

UNIVERSIDAD DE GRANADA

DEPARTAMENTO DE INGIENERÍA CIVIL
Programa de Doctorado en Ingeniería Civil



**ANÁLISIS EXPERIMENTAL MEDIANTE PLANTAS PILOTO PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS, APLICANDO TECNOLOGÍAS DE BIOFILTRACIÓN
EN EL SECTOR RURAL**

EDGAR IVÁN PINEDA PUGLLA

**TESIS DOCTORAL
PARA LA OBTENCIÓN DE GRADO DE DOCTOR POR LA UNIVERSIDAD DE
GRANADA**

Directores:

**DR. FRANCISCO OSORIO ROBLES
DRA. MARÍA JESÚS GARCÍA RAMIREZ**

GRANADA, JUNIO 2021

Editor: Universidad de Granada. Tesis Doctorales
Autor: Edgar Iván Pineda Puglla
ISBN: 978-84-1117-066-6
URI: <http://hdl.handle.net/10481/71120>

Resultados obtenidos en esta **Tesis Doctoral**:

Publicaciones en revistas indexadas en JCR:

- Pineda, E., García-Ruiz, M. J., Guaya, D., Manrique, J., & Osorio, F. (2021). Elimination of total coliforms and Escherichia coli from water by means of filtration with natural clays and silica sand in developing countries. *Environmental Geochemistry and Health*, 43(1), 195–207. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00623-1>
- Pineda, E. P., Guaya, D., Tituana, C., Osorio, F., & García-Ruiz, M. J. (2020). Biochar from agricultural by-products for the removal of lead and cadmium from drinking water. *Water (Switzerland)*, 12(10), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w12102933>
- Pineda, E., Guaya, D., Rivera, G., Osorio, F. & García-Ruiz, M. J. (2021). Pilot plant for rainwater treatment: an approach for drinking water provision to indigenous peoples in Ecuadorian Amazon. "International Journal of Environmental Science and Technology. **Enviada a revisión.**

Estancias doctorales en la Universidad de Granada:

- Primera estancia formativa en el programa de doctorado en Ingeniería Civil. Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Departamento de Ingeniería Civil. Tutor: Francisco Osorio Robles. Universidad de Granada. Fecha 21 de febrero hasta el 15 de julio del 2015.
- Segunda estancia formativa en el programa de doctorado en Ingeniería Civil. Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Departamento de Ingeniería Civil. Tutor: Francisco Osorio Robles. Universidad de Granada. Fecha 16 de enero hasta el 07 de abril del 2017.
- Tercera estancia formativa en el programa de doctorado en Ingeniería Civil. Área de Tecnologías del Medio Ambiente. Departamento de Ingeniería Civil. Tutor: Francisco Osorio Robles. Universidad de Granada. Fecha 12 de septiembre hasta el 07 de diciembre del 2018.

Proyectos desarrollados en base a la línea de investigación doctoral:

- Tecnologías alternativas para la gestión, tratamiento, depuración y reutilización del agua en zonas semiáridas, cantón Zapotillo, provincia de Loja. Estado: 100% finalizado. Código: PROY_VIN_CIV_003_2016. Universidad Técnica Particular de Loja. Fecha: abril a septiembre 2016.
- Tecnologías alternativas para la gestión, tratamiento, depuración y reutilización del agua en zonas semiáridas, cantón Zapotillo, provincia de Loja. **Fase II.** Estado: 100% finalizado. Código: PROY_VIN_GMIC_1401_2017. Universidad Técnica Particular de Loja. Fecha: noviembre 2016 a marzo 2017.
- Tratamiento de agua mediante plantas piloto en el sector rural aplicando tecnologías de biofiltración y fibrofiltración. Estado: 100% finalizado. Código: PROY_INNOV_GMIC_0001. Universidad Técnica Particular de Loja. Fecha: junio a septiembre 2017.

Codirección en Trabajo Fin de Master relacionado a la línea de investigación doctoral:

- Trabajo Fin de Master. Sistema de tratamiento del agua de lluvia en zonas rurales con tecnología de biofiltración. Master Oficial en Técnicas y Ciencias de la Calidad del Agua. Autor: Gemma Rodríguez Garrido. Director Universidad de Granada: D. Francisco Osorio Robles. Co-director Universidad Técnica Particular de Loja: D. Edgar Iván Pineda Puglla. Curso Académico 2016/2017.

AGRADECIMIENTOS

Expreso mi agradecimiento al director y tutor de esta tesis doctoral D. Francisco Osorio Robles y al codirector Dña. María Jesús García Ruiz, por el apoyo y dedicación brindados para llevar a un buen término este trabajo. Su buena disposición en la supervisión de este trabajo y la transferencia de conocimientos hacia mi persona, han sido fundamentales para descubrir nuevos horizontes en el campo de la investigación.

Así también, agradezco el apoyo incondicional de mis padres (+), en mi formación tanto personal como profesional. A mis hijos, mi esposa, mis hermanos y a todos quienes forman parte de mi vida, muchas gracias por ser parte fundamental de mi formación. A Dña. Diana Guaya por su apoyo y buena disposición que siempre ha tenido con este trabajo y proyectos de investigación.

Deseo también hacer extensivo mi agradecimiento a la Universidad de Granada – España y al Instituto del Agua, por facilitarme sus instalaciones y laboratorios para desarrollar esta investigación. Así como, a la Universidad Técnica Particular de Loja - Ecuador por el apoyo económico, facilidad de uso de su infraestructura y laboratorios que permitieron desarrollar y concluir favorablemente este trabajo.

I: INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1 Introducción	2
1.1 Disponibilidad del agua para consumo humano	5
1.2 Accesibilidad del agua para consumo humano	6
1.3 Gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH)	8
1.3.1 La gestión comunitaria para el abastecimiento del agua	8
1.3.2 Fuentes de abastecimiento de agua en el sector rural.....	11
1.3.3 Sistemas convencionales de abastecimiento en el sector rural	14
1.4 Calidad del agua destinada al consumo humano	15
1.4.1 Factores comunitarios que afectan la calidad del agua de consumo	17
1.4.2 Enfermedades ocasionadas por la mala calidad del agua	18
1.4.3 Agua segura para el consumo humano.....	20
1.5 Evaluación de la calidad del agua	21
1.5.1 Parámetros físicos del agua	23
1.5.2 Parámetros químicos del agua.....	23
1.5.3 Parámetros microbiológicos	25
1.6 Tratamiento del agua para consumo	26
1.6.1 Tratamiento del agua en zonas rurales concentradas.....	28
1.6.2 Tratamiento del agua para zonas rurales semiconcentradas y dispersas	29
1.7 Tratamiento del Agua a Nivel Domiciliar y su Almacenamiento Seguro (TANDAS)	30
1.7.1 Selección y protección de la fuente	31
1.7.2 Sedimentación	32
1.7.3 Filtración	34
1.7.4 Desinfección del agua	35
1.7.4.1. Métodos físicos para la desinfección del agua,	37
1.7.4.2. Métodos químicos para la desinfección del agua.....	38
1.7.5 Almacenamiento seguro	40
1.7.5.1. Tipos de recipientes y su limpieza	41
1.7.5.2. Características y recomendaciones básicas de los recipientes.....	41
1.7.5.3. Desinfección de recipientes para almacenamiento domiciliario de agua	42
1.8 Selección de la tecnología a ser aplicada para el tratamiento del agua	42
1.8.1 Mecanismos del proceso de filtración	44
1.8.2 Factores que influyen en la filtración.....	45
1.8.2.1. Características de la suspensión	45
1.8.2.2. Características del medio filtrante.....	47

1.8.2.3.	Características hidráulicas de la filtración.....	49
1.8.3	Estructura y proceso de filtración.....	51
1.9	Clasificación de unidades de filtración.....	52
1.10	Filtración biológica o biofiltración del agua para consumo.....	53
1.10.1	Definición de un biofiltro.....	54
1.10.2	Procesos biológicos en un biofiltro.....	55
1.10.3	Factores que intervienen en el proceso de biofiltración.....	57
1.10.3.1.	Carga hidráulica en un biofiltro.....	57
1.10.3.2.	Tipo de medios filtrantes.....	58
1.10.3.3.	Tiempo de contacto entre agua y material filtrante.....	60
1.10.3.4.	Temperatura.....	61
1.10.3.5.	Oxígeno disuelto (OD).....	62
1.10.4	Principio de funcionalidad de un biofiltro.....	63
1.10.5	Acondicionamiento y arranque de un biofiltro.....	63
1.10.5.1.	La biopelícula.....	64
1.10.6	Ventajas de los biofiltros.....	67
1.10.7	Tipos de biofiltros.....	67
1.10.7.1.	Biofiltro de lecho fijo granular.....	68
1.10.7.2.	Filtración lenta de arena a gravedad (SSF).....	68
1.10.7.3.	Filtración rápida de arena a gravedad (RSF).....	73
1.10.7.4.	Biofiltración en carbón activado (BFAC).....	73
1.10.7.5.	Filtro de cerámica tipo vela.....	74
1.10.7.6.	Filtro con arena y vela de carbón activado.....	74
1.10.7.7.	Filtros de vela de cerámica porosa con carbón activado y plata coloidal.....	75
1.10.7.8.	Filtro de recipiente cerámico.....	76
1.11	Justificación de la Tesis.....	83
II:	OBJETIVOS.....	87
2	Objetivo principal.....	88
2.1	Objetivos específicos.....	88
III:	METODOLOGÍA.....	89
3	Metodología para el diseño, construcción y evaluación del material filtrante y de las plantas piloto para la biofiltración del agua.....	90
3.1	Planta piloto para la eliminación de Coliformes totales y Escherichia coli del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado.....	90

3.1.1	Obtención de las arcillas para la elaboración de esferas cerámicas.....	90
3.1.2	Diseño del sistema piloto de biofiltración	95
3.1.3	Biofiltros con esferas de cerámica BFCs.....	96
3.1.4	Filtros de arena FA	96
3.1.5	Filtro de carbón activado y textil (FCA).....	97
3.1.6	Métodos de análisis de agua.....	100
3.2	Planta piloto para remover metales pesados de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales y combinadas con subproductos agrícolas	103
3.2.1	Obtención de las acillas naturales.....	103
3.2.2	Elaboración del material filtrante	103
3.2.3	Materiales filtrantes de referencia	105
3.2.4	Selección del agua a ser ensayada	105
3.2.5	Diseño y construcción de la planta piloto.....	106
3.3	Planta piloto para potabilizar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural de la Amazonía Ecuatoriana.....	110
3.3.1	Filtro de Grava (FG).....	115
3.3.2	Filtro cerámico (FC).....	115
3.3.3	Filtro de arena (FA) y zeolita (FZ)	116
3.3.4	Desinfección Ultra Violeta (DUV).....	116
3.3.5	Análisis del material filtrante	116
3.3.6	Análisis del efluente.....	117
3.4	Planta piloto para la remoción de Hierro (Fe²⁺) y Manganeseo (Mn²⁺) del agua destinada al cultivo hidropónico.....	119
3.4.1	Obtención de las arcillas para la elaboración de los cubos de cerámica.....	119
3.4.2	Elaboración de los cubos de cerámica	119
3.4.3	Configuración del sistema piloto de biofiltración	120
3.4.4	Análisis de calidad de agua	124
3.5	Biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua destinada al consumo humano.	125
3.5.1	Recolección de materias primas	125
3.5.2	Calcinación de biomasa.....	126
3.5.3	Caracterización del biocarbón	127
3.5.4	Evaluación de la eliminación de Pb ²⁺ y Cd ²⁺ en la solución acuosa	128
3.5.5	Efecto del pH.....	129
3.5.6	Efecto de la dosis de adsorbente	130
3.5.7	Isotermas de adsorción.....	130

3.5.8	Cinética de adsorción.....	130
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....		133
4	Resultados y discusión.....	134
4.1	Resultados y discusión de la planta piloto para la eliminación de Coliformes totales y Escherichia coli del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado	134
4.1.1	Características de las arcillas naturales	134
4.1.2	Análisis del sistema piloto de biofiltración	137
4.1.3	Análisis de la reducción de CT y E. coli.....	140
4.1.4	Remoción de CT	141
4.1.5	Remoción de E. coli.....	143
4.1.6	Discusión de resultados	144
4.1.7	Remoción de CT y E. coli en los BFA y FCA.....	147
4.1.8	Costo de implementación del sistema piloto de filtración.....	149
4.2	Resultados y discusión de la planta piloto para remover metales pesados de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales y combinadas con subproductos agrícolas	151
4.2.1	Características de las arcillas naturales	151
4.2.2	Parámetros de control en las columnas de filtración	153
4.2.3	Remoción de Pb^{2+}	154
4.2.4	Remoción de Fe^{2+}	157
4.2.5	Remoción de Mn^{2+}	160
4.2.6	Remoción de Zn^{2+}	162
4.2.7	Análisis de la remoción	164
4.2.8	Costo de implementación del sistema piloto de filtración.....	166
4.3	Resultados y discusión de la planta piloto para potabilizar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural de la Amazonía Ecuatoriana.....	168
4.3.1	Caracterización del filtro de grava FG.....	168
4.3.2	Caracterización del filtro cerámico FC	168
4.3.3	Caracterización del filtro de arena FA y zeolita FZ.....	170
4.3.4	Resultados del efluente	170
4.3.5	Remoción de Fe^{2+} y Mn^{2+} en el agua lluvia.....	171
4.3.6	Remoción de CT, CF y E. coli	174
4.3.7	Coste de la planta piloto	179
4.4	Resultados y discusión de la planta piloto para la remoción de Hierro (Fe^{2+}) y Manganeseo (Mn^{2+}) del agua destinada al cultivo hidropónico.....	181
4.4.1	Resultados del análisis físico, químico y mineralógico de las arcillas.....	181

4.4.2	Resultados de parámetros hidráulicos de las columnas.....	183
4.4.3	Resultados de los parámetros del agua	184
4.4.4	Remoción de Fe ²⁺ y Mn ²⁺ del agua.....	185
4.4.5	Análisis de la remoción	188
4.4.6	Costo del sistema de biofiltración.....	190
4.5	Resultados y discusión de la obtención de biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua destinada al consumo humano.	193
4.5.1	Condiciones de calcinación	193
4.5.2	Caracterización de biocarbón	194
4.5.3	Características químicas absorbentes.....	196
4.5.4	Adsorción en función del pH.....	197
4.5.5	Efecto de la dosis de adsorbente	198
4.5.6	Cinética de adsorción.....	199
4.5.7	Isotermas de adsorción.....	202
V:	CONCLUSIONES	205
5	Conclusiones.....	206
VI:	BIBLIOGRAFÍA	212
6	Bibliografía.....	213

Figura 1 Estructura administrativa del agua en el Ecuador.....	10
Figura 2 Procesos para potabilizar el agua	27
Figura 3 Proceso de tratamiento del agua potable.....	28
Figura 4 Mecanismos de filtración del agua	45
Figura 5 Estructura y proceso de filtración.....	52
Figura 6 Clasificación de los sistemas de filtración.....	52
Figura 7 Configuración de un biofiltro y su funcionalidad.....	55
Figura 8 Ciclo de vida de los microorganismos en un biofiltro	57
Figura 9 Porcentaje de actividad biológica respecto a la temperatura	62
Figura 10 Estructura y etapas de la formación de un biofilms o biopelícula	65
Figura 11 Gradiente hidráulico en un lecho filtrante	73
Figura 12 Puntos donde se tomaron las muestras de arcillas naturales, arena de sílice y agua cruda	91
Figura 13 Proceso de elaboración del material filtrante tipo esferas de cerámica: a) Cáscara de arroz; b) Cáscara de maní; c) Proceso de elaboración de las esferas de cerámica.	92
Figura 14 Material de soporte tipo esferas de cerámica, a) Antes de ser calcinadas, b) Después de ser calcinadas.	93
Figura 15 Planta piloto (biofiltro de cerámico – filtro lento de arena – filtro de textil y carbón activo): a) Vista frontal de la planta piloto; b) Vista posterior de la planta piloto; c) Vista del sistema de suministro de agua a cada columna; d) Vista del sistema de recolección de agua filtrada.	95
Figura 16 Planta piloto para la biofiltración del agua (PPB): a) Vista en planta de la PPB; b) Vista posterior de la PPB; c) Vista frontal de la PPB; d) Compresor de aire JAD, ACQ-003 de 35 W; e) Biofiltro con esferas de cerámica BFC, columna con flujo ascendente; f) Biofiltro de arena FA, columna con flujo descendente; g) Biofiltro de carbón activado y textil FCA, flujo descendente; h) Esquema secuencial de la planta piloto de biofiltración.	97
Figura 17 Equipos para medir la temperatura, oxígeno disuelto y pH en el agua, a) Oxímetro portátil (Crison OXI 320), b) medidor de pH portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments, España).	101
Figura 18 Proceso de elaboración de las esferas de cerámica destinada a la filtración del agua: a) Imagen de la cáscara de arroz; b) Imagen de las semillas de alpiste.	104
Figura 19 Sector donde se tomó el agua para ensayar en el sistema piloto	105
Figura 20 Planta piloto para la remoción de Pb, Fe, Mn y Zn, con el uso de diferentes materiales filtrantes: a), b) y c) Imágenes frontales de la planta piloto; d) Vista en planta del sistema piloto; e) Esquema de la parte posterior de la planta piloto; f) Detalle de la columna de filtración.	106
Figura 21 Equipos para medir la temperatura, oxígeno disuelto, SDT y pH en el agua, a) Oxímetro portátil (Milwaukee MW 600), b) medidor de pH portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments).....	109

Figura 22 Equipo de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP - MS)	109
Figura 23 Planta piloto para purificar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural, con capacidad de purificar 50 L/día: a) Vista en planta de la planta piloto 1 y 2; b) Vista frontal de la planta piloto; c) Detalle de la secuencia de filtración y desinfección del agua lluvia; d) Detalle del filtro de grava FG, columna con flujo descendente; e) Detalle del filtro con esferas de cerámica FC, columna con flujo ascendente; f) Detalle del filtro de arena / zeolita FA/FZ, columnas con flujo descendente; g) Esquema secuencial del sistema piloto; h) Imagen de la planta in situ.	111
Figura 24 Análisis microbiológico para determinar CT y E. coli: a) filtrado al vacío y cultivo en la cámara de flujo laminar; b) Medio de cultivo; c) Caja Petri con crecimiento de CT y E. coli.	117
Figura 25 Proceso de elaboración de los cubos cerámicos	120
Figura 26 Sistema piloto de columnas de filtración con flujo ascendente: a) Vista frontal de la planta piloto; b) Vista frontal acoplado los tanques de recepción de agua filtrada; c) Detalle de la configuración de la columna de filtración; d) y e) Planta instalada in situ; f) Columnas con material filtrante acomodado en espesor de 70 cm; g) Imagen del sistema acoplado los tanques de recepción de agua filtrada; h) Riego de cultivos hidropónicos con agua filtrada.	121
Figura 27 Subproductos agrícolas utilizados para la obtención de biocarbones: a) Fruto de chonta, a) Cáscara de maní, y c) Zuro de maíz.	125
Figura 28 Proceso de carbonización del fruto de chonta: a) fruto de chonta, b) frutos desmembrado de la nuez, c) horno artesanal para la carbonización, d) fruto de chonta carbonizado “biocarbón – biochar”, e) triturado del biocarbón, f) tamizado en la serie granulométrica de 2 a 4.76 mm, g) lavado con agua desionizada, h) secado del biocarbón.	126
Figura 29 Equipo de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP - MS)	128
Figura 30 Características geotécnicas de las arcillas	134
Figura 31 Difractogramas DRX de las arcillas antes de ser calcinadas (AV, AZ y AC) y después de ser calcinadas (CV, CZ y CC).....	136
Figura 32 Comportamiento del sistema piloto en el periodo de prueba de 180 días, analizados los parámetros: a) Temperatura, b) pH, c) SDT y d) OD.	139
Figura 33 Resultados de la incubación de CT y E. coli en los biofiltros	140
Figura 34 Remoción de CT en los diferentes materiales que conforman las plantas piloto de biofiltración: a) CV → FA1 → FC1; b) CVM → FA2 → FC2; c) CVA → FA3 → FC3; d) CZ → FA4 → FC4; e) CZM → FA5 → FC5; f) CZA → FA6 → FC6; g) CC → FA7 → FC7; h) CCM → FA8 → FC8; i) CCA → FA9 → FC9.	141
Figura 35 Porcentaje de remoción promedio de CT en las columnas de biofiltración: a) Biofiltros cerámicos, b) Biofiltros de arena, c) Biofiltro de carbón activado y textil.....	142
Figura 36 Remoción de E. coli en los diferentes materiales que conforman las plantas piloto: a) CVM → FA2 → FC2; b) CZM → FA5 → FC5; c) CZA → FA6 → FC6.	143

Figura 37 Porcentaje de remoción promedio en las columnas de biofiltración: a) Biofiltros cerámicos, b) Biofiltros de arena, c) Biofiltros de carbón activado y textil.	144
Figura 38 Colonización de microorganismos en la superficie de las esferas de cerámica: a) Colonización de microorganismos tipo cocos; b) Colonización de microorganismos tipo bacilos.	147
Figura 39 Resultados de los DRX: a) Arcilla Malacatos AM, b) Arcilla Catamayo AC y c) Arcilla Zalapa AZ.	152
Figura 40 Valores registrados a diario en las plantas piloto: a) Temperatura, b) pH, c) SDT y d) OD.	153
Figura 41 Remoción de Pb^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.	155
Figura 42 Porcentaje de remoción promedio del Pb^{2+}	156
Figura 43 Remoción de Fe^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.	158
Figura 44 Porcentaje de remoción promedio del Fe^{2+}	159
Figura 45 Remoción de Mn^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.	161
Figura 46 Porcentaje de remoción promedio del Mn^{2+}	161
Figura 47 Remoción de Zn^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.	163
Figura 48 Porcentaje de remoción promedio del Zn^{2+}	164
Figura 49 Presencia de microorganismos en la superficie de las esferas de cerámica.	165
Figura 50 Imágenes SEM de la CZ.	169
Figura 51 Remoción de Fe^{2+} a lo largo del periodo de prueba de 90 días: a) Remoción de Fe^{2+} en la PP1, con FA; b) Remoción de Fe^{2+} en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de Fe^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de Fe^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.	173
Figura 52	173
Remoción de Mn^{2+} a lo largo del periodo de prueba de 90 días: a) Remoción de Mn^{2+} en la PP1, con FA; b) Remoción de Mn^{2+} en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de Mn^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de Mn^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.	173
Figura 53 Tendencias de la remoción de CT en el periodo de 90 días: a) Remoción de CT en la PP1, con FA; b) Remoción de CT en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de CT por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de CT por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.	175
Figura 54 Tendencias de la remoción de CF en el periodo de 90 días: a) Remoción de CF en la PP1, con FA; b) Remoción de CF en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de CF por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de CF por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.	176

Figura 55 Tendencias de la remoción de <i>E. coli</i> en el periodo de 90 días: a) Remoción de <i>E. coli</i> en la PP1, con FA; b) Remoción de <i>E. coli</i> en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de <i>E. coli</i> por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de <i>E. coli</i> por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.	177
Figura 56 Resultados de la DRX en las arcillas y cerámicas: a) Cerámica Las Palmas (CP), b) Cerámica Las Palmas con café (CPC), c) Cerámica Malacatos (CM), y d) Cerámica Malacatos con café (CMC).....	182
Figura 57 Remoción de Fe^{2+} por los materiales filtrantes acomodados en columnas rectangulares con flujo ascendente: a) Evolución de la remoción de Fe^{2+} en un periodo de prueba de 8 semanas (60 días), b) Porcentaje de remoción promedio por cada material filtrante, analizado en el periodo de prueba de 8 semanas (45 días).....	186
Figura 58 Remoción de Mn^{2+} por los materiales filtrantes acomodados en columnas rectangulares con flujo ascendente: a) Evolución de la remoción de Mn^{2+} en un periodo de prueba de 8 semanas, b) Porcentaje de remoción promedio por cada material filtrante, analizado en el periodo de prueba de 8 semanas.	188
Figura 59 Rendimiento vs. carbono fijo del biocarbón: (a) Biocarbón de cáscara de maní (BCM), (b) Biocarbón de fruto de “chonta” (BCH) y (c) Biocarbón de zuro de maíz (BZM).	193
Figura 60 Fotografías SEM y espectros EDS de adsorbentes, (a) BCM ≈ 565 °C, (b) BCH ≈ 630 °C, (c) BZM ≈ 605 °C.....	196
Figura 61 Porcentaje de adsorción (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+} en función del pH.	197
Figura 62 Porcentaje de eliminación en función de la dosis de biocarbón: (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+}	199
Figura 63 Cinética de adsorción de biocarbón: (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+}	199
Figura 64 Isotermas de adsorción para el Pb^{2+} , (a) BCM, (b) BCH y (c) BZM.....	203
Figura 65 Isotermas de adsorción para el Cd^{2+} , (a) BCM, (b) BCH y (c) BZM.	203

Tabla 1	Dificultades para acceder a un servicio de agua para consumo humano	7
Tabla 2	Clases de agua y sus requerimientos de tratamiento en el sector rural	13
Tabla 3	Contaminación del agua según su origen.....	16
Tabla 4	Agentes biológicos y sus efectos para la salud humana	19
Tabla 5	Clasificación de los contaminantes presentes en el agua	21
Tabla 6	Contaminantes frecuentes del agua en el sector rural	22
Tabla 7	Características químicas del agua para consumo humano	23
Tabla 8	Grupo y parámetros químicos requeridos para el agua de consumo humano.....	25
Tabla 9	Grupo y parámetros químicos requeridos para el agua de consumo humano.....	26
Tabla 10	Tratamientos recomendados en función del parámetro a ser eliminado.....	29
Tabla 9	Tipos de desinfectantes para el agua	36
Tabla 10	Métodos físicos para desinfectar el agua.....	37
Tabla 13	Proporción para la desinfección del agua con cloro	40
Tabla 14	Procesos que se generan en un biofiltro de arena	66
Tabla 15	Ecuaciones utilizadas para el diseño de las columnas de filtración.....	101
Tabla 16	Valores aproximados de factor de forma para arena.	102
Tabla 17	Ecuaciones utilizadas en el análisis de adsorción.	131
Tabla 18	Resultados de la caracterización química y mineralógica de las arcillas y cerámicas.	135
Tabla 19	Resultados de las características físicas de las cerámicas.....	137
Tabla 20	Resultados del TRH y pérdidas de carga en los filtros con esferas cerámicas y filtros de arena de sílice.	138
Tabla 21	Costo de elaboración de las esferas de cerámica.	149
Tabla 22	Costo de construcción e instalación de los biofiltros cerámicos, filtros de arena y filtros de carbón activado y textil.	149
Tabla 23	Costo de elaboración de las esferas de cerámica.	150
Tabla 24	Características químicas y mineralógicas de las arcillas.....	151
Tabla 25	Propiedades físicas de las esferas de cerámica y materiales comparativos CA y A....	152
Tabla 26	Costo de las plantas piloto de filtración para remoción de metales disueltos en el agua.	167
Tabla 27	Resultados de las características químicas y mineralógicas del material filtrante.	168
Tabla 28	Costo de implementación de la planta piloto.....	179
Tabla 29	Características químicas y mineralógicas de los materiales filtrantes.	181
Tabla 30	Resultados de los parámetros hidráulicos de la planta piloto de biofiltración.....	184
Tabla 31	Resultados de parámetros físicos en el agua.....	185
Tabla 32	Costo de la planta piloto y del material filtrante.....	190

Tabla 33 Costo de producción de los cubos de cerámica con residuo de café CPC y CMC.....	191
Tabla 34 Costo de producción de los cubos de cerámica sin residuo de café CP y CM.	191
Tabla 35 Costo de adquisición de materiales filtrante.....	191
Tabla 36 Costo total de la planta piloto.	192
Tabla 37 Características fisicoquímicas del biocarbón.	194
Tabla 38 Área de superficie específica de varios carbones activados y biocarbón.	195
Tabla 39 Comparación de los resultados obtenidos para los biochar.	200
Tabla 40 Parámetros de modelos cinéticos matemáticos.....	200
Tabla 41 Ajuste a los modelos matemáticos de isothermas.	202

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

RESUMEN/ABSTRACT

Resumen

La disponibilidad y calidad del agua no siempre es adecuada para su consumo de forma directa sin un previo tratamiento. Situación que se presenta con mayor incidencia en los sectores rurales de los países en desarrollo, donde los habitantes en algunos casos consumen el agua directamente de la fuente sin un tratamiento. Además, pensar en un sistema centralizado de agua potable resulta en la mayoría de casos imposible por el distanciamiento disperso de las viviendas y en otras ocasiones por la ubicación topográfica que limita su implementación.

Es en este contexto, que la presente tesis doctoral pretende por medio de esta investigación determinar un método convencional de tratamiento del agua, que sea de bajo coste, y que pueda ser implementado en viviendas unifamiliares o en pequeños asentamientos dispersos del sector rural. Se estima que uno de los tratamientos más adecuados para ser implementado en la zona rural es la biofiltración, que se basa en un sistema de filtros de cerámicas, arena, gravas, biocarbones, fibras y otros materiales que favorecen la remoción de agentes contaminantes del agua. Estos materiales son igual de eficientes que los utilizados comercialmente en grandes sistemas centralizados de tratamiento del agua, además son sencillos en su elaboración, mantenimiento y sobre todo son económicos. Otro factor muy importante es que, al utilizar materiales propios del sector, procesarlos y utilizarlos en el tratamiento del agua, se da un valor agregado a materiales que, por otra parte, resultan ser muy eficientes para este fin.

El estudio del proceso de tratamiento se ha desarrollado experimentalmente en plantas piloto a escala real en determinadas zonas rurales del sur del Ecuador. Estos pilotos son capaces de abastecer a la población con una dotación considerada mínima para la hidratación de una persona de 7.5 L/día, valor recomendado por la Organización Mundial de la Salud. Estas plantas piloto se configuraron de acuerdo a la disponibilidad local de materiales filtrantes y al tipo de agua a tratar. Se realizaron varios pilotos de biofiltración entre los que se pueden destacar las siguientes.

En primer lugar, se construyó una planta piloto para la eliminación de *Coliformes totales (CT)* y *Escherichia coli (E. coli)* del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado. La

eficiencia en la eliminación de los *CT* fue superior al 70% en los filtros cerámicos, en los filtros de arena superior al 90% y en los filtros de carbón activado llegaron a eliminar hasta el 100%. En el caso de la *E. coli* todos los materiales filtrantes lograron eliminar hasta el 100% respecto al influente. Los principales mecanismos que permitieron eliminar bacterias fueron la inactivación producida por los minerales de arcilla, así como la adhesión (donde se generan interacciones químicas y físicas entre la superficie del material y las bacterias). El costo del material cerámico fue de USD 0.78/kg, esto lo convierte en un material competitivo en el mercado.

Se construyó otro sistema piloto para remover Pb^{2+} , Fe^{2+} y Mn^{2+} , de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales puras y combinadas con subproductos agrícolas como cáscara de arroz y semillas de alpiste. Para la remoción de Pb^{2+} , Fe^{2+} y Mn^{2+} el material de mejor eficiencia fue la cerámica obtenida de arcilla natural adicionada con semillas de alpiste, logrando una remoción superior al 76%, 31% y 79%, respectivamente. En el caso del Zn^{2+} el material con mayor eficiencia fue el obtenido de la combinación de arcilla natural con cáscara de arroz con valores de remoción superiores al 76%.

También se elaboró y analizó un material filtrante tipo biocarbón obtenido de subproductos agrícolas (como cáscara de maní, zuro de maíz y fruto de chonta), para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua. El biocarbón de mejor eficiencia para remover el Pb^{2+} y Cd^{2+} , fue el obtenido de la cáscara de maní con una adsorción de 2.528 mg/g y 0.314 mg/g, respectivamente. El resto de biocarbones trabajaron eficientemente, pero con valores de eficiencia menores al obtenido con el biocarbón de cáscara de maní. Se comprobó que la remoción se dio por adsorción en biocarbón, aunque también se promueve mediante reacciones químicas, complejación e intercambio iónico. Se pudo comprobar que la adsorción es una tecnología de bajo costo (USD 0.35/kg) y fácil de implementar en los sistemas de tratamiento de agua potable.

El beneficio socioeconómico de las tecnologías propuestas, es muy relevante para los países en desarrollo. Además de solucionar las características microbiológicas del agua, se evitan enfermedades graves en niños y adultos por medio del consumo de agua insalubre. Por otro lado, se transfiere tecnología a los sectores rurales, incluso resultando ser atractiva para los productores locales de cerámicas. Por último, se da un valor agregado a los materiales arcillosos, áridos y subproductos de origen agrícola con lo cual se consigue un uso sostenible

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

de los residuos o subproductos agrícolas, que de otro modo tendrían que ser gestionados, incurriendo en costes importantes.

Abstract

The availability and quality of water sometimes is not appropriate for consumption without prior treatment. This situation occurs commonly in rural areas of developing countries, where inhabitants in some cases consume water directly from the source without treatment. In most of cases, the use of a centralized drinking water system is impossible due to the large distance between the houses and on other occasions due to the topographic location that limits its implementation.

It is in this context this doctoral thesis intends to determine a conventional low cost method for water treatment, to be implemented in single-family homes or in small dispersed settlements in the rural sector. The most appropriate treatment to be implemented in rural areas is biofiltration, which is based on a system of filters made of ceramics, sand, gravel, biofuels, fibers and other materials that favor the removal of pollutants from the water. These materials are efficient as those used commercially in large centralized water treatment systems. They are inexpensive in their preparation, and maintenance. Another advantage is the use of materials from the zone for water treatment which are efficient.

The water treatment process has been developed experimentally in full-scale pilot plants in certain rural areas of southern Ecuador. These pilots are capable of supplying the population with a minimum provision considered for hydration of a person of 7.5 L/day, a value recommended by the World Health Organization. These pilot plants were configured according to the local availability of filter materials and the type of water to be treated. Several biofiltration pilots were carried out which are briefly described.

Firstly, a pilot plant was built for the elimination of *Total Coliforms (TC)* and *Escherichia coli (E. coli)* from water, by direct filtration in beds made up of ceramic spheres, silica sand and activated carbon cartridge. The efficiency in the elimination of the TC was superior to 70% in the ceramic filters, in the sand filters superior to 90% and in the activated carbon filters they were able to eliminate up to 100%. In the case of *E. coli*, all filter materials eliminate up to 100% with respect to the influent. The main mechanisms that allowed bacteria to be eliminated were the inactivation produced by clay minerals, as well as adhesion (where chemical and physical interactions are generated between the surface of the material

and the bacteria). The cost of the ceramic material was USD 0.78/kg, this makes it a competitive material in the market.

Another pilot system was built to remove Pb^{2+} , Fe^{2+} and Mn^{2+} from a natural water, with the use of ceramics from natural clays and combined with agricultural by-products such as rice husks and birseed seeds. The removal of Pb^{2+} , Fe^{2+} and Mn^{2+} , the material with the best efficiency was the ceramic obtained from natural clay added with birdseed seeds, obtaining a removal greater than 76%, 31% and 79%, respectively. In the case of Zn^{2+} , the material with the highest efficiency was obtained from the combination of natural clay with rice husk with removal values higher than 76%.

A biochar type filter material obtained from agricultural by-products (such as peanut shell, corn cob and chonta fruit) was also elaborated and analyzed, for the lead and cadmium removal from water. The biochar with the best efficiency to remove Pb^{2+} and Cd^{2+} was obtained from the peanut shell with an adsorption capacity of 2.528 mg/g and 0.314 mg/g, respectively. The rest of the biochar worked efficiently, but with lower efficiency values than that obtained with the peanut shell biochar. It was found that the removal occurred by adsorption on biochar, although it is also promoted by chemical reactions, complexation and ion exchange. It was found that adsorption is a low cost technology (USD 0.35/kg) and easy to implement in drinking water treatment systems.

The socioeconomic benefit of the proposed technologies is very relevant for developing countries. In addition to improve the microbiological characteristics of the water, serious diseases can be avoided in children and adults due the consumption of unhealthy water. On the other hand, technology is transferred to rural sectors, even turning out to be attractive for local ceramic producers. Finally, an added value is given to clay materials, arid materials and by-products of agricultural origin, thereby achieving a sustainable use of agricultural residues or by-products, which otherwise would have to be managed, incurring significant costs.

I: INTRODUCCIÓN GENERAL

1 Introducción

El agua es importante para la salud pública, impulsa el crecimiento económico de los países y sobre todo contribuye a reducir la pobreza. El acceder a un agua potable y a un adecuado saneamiento se relaciona de forma directa a la salud humana y al desarrollo de los sectores vulnerables. Es así, que en 1990 a nivel mundial el 79% de personas ya tenían acceso a alguna forma de abastecimiento de agua tratada, al año 2000 este porcentaje subió al 82%. Situando con estos antecedentes más de mil millones de personas no tienen acceso a un suministro constante de agua segura para su consumo (Fenández, A. & Mortier, 2005).

Según las estadísticas de “La Nota Descriptiva de la Organización Mundial de la Salud” publicada en Julio de 2017 (WHO, 2017):

- En el 2015, el 71% (5200 millones) de la población utilizaba un servicio de agua potable segura y de forma constante.
- El 89% (6500 millones) de personas utilizaban una fuente mejorada de suministro de agua potable cercana, no superior a 30 metros de la vivienda y 884 millones de personas carecían de un servicio básico de suministro de agua potable.
- Al menos 2000 millones de personas se abastecían de una fuente de agua contaminada por heces provocando más de 502 mil muertes por diarrea al año.
- Al 2025, se estima que la mitad de la población mundial vivirá en zonas con escasez de agua.

En la actualidad según la publicación del Banco Mundial, referente a la práctica global del agua, publicada el 01 de julio de 2019 y Unidas, (2020):

- Unos 2200 millones de personas en todo el mundo no tienen acceso a servicios de agua potable gestionados de manera segura, 4200 millones no cuentan con servicios de saneamiento seguros y otros 3000 millones carecen de instalaciones básicas para lavarse las manos.
- Las tasas de crecimiento económico de algunas regiones podrían reducirse en hasta un 6 % del PIB en 2050, como consecuencia de pérdidas vinculadas

- con el agua en las esferas de la agricultura, la salud, los ingresos y la propiedad.
- Asegurar un suministro suficiente y constante de agua en un contexto de creciente escasez será esencial para alcanzar objetivos mundiales de alivio de la pobreza.
 - Optimizar el uso del agua a través de mejoras en materia de planificación e incentivos ayudará a mejorar el bienestar y aumentará el crecimiento económico. Si se implementan y fiscalizan bien los instrumentos económicos como permisos y precios del agua se puede mejorar la gestión y la protección de los recursos hídricos.
 - Es vital ampliar el suministro y la disponibilidad del agua en los lugares que lo requieran. Esto incluye el almacenamiento, reciclaje y reutilización del agua; estas intervenciones deben ser acompañadas por políticas encaminadas a promover la eficiencia hídrica y la mejora en la distribución.

Un factor importante y de preocupación es la demanda de agua a nivel mundial, esta ha venido creciendo el 1%/año, esto en función del crecimiento poblacional, desarrollo económico, cambio en los patrones de consumo, entre otros (WWAP, 2019). Se estima que en la actualidad existe 3600 millones de personas que viven en áreas con riesgo de escasez de agua de al menos en un mes por año, este valor puede llegar hasta 5700 millones en el año 2050 (WWAP, 2018).

El comunicado de prensa de la OMS del 18 de junio de 2019, expone que, hasta la actualidad, 1800 millones de personas han obtenido acceso a los servicios básicos de agua potable desde el año 2000, pero existen grandes desigualdades en la accesibilidad, disponibilidad y calidad de estos servicios. Se estima que 1 de cada 10 personas (785 millones) todavía carecen de servicios básicos, incluidos los 144 millones que beben agua de superficie que no ha recibido tratamiento. Los datos muestran que 8 de cada 10 personas que viven en zonas rurales carecían de acceso a estos servicios, y en uno de cada cuatro países con estimaciones para diferentes grupos de riqueza, la cobertura de los servicios básicos entre los más ricos era por lo menos el doble de alta que entre los más pobres.

En la actualidad disponer de agua en cantidad y calidad suficientes es lo primordial en toda población, es necesario diagnosticar la calidad, definir los usos deseables del agua, y

definir las variables de calidad que se necesitan controlar y los medios o recursos disponibles para hacerlo.

El objetivo 6, de desarrollo sostenible proyecta “garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. En tal razón, destaca que tres de cada diez personas carecen de acceso a servicios de agua potable seguros. El 80% de los hogares son de bajos recursos económicos, en los cuales las mujeres y niñas son las encargadas de recolectar el agua, en la mayoría de casos sin ser tratada. La escasez de agua afecta a más del 40% de la población mundial con miras al crecimiento, siendo 1700 millones de personas que viven en zonas afectadas por la escasez de agua. cada día alrededor de 1000 niños mueren debido a enfermedades asociadas a la falta de higiene y mala calidad del agua (Desa u. n., 2016; Sustainable & Goals, 2019).

El panorama en América Latina no es diferente al resto de continentes, en la actualidad no hay equidad en el acceso y uso de los servicios de agua potable entre la población urbana y rural (Fenández, A. & Mortier, 2005). En el continente, se evidencia este problema del acceso limitado al agua, inclusive en algunos casos este acceso es nulo en todas sus etapas de abastecimiento, tratamiento y saneamiento, especialmente en las zonas rurales debido a su ubicación y crecimiento disperso. En los años 1990, América Latina y el Caribe incrementaron el acceso a fuentes de agua en un 83%, al año 2002 a un 89%; y en las zonas rurales en 1990 fue del 58% y en el 2002 del 69% (Lampoglia T & Agüero R, 2008). Según la nota de prensa de France 24 publicada el 22 de marzo del 2019, actualmente en América Latina 34 millones de personas no tienen acceso al agua potable y la cobertura de saneamiento está por debajo del 15%.

El cambio climático es uno de los principales factores vinculado de forma directa al abastecimiento de agua, tanto en el sector rural como urbano. El desequilibrio entre la oferta y demanda del agua a lo largo del año se ve afectada por la disponibilidad estacional de los caudales y de las fuentes de agua de origen atmosférica, superficial y subterránea. Así también, el incremento de la demanda por el crecimiento poblacional, la vulnerabilidad de las fuentes y estructuras de captación frente a las amenazas climáticas como inundaciones y sequías; a esto se suma la contaminación por actividades humanas relacionadas al vertido de aguas residuales domésticas e industriales hacia los cuerpos de agua.

El requerimiento del agua en el sector urbano y rural frente a las necesidades de aseo personal, más aún cuando se presentó el COVID-19, que obligó a lavarse las manos con agua y jabón de forma constante es un requerimiento indispensable. Según la publicación del Banco de Desarrollo de América Latina CAF del 02 de julio de 2020, 845 millones de personas no tienen un nivel de acceso básico y elemental al agua, siendo este un riesgo de salubridad en la comunidad frente a la pandemia.

Las instituciones encargadas del abastecimiento de agua en este caso Municipios/Ayuntamientos ponen su mayor interés en abastecer de agua a centros poblados urbanos, y poco o en algunos casos es nulo el interés de dotar de agua en el sector rural. La dispersión de viviendas rurales, en algunos casos no permite llegar con una red centralizada de agua potable, ni mucho menos con un sistema de tratamiento. En este caso los habitantes se abastecen a su manera, consumen el agua que esté a su alcance, sin importar las condiciones salubres en las que se encuentre.

Según Peña (2016), la seguridad hídrica en América Latina consiste en tener:

- Una disponibilidad de agua que sea adecuada, en cantidad y calidad, para el abastecimiento humano, los usos de subsistencia, la protección de los ecosistemas y la producción.
- Capacidad institucional, financiera y de infraestructura, para acceder y aprovechar dichos recursos de forma sustentable y manejar las interrelaciones y externalidades entre los diferentes usos y sectores, de manera coherente.
- Un nivel aceptable de riesgos para la población, el medio ambiente y la economía, asociados a los recursos hídricos.

1.1 Disponibilidad del agua para consumo humano

El agua es un derecho innegable y debe estar siempre disponible los 365 días del año y en sus 24 horas del día, sobre todo, debe tener una buena calidad y accesibilidad para su aprovechamiento. En lo que se refiere a disponibilidad el agua debe ser suficiente en cantidad, continua para usos personales y domésticos que comprende beberla, aseo personal, lavado de ropa y alimentos (AECID, 2015).

Es así, que la disponibilidad del agua es un problema cada vez mayor, esto por la inexistencia de fuentes de agua que estén cercanas a la población que la requiera. En

determinados sectores deben recorrer un promedio de 3 km para recoger y llevarla hasta la vivienda, esto sólo para labores de preparar sus alimentos y beberla. Tomar en consideración que otras labores que requieran de agua tratada como el saneamiento y actividades productivas son imposibles desarrollarlas por no disponer de agua suficiente. La disponibilidad del agua depende de su calidad, que se ve afectada por la producción industrial, minería, escorrentía urbana y las aguas residuales domésticas; éstas generan contaminantes que van en aumento con el crecimiento urbano, industrial, agricultura y ganadería (Peña, 2016).

Otra definición, manifiesta que la disponibilidad es la cualidad o condición que permite que el agua pueda ser aprovechada de forma directa y sin restricciones (Gil Antonio et al., 2014). A veces, se requiere de obras costosas para acceder a este recurso, por ejemplo, el agua subterránea y conducciones extensas, que en algunos casos requieren de obras especiales como acueductos para vencer obstáculos en la línea de conducción.

Otro aspecto sobre la disponibilidad es la *cantidad* y *calidad* que se requiera, en algunos sectores se dispone de abundante agua, pero se encuentra contaminada. No puede ser aprovechada para el consumo, pero sin tener otra alternativa se convierte en una única opción para el consumo. Por lo tanto, requiere ser tratada para dejarla en condiciones aptas para ser consumida sujeta a costos elevados e inalcanzables para determinados sectores, siendo el más vulnerable el sector rural.

Según Gil Antonio et al., (2014), la disponibilidad se ve limitada por cuatro aspectos:

- Relación costo – beneficio.
- Variabilidad espacial y temporal del escurrimiento.
- Calidad del agua que define usos y tratamientos para su aprovechamiento.
- Volumen y calidad mínima que garantice los ecosistemas asociados.

1.2 Accesibilidad del agua para consumo humano

La accesibilidad del derecho al agua se divide en: *accesibilidad física* que significa toda la infraestructura para la obtención del recurso hídrico y la *accesibilidad económica* referente a la adquisición del recurso hídrico por medios económicos (Cañizares et al., 2016).

La AECID (2015), también define y divide a la accesibilidad en:

- *Accesibilidad física*, ésta debe estar al alcance de todos los sectores rurales, periurbanos u urbanos.
- *Accesibilidad económica*, las instalaciones y servicios deben tener costos que puedan ser cubiertos por la comunidad.
- *Accesibilidad sin discriminación*, incluye sectores vulnerables o marginados, en este caso sectores rurales dispersos.

En un sistema de abastecimiento de agua para sectores rurales se presentan dificultades de complejidad, demanda y sostenibilidad, Tabla 1.

Tabla 1
Dificultades para acceder a un servicio de agua para consumo humano

Dificultades	Descripción
a) Complejidad	<ul style="list-style-type: none"> • Bajo nivel socio económico de los beneficiarios. • Viviendas aisladas o pequeños núcleos urbanos, no permiten economías de escala de las soluciones propuestas. • Limitado acceso a nuevas tecnologías. • Limitado o nulo acceso a recursos financieros. • Los sistemas son operados a través de organizaciones conformadas por miembros de la comunidad, lo que resulta un bajo nivel técnico de los operadores. • Carencia de supervisión, control y apoyo técnico de instituciones públicas o empresas de agua y saneamiento de mayor tamaño.
b) Demanda	<ul style="list-style-type: none"> • Desarrollar en la comunidad la necesidad del servicio a ser implementado. • Buscar alternativas que sean amigables con las costumbres de la comunidad.
c) Sostenibilidad	<ul style="list-style-type: none"> • Tamaño de la comunidad. • Demanda del sistema por la comunidad. • Solución adecuada al problema. • Baja complejidad del sistema. • Calidad del diseño y de la obra. • Capacidad de los beneficiarios para la administración, operación y mantenimiento de la solución adoptada. • Capacitación a los operadores en el control de la calidad de agua para consumo. • Apoyo externo para solución de problemas fuera del alcance de la capacidad local.

Nota. Tomado de (Barrios et al., 2009; Lampoglia T & Agüero R, 2008; WWAP, 2019)

Además, la AECID (2015) define dos grupos que afectan la sostenibilidad del agua en el sector rural.

- a) Factores que incluyen aspectos sociales, técnicos, económicos, financieros, institucionales y ambientales.
- b) Nivel de servicio recibido por los usuarios en lo que concierne la cantidad, calidad, accesibilidad y fiabilidad en el suministro. Además, los rendimientos en el servicio de los proveedores que se encargan de la operación, mantenimiento y administración. La autoridad de servicios es la responsable de la planificación, coordinación, apoyo y supervisión. Las entidades nacionales son las responsables de formular políticas supervisión, financiamiento y regulación.

1.3 Gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH)

La cuenca hidrográfica es conocida como la unidad territorial más adecuada para la GIRH, al constituir la principal forma terrestre dentro del ciclo hidrológico (Dourojeanni A. & Jouravlev A., 2002). Los sistemas de agua constituyen una parte integral de una cuenca hidrográfica que suministra del recurso a poblados urbanos y rurales; además, de la conservación y protección de la cuenca depende el volumen y sostenibilidad del recurso. La contaminación limita su aprovechamiento por ser inapropiadas para su consumo y conservación del ecosistema.

Lo que se viene a la mente al hablar de GIRH, son dos aspectos como: la disponibilidad y el uso eficiente del agua por los usuarios; es decir, la cantidad que requieren y el uso eficiente que se le vaya a dar (Gil Antonio et al., 2014).

La disponibilidad y uso del agua en las zonas rurales es diferente a lo que ocurre en las zonas urbanas. En la parte rural se analiza la tipología de las fuentes de abastecimiento y los usos que se dan al agua en el hogar, esto depende de la ubicación geográfica en la cual está emplazada la comunidad y de la dispersión de viviendas. Por lo general, en las zonas rurales los habitantes dan prioridad a la cantidad de agua que llegue a sus viviendas, sin importar su calidad (Gil Antonio et al., 2014).

1.3.1 *La gestión comunitaria para el abastecimiento del agua*

Se define que el agua es un recurso convencional cuando es regulada en la superficie y explotada subterráneamente; y no convencional cuando se obtiene de la reutilización de

aguas residuales y desalación de aguas marinas salobres (LBA, 1998). Por lo general, el agua que consume el hombre es producto de las precipitaciones que recibe la tierra, por tal razón la única fuente renovable de agua dulce reside en la lluvia.

En Ecuador, el 70.1% de los habitantes tienen acceso a un agua segura para beber (sin *E. coli*), el 21.8% tiene acceso básico (agua en su vivienda, pero no es potable), el 79.1% de la población urbana toma agua segura, mientras que en la población rural el porcentaje alcanza el 51.4%. Según el censo nacional realizado por el Instituto Nacional de Estadística y Censo, el 37% de la población nacional es considerada rural; de los cuales alrededor del 28% no tiene acceso a un sistema de agua potable. Pero al 2016, según INEC (2017) el 94% de la población urbana tiene acceso al agua potable y solo el 57.50% de la población rural, dando un resultado nacional de 82.32% de acceso al líquido vital potabilizado (Vera et al., 2018).

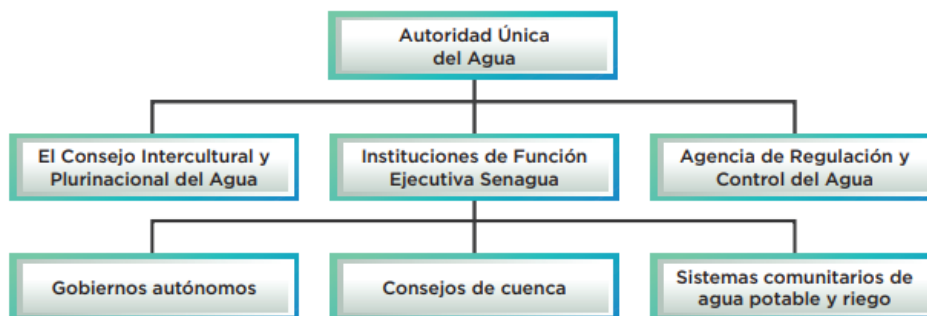
El servicio y acceso al agua en el sector urbano y rural en el Ecuador está a cargo de los Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales y de la propia gestión a cargo de las juntas u organizaciones privadas o comunitarias de agua. En el 2016, el 72.4% de los municipios prestaron el servicio de agua potable en el sector rural, pero en el área urbana llegaron a cubrir el 100%. De los 27.6% de los municipios que no lograron cubrir el servicio de agua son reemplazados por las juntas privadas o comunitarias de agua (INEC, 2016, 2017). En el Ecuador más del 3.5% de los habitantes acceden al agua a través de juntas comunitarias de abastecimiento de agua. Se estima que existen 7000 juntas de agua, generando en la mayoría problemas de altos costos operativos, uso de tecnologías inadecuadas, tarifas no basadas en criterios técnicos, costos de planillas insuficientes para cubrir costos de operación y mantenimiento, entre otros (Secretaría Nacional del Agua et al., 2016).

La cobertura de agua en Ecuador a través de red pública es del 82.32%, de éste porcentaje el sector rural alcanza un 57.50% y en la zona urbana un 94%; por lo tanto, la brecha de acceso al agua pasó de 60% en el 2011 al 37% en el 2016. Este cambio se debe al incremento que tuvo el sector rural del 32.74% en el 2011, al 57.50% en el 2016. En todo el Ecuador el 79.3% de la población consume agua no contaminada, de esto el 84.6% en la parte urbana y el 68.2% en el sector rural, existiendo una brecha del 16.4%, entre estos dos sectores (INEC, 2017, 2018; Vera et al., 2018). El estado ecuatoriano con la aspiración de definir una estructura económica y social que administre los procesos de gobernabilidad y gestión del acceso al agua de consumo humano, protección de fuentes ha definido una institución

organizativa. El sistema nacional estratégico del agua se estructura de acuerdo a la Ley Orgánica de Recursos Hídricos, Usos y Aprovechamiento, expuesto en el Registro Oficial No. 305 del 06 de agosto de 2014, Figura 1. (Acosta & Basani, 2019; Asamblea Nacional del Ecuador, 2017).

Figura 1

Estructura administrativa del agua en el Ecuador



Nota. Tomado de (Acosta & Basani, 2019)

Pero no siempre las juntas administradoras de agua siguen esta estructura, es el caso de comunidades que manejan su propio sistema y únicamente cuando el servicio de agua se suspende por completo, acuden a la captación o planta de tratamiento para ver el problema y dar solución de forma empírica en la mayoría de casos. Es en este sentido que se debe de capacitar a estas juntas de agua con métodos sencillos y eficaces para el mantenimiento y administración de sus sistemas de agua destinada al consumo humano.

Se debe poner interés en capacitar a toda la comunidad, porque todos deben saber cómo se debe gestionar el agua de forma segura y eficiente, con la finalidad de que puedan mantener sus propios sistemas de agua para consumo. En la mayoría de casos el consumo de agua contaminada se da por desconocimiento, antes que por no disponer de los medios necesarios para dar un tratamiento y consumirla de forma segura.

Es así, que la gestión del agua en el sector rural no es eficiente en ciertos poblados y en otros no existe, principalmente en poblaciones pequeñas con caseríos dispersos y aislados de servicios básicos. La forma común de abastecimiento en estas comunidades pequeñas, es por medio de una junta de agua (directiva privada), quien se encarga con sus propios fondos de implementar y mantener el sistema. Esto conlleva a no disponer de un sistema

técnicamente eficiente, partiendo desde la forma y cantidad de agua que captan, no mantienen un registro de agua distribuida, mucho menos de agua que facturan.

1.3.2 Fuentes de abastecimiento de agua en el sector rural

La mayor parte de la población rural de los países en desarrollo, suele residir en pequeños núcleos o caseríos dispersos y en ciertas zonas en condiciones de extrema pobreza, esta situación obliga a un autoabastecimiento de agua sin importar sus requerimientos de potabilidad (Pochat et al., 2018). En estas comunidades rurales dispersas los actores locales buscan las formas apropiadas para resolver las necesidades hídricas en el hogar valiéndose de sus propios recursos. Esto se ha fundamentado en experiencias a lo largo del tiempo transmitidas entre generaciones que van sumando innovaciones a sus propios sistemas. Éstas necesidades van de la mano con las transformaciones tanto internas como externas que influyen en la comunidad, intervención de gobiernos y por los dinamismos económicos (Sandoval-Moreno & Günther, 2013).

Frente a este problema en la actualidad el Gobierno del Ecuador debe invertir en la infraestructura de abastecimiento, brindar asesoría técnico administrativa a las comunidades frente a la operación, servicios y facturación (Pochat et al., 2018). Pero no siempre se puede lograr este objetivo, porque existen limitaciones técnicas y económicas para dar la viabilidad técnica y se construya el sistema centralizado de agua potable, esto cuando las viviendas son demasiado dispersas. El problema persiste en comunidades rurales, donde los habitantes se abastecen de agua por si mismos; en la mayoría de casos sin importar las condiciones insalubres de la fuente, del medio en que la transportan, del tipo de almacenamiento y su tratamiento antes de ser ingerida.

Según Cañizares et al., (2016), los sistemas comunitarios de agua tienen características destacadas, como:

- Son autónomos y autogestionarios, todo lo realizan con trabajo comunitario por medio de mingas o trabajo comunitario.
- Son productivos, todo lo realizan con transparencia frente a todos los usuarios siendo partícipes directos en la toma de decisiones.

- Poseen una visión integral del agua, construyen sus sistemas con la participación de todos los integrantes de la comunidad, pero siempre protegiendo el medio ambiente como bosques, páramos, vertientes, etc.
- No tienen fines de lucro, es decir el agua gestionada es para el consumo de la comunidad sin fines de comercializarla.

Un correcto abastecimiento de agua para consumo se debe considerar dos aspectos fundamentales como: *capacidad de suministro y condiciones de sanidad o calidad del agua*.

Según Orellana, (2005) y el Instituto Nacional de Normalización INN (2012), las fuentes de agua se clasifican dependiendo de su origen y su calidad.

- a) *Según el origen*, puede ser agua meteórica o atmosférica (lluvia, granizo, neblina y nieve), agua superficial (ríos, arroyos, canales, lagos, lagunas, embalses naturales y artificiales), agua de mar (proviene de océanos y mares) y agua subterránea (profundas, manantial que brota del subsuelo que puede ser permanente o temporal, freáticas y subálveas). En el sector rural se puede construir un sistema de captación dependiendo de la zona geográfica, en algunos casos permitirá ser captada de la atmósfera, de la superficie terrestre y del subsuelo o subterránea (Lampoglia T & Agüero R, 2008; Orellana, 2005; Saran et al., 2018).
- b) *Según su calidad*, dependiendo de la calidad se tiene tres tipos y dos grupos de abastecimiento.
 - *Tipo IA*: agua subterránea que requiere únicamente desinfección.
 - *Tipo IB*: agua que requiere de un proceso de filtración antes de la desinfección.
 - *Tipo IIA*: en primer lugar, requieren procesos de coagulación, floculación, decantación, filtración y desinfección. En segundo lugar, comprende aguas que requieren ser tratadas con un proceso convencional de oxidación.
 - *Tipo IIB*: en primer lugar, requieren procesos de coagulación, floculación, decantación, filtración y desinfección. Si se presenta elevadas turbiedades será necesario una pre decantación o sedimentación.
 - *Tipo III*: en este caso los procesos convencionales no son suficientes por presentar concentraciones de sales y metales pesados disueltos. Se requiere de procesos especiales como ósmosis inversa, intercambio iónico,

ablandamiento, electrólisis, ultrafiltración, nanofiltración, entre otros. Si los parámetros que exceden son compuestos orgánicos, color, olor y sabor; aquí los procesos comprenden la oxidación, adsorción, ozonización, precipitación química, entre otros.

Auchen & Martínez (2018), también hacen una clasificación de las fuentes de captación más utilizadas en el sector rural, además determina los procesos más adecuados para su potabilización, Tabla 2.

Tabla **2**
Clases de agua y sus requerimientos de tratamiento en el sector rural

Clase	Tipos de aguas
I	Aguas subterráneas que requieren solo desinfección.
II	Aguas subterráneas con turbiedad que requieren procesos de filtración directa en lechos granulares y aguas superficiales que requieren solo filtración directa.
III	Aguas que requieren coagulación, floculación, decantación y filtración con procesos complementarios de corrección de pH. Aguas que requieren procesos complementarios de oxidación o de adsorción, y aguas que requieren la combinación de todos los procesos antes mencionados.
IV	Aguas superficiales que requieren procesos previos de presedimentación.
V	Aguas que además de los procesos antes descritos requieren procesos de ozonización, intercambio iónico, Microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración u osmosis inversa.

Nota. Tomado de (Auchen & Martínez, 2018)

Como se ha mencionado en apartados anteriores las comunidades rurales se encuentran dispersas y dotar de un sistema centralizado es complicado por la distancia entre viviendas, el costo de conducirla, distribuirla, y sobre todo el tratamiento en estos sectores es nulo. Es el caso de caseríos cercanos entre sí, las viviendas pueden tener dos tipos de abastecimiento, el *público o multifamiliar* (disponen de un grifo o pileta pública donde los habitantes acuden a recoger agua y llevarla hasta sus viviendas) y *domiciliaria o familiar* (el servicio de agua llega hasta las viviendas por medio de conexiones domiciliarias conectadas a una red pública, esta se puede ubicar fuera o dentro de la vivienda) (Barrios et al.,2009).

La ubicación geográfica y el tipo de fuente de abastecimiento es un referente para seleccionar el sistema de abastecimiento adecuado. Por ejemplo, en algunos sectores la toman de fuentes que se encuentran en cotas superiores a la vivienda o a la comunidad, lo que se facilita la conducción a gravedad. En otras localidades necesariamente deberán utilizar un

sistema de bombeo para elevar el agua, ya sea desde una fuente superficial o un pozo. Los sistemas convencionales de abastecimiento de agua se los realiza bien sea por conexiones domiciliarias o nivel comunitario.

1.3.3 *Sistemas convencionales de abastecimiento en el sector rural*

Según Barrios et al., (2009), los sistemas de abastecimiento comúnmente implementados son:

- a) *GST (sistema de abastecimiento por gravedad sin tratamiento)*: este tipo de sistema de abastecimiento se lo realiza cuando el agua no haya tenido contacto con efluentes superficiales donde pueda contaminarse, es decir, se capta de preferencia de manantiales o alguna fuente subterránea. Entre las principales ventajas es el costo de inversión, operación y mantenimiento; así como la desventaja de que contenga elevadas concentraciones de sales disueltas.
- b) *GCT (sistema de abastecimiento por gravedad con tratamiento)*: el origen del agua es superficial, captada de ríos, lagos, canales, acequias, entre otros. Estas requieren ser tratadas antes de su distribución. Al ser tratada y desinfectada el agua adquiere condiciones aceptables para su consumo, pero se tiene ciertas desventajas. Por ejemplo, requieren personal capacitado para la operación y mantenimiento, demanda de productos químicos, desinfección obligatoria, mayor costo por ende tarifas elevadas.
- c) *BST (sistema de abastecimiento por bombeo sin tratamiento)*: el agua requiere ser bombeada para ser entregada a la comunidad, por tener características de calidad aceptables no requiere tratamiento. La ventaja es que requiere de una mínima desinfección por no estar expuesta a contaminación por microorganismos u otros agentes contaminantes del agua. Las desventajas es que requiere capacitación para operar y mantener el sistema de bombeo, elevada inversión en la construcción y en su vida de funcionalidad, elevadas tarifas que obliga a suspender el servicio y ser entregada por ciertas horas.
- d) *BCT (sistema de abastecimiento por bombeo con tratamiento)*: requieren tratamiento por estar bombeando agua de fuentes superficiales que en su

mayoría están expuestas contaminación. La desventaja es que requiere de personal capacitado para operar y mantener tanto la estación de bombeo como la planta de tratamiento, mayor costo de inversión, tarifas elevadas, sistema complejo y de poca confiabilidad ya sea en el tratamiento como en la entrega de agua las 24 horas del día.

1.4 Calidad del agua destinada al consumo humano

El agua en su estado natural no es pura, presenta diferentes contenidos de sales, minerales, gases y partículas que están presentes en el medio en el que se encuentra almacenada y del medio en que se transporta como la atmósfera, escorrentías superficiales, acuíferos, entre otros (Shaheed et al., 2017). Algunos de los contaminantes son de origen natural y otros generados por el hombre, estos alteran la calidad e imposibilitan que el agua pueda ser aprovechada principalmente para el consumo humano (Lozano & Lozano, 2015).

El agua en su estado natural procede de diferentes fuentes como subterránea, superficial y atmosférica; todas estas fuentes de agua se encuentran interconectadas por el ciclo hidrológico (Saran et al., 2018). Además, se encuentran expuestas a contaminantes nocivos para los seres vivos que se benefician de este recurso. El agua en la atmósfera absorbe gases, vapores, partículas de polvo, núcleos de sal, cloruros, entre otros. Luego por medio de la lluvia llega a la tierra donde escurre y adquiere propiedades, partículas orgánicas, minerales, bacterias, organismos, fertilizantes naturales y sintéticos que alteran su estado (Barba & Edith, 2002; Lampoglia et al., 2008; Silva, 2015). Así también, las aguas superficiales son más susceptibles a ser alteradas en comparación con las subterráneas, esto se debe a que el mismo suelo actúa como una barrera protectora dependiendo de las características de éste y su porosidad. No obstante, en algunos casos el agua subterránea a pesar de estar clara tiene altas cargas minerales, anhídrido carbónico proveniente del CO₂ de la atmósfera provocando valores bajos de pH (Lozano & Lozano, 2015).

La calidad del agua está estrictamente relacionada con el uso que se le pueda dar a este recurso, se refiere a las condiciones en que se encuentra en su estado natural o después de la intervención del hombre (Vargas, 2004). Además, la calidad del agua está en función del conjunto de propiedades físicas, químicas y biológicas, éstas propiedades varían considerablemente de una fuente a otra y depende del origen o tipo de fuente (Romero Rojas, 2006). Bajo este contexto, se considera, que el agua es de buena calidad cuando no posee

sustancias y organismos que representen un riesgo para la salud del ser humano al ser ingerida (OMS, 2006).

La alteración de la calidad del agua reduce el volumen disponible para el aprovechamiento humano y el funcionamiento de los ecosistemas (Aguilar, 2010). El problema del manejo adecuado del agua en varios países del mundo se intensifica cada día y es de vital importancia tomar acciones efectivas y oportunas. Así también, desde el punto de vista social, económico, ambiental, salud, saneamiento, alimentación, industria y producción de energía son aspectos que evidencian que el problema de cantidad y calidad del agua persistirá (ONU, 2003; WWAP, 2018). El agua, muchas de la veces puede ser de buena calidad, pero puede contaminarse en el sistema de distribución, conexiones cruzadas, rotura de tuberías, conexiones domiciliarias, cisternas y reservorios defectuosos, nuevas instalaciones o reparaciones sin medidas de seguridad (Arcos, 2005; OMS, 2006).

Según Guevara et al. (2008), las fuentes de agua pueden disminuir su calidad por dos tipos de contaminación según su origen: a) contaminación producida por causas naturales o geoquímicas, y b) contaminación provocada por las actividades antropogénicas. En la Tabla 3, se exponen los principales contaminantes del agua según el origen.

Tabla

3

Contaminación del agua según su origen

Fuente	Origen de la contaminación
a) Principales contaminantes del agua	<ul style="list-style-type: none"> • Contaminantes orgánicos demandantes de oxígeno. • Aguas residuales domésticas, estiércol, residuos alimenticios y algunos residuos industriales. • Compuestos orgánicos refractarios. • Plaguicidas, plásticos, detergentes, residuos industriales y aceites. • Iones inorgánicos: ácidos, sales, metales tóxicos y nutrientes vegetales. • Sedimentos: cenizas, arenas, gravillas y otros sólidos provenientes de la erosión de los suelos. • Material radiactivo: residuos de núcleo eléctricas y medicina nuclear. • Organismos patógenos: bacterias y virus. • Maleza acuática: lirios, algas y otros vegetales.
b) Entre los efectos nocivos para organismos, poblaciones y ecosistemas destacan	<ul style="list-style-type: none"> • Perjuicios a la salud humana (intoxicaciones, enfermedades infecciosas y crónicas, muerte). • Daños a la flora y fauna (eutrofización, enfermedad y muerte). • Alteraciones de ecosistemas (erosión, eutrofización, acumulación de compuestos dañinos persistente, destrucción).

los siguientes	<ul style="list-style-type: none">• Molestias estéticas (malos olores, sabores y apariencia desagradable).
c) Con respecto a la calidad de agua subterránea, la cual se analiza factores de origen natural sobre los que va a depender la calidad del agua	<ul style="list-style-type: none">• Naturaleza de agua de lluvia, la cual puede variar considerablemente, especialmente en términos de acidez debido a la contaminación y a los efectos del aerosol marino.• Naturaleza de las aguas subterráneas existentes, las cuales pueden tener miles de años.• Naturaleza del suelo a través del cual el agua debe de infiltrar.• Naturaleza de la roca que forma el acuífero.
d) Como factores antropogénicos de contaminación pueden ser:	<ul style="list-style-type: none">• Usos del suelo cercanos a los acuíferos (agrícola, ganadero, etc.)• Infiltración de aguas servidas por escorrentía.

Nota. Tomado de Guevara et al, (2008)

1.4.1 Factores comunitarios que afectan la calidad del agua de consumo

La OPS (2007), cita ciertos factores comunitarios que afectan la calidad del agua:

- *Organización comunal*, comunidades organizadas presentan una mayor capacidad de respuesta para corregir los problemas de la infraestructura que pueda afectar la calidad del agua.
- *Hábitos de higiene*, el deterioro en la calidad del agua dentro del domicilio se debe al inadecuado manejo del agua y los malos hábitos de higiene.
- *Cultura de pago*, baja cultura de pago que se refleja en morosidad y bajas tarifas que dificultan el adecuado manejo de los sistemas.
- *Nivel educativo*, bajo nivel educativo que influye en el manejo del agua. A menor nivel educativo mayor deficiencias en el manejo del agua.
- *Capacitación en operación y mantenimiento*, insuficiente capacitación en operación y mantenimiento de los sistemas.
- *Educación sanitaria*, acciones de educación sanitaria a los usuarios son ocasionales y su intensidad depende de las instituciones que intervienen.
- *Desinfección del agua*, la venta de desinfectante está regulada y es poco accesible a las comunidades rurales.
- *Seguimiento*, limitaciones en el seguimiento posterior a la implementación de los sistemas de abastecimiento de agua.

1.4.2 *Enfermedades ocasionadas por la mala calidad del agua*

Las enfermedades de origen hídrico son ocasionadas por bacterias, virus, protozoos, helmintos y cianobacterias, que pueden ocasionar gastroenteritis, diarrea, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea (Ríos-tobón et al., 2017). Estas enfermedades están relacionadas con la presencia de microorganismos emergentes y reemergentes (Arcos Pulido et al., 2005):

- *Las enfermedades emergentes*, tienen su incidencia en los seres humanos (como dengue y cólera).
- *Las enfermedades reemergentes*, reaparecen después de una disminución significativa (malaria, tuberculosis, peste).

La OPS (2007), también menciona las principales enfermedades ocasionadas por el consumo de agua de mala calidad:

- *Enfermedades transmitidas por el agua*: las enfermedades transmitidas por el agua son producidas por la contaminación con desechos humanos, animales o químicos. Entre las principales se tiene el cólera, la fiebre tifoidea, la disentería, la poliomielitis, la meningitis y las hepatitis A y B. Los lugares que carecen de instalaciones de saneamiento apropiadas favorecen la rápida propagación de estas enfermedades debido a que las heces expuestas “a cielo abierto” contienen organismos infecciosos que contaminan el agua y los alimentos.
- *Enfermedades por vectores relacionados con el agua*, existen enfermedades cuyos vectores se relacionan con el agua. Los vectores son los insectos (mosquitos, moscas) y otros animales que pueden transmitir infecciones y se crían o viven cerca de aguas contaminadas o limpias. Entre dichas enfermedades se encuentran el paludismo, la fiebre amarilla, el dengue, la enfermedad del sueño y la filariasis.
- *Enfermedades parasitarias y el agua*, son enfermedades causadas por organismos acuáticos que pasan una parte de su ciclo vital en el agua y otra parte como parásitos de animales. Los causantes de estos males son una variedad de gusanos, tenias, lombrices intestinales y nematodos del tejido, denominados colectivamente helmintos, que infectan al hombre. Algunas de estas enfermedades son la esquistosomiasis y la dracunculosis, que impiden a

las personas llevar una vida normal y disminuyen su capacidad para trabajar, aunque normalmente no son mortales.

- *Enfermedades vinculadas a la escasez de agua*, muchas enfermedades como el tracoma, lepra, tuberculosis, tos ferina, tétanos y difteria prosperan en condiciones de escasez de agua y saneamiento e higiene deficientes. Estas enfermedades pueden controlarse eficazmente con una mejor higiene y con el lavado de manos, para lo cual es imprescindible disponer de suministros adecuados de agua potable y saneamiento.

Álvarez-Arroyo (2017), elabora un clasificación de las enfermedades según el agente etiológico, Tabla 4.

Tabla

4

Agentes biológicos y sus efectos para la salud humana

Agente etiológico	Enfermedad
Origen bacteriano	
• <i>Salmonella typhi</i>	• Fiebres tifoideas
• <i>Salmonella paratyphi</i>	• Fiebres paratifoideas
• <i>Salmonella schottmuelleri</i>	• Fiebres paratifoideas
• <i>Salmonella spp</i>	• Salmonelosis
• <i>Shigella spp</i>	• Disentería bacteriana (shigelosis)
• <i>Vibrio cholerae</i>	• Cólera
• <i>Escherichia coli</i>	• Gastroenteritis
• <i>Campylobacter jejuni</i> y <i>C. enteritis</i>	• Gastroenteritis
• <i>Yersinia enterocolitica</i>	• Yersiniosis
• <i>Legionella pneumophila</i>	• Legionelosis
• <i>Leptospira</i>	• Leptospirosis
• <i>Microbacterium avium intracelular</i>	• Enfermedad pulmonar
• <i>Pseudomonas aeruginosa</i>	• Diversas infecciones
• <i>Pseudomonas persiginosa</i>	• Dermatitis
• <i>Helicobacter pylori</i>	• Úlceras pépticas
Origen vírico	
• <i>Poliovirus</i>	• Poliomielitis
• <i>Virus de la hepatitis A</i>	• Hepatitis A
• <i>Adenovirus</i>	• Enfermedades respiratorias y conjuntivitis
• <i>Enterovirus, Coxsackievirus</i> y <i>Ecovirus</i>	• Enfermedades respiratorias
• <i>Virus de Norwalk</i> y otros <i>calcivirus</i>	• Diarreas y vómitos
• <i>Rotavirus</i>	• Diarreas
• <i>Astrovirus</i>	• Gastroenteritis
• <i>Reovirus</i>	• Gastroenteritis
Origen parasitario (protozoos)	
• <i>Entamoeba histolytica</i>	• Disentería amebiana
• <i>Giardia lamblia</i>	• Giardiasis
• <i>Cryptosporidium</i>	• Criptosporidiosis

-
- | | |
|----------------------------|---------------------------------|
| • <i>Microspora</i> | • Gastroenteritis |
| • <i>Acanthamoeba</i> | • Infección de ojos |
| • <i>Naegleria fowleri</i> | • Meningo – ecefalitis amébrica |
-

Nota. Adaptado de (Álvarez-Arroyo, 2017)

1.4.3 Agua segura para el consumo humano

Se define como agua segura, al agua que es apta para el consumo humano, de buena calidad y que no genera enfermedades. Es un agua que ha sido sometida a algún proceso de potabilización o purificación casera. Sin embargo, determinar que el agua es segura sólo en función de su calidad no es suficiente. La definición debe incluir otros factores como la cantidad, la cobertura, la continuidad, el costo y la cultura hídrica. Es la conjugación de todos estos aspectos que define el acceso al agua segura: *Agua segura = cobertura + calidad + continuidad + costo + cultura hídrica* (Berardo et al., 2018).

- a) *Cobertura*, significa que el agua debe llegar a todas las personas sin restricciones. Nadie debe quedar excluido del acceso al agua de buena calidad.
- b) *Cantidad*, se refiere a la necesidad de tener acceso a una dotación de agua suficiente para satisfacer sus necesidades básicas: bebida, cocina, higiene personal, limpieza de la vivienda y lavado de ropa.
- c) *Calidad*, calidad del agua de consumo humano se refiere a que el agua se encuentre libre de elementos que la contaminen y conviertan en un vehículo para la transmisión de enfermedades. Por su importancia para la salud pública, la calidad del agua merece especial atención. Sin embargo y sobre todo en los países en desarrollo a este problema se le ha prestado poca atención en comparación con otros aspectos como la cobertura.
- d) *Continuidad*, este término significa que el servicio de agua debe llegar en forma continua y permanente. Lo ideal es disponer de agua durante las 24 horas del día. La no continuidad o el suministro por horas, además de ocasionar inconvenientes debido a que obliga al almacenamiento intradomiciliario, afecta la calidad y puede generar problemas de contaminación en las redes de distribución.
- e) *Costo*, el agua es un bien social pero también económico, cuya obtención y distribución implica un costo. Este costo ha de incluir el tratamiento, el

mantenimiento y la reparación de las instalaciones, así como los gastos administrativos que un buen servicio exige. Aunque cada vez hay más personas que entienden que el agua tiene un precio, todavía hay quienes se resisten a aceptar las tarifas y también persisten las discrepancias sobre cuánto deben pagar por este servicio los pobres.

- f) *Cultura hídrica*, es un conjunto de costumbres, valores, actitudes y hábitos que un individuo o una sociedad tienen con respecto a la importancia del agua para el desarrollo de todo ser vivo. La disponibilidad del recurso en su entorno y las acciones necesarias para obtenerla, tratarla, distribuirla, cuidarla y reutilizarla. Esta cultura implica el compromiso de valorar y preservar el recurso, utilizándolo con responsabilidad en todas las actividades, bajo un esquema de desarrollo sustentable. La cultura hídrica atañe a las actitudes y al comportamiento de la población en general, así como de las autoridades y de todos los actores sociales.

1.5 Evaluación de la calidad del agua

El requerimiento de agua depende principalmente de la cultura, ubicación geográfica, tipo de comunidad y estación del año. De acuerdo al requerimiento del agua se puede clasificar como agua de usos municipal que comprende uso doméstico, comercial, industrial y agua para servicios públicos y no cuantificada producida por fugas; así también, de uso agrícola, pecuario, acuícola, fines recreativos y transporte (Tchobanoglous & Schroeder, 1985). Para que el agua pueda ser potable se requiere que cumpla parámetros establecidos en normas de cada país, Tabla 5. Entre los principales, requiere: estar libre de microorganismos, libre de compuestos nocivos para la salud, color, olor, sabor aceptable, y estar libre de dureza que genere corrosión o incrustaciones en tuberías (Barrios et al., 2009; WHO, 2017).

Tabla

5

Clasificación de los contaminantes presentes en el agua

Físicos	Químicos	Gaseosos	Biológicos
Color	Materia orgánica	Anhídrido carbónico	Bacterias
Olor y sabor	Acidez/Alcalinidad	Metano	Hongos
Grasas y aceites	pH	Ácido sulfúrico	Protozoos
Espumas	Nitrógeno		Algas
Radiactividad	Fósforo		Animales
Temperatura	Salinidad		Plantas
Sólidos disueltos	Metales pesados		Virus
Sólidos en suspensión	Detergentes		

Compuestos tóxicos
Pesticidas

Nota. Tomado de (Chulluncuy-Camacho, 2011), adaptado de Funiber (2011).

Según CAWST (2011), a medida que el agua recorre la superficie y el subsuelo arrastra sustancias contaminantes, esto depende del lugar, estaciones, tipos de rocas y suelos que atraviesa. Si el agua es cristalina no quiere decir que estará libre de contaminación o que sea apta para el consumo directo, es importante conocer sus características previo a su consumo, para lo cual se debe analizar lo siguiente:

- *Parámetros biológicos*: bacterias, virus, protozoos y gusanos
- *Parámetros químicos*: minerales, metales y sustancias químicas
- *Parámetros físicos*: temperatura, color, olor, sabor y turbidez

Principalmente se puede encontrar en el agua del sector rural determinados contaminantes que nos permite saber si puede o no ser aprovechada, Tabla 6.

Tabla

6

Contaminantes frecuentes del agua en el sector rural

Parámetros de contaminación	Tipo de contaminación	Efectos	Agua superficial	Agua subterránea
Turbiedad	Física	Apariencia del agua	✓	
Color verdadero	Física	Apariencia del agua	✓	✓
pH	Química	Corrosividad	✓	✓
Hierro	Química	Apariencia, sabor y olor	✓	✓
Manganeso	Química	Apariencia, sabor y olor		✓
Arsénico	Química	Salud	✓	✓
Nitratos	Química	Salud		✓
Amoniaco	Química	Sabor y olor	✓	✓
Boro	Química	Salud y cultivos	✓	✓
Cloruros	Química	Sabor		✓
Sulfatos	Química	Salud y sabor	✓	✓
Sólidos disueltos totales	Química	Salud y sabor	✓	✓
<i>Coliformes totales</i>	Microbiológica	Salud	✓	✓
<i>Escherichia Coli</i>	Microbiológica	Salud	✓	✓

1.5.1 *Parámetros físicos del agua*

Los parámetros físicos del agua están estrictamente relacionados con la estética, y permiten determinar cualitativamente su estado. Los principales parámetros físicos para determinar la calidad del agua son: temperatura, color, turbidez, olor, sabor, sólidos disueltos totales (SDT), potencial de hidrógeno (pH). El color del agua se debe a la descomposición de la materia orgánica, así como la presencia de hierro y manganeso. El olor y sabor puede ser por la descarga de aguas servidas industriales, actividad de microorganismos y algas. Otro factor es la presencia de partículas en suspensión o coloides que generan turbidez al agua reduciendo su transparencia.

1.5.2 *Parámetros químicos del agua*

El agua al ser considerado como un solvente universal puede contener cualquier sustancia química, que le puede dar un grado de contaminación, alterando su calidad y así producir graves daños sobre la salud, tras periodos de exposición prolongados (OMS, 2006; Vargas, 2004). Los principales parámetros químicos para determinar la calidad del agua según la norma NTE INEN 1108 (2014) son: antimonio (Sb), arsénico (As), bario (Ba), boro (B), cadmio (Cd), cianuros (CN), cobre (Cu), cromo (Cr), fluoruros, manganeso (Mn), mercurio (Hg), níquel (Ni), nitratos (NO₃), nitritos (NO₂), plomo (Pb). En las Tablas 7 y 8, se describen las características químicas que requiere el agua para el consumo (Gorchev & Ozolins, 2011; Marín, 2010).

Tabla

7

Características químicas del agua para consumo humano

Parámetro	Características
pH:	Es un indicador de acidez cuando es menor a 7 y de alcalinidad para valores superiores a 7, un pH igual a 7 se considera neutro. El pH influye en los procesos de del tratamiento de agua potable, como la coagulación y desinfección, además produce corrosión o incrustaciones en las tuberías de las redes de distribución.
Alcalinidad:	Es producida por los carbonatos de calcio e hidróxidos de calcio, magnesio, sodio y potasio, se considera como la capacidad para neutralizar ácidos. Su importancia en el tratamiento del agua potable radica, en que reacciona con los coagulantes en el proceso de coagulación. Además tiene incidencia en los efectos corrosivos o incrustantes del agua sobre las tuberías y equipos de bombeo.

Dureza:	Se debe a la cantidad de calcio y magnesio que se encuentran disueltos en el agua. El agua dura contiene concentraciones altas de calcio y magnesio, puede formar depósitos en las tuberías originando obstrucciones y afecta el rendimiento de los jabones y detergentes durante el lavado de ropa. Se considera que el agua es blanda cuando tiene dureza menor a 100 mg/l, medianamente dura entre 100 a 200 mg/l y dura para valores mayores a 200 mg/l, la dureza medida como CaCO ₃ .
Sólidos disueltos:	Representa la suma de los minerales, sales, metales, cationes o aniones disueltos en el agua, entre las sustancias inorgánicas, se tiene las siguientes: <ul style="list-style-type: none">• <i>Cloro y cloruros:</i> Son sustancias presentes en el agua y producen sabor desagradable y efectos laxantes.• <i>Cobre:</i> Se encuentra en forma natural en las aguas superficiales, produce sabor desagradable al agua, no tiene efectos dañinos para la salud.• <i>Flúor:</i> En concentraciones apropiadas es beneficioso para prevenir la caries dental, pero en dosis elevadas ocasiona manchas en el esmalte dental.• <i>Hierro:</i> Puede afectar el sabor del agua, producir manchas en la ropa y en los aparatos sanitarios. También pueden ocasionar obstrucciones en las tuberías así como alteraciones en la turbiedad y el color del agua.• <i>Manganeso:</i> En concentraciones mayores a 0.15 mg/l las sales disueltas de manganeso pueden producir un sabor desagradable en el agua y manchas de color gris en la ropa.• <i>Magnesio:</i> Es responsable de la dureza del agua, produce sabor y efectos laxantes.• <i>Sodio:</i> Puede afectar a personas con problemas de hipertensión.• <i>Sulfatos:</i> Produce efecto laxante.• <i>Nitratos:</i> Es un contaminante de aguas subterráneas especialmente en áreas rurales, Es un indicador de la presencia de descargas de aguas residuales en fuentes de agua potable.• <i>Arsénico:</i> Es un elemento muy tóxico para los seres humanos y puede tener efectos cancerígenos.• <i>Mercurio:</i> Es un metal pesado muy tóxico y se encuentra en el agua en forma inorgánica.

Nota. Tomado de (Gorchev & Ozolins, 2011; Marín, 2010).

Según Silva (2015), establece dentro de los parámetros químicos cuatro grupos que se describen en la Tabla 8.

Grupo y parámetros químicos requeridos para el agua de consumo humano

Grupo	Parámetro	Límite máximo permitido (mg/L)
<i>Primero:</i> compuestos que afectan a la potabilidad.	Sólidos disueltos totales (SDT)	10000
	Hierro (Fe)	5
	Manganeso (Mn)	5
	Cobre (Cu)	1
	Zinc (Zn)	3
<i>Segundo:</i> compuestos peligrosos para la salud.	Nitratos	45
	Fluoruros	1.5
<i>Tercero:</i> compuestos tóxicos que en concentraciones máxima define el rechazo para su aprovechamiento.	Compuestos fenólicos	0.002
	Arsénico	0.003
	Cadmio	0.01
	Cromo ⁺⁶	0.05
	Cianuros	0.00
	Plomo	0.01
<i>Cuarto:</i> compuestos químicos indicadores de contaminación.	Selenio	0.01
	Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	6
	Demanda Química de oxígeno (DQO)	10
	Nitrógeno	1
	Amoníaco	0.5
	Contaminantes orgánicos	1
	Estratos de carbón con cloroformo	0.5
	Grasas y aceites	0.01

Nota. Tomado de (Silva 2015)

1.5.3 Parámetros microbiológicos

En este apartado el indicador microbiológico se refiere a la presencia de organismos patógenos asociados a las heces del hombre y animales; entre los principales organismos que se puede encontrar en el agua son: bacterias, virus, protozoos, algas, hongos, mohos y levaduras (Lozano & Lozano, 2015). La contaminación de tipo bacteriológico se debe principalmente a los desechos humanos y animales. Entre los principales microorganismos está la E. coli, esta generalmente se encuentra en los intestinos de animales y en aguas servidas, y es un indicador de contaminación fecal reciente en el agua. La medición de la E. coli, se realiza por medio de procedimientos basados en la producción de ácido y gas a partir de la lactosa en la producción de encimas. El procedimiento más utilizado consiste en la filtración del agua contaminada en una membrana, después se incuba a 45°C por un tiempo de 24 horas y finalmente se realiza el recuento de colonias. También se analizan las bacterias

del género coliformes que son de origen intestinal de humanos y animales de sangre caliente, también se los encuentra distribuidas en la naturaleza. Por lo tanto, al tener ausencia de bacterias principalmente del grupo Coliformes y E. coli, se puede considerar un agua segura para el consumo humano. Tomar en cuenta que su presencia en el agua es proporcional al grado de contaminación fecal.

En la Tabla 9, se exponen los límites máximos permisibles de los principales microorganismos a ser considerados en el agua para consumo humano.

Tabla **9**
Grupo y parámetros químicos requeridos para el agua de consumo humano

Parámetros microbiológicos y parasitológicos	Unidad de medida	Límite máximo permisible
• Bacterias Coliformes Totales	UFC/100 mL a 35°C	0
• E. coli	UFC/100 mL a 44.5°C	0
• Bacterias Coliformes Termotolerantes o Fecales	UFC/mL a 35°C	0
• Bacterias Heterotróficas	N° org/L	500
• Huevos y larvas de Helmintos, quistes y ooquistes de protozoarios patógenos.	UFC/mL	0
• Virus	UFC/mL	0
• Organismos de vida libre, como algas, protozoarios, copépodos, rotíferos, nemátodos en todos sus estadios evolutivos	N° org/L	0

Nota: Tomado de (MINSA, 2011)

1.6 Tratamiento del agua para consumo

El agua en la naturaleza se encuentra en condiciones no aptas para consumirla de forma directa; es decir, previo a su ingesta se debe dar un tratamiento para aprovecharla de forma segura. Este problema se presenta en todo el planeta, pero existen países en desarrollo con zonas de mayor vulnerabilidad como es el sector rural, donde la mayoría de habitantes no poseen un sistema centralizado de abastecimiento de agua segura, apta para ser consumida sin riesgo para la salud.

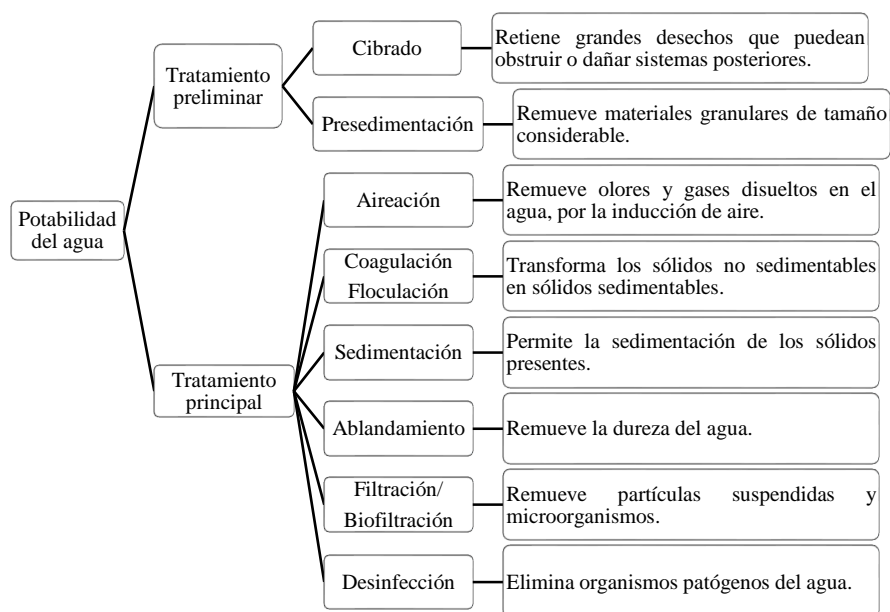
Por lo general, cada uno de los usuarios la conduce hasta su vivienda o la transporta desde la fuente sin importar las condiciones insalubres en las que se encuentre, esto se da por no disponer de otras alternativas y por desconocimiento del usuario sobre su calidad.

El propósito de dar un tratamiento al agua es para que esté libre de microorganismos, compuestos orgánicos naturalmente ocurrientes, orgánicos antropogénicos, inorgánicos principales, inorgánicos menores, todos estos ocasionan efectos no aceptables en el agua para su consumo (Mihelcic et al., 2011). Aspectos evidentes a nuestros sentidos como el color, olor, sabor, turbiedad, deben estar estéticamente y organolépticamente aceptables por el consumidor. Los procesos naturales que se producen en los estratos geológicos liberan iones inorgánicos al agua que producen dureza, color, sabor y olor, éstos resultan ser inaceptables para el consumidor.

Para dar una solución a esta problemática se establece el tratamiento del agua en tres operaciones fundamentales como, operaciones físicas, químicas y biológicas. Un esquema generalizado de tratamiento o potabilidad del agua se presenta en la Figura 2, en el cual se especifican los tratamientos a seguir para la potabilización del agua para su consumo de forma segura. Dependiendo de la fuente y calidad del agua, muchas veces no se requiere cumplir con todos los métodos de potabilidad especificados.

Figura 2

Procesos para potabilizar el agua



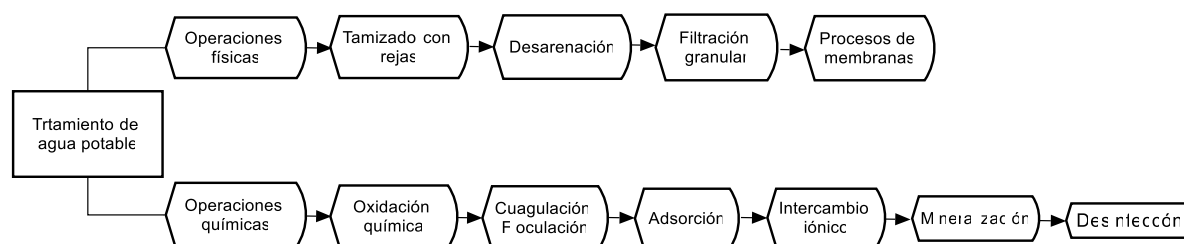
Cabe analizar, que este sistema generalizado en algunos casos no es necesario cumplir o implementar en un diseño de agua potable, se debe conocer el tipo de agua y sus variaciones de calidad a lo largo del año. Con estos resultados se pueden obviar procesos de potabilización que resultan en primer lugar ser costosos y en algunos casos complicados para

el operador; así como, la dificultad de adquirir insumos o accesorios para su buena funcionalidad. Siempre se debe apegar a lo seguro, eficiente, de fácil operación y mantenimiento y sobre todo debe ser económico.

Otro diagrama de potabilización del agua Figura 3, es el presentado por Auchen & Martínez, (2018):

Figura 3

Proceso de tratamiento del agua potable



Nota: Tomado de (Auchen & Martínez, 2018)

Todos estos procesos son factibles para ser implementados de forma centralizada en un núcleo poblacional, pero si se pretende implementar este proceso de potabilidad en una comunidad dispersa no es viable, principalmente por el costo que representa. Frente a este inconveniente se pueden utilizar ciertos procesos y dar una solución descentralizada con resultados igualmente favorables para el consumo del agua.

1.6.1 Tratamiento del agua en zonas rurales concentradas

Dependiendo del sector y tipo de fuente se debe seleccionar el tratamiento más adecuado para tratar o potabilizar el agua. El tratamiento principalmente debe estar sujeto a: la calidad del agua, tamaño y dispersión de población, y la viabilidad técnica/económica para su construcción.

Según Auchen & Martínez, (2018), un esquema de tratamiento generalizado está constituido por tres componentes o fases principales como: obras de captación y conducción, planta de tratamiento y tanques de regulación o control, y redes de distribución.

En la Tabla 10, se exponen varios tipos de tratamientos de agua para consumo humano, mismos que pueden ser aplicados de forma directa al agua, esto quiere decir que no requieren de tratamientos preliminares para su aplicación.

Tabla 10

Tratamientos recomendados en función del parámetro a ser eliminado

Parámetros a eliminar	Tratamiento recomendado
Olor y sabor	Oxidación / Carbón activo
Gases (en exceso)	Aireación
pH	Neutralización
Microplacton	Tamizado
Amonio:	
• Concentraciones altas	Arrastre por aireación
• Concentraciones bajas	Cloración
Nitritos	Cloro / Ozono
Nitratos	Intercambio iónico / Desinfección biológica / Ósmosis inversa / Electrodiálisis
Hierro:	
• Concentraciones altas	Oxidación biológica o química / Decantación y filtración
• Concentraciones bajas	Aireación – filtración, tratamiento biológicos
Manganeso	Oxidación química o biológica
Dureza	Resinas de intercambio iónico (ablandadores); Precipitación química
Sulfatos y cloruros	Electrodiálisis / Ósmosis inversa
Detergente	Carbón activo / Oxidantes avanzados
Pesticidas	Carbón activo / Oxidantes avanzados
Color	Oxidación / Ozonización / Adsorción / Coagulación - Flocculación
Turbidez	Coagulación – Flocculación + Decantación + Filtración/Membranas
Patógenos (<i>virus, bacterias, protozoos</i>)	Desinfección química/Coagulación + Filtración / Membranas
Materia orgánica	Coagulación – Flocculación / Oxidación química / Biofiltración / Carbón activo

Nota. Tomado de (Ortiz Mingo, 2015)

1.6.2 Tratamiento del agua para zonas rurales semiconcentradas y dispersas

Lo más complicado para el proyectista encargado de la planificación para abastecer de agua a un sector rural es la irregularidad de la topografía, dispersión de viviendas, disponibilidad y calidad del agua en las fuentes.

Es en este sentido que, en el sector rural ciertas comunidades no disponen de un sistema de abastecimiento de agua centralizado, en su mayoría el agua es consumida de forma directa de la fuente, incluso en algunos casos con presencia de impurezas y

microorganismos. No siempre el agua llega hasta la vivienda por una red pública o dispensada por un grifo, en ocasiones debe ser acarreada desde puntos lejanos, almacenada de la lluvia, pozos excavados, ciénagas, entregada por carros cisternas caso frecuente en asentamientos irregulares.

La contaminación puede darse en todas sus fases empezando en la captación, transporte, almacenamiento y forma de consumo. Por lo tanto, es necesario buscar una tecnología descentralizada para su purificación que no dependa de un sistema comunitario interconectado y centralizado, teniendo presente que la dispersión de las viviendas es el principal limitante. El tratamiento del agua a nivel comunitario o domiciliario, su almacenamiento seguro y buenas prácticas de higiene contribuyen considerablemente a la calidad microbiológica, química y física del agua.

Con estos antecedentes se implementan procesos de tratamiento que no requieren de energías convencionales, que sean económicos, de fácil construcción y mantenimiento. Entre varias alternativas surge el Tratamiento Doméstico de Agua y Almacenamiento Seguro TANDAS (CAWST, 2011; Dangol, 2020), que se apega a las condiciones del sector rural disperso, enfoque en el que se orienta la presente investigación y aplicación de las tecnología analizadas en esta tesis.

1.7 Tratamiento del Agua a Nivel Domiciliar y su Almacenamiento Seguro (TANDAS)

Este método permite tratar el agua de consumo para aquellas personas que no pueden acceder a una red centralizada de agua potable. En vista de esta dificultad de acceso a un agua potable se implementa un sistema de abastecimiento seguro del agua a nivel domiciliario, que cumpla con las mismas exigencias de un agua potable.

Según CAWST (2011) y Dangol (2020), el TANDAS permite:

- Mejorar considerablemente la calidad microbiológica del agua,
- Reducir significativamente enfermedades diarreicas,
- Está dentro de las intervenciones más efectivas de agua, saneamiento y salud,
- Es un método altamente rentable,
- Puede implementarse rápidamente en poblaciones vulnerables.

Por lo general el TANDAS, cumple diferentes etapas que contribuyen al tratamiento, y que toma en cuenta las principales etapas como: ***protección de la fuente, sedimentación, filtración, desinfección y almacenamiento seguro***. Este sistema de TANDAS permite que las personas se hagan responsables de la calidad del agua que consumen al ser ellos mismos quienes la tratan y almacenan de forma segura.

En relación al costo es menor, es factible tratar volúmenes pequeños, y fomenta la responsabilidad sanitaria en la comunidad (CAWST, 2011). A continuación, se detallan los pasos para cumplir con este proceso de tratamiento.

1.7.1 Selección y protección de la fuente

En la mayoría de las zonas rurales la deficiente protección de la fuente de abastecimiento de agua para consumo es el principal foco de contaminación. En algunos casos la fuente de consumo humano sirve como abrevadero para animales que ingresan libremente en la fuente depositando estiércol y orina, contaminándola y dejándola expuesta a ser un medio de transporte de enfermedades. Por esta razón, se deben construir barreras naturales o artificiales para evitar el ingreso de animales al río, lago o algún otro tipo de fuente superficial de agua. Si el agua es tomada de pozos excavados se debe proteger el ingreso o boca de pozo para evitar el ingreso de animales, insectos, basura, entre otros. Del tipo de fuente y su exposición a riesgos de contaminantes naturales y antropogénicos, dependerá la técnica de desinfección menos costosa y eficiente.

Es por esto, que la mala selección del sitio o fuente de captación, la insuficiencia de barreras de protección, deficiencias de las estructuras de captación, deterioro prematuro de estructuras, desconocimiento de hábitos de higiene por parte de los usuarios. Todo esto conlleva a tener un agua de mala calidad, insegura para beberla y con ello el quebranto de la salud pública. Para evitar estos riesgos se debe actuar en conjunto con la comunidad, elaborando planes de limpieza y protección de la fuente de agua. Por ejemplo, un plan de saneamiento a las viviendas aguas arriba de la captación, con el objeto de evitar que las aguas residuales lleguen al cauce superficial y las consuman las personas aguas abajo.

Según Hesperian, (2011) y CAWST, (2011), para evitar la contaminación de una fuente de agua superficial o subterránea, se debe considerar lo siguiente:

- a) Evitar lugares demasiado cercanos a sanitarios, tubería de alcantarillado sanitario, basureros y establos de ganadería. Es aconsejable como mínimo una distancia de 30 metros, pero lo más aconsejable es 50 metros entre la estructura de captación y elementos que sean un riesgo de contaminación.
- b) No debe estar cerca de actividades industriales, minería, zonas agrícolas y basureros. Además, evitar que la escorrentía superficial ingrese a la fuente superficial o pozo de captación.
- c) En lo posible utilizar un método de extracción del agua de los pozos, evitar el uso de un cubo sujeto a una cuerda, éste método al momento de extraerla del pozo cae al piso y se contamina con microorganismos, ingresando ésta contaminación al pozo.
- d) Evitar el ingreso de aguas superficiales, éstas son más susceptibles a la contaminación producida por la escorrentía superficial, personas y animales; los animales siempre llevan microbios en sus extremidades.
- e) Si la fuente de agua es la lluvia se debe considerar el tipo de material del techo, bajantes y almacenamiento.
- f) Revestir los pozos para evitar que el agua de superficie contamine el agua subterránea.
- g) Construir drenajes adecuados para las aguas residuales alrededor de grifos y pozos.

1.7.2 Sedimentación

El proceso de sedimentación permite que los sólidos que se encuentran en suspensión en el agua se precipiten al fondo del recipiente en el que esté contenida, es un proceso natural generado por la gravedad. Según la ley de Stokes, las partículas de mayor tamaño y peso tienen la capacidad de sedimentarse, en este proceso influye directamente la viscosidad del líquido para acelerar su mecanismo.

Por lo general el agua siempre acarrea sedimentos que requieren ser separados antes de ingresar al siguiente proceso que es la filtración. Se tiene una gran cantidad de sólidos en suspensión como arenas, arcilla, limos entre otros, que pueden decantarse por su propio peso y acción de la gravedad. Este proceso de decantación natural toma un periodo de tiempo

prolongado, por lo que es aconsejable el uso de coagulantes y floculantes en lo posible de origen natural y químicos sintéticos.

- *Coagulantes químicos*, por lo general este tipo de coagulantes son utilizados en sistemas comunitarios de abastecimiento de agua, pero también se los puede utilizar en sistemas domiciliarios. Los principales químicos usados para coagulación son el sulfato de aluminio (alumbre), cloruro de polialuminio (también conocido como PAC), alumbre de potasio y sales de hierro (sulfato férrico o cloruro férrico). En ocasiones se usa Cal ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), carbonato de sodio (Na_2CO_3) y soda cáustica (NaOH) para ablandar el agua, usualmente agua subterránea, precipitando el calcio, magnesio, hierro, manganeso y otros minerales que contribuyen a la dureza (CAWST, 2011).
- *Coagulantes de origen natural*, este es uno de los métodos más antiguos y su efectividad depende del tipo de coagulante y su disponibilidad en la zona de interés. Por ejemplo, encontramos las semillas de Moringa oleifera disponibles en África, Medio oriente, subcontinente Indio, América del Sur y Central. Las semillas de nirmali (*Strychnos potatorum*), en inglés: clearing-nut, está disponible en la India y es usado para el tratamiento de agua. La tuna o nopal (*opuntia ficus-indica*) es común y tradicionalmente usado en Latinoamérica (CAWST, 2011; Olivero Verbe et al., 2014; Ramos & Baldeón, 2017).

Previo a la sedimentación se deben conocer las características de las partículas en suspensión. Éstas se clasifican según su tamaño y el estado de suspensión en la que se encuentren. Según García (2018), se clasifican en:

- *Partículas en suspensión* de hasta 10^{-4} cm, son capaces de sedimentar únicamente por procesos físicos como la gravedad.
- *Coloides* con partículas de tamaños entre 10^{-4} y 10^{-6} cm, se debe utilizar polímeros para coagular y formar flóculos sedimentables.
- *Soluciones* con partículas de tamaño menor a 10^{-6} cm, las sustancias solubles deben convertirse en insolubles por medio de productos químicos para formar flóculos y facilitar la sedimentación.

Entre los factores que influyen en la sedimentación (Chulluncuy-Camacho, 2011), se pueden citar los siguientes:

- La calidad del agua (variación de concentración de materias en suspensión, temperatura del agua).
- Las condiciones hidráulicas.
- Procesos previos a la sedimentación.

1.7.3 Filtración

Este proceso retiene elementos suspendidos en el agua y remueve organismos y microorganismos patógenos que se quedan retenidos en el lecho filtrante conformado por medios granulares como arena, gravas, etc. el lecho filtrante tiene un diámetro de las partículas de arena que oscila entre 0.3 y 1 mm, con una altura entre 70 y 100 cm; además reduce la materia orgánica, puede remover bacterias hasta un 99%, una vez maduros son capaces de eliminar virus, reducen el color y la turbiedad (Silva, 2015).

La filtración lenta es el más usado a nivel domiciliario, se la puede construir en columnas de cloruro de polivinilo PVC y un tanque de recolección de agua filtrada protegido de posibles contaminaciones posteriores. Se sabe que un filtro es lento cuando la velocidad de filtración es menor a 1m/h y rápido cuando es mayor a 2 m/h. Así también, se han desarrollado los filtros de recipiente u olla de cerámico, esferas cerámicas, de vela y discos cerámicos; este método deja pasar el agua por sus poros, en algunos casos son impregnados con plata coloidal como medio desinfectante que elimina microorganismos (Annan et al., 2014; He et al., 2018; Sharma et al., 2018; Soppe et al., 2015; van Halem et al., 2017). La filtración se puede desarrollar en dos fases:

- a) *Filtración superficial*, es un tamizado de los sólidos de tal forma que no penetren el medio filtrante, lo ideal que se queden retenidos en la superficie. Lo que se requiere es que el tamaño de las partículas contenidas en el agua, sean mayores al tamaño de los poros del lecho filtrante. Los medios más utilizados son los tamices, telas, papel de filtro o membranas. Si se tiene una filtración lenta con sentido descendente del flujo se forma la torta sobre el material filtrante.

- b) *Filtración de lecho profundo*, el agua atraviesa el medio filtrante depositado en forma de lecho, los medios filtrantes más utilizados son la arena y grava

1.7.4 Desinfección del agua

La desinfección o purificación es el proceso por el cual se destruye las paredes de las células de los microorganismos presentes en el agua. Es un proceso de oxidación que elimina, desactiva microorganismos que estén en el agua, bien sean o no patógenos. La desinfección consiste en la destrucción selectiva de los organismos que producen enfermedades, no todos los organismos se destruyen en este proceso. Es por esto que existe la diferencia entre desinfección y esterilización, este último destruye en su totalidad los organismos. Para lograr este efecto es necesario el uso de químicos entre los más usuales está el cloro, yodo, entre los principales. También se utiliza medios naturales como radiación ultravioleta proveniente de la luz natural del sol o rayos ultravioletas UV artificiales.

Como se mencionó en apartados anteriores, es más económico elegir y proteger una fuente de agua que un tratamiento costoso al estar demasiado contaminada. El método que se seleccione dependerá de cuánta agua se necesite consumir, tipo de contaminante, y de cómo se está almacenando. Previo a la desinfección el mejor método es filtrar el agua, con este proceso eliminamos la mayor cantidad de sedimentos y sólidos en suspensión, con esto la desinfección será más fácil y efectiva (Hesperian, 2011).

La acción de los desinfectantes se realiza por cuatro mecanismos: (CONAGUA, 2011):

- a) Daño de la pared celular
- b) Alteración de la permeabilidad de las células
- c) Alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma
- d) Inhibición de la actividad enzimática

Así también, define que un desinfectante debe cumplir los siguientes parámetros:

- a) Eliminación de todas las clases de agentes patógenos y en cantidad suficiente
- b) No ser tóxico para el hombre ni animales domésticos
- c) No tener un sabor desagradable
- d) Tener un costo razonable

- e) Ser de manejo, transporte y almacenamiento accesible y seguro
- f) Contrarrestar la posible contaminación en líneas de conducción y tanques de almacenamiento en el caso de agua potable
- g) No reaccionar con los compuestos presentes en el agua para producir sustancias tóxicas
- h) Que los compuestos químicos más utilizados para la desinfección del agua estén dentro del siguiente grupo: Hipoclorito de sodio (NaClO), Hipoclorito de calcio (Ca (ClO)₂), Ácido hipocloroso (HClO), Clorito de sodio (NaClO₂), Dióxido de cloro (ClO₂), Ozono (O₃), Halógenos (Yodo), Metales (cobre Cu²⁺, plata Ag⁺), Permanganato HMnO₄.

La purificación del agua es un componente esencial que prioriza la cantidad y calidad. Además, el tipo de tratamiento debe considerar las épocas del año (otoño, primavera, invierno y verano), el agua según la época del año varía su calidad. Con el fin de obtener agua segura para beberla, varios autores han evaluado tecnologías alternativas que son asequibles, económicas, eficientes, fácilmente operables, socialmente aceptables, culturalmente apropiadas y sostenibles a lo largo del tiempo (Murcott, 2006; Mwabi et al., 2012). Por tal razón, el sistema que se implemente en el sector rural, debe ser lo más sencillo posible, de tal forma que la implementación y el mantenimiento no sea tedioso para los usuarios, esto no quiere decir, que por ser sencillo deje de ser eficiente. Entre los tratamientos más comunes de fácil manipulación y mantenimiento está la biofiltración o filtración lenta, filtración rápida, tratamiento químico y desinfección, Tabla 9.

Tabla

9

Tipos de desinfectantes para el agua

Características	Cloro	Hipoclorito de sodio	Hipoclorito de calcio	Ozono	UV
• Toxicidad a microorganismos	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
• Solubilidad	Ligera	Alta	Alta	Alta	N. A.
• Estabilidad	Estable	Ligeramente estable	Relativamente estable	Inestable	Debe generarse al usarse
• Toxicidad a formas de vida superiores	Alta	Tóxico	Tóxico	Tóxico	Tóxico
• Homogeneidad	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	Homogéneo	N. A.

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

• Interacción con materia extraña	Oxida materia orgánica	Oxida materia orgánica	Oxidante activo	Oxida materia orgánica	Moderada
• Toxicidad a temperatura ambiente	Alta	Alta	Alta	Alta	Alta
• Penetración	Alta	Alta	Alta	Alta	Moderada
• Corrosión	Altamente corrosivo	Corrosivo	Corrosivo	Altamente corrosivo	N. A.
• Capacidad desodorizante	Alta	Moderada	Moderada	Alta	Ninguna
• Disponibilidad	Baja costo	Costo bajo o moderado	Costo bajo o moderado	Costo de moderado a alto	Costo de moderado a alto

Nota. Tomado de (Metcalf & Eddy, 1991)

La purificación del agua se divide en dos ramas: Purificación natural, que comprende tratamientos físicos que producen la muerte o eliminación progresiva de microorganismos patógenos por la acción de la luz solar, sedimentación, filtración y estabilización de la materia orgánica. Purificación artificial, que comprende tratamientos físicos y químicos. Métodos físicos para la desinfección del agua

1.7.4.1. *Métodos físicos para la desinfección del agua,*

Los tratamientos físicos aplican tecnologías o métodos de forma directa, éstos permiten tener agua segura para su consumo. Entre los métodos más utilizados tenemos: desinfección por calor, irradiación de luz solar natural, luz ultravioleta, ultrasonidos, filtración granular y por membranas, Tabla 10 (Lange et al., 2016).

Tabla

10

Métodos físicos para desinfectar el agua

Método	Disponibilidad y practicidad	Dificultad técnica	Costo	Eficacia microbiana
Hervir o calentar con combustibles	Varía	Bajo moderado	Varía	Alta
Exposición a la luz solar	Alta	Bajo moderado	Bajo	Moderada
Irradiación UV (lámparas)	Varía	Bajo moderado	Moderado alto	Alta
Sedimentación simple	Alta	Bajo	Bajo	Baja
Filtración	Varía	Bajo moderado	Varía	Varia
Aireación	Moderado	Bajo	Bajo	Baja

Nota. Tomado de (Sobsey, 2004)

1.7.4.2. *Métodos químicos para la desinfección del agua*

Uno de los métodos previos a la desinfección es la clarificación que utilizan coagulantes para reducir la turbidez, se utiliza sulfato de aluminio, sales de hierro (cloruro férrico) y coagulantes naturales. La ventaja de clarificar es que puede usarse agua con alta turbiedad, lo que garantiza una mayor amplitud de uso de agua para consumo humano. Las desventajas principalmente en el sector rural, es la dificultad de adquirir los productos químicos flocculantes y conocimientos técnicos para su aplicabilidad (Gomez Mosquera, 2017).

La desinfección química requiere el uso de cloro, bromo, flúor, yodo, ozono, peróxido de hidrógeno, entre otros; estos se encargan de matar e inactivar microorganismos presentes en el agua y mantener su efecto residual ante una recontaminación (Rocha, 2011).

Factores que influyen en la desinfección del agua (CONAGUA, 2011; Rojas, 2008):

- Tiempo de contacto entre el desinfectante y el agua
- Tipo y concentración del agente químico
- Intensidad y naturaleza del agente físico
- Temperatura del agua
- Número de microorganismos a ser destruidos o eliminados
- Tipo de microorganismos
- Naturaleza del agua, se refiere a la calidad del agua
- Condiciones de la mezcla

Según Rocha, (2011), éste establece los principales métodos de desinfección del agua, entre los principales están:

- *Cloro y derivados*, tiene efecto residual, entre los más utilizados están los compuestos de cloro, cloro gaseoso y dióxido de cloro.
- *Bromo y derivados*, no se emplea con frecuencia, entre los principales están el bromo y óxidos de bromo.
- *Yodo y derivados*, raras veces empleado, los principales son el yodo, hipoyodados y yodatos.
- *Peróxido de hidrógeno*

- *Sales metálicas*, no es común en la desinfección del agua, entre los comunes están el Cobre y Plata.
- *Ácidos y Alcalis*, se emplea en procesos de cal/soda y en reciclado de agua, las principales cal, hidróxido de sodio, ácido sulfúrico y ácido clorhídrico.
- *Ozono*, es uno de los métodos más utilizado y efectivo, después del cloro, el
Tecnologías de cloración en sistemas de abastecimiento de agua rural

Según SABA, (2018), describe los siguientes sistemas de aplicación del cloro en instalaciones:

- a) *Hipoclorador por goteo con flotador*, funciona a gravedad independientemente de los otros procesos de tratamiento de una planta, permite el suministro constante de pequeñas dosis de solución clorada previo al ingreso del agua al reservorio. Sus ventajas es que dosifica de forma constante, rangos de 0.5 a 1 ppm de cloro residual libre, goteo eficiente a partir de 45 ml/min. Limitaciones, periodo máximo de recarga de 15 días en tanques de 600 L, cambio de mangueras expuestas a la solución dos veces al año.
- b) *Hipoclorador por goteo de carga constante de doble recipiente*, es un sistema preciso, cloro residual en rangos de 0.5 a 1 ppm, el gasto de cloro está en relación al volumen de consumo, funciona solo cuando hay consumo. Las limitaciones se dan cuando se tiene temperaturas bajas inferiores a 9 °C, esto puede producir la obstrucción del goteo por la cristalización del cloro cuando la solución madre está cerca de 5000 ppm. Con temperaturas bajas el caudal de goteo debe ser mayor a 40 ml/min y en climas templados y cálidos desde 25 ml/min a más.
- c) *Dosificador de cloro con bomba eléctrica*, es recomendada para sistemas de abastecimiento de agua potable por bombeo con y sin planta de tratamiento, permitiendo el suministro constante de pequeñas dosis de solución clorada a caudales de agua que ingresan al reservorio.

La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura ONU-AA (2012), recomienda la dosificación de cloro para el agua en el hogar que se refleja en la Tabla 13.

Proporción para la desinfección del agua con cloro

Baldes y botellas (L)	Dosis de uso	
	Dosis mínima (gotas)	Dosis máxima (gotas)
1	1	3
10	10	30
20	20	60
Toneles o barriles (L)	Dosis de uso con cuchara de 100 gotas	
	Dosis mínima (cucharadas)	Dosis máxima (cucharadas)
100	½	1 1/2
200	1	3
Toneles o barriles (L)	Dosis de uso con cuchara de 100 gotas	
	Dosis mínima (cucharadas)	Dosis máxima (cucharadas)
500 (2.5 toneles de 200 L)	2 1/5	7 1/5
1000 (5 toneles de 200 L)	5	15
4100 (20 toneles de 200 L)	20 1/5	61 1/5
6000 (30 toneles de 200 L)	30	90

Nota. Tomado de (ONU-AA, 2012)

1.7.5 Almacenamiento seguro

Almacenar el agua en un sitio y recipiente seguro es mantener el agua libre de recontaminación, por tal razón no se recomienda consumir de forma directa del recipiente, es decir, se debe consumir por medio de un dispensador. Los recipientes con tapa hermética son los más usuales, el material del recipiente también es un aspecto a ser considerado, por lo general se utiliza porcelana, peet, PVC, entre los principales.

El agua puede contaminarse cuando los usuarios manipulan el recipiente con manos sucias, no lava bien los recipientes, cuando se introduce tierra o polvo, cuando se posan moscas, mantener fuera del alcance de animales, entre los principales.

Se aconseja recipientes de material de uso alimentario, preferible que tenga tapa que pueda cerrarse completamente, que el material del cual está fabricado sea resistente y no se rompa con facilidad. Un recipiente de agua de uso alimentario es uno que no transferirá sustancias nocivas o tóxicas al agua que contiene. El recipiente mantendrá el agua segura siempre que se lo lave y desinfecte de forma periódica, que no esté expuesto al sol o a variaciones bruscas de temperatura (CAWST, 2011).

1.7.5.1. *Tipos de recipientes y su limpieza*

Los recipientes de almacenamiento de agua deben ser cuidadosamente protegidos y manejados de forma adecuada para evitar la recontaminación del agua. Pueden estar elaborados o fabricados de plástico, metal o cerámica, deben ser nuevos; es decir no se puede reutilizar recipientes que hayan contenido alguna sustancia nociva o tóxica.

El objetivo de almacenar el agua en el hogar, es asegurar su calidad y pureza, el manejo y uso de los recipientes requiere una atención para que el uso diario y cotidiano por los miembros del hogar permita que el agua almacenada en estos recipientes se mantenga limpia y potable. Para la limpieza del recipiente, se debe utilizar una mezcla de detergente y agua caliente, fregar y limpiar todas las superficies internas del recipiente. Para esta labor resultará más fácil que el recipiente tenga una boca ancha que permita acceder para hacer esta limpieza.

Una vez realizada la limpieza inicial del recipiente, se deberá desinfectar el mismo utilizando una solución de cloro, la cantidad de cloro dependerá de la concentración del cloro a utilizar y la capacidad del recipiente. Según la Organización Mundial de la Salud, (2013) y ONU-AA, (2012), recomienda el buen manejo del almacenamiento del agua en el hogar.

1.7.5.2. *Características y recomendaciones básicas de los recipientes*

- Los recipientes de preferencia deben tener una tapa/boca ancha que facilite el acceso para la limpieza y llenado.
- Los recipientes para almacenar agua deben estar siempre tapados y /o con grifo.
- Si los recipientes no tienen grifo, utilizar cucharones o tazas limpias para sacar el agua.
- Los recipientes deben ubicarse en lugares frescos, en lo posible sobre una base y lejos de animales y basura.
- Lavar frecuentemente con agua y cloro los recipientes de almacenamiento de agua

1.7.5.3. *Desinfección de recipientes para almacenamiento domiciliario de agua*

En el caso de tanques domiciliarios de pequeñas capacidades se debe desinfectar usando 15 gotas de hipoclorito de sodio en un litro de agua. Detalle de la preparación de la solución del cloro:

- a) Cuando se use hipoclorito de calcio; en un recipiente de 20 litros (cubeta de 5 galones), adición una cucharadita con cloro en polvo, mezclar en forma homogénea y dejarla reposar por 10 minutos antes de aplicarla. La solución así preparada resultará con una concentración de 150 a 200 mg/L (ppm).
- b) Cuando se use hipoclorito de sodio al 5.25%, disolver 15 gotas de cloro en un litro de agua, principalmente aplicable en caso de tanques domiciliarios. Aplicar la solución en las paredes internas de los recipientes, dejar actuar por 5 minutos y enjuagar con agua limpia, también se debe desinfectar el interior de las tapas.

1.8 Selección de la tecnología a ser aplicada para el tratamiento del agua

En base al tratamiento doméstico del agua, el punto de mayor interés en esta investigación es la filtración y su actividad biológica frente a la remoción de metales pesados y microorganismos presentes en el agua de consumo humano y de usos externos. Por tal razón, se plantea ampliar el proceso de biofiltración enfocado principalmente al estudio de los materiales filtrantes y su aplicación en aguas de consumo directo en varios sectores rurales del sur del Ecuador.

La filtración es un proceso que se puede realizar de forma directa al agua natural o bien un proceso contiguo a la sedimentación. Además, la filtración contribuye a retener los flóculos o partículas que no lograron sedimentarse, reducen la turbidez, remueven elementos metálicos y patógenos. Este proceso es inicialmente físico, pero al pasar el tiempo se activan biológicamente permitiendo un tratamiento biológico adicional al físico.

El tratamiento por filtración en principio es un proceso físico que acompaña a los procesos de desinfección del agua, es una operación básica que emplea medios filtrantes como (poros, gránulos, fibras, membranas, entre otros); estos contribuyen en la retención de partículas remanentes en el tratamiento de agua (Romero Rojas, 2006). Los patógenos se remueven por diferentes formas, por ejemplo, las partículas grandes al igual que los patógenos de mayor tamaño quedan atrapados en los espacios del lecho filtrante. También se

presenta la absorción de patógenos, este proceso provoca que los patógenos se adhieran al lecho filtrante. Los procesos biológicos también provocan que los microorganismos que viven en el filtro consuman a los patógenos invasores del lecho filtrante.

La filtración es el mecanismo que permite la remoción de partículas suspendidas y coloidales que están contenidas en una suspensión acuosa, es parte fundamental en el tratamiento del agua para consumo humano. Adicional a la eliminación de impurezas, también se eliminan algas, sedimentos, arcilla, microorganismos patógenos, partículas orgánicas e inorgánicas, o bien una combinación de todos estos contaminantes. Retienen partículas tipo flóculos con tamaños desde 1 mm hasta coloides e incluso bacterias y virus inferiores a 0.001 mm (Chulluncuy-Camacho, 2011).

La filtración en medios granulares puede operar con un alto rango de carga hidráulica (5 a 15 m/h) o un rango bajo (0.05 a 0.2 m/h) (Mihelcic et al., 2011). En este proceso se presentan dos acciones bien definidas: la primera es una retención de partículas suspendidas en el fluido por la superficie del medio filtrante, y en segundo lugar la absorción de partículas de menor tamaño a lo largo del medio filtrante (Lozano & Lozano, 2015).

Según Pérez F., (2015) dentro del proceso de filtración se pueden diferenciar varios tipos de funciones:

- a) *Material a separar*: filtración convencional (clarificación, retiene partículas $\geq 10 \mu\text{m}$); microfiltración (retiene partículas de 0.1 a $10 \mu\text{m}$); ultrafiltración (retiene macromoléculas de 0.001 a $0.1 \mu\text{m}$) y ósmosis inversa (retiene iones de 0.001 a $0.0001 \mu\text{m}$).
- b) *Fuerza impulsora*: por gravedad, presión, vacío o centrifugación.
- c) *Tipo de flujo*: constante o variable.
- d) *Mecanismos de retención*: filtros en superficie (cuando las partículas tienen un tamaño suficiente y quedan retenidas en la superficie del lecho filtrante); filtros en profundidad (cuando las partículas tienen un tamaño pequeño pueden quedar adsorbidas en el interior de la masa porosa); filtros tangenciales (el agua circula paralelamente a la superficie de filtración).
- e) *Velocidad de filtración*: filtración lenta (con formación de capa biológica) y filtración rápida (con altas velocidades de filtración).

1.8.1 *Mecanismos del proceso de filtración*

El proceso de filtración consiste en el transporte y adherencia de las partículas que son transportadas por una suspensión acuosa hasta que éstas tengan contacto con la superficie del medio filtrante o material de soporte (Mihelcic et al., 2011). Estas partículas permanecerán adheridas a los gránulos del material de soporte mientras no existan fuerzas excesivas del escurrimiento hidrodinámico que las desprendan. El mecanismo por el cual un filtro retiene y remueve el material o partículas suspendidas se debe a diferentes acciones físicas, químicas y biológicas que se dan lugar en un lecho filtrante, esto depende del tipo de filtro, material filtrante y calidad de agua a ser filtrada (Romero Rojas, 2006).

Según Lozano & Lozano (2015), los mecanismos involucrados en la filtración son:

- *Acciones de transporte y acercamiento*, (fuerzas de gravedad, inerciales, difusión o movimiento Browniano e hidrodinámicas),
- *Fijación*, (fuerzas electrostáticas de Van der Waals, fuerzas eléctricas de interacción e hidrodinámicas),
- *Desfijación*, (fuerzas cortantes y fuerzas de avalancha),
- *Remoción del lecho o medio filtrante*,
- *Características del lecho filtrante*,
- *Operación y tipo de afluente*.

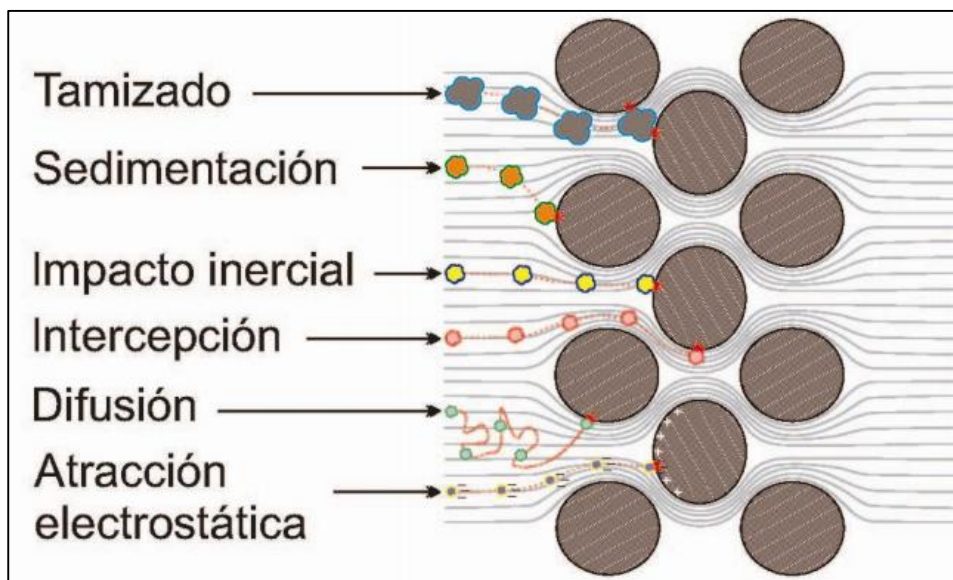
Así también, Chulluncuy-Camacho, (2011), describen que las etapas complementarias en la filtración son:

- *Transporte de partículas dentro de los poros*, en esta etapa interfieren la transferencia de masas, los mecanismos que se presentan en el transporte pueden ser cernido, sedimentación, intercepción, difusión, impacto inercial y acción hidrodinámica.
- *Adherencia a los granos del medio*, es un mecanismo superficial que se ve influenciado por parámetros físicos y químicos, entre los principales están las fuerzas de Van der Waals, fuerzas electroquímicas y puente químico.
- Se estudia otro mecanismo que en la mayoría de aplicaciones no es considerado como es la purificación que consiste en la *oxidación bioquímica y actividad bacteriológica*.

Hernández Castañeda, (2015) expone un esquema sobre los mecanismos comunes que se producen en la filtración, Figura 4.

Figura 4

Mecanismos de filtración del agua



Nota. Tomado de Hernández Castañeda, (2015)

1.8.2 Factores que influyen en la filtración

Según Silva (2015), los principales factores que permiten la eficiencia operacional en el proceso de filtración son: tipo del medio filtrante, tamaño de las partículas, coeficiente de uniformidad, profundidad o espesor, número de capas del material o arreglo de la granulometría, capacidad específica, variación de la velocidad de filtración, calidad del agua antes de la filtración, calidad esperada del agua después de la filtración, grado de penetración del material en suspensión, dirección de la filtración, duración de la carrera de filtración, altura estática disponible para pérdida de carga y temperatura.

1.8.2.1. Características de la suspensión

Maldonado, (2004) describe que la eficiencia en la remoción de partículas en un medio filtrante depende de los siguientes aspectos:

- a) *Temperatura del agua*, mientras mayor sea la temperatura, mayor será la eficiencia por aumento de la energía termodinámica en las partículas del agua.

Temperaturas altas disminuyen la viscosidad del agua, esto facilita la acción de los mecanismos de sedimentación de partículas mayores a un micrómetro. En el filtro se produce un efecto biológico y éste se ve afectado por las variaciones de temperatura, esta variación puede reducir en un 50% la eficiencia de operación cuando la temperatura sea inferior a 5 °C.

- b) *Densidad de las partículas suspendidas*, mientras mayor es la densidad de las partículas suspendidas mayor es la eficiencia de remoción de partículas con tamaños superiores al tamaño crítico.
- c) *Resistencia y dureza de las partículas suspendidas*, los flóculos débiles tienden a fragmentarse y penetran fácilmente en el lecho filtrante haciéndola propensa a incrementar la turbiedad. Si los flóculos son resistentes no existe fragmentación, esto produce una pérdida de carga mayor y acelerada.
- d) *Potencial zeta de la suspensión*, cuando las partículas suspendidas y el lecho filtrante tienen potencial zeta del mismo signo, la interacción de las capas dificulta la adherencia reduciendo la remoción. Por lo tanto, es común que los materiales filtrantes tengan potencial zeta negativo, entonces las partículas suspendidas deben tener un potencial zeta neutro o positivo.
- e) *pH del afluente*, este influye en la capacidad de intercambio iónico entre las partículas suspendidas y el lecho filtrante. Por lo general para pH inferiores a 7 disminuye el intercambio de cationes y aumenta el intercambio de aniones sobre superficies positivas, mientras que para valores superiores a 7 aumenta el intercambio de cationes, disminuyendo el intercambio de aniones sobre superficies negativas.
- f) *Tipos de partículas suspendidas*, por lo general se refiere a flóculos que logran pasar tratamientos preliminares con coagulantes, también influye el tipo de partícula contenida en el agua cruda, la existencia de algas, partículas suspendidas coágulos de arcillas y sílice.
- g) *Tamaño de las partículas suspendidas*, las partículas suspendidas tienen un tamaño crítico de 1 μm , éste tamaño genera menos oportunidad de contacto entre la partícula y los granos del lecho filtrante. Partículas con tamaños por debajo del crítico se removerán por efectos de la difusión y las de mayor tamaño serán removidas por intercepción y sedimentación.
- h) *Concentración de partículas suspendidas en el afluente*, este fenómeno se evidencia con el tiempo de servicio del filtro, las partículas suspendidas se

acumulan y sirven de medio para atrapar a otras partículas que ingresan al lecho filtrante. Mientras mayor es el tiempo de servicio y acumulación de partículas, mayor es la eficiencia de remoción.

1.8.2.2. *Características del medio filtrante*

a) *Tipo de medio filtrante*

El medio filtrante es la parte fundamental del sistema de filtración, de éste depende la eficiencia en la remoción de contaminantes y su periodo de servicio. El medio filtrante, también conocido como (lecho filtrante o material de soporte), se debe seleccionar de acuerdo a la calidad del agua que se desea filtrar. Además, el material filtrante debe considerar la duración de la carrera de filtración y la facilidad del retrolavado. Un medio filtrante se caracteriza por tener una determinada granulometría, granos de un cierto peso específico, requerimiento de una mínima cantidad de agua para ser lavado, que sea capaz de remover la mayor cantidad de partículas suspendidas (Barrientos Echegaray et al., 2014). Entre varios materiales filtrantes la arena es la más comúnmente usada para filtrar el agua, es eficiente en la remoción, esta remoción está directamente relacionada a la duración de la carrera de filtración que depende de la granulometría. Si la granulometría es menor la carrera de filtración será más corta, caso contrario ocurre si la granulometría es mayor, se tendrá una mayor carrera de filtración (Maldonado, 2004).

b) *Características granulométricas del material filtrante*

Maldonado, (2004), especifica las características granulométricas que debe cumplir un filtro granular, descritas a continuación:

- *Tamaño efectivo*, es la relación del porcentaje (en peso acumulado) que pasa por las mallas de una serie granulométrica, el tamaño efectivo se refiere al tamaño de granos correspondiente al porcentaje de 10%.
- *Coefficiente de uniformidad*, es la relación con el porcentaje (en peso acumulado) que pasa por las mallas de una serie granulométrica, el coeficiente de uniformidad es igual a la relación entre el tamaño de los granos correspondientes a 60% y el tamaño de los granos correspondiente a 10%. Sería mejor que este coeficiente se llamase de desuniformidad,

pues su valor se incrementa a medida que el material granular es menos uniforme.

- *Forma de los granos*, está en función del coeficiente de esfericidad. El coeficiente de esfericidad, es el resultado de la división del área superficial de la esfera de igual volumen a la del grano por el área superficial de la partícula considerada. El resultado es igual a la unidad para las partículas esféricas y menor de uno para las irregulares.
- *Tamaño mínimo*: es el tamaño por debajo del cual no deben encontrarse granos en el medio filtrante.
- *Tamaño máximo*: tamaño por encima del cual no deben encontrarse granos en el medio filtrante.

De acuerdo a Pérez F., (2015), éste determina la caracterización del lecho filtrante como sigue:

- *Material granular*, entre los más utilizados están la arena de sílice ($\rho = 2.65 \text{ T/m}^3$), antracita ($\rho = 1.35 \text{ a } 1.75 \text{ T/m}^3$) y granete ($\rho = 4.0 \text{ a } 4.2 \text{ T/m}^3$).
- *Granulometría del material filtrante*, tamaño de partícula que determina la luz de los intersticios (D10), y uniformidad de tamaños (D60) determinado por el coeficiente de uniformidad ($C_u = D_{60}/D_{10}$).
- *Atacabilidad*, el material filtrante puede degradarse por acción de agentes agresivos como la acidez del agua y presencia de CO_2 .
- *Friabilidad*, el material filtrante debe ser bastante duro y resistente, la formación de material fino por desgaste de material al ser sometido a retro lavados, debe reducirse a lo máximo para evitar atascamientos.
- *Geometría del lecho*, el espesor o altura del lecho son muy importantes, el filtro debe tener un espesor mínimo para obtener un buen filtrado.

Según Colina Irezabal, (2011), los materiales utilizados como medios filtrantes deben poseer ciertas características entre las más importantes:

- Ofrecer una mínima resistencia al flujo, así como tener la capacidad de retención de los sólidos.
- Soportar las condiciones del proceso de filtración entre las más importantes están las presiones, temperatura y pH.

- Ser químicamente inertes y sobre todo no ser tóxicos.
- Facilidad para retirar la torta formada sobre el lecho.
- Adaptarse a la geometría del filtro y ser de fácil limpieza.
- Tener una vida útil prolongada.
- Tener un bajo coste tanto en producción y mantenimiento.

Los medios filtrantes se clasifican en medios filtrantes rígidos y flexibles (Biotech, 2016):

- Medios filtrantes rígidos:* Carbón poroso, Porcelana, Cerámica, Alúmina fundida, Placas metálicas perforadas, Mallas metálicas, Mallas de plástico.
- Medios filtrantes flexibles:* Telas de algodón – seda – lana o yute, Fibras sintéticas, Nylon, Polipropileno, Pulpa de asbesto, Papel, Pulpa de madera o Celulosa.
- Peso específico del material filtrante:* es el resultado de dividir el peso de los granos del material filtrante por el volumen efectivo que ocupan los granos en el lecho. Generalmente se tiene valores del coeficiente de esfericidad y del peso específico de los materiales más comunes en la filtración del agua. Arena: coeficiente de esfericidad de 0.75 a 0.80 y peso específico de 2.65 a 2.67 g/cm³. Antracita: coeficiente de esfericidad de 0.70 a 0.75 y peso específico de 1.50 a 1.70 g/cm³. Granete: coeficiente de esfericidad de 0.75 a 0.85 y peso específico de 4.00 a 4.20 g/cm³.
- Espesor de la capa filtrante:* el espesor de la capa es muy importante para su mayor efectividad, si se trabaja con medio duales se recomienda para la antracita del 60 al 80% y para la arena del 20 al 40% del espesor total del medio filtrante. Es decir, si el espesor es de 70 cm la antracita ocupará el 50% y la arena 20 cm.

1.8.2.3. Características hidráulicas de la filtración

- Tasa de filtración,* la tasa de filtración es la relación del volumen filtrado sobre una superficie de filtración por el lapso de un día (m³/m²/día). La tasa de filtración depende del tipo de agua a ser filtrada, si el afluente está libre de impurezas que obstruyan el lecho se tendrán tasas de filtración eficientes y prolongadas. Esto no sucede cuando el agua tiene una mala calidad o un

deficiente pretratamiento antes del ingreso al filtro, las tasas de filtración se reducirán. Para filtros sencillos las tasas de filtración son del orden de 120 a 300 m³/m²/día, tomando como óptimo el valor de 200 m³/m²/día. Para filtros duales la tasa es del orden de 200 a 480 m³/m²/día, valor óptimo 300 m³/m²/día.

- b) *Calidad del efluente*, este es un parámetro fundamental en la eficiencia de la filtración, depende directamente de las propiedades del agua. La turbiedad del efluente debe ser menor a 5 UNT, esto está sujeto a las normativas de calidad del agua de cada país. Además, el agua filtrada no debe presentar color con valores que no superen las 5 UC. Otro factor importante es la presencia de microorganismos, tomar en cuenta que el filtro es el mecanismo que facilita la remoción del 99%, siempre y cuando su operación sea óptima. Por lo general, un filtro no puede ser estandarizado y esperar que funcione igual en todas las circunstancias o tipos de agua a filtrar. Se debe diseñar y analizar experimentalmente en base a un modelo a escala el comportamiento del filtro frente a su propio diseño, como a los materiales, mecanismos de limpieza y factores hidráulicos. Cada tipo de agua requiere su propio sistema de filtración diseñado con todos sus parámetros y así dimensionar a escala real ajustados a un presupuesto idóneo.
- c) *Carga hidráulica disponible*, la carga hidráulica con la que un filtro o un sistema de filtración debe operar depende de factores como: el espesor de la capa filtrante, la granulometría del medio filtrante, aspectos económicos, etc. Con cargas hidráulicas disponibles mayores, las carreras de filtración resultan más largas, pero, por otro lado, están los inconvenientes de compactación del medio filtrante que dificultan el lavado (Maldonado, 2004). La carga hidráulica, es el caudal diario que se puede tratar por área del medio filtrante, es decir, la carga por unidad de superficie, que origina las velocidades de arrastre de la biomasa (Carga hidráulica = m³/m².día) (Barrera et al., 2018).
- d) *Métodos de control*, en este apartado influye de forma directa la tasa de filtración, si el filtro trabaja con tasa constante es forzado a operar con las mismas condiciones desde el inicio hasta el final de la carrera, esto provoca que el agua tenga una menor calidad. Esto no pasa con los filtros de tasa declinante, el agua tendrá una mayor calidad.

1.8.3 Estructura y proceso de filtración

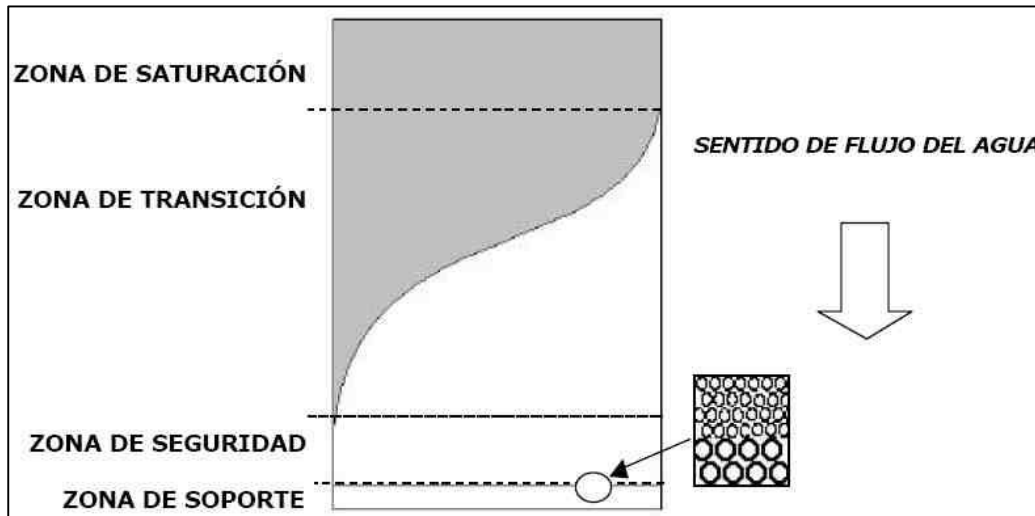
El medio filtrante por su granulometría determinada es el responsable de la retención de sólidos en suspensión. Éste actúa en primer lugar como cribador reteniendo los sólidos de mayor tamaño, Figura 5.

Según Pérez F., (2015), este proceso se realiza de la siguiente forma:

- a) *Zona de saturación o de almacenamiento*, en esta zona el medio filtrante se mezcla con la materia suspendida, los sólidos retenidos fugan a capas inferiores, el paso del agua es reducido y la pérdida de carga incrementa, por taponamientos de los poros del lecho filtrante. En esta zona, dependiendo de la cantidad de materia orgánica o nutrientes se puede formar con celeridad la biocapa.
- b) *Zona de transición o transferencia*, aquí el medio filtrante contiene una cierta cantidad de materia orgánica en suspensión y aún es capaz de retener sólidos que llegan hasta esta zona.
- c) *Zona de seguridad*, aquí el medio filtrante únicamente recibe agua limpia, por lo tanto, existe menor pérdida de carga, menor posibilidad de formación de biocapa o colonización de microorganismos benéficos, por la falta o inexistencia de la suficiente biomasa o nutrientes.
- d) *Zona de soporte*, en esta zona se recoge el agua filtrada y el agua que es producto del lavado del filtro. Además, distribuye de forma uniforme el aire y el agua del lavado. En esta zona el material filtrante no cambia su composición, pero sí su tamaño, siendo mayor a las capas superiores. En algunos casos se utiliza una capa difusora como material de soporte, siempre que ésta no permita el paso de las partículas hasta el fondo del filtro.

Figura 5

Estructura y proceso de filtración



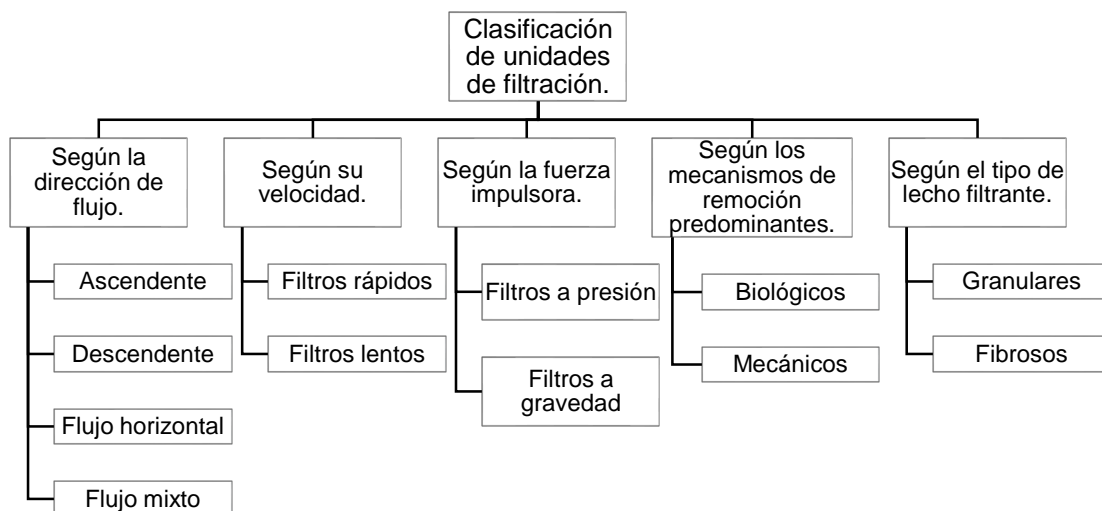
Nota. Adaptado de (Pérez F., 2015)

1.9 Clasificación de unidades de filtración

La clasificación de los sistemas se puede realizar según la acción que realice el filtro, Figura 6. Según la profundidad del lecho, se tienen filtros convencionales de 0.60 a 0.74 m y filtros profundos de 0.90 a 2.40 m.

Figura 6

Clasificación de los sistemas de filtración



Nota. Adaptado de (Lozano & Lozano, 2015; Vizcarra Llerena, n.d.)

1.10 Filtración biológica o biofiltración del agua para consumo

La biofiltración es una tecnología poco conocida en el tratamiento del agua potable a gran escala, se conoce de ciertas aplicaciones en sistemas de tratamiento a nivel domiciliario, la mayor aplicación se da en aguas residuales domésticas. En este tipo de tratamiento los microorganismos son los que realizan el proceso, éstos utilizan los compuestos contaminantes presentes en el agua como una fuente de carbono, metabolismo y crecimiento (Romero & Vargas, 2017). Es un método utilizado con mayor frecuencia en el tratamiento de aguas residuales, pero en la actualidad ya se está utilizando en el tratamiento de agua para consumo humano.

Los tratamientos biológicos se basan en la capacidad metabólica de las comunidades microbianas o grupos particulares de microorganismos para facilitar la eliminación o inactivación de contaminantes presentes en el agua. Principalmente se encuentra la materia orgánica natural, el carbono orgánico biodegradable, carbono orgánico asimilable, subproductos de desinfección y sus precursores, toxinas de moléculas que causan sabor y olor al agua, pesticidas, herbicidas y contaminantes orgánicos en general (Ureta, 2014).

El tratamiento biológico del agua para consumo humano, principalmente ocurre en un biofiltro, en el cual el material de soporte alberga comunidades microbianas inmovilizadas en una fase acuosa.

Las ventajas que tiene el tratamiento biológico para el agua potable, es la capacidad para tratar una amplia gama de contaminantes como: materia orgánica natural (MON), carbono orgánico disuelto (COD), precursores de subproductos de desinfección (DBP), color, perclorato, cloroformo, toxinas de algas y algas, hierro, manganeso, nitrato, nitrito, cromato, entre otros (Chaudhary et al., 2003). El aumento de la estabilidad del agua en el sistema de distribución se debe a la reducción de carbono orgánico asimilable (AOC) y del carbono orgánico biodegradable (COBD), con esta reducción los trihalometanos y ácidos haloacéticos también se reducen.

Otra ventaja es la flexibilidad de los sistemas biológicos, a medida que cambia la naturaleza de los componentes dentro del agua no tratada la biología se ajusta para consumir estos componentes variables. Los factores que afectan la eficiencia del tratamiento biológico son: tiempo de maduración, tasa de MON, temperatura, velocidad de filtración, tiempo de contacto o residencia en el lecho, retrolavado (Bell-Games, 2015). Este método es eficaz en

zonas donde no se tiene alternativas de tratamientos químicos; siendo la combinación de los tratamientos físicos como la filtración con la actividad biológica en el lecho filtrante.

La filtración biológica o biofiltración es una opción adecuada para el tratamiento del agua en los hogares, ya que no requiere el uso de reactivos químicos, y tratamientos previos lo que implica una reducción significativa de los costos de operación y mantenimiento (Mouchet, 1992). Por tal razón, el proceso de biofiltración es el punto central de esta investigación con el antecedente que la biofiltración se basa en una tecnología pasiva de poca acción técnica y económicamente asequible.

La biofiltración es considerada una alternativa diferente a los procesos tradicionales que se emplea en el tratamiento del agua, donde se usan diversos materiales de soporte para los organismos filtrantes (Arango, 2004). En este proceso los microorganismos se encargan de transformar los agentes contaminantes del agua en agentes inertes (Arcos & Fernandez, 1993). Se utiliza para el tratamiento de compuestos orgánicos e inorgánicos, separa las partículas y los microorganismos presentes en el agua. Es una tecnología sencilla que no requiere adicionar nutrientes al agua, coagulantes, floculantes, etc., requiere que el agua contenga suficientes nutrientes y características naturales que permita el crecimiento de organismos vivos (Ango et al., 2014). Es de simple aplicación, eficaz y bajo coste para ser empleada en regiones aisladas donde la construcción de un sistema centralizado de tratamiento no es factible por la ubicación dispersa de las viviendas (Buelna et al., 2011).

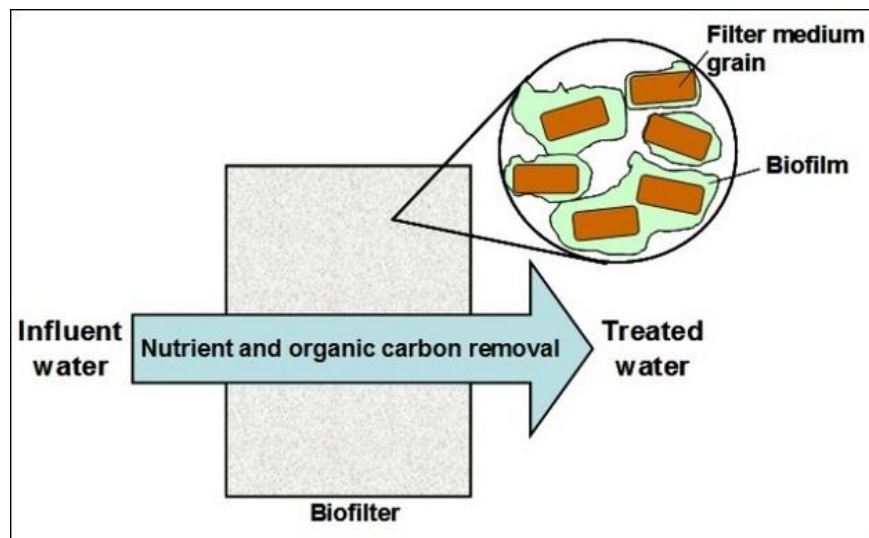
1.10.1 Definición de un biofiltro

Un biofiltro es un ambiente en el cual los microorganismos son los responsables de la degradación biológica de los contaminantes presentes en el agua, éstos los utilizan como sustrato o alimento para la supervivencia. Es un reactor que contiene un material de soporte filtrante en el cual se desarrolla una biomasa, generalmente se inyecta aire para mantener las condiciones aerobias en todo el conjunto de soporte (Sekoulov et al., 2009).

En un biofiltro los microorganismos se encuentran inmovilizados en un lecho inundado generalmente compuesto de material orgánico e inorgánico, que están cubiertos de biopelículas, Figura 7.

Figura 7

Configuración de un biofiltro y su funcionalidad



Nota. Tomado de (Ikuma et al., 2013)

1.10.2 Procesos biológicos en un biofiltro

Los procesos biológicos presentes en un biofiltro según Chaudhary et al., (2003), se describen:

- a) *Fijación de microorganismos*, en esta fase los microorganismos pueden unirse en la superficie de los medios filtrantes, los principales mecanismos son: la transportación, adhesión inicial, apego firme y colonización. El transporte de los microorganismos es controlado por: difusión o movimiento Browniano, convección, sedimentación por efecto de la gravedad y movilidad activa del microorganismo. La fijación y colonización de los microorganismos dependen de las características del influente, si es de tipo orgánico y su concentración, así como de las propiedades superficiales del medio filtrante. Estos efectos de fijación y colonización pueden ser estéricos, hidrofobicidad de los microorganismos, ángulo de contacto y movimiento electroforético.
- b) *Crecimiento de microorganismos*, la acumulación de microorganismos en la superficie del material da lugar a la formación de la biopelícula. El suministro de materia orgánica o sustrato a los microorganismos que conforman la biopelícula, es controlado por fenómenos de transporte y de superficie. El sustrato es transportado desde el líquido a granel hasta la superficie externa de

la biopelícula para su metabolismo. Los factores que intervienen son: transporte de masa del sustrato a la biopelícula, difusión del sustrato en la biopelícula, y cinética de utilización.

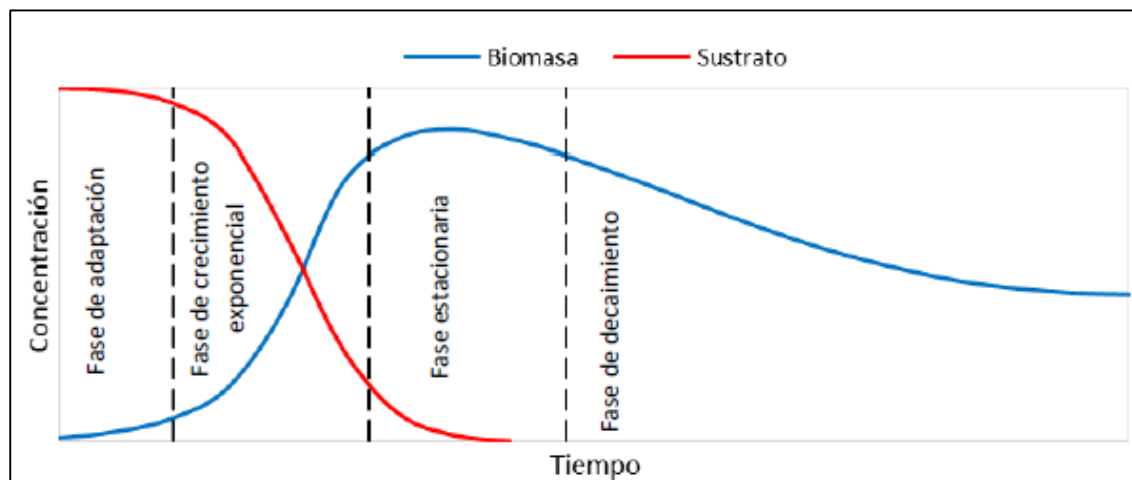
- c) *Descomposición y desprendimiento de microorganismos*, la mejor eficiencia del biofiltro es cuando se mantiene unida la biomasa al medio filtrante. El momento que ocurre el desprendimiento de la biomasa puede afectar al sistema, generando erosión, abrasión, desprendimiento, alterando el pastoreo o la depredación, y el retrolavado. Uno de los principales eventos es la erosión que provoca un cizallamiento del fluido, la abrasión produce un raspado de la biopelícula por el choque de partículas externas. Así también, grandes parches de biomasa se desprenden, principalmente de la superficie exterior de la biopelícula, esto se puede dar por el incremento de protozoos. El retrolavado es uno de los procesos de mayor afectación, se expande el lecho filtrante y genera el desprendimiento de la biopelícula.

En la Figura 8, Álvarez Martínez (2018) y Pérez (2012), exponen el ciclo de vida de los microorganismos en un biofiltro, éste se cumple en cuatro fases:

- a) *Fase de latencia o adaptación*: Período que el microorganismo necesita para adaptarse a las condiciones ambientales del medio en que ha sido inoculado. Se establecen condiciones antes de que inicie el crecimiento microbiano.
- b) *Fase de crecimiento exponencial*: Una vez el microorganismo está aclimatado, utiliza el sustrato para fines de crecimiento. En esta fase se presenta la máxima tasa de crecimiento de biomasa debido a las mínimas limitaciones de sustrato o nutrientes.
- c) *Fase estacionaria*: En esta fase las reservas de sustrato empiezan a agotarse y se produce la muerte de algunos microorganismos. La escasez de sustrato limita la formación de microorganismos, la concentración de biomasa no varía por el crecimiento, se equilibra con el decrecimiento microbiano.
- d) *Fase de decaimiento o muerte*: El sustrato se agota, de forma que los microorganismos mueren hasta que su población se reduce a cero.

Figura 8

Ciclo de vida de los microorganismos en un biofiltro



Nota. Tomado de (Álvarez Martínez, 2018), adaptado de (Metcalf & Eddy, Inc., 2003)

1.10.3 Factores que intervienen en el proceso de biofiltración

La biofiltración requiere una dotación intermitente o continua de agua sobre los medios filtrantes. En el lecho filtrante la materia orgánica y otros componentes del agua se difunden por la biopelícula produciendo el tratamiento por efectos de la biodegradación, este proceso es aerobio, es decir, los microorganismos requieren de oxígeno para su metabolismo. Los factores que se requieren para dar cumplimiento a este proceso es la carga hidráulica del biofiltro, el tipo de medio filtrante, estrategia de alimentación (percolación o medio sumergido), antigüedad de la biopelícula, temperatura, aireación, pH, entre los principales. La actividad vital de los microorganismos se ve directamente afectada por factores ambientales como: temperatura, acidez del medio pH, actividad del agua, contenido de oxígeno y aporte de nutrientes.

1.10.3.1. Carga hidráulica en un biofiltro

La carga hidráulica “CH”, está en relación al gasto o caudal que pasa por el sistema de filtración Q (m^3/s), y el área de filtración A_f (m^2), Ecuación (1).

$$CH = \frac{Q}{A_f} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Al momento de establecer la carga hidráulica se debe considerar la cantidad de sólidos suspendidos totales en el efluente. Si se incrementa la CH, se genera arrastre de sólidos y microorganismos adheridos en el medio de soporte del lecho filtrante. Además, se genera canales o ductos internos en el lecho filtrante y esto afecta la filtración uniforme y el tiempo de concentración en el lecho.

1.10.3.2. *Tipo de medios filtrantes*

El medio filtrante debe tener una superficie adecuada para el rápido crecimiento de la biomasa, tener una gran superficie para permitir el crecimiento de la biomasa, y que la textura de la superficie sea la adecuada para favorecer la retención de la biomasa evitando desprendimientos (Ortiz Mingo, 2015).

Un medio filtrante debe garantizar fases y características que facilite su proceso, según Torres et al., (2003), el medio filtrante debe:

- Facilitar el contacto entre el agua y los sólidos biológicos contenidos en el biofiltro.
- Facilitar un flujo uniforme en el biofiltro.
- Permitir la acumulación de una gran cantidad de biomasa.
- Actuar como una barrera física, evitando que los sólidos sean sacados del sistema de tratamiento.
- Actuar como separador de sólidos y agua.

Así también, los medios filtrantes deben cumplir ciertos requisitos dependiendo de la finalidad del efluente a tratar:

- Que no se disgregue al entrar en contacto con el agua y estar en permanente saturación, debe resistir la presión y abrasión.
- El material filtrante debe ser estructuralmente resistente, que soporte su propio peso, y el peso de la biopelícula adherida a su superficie.
- Ser inerte, esto para evitar que exista reacciones entre el medio y los microorganismos, por su propia descomposición.
- Ser liviano, para incrementar su altura y así reducir áreas o superficies de tratamiento.

- Poseer una superficie específica y porosidad elevada, de tal forma que permita la adherencia de microorganismos y reduzca la posibilidad de acumulación de sedimentos o colmatación.
- Que permita una acelerada proliferación de microorganismos para que disminuya el tiempo de arranque del biofiltro.
- Mínimo costo de producción o adquisición, para que su proceso sea aceptable y económico.
- Saturación permanente de agua para que los microorganismos puedan crecer de mejor manera en un ambiente húmedo.
- Facilidad de obtención y/o elaboración del material filtrante.
- Se recomienda que se utilicen partículas grandes: (> 6mm) para tratamiento secundario, partículas intermedias, (3 a 6 mm) para tratamiento único y partículas pequeñas, y (< 3mm) para pulimento y/o tratamiento terciario (Mendoza et al., 1999).

Según Romero Baena (2010), los medios filtrantes se clasifican en dos grupos: a) medios minerales o convencionales y b) medios sintéticos.

- a) *Medio mineral o convencional*, entre los principales se tiene: arena, antracita, zeolita, carbón activado, calcita, grava, guijarros, roca de escoria volcánica, cerámicas.
- b) *Medios sintéticos*, son aquellos con una elevada tasa de filtración, esto por la carga orgánica que deben soportar. La ventaja principal de estos medios es la alta porosidad, cantidad de huecos o espacios, por lo general del 90% y pesan la décima parte de los medios minerales. El peso permite utilizar medios con mayor profundidad, teniendo la capacidad de resistir el propio peso y la biopelícula adherida, soportan grandes cargas orgánicas sin generar obstrucción del lecho.

En conclusión, encontrar un material que cumpla con todas las características enunciadas es difícil y en algunos casos imposible. Por tal razón se debe analizar los materiales disponibles en la zona de estudios y seleccionar el de mejor comportamiento frente a la calidad del agua a tratar.

1.10.3.3. *Tiempo de contacto entre agua y material filtrante*

El tiempo de contacto entre el lecho filtrante y el agua contaminada por microorganismos y/o metales pesados, está en función de la profundidad o espesor de la cama o lecho filtrante y de la carga hidráulica. El modelo matemático para determinar el tiempo de contacto TC, depende de la profundidad del lecho filtrante z (m), carga hidráulica CH ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$), es la relación entre el gasto y el área de filtración, Ecuación (2 - 6) (Álvarez Martínez, 2018).

$$TC = \frac{z}{CH} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Si reemplazamos la carga hidráulica CH en el tiempo de contacto TC, tenemos la Ecuación (7).

$$TC = \frac{z \times A_f}{Q} \quad (\text{Ecuación 3})$$

El área de filtración multiplicada por la profundidad del lecho es igual al volumen del filtro V (m^3), Ecuación (8).

$$V = z \times A_f \quad (\text{Ecuación 4})$$

Si sustituimos el volumen en la Ecuación (7), tenemos la Ecuación (9):

$$TC = \frac{V}{Q} \quad (\text{Ecuación 5})$$

En conclusión, el tiempo de contacto TC es igual al tiempo de retención hidráulica TRH, Ecuación (10).

$$TC = TRH \quad (\text{Ecuación 6})$$

En resumen, el tiempo de contacto con el lecho representa el tiempo de residencia teórico del agua en el filtro, de los materiales constituyentes y de la calidad del efluente deseado. En la práctica este tiempo de contacto se puede incrementar variando la profundidad del lecho o la carga hidráulica. Además, el tiempo de contacto necesario depende

fundamentalmente de las características del agua a tratar, del medio de soporte o tipo de lecho filtrante, profundidad del lecho, biodegradabilidad de los compuestos orgánicos, y actividad biológica en el medio filtrante (Ortiz Mingo, 2015).

1.10.3.4. *Temperatura*

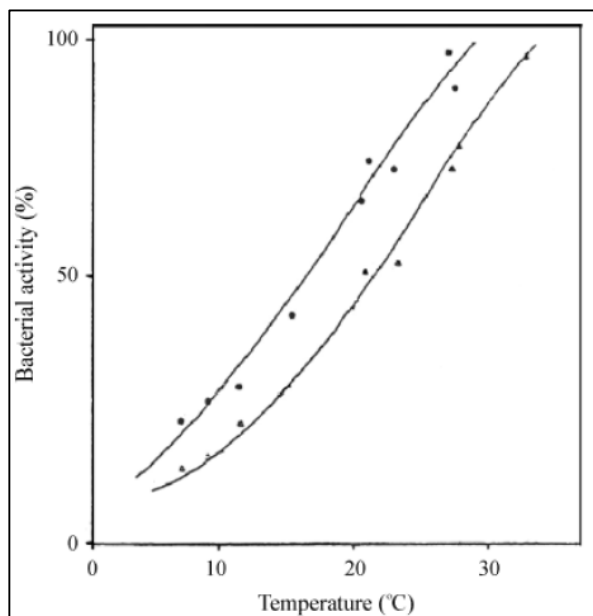
La temperatura influye en el crecimiento y supervivencia de los organismos, a medida que esta incrementa las reacciones químicas y enzimáticas en las células se aceleran y su crecimiento es más rápido. Dentro de la funcionalidad de un biofiltro la temperatura afecta la ecología microbiana, las características de degradación y la transferencia de masas. A temperaturas bajas el crecimiento de microbios y eliminación de la materia orgánica tras la filtración se ven afectados, por lo que al aumentar la temperatura el porcentaje de la actividad biológica incrementa, Figura 9 (Billen et al., 1992; Ortiz Mingo, 2015).

Además, al tener una mayor temperatura la viscosidad del agua disminuye lo que provoca una mayor sedimentación de partículas en la superficie del material filtrante, se produce una mayor movilidad del agua entre la porosidad del lecho filtrante, con esto se garantiza un mayor contacto con el material filtrante, inclusive dentro de los poros del material.

Según lo estudiado por Sharma et al., (2018), en un sistema de plantas piloto para la biofiltración del agua utilizando medios filtrantes como carbón activado, antracita, cerámica y arena. Llegaron a comprobar que a temperaturas más cálidas superiores a 10 °C se tenía un impacto positivo en el rendimiento de los biofiltros frente a la remoción de carbono orgánico disuelto, turbidez y subproductos de desinfección. Por ejemplo, sin importar el medio filtrante, se produjo una reducción de 0.1 a 0.3 mg/L de carbono orgánico durante los meses de verano (16.5 ± 3.3 °C) en comparación con el período de invierno (6.2 ± 1.6 °C).

Figura 9

Porcentaje de actividad biológica respecto a la temperatura



Nota. Tomado de (Billen et al., 1992)

1.10.3.5. *Oxígeno disuelto (OD)*

El OD es uno de los indicadores más importantes de la calidad del agua, cuyos valores normales varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L. El oxígeno necesario por los microorganismos para la descomposición se conoce como la demanda biológica de oxígeno. Las concentraciones de oxígeno fluctúan de acuerdo a las estaciones del año durante las 24 horas del día. Estas concentraciones varían con la temperatura y con la altitud. El OD se reduce al momento que el agua atraviesa por un lecho filtrante por ejemplo al atravesar el carbón activo granular, esto por la actividad biológica en el lecho filtrante del filtro.

Según el estudio de filtración y adsorción realizado por (Shaheed et al., 2017), al filtrar agua lluvia recolectada en un techo y agua proveniente de un lago, se comprobó que luego de pasar el agua por el lecho filtrante conformado por arena los niveles de OD estuvieron por encima del valor estándar de 7 mg/L. Al tener una alta concentración de oxígeno en el agua se facilita el crecimiento de protozoos y rotíferas en el filtro (Ortiz Mingo, 2015; Thiel et al., 2006).

1.10.4 Principio de funcionalidad de un biofiltro

De acuerdo a Arango (2004), los sistemas de biofiltración se clasifican en:

- a) *Gravedad y presión*, en principio el agua pasa por el filtro por efecto de la gravedad, pero al momento de atravesar el lecho filtrante fluye de forma forzada por efecto de la presión hidráulica en el medio filtrante.
- b) *Velocidad de filtración*, puede ser filtración rápida, lenta o variable. La velocidad lenta se da con velocidad comprendidas entre 0.1 y 0.2 m/h, y la velocidad rápida entre 5 y 20 m/h.

Entre los principales parámetros que influyen en un biofiltro están: las características del efluente a tratar, selección del material filtrante, contenido de humedad, y microorganismos que actuarán en el proceso (Ango et al., 2014). Según Sekoulov et al., (2009), un biofiltro se compone de tres fases:

- a) *Una fase sólida*, en la cual el medio filtrante ejerce la función de desarrollar una población bacteriana y permite la retención de sólidos por mecanismos de la filtración.
- b) *Fase líquida*, se refiere al efluente o agua a ser tratada.
- c) *Fase gaseosa*, este es aplicada a biofiltros aerobios que requieren la inducción de aire u oxígeno atmosférico.

1.10.5 Acondicionamiento y arranque de un biofiltro

De acuerdo a la experimentación se debe calibrar el caudal y tasa de filtración de tal forma que el agua tenga un mayor tiempo de residencia o contacto con el medio filtrante. Se debe considerar que el material empacado dentro del biofiltro es nuevo y limpio, por lo tanto, este tiempo de permanencia genera la colonización de los microorganismos en los poros, microporos y en la superficie en general del lecho filtrante formando la biopelícula. Esto puede tardar varios días dependiendo del tipo de agua que se ingrese al biofiltro, si el agua de entrada posee elevada carga orgánica y microorganismos, esta se puede desarrollar en menor tiempo. Esto no ocurre con el agua con fines de potabilidad, el tiempo de maduración y arranque es lento por el mismo hecho que el agua de entrada es un agua con bajas

concentraciones de materia orgánica, a pesar que posee un elevado contenido de microorganismos.

Si los microorganismos no tienen nutrientes para desarrollarse será lenta su colonización, para facilitar esta aclimatación en algunos casos se utiliza nutrientes orgánicos como la melaza, para facilitar y acelerar su maduración. Por lo general el tiempo que toma en manifestar su eficiencia un biofiltro es a partir de los 45 días, pero en algunos casos este arranca a los tres meses, seis o incluso más de 12 meses (Roja et al., 2012; Zaky F.A., El-Gendy A.S., 2011). Los parámetros de importancia para permitir esta actividad son: una adecuada temperatura, calidad de agua y oxígeno disuelto. En la mayoría de experimentaciones en un inicio la eficiencia es baja, incluso en algunos casos incrementa la contaminación, pero esto empieza a reducir a medida que se genera y crece la biopelícula.

1.10.5.1. *La biopelícula*

La biopelícula también se la conoce como biofilms (en inglés), esta es una comunidad microbiológica compleja en la que los microorganismos están encerrados e inmovilizados en una matriz autosecretada de sustancias poliméricas extracelulares hidratadas (EPS). Esta matriz es una fuente de nutrientes como carbono, nitrógeno, fósforo, etc. que sirve de alimento para sus residentes microbianos. Además, se comporta como una barrera física para los antimicrobianos o como un medio de intercambio iónico para la precipitación mineral y acumulación de metales pesados (Ureta, 2014).

Cuando inicia el proceso de filtración, de forma progresiva se desarrollan los microorganismos como bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, hongos, algas y protozoos. En este tiempo se puede evidenciar la formación de la película biológica o capa de limo, también conocida como biopelícula, esta formación se da en la superficie del material filtrante. El tiempo de desarrollo de la biopelícula puede tardar días o meses, dependiendo de la concentración orgánica del influente. (Chaudhary et al., 2003).

La biopelícula contiene una comunidad de varios microorganismos, incluidas bacterias, hongos, levaduras, macroorganismos como protozoos, gusanos, larvas de insectos, entre otros, así como sustancias poliméricas extracelulares (ESP).

El desarrollo de la biopelícula tiene tres etapas:

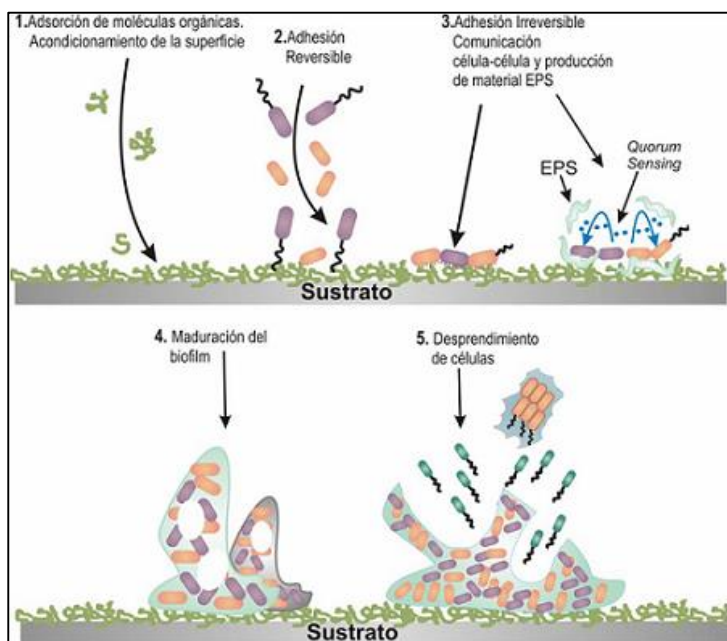
- a) Unión de las células a una superficie
- b) Crecimiento de las células en una comunidad de biopelículas sésiles
- c) Desprendimiento de la masa de células de la comunidad en el medio circundante

Las condiciones climáticas, lecho filtrante y nutrientes, permiten el buen desarrollo de la biopelícula, haciéndola más gruesa hasta que se separa del medio de soporte por su propio peso y por el flujo de agua que escurre entre el medio filtrante arrastrándola fuera del biofiltro (Ango et al., 2014; Mihelcic et al., 2011). Para facilitar la formación de la schmutzdecke y biopelícula, se requiere de un tiempo en algunos casos prolongado para acumularse y desarrollar su capacidad de eliminar bacterias y virus, esto dependiendo del tipo de agua y condiciones de funcionamiento (Manz, 2007).

La biopelícula se encarga de descomponer los nutrientes y el carbono orgánico, ésta biopelícula también captura otros contaminantes contenidos en el influente. La biopelícula está formada por varios microorganismos, bacterias, hongos, levaduras, protozoos, gusanos, larvas de insectos, etc., también incluye sustancias poliméricas extracelulares. Una biopelícula generalmente presenta 5 etapas en su formación, Figura 10.

Figura 10

Estructura y etapas de la formación de un biofilms o biopelícula



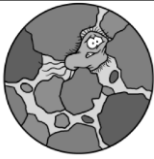
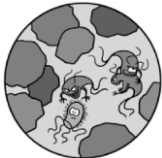


Nota. Tomado del blogs iagua.es de (Salas J. 2018).

La textura de la biopelícula es de forma viscosa y fangosa; se conforma de tres fases que incluyen:

- a) *Fase sólida*, que la conforman los medios (compuesta por el material filtrante que puede ser granular)
- b) *Fase líquida*, que la conforma el agua (comprende el agua a ser filtrada)
- c) *Fase gaseosa*, la conforma el aire (se origina por la inducción del aire en el lecho filtrante)

La biocapa Schmutzdecke combina procesos de atrapamiento mecánico, depredación, adsorción y muerte natural, Tabla 14.

Tabla 14
Procesos que se generan en un biofiltro de arena

Proceso	Descripción
a) Atrapamiento mecánico	 Quedan atrapados en la arena, el agua discurre a través de la arena, pero alguna suciedad y algunos gérmenes son demasiado grandes para poder pasar a través de ella.
b) Depredación	 Sirven de alimento, los microbios se comen unos a otros dentro del filtro, especialmente en la biocapa.
c) Adsorción	 Se quedan bloqueados en la arena, algunos gérmenes se quedan adheridos a la arena y no pueden escapar.
d) Muerte natural	 Algunos gérmenes mueren debido a que no hay suficiente alimento o aire para ellos dentro del BSF.

Nota. Tomado de (OHorizons, 2018)

Los espesores de biopelícula pueden variar tremendamente. Se pueden encontrar biopelículas con espesores en un rango muy amplio, desde prácticamente el tamaño de las células (1-10 μm) en una biopelícula en formación, hasta más de 30 mm en aguas muy contaminadas. En procesos de biopelícula aerobios (con disponibilidad de oxígeno) de tratamiento de aguas residuales los valores normales oscilarán entre 100 μm (biopelículas nitrificantes) hasta 2 a 5 mm (biopelículas heterótrofas de alta carga). El espesor va a

dependen de muchos factores, como por ejemplo de la carga orgánica, del esfuerzo cortante hidrodinámico, del tipo de sustrato, del tipo de microorganismos, pH, temperatura, resistencia de la biopelícula, rugosidad del soporte, edad de la biopelícula, etc. (Izquierdo Larragay, 2016).

Otro factor de importancia es la tasa de flujo que afecta el desarrollo de biopelículas al interferir con varios fenómenos, a saber: transporte de nutrientes, adhesión bacteriana, crecimiento y desprendimiento de biopelículas (Gomes et al., 2014).

1.10.6 Ventajas de los biofiltros

Los filtros biológicos tienen una estructura superficial simple, pero su hidrodinámica interna y microorganismos son complejos en su biología. Estas características permiten que el proceso tenga una alta capacidad para mantener su rendimiento y volver rápidamente a los niveles iniciales después de un período de bajo uso, sin uso, uso intenso, choques tóxicos y retrolavado de medios. Las ventajas adicionales incluyen:

- Debido a que los microorganismos se retienen dentro de la biopelícula, la biofiltración permite el desarrollo de microorganismos con tasas de crecimiento específicas relativamente bajas.
- Los biofiltros se ven afectados en menor medida a cambios como el choque hidráulico y la carga variable o intermitente.
- Los costos operativos son generalmente más bajos que otras alternativas, como el lodo activado.
- El resultado final del tratamiento está menos influenciado por la separación de biomasa posterior al reactor biológico.
- La biomasa adjunta se vuelve más especializada en un punto dado en el tren de proceso como resultado de la falta de retorno de biomasa.

1.10.7 Tipos de biofiltros

En esta investigación se estudian los biofiltros con lecho fijo, éstos utilizan materiales de soporte o fijación que se pueden clasificar como absorbentes y adsorbentes. Se describen algunos de los sistemas de biofiltración más comunes utilizados en el sector rural.

El proceso conocido como biofiltración lo conforman los biofiltros que a su vez se pueden clasificar en dos tipos de sistemas: *a) biofiltro de lecho fijo*, *b) biofiltro de lecho móvil y fluidizado*. De acuerdo al interés de esta investigación nos centramos en la biofiltración con lecho fijo.

1.10.7.1. *Biofiltro de lecho fijo granular*

Los biofiltros de lecho fijo constan de un material filtrante, que puede ser natural o sintético, sirve como soporte para los microorganismos y en el caso de los orgánicos como fuente de nutrientes para el crecimiento microbiano. Los materiales filtrantes utilizados en este tipo de filtros pueden ser rocas porosas, tierra de diatomeas, perlita, tierra, trozos de maderas, diferentes tipos de compost, residuos orgánicos tales como cáscaras de cacahuate, de arroz o cortezas de pino, carbones activados, biocarbones o biochar, entre otros.

A continuación, se analizan los biofiltros más usuales en zonas rurales de países en desarrollo, en este caso biofiltros con materiales granulares de relleno como: grava, arena, cerámica, zeolita y biocarbones.

1.10.7.2. *Filtración lenta de arena a gravedad (SSF)*

La filtración lenta tiene la capacidad de tratar aguas con concentraciones muy bajas de sólidos en suspensión y turbidez con valores < 5 UF, su funcionalidad y periodo de mantenimiento depende de esta característica. Los filtros lentos de arena, adicional a los procesos físicos, también emplean procesos biológicos para purificar el agua y son sistemas no presurizados. Pueden tratar el agua y reducir la presencia de microorganismos (bacterias, virus, microbios, etc.) sin necesidad de productos químicos. Este sistema emplea filtración física, eliminación biológica y adsorción; son muy eficientes en la eliminación de partículas suspendidas y contaminación bacteriana. Mecánicamente elimina parásitos y partículas grandes, pero depende de procesos biológicos para que pueda eliminar bacterias y virus. Los SSF tienen la capacidad de eliminar al 100% parásitos, hasta el 100% de bacterias, así como partículas coloidales (Manz, 2007).

Los filtros lentos de arena también se los conoce como filtros de bioarena, se basan en un concepto de bioremediación en el cual el agua atraviesa lentamente una capa de arena en la cual los microorganismos forman una zona de purificación bacteriológica en la parte superior y dentro del lecho filtrante (Lea, 2014). Es un dispositivo de tratamiento casero de

agua que tiene una particularidad sobre la formación de una capa biológica en la superficie de la arena (Cawst, 2009; Mellado, 2007). Este proceso de filtración implica velocidades mínimas de tal forma que determine la acumulación de materia orgánica en la superficie del medio filtrante, este trabaja con velocidades en el rango de 50 a 100 veces más lento que los filtros rápidos (Howe et al., 2012).

Esta capa superficial es capaz de soportar la colonización y mantenimiento de microorganismos, de tal forma que se convierte en un mecanismo de filtración de mayor incidencia en el sistema. La capa biológica como ya se mencionó en apartados anteriores también se la conoce con el nombre de *schmutzdecke* y es un componente primario del proceso de biofiltración que elimina contaminantes que contiene el agua de entrada o influente.

También se ha logrado determinar que los SSF pueden eliminar agentes patógenos con o sin la acumulación significativa de materia orgánica y residuos en la superficie del medio filtrante más conocida como *schmutzdecke*. Por lo general cerca de la superficie del lecho filtrante los medios y el agua se colonizan por bacterias que son favorables para capturar, consumir o desactivar microorganismos presentes en el agua a medida que atraviesa el lecho filtrante. El oxígeno es de vital importancia, debido a que el *schmutzdecke* y las biopelículas están pobladas de organismos que requieren de oxígeno para sobrevivir, también conocidos como organismos aerobios (Ureta, 2014; Zhao et al., 2019).

Se tiene dos tipos de filtración que son las más usuales para la desinfección del agua:

- a) *Filtración superficial*, es un tamizado de los sólidos de tal forma que no penetren el medio filtrante, lo ideal que se queden retenidos en la superficie. Lo que se requiere es que el tamaño de las partículas contenidas en el agua, sean mayores al tamaño de los poros del lecho filtrante. Los medios más utilizados son los tamices, telas, papel de filtro o membranas. Si se tiene una filtración lenta con sentido descendente del flujo se forma la torta sobre el material filtrante.
- b) *Filtración de lecho profundo*, el agua atraviesa el medio filtrante depositado en forma de lecho, los medios filtrantes más utilizados son la arena y grava

Los filtros de bioarena se los puede subdividir en dos mecanismos de funcionalidad, intermitentes y continuos.

- i. Funcionalidad intermitente: el usuario vierte el agua en el biofiltro y recoge el agua tratada, o bien puede hacer pasar agua en determinados periodos de tiempo y luego suspender el flujo. Lo interesante de este tipo de filtros es la formación de la capa biológica en la superficie de la arena se compone de bacterias que al cabo de algunos días consumen bacterias malignas, patógenos y sólidos suspendidos que ingresa con cada carga de agua a ser tratada (Cawst, 2009; Mellado, 2007).
 - ii. Funcionalidad continua: el agua pasa de forma constante por el lecho filtrante sin interrupciones, pero a una baja tasa de filtración. Este es uno de los sistemas con mayor confiabilidad para ser implementado en la zona rural o lugares donde la principal causa de la mala funcionalidad del sistema es el descuido de los usuarios de alimentar todos los días el biofiltro con agua. Este tipo de filtros son utilizados con mayor incidencia en comunidades pequeñas, áreas rurales, países en desarrollo con falta de operadores calificados; éstos poseen la particularidad que no requieren un alto o continuo mantenimiento. Así también, existen pocas limitaciones como disminución de la actividad biológica al disminuir la temperatura, sensibilidad por incrementos de turbidez del agua, requieren grandes superficies filtrantes en caso de un mayor volumen de agua filtrada (Huisman, L. & Wood, 1974; Ikhlef, 2016).
- a) *Ventajas de los filtros lentos o bioarena*

La filtración lenta en arena tiene muchas ventajas, entre las principales citadas por (Blacio & Palacios, 2011), son:

- Mejora simultánea en la calidad física, química y bacteriológica del agua, con un número de ventajas especiales para los países en desarrollo.
- La eficacia en la eliminación de bacterias totales es igual que en los filtros rápidos.
- No se necesitan compuestos químicos.
- La operación y mantenimiento pueden ser llevados a cabo por mano de obra semi-especializada.
- El proceso de filtración es llevado a cabo por gravedad; no hay otras partes mecánicas que precisen de energía para funcionar.
- El manejo de lodos no causa problemas; las cantidades de lodos son pequeñas tiene muy alto contenido de materia seca.

- La mayor ventaja de esta unidad reside en su simplicidad. El filtro lento sin controlador de velocidad y con controles de nivel mediante vertederos es muy sencillo y confiable de operar con los recursos disponibles en el medio rural de los países en desarrollo.
- No hay cambios organolépticos en la calidad del agua.
- Las comunidades aceptan el agua tratada por la FLA.
- No existe otro método que consiga un tratamiento del agua tan efectivo sin aplicar un tratamiento físico, químico o bacteriológico agresivo.
- Sencillo diseño y bajo coste en los materiales que se puede rebajar aún más utilizando técnicas locales y personal de la propia comunidad. El acceso a la arena necesaria y a las protecciones contra el frío son los dos conceptos que se tienen que tener en cuenta para no encarecer demasiado la obra.
- El mantenimiento es muy conveniente que sea asumido por la comunidad, ya que es una tarea que se debe hacer para que el filtro funcione correctamente.
- No existe la posibilidad de contaminar cursos de agua cercanos, ya que no se utiliza elementos químicos. Además, los lodos se pueden usar como fertilizantes naturales para los cultivos.
- Pueden fabricarse con materiales disponibles localmente, lo que genera una oportunidad para las empresas de la zona.

b) Desventajas de los filtros lentos o bioarena

- Requieren de un flujo constante y una turbidez menor a 20 UNT y baja contaminación de algas; además, en algunos casos requieren de un pretratamiento como la sedimentación.
- Las bajas temperaturas reducen la eficiencia del proceso debido a la disminución de la actividad biológica.
- Pérdida de productividad durante los periodos de raspado y maduración del filtro, son relativamente largos.
- Mantenimiento regular es indispensable, se requiere de equipos básicos o kits de prueba listos para monitorear algunos parámetros físicos y químicos.
- Posible necesidad de cambio en la actitud
- La capa biológica tarda entre 20, 30 y 45 días para desarrollarse hasta su madurez.
- Baja tasa de inactivación de virus.

- No tienen efecto residual en el agua tratada, corren el riesgo de recontaminarse.

En la filtración lenta es importante analizar la hidráulica de la filtración, se debe conocer la altura del agua sobre el lecho filtrante que permita una velocidad de filtración (V_f), que cumpla o esté dentro de los valores establecidos $0.1 \text{ m/h} \leq V_f \leq 0.4 \text{ m/h}$. Para determinar la velocidad de filtración V_f , se relaciona el caudal a filtrar y la superficie de filtración Ecuación 11. Donde, V_f es la relación entre el caudal Q , y la superficie horizontal del lecho S_f .

$$V_f = \frac{Q}{S_f} \quad (\text{Ecuación 11})$$

Es importante vencer la resistencia del lecho, que tiene relación con la altura o espesor de la columna. Es necesario controlar la velocidad de flujo en el medio poroso. Si se considera que tendrá un régimen laminar al momento de atravesar el lecho filtrante y presión constante se puede utilizar la ecuación de Darcy: donde, k es el coeficiente de Darcy o de conductividad hidráulica o de permeabilidad, Δh es el gradiente hidráulico (Figura 11) y L es la altura de la capa de arena o lecho filtrante, Ecuaciones (7 y 8) (Tejero I. & Suárez J., 1999).

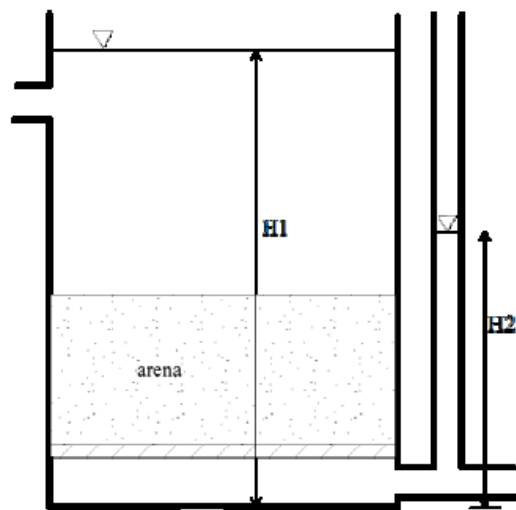
$$Q = k \times A \times \Delta h \quad (\text{Ecuación 7})$$

$$\Delta h = (H_1 - H_2) = \left(\frac{V_f}{k}\right) \times L \quad (\text{Ecuación 8})$$

Es muy importante controlar la velocidad de filtración, porque a medida que pasa el tiempo esta disminuye por la acumulación de partículas sobre el lecho de arena y a determinada profundidad disminuye el valor de la permeabilidad.

Figura 11

Gradiente hidráulico en un lecho filtrante



Nota. Tomado de (Tejero I. & Suárez J., 1999)

1.10.7.3. *Filtración rápida de arena a gravedad (RSF)*

Se caracterizan por una mayor velocidad de filtración, en este sistema los microorganismos pueden colonizar o proliferar en capas más profundas, pero en menor eficacia que los SSF. El material filtrante granular es más grueso facilitando una operación de filtrado mucho más alta que los filtros lentos de arena, el tiempo de contacto del agua con los granos del lecho filtrante es más corto, se produce obstrucción temprana por lo que se requiere un retrolavado frecuente. Cuando se desarrolla una biopelícula en los granos del lecho filtrante dan inicio las actividades biológicas que empiezan a degradar contaminantes contenidos en el agua, convirtiéndose en filtros rápidos biológicamente activos (Zhu I. & Bates B., 2013).

1.10.7.4. *Biofiltración en carbón activado (BFAC)*

El carbón activado elimina la materia orgánica natural y contaminantes orgánicos específicos, esta eliminación depende de la adsorción física y/o biotransformación de contaminantes, y mantiene concentraciones microbianas más altas que la arena y antracita (Ureta, 2014).

1.10.7.5. *Filtro de cerámica tipo vela*

Son dispositivos huecos de forma cilíndrica adaptado entre dos recipientes. El agua pasa a través de la vela y se deposita en el recipiente en la parte inferior que está provisto de un grifo para su aprovechamiento. Por lo general las velas se fabrican de una mezcla de arcilla natural con aserrín, cáscara de arroz, maní, café, entre otros. El agregar material orgánico inflamable garantiza una porosidad tipo red en el interior de la pared de la vela, estos serán el camino para que logre atravesar el agua. Para obtener una mayor efectividad se añade plata coloidal a la vela, con esto se eliminan con mayor eficiencia los microorganismos. Los microorganismos se remueven por la acción de procesos físicos como la acción mecánica y la adsorción. Los niveles de turbidez del agua a ser filtrada deben estar por debajo de 50 UTN.

El volumen de agua filtrada puede variar del tamaño de recipiente de carga, tamaño y porosidad de la vela, limpieza de la vela, entre otros factores que influyen en su capacidad. Pero de acuerdo a estudios desarrollados el volumen puede estar comprendido entre 0.1 y 1 L/h, este es el menor resultado, pero con mayor efectividad de remoción de microorganismos. La vida útil es de seis meses hasta un año, pero se ha llegado a obtener una funcionalidad hasta los tres años. El costo de fabricación del sistema, esto incluye la adquisición de recipientes y la fabricación de la vela, es de alrededor de 30 USD y reponer la vela 4.50 USD, valores del costo a la fecha en la que se desarrolló la investigación de la fuente consultada (CAWST, 2011).

1.10.7.6. *Filtro con arena y vela de carbón activado*

Este tipo de filtro es desarrollado por la (OPS, 2010). Consta de tres recipientes; en primer lugar, un recipiente plástico con orificios en su base para el paso del agua cruda hasta el segundo recipiente. Luego en el segundo recipiente se adapta una vela con carbón activado y arena fina hasta la mitad del recipiente que se ubica sobre el tercer recipiente que sirve como almacenamiento de agua filtrada. Este tipo de filtro tiene el mismo principio que el SSF, trabaja a gravedad y los mecanismos que se generan en el filtro son: cribado, adherencia y digestión biológica de partículas. El cribado y la adherencia contribuyen a la remoción de la turbiedad del agua.

La digestión biológica facilita la remoción de los microorganismos patógenos que están contenidos en el agua a ser filtrada. En este filtro se forma la conocida capa biológica

formada por microorganismos que se alimentan de la materia orgánica, bacterias y virus. También requieren de una lámina de inundación para mantener viva y activa la capa biológica.

La eficiencia máxima depende de su maduración misma, que tarda de dos a tres semanas. En este tipo de filtro es muy importante el uso de carbón para facilitar la eliminación de olores, sabores, color, incluso compuestos químicos como los organoclorados. El mecanismo del cartucho de carbón activado es la retención de partículas por cribado en sus poros de 5 micras de tamaño. Así también, las cargas eléctricas del carbón activado que permiten la acción de adherencia de partículas de origen orgánico.

La calidad del agua a ser filtrada es de fundamental importancia, ya que de ésta dependerá la durabilidad del cartucho que por lo general dura de 6 a 12 meses. El mantenimiento es sencillo. Por lo general el lavado del sistema se lo realiza en un lapso de tres meses, esto depende de la calidad del agua que está siendo filtrada.

1.10.7.7. *Filtros de vela de cerámica porosa con carbón activado y plata coloidal*

Consiste en un filtro tipo vela acoplada entre dos recipientes plásticos tipo cubos de 20 L de capacidad, en el recipiente de almacenamiento se acopla un grifo para dispensar el agua.

Este filtro está formado por una tapa plástica, un elemento filtrante tipo vela de cerámica porosa impregnada con plata coloidal de 0.2 μm y carbón activado, un recipiente plástico superior, y un recipiente inferior. Según el fabricante, los CCFS eliminan > 99.9% de bacterias dañinas (100% de *E. coli*), > 98% de partículas mayores de 0.2 μm , > 96% metales como Fe, Al y Pb, y > 80 % de varios contaminantes orgánicos. Se aconseja a los usuarios limpien el filtro cada vez que el flujo de agua sea demasiado lento, el volumen máximo de filtrado es de 4 L/h, caudal generalmente utilizado en filtros de este tipo. La limpieza se debe realizar con una solución de lejía y la vela con una esponja o almohadilla de tela (Kallman et al., 2013; Lange et al., 2016). Las velas deben reemplazarse una vez por año (DrinC, 2016).

1.10.7.8. *Filtro de recipiente cerámico*

Este es uno de los filtros más utilizados en las zonas rurales de países en desarrollo, bien sea por su eficiencia en la remoción de microorganismos, hasta del 99.99%, facilidad de elaboración, simplicidad de mantenimiento y su bajo costo. Consta de un recipiente tipo olla de barro dentro de un recipiente plástico en el que se adapta un grifo dispensador. La capacidad de filtración es de 1.5 a 2.5 L/h, almacenan hasta 35 L, el tamaño de los poros está entre 0.02 y 1 μm , espesor de 1.5 cm. Se le añade plata coloidal para hacerlo más eficiente en la remoción de microorganismos. La plata coloidal inactiva las enzimas que permiten a los microorganismos utilizar el oxígeno para su supervivencia (Kallman et al., 2013; OPS, 2010; Pérez-Vidal et al., 2016).

Las principales ventajas de este tipo de filtros son: sistema de fácil manejo, larga vida útil, proporciona agua potable con baja tecnología y costos, buena aceptación en las comunidades. Para lograr una mejor eficiencia y una larga vida útil se debe realizar el siguiente mantenimiento:

- Lavar la tapa y el recipiente de almacenamiento con agua clorada y jabón.
- Lavar el recipiente filtro de barro con un cepillo suave y enjuagar con agua desinfectada, nunca directamente con cloro o jabón.
- Colocar el recipiente filtro de barro sobre el recipiente de almacenamiento.
- Llenar el recipiente filtro de barro con agua, cuidando de pasar primero el agua por un paño limpio de uso exclusivo para esta labor, luego retire el paño.
- Tapar el recipiente filtro de barro con la tapa plástica, verificar que siempre este lleno y tapado.
- Haga uso del agua filtrada para consumo directo, preparar jugos, refrescos y el lavado de frutas y verduras que vaya a consumir directamente.

1.11 Justificación de la Tesis

El agua es un recurso primordial para la vida en el planeta Tierra, pero así mismo, es el más amenazado por la contaminación, reduciendo su disponibilidad para ser aprovechada por los seres vivos. Sin embargo, al ser un recurso indispensable para la vida, aún no se puede crear conciencia sobre su protección y buen uso. Los intereses políticos y económicos en la mayoría de casos, se preocupan en recursos como el petróleo, agricultura, ganadería, minería y la industria en general. A sabiendas, que todas estas actividades sin un control estricto, contaminan y generan el deterioro del agua, principalmente aquellas fuentes de agua que sirven para el aprovechamiento del ser humano y su entorno.

Otro factor importante es el crecimiento poblacional, éste necesariamente requiere de agua para el consumo, estabilidad y desarrollo comunitario. Pero no siempre el agua está disponible en cantidad y sobre todo en calidad para ser aprovechada de forma segura. Este problema se presenta con mayor incidencia en el sector rural, donde los recursos estatales son mínimos e incluso en algunos sectores es nulo. Situación que obliga a los habitantes a abastecerse de agua de forma directa de la fuente, sin dar un tratamiento previo antes de consumirla. Generalmente en el sector rural las viviendas se encuentran dispersas; es decir, viviendas que están separadas por grandes distancias entre ellas y dotar de un sistema centralizado de agua resulta complicado y sobre todo costoso. Por tal razón, las entidades estatales encargadas del abastecimiento de agua, no justifican la viabilidad técnica y sobre todo económica, para ejecutar este tipo de proyectos.

En el caso de América de Sur - Ecuador, tanto en la Costa, Sierra y Amazonía, la forma común de abastecerse es tomando directamente el agua de la fuente. Algunos la transportan por tubería o recipientes; bien sea desde pozos excavados, perforados, canales abiertos, lagos, lluvia o cauces naturales. Sin embargo, la necesidad es tal que gran parte del consumo doméstico del agua se la obtiene con elevado grado de contaminación y en forma racionada.

El objetivo 6 de los ODS, busca asegurar el acceso de la población a servicios de agua y saneamiento manejados de forma segura, y dotar de un lugar adecuado para el lavado de manos con agua y jabón. Es decir, es necesario tener acceso a un suministro de agua para beber, ésta debe estar cerca del hogar (accesibilidad), debe ser suficiente para satisfacer las

necesidades de los individuos (disponibilidad), debe estar cerca de la vivienda (cercanía), y debe estar libre de contaminación fecal o química (calidad) (Pozo et al., 2016).

Generalmente los habitantes disponen de sistemas particulares de abastecimiento de agua, pero no cuentan con un sistema de tratamiento que permita consumir el agua de forma segura. Consumir agua no segura enferma a la población con diarrea y parásitos. Para tener un agua segura es necesario desinfectarla, es decir, potabilizarla eliminando microorganismos transmisores de enfermedades que están presentes en el agua. Por lo tanto, el agua potable es el agua libre de parásitos, bacterias y elementos metálicos tóxicos, y para que ésta pueda ser consumida debe pasar por un proceso físico y químico de desinfección (ONU-AA, 2012).

Es así que se pretende por medio de esta investigación encontrar un método convencional, de bajo coste, que permita dar un tratamiento al agua de consumo en viviendas y pequeños asentamientos dispersos del sector rural. Se estima que una de las formas más adecuada para ser aplicada en la zona rural es la biofiltración, que se basa en un sistema de filtros de cerámicas, arena, gravas, fibras y otros materiales que favorecen la filtración y remoción de agentes contaminantes del agua. Esta tecnología se estudiará para el caso particular de zonas rurales, donde el agua por el hecho de estar expuesta al contacto con materia orgánica, atravesar zonas ganaderas, agrícolas, caseríos, etc., no es apta para consumirla sin previa potabilización.

Es aquí donde se interviene con tecnologías de tratamiento del agua a nivel unifamiliar y a grupos menores de caseríos en el sector rural. Estas tecnologías deben ser igual de eficientes que los sistemas centralizados de tratamiento del agua, sencillos en su construcción, mantenimiento y sobre todo deben ser económicos. La economía es un factor muy importante por el hecho que en los sectores rurales en su mayoría incide la pobreza. Es por esto que utilizar materiales propios del sector, procesarlos y utilizarlos en el tratamiento del agua, es un factor muy importante, porque con esto se dará un valor agregado a materiales que pueden ser muy eficientes para este fin.

Es en este sentido, la presente investigación pone en valor el uso de materiales del sector rural como: arcillas, arenas, gravas, biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas, que contribuyen al tratamiento del agua, dejándola apta para su consumo. Con estos materiales, y diferentes objetivos según las características del influente en cada caso, se ha experimentado con diferentes plantas piloto, basadas en el proceso de biofiltración, en

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

sectores rurales de la provincia de Loja, al sur del Ecuador, con el fin de garantizar la obtención de agua apta para el consumo humano in situ.

II: OBJETIVOS

2 Objetivo principal

El objetivo principal de la presente investigación consistió en la experimentación de la tecnología de biofiltración para el tratamiento de aguas potables, utilizando materiales propios de los sectores en beneficio. Esta tecnología se estudió bajo las condiciones locales de ciertas zonas establecidas, donde se construyeron pilotos de sistemas de biofiltración, utilizando materiales fabricados in situ, como arcillas naturales transformadas en cerámicas, gravas, arena de sílice y biocarbones; con el propósito de evaluar su eficiencia y economía en cada caso.

2.1 Objetivos específicos

Para alcanzar el objetivo principal se requiere abordar los siguientes objetivos específicos:

- a) Analizar las características físicas, químicas y mineralógicas de materiales locales como áridos y biocarbones, que serán destinados para la filtración del agua. Para esto se analizó su eficiencia frente a la remoción de elementos metálicos en solución y microorganismos como *Coliformes totales (CT)*, *Coliformes fecales (CF)* y *Escherichia coli (E. coli)*.
- b) Construir plantas piloto de biofiltración para analizar el comportamiento de los materiales filtrantes frente a la remoción de metales pesados y microorganismos. Se analizaron parámetros hidráulicos de filtración como caudal, velocidad de filtración, tiempo de retención hidráulica. Asimismo, se controlaron parámetros físicos y químicos, como la temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbidez y sólidos disueltos totales, entre los principales.
- c) Evaluar la funcionalidad tanto de las plantas piloto, como del material filtrante, frente a condiciones reales in situ, con el fin de determinar los factores que intervienen en la remoción de contaminantes del agua. Se evaluará cada una de las plantas piloto hasta alcanzar el punto de madurez o arranque, con el propósito de determinar el tiempo que tarda la configuración planta piloto/material filtrante en alcanzar el punto máximo de remoción. Así como el costo del material filtrante y de las plantas piloto construidas e instaladas in situ.

III: METODOLOGÍA

3 Metodología para el diseño, construcción y evaluación del material filtrante y de las plantas piloto para la biofiltración del agua

En este apartado se describen la metodología y materiales utilizados para las diferentes plantas piloto destinadas a la biofiltración del agua. Las plantas piloto se configuraron para cada tipo de agua y de acuerdo a la zona de implementación, así como a los materiales que se utilizaron para su configuración. El concepto común en todas las plantas piloto es el sentido de flujo ascendente/descendente, el lecho filtrante fijo e inundado, tasas bajas de filtración, y un volumen enmarcado a lo mínimo recomendado por la OMS.

La metodología de obtención y elaboración del material filtrante se realizó de una manera sencilla, con el propósito que este método sea aplicable a sectores rurales de países en desarrollo. Desde el punto de vista investigativo se analizó los materiales para respaldar su eficiencia en la biofiltración con analíticas de laboratorio. A continuación, se describe lo desarrollado en el presente apartado.

3.1 Planta piloto para la eliminación de Coliformes totales y Escherichia coli del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado.

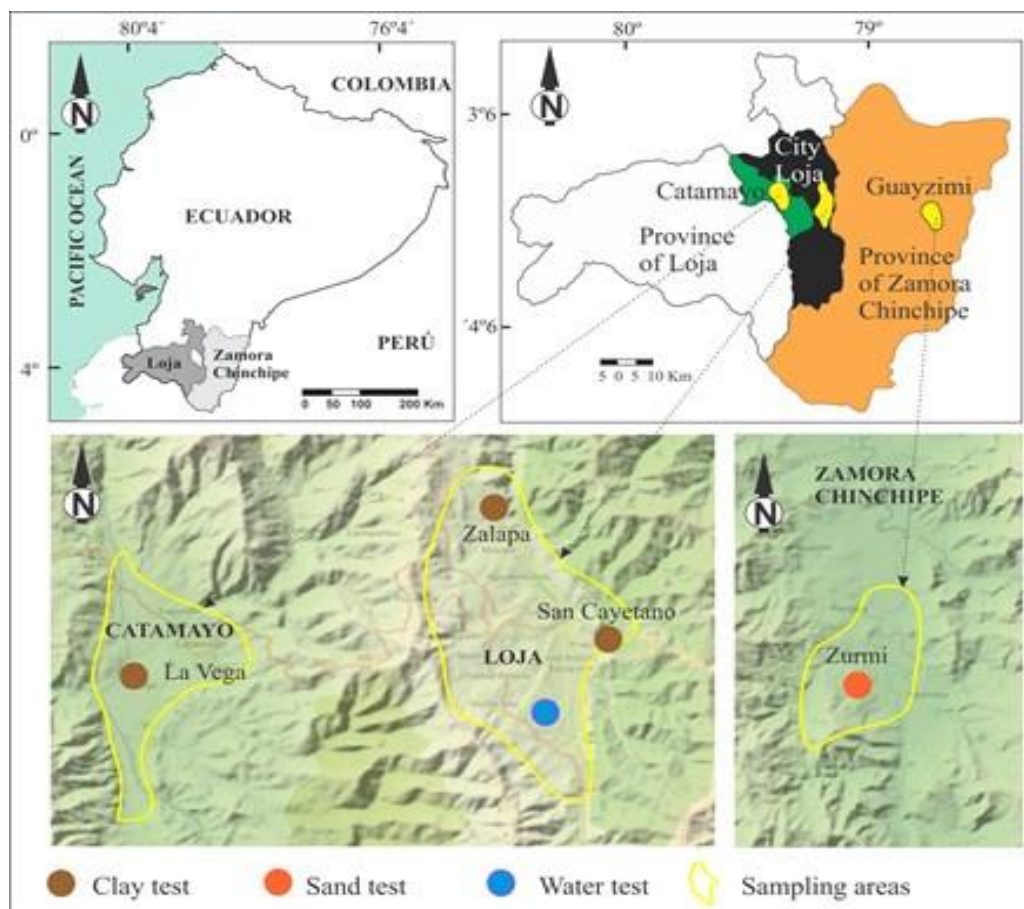
Esta planta piloto se diseñó y construyó para evaluar en primer lugar la eficiencia del material filtrante, luego la configuración del sistema piloto y por último el tiempo de arranque y su máxima eficiencia en la remoción de microorganismos presentes en el agua.

3.1.1 Obtención de las arcillas para la elaboración de esferas cerámicas

El material cerámico destinado a la filtración del agua se elaboró a base de arcillas naturales, obtenidas de tres canteras que en el sector de estudio son utilizadas para la industria de alfarería, ladrillos y tejas. Así también el uso de la arena de sílice que en la zona de estudio es común encontrarla en formaciones geológicas naturales, Figura 12.

Figura 12

Puntos donde se tomaron las muestras de arcillas naturales, arena de sílice y agua cruda



Las canteras donde se extrajeron las arcillas son conocidas como:

- 'La Vega', 4°00'29.5"s 79°22'44.8"w, a 1172 m.s.n.m.
- 'Cayetano', 3°59'41.0"s 79°11'17.9"w, a 2248 m.s.n.m.
- 'Zalapa', 3°53'55.2"s 79°15'24.9"w, a 2582 m.s.n.m.

La cantera donde se extrajo la arena de sílice es conocida como:

- 'Zurmi', 4°14'00.7"s 78°45'40.9"w, a 915 m.s.n.m.

Estas canteras están ubicadas en las provincias de Loja y Zamora Chinchipe, al sur del Ecuador. Las arcillas fueron tomadas de forma directa de la formación geológica, luego se pulverizaron en un molino de bolas marca Retsch, y por último se tamizaron. Para identificar las arcillas según su origen se establecen como: Arcilla La Vega (AV), Arcilla Cayetano (AC) y Arcilla Zalapa (AZ), respectivamente.

Además, se determinó las propiedades físicas, químicas y mineralógicas de las arcillas antes y después de la calcinación, con el propósito de conocer su composición. La caracterización de las arcillas en cuanto a su plasticidad se realizó de acuerdo a los límites de Atterberg, para obtener los parámetros como: límite líquido (LL), límite plástico (PL) y el índice de plasticidad (PI), guiados por la norma ASTM D 4318. Las arcillas antes y después de ser calcinadas se sometieron a un análisis químico de Fluorescencia de Rayos X (XRF), en un equipo marca Bruker Corporation, modelo S1 Turbo, usando el método de medición Mining Light Elements.

La composición mineralógica se determinó por Difracción de Rayos X (XRD), en un difractómetro de rayos X D8-Advance, marca Bruker Corporation, con un tubo de cobre con longitud de onda $K\alpha$ (1.5418 Å). Los difractogramas se interpretaron en el software EVA Difrac Plus, en base a un análisis cualitativo, para el análisis de las fases minerales existentes en las muestras, y en el software TOPAS para un análisis cuantitativo, determinando los porcentajes de cada fase mineral.

El proceso de elaboración del material de filtración incluyó la pulverización de la arcilla, luego la mezcla con el material orgánico (cáscara de arroz y maní), en una proporción de 70% arcilla y 30% material orgánico. Se añadió agua, luego se colocó en un molde uniforme (15 x 15 x 6 mm, de aristas y espesor), finalmente se transformaron en esferas de 13 mm de diámetro, Figura 13. Para tener datos de la eficiencia de añadir material orgánico a la arcilla, se elaboró como base de comparación arcilla pura, sin adicionar material orgánico.

Figura 13

Proceso de elaboración del material filtrante tipo esferas de cerámica: a) Cáscara de arroz; b) Cáscara de maní; c) Proceso de elaboración de las esferas de cerámica.



a)



b)

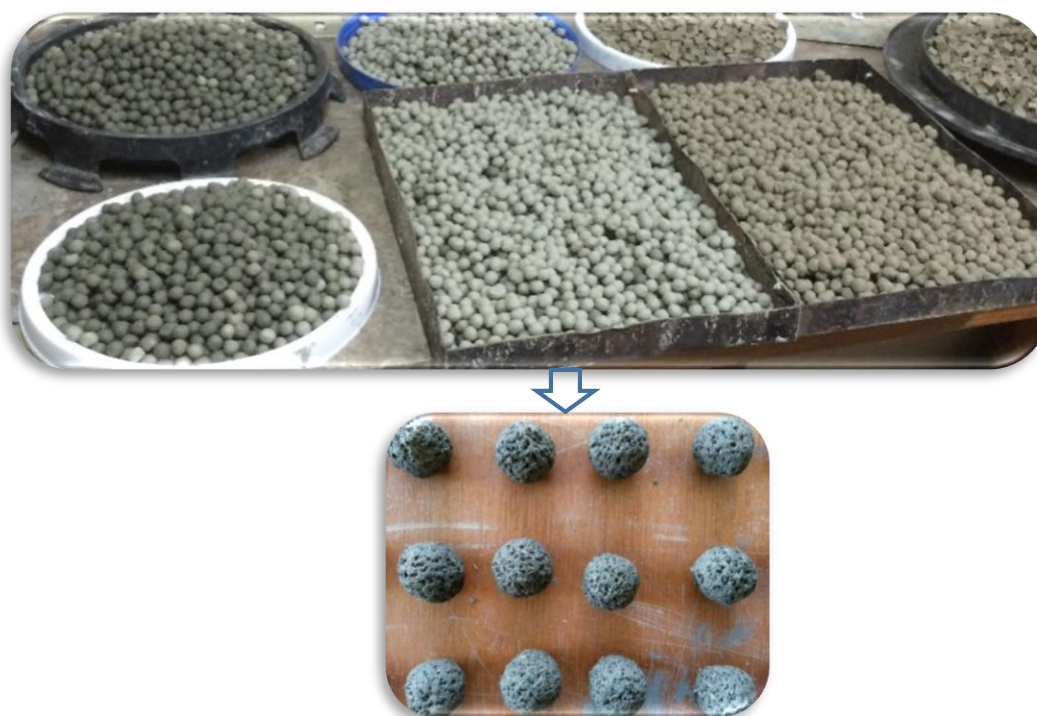


c)

Para que las esferas pierdan humedad antes de ser calcinadas, se colocaron en un horno tipo estufa a 150 °C por 3 horas. Por último, se calcinaron en una mufla SKUT AUTOMATIC KILN, modelo KM-818, con incrementos de temperatura de 5 °C/min hasta los 800 °C, alcanzada esta temperatura se dejó una estabilidad de calcinación de 2 horas, según el procedimiento realizado por (Z. Wang et al., 2016). Las esferas antes y después de la calcinación se muestran en la Figura 14.

Figura 14

Material de soporte tipo esferas de cerámica, a) Antes de ser calcinadas, b) Después de ser calcinadas.



a)



Una vez calcinadas y convertidas en material cerámico se denominaron de acuerdo a la cantera de origen y a la mezcla con el material orgánico, como sigue:

- Cerámica La Vega (CV),
- Cerámica La Vega con cáscara de maní (CVM),
- Cerámica La Vega con cáscara de arroz (CVA),
- Cerámica Cayetano (CC),
- Cerámica Cayetano con cáscara de maní (CCM),
- Cerámica Cayetano con cáscara de arroz (CCA),
- Cerámica Zalapa (CZ),
- Cerámica Zalapa con cáscara de maní (CZM),
- Cerámica Zalapa con cáscara de arroz (CZA).

3.1.2 Diseño del sistema piloto de biofiltración

Se analizó la disponibilidad de materiales del sector, tanto para la construcción del sistema piloto, obtención y elaboración del material filtrante, y el acceso a una fuente de agua para poder evaluar el sistema frente a una realidad rural.

Se evaluó el material filtrante tipo esferas de cerámicas, éstas esferas se colocaron en columnas de biofiltración de flujo ascendente, en las que se indujo oxígeno atmosférico. Seguido a este material filtrante se acomodó columnas en serie conformadas de arena de sílice con flujo descendente y por último un cartucho de carbón activado con textil enrollado en espiral en su base. El banco de pruebas se compone de 15 plantas piloto de biofiltración acomodadas en paralelo, de las cuales 9 sirvieron para este estudio. El agua se almacenó en un depósito de 2500 L, ubicado a 1.20 m sobre la cota superior de las columnas de biofiltración, Figura 15. El agua que se utilizó para el análisis fue tomada de un lago coordenadas 4°01'09.2"S, 79°12'43.3"W, con presencia mayoritaria según el análisis microbiológico de CT y *E. coli*.

Figura 15

Planta piloto (biofiltro de cerámico – filtro lento de arena – filtro de textil y carbón activo): a) Vista frontal de la planta piloto; b) Vista posterior de la planta piloto; c) Vista del sistema de suministro de agua a cada columna; d) Vista del sistema de recolección de agua filtrada.



a)



b)



c)



d)

3.1.3 Biofiltros con esferas de cerámica BFCs

Las dimensiones de los BFCs se establecieron en columnas de 100 cm de altura y 11 cm de diámetro, Figura 16. En la parte inferior se colocó una capa difusora entre el fondo de la columna y el material filtrante dejando un espacio de 10 cm, mismo que sirvió como ambiente de sedimentación y purga. En la parte superior del material filtrante se estableció una lámina de inundación con un tirante de 5 cm, esto para mantener inundado el lecho filtrante y facilitar la formación de la biocapa. El flujo de agua y aire fue inducido por la parte inferior de la columna con sentido ascendente, según la configuración de (Stephenson et al., 2004).

El material filtrante fue empacado en la columna con un espesor de 70 cm, mínimo recomendado para la filtración lenta. El suministro de aire se lo realizó por medio de un compresor marca JAD, ACQ-003 de 35 W, Figura 16d. Las columnas se elaboraron con cloruro de polivinilo opaco (PVC), para evitar el ingreso de luz y con esto se genere el crecimiento de algas en las paredes internas del tubo, Figura 16e (Zaky F.A. & El-Gendy A.S., 2011).

3.1.4 Filtros de arena FA

Los FA son aquellos que reciben el agua procedente de los BFCs, en estos biofiltros el agua ingresa por la parte superior de la columna. La arena de sílice se acomodó en una

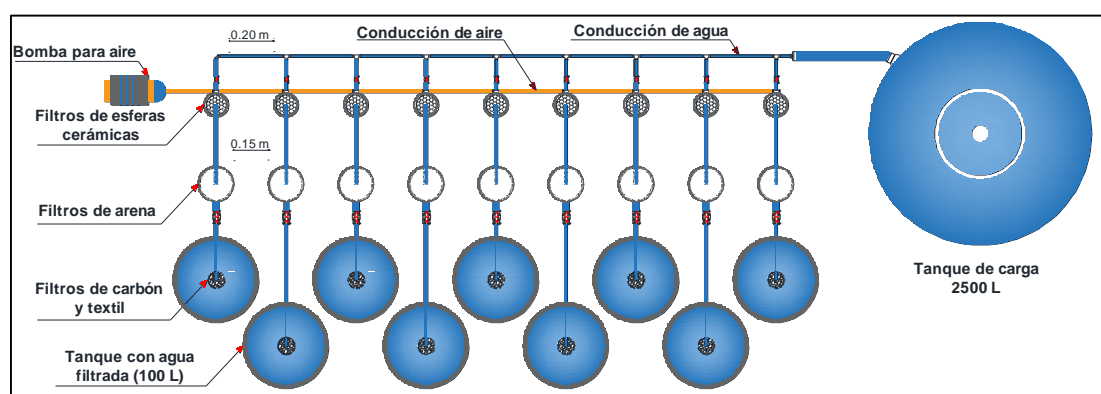
columna de PVC de 16 cm de diámetro y 100 cm de altura, con flujo descendente. El material de filtración se acomodó en una capa de 70 cm de espesor, Figura 16f. La descarga se acopla en el fondo de la columna por medio de una tubería que es elevada hasta una altura de 85 cm respecto al fondo, esto para garantizar una lámina de inundación de 5 cm sobre el lecho de arena y facilitar la formación de la biocapa o biopelícula según configuración expuesta por (CAWST, 2011).

3.1.5 Filtro de carbón activado y textil (FCA)

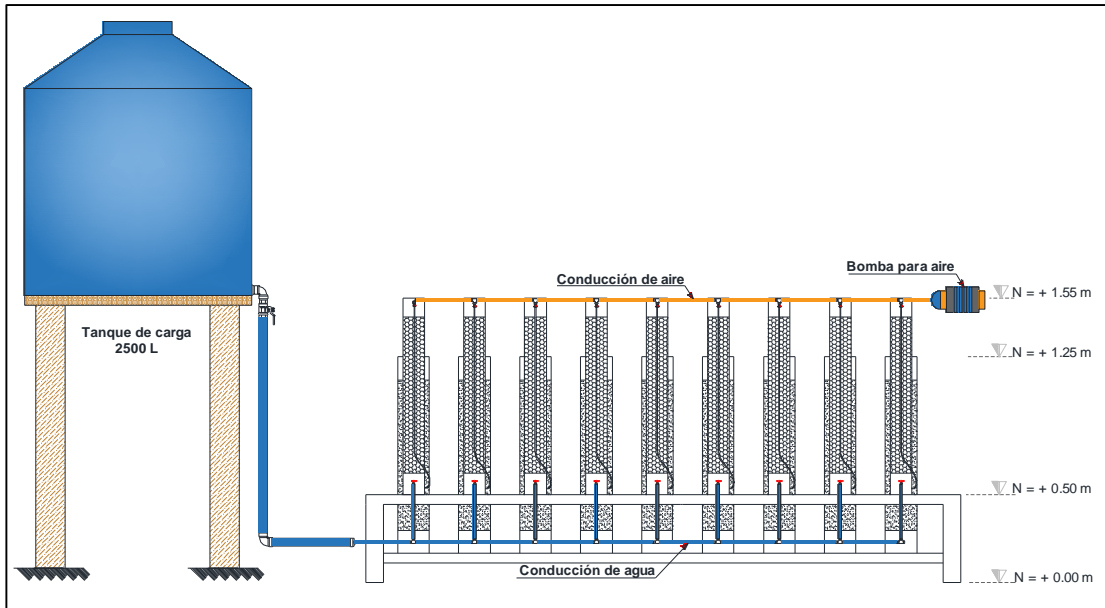
Por último, se colocó un cartucho de carbón activado de origen comercial y textil enrollado en forma de espiral, el flujo es de tipo descendente de 30 cm de altura y 7 cm de diámetro. En el fondo de la columna se coloca 5 cm de textil enrollado en espiral, seguido de una capa de 20 cm de carbón activado de 2 mm de diámetro. Este filtro es colocado sobre un depósito de 100 L de capacidad, en el cual se almacena el agua filtrada para el uso que se determine, Figura 16g.

Figura 16

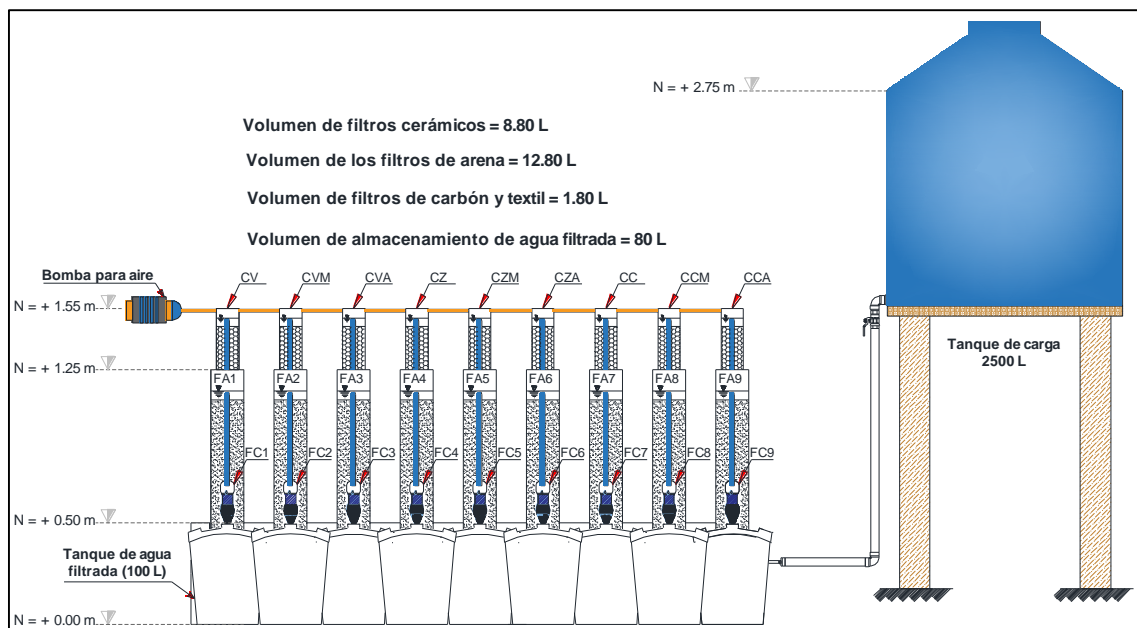
Planta piloto para la biofiltración del agua (PPB): a) Vista en planta de la PPB; b) Vista posterior de la PPB; c) Vista frontal de la PPB; d) Compresor de aire JAD, ACQ-003 de 35 W; e) Biofiltro con esferas de cerámica BFC, columna con flujo ascendente; f) Biofiltro de arena FA, columna con flujo descendente; g) Biofiltro de carbón activado y textil FCA, flujo descendente; h) Esquema secuencial de la planta piloto de biofiltración.



a)



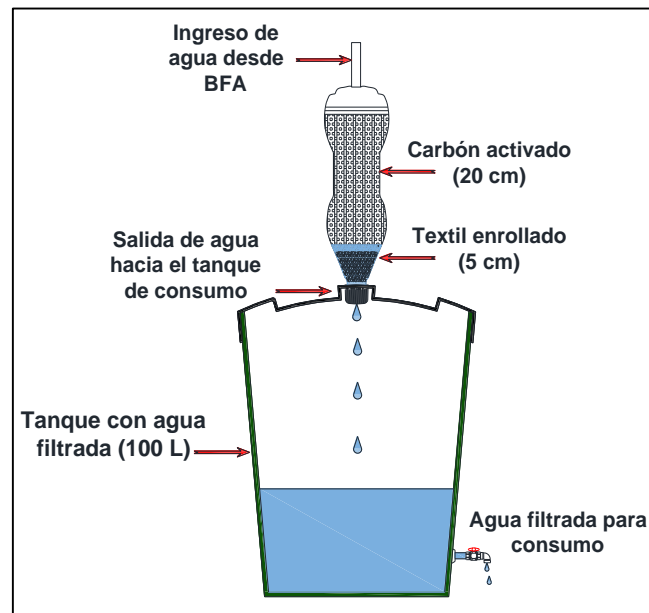
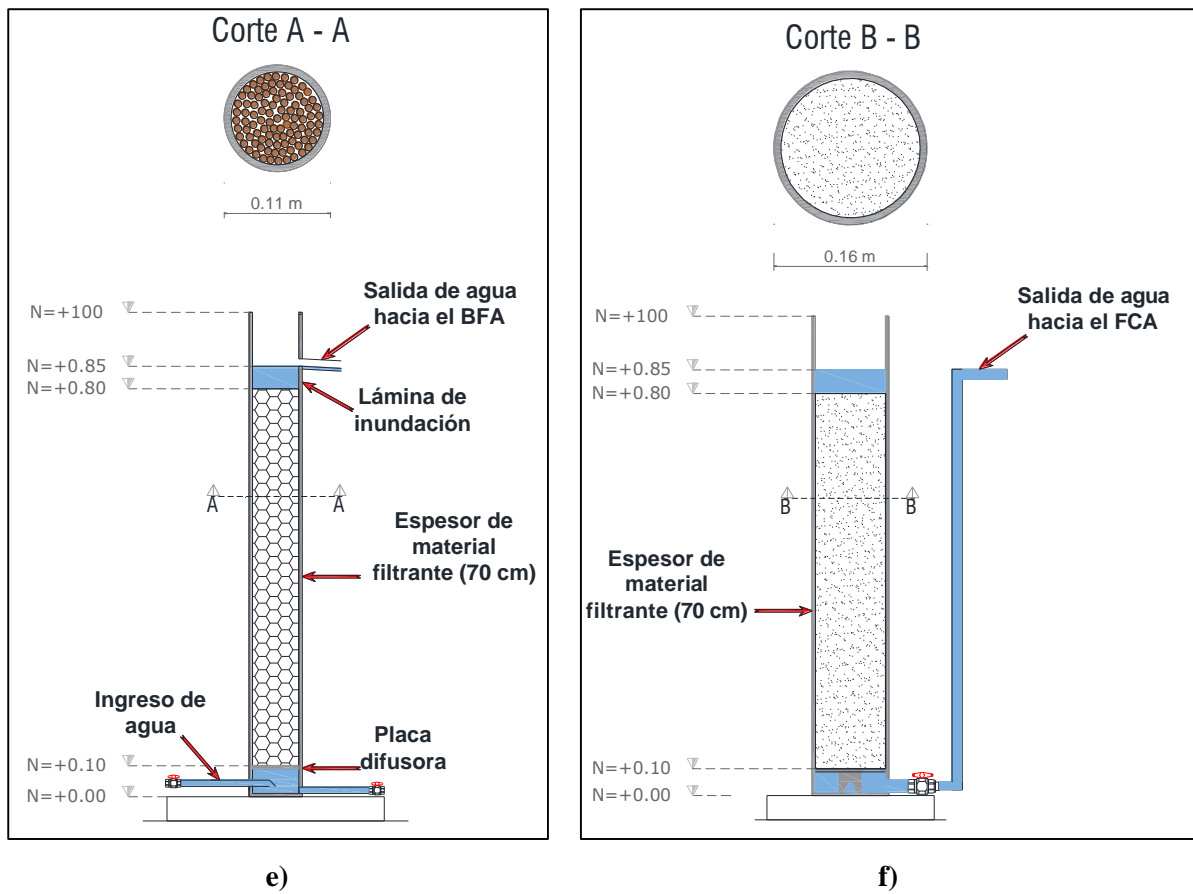
b)



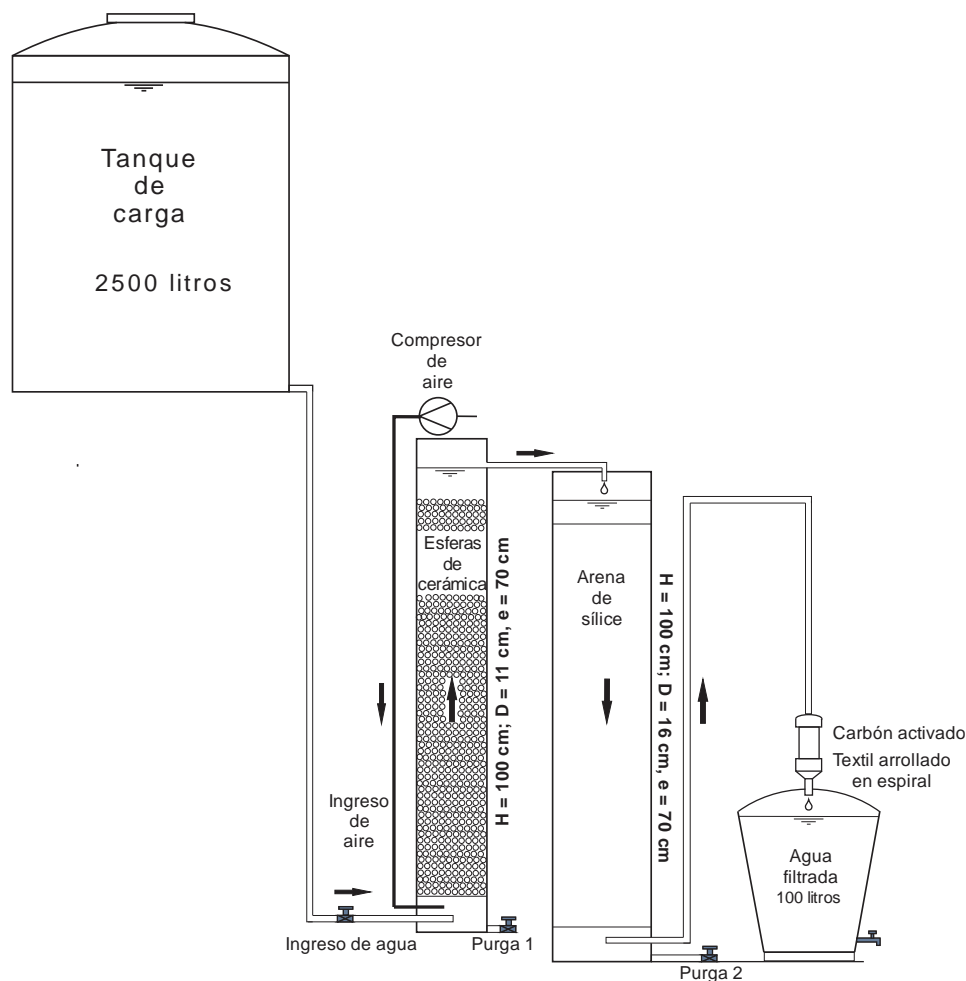
c)



d)



g)



h)

3.1.6 Métodos de análisis de agua

Para el análisis del contenido de microorganismos en este caso CT y *E. coli*, el método que se utilizó fue el de filtración por membrana usando un medio m-ColiBlue 24. Este método es ampliamente aceptado y se utiliza comúnmente para la determinación de CT y *E. coli* en el agua (Kallman, E. N., Oyanedel-Craver, V. A., & Smith, 2013; Mellor et al., 2014). Con la ayuda de una incubadora que mantiene la temperatura a 35 °C (± 0.5)/95 F (± 0.9), el ambiente fue acondicionado para el crecimiento de los microorganismos para un período de 24 h. El registro de crecimiento de CT y *E. coli* se realizó con un estereomicroscopio (Stemi DV4, ZEISS, Alemania) con un aumento de 4x (0.8x/3.2x).

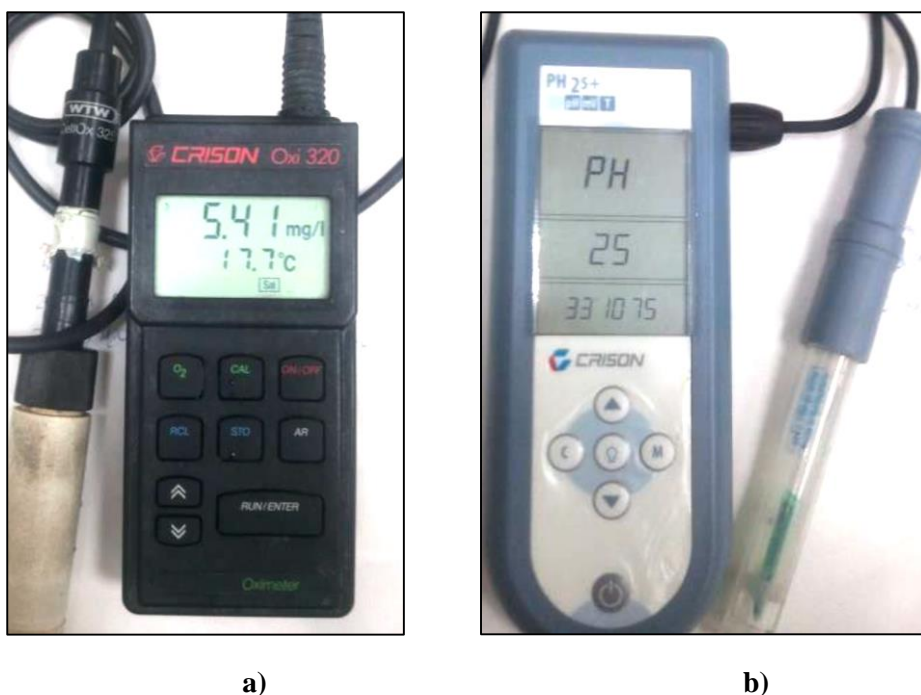
Los parámetros como el pH se registraron con un medidor portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments, España). Se midieron el oxígeno y la temperatura, utilizando un

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

oxímetro portátil (Crison OXI 320), Figura 17. Los parámetros físicos se registraron con una frecuencia diaria, y los análisis microbiológicos se registraron quincenalmente durante un período total de 180 días.

Figura 17

Equipos para medir la temperatura, oxígeno disuelto y pH en el agua, a) Oxímetro portátil (Crison OXI 320), b) medidor de pH portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments, España).



Las características hidráulicas se determinaron para saber la tasa de filtración, tiempo de retención hidráulica (TRH) y las pérdidas de carga. Las Ecuaciones (9 – 17) se utilizaron para el cálculo y diseño de las columnas de filtración se representan en la Tabla 15.

Tabla 15

Ecuaciones utilizadas para el diseño de las columnas de filtración

Descripción	Ecuación	No. Ecuación
Velocidad de filtración	$V_m = \frac{Q}{A}$	(Ecuación 9)
Porosidad	$\varepsilon = \frac{V}{V_T}$	(Ecuación 10)
Volumen de vacíos	$V_v = \varepsilon \times V$	(Ecuación 11)
Tiempo de retención hidráulica	$TRH = \frac{V_v}{Q}$	(Ecuación 12)

Viscosidad cinemática	$\vartheta = \frac{0.00049}{(T + 4.2)^{1.5}}$	(Ecuación 13)
Número de Reynolds	$Re = \frac{V_m \times d}{\nu}$	(Ecuación 14)
Coefficiente de arrastre	$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34$	(Ecuación 15)
Pérdida de carga en material uniforme	$h = 1.067 \times C_D \times \frac{1}{e^4} \times \frac{L}{d} \times \frac{V_m^2}{g}$	(Ecuación 16)
Pérdida de carga para filtros lentos de arena	$\frac{h}{L} = 0.178 \times \frac{C_D \times V_m^2}{g \times e^4} \times \frac{\alpha}{\beta} \times \sum \frac{P_i}{d_i}$	(Ecuación 17)

Dónde, Q caudal de filtración (m^3/h); A área superficial del filtro (m^2); C_D coeficiente de arrastre; ϵ porosidad del lecho; L profundidad del lecho (m); d diámetro de los granos (m); V_m velocidad o tasa de filtración (m/s); g aceleración de la gravedad (m/s^2); Re número de Reynolds; ν viscosidad cinemática (m^2/s); α/β factor de forma de los granos de arena; P_i porcentaje de material en el filtro; d_i tamaño promedio de las partículas; TRH tiempo de retención hidráulica (h); V_v volumen de vacíos (m^3).

Para obtener el factor de forma de los granos de arena se utilizó los valores especificados en la Tabla 16:

Tabla 16

Valores aproximados de factor de forma para arena.

Tipo de arena	β	α/β	ψ
Angular	0.64	6.9	0.81
Afilada	0.77	6.2	0.85
Erosionada	0.86	5.7	0.89
Redondeada	0.91	5.5	0.91
Esférica	0.52	6	1

Nota. Tomado de (Lozano & Lozano, 2015).

3.2 Planta piloto para remover metales pesados de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales y combinadas con subproductos agrícolas

3.2.1 *Obtención de las acillas naturales*

Las arcillas naturales se tomaron de tres canteras denominadas “Malacatos” (AM) coordenadas 4°11'06.4"S, 79°17'40.3"W, “Catamayo” (AC) coordenadas 4°01'46.4"S, 79°21'54.2"W, y “Zalapa” (AZ) coordenadas 3°53'57.8"S, 79°15'22.1"W, en la provincia de Loja – sur del Ecuador. De acuerdo a lo desarrollado en el apartado de la planta del Capítulo II, a las arcillas en su estado natural se les realizó ensayos de granulometría ASTM D 422 y límites de Attemberg ASTM D4318. Para determinar la composición química se aplicó Fluorescencia de Rayos X (XRF) (Souza et al., 2014), la composición mineralógica se determinó por Difracción de Rayos X (XRD) (C. S. Lee et al., 2017). Así también, se analizó la porosidad de las esferas, densidad, peso específico y resistencia a la compresión, frente a la carga que sufrirán las esferas al ser empaquetadas en la columna de filtración.

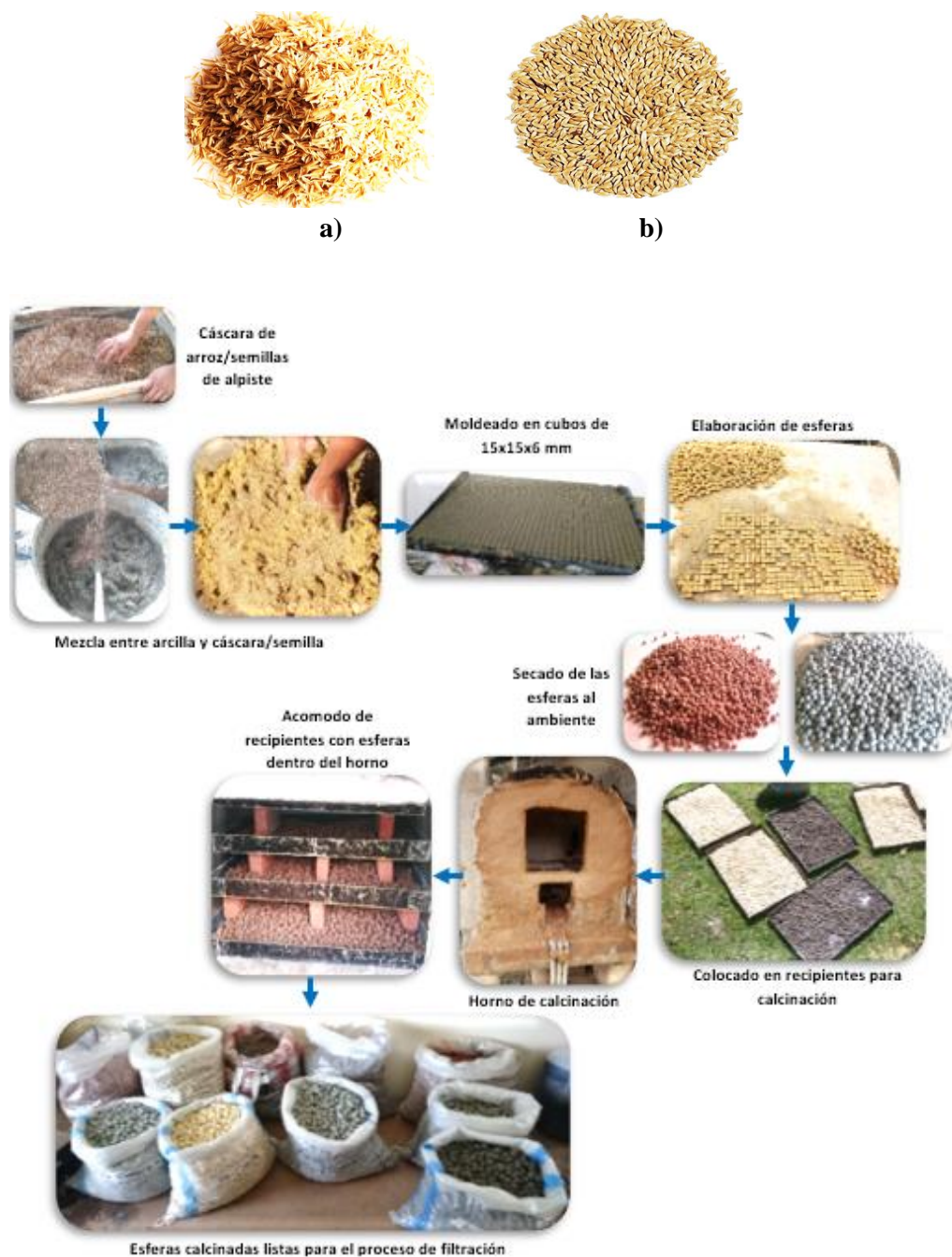
3.2.2 *Elaboración del material filtrante*

Para elaborar el material cerámico se pulverizó, tamizó y por último se mezcló en una relación de 90% arcillas nativas y 10% material orgánico (cáscaras de arroz y semillas de alpiste). Esta relación, en especial la cáscara de arroz está en referencia a la mezcla de arcilla y material orgánico que en la zona utilizan para la elaboración de ladrillos y tejas. Se decidió agregar semillas de alpiste por el costo mínimo que representa en la zona su adquisición y por el tamaño de grano que una vez mezclado con la arcilla favorece a generar vacíos dentro de la esfera y en la superficie, esto luego de la calcinación. Esta particularidad se consideró con el propósito de dar un valor agregado a los residuos o desperdicios de la materia prima utilizada para la elaboración de ladrillos y tejas en varios sectores de la provincia de Loja – Ecuador; donde sus habitantes son productores de cerámicas, que bien pueden elaborar este material para la filtración del agua.

Una vez pulverizado el material arcilloso, se procedió a elaborar una mezcla para colocarla en un molde de secciones uniformes; por último, esta mezcla es transformada en esferas con un diámetro promedio de 13 mm, Figura 18.

Figura 18

Proceso de elaboración de las esferas de cerámica destinada a la filtración del agua: a) Imagen de la cáscara de arroz; b) Imagen de las semillas de alpiste.



c)

Según la configuración desarrollada por Z. Wang et al., (2016), las esferas fueron secadas para que pierdan humedad en un horno tipo estufa a 150 °C, por un periodo de 3 horas, luego se calcinaron con incrementos de temperatura de 5 °C/min hasta los 800 °C, alcanzada esta temperatura se dio una estabilidad de calcinación de 2 horas.

3.2.3 Materiales filtrantes de referencia

Para este estudio se utilizaron dos materiales de referencia, carbón activado (CA) y antracita (A), éstos fueron adquiridos de forma comercial. El CA con una granulometría de 2.5 mm de origen vegetal (cáscara de coco) y la A de origen mineral con un 95% de contenido de carbón, una densidad aparente de 800 kg/m³ y un tamaño de partículas de 1.5 mm.

3.2.4 Selección del agua a ser ensayada

El agua fue tomada del sector “El Derrumbo”, cantón Puyango, provincia de Loja, coordenadas 3°57'44.8"S 80°03'20.8"W. Las condiciones del agua subterránea y superficial de este sector se ven afectadas por concentraciones anómalas de metales pesados en rocas y sedimentos, principalmente Vanadio, Uranio, Zinc, Plomo, Manganeso y Hierro (Tapia, 2017; Quevedo & Eras, 2017). El agua se tomó de un cauce superficial del cual aprovechan los habitantes de “El Derrumbo” para el consumo humano y otras actividades de su entorno familiar, Figura 19.

Figura 19

Sector donde se tomó el agua para ensayar en el sistema piloto



3.2.5 *Diseño y construcción de la planta piloto*

Para evaluar el material cerámico se utilizó el banco de pruebas del Capítulo II, ocupando ocho plantas piloto con columnas en paralelo y flujo ascendente, Figura 20. El sentido del flujo es ascendente en todas las columnas con la derivación del flujo por su parte superior.

De las ocho columnas, se determinó que tres columnas conformen el filtro de los tres tipos de arcilla natural mezcladas con semillas de alpiste, tres columnas de arcilla y cáscara de arroz, y por último dos columnas, una con carbón activado y otra con antracita. El uso del carbón activado y la antracita fue para comparar cuan eficientes serán las arcillas naturales y sus combinaciones con material vegetal en la remoción de los elementos en análisis.

Figura 20

Planta piloto para la remoción de Pb, Fe, Mn y Zn, con el uso de diferentes materiales filtrantes: a), b) y c) Imágenes frontales de la planta piloto; d) Vista en planta del sistema piloto; e) Esquema de la parte posterior de la planta piloto; f) Detalle de la columna de filtración.



a)

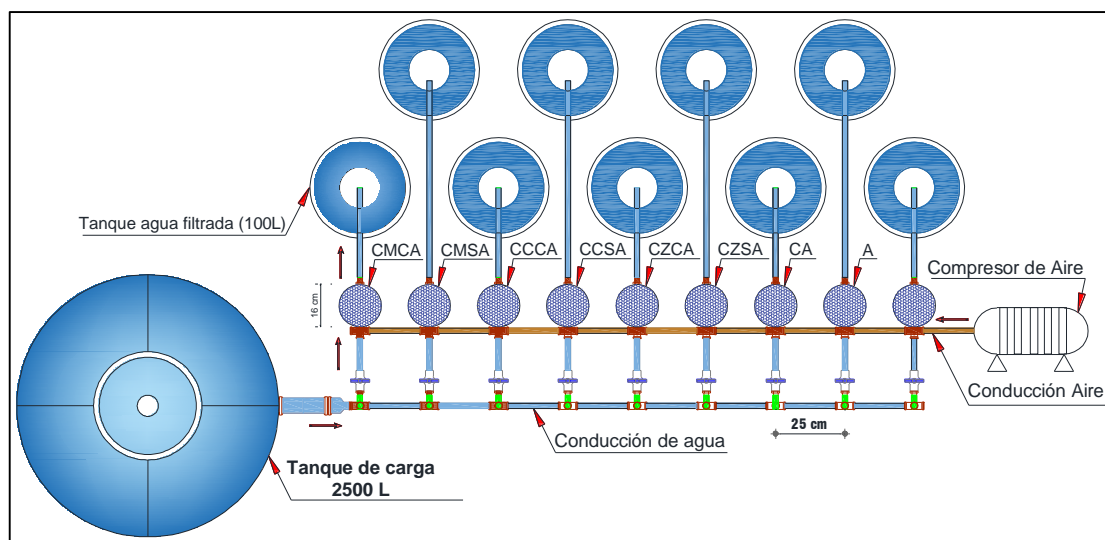


b)

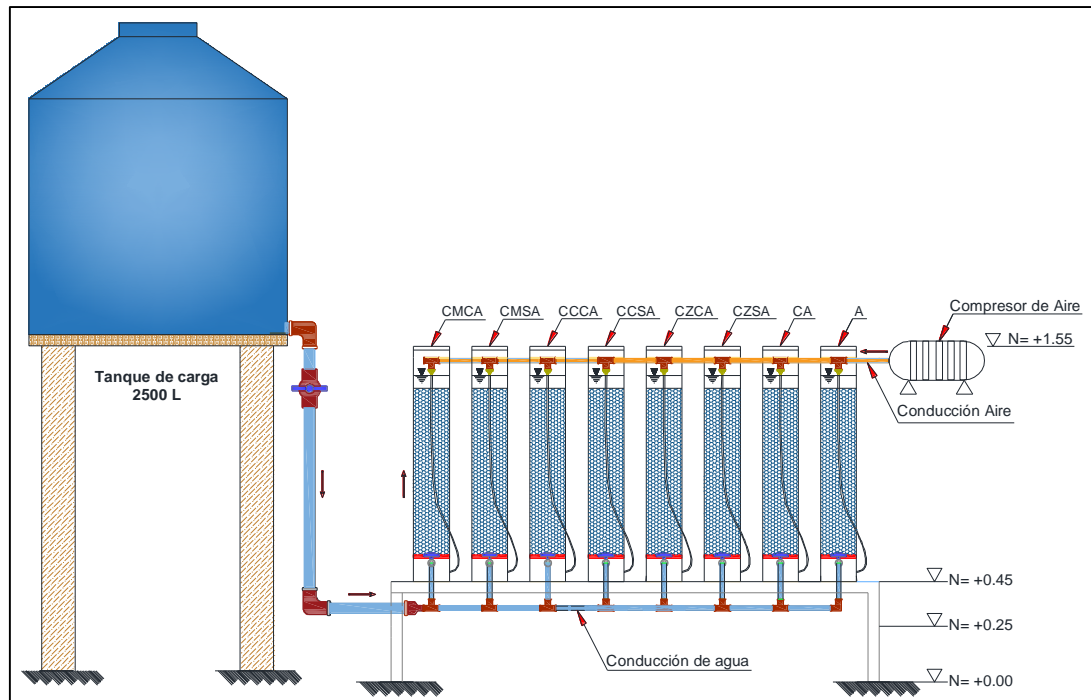
Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural



c)

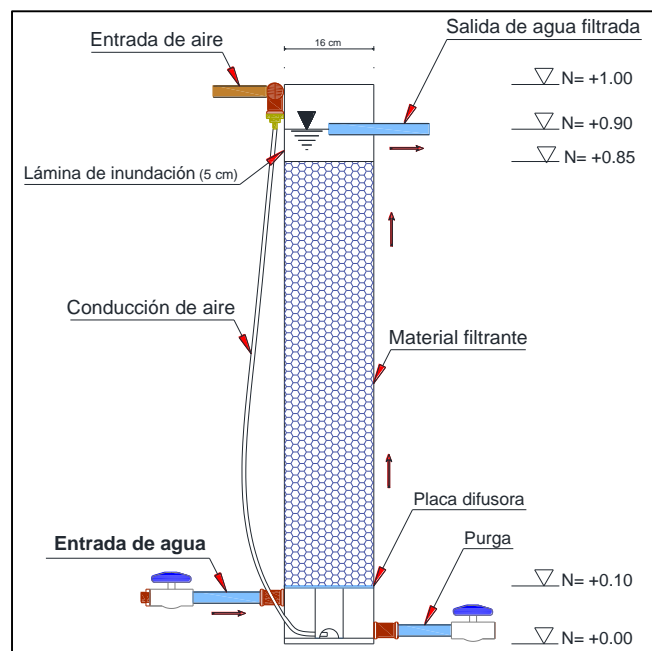


d)



e)

Las columnas están construidas de cloruro de polivinilo PVC opaco, con una altura de 100 cm y 16 cm de diámetro, el material de relleno ocupa un espesor de 75 cm (Abu Hasan et al., 2014; Sounthararajah et al., 2016). En la parte superior del lecho filtrante se dejó una lámina de inundación de 10 cm, de aquí se recoge el agua filtrada para ser analizada.

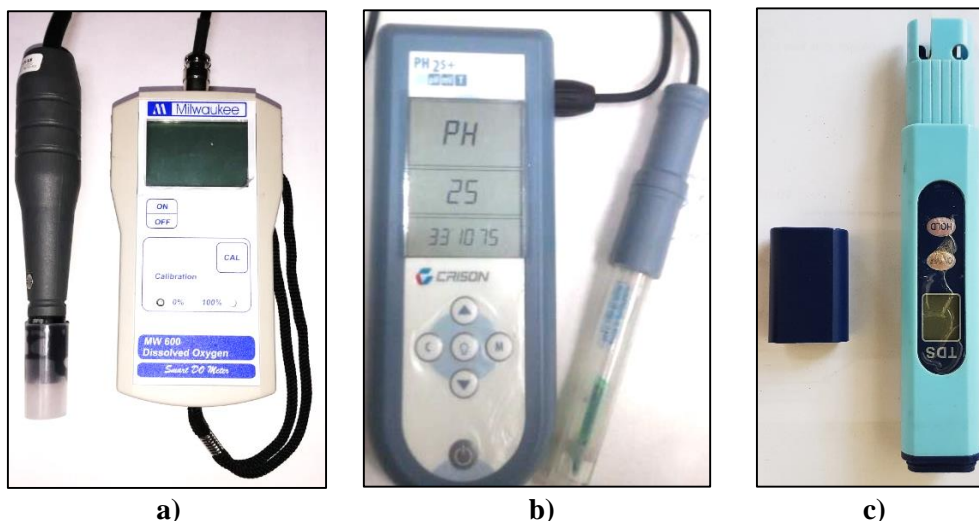


f)

El suministro de aire se lo realizó por medio de un compresor marca JAD, ACQ-003 de 35 W. Además, se controlaron los siguientes parámetros: el pH, la temperatura (T), el oxígeno disuelto (OD) y los sólidos disueltos totales (SDT), Figura 21.

Figura 21

Equipos para medir la temperatura, oxígeno disuelto, SDT y pH en el agua, a) Oxímetro portátil (Milwaukee MW 600), b) medidor de pH portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments)



Con el uso del equipo Optical Emission Spectrometer 8000 de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP – MS), se analizó la concentración de Pb^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} , antes y después de pasar por la columna con sus respectivos materiales filtrantes, Figura 22.

Figura 22

Equipo de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP - MS)



3.3 Planta piloto para potabilizar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural de la Amazonía Ecuatoriana.

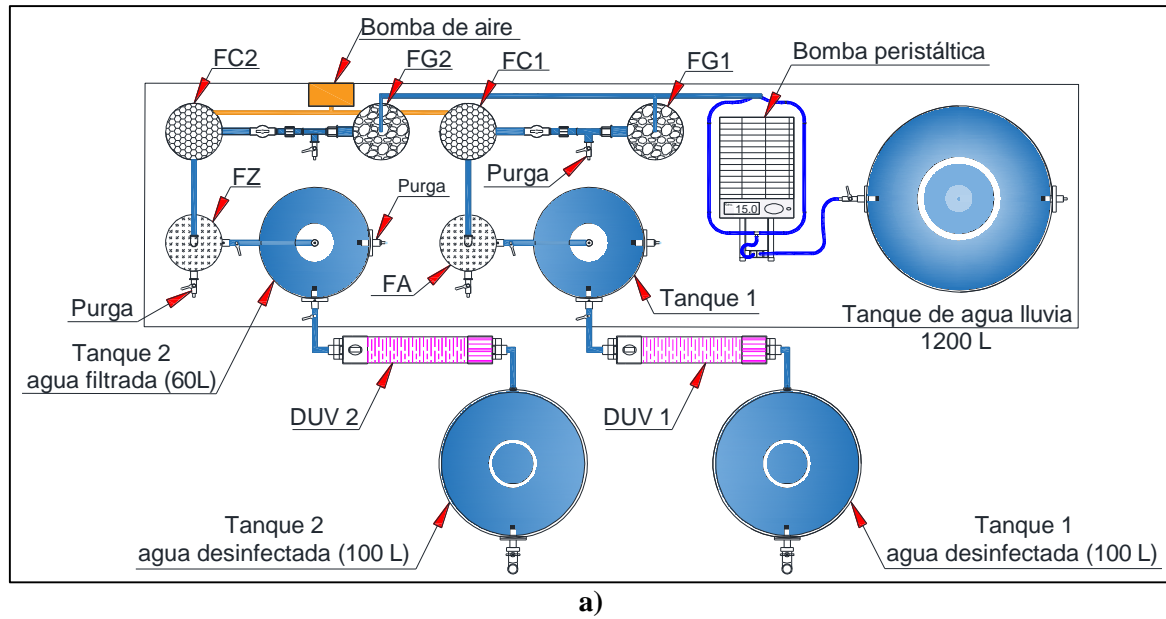
Las PPs para purificar el agua de lluvia se instalaron en una vivienda ubicada entre las provincias de Loja y Zamora Chinchipe, límite andino-amazónico, sur del Ecuador, coordenadas 3°59'13.1"S y 79°11'49.3"W. En la zona la precipitación promedio es de alrededor de 1058 mm al año, lo que permitió disponer de agua lluvia a lo largo del periodo de estudio. Se determinó una dotación de 10 L/hab/día, en referencia a lo mínimo recomendado por la WHO (2017) de 7.5 L/hab/día. Para este estudio se consideró una familia rural amazónica Shuar de 5 personas, como hogar promedio rural en el Ecuador (Larrea et al., 2007). Con este dato se determinó el volumen diario únicamente para la ingesta de 50 L/día, para toda la familia en beneficio.

Las PPs se diseñaron en base al proceso de biofiltración, ideal para reducir en el influente los parámetros físicos, químicos y biológicos del agua; tales como: olor, color, sabor, metales disueltos y patógenos biológicos (CAWST, 2011).

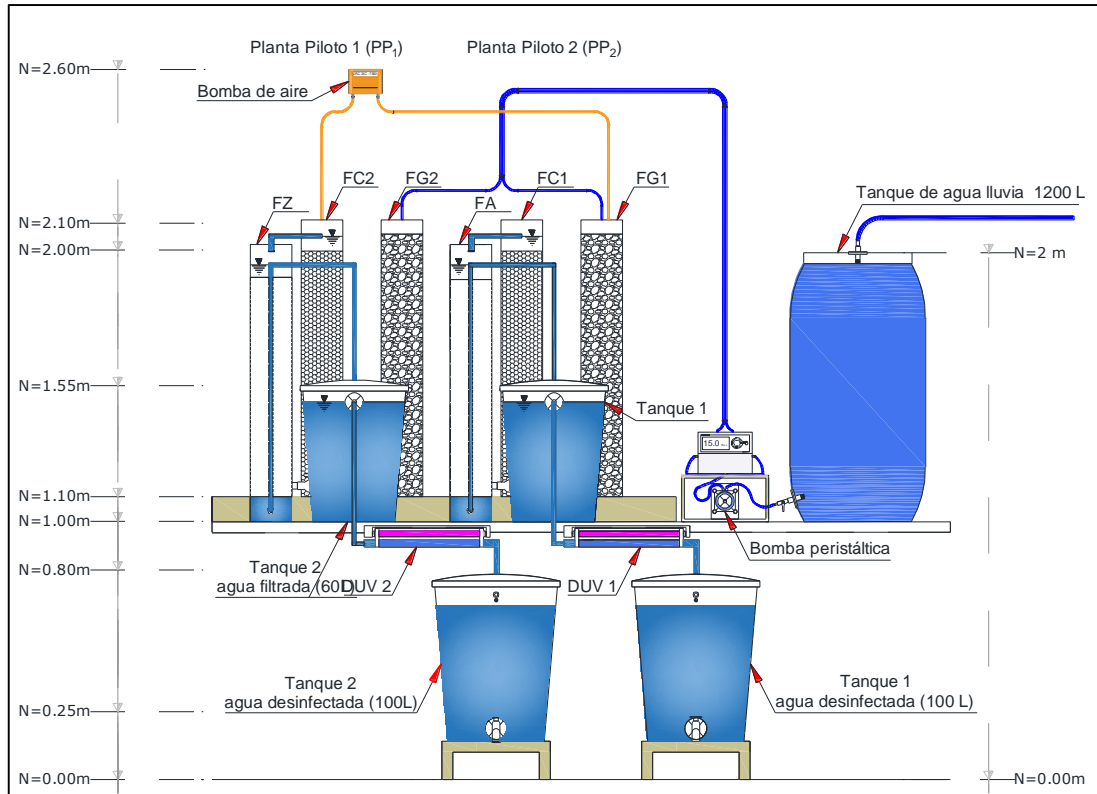
El sistema experimental se acomodó de un depósito de polietileno oscuro con capacidad de 1200 L que almacenó el agua de lluvia. Luego se condujo el flujo de agua con una bomba peristáltica Masterflex L/S, conducto de silicona Masterflex L/S 17 (96410-17) con 6.4 mm de diámetro, intervalo de caudal de 2.8 a 1700 ml/min. El flujo se conduce hasta un sistema en serie acomodado por tres columnas de poli cloruro de vinilo (PVC) con 152 mm de diámetro y 100 cm de altura, para cada PP. En la columna del filtro cerámico se induce aire por medio de un compresor JAD SC-3500 de 2.50 W, Figura 23.

Figura 23

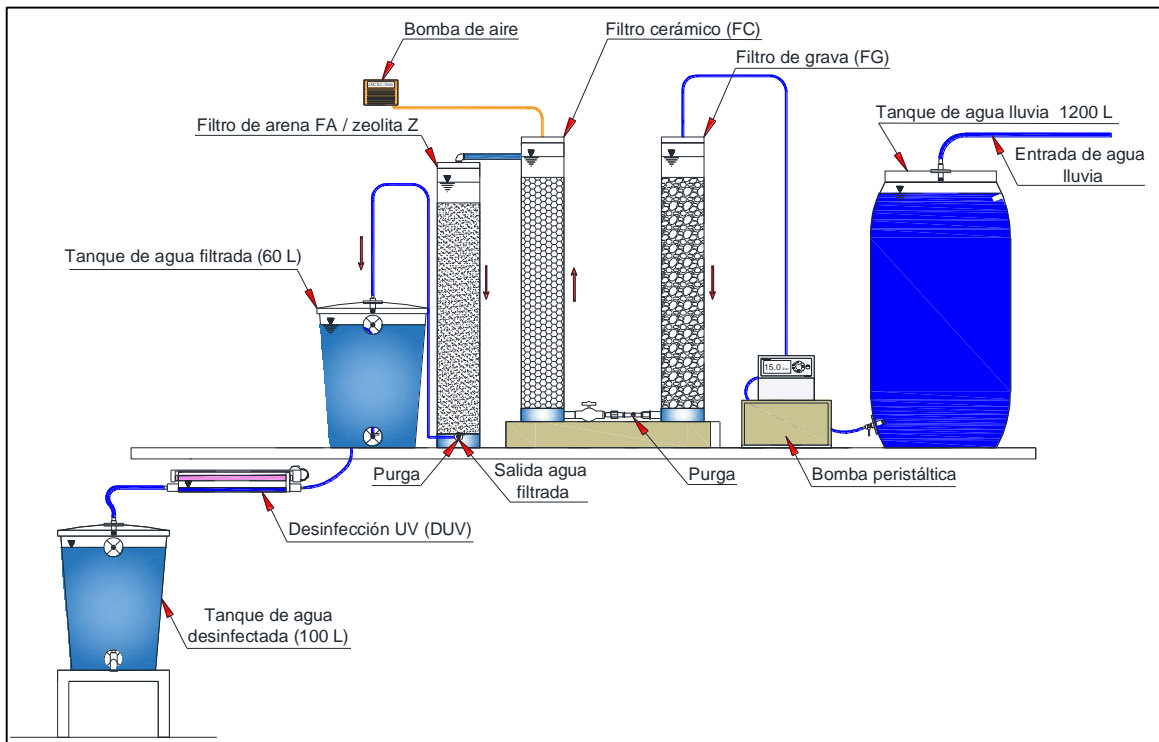
Planta piloto para purificar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural, con capacidad de purificar 50 L/día: a) Vista en planta de la planta piloto 1 y 2; b) Vista frontal de la planta piloto; c) Detalle de la secuencia de filtración y desinfección del agua lluvia; d) Detalle del filtro de grava FG, columna con flujo descendente; e) Detalle del filtro con esferas de cerámica FC, columna con flujo ascendente; f) Detalle del filtro de arena / zeolita FA/FZ, columnas con flujo descendente; g) Esquema secuencial del sistema piloto; h) Imagen de la planta in situ.



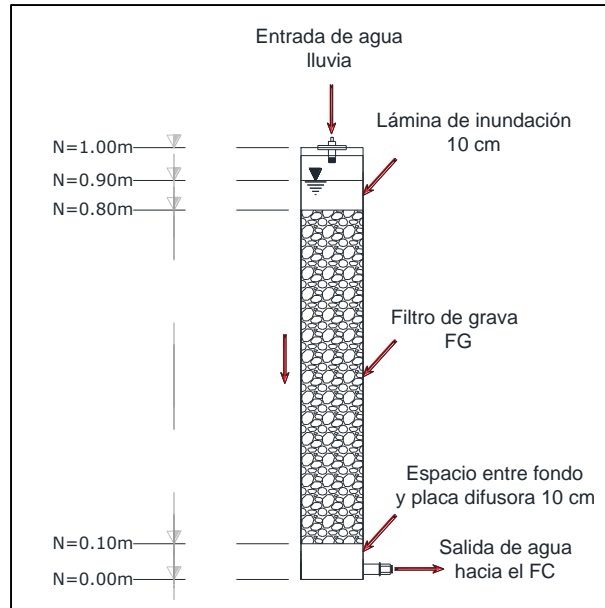
Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural



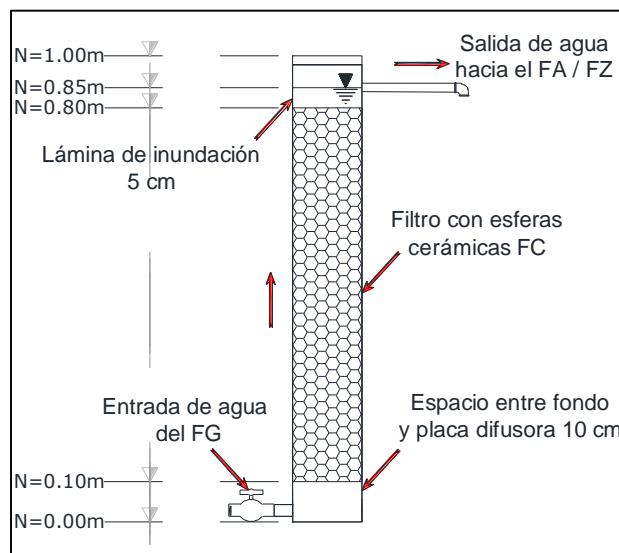
b)



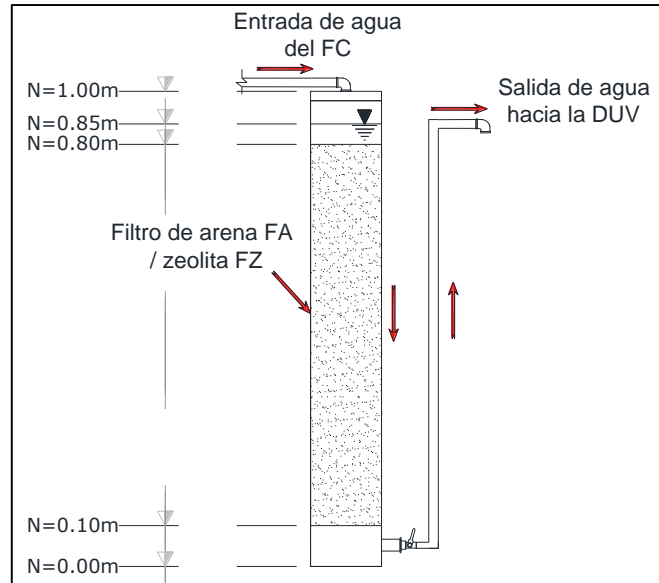
c)



d)



e)



f)



h)

La United States Environmental Protection Agency EPA (2018), recomienda que los sistemas a escala de laboratorio que trabajen en el tratamiento de agua, deben estar cubiertos para protegerse frente a agentes externos, como la luz solar y viento, éstos fomentan la reproducción de algas y patógenos, alterando su eficiencia. Es por esta razón que se construyeron las columnas de PVC opaco, y se ubicaron dentro de la vivienda para que esté libre de corrientes de aire y luz solar.

3.3.1 Filtro de Grava (FG)

La configuración del sistema es con flujo descendente, sirve como filtro grueso o cribador para retener suciedades. Es empacado con gravas de 5 mm de diámetro, material obtenido de una cantera en la zona de estudio. Se estableció 10 cm de espacio entre el fondo de la columna y la capa difusora, esto con la finalidad de generar un espacio en el fondo para el depósito de impurezas y facilidad de purga. La altura total de la columna fue de 100 cm, de los cuales el lecho filtrante ocupa un espesor de 70 cm, en la parte superior se estableció 10 cm de lámina de inundación para facilitar que el material esté inundado en su totalidad y asegurar una carga hidráulica que pueda vencer las pérdidas.

3.3.2 Filtro cerámico (FC)

Configuración con flujo ascendente, fue rellena con un espesor de 70 cm de esferas de cerámica de 13 mm de diámetro, elaboradas de arcilla natural, con configuración similar al FG. La arcilla fue obtenida de la formación geológica 'Zamora' coordenadas 3°59'41.2"S, 79°11'16.9"W, en adelante denominada (AZ), ubicada en la provincia de Zamora Chinchipe, al sur oriente del Ecuador. Se analizó en la arcilla la granulometría, límite líquido (LL), límite plástico (LP), y el índice de plasticidad (PI), según la norma ASTM D 4318, (2016). Para elaborar las esferas de cerámica el material arcilloso fue pulverizado, añadido agua, mezclado y colocado en un molde de (15 x 15 x 6 mm, de aristas y espesor), finalmente se dio la forma redondeada tipo esfera. Una vez que las esferas perdieron humedad al ambiente ($20 \pm 2^\circ\text{C}$) fueron calcinadas con incrementos de temperatura de $5^\circ\text{C}/\text{min}$ hasta los 850°C , alcanzada esta temperatura se dejó una estabilidad de calcinación de 2 horas (Ajayi & Lamidi, 2015; Z. Wang et al., 2016). Una vez en funcionamiento el sistema en esta columna se induce el flujo de agua y oxígeno atmosférico (Khadse et al., 2013), el oxígeno atmosférico es inducido en

sentido ascendente, y es generado por un compresor marca JAD de 35 W, modelo ACQ-003, un caudal de 5 L/min.

3.3.3 Filtro de arena (FA) y zeolita (FZ)

Se utilizaron arena y zeolita (diámetro medio de 2 mm) para la tercera etapa de la columna. El FA se acopló a la planta piloto PP1 y el FZ se acopló a la planta piloto PP2. Ambas columnas recibieron el agua de los filtros cerámicos FC1 y FC2, respectivamente. El lecho filtrante de arena y zeolita ocupó un espesor de 70 cm. Además, se estableció una capa de inundación de 5 cm en la parte superior de la columna para asegurar la formación de la capa biológica. El agua resultante de este proceso se almacenó en un tanque (capacidad 60 L) para finalmente atravesar el proceso de desinfección UV.

3.3.4 Desinfección Ultra Violeta (DUV)

Cumple la función de eliminar los microorganismos presentes en el agua filtrada, para esto, se almacenó el agua en un depósito de 60 L de capacidad, antes de aplicar la desinfección UV, previo a ser consumida. Los tubos portadores de la lámpara UV, fueron de 250 nm, con un rango óptimo de longitud de onda, de 240 nm a 280 nm (Masschelein Wily, 2012). El dispositivo de desinfección UV, consta de un tubo de PVC opaco de 63 mm de diámetro, acoplado de forma horizontal y cerrado en sus dos extremos. La tubería de ingreso en el primer extremo fue de 12 mm, y la tubería de salida por el segundo extremo fue de 18 mm, el diámetro de salida fue mayor para evitar inundaciones dentro de la cámara de desinfección UV. El tirante de agua dentro de la cámara no debe ser mayor a 2 cm y su longitud no menor a 40 cm, esta longitud es la mínima requerida para que el tiempo de acción de la radiación UV sea el óptimo (Thomas O. & Burgess C., 2013). Por último, el agua desinfectada se almacenó en un tanque de 100 L de capacidad, provista de un grifo en su parte inferior para su consumo.

3.3.5 Análisis del material filtrante

Las propiedades químicas del material filtrante se analizaron en un equipo de Fluorescencia de Rayos X (FRX), marca Bruker Corporation, modelo S1 Turbo, método de medición Mining Light Elements. La composición mineralógica se analizó en un

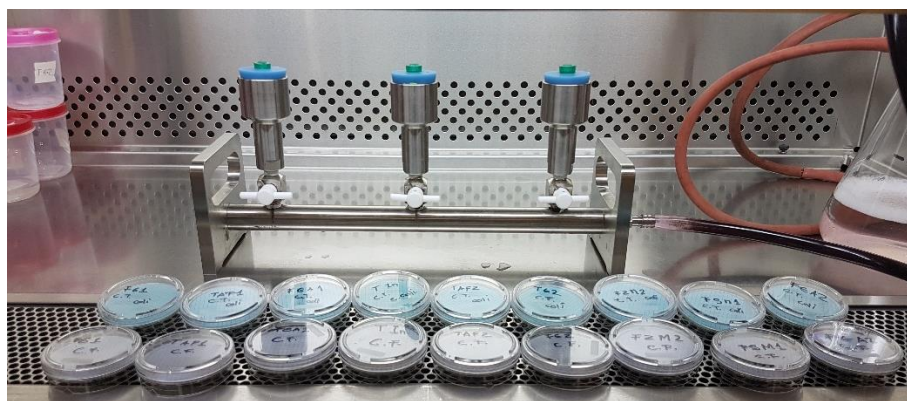
difractómetro de rayos X D8-Advance, marca Bruker Corporation, con un tubo de cobre con longitud de onda $K\alpha$ (1.5418 Å) (Semiz, 2017; Souza et al., 2014). También se analizó la granulometría, densidades, peso específico, tamaños de poro, resistencia a la compresión y los límites de Atteberg en referencia a la normativa ASTM D2216 y ASTM D4318/00.

3.3.6 Análisis del efluente

Para la determinación de la población bacteriana de *CT* y *E. Coli* se realizó el procedimiento similar al del Capítulo II de este documento. En el cual se usó el medio de cultivo ColiBlue24 Broth M00PMCB24 que contiene inhibidores que impiden el crecimiento de bacterias no coliformes, el tiempo de incubación es de 24 h a $35\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ con un pH de 7.0 ± 0 . Para los *CF* se usó el medio de cultivo m-FC Broth MHA000P2F con ácido rosólico, para la enumeración de coliformes fecales por membrana, con un tiempo de incubación de 24 h a $44.5\text{ °C} \pm 1\text{ °C}$ con un pH de 7.4 ± 0.2 (Millipore, 2018). Los medios de cultivo fueron colocados en una incubadora a $35\text{ °C} (\pm 0.5)/95\text{ °F} (\pm 0.9)$ durante 24 horas, el conteo se realizó en un estereomicroscopio (Stemi DV4, ZEISS, Alemania) con una ampliación de $4\times(0.8\times/3.2\times)$, Figura 24.

Figura 24

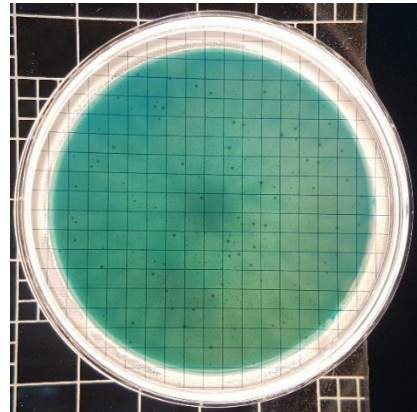
Análisis microbiológico para determinar *CT* y *E. coli*: a) filtrado al vacío y cultivo en la cámara de flujo laminar; b) Medio de cultivo; c) Caja Petri con crecimiento de *CT* y *E. coli*.



a)



b)



c)

El pH se midió utilizando un medidor portátil (CRISON pH 25, CRISON Instruments, España), el oxígeno disuelto se midió utilizando un oxímetro portátil (Crison OXI 320). Además, estos instrumentos también se utilizaron para medir la temperatura y el total de sólidos disueltos.

El agua de lluvia por lo general contiene iones metálicos como el cobre, hierro, plomo y el zinc, principalmente (H. Liu et al., 2019). En este estudio el hierro fue el de mayor concentración (0.93 mg/L de media en el influente), que excedía el límite máximo permitido por la normativa ecuatoriana INEN 1108, su análisis se realizó con el equipo de plasma de acoplamiento inductivo ICP Perkin Elmer Óptima 8000.

3.4 Planta piloto para la remoción de Hierro (Fe^{2+}) y Manganese (Mn^{2+}) del agua destinada al cultivo hidropónico.

La metodología para la elaboración del material cerámico se realizó según lo descrito en el apartado 4.1.

3.4.1 Obtención de las arcillas para la elaboración de los cubos de cerámica

Las arcillas naturales que se transformaron en cubos cerámicos, fueron obtenidas de las canteras “Malacatos” sector Indiucho, coordenadas $4^{\circ}13'9''\text{S}$, $79^{\circ}15'30''\text{W}$, y “Las Palmeras” coordenadas $3^{\circ}59'40.9''\text{S}$, $79^{\circ}11'17.3''\text{W}$, provincia de Loja, sur del Ecuador. Como primera actividad se pulverizó la arcilla y luego se realizó la homogenización del material para obtener una alícuota representativa, mediante la distribución de partículas en el tamiz N° 200 ($75\ \mu\text{m}$). Se determinaron los límites de Atterberg de acuerdo a la norma ASTM D2216 y ASTM D4318/00, y la caracterización química y mineralógica que corresponde al material destinado a las esferas de cerámica (Pineda et al., 2020).

3.4.2 Elaboración de los cubos de cerámica

Para elaborar los cubos cerámicos se realizó una mezcla entre arcillas naturales y subproductos agrícolas. Se mezcló la “Arcilla Malacatos” (AM) y la arcilla “Las Palmeras” (AP), tanto pura como adicionada al material vegetal (residuo de café obtenido de la cafetería del campus universitario UTPL). Estas arcillas, una vez calcinadas, se denominaron: Cerámica Malacatos (CM), Cerámica Malacatos con café (CMC), Cerámica Las Palmeras (CP) y Cerámica Las Palmeras con café (CPC).

Para obtener la cerámica pura CM y CP, se adicionó 1000 g de arcilla natural pulverizada y 325 ml de agua. Luego para la cerámica con café CMC y CPC se dosificó en proporciones de 1000 g de arcilla natural pulverizada, 75 g de café y 400 ml de agua. Una vez dosificado, se procedió a mezclar los materiales hasta obtener una pasta consistente, para finalmente colocarla en un molde con divisiones en forma de cubo con aristas de (15 x 15 x 6 mm), Figura 25. Una vez que los cubos perdieron humedad, se procedió a calcinarlos siguiendo el procedimiento correspondiente a las esferas de cerámica.

Figura 25

Proceso de elaboración de los cubos cerámicos

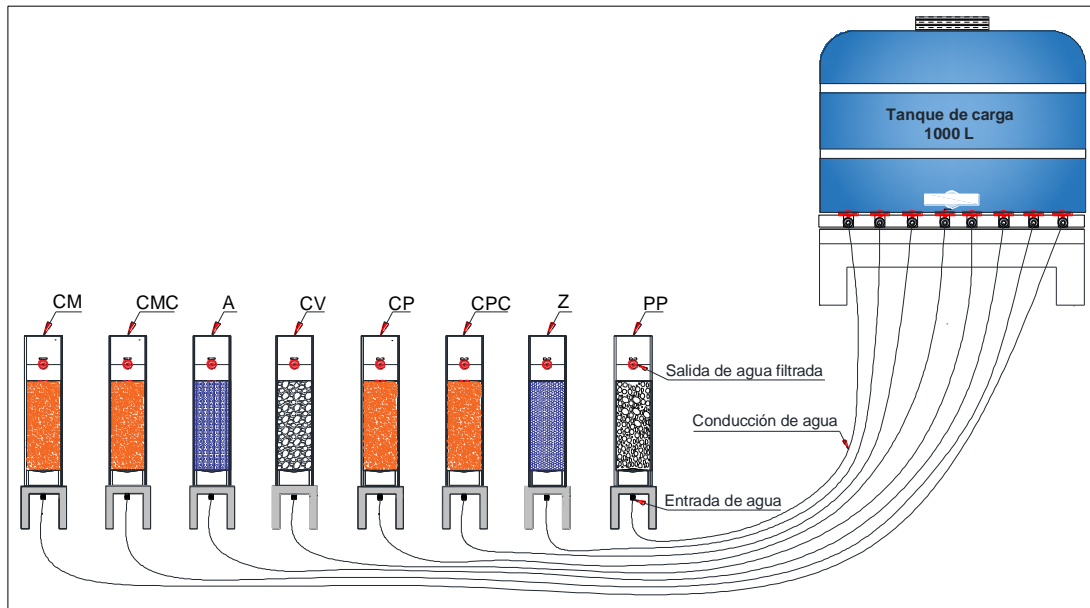


3.4.3 Configuración del sistema piloto de biofiltración

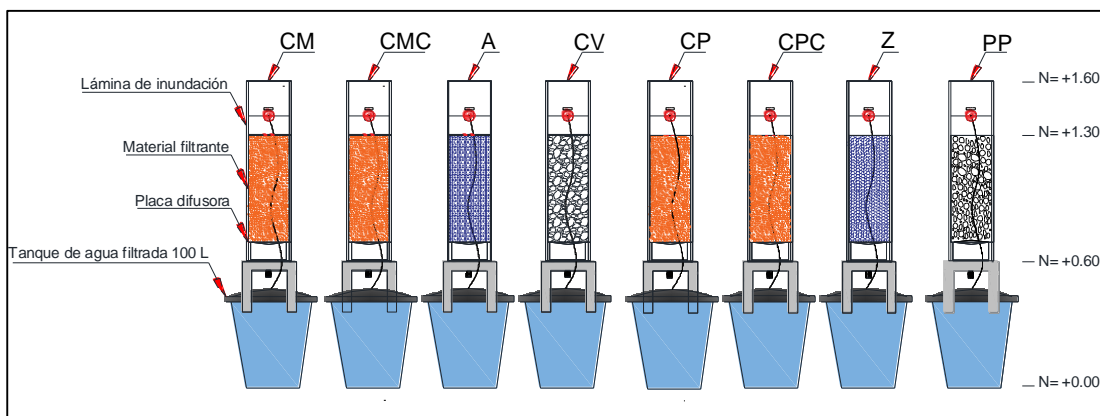
El agua de análisis se tomó de una vertiente ubicada en la estación agropecuaria de la Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL), coordenadas 4°05'06.6"S y 79°12'22.0"W. El sistema piloto consta de un tanque de almacenamiento de polietileno, con capacidad de 1000 L, colocado sobre una base metálica con una diferencia de altura de 3 m con respecto a la parte inferior de las columnas de biofiltración. Las columnas de biofiltración se construyeron de vidrio con sección cuadrada de 25 cm de arista y 100 cm de altura, su dimensionamiento se basa en el caudal de diseño y su velocidad de filtración de 0.10 m/h, Figura 26.

Figura 26

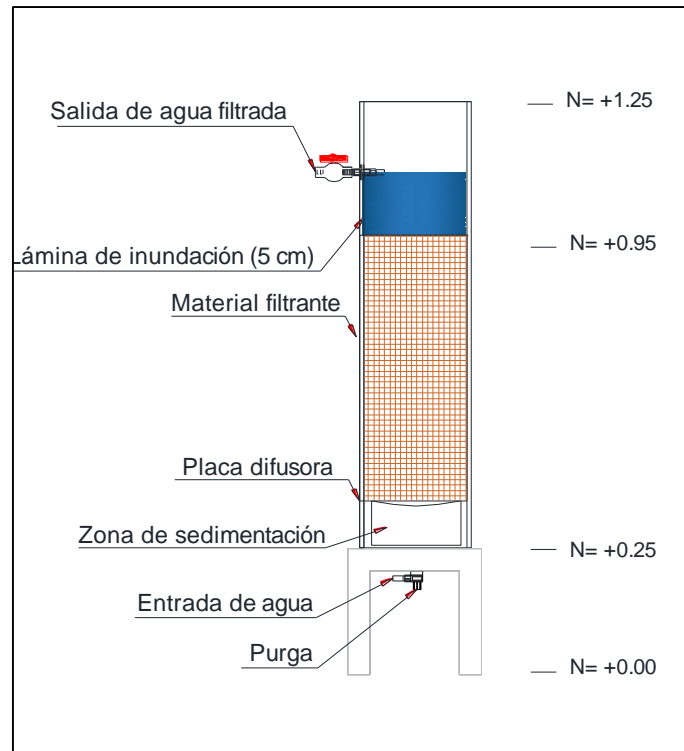
Sistema piloto de columnas de filtración con flujo ascendente: a) Vista frontal de la planta piloto; b) Vista frontal acoplado los tanques de recepción de agua filtrada; c) Detalle de la configuración de la columna de filtración; d) y e) Planta instalada in situ; f) Columnas con material filtrante acomodado en espesor de 70 cm; g) Imagen del sistema acoplado los tanques de recepción de agua filtrada; h) Riego de cultivos hidropónicos con agua filtrada.



a)



b)



c)



d)



e)



f)



g)



h)

El material filtrante se dispuso en capas de 70 cm de espesor, una lámina de inundación sobre el lecho filtrante de 10 cm, y una capa difusora a 10 cm respecto al fondo. Este espacio entre el fondo y la capa difusora, permite tener un espacio donde se depositen materiales que no logren atravesar el lecho filtrante para luego ser purgados.

Los medios filtrantes antes de ser empacados en las columnas, se lavaron con agua desionizada para eliminar la presencia de materiales orgánicos contenidos en la superficie y poros de los cubos de cerámica. La configuración del sistema está diseñada para trabajar con flujo ascendente (Khadse et al., 2013).

3.4.4 Análisis de calidad de agua

La temperatura se registró a la entrada y salida del sistema, por medio de un equipo digital BOE 310, de rango entre -19°C a +50°C; el pH fue analizado a través de un equipo digital tester tipo pluma, con electrodo sumergible de rango entre 0 a 14 pH y precisión de ± 0.1 . El oxígeno disuelto OD se midió con el Equipo de parámetro único Milwaukee MW 600 Dissolved Oxygen Smart Do Meter, el cual posee una sonda automática, con precisión de 0.01mg/L. Los sólidos disueltos totales (STD) se midieron por medio del equipo medidor digital, modelo TDS-02, con un rango de oscilación de 0 a 999 mg/L. La analítica del agua antes y después de pasar por el PFP se realizó por medio de un equipo ICP Perkin Elmer Óptima 8000 (ICP–AES). El agua superficial en estudio fue analizada durante un periodo de seis semanas (45 días).

3.5 Biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua destinada al consumo humano.

3.5.1 Recolección de materias primas

Los materiales que se utilizaron para la elaboración de los biochar, provienen de desechos agrícolas como la cascara de maní y el fruto de chonta, Figura 27. La chonta (*Bactris gasipaes*) es un vegetal de la familia de las aráceas (palmeras), crece en las regiones tropicales y subtropicales del continente Americano (Smith, 2015; Valencia et al., 2013). Este fruto es parte de la dieta alimenticia de las tribus indígenas de la Amazonía, Figura 27a. El maní o cacahuate (*Arachis hypogaea*), Figura 27b, es una legumbre de la familia de las Fabaceae, originaria de Sudamérica (Zapata et al., 2017). El zuro de maíz pertenece a la familia Graminea, y su nombre científico es *Zea Mays* de origen vegetal llamada "teosintle o teosinte", Figura 27c (Montoya E., 2010). La materia prima fue adquirida en la región austral del Ecuador, la cáscara de maní y el zuro se obtuvo en la provincia de Loja (coordenadas 3°52'23" S - 79°38'27" O), y el fruto de chonta se obtuvo en la amazonia ecuatoriana, provincia de Zamora Chinchipe (coordenadas 4°4.011' S - 78°57.293' O).

Figura 27

Subproductos agrícolas utilizados para la obtención de biocarbones: a) Fruto de chonta, a) Cáscara de maní, y c) Zuro de maíz.



a)



b)



c)

3.5.2 *Calcinación de biomasa*

Se procedió a separar la cáscara de la nuez del fruto de chonta con un mortero de 1.5 kg. La cáscara de maní y el zuro se las obtuvo procesadas in situ, producto de las propias labores de cosecha. El proceso de elaboración de los carbones se presenta en la Figura 28. Las materias primas se lavaron con agua destilada para eliminar impurezas o suciedad adherente y luego fueron introducidas en un horno para secarlos a una temperatura de 105 °C por un tiempo de 24 h (Lee et al., 2019; Vo et al., 2019).

Figura 28

Proceso de carbonización del fruto de chonta: a) fruto de chonta, b) frutos desmembrado de la nuez, c) horno artesanal para la carbonización, d) fruto de chonta carbonizado “biocarbón – biochar”, e) triturado del biocarbón, f) tamizado en la serie granulométrica de 2 a 4.76 mm, g) lavado con agua desionizada, h) secado del biocarbón.



a)



b)



c)



d)



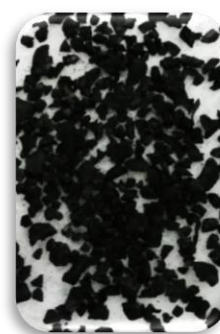
e)



f)



g)



h)

La temperatura y el tiempo de carbonización se determinó con un análisis termogravimétrico, que requiere 10 g de biomasa precursor, calentada a una temperatura de 30 °C hasta 800 °C, con una velocidad de 10 °C/min (Khiari et al., 2020; M. E. Lee et al., 2017; L. Liu et al., 2019). Una vez carbonizada la biomasa se evaluó el contenido de carbón fijo y rendimiento, esto permitió determinar la temperatura y tiempo óptimo de carbonización. Para la evaluación de carbón fijo y rendimiento se establecieron tres tiempos a diferentes temperaturas. Para el primer tiempo la biomasa se introdujo en un horno de mufla Ateliers Georges Bouvier 081/833414 Noville – Les – Bois (BEL), con una velocidad de 10 °C min⁻¹ hasta alcanzar los 500 °C, manteniendo la temperatura constante por 30 min (Colpas C. et al., 2017; Park et al., 2014; Wendlandt & Dosch, 1987).

De forma similar se realizó la carbonización para tiempos de 45 y 60 min con temperaturas de 600 y 700 °C, respectivamente. Una vez obtenida la temperatura y el tiempo óptimo de cada material, se llevó a cabo el proceso de pirolisis en una mufla (Schlegel et al., 2018). La carbonización se realizó con un sensor de temperatura

Luego del proceso de carbonización se trituró el biochar y se sometió a un vibro tamiz Retsch AS200, para obtener partículas con tamaños de 4.76 mm a 2 mm, tamiz ASTM N°4 y retenidas en el ASTM N°10, respectivamente. Luego fue lavado con agua destilada desionizada para eliminar impurezas y cenizas (N'goran et al., 2018; Vo et al., 2019), finalmente se secó a 105 °C por 60 min (M. E. Lee et al., 2019; Schlegel et al., 2018).

3.5.3 Caracterización del biocarbón

En una primera fase se determinó el contenido de humedad, materia volátil, cenizas y carbono fijo, según los protocolos de las normas ASTM D3174 - 12 (Standard Test Method

for Ash in the Analysis Sample of Coal and Coke from Coal), respectivamente (Colpas et al., 2015; Park et al., 2014). Para obtener el rendimiento se tomó el peso inicial de la biomasa, luego se introdujo en la mufla para carbonizarla y por último se pesó el biochar obtenido. Mediante este proceso se pudo determinar el rendimiento que resulta de comparar la biomasa antes y después de carbonizarla (Filippín et al., 2017).

El contenido de humedad se determinó colocando 1 g de biochar en la mufla a 105 °C por 180 min, luego se colocó en un desecador para el enfriamiento hasta temperatura ambiente, registrando el peso final (ASTM International, 2014).

3.5.4 Evaluación de la eliminación de Pb^{2+} y Cd^{2+} en la solución acuosa

La morfología y la composición de los carbones se estudió mediante Microscopía electrónica de barrido acoplado al sistema de Espectroscopía de Energía Dispersiva, Figura 29.

Figura 29

Equipo de espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente (ICP - MS)



Para determinar la superficie específica de los adsorbentes se empleó el método de adsorción de gas nitrógeno, para lo cual se empleó un analizador automático de adsorción (Micrometrics). Se realizaron los ensayos con tres replicas y se reportan los valores promedio.

Para el contenido de cenizas se pesó 0.10 g de carbón previamente secado a 105 °C, luego en una mufla precalentada a 650 °C se introdujo la muestra por un tiempo mínimo de 3 h y máximo de 16 h. Se consideró que la incineración es completa cuando se alcanza el peso

contante (ASTM, 1999). El material volátil se determinó pesando 1 g de biochar, luego se introdujo en una mufla precalentada a 950 °C por 7 min. Por último, se colocó en un desecador para su enfriamiento y registro de peso correspondiente a los compuestos no volátiles (Hernández et al., 2017). La suma del porcentaje de humedad, material volátil, cenizas y carbón fijo es igual al 100% de la composición del carbón. Por lo tanto, el carbón fijo se determinó restando del 100% de la composición de carbón, el porcentaje de humedad, cenizas y material volátil (Colpas et al., 2015).

La densidad aparente se determinó al pesar 150 g de carbón previamente secados a 105 °C, luego con la ayuda de un embudo se colocó la muestra en una probeta hasta los 100 ml, según se describe en la norma ASTM D2854 - 09 (Standard Test Method for Apparent Density of Activated Carbon). La relación peso sobre volumen nos permitió determinar el valor de la densidad aparente. Se utilizó un electro vibrador redondo Yeso S-130 BADER con flujo uniforme de 0.75 cm³/s a 1 cm³/s, para obtener mejores resultados de la densidad (Ravulapalli & Ravindhranath, 2018). Finalmente, con el uso de un microscopio digital Hirox KH 8700 y el software Labscope, se midió directamente el tamaño de poros en la superficie del grano. En la Tabla 36 se exponen la secuencia de Ecuaciones (18 – 26) para determinar la cinética y las Isotermas de adsorción. El porcentaje de eliminación o remoción (% de eliminación) se determinó mediante la Ecuación (18 y 19) (L. Liu et al., 2019).

3.5.5 Efecto del pH

La capacidad de adsorción y el porcentaje de eliminación se evaluaron a pH 3, 5, 7 y 9, y a temperatura ambiente de 18 °C. Se prepararon soluciones sintéticas que contenían 2 mg/L de Pb²⁺ y 2 mg/L de Cd²⁺ a partir de Pb (NO₃)₂ (pureza 99.5%, MERCK) y usando un estándar de 1000 mg/L de Cd²⁺, SIGMA - ALDRICH, respectivamente. El pH de la solución se ajustó usando NH₄OH a 0.1 mol/L o HCl 0.1 M (Sadeek et al., 2015). La cantidad de biocarbón y adsorbato fue la misma para cada valor de pH bajo evaluación. El matraz se agitó durante 45 min a 140 rpm. La solución equilibrada se filtró en un papel de filtro de 45 µm y se añadió HNO₃ (01 mol/L) para evitar la precipitación de iones metálicos (M. Lee et al., 2019). Se utilizó un espectrómetro de emisión óptica de plasma acoplado inductivamente (Perkin Elmer OPTIMA 8000) para determinar la concentración de metales. Se determinaron la capacidad de adsorción y el porcentaje de eliminación.

3.5.6 Efecto de la dosis de adsorbente

La cantidad de biocarbón se evaluó utilizando concentraciones de 8, 10, 12, 14 y 16 g/L de adsorbente a temperatura ambiente de 18 °C. Luego en 100 ml de solución se añade 2 mg/L de Pb^{2+} y 2 mg/L de Cd^{2+} a pH 5, respectivamente. En un matraz se agitó durante 45 min a 140 rpm. La solución equilibrada se filtró sobre un papel de filtro de 45 μm , para finalmente determinar la concentración de equilibrio C_e .

3.5.7 Isotermas de adsorción

Las concentraciones iniciales de las soluciones sintéticas de Pb^{2+} y Cd^{2+} fueron: 1, 2, 3 y 4 mg/L. Se equilibraron 50 ml de soluciones sintéticas utilizando 2 mg/L de sorbente durante 45 min a 18 °C. La solución equilibrada se filtró sobre un papel de filtro de 45 μm . Se determinó la concentración de equilibrio C_e . Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de isotermas de de Langmuir y Freundlich (M. E. Lee et al., 2019; Ravulapalli & Ravindhranath, 2018). El modelo de Langmuir describe la adsorción química o monocapa y Freundlich indicará si se trata de una adsorción física o multicapa, Tabla 36.

- El modelo de isoterma de Langmuir está representado por la Ecuación (20) (Langmuir, 1917).
- El modelo de la ecuación de Freundlich está representado por la Ecuación (21) (Freundlich, 2017).

3.5.8 Cinética de adsorción

La cinética de adsorción se desarrolló con una solución de 2 mg/L de Pb^{2+} y 2 mg/L de Cd^{2+} con temperaturas de 5 °C a 18 °C. Se tomó 100 ml de 2 mg/L de Pb^{2+} y Cd^{2+} y pH 5 se equilibraron con biocarbón a 140 rpm. Se tomó una alícuota de 5 ml de la solución durante el equilibrio a los 5, 15, 30, 45 y 60 min (N'goran et al., 2018). La solución equilibrada se filtró sobre un papel de filtro de 45 μm . Se determinó la concentración de equilibrio C_e . En la Tabla 17, se exponen las ecuaciones para ingresar los datos experimentales que luego se ajustaron al modelo cinético de pseudo primer orden (Lagergren, 1898) y al de pseudo segundo orden (Y. Ho & McKay, 1998).

- La adsorción de iones metálicos en función del tiempo se determinó mediante la Ecuación (22) (N'goran et al., 2018).
- El modelo de pseudo primer orden de Lagergren está representado por la Ecuación (23) (Lagergren, 1898).
- El modelo Ho o pseudo segundo orden se denota mediante la Ecuación (24) (Y. Ho & McKay, 1998).
- Integrando la ecuación anterior para las condiciones de $q_t = 0$ para $t = 0$, Ecuación (25) (Pinzón & Vera, 2009).
- La tasa de adsorción se indica mediante la Ecuación (26).

Tabla 17

Ecuaciones utilizadas en el análisis de adsorción.

Número	Modelo matemático	Descripción de componentes
(Ecuación 18)	$q_e = \frac{(C_o - C_e)}{m} \times W$	q_e (mg/g) es la capacidad de adsorción; C_o (mg/L) es la concentración inicial; C_e (mg/L) es la concentración de equilibrio; W es el volumen de solución acuosa de Pb^{2+} o Cd^{2+} (L) y m (g) es la masa absorbente.
(Ecuación 19)	$\%Remoción = \frac{(C_o - C_e)}{C_o} \times 100$	Porcentaje de eliminación o remoción
(Ecuación 20)	$q_e = \frac{q_{max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	q_{max} (mg/g) es la capacidad máxima de adsorción requerida para la formación de monocapa; K_L (L/mg) es una constante de Langmuir relacionada con la constante de afinidad entre el adsorbente y un adsorbato.
(Ecuación 21)	$q_e = K_F C_e^n$	K_F (L/mg) es la constante de adsorción de Freundlich, que caracteriza la fuerza de adsorción; n (adimensional) es un parámetro de intensidad de Freundlich.
(Ecuación 22)	$q_t = \frac{W(C_o - C_t)}{m}$	q_t (mg/g) es la capacidad de sorción en el tiempo t ; C_t (mg/L) es la concentración de un adsorbato después de un tiempo de contacto t (min).
(Ecuación 23)	$\frac{dq}{dt} = K_1 (q_e - q_t) \rightarrow q_t = q_e (1 - e^{-K_1 t})$	K_1 (1/min) es la constante de velocidad de primer orden; t (min) es el tiempo de contacto.
(Ecuación 24)	$\frac{dq}{dt} = K_2 (q_e - q_t)^2$	Integrando la ecuación para las condiciones de $q_t = 0$ para $t = 0$

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

(Ecuación 25)	$q_t = \left(\frac{t}{\frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}} \right)$	K_2 (g/mg/min) es la constante de segundo orden.
(Ecuación 26)	$v = \frac{q_e}{t_e}$	v (mg/g/min) es la tasa de adsorción; t_e (min) es el tiempo de equilibrio determinado por la cinética.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4 Resultados y discusión

Los resultados se presentan en un orden cronológico de acuerdo al capítulo de metodología desarrollado en el presente documento.

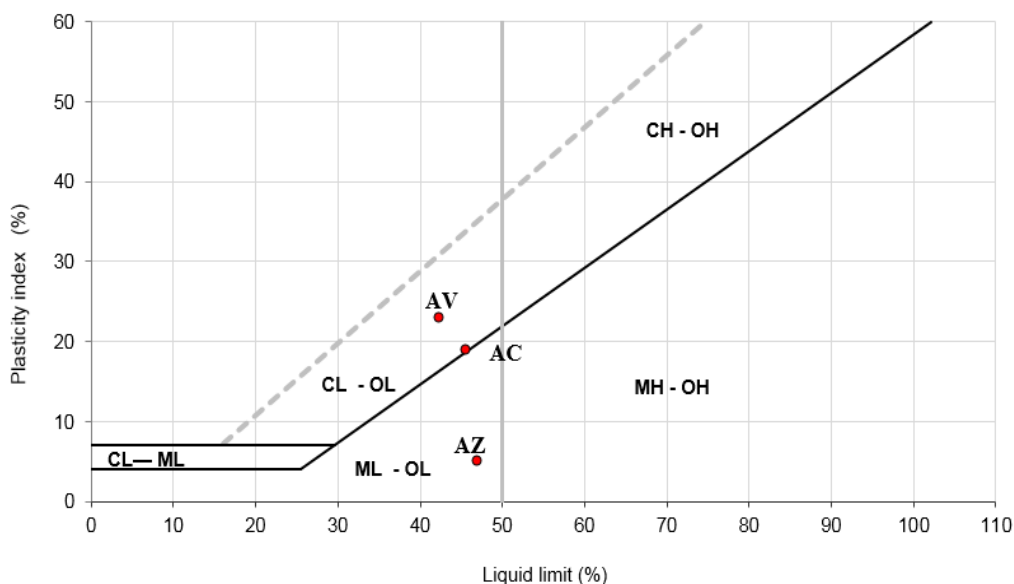
4.1 Resultados y discusión de la planta piloto para la eliminación de Coliformes totales y *Escherichia coli* del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado

4.1.1 Características de las arcillas naturales

La AV y AC según la clasificación SUCS - CL, resultan ser arcillas inorgánicas de plasticidad baja a media. La AV tiene un IP ≈ 24 y la AC un IP ≈ 19 , esta última es una arcilla inorgánica de elevada plasticidad. Esto no ocurre con la AZ con clasificación SUCS - OL y un IP ≈ 5 , es una arcilla orgánica limosa de baja plasticidad, Figura 30.

Figura 30

Características geotécnicas de las arcillas



Los resultados del análisis de XRF, indican que las arcillas químicamente están compuestas de aluminosilicatos con una concentración mayoritaria de SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , y en menor porcentaje K_2O , TiO_2 , CaO y Na_2O , Tabla 18.

La DRX da como resultado que las arcillas están compuestas de cuarzo, minerales de arcilla, plagioclasas, feldespatos, y otros filosilicatos como micas. En todas las arcillas se evidenció como elemento mayoritario al Cuarzo con mayores concentraciones en la AZ. Se puede observar que el Cuarzo luego de pasar por un proceso de calcinación a 800 °C tanto en la CV y CC disminuye su concentración, y en la CZ incrementa su concentración. En la CV se detectó Goetita (FeOOH), el cual es un mineral neoforado común en suelos y Azufre nativo (S₈), probablemente proveniente de material de origen volcánico.

Dentro del grupo de minerales de arcillas se detectó Illita, la cual es una arcilla no expansiva al igual que la Caolinita. La Illita y Caolinita son minerales que generan un comportamiento de arcillas no expansivas; además, la Illita incrementa su concentración en todas las arcillas después de ser calcinadas, Figura 31.

Tabla

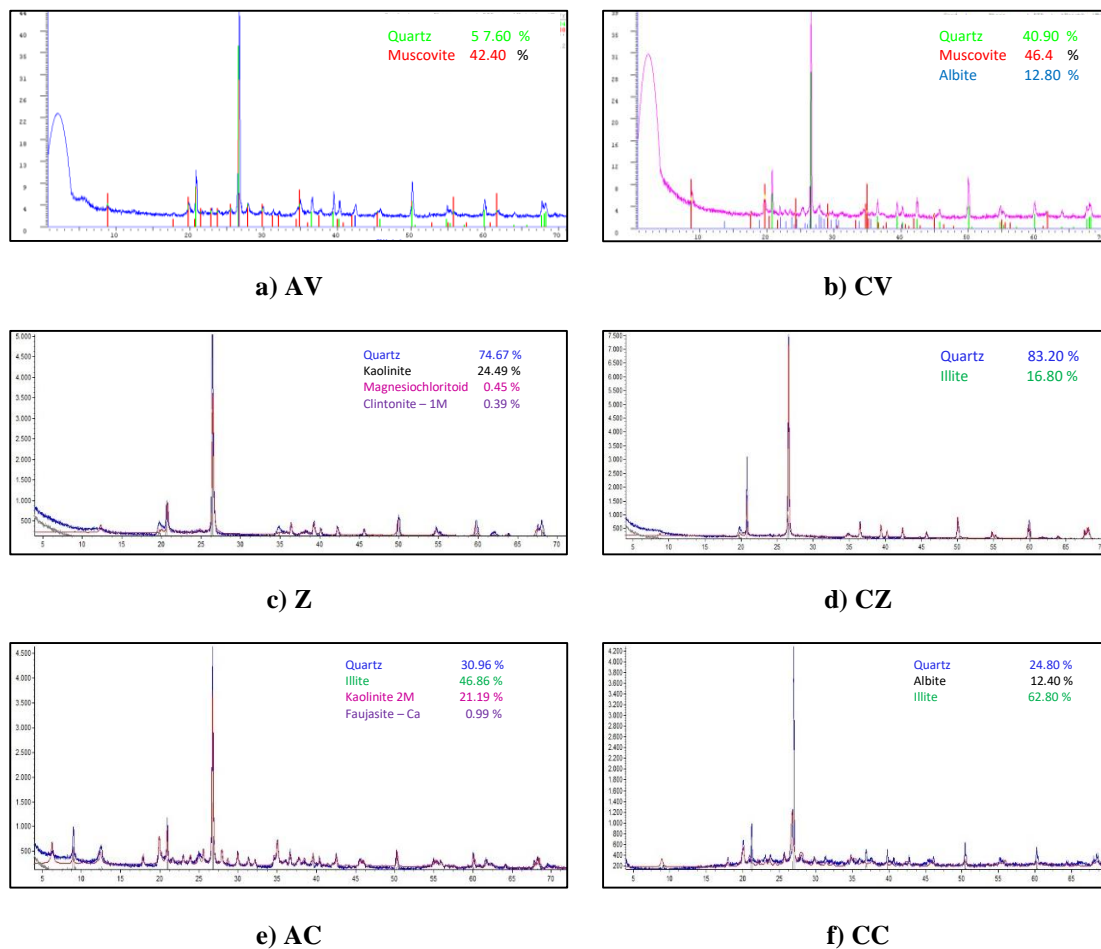
18

Resultados de la caracterización química y mineralógica de las arcillas y cerámicas.

Tipo de arcilla	AV	CV	AZ	CZ	AC	CC	CA
Características químicas							
SiO ₂	58.20	63.00	66.20	63.60	59.90	58.60	68.73
Al ₂ O ₃	16.20	21.3	23.10	31.10	29.60	28.50	10.93
Fe ₂ O ₃	5.22	6.02	1.51	1.81	4.31	6.23	2.63
K ₂ O	2.67	3.31	1.37	1.84	4.61	4.06	0.76
TiO ₂	0.62	0.70	0.14	0.15	0.74	0.78	0.28
CaO	1.1	1.47	0.01	0.14	0.10	0.22	6.36
SnO ₂	0.28	0.20	0.22	0.24	0.46	0.17	1.87
MnO	0.13	0.13	0.04	0.04	0.08	0.09	0.12
Na ₂ O	0.18	0.19	0.19	0.22	0.21	0.31	-
Características mineralógicas							
Cuarzo	57.60	40.9	74.67	83.2	30.96	24.8	-
Albita	-	12.80	-	-	-	12.4	-
Illita	-	-	-	16.8	46.86	62.8	-
Muscovita	42.4	46.40	-	-	-	-	-
Caolinita	-	-	24.49	-	21.19	-	-
Magnesio cloritoide	-	-	0.45	-	-	-	-
Clintonita	-	-	0.39	-	-	-	-
Faujacita cálcica	-	-	-	-	0.99	-	-
Total	100	100	100	100	100	100	-

Figura 31

Difractogramas DRX de las arcillas antes de ser calcinadas (AV, AZ y AC) y después de ser calcinadas (CV, CZ y CC).



Las esferas de arcilla luego de ser calcinadas, se procede a caracterizar sus propiedades físicas, en la Tabla 19 se muestra los resultados. Tal es el caso de la densidad, ésta tiene relación con la porosidad y resistencia a la compresión de las esferas cerámicas. Por lo tanto, la cerámica con mayor porosidad es la CZA; la de mayor densidad CC, la de mayor resistencia a la compresión CC, y la que da mayor porosidad al lecho filtrante es la CZA. Entonces, la CZA demuestra que, al tener mayor porosidad en la esfera cerámica, también se tiene mayor porosidad del lecho filtrante, esto ocurre al sumar los espacios vacíos entre granos del material filtrante, más los poros de las esferas. Otra relación es que, al tener mayor densidad de las esferas cerámicas, se tiene mayor resistencia a la compresión y desde luego disminuye la porosidad del lecho filtrante. El material filtrante con mayor resistencia a la compresión y que garantiza una mínima disgregación al momento de ser empacada en el filtro, es la CC con 2.22 Kg/cm².

Resultados de las características físicas de las cerámicas

Filtros cerámicos	CV	CVM	VA	CZ	ZM	ZA	CC	CM	CA
Densidad (g/cm ³)	1.38	1.33	1.34	1.50	1.18	1.27	1.63	1.33	1.50
Porosidad (%)	27.73	29.64	35.64	39.81	44.33	53.81	33.47	29.47	40.94
Resistencia a cargas (kg/cm ²)	1.13	0.50	0.40	0.91	0.07	0.06	2.22	0.36	0.48

Los filtros de arena de sílice tienen dimensiones uniformes para las 9 columnas, los resultados de las características físicas de la arena, determinaron que la densidad es de 2.47 g/cm³, porosidad de 38% y un diámetro uniforme de 2 mm. El carbón activado utilizado comprende una superficie específica de 660 m²/g esto en referencia al rango de 500 a 1200 m²/g, y una densidad aparente de 0.55 g/cm³.

4.1.2 Análisis del sistema piloto de biofiltración

El banco de ensayo en el cual se ubicaron los sistemas piloto de biofiltración sirvió para analizar a escala y en tiempo real el comportamiento de los materiales filtrantes elaborados a base de arcilla natural, arena de sílice y carbón activado con una base de textil enrollado en espiral. El periodo de prueba del sistema fue de 180 días, en este periodo se registró el volumen promedio diario de agua filtrada por cada planta piloto. Este volumen de filtración se determinó para la bebida de 5 personas como hogar promedio en Ecuador (Larrea et al., 2007), con referencia a la dotación de 7 L/hab/día, según (OMS & OPS, 2009). Se calibró cada planta piloto con un caudal de 1.50 L/h; por lo tanto, el volumen de agua almacenada es de 36 L/día por unidad de biofiltración.

La tasa de filtración presentó una mínima disminución, misma que pudo haberse dado por la aclimatación, maduración, acumulación de suciedad, partículas depositadas en los granos. Así como, el posible desarrollo de biopelícula en la superficie de las esferas cerámicas y ocupación de los poros internos de las esferas por materia orgánica y microorganismos. En los BFCs la velocidad media de filtración fue de 0.16 m/h, en un diámetro de columna de 0.11 m, y en los FA de 0.075 m/h, con un diámetro de columna de 0.16 m.

La pérdida de carga en los BFCs no afectó al sistema, esto por tratarse de un flujo ascendente con derivación directa y una frecuencia de purga cada 15 días. La pérdida de

carga al final del periodo de prueba presentó valores bajos, esto se da por utilizar agua natural con fines de potabilidad, tiene escasa turbiedad, un contenido bajo de sólidos suspendidos y un mínimo contenido de materia orgánica. Razón por la cual se justifica el tiempo de 180 días, que tardó en aclimatarse y mejorar su rendimiento frente a la eliminación de *CT* y *E. coli*.

El tiempo de retención hidráulica TRH, en los BFCs está alrededor de 2.50 horas en promedio; y en los BFA de 3.70 horas, este tiempo es mayor en relación a la porosidad del lecho filtrante, Tabla 20. El tiempo de retención o residencia hidráulica, favorece el contacto del agua con el material filtrante; está en función del volumen de poros del lecho y el caudal de filtración en L/h, como lo formula (Dobrowsky et al., 2015). El TRH en elementos cerámicos es un parámetro determinante en la eliminación de bacterias y virus. Este tiempo permite el contacto de los microorganismos con el material filtrante, dando oportunidad a la adsorción, absorción, y depredación de las bacterias en el medio de soporte.

Tabla 20
Resultados del TRH y pérdidas de carga en los filtros con esferas cerámicas y filtros de arena de sílice.

Biofiltro cerámico	CV	CVM	CVA	CZ	CZM	CZA	CC	CCM	CCA
TRH (h)	2.1	2.6	2.5	2.1	2.5	2.6	2.2	2.5	2.6
Pérdidas de carga (cm)	4.3	1.8	1.9	3.6	1.8	1.6	3.2	1.8	1.6
Biofiltro de arena	FA1	FA2	FA3	FA4	FA5	FA6	FA7	FA8	FA9
TRH (h)	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7	3.7
Pérdidas de carga (cm)	1.55	1.43	1.53	1.45	1.42	1.44	1.45	1.42	1.49

En la Figura 32, se presentan los parámetros registrados a diario, como la temperatura, pH, SDT y OD, se describe su evolución a largo del periodo de prueba de 120 días:

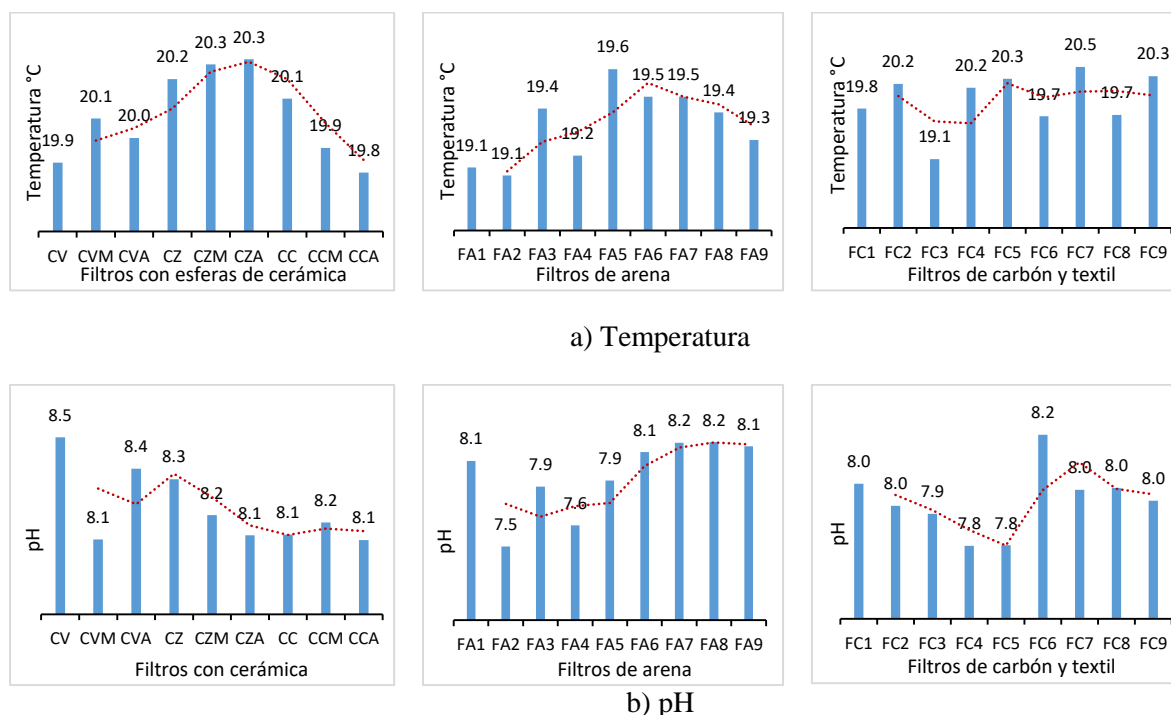
- a) La temperatura en el agua de entrada (Influent) en promedio fue de 21.38 ± 3.85 °C. Los mecanismos que se generan en la filtración se ven afectados por temperaturas bajas, es decir, mientras se incrementa la temperatura facilita la aclimatación y maduración del sistema. De acuerdo a estudios, al tener temperaturas altas disminuye la viscosidad del agua, esto provoca una variación en la velocidad del flujo, lo cual facilita la sedimentación y adherencia de las partículas y microorganismos en la superficie y en los poros internos de la esfera cerámica (Tekerekopoulou et al., 2013).

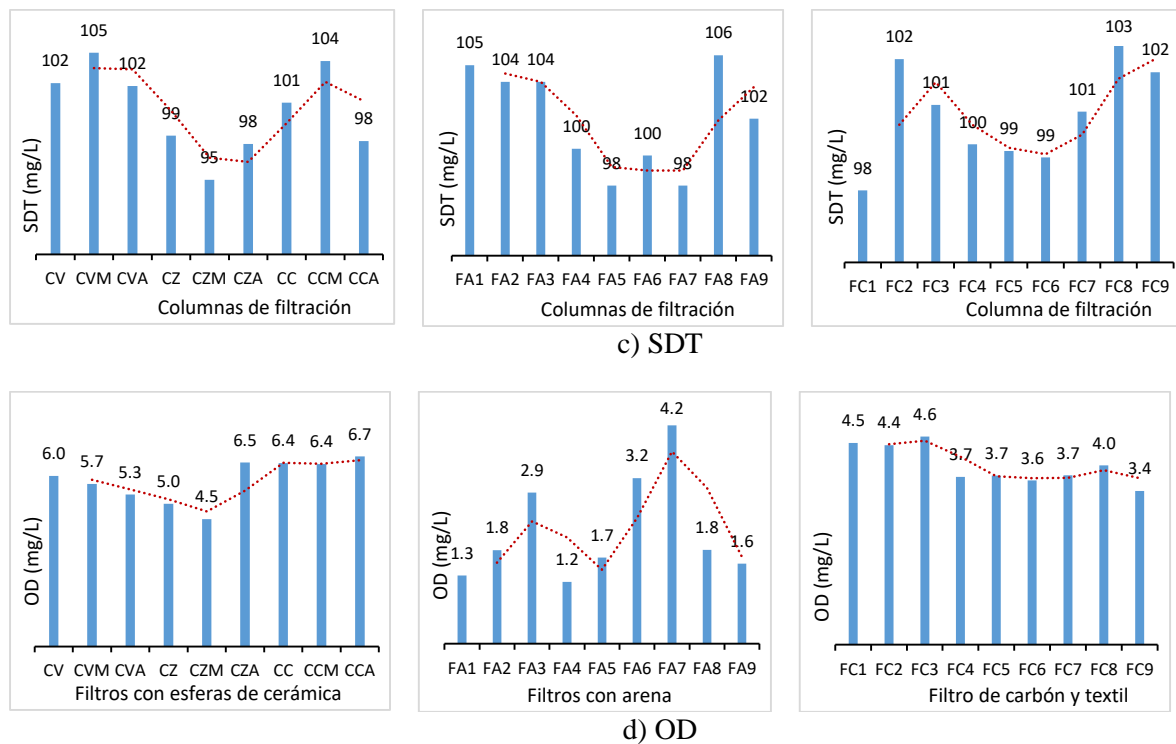
- b) El pH del agua de entrada (Influent), registró valores de 9.37 ± 0.12 . Investigaciones previas sobre el tratamiento de aguas con filtros cerámicos, indican que el pH disminuye luego de la filtración, esto se evidenció en los BFCs que mostraron una reducción de pH alrededor de 8.2 (Zereffa & Bekalo, 2017).
- c) Los SDT del agua de entrada (Input) exhibieron valores de 96 ± 0.33 mg/L. De acuerdo con los parámetros de calidad del agua, valores superiores a 500 mg/L pueden afectar significativamente la calidad del agua y los mecanismos de filtración (OMS, 2006). El leve incremento de SDT, se atribuye a elementos liberados por el material cerámico y por la arena de sílice, pero se mantuvo alrededor de 100 mg/L.
- d) El OD, del agua de entrada (Influent) presentó valores de 3.71 ± 0.94 mg/L. en los biofiltros cerámicos su concentración fue mayor a los 6 mg/L, en los biofiltros de arena alrededor de 3 mg/L y en los biofiltros de carbón activado superior a 4 mg/L. El OD favorece la eliminación de olores, sabores y sustancias volátiles, que se genera por el agua y los materiales utilizados en la filtración (Fair et al., 2001).

Figura 32

Comportamiento del sistema piloto en el periodo de prueba de 180 días, analizados los parámetros:

a) Temperatura, b) pH, c) SDT y d) OD.





4.1.3 Análisis de la reducción de CT y E. coli

Los materiales cerámicos trabajan de forma eficiente en la eliminación de *CT* y *E. coli*, sin embargo, el periodo de arranque es pausado en todos los biofiltros, esto por tratarse de un agua con características de potabilidad, misma que tiene muy poca materia orgánica en comparación con un agua residual. En la Figura 33, se presenta una imagen demostrativa del total de las lecturas de *CT* y *E. coli* realizadas en el laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Universidad Técnica Particular de Loja UTPL - Ecuador.

Figura 33

Resultados de la incubación de *CT* y *E. coli* en los biofiltros



4.1.4 Remoción de CT

En las Figuras 34 y 35 se muestran los resultados de la eficiencia de remoción de CT en un periodo de 180 días, este periodo sirvió para analizar el punto de arranque de los biofiltros. Tomar en cuenta que tardaron en madurar los biofiltros, como ya se mencionó se trabajó con agua natural con fines de potabilidad y el contenido de nutrientes es escaso, no contribuyendo con celeridad a la actividad biológica en el lecho filtrante.

Figura 34

Remoción de CT en los diferentes materiales que conforman las plantas piloto de biofiltración: a) CV → FA1 → FC1; b) CVM → FA2 → FC2; c) CVA → FA3 → FC3; d) CZ → FA4 → FC4; e) CZM → FA5 → FC5; f) CZA → FA6 → FC6; g) CC → FA7 → FC7; h) CCM → FA8 → FC8; i) CCA → FA9 → FC9.

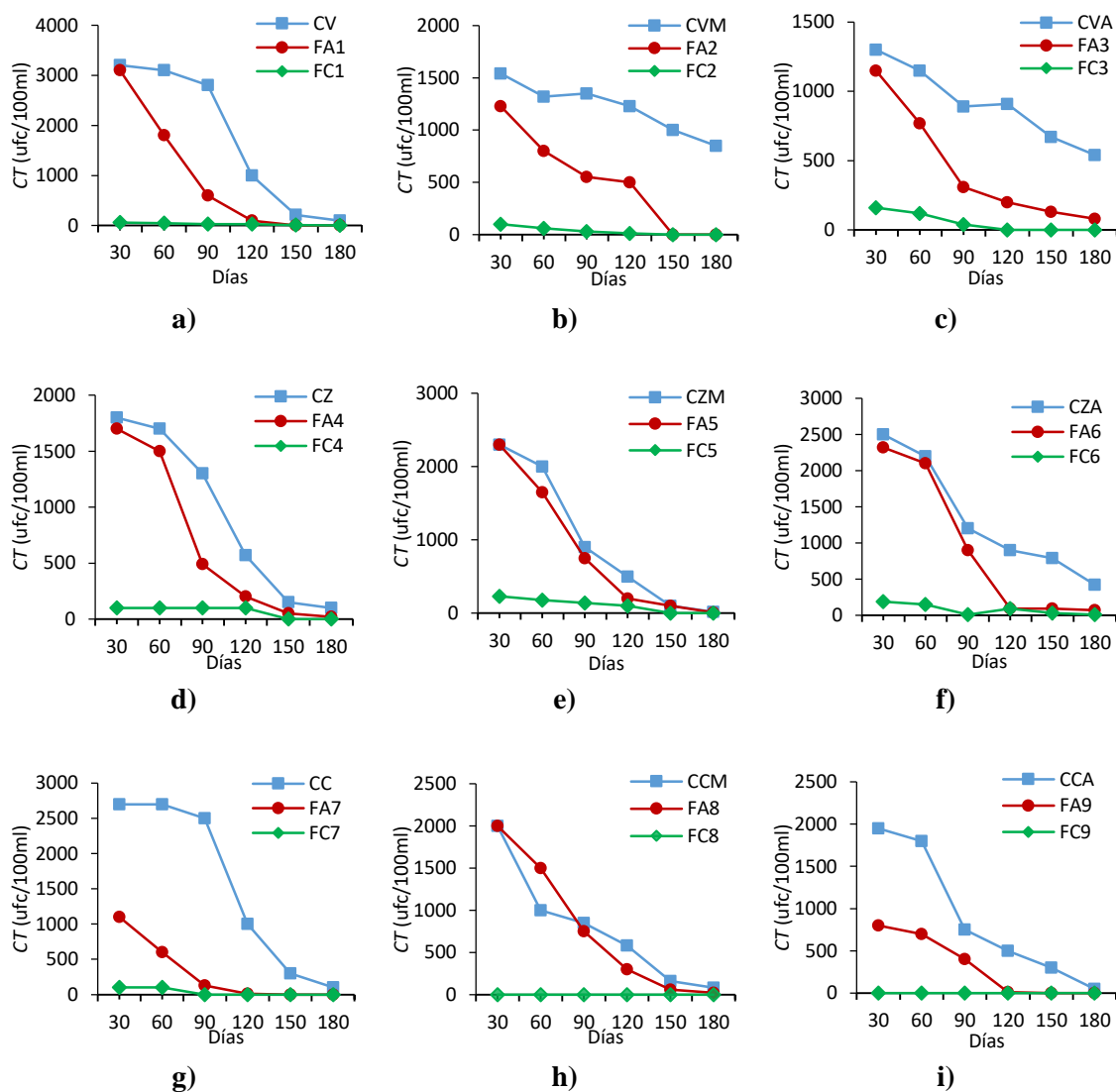
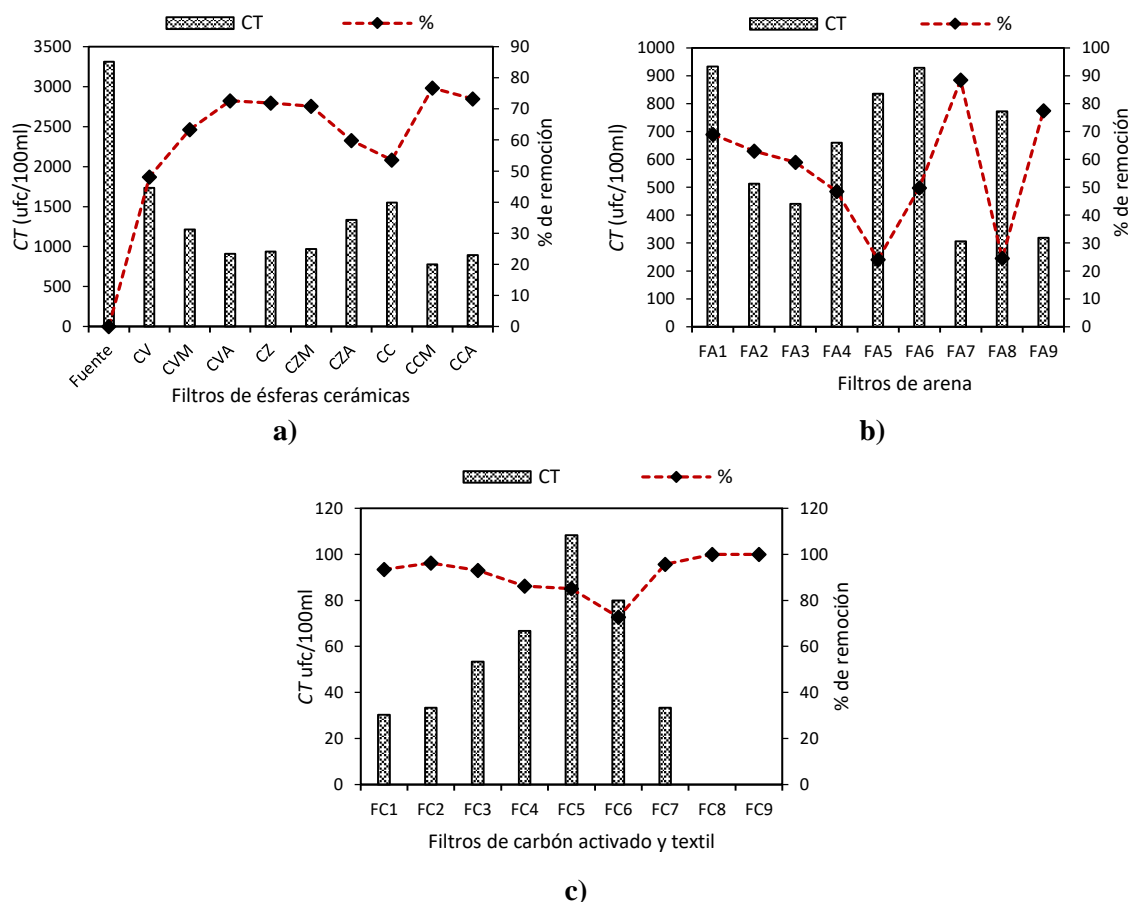


Figura 35

Porcentaje de remoción promedio de CT en las columnas de biofiltración: a) Biofiltros cerámicos, b) Biofiltros de arena, c) Biofiltro de carbón activado y textil.



Los CT en el agua fuente en promedio se registró 3311 ufc/100ml en todo su periodo de prueba, pero al momento que atraviesan el lecho filtrante conformado por esferas de cerámica, ésta concentración empieza a disminuir de forma progresiva. Esta disminución en algunos de los BFCs es mayor; por ejemplo, los biofiltros en su orden de mayor eficiencia en la remoción de CT, son: CCM > CCA > CVA > CZ > CZM > CVM > CZA > CC > CV. Todos los biofiltros trabajaron de forma eficiente y progresiva; llegando la mayoría a remover sobre el 60% la cantidad de CT. Sin embargo, los que menor eficiencia presentaron fueron los biofiltros CV y CC, esto se puede deber a la baja porosidad en el grano tanto en la superficie como en su interior. En los BFA la reducción es comparada con el porcentaje de CT que libera o deja pasar el BFCs, existe variación de eficiencia en algunos de ellos, pero trabajan de forma eficiente en todo el periodo de prueba. Los BFA con mayor eficiencia fueron: FA7 > FA9 > FA1 > FA2 > FA3 > FA6 > FA4 > FA8 > FA5, respectivamente. Los

BFA removieron los *CT* que logran pasar el proceso de remoción de los BFCs, y cada uno tiene un comportamiento diferente frente a la remoción que les antecede. Por último, los BFC fueron los encargados de un refinamiento del proceso de filtración, éstos remueven los *CT* que lograron pasar el proceso de los BFA. La mayoría de estos biofiltros lograron remover sobre el 80% los *CT*, entre los principales y en orden de eficiencia están: FC9 \approx FC8 > FC7 \approx FC2 > FC3 \approx FC1 > FC4 > FC5 > FC6, respectivamente.

4.1.5 Remoción de *E. coli*

En las Figuras 36 y 37, se muestran los resultados de la eficiencia de remoción de *E. coli* en un periodo de 180 días. Cabe mencionar que los únicos biofiltros que no lograron remover al 100% desde el inicio de puesta en marcha los sistemas piloto, son los que presentamos en las figuras siguientes.

Figura 36

Remoción de *E. coli* en los diferentes materiales que conforman las plantas piloto: a) CVM \rightarrow FA2 \rightarrow FC2; b) CZM \rightarrow FA5 \rightarrow FC5; c) CZA \rightarrow FA6 \rightarrow FC6.

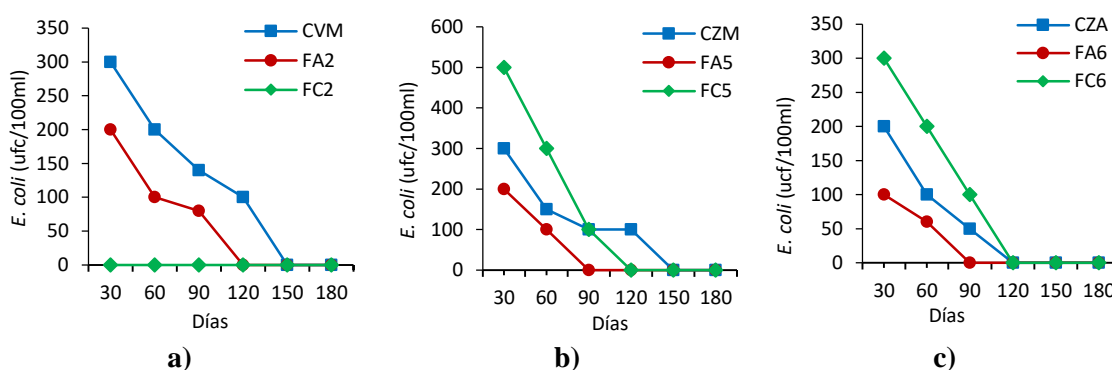
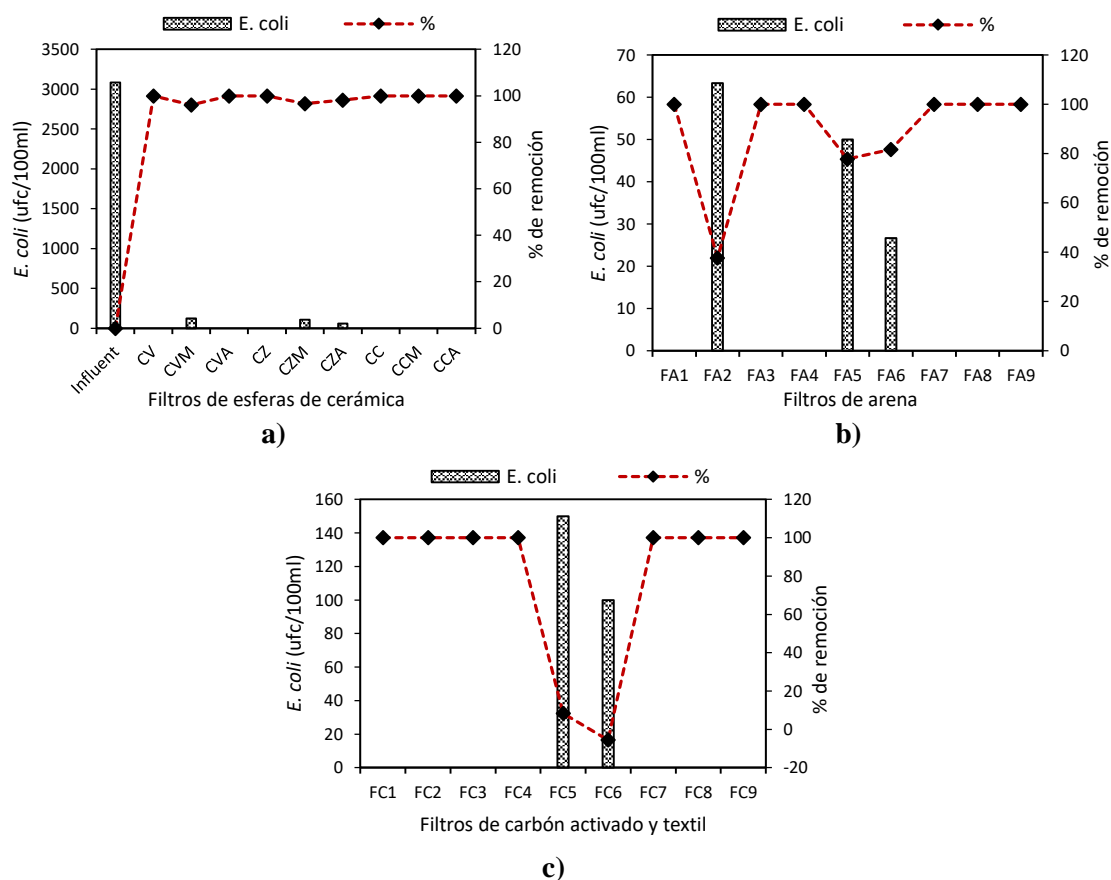


Figura 37

Porcentaje de remoción promedio en las columnas de biofiltración: a) Biofiltros cerámicos, b) Biofiltros de arena, c) Biofiltros de carbón activado y textil.



En la mayoría de columnas el material filtrante trabajó de forma eficiente, logrando remover al 100% el contenido de *E. coli*. Las columnas con CVM, CZM y CZA, fueron las únicas que no lograron remover al 100% el contenido de *E. coli*, Figura 27 a - c.

En el caso de los filtros de arena la mayoría removieron los *E. coli* que no fueron removidos por los BFCs, a excepción de los FA2, FA5 y FA6. Por último, los BFC igual trabajaron eficientemente, los únicos que no removieron al 100% el contenido de *E. coli*, fueron los FC2, FC5 y FC6. En conclusión, como se puede observar en la Figura 25, las plantas piloto que no lograron remover al 100% los *E. coli* son la PP2, PP5 y PP7, en todas sus columnas y fases de funcionalidad.

4.1.6 Discusión de resultados

El principal mecanismo de remoción en los BFCs es el atrapamiento de los microorganismos en los poros superficiales y microporos internos de las esferas de cerámica

que conforman el lecho filtrante, caso comprobado por (Qiu et al., 2010). En promedio se tiene un tamaño de poro en las esferas de cerámica comprendido entre 2 a 8 μm ; este tamaño de poro facilita el ingreso de la *E. coli*, ya que ésta tiene un tamaño promedio de 2 μm de largo por 0.5 μm de diámetro. Es por esta condición que la *E. coli* logra quedar atrapada en estos espacios y posterior muerte, depredación o sustrato para otros organismos benéficos en el lecho filtrante. Además, la irregularidad en la superficie genera una zona de refugio frente a los esfuerzos de corte del flujo generados por la velocidad.

Según Clark & Elmore (2011), los mecanismos significativos para la eliminación de bacterias son: por exclusión de tamaño y tortuosidad de los poros con diámetros superiores a un 1 μm . Zereffa & Bekalo (2017), comprobaron que la eficiencia en la eliminación de *CT* y *E. coli* en filtros cerámicos depende de la porosidad de los filtros, ya que a porosidades relativamente bajas se alcanza mayor rendimiento. Adicionalmente indican, que los filtros que contienen mayor porcentaje de arcilla en su composición aumentan la eficacia en la eliminación microbiana.

Además, la superficie de las cerámicas tiene carga positiva que ejerce atracción electrostática frente a los microorganismos que tienen carga negativa, esto genera adsorción y absorción entre el material cerámico y los microorganismos (Unuabonah et al., 2018). Esto también menciona Qiu et al. (2010), que en un filtro cerámico se produce principalmente el efecto de atrapamiento y atracción de carga eléctrica, donde la filtración y adsorción se produce a través de la estructura porosa superficial e interna de la esfera de cerámica y el espacio poroso del lecho filtrante.

Los minerales que están presentes en las arcillas también son responsables de la adsorción, eliminación, desactivación o destrucción de los microorganismos como *CT* y *E. coli*. Los grupos de minerales de arcilla actúan como agentes bactericidas, algunos estudios mencionan que la Caolinita $[\text{Al}_4\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8]$, Illita $(\text{K}, \text{H}_3\text{O})(\text{Al}, \text{Mg}, \text{Fe})_2(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}[(\text{OH})_2, (\text{H}_2\text{O})]$, Montmorillonita $(\text{Na}, \text{Ca})_{0.3}(\text{Al}, \text{Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})^2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$, ayudan a eliminar las bacterias del agua (Kleyi et al., 2016; Unuabonah et al., 2018; X. Wang et al., 2017).

La Albita y el Cuarzo son un tectosilicato del grupo de las plagioclasas, ambos están presentes en tamaño arcilla lo cual genera mayor área superficial en el material cerámico. Los porcentajes de minerales de arcilla se presentan en la Tabla 17, donde la AZ y AC tienen un

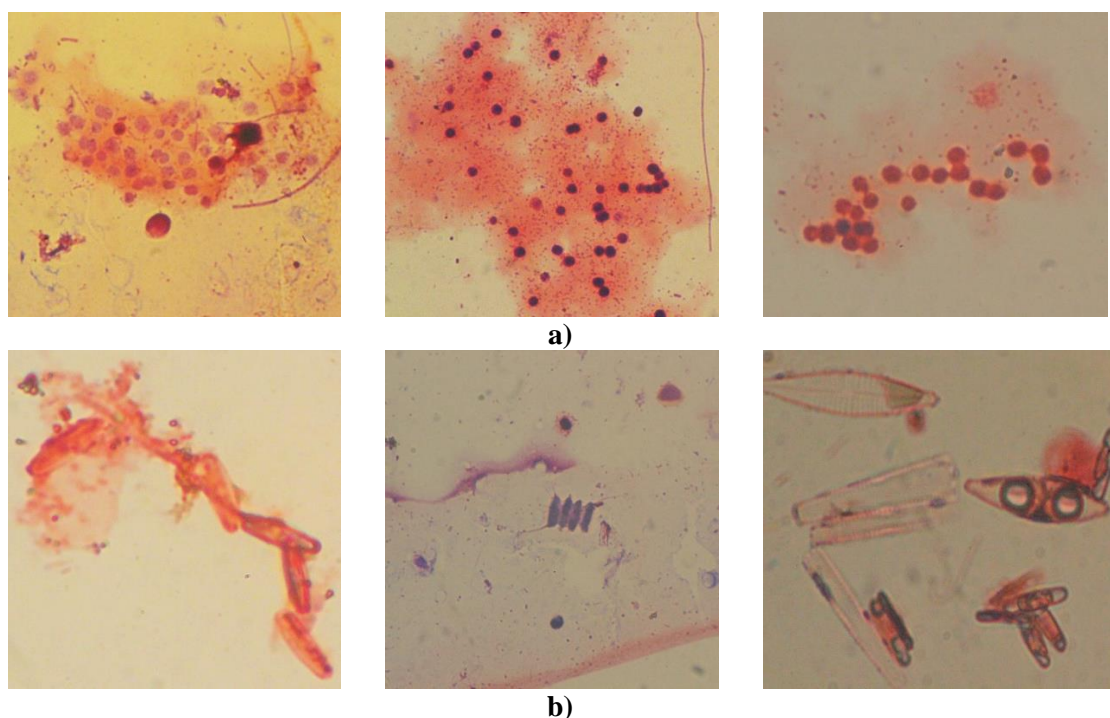
alto porcentaje de Caolinita, la CZ, AC y CC tienen Illita y Cuarzo, la CV y CC tiene Albita, entre los más relevantes. La Caolinita tiene la capacidad de adsorber impurezas de carga eléctrica contraria a su carga, provocando una adherencia firme en la superficie de la esfera y poros internos.

Así también, el contenido mayoritario de sílice, aluminio y óxidos férricos en las arcillas y arena, provoca que se genere un ambiente bactericida, reduciendo el contenido de virus, bacterias y protozoos (Asadishad et al., 2013; Brown & Sobsey, 2009; Levett et al., 2018; Londono et al., 2017b; Morrison et al., 2016b). Por tal razón, otro aporte a la eficiencia en la remoción de *CT* y *E. coli*, es la presencia de Al_2O_3 . El efecto de toxicidad del TiO_2 también influye en la eliminación de bacterias del agua, este genera un efecto de toxicidad mismo que influye en la eliminación de bacterias presentes en el agua (Mukherjee et al., 2014).

Teniendo en cuenta reportes anteriores, donde atribuyen la ocurrencia de la disolución de las fases mineralógicas de las arcillas, lo que a su vez provoca la solubilidad de estos elementos en mayor o menor grado bajo condiciones específicas como condiciones de pH, Eh, etc. (Londono et al., 2017b; Morrison et al., 2014, 2016a). Por lo tanto, considerando que los principales elementos de las arcillas estudiadas son: Al, K, Mg, Fe, Na, Ca, Si, su transferencia desde la superficie de la arcilla a través del agua a la membrana celular de los *CT* y *E. coli*, que producen diversas reacciones de complejación en la superficie de la bacteria (Williams et al., 2011). Así, este sería el principal mecanismo por el cual estos materiales arcillosos inactivan la *E. coli* por la existencia de metales como Al^{3+} y Fe^{3+} , sumados a presentar Mg^{2+} de alta toxicidad para su desarrollo en el que se ven afectados diversos procesos bioquímicos provocando la ruptura de la célula, membrana y, por tanto, muerte celular (Londono et al., 2017; Zarate-Reyes et al., 2018; Zarate-Reyesa et al., 2017). Además, en la superficie de las esferas de cerámica se pudo observar cierta colonización de microorganismos, lo que nos indica que se está desarrollando una biopelícula y la depredación entre microorganismos por ocupar un espacio en la superficie del material de soporte. En la Figura 38, se puede observar ciertas formaciones de microorganismos en la superficie de las esferas.

Figura 38

Colonización de microorganismos en la superficie de las esferas de cerámica: a) Colonización de microorganismos tipo cocos; b) Colonización de microorganismos tipo bacilos.



4.1.7 Remoción de CT y *E. coli* en los BFA y FCA

En los BFA, los CT y *E. coli* se eliminan por atrapamiento mecánico, el atrapamiento mecánico retiene las partículas que logran pasar el BFCs, estas quedan atrapadas en la superficie de la arena y las que logran atravesar la superficie quedan atrapadas en el lecho profundo de la arena (Mwabi et al., 2012). En referencia a estudios realizados, los filtros lentos de arena eliminan bacterias y virus, producto de la formación de una capa superficial en la columna de arena, esta generalmente está formada de material vivo y muerto, conocido como biocapa o biopelícula (Manz & Eng, 2012; Mwabi et al., 2012). La biocapa está formado principalmente por algas y otras numerosas formas de vida, como plankton, diatomeas, protozoarios, rotíferas y bacterias. La acción intensiva de estos microorganismos atrapa, digiere y degrada la materia orgánica contenida en el agua; así también, las algas muertas, las bacterias vivas del agua cruda son también consumidas en este proceso. Al mismo tiempo que se degradan los compuestos nitrogenados se oxigena el nitrógeno (Buenfil, 2009; OHorizons Charitable Solutions, 2018).

Las bacterias que logran pasar esta biocapa superficial de la arena silícica y llegan a medios más profundos, aquí se encuentran con condiciones menos favorables para la supervivencia por falta de nutrientes, lo que no ocurre con arenas francas que son ricas en nutrientes. Además, estudios sobre filtros lentos de arena, determinan que la temperatura, la presencia de luz solar en la superficie del lecho filtrante y la lámina de inundación son factores vitales para la supervivencia de microorganismos como *CT* y *E. coli* (Chandrasena et al., 2014).

Es por esta razón que se construyeron las columnas en PVC opaco y se cubrió la parte superior de la columna para evitar el ingreso de luz solar y así evitar el crecimiento de algas. Por lo tanto, la presencia de bacterias en la fase acuosa, oxígeno disuelto, temperatura, depredación, características y forma del material (Kim et al., 2017), favorece que los BFA, eliminen microorganismos de origen fecal al 100%, en el periodo analizado.

Es evidente que los sistemas trabajaron con velocidades bajas, facilitando de esta forma que el tiempo de residencia permita que las bacterias ingresen en las cavidades internas de los poros y colonicen. En las carreras de filtración se estableció el TRH de 2.4 horas, este tiempo está en relación a la porosidad del lecho y a la demanda de 7 L/habitante/día, según lo establece la (OMS & OPS, 2009).

El FCA removió los *CT* y *E. coli*, principalmente por adsorción sobre el grano del carbón, al transcurrir el tiempo los microorganismos empiezan a competir con los contaminantes por sitios de adhesión; por lo que el CA es un excelente soporte microbiano, ya que, debido a su superficie irregular y a su elevada porosidad, posee numerosos sitios para que los microorganismos se adhieran (Aragón-Monter et al., 2013). El textil es un refinado al proceso de filtración, esto por el acomodo en forma de espiral en la columna no permite el paso de remanentes de bacterias y sólidos suspendidos o disueltos en el agua. Este método se utilizó por experiencia propia con La Escuela Móvil de Agua y Saneamiento (EMAS – Bolivia), en la filtración del agua proveniente del lago Titicaca, del cual se abastecen ciertas viviendas ubicadas a orillas de este lago. Se obtuvieron buenos resultados, reduciendo en alto porcentaje la presencia de *E. coli* y la turbidez.

4.1.8 Costo de implementación del sistema piloto de filtración.

El presupuesto se elaboró en función de los costos vigentes a la fecha del estudio 2021, se recomienda actualizar los costos en caso que se desee implementar algo similar, Tablas 21 - 23.

Tabla **21**

Costo de elaboración de las esferas de cerámica.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Precio Total
1	Arcilla natural	Kg	3.65	0.0183	0.0700
2	Subproductos agrícolas	Kg	1.10	0.2500	0.2800
3	Agua	L	1.46	0.0013	0.0000
4	Calcinación con GLP	U	1.00	2.5000	2.5000
Costo de esferas por unidad de filtración USD =					2.85

Tabla **22**

Costo de construcción e instalación de los biofiltros cerámicos, filtros de arena y filtros de carbón activado y textil.

Biofiltros con esferas de cerámica						
Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Precio Total	
1	Tubería $\phi = 101.6$ mm	m	9.00	1.56	14.07	
2	Tapón campana $\phi = 101.6$ mm	U	9.00	1.00	9.00	
3	Tubería $\phi = 12.7$ mm	m	26.00	0.86	22.36	
4	Válvula medio giro $\phi = 12.7$ mm	u	9.00	3.05	27.45	
5	Manguera para aire $\phi = 6.35$ mm	m	9.00	0.80	7.20	
6	Válvula para aire de $\phi = 6.35$ mm	U	9.00	2.50	22.50	
7	Codo 90° de $\phi = 12.7$ mm	U	22.00	0.38	8.36	
8	Neplo espiga cuello corto de $\phi = 12.7$ mm	U	9.00	0.35	3.15	
9	Tee $\phi = 12.7$ mm	U	18.00	0.56	10.08	
10	Universal $\phi = 12.7$ mm	U	1.00	0.94	0.94	
11	Silicón sellante de juntas	U	2.00	3.05	6.10	
12	Compresor de aire Marca: JAD, ACQ-003 de 35 W.	U	1.00	25.00	25.00	
13	Costo de obtención de esferas por filtro	U	9.00	2.85	25.65	
Costo total de biofiltros cerámicos USD =					181.86	
Filtros de arena de sílice						
1	Tubería $\phi = 152.4$ mm	m	9.00	3.59	32.34	
2	Tapón campana $\phi = 152.4$ mm	U	9.00	5.63	50.67	
3	Manguera de $\phi = 12.7$ mm	m	9.00	0.60	5.40	
4	Adaptador de $\phi = 25.4$ mm a $\phi = 12.7$ mm	U	9.00	1.88	16.92	
5	Válvula medio giro $\phi = 12.7$ mm	U	1.00	5.00	5.00	
6	Arena de sílice para los 9 filtros	m ³	0.15	60.00	4.80	
9	Silicón sellante de juntas	U	1.00	3.05	3.05	
Costo de filtros de arena USD =					122.38	
Filtro de carbón activado y textil						

1	Botella plástica diámetro 6.5 mm	U	9.00	0.00	0.00
4	Poliéster enrollado en espiral	m	4.50	5.50	24.75
5	Carbón activado	kg	5.00	2.72	13.60
6	Tanque de almacenamiento 100 L	U	9.00	4.04	36.32
Costo de filtros de carbón activado y textil USD =					74.67

Tabla

23

Costo de elaboración de las esferas de cerámica.

Descripción	Unidad	Costo unidad
Costo de tanque de carga de 2500 litros	U	285.00
Costo total de biofiltros cerámicos	U	181.86
Costo total de biofiltros cerámicos	U	122.38
Costo de filtros de carbón activado y textil	U	74.67
Subtotal USD =		663.91
IVA 12 % =		79.67
Costo total USD =		743.58

El costo total de las nueve plantas piloto de biofiltración es: USD 7343.58 (Setecientos cuarenta y tres dólares, 57/100 centavos, incluye IVA). El costo de elaboración de las esferas de cerámica es de USD 2.85 por unidad de filtración o columna de filtración, y el costo por kilogramo de esferas es de USD 0.78/kg. Estos valores pueden variar dependiendo del lugar y la forma de adquisición de materiales cerámicos, del tipo de arena y de la disponibilidad de los subproductos agrícolas. Sin embargo, resulta ser una alternativa bastante viable para ser implementada en el sector rural de países en desarrollo, sobre todo en lugares donde no intervienen los gobiernos con servicios básicos de abastecimiento de agua apta para el consumo humano. Es económico porque el material los mismos usuarios lo pueden elaborar y dar mantenimiento sin complejidad en su manipulación. Lo más interesante es la economía, porque contar con una planta potabilizadora es en algunos casos imposible por el costo y trasladar equipos e insumos es complicado porque en ciertos sectores no disponen de vías para acceso vehicular. Por eso el lema de esta tecnología sería “Aprender haciendo”.

4.2 Resultados y discusión de la planta piloto para remover metales pesados de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales y combinadas con subproductos agrícolas

4.2.1 Características de las arcillas naturales

La AC y AM según la clasificación SUCS - CL, resultan ser arcillas inorgánicas de plasticidad baja a media, con un $IP \approx 24$ y $IP \approx 10$, respectivamente. La AZ con clasificación SUCS - OL y un $IP \approx 5$, esta es una arcilla orgánica limosa de baja plasticidad.

La FRX determinó la composición química de las tres arcillas, demostrando que están compuestas por SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 y K_2O , entre los principales elementos mayoritarios. Así también, en la DRX se pudo evidenciar la presencia mayoritaria de Cuarzo, Illita y Albita, esto se presenta en las tres arcillas que sirvieron de materia prima para la elaboración de las esferas de cerámica, Tabla 24 y Figura 39.

Tabla

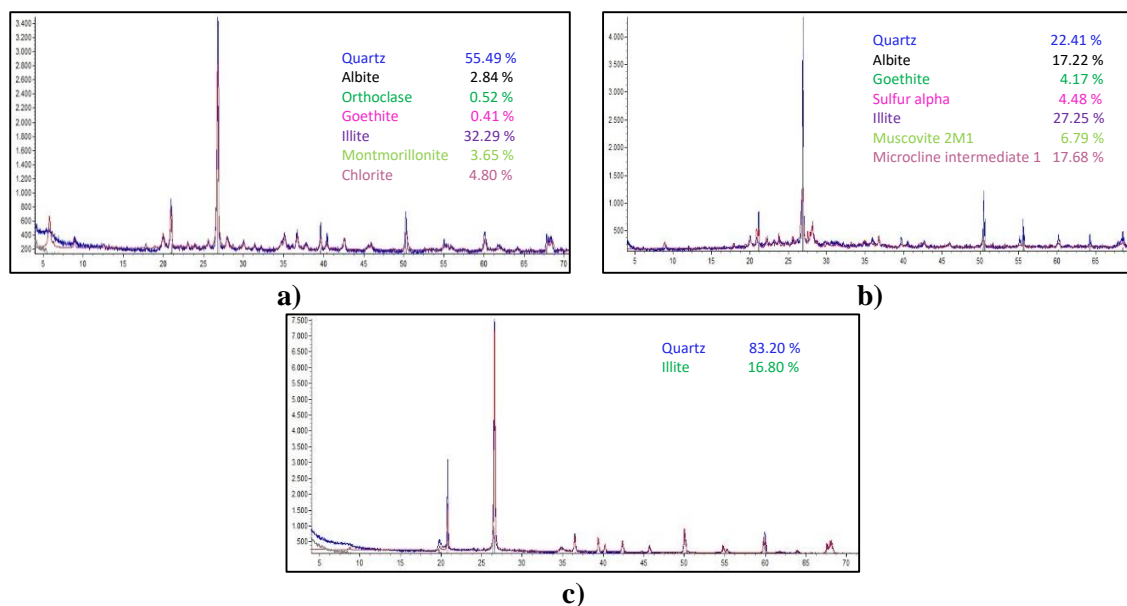
24

Características químicas y mineralógicas de las arcillas

Tipo de arcilla	AM	AC	AZ
Características químicas			
SiO_2	54.4	60.10	63.60
Al_2O_3	20.1	21.4	31.10
Fe_2O_3	7.16	7.72	1.81
K_2O	2.12	2.25	1.84
TiO_2	0.70	0.83	0.15
CaO	3.27	3.38	0.14
MnO	0.17	0.17	0.24
Características mineralógicas			
Cuarzo	55.49	22.41	83.20
Albita	2.84	17.22	-
Illita	32.29	27.25	16.80
Muscovita	42.4	6.79	-
Ortoclasa	0.52	-	-
Geotita	0.41	4.17	-
Clorita	4.80	-	-
Azufre alfa	-	4.48	-
Microclina	-	17.68	-
Montmorillonita	3.65	-	-
Total	100	100	100

Figura 39

Resultados de los DRX: a) Arcilla Malacatos AM, b) Arcilla Catamayo AC y c) Arcilla Zalapa AZ.



Las propiedades físicas se presentan en la Tabla 25, donde se puede apreciar que la mayor densidad la tienen las esferas elaboradas con la AM; le sigue en valor las esferas elaboradas con AC, y por último la AZ. Al igual que la porosidad, en las esferas elaboradas con AM y AC está por encima del 30%, y en las que están elaboradas con AZ está por encima del 40%. La antracita (A) adquirida comercialmente en su composición contenía: Carbón total (86%), Carbón fijo (44%), Material volátil (42%), Cenizas (8.35%), Azufre (0.77%), Silicio (2.18%) y Hierro (0.49%).

Tabla

25

Propiedades físicas de las esferas de cerámica y materiales comparativos CA y A.

Material	Diámetro (mm)	Densidad (g/cm ³)	Porosidad (%)
A	3	1.38	58
CA	3.4	0.5	55
CMCA	13	1.98	47
CMSA	13	1.90	30
CCCA	13	1.58	41
CCSA	13	1.63	37
CZCA	13	1.40	46
CZSA	13	1.32	45

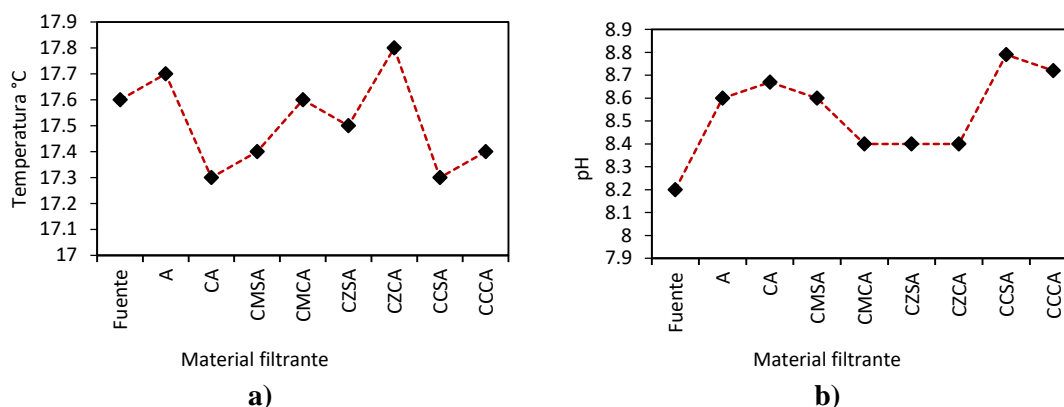
4.2.2 Parámetros de control en las columnas de filtración

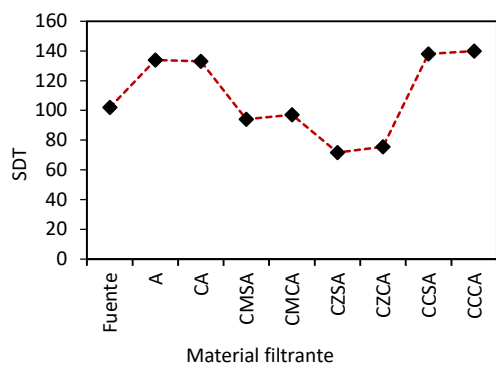
El caudal filtrado fue de 48 L/día, es decir, 2 L/h; este caudal es por cada columna de filtración, con una velocidad de 0.10 m/h y un tiempo de residencia o retención hidráulica TRH de 3 horas, tiempo fijo para todas las columnas.

Parámetros como la temperatura se mantuvieron alrededor de los 17°C, ciertas variaciones de temperatura se presentaron, esto se atribuye al tipo de material filtrante que en algunos casos actúa como aislante. El pH se mantuvo por encima del neutro con valores de alrededor de 8, este parámetro se ve afectado por la aireación que se induce a la columna de filtración. Los SDT antes de atravesar el lecho filtrante estaban alrededor de 100 mg/L, pero al momento de pasar por el lecho filtrante en algunos materiales su valor aumentó y en otros materiales disminuyó. Tal es el caso de la CCSA > CCCA > A > CA; y los que se mantuvieron por debajo del valor de entrada: CMCA > CMSA > CZCA > CZSA. Por último, el OD en el agua de fuente se encontró sobre los 3 mg/L en promedio, pero luego de inducir oxígeno atmosférico a cada una de las columnas este valor aumentó y se mantuvo alrededor de los 7 mg/L, Figura 40.

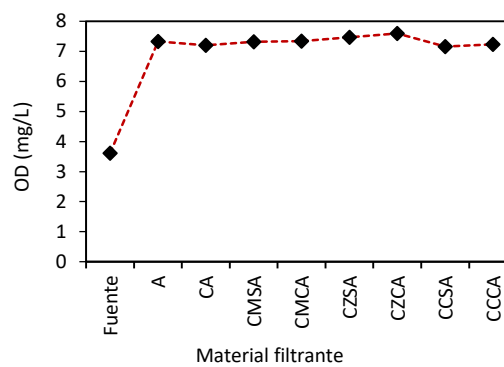
Figura 40

Valores registrados a diario en las plantas piloto: a) Temperatura, b) pH, c) SDT y d) OD.





c)



d)

4.2.3 Remoción de Pb^{2+}

En este tipo de columnas se analizó el porcentaje de remoción del elemento al momento de atravesar los lechos filtrantes. Del 100% del contenido de Pb^{2+} en el agua de entrada, al momento de pasar por los filtros, éstos lograron remover de forma significativa el Pb^{2+} . Los materiales con mayor eficiencia de remoción en el periodo de prueba y que superan el 60% de remoción promedio son: CMSA > CMCA > CZSA > A, Figura 41 y 42.

Al analizar la remoción evolutiva en el periodo de prueba se tiene que algunos de estos materiales al inicio remueven un alto porcentaje de Pb, pero al finalizar el periodo de prueba incrementa o disminuye su eficiencia. En el caso del CMCA, al inicio removió un 48%, y al finalizar el periodo de prueba logró remover un 77%, incrementando su eficiencia un 30%. A este material le sigue en eficiencia la A, a los 15 días logró remover un 42% y a los 90 días llegó a remover un 65%, incrementando un 24%. Así también, el CMSA, inició removiendo un 56% y a los 90 días logró remover un 79%, incrementando un 23%. El CA no manifestó su eficiencia de forma significativa, inició removiendo un 32% y al final llegó a remover máximo un 44%, incrementando únicamente un 12% su eficiencia.

Los materiales que no resultaron ser eficientes a lo largo del periodo, pero si en su inicio fue el CZSA, a los 15 días removió un 97%, pero esta eficiencia fue disminuyendo hasta los 90 días, llegando a remover un 47%. Le sigue la CZCA, inició removiendo un 78%, y a los 90 días removió únicamente un 41%. Por último, el CCSA logró remover un 38% pero esta eficiencia se mantuvo casi estable a lo largo del periodo de prueba con un 39%. Este comportamiento también lo mantuvo el CCCA quien al inicio removió un 35% y al finalizar el periodo se mantuvo con un 35%, en este caso no existió variación en su eficiencia.

Una vez alcanzado el punto de equilibrio, este se mantiene constante a lo largo de los 90 días, en especial este comportamiento lo mantuvieron los filtros elaborados de A, CA, CMSA, CMCA, CCSA y CCCA. Es así que la A y CA alcanzaron el equilibrio a los 30 días; la CMSA alcanzó el punto de equilibrio a los 60 días y CMCA a los 45 días, la CCSA y CCCA desde el inicio mostraron un equilibrio constante en todo el periodo de prueba. Esto no ocurrió con el CZSA y CZCA quienes no logran un equilibrio en la remoción hasta los 90 días. Por tal razón este material es eficiente en un inicio, pero disminuye su eficiencia con el tiempo sin encontrar el equilibrio en el periodo establecido de 90 días.

Figura 41

Remoción de Pb^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.

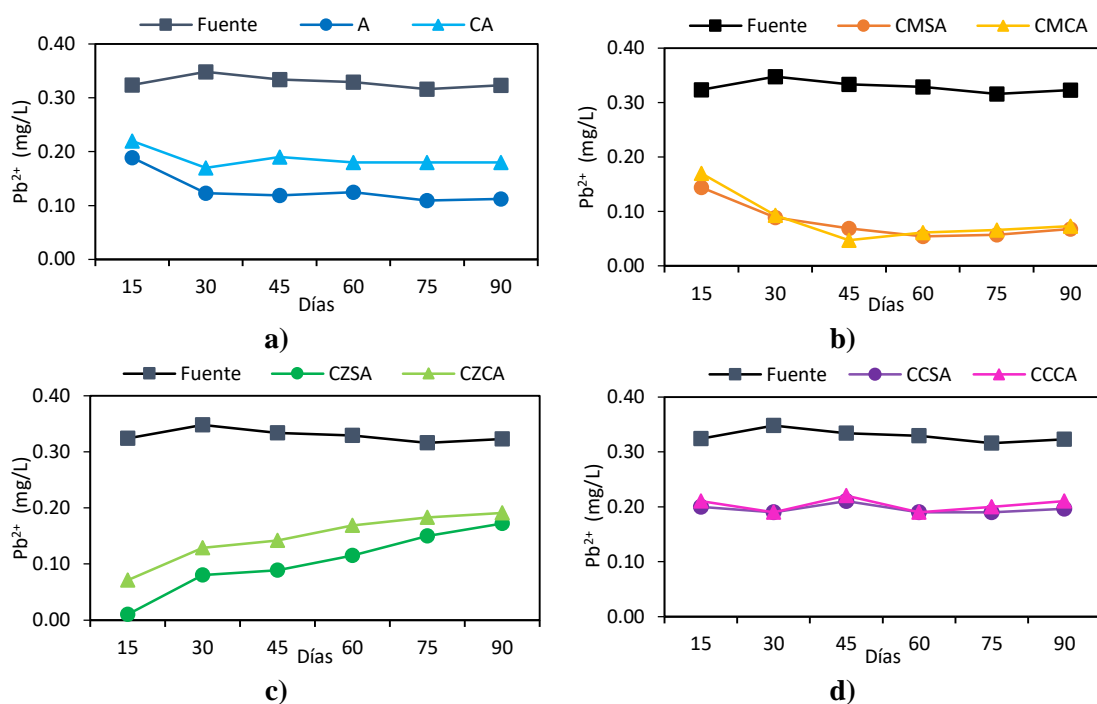
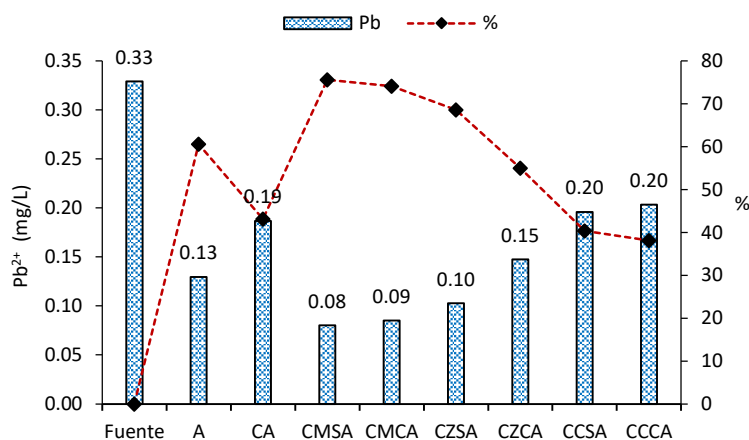


Figura 42

Porcentaje de remoción promedio del Pb^{2+}



En la Figura 42, se puede evidenciar la eficiencia de los diferentes materiales, comparados con la concentración inicial de Pb^{2+} , en el agua fuente. El material que mejor resultado presentó en promedio durante todo el periodo de prueba, está en el orden que sigue: CMSA > CMCA > CZSA > A > CZCA > CA > CCSA ≈ CCCA.

La eliminación del plomo pudo haber dependido de las características físicoquímicas de los materiales filtrantes, en este caso arcillas naturales con material orgánico y del metal disuelto en el agua (Sdiri et al., 2011). Una de las características que contribuye a la remoción es la porosidad del material filtrante, esta es fundamental para adsorber las trazas y metales pesados del agua (Erhuanga, Bolaji Kashim, & Lawrence, 2014). Además, los iones de plomo son atrapados por el material filtrante (esferas de cerámica), esto se debe a las propiedades del material arcilloso y de los materiales orgánicos (cáscara de arroz y semillas de alpiste), que al ser calcinados dejan residuos lignocelulósicos. En este caso la semilla de alpiste y la cáscara de arroz, son los que aportan lignina, hemicelulosa y celulosa (Milena Rodríguez et al., 2012; Tejada Tovar et al., 2014). En estudios anteriores se ha comprobado que la celulosa es la principal estructura asociada al proceso de adsorción.

La transferencia del Pb^{2+} desde la fase líquida hasta la biopelícula que rodea el absorbente se produce por difusión y finalmente se da el proceso de adsorción. La dinámica de la adsorción depende de la forma como es tomado el soluto y el tiempo de residencia del sorbato en la interface (sólido – líquido). Se determinó la cantidad de Pb eliminado, analizando la concentración de entrada y salida, promediando los valores que fueron tomados

de forma triplicada (Sdiri et al., 2011). La remoción del Pb^{2+} , también se da por la aireación en cada uno de los filtros que ayuda al proceso oxidación. Además, la aireación ayuda a precipitar el manganeso y azufre, como también eliminar compuestos orgánicos volátiles, sabores, olores compuestos y radón (Sobsey M., 2002).

El pH es un factor fundamental en la remoción del Pb^{2+} , valores altos de pH promueven un aumento en la concentración de carga negativa en los grupos superficiales de los adsorbentes, incrementando la adsorción de cationes (iones con carga positiva) y disminuyendo la adsorción de aniones (iones con carga negativa) (Salazar & Villalobos, 2017). En el proceso de adsorción, mientras mayor es el valor de pH, disminuye la adsorción de Pb^{2+} ; tal es caso que cuando el $pH > 8$ se aprecia una disminución o estabilización en la adsorción, es decir, si el pH es muy alto el Pb^{2+} se precipita (Hamidpour et al., 2018). Por lo tanto, al momento que el pH pase de ser neutro a ser alcalino (7 a 8), deja de ocurrir la adsorción y da lugar a la precipitación del Pb^{2+} sobre los granos del lecho filtrante. Por tal razón la adsorción es más efectiva cuando el pH está entre 5 y 7, resultado comprobado en la adsorción de metales pesados en biocarbones y cerámicas.

El incremento de temperatura es otro factor importante, ya que al incrementar su valor favorece la movilidad del elemento metálico en este caso Pb^{2+} . En este estudio al inicio los valores de eliminación de Pb son mucho menores cuando la temperatura está alrededor de $13^{\circ}C$, no así, cuando la temperatura sube a $24^{\circ}C$, aquí se elimina en mayor cantidad el Pb^{2+} . Con este incremento de temperatura disminuye la viscosidad del medio líquido lo que facilita la precipitación y adsorción.

La carga negativa favorece la adsorción de metales bien puede ser por intercambio iónico o por interacción electrostática, que determina el comportamiento en la superficie del material sorbente (Tejada Tovar et al., 2014). Por lo tanto la atracción electrostática, la precipitación y la unión del Pb^{2+} con grupos funcionales del adsorbente serían los responsables de su eliminación con $7 < pH < 8$ (Hamidpour et al., 2018).

4.2.4 Remoción de Fe^{2+}

El comportamiento del material filtrante elaborado con la AM, no tuvo una buena eficiencia frente a la remoción del Fe^{2+} . Es en este sentido, que los filtros con A, CA, CCSA y CCCA, fueron los que lograron remover cierta cantidad de Fe^{2+} , Figuras 43 y 44.

La A, en un inicio logró remover un 23% y al finalizar el periodo un 35%; así también, incrementando un 12% su eficiencia en todo su periodo, este material fue el que más eficiencia mantuvo. El CA removió un 41% y al finalizar el periodo llegó a remover un 36%, disminuyendo este último su eficiencia. El CCSA se mantuvo con cierta estabilidad durante todo el periodo, iniciando con un 37% de remoción y al final del periodo removió un 38%. Lo mismo ocurrió con el CCCA que removió un 28% al inicio y un 26 % al final, disminuyendo de cierta forma su eficiencia. Los filtros con lecho filtrante conformado de CM y CZ no fueron eficientes en la remoción de Fe^{2+} .

Los materiales que lograron un equilibrio en la remoción son: A, CA, CCSA y CCCA, con cierta particularidad los filtros con CA, CCSA y CCCA, quienes al final del periodo de prueba aumentaron su remoción. Si la remoción aumenta de cierta forma se puede atribuir a la formación de biopelícula y bacterias que consumen el Fe^{2+} . Los materiales que no lograron el equilibrio en la remoción fueron el CMSA, CZSA, y CZCA. Si nos apegamos a los resultados de su composición química y mineralógica, podemos identificar que este tipo de material filtrante proviene de arcillas con alto contenido en SiO_2 y Al_2O_3 ; así como de Cuarzo e Illita.

Figura 43

Remoción de Fe^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.

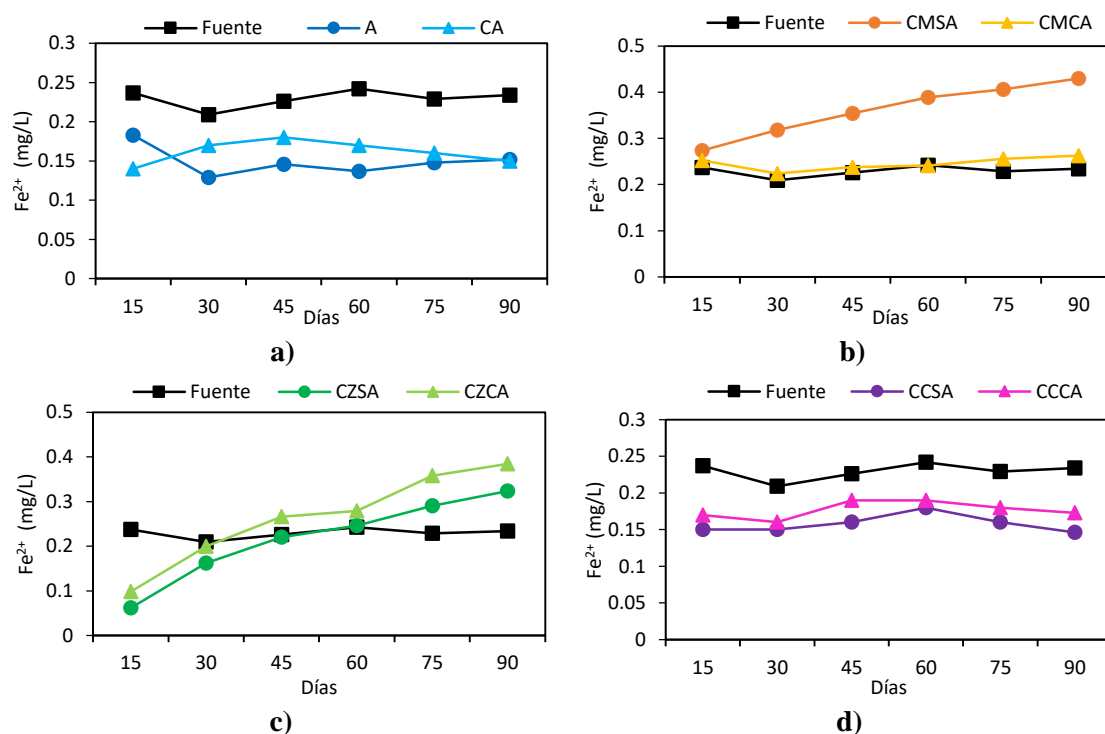
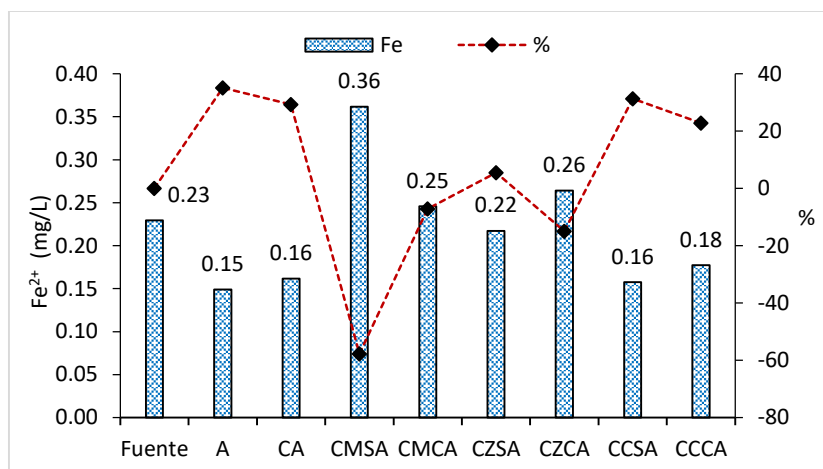


Figura 44

Porcentaje de remoción promedio del Fe^{2+}



En la Figura 44, se pueden apreciar los materiales filtrantes con mayor eficiencia en orden de remoción, la $A > CCSA > CA > CCCA$, los otros materiales no fueron eficientes en la remoción de Fe^{2+} , cuyos valores estuvieron desde un inicio por encima del valor de entrada. Este incremento se puede deber a la liberación de iones de Fe del Fe_2O_3 que constituye la arcilla con la que fue elaborada las esferas cerámicas.

Los mecanismos responsables de la remoción de Fe^{2+} se producen en parte por la oxidación generada por la aireación y adsorción de óxidos de hierro sobre la superficie del material. También se remueven por la oxidación y absorción microbiana generada por bacterias del hierro oxidante (Heather et al., 2010; Murphy et al., 2010). El pH es un factor importante en la eliminación de Fe^{2+} , en este estudio el pH estuvo sobre los 7.5. Según Granger et al., (2014), cuando el pH está cerca de 9 es mejor la remoción de Fe^{2+} , que con un pH inferior al neutro.

Lo contrario ocurre cuando el pH está por debajo de 4, en este caso existe una alta proporción de protones, se presenta una densidad de carga positiva alta en la superficie del mineral, lo que conlleva una alta repulsión electrostática entre el adsorbente y Fe^{2+} , y esto disminuye la eficiencia de la remoción. Por tal razón, al aumentar el pH, disminuye la densidad de carga positiva, lo cual aumenta la eficiencia de la remoción. Sin embargo, cuando el pH está por encima de 4 se presenta la precipitación de hidróxidos de hierro (Al-Anber & Al-Amber, 2008; Machado et al., 2016). En este estudio el pH se mantuvo en todas las columnas sobre 8, esto es por encima del neutro, atribuyéndose a este factor la baja

capacidad de remoción por adsorción de este elemento. Como se mencionó anteriormente, al oxigenar la columna, incrementa el pH y con esto se genera una oxidación y su posterior precipitación, siendo este parámetro el más influyente en este estudio (Shafiquzzaman, 2017).

4.2.5 Remoción de Mn^{2+}

La A remueve el 3% al inicio de puesta en marcha la filtración, pero al llegar a los 90 días, éste llegó a remover un 84% de Mn^{2+} , incrementando un 81% su eficiencia. La CMSA, removió en un inicio un 28% y al finalizar el periodo de prueba logró remover un 66%, incrementando su eficiencia en un 38%. Lo contrario ocurre con el CA, en los primeros días removió un 80%, pero al llegar a los 90 días su eficiencia disminuyó llegando a remover un 40%. La CMCA al inicio removió el 92% y al finalizar llegó al 41%, en este caso disminuyó su eficiencia. La CZSA arrancó con una remoción del 90% y al final logró remover un 68%; así también, la CZCA removió un 79% y al finalizar su periodo removió un 57%, la eficiencia en los dos filtros es buena, pero disminuye con el paso del tiempo. Por último, la CCSA al inicio removió un 82% y al finalizar el periodo logró remover un 77%; esto también ocurre con la CCCA que inició removiendo un 71% y finalizó con un 47%, en estos dos filtros al inicio su eficiencia es buena, pero disminuye con el tiempo de servicio.

Los materiales que lograron el equilibrio dentro del periodo de prueba está el CA que a los 75 días logró su equilibrio, la CZSA y CZCA a los 30 días, y por último la CCSA y CCCA alcanzaron su equilibrio a los 45 días. Esto no ocurrió con la A y CMSA quienes no lograron su equilibrio de remoción, a los 90 días aún seguían removiendo de forma eficiente y en aumento el contenido de Mn^{2+} . Este comportamiento, pero en disminución de su capacidad de remoción, lo presentó la CMCA, misma que llegado el final del periodo de prueba aún no llegaba a un punto de equilibrio o estabilidad en la remoción.

En la A y CA se presentó un cruce entre el aumento y disminución de remoción a los 70 días de puesta en marcha del sistema, esto también ocurrió con la CMSA y CMCA que cruzan sus curvas de remoción a los 75 días. En los otros materiales la remoción se presentó de forma paralela en todo el periodo de prueba, Figuras 45 y 46.

Figura 45

Remoción de Mn^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.

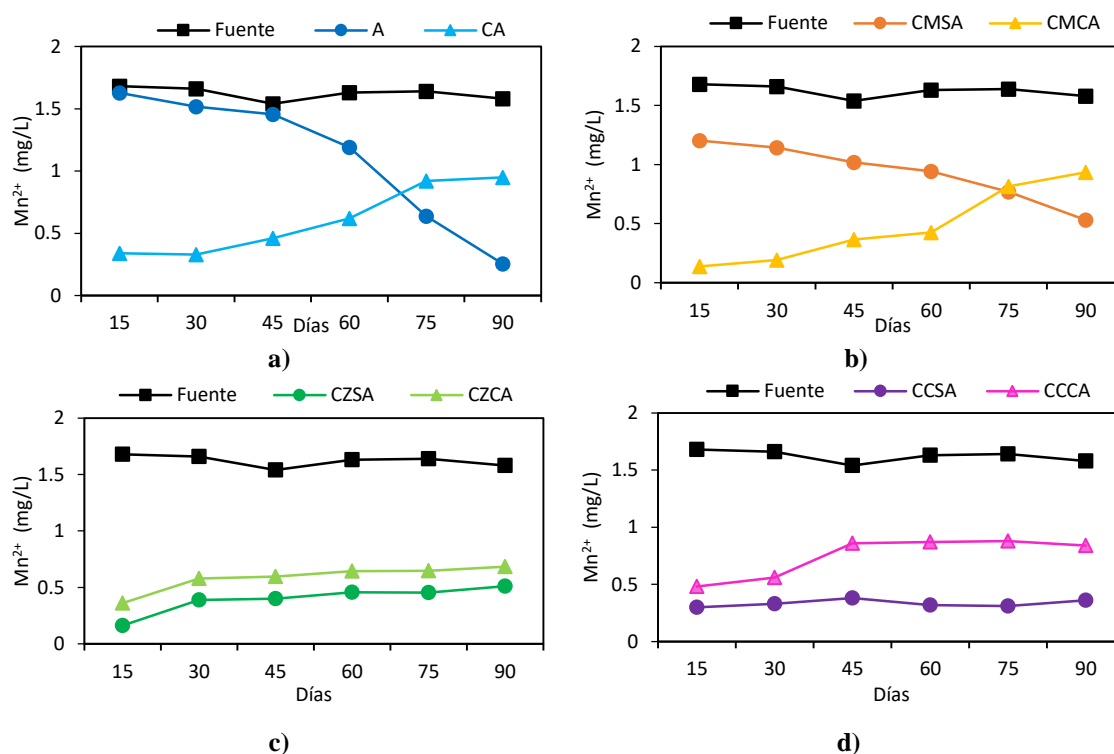
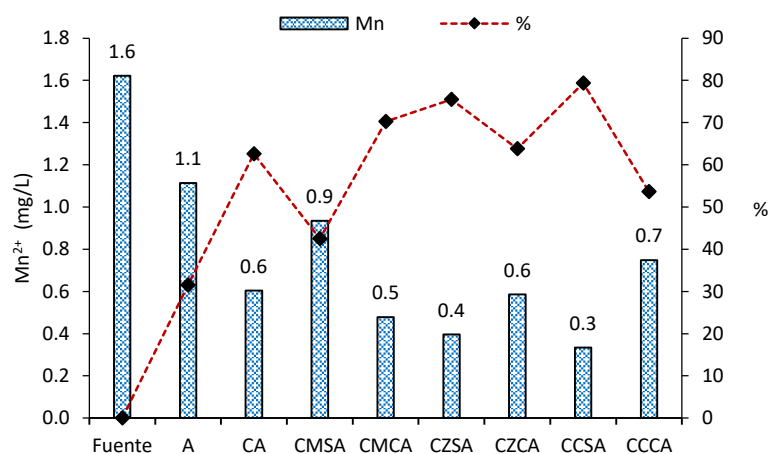


Figura 46

Porcentaje de remoción promedio del Mn^{2+}



En la Figura 46, el mejor comportamiento en la remoción de Mn^{2+} la mantuvieron en el siguiente orden: CCSA > CZSA > CMCA > CZCA > CA > CCCA > CMSA > A, por lo tanto, se puede evidenciar que la mayor remoción de Mn^{2+} la realizó la CCSA.

La eliminación del manganeso en los biofiltros se puede dar de igual manera por la oxidación y absorción microbiana por bacterias. La antracita oxida el manganeso removido por adsorción y oxidación auto catalítica. En los biofiltros el manganeso se pudo haber eliminado a través de oxidación biológica, oxidación química o ambas. Este metal puede ser eliminado por filtración directa con un pH óptimo, por la oxidación biológica y adsorción de óxido biogénico, por la formación de la biopelícula (Heather et al, 2014).

El Mn se oxida de manera similar al hierro por medio del suministro de aireación, por absorción en la superficie del filtro de cerámica (Murphy et al., 2010). La antracita envejecida con óxidos de Fe^{2+} y Mn^{2+} , ayudan a eliminar de mejor manera el Mn^{2+} soluble por adsorción y oxidación autocatalítica (Sahabi et al., 2009). La oxidación del Fe^{2+} probablemente ayudó a eliminar el Mn^{2+} por adsorción de óxidos de Fe^{2+} dentro del lecho o medios filtrantes.

El pH es un factor fundamental en la remoción de Mn^{2+} , en el periodo de prueba los valores de pH fueron superiores a 8. Según Granger et al., (2014), cuando el pH es mayor al neutro en su caso de estudio con un pH de 9, la remoción de Mn^{2+} fue mayor; pero al tener un pH de 6 es mejor la actividad de bacterias que se aclimatan y remueven con mayor eficiencia el Mn^{2+} . Además, tanto el carbón activado y la antracita remueven el Mn^{2+} con mayor eficiencia con un pH de 6, es decir, al tener un pH ácido es mejor para remover el Mn^{2+} .

Otro factor importante es el OD, siendo mayor su eficiencia cuando se encuentre superior a 8 mg/L. En este estudio la concentración de OD estuvo por encima de los 6 mg/L, es posible que este valor afectara en cierto sentido la efectividad de la remoción. La temperatura también fue otro factor muy importante, mientras mayor es la temperatura, mejor es la eficiencia de las unidades de filtración, en el caso de este estudio se tuvo una temperatura alrededor de los 17 °C, en promedio.

4.2.6 Remoción de Zn^{2+}

Las unidades de filtración removieron sobre el 70% el contenido de Zn^{2+} , por lo que resultaron ser muy eficientes logrando mantener su estabilidad de remoción, con cierta disminución al final del periodo de prueba. Los que más destacaron fueron, por ejemplo, la A quien al inicio removió un 94% y al finalizar el periodo de prueba llegó a remover un 88%,

su eficiencia disminuyó en un 6%. El que le sigue en eficiencia es la CMCA, que inicia removiendo un 82% y finaliza removiendo un 71%, disminuyendo su eficiencia en un 11%.

Entre los materiales que lograron el equilibrio en la remoción de Zn^{2+} están, la A y CA quienes desde un inicio mantuvieron su equilibrio hasta los 75 días, a partir de este periodo sufre una ligera disminución en su capacidad de remoción. La CMSA y CMCA lograron el punto de equilibrio a los 75 días, y la CCSA y CCCA mantuvieron su equilibrio desde el inicio de su puesta en marcha hasta finalizar el periodo de prueba. Esto no ocurrió con la CZSA y con la CZCA, quienes no lograron su punto de equilibrio a los 90 días, su decremento en la remoción fue disminuyendo de forma progresiva sin equilibrar o estabilizar su remoción, Figuras 47 y 48.

Figura 47

Remoción de Zn^{2+} durante el periodo de prueba de 90 días: a) A y CA, b) CMSA y CMCA, c) CZSA y CZCA, y d) CCSA y CCCA.

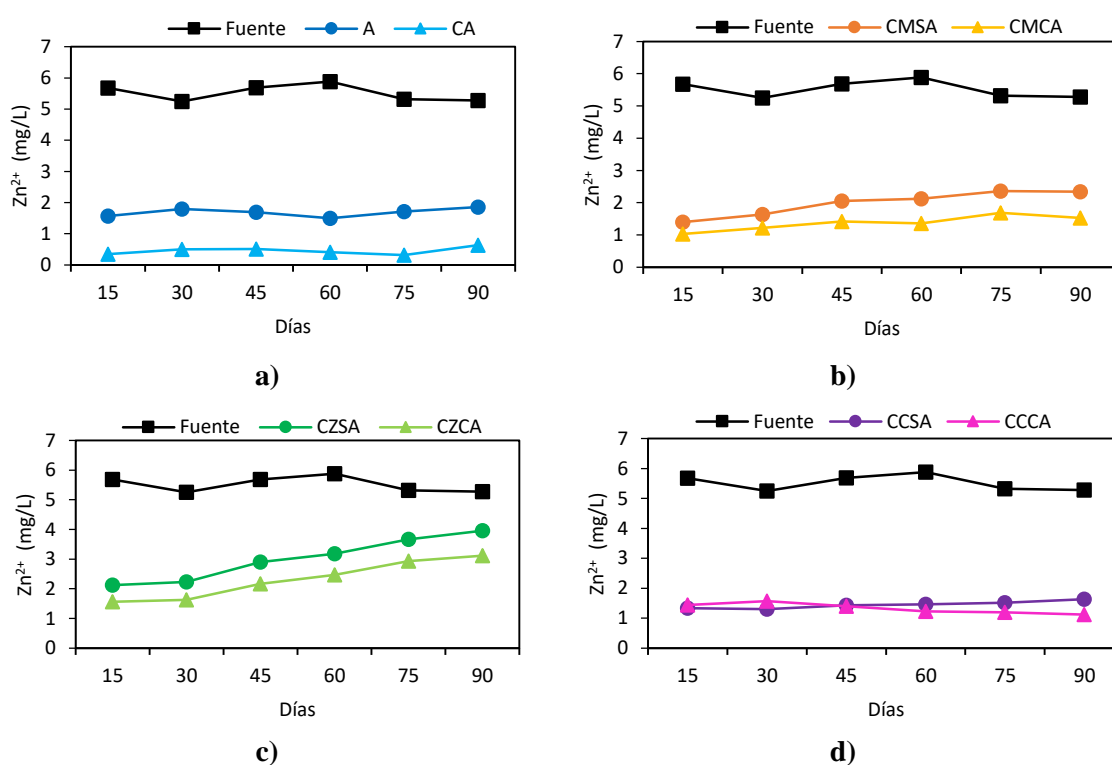
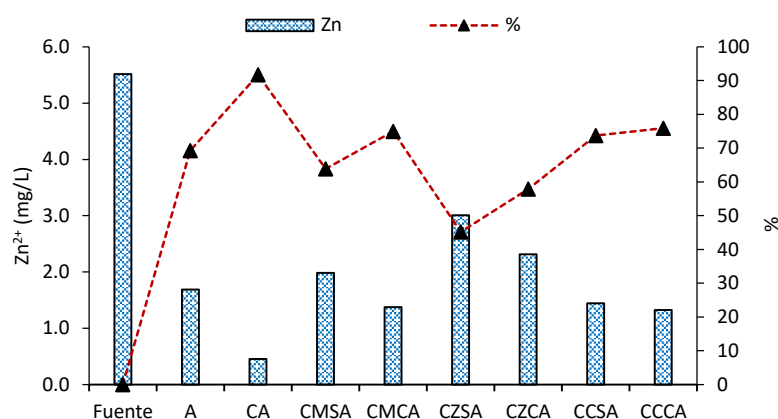


Figura 48

Porcentaje de remoción promedio del Zn^{2+}



En la Figura 48, se puede apreciar que el mayor porcentaje de remoción promedio en el periodo de prueba fue en el siguiente orden: CA > CCCA > CMCA > CCSA > A > CMSA > CZCA > CZSA, demostrando la mayor eficiencia el material filtrante a base de carbón activado. En los procesos de remoción del Zn^{2+} el parámetro más importante es el pH, al igual que en los elementos analizados anteriormente. El pH afecta la solubilidad de los metales o la activación de los grupos funcionales en la biomasa, por lo tanto, la interacción de los cationes metálicos de Zn^{2+} con los sitios de unión de la biomasa es muy sensible a los valores de este parámetro.

Es conocido que con un pH bajo la mayoría de estos grupos no se encuentran disociados, pierden la capacidad de unirse a los iones metálicos presentes en la solución; sin embargo pueden participar en reacciones de formación de complejos. Al incrementarse el pH, las cargas negativas en la biomasa aumentan y el estado iónico de algunos ligandos como los carboxilos, favorecen el establecimiento de enlaces con los iones metálicos (Allaboun et al., 2008; Díaz et al., 2017; Magda et al., 2011; Navarro et al., 2006).

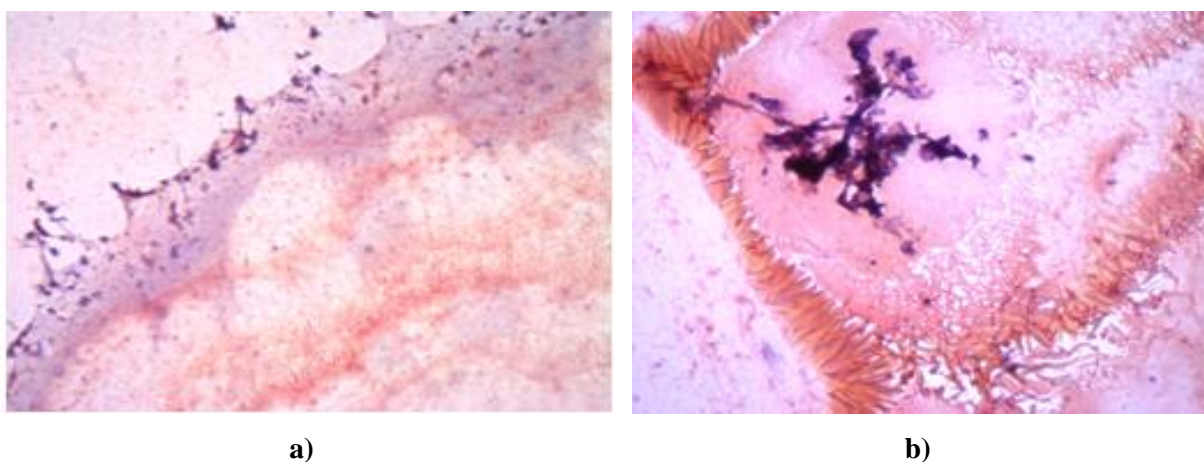
4.2.7 Análisis de la remoción

En general los materiales filtrantes disminuyen las concentraciones de estos metales de manera adecuada, sin embargo, se debe incluir una aireación inicial seguida por una rápida filtración, el ajuste de pH, también favorece la alta porosidad para la adsorción y la formación

de la biopelícula, necesaria para la oxidación microbiana por bacterias (Pacini et al., 2005). Estas bacterias oxidan los metales con la presencia del oxígeno, para luego convertirlos en óxidos insolubles, precipitando en el biofiltro para luego ser eliminados mediante la purga del sistema. Para comprobar la actividad microbiológica y saber si hay formación de la biopelícula en las esferas de arcilla, se realizó un análisis microscópico el cual nos indicó la existencia de microorganismos. Encontrándose principalmente bacilos, cocobacilos y la retención de bacterias patógenas en la biopelícula, Figura 49.

Figura 49

Presencia de microorganismos en la superficie de las esferas de cerámica.



La capacidad de absorción de las arcillas se relaciona directamente con la superficie específica y porosidad del grano. En este proceso se da tanto la absorción que comprende procesos físicos como la retención por capilaridad; y la adsorción por interacción de tipo químico entre el absorbente (arcilla) y el líquido denominado adsorbato (Guerra & Hiyagon, 2012). Es decir, la adsorción es la adhesión de un soluto a la superficie de un sólido, en este proceso se involucra la fase sólida (adsorbente) y una fase líquida (adsorbato) (Rueda, 2015).

Además, el contenido de óxido de hierro (Fe_2O_3) en el material cerámico favoreció la capacidad de adsorción en la eliminación de metales pesados (Aziz et al., 2008) (Aziz, Adlan, & Ariffin, 2008). Los materiales agregados al adsorbente tienen relación con el volumen de poros, tamaño del poro y área de superficie, con lo cual al tener poros grandes se incrementa la adsorción y se produce mayor rendimiento de captura (Agustina et al., 2017).

En la mayoría de los filtros se observa que al inicio de la puesta en marcha y estar en contacto con el material filtrante, la adsorción fue rápida pero después de este tiempo el

proceso se hace más lento hasta alcanzar un punto de equilibrio. La rapidez inicial de adsorción se debe a que hay mayor cantidad de sitios inicialmente disponibles en la superficie del adsorbente, es decir, la superficie esta insaturada, pero luego se ralentiza debido a la falta de disponibilidad de estos sitios ya ocupados en su mayoría por el elemento adsorbido. Así, el tiempo de contacto aumenta gradualmente hasta que se alcanza el equilibrio (Machado-Infante et al., 2016).

El tiempo de contacto o tiempo de retención hidráulica (TRH), es otro factor que favoreció la adsorción, al tener mayor tiempo de contacto se tiene una mayor capacidad de adsorción. En un estudio realizado por Agustina et al. (2017), para eliminar el Cr(VI) analizó que se elimina el 99.45% con un tiempo de residencia de 10 horas. En este sentido es importante analizar el volumen requerido de agua filtrada, mientras mayor tiempo de residencia, menor es el volumen de agua filtrada por día, con esta referencia se determina un tiempo de residencia máximo recomendado de 3 h.

Para el caso del Pb^{2+} los que superan el 60% de remoción promedio son: (CMSA > CMCA > CZSA > A), sobre un 20% removieron el Fe^{2+} (A, CA, CCSA y CCCA), para el Mn^{2+} superior al 60% (CCSA > CZSA > CMCA > CZCA > CA), y para el Zn^{2+} (CA > CCCA > CMCA > CCSA > A > CMSA > CZCA > CZSA).

El caudal filtrado fue de 48 L/día, es decir, 2 L/h; este caudal es por cada columna de filtración, con una velocidad de 0.10 m/h y un tiempo de residencia o retención hidráulica TRH de 3 horas, tiempo fijo para todas las columnas.

4.2.8 Costo de implementación del sistema piloto de filtración.

El presupuesto se elaboró en función de los costos vigentes a la fecha del estudio, se recomienda actualizar los costos a la fecha que se desee implementar algo similar y de acuerdo a la moneda del país que esté interesado en esta tecnología. Además, no se considera la mano de obra, porque se pretende que el mismo usuario elabore el material filtrante cerámico, Tabla 26.

Costo de las plantas piloto de filtración para remoción de metales disueltos en el agua.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Precio Total
1	Tubería 6" ($\phi = 152.4$ mm)	m	2.00	11.00	22.00
2	Tapón 6" ($\phi = 152.4$ mm)	U	8.00	4.25	34.00
3	Tubería 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	m	6.00	0.86	5.16
4	Válvula medio giro PVC 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	8.00	0.96	7.68
5	Manguera de 1/4" ($\phi = 6.35$ mm)	m	12.00	0.40	4.80
6	Tanque plástico de 40 L.	U	8.00	4.00	32.00
7	Manguera de 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	m	14.00	0.40	5.60
8	Válvula 1/4" ($\phi = 6.35$ mm)	U	8.00	2.50	20.00
9	Codo 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	8.00	0.38	3.04
10	Neplo 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	10.00	0.35	3.50
11	Tee 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	8.00	0.56	4.48
12	Universal 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	1.00	0.94	0.94
13	Silicon	U	2.00	3.28	6.56
14	Adaptador flex de 1/2" ($\phi = 12.7$ mm)	U	24.00	0.24	5.76
15	Permatex marrón (3 onzas)	U	1.00	2.17	2.17
16	Teflón (5 m)	U	1.00	1.00	1.00
17	Compresor de aire Marca: JAD, ACQ-012 de 170 W.	U	1.00	25.00	25.00
18	Carbón activado	Kg	10.00	2.72	27.20
19	Antracita	Kg	10.00	0.85	8.50
20	Costo de esferas por unidad de filtración (6 filtros)	kg	51.60	0.78	40.25
21	Costo tanque de carga de 2500 litros	U	1	275	275
				Costo subtotal USD =	534.64
				IVA 12 % =	64.16
				Costo total USD =	598.79

El costo total de las plantas piloto, es de USD 598.79 (Quinientos noventa y ocho, con 79/100 centavos, incluye IVA). El costo de las esferas de cerámica es de USD 0.78/kg, lo que resulta ser económico para su elaboración y se puede tener igual eficiencia que los materiales comercialmente disponibles para la filtración del agua.

4.3 Resultados y discusión de la planta piloto para potabilizar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural de la Amazonía Ecuatoriana.

Los materiales filtrantes en su mayoría presentaron un alto contenido de SiO_2 y Fe_2O_3 , así como una elevada presencia de cuarzo, Tabla 27.

Tabla

27

Resultados de las características químicas y mineralógicas del material filtrante.

Características químicas	Arcilla Zamora (AZ)		Grava	Arena	Zeolita
	Sin calcinar	Calcinada			
SiO_2	59.90	58.60	97.50	96.80	96.1
Al_2O_3	29.60	28.50	0.58	-	-
Fe_2O_3	4.31	6.23	0.33	0.19	0.37
K_2O	4.61	4.06	0.15	-	-
TiO_2	0.74	0.78	-	0.68	-
CaO	0.10	0.22	-	-	-
Na_2O	0.21	0.31	-	-	-
Características mineralógicas					
Quartz	30.60	24.80	98	99	33.14
Albite	-	12.40	-	-	1.18
Illite	46.20	62.80	-	-	-
Faujasita Ca	0.99	-	-	-	-
Kaolinite	22.21	-	-	-	-
Calcite	-	-	-	-	8.55
Biotite	-	-	-	-	4.66
Montmorillonite	-	-	-	-	5.85
Mordenite	-	-	-	-	46.63

4.3.1 Caracterización del filtro de grava FG

Los resultados de la FRX determinaron que la grava contiene como elemento mayoritario SiO_2 y en mínima cantidad Al_2O_3 , Fe_2O_3 y CaO . La DRX determinó un contenido mayoritario de cuarzo Tabla 26. El peso específico es de 2.96 gr/cm^3 ; la granulometría determinó un contenido de arcilla de 4.90%, limo de 46.95% y arena de 48.15%.

4.3.2 Caracterización del filtro cerámico FC

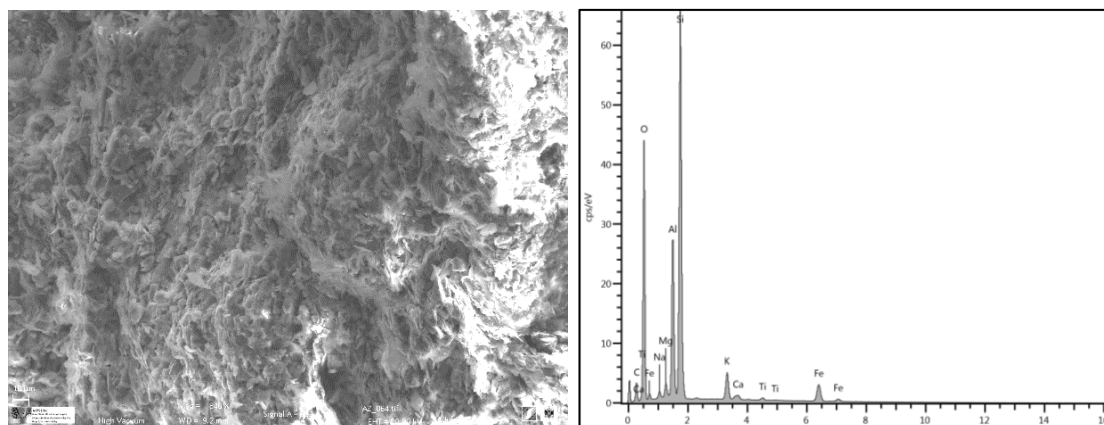
Los análisis realizados a la arcilla, determinaron que es una arcilla inorgánica con elevada plasticidad, misma que favorece la expansibilidad y disminución al corte, y una

superficie específica de $7.42 \text{ m}^2/\text{g}$. Luego de la calcinación el diámetro de las esferas fue de 13 mm, peso de $1.86 \pm 0.15 \text{ g}$, y un volumen de $1.30 \pm 0.08 \text{ cm}^3$. La porosidad de las esferas de $35.32 \pm 13.54 \%$, al tener una porosidad mayor al 30 % se considera que las esferas de arcillas son aptas para el proceso de filtración, como material de soporte de la bio-masa (Yuan, 2013). La densidad fue de $1.99 \pm 0.90 \text{ gr}/\text{cm}^3$, la resistencia a la compresión de $2.64 \pm 1.20 \text{ kg}/\text{cm}^2$ y el tamaño de poro de $7.70 \pm 1.97 \text{ }\mu\text{m}$, con un máximo registrado de $10 \text{ }\mu\text{m}$ y un mínimo de $5 \text{ }\mu\text{m}$.

En cuanto a los minerales de arcilla se detectó en mayor porcentaje Illita, la cual es una arcilla no expansiva al igual que la Caolinita, detectada antes de la calcinación. Después de ser sometidas a la calcinación a $850 \text{ }^\circ\text{C}$ (Ajayi & Lamidi, 2015), los minerales de arcilla sufrieron variación. Por ejemplo, el Cuarzo antes de la calcinación se presentó en un 30.60% y luego de ser calcinada disminuyó a 24.80%, la Illita de 46.20% incrementó a 62.80%, se presentó Albita en un 12.40%. Así también, antes de la calcinación presentó Caolinita en 22.21%, al igual que la Faujasita Cálctica con 0.99%, valores que desaparecieron luego de la calcinación. El análisis SEM, demuestra que la AZ contiene muchos silicatos, pudiéndose tratar de anfíboles y piroxenos. Se aprecia restos de rocas sedimentarias y cuarzos, cantos rodados, y arcillas. Las líneas (lamelas) son propias de las arcillas, Figura 50.

Figura 50

Imágenes SEM de la CZ



Element	O	C	Si	Al	Fe	K	Mg	Ti	Ca
Wt (%)	43.43	11.32	24.16	9.07	6.67	2.40	1.00	0.88	0.63

4.3.3 Caracterización del filtro de arena FA y zeolita FZ

La arena de sílice contiene SiO₂ en un 96.80%, peso específico de 2.73 gr/cm³, peso volumétrico de 2.59 gr/cm³, humedad de 1.52% y porosidad de 5.04%. La Zeolita natural tuvo una composición mayoritaria de SiO₂ de 96.10%, con una capacidad de retención de humedad de 42.90%, densidad aparente de 1.028 g/cm³, porosidad de 39% y densidad real de 1.77 g/cm³.

4.3.4 Resultados del efluente

Las PPs operaron por un periodo de 90 días para asegurar el punto de maduración de los sistemas filtrantes. Durante este tiempo se estableció un caudal de 50 L/día, y velocidad de filtración de 0.10 m/hora. Además, se analizaron las propiedades físicas, químicas y mineralógicas de los materiales de soporte que componen el lecho filtrante, esto con el fin de evaluar su efectividad en la remoción de Fe²⁺, Mn²⁺, CT, CF y *E. coli*.

La temperatura promedio en el sistema se registró de 18.9 ± 1.5 °C, a excepción de los FCs que registraron una temperatura promedio alrededor de 17.5 ± 1.5°C. Esta leve disminución de temperatura en el FC se debe a la oxidación biológica generada por la inyección de aire, por el material cerámico que funciona como aislante térmico y un mayor espacio de vacíos entre las esferas cerámicas que reducen la temperatura del agua a su paso (Loupasaki & Diamadopoulos, 2013). En la desinfección UV la temperatura sufrió un ligero incremento debido a la exposición de radiación artificial UV. Al tener un decremento de temperatura disminuyen las enzimas microbianas afectando la oxidación y descomposición de contaminantes, también incrementa la viscosidad lo que ocasiona una deficiencia en la sedimentación de partículas y reducción en la eliminación de contaminantes (Tekerlekopoulou et al., 2013).

El agua de lluvia es almacenada y permanece en estanquidad, esto no facilita su oxigenación, por lo cual es necesaria la aireación. Es así, que se induce aire u oxígeno atmosférico en la columna de los FCs, para incrementar la concentración de OD (Khadse et al., 2013), y facilitar la actividad biológica en el lecho filtrante. Este incremento fue disminuyendo de forma progresiva, pero se mantuvo en concentraciones superiores a las del influente hasta la salida de la UV. Se comprobó que al tener un incremento de temperatura, caso que ocurrió en este estudio, se reducen los niveles de OD en el agua, lo que provoca una

disminución de la eficiencia, sobre todo que las bacterias pierdan su capacidad de funcionar (Tekerlekopoulou et al., 2013; WHO, 2017). Entre otras razones la disminución del OD se debe a la contaminación y saturación del sistema por el tiempo de uso. Se debe considerar que el adecuado nivel de OD fomenta la buena calidad del agua; en la purificación mejora el gusto al agua y provee oxígeno a la vida aerobia, esencial para la biofiltración (WHO, 2017).

El pH presentó una pequeña tendencia a la alcalinidad, comprendido entre los límites mínimo y máximo permisibles de 6.5 a 8.5, por lo que no presenta riesgo para la salud de los consumidores (NTE INEN 1108, 2014). Según OPS (2005), el agua con un pH de 5 a 9 contribuye a la retención y la sedimentación de metales disueltos, gracias a la hidrólisis. Los valores altos de pH promueven un aumento en la concentración de carga negativa, grupos superficiales de adsorbentes, incrementando así la adsorción de cationes y disminuyendo la adsorción de aniones (Salazar & Villalobos, 2017). Según valores de pH que oscilan entre 6 y 9 son adecuados para el crecimiento y la operación de biopelículas en agua cruda (Patil et al., 2011); en este estudio el pH está dentro del rango adecuado establecido.

Los SDT registraron un valor de 110 mg/L, esto se puede deber a desprendimientos mínimos del material filtrante que no genera riesgos significativos para el consumo. Este valor es inferior a 1000 mg/L, por lo que no existe el riesgo de tener un sabor desagradable del agua para el consumidor (NTE INEN 1108, 2014; WHO, 2017).

4.3.5 Remoción de Fe^{2+} y Mn^{2+} en el agua lluvia

Se atribuyó la eliminación de Fe^{2+} y Mn^{2+} del agua a diversos mecanismos que se dan dentro del lecho del filtro, como filtración, actividad química o microbiológica. En particular, la zeolita está asociada a propiedades de sorción, desorción, cationes e intercambio iónico (Akhigbe et al., 2016). La carga negativa de la zeolita y las arcillas permitió la sorción de: metales pesados, compuestos orgánicos y estimular la actividad bacteriana. (Anbukumar & Kumar, 2014).

Según la WHO (2017) y la norma ecuatoriana NTE INEN 1108 (2014), el contenido de Fe^{2+} en aguas de consumo humano debe ser menor de 0.3 mg/L y para el Mn^{2+} de 0.2 mg/L. En la Figura 51 (a y b), se representa que el sistema redujo la concentración de Fe^{2+} y la Figura 52 (a y b) igualmente en relación a la concentración de Mn^{2+} , hasta por debajo de los límites máximos permisibles para el consumo humano en ambos casos. Las columnas

FG1 y FG2 reducen la concentración de Fe^{2+} y Mn^{2+} pero no lograron estar por debajo de los límites máximos permitidos.

Los FCs redujeron el Fe^{2+} por debajo de los límites máximos, pero esta eficiencia se mantuvo poco más de 45 días. Esto no ocurrió para el Mn^{2+} que se mantuvo eficiente hasta por encima de los 60 días.

Con relación al 100% de concentración de Fe^{2+} del influente, al pasar por cada una de las unidades de filtración, los remanentes serán removidos por la unidad de filtración que continúe aguas abajo. Es el caso del FG1, éste removió el Fe^{2+} en promedio un $13.80 \pm 6.6\%$, y el FG2 lo removió un $14.71 \pm 4.9\%$, respecto al influente. Seguido a los FGs se acomodan los FCs, en este caso el FC1 removió $58.15 \pm 10.20\%$ y el FC2 removió el $57.74 \pm 12.90\%$. Luego del FC1 se acomodó el FA, éste removió $28.14 \pm 6.5\%$; y después del FC2 se acomodó el FZ, éste removió $42.95 \pm 5.3\%$. Por último, el agua atraviesa la desinfección UV, la desinfección UV1 removió un $2.76 \pm 1.1\%$ y la desinfección UV2 logró remover un $2.37 \pm 1.4\%$, Figura 51 (c y d).

Caso similar del Fe^{2+} ocurre para el Mn^{2+} , los FCs fueron los de mejor eficiencia en su orden de funcionalidad; la remoción de Mn^{2+} en promedio en el FC1 fue de un $48 \pm 0.17\%$ y en el FC2 de un $48 \pm 0.2\%$. La desinfección UV1 removió un $2.66 \pm 0.13\%$ y la desinfección UV2 logró remover un $3.64 \pm 0.10\%$, Figura 52 (c y d).

En función de su eficiencia el orden de mejor a peor ratio que se obtiene tanto para el Fe^{2+} como para el Mn^{2+} es el siguiente: FCs > FZ > FA > FGs > UV, Figuras 46 y 47 (c y d). La mayor capacidad de remoción de Fe^{2+} se da en los FCs, esto se atribuye entre algunas razones a la cantidad de OD que se induce en la columna que oxida el metal, así como al valor de pH que contribuye a la solubilidad del Fe^{2+} (Cai et al., 2015; WHO, 2016). La aireación en los FCs produce la oxidación del Fe^{2+} , ciertos fosfatos se absorben en los óxidos de Fe^{2+} , estos permanecen en suspensión y finalmente son eliminados por la biofiltración en los procesos consecutivos. Tekerlekopoulou et al. (2013) y Zereffa & Bekalo (2017), determinaron que los filtros cerámicos son capaces de eliminar cationes de Fe^{2+} con más del 50% de eficiencia, la eliminación de cationes y aniones se debe al intercambio de iones en la superficie de la cerámica. Particularmente en el caso del Fe^{2+} existe atracción electrostática con la carga negativa superficial de los diferentes grupos superficiales de oxígeno existentes en los materiales adsorbentes (Subramani et al., 2019).

Figura 51

Remoción de Fe^{2+} a lo largo del periodo de prueba de 90 días: a) Remoción de Fe^{2+} en la PP1, con FA; b) Remoción de Fe^{2+} en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de Fe^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de Fe^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.

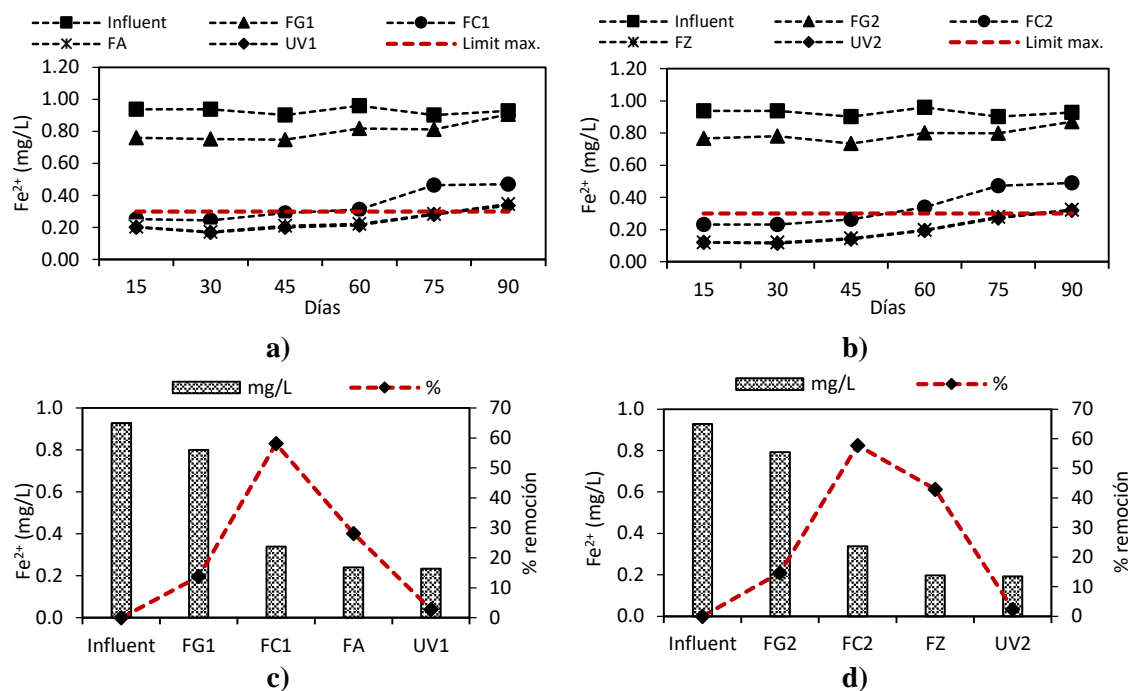
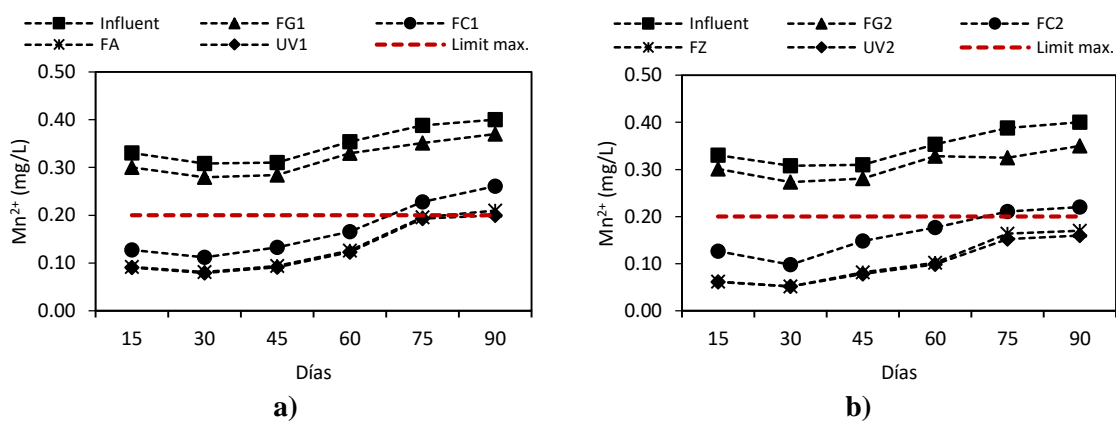
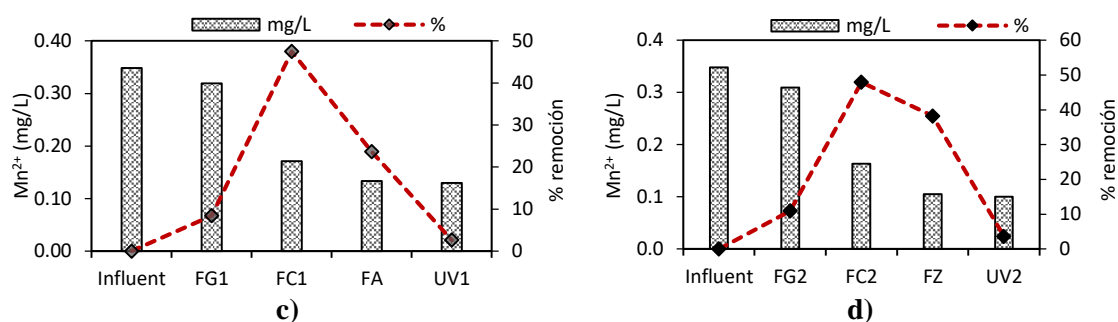


Figura 52

Remoción de Mn^{2+} a lo largo del periodo de prueba de 90 días: a) Remoción de Mn^{2+} en la PP1, con FA; b) Remoción de Mn^{2+} en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de Mn^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de Mn^{2+} por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.





Las fuerzas electrostáticas que experimentan las partículas de metales disueltos a su paso entre el material de soporte, estas fuerzas hacen que se adhieran las partículas al tener cargas contrarias, por lo que se atraen y sedimentan (Givehchi et al., 2015). Además, el tiempo de contacto o residencia fue de 3 horas, este tiempo es suficiente para permitir que el medio filtrante y el flujo de agua estén en contacto, logrando una mejor remoción (Baraee et al., 2016). Otro mecanismo de eliminación es la atracción magnética debido a la polarización de sus átomos que genera dipolos, con lo cual las partículas en suspensión se adhieren al material de los filtros. Una limitación se presenta cuando el Fe^{2+} entra en contacto con la materia orgánica, por lo que la retención del metal en los biofiltros por adsorción será mucho más difícil (Vijayaraghavan & Balasubramanian, 2015).

Así también, la eficiencia que presenta el FZ se debe a las propiedades de adsorción, desorción, intercambio catiónico e iónico, así como a las propiedades magnéticas que posee la zeolita (Akhigbe et al., 2016). Es conocido que la Zeolita presenta carga negativa, misma que le da la capacidad de adsorber cationes de metales pesados, absorbe contaminantes orgánicos, elimina olores y estimula la actividad de bacterias (Anbukumar & Kumar, 2014).

4.3.6 Remoción de CT, CF y E. coli

La eficiencia de las PPs para remover CT, CF y E. coli, se desarrolló de forma progresiva, Figuras 53 (a y b). El orden de mejor a peor ratio que se obtiene es el siguiente: UV > FZ > FA > FC > FG. La PP1 remueve los CT hasta un 69% en los primeros 15 días, pero esta eficiencia fue disminuyendo de forma progresiva hasta llegar a remover un 48.5% en los 90 días. La PP2 a los 15 días removió un 70.2% y a los 90 días llegó a remover un 50.7%, siendo la PP2 la de mejor eficiencia. En orden de eficiencia de las columnas su comportamiento en la PP1 fue (UV1 $\approx 57.2 \pm 8.9\%$) > (FA $\approx 46 \pm 3.9\%$) > (FC1 $\approx 48.8 \pm 5.5\%$) > (FG1 $\approx 10.1 \pm 2\%$) y la PP2 (UV2 $\approx 63.2 \pm 7.9\%$) > (FZ $\approx 60.8 \pm 2.4\%$) > (FC2 $\approx 46.8 \pm 3.4\%$) > (FG2 $\approx 10.7 \pm 1.8\%$), respectivamente. En las Figuras 53 (c y d), se presenta

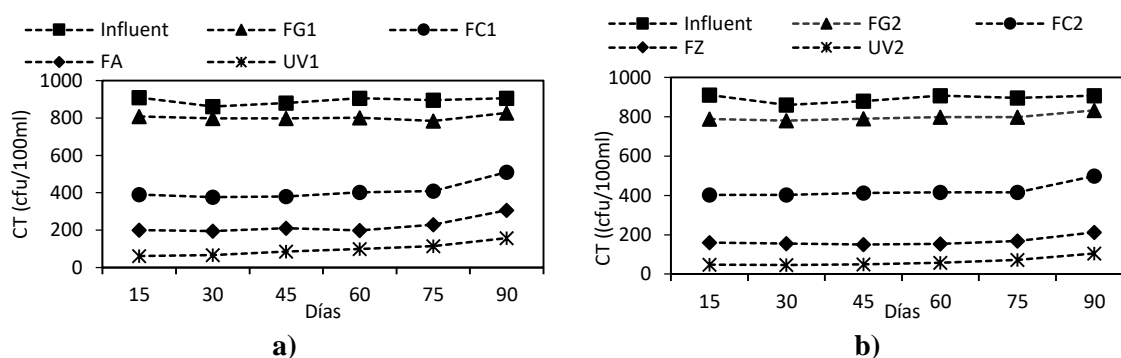
la remoción promedio en el periodo de prueba, en ellas es claro apreciar la secuencia de funcionalidad de los materiales filtrantes.

Los *CF* en la PP1 a los 15 días removi6 hasta un 92.9% y a los 90 días lleg6 a remover un 57.1%; la PP2 en los primeros 15 días logr6 remover un 100% extendiendo esta eficiencia hasta los 45 días, luego de este periodo la eficiencia disminuye hasta los 90 días con una remoci6n del 50%, Figura 54 (a y b). En orden de eficiencia de las columnas su comportamiento en la PP1 fue ($UV1 \approx 80.9 \pm 15.1\%$) > ($FA \approx 19.8 \pm 5.7\%$) > ($FC1 \approx 23.2 \pm 3.2\%$) > ($FG1 \approx 13.4 \pm 5.5\%$) y la PP2 ($UV2 \approx 84.8 \pm 20.7\%$) > ($FZ \approx 45.6 \pm 8.7\%$) > ($FC2 \approx 23.6 \pm 2.9\%$) > ($FG2 \approx 15.2 \pm 6.3\%$). En las Figuras 54 (c y d), se presenta la remoci6n promedio en el periodo de prueba, en ellas es claro apreciar la secuencia de funcionalidad de los materiales filtrantes.

La remoci6n de los *E. coli* result6 ser eficiente en los dos pilotos, la PP1 elimin6 al 100% la presencia de *E. coli* hasta los 45 días, despu6s de este periodo disminuy6 su eficiencia hasta los 90 días con una remoci6n del 37.5%. La PP2 tambi6n elimin6 al 100% los *E. coli* hasta los 60 días, luego de este periodo disminuye su remoci6n hasta un 50% en los 90 días, Figura 55 (a y b). En orden de eficiencia de las columnas su comportamiento en la PP1 fue ($UV1 \approx 77.3 \pm 29.5\%$) > ($FA \approx 29 \pm 5.6\%$) > ($FC1 \approx 34.2 \pm 7.4\%$) > ($FG1 \approx 21.5 \pm 5.7\%$) y la PP2 ($UV2 \approx 85 \pm 23.5\%$) > ($FZ \approx 47.4 \pm 8.6\%$) > ($FC2 \approx 38.9 \pm 7.4\%$) > ($FG2 \approx 23.1 \pm 9\%$). En las Figuras 55 (c y d), se presenta la remoci6n promedio en el periodo de prueba, en ellas es claro apreciar la secuencia de funcionalidad de los materiales filtrantes.

Figura 53

Tendencias de la remoci6n de CT en el periodo de 90 días: a) Remoci6n de CT en la PP1, con FA; b) Remoci6n de CT en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoci6n promedio de CT por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoci6n promedio de CT por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.



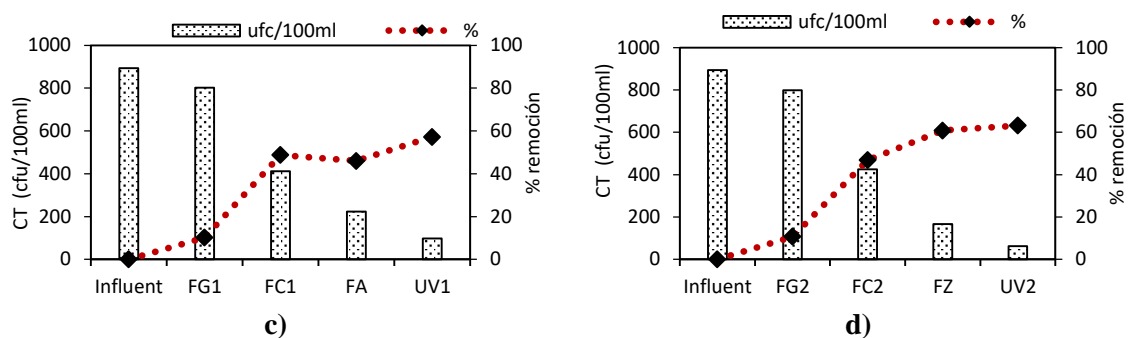


Figura 54

Tendencias de la remoción de CF en el periodo de 90 días: a) Remoción de CF en la PPI, con FA; b) Remoción de CF en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de CF por cada uno de los materiales filtrantes en la PPI; d) Porcentaje de remoción promedio de CF por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.

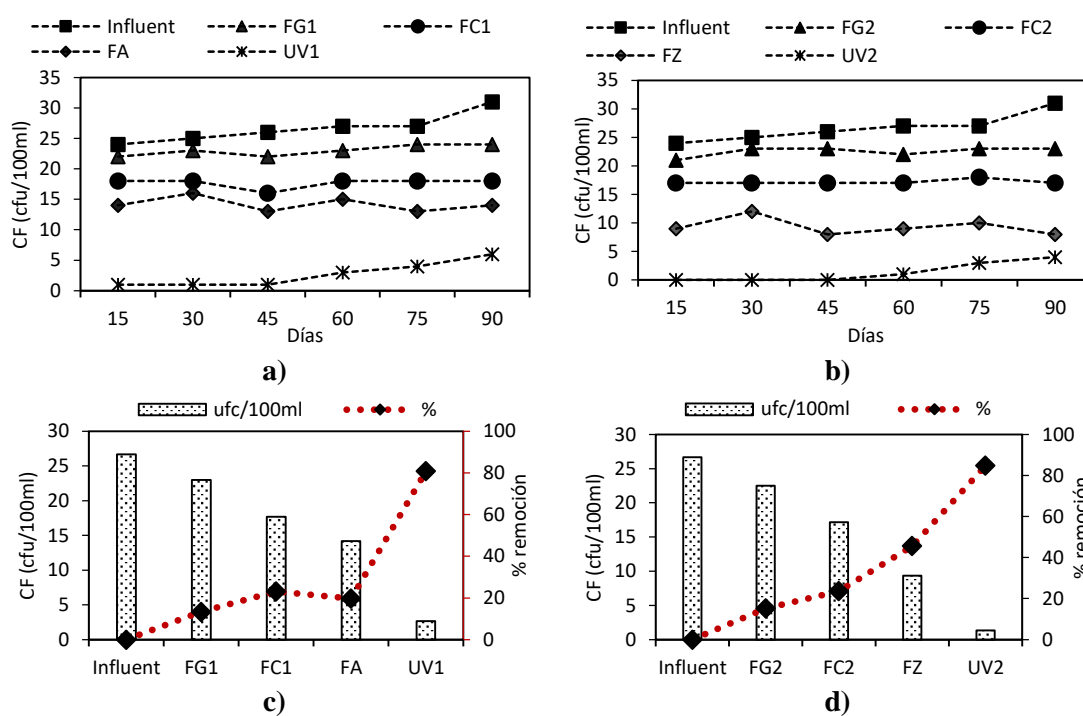
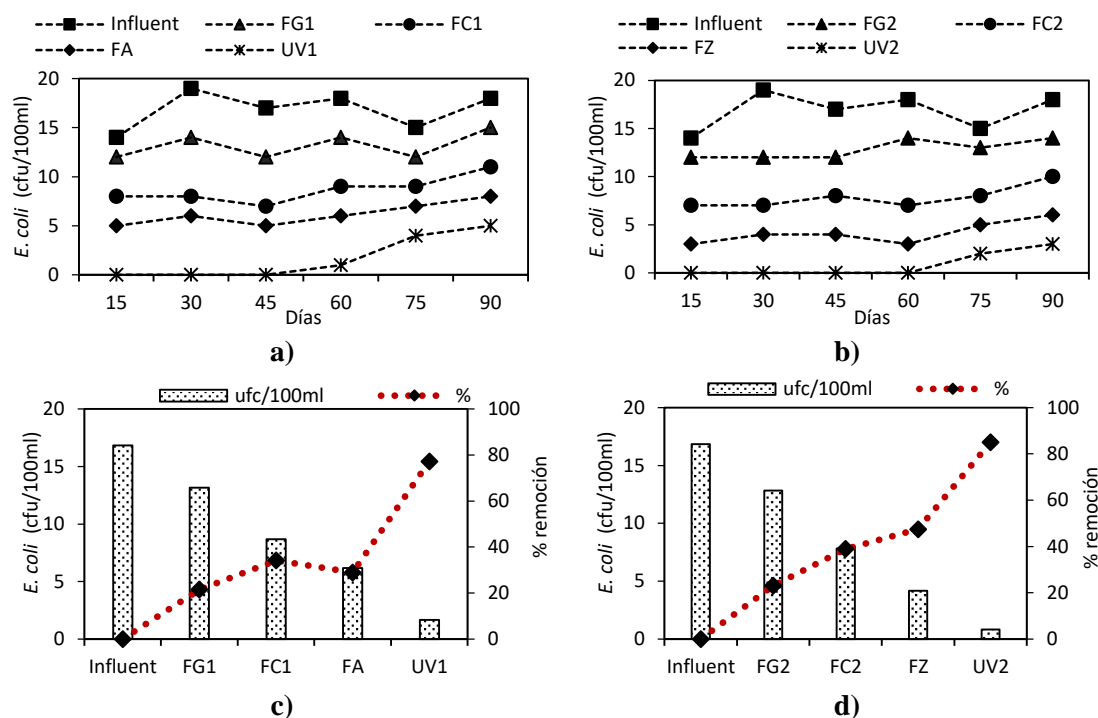


Figura 55

Tendencias de la remoción de *E. coli* en el periodo de 90 días: a) Remoción de *E. coli* en la PP1, con FA; b) Remoción de *E. coli* en la PP2, con FZ; c) Porcentaje de remoción promedio de *E. coli* por cada uno de los materiales filtrantes en la PP1; d) Porcentaje de remoción promedio de *E. coli* por cada uno de los materiales filtrantes en la PP2.



Al analizar los filtros cerámicos acomodados con material cerámico obtenido de arcillas naturales, se puede justificar su eficiencia principalmente por sus propiedades físicas y mineralógicas. Una característica del material cerámico es la porosidad, fundamental para la eliminación de partículas microscópicas que se originan de los procesos físicos. Otros mecanismos de eliminación de partículas que se dan son obstrucciones, inercia y adsorción (Zereffa & Bekalo, 2017). Los minerales de arcilla también son responsables de la adsorción, eliminación, desactivación o destrucción de los microorganismos. Determinados minerales de arcilla actúan como agentes bactericidas que ayudan a eliminar las bacterias del agua, por ejemplo la Illita $(K,H_3O)(Al,Mg,Fe)_2(Si,Al)_4O_{10}[(OH)_2,(H_2O)]$ (Kleyi et al., 2016; Unuabonah et al., 2018; X. Wang et al., 2017). Junto a estos minerales de arcilla el Cuarzo, que es un tectosilicato, está presente en tamaño arcilla, esto genera mayor área superficial en el material cerámico.

Así también, el contenido mayoritario de sílice, aluminio y óxidos férricos en las arcillas, provoca que se genere un ambiente bactericida, reduciendo el contenido de virus,

bacterias y protozoos (Asadishad et al., 2013; Brown & Sobsey, 2009; Levett et al., 2018; Londono et al., 2017b; Morrison et al., 2016b). Por tal razón, la CZ transformada en cerámica, tiene eficiencia en la remoción de *CT*, *CF* y *E. coli*, esto por tener un contenido mayoritario de Al_2O_3 del 28.50%. Hay que tomar en consideración, según reportes previos, que se conoce la ocurrencia de la disolución de las fases mineralógicas de las arcillas, lo cual a su vez provoca la solubilidad de estos elementos en mayor o menor grado, y esto en función de las condiciones específicas de pH, Eh, etc. (Londono et al., 2017a; Morrison et al., 2016b). Los principales elementos de las arcillas estudiadas son: Al, K, Mg, Fe, Na, Ca y Si. Esto genera su transferencia desde la superficie de la arcilla a través del agua hasta la membrana celular de *CT*, *CF* y *E. coli*, lo cual produce diversas reacciones de complejación en la superficie de la bacteria (Williams et al., 2011).

También ocurre, que los *CT*, *CF* y la *E. coli* se eliminan por atrapamiento mecánico y mecanismos biológicos que dan origen a la torta superficial de la columna, algunas logran atravesar esta torta, quedando atrapadas en el lecho más profundo de la columna. Este fenómeno ocurre en los filtros lentos de arena. Según investigaciones previas éstos eliminan bacterias y virus sobre el 95%, producto de la formación de esta capa superficial tipo torta “Schmutzedecke”, formada de material vivo y muerto (Manz, D. and Eng, 2012; Mwabi et al., 2012). Para que se genere esta capa o torta es importante establecer una lámina de inundación de 50 mm como mínimo para mantener viva la capa biológica o Schmutzedecke.

La Schmutzedecke, requiere un ambiente acuático inundado con flujo constante y oxígeno (Lea, 2014; Zhao et al., 2019). Si la lámina de inundación es mayor a 50 mm, esta afectará la difusión de oxígeno y debilitará la zona biológica formada sobre el lecho de arena. Así también al ser menor que 50 mm, el agua al momento de ingresar perturba la estabilidad de la biocapa, esto produce una turbulencia y desprendimientos del material. También se presentan mecanismos de purificación como la depredación, eliminación, desorción y biooxidación (Haig et al., 2011).

La eficiencia en la desinfección UV se produce porque la luz UV penetra la pared celular de los microorganismos, esta radiación es absorbida por el material genético (ADN o ARN), ocasionando daños en la capacidad de supervivencia de los microorganismos, su inactivación (incapacidad de replicación) o muerte de la célula (EPA, 2002, 2014). La eficiencia de la desinfección UV también depende de las características del agua a desinfectar como: turbidez, sólidos suspendidos y color. Además, la desinfección UV con lámparas UV

de baja presión, pierden su efectividad en efluentes con concentraciones de sólidos suspendidos mayores a 30 mg/L. Organismos indicadores de contaminación fecal como el *E. Coli*, son capaces de reactivarse tanto en luz como en oscuridad, luego de ser inactivados por luz UV (Bohrerova et al., 2015), las bacterias en general, podrían mostrar comportamientos de reactivación post desinfección UV.

El principal problema es la absorbancia o transmitancia, que se ve afectada por la presencia de contaminantes que ensucian las lámparas y reducen la intensidad. También intervienen factores como el tiempo de uso, recubrimiento de suciedad, partículas de agua producto de evaporación, dureza del agua, alcalinidad, temperatura de la lámpara, pH, color, turbidez, sólidos suspendidos totales mayores a 30 mg/L, presencia de microorganismos, y la concentración de Fe, Mn y Ca (Takashi Asano, 2015).

La desinfección UV es eficiente siempre que los siguientes parámetros se cumplan: Turbidez < 5 NTU, pH entre 6.5 y 8, Fe^{2+} < 0.3 mg/L y Mn^{2+} < 0.05 mg/L (Cidecalli-Cp, 2007). Por tal razón, cuando empieza a disminuir la remoción de Fe^{2+} y Mn^{2+} , la eficiencia de la desinfección UV para la remoción de *CT*, *CF* y *E. coli* empieza a disminuir.

En este sentido, se llegó a comprobar que una vez que el filtro llega a los 45 días como máximo, se debe dar mantenimiento por seguridad. Para esto se recomienda realizar un retrolavado en los FGs y FCs, y retiro de la capa superficial de la arena en los FA y FZ. Así también en la desinfección UV se debe retirar el tubo de la lámpara UV y limpiar la superficie para liberarla de suciedades y partículas de agua adheridas a la superficie.

4.3.7 Coste de la planta piloto

El costo de la planta piloto se presenta en la Tabla 28, analizándose los costos de construcción de planta piloto y del material filtrante.

Tabla

28

Costo de implementación de la planta piloto

Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Precio Total
Tanque polietileno 1200 L	u	1.00	145.00	145.00
Tubería de PVC, $\phi = 152.4$ mm	u	6.00	3.59	21.54
Tubería de PVC, $\phi = 76.2$ mm	u	2.00	0.50	1.00
Tubería de PVC, $\phi = 25.4$ mm	u	2.00	0.35	0.70

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

Tubería de PVC, $\phi = 12.7$ mm	m	6.00	0.86	5.16
Mangera de plástico flex, $\phi = 12.7$ mm	m	8.40	0.90	7.56
Mangera de plástico flex, $\phi = 6.35$ mm	m	20.00	0.40	8.00
Válvula medio giro, $\phi = 25.4$ mm	u	2.00	2.50	5.00
Válvula medio giro, $\phi = 6.35$ mm	u	6.00	2.50	15.00
Válvula medio giro, $\phi = 12.7$ mm	u	2.00	3.05	6.10
Tapón tipo campana, $\phi = 152.4$ mm	u	2.00	5.06	10.12
Codo de 90°, $\phi = 12.7$ mm	u	4.00	0.38	1.52
Neplo de cintura corta, $\phi = 12.7$ mm	u	8.00	0.35	2.80
Neplo de cintura corta, $\phi = 6.35$ mm	u	12.00	0.35	4.20
Tee, $\phi = 12.7$ mm	u	6.00	0.56	3.36
Unión universal, $\phi = 12.7$ mm	u	2.00	0.94	1.88
Unión rosca interna, $\phi = 12.7$ mm	u	12.00	0.38	4.56
Adaptador de tanque, $\phi = 12.7$ mm	u	8.00	0.38	3.04
Adaptador de mangera, $\phi = 6.35$ mm	u	10.00	0.38	3.80
Adaptador flex, $\phi = 12.7$ mm	u	6.00	0.24	1.44
Tanques plásticos 60 L	u	2.00	4.50	9.00
Tanques plásticos 100 L	u	2.00	12.50	25.00
Tubo de radiación UV 250 nm	u	2.00	20.00	40.00
Cable eléctrico tipo gemelo	m	6.00	1.50	9.00
Enchufe	u	2.00	0.50	1.00
Interruptor	u	2.00	0.50	1.00
Permatex	u	0.45	2.11	0.95
Teflón	u	0.45	1.00	0.45
Silicón transparente sellante	u	2.00	3.28	6.56
Compresor JAD SC-7500	u	1.00	30.00	30.00
Gravas, $\phi = 4.76$ mm a 2 mm (2 filtros)	Kg	29.50	0.05	1.48
Esferas por filtro, $\phi = 14$ mm (2 filtros)	Kg	18.78	0.78	14.65
Arena de sílice, $\phi = 2$ mm	Kg	12.75	0.06	0.77
Zeolita, $\phi = 2$ mm	Kg	12.34	0.90	11.11
			Costo total USD =	4102.73

El costo de producción de las esferas cerámicas es de USD 0.78/kg, lo que representa un valor de USD 7.33 para llenar toda la columna. El costo del sistema piloto, incluido costo de material de relleno en todas las columnas, es de USD 402.73, incluye IVA, en el costo no se considera la bomba peristáltica, el sistema una vez instalado *in situ* trabajará a gravedad. Se estima que el sistema piloto, sin incluir el material durará alrededor de 20 años porque está construido con materiales de PVC. Si es necesario, la bomba de aire se puede reemplazar una vez por año de ser necesario, con un costo de 4.75 USD por unidad. Del mismo modo, el material filtrante puede necesitar ser reemplazado anualmente, con un bajo costo de producción, que los mismos usuarios lo pueden realizar.

4.4 Resultados y discusión de la planta piloto para la remoción de Hierro (Fe^{2+}) y Manganese (Mn^{2+}) del agua destinada al cultivo hidropónico.

4.4.1 Resultados del análisis físico, químico y mineralógico de las arcillas

Según los resultados de los límites de Atterberg las arcillas naturales presentaron los siguientes valores: AM (LL \approx 32%, LP \approx 21.37% y un IP \approx 22%) y la AP (LL \approx 46%, LP \approx 30% y un IP \approx 16%). De acuerdo con el sistema unificado de clasificación de suelo “SUCS”, se determinó que son arcillas de baja plasticidad “CL”. La plasticidad baja implica una mayor tenacidad, por lo tanto, requiere un mayor esfuerzo y cantidad de agua para alcanzar un estado plástico y poder ser moldeado en comparación con una arcilla de alta plasticidad (Barnes, 2018).

La FRX determinó un contenido mayoritario de óxido de silicio (SiO_2), óxido de hierro (Fe_2O_3), óxido de potasio (K_2O) y alúmina (Al_2O_3), entre los principales, Tabla 29. Según Wu et al., (2015), es necesario el 50% de SiO_2 y el 20% (Al_2O_3), para que un material arcilloso permita la elaboración de cerámicas, propiedad que cumplen las arcillas en estudio.

Tabla

29

Características químicas y mineralógicas de los materiales filtrantes.

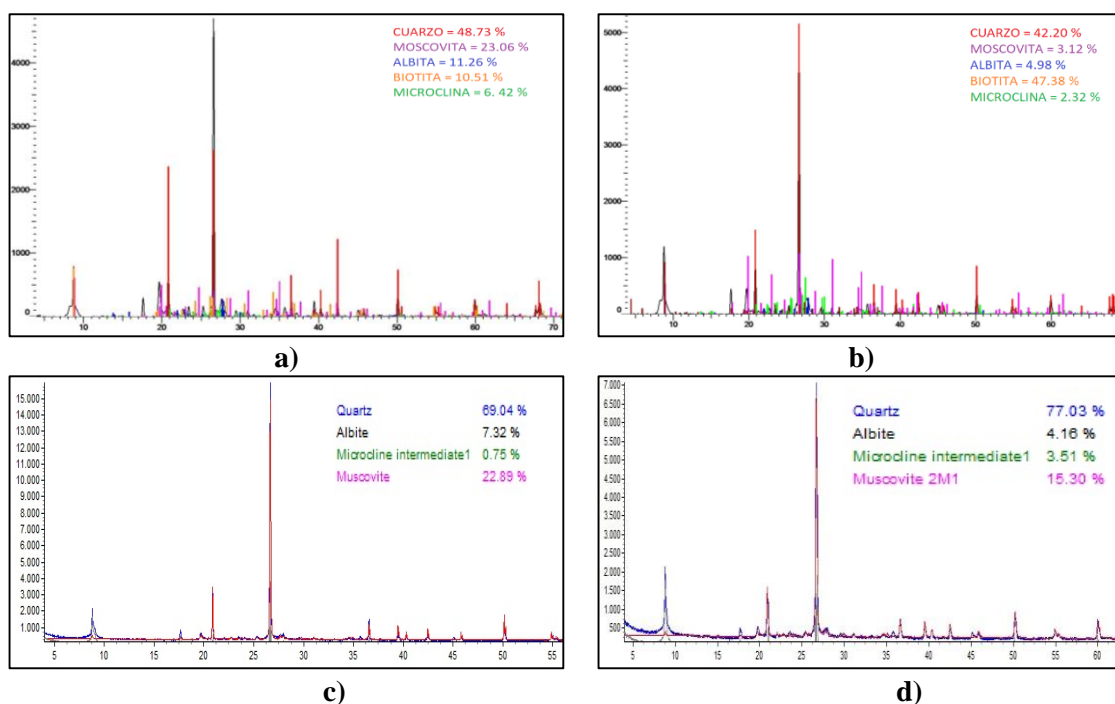
	CM	CMC	CP	CPC	Z	PP
Características químicas						
SiO_2	66.16	65.87	60.90	61.43	96.10	72.13
Al_2O_3	22.1	21.0	24.33	24.03	-	17.77
Fe_2O_3	2.58	2.66	3.83	3.56	0.37	0.77
K_2O	1.79	1.78	2.11	2.15	-	2.72
MgO	1.47	1.30	3.43	0.92	-	0.61
Co_3O_4	0.65	0.67	0.96	0.89	-	0.2
CaO	0.61	0.62	0.48	0.46	0.06	0.95
TiO_2	0.52	0.51	0.49	0.48	-	0.2
Sb_2O_3	0.26	-	0.26	0.08	-	0.09
S	0.18	0.17	0.018	0.04	-	0.03
SnO_2	-	-	0.064	0.06	0.07	0.21
Características mineralógicas						
Quartz	69.04	77.03	48.73	42.20	33.14	46.69
Albite	7.32	4.16	11.26	4.98	1.18	1.69
Heulandite Ca	-	-	-	-	-	7.21
Calcite	-	-	-	-	8.55	-
Microcline	0.75	3.51	6.42	2.32	-	-
Biotite	-	-	10.51	47.38	4.66	36.06
Montmorillonite	-	-	-	-	5.85	-

Muscovita	22.89	15.30	23.06	3.12	46.63	8.35
-----------	-------	-------	-------	------	-------	------

La DRX determinó los elementos mayoritarios en las arcillas, en el caso de la CM se evidenció la presencia de Cuarzo, Albita y Moscovita; en la CP se observó la presencia de Cuarzo, Albita, Moscovita, Biotita y Microclina, Figura 56. La Moscovita y Albita, son componentes mineralógicos de la arcilla, capaces de disminuir la expansión del material cuando permanece en contacto con el fluido (agua), ayudando de manera directa a la resistencia a compresión del material (Valles N., 2004).

Figura 56

Resultados de la DRX en las arcillas y cerámicas: a) Cerámica Las Palmas (CP), b) Cerámica Las Palmas con café (CPC), c) Cerámica Malacatos (CM), y d) Cerámica Malacatos con café (CMC).



El SiO₂ aporta a los materiales cerámicos, propiedades de baja solubilidad en ambientes con presencia de agua o inundados, una capacidad anti incrustante y resistencia al ensuciamiento. Además, favorece la generación de porosidad en la superficie y aumento del radio de poros (Hernandez et al., 2016; Patel, H., & Vashi, 2015). Éstas características favorecen para que los materiales filtrantes no se diluyan una vez inundados en el lecho filtrante, así como impedir el depósito de sales en su superficie y aumentar la capacidad de adsorción. Así también, el Al₂O₃ brinda a los materiales filtrantes, características iónicas y abrasivas; reacciona de manera positiva con el agua en estado ácido y acelera el proceso de

adsorción de metales pesados (Wang et al., 2016; Dante, 2016; Gautam & Chattopadhyaya, 2016). Al ser un material abrasivo es más resistente al desgaste lo que le hace ser más durable y por sus características iónicas permite una mejor unión entre el material y los metales pesados. La antracita adquirida comercialmente en su composición contenía: Carbón total \approx 86%, Carbón fijo \approx 44%, Material volátil \approx 42%, Cenizas \approx 8.35%, Azufre \approx 0.77%, Silicio \approx 2.18% y Hierro \approx 0.49%.

4.4.2 Resultados de parámetros hidráulicos de las columnas

En la Tabla 30, se presentan los resultados de los parámetros hidráulicos y de las características físicas del material filtrante. Se determinó que la relación entre la densidad y la porosidad de distintos materiales filtrantes implica que al aumentar la porosidad de los materiales disminuye su densidad. Además, densidades menores a 2.5 g/cm^3 permite que los materiales cerámicos no estén vitrificados, por lo tanto, son aplicables en el proceso de adsorción (Assaedi et al., 2016). La porosidad superior a un 32% en lechos filtrantes permite que sean más eficientes, entre un 8 y 38%, en referencia a valores inferiores (Novais et al., 2016). Otra característica importante es el caudal filtrado versus la porosidad del lecho filtrante. Los casos más relevantes son la CP, CPC y Z, que con una porosidad alrededor del 40% dejan pasar un caudal superior a los 4 L/h, respectivamente. Esto también ocurre con la CMC y CM, las cuales con una porosidad alrededor del 30% dejan pasar un caudal sobre los 3 L/h. El mayor caudal se registró en la A y CV por el hecho de que su porosidad es mayor. La velocidad aumenta al tener un aumento del caudal, pero también es importante controlar su valor ya que al tener velocidades altas podría dañar las formaciones de biopelículas en el lecho filtrante. Una velocidad excesiva del flujo dentro de los filtros, desgasta el material filtrante, reduciendo la eficiencia contra los contaminantes (Malakar et al., 2017).

Al analizar la densidad del CV, cuyo valor es de 0.48 g/cm^3 , se puede comprobar que también se tiene una mayor porosidad de lecho filtrante, así como un incremento de la velocidad de filtración y volumen de vacíos. Por lo tanto, al tener una baja densidad del material filtrante, incrementa la porosidad del lecho filtrante y aumenta la velocidad de filtración.

Resultados de los parámetros hidráulicos de la planta piloto de biofiltración.

Muestra	Caudal (L/h)	Porosidad del lecho (%)	Densidad del material (g/cm ³)	Velocidad de filtración V _f (m/h)	Volumen de vacíos V _v (L)	TRH (h)
CMC	3.46	35.69	1.28	0.06	13.83	3.99
CM	2.99	29.94	1.15	0.05	11.98	4.00
CP	4.18	38.83	1.25	0.066	16.98	4.06
CPC	4.69	42.93	1.22	0.075	18.78	4.00
A	5.41	50.15	1.10	0.086	21.72	4.02
CV	8.53	78.54	0.48	0.14	34.36	4.03
Z	4.84	49.21	1.54	0.08	19.38	4.01
PP	4.73	47.33	0.80	0.08	18.93	4.00

4.4.3 Resultados de los parámetros del agua

La temperatura, pH y el OD en el sistema de biofiltración son parámetros de gran importancia para la remoción de elementos metálicos disueltos en el agua, Tabla 31. La remoción de metales pesados, se asegura cuando la temperatura se encuentra entre 10 y 20 °C, exceder los 20 °C provoca una disminución en la capacidad de adsorción de los lechos, ya que deteriora el material adsorbente (Matouq et al., 2015; Sharma et al., 2018). Los valores registrados en las columnas de filtración estuvieron alrededor de los 17 °C, no existiendo variación significativa a lo largo del periodo de estudio. La temperatura se ve afectada por varios factores, entre los principales están: las condiciones climáticas, tipo de material filtrante y la profundidad del lecho (Arora, et al., 2017).

El pH es un factor importante, el comportamiento de la remoción está directamente relacionada a este parámetro. Para evitar el crecimiento de enzimas y de la tasa microbiana se deben tener valores de pH entre 6.5 y 8.5 (Patel, H., & Vashi, 2015). En relación al efecto del pH con respecto a la adsorción de metales pesados, el sistema es más eficiente para la remoción cuando el rango se mantiene ácido entre 4.5 y 7.5 (Khan & Singh, 2010). A medida que el pH alcanza valores básicos la adsorción de los metales disminuye considerablemente debido a la falta de precipitación de los iones en la superficie del material por lo que no se recomienda valores de pH superiores a 8 (Eloussaief & Benzina, 2010). En este estudio se pudo determinar que el pH influyó de forma positiva por tener niveles ácidos alrededor de 6.

El OD fue otro parámetro evaluado, éste se encuentra sobre los 6 mg/L y está influenciado de forma directa por la presión atmosférica y mantiene una relación inversa con

la temperatura y la salinidad del agua. Se recomienda como valor mínimo de OD 4 mg/L para que no se reproduzcan los organismos macroinvertebrados (Mihelcic et al., 2011; Trick et al., 2008). Además, al incrementar el OD tanto el Fe^{2+} y Mn^{2+} se precipitan más rápido, por lo que el lecho adsorbería una mayor cantidad de metales pesados disueltos (Fu et al., 2014).

Los SDT se mantuvieron inferiores a 200 mg/L, como medida de mejora para reducir estos valores se recomienda realizar un lavado profundo de los materiales filtrantes con agua desionizada previo a su colocación en las columnas de filtración (I. Guelinckx, 2015).

La turbidez aumentó en todas las columnas, para esto se recomienda realizar un tratamiento de coagulación previo al ingreso del agua a los biofiltros, el propósito es tratar de una mejor manera la turbidez en un sistema de biofiltración (Ikhlef & Basu, 2017). Los resultados en todas las columnas no excedieron los 8 NTU, valores que de cierta forma pueden afectar el proceso de adsorción de metales pesados, debido a la alta presencia de partículas que captan estos elementos (Patel, H., & Vashi, 2015).

Tabla

31

Resultados de parámetros físicos en el agua.

	Temperatura (°C)	pH	OD (mg/L)	SDT (mg/L)	Turbidez (NTU)
CM	16.14	6.78	6.35	107.83	5.15
CMC	16.22	6.28	6.20	131.33	5.48
CP	18.60	6.6	7.3	104.8	7.3
CPC	18.50	6.7	7.5	101.8	7.2
A	18.60	6.4	7.2	82.8	7.0
CV	18.70	6.3	6.7	181	8.0
Z	17.10	6.53	6.67	157.00	4.40
PP	17.11	6.62	6.85	109.70	4.89

4.4.4 Remoción de Fe^{2+} y Mn^{2+} del agua

El análisis de remoción se realizó de acuerdo a los límites máximos permitidos de Fe^{2+} y Mn^{2+} establecidos por la normativa vigente en el Ecuador para abrevadero de animales y cultivos de consumo crudo. Esta normativa recomienda un máximo de 1 mg/L para el Fe^{2+} y de 0.5 mg/L para el Mn^{2+} (Tulsma, 2011).

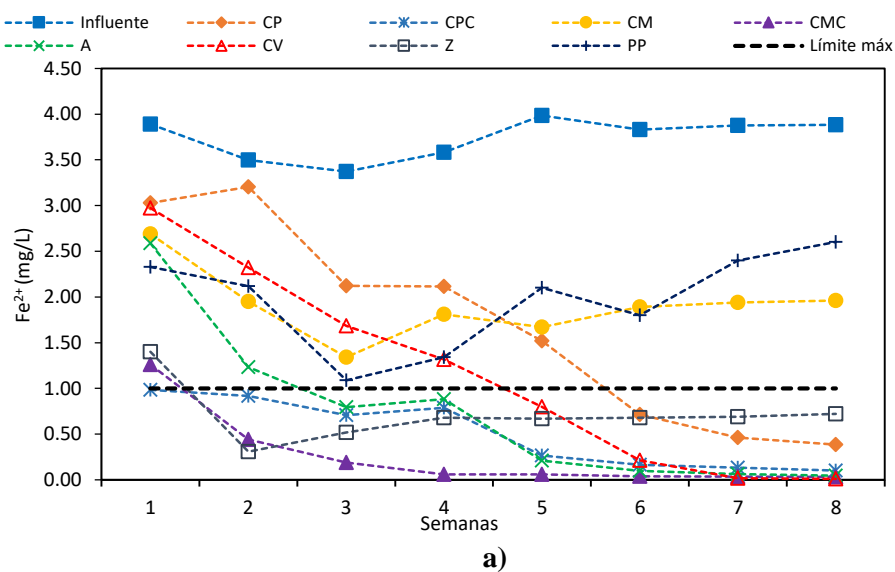
Los materiales filtrantes se presentan según el orden de su eficiencia de remoción del Fe^{2+} : CMC > CPC > Z > A > CV > CP > CM > PP, Figura 57 a y b. Los materiales que lograron remover la concentración de Fe^{2+} por debajo de los límites máximos permisibles

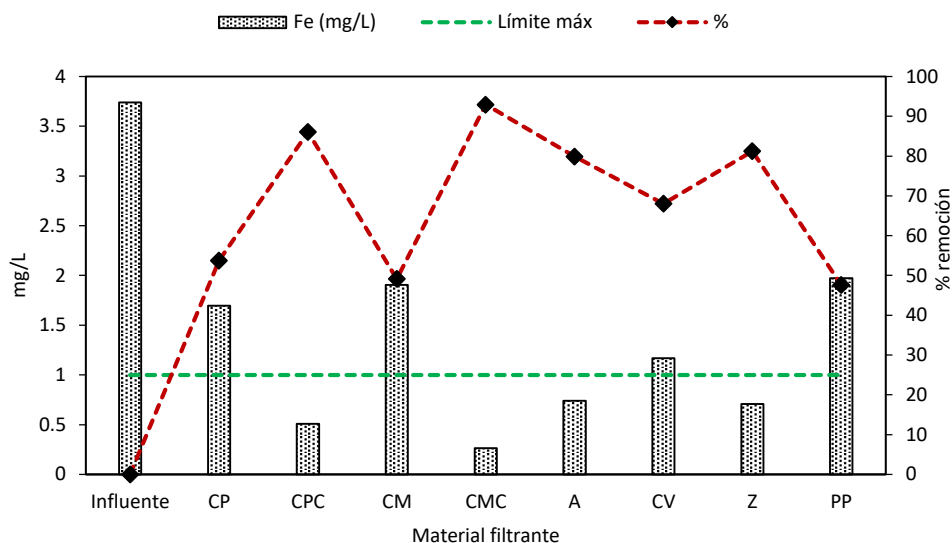
para agua de abrevadero de animales y cultivos de consumo crudo, son en orden de eficiencia: CMC, CPC, A y Z, respectivamente. La remoción del Fe^{2+} se produce con mayor eficiencia en la columna con material de relleno compuesto de CMC, este material al inicio del periodo de prueba logró remover un 67.62% y al finalizar el periodo un 99.15%.

Así mismo, la columna con CPC sigue en eficiencia de remoción de Fe^{2+} , inicia con una remoción del 74.74% y al finalizar el periodo de prueba llegó a remover hasta un 97.37%. Le sigue la A con un 33.49% al inicio y llegó a remover hasta un 98.82%; finalmente la Z removió un 64.02% y al finalizar el periodo logró remover un 81.46%.

Figura 57

Remoción de Fe^{2+} por los materiales filtrantes acomodados en columnas rectangulares con flujo ascendente: a) Evolución de la remoción de Fe^{2+} en un periodo de prueba de 8 semanas (60 días), b) Porcentaje de remoción promedio por cada material filtrante, analizado en el periodo de prueba de 8 semanas (45 días).



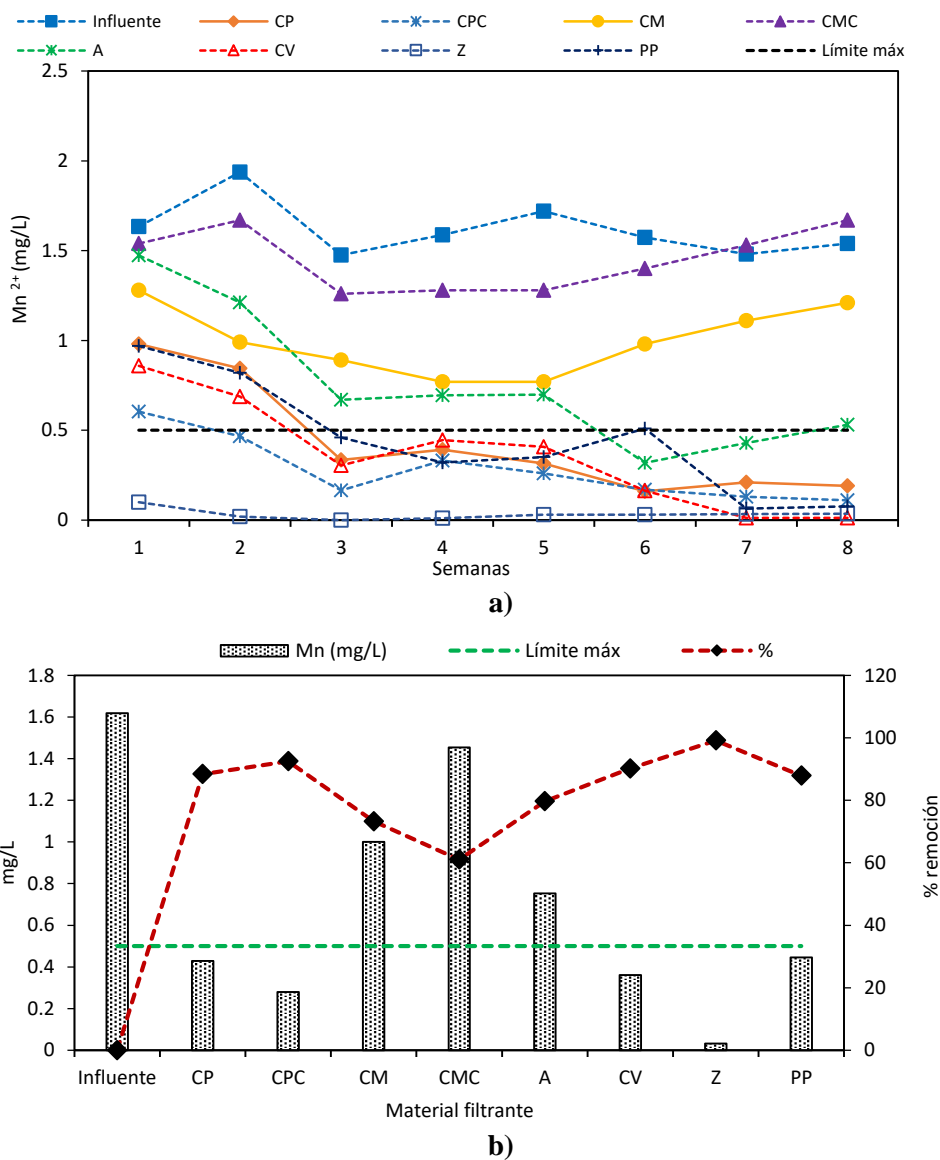


b)

En el caso del Mn^{2+} , la eficiencia de remoción se da en el siguiente orden: $Z > CPC > CV > CP > PP > A > CM > CMC$, Figura 58. La Z al inicio removió un 97.43% y al finalizar el periodo de prueba llegó a remover un 99.07%, le sigue en eficiencia la CPC que inicia con una remoción de 84.48% y al final del periodo removió un 97.17%. El CV removió un 77.92% y al final logró remover un 99.67%. La CP parte con una remoción del 74.81% y logró remover hasta su fase final de prueba un 95.11%. Entre los que lograron remover y estar por debajo del límite máximo permitido también está la PP, que removió al inicio un 75.07% y al final removió un 98.04%. Los otros materiales filtrantes no lograron remover y/o mantener su eficiencia por debajo del límite máximo permitido, por lo que se puede descartar su aplicabilidad.

Figura 58

Remoción de Mn^{2+} por los materiales filtrantes acomodados en columnas rectangulares con flujo ascendente: a) Evolución de la remoción de Mn^{2+} en un periodo de prueba de 8 semanas, b) Porcentaje de remoción promedio por cada material filtrante, analizado en el periodo de prueba de 8 semanas.



4.4.5 Análisis de la remoción

Todos los materiales filtrantes trabajaron de forma eficiente, la remoción se dio de forma progresiva, algunos de estos materiales al finalizar el periodo de prueba lograron remover por debajo del límite máximo permitido por la Tulsma (2011). Los materiales que no lograron estar por debajo de los límites máximos fueron: para el caso del Fe^{2+} la CM y PP; par el caso del Mn^{2+} fueron el CM y CMC. Los materiales que tardaron más en remover el

Fe^{2+} fue la CV y CP, éstos a partir de la cuarta y quinta semana recién logran remover por debajo de los límites máximos permitidos.

La eficiencia de los materiales filtrantes es de moderada a alta. El efecto del pH, es el parámetro más crítico para la oxidación y formación de precipitación de metales pesados durante el proceso de filtración (Shafiquzzaman et al., 2020). Cuando el pH se encuentra entre 6 y 8, es en este rango cuando la mayoría de los metales pueden precipitarse (Uddin, 2017). Los principales mecanismos que influyen en las características de remoción son disolución, intercambio iónico, adsorción y precipitación. Estos mecanismos se desarrollan principalmente en algunos materiales compuestos por montmorillonita como la Z. Otro factor importante que se genera es la adsorción electrostática inespecífica de metales catiónicos en el filtro a base de arcilla, este sería un mecanismo que permite eliminar metales pesados presentes en el agua (Veli & Alyüz, 2007).

En las columnas filtrantes se produce la biofiltración, mecanismo que permite una combinación de biodegradación aeróbica y retención física de las partículas en suspensión (Puiol et al., 1994). El flujo de agua a través del lecho filtrante produce la unión natural de las células a las superficies sólidas creando una biopelícula. Esta biopelícula está influenciada por la capacidad del medio sólido para acumular biomasa y la tasa de utilización del sustrato por los microorganismos de la biopelícula que depende de la tasa de difusión del sustrato a través del lecho filtrante y del porcentaje de oxígeno disuelto en el agua (Tekerlekopoulou et al., 2013). La oxidación biológica del hierro prevalecerá en condiciones en las que la oxidación fisicoquímica del hierro no sea posible con concentraciones de oxígeno entre 0.2 a 0.5 mg/L, y pH de 6.3 (de Vet WWJM, 2011).

La oxidación abiótica homogénea del Mn^{2+} por el oxígeno es muy lenta a valores de pH inferiores a 9.5, esto hace que a valores habituales en aguas naturales con pH entre 6 y 8, no se oxida el manganeso; es decir, el Mn^{2+} no se puede eliminar por aireación y precipitación. La oxidación del Mn^{2+} puede ser catalizada por varias especies bacterianas, es así, que las bacterias asentadas en los lechos filtrantes actúan como catalizadores biológicos. Las etapas que deben cumplirse para que se produzca la eliminación biológica son: rápida adsorción del Mn^{2+} en las estructuras externas de las células bacterianas, oxidación del Mn^{2+} por bacterias y posterior oxidación autocatalítica del Mn^{2+} en presencia de MnO_2 (Tekerlekopoulou et al., 2013). En este caso la remoción del Fe^{2+} y Mn^{2+} , se pudo haber

producido por la presencia de bacterias oxidantes que generan la oxidación biológica y posterior precipitación y adsorción en el medio filtrante (Shafiquzzaman, 2017).

Qin et al., (2009), probaron filtros en paralelo para la eliminación del Fe^{2+} y Mn^{2+} , el material filtrante contenía elevado porcentaje de sílice; estas unidades de filtración lograron eliminar de 3 a 6 mg/L de Fe^{2+} y de 0.9 a 0.6 mg/L de Mn^{2+} , en condiciones de operación con OD de 5 mg/L, pH de 7.2, y caudal de 3.0 m/h. Es importante analizar la composición del material filtrante. Por ejemplo, en esta investigación con resultados muy favorables, se especifica un alto contenido de sílice, elemento que también se presenta en altas concentraciones en la mayoría de los materiales filtrantes de la presente investigación.

4.4.6 Costo del sistema de biofiltración

EL coste del material filtrante está en función de la adquisición, elaboración y construcción del material filtrante, Tablas 32-36.

El costo total de las nueve plantas piloto de biofiltración es: USD 881.26 (Ochocientos ochenta y uno, con 26/100 centavos de dólares americanos, incluye IVA). El mayor costo en la planta piloto representa la adquisición del tanque de polietileno y la construcción de las columnas de vidrio, justificándose el uso de las columnas de cristal para poder evidenciar las características del flujo durante el proceso de filtración. De existir el interés de aplicar esta tecnología con un menor costo se puede reemplazar el uso de las columnas de cristal por tanque de polietileno o columnas de tubos PVC.

Tabla

32

Costo de la planta piloto y del material filtrante.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario	Precio Total
1	Tanque de polietileno de 1000 L	U	1.00	145.00	145.00
2	Tanque de polietileno de 100 L	U	8.00	12.00	96.00
3	Columna de cristal (25x25x100 cm)	U	8.00	27.50	220.00
4	Plataforma metálica para tanque de carga	U	1.00	20.00	20.00
5	Tubería conducción de agua $\phi = 12.7$ mm	m	12.00	0.14	1.68
6	Tubería cosecha de agua filtrada $\phi = 6.35$ mm	m	8.00	0.12	0.96
7	Tubería conducción vertiente/tanque de carga $\phi = 19.05$ mm	m	110.00	0.19	20.90
8	Silicón	U	2.00	3.05	6.10

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

9	Teflón	U	3.00	0.25	0.75
10	Neplo de $\phi = 12.7$ mm	U	32.00	0.60	19.20
11	Adaptador tanque $\phi = 12.7$ mm	U	16.00	3.50	56.00
12	Llave de paso $\phi = 12.7$ mm	U	8.00	1.90	15.20
13	Llave de paso $\phi = 50.8$ mm	U	2.00	7.50	15.00
14	Llave de paso $\phi = 6.35$ mm	U	8.00	4.80	38.40
15	Tubería PVC $\phi = 76.2$ mm	m	0.80	1.50	1.20
16	Tubería PVC $\phi = 50.8$ mm	m	0.80	1.00	0.80
17	Tapón $\phi = 12.7$ mm	U	8.00	0.50	4.00
18	Adaptador tubería $\phi = 12.7$ mm	U	16.00	0.30	4.80
19	Abrazadera $\phi = 12.7$ mm	U	8.00	2.50	20.00
20	Reducción de $\phi = 12.7$ mm a $\phi = 6.35$ mm	U	8.00	0.40	3.20
Costo de la planta piloto \$ =					689.19

Tabla

33

Costo de producción de los cubos de cerámica con residuo de café CPC y CMC.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Costo Unitario	Costo total
1	Arcilla natural	kg	25.00	0.018	0.46
2	Residuo de café	kg	2.10	0.10	0.21
3	Agua	L	11.20	0.0013	0.015
4	Calcinación con GLP	U	1.00	2.50	2.50
Subtotal por unidad de filtración =					3.18

Tabla

34

Costo de producción de los cubos de cerámica sin residuo de café CP y CM.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Costo Unitario	Costo total
1	Arcilla	kg	28.00	0.018	0.51
2	Agua	L	11.20	0.0013	0.015
3	Cocción (GLP)	U	1.00	2.50	2.50
Subtotal por unidad de filtración =					3.03

Tabla

35

Costo de adquisición de materiales filtrante.

Ítem	Descripción	Unidad	Cantidad	Costo Unitario	Costo total
1	Antracita A	kg	27.50	0.85	23.38
2	Zeolita Z	kg	58.48	0.90	52.63
3	Carbón vegetal CV	kg	9.40	0.25	2.35
4	Piedra pómez PP	kg	14.89	0.500	7.45

Análisis experimental mediante plantas piloto para el tratamiento de aguas, aplicando tecnologías de biofiltración en el sector rural

5	Costo de cubos de cerámica sin residuo de café	kg	28	0.10	2.80
6	Costo de cubos de cerámica con residuos de café	kg	26	0.12	3.12

Tabla

36

Costo total de la planta piloto.

Descripción	Unidad	Cantidad	Costo Unitario	Costo total
Costo de cubos de cerámica con residuos de café CPC y CMC	U	2.00	3.12	6.24
Costo de cubos de cerámica sin residuo de café CP y CM	U	2.00	2.80	5.60
Costo de la Antracita A	U	1.00	23.38	23.38
Costo de la Zeolita Z	U	1.00	52.63	52.63
Costo del carbón vegetal CV	U	1.00	2.35	2.35
Costo de la piedra pómez PP	U	1.00	7.45	7.45
Costo planta piloto	U	1.00	604.19	689.19
			Subtotal USD	786.84
			IVA 12%	94.42
			Costo total USD	881.26

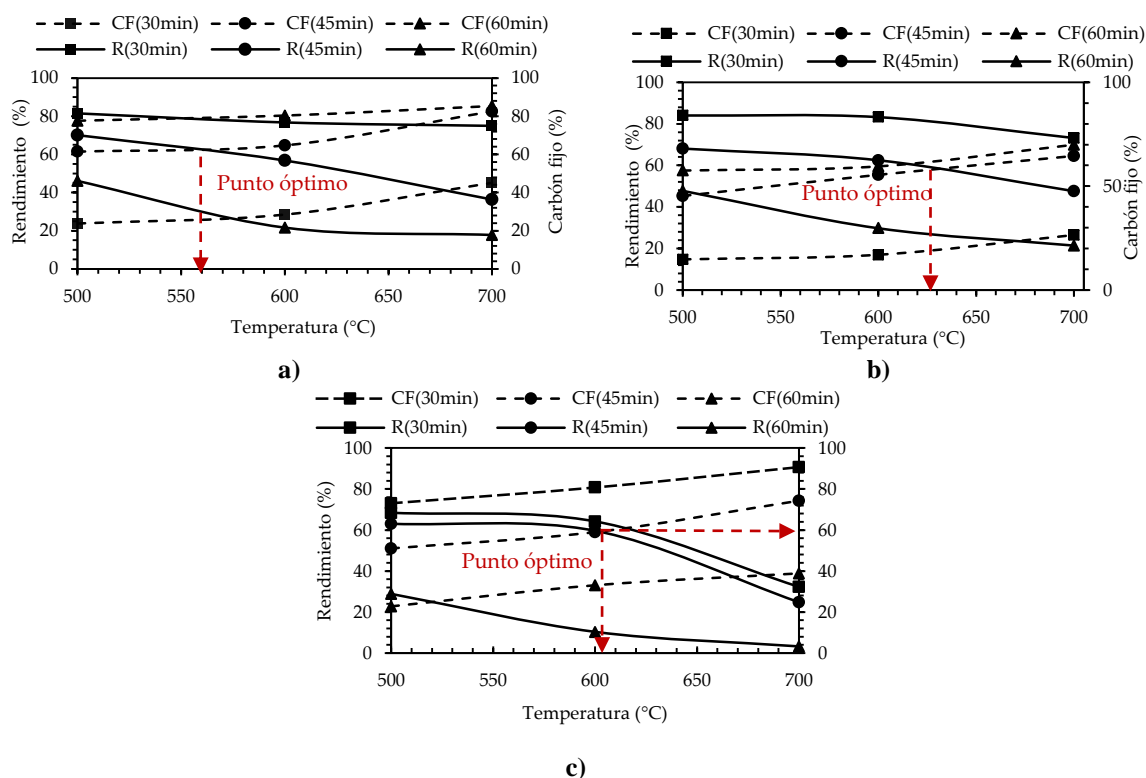
4.5 Resultados y discusión de la obtención de biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua destinada al consumo humano.

4.5.1 Condiciones de calcinación

Las curvas para el contenido de carbono fijo a los 30, 45 y 60 min se presentan en la Figura 59. Se identifican como FC (30 min), FC (45 min) y FC (60 min). El rendimiento se identifica como R (30 min), R (45 min) y R (60 min), respectivamente.

Figura 59

Rendimiento vs. carbono fijo del biocarbón: (a) Biocarbón de cáscara de maní (BCM), (b) Biocarbón de fruto de “chonta” (BCH) y (c) Biocarbón de zuro de maíz (BZM).



El punto en el que se interceptan las curvas de R y CF, es el punto óptimo de carbonización. Para el caso de la BCM el punto óptimo se encontró en la intersección de la curva de 45 min y temperatura óptima de carbonización de 565 °C. El BCH se carboniza de forma óptima a los 630 °C por 45 min, y el BZM de igual forma a los 45 min con 605 °C. Para 30 y 60 min no existe intersección, esto se debe a un alto contenido de CF y un bajo R.

Estos resultados se han comparado con otros estudios desarrollados con carbones elaborados de material orgánico. Tal es el caso de N'goran et al., (2018), quienes carbonizaron cáscaras de anacardo a 500 °C por 240 min, y las cáscaras de nuez a 450 °C por 120 min, en un horno eléctrico (Advantech KL-280). Colpas et al. (2015), carbonizaron el zuro de maíz a 400 °C por 60 min en un horno multipropósito Ohio Thermal Modelo VM 2 IC Al. De igual manera, Castellar (Castellar-Ortega et al., 2019) reporta una temperatura de carbonización de 530 °C por 30 min para la cáscara de yuca, realizado en un horno de mufla. Por lo tanto, la temperatura de carbonización obtenida para los materiales orgánicos utilizados está del orden de los valores reportados en estudios similares, considerándola idónea para la transformación de estas biomásas.

4.5.2 Caracterización de biocarbón

En la Tabla 37, se presentan los resultados de la caracterización inmediata de los carbones, estos valores corresponden a la cáscara de maní carbonizada a 565 °C, fruto de chonta a 630 °C y zuro de maíz a 605 °C. El contenido de humedad según la norma ASTM D2867 – 04 (Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon) recomienda valores de 2% a 15%, por lo que todos los biochar están dentro de este rango.

Tabla

37

Características fisicoquímicas del biocarbón.

Parámetro	Unidad	BCM	BCH	BZM
Densidad aparente	g/cm	0.12	0.17	0.11
Contenido de humedad	%	6.81	5.98	5.23
Material volátil M_v	%	24.49	34.62	19.99
Contenido de cenizas C_c	%	5.85	10.48	4.22
Carbón fijo C_f	%	62.85	48.92	70.22
Superficie específica	m ² /g	1224	652.8	778.3
Tamaño de poro	µm	21.11	30.62	28.44
Tamaño efectivo (D_{10})	mm	1.45	2.28	2.11
Rendimiento	%	60.16	78.64	61.23

La densidad aparente establecida por la norma ASTM D2854-09 (Standard Test Method for Apparent Density of Activated Carbon), está en el rango de 0.26 a 0.65 g/cm³, en este caso la densidad aparente de los biochar obtenidos es baja, esto determina que la masa de estos adsorbentes debe ser menor en un dispositivo batch. Esto puede ser beneficioso ya que con menor cantidad de partículas existentes da lugar a un incremento de la porosidad y por

ende un mejor contacto entre la superficie del adsorbente y el adsorbato. Esto evita la superposición de los sitios de adsorción debido a grandes masas del adsorbente (Ravulapalli & Ravindhranath, 2018). La norma AWWA B604-90 (Standard for granular activated carbón), recomienda que la partícula del carbón granular para el tratamiento del agua, debe tener un tamaño efectivo entre 0.4 a 3.3 mm; los biochar obtenidos están dentro de estos rangos, siendo aceptables para la aplicación propuesta.

La normativa ASTM D3175 – 20 (Standard Test Method for Volatile Matter in the Analysis Sample of Coal and Coke), establece un rango de 21.25% a 28.84% para el Mv. Los resultados obtenidos indican que el BCM y BZM están dentro de este rango y el BCH es el que excede este valor. Un biochar con bajo contenido de material volátil es poco combustible; cuanto menor sea la cantidad de Mv mayor será el contenido de carbón fijo, aspecto que favorecerá a la hora de la adsorción (Colpas et al., 2015; Hernández et al., 2006).

Para el C_c la norma ASTM D-2866 – 11 (Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon), establece un rango del 3% al 15%. Según los resultados todos los valores obtenidos de C_c están dentro de este rango. Un alto contenido de cenizas indica que el material es muy frágil para carbonizar y como resultado se obtendría un bajo contenido de CF, afectando las características de superficie específica y con ello la capacidad de adsorción (Cortés, 2000; Goswami & Phukan, 2017). Cuanto mayor es la superficie específica se estima una mejor capacidad de adsorción; en este caso la superficie específica del carbón BCM fue mayor y presentó una mayor capacidad de adsorción que los otros materiales probados. La superficie específica de los biocarbones se comparó con otros biocarbones similares analizados en investigaciones relacionadas a la temática, Tabla 38.

Tabla

38

Área de superficie específica de varios carbones activados y biocarbón.

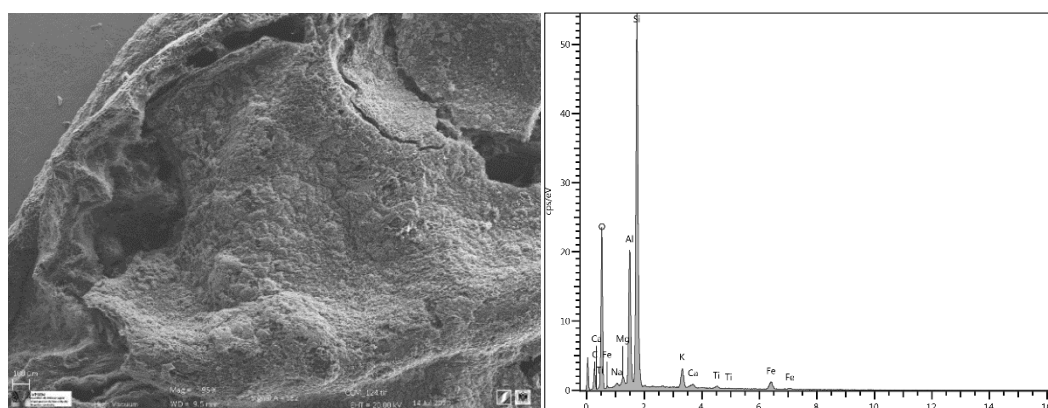
Carbones	S (m²/g)	Referencia
Hoja de té madurado (MTL)	1313	(Goswami & Phukan, 2017)
Fruta de macore	229.5	(Aboua et al., 2015)
Efluente del molino de aceite de palma	59.19	(Adebisi et al., 2017)
Cascara de coco	1135	(Song et al., 2018)
Cascara de anacardo	395.0	(SenthilKumar et al., 2011)
Cascara de anacardo	984.0	(Kumar et al., 2012)
Cáscara de karité	768	(N'goran et al., 2018)
Cascara de anacardo	512	(N'goran et al., 2018)
Cáscara de maní (BCM)	1224	Presente estudio
Fruto de chonta (BCH)	652	Presente estudio

4.5.3 Características químicas adsorbentes

La morfología y la composición química de los adsorbentes se analizaron utilizando un microscopio electrónico de barrido (SEM) acoplado a espectroscopia de rayos X de energía dispersiva (EDX) (EDX) (Figura 60 a-c). BZM contiene principalmente silicio, la coloración blanquecina puede ser materiales correosos de la planta que generó el carbono. El BCH contiene mucho sulfato de calcio, yeso, algo de fósforo (típico de los materiales orgánicos) y un poco de silicio.

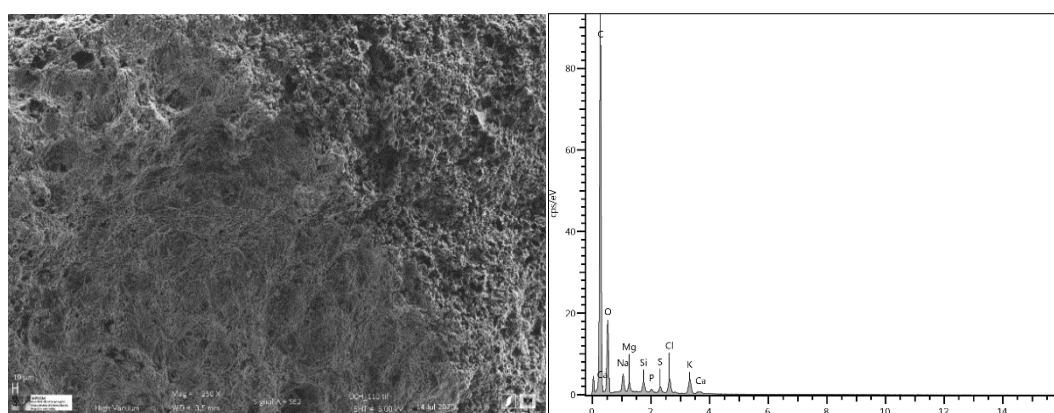
Figura 60

Fotografías SEM y espectros EDS de adsorbentes, (a) BCM \approx 565 °C, (b) BCH \approx 630 °C, (c) BZM \approx 605 °C.



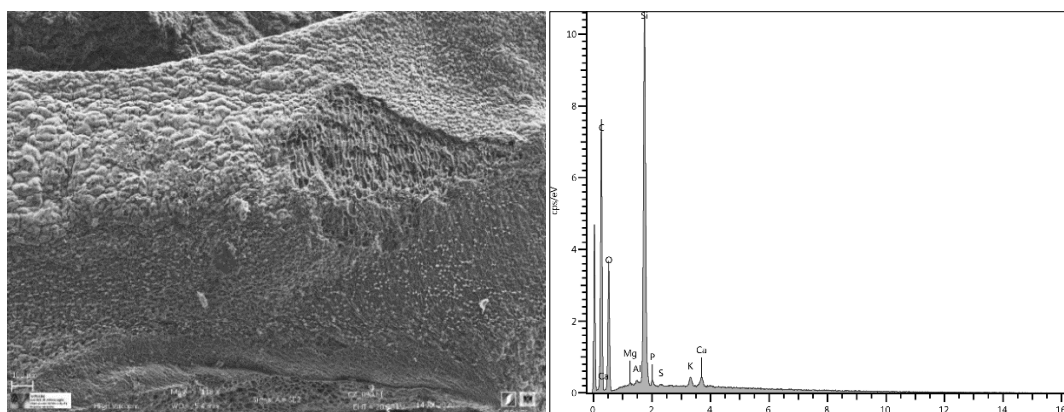
Elemento	C	O	Fe	Si	Al	K	Ca	Mg	Cl	Na	Ti	S	P
Wt (%)	43.66	24.88	10.83	9.94	4.28	3.11	2.76	1.08	0.66	0.63	0.34	0.31	0.26

(a)



Elemento	C	O	Ca	Cl	S	K	Na	Mg	Si	P
Wt (%)	63.11	22.66	3.11	1.81	3.13	3.70	1.38	0.49	0.57	0.46

(b)



Elemento	C	O	Si	K	Ca	P	Mg	S	Br	Al
Wt (%)	54.40	27.82	16.58	0.57	0.38	0.12	0.07	0.02	0.02	0.01

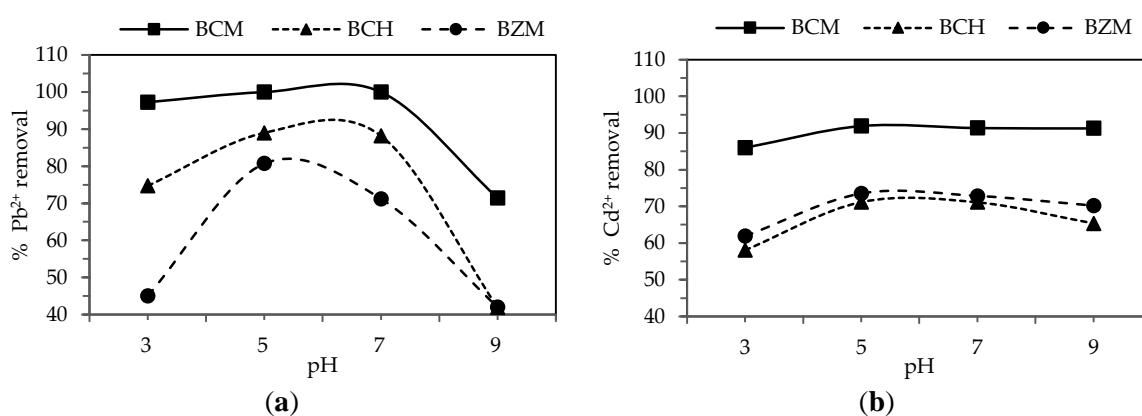
(c)

4.5.4 Adsorción en función del pH

El pH es determinante para la adsorción de metales pesados por biocarbón, ya que muestra que la adsorción ocurre por atracción electrostática. En la Figura 61, se representa la adsorción en función del pH para los tres biocarbones. La adsorción de Pb^{2+} aumenta con el aumento del pH de 3 a 5. Sin embargo, cuando el pH aumenta de 7 a 9, la adsorción de Pb^{2+} disminuye. El porcentaje de eliminación de Cd^{2+} es el mismo para el rango de pH evaluado. El pH óptimo para la eliminación de Pb^{2+} y Cd^{2+} es 5.

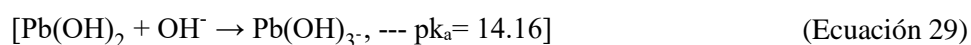
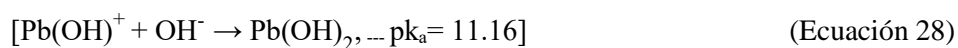
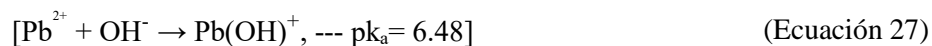
Figura 61

Porcentaje de adsorción (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+} en función del pH.



La adsorción disminuye por debajo de pH 5 debido a que se genera un exceso de iones de hidrógeno, lo que produce una competencia con los iones metálicos cargados positivamente hacia los mismos lugares en la superficie adsorbente (N'goran et al., 2018). La eliminación también disminuye cuando el pH es superior a 7, el aumento del pH promueve la

formación de complejos de hidróxido aniónico que disminuyen las concentraciones de iones libres Pb^{2+} (Cheraghi et al., 2015). La ocurrencia de las reacciones de hidrólisis está representada por las Ecuaciones (27-29):



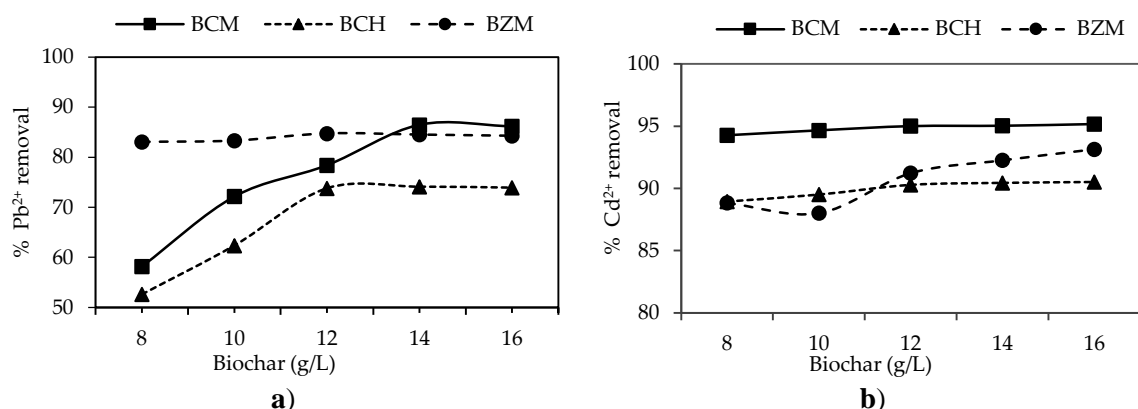
Kumar et al., (2012) y Coelho et al., (2014), determinan que el pH 5 es el mejor para la eliminación de plomo y cadmio utilizando carbón activado obtenido de anacardos en India y Brasil, respectivamente. El comportamiento del biocarbón evaluado en este estudio representa una excelente posibilidad para el tratamiento de agua potable con valores típicos de pH entre 6.5 y 7.5.

4.5.5 Efecto de la dosis de adsorbente

En la Figura 62, se observa que el BCM con 14 g/L remueve como máximo el 86% de Pb^{2+} , el BCH y BZM con 12 g/L lograron remover máximo el 74% y 85%, respectivamente. Mientras que para el Cd^{2+} , hay un comportamiento independiente de la dosis empleada de biochar de BCM con respecto al porcentaje de remoción. Mientras, que para el BCH y BZM con una dosis de 14 g/L remueve más del 90%. El porcentaje de remoción aumenta con una mayor cantidad de masa, esto porque a mayor cantidad de masa, existen más espacios disponibles para la adsorción. Sin embargo, se llega a un punto en el cual, por más que se aumente la cantidad de biochar no se logra aumentar el porcentaje de remoción. Esto se atribuye a algún tipo de obstáculo por la agregación o aglomeración parcial de partículas de adsorbente en una concentración más alta (Y. S. Ho et al., 2002; Zhang et al., 2010).

Figura 62

Porcentaje de eliminación en función de la dosis de biocarbón: (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+} .



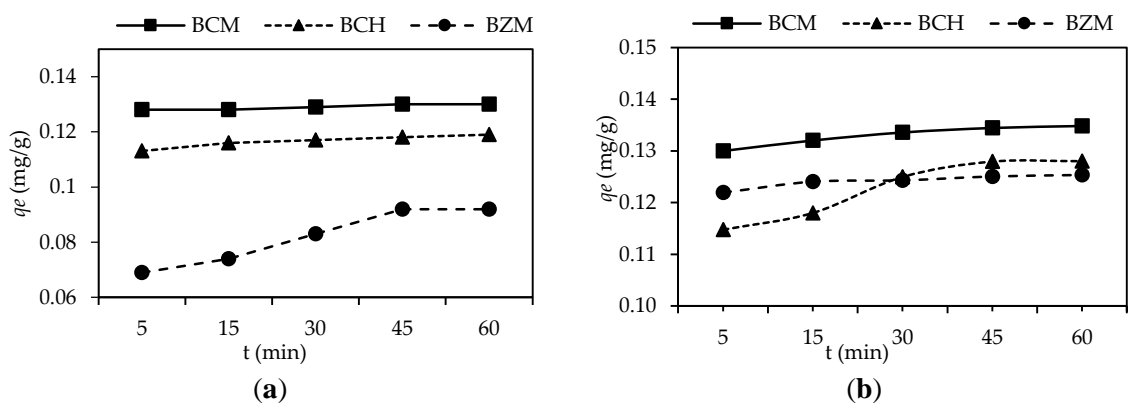
N'goran et al., (2018), en su investigación de remoción de Pb^{2+} con carbones activados de anacardos y karite, determinó una cantidad de adsorbente óptima de 12 g/L. De la misma manera Coelho et al., (2014), obtuvieron una dosis de adsorbente similar de 12 g/L, para los carbones activados preparados a partir de la cáscara de anacardo de Brasil.

4.5.6 Cinética de adsorción

La cinética permitió conocer la velocidad de adsorción del adsorbente con respecto al adsorbato en específico, esto determinó el tiempo en el que se alcanza el equilibrio. Los biochar muestran que el equilibrio se alcanza luego de los 45 min, determinándose que alcanzado este tiempo se logra el mayor porcentaje de remoción de Pb^{2+} y Cd^{2+} , Figura 63.

Figura 63

Cinética de adsorción de biocarbón: (a) Pb^{2+} y (b) Cd^{2+} .



El BCM obtiene una velocidad de adsorción mayor con un valor de 0.0029 m/g/min, siendo este el mejor adsorbente para la remoción de Pb^{2+} . El BCM removió un 95.96%, el BCH removió un 87.37%, y el BZM removió un 67.77%, Tabla 39. La diferencia de la capacidad de adsorción radica en su superficie específica, donde el BCM registró un valor de 1224 m²/g muy superior a la superficie específica del BZM y BCH. Entonces, el BCM tendrá mayor espacio disponible para alojar las partículas de Pb^{2+} y Cd^{2+} presentes en el agua.

Tabla 39
Comparación de los resultados obtenidos para los biochar.

Elemento	Biochar	C_o (mg/L)	C_e (mg/L)	Remoción (%)	q_e (mg/g)	Tiempo (min)	Velocidad (mg/g/min)
Pb^{2+}	BCM	1.90	0.077	95.96	0.130	45	0.00289
	BCH	1.90	0.240	87.37	0.119	45	0.00263
	BZM	1.90	0.612	67.77	0.092	45	0.00204
Cd^{2+}	BCM	1.90	0.018	99.05	0.134	45	0.00299
	BCH	1.90	0.109	94.25	0.128	45	0.00284
	BZM	1.90	0.150	92.12	0.125	45	0.00278

Las constantes para las ecuaciones de los modelos cinéticos considerados en el presente estudio están en la Tabla 40. Estos resultados permitieron determinar el tipo de adsorción, la capacidad y la tasa de remoción del adsorbato, además del tiempo empleado para llegar al equilibrio de la adsorción (Y. S. Ho et al., 2002).

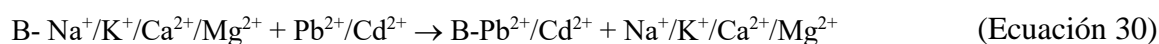
Tabla 40
Parámetros de modelos cinéticos matemáticos.

Elemento	Biocarbón	Primer orden			Segundo orden		
		q_e (mg/g)	K_1 (1/h)	R^2	q_e (mg/g)	K_2 (g/mg/h)	R^2
Pb^{2+}	BCM	0.019	6.094	0.658	0.130	2676.817	0.99995
	BCH	0.031	6.714	0.827	0.119	1334.948	0.99996
	BZM	0.099	8.199	0.836	0.096	187.224	0.99252
Cd^{2+}	BCM	0.028	6.247	0.754	0.142	1604.717	0.99998
	BCH	0.077	8.409	0.909	0.138	418.102	0.99999
	BZM	0.025	3.560	0.753	0.132	2879.693	0.99999

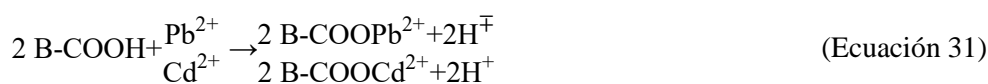
Según los valores de R^2 , el modelo de mejor ajuste para los biocarbones usados en el presente estudio es el de pseudo segundo orden. El cual indica que la remoción de Pb^{2+} se da por fuerzas químicas. Además, intervienen según se analizó previamente en la adsorción en

función del pH que las fuerzas de atracción de electrones, fuerzas de tipo físico, también intervienen en estos procesos de adsorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} (Albis Arrieta et al., 2017).

La adsorción química se produce mediante enlaces químicos, ocurriendo únicamente en zonas específicas del sólido, siendo un proceso de tipo irreversible. Este proceso resulta mejor cuando se aumenta la temperatura, contrario a la adsorción física. Por lo cual, considerando estudios previos de la adsorción de los cationes Pb^{2+} y Cd^{2+} , el intercambio iónico es una de los mecanismos que tiene lugar en vista de la existencia de varios metales intercambiables en la superficie del adsorbente como: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} , según la composición obtenida de los tres carbones estudiados. Otro de los mecanismos identificados, es el proceso de complejación con grupos funcionales existentes en la superficies de los carbones principalmente de los que contienen oxígeno (Li et al., 2019). Así, B-COOH y B-OH representan a los grupos funcionales existentes en la superficie de los carbones BCM, BCH y BZM. La adsorción que se esperaría que se produzca mediante reacciones de complejación se muestran en las Ecuación (30) (Vo et al., 2019).



Además, se produjeron algunas reacciones de complejación entre Pb^{2+} y Cd^{2+} y los grupos funcionales existentes en las superficies de los carbones. El biocarbón contiene algunos grupos orgánicos que contienen oxígeno que promueven la sorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} en el biocarbón (Li et al., 2019). B-COOH y B-OH (B: biochar) representan los grupos funcionales de superficie de BCM, BCH y BZM. Se espera que la adsorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} se produzca mediante las reacciones de complejación descritas en las Ecuaciones (31 y 32) (Vo et al., 2019).



Además, se ha encontrado en informes anteriores que algunas reacciones de precipitación pueden ocurrir debido a los componentes del biocarbón (M. E. Lee et al., 2019; Xu et al., 2013). Sin embargo, en este estudio no tenemos evidencia de este hecho. Las bajas concentraciones de Pb^{2+} y Cd^{2+} utilizadas para el estudio hacen improbable su detección por caracterización SEM-EDX.

4.5.7 *Isotermas de adsorción*

Por medio de las isotermas es posible determinar el tipo de adsorción que se está produciendo, si es de tipo química (Langmuir), o si se produce de forma física (Freundlich). Además, permite conocer la capacidad de adsorción máxima en mg de Pb^{2+} y Cd^{2+} por cada gramo de carbón. Para los tres biochars se aprecia un comportamiento creciente de la capacidad de adsorción, sin evidenciarse un límite exacto.

Según el R^2 , el modelo de mejor ajuste para la adsorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} en los tres biochar es tipo Freundlich, lo que indica que la adsorción se produce en la superficie del biochar. Además, según se ha reportado previamente, por la composición de los carbones existe la tendencia a generarse un gran número de reacciones de precipitación (M. E. Lee et al., 2019; Li et al., 2019). En este sentido, se observa también la que la mayor capacidad de adsorción se alcanza con el uso de BCM, Tabla 41.

Tabla

41

Ajuste a los modelos matemáticos de isotermas.

Elemento	Biocarbón	Langmuir			Freundlich		
		q_{max} (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2	K_F (L/mg)	n	R^2
Pb^{2+}	BCM	0.271	11.58	0.940	2.528	0.34	0.967
	BCH	0.245	4.34	0.763	0.532	0.76	0.999
	BZM	0.205	4.27	0.996	0.453	0.37	0.920
Cd^{2+}	BCM	1.038	1.67	0.189	0.816	0.86	0.839
	BCH	0.655	1.08	0.881	0.675	0.79	0.997
	BZM	0.857	0.37	0.534	0.0528	0.84	0.989

En consecuencia, según el modelo de isoterma de Freundlich, la adsorción se realiza mediante mecanismos físicos, Figura 64 y 65. La adsorción física denota la existencia de una superficie energéticamente heterogénea. La aparición de fuerzas de Van der Waals y la adhesión del metal a la porosidad es determinante para la adsorción. La isoterma de Langmuir establece la quimisorción como mecanismo básico. La quimisorción tiene lugar en una capa homogénea, lo que indica sitios finitos en la superficie del adsorbente específico para el adsorbato (M. E. Lee et al., 2019; C. Liu et al., 2017). Como se informó anteriormente, la adsorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} en el biocarbón ocurrió por intercambio iónico específico y reacciones de complejación representadas por las Ecuaciones (30-32).

Los resultados de este estudio sugieren la ocurrencia simultánea de adsorción física y química para la remoción de Pb^{2+} y Cd^{2+} . La fisiorción es el mecanismo que gobierna el título de Pb^{2+} y Cd^{2+} en el biocarbón.

Figura 64

Isotermas de adsorción para el Pb^{2+} , (a) BCM, (b) BCH y (c) BZM

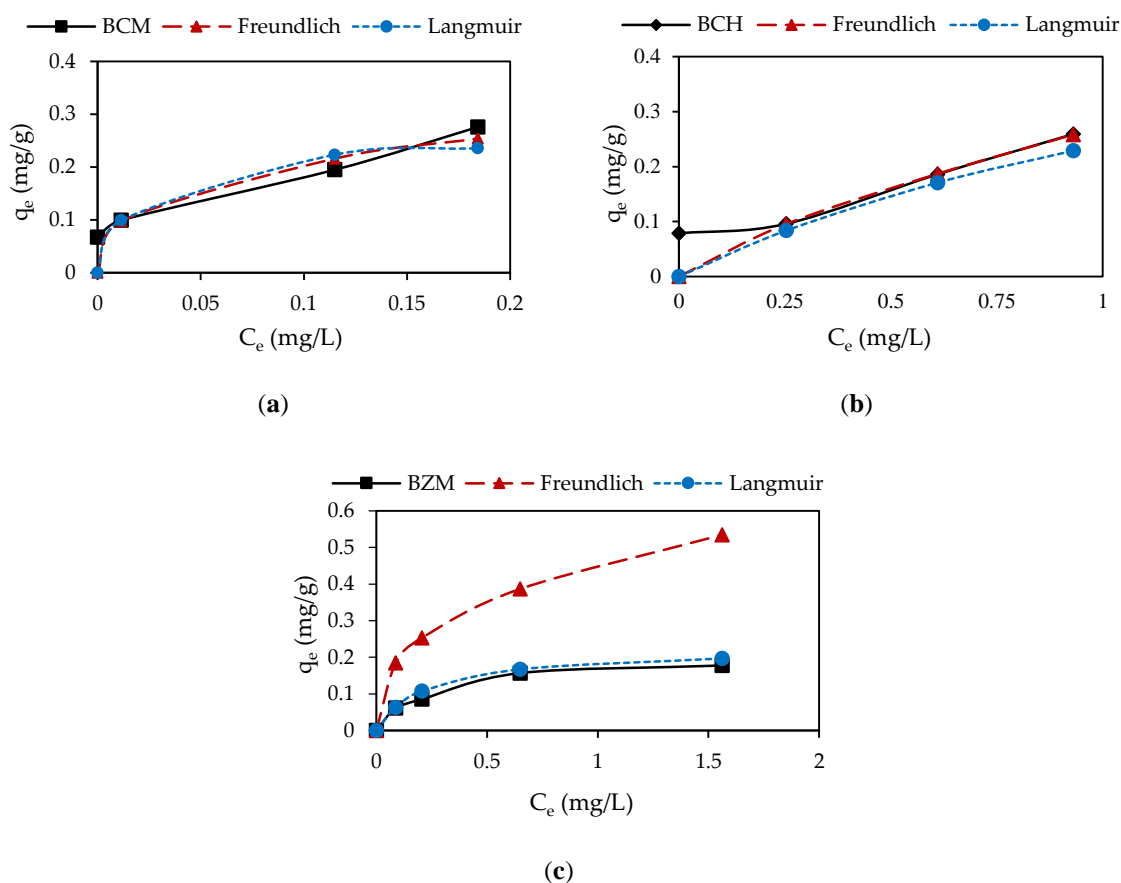
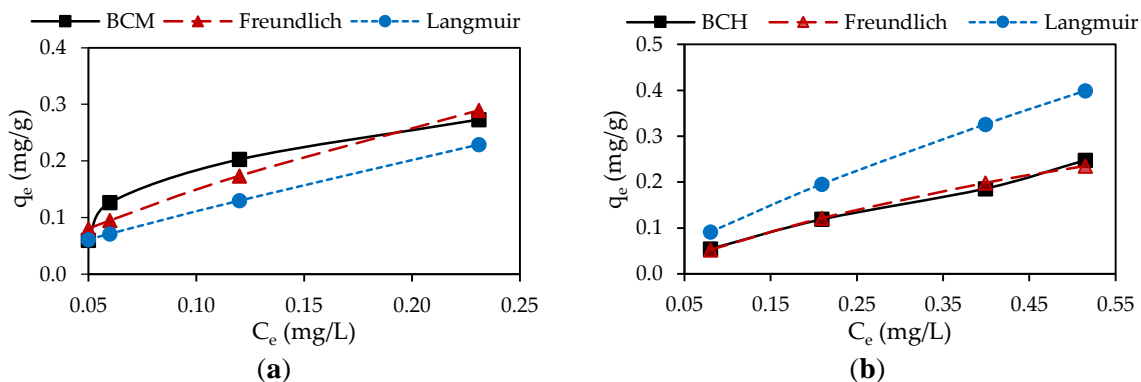
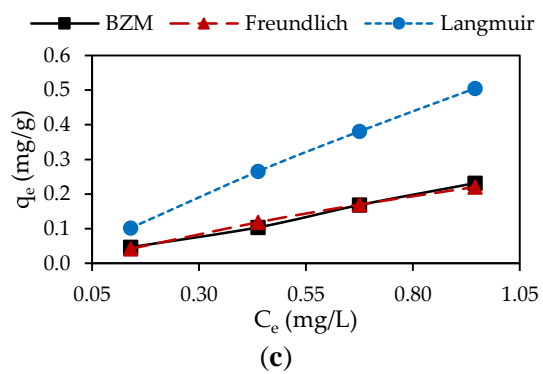


Figura 65

Isotermas de adsorción para el Cd^{2+} , (a) BCM, (b) BCH y (c) BZM.





V: CONCLUSIONES

5 Conclusiones

De acuerdo a los resultados obtenidos en esta Tesis Doctoral y en relación a la bibliografía consultada, se concluye este trabajo dando respuesta a los objetivos establecidos. Se cumplió con el objetivo principal y específicos experimentando materiales filtrantes empacados en sistemas piloto de biofiltración. Para esto se trabajó bajo condiciones locales, principalmente con el uso de materiales filtrantes propios del sector, así como a las condiciones de calidad del agua.

a) Conclusiones de la planta piloto para la eliminación de Coliformes totales y *Escherichia coli* del agua, mediante filtración directa en lechos conformados por esferas cerámicas, arena de sílice y cartucho de carbón activado.

Los mecanismos que permitieron eliminar bacterias con el uso de materiales a base de arcillas y el efecto de los minerales de arcilla, es la adhesión (donde se generan interacciones químicas y físicas entre la superficie del material y las bacterias). La eliminación de bacterias por medio de los minerales de arcilla ocasiona inactivación y su posterior eliminación. Éstos minerales están presentes en mayor concentración en las arcillas utilizadas en esta investigación como: Cuarzo (CV \approx 40.90%; CZ \approx 83.20%; CC \approx 24.80), y la Illita (CZ \approx 16.80% y CC \approx 62.80%), principalmente. Así también, la concentración mayoritaria de aluminosilicatos como: SiO₂ (CV \approx 63.00%; CZ \approx 63.60%; CC \approx 58.60), Al₂O₃ (CV \approx 21.30%; CZ \approx 31.10%; CC \approx 28.50), y Fe₂O₃ (CV \approx 6.02%; CZ \approx 1.81%; CC \approx 6.23), éstos aportaron en mayor medida a la reducción de *CT* y *E. coli*. La depredación entre microorganismos es otro aspecto importante que se genera en el lecho filtrante, por la configuración de los filtros de arena que trabajaron con flujo descendente y lecho inundado con una lámina de agua superior a los 5 cm, facilitando la formación de la biopelícula.

En la eliminación de *CT*, el material de mayor eficiencia en promedio en todo el periodo de prueba fue la CCM con una eficiencia superior al 70%, en los filtros de arena el FA7 con una eficiencia superior al 90% y por último los filtros de carbón activado el FC9 con eficiencia del 100%. La remoción de *E. coli* en la mayoría de materiales filtrantes se logró una máxima eficiencia en la remoción a excepción de CVM, CZM y CZA, que no lograron eliminar al 100% los *E. coli*. Lo mismo ocurrió con los filtros de arena, los que no llegaron a remover los *E. coli* fueron: FA2 \approx 40%, FA5 y FA6 alrededor del 80%. Los filtros de carbón los que no lograron llegar al 100% de eliminación fueron el FC5 y FC6, en los que siempre se

observó la presencia de *E. coli*. Por tal razón la mayoría de materiales resultó ser eficiente en la remoción de *CT* y *E. coli*, sin embargo, algunos materiales desde un inicio no aportaron en gran medida con la eliminación de microorganismos en este estudio.

Otro factor importante es el valor socioeconómico de la aplicación propuesta, ya que aparte de solucionar las características microbiológicas del agua, resulta ser atractiva para productores locales de cerámicas. No requiere materiales ajenos al sector, tiene un valor agregado a sus productos tradicionales de alfarería, tejas y ladrillos, que son elaborados y comercializados en el sector. Los materiales utilizados en la construcción de las plantas piloto, están al alcance de todos los futuros usuarios, son de fácil adquisición y mínimo coste. El coste de por kilogramo de esferas de arcilla resultó ser de USD 0.78/kg, esto en comparación con el coste de otros materiales filtrantes es mucho más económico. Además, lo interesante de esta investigación es que se da un valor agregado a los materiales del sector, como los subproductos agrícolas, lo que la convierte en una tecnología atractiva y amigable con el medio ambiente, incluso aporta a la economía local de los sectores que interesen su elaboración y aplicación.

b) Conclusiones de la planta piloto para remover metales pesados de un agua natural, con el uso de cerámicas obtenidas de arcillas naturales y combinadas con subproductos agrícolas.

El sistema resultó ser eficiente en la remoción de metales pesados presentes en el agua del sector en estudio, algunos materiales presentaron mayor eficiencia dependiendo del elemento a remover. Los materiales de mayor eficiencia en la remoción del Pb^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} y Zn^{2+} , se presentaron en el siguiente orden. Para el Pb^{2+} : CMSA \approx 76% \rightarrow CMCA \approx 74% \rightarrow CZSA \approx 69% \rightarrow A \approx 61%; para el Fe^{2+} : A \approx 35% \rightarrow CCSA \approx 31% \rightarrow CA \approx 29% \rightarrow CCCA \approx 23%; para el Mn^{2+} : CCSA \approx 79% \rightarrow CZSA \approx 75% \rightarrow CMCA \approx 70% \rightarrow CZCA \approx 64% \rightarrow CA \approx 63%; para el Zn^{2+} : CA \approx 92% \rightarrow CCCA \approx 76% \rightarrow CMCA \approx 75% \rightarrow CCSA \approx 74% \rightarrow A \approx 69% \rightarrow CMSA \approx 64%, entre los más eficientes. El resto de materiales trabajaron positivamente en la remoción de los elementos en estudios, pero su eficiencia en la remoción no fue superior al 50% durante el periodo de prueba.

Así mismo, el material con mayor porosidad resultó ser el adquirido comercialmente en este caso la A y la CA, con valores de porosidad superior al 50%. Sin embargo, los materiales cerámicos resultaron en algunos casos ser más eficientes que la A y CA, a pesar de

que su porosidad fue inferior al 50% al igual que su densidad comprendida entre 1 y 2 g/cm³. Así también los parámetros de control diarios como: temperatura del agua al momento de atravesar el lecho filtrante osciló entre los 17 °C, pH entre los 8 y 9, SDT no mayores a 140 mg/L y el OD en todas las columnas fue superior a 7 mg/L.

El costo de los cubos de cerámica es de USD 0.78/kg, lo que ubica a este material como el más económico en comparación con la A con un costo de USD 0.85/kg y el CA con un costo de USD 2.72/kg. La capacidad de adsorción de las arcillas transformadas en cerámicas resultó ser muy satisfactoria lo cual es de gran importancia para economizar al momento de la adquisición del material filtrante comercialmente disponible en el mercado. Es un material que se puede elaborar in situ, dando un valor agregado a los materiales del sector, y contribuyendo a la economía del sector porque se lo puede replicar o transferir la tecnología a otros sectores rurales de los países en desarrollo.

c) Conclusiones de la planta piloto para potabilizar el agua de lluvia a nivel unifamiliar en el sector rural de la Amazonía Ecuatoriana.

El sistema estudiado basado en procesos de filtración es una alternativa factible para que puedan ser implementados en viviendas rurales de la Amazonía ecuatoriana, permite aprovechar el agua de lluvia frecuente todo el año, así como el uso de materiales locales que en gran abundancia disponen en esta zona. Las PPs trabajaron con una temperatura promedio del 18°C, pH en un rango de 6.5 a 8.5, y SDT de 110mg/L. La presencia de SiO₂ en el caso de la AZ fue del 58.60%, en la grava un 97.50% y en la arena y zeolita alrededor del 96%. El Al₂O₃ se presentó con mayor incidencia en la AZ con un valor de 28.50%. Para la remoción del Fe²⁺, el FC en las dos plantas piloto fue el de mayor eficiencia, con una remoción de alrededor del 60%, esto también ocurrió con el Mn²⁺ los FCs removieron cerca del 50%, respectivamente. En la eliminación de CT la eficiencia en la PP1 fue del siguiente orden (UV1 ≈ 57.2 ± 8.9%) > (FA ≈ 46 ± 3.9%) > (FC1 ≈ 48.8 ± 5.5%) > (FG1 ≈ 10.1 ± 2%) y la PP2 (UV2 ≈ 63.2 ± 7.9%) > (FZ ≈ 60.8 ± 2.4%) > (FC2 ≈ 46.8 ± 3.4%) > (FG2 ≈ 10.7 ± 1.8%), respectivamente; siendo la PP2 la de mejor eficiencia.

Para los CF en orden de eficiencia de las columnas su comportamiento en la PP1 fue (UV1 ≈ 80.9 ± 15.1%) > (FA ≈ 19.8 ± 5.7%) > (FC1 ≈ 23.2 ± 3.2%) > (FG1 ≈ 13.4 ± 5.5%) y la PP2 (UV2 ≈ 84.8 ± 20.7%) > (FZ ≈ 45.6 ± 8.7%) > (FC2 ≈ 23.6 ± 2.9%) > (FG2 ≈ 15.2 ± 6.3%). Para los *E. coli* comportamiento en la PP1 fue (UV1 ≈ 77.3 ± 29.5%) > (FA ≈ 29 ±

5.6%) > (FC1 $\approx 34.2 \pm 7.4\%$) > (FG1 $\approx 21.5 \pm 5.7\%$) y la PP2 (UV2 $\approx 85 \pm 23.5\%$) > (FZ $\approx 47.4 \pm 8.6\%$) > (FC2 $\approx 38.9 \pm 7.4\%$) > (FG2 $\approx 23.1 \pm 9\%$). La eficiencia en los materiales filtrantes se atribuye a sus propiedades físicas, química y mineralógicas. Propiedades como la porosidad de las esferas de cerámica que fue mayor al 30% con un tamaño de poro de $7.70 \pm 1.97 \mu\text{m}$, esto es fundamental para la eliminación de partículas microscópicas y microorganismos. Otro factor importante en la eliminación de microorganismos son los minerales de arcilla como la Illita que contribuyen a la adsorción, eliminación, desactivación o destrucción de los microorganismos, ya que éstos minerales actúan como agentes bactericidas. Esto también ocurre con el contenido mayoritario de sílice, aluminio y óxidos férricos en las arcillas, que igualmente provoca que se genere un ambiente bactericida, reduciendo el contenido de bacterias.

Lo que también le hace interesante a esta investigación es el uso de materiales filtrantes propios de la zona y que no fueron alterados con elementos de activación para incrementar su eficiencia. Es por ello que el costo, la facilidad de construcción y la provisión de los materiales filtrantes, convierten a esta alternativa como una solución frente a la insalubridad del agua a la que están expuestos. Fomentan el valor agregado a los materiales de la zona y pueden expandir esta tecnología a otras comunidades amazónicas Mestizas, Shuar y Achuar con condiciones similares para mejorar su calidad de vida.

Además, el no dar un mantenimiento al sistema en estudio permitió establecer un tiempo máximo que el sistema puede trabajar sin disminuir su eficiencia, esto es frecuente en sistemas instalados en zonas rurales, donde los usuarios descuidan el mantenimiento frecuente de sus sistemas de tratamiento. El valor socioeconómico de esta propuesta es viable en países en desarrollo permitiendo a sus propios beneficiarios producir los materiales filtrantes, como las esferas de cerámica.

d) Conclusiones de la planta piloto para la remoción de Hierro (Fe^{2+}) y Manganeseo (Mn^{2+}) del agua destinada al cultivo hidropónico.

El agua a ser filtrada presentó concentraciones de $\text{Fe}^{2+} \approx 3.74 \text{ mg/L}$ y $\text{Mn}^{2+} \approx 1.62 \text{ mg/L}$, valores que representan el 100%. Al atravesar por los materiales filtrantes en las columnas su remoción fue favorable, sin embargo, algunos materiales fueron más eficientes en la remoción. Es el caso del Fe^{2+} en el siguiente orden de eficiencia: (CMC $\approx 97.43\% \rightarrow 99.07\%$) > (A $\approx 33.49\% \rightarrow 98.82\%$) > (CPC $\approx 74.74\% \rightarrow 97.37\%$) > (Z $\approx 64.02\% \rightarrow$

81.46%), valores obtenidos al final del periodo de prueba de 45 días. Así mismo, para el Mn^{2+} los materiales que mejor eficiencia presentaron fueron: (Z $\approx 97.43\% \rightarrow 99.07\%$) > (CPC $\approx 84.48\% \rightarrow 97.17\%$) > (CV $\approx 77.92\% \rightarrow 99.67\%$) > (CP $\approx 84.48\% \rightarrow 95.11\%$) > (PP $\approx 75.07\% \rightarrow 98.04\%$), respectivamente. Éstos materiales lograron remover la concentración hasta por debajo del límite máximo exigido por la normativa ecuatoriana (Tulsma, 2011), para el agua destinada al abrevadero de animales de granja y riego de cultivos de consumo crudo. La temperatura estuvo alrededor de los 17 °C, pH de 6, el OD de 6 mg/L y los SDT inferiores a los 200 mg/L. Respecto al pH en la adsorción de metales pesados, es más eficiente cuando el rango se mantiene ácido entre 4.5 y 7.5, lo que se logró en este estudio.

El cultivo hidropónico que se desarrolla en la estación agropecuarios de la UTPL, se alimenta del agua filtrada en la planta piloto, dando un beneficio directo tanto a la academia, como a la sociedad que lo requiera implementar. Además, se da un valor agregado a los materiales del sector como arcillas y desechos comunes del hogar, como en este caso el residuo del café que fue obtenido en cafeterías y restaurantes ubicados en el campus de la UTPL. Al ser el Ecuador un país cafetalero y su consumo está presente en la dieta diaria, se hace apropiada su aplicabilidad en este tipo de tecnologías de filtración y remoción de contaminantes en el agua. El costo de los cubos cerámicos con residuos de café CPC y CMC es de USD 0.12/kg y de los cubos cerámicos sin residuos de café CP y CM de USD 0.10/kg, valores por debajo del costo de adquisición de los materiales filtrantes disponibles en el mercado local. Con esto se contribuye a mejorar la calidad del agua en sectores donde no se disponga de una tecnología robusta para la remoción de Fe^{2+} y Mn^{2+} del agua con fines agrícolas.

e) Conclusiones sobre biocarbones obtenidos de subproductos agrícolas para la eliminación de Plomo y Cadmio del agua destinada al consumo humano.

El rendimiento de BCH $\approx 78.64\% > CZM \approx 61.23\% > BCM \approx 60.16\%$. El contenido de humedad, el tamaño de partícula efectivo, el contenido de cenizas y el de material volátil del biocarbón están de acuerdo con los estándares para carbón activado granular. El BCM tiene la mayor capacidad de adsorción de Pb^{2+} y Cd^{2+} . Las características fisicoquímicas de BCM son responsables del comportamiento de alta adsorción. El BCM tiene la mayor superficie específica de biocarbón: BCM $\approx 1224 \text{ m}^2/\text{g} > BZM \approx 778 \text{ m}^2/\text{g} > BCH \approx 652 \text{ m}^2/\text{g}$. Las capacidades de adsorción de Pb^{2+} del biocarbón fueron: BCM $\approx 2.528 \text{ mg/g} > BCH \approx 0.532 \text{ mg/g} > BZM \approx 0.453 \text{ mg/g}$. Las capacidades de adsorción de Cd^{2+} del biocarbón fueron: BCM $\approx 0.314 \text{ mg/g} > BZM \approx 0.155 \text{ mg/g} > BCH \approx 0.049 \text{ mg/g}$. Los datos experimentales se ajustaron mejor al modelo de isoterma de Freundlich y al modelo cinético

de pseudo segundo orden. La adsorción se denota mediante mecanismos físicos: las fuerzas de Van der Waals y la porosidad del biocarbón. La adsorción en biocarbón también se promueve mediante reacciones químicas, complejación e intercambio iónico.

El biocarbón evaluado tiene un gran potencial para ser utilizado en el tratamiento del agua, permitiendo la eliminación de Pb^{2+} y Cd^{2+} del agua potable. El bajo costo y disponibilidad de la materia prima la convierte en una interesante propuesta para el tratamiento de aguas. Además, la adsorción es una tecnología de bajo costo y fácil de implementar en los sistemas de tratamiento de agua potable. Si bien el requerimiento energético para obtener el biocarbón es importante, el beneficio social también es muy relevante para los países en desarrollo, pues con esta aplicación logramos evitar enfermedades graves en niños y adultos por medio del consumo de agua, lo cual es de evidente interés para la salud pública. Además, por otro lado, se consigue un uso sostenible de los residuos, que de otro modo tendrían que ser gestionados, incurriendo en costes importantes.

VI. BIBLIOGRAFÍA

6 Bibliografía

- Aboua, K. N., Yobouet, Y. A., Yao, K. B., Goné, D. L., & Trokourey, A. (2015). Investigation of dye adsorption onto activated carbon from the shells of Macoré fruit. *Journal of Environmental Management*, 156, 10–14. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.006>
- Abu Hasan, H., Sheikh Abdullah, S. R., Kamarudin, S. K., Tan Kofli, N., & Anuar, N. (2014). Kinetic evaluation of simultaneous COD, ammonia and manganese removal from drinking water using a biological aerated filter system. *Separation and Purification Technology*, 130, 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2014.04.016>
- Acosta, Basani, S. (2019). *Prácticas y saberes en la gestión comunitaria del agua para consumo humano y saneamiento en las zonas rurales de Ecuador*.
- Adebisi, G. A., Chowdhury, Z. Z., & Alaba, P. A. (2017). Equilibrium, kinetic, and thermodynamic studies of lead ion and zinc ion adsorption from aqueous solution onto activated carbon prepared from palm oil mill effluent. *Journal of Cleaner Production*, 148, 958–968. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.047>
- AECID. (2015). *Sostenibilidad y modelos de gestión de los sistemas rurales de agua potable*. 116.
- Aguilar, I. A. (2010). Calidad del agua: Un enfoque multidisciplinario. In *Instituto de Investigaciones Económicas UNAM*. <http://ru.iiec.unam.mx/id/eprint/65>
- Agustina, T. E., Aprianti, T., & Miskah, S. (2017). Treatment of Wastewater Containing Hexavalent Chromium Using Zeolite Ceramic Adsorbent in Adsorption Column. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology*, 7(2), 566–572. <https://doi.org/10.18517/ijaseit.7.2.2035>
- Ahrouch, M., Gatica, J. M., Draoui, K., & Vidal, H. (2018). RETENCIÓN DE PLOMO EN AGUAS CONTAMINADAS MEDIANTE EL EMPLEO. September.
- Ajayi, B. A., & Lamidi, Y. D. (2015). Formulation of Ceramic Water Filter Composition for the Treatment of Heavy Metals and Correction of Physiochemical Parameters in Household Water. *Art and Design Review*, 03(04), 94–100. <https://doi.org/10.4236/adr.2015.34013>
- Akhigbe, L., Ouki, S., & Saroj, D. (2016). Disinfection and removal performance for Escherichia coli and heavy metals by silver-modified zeolite in a fixed bed column. *Chemical Engineering Journal*, 295, 92–98. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.03.020>
- Albis Arrieta, A. R., López Rangel, A. J., & Romero Castilla, M. C. (2017). Removal of methylene blue from aqueous solutions using cassava peel (*Manihot esculenta*) modified with phosphoric acid // Remoción de azul de metileno de soluciones acuosas utilizando cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) modificada con ácido fosfórico. *Prospectiva*, 15(2), 60–73. <https://doi.org/10.15665/rp.v15i2.777>
- Álvarez-Arroyo, R. (2017). *Contamination in drinking water distribution network of water produced using ultrafiltration membrane*. <http://digibug.ugr.es/handle/10481/47937>
- Álvarez Martínez, E. (2018). *Filtros biológicos aireados a partir de estructuras existentes en*

la planta para tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria.

- Anbukumar, S., & Kumar, A. (2014). Effluent Treatment for Sago Industry Using Zeolite and Activated Carbon. *Open Journal of Water Pollution and Treatment*, 2014(2), 18–26. <https://doi.org/10.15764/wpt.2014.02003>
- Ambiente, M. del. (2016). Texto unificado de legislación secundaria de medio ambiente. 1–18.
- Ango, D. U. R., Patricia, N., Sevilla, M., Karolina, D., Sánchez, U., Ruvalcaba, S. S., & Decanato, P. (2014). *La biofiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales*. 6.
- Annan, E., Mustapha, K., Odusanya, O. S., Malatesta, K., & Soboyejo, W. O. (2014). Statistics of Flow and the Scaling of Ceramic Water Filters. *Journal of Environmental Engineering*, 140(11), 04014039. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000862](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000862)
- Aragón-Monter R., Ramírez-Godínez J., Coronel-Olivares C., Lucho-Constantino C., G. V.-R. G. (2013). *Uso de Carbón Activado Granular (CAG) en un biofiltro para el tratamiento de efluentes acuícolas*.
- Arango, A. R. (2004). La biofiltración , una alternativa para la potabilización del agua. *Lasallista De Investigacion*, 1(2), 6.
- Arango, R. Á. (2015). *Editorial Crisis mundial del agua. July 2013*.
- Arcos, M. E., & Fernandez, G. (1993). Procesos Biologicos De Tratamiento Para La Estabilización De Residuos Liquidos. *Centro Nacional De Prevencion De Desastres*, 8, 101. <http://www.cenapred.gob.mx/es/Publicaciones/archivos/153-PROCESOSBIOLGICOSDETRATAMIENTOPARALAESTABILIZACINDERESIDUOSLQUIDOSTXICOS.PDF>
- Arcos Pulido, D. P. M., Ávila De Navia, S. L., Estupiñán Torres, M. S., & Gómez Prieto, A. C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *Nova*, 3(4), 69–79. <https://doi.org/10.22490/24629448.338>
- Asadishad, B., Ghoshal, S., & Tufenkji, N. (2013). Short-term inactivation rates of selected gram-positive and gram-negative bacteria attached to metal oxide mineral surfaces: Role of solution and surface chemistry. *Environmental Science and Technology*, 47(11), 5729–5737. <https://doi.org/10.1021/es4003923>
- Asamblea Nacional del Ecuador. (2017). Ley Orgánica del Recursos Hídricos, Uso y Aprovechamiento del Agua. *Registro Oficial* 305.
- Assaedi, H., Shaikh, F. U. A., & Low, I. M. (2016). Journal of Asian Ceramic Societies Effect of nano-clay on mechanical and thermal properties of geopolymer. *Integrative Medicine Research*, 4(1), 19–28. <https://doi.org/10.1016/j.jascr.2015.10.004>
- ASTM. (1999). *Standard Test Method for Total Ash Content of Activated Carbon*. ASTM.
- ASTM D 4318. (2016). Límite Líquido, Límite de plástico, y el índice de plasticidad de los suelos. *Applied Clay Science*, 29(2), 1302–1306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.clay.2014.07.035><http://dx.doi.org/10.1016/j.bsecv.2015.12.001><http://www.tandfonline.com/doi/full/10.1179/096797899680327>

- ASTM International. (2014). ASTM D2867-09(2014). *Standard Test Methods for Moisture in Activated Carbon*. <https://doi.org/10.1520/D2867-09R14>
- Auchen, J. H., & Martínez, E. A. (2018). *Estudio de Soluciones Sanitarias para el Sector Rural*.
- AWWA B604-90. (1991). *B604-90: AWWA Standard for Granular Activated Carbon*. <https://doi.org/10.12999/AWWA.B604.90>
- Baraee, I., Mehdi Borghei, S., Takdastan, A., Hasani, A. H., & Javid, A. H. (2016). Performance of biofilters in GAC-sand and anthracite-sand dual-media filters in a water treatment plant in Abadan, Iran. *Desalination and Water Treatment*, 57(42), 19655–19664. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1101715>
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361–377. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- Barba, L., & Edith, L. (2002). Conceptos básicos de la contaminación del agua y parámetros de medición. *Universidad Del Valle*, 48. <https://doi.org/http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/fulltext/gestion/conceptos.pdf>
- Barrera, L., Medina, E., Rivera, M., & Vallester, E. (2018). *Evaluación del desempeño del filtro biológico de la Universidad Tecnológica de Panamá Efficiency evaluation of the biological filter of the Technological University of Panama*. 4, 23–29.
- Barrientos Echegaray, H., Tello Yarin, J., Tito Pacheco, C., & Palomino Gamarra, M. (2014). Filtros Lentos De Arena En La Comunidad De Kuychiro ” - Cusco. *PeruSolar*, 20. <http://perusolar.org/16-spes-ponencias/PURIFICACION DE AGUA POR MEDIO DE FILTROS LENTOS DE ARENA EN LA COMUNIDAD DE KUYCHIRO.pdf>
- Barrios, C., Torres, R., Lampoglia, T., & Agüero, R. (2009). *Guía de orientación en saneamiento básico*. 1–135. http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/guialcalde/0gral/078_guia_alcaldes_SB/Guia_alcaldes_2009.pdf
- Bell-Games, T. (2015). Consideraciones clave para el tratamiento biológico del agua potable. *Water Online*. <https://www.wateronline.com/doc/key-considerations-for-biological-drinking-water-treatment-0001>
- Berardo Manero, F. & Infante, M. (2018). Agua segura. *Suteba*, 4. https://www.controlsanitario.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/05/Estrategia-Nacional-de-Calidad-del-Agua_2016-2030.pdf
- Billen, G., Servais, P., Bouillot, P., & Ventresque, C. (1992). Functioning of biological filters used in drinking-water treatment - the Chabrol model. *J. Water Supply Research & Technology-Aqua*, 41(4), 231–241.
- Biotech, S. S. (2016). Conceptos Básicos de Filtración. *Conceptos Básicos de Filtración*, 92. http://www.bdcint.com.do/wp-content/uploads/2017/06/Conceptos-basicos-de-filtracion_Pharm_vDS_Junio-2016.pdf
- Bilal, M., Rasheed, T., Sosa-Hernández, J. E., Raza, A., Nabeel, F., & Iqbal, H. M. N. (2018). Biosorption: An interplay between marine algae and potentially toxic elements—A review. *Marine Drugs*, 16(2), 1–16. <https://doi.org/10.3390/md16020065>

- Blacio, D., & Palacios, J. (2011). Filtros biológicos para la potabilización del agua, posibilidades de uso de FLA (filtros lentos de arena) con agua superficial de nuestra región. *Filtros Lentos En Arena*, 1–81. <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/751>
- Bohrerova, Z., Rosenblum, J., & Linden, K. G. (2015). Importance of Recovery of E. coli in Water Following Ultraviolet Light Disinfection. *Journal of Environmental Engineering*, 141(6), 04014094. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000922](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000922)
- Bouhamed, F., Elouear, Z., Bouzid, J., & Ouddane, B. (2015). Multi-component adsorption of copper, nickel and zinc from aqueous solutions onto activated carbon prepared from date stones. *Environmental Science and Pollution*. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4400-3>
- Brown, J., & Sobsey, M. D. (2009). Ceramic media amended with metal oxide for the capture of viruses in drinking water. *Environmental Technology*, 30(4), 379–391. <https://doi.org/10.1080/09593330902753461>
- Buelna, G., Garzón Zúñiga, M., & Moeller Chávez, G. (2011). Los biofiltros de empaque orgánico: una alternativa simple, robusta y eficiente para el tratamiento de aguas residuales en zonas rurales. *Ide@s CONCYTEG*, 6(71), 540–551.
- Buenfil, J. (2009). Manual para el filtro de bioarena. *Manual De Capacitación Y Entrenamiento*. [http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/BUENFIL La Jardinera que Filtra las Aguas-SPANISH.pdf](http://www.sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/BUENFIL%20La%20Jardinera%20que%20Filtra%20las%20Aguas-SPANISH.pdf)
- Cai, Y., Li, D., Liang, Y., Luo, Y., Zeng, H., & Zhang, J. (2015). Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn, and ammonia removal and bacterial community analysis. *Bioresource Technology*, 176, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.025>
- Cañizares, S., Guaricela, A., Lascano, M., Medina, M., Moncayo, P., & Zalamea, M. (2016). *Gestión comunitaria del agua: junta administradora de agua potable regional de Zhidma*. 15, 159–175.
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2782–2799. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
- Castellar-Ortega, G., Mendoza Colina, E. D. J., Angulo Mercado, E. R., Jaramillo Colpas, J. E., Paula Pereira, Z. A., & Rosso Bravo, M. C. (2019). Equilibrio, cinética y termodinámica de la adsorción del colorante DB-86 sobre carbón activado de la cáscara de yuca. *Revista MVZ Córdoba*, 24(2), 7231–7238. <https://doi.org/10.21897/rmvz.1700>
- Castillo, M. F., Salas, E. H., & Alcántara, R. B. (2018). Estadísticas Ambientales. *Estadísticas Ambientales INFORME TÉCNICO NO 5 Mayo 2018, N°5*, 49.
- CAWST. (2011). *Introducción al tratamiento del agua a nivel domiciliario y su almacenamiento seguro*. 1–270. www.cawst.org
- Cawst, C. for A. W. and S. T. (2009). Biosand filter manual design, construction, installation, operation and maintenance. *Training*, September, 129.
- Chandrasena, G. I., Deletic, A., & McCarthy, D. T. (2014). Survival of Escherichia coli in

- stormwater biofilters. *Environmental Science and Pollution Research*, 5391–5401. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2430-2>
- Chaudhary, D. S., Vigneswaran, S., Ngo, H. H., Shim, W. G., & Moon, H. (2003). Biofilter in Water and Wastewater Treatment. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 20(6), 1054–1065. <https://doi.org/10.1007/BF02706936>
- Chen, L., Wu, P., Chen, M., Lai, X., Ahmed, Z., Zhu, N., Dang, Z., Bi, Y., & Liu, T. (2018). Preparation and characterization of the eco-friendly chitosan/vermiculite biocomposite with excellent removal capacity for cadmium and lead. *Applied Clay Science*, 159(December 2017), 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.12.050>
- Cheraghi, E., Ameri, E., & Moheb, A. (2015). Adsorption of cadmium ions from aqueous solutions using sesame as a low-cost biosorbent: kinetics and equilibrium studies. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(8), 2579–2592. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0812-3>
- Chidamba, L., & Korsten, L. (2015). A scoping study on the prevalence of Escherichia coli and Enterococcus species in harvested rainwater stored in tanks. *Water SA*, 41(4), 501–508. <https://doi.org/10.4314/wsa.v41i4.09>
- Cho, J., Kang, S., Kang, M., Cho, K., & Oh, K. (2017). Characteristics on Chemical Activation and VOCs Adsorption of Activated Carbon according to Mixing Ratio of Anthracite and Lignite. 23(4), 364–377.
- Chulluncuy-Camacho, N. C. (2011). Tratamiento de agua para consumo humano. *Ingeniería Industrial*, 0(029), 153. <https://doi.org/10.26439/ing.ind2011.n029.232>
- Cidecalli-Cp. (2007). *Diseño de Captación del Agua de Lluvia. Colpos 1*, 55.
- Clark, K. N., & Elmore, A. C. (2011). Bacteria removal effectiveness of ceramic pot filters not applied with colloidal silver. *Water Science and Technology: Water Supply*, 11(6), 765–772. <https://doi.org/10.2166/ws.2011.012>
- Coelho, G. F., Gonçalves, A. C., Tarley, C. R. T., Casarin, J., Nacke, H., & Francziskowski, M. A. (2014). Removal of metal ions Cd (II), Pb (II), and Cr (III) from water by the cashew nut shell Anacardium occidentale L. *Ecological Engineering*, 73, 514–525. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.103>
- Colina Irezabal. (2011). *FILTRACIÓN* (pag web). <http://sgpwe.izt.uam.mx/files/users/uami/mlci/filtracion.pdf>
- Colpas C., F., Tarón D., A., & González C., R. (2017). Área superficial de carbones activados y modificados obtenidos del recurso agrícola Saccharum officinarum. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 34(2), 62–72. <https://doi.org/10.22267/rcia.173402.72>
- Colpas, F., Tarón, A., & Fong, W. (2015). Analisis del desarrollo textural de carbones activados preparados a partir de zuro de maíz. *Temas Agrarios*, 20(1), 103. <https://doi.org/10.21897/rta.v20i1.752>
- CONAGUA. (2011). Manual de Agua Potable , Alcantarillado y Saneamiento Manual de Agua Potable , Alcantarillado y Saneamiento Datos Básicos Para Proyectos de Agua Potable y Alcantarillado Comisión Nacional del Agua. *Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*, 92.
- Cortés, V. (2000). Carbón. In *Hispanica* (Issue 11, p. 83).

- Dangol, B. (2020). Tratamiento Doméstico de Agua y Almacenamiento Seguro. *Sustainable Sanitation and Water Management SSWM*, 1–5. <http://archive.sswm.info/es/category/step-gass-en-al/gass-en-castellano/gestión-de-agua-y-saneamiento-sostenible-en-américa-1-20>
- Deniz, F. (2013). Dye removal by almond shell residues: Studies on biosorption performance and process design. *Materials Science and Engineering C*, 33(5), 2821–2826. <https://doi.org/10.1016/j.msec.2013.03.009>
- Desa U. N. (2016). *Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development*. <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/21252030> Agenda for Sustainable Development web.pdf
- Dobrowsky, P. H., Lombard, M., Cloete, W. J., Saayman, M., Cloete, T. E., Carstens, M., Khan, S., & Khan, W. (2015). Efficiency of microfiltration systems for the removal of bacterial and viral contaminants from surface and rainwater. *Water, Air, and Soil Pollution*, 226(3). <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2317-6>
- Dourojeanni A., Jouravlev A., y C. G. (2002). Gestión del Agua a Nivel de Cuencas. In *Recursos naturales e infraestructura* (Vol. 47). <http://www.eclac.cl>
- Elhafez, S. E. A., Hamad, H. A., Zaatout, A. A., & Malash, G. F. (2017). Management of agricultural waste for removal of heavy metals from aqueous solution: adsorption behaviors, adsorption mechanisms, environmental protection, and techno-economic analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(2), 1397–1415. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7891-7>
- Eloussaief, M., & Benzina, M. (2010). Efficiency of natural and acid-activated clays in the removal of Pb (II) from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 178(1–3), 753–757. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.02.004>
- EPA. (2002). Onsite Wastewater Treatment System Manual. *Environmental Protection*, February, 1–367.
- EPA. (2014). Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems. *Master Thesis*, 22(January), 55. https://www3.epa.gov/npdes/pubs/primer.pdf%0Ahttp://ubc.summon.serialssolutions.com/link/0/eLvHCXMwY2BQSDMwA_b-TZITLcxTTQyN0kySDRMNjQyTzYHVq7F5kinKuhyk0txNiIEpNU-UQcrNNcTZQ7c0KTkeOoYRDzpnY8zE0lCMgTcRtPI7rwS8QyxFnIE1DRhNqeKgolMcaIw4A0eEpVGQX4RIAQRbOPqFYO3
- Fenández, A. & Mortier, C. (2005). Evaluación de la condición del agua para consumo humano en Latinoamérica. *Tecnologías Solares Para La Desinfección y Descontaminación Del Agua.*, 17–32.
- Filippín, A. J., Luna, N. S., Pozzi, M. T., & Pérez, J. D. (2017). *Obtención Y Caracterización De Carbón Activado a Partir De Residuos Olivícolas Y Oleícolas Por Activación Física* *Obtaining and Characterizing of Carbon Activated From Oliviv and Olive-Residues By Physical Activation*. 8(3), 59–71.
- Freundlich, H. (2017). Über die Adsorption in Lösungen. *Zeitschrift Für Physikalische Chemie*, 57U(1). <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>
- Fonseca, A. R., Sanches Fernandes, L. F., Fontainhas-Fernandes, A., Monteiro, S. M., & Pacheco, F.

- A. L. (2017). The impact of freshwater metal concentrations on the severity of histopathological changes in fish gills: A statistical perspective. *Science of the Total Environment*, 599–600, 217–226. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.196>
- Fu, J., Zhao, C., Luo, Y., Liu, C., Kyzas, G. Z., Luo, Y., Zhao, D., An, S., & Zhu, H. (2014). Heavy metals in surface sediments of the Jialu River, China: Their relations to environmental factors. *Journal of Hazardous Materials*, 270, 102–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.01.044>
- Gil Antonio, M. de los Á., Reyes Hernández, H., Márquez Mireles, L. E., & Cardona Benavides, A. (2014). Disponibilidad y uso eficiente de agua en zonas rurales. *Investigación y Ciencia*, 22(63), 67–73. <http://www.redalyc.org/html/674/67435407008/>
- Givehchi, R., Li, Q., & Tan, Z. (2015). The effect of electrostatic forces on filtration efficiency of granular filters. *Powder Technology*, 277, 135–140. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2015.01.074>
- Gomes, I. B., Simões, M., & Simões, L. C. (2014). An overview on the reactors to study drinking water biofilms. *Water Research*, 62, 62–87. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.039>
- Gomez Mosquera, W. (2017). *Abastecimiento de agua potable en comunidades rurales en el Chocó biogeográfico. Aplicación de tecnologías no convencionales*. 188. <http://bdigital.unal.edu.co/63114/>
- Gorchev, H. G., & Ozolins, G. (2011). WHO guidelines for drinking-water quality. *WHO Chronicle*, 38(3), 104–108. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(00\)00006-6](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(00)00006-6)
- Goswami, M., & Phukan, P. (2017). Enhanced adsorption of cationic dyes using sulfonic acid modified activated carbon. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(4), 3508–3517. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.07.016>
- Granger, H. C., Stoddart, A. K., & Gagnon, G. A. (2014). *Direct Biofiltration for Manganese Removal from Surface Water*. 1–8. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000819](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000819).
- Guerra, A., & Hiyagon, G. (2012). *Tratamiento de Agua para Remoción de Plomo aplicando nanotecnología*. 109. http://cybertesis.uni.edu.pe/bitstream/uni/3362/1/guerra_aa.pdf
- Guevara Villavicencio, O., Orozco, A. L., González, O., Aguirre, J., Álvarez, G., de la Cruz Saugar, G., ... & Isabel, M. (2008). *Calidad del agua de consumo en las comunidades rurales del occidente de Nicaragua*.
- Haig, S. J., Collins, G., Davies, R. L., Dorea, C. C., & Quince, C. (2011). Biological aspects of slow sand filtration: Past, present and future. *Water Science and Technology: Water Supply*, 11(4), 468–472. <https://doi.org/10.2166/ws.2011.076>
- Hamidpour, M., Hosseini, N., Mozafari, V., & Heshmati Rafsanjani, M. (2018). Removal of Cd(II) and Pb(II) from aqueous solutions by pistachio hull waste. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 34(2), 307–316. <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.02.11>
- He, Y., Huang, G., An, C., Huang, J., Zhang, P., Chen, X., & Xin, X. (2018). Reduction of Escherichia Coli using ceramic disk filter decorated by nano-TiO₂: A low-cost solution

- for household water purification. *Science of the Total Environment*, 616–617, 1628–1637. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.149>
- Hernández, M., Otero, Calvis, A., Falcón, Hernandez, J., & Yperman, Y. (2017). Características fisicoquímicas del carbón activado de conchas de coco modificado con HNO₃. *Revista Cubana de Química*, 29(1), 26–38.
- Hernández Castañeda, A. (2015). *Medios de protección respiratoria*.
- Hernández, F., Cristina, A., Tort, S., & Recio, R. (2006). Valoración De La Calidad Del Carbón Vegetal De Las Zonas De La Efi “ Empresa Forestal Gran Piedra- Baconao.” *Revista Cubana de Química*, XVIII(1), 30–38.
- Hernandez S. , Saad A., Ormsbee L., B. D. (2016). *Nanocomposite and Responsive Membranes for Water Treatment*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63312-5.00016-4>
- Hesperian. (2011). La protección del agua comunitaria. *Guía Comunitaria Para La Salud Ambiental*, 64–101.
- Ho, Y., & McKay, G. (1998). Pseudo-second order model for sorption processes Y.S. *Organic Process Research and Development*, 21(6), 866–870. <https://doi.org/10.1021/acs.oprd.7b00090>
- Ho, Y. S., Porter, J. F., & McKay, G. (2002). Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: Copper, nickel and lead single component systems. In *Water, Air, and Soil Pollution* (Vol. 141, Issues 1–4, pp. 1–33). <https://doi.org/10.1023/A:1021304828010>
- Huisman, L. & Wood, W. . (1974). Slow sand filtration. In *Encyclopedia of Microfluidics and Nanofluidics* (pp. 1711–1712). https://doi.org/10.1007/978-1-4614-5491-5_200157
- Hu, J., Wang, X., Liu, L., & Wu, L. (2014). A facile and general fabrication method for organic silica hollow spheres and their excellent adsorption properties for heavy metal ions. *Journal of Materials Chemistry A*, 2(46), 19771–19777. <https://doi.org/10.1039/c4ta03856h>
- I. Guelinckx, C. Ferreira-Pêgo, L. A. Moreno, S. A. Kavouras, J. Gandy, H. Martinez, S. Bardosono, M. Abdollahi, E. Nasserri, A. Jarosz, G. Ma13 E. Carmuega15 · N. Babio2, 3 · J. Salas-Salvadó2, 3, & Received: (2015). *Intake of water and different beverages in adults across 13 countries*. <https://doi.org/10.1007/s00394-015-0952-8>
- Ikhlef, S. (2016). *Backwash Optimization for Drinking Water Treatment Biological Filters A thesis*. January, 110. https://curve.carleton.ca/system/files/etd/a550a336-396c-4ab1-91fd-19f6c2cdbba9/etd_pdf/c8533676f7118398a58229a4112d547a/ikhlef-backwashoptimizationfordrinkingwatertreatment.pdf
- Ikhlef, S., & Basu, O. D. (2017). *Influence of backwash regime on biofilter performance in drinking water treatment*. July 2016. <https://doi.org/10.1002/jctb.5178>
- Ikuma, K., Decho, A. W., & Lau, B. L. T. (2013). The Extracellular Bastions of Bacteria — A Biofilm Way of Life | Learn Science at Scitable. *Nature Education Knowledge*, 4(2). <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-extracellular-bastions-of-bacteria-nbsp-a-100450088/>
- INEC. (2016). El Censo informa: Educación. *INEC-Censo 2010*, 19.

<https://doi.org/10.1007/s00276-016-1742-6>

- INEC. (2017). *Gestión de Agua Potable y Alcantarillado_GAD Municipales 2017*. 1–25. http://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Encuestas_Ambientales/Municipios_2017/Agua_potable_alcantarillado-2017/PRESENTACION_AGUA_2017.pdf
- INEC. (2018). *Medición de los ODS en Ecuador* (Carla Agua).
- INEL, I. N. de E. e I.-. (2008). *Estadísticas Ambientales Resultados*. <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/informe-tecnico-estadisticas-ambientales-marzo-2009>
- Instituto Nacional de Normalización (INN). (2012). Agua potable - Fuentes de abastecimiento y obras de captación - Parte 2. *Instituto Meteorológico Nacional*, 1–44.
- Inyang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A. R., Pullammanappallil, P., & Cao, X. (2012). Removal of heavy metals from aqueous solution by biochars derived from anaerobically digested biomass. *Bioresource Technology*, *110*, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.072>
- Izquierdo Larragay, J. Á. (2016). Estudio de potabilización mediante filtración biológica de bajo coste y su posible aplicación en países en vías de desarrollo. *Journal of Chemical Information and Modeling*.
- Jesmi, Y., Mujeeb Rahiman, K. M., Hatha, a a M., Deepu, L., & Jyothi, S. (2014). Risk Assessment of Rooftop-Collected Rainwater for Individual Household and Community Use in Central Kerala, India. *Journal of Environmental Health*, *76*, 114–121. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1108/17506200710779521>
- Jokisch, B., & Mcsweeney, K. (2006). Informe sobre los Resultados del Diagnóstico de la Situación de Salud de las Nacionalidades Shuar y Achuar.
- Kallman, E. N., Oyanedel-Craver, V. A., & Smith, J. A. (2013). Ceramic Filters Impregnated with Silver Nanoparticles for Point-of-Use Water Treatment in Rural Guatemala. *Journal of Environmental Engineering*, *139*(September), 1152–1161. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870)
- Karnib, M., Kabbani, A., Holail, H., & Olama, Z. (2014). Heavy metals removal using activated carbon, silica and silica activated carbon composite. *Energy Procedia*, *50*, 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.06.014>
- Khadse, G. K., Lande, V. W., Andey, S. P., & Labhasetwar, P. K. (2013). Performance of Up-Flow Roughing Biofilter in Iron Removal from Groundwater. *International Journal of Water Resources and Arid Environments*, *2*(1), 9–14.
- Khiari, B., Ghouma, I., Ferjani, A. I., Azzaz, A. A., Jellali, S., Limousy, L., & Jeguirim, M. (2020). Kenaf stems: Thermal characterization and conversion for biofuel and biochar production. *Fuel*, *262*(October 2019), 116654. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.116654>
- Kim, E.-S., Kim, Y. J., & Choi, J. (2017). Biological Fixed Film. *Water Environment Research*, *89*(10), 1047–1065. <https://doi.org/10.2175/106143017X15023776270232>
- Kleyi, P. E., Ray, S. S., Abia, A. L. K., Ubomba-Jaswa, E., Wesley-Smith, J., & Maity, A. (2016). Preparation and evaluation of quaternary imidazolium-modified montmorillonite for disinfection of drinking water. *Applied Clay Science*, *127–128*, 95–104.

<https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.04.012>

- Ko, D., Lee, J. S., Patel, H. A., Jakobsen, M. H., Hwang, Y., Yavuz, C. T., Hansen, H. C. B., & Andersen, H. R. (2017). Selective removal of heavy metal ions by disulfide linked polymer networks. *Journal of Hazardous Materials*, 332, 140–148. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.007>
- Kumar, P. S., Ramalingam, S., Sathyaselvabala, V., Kirupha, S. D., Murugesan, A., & Sivanesan, S. (2012). Removal of cadmium(II) from aqueous solution by agricultural waste cashew nut shell. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 29(6), 756–768. <https://doi.org/10.1007/s11814-011-0259-2>
- Lafdani, E. K., Saarela, T., Laurén, A., Pumpanen, J., & Palviainen, M. (2020). Purification of forest clear-cut runoff water using biochar: A meso-scale laboratory column experiment. *Water (Switzerland)*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020478>
- Lagergren, S. (1898). *About the theory of so-called adsorption of solution substances. Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar.*
- Lampoglia T, Agüero R, B. C. (2008). *Guía de orientación en saneamiento básico para alcaldes y alcaldesas de municipios rurales y pequeñas comunidades.* 55. http://www.bvsde.paho.org/bvsacg/guialcalde/2sas/d21/019_SER_OrientacionesA&Szonaturales/Orientaciones sobre A&S para zonas rurales.pdf
- Lange, J., Materne, T., & Grüner, J. (2016). Do low-cost ceramic water filters improve water security in rural South Africa? *Drinking Water Engineering and Science*, 9(2), 47–55. <https://doi.org/10.5194/dwes-9-47-2016>
- Langmuir, I. (1917). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part II.-Liquids. *Journal of the Franklin Institute*, 184(5), 721. [https://doi.org/10.1016/s0016-0032\(17\)90088-2](https://doi.org/10.1016/s0016-0032(17)90088-2)
- Larrea, Montenegro, Greene, C. (2007). *PUEBLOS INDÍGENAS, DESARROLLO HUMANO Y DISCRIMINACIÓN EN EL ECUADOR.* https://digitalrepository.unm.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1352&context=abya_yala
- LBA. (1998). Libro Blanco del Agua en España. Documento de Sistesis. *Libro Blanco Del Agua En España*, 40.
- Lea, M. (2014). Biological sand filters: Low-cost bioremediation technique for production of clean drinking water. *Current Protocols in Microbiology*, SUPPL.33, 1–27. <https://doi.org/10.1002/9780471729259.mc01g01s33>
- Lee, C. S., Matori, K. A., Ab Aziz, S. H., Kamari, H. M., Ismail, I., & Zaid, M. H. M. (2017). Fabrication and characterization of glass and glass-ceramic from rice husk ash as a potent material for opto-electronic applications. *Journal of Materials Science: Materials in Electronics*, 28(23), 17611–17621. <https://doi.org/10.1007/s10854-017-7699-3>
- Lee, M. E., Park, J. H., & Chung, J. W. (2017). Adsorption of Pb(II) and Cu(II) by ginkgo-leaf-derived biochar produced under various carbonization temperatures and times. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph14121528>
- Lee, M. E., Park, J. H., & Chung, J. W. (2019). Comparison of the lead and copper

- adsorption capacities of plant source materials and their biochars. *Journal of Environmental Management*, 236(February), 118–124. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.100>
- Lee, M., Hee, J., & Woo, J. (2019). Comparison of the lead and copper adsorption capacities of plant source materials and their biochars. *Journal of Environmental Management*, 236(January), 118–124. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.100>
- Lehmann, J. (2007). *COMMENTARY*. 447(May), 10–11.
- Levett, A., Gagen, E. J., Diao, H., Guagliardo, P., Rintoul, L., Paz, A., Vasconcelos, P. M., & Southam, G. (2018). The role of aluminium in the preservation of microbial biosignatures. *Geoscience Frontiers*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2018.06.006>
- Li, J., Zheng, L., Wang, S. L., Wu, Z., Wu, W., Niazi, N. K., Shaheen, S. M., Rinklebe, J., Bolan, N., Ok, Y. S., & Wang, H. (2019). Sorption mechanisms of lead on silicon-rich biochar in aqueous solution: Spectroscopic investigation. *Science of the Total Environment*, 672, 572–582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.003>
- Lim, A. P., & Aris, A. Z. (2014). Continuous fixed-bed column study and adsorption modeling: Removal of cadmium (II) and lead (II) ions in aqueous solution by dead calcareous skeletons. *Biochemical Engineering Journal*, 87, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.03.019>
- Liu, C., Lei, X., Wang, L., Jia, J., Liang, X., Zhao, X., & Zhu, H. (2017). Investigation on the removal performances of heavy metal ions with the layer-by-layer assembled forward osmosis membranes. *Chemical Engineering Journal*, 327, 60–70. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.06.070>
- Liu, H., Wu, L., Wu, C., Liu, L., & Wu, J. (2019). The filtering efficiency of iron and salt of city rainwater by sand filtration process. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 227(5), 0–7. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/227/5/052067>
- Liu, L., Huang, Y., Zhang, S., Gong, Y., Su, Y., Cao, J., & Hu, H. (2019). Adsorption characteristics and mechanism of Pb (II) by agricultural waste-derived biochars produced from a pilot-scale pyrolysis system. *Waste Management*, 100, 287–295. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.08.021>
- Londono, S. C., Hartnett, H. E., & Williams, L. B. (2017a). Antibacterial Activity of Aluminum in Clay from the Colombian Amazon. *Environmental Science and Technology*, 51(4), 2401–2408. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04670>
- Londono, S. C., Hartnett, H. E., & Williams, L. B. (2017b). Antibacterial Activity of Aluminum in Clay from the Colombian Amazon. *Environmental Science & Technology*, 51(4), 2401–2408. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04670>
- Loupasaki, E., & Diamadopoulos, E. (2013). Attached growth systems for wastewater treatment in small and rural communities: A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 88(2), 190–204. <https://doi.org/10.1002/jctb.3967>
- Machado-Infante, J., Ramírez-Caballero, G., & Barajas Meneses, M. J. (2016). Study of the adsorption capacity of Fe(II) dissolved in water by using a mineral rich in Manganese Dioxide (MnO₂) from Colombia. *Dyna*, 83(196), 223–228. <https://doi.org/10.15446/dyna.v83n196.53566>

- Magda, L., Villalón, F., Calzado, O., Dannis, L., Carmenaty, C., Rosa, D. C., & Pérez, M. (2011). *Factores de mayor influencia en la adsorción de metales pesados por biomasa seca de Kluyveromyces Marxianus CCEBI 2011 The most influential factors on the adsorption of heavy metals by dry biomass the Kluyveromyces Marxianus CCEBI 2011. Ii*, 335–345.
- Malakar, S., Saha, P. Das, Baskaran, D., & Rajamanickam, R. (2017). Comparative study of biofiltration process for treatment of VOCs emission from petroleum refinery wastewater---A review. *Environmental Technology & Innovation*. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.09.007>
- Malamis, S., Katsou, E., & Haralambous, K. J. (2011). Study of Ni(II), Cu(II), Pb(II), and Zn(II) removal using sludge and minerals followed by MF/UF. *Water, Air, and Soil Pollution*, 218(1–4), 81–92. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0625-4>
- Maldonado, V. (2004). Filtración. *Tratamiento de Agua Para Consumo Humano Plantas de Filtración Rápida*, 81–152. <http://www.bvsde.ops-oms.org/bvsatr/fulltext/tratamiento/manualI/tomoII/nueve.pdf>
- Manz, D. and Eng, P. (2012). *Slow Sand Filtration—Demand Operated and Cleaned Using Backwash. March*, 1–3.
- Manz, D. H. (2007). BioSand Water Filter Technology. *BioSand Water Filter Technology: Household Concrete Design*, 1–38.
- Marín, R. (2010). Características Físicas, Químicas Y Biológicas de las aguas. *Emacsa*, 1(c), 37. <https://www.google.com/search?q=Prof.+Dr.+Rafael+Marín+Galvín+Jefe&oq=Prof.+Dr.+Rafael+Marín+Galvín+Jefe&aqs=chrome..69i57j33i160.909j0j7&sourceid=chrome&ie=UTF-8>
- Masschelein Wily. (2012). Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation. In *הנוטע עלון* (Vol. 66).
- Matouq, M., Jildeh, N., Qtaishat, M., Hindiyeh, M., & Al, M. Q. (2015). Journal of Environmental Chemical Engineering The adsorption kinetics and modeling for heavy metals removal from wastewater by Moringa pods. *Biochemical Pharmacology*, 3(2), 775–784. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.03.027>
- Mellado, R. (2007). *Tratamiento de agua con filtro Bioarena*. 33–35.
- Mellor, J., Abebe, L., Ehdaie, B., Dillingham, R., & Smith, J. (2014). Modeling the sustainability of a ceramic water filter intervention. *Water Research*, 49, 286–299. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.11.035>
- Mihelcic, James y Zimmerman, J. (2011). *Ingeniería ambiental Fundamentos, sustentabilidad, di*.
- Milena Rodríguez, Y., Paola Salinas, L., Alberto Ríos, C., & Yolanda Vargas, L. (2012). Adsorbentes A Base De Cascarilla De arroz En La Retención De Cromo De Efluentes De La Industria De Curtiembres. *Biotecnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 1(1), 146 . 156. <http://www.scielo.org.co/pdf/bsaa/v10n1/v10n1a17>
- MINSA. (2011). *Reglamento de la Calidad del Agua para Consumo Humano DS N ° 031-*

2010-SA . Dirección General de Salud Ambiental Ministerio de Salud Lima – Perú. 45. <http://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/1590.pdf>

Montoya E., M. F. (2010). *UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA , SEDE QUITO FACULTAD DE DE CIENCIAS ADMINISTRATIVAS Y.*

Morrison, K. D., Misra, R., & Williams, L. B. (2016a). Unearthing the Antibacterial Mechanism of Medicinal Clay: A Geochemical Approach to Combating Antibiotic Resistance. *Scientific Reports*, 6(December 2015), 1–13. <https://doi.org/10.1038/srep19043>

Morrison, K. D., Misra, R., & Williams, L. B. (2016b). Unearthing the Antibacterial Mechanism of Medicinal Clay: A Geochemical Approach to Combating Antibiotic Resistance. *Scientific Reports*, 6(1), 19043. <https://doi.org/10.1038/srep19043>

Morrison, K. D., Underwood, J. C., Metge, D. W., Eberl, D. D., & Williams, L. B. (2014). Mineralogical variables that control the antibacterial effectiveness of a natural clay deposit. *Environmental Geochemistry and Health*, 36(4), 613–631. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9585-0>

Mouchet, P. (1992). From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *Journal / American Water Works Association*, 84(4), 158–167.

Mukherjee, A., Secondary, C. A., Author, C., Dalai, S., Pakrashi, S., Chakravarty, S., Hussain, S., & Chandrasekaran, N. (2014). Bulletin of Materials Science Studies on the interfacial interactions of TiO₂ Nanoparticles with Bacterial Cells under light and dark conditions Studies on the interfacial interactions of TiO₂ Nanoparticles with Bacterial. *Bulletin of Materials Science*, 37(3), 371–381.

Murcott, S. (2006). Implementation , Critical Factors and Challenges to Scale-Up of Household Drinking Water Treatment and Safe Storage Systems. *Background Paper on Household Water Treatment and Safe Storage (HWTS) for the Electronic Conference Hosted by USAID/Hygiene Improvement Project(HIP), May*, 31–32.

Mwabi, J. K., Mamba, B. B., & Momba, M. N. B. (2012). Removal of Escherichia coli and Faecal Coliforms from Surface Water and Groundwater by Household Water Treatment Devices/Systems: A Sustainable Solution for Improving Water Quality in Rural Communities of the Southern African Development Community Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(12), 139–170. <https://doi.org/10.3390/ijerph9010139>

N'goran, K. P. D. A., Diabaté, D., Yao, K. M., Kouassi, N. G. L. B., Gnonsoro, U. P., Kinimo, K. C., & Trokourey, A. (2018). Lead and cadmium removal from natural freshwater using mixed activated carbons from cashew and shea nut shells. *Arabian Journal of Geosciences*, 11(17), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3862-2>

Navarro, A., Maldonado, H., Campos, K., & Ramos, K. (2006). Elucidación del efecto del pH en la adsorción de metales pesados mediante biopolímeros naturales: cationes divalentes y superficies activas. *Revista Iberoamericana de Polímeros*, 7(2), 113–126.

Naddeo, V., Scannapieco, D., & Belgiorno, V. (2013). Enhanced drinking water supply through harvested rainwater treatment. *Journal of Hydrology*, 498, 287–291. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.012>

- Novais, R. M., Buruberri, L. H., Seabra, M. P., & Labrincha, J. A. (2016). Novel porous fly-ash containing geopolymer monoliths for lead adsorption from wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.07.059>
- NTE INEN 1108. (2014). *Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1108, Quinta revisión*. <http://www.pudeleco.com/files/a16057d.pdf>
- OHorizons Charitable Solutions. (2018). *Introducción a los Filtros de Bioarena*. 1–13.
- Olivero Verbe, R. E., Aguas Mendoza, Y. del R., Mercado Martínez, I. D., Casas Camargo, D. P., & Montes Gazabón, L. E. (2014). Utilización de Tuna (opuntia ficus-indica) como coagulante natural en la clarificación de aguas crudas. *Avances Investigación En Ingeniería*, 11(1), 70. <https://doi.org/10.18041/1794-4953/avances.1.302>
- OMS. (2006). Guidelines for Drinking-water Quality. *Atención Primaria*, 23(Vdv), 7. http://201.147.150.252:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/1262/Investigao_e_evo_luo.pdf?sequence=1
- OMS, & OPS. (2009). Cantidad mínima de agua necesaria para uso doméstico. *Guías Técnicas Sobre Saneamiento, Agua y Salud (OMS/OPS)*, 9, 1–4. <http://www.disaster-info.net/Agua/pdf/9-Usodomestico.pdf>
- ONU-AA, O. de las N. U. para la A. y la A. (2012). *Cartilla de uso y manejo de agua segura*. <http://www.fao.org/3/a-ar649s.pdf>
- ONU. (2003). La situación La crisis mundial del agua. *Onu- Wwap*, 36. <http://unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556s.pdf>
- OPS. (2005). Guía para el mejoramiento de la calidad del agua a nivel casero. *Organización Panamericana de La Salud*, 59. <https://doi.org/CEPI/05.167>
- OPS. (2007). Guía Para Mejorar La Calidad Del Agua Ámbito Rural Y Pequeñas Ciudades. *Ops-Cosude/05-07*, 1–53. <http://www.bvsde.paho.org/tecapro/documentos/agua/guiacalidadaguarural.pdf> <http://www.bvsde.ops-oms.org/tecapro/documentos/agua/guiacalidadaguarural.pdf>
- OPS. (2010). *Tecnologías apropiadas para el suministro de agua en situaciones de emergencia. Sistema de captación y filtrado de aguas lluvias*.
- Orellana, J. A. (2005). Abastecimiento de agua potable. *Ingeniería Sanitaria*, 1–30.
- Organización Mundial de la Salud. (2013). Almacenamiento domiciliario/familiar de agua en emergencias. *Notas Técnicas Sobre Agua, Saneamiento E Higiene En Emergencias*, 4.
- Ortiz Mingo, J. (2015). *Tratamientos avanzados de agua potable para eliminación de materia orgánica disuelta: aplicación del BAC*. 314. http://oa.upm.es/37280/1/Jesus_Ortiz_Mingo.pdf
- Oviedo, R., Moína, E., Naranjo, J., & Barcos, M. (2017). Contaminación por metales pesados en el sur del Ecuador asociada a la actividad minera. *Bionatura*, 2(4), 437–441. <https://doi.org/10.21931/rb/2017.02.04.5>
- Pacini, V. A., Ingallinella, A. M., & Sanguinetti, G. (2005). Removal of iron and manganese using biological roughing up flow filtration technology. *Water Research*, 39(18), 4463–

4475. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.08.027>

- Park, J., Lee, Y., Ryu, C., & Park, Y. (2014). Bioresource Technology Slow pyrolysis of rice straw : Analysis of products properties , carbon and energy yields. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*, 155, 63–70. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.084>
- Patel, H., & Vashi, R. T. (2015). *Use of Naturally Prepared Coagulants for the Treatment of Wastewater from Dyeing Mills*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802326-6.00006-X>
- Patil, S. A., Harnisch, F., Koch, C., Hübschmann, T., Fetzer, I., Carmona-Martínez, A. A., Müller, S., & Schröder, U. (2011). Electroactive mixed culture derived biofilms in microbial bioelectrochemical systems: The role of pH on biofilm formation, performance and composition. *Bioresource Technology*, 102(20), 9683–9690. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.087>
- Pawar, R. R., Lalmunsiam, Bajaj, H. C., & Lee, S. M. (2016). Activated bentonite as a low-cost adsorbent for the removal of Cu(II) and Pb(II) from aqueous solutions: Batch and column studies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 34, 213–223. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2015.11.014>
- Peña, H. (2016). *Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe*. 57. <https://doi.org/10.3989/arbor.2000.i653.1000>
- Pérez-Vidal, A., Díaz-Gómez, J., Salamanca-Rojas, K. L., & Rojas-Torres, L. Y. (2016). Evaluación del tratamiento de agua para consumo humano mediante filtros Lifestraw® y olla Cerámica. *Revista de Salud Publica*, 18(2), 275–289. <https://doi.org/10.15446/rsap.v18n2.48712>
- Pérez, F. (2012). Diseño de un sistema biológico para la eliminación de acetona y estireno en aire procedente de una industria especializada en la fabricación de equipos en poliéster reforzado con fibra de vidrio. *Universidad de Cádiz*, 11–25.
- Pérez F. (2015). Abastecimiento de aguas. *Universidad Politécnica de Cartagena*.
- Pineda, E., García-Ruiz, M. J., Guaya, D., Manrique, J., & Osorio, F. (2020). Elimination of total coliforms and Escherichia coli from water by means of filtration with natural clays and silica sand in developing countries. *Environmental Geochemistry and Health*. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00623-1>
- Pineda, E. P., Guaya, D., Tituana, C., Osorio, F., & García-Ruiz, M. J. (2020). Biochar from agricultural by-products for the removal of lead and cadmium from drinking water. *Water (Switzerland)*, 12(10), 1–16. <https://doi.org/10.3390/w12102933>
- Pinzón, M., & Vera, L. (2009). MODELAMIENTO DE LA CINÉTICA DE BIOADSORCIÓN DE Cr (III) USANDO CÁSCARA DE NARANJA KINETIC MODELING BIOSORPTION OF Cr(III) USING ORANGE SHELL. *Año*, 76, 95–106.
- Pochat, V., Donoso, M., & Saldarriaga, J. (2018). *Proceso Regional De Las Américas Foro Mundial Del Agua 2018*. 3–5.
- Pozo, M., Serrano, J. C., Castillo, R., & Moreno, L. (2016). Diagnóstico de los indicadores ODS de Agua, Saneamiento e Higiene en Ecuador. ENEMDU 2016. *Estudios Temáticos - INEC*, 1–27. <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/indicadores-ods-agua-saneamiento-e-higiene/%250>

- Qiu, S., Ma, F., Feng, L., & Xu, S. (2010). A study on the formation mechanism of biologically immobilized ceramic particles and the distribution rule of microorganisms. *2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2010*, 0–3. <https://doi.org/10.1109/ICBBE.2010.5515178>
- Ramos Ascue, J. D., & Baldeón Quispe, W. B. Q. (2017). Análisis de riesgos de la seguridad e higiene ocupacional durante el manejo de residuos sólidos y reciclaje de plástico polietileno. *Producción + Limpia*, 12(1), 63–71. <https://doi.org/10.22507/pml.v12n1a6>
- Ramesh, A., Hasegawa, H., Maki, T., & Ueda, K. (2007). Adsorption of inorganic and organic arsenic from aqueous solutions by polymeric Al/Fe modified montmorillonite. *Separation and Purification Technology*, 56(1), 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.01.025>
- Ravulapalli, S., & Ravindhranath, K. (2018). Removal of lead (II) from wastewater using active carbon of *Caryota urens* seeds and its embedded calcium alginate beads as adsorbents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 4298–4309. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.033>
- Rao, K. S., Anand, S., & Venkateswarlu, P. (2011). Journal of Industrial and Engineering Chemistry Modeling the kinetics of Cd (II) adsorption on *Syzygium cumini* L leaf powder in a fixed bed mini column. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 17(2), 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2011.02.003>
- Regina, I., Chao, S., Carolina, S., & Mari, D. (2011). Tratamiento De Agua. Biblioteca Virtual de Desarrollo Sostenible y Salud Ambiental, BVSDE, 36, 774–778. <http://www.bvsde.paho.org/bvsatr/fulltext/operacion/cap8.pdf>
- Ren, D., & Smith, J. A. (2013). Retention and transport of silver nanoparticles in a ceramic porous medium used for point-of-use water treatment. *Environmental Science and Technology*, 47(8), 3825–3832. <https://doi.org/10.1021/es4000752>
- Ríos-tobón, S., Agudelo-cadavid, R. M., & Gutiérrez-builes, L. A. (2017). *Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano Pathogens and microbiological indicators of the quality of water for*. <https://doi.org/10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08>
- Rocha, E. (2011). Desinfección y métodos de desinfección del agua. *Ingeniería de Tratamiento y Acondicionamiento de Aguas*, 16. <http://www.oocities.org/edrochac/sanitaria/desinfeccion5.pdf>
- Rodell, M., Famiglietti, J. S., Wiese, D. N., Reager, J. T., Beaudoin, H. K., Landerer, F. W., & Lo, M. H. (2018). Emerging trends in global freshwater availability. *Nature*, 557(7707), 651–659. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0123-1>
- Roja, N., Obregón, I., Elías, A., Barana, A., & Lara, R. M. De. (2012). La biofiltración como alternativa para el tratamiento. *Universidad Del País Vasco*, 11–13.
- Rojas, J. (2008). Potabilización De Aguas Superficiales Mediante El Proceso De Ultrafiltración Con Membranas Arrolladas En Espiral. In *Language Design*. <http://ddd.uab.cat/pub/landes/11394218v7p196.pdf>
- Romero Baena, A. (2010). Sistemas alternos de tratamiento de aguas residuales. *Ingeniería de Tratamiento de Aguas Residuales*, 33, 1–9.
- Romero, T., & Vargas, D. (2017). *Efficient microorganisms in polluted water treatment. XXXVIII*(3), 88–100. <http://scielo.sld.cu/pdf/riha/v38n3/riha08317.pdf>

- Rueda, M. (2015). *Retención de Zn , Cd y Pb por sólidos arcillosos Retención de Zn , Cd y Pb por sólidos arcillosos*.
- SABA, P. (2018). *COMPENDIO DE INNOVACIONES TECNOLÓGICAS EN AGUA Y SANEAMIENTO RURAL – EXPERIENCIAS DEL PROYECTO SABA PLUS COSUDE : Agencia Suiza para el Desarrollo y la Cooperación – Embajada de Suiza en el Perú Equipo Técnico Responsable de la elaboración y publicación d*.
- Sadeek, S. A., Negm, N. A., Hefni, H. H. H., & Abdel Wahab, M. M. (2015). Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. *International Journal of Biological Macromolecules*, 81, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.08.031>
- Salazar & Villalobos. (2017). Characterization and surface reactivity of natural and synthetic magnetites: II. adsorption of pb(ii) and zn(ii). *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 33(1), 165–176. <https://doi.org/10.20937/RICA.2017.33.01.15>
- Salas Juan José. (Blogs iagua.es publicado 13/08/2018). Confesiones de una bacteria atrapada en un biofilm. <https://www.iagua.es/blogs/juan-jose-salas/confesiones-bacteria-atrapada-biofil>
- Sandoval-Moreno, A., & Günther, M. G. (2013). La Gestión Comunitaria Del Agua En México Y Ecuador: Otros Acercamientos a La Sustentabilidad. *Ra Ximhai*, 9(2), 165–179.
- Saran, S., Arunkumar, P., & Devipriya, S. P. (2018). Disinfection of roof harvested rainwater for potable purpose using pilot-scale solar photocatalytic fixed bed tubular reactor. *Water Science and Technology: Water Supply*, 18(1), 49–59. <https://doi.org/10.2166/ws.2017.097>
- Schlegel, M., Ibrahim, B., Laurel, O., Kipping, R., Frass, J., Kanswohl, N., & Zosel, J. (2018). HYDROTHERMAL CARBONIZATION PROCESS TO IMPROVE TRANSPORTABILITY OF PLANT BIOMASS. *Agroproductividad*, 11, 3–9.
- Sdiri, A., Higashi, T., Hatta, T., Jamoussi, F., & Tase, N. (2011). Evaluating the adsorptive capacity of montmorillonitic and calcareous clays on the removal of several heavy metals in aqueous systems. *Chemical Engineering Journal*, 172(1), 37–46. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.015>
- Secretaría Nacional del Agua, Agencia de Regulación y Control del Agua, Ministerio del Ambiente, Ministerio de Salud Pública, & Agencia Nacional de Regulación y Control Sanitario. (2016). Estrategia Nacional de Calidad del Agua. *Ministerio de Ambiente, Ecuador*, 97. https://www.controlsanitario.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2019/05/Estrategia-Nacional-de-Calidad-del-Agua_2016-2030.pdf
- Sekoulov, I., Rüdiger, A., & Barz, M. (2009). Biofiltración innovadora para el tratamiento de aguas residuales producidas por comunidades e industrias. *TerraVivaTec S.L.*, 1–14.
- Semiz, B. (2017). Characteristics of clay-rich raw materials for ceramic applications in Denizli region (Western Anatolia). *Applied Clay Science*, 137, 83–93. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.12.014>
- SenthilKumar, P., Ramalingam, S., Sathyaselvabala, V., Kirupha, S. D., & Sivanesan, S.

- (2011). Removal of copper(II) ions from aqueous solution by adsorption using cashew nut shell. *Desalination*, 266(1–3), 63–71. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.08.003>
- Shafiquzzaman, M. (2017). Removal of manganese from groundwater using a biological arsenic removal ceramic filter. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(2), 1618–1627. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.02.040>
- Shafiquzzaman, M., Haider, H., Ghazaw, Y. M., Alharbi, F., Alsaleem, S. S., & Almoshaogeh, M. (2020). Evaluation of a low-cost ceramic filter for sustainable reuse of urban stormwater in arid environments. *Water (Switzerland)*, 12(2), 1–17. <https://doi.org/10.3390/w12020460>
- Shaheed, R., Wan Mohtar, W. H. M., & El-Shafie, A. (2017). Ensuring water security by utilizing roof-harvested rainwater and lake water treated with a low-cost integrated adsorption-filtration system. *Water Science and Engineering*, 10(2), 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.wse.2017.05.002>
- Sharma, D., Taylor-Edmonds, L., & Andrews, R. C. (2018). Comparative assessment of ceramic media for drinking water biofiltration. *Water Research*, 128, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.019>
- Smith, N. (2015). Palms and People in the Amazon. In *Books*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-05509-1>
- Sobsey, M. D. (2004). Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply. *World Health*, 8(11), 1–83. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00820.x>
- Song, X., Wang, L., Zeng, Y., Zhan, X., Gong, J., & Li, T. (2018). Application of activated carbon modified by acetic acid in adsorption and separation of CO₂ and CH₄. *AIP Conference Proceedings*, 1944. <https://doi.org/10.1063/1.5029774>
- Soppe, A. I. A., Heijman, S. G. J., Gensburger, I., Shantz, A., van Halem, D., Kroesbergen, J., Wubbels, G. H., & Smeets, P. W. M. H. (2015). Critical parameters in the production of ceramic pot filters for household water treatment in developing countries. *Journal of Water and Health*, 13(2), 587–599. <https://doi.org/10.2166/wh.2014.090>
- Sountharajah, D. P., Loganathan, P., Kandasamy, J., & Vigneswaran, S. (2016). Column studies on the removal of dissolved organic carbon, turbidity and heavy metals from stormwater using granular activated carbon. *Desalination and Water Treatment*, 57(11), 5045–5055. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.999717>
- Souza, R. P. A., Motta, F. V., Carvalho, R. G., Acchar, W., Harima, E., Maribondo, R., & Paskocimas, C. A. (2014). Obtaining Ceramic Filter from Rice Husk and Kaolinitic Clay. *Materials Science Forum*, 802, 232–238. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.802.232>
- Stephenson, T., Pollard, S. J. T., & Cartmell, E. (2004). Feasibility of biological aerated filters (bafs) for treating landfill leachate. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 25(3), 349–354. <https://doi.org/10.1080/09593330409355468>
- Subramani, B. S., Shrihari, S., Manu, B., & Babunarayan, K. S. (2019). Evaluation of pyrolyzed areca husk as a potential adsorbent for the removal of Fe²⁺ ions from

- aqueous solutions. *Journal of Environmental Management*, 246(April), 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.04.122>
- Sustainable, T., & Goals, D. (2019). *The Sustainable Development Goals Report*.
- Takashi Asano. (2015). Water Reuse Issues, Technologies, and Applications Metcalf. In *Metcalf & Eddy* / (Vol. 7, Issue 11).
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (2014). Remoción de Pb (II), Ni (II) y Cr (VI) en soluciones acuosas usando matrices modificadas químicamente. *Prospectiva*, 12(2), Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., Ruiz Pate. <https://doi.org/10.15665/rp.v12i2.265>
- Tejero I., Suárez J., J. A. T. J. (1999). FILTRACIÓN. In *Ingeniería Ambiental - Grado en Tecnologías de la Ingeniería Civil partículas* (pp. 1–13).
- Tekerlekopoulou, A. G., Pavlou, S., & Vayenas, D. V. (2013). Removal of ammonium, iron and manganese from potable water in biofiltration units: A review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 88(5), 751–773. <https://doi.org/10.1002/jctb.4031>
- Thiel, P., Nolan, C. P., Scott, D., Hiller, B., Masters, D., Zappia, L., Warton, B., Nolan, P., Alessandrino, M., Franzmann, P., & Heitz, A. (2006). Activated Carbon Vs Anthracite As Primary Dual Media Filters – a Pilot Plant Study. Activated Carbon Vs Anthracite As Primary Dual Media Filters – a Pilot Plant Study. *Exhibition Centre – Bendigo*, 5(5), 8–14.
- Thomas O. & Burgess C. (2013). UV-VISIBLE SPECTROPHOTOMETRY OF WATER AND WASTEWATER. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699.
- Trick, J. K., Stuar, M., & Reeder, S. (2008). *Contaminated Groundwater Sampling and Quality Control of Water Analyses*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-53159-9.00003-6>
- Tulasma. (2011). Libro VI - Anexo 1. *Tulasma*, 8–9.
- Uddin, M. K. (2017). A review on the adsorption of heavy metals by clay minerals, with special focus on the past decade. *Chemical Engineering Journal*, 308, 438–462. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.09.029>
- Unidas, I. M. N. (2020). Agua y cambio climático. In *Revista de Obras Publicas* (Vol. 167, Issue 3618).
- Unuabonah, E. I., Ugwuja, C. G., Omorogie, M. O., Adewuyi, A., & Oladoja, N. A. (2018). Clays for Efficient Disinfection of Bacteria in Water. *Applied Clay Science*, 151(April 2017), 211–223. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.10.005>
- Ureta, A. (2014). Tratamiento biológico del agua potable : consideraciones microbiológicas para la operación y control de biofiltros. *Water Online*. <https://www.wateronline.com/doc/biological-drinking-water-treatment-microbiological-considerations-for-the-operation-and-control-of-biofilters-0001>
- Valencia, R., Montúfar, R., Navarrete, H., & Balslev, H. (2013). PALMAS ECUATORIANAS: BIOLOGÍA Y USO SOSTENIBLE. In *Palmas Ecuatorianas*:

Biología y uso sostenible (Primero Ed, Issue March). Herbario QCA de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

- Valles N., & B. D. Z. (2004). *FUNDAMENTOS DE MECÁNICA DE SUELOS: ASPECTOS*.
- van Halem, D., van der Laan, H., Soppe, A. I. A., & Heijman, S. G. J. (2017). High flow ceramic pot filters. *Water Research*, *124*, 398–406. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.045>
- Vargas, L. (2004). Tratamiento de agua para consumo humano. Plantas de filtración rápida. Tomo I. *Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ...*, 165–177, 183-190,197-198,227-228,282-286. <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Tratamiento+de+agua+para+consumo+humano+Plantas+de+filtraci?n+r?pid=Manual+I+:+Teor?a+Tomo+I#0>
- Veli, S., & Alyüz, B. (2007). Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*, *149*(1), 226–233. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.109>
- Vera, A., Pozo, M., & Serrano, J. (2018). Medición de los ODS en Ecuador. In *Agua, saneamiento e higiene*. www.unicef.org/ecuador
- Vijayaraghavan, K., & Balasubramanian, R. (2015). Is biosorption suitable for decontamination of metal-bearing wastewaters? A critical review on the state-of-the-art of biosorption processes and future directions. *Journal of Environmental Management*, *160*, 283–296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.06.030>
- Vo, A. T., Nguyen, V. P., Ouakouak, A., & Nieva, A. (2019). Efficient Removal of Cr(VI) from Water by Biochar and Activated Carbon Prepared through Hydrothermal Carbonization and Pyrolysis: Adsorption-Coupled Reduction Mechanism. *Water*, *11*. <https://doi.org/10.3390/w11061164>
- Wang, D., Hu, W., Chen, N., Yu, Y., Tian, C., Feng, C., Wang, D., Hu, W., Chen, N., Yu, Y., & Tian, C. (2016). Removal of phosphorus from aqueous solutions by granular mesoporous ceramic adsorbent based on Hangjin clay. *3994*(March). <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1133327>
- Wang, X., Dong, H., Zeng, Q., Xia, Q., Zhang, L., & Zhou, Z. (2017). Reduced Iron-Containing Clay Minerals as Antibacterial Agents. *Environmental Science and Technology*, *51*(13), 7639–7647. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00726>
- Wang, Z., Zhong, M. G., Wan, J. F., Xu, G. J., & Liu, Y. (2016). Development of attapulgite composite ceramsite/quartz sand double-layer biofilter for micropolluted drinking source water purification. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *13*(3), 825–834. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0920-0>
- Wendlandt, W. W., & Dosch, E. L. (1987). The deltattherm V differential thermal analysis and thermogravimetry system. *Thermochimica Acta*, *117*(C), 45–50. [https://doi.org/10.1016/0040-6031\(87\)88099-1](https://doi.org/10.1016/0040-6031(87)88099-1)
- WHO, 2017. (2017). *WHO - Guidelines on drinking water quality - fourth edition*. <http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950->

eng.pdf;jsessionid=B7A8C40C69D1C876A6809D9572C6B29C?sequence=1

- Williams, L. B., Metge, D. W., Eberl, D. D., Harvey, R. W., Turner, A. G., Prapaipong, P., & Poret-Peterson, A. T. (2011). What Makes a Natural Clay Antibacterial? *Environmental Science & Technology*, 45(8), 3768–3773. <https://doi.org/10.1021/es1040688>
- Wu, S., Qi, Y., Yue, Q., Gao, B., Gao, Y., Fan, C., & He, S. (2015). Preparation of ceramic filler from reusing sewage sludge and application in biological aerated filter for soy protein secondary wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 608–616. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.013>
- WWAP. (2018). *Soluciones Basadas En La Naturaleza Para La Gestión Del Agua*. <http://unesdoc.unesco.org/images/0026/002614/261494s.pdf>
- WWAP, U. (2019). *No Dejar*.
- Xu, X., Cao, X., & Zhao, L. (2013). Comparison of rice husk- and dairy manure-derived biochars for simultaneously removing heavy metals from aqueous solutions: Role of mineral components in biochars. *Chemosphere*, 92(8), 955–961. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.03.009>
- Zaky F.A., El-Gendy A.S., E.-N. M. and E.-K. H. I. (2011). Physico-Chemical Treatment Versus Biological Treatment For The Removal of Iron and Manganese From Groundwater. *Journal of Biotechnology Research*, 11, 17–36.
- Zapata, N., Henriquez, L., & Finot, V. L. (2017). Caracterización y clasificación botánica de veintidos líneas de maní (*Arachis hypogaea* L.) evaluadas en la Provincia de Ñuble, Chile. *Chilean Journal of Agricultural and Animal Sciences*, 33(3), 202–212. <https://doi.org/10.4067/s0719-38902017005000602>
- Zarate-Reyes, L., Lopez-Pacheco, C., Nieto-Camacho, A., Palacios, E., Gómez-Vidales, V., Kaufhold, S., Ufer, K., García Zepeda, E., & Cervini-Silva, J. (2018). Antibacterial clay against gram-negative antibiotic resistant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*, 342, 625–632. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.078>
- Zarate-Reyesa, L., Lopez-Pacheco, C., Nieto-Camachoc, A., Ramírez-Apánc, M. T., Palacios, E., Kaufholde, S., Ufere, K., Garcia-Zepedaa, E., Cervini-Silvaf, J. (2017). Naturally occurring layered-mineral magnesium as a bactericidal against *Escherichia coli*. *Applied Economics Letters*, 13(12), 811–814. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.07.035>
- Zasidko, I., Polutrenko, M., Mandryk, O., & Stakhmych, Y. (2019). *Complex Technology of Sewage Purification from Heavy-Metal Ions by Complex Technology of Sewage Purification from Heavy-Metal Ions by Natural Adsorbents and Utilization of Sewage Sludge*. October. <https://doi.org/10.12911/22998993/105576>
- Zereffa, E. A., & Bekalo, T. B. (2017). Clay Ceramic Filter for Water Treatment. *Materials Science and Applied Chemistry*, 34(1), 69–74. <https://doi.org/10.1515/msac-2017-0011>
- Zhang, H., Tang, Y., Cai, D., Liu, X., Wang, X., Huang, Q., & Yu, Z. (2010). Hexavalent chromium removal from aqueous solution by algal bloom residue derived activated carbon: Equilibrium and kinetic studies. *Journal of Hazardous Materials*, 181(1–3), 801–808. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.084>
- Zhao, Y., Wang, X., Liu, C., Wang, S., Wang, X., Hou, H., Wang, J., & Li, H. (2019).

Purification of harvested rainwater using slow sand filters with low-cost materials: Bacterial community structure and purifying effect. *Science of the Total Environment*, 674, 344–354. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.474>

Zhu I. & Bates B. (2013). Conventional Media Filtration with Biological Activities Ivan. *Intech*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.5772/57353>