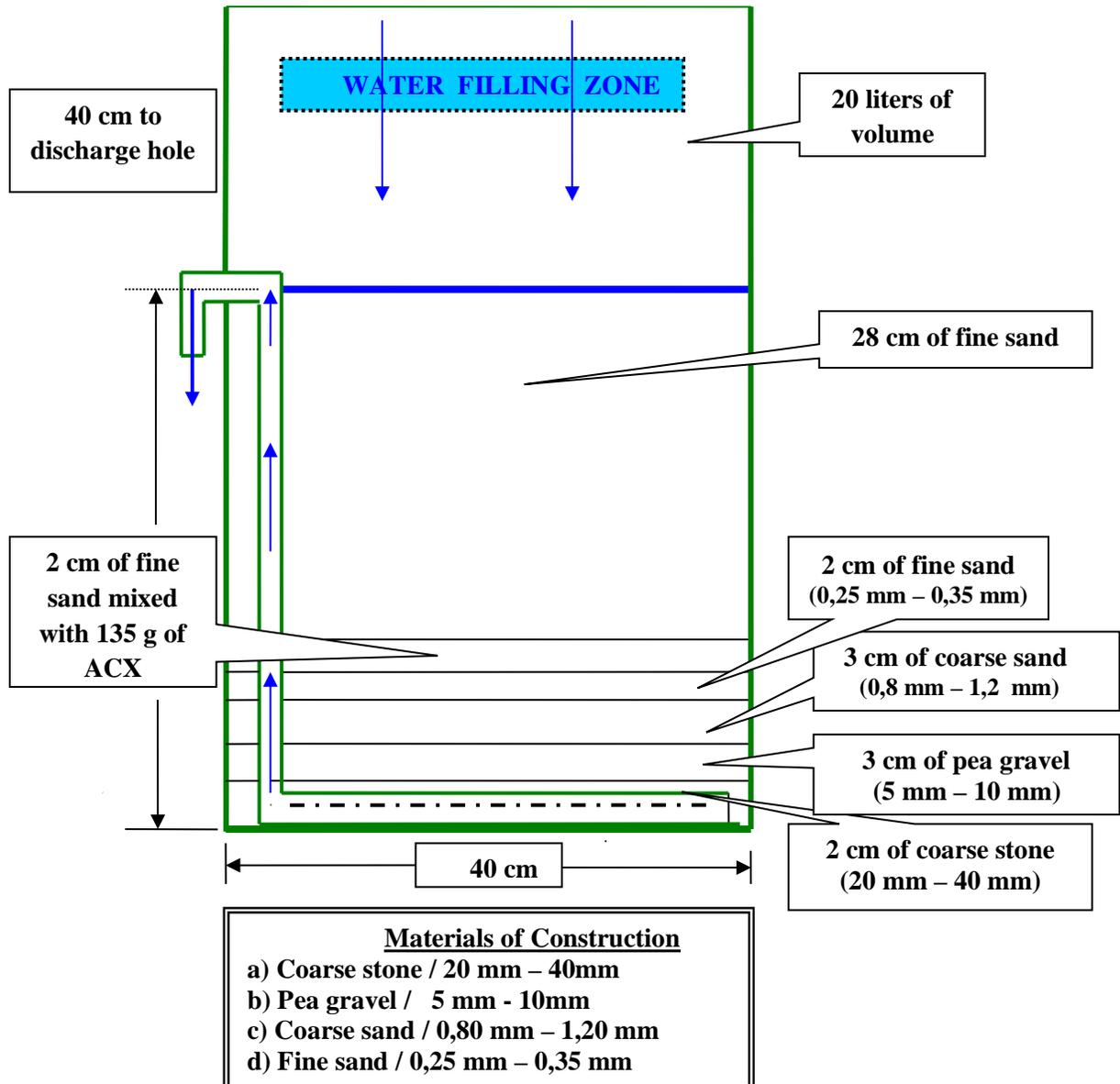


Figura C.1. Diseño original para Nicaragua del FBA con volumen de 70 L perteneciente a la *Organización Aqua Clara International*.

Fuente: Reproducido con el permiso de la *Organización Aqua Clara Nicaragua*, 2011.



C.2. Diseño Original del FMADT de la Organización *Aqua Clara International*

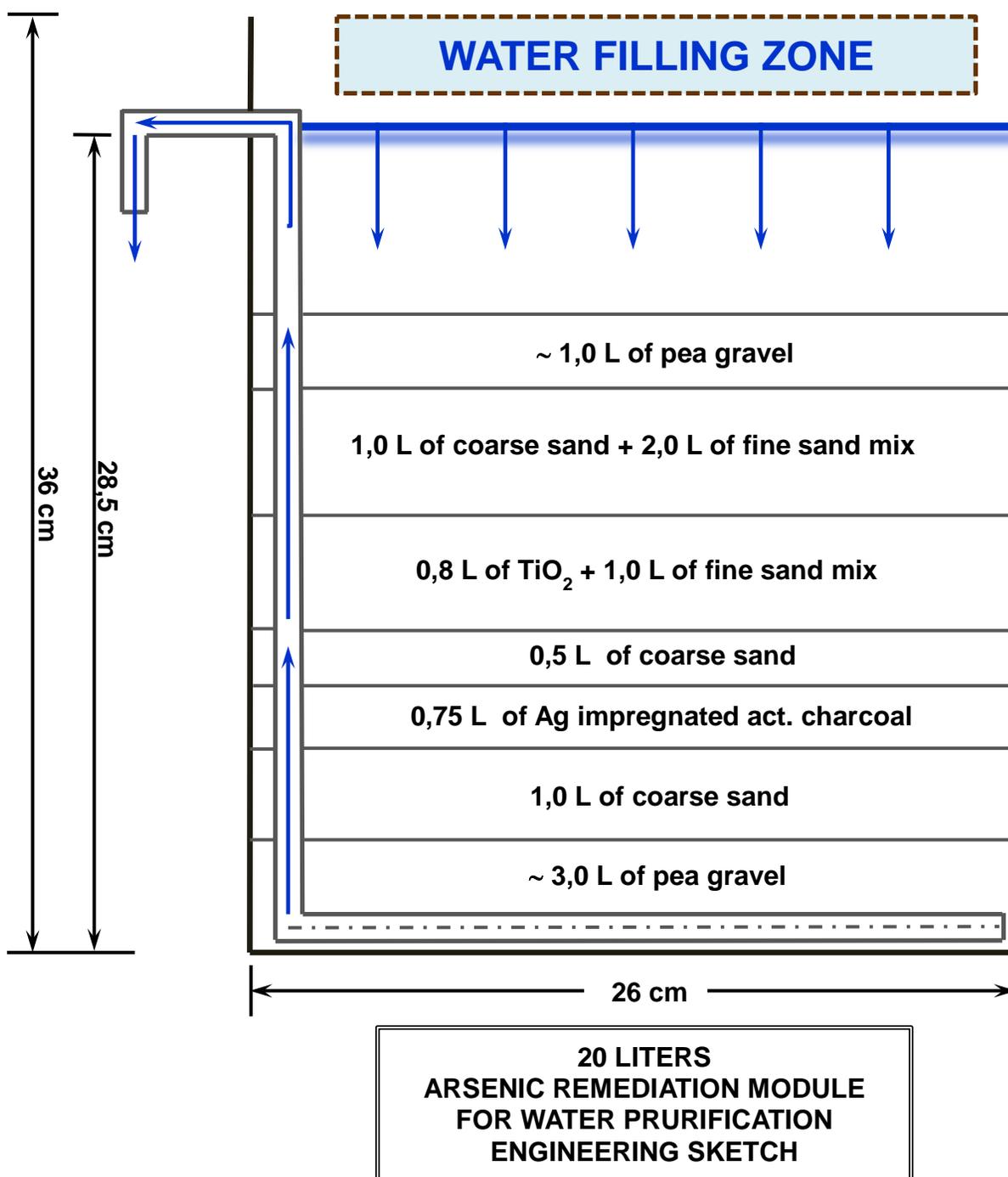


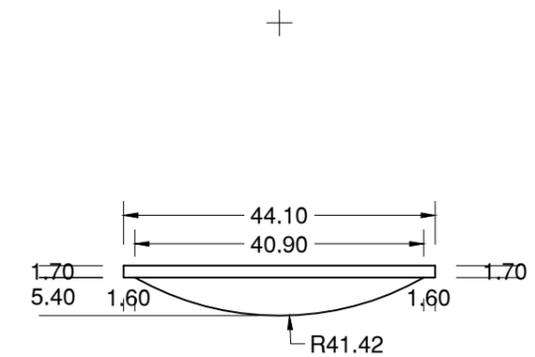
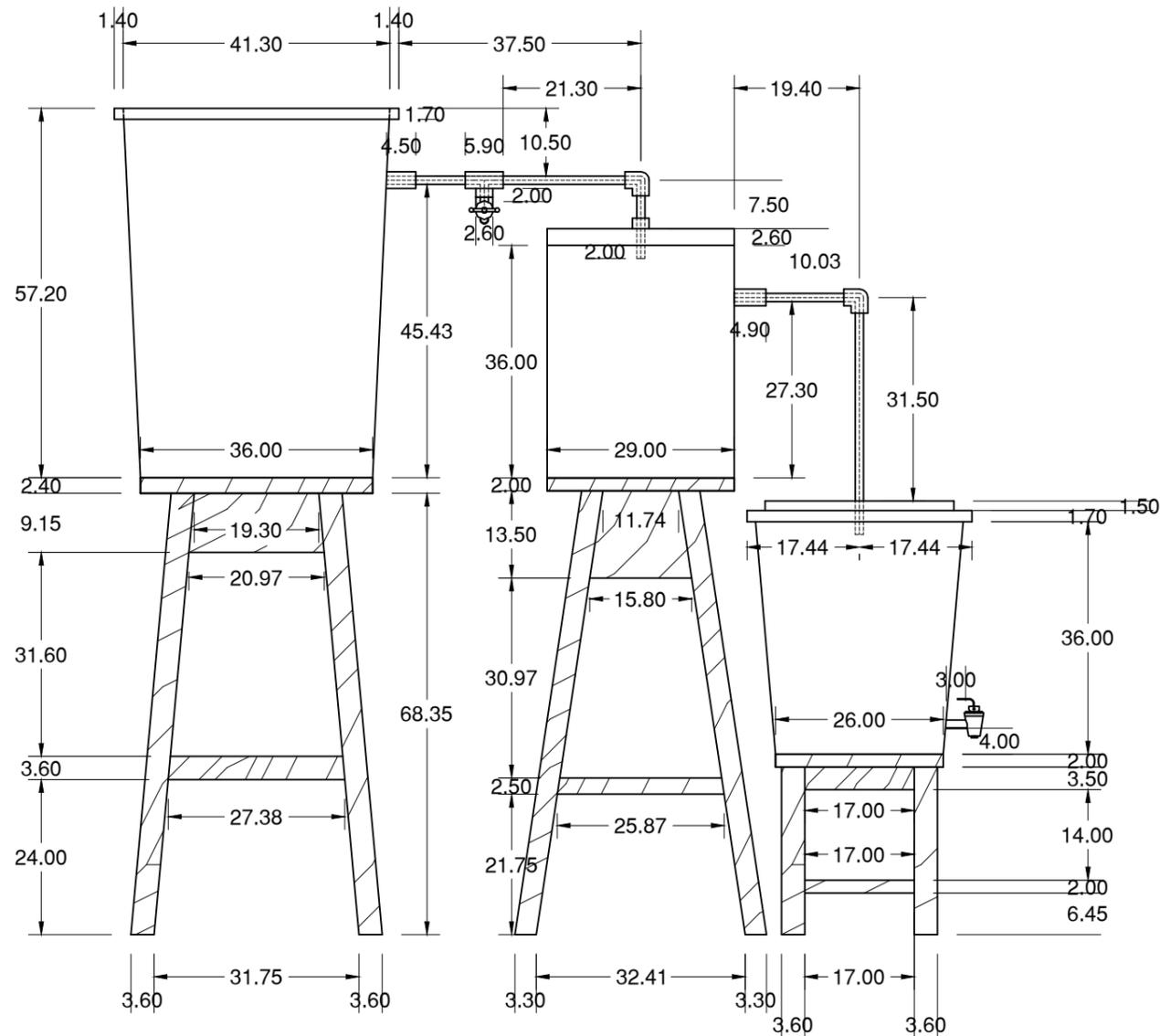
Figura C.2. Diseño original del FMADT con volumen de 20 L perteneciente a la Organización *Aqua Clara International*.

Fuente: Reproducido con el permiso de la Organización *Aqua Clara Nicaragua*, 2010.



C.3. Planos del ST Evaluado durante la Investigación

- **Plano I:** Vista frontal de ST.
- **Plano II:** Vista de planta del ST.
- **Plano III:** Vista de corte longitudinal del ST.

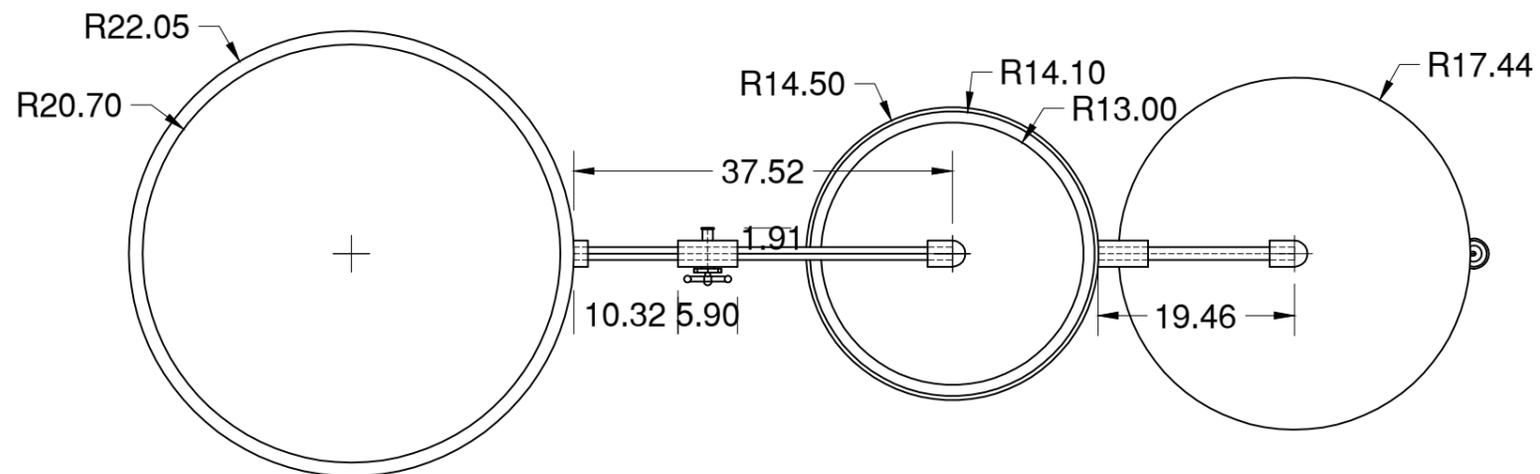


DIFUSOR DEL FBA

NOTA 1: LAS TUBERIAS Y LOS ACCESORIOS SON DE 1/2 pulg DE DIÁMETRO NOMINAL

NOTA 2: COTAS EN cm

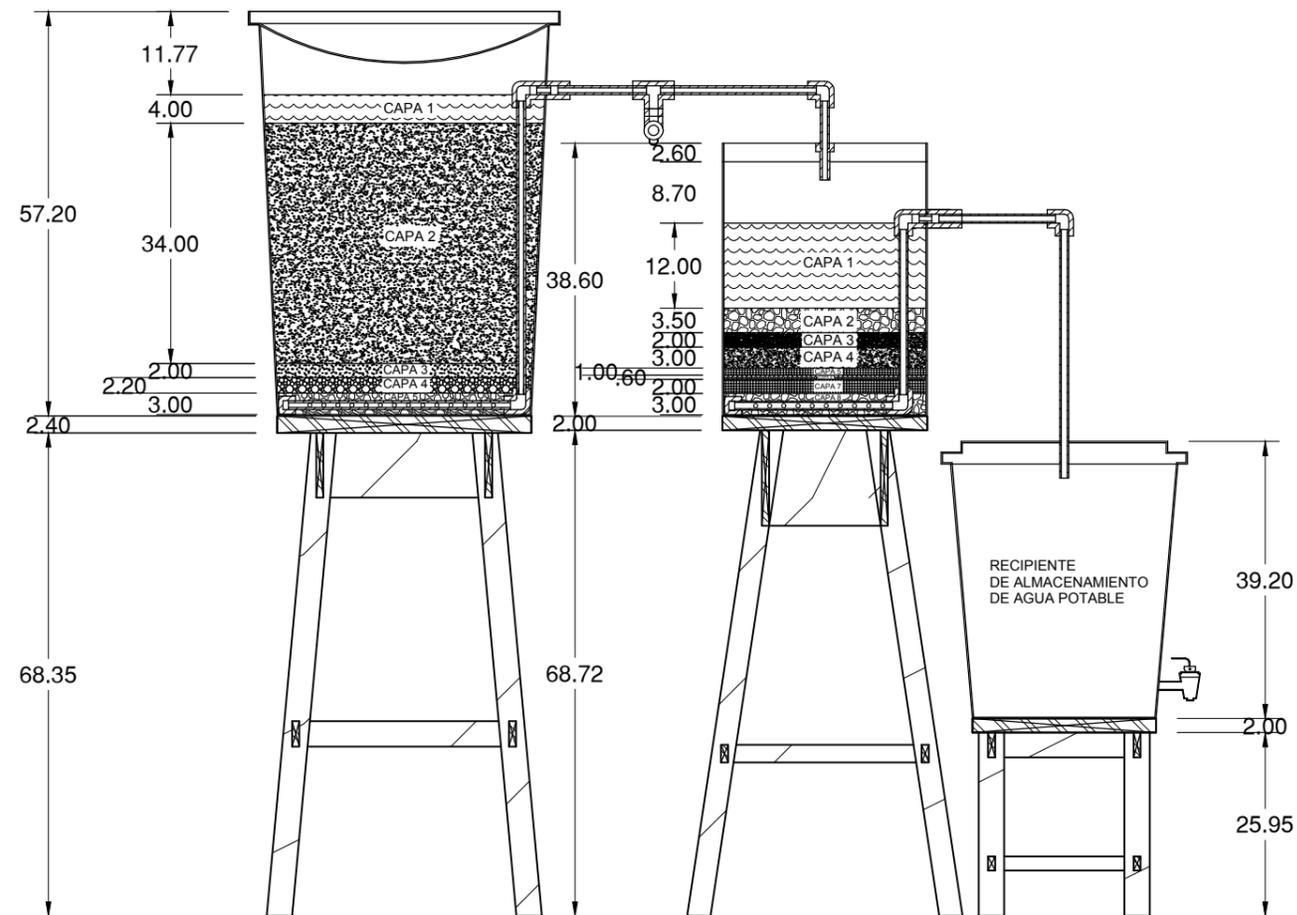
	UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA	
	FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA	
	TEMA: EVALUACION DEL SISTEMA DE POTABILIZACION DE AGUA CONSTITUIDO POR FILTROS DE BIOARENA Y DIOXIDO DE TITANIO	ESCALA: 1/10
CONTENIDO: VISTA FRONTAL DE SISTEMA DE TRATAMIENTO	LAMINA: 1	
FECHA: OCTUBRE DE 2013	ELABORADO POR: EDDYSSON JAMIR FLORES PEREZ. GEMA DADAY RIVAS ALVAREZ.	REVISADO POR: ING. JAVIER RAMIREZ
		3



NOTA 1: LAS TUBERIAS Y LOS ACCESORIOS SON DE 1/2 pulg DE DIÁMETRO NOMINAL

NOTA 2: COTAS EN cm

	UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA	
	FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA	
TEMA:	EVALUACION DEL SISTEMA DE POTABILIZACION DE AGUA CONSTITUIDO POR FILTROS DE BIOARENA Y DIOXIDO DE TITANIO	ESCALA: 1/7
FECHA:	CONTENIDO: VISTA DE PLANTA	LAMINA: 2
OCTUBRE DE 2013	ELABORADO POR: EDDYSSON JAMIR FLORES PEREZ. GEMA DADAY RIVAS ALVAREZ.	REVISADO POR: ING. JAVIER RAMÍREZ 3



LEYENDA DE LAS CAPAS DEL FBA	
	CAPA 1: AGUA SOBRENADANTE
	CAPA 2: ARENA MEDIA DEL RIO TELICA
	CAPA 3: ARENA MEDIA CON 135 g DE ACX
	CAPA 4: ARENA GRUESA
	CAPA 5: PIEDRIN

LEYENDA DE LAS CAPAS DEL FMADT	
	CAPA 1: AGUA SOBRENADANTE
	CAPA 2: PIEDRÍN
	CAPA 3: GRAVA CON ARENA MEDIA
	CAPA 4: DIÓXIDO DE TITANIO CON ARENA MEDIA
	CAPA 5: GRAVA
	CAPA 6: CARBÓN ACTIVADO IMPREGNADO CON PLATA
	CAPA 7: GRAVA
	CAPA 8: PIEDRÍN

NOTA 1: LAS TUBERIAS Y LOS ACCESORIOS SON DE 1/2 pulg DE DIÁMETRO NOMINAL

NOTA 2: LOS ORIFICIOS DE LA TUBERIA PERFORADA SON DE 30 mm DE DIÁMETRO Y LA DISTANCIA ENTRE ELLOS DE CENTRO A CENTRO ES DE 2 cm

NOTA 3: COTAS EN cm

	UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERIA	
	FACULTAD DE INGENIERIA QUIMICA	
	TEMA: EVALUACION DEL SISTEMA DE POTABILIZACION DE AGUA CONSTITUIDO POR FILTROS DE BIOARENA Y DIOXIDO DE TITANIO	ESCALA: 1/10 LAMINA:
CONTENIDO: CORTE LONGITUDIAL DEL ST	3	
FECHA: OCTUBRE DE 2013	ELABORADO POR: EDDYSSON JAMIR FLORES PEREZ. GEMA DADAY RIVAS ALVAREZ.	REVISADO POR: ING. JAVIER RAMIREZ
		3



C.4. Instalación del FBA

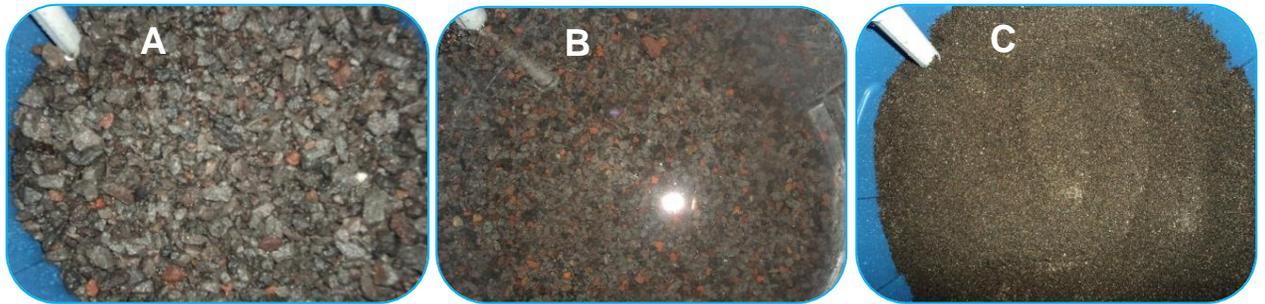


Figura C.3. Colocación de las capas de piedrín (A), arena gruesa (B) y arena fina del río Telica (C) al FBA.



Figura C.4. FBA instalado en el LIP de la UNI.



Figura C.5. Tapa del recipiente plástico utilizada como difusor y FBA sin difusor.



C.5. Instalación del FMADT

C.5.1. Construcción de la tubería.



Figura C.6. Construcción de la tubería de PVC para el FMADT.



C.5.2. Colocación y medición del espesor de las capas.

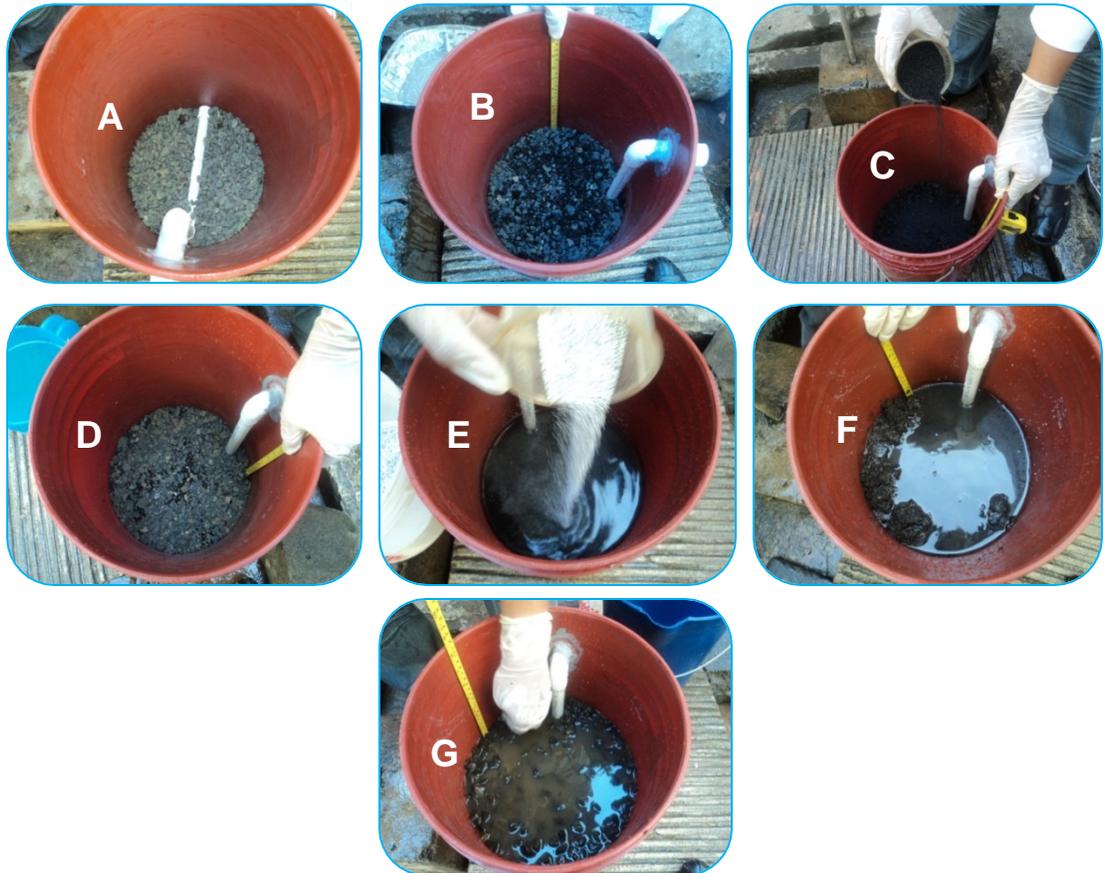


Figura C.7. Colocación y medición del espesor de las capas de piedrín (A), grava (B), carbón activado impregnado con plata (C), grava (D), dióxido de titanio con arena fina (E), grava con arena fina (F) y piedrín (G).



C.6. Desarrollo de la Capa Biológica en el FBA



Figura C.8. Sitio de recolección del AC-1 para el desarrollo de la capa biológica.

C.7. Acoplamiento del ST



Figura C.9. Acoplamiento del ST mediante una tubería de PVC.



Anexo D

D.1. Generalidades del Monitoreo de la Calidad del Agua Subterránea

D.1.1. Frecuencia y periodo de muestreo.

La frecuencia de muestreo tiene como objetivo definir la continuidad de la evaluación que debe efectuarse a la calidad del agua para consumo humano (Rojas, 2002).

Existen tres condiciones de trabajo para la frecuencia de muestreo; éstas son: *Reducida*, *estándar*, y *rigurosa*; las cuales pueden ser adoptadas para sistemas menores con diferentes grados de confiabilidad (Rojas, 2002).

En el caso de la condición estándar, se refiere al número de muestras que normalmente el abastecedor debe de extraer de las zonas de abastecimiento para demostrar el cumplimiento de los valores establecidos en la norma de calidad del agua con respecto a cada parámetro. Por otro lado, la condición reducida es adoptada por el abastecedor cuando después de un número determinado de años (normalmente 3), los parámetros cumplen los valores exigidos por la norma de calidad del agua. De este modo, si se encuentra en la condición reducida se debe retornar al muestreo estándar y si se encuentra en el muestreo estándar, deberá incrementar la frecuencia de muestreo en 50 ó 100 por ciento (Rojas, 2002).

En el caso del agua subterránea, la frecuencia de muestreo depende de las características del acuífero. De acuerdo a Bartram & Ballance (1996), la frecuencia de muestreo es reducida para el tipo de acuífero largo, profundo y confinado, que típicamente presenta un tiempo largo de residencia. En la Tabla D.1, se establece la frecuencia de muestreo para las aguas subterráneas.

Tabla D.1. Frecuencia de muestreo por estaciones GEMS/Water.

Cuerpo de agua	Frecuencia de muestreo
Ríos de estaciones de tendencia	Reducido: 12 por año para grandes áreas de drenaje, aproximadamente 100.000 Km ² .
	Máximo (Riguroso): 24 por año para pequeñas áreas de drenajes, aproximadamente 10.000 Km ² .
Agua subterránea	Reducido: 1 por año para acuíferos grandes y estables.
	Máximo (Riguroso): 4 por año para acuíferos aluviales y pequeños.
Acuífero de terreno pedregoso	Al igual que los ríos.

Fuente: Bartram & Ballance, 1996.



Además, Chapman (1996) también afirma que para aguas subterráneas las frecuencias óptimas de monitoreo de su calidad son de “1 a 4 por año”, dependiendo del tiempo de residencia del agua en el acuífero.

Bartram & Ballance (1996) y Chapman (1996) coinciden que con una frecuencia máxima de 4 muestreos/año se puede evaluar la calidad del agua subterránea de forma rigurosa. En esta misma instancia, Rojas (2002) plantea, que cuando un abastecedor habitualmente aplica una frecuencia de muestreo estándar, y sí por cualquier circunstancia se altera la calidad del agua, éste tiene que pasar a una frecuencia rigurosa, aumentado en 50 ó 100% el número de muestreos de la frecuencia estándar. En otras palabras, 4 muestreos son el resultado de un aumento del 100% de una frecuencia estándar de 2 muestreos, y 3 es el resultado de un incremento del 50% de dicha frecuencia estándar de 2 muestreos. Por lo tanto, basado en los planteamientos de Rojas (2002), Bartram & Ballance (1996) y Chapman (1996), se deduce que tanto 3 o 4 muestreos/año puede evaluar rigurosamente la calidad del agua subterránea.

Para aplicar una frecuencia de muestreo determinada, se considera también el periodo en el cual se efectúa, debido a que las estaciones climáticas de una cierta zona, donde se localiza la fuente de abastecimiento, puede afectar la calidad del agua cruda.

En el caso del agua subterránea, su calidad se ve afectada principalmente por la estación lluviosa porque se producen todas las reacciones químicas entre el agua de lluvia y el perfil roca/suelo como consecuencia de los procesos de percolación, disolución e infiltración, y por tanto le confieren al agua subterránea una determinada composición fisicoquímica y microbiológica (Foster et al., 2006). Sin embargo, Foster, Hirata, Gomes, D’Elia & Paris (2002), afirman que puede ser un procedimiento muy lento que tome años o décadas, especialmente en pozos profundos. Además, debe considerarse la influencia de la porosidad de las rocas, ya que Kiely (1999) y Manahan (2007) aseguran que esta propiedad permite que el agua junto con sus contaminantes migre continuamente de la superficie del suelo a los acuíferos, a través de los agujeros, fisuras y poros cuando la roca es porosa y/o muy fracturada.

De acuerdo a las características de las estaciones climáticas en Nicaragua, que influyen en la calidad del agua subterránea; Incer (2000) plantea que los meses de noviembre y diciembre marcan el final de la estación húmeda aunque pueden continuar las lluvias, especialmente en las partes altas, y enero representa un mes muy seco, despejado y ventoso, característico de los vientos “Nortes” procedentes de Norteamérica.



D.1.2. Recolección de muestras.

El objetivo del muestreo es recolectar una porción del material lo suficientemente pequeña en volumen para ser transportada convenientemente y a la vez poseer el tamaño necesario para propósitos analíticos, mientras todavía representa con precisión al material que es muestreado. Este objetivo implica que las proporciones relativas o concentraciones de todos los componentes pertinentes serán las mismas en las muestras como en el material que se muestrea, y que las muestras serán manejadas en tal forma que cambios no significativos en su composición ocurrirán antes que los análisis sean realizados. (APHA, AWWA & WEF, 2005, Pte.1060 A.)

La recolección de muestras constituye la base del proceso de análisis del agua, tanto fisicoquímico como bacteriológico, ya que sólo se puede confiar en el resultado de un análisis si se confía en la manera como la muestra ha sido recolectada (OPS/OMS/CEPIS/PUB/02.76, 2002). Es por ello que la adquisición de datos significativos demanda el uso de procedimientos correctos de muestreo, transporte y almacenamiento, los cuales pueden ser bastante diferentes para las especies del agua. Por lo tanto, deben tomarse muestras separadas, unas para los análisis fisicoquímicos y otras para los análisis biológicos (Manahan, 2007).

En el muestreo de una fuente de abastecimiento de agua subterránea (pozos, manantiales, galerías, etc.) para zonas rurales, se deben recolectar muestras representativas de esta fuente, y conjuntamente con la recolección de muestras, igualmente representativas, a la salida del proceso de tratamiento destinado para el agua subterránea, constituyen los dos puntos de muestreo necesarios para realizar una evaluación fisicoquímica y microbiológica del agua de la fuente (Rojas, 2002).

D.1.2.1. Procedimiento para el Muestreo de Agua Subterránea.

Bartram & Ballance (1996) plantean, que en un pozo equipado con una bomba el punto de muestreo sea la descarga. Se debe considerar la precaución de dejar fluir el agua por varios minutos antes de recolectar la muestra, con el objetivo de prevenir que el agua residente en las tuberías sea recolectada como muestra, debido a que el material de las tuberías puede contaminar al agua y por tanto, se obtendría una muestra no representativa del acuífero pero sí del pozo.

A continuación se describe parte del procedimiento que se aplicó para recolectar las muestras en PRM-1, PRM-2 y PRM-3.



● Para el análisis fisicoquímico

a. Cantidad: Para cada parámetro se recolectó un tamaño de muestra que se encuentra en el rango establecido de los tamaños recomendado y mínimo de Bartram & Ballance (1996) y APHA, AWWA & WEF (2005), respectivamente. Solamente el nitrato y el nitrito no cumplen con estos tamaños debido a que se destinó la recolección de muestra para su análisis en el mismo frasco que para la determinación de amonio. Esto se muestra en la Tabla D.2.

b. Tipo de frasco: Se utilizaron frascos de 500 mL vidrio pyrex marca Corning y de plástico de 1L marca Salvaplastic, pertenecientes al LIA por lo que su uso es exclusivo para la recolección de muestras de agua. En la Tabla D.2 se observa el tipo de frasco que se utilizó para cada parámetro.

Conforme a APHA, AWWA & WEF (2005), es preferible el uso de frascos de plástico y de vidrio duro debido a que en los frascos de vidrio blando se puede efectuar el lixiviado de sílice, sodio y boro y la adsorción de metales (aluminio, cadmio, cromo, cobre, manganeso, plata y zinc) a las paredes del frasco. Es por esta razón que para el análisis de manganeso la muestra se recolectó en frascos de plástico.

c. Limpieza del frasco: Este paso es fundamental durante la recolección de la muestra debido a que evita la contaminación de la misma (Bartram & Ballance, 1996). Los frascos de vidrio y plástico se lavaron con detergente, agua limpia y agua destilada, según recomienda OPS/CEPIS/PUB/02.76 (2002). Posteriormente, se secaron en el horno 1400 Furnace BL Barnstead Thermolyne por 1 h para los frascos de vidrio y por 15 min para los frascos de plástico a 105 °C.

● Para el análisis microbiológico

a. Cantidad: Según APHA, AWWA & WEF (2005), el volumen recolectado de muestra debe ser el suficiente para la realización de todos los análisis y no debe ser menor a 100 mL. Por ello se recolectó un volumen de muestra que varió entre 250-300 mL, dejando un espacio en el frasco para efectuarse la mezcla por agitación antes de los análisis.

b. Tipo de frasco: Se utilizaron frascos de vidrio pyrex marca Corning, de paredes gruesas y con tapa de rosca en base a lo establecido por Bartram & Ballance (1996). Los frascos tenían una capacidad de 300-500 mL y eran proporcionados por el LAM de ENACAL–Central.



c. Limpieza del frasco: Este paso no fue necesario efectuarse, debido a que el LAM proveía los frascos lavados y esterilizados.

Tabla D.2. Tamaños recomendado, mínimo y recolectado de muestra y tipo de frasco en que se recolectó cada parámetro.

Parámetro	Tamaño recomendado de muestra (mL)	Tamaño mínimo de muestra (mL)	Tamaño recolectado de muestra (mL)	Tipo de frasco
Alcalinidad	1000	200	1000	Plástico
Dureza cálcica (Calcio como CaCO_3)	1000	1000	1000	Plástico
Arsénico	1000	-	500	Vidrio
Color verdadero	1000	500	500	Vidrio
Dureza total	1000	100	1000	Plástico
Sólidos totales disueltos	1000	200	500	Vidrio
pH	1000	50	500	Vidrio
Sulfatos	1000	100	500	Vidrio
Turbiedad	1000	100	500	Vidrio
Conductividad eléctrica	-	-	500	Vidrio
Cloruro	1000	50	500	Vidrio
Manganeso	500-1000	1000	1000	Plástico
Hierro total	500-1000	1000	500	Vidrio
Temperatura	-	-	500	Vidrio
Nitrato	250	100	500	Vidrio
Nitrito	250	100	500	Vidrio
Amonio	250	500	500	Vidrio

Fuente: Adaptado de APHA, APHA & WEF (2005); Bartram & Ballance (1996).

El *muestreo manual a la salida de una bomba* establecido por Bartram & Ballance (1996), el cual fue utilizado como procedimiento base para la recolección de muestras fisicoquímicas y microbiológicas, consiste de los siguientes pasos:

- 1) Se limpia la boca de la tubería con una tela limpia para remover cualquier suciedad o materia extraña.
- 2) Se descarga el agua mediante el uso de la bomba manual hasta obtener el flujo máximo y se deja correr el agua por 1-2 min. Este paso se efectúa para descargar el agua que ha sido almacenada en la tubería, ya que como anteriormente se explicó el material de la tubería podría contaminarla.

Nota: Se pueden omitir los siguientes dos pasos y recolectar muestras en este punto.

- 3) Se esteriliza la tubería por 1 min con una llama (quemador de gas, encendedor).



- 4) Se descarga el agua con un flujo a velocidad media por 1-2 min y luego se mantiene este flujo.
- 5) Se retiran cuidadosamente la tapa y la cubierta protectora del frasco, evitando que se contaminen de polvo, portador de microorganismos. Inmediatamente se coloca el frasco bajo el chorro de agua, teniendo el cuidado de no llenarlo completamente para que se pueda mezclar la muestra antes del análisis. Finalmente, se le coloca su tapa y cubierta protectora al frasco de muestreo.

D.1.3. Niveles de vigilancia.

En el análisis de las muestras de aguas subterráneas ha habido una tendencia a ensayar un número limitado de constituyentes. Un análisis completo, que incluye todos los cationes y aniones principales, se suele recomendar para un seguimiento de rutina y para la evaluación de los incidentes de contaminación. Esto permite (i) una comprobación de la fiabilidad de los análisis (realizando un balance iónico), (ii) una adecuada valoración de la química y la calidad del agua y (iii) un posible indicador del origen de la contaminación (Kiely, 1999).

Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos a analizar se pueden agrupar en niveles de vigilancia. Rojas (2002) afirma, que el establecimiento de los niveles de vigilancia que puedan emprender los abastecedores de agua y organismos independientes en los programas de vigilancia y control, está definido por las normas de calidad del agua y los recursos existentes como laboratorios, tecnología, personal calificado, medios de transporte, respaldo financiero, etc. Además, proporcionan un conocimiento completo de las responsabilidades en lo concerniente a la calidad, cantidad, cobertura, continuidad del servicio, costo, realidad sanitaria, tipos de actividades humanas (cultural, social y laboral), características geológicas generales y tamaño de las poblaciones que una organización estatal, privada o no gubernamental adquieren al ejecutar programas de vigilancia y control de la calidad del agua.



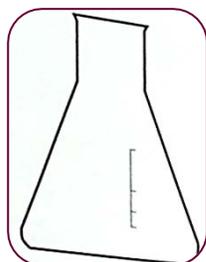
Tabla D.3. Valores de tendencia y tolerancia de los métodos y equipos utilizados en la investigación.

Parámetro	Equipo y/o material	Precisión	Desviación estándar	Sensibilidad
Turbiedad	Portable Turbidimeter 2100P	± 2% de la lectura más la luz difusa en el rango 0-1000 NTU	–	–
pH	pH 510 and Ion 510 series Benchtop Meter	± 0,01 pH (Resolución 0,01 pH) ± 0,3 °C (Resolución 0,1 °C)	–	–
Coliformes totales	Agar M-Endo LES e Incubator C103CW Yamato Scientific America	± 0,5 °C con una uniformidad de temperatura de ± 1,5 °C (Para el incubador Yamato)	–	< 1,0 UFC/100 mL
Coliformes termotolerantes	Medio MF-C y Thermo Scientific Precision Digital Coliform Water Baths 253	El controlador de temperatura proporciona ± 0,05 °C de uniformidad y ± 0,05 °C de resolución (Para el incubador Thermo Scientific)	–	< 1,0 UFC/1 mL (método directo) < 1,0 UFC/100 mL (método híbrido)
Coliformes totales y Coliformes termotolerantes	3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de <i>E. coli</i> /Coliformes totales y Single chamber lab incubator EMD MILLIPORE	30; 35; 37; 41 ± 0,5; 44,5 ± 0,2 °C (Para el incubador MILLIPORE)	–	
Coliformes totales y Coliformes termotolerantes	3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de <i>E. coli</i> /Coliformes totales + Filtración por membrana estándar (Método híbrido) y Single chamber lab incubator EMD MILLIPORE		–	
Temperatura	Termómetro de mercurio 76 MM IMM	± 1 °C	–	–
Conductividad eléctrica	Orion® 3-Star Plus Conductivity	0,5% ± 1 dígito o 0,01 µS/cm ± 0,1 °C (resolución 0,1 hasta 99,9 °C)	–	–
Alcalinidad Total	pH meter OAKTON pH/mV/°C 510 series, CORNING Glass Work Laboratory Stirrer PC 353, CIMAREC BL Barnstead Thermolyne, Agitador KEBO-GRAVE MS-16B TOYO y Bureta PYREX N° 2103 A-TD de 25 mL (80±10 sec)	–	1 mg/L CaCO ₃ en el rango de 10 a 500 mg/L cuando la alcalinidad es debida enteramente a carbonatos y bicarbonatos	–
Dureza Total		–	2,9 % con un error relativo de 0,8%	–
Calcio		–	9,2 % con un error relativo de 1,9%	–
Sólidos totales disueltos (STD)	Mechanical Convection Oven Barnstead/Thermolyn, Balanza analítica CPSS4S Sartorius, Bomba de vacío GAST y Filtros de fibra de vidrio marca Whatman diámetro 47 mm tamaño de partícula 1,5 µm, Grado 934-AH™	–	Desviación estándar de diferencias igual a 21,20 mg/L STD	–
Cloruros	CORNING Glass Work Laboratory Stirrer PC 353 y Bureta PYREX N° 2103 A-TD de 25 mL (80±10 sec)	–	4,2% con un error relativo de 1,7%	–
Sulfato	DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer	30–50 mg/L SO ₄ ⁻ (medido a 450 nm)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,4 mg/L SO ₄ ⁻
Manganeso		9,6–10,4 mg/L Mn (medido a 525 nm)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,1 mg/L Mn
Hierro Total		1,99–2,01 mg/L Fe (medido a 510 nm)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,021 mg/L Fe
Color verdadero		245–255 unidades Pt–Co (medido a 455 nm1)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 16 unidades Pt–Co
Nitrito	DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer	58,05–63,53 mg/L NO ₂ ⁻ -N (medido a 585 nm)♦	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,43 mg/L NO ₂ ⁻ -N
		0,147–0,153 mg/L NO ₂ ⁻ -N (medido a 507 nm)♦♦	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,002 mg/L NO ₂ ⁻ -N
Nitrato	DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer	9,3–10,7 mg/L NO ₃ ⁻ -N (medido a 500 nm)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = (0,3; 0,5; 0,8) mg/L NO ₃ ⁻ -N para (0; 10; 30) ppm respectivamente
Amonio		1,28–1,30 mg/L NH ₄ ⁺ (medido a 425 nm)	–	ΔAbs = 0,010 ΔCon = 0,03 mg/L NH ₄ ⁺
Arsénico	Wagtech Arsenator® Digital Arsenic Test Kit System	Resultados precisos entre el rango crítico de 2 µg/L a 100 µg/L	8 µg/L (correspondiente a una variabilidad analítica de alrededor del 3%)	–
	Quick™ Arsenic Test Kit System	–	–	5, 10, 20, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 120, 170, >250, >400, >500 µg/L As (rango óptimo 10 a 200 µg/L As)

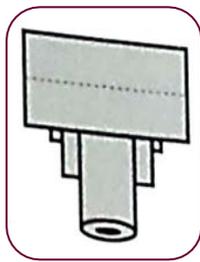
ΔAbs= Diferencial de absorbancia; ΔCon= Diferencial de concentración; nm= nanómetro; UFC= Unidades Formadoras de Colonias; ♦ = Para el método 8153; ♦♦= Para el método 8507.



2) Instrucciones Claves y Recomendaciones para Operar el Equipo (Wagtech WTD International, 2012)



Matraz Graduado



Trampa Filtro de Arsénico (Tapón)



Filtro de Eliminación de Sulfuro de hidrógeno

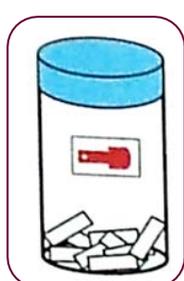
Filtro Deslizante Rojo (eliminación)



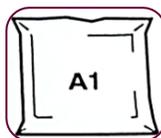
Filtro Deslizante Negro (detección)



Papel Filtro (prueba de arsénico), Etiqueta Negra



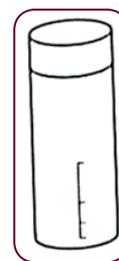
Papel Filtro (eliminación), Etiqueta Roja



Reactivo en polvo A1 en sobre



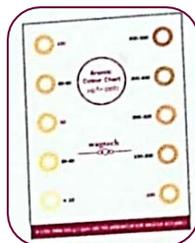
Reactivo en Tableta A2



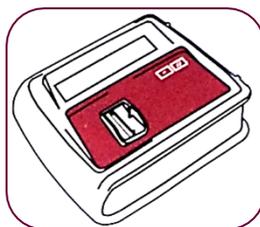
Tubo para dilución



Brocha limpiadora



Cuadro de Comparación



Arsenator



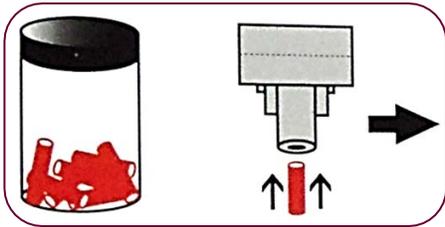
Desarmador



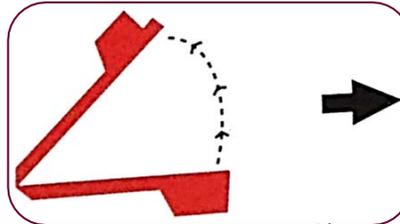
Bolsa para Desechos, Guantes y Pinzas



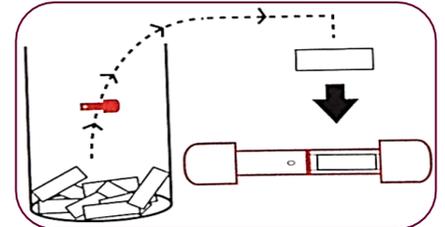
ETAPA I: PREPARACIÓN DEL EQUIPO



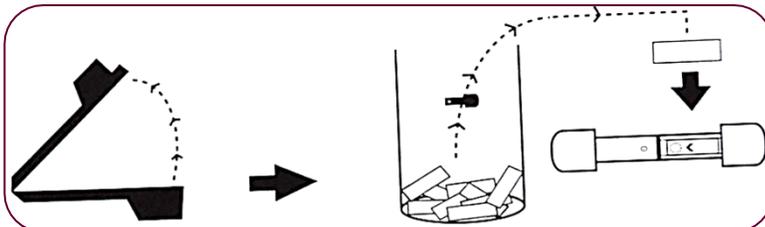
Tome un filtro de eliminación de Sulfuro de hidrógeno e insértelo dentro del orificio que se encuentra en la parte de abajo del tapón.



Tome el filtro deslizante rojo (de eliminación) y ábralo.

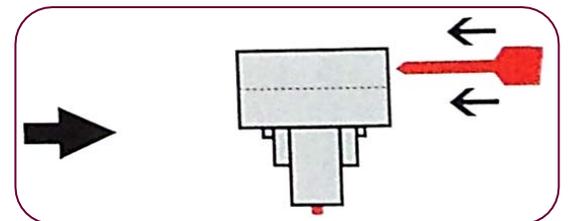


Tome un papel filtro del envase con la etiqueta roja, usando pinzas y/o guantes, y colóquelo en la posición adecuada de la barra, asegurándose que el papel filtro este cubriendo el orificio. Luego cierre firmemente el sujetador deslizante tomando el cuidado que los pines estén colocados correctamente.



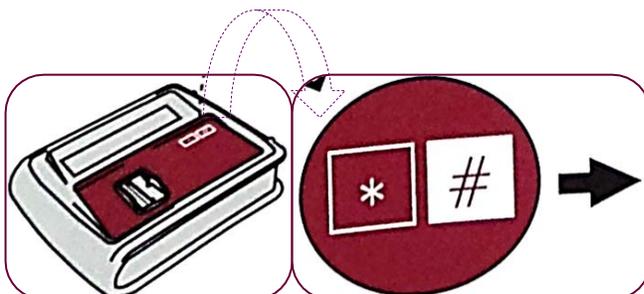
Tome el filtro deslizante para determinar arsénico y ábralo.

Con las pinzas y/o guantes tome un papel filtro del envase con etiqueta negra para insertarlo en la posición adecuada de la barra, asegurándose de cubrir el orificio. Cierre firmemente el dispositivo.

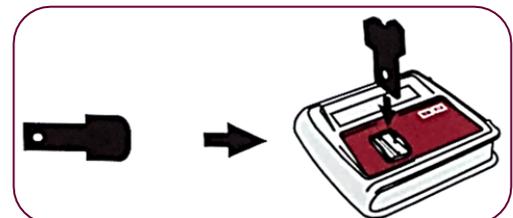


Inserte en el tapón únicamente el filtro deslizante rojo (de eliminación) dentro de la ranura superior.

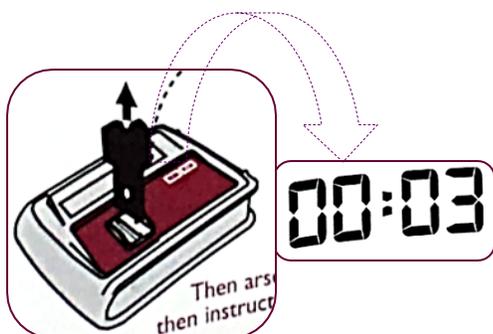
ETAPA II: CALIBRACIÓN DEL ARSENIADOR



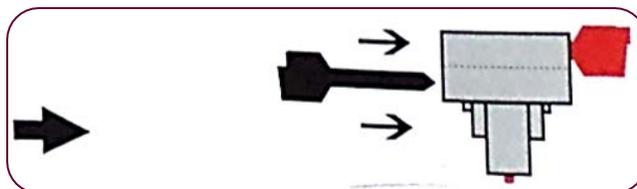
Tome el Arsenator y presione cualquier tecla para encenderlo. El equipo mostrará por pantalla el mensaje "Inserte el Filtro" (Insert Slide).



Tome el filtro deslizante negro precargado para determinar arsénico (el que ya ha sido preparado con papel filtro) que utilizará para el análisis e insértelo en el Arsenator.

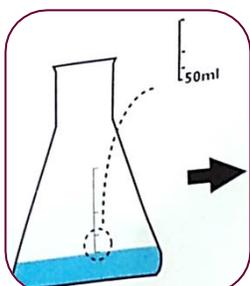


El Arsenator dará la instrucción de “Remove la barra” (Remove Slide), una vez que la barra a sido retirada aparecerá en la pantalla el mensaje “Correr prueba” (Run Test), el cual automáticamente activará el cronómetro en el equipo.



Saque el soporte del filtro negro del Arsenator e insértelo en el depurador de gas de arsina de 3 filtros.

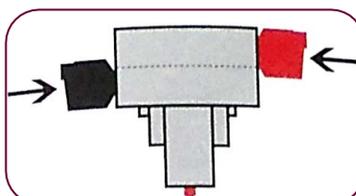
ETAPA III: PREPARACIÓN DE LA MUESTRA



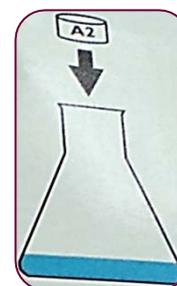
Tome el matraz y llénelo hasta la línea de 50 mL con la muestra de agua a analizar y colóquelo sobre una superficie firme.



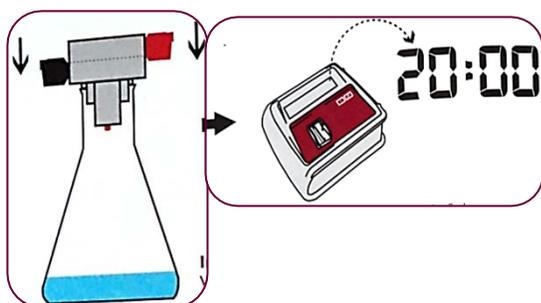
Agregue el reactivo en polvo A1 al matraz.



Tome el tapón del equipo ya preparado con los dos filtros (negro y rojo) y asegúrese de que estén bien colocados.



Tome una tableta A2 del contenedor y cuidadosamente agréguela dentro del matraz. La muestra comenzará a burbujear.



Inmediatamente coloque el tapón firmemente dentro del matraz. Espere aproximadamente 20 min (utilice el cronómetro del Arsenator). Después de los 20 min retire la barra negra y proceda a la etapa 4.



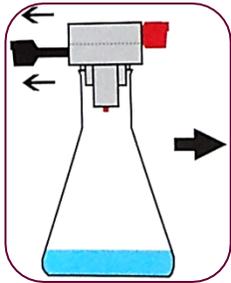
El filtro negro recolecta el gas arsénico.

El filtro rojo elimina el exceso de gas arsina.

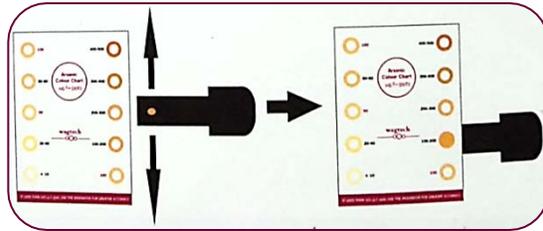
Para llevar a cabo múltiples pruebas use el Arsenator Multipack, el cual contiene 5 matraces y 5 tapones.



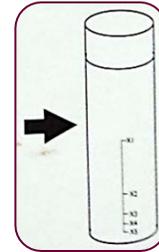
ETAPA IV: MEDICIÓN DEL ARSÉNICO



Remueva el filtro negro del tapón.

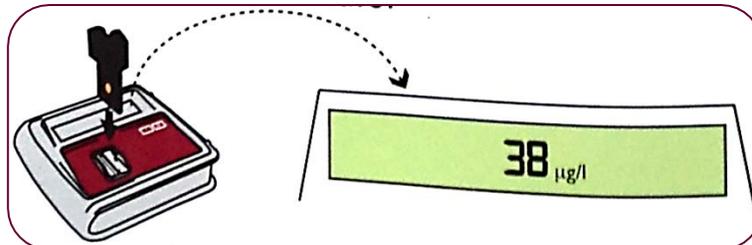


Relaciona el color obtenido con el cuadro de colores para obtener los resultados en $\mu\text{g/L As}$ (ppb). Registre el resultado correspondiente.



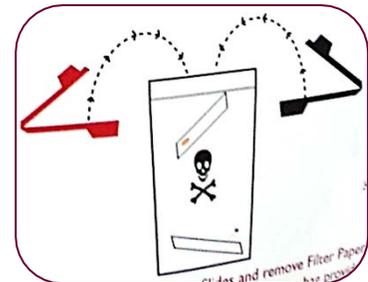
Si el resultado de la prueba está sobre 500 $\mu\text{g/L}$ (ppb), use el tubo de dilución con agua desionizada diluyendo la muestra adecuadamente. Después regrese a la ETAPA I y realice la prueba nuevamente.

ETAPA V: USANDO EL ARSENIADOR



Si la lectura del resultado visual es menor a 100 $\mu\text{g/L As}$ (ppb), inserte el Filtro deslizante negro dentro del Arsenator.

Observe la pantalla y registre el resultado en $\mu\text{g/L As}$ o si prefiere en ppb. Por ejemplo: 38 $\mu\text{g/L As}$ = 38 ppb.



Finalmente abra los dos filtros deslizantes (rojo y negro) y remueva el papel filtro de cada uno, posteriormente deséchelos en la bolsa de desechos que se incluye en el Kit.



D.2.2. Instructivo para la prueba de arsénico con el “Quick™ Arsenic Test Kit System” (Industrial Test Systems, Inc., 2012).

PRECAUCIÓN: Gases de hidrógeno y arsina son generados durante la reacción de la prueba, por tal razón se recomienda trabajar en área bien ventiladas alejadas del fuegos y cualquier otra fuente de ignición. Todos los reactivos son inapropiados para el consumo humano y deben estar fuera del alcance de niños y mascotas. Revise la ficha de datos de seguridad de materiales antes de manipular cualquier reactivo. Para obtener resultados con una buena precisión se recomienda correr la prueba en duplicado por cada muestra de agua.

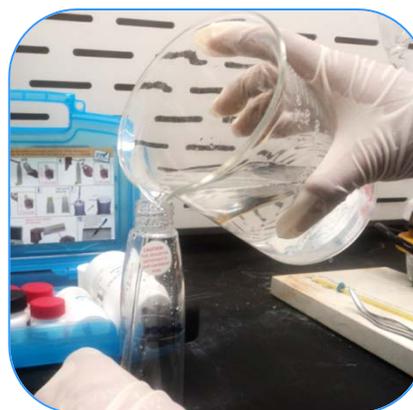
1) Descripción General

El Quick™ Arsenic Test Kit System (Figura D.2) trabaja bajo el principio del método de *Gutzeit modificado*. Durante la prueba con el equipo, los compuestos inorgánicos de arsénico en una muestra de agua se convierten en gas de arsina (AsH_3) por la reacción del polvo de zinc y ácido tartárico. Las sales ferrosas y níquel que han sido agregadas aceleran la reacción. La arsina reacciona con el bromuro mercúrico en la tira reactiva para formar halógenos mixtos de mercurio (tales como AsH_2HgBr) que aparecen con un cambio de color de blanco a amarillo o marrón. La interferencia del sulfuro de hidrógeno (H_2S) en la reacción es inhibida por la adición de peroximonosulfato potasio (2^{do} reactivo) que sirve para oxidar el H_2S a sulfato (ITS, Inc., 2012).

2) Procedimientos (ITS, Inc., 2012)



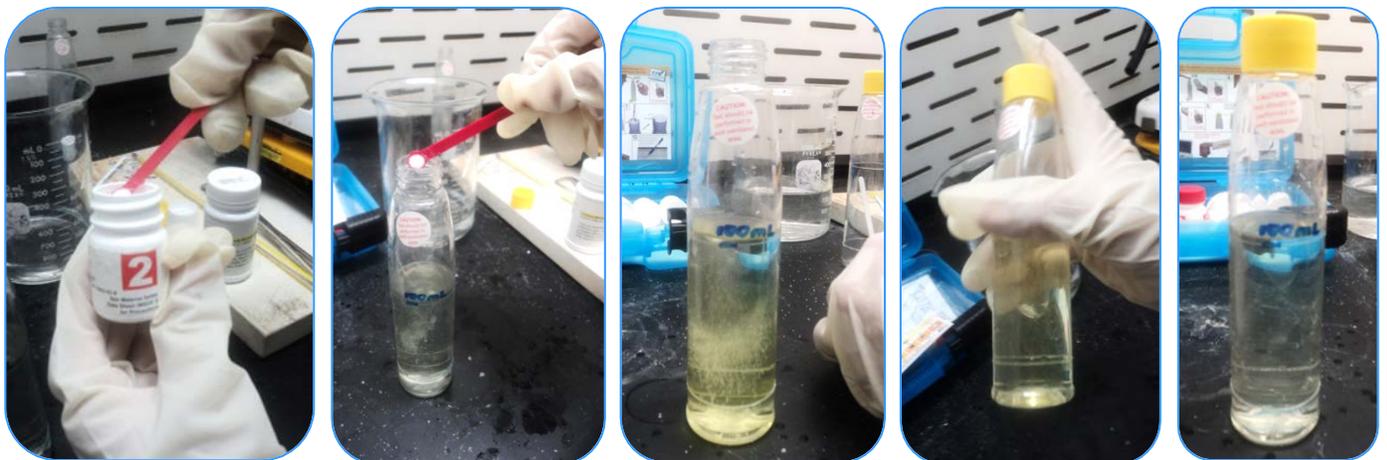
1. Verifique con la ayuda de un termómetro que la temperatura del agua a analizar se encuentre entre 22 °C a 28 °C, dado que la cartilla de colores ha sido estandarizada a 24 °C.



2. Agregue lentamente al frasco de reacción el agua de muestra hasta la línea superior marcada en el frasco que indica los 100 mL.



3. Adicione al frasco de reacción 3 *cucharadas* a nivel del 1^{er} reactivo, utilizando la *cuchara rosada*. Tape el frasco cuidadosamente con el tapón amarillo de mezcla y agite vigorosamente por 15 segundos.



4. Destape el frasco de reacción y agréguele 3 *cucharadas* a nivel del 2^{do} reactivo, empleando la *cuchara roja*. Tape el frasco cuidadosamente con el tapón amarillo de mezcla y agite vigorosamente el frasco de manera vertical por 15 segundos. Concluidos los 15 segundos, debe permitir que la muestra repose por 2 minutos para minimizar las interferencias del sulfuro de hidrógeno.



5. Destape al frasco de reacción y agregue 3 *cucharadas* a nivel del 3^{er} reactivo, usando la *cuchara blanca*. Asegúrese que el frasco este bien cerrada con el tapón amarillo de mezcla y proceda a agitar vigorosamente por 5 segundos.



6. Quite al frasco el tapón amarillo de mezcla e inmediatamente colóquelo con firmeza el tapón blanco (el cual debe estar seco) con la perilla hacia arriba (abierta).



7. Retire una tira reactiva de prueba de arsénico del frasco de tiras de prueba y vuelva a tapar inmediatamente el frasco de tiras reactivas. Para obtener resultados precisos la tira de prueba debe ser orientada e insertada a la profundidad correcta. Inserte la tira reactiva en la perilla a como se ilustra en la figura.

7.1. Coloque la tira reactiva de modo que la almohadilla de prueba y la línea roja estén alineados con la cara superior de la perilla una vez está abierta (o hacia arriba) a como se muestra en la figura.

7.2. Inserte la tira reactiva en la perilla hasta una profundidad en la cual la línea roja alcanza la altura máxima de la perilla o parte superior de la misma. Posteriormente cierre o baje la perilla, lo cual sujetará la tira reactiva y la mantendrá en su lugar. Este procedimiento es mostrado en la figura e indicado con flechas negras y rojas.

Nota: Los pasos 6 y 7 deben ser completados en 30 segundos. Sí las tiras de prueba de arsénico cuyo extremo posee una almohadilla con bromuro de mercurio no reaccionan con el gas arsina es porque éstas deben de estar húmedas.



8. Con la ayuda de un cronómetro mida un tiempo de reacción de 10 minutos, en los cuales la reacción se llevará a cabo sin ningún disturbio y en un lugar muy ventilado como una medida de precaución ante las burbujas de hidrógeno que se forman.



9. Transcurridos los 10 minutos de espera (pero no más de 12 minutos) levante la perilla y retire con sumo cuidado la tira de prueba sin tocar la almohadilla reactiva. Compare el color que la almohadilla ha adquirido producto de la reacción con los de la cartilla de colores de lectura fácil y rápida (Quick™ Easy-Read™ Color Chart).

- 9.1. Coloque la almohadilla de la tira de prueba que ha reaccionado detrás de los agujeros perforados de la cartilla de colores. Observe el centro de la almohadilla a través de los agujeros y confirme un color preciso y la concentración de arsénico. La comparación de colores entre la almohadilla de la tira reactiva y la cartilla de colores deben realizarse en no más de 30 segundos.

NOTA: Esta es una medida de precaución muy importante dado que transcurrido los 30 segundos los colores empiezan a cambiar. Por ejemplo, el color amarillo se destiñe y el color marrón cambia a gris o negro. Para precisar una mejor comparación de colores utilice la luz natural y evite la exposición directa a la luz solar.



10. Reporte los resultados en $\mu\text{g/L}$ As (o en ppb).

NOTA: Si la concentración de arsénico es igual o supera los $200 \mu\text{g/L}$ As, se puede confirmar estas concentraciones elevadas por dilución de la muestra de agua en una proporción de 1 a 5. Para efectuar este procedimiento llene el frasco de reacción con 20 mL de agua de muestra (hasta la línea inferior marcada en el frasco) y adicione 80 mL de agua desionizada (hasta la línea superior marcada en el frasco). Posteriormente ejecute nuevamente los pasos del 3 al 10. Para obtener un valor preciso de la concentración de arsénico multiplique el resultado obtenido por factor de 5 para corregir el efecto de la dilución y registre el valor de concentración en $\mu\text{g/L}$



Figura D.2. Componentes y accesorios del Quick™ Arsenic Test Kit System.

Fuente: ITS, Inc., 2012.



D.2.3. Recordatorios de uso de las “Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes” (PPEC).

1) Descripción General

Las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes (PPEC), son medios de análisis listos para utilizar que reemplazan el agar convencional, las placas de Petri, las almohadillas de medios y los embudos de filtración desechables que se utilizan en las pruebas microbianas de agua. Cada placa contiene un agente gelificante soluble en agua, nutrientes e indicadores en un formato seco no perecedero (3M Food Safety, 2011).

Para aplicar el método PPEC no se requiere de filtros de membrana estériles ni la aplicación de un medio de cultivo especial, ya que las PPEC contienen nutrientes de Bilis Rojo Violeta (VRB), un agente gelificante soluble en agua fría, un indicador de la actividad glucuronidasa (BCIG), otro indicador de tetrazolio; además del film superior que atrapa el gas producido por la fermentación de la lactosa provocado por los *Coliformes totales* y *E. coli*, lo que facilita la enumeración de las UFC de *Coliformes totales* y *E. coli* en una sola PPEC al mismo tiempo; sólo diferenciadas por sus periodos de incubación y pigmentación asociada al tipo de colonia (3M Food Safety, 2011; 3M Departamento de Microbiología, 2002). Una vista general de las PPEC se puede apreciar en la Figura D.3.



Figura D.3. Características de las 3M™ PPEC.

Fuente: 3M Seguridad Alimentaria, 2010; 3M Chile, 2009.

Con las PPEC se obtienen resultados para enumerar *Coliformes totales* en 24 h y *E. Coli* en 48 h. Las colonias confirmadas de *Coliformes totales* son rojas y azules (contabilizadas a 24 h), las cuales se encuentran asociadas a burbujas de gas. La presencia del indicador glucuronidasa da lugar a la formación de un precipitado azul alrededor de todas las colonias de *E. Coli*, siendo su color de



confirmación rojo-azuladas y/o azules asociadas (enumeradas a 48 h) con burbujas de gas (3M Food Safety, 2011). Con esta pigmentación que adquieren las colonias se confirma la presencia de *Coliformes* totales y *E. coli*, y por consiguiente se eliminan análisis adicionales posteriores de confirmación (3M Food Safety, 2011). Las coloraciones previamente dichas que dan las PPEC se observan en la Figura D.4.

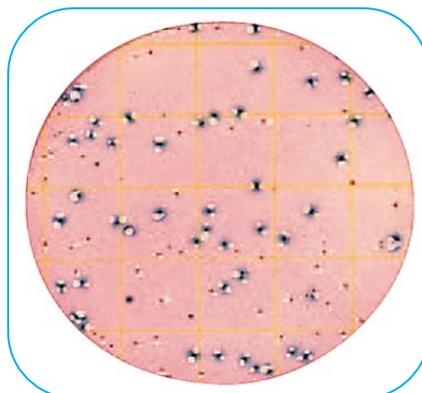


Figura D.4. Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli/Coliformes*.

Fuente: 3M Seguridad Alimentaria, 2010.

Las cuadrículas de fondo de las PPEC; facilitan el conteo de las colonias, entregando resultados rápidos, precisos y consistentes (Figura D.3). Además, las PPEC pueden leerse también en un contador de colonias tipo Québec u otro tipo de lupa con luz. Otro aspecto robusto de las PPEC, es que tienen una vida útil de 18 meses (3M Food Safety, 2011; 3M Microbiología, 2003).

Las PPEC pueden usarse con la técnica de recuento directo en placa con 1 mL de muestra o con la técnica de filtración por membrana (método híbrido). Sin embargo, para este último caso, 3M recomienda el uso de filtros de ésteres de celulosa mixtos (MCE) por ser el material filtrante más utilizado en el análisis de agua (3M Food Safety, 2011).

Según los procedimientos estándares de análisis de la calidad del agua potable establecidos por APHA, AWWA & WEF (2005), el método de FME es el más usado y aceptado tradicionalmente a nivel internacional en el monitoreo de la calidad del agua potable y de una variedad de aguas naturales. En lo que respecta a la tecnología de 3M™ Placas Petrifilm™ para recuento de *E. coli/Coliformes* totales han demostrado tener un desempeño estadísticamente similar a los métodos estándar descritos en las normas ISO 6222, ISO 9308-1, el Manual de Análisis Bacteriológico (BAM) de la FDA de los Estados Unidos y los Métodos Estándar para el Análisis de Agua y Aguas Residuales (SMEWW) de la APHA, AWWA & WEF; según un estudio de los Laboratorios Q, Inc., Cincinnati,

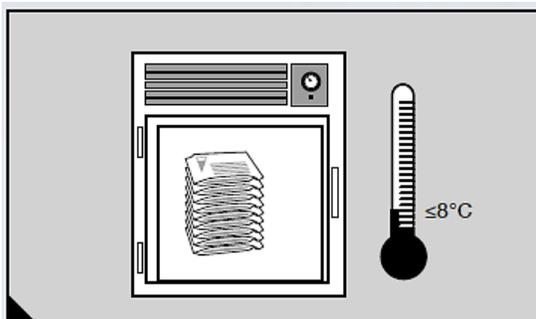


OH, EE. UU., que comparó el rendimiento de las Placas 3M™ Petrifilm™ con otros métodos de referencia, el cual fue presentado en la Asociación Internacional para la Protección de los Alimentos (IAFP) en el 2011 (3M Food Safety, 2011).

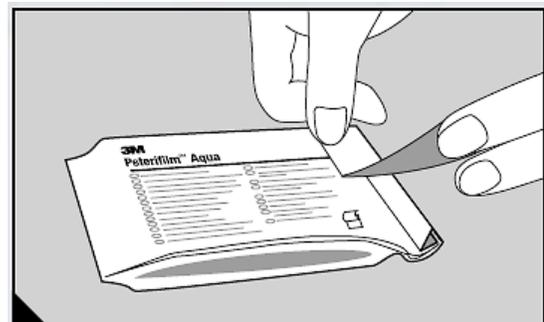
Por tales circunstancias, las PPEC de 3M™ han adquirido una gran aceptación a nivel mundial a tal punto que están dentro de los Métodos Oficiales de Análisis reconocidos por la AOAC International. Otras características que destacan son la productividad, consistencia de resultados, simplicidad y la facilidad de uso, pero sobre todo su compatibilidad con el método de FME de los SMEWW que dio lugar al denominado método híbrido, cuyos resultados para contabilizar *Coliformes totales* y *termotolerantes* se compararon con los resultados de la FME, por el hecho de que ambos se expresan en base a 100 mL (o UFC/100 mL), el cual es el volumen estándar a ser filtrado para muestras de agua potable de acuerdo APHA AWWA & WEF (2005).

2) Instrucciones y recomendaciones de uso (3M Food Safety, 2011)

● ALMACENAMIENTO DE PLACAS



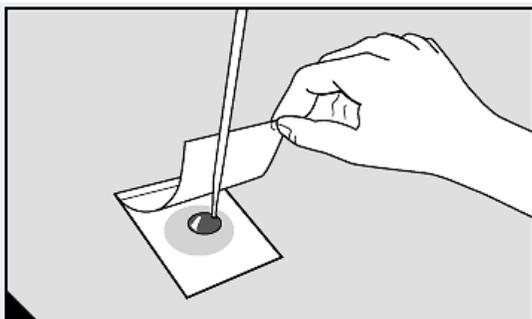
A Guarde los paquetes sin abrir a $\leq 8^{\circ}\text{C}$ ($\leq 46^{\circ}\text{F}$). Utilícelos antes de la fecha de vencimiento que figura en el empaque. En áreas de alta humedad donde la condensación puede representar un problema, es conveniente dejar que los paquetes alcancen la temperatura ambiente antes de abrirlos.



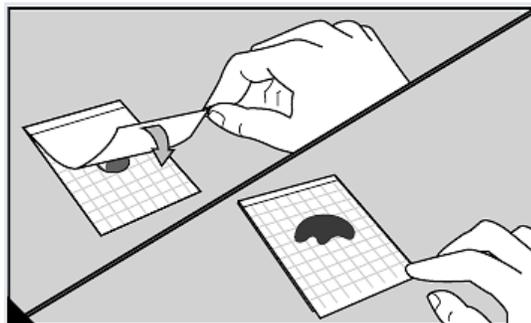
B Para sellar un paquete abierto, doble el extremo y cierre con cinta. No congele los paquetes abiertos. Utilice las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento *E. coli/Coliformes* dentro del plazo de un mes después de abrir el envase.



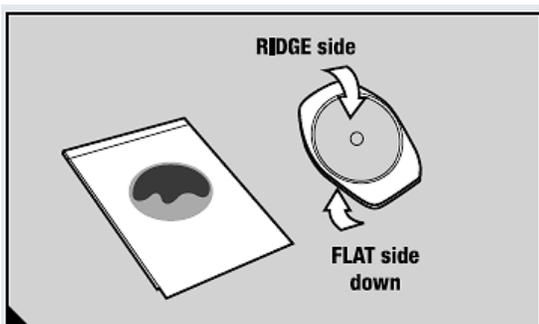
PROCEDIMIENTO DE HIDRATACIÓN Y/O INOCULACIÓN



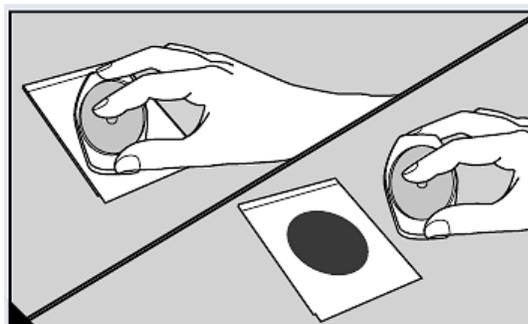
C Coloque la Placa 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes sobre una superficie nivelada. Con la pipeta perpendicular a la Placa 3M™ Petrifilm™, coloque 1 mL de muestra a analizar (análisis microbiológico por PPEC directa) o 1 mL de diluyente para hidratación (agua destilada-esterilizada) en el centro de la película inferior.



D Con sumo cuidado, deslice la película superior hacia abajo para que haga contacto con la muestra o el diluyente de hidratación evitando atrapar burbujas de aire. No deje caer la película superior.



E Con el lado del reborde hacia abajo, coloque el esparcidor sobre la película superior encima del inóculo o diluyente de hidratación.
Lado PLANO
Lado de REBORDE hacia abajo



F Cuidadosamente presione el esparcidor para distribuir el inóculo o diluyente de hidratación por el área circular antes de que se forme el gel. No retuerza ni desplace el esparcidor. Levante el esparcidor.

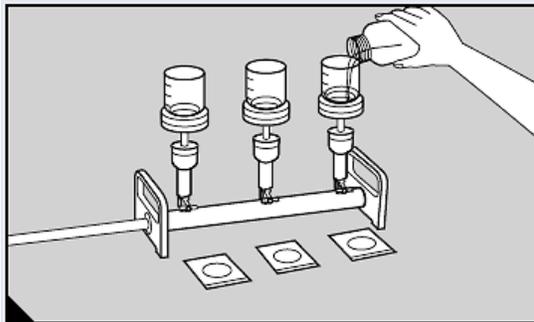
- Deje las placas hidratadas cerradas durante una hora como mínimo antes de usarlas. Vaya al paso "G".

- Las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes hidratadas adicionales pueden guardarse en una bolsa sellada o plástica. Proteja las placas de la luz y manténgalas refrigeradas a 2-8 °C hasta por 7 días.

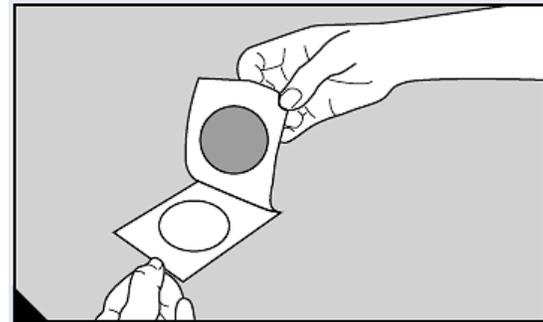
**IMPORTANTE**

Si realiza el análisis microbiológico inoculando la muestra de agua directamente sobre la Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes salte al paso “K”.

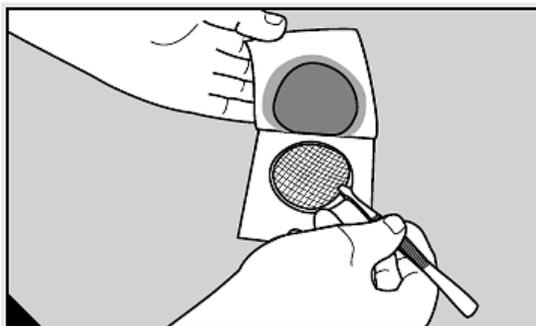
Por el contrario, si realiza el análisis hidratando las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes empleando filtros de membrana vaya al paso “G”.

● PASOS DE INOCULACIÓN PARA LAS PPEC CON FILTROS DE MEMBRANA

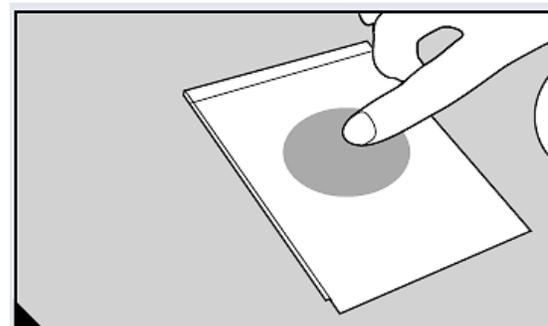
G Siguiendo los procedimientos estándar de análisis de agua, filtre la muestra de agua con filtro de membrana de 47 mm, con poros de 0,45 micras de una mezcla de ésteres de celulosa (MCE).



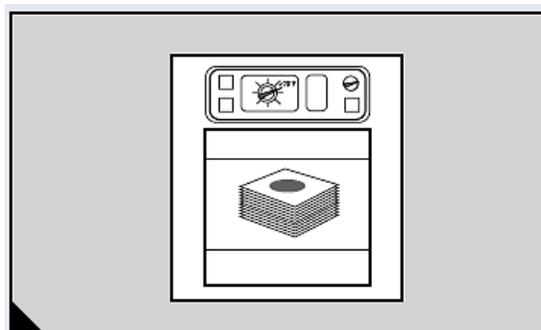
H Levante la película superior de la Placa 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes hidratada.

● INCUBACIÓN

I Coloque el filtro en el centro del espacio circular con el lado cuadrículado del filtro hacia arriba. Deslice la película superior hacia abajo para reducir al mínimo la aparición de burbujas de aire o vacíos entre el filtro y la Placa 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes.

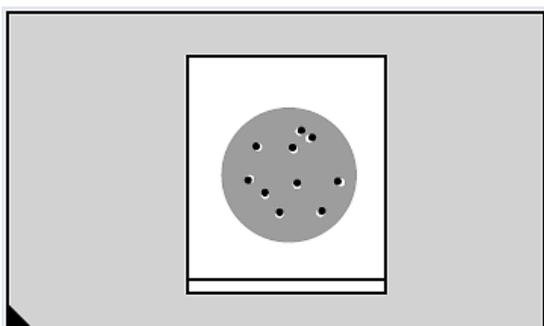


J Presione suavemente para garantizar el contacto uniforme del filtro con el gel y para eliminar las burbujas de aire.

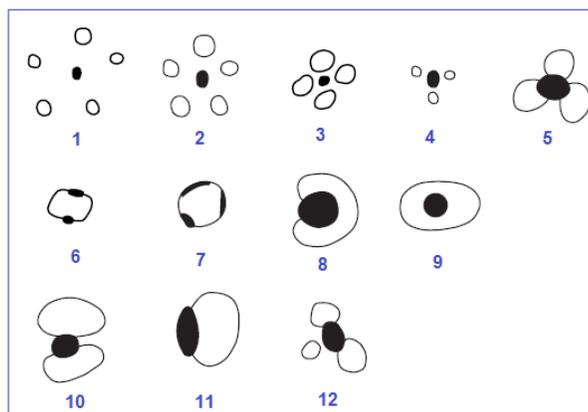


K Incube las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes en posición horizontal, con el lado transparente hacia arriba, en pilas de no más de 20 placas a $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ por $24\text{ h} \pm 2\text{ h}$ para *Coliformes totales* y $35\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ para *E. coli* por $48\text{ h} \pm 2\text{ h}$ (según el método Oficial AOAC 991.14).

● INTERPRETACIÓN

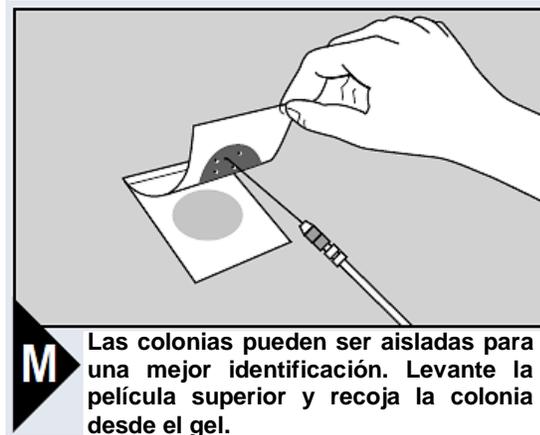


L El recuento con las Placas 3M™ Petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes puede realizarse con un contador estándar de colonias u otro iluminador magnificante. La lectura de los resultados de las PPEC se ha realizado según los protocolos del método oficial 991.14 de la AOAC International que en síntesis plantea: Para *Coliformes totales* confirmados contabilizar todas las Unidades Formadoras de Colonias (UFC) rojas y azules con formación gas; para *E. coli* confirmados enumerar todas las UFC con formación de gas.



Las figuras del 1 al 12 son ejemplos de varios patrones o formas de burbujas asociados con las colonias que producen gas (todas deben ser enumeradas).

NOTA: No contar las colonias que aparecen en la zona blanca, ya que no están bajo la influencia selectiva del medio.



Anexo E

E.1. Fundamentos Para la Caracterización Granulométrica de Partícula.

El método de ensayo para el análisis granulométrico de partícula es un procedimiento manual o mecánico, en el cual una muestra de agregado seco de masa conocida se separa en partículas constitutivas según los tamaños, mediante una serie de mallas de aberturas, ordenadas desde la de mayor hasta la de menor abertura; de tal manera que se puedan conocer las cantidades en peso de cada tamaño (distribución por tamaño de partículas) que aporta al peso total (ASTM C 136, 2006; Departamento de Mecánica Estructural; 2012).

Los paños de cedazos (mallas) y los marcos de los tamices que se utilizan en los ensayos de análisis granulométrico deben cumplir con la norma ASTM E 11. Además, cuando el ensayo se realiza en un tamizador mecánico, éste debe producir un movimiento de los tamices que provoque que las partículas reboten, caigan o giren, de manera que presenten diferentes orientaciones a la superficie de tamizado. Ambas condiciones deben cumplirse para que los resultados puedan ser usados para propósitos de aceptación (ASTM C 136, 2006).

La acción de tamizado debe durar un periodo de tiempo razonable, de modo que en la práctica las masas de cada tamaño después del tamizado no pasen un tamiz en no más del 1% en masa del material retenido en cualquier tamiz individual (ASTM C 136, 2006).

En base a las masas de cada tamaño de partícula retenida en los tamices respectivos, se calcula los porcentajes retenidos en cada malla con respecto al



total inicial de la muestra, el porcentaje de material que pasa cada tamiz y el porcentaje de material retenido entre tamices consecutivos (ASTM C 136, 2006). La representación gráfica de los porcentajes que pasa por cada tamiz (en el eje de las ordenadas a escala natural) versus los diámetros de los tamices en mm (en el eje de las abscisas a escala logarítmica) se le denomina curva granulométrica (Blanco & Matuz, 2011). A partir de los datos que aporta la curva granulométrica, se pueden definir parámetros secundarios representados por diámetros característicos, tales como: D_{10} , D_{30} y D_{60} . Donde D_x se define como el diámetro de abertura del tamiz, por el cual pasa el X por ciento de material (ASTM D 2487, 2006; Departamento de Mecánica Estructural, 2012).

De la relación de los diámetros característicos obtenidos de la curva granulométrica se pueden obtener dos indicadores importantes que caracterizan a un material, los cuales son: Coeficiente de uniformidad (C_U) y el coeficiente de curvatura (C_C) (ASTM D 2487, 2006).

La OPS/CEPIS/PUB/04.109 (2004) cita que, los materiales filtrantes utilizados para construir filtros para potabilización de agua deben ser claramente especificados, de manera que no quede duda alguna sobre su granulometría. Dentro de los parámetros que la OPS/CEPIS/PUB/04.109 (2004) establecen, están:

Tamaño o diámetro efectivo (D_{10}): En relación con el porcentaje, se refiere al tamaño de granos correspondiente al porcentaje de 10%. El diámetro efectivo es importante, porque determina el área superficial y el espacio vacío dentro del medio filtrante, debido a que los granos más pequeños ocupan el espacio vacío creado por los granos más grandes, y en consecuencia el agua se ve forzada a fluir entre las partículas más pequeñas (AWWA, citado por Kikkawa, 2008).

Coeficiente de uniformidad (C_U): Sirve para medir y calificar el grado de distribución de tamaños de las partículas de un material, proporcionando una relación entre los tamaños de los granos más grandes y los más pequeños, la cual determina el tamaño de las aberturas de los poros y el área superficial (AWWA, citado por Kikkawa, 2008). Por ejemplo, si todas las partículas son muy similares en tamaño, el D_{10} y D_{60} no diferirán mucho, y por ende el C_U , será pequeño, y en ese caso el material es uniforme o “mal graduado”, pues a medida que su valor se incrementa el material granular es menos uniforme (OPS/CEPIS/PUB/04.109, 2004; Ortuño, 2009).

Para considerar a la arena, un material bien graduado se debe de cumplir la condición de que su $C_U \geq 6$, de lo contrario cuando el $C_U < 6$, el material no es graduado sino prácticamente uniforme en el diámetro de partícula. Por ejemplo, la arena se considera como muy uniforme cuando su $C_U < 3$, aún las arenas



naturales muy uniformes rara vez presenta un $C_U < 2$ (Figura E.1) (Rico, 2005; Villalaz, 2004).

En resumen, el tamaño de grano debe ser lo suficientemente pequeño como para producir buena calidad de filtrado y para tener también la penetración dentro de la capa superior, de modo que el desguace de la arena sea mínimo. Por tal circunstancia, el tamaño de grano y la uniformidad afectan a la profundidad requerida para la arena de filtración (AWWA, 1991; Huisman & Wood, 1974; Van der Hoek et al., 1996, citados por Kikkawa, 2008).

Coefficiente de curvatura (C_C): El C_C de una partícula se define como el resultado de la división del área superficial de una esfera de igual volumen a la del grano por el área superficial de la partícula considerada. Este valor resulta igual a la unidad para las partículas esféricas y menor de uno para las irregulares (Rico, 2005; Villalaz, 2004).

El C_C debe estar comprendido entre 1 y 3, es decir, $1 \leq C_C \leq 3$; para indicar que la arena es bien graduada, con un amplio margen de tamaños de partículas y cantidades apreciables de cada tamaño intermedio. Cuando los valores de C_C son muy diferentes de 1; esto indica la falta de una serie de diámetros entre los tamaños correspondientes al D_{10} y el D_{60} (Figura E.1) (Rico, 2005; Villalaz, 2004).

La importancia de la distribución de tamaños radica en la disminución de la porosidad de la arena de filtración y en el incremento del área superficial por volumen, así como de la probabilidad de colisiones en la porción superior de la arena de filtración (Ngai & Walewijk, 2003).

En síntesis, ambos coeficientes (C_U y C_C) sirven para indicar cuando un material se encuentra bien graduado o mal graduado. Sin embargo, para decidir si la arena es bien graduada, se tienen que satisfacer dos condiciones: (1) Que el $C_U \geq 6$ y (2) que $1 \leq C_C \leq 3$. De lo contrario, si el $C_U < 6$ y el $1 > C_C > 3$; se plantea que la arena es pobremente graduada o uniformemente graduada cuando se cumple ambas condiciones (ASTM D 2487, 2006).

Las ventajas que proporciona un material bien graduado son: Mejor estabilidad, menor número de cavidades, baja permeabilidad, baja compresibilidad y mayor resistencia (Alianza Corp, 2011). Idealmente el medio filtrante de un FBA debe tener propiedades física similares a las usadas en los filtros lentos de arena (FLA), en los cuales, la eficiencia de tratamiento es atribuida a su tamaño fino efectivo del medio de filtración, a la biodegradación en la capa biológica y a su baja velocidad de filtración (citado por Kubare & Haarhoff, 2010).

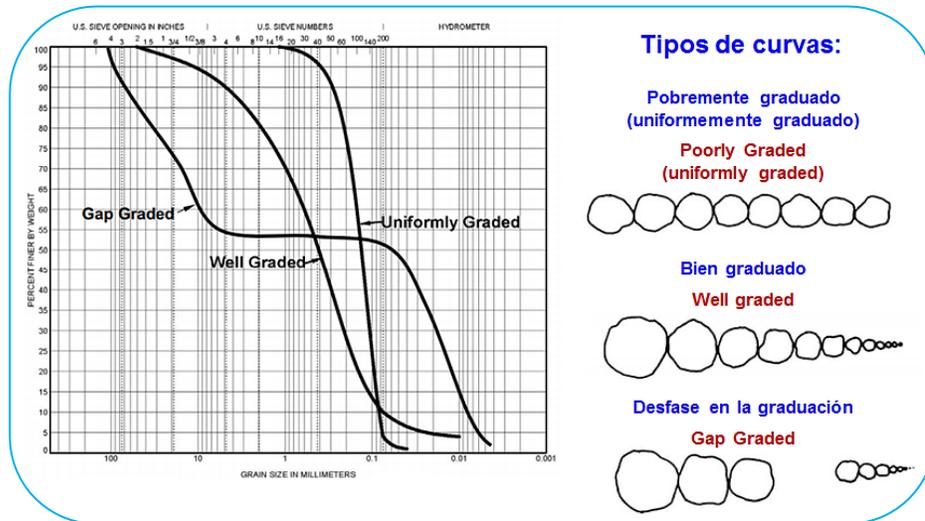


Figura E.1. Curva de distribución de tamaños de partículas.

Fuente: University of Massachusetts Lowell, 2013.

En la Tabla E.1, se presentan las características que se exigen para la arena destinada para formar parte de los medios filtrantes en la construcción de filtros de bioarena, de acuerdo a varios autores.

Tabla E.1. Valores normales de D_{10} , C_U y C_C para la arena de filtración del FBA.

Característica	Propiedad del medio	Referencia [‡]
D_{10}	0,15 mm – 0,3 mm	CAWST (2007); Lukacs (2002), Hillman (2007) y Manz et al. (1993)
	0,19 mm – 0,22 mm	Elliott et al. (2008)
C_U	1,5 – 3,0	Lukacs (2002), CAWST (2007) y Hillman (2007)
	3,5 – 4,0	Elliott et al. (2008)
	< 5	Manz et al. (1993)
C_C	0,70 – 0,90	Kubare & Haarhoff (2010)

‡: Las referencias citadas para los valores del FBA han sido obtenidas de Kubare & Haarhoff (2010).

La ASTM D 2487 (2006) clasifica la granulometría de la arena como aquellas partículas de roca que pasarán el tamiz N° 4 (4,75 mm) y son retenidas en el tamiz N° 200 (75 μ m) estándar de EE.UU. La subdivisión de esta clasificación según ASTM D 2487 (2006) es: *Arena gruesa* pasa el tamiz N° 4 (4,75 mm) y es retenida en el N° 10 (2,0 mm); *arena media* pasa el tamiz N° 10 (2,0 mm) y es retenida en el tamiz N° 40 (425 μ m = 0,425 mm) y *arena fina* pasa el tamiz N° 40 (0,425 mm) y es retenida en el tamiz N° 200 (75 μ m = 0,075 mm).

De acuerdo a la OPS/CEPIS/PUB/04.109 (2004), la arena que conforma las capas de filtros lentos es normalmente preparada entre las mallas de aberturas entre 0,42 mm – 1,19 mm ó 1,41 mm.



Anexo F

F.1. Análisis Granulométrico por Tamizado para la Arena de Río Telica



Figura F.1. Juego de tamices FISHER SCIENTIFIC del LOU utilizado en el análisis granulométrico de la arena de río Telica por tamizado mecánico.



Figura F.2. Masa de la muestra de arena de 1000 g para el análisis granulométrico.



Figura F.3. Momento del pesado en forma individual del tamiz N° 12 antes del análisis por tamizado mecánico.



Figura F.4. Juego de tamices montado en el agitador mecánico.



Figura F.5. Carga de la masa de muestra al tamiz superior de la serie de tamices y preparación final del agitador mecánico.



Figura F.6. Ejemplo de la determinación de la masa de la fracción de tamaño de partícula retenida en el tamiz N° 20.



Anexo G

G.1. Resultados de la Comprobación del Desarrollo de la Capa Biológica en el FBA

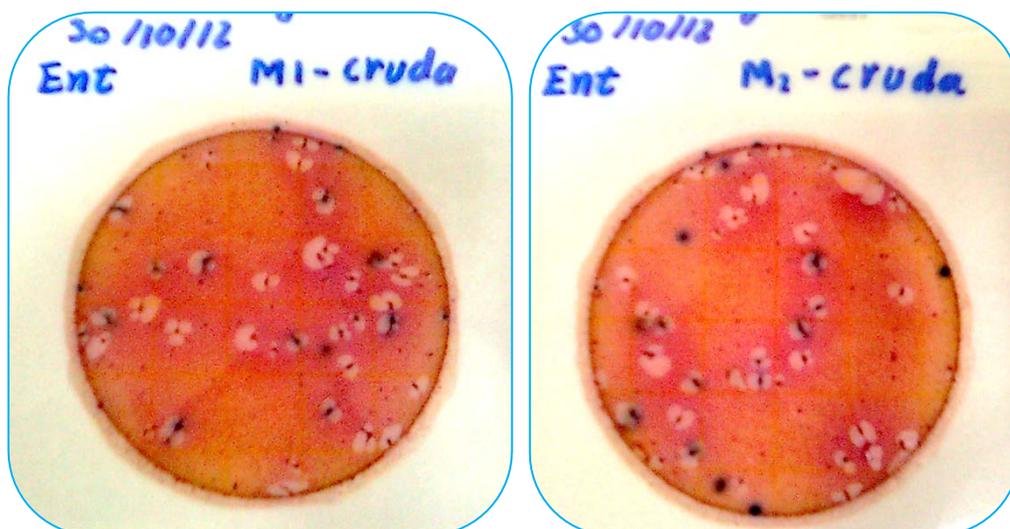


Figura G.1. Resultados de *Coliformes totales* para AC-2 en el PRM-1 a 24 h.

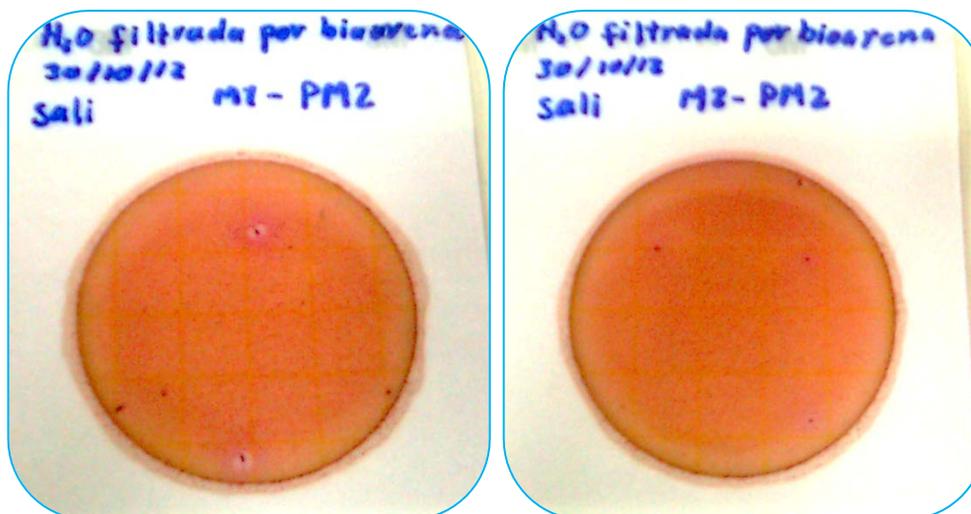


Figura G.2. Resultados de *Coliformes totales* para AC-2 en el PRM-2 a 24 h.

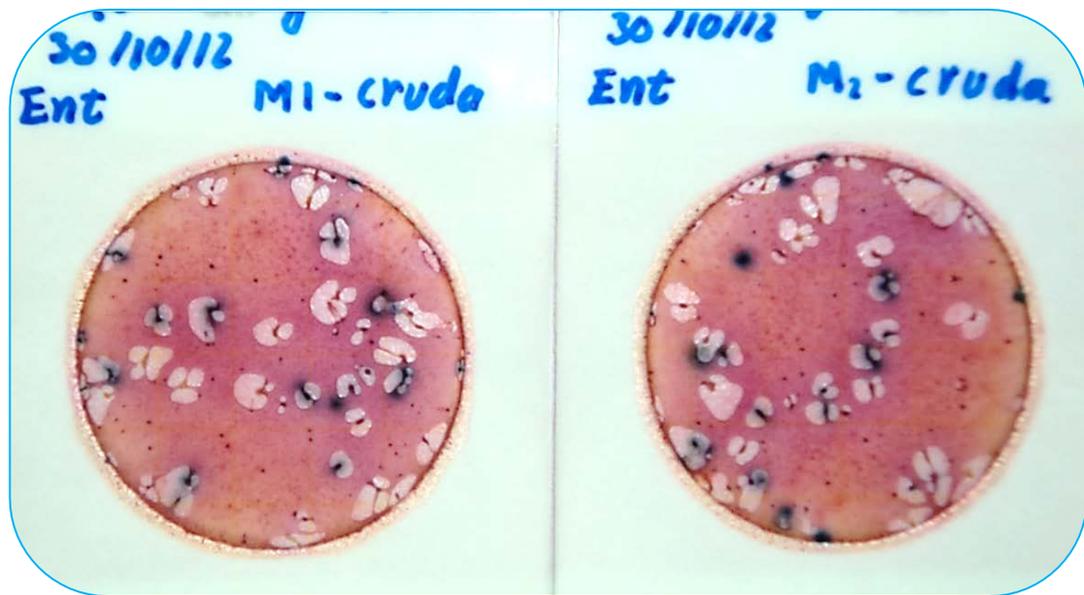


Figura G.3. Resultados de *E. coli* para AC-2 en el PRM-1 a 48 h.

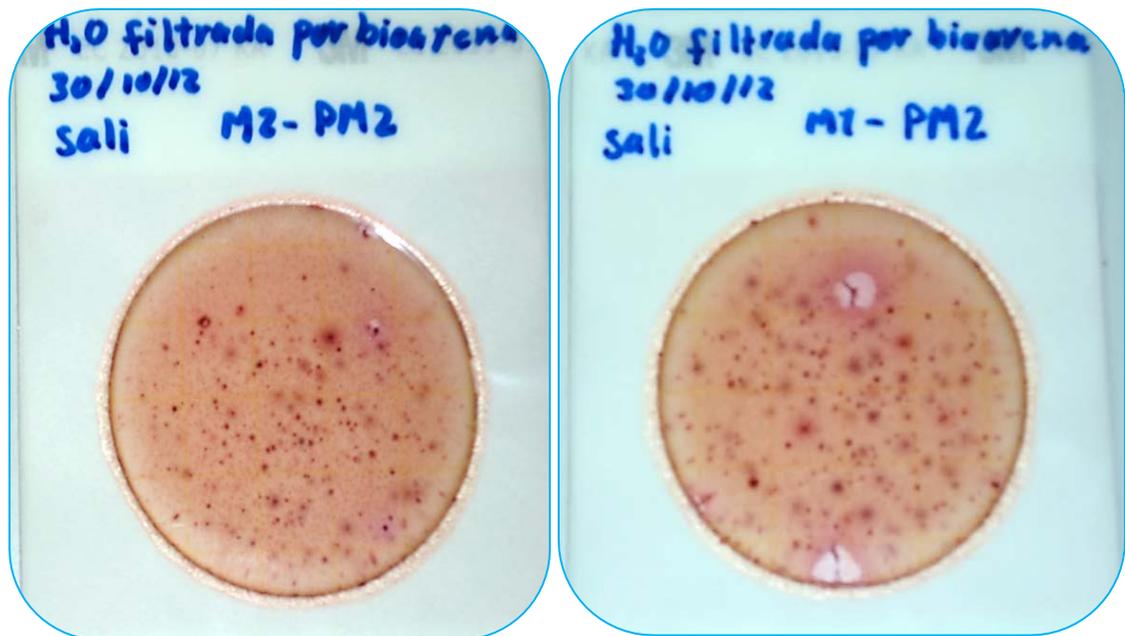


Figura G.4. Resultados de *E. coli* para AC-2 en el PRM-2 a 48 h.



G.2. Calidad Fisicoquímica y Microbiológica del AC-1 y el AC-2

Tabla G.1. Calidad fisicoquímica y microbiológica del AC-1.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Descripción del método	Muestra	Magnitud	Unidades
Nivel básico	Turbiedad	2130 B	L6	2	NTU
	pH (a 21.3 °C)	4500-H ⁺ B	L5	7,49	Unidades estándar
	<i>Coliformes totales</i> (a 35 °C por 24 h)	9222 B	L1/L2	< 1	UFC/100 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (a 44.5 °C por 24 h)	9222 D		< 1	UFC/100 mL
	<i>Coliformes totales</i> a 35 °C (± 1 °C) por 24 h (± 2 h)	3M TM placas Petrifilm TM para recuento de <i>E. coli</i> / <i>Coliformes totales</i>		1	UFC/2 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i> a 35 °C (± 1 °C) por 48 h (± 2 h)	3M TM placas Petrifilm TM para recuento de <i>E. coli</i> / <i>Coliformes totales</i>		< 1	UFC/2 mL
	<i>Coliformes totales</i> a 35 °C (± 1 °C) por 24 h (± 2 h)	3M TM placas Petrifilm TM + Filtración por membrana		< 1	UFC/100 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i> a 35 °C (± 1 °C) por 48 h (± 2 h)	3M TM placas Petrifilm TM + Filtración por membrana	< 1	UFC/100 mL	
	Temperatura (de cuarto)	2550 B	L5	25,5	°C
	Conductividad eléctrica (a 23.6 °C)	Método electroquímico	L3	446	μS/cm
Nivel intermedio volumétrico	Dureza Total (EDTA)	2340 C	L5	72,73	mg/L CaCO ₃
	Alcalinidad Total	2320 B	L4	190,28 (a pH=3,54)	mg/L CaCO ₃
	Calcio	3500-Ca B	L5	9,37	mg/L Ca
	Magnesio	3500-Mg B	L5	11,99	mg/L Mg
	Sólidos Totales Disueltos (STD)	2540 C	L3	342	mg/L STD
	Cloruros	4500-Cl ⁻ B	L7	31,3	mg/L Cl ⁻
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	8051 (Programa 680)	L7	26,0	mg/L SO ₄ ²⁻
	Manganeso	8034 (Programa 295)	L4	0,4	mg/L Mn
	Hierro Total	8008 (Programa 265)	L3	0,26	mg/L Fe
	Color verdadero (a 455 nm)	8025 (Programa 120)	L4	9,0	mg/L Pt-Co
	Nitrito	8153 (Programa 373)	L6	1,0	mg/L NO ₂ ⁻ -N
	Nitrato	8039 (Programa 355)	L6	1,4	mg/L NO ₃ ⁻ -N
	Amonio	8038 (Programa 380)	L6	0,039	mg/L NH ₄ ⁺
Nivel avanzado	Arsénico	Quick TM Arsenic Test Kit System	L5	0-5	μg/L As



Tabla G.2. Calidad fisicoquímica y microbiológica del AC-2.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Descripción del método	Muestra	Magnitud	Unidades
Nivel básico	Turbiedad	2130 B	Mezcla de I1, I2, I3, I5	20,34	NTU
	pH (a 21.3 °C)	4500-H ⁺ B		8,66	Unidades estándar
	Temperatura (de cuarto)	2550 B	Mezcla de I1, I2, I3, I5	23,2	°C
	Conductividad eléctrica (a 23.6 °C)	Método electroquímico		724	µS/cm
	<i>Coliformes totales</i>	9222 B	I6/I7	49	UFC/100 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i>	9222 D		5	UFC/100 mL
	<i>Coliformes totales</i>	3M TM placas Petrifilm TM + Filtración por membrana		24	UFC/100 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i>	3M TM placas Petrifilm TM + Filtración por membrana		25	UFC/100 mL
	<i>Coliformes totales</i>	3M TM placas Petrifilm TM para recuento de <i>E. coli</i> / <i>Coliformes totales</i>		55	UFC/2 mL
	<i>Coliformes termotolerantes</i>	3M TM placas Petrifilm TM para recuento de <i>E. coli</i> / <i>Coliformes totales</i>		< 1	UFC/2 mL
Nivel intermedio volumétrico	Dureza Total (EDTA)	2340 C	I2	88,16	mg/L CaCO ₃
	Alcalinidad a la fenolftaleína	2320 B	I5	6,93	mg/L CaCO ₃
	Alcalinidad Total			249,21	
	Calcio	3500-Ca B	I2	21,66	mg/L Ca
	Magnesio	3500-Mg B	I2	8,30	mg/L Mg
	Sólidos Totales Disueltos (STD)	2540 C	I5	397	mg/L STD
	Cloruros	4500-Cl ⁻ B	I2	67,29	mg/L Cl ⁻
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	8051 (Programa 680)	I4	30	mg/L SO ₄ ²⁻
	Manganeso	8034 (Programa 295)	I1	0,7	mg/L Mn
	Hierro Total	8008 (Programa 265)	I5	0,84	mg/L Fe
	Color verdadero (a 455 nm)	8025 (Programa 120)	I1	40	mg/L Pt-Co
	Nitrito	8153 (Programa 373)	I4	0,0	mg/L NO ₂ ⁻ -N
	Nitrato	8039 (Programa 355)	I3	0,4	mg/L NO ₃ ⁻ -N
	Amonio	8038 (Programa 380)	I3	0,32	mg/L NH ₄ ⁺



G.3. Acoplamiento del ST y Determinación de su Carga



Figura G.5. Momento en que se produjo el efecto sifón en el ST.



G.4. Monitoreo del ST

Tabla G.3. Historial del monitoreo del ST durante los 121 días de evaluación.

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1	pH/Temperatura en el PRM-2	pH/Temperatura en el PRM-3	Q _{MAX} [L/min]
Lavado del lecho filtrante del FBA (del día 1 al 12)								
1-Lunes	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
2-Martes	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
3-Miercoles	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
4-Jueves	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
5-Viernes	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
6-Sábado	Único lote	0,15	—	—	—	—	—	—
7-Lunes	Único lote	0,15	10,50	—	—	—	—	—
8-Martes	Único lote	0,15	10,81	—	—	—	—	2,09
9-Miercoles (3/10/2012)	Único lote	0,15	15,00	—	—	—	—	1,95
10-Jueves	1 ^{er} lote	0,15	10,65	—	—	—	—	1,80
	2 ^{do} lote	0,15	13,50	—	—	—	—	1,87
11-Viernes	1 ^{er} lote	0,15	10,90	—	—	—	—	1,84
	2 ^{do} lote	0,15	12,05	—	—	—	—	1,94
12-Sábado (6/10/2012)	1 ^{er} lote	0,15	8,15	—	—	—	—	1,96
	2 ^{do} lote	0,15	11,10	—	—	—	—	1,94
Desarrollo de la capa biológica del FBA								
21 Lotes con AC-1 (del día 13 al 24)								
13-Lunes	1 ^{er} lote	15,95	7,90	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	29,9	12,25	—	—	—	—	1,91
14-Martes	1 ^{er} lote	37,95	18,75	—	—	—	—	2,04
	2 ^{do} lote	28,7	17,30	—	—	—	—	1,66
15-Miércoles (10/10/2012)	1 ^{er} lote	6,2	12,37	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	4,82	7,93	—	—	—	—	1,82
16-Jueves	1 ^{er} lote	3,43	5,83	—	—	—	—	2,22
	2 ^{do} lote	1,43	5,73	—	—	—	—	1,92
17-Viernes	Único lote	1,17	5,77	—	—	—	—	1,82
18-Sábado (13/10/2012)	1 ^{er} lote	0,9	5,00	—	—	—	—	1,92
	2 ^{do} lote	0,73	5,13	—	—	—	—	2,00
19-Lunes	Único lote	9,7	4,90	—	—	—	—	1,88
20-Martes	1 ^{er} lote	10,69	6,00	—	—	—	—	1,71
	2 ^{do} lote	7,47	6,97	—	—	—	—	1,96
21-Miércoles (17/10/2012)	1 ^{er} lote	5,14	6,83	—	—	—	—	1,67
	2 ^{do} lote	2,39	6,27	—	—	—	—	2,02



⇒Continuación de la Tabla G.3

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
22-Jueves	1 ^{er} lote	1,97	5,63	—	—	—	—	—	—	—	1,94
	2 ^{do} lote	1,59	5,00	—	—	—	—	—	—	—	2,02
23-Viernes	1 ^{er} lote	1,2	4,77	—	—	—	—	—	—	—	1,62
	2 ^{do} lote	1,17	3,97	—	—	—	—	—	—	—	1,94
24-Sábado (20/10/2012)	1 ^{er} lote	1,17	4,47	—	—	—	—	—	—	—	1,76
	2 ^{do} lote	30 Lotes con AC-2 (del día 24 al 39)									
		5,5	2,77	—	—	—	—	—	—	—	1,88
25-Lunes	1 ^{er} lote	4,53	2,37	—	—	—	—	—	—	—	2,02
	2 ^{do} lote	5,23	2,50	—	—	—	—	—	—	—	2,05
26-Martes	1 ^{er} lote	4,23	2,70	—	—	—	—	—	—	—	1,98
	2 ^{do} lote	3,60	4,70	—	—	—	—	—	—	—	1,76
27-Miércoles (24/10/2012)	1 ^{er} lote	9,53	2,77	—	—	—	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	5,27	2,47	—	—	—	—	—	—	—	1,67
28-Jueves	Único lote	3,80	3,77	—	—	—	—	—	—	—	1,94
29-Viernes	1 ^{er} lote	2,97	4,57	—	—	—	—	—	—	—	1,62
	2 ^{do} lote	4,17	5,10	—	—	—	—	—	—	—	1,94
30-Sábado (27/10/2012)	1 ^{er} lote	2,97	4,47	—	—	—	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	4,03	4,23	—	—	—	—	—	—	—	1,92
31-Lunes	1 ^{er} lote	3,10	4,07	—	—	—	—	—	—	—	1,88
	2 ^{do} lote	6,90	3,70	—	—	—	—	—	—	—	1,96
32-Martes	1 ^{er} lote	5,20	4,07	—	—	—	—	—	—	—	1,76
	2 ^{do} lote	6,07	4,00	—	—	—	—	—	—	—	1,94
33-Miércoles (31/10/2012)	1 ^{er} lote	5,73	3,97	—	—	—	—	—	—	—	2,00
	2 ^{do} lote	5,83	3,73	—	—	—	—	—	—	—	1,86
34-Jueves	1 ^{er} lote	3,90	4,13	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	5,67	2,93	—	—	—	—	—	—	—	2,02
35-Martes (06/11/2012)	1 ^{er} lote	2,57	3,50	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	6,20	3,47	—	—	—	—	—	—	—	1,82
36-Miércoles (07/11/2012)	1 ^{er} lote	6,30	3,80	—	—	—	—	—	—	—	1,88
	2 ^{do} lote	6,50	3,33	—	—	—	—	—	—	—	1,54
37-Jueves	1 ^{er} lote	3,23	3,57	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	4,47	3,73	—	—	—	—	—	—	—	1,86
38-Viernes	1 ^{er} lote	4,27	3,73	—	—	—	—	—	—	—	1,68
	2 ^{do} lote	4,80	3,43	—	—	—	—	—	—	—	1,94
39-Sábado (10/11/2012)	1 ^{er} lote	4,47	3,50	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	6,80	2,63	—	—	—	—	—	—	—	1,92
10 Lotes con AC-4 (del día 40 al 44)											
40-Lunes	1 ^{er} lote	4,20	2,43	—	—	—	—	—	—	—	1,62
	2 ^{do} lote	4,54	1,73	—	—	—	—	—	—	—	1,82
41-Martes	1 ^{er} lote	4,73	1,33	—	—	—	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	4,20	0,93	—	—	—	—	—	—	—	1,67



⇒Continuación de la Tabla G.3

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
42-Miércoles (14/11/2012)	1 ^{er} lote	3,97	0,90	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	2,70	0,83	—	—	—	—	—	—	—	1,62
43-Jueves	1 ^{er} lote	4,57	0,77	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	4,10	0,73	—	—	—	—	—	—	—	1,67
44-Viernes	1 ^{er} lote	4,23	0,87	—	—	—	—	—	—	—	1,58
	2 ^{do} lote	3,50	0,67	—	—	—	—	—	—	—	1,88
Monitoreo del FBA											
9 Lotes con AC-3 (del día 45 al 49)											
45-Sábado (17/11/2012)	Único lote	0,93	0,87	—	—	—	—	—	—	—	1,67
46-Lunes	1 ^{er} lote	2,43	0,90	—	—	—	—	—	—	—	1,88
	2 ^{do} lote	0,56	0,76	—	—	—	—	—	—	—	1,88
47-Martes	1 ^{er} lote	0,63	0,70	—	—	—	—	—	—	—	1,54
	2 ^{do} lote	0,74	0,60	—	—	—	—	—	—	—	1,84
48-Miércoles (21/11/2012)	1 ^{er} lote	0,69	0,52	—	—	—	—	—	—	—	1,70
	2 ^{do} lote	0,61	0,50	—	—	—	—	—	—	—	1,62
49-Jueves	1 ^{er} lote	0,56	0,50	—	—	—	—	—	—	—	1,82
	2 ^{do} lote	0,57	0,51	—	—	—	—	—	—	—	1,76
11 Lotes con AC-1 (del día 50 al 56)											
50-Viernes	1 ^{er} lote	3,97	0,70	—	—	—	—	—	—	—	1,54
	2 ^{do} lote	7,43	0,97	—	—	—	—	—	—	—	1,76
51-Sábado (24/11/2012)	1 ^{er} lote	12,60	2,19	—	—	—	—	—	—	—	1,76
	2 ^{do} lote	6,42	2,43	—	—	—	—	—	—	—	1,65
52-Lunes	1 ^{er} lote	2,87	2,70	—	—	—	—	—	—	—	1,50
	2 ^{do} lote	6,17	2,70	—	—	—	—	—	—	—	1,54
53-Martes	1 ^{er} lote	5,07	3,43	—	—	—	—	—	—	—	1,54
	2 ^{do} lote	2,00	4,20	—	—	—	—	—	—	—	1,76
54-Miércoles (28/11/2012)	1 ^{er} lote	1,80	4,40	—	—	—	—	—	—	—	1,71
	2 ^{do} lote	La carga del 2^{do} lote a los 2 filtros conectados por 1^{era} vez produjo el efecto sifón provocando una turbiedad y caudal en PRM-3 erróneos									
55-Jueves	Único lote	7,70	4,01	—	—	—	—	—	—	—	1,80
56-Viernes	Único lote	4,60	1,73	—	—	—	—	—	—	—	1,94
Monitoreo del FBA y FMADT acoplados											
15 Lotes con AC-1 (del día 57 al 65)											
57-Sábado (01/12/2012)	Único lote	1,86	—	1,67	—	—	—	—	—	—	0,92
58-Lunes (03/12/2012)	1 ^{er} lote	2,27	—	1,50	—	—	—	—	—	—	0,59
	2 ^{do} lote	2,17	—	1,70	—	—	—	—	—	—	0,56



⇒Continuación de la Tabla G.3

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
59-Martes	1 ^{er} lote	0,67	—	1,53	—	—	—	—	—	—	0,70
	2 ^{do} lote	2,50	—	1,33	—	—	—	—	—	—	0,71
60-Miércoles (05/12/2012)	1 ^{er} lote	2,23	—	1,30	—	—	—	—	—	—	0,71
	2 ^{do} lote	2,90	—	1,27	—	—	—	—	—	—	0,70
61-Jueves	1 ^{er} lote	2,87	—	1,43	—	—	—	—	—	—	0,58
	2 ^{do} lote	3,53	—	2,03	—	—	—	—	—	—	0,57
62-Viernes (07/12/2012)	Único lote	1,30	—	1,60	—	—	—	—	—	—	0,70
63-Lunes	Único lote	1,27	—	1,50	—	—	—	—	—	—	0,56
64-Martes	1 ^{er} lote	2,83	—	1,50	—	—	—	—	—	—	0,53
	2 ^{do} lote	5,70	—	1,60	—	—	—	—	—	—	0,57
65-Miércoles (12/12/2012)	1 ^{er} lote	5,80	—	1,93	—	—	—	—	—	—	0,58
	2 ^{do} lote	2,33	—	2,03	—	—	—	—	—	—	0,58
84 Lotes con AC-3 (del día 66 al 109)											
66-Jueves	1 ^{er} lote	5,30	—	2,17	—	—	—	—	—	—	0,58
	2 ^{do} lote	4,60	—	1,87	—	—	—	—	—	—	0,53
67-Viernes	1 ^{er} lote	1,33	—	1,67	—	—	—	—	—	—	0,57
	2 ^{do} lote	1,43	—	1,13	—	—	—	—	—	—	0,55
68-Sábado (15/12/2012)	1 ^{er} lote	1,17	—	0,90	—	—	—	—	—	—	0,46
	2 ^{do} lote	0,93	—	0,83	—	—	—	—	—	—	0,58
Lunes (17/12/2012)	Este día se viajó a "La Corona" a realizar el segundo muestreo de agua cruda										
69-Martes	1 ^{er} lote	1,30	—	0,71	—	—	—	—	—	—	0,59
	2 ^{do} lote	1,33	—	0,72	—	—	—	—	—	—	0,58
70-Miércoles (19/12/2012)	Único lote	1,16	—	0,73	—	—	—	—	—	—	0,57
71-Jueves	1 ^{er} lote	0,94	—	0,52	—	—	—	—	—	—	0,57
	2 ^{do} lote	0,72	—	0,55	—	—	—	—	—	—	0,58
72-Viernes (21/12/2012)	Único lote	0,56	—	0,71	—	—	—	—	—	—	0,58
Durante las dos semanas de vacaciones de fin de año no se cargó el sistema (22/12/12-06/01/13)											
73-Lunes (07/01/2013)	1 ^{er} lote	1,34	—	0,76	—	—	—	—	—	—	0,66
	2 ^{do} lote	0,76	—	0,61	—	—	—	—	—	—	0,74
74-Martes	Único lote	No se cargó el ST por reparación y mantenimiento									
		0,92	—	0,73	—	—	—	—	—	—	0,71
75-Miércoles (09/01/2013)	1 ^{er} lote	0,88	—	0,54	—	—	—	—	—	—	0,75
	2 ^{do} lote	0,85	—	0,59	—	—	—	—	—	—	0,84
76-Jueves	1 ^{er} lote	0,95	—	0,50	—	—	—	—	—	—	0,83
	2 ^{do} lote	0,92	—	0,57	—	—	—	—	—	—	0,84
77-Viernes	1 ^{er} lote	0,94	—	0,45	—	—	—	—	—	—	0,73
	2 ^{do} lote	0,93	—	0,53	—	—	—	—	—	—	0,83



⇒Continuación de la Tabla G.3

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
78-Sábado (12/01/2013)	1 ^{er} lote	0,83	—	0,50	—	—	—	—	—	—	0,72
	2 ^{do} lote	4,23	—	0,41	—	—	—	—	7,99	20,5 °C	0,85
79-Lunes	1 ^{er} lote	1,27	0,78	0,66	7,48	20,7 °C	7,89	21 °C	—	—	0,79
	2 ^{do} lote	1,25	—	0,44	—	—	—	—	—	—	0,67
80-Martes	1 ^{er} lote	1,90	—	0,44	—	—	—	—	—	—	0,80
	2 ^{do} lote	1,83	—	0,43	—	—	—	—	—	—	0,83
81-Miércoles (16/01/2013)	1 ^{er} lote	1,70	—	0,43	—	—	—	—	—	—	0,85
	2 ^{do} lote	1,00	—	0,39	—	—	—	—	—	—	0,87
82-Jueves	1 ^{er} lote	1,30	—	0,51	—	—	—	—	—	—	0,78
	2 ^{do} lote	1,12	—	0,40	—	—	—	—	—	—	0,50
83-Viernes	1 ^{er} lote	0,83	—	0,46	—	—	—	—	—	—	0,92
	2 ^{do} lote	0,70	—	0,50	—	—	—	—	—	—	0,86
84-Sábado (19/01/2013)	1 ^{er} lote	1,00	—	0,41	—	—	—	—	7,90	24,6 °C	0,57
	2 ^{do} lote	0,92	—	0,46	7,50	28 °C	—	—	8,10	24,9 °C	0,92
85-Lunes	Único lote	Se realizó el tercer muestreo de agua cruda en el pozo de la comunidad "La Corona"									
		3,67	—	0,33	7,70	26 °C	—	—	8,00	24,4 °C	0,93
86-Martes	1 ^{er} lote	4,52	—	0,34	7,80	25 °C	—	—	8,00	24,8 °C	0,95
	2 ^{do} lote	14,54	—	0,34	7,70	25,4 °C	—	—	7,90	24,7 °C	0,70
87-Miércoles (23/01/2013)	1 ^{er} lote	25,23	—	0,36	7,60	24,8 °C	—	—	8,00	24,8 °C	0,94
	2 ^{do} lote	24,80	—	0,35	7,60	25,2 °C	—	—	8,00	24,3 °C	0,74
88-Jueves	1 ^{er} lote	28,87	—	0,37	7,80	24,7 °C	—	—	8,00	25 °C	0,94
	2 ^{do} lote	29,20	—	0,33	7,70	25,2 °C	—	—	8,00	24,4 °C	0,93
89-Viernes	1 ^{er} lote	17,17	—	0,38	7,80	24,7 °C	—	—	8,00	24,8 °C	0,92
	2 ^{do} lote	13,93	0,46	0,39	7,70	25 °C	8,00	25,2 °C	8,10	24,7 °C	0,72
90-Sábado (26/01/2013)	1 ^{er} lote	22,13	0,38	0,53	7,70	24,7 °C	8,00	25,3 °C	8,00	25,1 °C	1,00
	2 ^{do} lote	31,00	0,46	0,32	7,90	25,1 °C	7,90	25,7 °C	7,90	24,4 °C	0,97
91-Lunes	1 ^{er} lote	25,70	0,23	0,35	7,40	24,5 °C	7,70	25,5 °C	8,24	30 °C	0,95
	2 ^{do} lote	15,43	0,59	0,38	7,50	25,3 °C	8,08	28,9 °C	8,00	24,1 °C	0,74
92-Martes	1 ^{er} lote	18,43	0,28	0,47	7,60	24 °C	7,70	25,6 °C	8,00	24,7 °C	0,90
	2 ^{do} lote	7,83	0,52	0,46	7,60	25,1 °C	7,90	24,9 °C	8,30	24,7 °C	0,88
93-Miércoles (30/01/2013)	1 ^{er} lote	7,30	0,36	0,42	7,80	24,8 °C	8,10	26,1 °C	8,00	24,7 °C	0,94
	2 ^{do} lote	24,37	0,37	0,43	8,40	24,6 °C	7,80	25,4 °C	7,90	24,6 °C	0,88
94-Jueves	1 ^{er} lote	6,80	0,29	0,42	8,30	23,4 °C	7,80	25,3 °C	7,90	24,5 °C	0,90
	2 ^{do} lote	0,76	0,27	0,37	8,40	23,9 °C	7,80	25,3 °C	8,00	23,4 °C	0,94
95-Viernes	1 ^{er} lote	0,67	0,23	0,45	8,30	23,1 °C	7,80	24,6 °C	7,90	24,5 °C	0,92
	2 ^{do} lote	0,65	0,40	0,40	8,40	23,6 °C	7,80	25,1 °C	7,90	23,8 °C	0,74
96-Sábado (02/02/2013)	1 ^{er} lote	0,83	0,26	0,48	8,40	23,5 °C	7,80	24,5 °C	7,90	23,9 °C	0,89
	2 ^{do} lote	0,67	0,44	0,46	8,50	23,5 °C	7,70	24,4 °C	7,80	23,7 °C	0,69
97-Lunes	1 ^{er} lote	1,20	0,38	0,44	8,50	23,3 °C	7,60	24,3 °C	8,00	24,5 °C	0,91
	2 ^{do} lote	1,51	0,38	0,47	7,90	24,4 °C	7,70	25,1 °C	7,70	24,4 °C	0,88



⇒Continuación de la Tabla G.3

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
98-Martes	1 ^{er} lote	1,07	0,38	0,52	7,50	23,6 °C	7,60	25 °C	7,90	25 °C	0,95
	2 ^{do} lote	0,48	0,36	0,48	7,80	24,5 °C	7,70	25,5 °C	7,90	25,2 °C	0,90
99-Miércoles (06/02/2013)	1 ^{er} lote	0,71	0,29	0,54	7,90	24,2 °C	7,90	25,2 °C	8,00	25,2 °C	0,97
	2 ^{do} lote	0,53	0,29	0,45	8,00	25,0 °C	7,90	25,8 °C	8,00	24,3 °C	0,75
100-Jueves	1 ^{er} lote	0,73	0,32	0,53	8,10	23,5 °C	7,80	25 °C	8,00	24,6 °C	0,93
	2 ^{do} lote	0,72	0,31	0,46	8,20	24,7 °C	7,80	25,4 °C	8,00	24 °C	0,77
101-Viernes	1 ^{er} lote	0,93	0,26	0,50	8,10	24,2 °C	7,80	24,9 °C	8,00	25,2 °C	0,92
	2 ^{do} lote	0,68	0,31	0,51	8,10	25 °C	7,90	24,4 °C	7,90	25 °C	0,72
102-Sábado (09/02/2013)	1 ^{er} lote	0,89	0,30	0,54	8,10	24,9 °C	7,80	25,7 °C	7,98	24,7 °C	0,95
	2 ^{do} lote	0,72	0,38	0,50	8,10	24,7 °C	8,07	25,2 °C	8,30	24,3 °C	0,80
103-Lunes	1 ^{er} lote	0,64	0,45	0,53	8,20	24,7 °C	7,90	25,2 °C	8,00	24,6 °C	0,82
	2 ^{do} lote	0,79	0,35	0,48	8,20	24,8 °C	7,80	25,2 °C	7,90	24,8 °C	0,87
104-Martes	1 ^{er} lote	0,88	0,28	0,42	8,20	24,8 °C	7,80	25,4 °C	7,90	25 °C	0,88
	2 ^{do} lote	0,76	0,32	0,50	8,20	25,2 °C	7,80	25,5 °C	7,90	25,2 °C	0,88
105-Miércoles (13/02/2013)	1 ^{er} lote	0,63	0,24	0,44	8,20	25,2 °C	7,80	25,6 °C	8,00	24,9 °C	0,94
	2 ^{do} lote	0,60	0,32	0,48	8,20	25,2 °C	7,80	25,5 °C	8,00	24,5 °C	0,71
106-Jueves	1 ^{er} lote	0,73	0,28	0,47	8,30	24,9 °C	7,80	25,4 °C	7,90	24,8 °C	0,93
	2 ^{do} lote	0,94	0,28	0,47	8,40	25,1 °C	7,80	25,5 °C	8,00	24,5 °C	0,88
107-Viernes	1 ^{er} lote	0,85	0,75	0,47	8,30	24,7 °C	7,80	25 °C	7,97	24,7 °C	0,98
	2 ^{do} lote	1,04	0,44	0,41	8,33	25 °C	7,80	25,4 °C	7,90	25,3 °C	0,78
108-Sábado (16/02/2013)	1 ^{er} lote	0,94	0,61	0,52	7,40	25,2 °C	7,80	25,8 °C	8,00	25,4 °C	0,89
	2 ^{do} lote	0,93	0,33	0,37	8,40	25,8 °C	7,80	26,1 °C	8,00	25,3 °C	0,88
109-Lunes	1 ^{er} lote	1,40	0,24	0,49	8,40	25,1 °C	7,80	25,9 °C	8,20	23,6 °C	0,94
	2 ^{do} lote	1,09	0,27	0,43	8,70	27,2 °C	8,00	26 °C	8,00	24,9 °C	0,69
Martes (19/02/2013)	Este día no se cargó el ST debido a que el agua de "La Corona" se había terminado. Además se tenía que recolectar agua del lago Xolotlán para realizar la evaluación microbiológica complementaria.										
24 Lotes con AC-2 (del día 110 al 121)											
110-Miércoles (20/02/2013)	1 ^{er} lote	16,43	0,30	0,51	8,80	25,2 °C	7,80	25,3 °C	8,07	24,8 °C	0,86
	2 ^{do} lote	22,87	0,29	0,52	8,80	25,7 °C	7,80	25,9 °C	8,00	25,6 °C	0,87
111-Jueves	1 ^{er} lote	19,65	0,28	0,40	8,70	25,2 °C	8,00	26,2 °C	8,00	25,2 °C	0,87
	2 ^{do} lote	23,33	0,27	0,40	8,60	25,7 °C	7,80	25,9 °C	8,00	25,4 °C	0,87
112-Viernes	1 ^{er} lote	21,87	0,33	0,40	8,70	25,3 °C	7,80	26,1 °C	8,00	25,3 °C	0,78
	2 ^{do} lote	21,67	0,33	0,56	8,60	25,2 °C	7,90	26 °C	7,90	25 °C	0,70
113-Sábado (23/02/2013)	1 ^{er} lote	19,17	0,64	0,60	8,70	24,7 °C	7,70	25,7 °C	8,00	25,1 °C	0,69
	2 ^{do} lote	20,70	0,58	0,67	8,60	25,5 °C	7,80	25,9 °C	7,90	25,2 °C	0,73
114-Lunes	1 ^{er} lote	18,97	0,66	0,84	8,60	24,9 °C	7,80	25,9 °C	7,90	25,8 °C	0,83
	2 ^{do} lote	18,87	0,86	0,77	8,60	25,5 °C	7,90	26,3 °C	7,90	25,9 °C	0,86
115-Martes	1 ^{er} lote	20,33	1,23	0,97	8,60	25,6 °C	7,90	26,4 °C	8,00	24,9 °C	0,81
	2 ^{do} lote	20,57	1,21	1,03	8,50	25,4 °C	7,90	25,6 °C	8,00	25,2 °C	0,79
116-Miércoles (27/02/2013)	1 ^{er} lote	19,77	1,20	1,27	8,50	25,5 °C	7,90	25,9 °C	8,10	25,5 °C	0,81
	2 ^{do} lote	18,53	1,25	1,13	8,50	25,9 °C	7,90	26,1 °C	8,00	26 °C	0,73



⇒Continuación de la **Tabla G.3**

Día	Lote	Turbiedad en el PRM-1 [NTU]	Turbiedad en el PRM-2 [NTU]	Turbiedad en el PRM-3 [NTU]	pH/Temperatura en el PRM-1		pH/Temperatura en el PRM-2		pH/Temperatura en el PRM-3		Q _{MÁX} [L/min]
117-Jueves	1 ^{er} lote	20,10	1,27	1,03	8,60	25,8 °C	7,90	26,4 °C	8,10	23,7 °C	0,83
	2 ^{do} lote	18,20	1,33	1,23	8,50	24,3 °C	8,00	24,6 °C	8,00	24,3 °C	0,87
118-Viernes	1 ^{er} lote	17,37	1,12	1,24	8,40	27,9 °C	7,90	25,1 °C	8,10	25,6 °C	0,43
	2 ^{do} lote	22,87	1,15	1,27	8,40	26,3 °C	8,00	26,1 °C	8,10	24,9 °C	0,82
119-Sábado (02/03/2013)	1 ^{er} lote	16,90	1,91	1,46	8,40	25,8 °C	8,00	25,7 °C	8,10	25,1 °C	0,83
	2 ^{do} lote	14,13	2,27	1,77	8,70	25,9 °C	8,10	25,9 °C	8,10	24,9 °C	0,89
120-Lunes	1 ^{er} lote	22,73	3,27	1,91	8,60	25 °C	8,20	25,4 °C	8,00	25,9 °C	0,86
	2 ^{do} lote	19,43	2,28	1,93	8,60	25,4 °C	8,30	25,1 °C	8,00	25,5 °C	0,88
121-Martes	1 ^{er} lote	Este día se realizó la evaluación microbiológica complementaria con AC-2 en PRM-1, PRM-2 y PRM-3									
		20,23	1,60	1,53	8,40	25,5 °C	8,00	26,2 °C	8,00	25,6 °C	0,88
		19,47	1,07	1,72	8,30	26 °C	8,00	26,3 °C	8,00	25,4 °C	0,71



Anexo H

H.1. Resultados de los Parámetros Físicoquímicos Medidos In Situ

Tabla H.1. Resultados de los parámetros físicoquímicos medidos in situ en el PRM-1 durante los tres muestreos realizados.

Nivel de Vigilancia	Parámetro medido in situ	Unidades	PRM-1		
			Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Nivel básico	Turbiedad	NTU	1,7	0,9	30,8
	pH	Unidades estándar	7,8 (a 26,3 °C)	8,1 (a 26,5 °C)	7,1 (a 26,1 °C)
	Temperatura	°C	26,5	25	26
	Conductividad	µS/cm	507 (a 26,7 °C)	506 (a 26,7 °C)	505 (a 26,4 °C)

H.2. Cálculos de los Parámetros del Nivel Intermedio Volumétrico

A continuación se presentan las ecuaciones con las que se calcularon la alcalinidad, dureza total, calcio, magnesio, STD y cloruros durante todos los muestreos realizados en los tres PRM. Por tal motivo, se muestra a manera de ejemplo los cálculos realizados para el segundo muestreo del PRM-3. Las muestras analizadas con las que se obtuvieron los datos más precisos fueron promediadas para determinar una sola magnitud para cada parámetro, y dichas magnitudes son presentadas en las Tablas I.2 y I.3.

H.2.1. Alcalinidad.

$$\text{Alcalinidad Total} = \frac{T * N * 50.000}{\text{mL de muestra utilizados}} \quad (H.1)$$

Donde: T es el volumen de HCl gastado en la titulación (en mL) y N es la normalidad del HCl (N).

● Cálculo de la alcalinidad total

Cálculo para la muestra 3 y 4

Datos: $T = 13,6$ mL, $N = 0,0213$ N y $\text{mL de muestra utilizados} = 50$ mL.

$$\text{Alcalinidad Total}_{3y4} = \frac{13,6 \text{ mL} * 0,0213 \text{ N} * 50.000}{50 \text{ mL}} = 289,68 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$



Cálculo para la muestra 5

Datos: $T = 13,5 \text{ mL}$, $N = 0,0213 \text{ N}$ y $\text{mL de muestra utilizados} = 50 \text{ mL}$.

$$\text{Alcalinidad Total}_5 = \frac{13,5 \text{ mL} * 0,0213 \text{ N} * 50.000}{50 \text{ mL}} = 287,55 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$

$$\text{Alcalinidad Total}_{prom} = \frac{[2(289,68) + 287,55] \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}}}{3}$$

$$\text{Alcalinidad Total}_{prom} = 288,62 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$

● Cálculo de pH promedio

$$\text{pH}_{prom} = \frac{\sum \text{pH}}{3} \quad (\text{H. 2})$$

$$\text{pH}_{prom} = \frac{\text{pH}_3 + \text{pH}_4 + \text{pH}_5}{3} \quad (\text{H. 3})$$

Datos: $\text{pH}_3 = 3,44$; $\text{pH}_4 = 3,44$ y $\text{pH}_5 = 3,46$.

$$\text{pH}_{prom} = \frac{2(3,44) + 3,46}{3} = 3,45$$

H.2.2. Dureza total (EDTA).

$$\text{Dureza total} = \frac{(V_{DT} - V_{BK}) * F * 1000}{\text{mL de muestra utilizados}} \quad (\text{H. 4})$$

Donde: **Dureza total** es la concentración de la dureza total en la muestra (en mg/L CaCO_3), V_{DT} es el volumen total de EDTA gastado en la titulación (en mL), V_{BK} es el volumen de EDTA gastado en la titulación del blanco (en mL) y F es el factor volumétrico de la solución EDTA 0,01M (en mg de $\text{CaCO}_3/\text{mL EDTA}$).

● Cálculos para la dureza

Cálculo para la muestra 1:

Datos: $V_{DT-2} = 6,35 \text{ mL}$, $V_{BK} = 0 \text{ mL}$, $F = 1,1020 \text{ mg CaCO}_3/\text{mL EDTA}$ y $\text{mL de muestra utilizados} = 50 \text{ mL}$.

$$\text{Dureza total}_1 = \frac{(6,35 \text{ mL} - 0 \text{ mL}) \left(1,1020 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{mL EDTA}}\right) (1000)}{50 \text{ mL}}$$



$$Dureza\ total_1 = 139,95 \frac{mg}{L} CaCO_3$$

Cálculo para la muestra 3 y 4:

Datos: $V_{DT-3y4} = 6,40$ mL, $V_{BK} = 0$ mL, $F = 1,1020$ mg $CaCO_3$ /mL EDTA y *mL de muestra utilizados* = 50 mL.

$$Dureza\ total_{3y4} = \frac{(6,40\ mL - 0\ mL) \left(1,1020 \frac{mg\ CaCO_3}{mL\ EDTA}\right) (1000)}{50\ mL}$$

$$Dureza\ total_{3y4} = 141,06 \frac{mg}{L} CaCO_3$$

● Cálculo de la concentración promedio de la dureza total

$$Dureza\ total_{prom} = \frac{Dureza\ total_1 + Dureza\ total_{3y4}}{3} \quad (H.5)$$

$$Dureza\ total_{prom} = \frac{[(139,95) + 2(141,06)] \frac{mg\ CaCO_3}{L}}{3} = 140,51 \frac{mg}{L} CaCO_3$$

H.2.3. Dureza cálcica/Calcio.

$$Dureza\ cálcica = \frac{(V_{Ca} - V_{BK}) * F * 1000}{mL\ de\ muestra\ utilizado} \quad (H.6)$$

Donde: *Dureza cálcica* es la concentración de la dureza cálcica en la muestra (en mg/L $CaCO_3$), V_{Ca} es el volumen de EDTA gastado en la titulación (en mL), V_{BK} es el volumen de EDTA gastado en la titulación del blanco (en mL) y F es el factor volumétrico de la solución EDTA 0,01M (en mg de $CaCO_3$ /mL EDTA).

● Cálculos para la dureza cálcica

Cálculo para la muestra 1 y 3:

Datos: $V_{Ca-1y3} = 4,2$ mL, $V_{BK} = 0,1$ mL, $F = 1,1494$ mg $CaCO_3$ /mL EDTA y *mL de muestra utilizados* = 50 mL.

$$Dureza\ cálcica_{1y3} = \frac{(4,20\ mL - 0,1\ mL) \left(1,1494 \frac{mg\ CaCO_3}{mL\ EDTA}\right) (1000)}{50\ mL}$$

$$Dureza\ cálcica_{1y3} = 94,251 \frac{mg}{L} CaCO_3$$



Cálculo para la muestra 2:

Datos: $V_{Ca-2} = 4,25 \text{ mL}$, $V_{BK} = 0,1 \text{ mL}$, $F = 1,1494 \text{ mg CaCO}_3/\text{mL EDTA}$ y $mL \text{ de muestra utilizados} = 50 \text{ mL}$.

$$Dureza\ cálcica_2 = \frac{(4,25\text{mL} - 0,1 \text{ mL}) \left(1,1494 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{mL EDTA}}\right) (1000)}{50 \text{ mL}}$$

$$Dureza\ cálcica_2 = 95,40 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$

● Cálculo de la concentración promedio de la dureza cálcica

$$Dureza\ cálcica_{prom} = \frac{Dureza\ cálcica_{1y3} + Dureza\ total_2}{3} \quad (H.7)$$

$$Dureza\ cálcica_{prom} = \frac{[(2 * 94,251) + 95,40] \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}}}{3} = 94,83 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$

● Cálculo de la concentración de calcio como elemento

$$Calcio = Dureza\ cálcica_{prom} * 0,4008 \quad (H.8)$$

Donde: *Calcio* es la concentración de calcio como elemento en la muestra (en mg/L Ca) y *Dureza cálcica_{prom}* es la concentración promedio de la dureza cálcica en la muestra (en mg/L CaCO₃)

$$Calcio = \left(94,83 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}}\right) (0,4008) = 38,01 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Ca}$$

H.2.4. Magnesio.

$$Dureza\ magnésica = (Dureza\ total_{prom}) - (Dureza\ cálcica_{prom}) \quad (H.9)$$

Donde: *Dureza magnésica* es la concentración de la dureza magnésica en la muestra (en mg/L CaCO₃), *Dureza total_{prom}* es la concentración promedio de la dureza total en la muestra (en mg/L CaCO₃) y *Dureza cálcica_{prom}* es la concentración promedio de la dureza cálcica en la muestra (en mg/L CaCO₃).

● Cálculos para la dureza magnésica

Datos: *Dureza total_{prom}* = 140,51 mg/L CaCO₃ y *Dureza cálcica_{prom}* = 94,83 mg/L CaCO₃.



$$\text{Dureza magnésica} = (140,51 - 94,83) \left(\frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) = 45,68 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{CaCO}_3$$

● Cálculos para la concentración de magnesio como elemento

$$\text{Magnesio} = \text{Dureza magnésica} * 0,243 \quad (\text{H. 10})$$

Donde: **Magnesio** es la concentración del magnesio como elemento en la muestra (en mg/L Mg) y **Dureza magnésica** es la concentración de la dureza magnésica en la muestra (en mg/L CaCO₃).

$$\text{Magnesio} = \left(45,68 \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} \right) (0,243) = 11,11 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Mg}$$

H.2.5. Sólidos Totales Disueltos (STD).

$$\text{STD} = \frac{(A - B) * 1000}{\text{volumen de muestra}} \quad (\text{H. 11})$$

Donde: **STD** son los sólidos totales disueltos (en mg/L), **A** es la masa del residuo seco + masa del plato (en mg) y **B** es la masa del plato (en mg).

● Cálculo de STD

Cálculo para muestra 1:

Datos: **A** = 91.546,2 mg, **B** = 91.528,1 mg y **volumen de muestra** = 50 mL.

$$\text{STD}_1 = \frac{(91.546,2 \text{ mg} - 91.528,1 \text{ mg}) * 1000}{50 \text{ mL}} = 362 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{STD}$$

Cálculo para muestra 3:

Datos: **A** = 91.588,8 mg, **B** = 91.570,8 mg y **volumen de muestra** = 50 mL.

$$\text{STD}_3 = \frac{(91.588,8 \text{ mg} - 91.570,8 \text{ mg}) * 1000}{50 \text{ mL}} = 360 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{STD}$$

● Cálculo de sólidos totales promedio

$$\text{STD}_{\text{prom}} = \frac{(362 + 360) \frac{\text{mg}}{\text{L}}}{2} = 361 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{STD}$$



H.1.6. Cloruros.

$$\text{Cloruros} = \frac{(V_M - V_{BK}) * N * 35.450}{\text{mL de muestra utilizados}} \quad (\text{H. 12})$$

Donde: **Cloruros** es la concentración de cloruros en la muestra (en mg/L Cl⁻), V_M es el volumen del titulante utilizado para valorar la muestra (en mL), V_{BK} es el volumen utilizado para valorar el blanco (en mL), N es la normalidad del titulante.

● Cálculo de cloruros

Cálculos para muestras 2 y 3:

Datos: $V_M = 3 \text{ mL}$, $V_{BK} = 0,7 \text{ mL}$, $N = 0,0148 \text{ N}$ y $\text{mL de muestra utilizados} = 100 \text{ mL}$.

$$\text{Cloruros}_{2,3} = \frac{(3 \text{ mL} - 0,7 \text{ mL}) * 0,0148 \text{ N} * 35.450}{100 \text{ mL}} = 12,07 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Cl}^-$$

Cálculo para muestra 4:

Datos: $V_M = 2,95 \text{ mL}$, $V_{BK} = 0,7 \text{ mL}$, $N = 0,0148 \text{ N}$ y $\text{mL de muestra utilizados} = 100 \text{ mL}$.

$$\text{Cloruros}_4 = \frac{(2,95 \text{ mL} - 0,7 \text{ mL}) * 0,0148 \text{ N} * 35.450}{100 \text{ mL}} = 11,81 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Cl}^-$$

$$\text{Cloruros}_{prom} = \frac{2 \left(12,07 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Cl}^- \right) + 11,81 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Cl}^-}{3} = 11,94 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \text{Cl}^-$$



Anexo I

I.1. Resultados de los Análisis Físicoquímicos y Microbiológicos Determinados en los tres PRM

Tabla I.1. Resultados de los análisis físicoquímicos y microbiológicos en el PRM-1 obtenidos en los tres muestreos efectuados.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Unidades	PRM-1		
			Muestreo 1	Muestreo 2	Muestreo 3
Nivel básico	Turbiedad	NTU	0,90	0,92	31,50
	pH	Unidades estándar	7,49 (a 21,3 °C)	7,48 (a 20,7°C)	7,79 (a 20,7°C)
	<i>Coliformes totales</i> (FME)	UFC/100mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (FME)	UFC/100mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes totales</i> (PPEC)	UFC/2mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (PPEC)	UFC/2mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes totales</i> (FME+ PPEC)	UFC/100mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (FME+ PPEC)	UFC/100mL	< 1	< 1	< 1
	Temperatura (de cuarto)	°C	21,05	22	23,60
Conductividad eléctrica	µS/cm	503 (a 20,8 °C)	503 (a 21 °C)	505 (a 26,3 °C)	
Nivel intermedio volumétrico	Dureza total (EDTA)	mg/L CaCO ₃	137,33	149,08	137,76
	Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	274,67 (a pH=3,39)	298,70 (a pH=3,30)	281,53 (a pH=3,61)
	Dureza Cálcica	mg/L CaCO ₃	115,94	99,48	85,77
	Calcio	mg/L Ca	46,47	39,87	34,38
	Dureza Magnésica	mg/L CaCO ₃	21,39	49,63	51,99
	Magnesio	mg/L Mg	5,20	12,06	12,63
	Sólidos totales disueltos (STD)	mg/L STD	348	332	346
	Cloruros	mg/L Cl ⁻	11,10	10,50	11,81
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	mg/L SO ₄ ²⁻	< 2	2	< 2
	Manganeso	mg/L Mn	1,9	0,5	0,5
	Hierro Total	mg/L Fe	0,03	0,02	0,24
	Color verdadero (a 455 nm)	mg/L Pt-Co	1	4	2
	Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻ -N	0,003	2	< 0,002
	Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻ -N	0,8	< 0,3	0,3
	Amonio	mg/L NH ₄ ⁺	< 0,02	0,35	0,37
Nivel avanzado	Arsénico (Wagtech Arsenator® Digital Test Kit System)	µg/L As	45	46	42
	Arsénico (Quick™ Arsenic Test Kit System)		40–50	40–50	50–60



Tabla I.2. Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el PRM-2 obtenidos en los dos muestreos efectuados.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Unidades de medida	PRM-2		
			Muestreo 1	Muestreo 2	Promedio
Nivel básico	Turbiedad	NTU	0,59	0,38	0,49
	pH	Unidades estándar	8,08 (a 28,9 °C)	8,07 (a 25,4 °C)	8,08 $T_{\text{prom}} = 27,15 \text{ °C}$
	<i>Coliformes totales</i> (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes totales</i> (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes totales</i> (FME + PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	<i>Coliformes termotolerantes</i> (FME+ PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	Temperatura (de cuarto)	°C	29	25	27
Conductividad eléctrica	μS/cm	502 (a 21,9 °C)	503 (a 25,9 °C)	502,5 $T_{\text{prom}} = 23,9 \text{ °C}$	
Nivel intermedio volumétrico	Dureza total (EDTA)	mg/L CaCO ₃	120,39	149,14	134,77
	Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	293,48 (a pH= 3,55)	292,48 (a pH= 3,48)	292,98 $\text{pH}_{\text{prom}} = 3,52$
	Dureza cálcica	mg/L CaCO ₃	91,92	107,34	99,63
	Calcio	mg/L Ca	36,84	43,02	39,93
	Dureza magnésica	mg/L CaCO ₃	30,70	41,81	36,26
	Magnesio	mg/L Mg	7,46	10,16	8,81
	Sólidos totales disueltos	mg/L STD	376	330	353
	Cloruros	mg/L Cl ⁻	11,03	13,64	12,34
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	mg/L SO ₄ ²⁻	< 2	< 2	< 2
	Manganeso	mg/L Mn	0,5	0,5	0,5
	Hierro Total	mg/L Fe	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	Color verdadero (a 455 nm)	mg/L Pt-Co	2	2	2
	Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻ -N	1	2	1,5
	Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻ -N	0,9	0,7	0,8
	Amonio	mg/L NH ₄ ⁺	0,23	0,05	0,14
Nivel avanzado	Arsénico (Wagtech Arsenator® Digital Test Kit System)	mg/L As	-	-	-
	Arsénico (Quick™ Arsenic Test Kit System)		-	-	-



Tabla I.3. Resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos en el PRM-3 obtenidos en los dos muestreos efectuados.

Nivel de vigilancia	Parámetro	Unidades de medida	PRM-3		
			Muestreo 1	Muestreo 2	Promedio
Nivel básico	Turbiedad	NTU	0,35	0,54	0,45
	pH	Unidades estándar	8,24 (a 30 °C)	7,98 (a 26 °C)	8.11 T _{prom} = 28 °C
	Coliformes totales (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	Coliformes termotolerantes (FME)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	Coliformes totales (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1
	Coliformes termotolerantes (PPEC)	UFC/2 mL	< 1	< 1	< 1
	Coliformes totales (FME + PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	Coliformes termotolerantes (FME+ PPEC)	UFC/100 mL	< 1	< 1	< 1
	Temperatura (de cuarto)	°C	30,5	25,5	28
Conductividad eléctrica	µS/cm	502 (a 21,9 °C)	502 (a 22,7 °C)	502 T _{prom} = 22.3 °C	
Nivel intermedio volumétrico	Dureza total (EDTA)	mg/L CaCO ₃	136,05	140,51	138,28
	Alcalinidad total	mg/L CaCO ₃	293,83 (a pH= 3,57)	288,62 (a pH= 3,45)	291,23 pH _{prom} = 3,51
	Dureza cálcica	mg/L CaCO ₃	82,16	94,84	88,50
	Calcio	mg/L Ca	32,93	38,01	35,47
	Dureza magnésica	mg/L CaCO ₃	53,91	45,72	49,81
	Magnesio	mg/L Mg	13,1	11,11	12,11
	Sólidos totales disueltos	mg/L STD	364	361	362,50
	Cloruros	mg/L Cl ⁻	11,02	11,94	11,48
Nivel intermedio colorimétrico	Sulfato	mg/L SO ₄ ²⁻	< 2	< 2	< 2
	Manganeso	mg/L Mn	0,2	0,5	0,35
	Hierro Total	mg/L Fe	< 0,02	< 0,02	< 0,02
	Color verdadero (a 455 nm)	mg/L Pt-Co	1	1	1
	Nitrito	mg/L NO ₂ ⁻ -N	< 0,002	1	☒
	Nitrato	mg/L NO ₃ ⁻ -N	0,3	0,5	0,40
	Amonio	mg/L NH ₄ ⁺	0,18	0,04	0,11
Nivel avanzado	Arsénico (Wagtech Arsenator® Digital Test Kit System)	mg/L As	0	0	0
	Arsénico (Quick™ Arsenic Test Kit System)		0–5	0–5	0–5

☒: Para el nitrito no se determinó una concentración promedio, porque en el primer muestreo la concentración resultó menor al límite mínimo de detección (0,002 mg/L NO₂⁻-N) al utilizar el método 8507 (Programa 371) del DR 5000™ UV-Vis Spectrophotometer.



Tabla I.4. Resultados de la evaluación microbiológica complementaria que determinaron la capacidad de remoción de *Coliformes totales* y *termotolerantes* del ST.

Parámetro	Descripción del método	Unidades	PRM evaluado		
			PRM-1	PRM-2	PRM-3
<i>Coliformes totales</i>	9222 B	UFC/100 mL	133	< 1	< 1
<i>Coliformes termotolerantes</i>	9222 D	UFC/100 mL	☼	1	< 1
<i>Coliformes totales</i>	Método híbrido	UFC/100 mL	MNPC ⁵	2	< 1
<i>Coliformes termotolerantes</i>			MNPC ⁵	2	< 1
<i>Coliformes totales</i>	PPEC	UFC/2 mL	38	< 1	< 1
<i>Coliformes termotolerantes</i>			10	< 1	< 1

ζ: Muy Numeroso Para Contar (MNPC); ☼: Las UFC de *Coliformes termotolerantes* se presentaron muy distorsionadas para leerse, por el crecimiento de otro tipo de microorganismo (coliformes no fecales) que las rompe y provoca en el medio de cultivo M-FC una coloración crema-gris.

I.2. Resultados Gráficos de la Evaluación Microbiológica Complementaria que Determinó la Capacidad de Remoción de *Coliformes Totales* y *Termotolerantes* en el ST

I.2.1. Filtración por membrana estándar (FME).

● Método 9222 B para *Coliformes totales* (a 24 h)

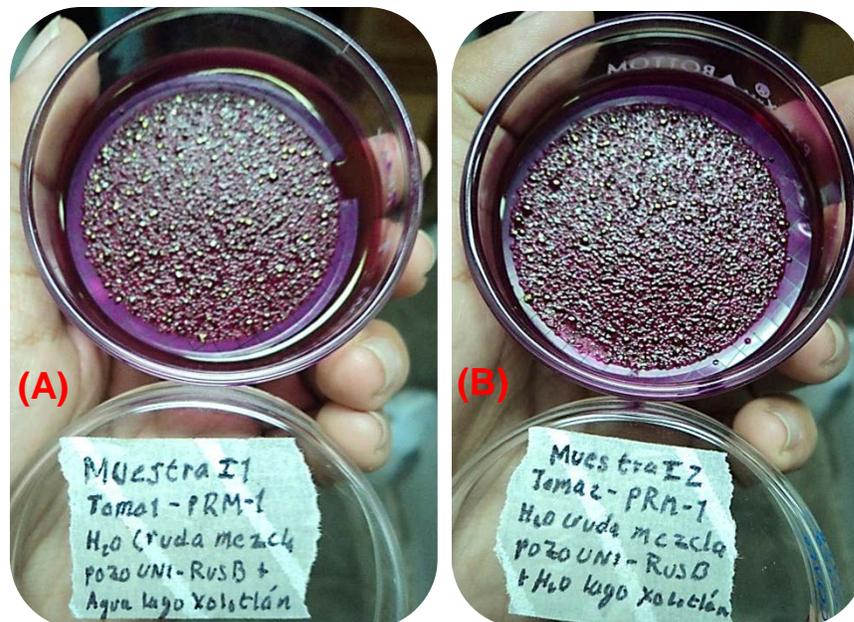


Figura I.1. Densidad de *Coliformes totales* en el PRM-1 para: (A) muestra I1-toma 1 (60 UFC/50 mL) y (B) muestra I2-toma 2 (73 UFC/50 mL).



Figura I.2. Densidad de *Coliformes totales* en el PRM-2 para: (A) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL) y (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL).

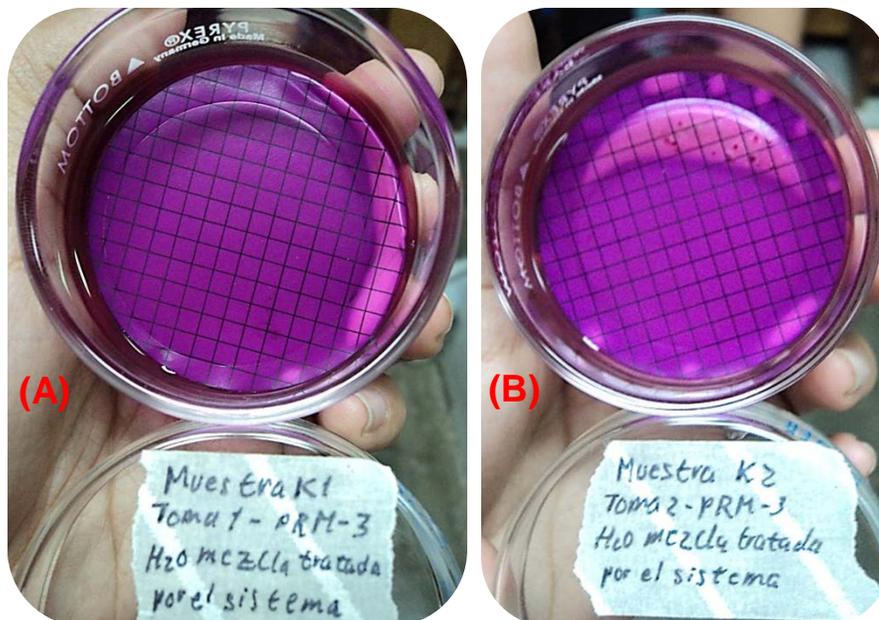


Figura I.3. Densidad de *Coliformes totales* en el PRM-3 para: (A) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL) y (B) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL).



● Método 9222 D para *Coliformes termotolerantes* (a 24h).



Figura I.4. Densidad de *Coliformes termotolerantes* en el PRM-1 para: (A) muestra I1-toma 1 (interferencia) y (B) muestra I2-toma 2 (muy distorsionadas para interpretar).



Figura I.5. Densidad de *Coliformes termotolerantes* en el PRM-2 para: (A) muestra J1-toma 1 (1 UFC/100 mL) y (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/100 mL).

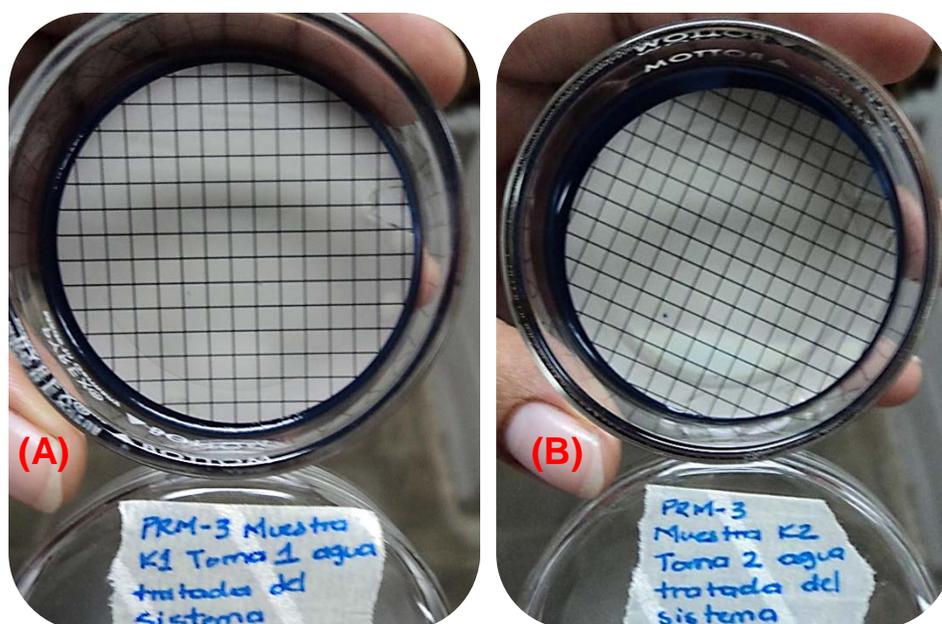


Figura I.6. Densidad de *Coliformes termotolerantes* en el PRM-3 para: (A) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/100 mL) y (B) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/100 mL).

I.2.2. 3M™ placas petrifilm™ + filtración por membrana estándar (método híbrido).

- Para *Coliformes* totales (a 24 h).

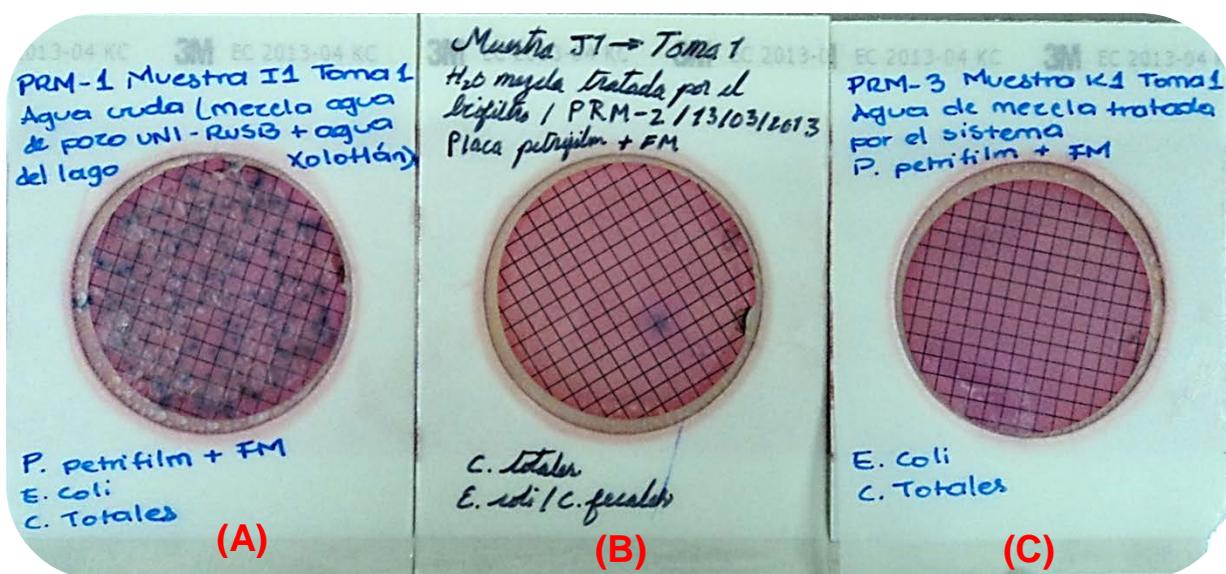


Figura I.7. Densidad de *Coliformes* totales en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (MNPC), (B) muestra J1-toma 1 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL).

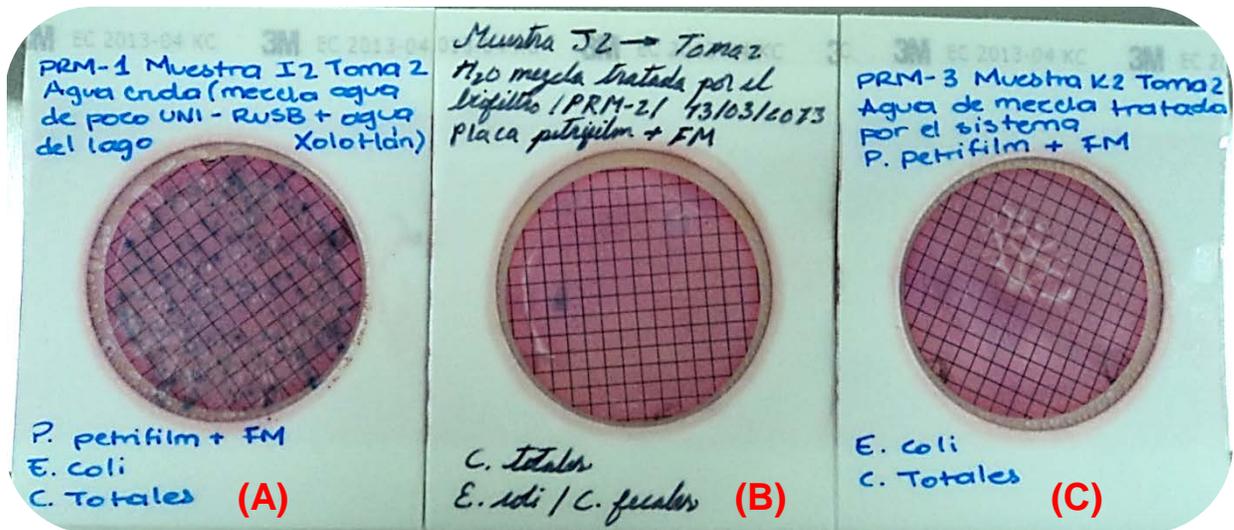


Figura I.8. Densidad de Coliformes totales en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (MNPC), (B) muestra J2-toma 2 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL).

● Para Coliformes termotolerantes (a 48 h).

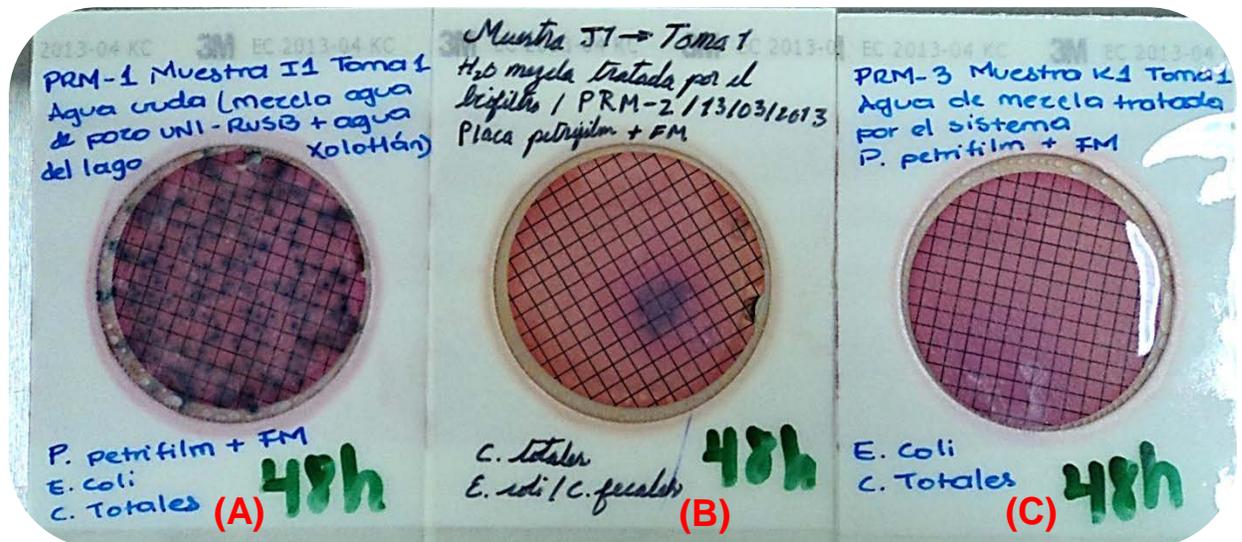


Figura I.9. Densidad de Coliformes termotolerantes en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (MNPC), (B) muestra J1-toma 1 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/50 mL).

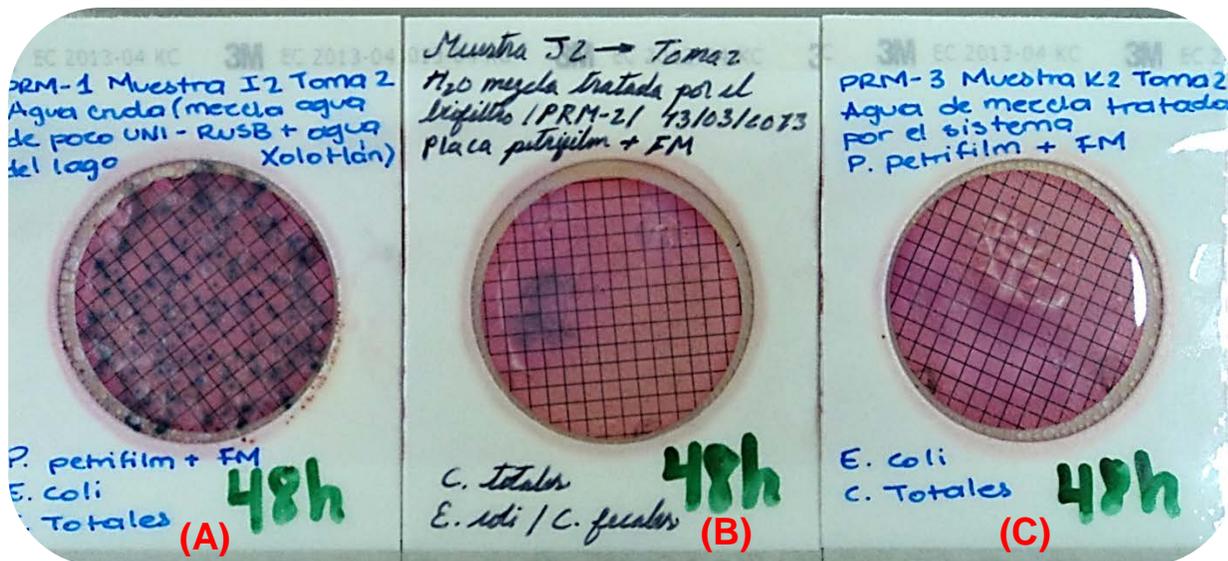


Figura I.10. Densidad de Coliformes termotolerantes en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (MNPC), (B) muestra J2-toma 2 (1 UFC/50 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/50 mL).

I.2.3. 3M™ placas petrifilm™ para recuento de *E. coli*/Coliformes totales (PPEC).

- Para Coliformes totales (a 24 h).

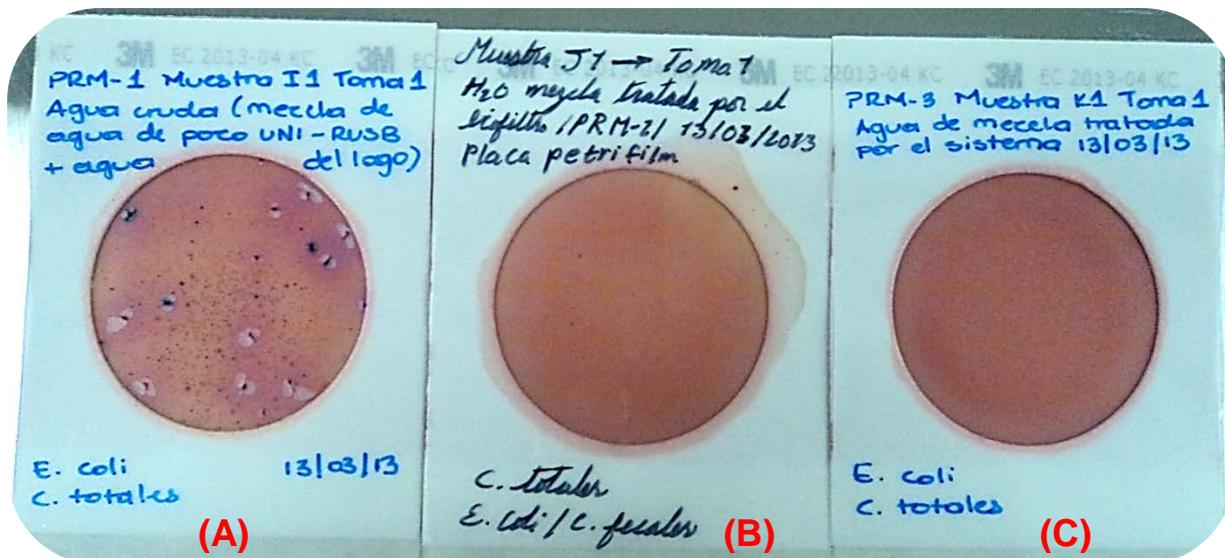


Figura I.11. Densidad de Coliformes totales en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (14 UFC/1 mL), (B) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL).

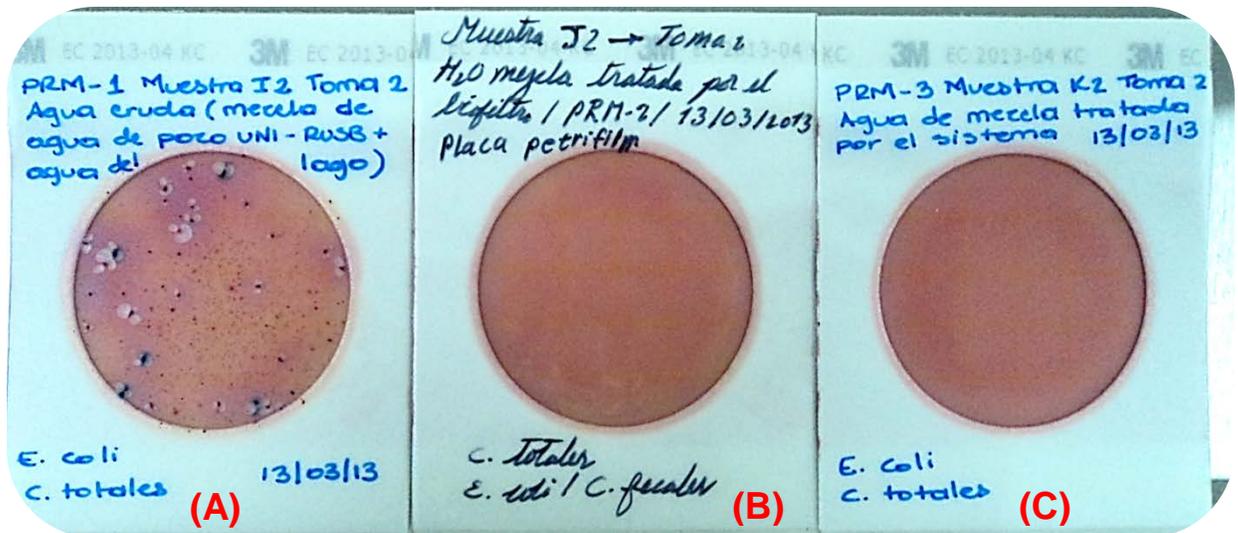


Figura I.12. Densidad de *Coliformes* totales en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (24 UFC/1 mL), (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL).

● Para *Coliformes* termotolerantes (a 48 h).

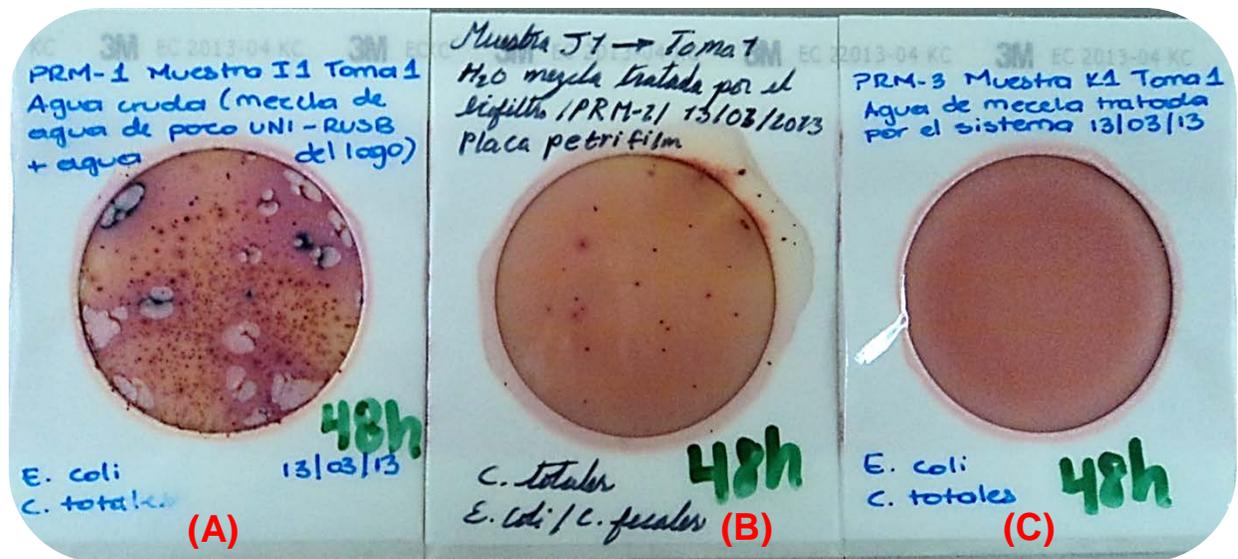


Figura I.13. Densidad de *Coliformes* termotolerantes en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I1-toma 1 (5 UFC/1 mL), (B) muestra J1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K1-toma 1 (< 1 UFC/1 mL).

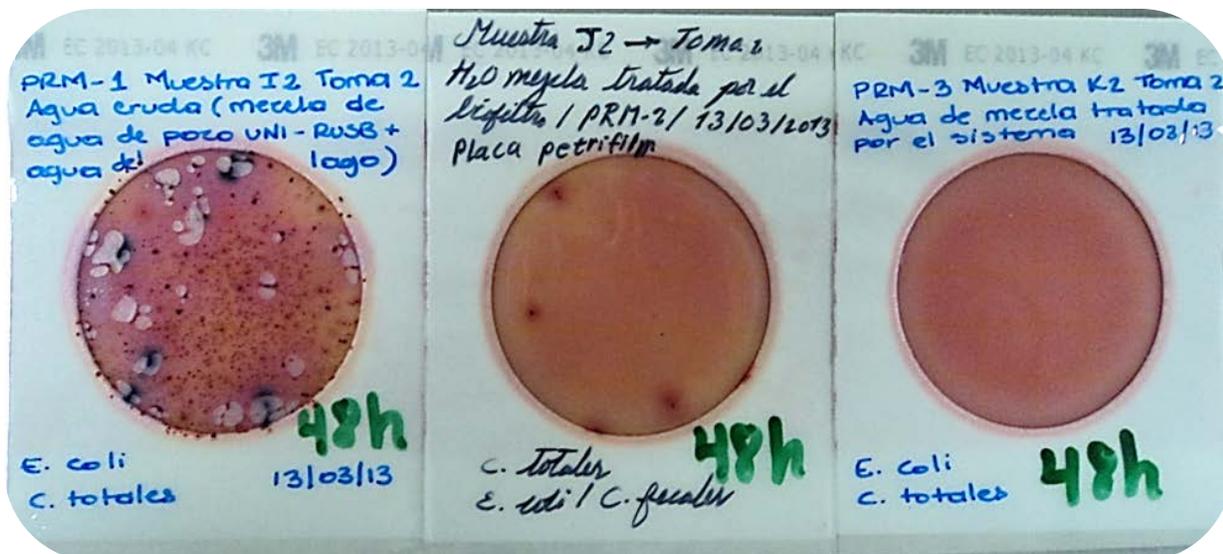


Figura I.14. Densidad de *Coliformes termotolerantes* en el PRM-1, PRM-2 y el PRM-3 para: (A) muestra I2-toma 2 (5 UFC/1 mL), (B) muestra J2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL) y (C) muestra K2-toma 2 (< 1 UFC/1 mL).



Anexo J

J.1. Informe de los Resultados de Arsénico Inorgánico Realizado por el CNDR/MINSA



Gobierno de Reconciliación y Unidad Nacional
El Pueblo, Presidente!

2013:
BENDECIDOS, PROSPERADOS Y EN VICTORIAS!

Procedencia: Universidad Nacional de Ingeniería **Responsable:** Eddyson Jamir Flores Pérez
Tipo y Ubicación de la Fuente: POZO CUMUNITARIO "LA CORONA"
Dirección: BOACO – MUNICIPIO CAMOAPA – COMUNIDAD "LA CORONA"
Fecha de la Toma: ----- **Hora de la Toma:** -----
Causa: Estudio Monográfico **Número:** -----
Fecha de Recepción: 06 / Marzo / 2013 **Fecha de Análisis:** 07 / Marzo / 2013

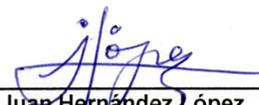
INFORME DE RESULTADO DE ANÁLISIS DE ARSENICO EN AGUA DE CONSUMO HUMANO

CÓDIGO DE LA MUESTRA	CÓDIGO DE LABORATORIO	RESULTADOS	UNIDAD
As - 1	196-Me-093	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 2	197-Me-094	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 3	198-Me-095	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 4	199-Me-096	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 5	200-Me-097	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 6	201-Me-098	0.00	mg As. /L. (ppm)

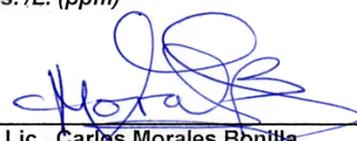
MÉTODO USADO ARSENATOR KIT DIGITAL ANALIZADOR DE ARSENICO.

VALOR DE REFERENCIA.

ARSENICO (As). 0.01mg As. /L. (ppm)


Tec. Juan Hernández López
 Analista de Dpto. Salud Ambiental
 CNDR / MINSA




Lic. Carlos Morales Bonilla
 Director de Química Sanitaria
 CNDR / MINSA


 CRISTIANA SOCIALISTA SOLIDARIA!
BUEN GOBIERNO!
 CONSEJO DE COMUNICACIÓN Y CIUDADANÍA

CENTRO NACIONAL DE DIAGNOSTICO Y REFERENCIA-MINISTERIO DE SALUD
 Complejo Nacional de Salud "Dra Concepción Palacios"
 Telf: PBX (505) 22-894700, Apartado Postal 107
 www.minsa.gob.ni
 CNDR/MINSA 22-894604; 22-897723

Este resultado no es válido si no presenta firmas y sello original.



Gobierno de Reconciliación
y Unidad Nacional
El Pueblo, Presidente!

2013:
**BENDECIDOS,
PROSPERADOS Y
EN VICTORIAS!**

Procedencia: Universidad Nacional de Ingeniería Responsable: Eddyson Jamir Flores Pérez

Tipo y Ubicación de la Fuente: POZO CUMUNITARIO "LA CORONA"

Dirección: BOACO – MUNICIPIO CAMOAPA – COMUNIDAD "LA CORONA"

Fecha de la Toma: ----- Hora de la Toma: -----

Causa: Estudio Monográfico Número: -----

Fecha de Recepción: 06 / Marzo / 2013 Fecha de Análisis: 07 / Marzo / 2013

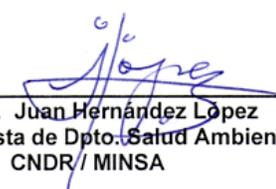
INFORME DE RESULTADO DE ANÁLISIS DE ARSENICO EN AGUA DE CONSUMO HUMANO

CÓDIGO DE LA MUESTRA	CÓDIGO DE LABORATORIO	RESULTADOS	UNIDAD
As - 7	202-Me-099	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 8	203-Me-100	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 9	204-Me-101	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 10	205-Me-102	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 11	206-Me-103	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 12	207-Me-104	0.00	mg As. /L. (ppm)

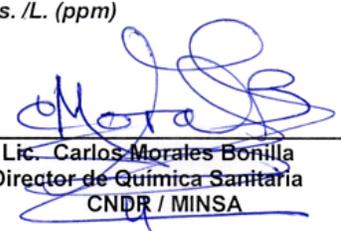
MÉTODO USADO ARSENATOR KIT DIGITAL ANALIZADOR DE ARSENICO.

VALOR DE REFERENCIA.

ARSENICO (As). 0.01mg As. /L. (ppm)


Tec. Juan Hernández López
Analista de Dpto. Salud Ambiental
CNDR / MINSA




Lic. Carlos Morales Bonilla
Director de Química Sanitaria
CNDR / MINSA



CRISTIANA SOCIALISTA SOLIDARIA!
BUEN GOBIERNO!
CONSEJO DE COMUNICACIÓN Y CIUDADANÍA

CENTRO NACIONAL DE DIAGNOSTICO Y REFERENCIA-MINISTERIO DE SALUD
Complejo Nacional de Salud "Dra. Concepción Palacios"
Telf: PBX (505) 22-894700, Apartado Postal 107.
www.minsa.gob.ni
CNDR/MINSA 22-894604; 22-897723.

Este resultado no es válido si no presenta firmas y sello original.



Gobierno de Reconciliación y Unidad Nacional
El Pueblo, Presidente!

2013:
**BENDECIDOS,
PROSPERADOS Y
EN VICTORIAS!**

Procedencia: Universidad Nacional de Ingeniería **Responsable:** Eddyson Jamir Flores Pérez
Tipo y Ubicación de la Fuente: POZO CUMUNITARIO "LA CORONA"
Dirección: BOACO – MUNICIPIO CAMOAPA – COMUNIDAD "LA CORONA"
Fecha de la Toma: ----- **Hora de la Toma:** -----
Causa: Estudio Monográfico **Número:** -----
Fecha de Recepción: 06 / Marzo / 2013 **Fecha de Análisis:** 08 / Marzo / 2013

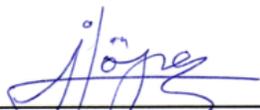
INFORME DE RESULTADO DE ANÁLISIS DE ARSENICO EN AGUA DE CONSUMO HUMANO

CÓDIGO DE LA MUESTRA	CÓDIGO DE LABORATORIO	RESULTADOS	UNIDAD
As - 13	208-Me-105	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 14	209-Me-106	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - 15	210-Me-107	0.00	mg As. /L. (ppm)
As - C1	211-Me-108	0.041	mg As. /L. (ppm)
As - C2	212-Me-109	0.043	mg As. /L. (ppm)
As - C3	213-Me-110	0.034	mg As. /L. (ppm)

MÉTODO USADO ARSENATOR KIT DIGITAL ANALIZADOR DE ARSENICO.

VALOR DE REFERENCIA.

ARSENICO (As). 0.01mg As. /L. (ppm)


Tec. Juan Hernández López
Analista de Dpto. Salud Ambiental
CNDR / MINSA




Lic. Carlos Morales Bonilla
Director de Química Sanitaria
CNDR / MINSA



CENTRO NACIONAL DE DIAGNOSTICO Y REFERENCIA-MINISTERIO DE SALUD
Complejo Nacional de Salud "Dra Concepción Palacios"
Telf: PBX (505) 22-894700, Apartado Postal 107
www.minsa.gob.ni
CNDR/MINSA 22-894604; 22-897723.

Este resultado no es valido si no presenta firmas y sello original.

