



Universidad de Valladolid



ESCUELA DE INGENIERÍAS
INDUSTRIALES

UNIVERSIDAD DE VALLADOLID
ESCUELA DE INGENIERIAS INDUSTRIALES

Grado en Ingeniería Química

Estudio de la eficacia de remoción de materia orgánica, nutrientes y otros compuestos en un filtro de bioarena para su implantación en países en vías en desarrollo

Autor:

Lozano Villamediana, Cristina

Tutor 1:

Muñoz Torre, Raúl

Tutor 2:

Pérez Martínez, Víctor

Dpto. Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente

Valladolid, Julio 2019

RESUMEN

El filtro de bioarena es una tecnología de tratamiento utilizada para proporcionar agua potable a nivel domiciliario en países en vías de desarrollo. El presente trabajo tiene como objetivo estudiar la eficiencia de remoción de materia orgánica, nutrientes y otros compuestos perjudiciales para la salud en un filtro de bioarena en 3 etapas con diferentes periodos de pausa: 24, 48 y 72 h. Para ello, sacarosa fue utilizada en el biofiltro como fuente externa de carbono y donador de electrones con una relación C/N de 2,5. Se obtuvieron eficiencias de remoción de nitrógeno y materia orgánica próximas al 80%, independientemente del periodo de pausa empleado. El agua tratada no cumplió con las directrices de la OMS ya que superó ligeramente el límite concentración de 3 mg NO₂⁻/L y de 1,5 mg F⁻/L para el agua potable, lo que requiere nuevas investigaciones para el perfeccionamiento del sistema empleado.

Palabras clave: Filtro de bioarena, materia orgánica, nutrientes, sacarosa, desnitrificación.

ABSTRACT

The biosand filter is a treatment technology used to provide drinking water at the household level in developing countries. The objective of this project is the study of the biosand filter's removal efficiency of organic matter, nutrients and other harmful compounds to health in 3 stages with different pause times: 24, 48 and 72 h. To do this, sucrose was used in the biofilter as an external source of carbon and an electron donor with a C/N ratio of 2.5. Removal efficiencies close to 80% of nitrogen and organic matter were obtained, independently of the pause period used. The treated water did not comply with WHO's guidelines, exceeding slightly the concentration limit of 3 mg NO₂⁻/L and 1.5 mg F⁻/L for drinking water, which means new researches are required to improve the system used.

Keywords: Biosand filter, organic matter, nutrients, sucrose, denitrification.

ÍNDICE DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Problemática general del acceso al agua	1
1.2 Agentes contaminantes del agua	4
1.3 Técnicas de tratamiento.....	6
1.4 Biofiltro de arena	9
1.5 Mecanismos de eliminación en el biofiltro	12
1.6 Justificación.....	14
2. OBJETIVOS	17
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
3.1 Descripción del sistema experimental	19
3.2 Preparación del agua problema	21
3.3 Preparación e inoculación del biofiltro.....	22
3.4 Condiciones de operación.....	23
3.5 Monitorización del sistema	24
3.6 Procedimiento analítico.....	25
3.7 Tratamiento de resultados analíticos.....	25
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	27
4.1 Caracterización del agua problema.....	27
4.2 Parámetros de control del funcionamiento del biofiltro	30
4.3 Carbono Orgánico Total y Carbono Inorgánico	32
4.4 Nitrógeno Total, Amonio, Nitrato y Nitrito.	35
4.5 Fosfato, Fluoruro, Sulfato y Cloruro	40
4.6 Composición del agua	43
4.7 Parámetros Organolépticos.....	44
5. CONCLUSIONES	45
6. BIBLIOGRAFÍA.....	47

7. ANEXOS	53
Anexo I. Dimensiones del filtro de bioarena de CAWST (2009)	53
Anexo II. Variaciones temporales de las concentraciones de TOC, IC, TC y TN durante todo el periodo de experimentación.....	54
Anexo III. Resultados medios en el estado estacionario de los parámetros de estudio en las tres etapas.....	56
Anexo IV. Comparación de la variación temporal de las eficiencias de eliminación o formación de TOC, IC, TC y TN durante las tres etapas.....	57
Anexo V. Resultados medios de las eficiencias de eliminación o formación de los parámetros de estudio en las tres etapas	59

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama de los criterios de servicio de agua potable gestionado de manera segura.

Figura 2. Proporción de la población nacional que usaba al menos servicios básicos de agua potable en 2015.

Figura 3. Cobertura mundial (a) y regional (b) del agua potable en 2015.

Figura 4. Esquema del método de barreras múltiples.

Figura 5. Esquema de un filtro de bioarena.

Figura 6. Eficiencia del tratamiento en los 30 primeros días de funcionamiento del biofiltro.

Figura 7. Situación de Nikki en Benín.

Figura 8. Niveles de servicio de agua potable en el hogar en Benín en 2017.

Figura 9. Problemática de acceso al agua.

Figura 10. Elementos del sistema del biofiltro.

Figura 11. Diagrama esquemático de la instalación experimental del filtro de bioarena.

Figura 12. Esquema del interior del filtro de bioarena experimental.

Figura 13. Ubicación de las distintas zonas en Benín.

Figura 14. Comparación de la variación del caudal de salida frente al tiempo durante las 3 etapas.

Figura 15. Variación del caudal frente al tiempo durante las 3 etapas.

Figura 16. Comparación de la variación del pH en las 3 etapas.

Figura 17. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Orgánico Total en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 18. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Inorgánico en las tres etapas.

Figura 19. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Total en las tres etapas.

Figura 20. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno total en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 21. Variación temporal de la relación C/N en (g CCONSUMIDOS/g NCONSUMIDOS) durante las tres etapas.

Figura 22. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno en forma de nitrato en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 23. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno en forma de nitrito en el agua residual de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 24. Variación en el estado estacionario de la concentración de fósforo en forma de fosfato en el agua de entrada y salida en *las tres etapas*.

Figura 25. Variación en el estado estacionario de la concentración de fluoruro en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 26. Variación en el estado estacionario de la concentración de cloruro en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Figura 27. Variación en el estado estacionario de la concentración de azufre en forma de sulfato en el agua de entrada en las tres etapas.

Figura A.1. Dimensiones del filtro de bioarena de CAWST (2009).

Figura A.2. Variación temporal de la concentración de TOC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

Figura A.3. Variación temporal de la concentración de IC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

Figura A.4. Variación temporal de la concentración de TC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

Figura A.5. Variación temporal de la concentración de TN en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

Figura A.6. Comparación de la variación temporal de la eliminación de TOC durante las 3 etapas.

Figura A.7. Comparación de la variación temporal de formación de IC durante las 3 etapas.

Figura A.8. Comparación de la variación temporal de la eliminación de carbono total durante las 3 etapas.

Figura A.9. Comparación de la variación temporal de la eficiencia de eliminación de nitrógeno durante las 3 etapas.

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Efectos en la salud en función de la concentración de fluoruro en agua.

Tabla 2. Técnicas de tratamiento de agua a nivel domiciliario.

Tabla 3. Valores de eficiencia del filtro de bioarena (Tabla adaptada de CAWST, 2009).

Tabla 4. Eficiencia de eliminación de los diferentes modelos bacterianos del filtro de bioarena (Tabla adaptada de Castañón Cuadrado, 2017).

Tabla 5. Directrices de la OMS de los parámetros de interés.

Tabla 6. Etapas de operación.

Tabla 7. Condiciones de operación del filtro de bioarena..

Tabla 8. Valores del análisis del agua en distintas poblaciones de Benín.

Tabla 9. Composición del agua contaminada modelo a tratar.

Tabla 10. Composición de la solución de nutrientes de 2L de volumen.

Tabla 11. Composición de la solución de sacarosa de 2L de volumen.

Tabla 12. Composición del agua contaminada modelo

Tabla 13. Concentración de los parámetros de estudio en el agua de salida en las tres etapas.

Tabla A.1. Valores medios en el estado estacionario de los parámetros de control del sistema.

Tabla A.2. Concentraciones medias en el estado estacionario de los parámetros de estudio en las tres etapas.

Tabla A.3. Eficiencias de eliminación o formación de los parámetros de estudio en las tres etapas.

LISTA DE ACRÓNIMOS

SIGLAS TÉCNICAS	
ACRÓNIMO	SIGNIFICADO
BSF	Biosand filter
DQO	Demanda química de oxígeno
Hb	Hemoglobina
MetHb	Metahemoglobina
IC	Carbono inorgánico
IDH	Índice de desarrollo humano
ODS	Objetivos de desarrollo sostenible
RE	Eficiencia de eliminación
SS	Sólidos en suspensión
TC	Carbono total
TN	Nitrógeno total
TOC	Carbono orgánico total

SIGLAS DE ORGANIZACIONES	
ACRÓNIMO	SIGNIFICADO
CESCR	Comité de derechos económicos, sociales y culturales
JMP	Joint monitoring program for water supply, sanitation and hygiene
IDH	Índice de desarrollo humano
PNUD	Programa de las naciones unidas para el desarrollo
ONU	Organización de las naciones unidas
OMS	Organización mundial de la salud
UNICEF	United nations international children's emergency fund

1. INTRODUCCIÓN

El agua es el compuesto químico más abundante del planeta y es un recurso natural, fundamental y renovable. Según las Naciones Unidas, favorece el desarrollo socioeconómico, la energía, el ecosistema y la supervivencia de los seres humanos, todo ello de una forma sostenible y saludable, formando un vínculo fundamental entre la sociedad y el medioambiente (ONU, 2019). Sin embargo, la contaminación del agua, que tiene como causa principal las actividades humanas, puede originar que el agua ya no sea beneficioso, sino perjudicial y de calidad deficiente.

1.1 Problemática general del acceso al agua

Las Naciones Unidas llevan mucho tiempo buscando soluciones a la crisis mundial resultante de un suministro deficiente de agua, así como a la creciente demanda existente, ya que existen 2100 millones de personas que carecen de acceso a servicios de agua potable gestionados de manera segura (OMS & UNICEF, 2017).

Durante el Comité de las Naciones Unidas para los Derechos Económicos, Sociales y Culturales de noviembre de 2002, se afirmó en la Observación General No. 15 que todas las personas deberían disponer de un abastecimiento satisfactorio: suficiente, aceptable, accesible y asequible para el uso personal y doméstico ya que *“El derecho humano al agua es indispensable para vivir dignamente y es condición previa para la realización de otros derechos humanos”* (CESCR, 2003). Esto se afianzó el 28 de Julio de 2010, a través de la Resolución A/RES/64/292, cuando finalmente la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció el derecho humano al agua y al saneamiento (ONU, 2010).

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, que es un plan global de acción para poner fin a la pobreza, hacer frente al cambio climático y reducir las desigualdades, fue aprobada por la Asamblea General en la resolución A/RES/70/1 (ONU, 2015). Para lograr cumplir con este compromiso fueron aprobados 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y 169 metas. Uno de estos objetivos es garantizar la disponibilidad de agua y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos (ONU, 2018). El Programa Conjunto de Monitoreo del Abastecimiento de Agua, el Saneamiento y la Higiene (JMP), se estableció por la OMS y UNICEF en 1990 con el objetivo de mejorar la planificación y la gestión del agua. Actualmente este programa produce estimaciones sobre los progresos nacionales, regionales y mundiales de los ODS relacionados con el agua, el saneamiento y la higiene.

Para poder valorar estos progresos es importante diferenciar entre el servicio básico y el servicio gestionado de manera segura. El servicio gestionado de manera segura ha de cumplir con tres criterios resumidos esquemáticamente en la Figura 1. Si no cumple ninguno de estos tres criterios pero el viaje de ida, espera y vuelta para conseguir agua no es mayor a 30 minutos, se clasifica como servicio básico, si es mayor a 30 minutos como limitado. Si el agua de consumo proviene de un pozo excavado o de un manantial no protegido es un servicio no mejorado y por último, el agua procedente de ríos, represas, lagos, estanques, arroyos, canales o canales de riego se conoce como agua de superficie.



Figura 1. Diagrama de los criterios de servicio de agua potable gestionado de manera segura.

Los datos recogidos por el programa JMP indican una mejora importante. Desde el año 2000, cientos de millones de personas han obtenido acceso a servicios básicos de agua y saneamiento. En 2015, 181 de los 232 países, zonas o territorios monitorizados por el JMP, habían logrado una cobertura de más del 75% de los servicios básicos (OMS & UNICEF, 2017) como puede verse en la Figura 2.

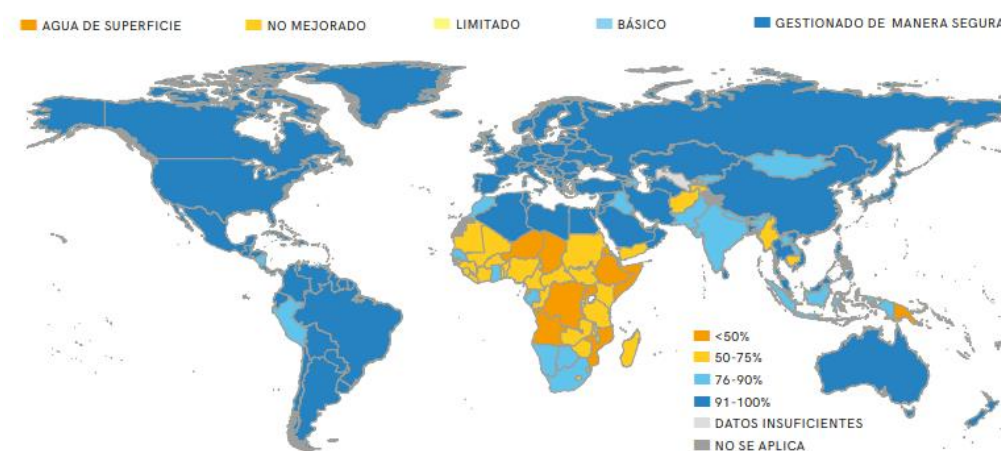


Figura 2. Proporción de la población nacional que usaba al menos servicios básicos de agua potable en 2015.

Además, según los datos del JMP representados en la Figura 3a, 5.200 millones de personas, el 71% de la población mundial, pudo hacer uso de suministro de agua potable seguro (Figura 3a). Sin embargo, el progreso ha sido desigual entre las distintas regiones del mundo como puede observarse en la Figura 3b, entre países y dentro de ellos (OMS & UNICEF, 2017).

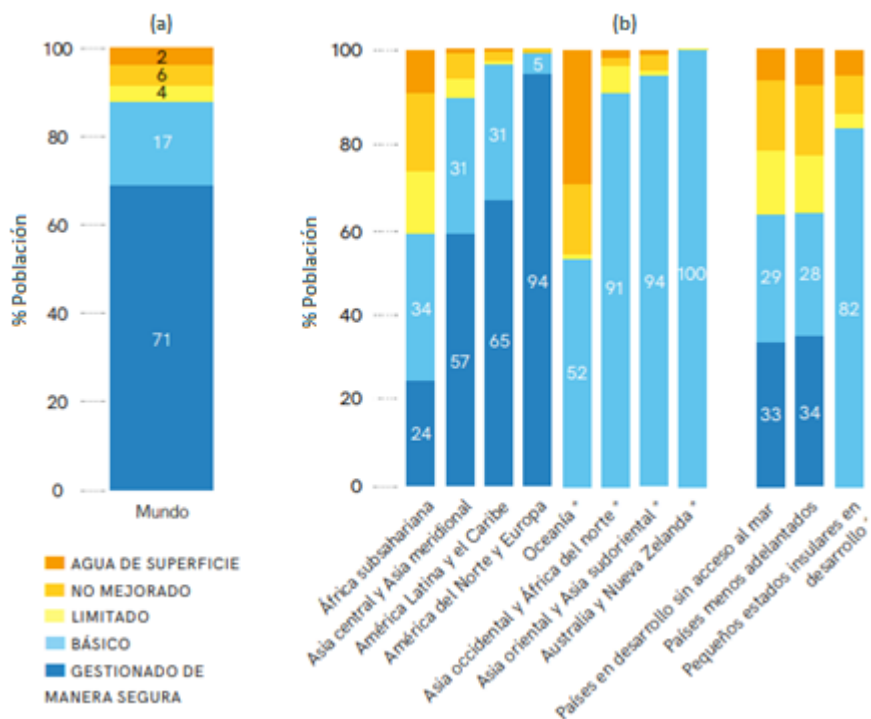


Figura 3. Cobertura mundial (a) y regional (b) del agua potable en 2015.

* Datos insuficientes para estimar los servicios gestionados de manera segura

Aún en la actualidad existe una gran cantidad de personas que no disponen de un servicio de agua apropiado para su consumo. Según datos de OMS/UNICEF del año 2017 la causa principal de la mortalidad infantil es el agua no potable. Además, según la OMS el saneamiento deficiente causa la muerte de 340.000 niños menores de cinco años cada año por enfermedades diarreicas y la escasez de agua afecta a 4 de cada 10 personas (ONU, 2019). Estos son algunos de los desafíos existentes en torno al agua y cuya resolución es imprescindible para la mejora de la salud, la educación y la economía.

Por tanto, reducir la contaminación del agua, entendida ésta como la alteración de sus propiedades físicas, químicas, biológicas y/o de su composición, es un factor fundamental para erradicar la pobreza extrema y las enfermedades en los países más vulnerables.

1.2 Agentes contaminantes del agua

Debido a la gran importancia de la calidad del agua, se ha demostrado que los agentes patógenos, las sustancias químicas inorgánicas y orgánicas, los nutrientes y el material en suspensión son algunos de los factores causantes de su contaminación, la cual puede generar efectos adversos en la salud de las personas. Este estudio se va a centrar en los agentes contaminantes de aspecto químico que suelen tener su origen en las labores más cotidianas, así como en actividades como la agricultura o la industria.

Son muy pocas las sustancias químicas que formando parte de la composición del agua puedan afectar a la salud en una única exposición, a no ser que ocurra una contaminación accidental a gran escala de las fuentes de agua potable (OMS, 2006). El mayor peligro reside en la exposición durante un tiempo prolongado. En este contexto, el arsénico y el fluoruro son habitualmente las sustancias más preocupantes, aunque otras como los nitratos y los nitritos también podrían ser problemáticas (OMS, 2006).

El fluoruro (F⁻), por ejemplo, puede aparecer tanto en el agua subterránea como en las fuentes superficiales y su aparición en el agua de consumo suele ser de origen natural. Su concentración en el agua varía en función del tipo de roca a través del cual fluye dicho agua, pero generalmente no exceden de 10 mg/L (US EPA, 1985a). Además, otra fuente importante es la producción y el uso de fertilizantes fosfatados y pesticidas que contienen fluoruro.

Como se resume en la Tabla 1, en baja concentración puede ser beneficioso para la salud dental ya que previene la aparición de caries, pero cuando se encuentra en concentraciones mayores y su exposición ocurre durante un largo periodo de tiempo, el fluoruro puede provocar enfermedades más graves. En niños en periodo de desarrollo dental puede producir fluorosis dental que consiste en una reducción en la mineralización del esmalte dando lugar a dientes manchados y picados. A mayores concentraciones puede provocar fluorosis esquelética, acumulándose progresivamente en los huesos a lo largo de los años. Esto ocurre porque su efecto es directo y se une al calcio interfiriendo en la actividad enzimática. La fluorosis esquelética provoca rigidez y dolor en las articulaciones, cuando ésta es paralizante se asocia con osteosclerosis, calcificación de tendones y ligamentos y deformidades óseas. Se estima que las concentraciones excesivas de fluoruro en el agua potable han provocado decenas de millones de casos de fluorosis dental y esquelética en todo el mundo (Fewtrell, et al., 2006). La única cura efectiva es la disminución de la concentración de fluoruro, por ello las directrices de la OMS indican que la concentración no debería ser mayor de 1,5 mg/L (WHO, 2004).

CONCENTRACIÓN DE F ⁻ (mg/L)	EFFECTOS SOBRE LA SALUD
0,8 – 1,0	Beneficioso para la salud dental (WHO, 1994; Petersen & Lennon, 2004)
0,9 – 1,2	Puede causar fluorosis dental leve (Dean, 1942)
3 – 6	Puede causar fluorosis esquelética (IPCS, 1984)
> 10	Puede causar fluorosis esquelética paralizante (IPCS, 1984)

Tabla 1. Efectos en la salud en función de la concentración de fluoruro en agua.

Respecto a la concentración de nitratos y nitritos, estas formas oxidadas de nitrógeno pueden encontrarse de forma natural en concentraciones bajas, ya que son iones que forman parte del ciclo del nitrógeno. La concentración elevada de nitrato en aguas superficiales y subterráneas (USEPA, 1987; Van Duijvenboden & Matthijsen, 1989) puede tener su causa en la actividad agrónoma debido a la existencia de escorrentía o lixiviación de los fertilizantes inorgánicos que están compuestos por nitrato. También puede haber un aumento en la concentración de nitrato en el agua debido a su contaminación por residuos humanos o animales. Por su parte, el aumento de la concentración de nitrito puede estar favorecida por condiciones anaerobias, como las que pueden darse en bolsas de agua subterráneas y pozos.

La toxicidad del nitrato reside en su reducción a nitrito. Ambos en altas concentraciones y con una exposición prolongada pueden provocar graves afecciones de salud. La más importante es la metahemoglobinemia, causada por la intervención del nitrito en la oxidación de la hemoglobina normal (Hb) a metahemoglobina (metHb) (Doyle, et al., 1985). Esta enfermedad produce una deficiencia de oxígeno en la sangre y en los tejidos, provocando que la piel se vuelva azulada (cianosis o “síndrome del bebé azul”) (Jaffé, 1981). Además, causa dificultades respiratorias afectando especialmente a los bebés menores de 3 meses alimentados con leche artificial, ya que los lactantes carecen de la enzima que se encarga de la reducción de metHb a Hb, pudiendo llegar a ser mortal. Por esta razón la OMS señala que la concentración de nitrato en agua no debería ser mayor de 50 mg/L (OMS, 2003) para proteger de la metahemoglobinemia a los lactantes alimentados con biberón. Respecto al nitrito, la concentración debería ser menor de 3 mg/L (OMS, 2003).

Otras sustancias también están presentes en el agua de consumo ya sea por su origen natural mineral u origen industrial como es el caso de los sulfatos, o por su origen procedente de aguas residuales, vertidos industriales o intrusiones salinas, como es el caso del cloruro. De estas dos sustancias no existen datos que permitan determinar que valores de referencias de concentraciones podrían causar efectos adversos sobre la salud de las personas. Sin embargo, como su presencia en el agua puede producir un sabor apreciable y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución, se recomienda que la concentración no sea mayor de 500 mg/L en el caso del sulfato (OMS, 2003) y de 250 mg/L en el caso del cloruro (OMS, 2003).

1.3 Técnicas de tratamiento

Por tanto, es importante reducir al máximo el riesgo de consumo de agua en condiciones inadecuadas y perjudiciales para la salud. Esto puede lograrse mediante un enfoque del tratamiento del agua en su totalidad, sin centrarse en una tecnología para su tratamiento en particular, abarcando aspectos como la protección de los recursos hídricos, la selección y aplicación de operaciones de tratamiento, la seguridad en la distribución y almacenamiento del agua ya tratada y dispuesta para consumo (Figura 4).



Figura 4. Esquema del método de barreras múltiples.

En esto consiste el método de barreras múltiples, en garantizar una mejora en la calidad del agua potable mediante la aplicación de diferentes barreras, que van reduciendo progresivamente el riesgo microbiológico y químico en sistemas tanto domiciliarios como comunitarios. La principal ventaja de este método es que es de bajo coste y de alta rentabilidad, por tanto, puede implementarse de forma inmediata en los hogares de familias con pocos recursos siendo necesaria su formación para un correcto mantenimiento y operación de los dispositivos.

De este modo se vería incrementado el conocimiento y la valoración de los beneficios de la higiene y el saneamiento del agua en dichas poblaciones, así como la importancia de la prevención y el control de enfermedades relacionadas con el consumo de agua no potable.

Como puede verse en la Tabla 2, existen distintas técnicas para el tratamiento de agua a nivel domiciliario (OMS, 2012).

Métodos Físicos	Métodos Químicos
- Ebullición	- Coagulación-floculación y precipitación
- Calentamiento	- Intercambio iónico
- Filtración	- Desinfección química
- Sedimentación	- Adsorción
- Radiación UV	

Tabla 2. Técnicas de tratamiento de agua a nivel domiciliario.

En los métodos químicos es necesaria la adición de sustancias químicas que requieren de una inversión capital mínima y un posible suministro de estos productos, algo que supone un inconveniente en zonas con pocos recursos. Es lo que ocurre en el tratamiento de coagulación-floculación, a pesar de sus beneficios para la salud y de su efectividad para la reducción de patógenos de todas las clases (incluso en agua que presenta turbidez) su coste es relativamente más alto que otros tratamientos (WHO, 2007). En países en vías de desarrollo suele usarse Cloro libre como desinfectante ya que disminuye la concentración de patógenos microbianos (OMS, 2012). Sin embargo es posible que el olor y el sabor del agua se alteren y no es demasiado asequible ni fácil de encontrar.

Respecto a los tratamientos térmicos, el calentamiento tiene la ventaja de que precisa poca inversión inicial y que el sabor del agua se mantiene después del tratamiento. Pero por otro lado, no es capaz de eliminar sólidos en suspensión, por lo que sería necesario el uso de un tratamiento anterior, además, el volumen de agua es limitado y el tiempo de tratamiento es largo (WHO, 2007). La ebullición, además de los sedimentos, tampoco reduce la turbidez, puede afectar negativamente al sabor del agua y precisa de un tiempo de espera necesario para alcanzar la temperatura adecuada para su consumo (OMS, 2012).

El método físico de filtración para el tratamiento de agua puede usar filtros de membrana o de medio porosos estructurales o filtros de medio granular. Los filtros de membrana son generalmente caros (OMS, 2012), por eso la osmosis inversa, los nanofiltros y otras técnicas de membranas son comunes en los países desarrollados (Horman, et al., 2004). Sin embargo, los filtros de medio granular retienen los microorganismos mediante una combinación de procesos físicos y químicos, incluso biológicos como es el caso del filtro lento de arena de escala doméstica y operación intermitente llamado Biosand, con una capa superficial biológicamente activa (Stauber, et al., 2006). De hecho existen varios estudios de este sistema (Kaiser, et al., 2002; Duke, et al., 2006; Stauber, et al., 2009) que demuestran su eficacia en la reducción de microorganismos en el agua.

Otra opción que da resultados eficaces es la combinación de algunos de estos métodos de forma simultánea o secuencial. Por ejemplo, la combinación de floculación, sedimentación y desinfección (Souter, et al., 2003), o la filtración seguida de desinfección química lo que aumentaría los costes del tratamiento.

Sin embargo, el filtro de arena lento, diseñado por el Dr. David Manz en la Universidad de Calgary en Alberta (Canadá) en la década de 1990, es una buena opción de tratamiento ya que su proceso de filtración lento e intermitente es bueno para los hogares (ya que no depende de un flujo continuo). Además, en un estudio de campo realizado en 107 hogares para evaluar el uso y el rendimiento del Filtro de Manz Biosand (Duke, et al., 2006) se concluyó que en ninguno de los hogares se trató el agua con cloro después del filtrado, que el agua filtrada presentaba menos turbidez, existiendo una mejora en su olor y sabor, y que el uso del filtro y mantenimiento de éste era fácil. Además, los filtros pueden construirse localmente, no requieren electricidad ya que el proceso de filtración se lleva a cabo por gravedad, y es relativamente barato, ya que puede construirse con materiales locales. Otros estudios de laboratorio anteriores demostraron que el filtro de bioarena es eficaz en la reducción significativa del número de parásitos y bacterias en la fuente de agua (Palmateer, et al., 1999; Bruzunis, 1993).

Por todo esto, el enfoque principal de este trabajo fin de grado va a centrarse en el paso de la filtración del Método de Barreras Múltiples para la eliminación de agentes contaminantes químicos, ya que el tratamiento de agua a nivel domiciliario está centrado principalmente en la eliminación de patógenos. Para ello se ha escogido un biofiltro de arena lento en el cual van a ocurrir procesos físicos, químicos y biológicos.

1.4 Biofiltro de arena

La filtración lenta de arena es una operación de tratamiento en la cual un equipo constituido por un lecho de arena y grava permite el paso de agua a través de él por acción de la gravedad. Esto ocurre porque tanto la altura del lecho como la porosidad de éste se mantienen constantes durante su funcionamiento, obteniendo caídas de presión altas en el fluido. Es un sistema no presurizado cuya velocidad de filtración es lenta. Cuando este equipo emplea procesos biológicos para el saneamiento del agua se conoce como filtro de arena biológico o filtro de bioarena (BSF).

Esta filtración biológica se consigue mediante el mantenimiento de un nivel constante de agua en su interior, que favorece la aparición de actividad biológica. Dicha actividad se mantiene gracias a la contaminación biológica del agua a tratar, consiguiendo la eliminación de microorganismos y agentes patógenos por retención en el lecho del filtro de arena. Para ello, el sistema (Figura 5) está compuesto por un tanque con una tubería en el fondo por la cual sale el agua que fluye a través del lecho y que llega ya filtrada al fondo del tanque. Esta tubería sube hasta la altura de la parte superior de la capa de arena, lo que mantiene constante el nivel de agua en el interior del filtro.

El agua a tratar se coloca en la parte superior del filtro y empuja el agua a través de una placa de difusión, también denominada carga hidráulica, que evita que la arena se remueva al verter el agua. El agua circula a través del lecho poroso filtrándose hacia abajo, atravesando primero la biocapa, luego la arena y finalmente la grava. El agua que ingresa contiene oxígeno, nutrientes y contaminantes, proporcionando así el oxígeno que necesitan los microorganismos existentes en la biocapa para sobrevivir.

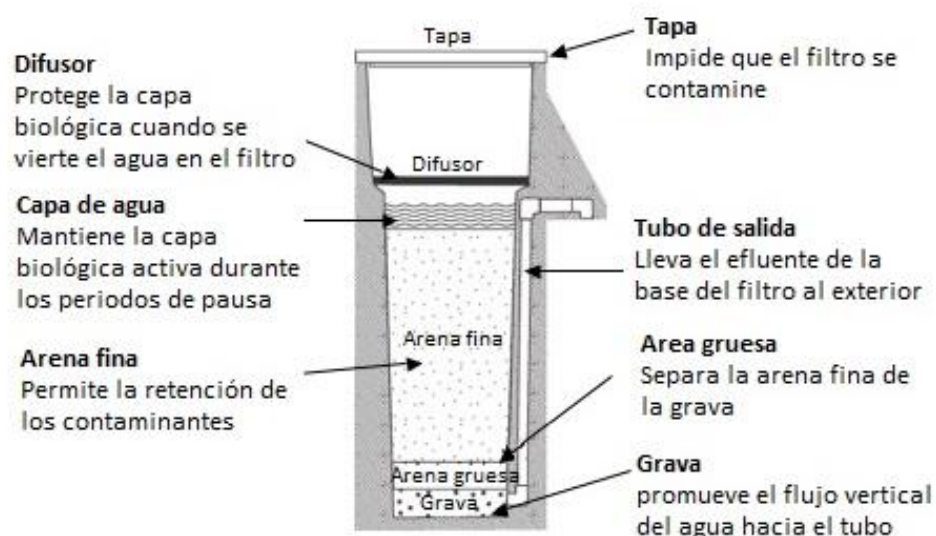


Figura 5. Esquema de un filtro de bioarena.

Las partículas más grandes y los patógenos quedan retenidos en la parte superior, al entrar en contacto con la superficie de las partículas del medio filtrante bloquean parcialmente los espacios porosos que existen entre los granos de arena. A causa de esto se produce un desarrollo adicional de procesos de degradación química y biológica que reducen la materia retenida a formas más simples. Esto hace que la velocidad de flujo disminuya, al igual que el nivel del agua, que va disminuyendo a medida que el agua fluye a través de la arena. Por tanto, la velocidad del flujo disminuye con el tiempo al disminuir la energía potencial hasta que deja de fluir, formándose una capa de agua estancada que estará a la misma altura que el tubo de salida.

Durante este periodo de tiempo, conocido como periodo de pausa, los microorganismos de la biocapa consumen los patógenos y los nutrientes existentes en el agua. A medida que éstos se consumen, se puede restablecer el flujo a través del filtro. Si el período de pausa es muy prologado, la biocapa consumirá todos los patógenos y nutrientes, para finalmente desaparecer, reduciendo la eficiencia de remoción del filtro cuando se vuelva a utilizar. Por lo tanto, el filtro bioarena es más eficaz y eficiente cuando opera de manera intermitente. Además, es necesario realizar un mantenimiento del filtro ya que su uso continuo y los niveles de turbidez altos provocan un aumento en la acumulación de sólidos en el lecho y por tanto la superficie disponible para la retención de sólidos suspendidos disminuye provocando una disminución en la velocidad de filtración, lo que supone un inconveniente.

La biocapa es el componente clave del filtro para la eliminación de los patógenos, sin ella, el filtro solo eliminaría alrededor del 30-70% de los patógenos a través de retención mecánica y adsorción. La formación completa de la biocapa puede durar hasta 30 días, tiempo durante el cual la eficiencia de remoción y la demanda de oxígeno irán incrementándose (CAWST, 2009).

Para obtener los mejores rendimientos es importante que el agua sea lo más limpia posible y que provenga de la misma fuente de agua para facilitar la adaptación de la biocapa, asegurando esto la mayor eficiencia del tratamiento.

La Figura 6 muestra cómo funciona la biocapa. El proceso puede variar, ya que algunos filtros necesitan mayor o menor tiempo para establecer la biocapa, dependiendo de la cantidad y la fuente del agua que se está utilizando. La biocapa ideal aumentará la eficiencia del tratamiento removiendo hasta un 99% de los patógenos.

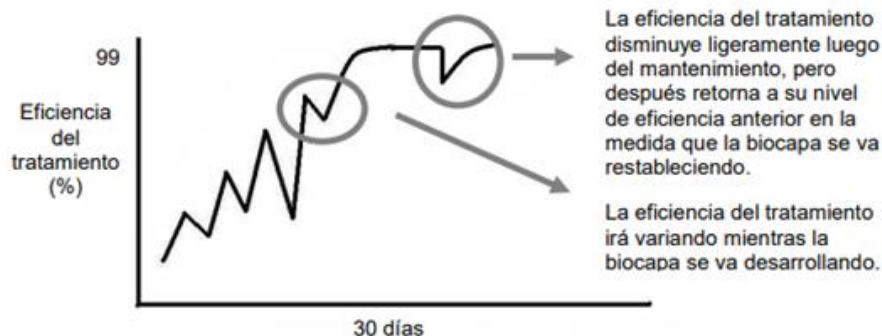


Figura 6. Eficiencia del tratamiento en los 30 primeros días de funcionamiento del biofiltro. (CAWST, 2009)

Numerosos estudios han evaluado la tasa de eliminación de diversos organismos patógenos en los filtros de bioarena. Como se puede ver en la Tabla 3, el filtro biológico de arena es capaz de eliminar bacterias, virus y protozoos por filtrado físico, predación o muerte natural. Los helmintos se eliminan por filtración física y la eliminación del hierro se produce por su oxidación en otros compuestos de hierro que precipitan y son filtrados posteriormente.

	Bacteria	Virus	Protozoos	Helmintos	Turbidez	Hierro
Laboratorio	Hasta 96,5% ^{1,2}	70 a > 99% ³	> 99,99% ⁴	Hasta 100% *	95% <1 UNT ¹	No disponible
Campo	87,9 a 98,5% ^{5,6}	No disponible	No disponible	Hasta 100% *	85% ⁶	90 a 95% ⁷

1 Buzunis (1995)

2 Baumgartner (2006)

3 Stauber et al. (2006)

4 Palmateer et al. (1997)

5 Earwaker (2006)

6 Duke & Baker (2005)

7 Ngai et al. (2004)

* Sin investigar. Sin embargo, los helmintos son muy grandes como para pasar entre la arena, por lo que se asume una eficiencia de remoción del 100%.

Tabla 3. Valores de eficiencia del filtro de bioarena (Tabla adaptada de CAWST, 2009).

Una de las principales ventajas de los filtros de arena biológicos es que permiten realizar un tratamiento completo y eficaz del agua con pocos recursos y con una alta eficiencia en la clarificación del agua.

Por esta razón, y porque el agua es fundamental para la vida, la salud y es un derecho humano, un miembro de OAN International, Héctor Castañón, realizó para su trabajo de fin de grado el estudio de la eficiencia de eliminación de los distintos modelos bacterianos de un sistema de potabilización mediante un filtro de bioarena obteniendo los resultados presentados en la Tabla 4 (Castañón Cuadrado, 2017).

Bacterias fecales coliformes	Reducción $\geq 75\%$
Especies pertenecientes al género <i>Vibrio</i>	Eliminación del 100%
Bacterias del género <i>Salmonella</i>	Reducción $\geq 98\%$
<i>Strongyloides venezuelensis</i>	Reducción $\geq 99,95\%$
Cercarías infectivas de <i>Schistosoma mansoni</i>	Retención del 100%

Tabla 4. Eficiencia de eliminación de los diferentes modelos bacterianos del filtro de bioarena (Tabla adaptada de Castañón Cuadrado, 2017).

El presente trabajo fin de grado tiene como objetivo la mejora de este filtro de bioarena mediante el estudio del funcionamiento de éste como un dispositivo para la remoción de ciertos nutrientes como nitratos, sulfatos y fosfatos, así como otros aniones como fluoruros y cloruros, con el fin de obtener, desde el enfoque de barreras múltiples, agua apta para el consumo y libre de contaminación para su posterior implementación y uso en zonas de pocos recursos y en países en vías de desarrollo.

1.5 Mecanismos de eliminación en el biofiltro

En el filtro de bioarena se dan varios procesos para la eliminación tanto de los patógenos como de los sólidos suspendidos, estos procesos son biológicos, físicos y químicos. Uno de ellos es la adsorción, proceso por el cual los patógenos se adhieren a los SS, al medio filtrante o entre ellos quedando luego atrapados en los poros de la arena de filtración, al igual que los SS, mediante retención mecánica. Estos tres procesos ocurren en la zona biológica del filtro. En la zona no biológica los patógenos acaban eliminándose por muerte natural ya que existe falta tanto de oxígeno como de nutrientes.

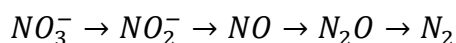
Respecto a la eliminación de contaminante químicos en el biofiltro, existen evidencias de que suceden procesos de nitrificación-denitrificación dentro del biofiltro, consiguiendo eliminar el nitrógeno del agua en forma de nitrógeno gas (Murphy, et al., 2010; Nakhla & Farooq, 2003).

El proceso de eliminación biológica de nitrógeno del agua en un biofiltro de arena es un proceso en dos etapas que precisa de la transformación de amonio en nitrato en un ambiente aerobio (proceso conocido como nitrificación y cuya reacción está representada en la Ecuación 1) y que ocurriría en la zona biológica del biofiltro. Esta etapa estaría seguida de la transformación de nitrato en nitrógeno gas en un ambiente anóxico (proceso conocido como desnitrificación y representada en la Ecuación 2) que tendría lugar en la zona no biológica del biofiltro.

- Secuencia de la oxidación de nitrógeno amoniacal a nitrato (Ecuación 1):



- Secuencia de la reducción de nitrato a nitrógeno gas (Ecuación 2):



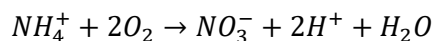
Los organismos responsables del proceso de nitrificación son litoautotrófos aerobios, que obtienen energía de la oxidación del amonio y carbono del carbono inorgánico disuelto. Por su parte, los organismos responsables del proceso de desnitrificación son principalmente heterótrofos facultativos, y en condiciones anóxicas usan los nitritos y nitratos como aceptores de electrones en lugar del oxígeno disuelto (EPA, 1993). La desnitrificación está determinada por la relación estequiométrica entre la fuente de carbono orgánico y el nitrógeno, además, como cualquier reacción biológica, depende de ciertas condiciones como el pH y la temperatura del agua (Carrera, 2004).

Normalmente, las aguas a tratar mediante procesos de nitrificación-desnitrificación no tienen la adecuada relación C/N (DQO/N) para realizar el proceso de desnitrificación. Para tratar dichas aguas con una baja relación C/N es necesaria la adición de una fuente externa de carbono orgánico. Una de las fuentes externas de carbono y electrones que se usan para desnitrificar es la sacarosa (Sison et al., 1995), aunque existen otras tantas como son: glucosa (Chevron et al., 1997), ácido láctico (Akunna et al., 1993), ácido acético (Oh y Silverstein, 1999), metanol (Purtschert & Gujer, 1999; Bilanovic et al., 1999), y etanol (Hasselblad & Hallin, 1998; Nyberg et al., 1996).

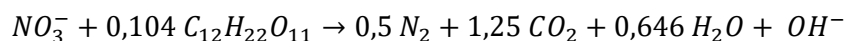
Los criterios que han sido determinantes y relevantes para escoger la sacarosa como fuente externa de carbono en este trabajo fin de grado han sido su bajo coste y su alta disponibilidad, a pesar de que otras fuentes como el metanol y el etanol poseen una mayor velocidad de desnitrificación (Gómez, et al., 2000).

Las reacciones globales de oxidación y reducción con sacarosa como fuente de carbono se representan en las Ecuaciones 3 y 4.

- Reacción global de oxidación (Ecuación 3):



- Reacción global de reducción (Ecuación 4):



1.6 Justificación

Este estudio se ha realizado en colaboración con OAN International, Organización No Gubernamental fundada y gestionada por estudiantes universitarios de toda España. Su principal objetivo es la mejora de la calidad de vida y el fomento del desarrollo en la población de Nikki (Benín) situada en África Occidental (Figura 7).

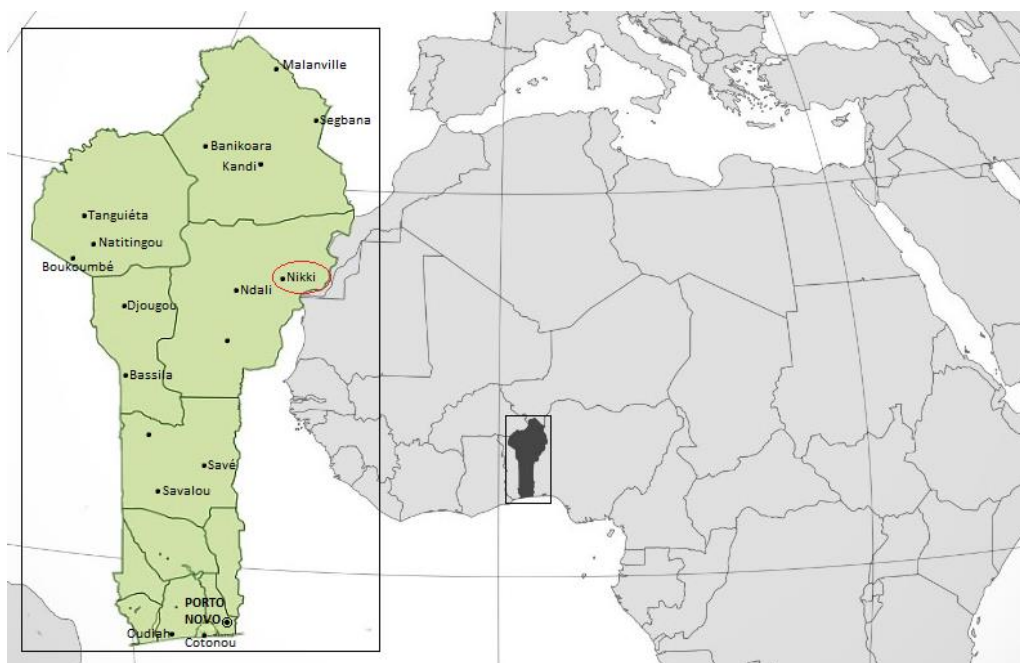


Figura 7. Situación de Nikki en Benín.

La República de Benín limita al Norte con Burkina Faso y Níger, al sur con el Océano Atlántico, al este con Nigeria y al oeste con Togo. Tiene una superficie de 112.622 km² y 11.231.500 habitantes. Benín ocupa el puesto 163/189 en el ranking del desarrollo humano con un índice de desarrollo humano (IDH) de 0,515 en 2017 (PNUD, 2018), encontrándose entre los países con peor calidad de vida del mundo.

Esta clasificación es elaborada por la ONU con el objetivo de cuantificar el progreso de un país y el desarrollo humano, analizando no solo la economía sino también la salud y la educación.

Respecto al acceso al agua potable en el país, el 41,8% de la población en la zona rural y el 24,2% de la población en la zona urbana no tienen acceso al menos a un servicio básico de agua potable, como puede verse en la Figura 8 (OMS & UNICEF, 2017). Es decir, el tiempo que lleva la recolección de agua de una fuente mejorada es mayor a 30 min o ésta procede de un pozo excavado o un manantial no protegido, de ríos, lagos, estanques, arroyos, canales o canales de riego (OMS & UNICEF, 2017).

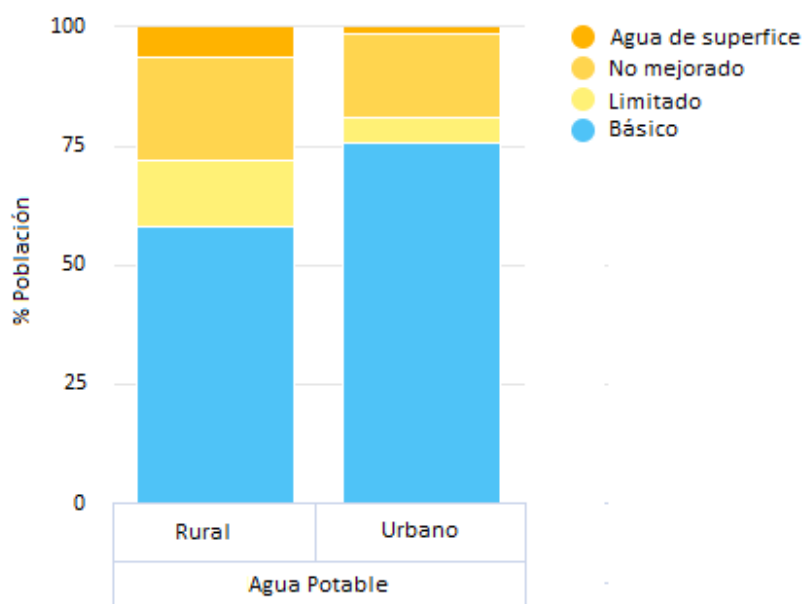


Figura 8. Niveles de servicio de agua potable en el hogar en Benín en 2017.

La población de Nikki es una de las zonas más rurales y con menos recursos de la nación, con un número de personas viviendo bajo el umbral de la pobreza superior a la media del país. En Nikki, el acceso al agua potable es prácticamente nulo, existiendo de forma limitada para el grupo reducido de personas cuyos recursos económicos son mayores, lo que fomenta aún más las desigualdades sociales (Figura 9).



Figura 9. Problemática de acceso al agua.

La labor principal que lleva a cabo OAN International es la de impulsar proyectos de fin de grado en las universidades con el fin de investigar sobre los recursos y las necesidades existentes, y plantear alternativas y soluciones eficientes que contribuyan al desarrollo y que sean sostenibles a largo plazo.

Asimismo, promueve la concienciación social entre la comunidad universitaria, algo que es muy importante para sensibilizar sobre la situación real que hay en estos países en vías de desarrollo, y para lograr la cooperación e implicación del colectivo universitario, que tiene las herramientas necesarias para actuar y conseguir el cambio.

2. OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo general de este trabajo final de grado consiste en el estudio y la determinación de la eficacia de remoción de nutrientes como nitratos, sulfatos y fosfatos, así como de otros aniones (fluoruros y cloruros) en un filtro de bioarena para su posterior implementación en países en vías de desarrollo como sistema de potabilización.

Objetivos específicos

- I. Estudiar el funcionamiento del biofiltro usando la sacarosa como fuente externa de carbono y donador de electrones necesaria para que ocurra el proceso de desnitrificación.
- II. Determinar la eficacia de eliminación de nitrógeno total, nitratos y nitritos.
- III. Determinar la remoción de materia orgánica y de los aniones de cloruro y fluoruro.
- IV. Determinar la reducción de la turbidez y de los organismos que pueda haber presentes en el filtro.
- V. Estudiar y comparar el comportamiento y la eficiencia del biofiltro durante 3 etapas con diferentes periodos de pausa.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del sistema experimental

El filtro de bioarena utilizado durante la experimentación fue cedido por OAN International. Fue construido para su uso en un estudio anterior de la Universidad de Salamanca (Castañón Cuadrado, 2017) siguiendo las instrucciones presentadas en el Manual para el filtro de bioarena de CAWST, diferenciándose de éste en el material usado para la construcción del filtro por motivos prácticos (acero inoxidable en vez de hormigón).

El sistema empleado se situó en las instalaciones del Instituto de Procesos Sostenibles (ISP) en el Departamento de Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente que se encuentra en la Sede Mergelina de la Escuela de Ingenierías Industriales de la Universidad de Valladolid (Figura 10).



Figura 10. Elementos del sistema del biofiltro.

Está constituido por el filtro, que es de acero inoxidable, y cuyas dimensiones se especifican en la Figura A.1 del Anexo I. Además, para que fuese posible realizar las cargas del filtro durante las diferentes etapas, se ha programado una bomba de alto caudal que realizaba las cargas periódicamente y con un caudal constante durante toda la experimentación. Dicha bomba impulsó el agua a tratar de dos bidones de 25 L con el objetivo de simular un uso real del filtro dado que se aconseja que éste sea diario. El agua filtrada se almacenaba en otro bidón limpio. Su representación esquemática puede verse en la Figura 11.

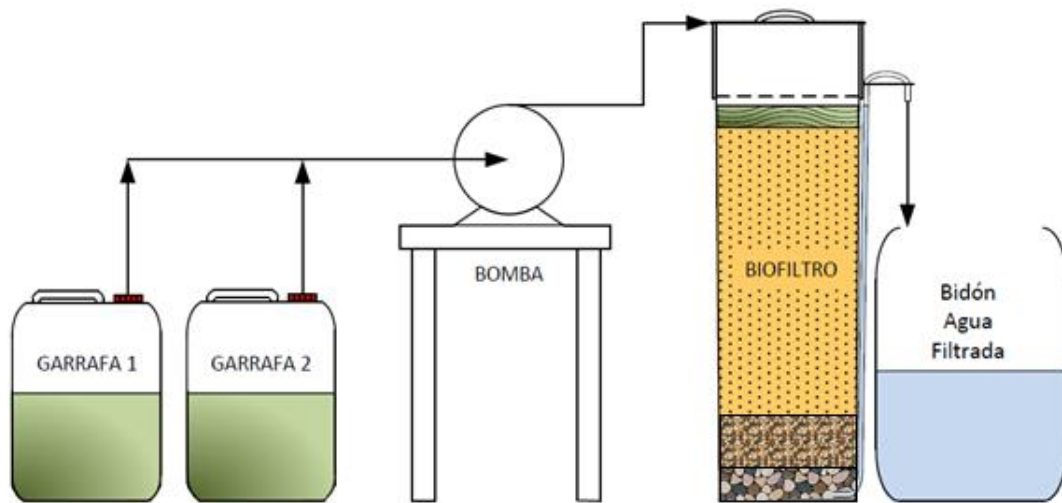


Figura 11. Diagrama esquemático de la instalación experimental del filtro de bioarena.

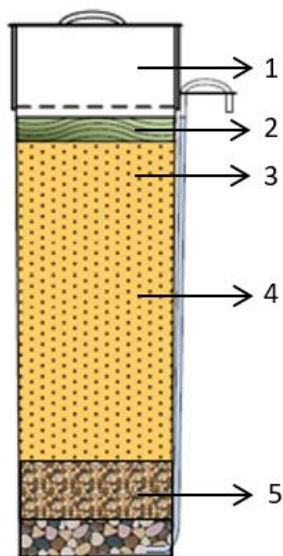


Figura 12. Esquema del interior del filtro de bioarena experimental.

En la Figura 12 se pueden observar las 5 zonas del biofiltro: (1) Zona de reserva, (2) Zona de agua estancada, (3) Zona biológica, (4) Zona no biológica y (5) Zona de grava y arena gruesa.

La zona (1) tiene una capacidad de 12 L que es la carga de entrada recomendada (CAWST, 2009). En la zona (2) el agua se mantiene a nivel constante dejando que el oxígeno pase a la biocapa. En 1-2 cm superiores de la zona (3), que se desarrolla en los 5-10 cm superiores de la superficie de arena, se forma la biocapa (Duke, et al., 2006). La zona (4) no contiene organismos vivos debido a la falta de nutrientes y oxígeno. Estas dos zonas (3) y (4) se encuentran en la capa de arena de filtración, para la cual se ha usado arena de filtración $\leq 0,7$ mm.

Por último, en la zona (5) que soporta y separa la arena y que favorece el drenaje del agua hasta el tubo de salida, se ha usado grava de drenaje entre 6-12 mm de grosor y grava de separación entre 1-6 mm.

3.2 Preparación del agua problema

Para poder estudiar el comportamiento del sistema de biofiltración en el tratamiento del agua en países en vías de desarrollo ha sido necesario simular la composición del agua en dichos países para que tenga la mayor semejanza posible. El filtro de bioarena puede usarse con agua proveniente de cualquier fuente, tanto agua de lluvia como agua subterránea o de ríos o lagos. Sin embargo, es preferible que la composición de ésta sea lo más constante posible durante el uso, ya que si es muy variable, la biocapa tendría que volver a adaptarse a la composición y la contaminación del agua proveniente de la nueva fuente, afectando a la eficiencia del biofiltro (CAWST, 2009).

Por esta razón y por motivos prácticos, se prepararon dos soluciones concentradas de nutrientes de las cuales se añadieron unos determinados volúmenes a un volumen 12 L de agua suministrado por la red de agua municipal, consiguiendo así la menor variabilidad en la composición del agua problema. Aun así, cabe esperar que exista una pequeña variación en la composición del agua debido a la variabilidad del agua de la red municipal.

Para escoger la composición del agua problema y de las soluciones concentradas se contrastaron los valores establecidos por las Guías para la calidad del agua potable de la OMS (2006) representados en la Tabla 5, con los valores de los parámetros de estudio del agua en varias zonas de Benín. El análisis de los diferentes parámetros característicos de la calidad del agua de Benín se presenta en el punto 4.1 del apartado 4. *Resultados y discusión*, donde se encuentra definida la composición del agua problema (Tabla 9).

Parámetros		Concentración máxima (mg/L)
Nitratos	NO ₃ ⁻	≤ 50
Nitritos	NO ₂ ⁻	≤ 3
Amonio	NH ₄ ⁺	≤ 1,5*
Fluoruros	F ⁻	≤ 1,5
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	-
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	≤ 500
Cloruro	Cl ⁻	≤ 250*

Tabla 5. Directrices de la OMS de los parámetros de interés.

* no basado en efectos sobre la salud

Las sales que fueron usadas para la preparación de las soluciones concentradas fueron Nitrato de potasio (KNO₃), Cloruro de amonio (NH₄⁺Cl), Fluoruro de sodio (NaF), Bifosfato de sodio dihidrato (NaH₂PO₄ · 2H₂O) y Sulfato de potasio (Na₂SO₄). Todas estas sales fueron suministradas por PANREAC (Barcelona, España).

3.3 Preparación e inoculación del biofiltro.

Para la preparación del biofiltro fue necesario, en primer lugar, tamizar la arena y la grava para poder separarla en grava de drenaje y separación, y en arena de filtración. Posteriormente, se lavaron la grava y la arena. La grava se lavó hasta estar totalmente limpia. En el caso de la arena, es importante no lavarla en exceso ya que puede influir en la velocidad de flujo y en la eficiencia del biofiltro. Es especialmente importante secar tanto la arena como la grava al sol en el caso de intuir que el agua con que han sido lavadas o la misma arena o grava pudiesen estar biológicamente contaminadas.

La instalación del biofiltro consistió en llenar el filtro de agua hasta la mitad y a continuación añadir aproximadamente 5 cm de grava de drenaje. Después de haber nivelado la grava se añadieron otro 5 cm de grava de separación, se volvió a nivelar y finalmente se añadieron 30 L aproximadamente de arena de filtración. Es importante que este último paso se haga rápidamente para garantizar que exista una buena distribución de la arena en el filtro. Además, siempre se debe de añadir primero la arena o grava al agua, y no al revés, para evitar la formación de bolsas de aire. Después se terminó de llenar el filtro y se dejó correr el agua hasta que dejó de salir agua de la tubería de salida, momento en el cual se niveló la arena y se midió la profundidad del agua estancada, sacando o añadiendo arena hasta que ésta fuese de 5 cm. El agua estancada ha de tener esta profundidad ya que una profundidad mayor causaría una menor difusión de oxígeno y por consiguiente una biocapa más fina y por el contrario, una profundidad menor podría provocar que la biocapa se secase al evaporarse el agua rápidamente. La preparación e instalación del biofiltro se realizó siguiendo las instrucciones del Manual para el filtro de bioarena de CAWST (2009).

Para poner en funcionamiento el biofiltro fue necesaria la inoculación con lodos activados, lo que ayuda a reducir el tiempo de arranque ya que acelera la adaptación de los microorganismos al medio debido a la alta biodiversidad de los mismos. Estos lodos fueron proporcionados por la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Valladolid. El primer día se inocularon 0,5 L de lodos activados y se realizó la primera carga.

3.4 Condiciones de operación

El filtro de bioarena es más efectivo cuando se opera de manera intermitente y el periodo de pausa recomendado entre cargas debe ser mínimo de 1 hora y máximo de 48 horas después de que el agua filtrada haya dejado de fluir (CAWST, 2009). Se ha realizado la experimentación en 3 etapas con diferentes periodos de pausa para estudiar el comportamiento y la eficiencia del biofiltro, además en la tercera de ellas se ha usado un periodo que no está dentro de la recomendación (Tabla 6).

Etapas	Inicio	Fin	Periodo de Pausa
Etapa 1	12/04/2018	21/05/2018	24h
Etapa 2	21/05/2018	28/06/2018	48 h
Etapa 3	28/06/2018	06/08/2018	72h

Tabla 6. Etapas de operación.

Durante la experimentación son varias las variables ambientales que tienen influencia sobre la efectividad de la desnitrificación, por tanto, se han mantenido constantes los parámetros que más afectan a la velocidad de nitrificación durante el estudio. Uno de ellos es la temperatura (Harremoës, et al. 1998; Antomiou, et al. 1990), por esa razón se ha trabajado siempre a 25°C de temperatura ambiente.

Numerosos investigadores han estudiado la influencia del pH tanto en la nitrificación como en la desnitrificación (Carrera, 2004). Por ejemplo, para la nitrificación el valor óptimo es cercano a 8, de hecho, valores inferiores a 6,5 disminuyen la velocidad de nitrificación bruscamente (Shammas, 1986). En todos los casos se ha coincidido en que el pH óptimo para ambas es próximo al pH neutro ligeramente básico. Por tanto, el pH es un parámetro importante para monitorizar durante el estudio.

El caudal de recogida es otro parámetro que es importante monitorizar para saber si el funcionamiento del biofiltro está siendo el adecuado y detectar la colmatación del lecho. Se ha fijado que el caudal de filtrado sea lo más próximo posible a 0,4 L/min (CAWST, 2009). En la Tabla 7 se resumen las condiciones de operación seleccionadas.

CONDICIONES DE OPERACIÓN	
Temperatura	25 °C
pH	Próximo a 8
Caudal de recogida	0,4 L/min

Tabla 7. Condiciones de operación del filtro de bioarena.

3.5 Monitorización del sistema

El biofiltro fue operado en tres etapas las cuales se diferenciaban en los periodos de carga. Se realizaron las cargas a un volumen constante de 12 L. Cada 24 horas en la primera etapa, cada 48 horas en la segunda y por último, en la tercera etapa, cada 72 horas. La monitorización del funcionamiento del sistema durante toda la experimentación ha sido la siguiente:

- La temperatura en la instalación donde se encontraba el biofiltro se ha mantenido constante durante toda la experimentación ya que el lugar estaba climatizado para mantener una temperatura de 25°C.
- Se tomaron muestras del agua de entrada y salida del filtro durante las tres etapas dos veces por semana realizando en estos días la carga del filtro de forma manual. La muestra del caudal de salida se recogía después de desechar el primer litro de agua filtrada y posterior a la medida del caudal filtrado con el segundo litro. Por tanto, el caudal de salida también se medía dos veces por semana con el fin de comprobar el funcionamiento del biofiltro. Se congelaban 50mL de estas muestras para su posterior análisis de Carbono Total (TC), Carbono Orgánico Total (TOC), Carbono Inorgánico (IC) y Nitrógeno Total (TN), y 10 mL acidificados con una gota de H₂SO₄ de estas muestras de entrada y salida para el análisis posterior del contenido en amonio.
- Los días que la carga del filtro se realizaba de forma manual para la toma de las muestras y se habían realizado cargas anteriores mediante el uso de una bomba, se pesaban los bidones en los cuales se habían dejado preparadas las cargas antes y después de su uso para comprobar que el funcionamiento de la bomba fuese el correcto.
- Las muestras para el análisis de los aniones de cloruro, nitrito, nitrato, fosfato, sulfato y fluoruro se han recogido el mismo día que se recogían las dos últimas muestras de entrada y salida de cada etapa, al igual que la medida del pH y se analizaron en cada etapa.

3.6 Procedimiento analítico

Las concentraciones de TC, TOC, IC y TN se determinaron mediante el uso de un analizador en fase soluble Shimadzu TOC-VCSH (Japón) acoplado a un equipo auxiliar de medida de nitrógeno por quimioluminiscencia TNM-1 y a un automuestreador (ASI). Las muestras a analizar se prepararon en viales de muestra del automuestreador de 24 mL, con un blanco de agua purificada Tipo II y estándares de TOC, IC y TN de 100 ppm colocados antes y después de la secuencia de muestras. Las muestras se filtraron a través de filtros de 0.2 micras antes de su análisis.

La concentración de amonio ($\text{mg N-NH}_4^+/\text{L}$) se determinó con un electrodo específico de amonio Orion Dual Star (Thermo Scientific, Países Bajos). No fue necesaria su dilución ya que la máxima concentración permitida por este método analítico es de 100 ppm y el rango de concentraciones de este estudio fue mucho menor.

Para la determinación de las concentraciones de los aniones de Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} y F^- se usó cromatografía líquida de alta Resolución mediante un equipo de HPLC-IC formado por una columna IC-PAK Anion HC (4,6 x 150mm) y un IC Pak Anion Guard-Pak (Waters) usando una bomba HPLC 515 de Water acoplada a un detector de conductividad (Waters 432).

El pH se midió mediante un medidor de pH-Meter BASIC 20 (Crison instruments).

3.7 Tratamiento de resultados analíticos

Después de realizar los análisis de las concentraciones correspondientes mediante los distintos métodos analíticos se han obtenido los resultados y se han tratado de diferentes formas para obtener los valores de las variables de interés del proceso.

Para calcular la tasa de eliminación (RE) en el filtro de los distintos parámetros se ha usado la Ecuación 5, donde c es la concentración de cada parámetro a analizar.

$$RE = \frac{c_{\text{Entrada}} - c_{\text{Salida}}}{c_{\text{entrada}}} \times 100 \quad \text{Ecuación 5}$$

El caudal de salida se ha obtenido midiendo el tiempo t que tardaba en llenarse una probeta de volumen un litro, V , mediante la Ecuación 6.

$$Q_{Filtrado} \left(\frac{L}{min} \right) = \frac{V(L)}{t(min)} \quad \text{Ecuación 6}$$

Para poder comparar los resultados obtenidos durante las tres etapas para la eliminación de los contaminantes modelo se ha calculado la media aritmética según la Ecuación 7 y la desviación estándar según la Ecuación 8, donde \bar{x} es la media aritmética, N es el número total de datos, x_i es cada uno de los datos y s es la desviación estándar.

$$\bar{x} = \frac{1}{N} \times \sum_{i=1}^N (x_i) \quad \text{Ecuación 7}$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{(N-1)} \cdot \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2} \quad \text{Ecuación 8}$$

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización del agua problema

Para caracterizar el agua se han recopilado valores de la calidad del agua en distintas zonas de Benín (Figura 13) y se han comparado con los valores de calidad de agua potable recomendados por la Organización Mundial de la Salud.

Los valores de los parámetros de las poblaciones A, B y C se obtuvieron de la evaluación de aguas subterráneas por perforación. Los datos de la población D representan el valor medio de los datos de 3 muestras, dos obtenidas por perforación con bomba y otra obtenida de un pozo abierto. Por último, los valores de la población E representan la media de los valores máximos y mínimos anuales del análisis de 15 pozos (Tabla 8).



Figura 13. Ubicación de las distintas zonas en Benín.

Parámetros	Zona A	Zona B	Zona C	Zona D	Zona E	Directriz (OMS, 2006)	Unidades
Análisis por Potenciometría							
Conductividad	130,00	483,00	300,00	701,33	306,50	-	µS/cm
Temperatura	27,30	27,40	31,50	26,43	28,15	-	°C
pH	6,60	7,00	-	7,26	6,03	6,5 - 8,5*	-
Análisis por espectrofotometría							
Nitrito	0,05	0,03	-	0,01	0,30	≤ 3	mg/L
Amonio	-	-	1,50	0,01	0,55	≤ 1,5*	mg/L
Nitrato	14,52	12,32	-	0,16	65,65	≤ 50	mg/L
Hierro total	0,49	0,26	-	31,00	0,00	≤ 2*	mg/L
Fluoruro	-	-	-	4,08	0,27	≤ 1,5	mg/L
Fosfato	1,17	0,81	-	0,70	1,53	-	mg/L
Sulfato	1,00	14,00	-	0,48	13,25	≤ 500	mg/L
Yoduro	0,21	0,54	-	12,67	0,00	-	mg/L
Color	176,00	-	-	0,14	0,00	-	uc
Turbidez	19,00	6,00	75,00	87,50	0,00	-	FTU

Parámetros	Zona A	Zona B	Zona C	Zona D	Zona E	Directrices (OMS, 2006)	Unidades
Análisis por Volumetría							
Bicarbonato	42,70	128,10	-	28,47	48,80	-	mg/L
Alcalinidad	35,00	105,00	-	23,33	0,00	-	mg/L
Cloruro	14,20	17,75	187,00	20,12	42,60	≤ 250*	mg/L
Calcio	18,44	52,91	-	71,61	42,09	-	mg/L
Magnesio	1,46	7,78	-	18,16	14,37	-	mg/L
Dureza	55,00	164,00	266,00	253,33	143,00	≤ 500*	mg/L

Tabla 8. Valores del análisis del agua en distintas poblaciones de Benín.

Como se puede observar hay valores de ciertos parámetros que no cumplen las directrices de la OMS, lo que confirma la necesidad de desarrollar tecnologías de bajo coste para el tratamiento del agua en Benín. Basándose en estos datos se definió una composición del agua problema con valores de los parámetros a analizar superiores a los permitidos para poder comprobar la efectividad del filtro para su disminución (Tabla 9).

Parámetros		c (mg/L)	Directriz OMS
Nitratos	NO ₃ ⁻	75	≤ 50
Amonio	NH ₄ ⁺	1	≤ 1,5*
Fluoruros	F ⁻	2,5	≤ 1,5
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	7	-
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	10	≤ 400

Tabla 9. Composición del agua contaminada modelo a tratar. (*no basada en efectos sobre la salud).

Se prepararon dos disoluciones concentradas con unos determinados valores de concentración de los compuestos objeto de análisis con la finalidad de añadir un determinado volumen de estas disoluciones a la carga del filtro y así obtener el agua a tratar con la composición deseada.

Para ello, se han realizado los cálculos necesarios para la preparación de dichas disoluciones teniendo en cuenta la solubilidad en agua de las sales seleccionadas a 25°C, así como sus masas molares. Una de las disoluciones contenía los nutrientes (Tabla 10) y la otra la fuente de carbono necesaria para que ocurra la desnitrificación en el filtro (Tabla 11).

En cada carga del filtro de 12 L de agua contaminada fueron añadidos 10 mL de la solución de nutrientes y 200 mL de la solución de azúcar. Para ello, se prepararon dos disoluciones de 2 L cada una con las composiciones representadas en la Tabla 10 y en la Tabla 11. La disolución concentrada de nutrientes fue preparada y almacenada en una cámara fría a 4°C para evitar su degradación y contaminación.

SOLUCIÓN DE NUTRIENTES			
Sales	Mm (g/mol)	M (g)	c (mg/L)
KNO ₃	101,10	293,50	90000,00
NH ₄ ⁺ Cl	53,49	7,12	1200,00
NaF	41,99	13,26	3000,00
NaH ₂ PO ₄ ·2H ₂ O	156,01	27,60	8400,00

Tabla 10. Composición de la solución de nutrientes de 2L de volumen.

SOLUCIÓN AZÚCAR			
Sales	Mm (g/mol)	M (g)	c (mg/L)
Na ₂ SO ₄	142,04	1,77	600,00
C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	342,30	10,82	5407,82

Tabla 11. Composición de la solución de sacarosa de 2L de volumen.

La concentración de sacarosa (C₁₂H₂₂O₁₁) se ha calculado considerando una relación molar C/N de 2,5 basada en el artículo (Gómez, et al., 2000). Por tanto, las concentraciones de los parámetros de estudio en el agua sintética contaminada con el cual se realizarán las cargas al filtro, después de añadir los volúmenes correspondientes de las disoluciones concentradas, se presentan en la Tabla 12.

CARGA DEL FILTRO			
Parámetros		Mm (g/mol)	c (mg/L)
Nitratos	NO ₃ ⁻	62,00	75,00
Amonio	NH ₄ ⁺	18,04	1,00
Fluoruro	F ⁻	19,00	2,50
Fosfatos	PO ₄ ³⁻	94,97	7,00
Sulfatos	SO ₄ ²⁻	96,06	10,00
Sacarosa	C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	342,30	90,13
C. Inorgánico		12,01	40,00
C. Orgánico		12,01	37,98

Tabla 12. Composición del agua contaminada modelo.

4.2 Parámetros de control del funcionamiento del biofiltro

El caudal de salida se ha mantenido dentro de los valores recomendados de operación (0,4-0,6 L/min) durante las tres etapas estudiadas, tal y como se puede observar en la Figura 14. Concretamente, el caudal ha oscilado entre los valores de 0,62 y 0,43 L/min con un caudal promedio de 0,54 L/min durante la experimentación. En las etapas 1 y 3 este caudal promedio ha sido de 0,52 L/min y en la etapa 2 de 0,59 L/min.

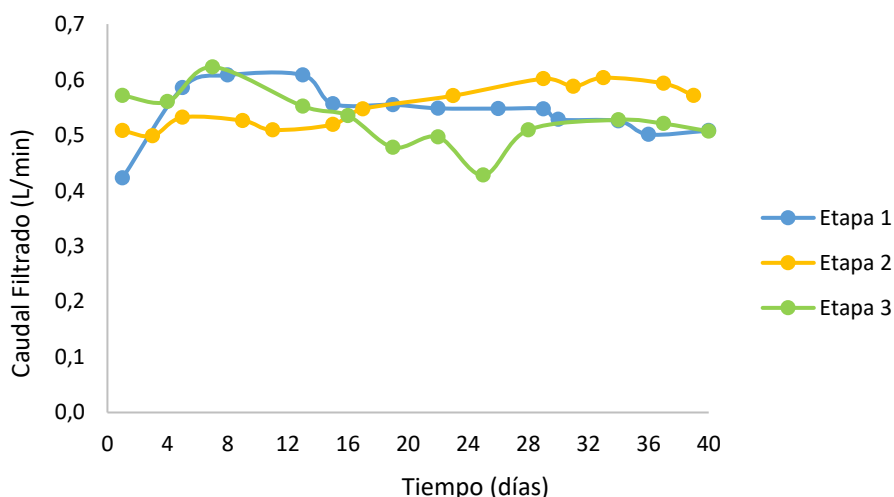


Figura 14. Comparación de la variación del caudal de salida frente al tiempo durante las 3 etapas.

Para operar de manera uniforme, la primera capa de arena, en la cual se encuentra la biocapa, fue removida al comienzo de cada etapa. Esto puede explicar el ligero aumento en el caudal en los primeros días de operación para las etapas 1, 2 y 3. En todos los casos, este aumento fue seguido de una disminución progresiva del caudal de salida, especialmente en las etapas 1 y 2. Esta disminución en el caudal de salida está motivada por el aumento de la caída de presión en el filtro asociada al establecimiento de la biocapa (crecimiento de la comunidad bacteria en los espacios libres del filtro de arena). Esta disminución de caudal es habitual dentro de este tipo de sistemas de filtración y ha sido descrita en literatura. En particular, la monitorización del caudal de salida permite determinar el momento más adecuado para llevar a cabo la limpieza del filtro, que puede acabar colmatándose por la retención de sólidos en el lecho como consecuencia del crecimiento de biomasa heterótrofa y autótrofa.

En la primera etapa, en la cual el periodo de pausa era de 24 h, la disminución del caudal ha sido muy notable en comparación con la operación con paradas de 48 y 72 horas. La mayor formación de biomasa heterótrofa desnitrificante y autótrofa nitrificante en el lecho como consecuencia de la mayor carga en la etapa 1 en comparación con las etapas 2 y 3 puede explicar el comportamiento observado.

En la segunda etapa, con un periodo de pausa de 48 h, se obtuvo un aumento progresivo del caudal después de la disminución. Este aumento puede ser consecuencia del aumento en el periodo de pausa, ya que a cuanto mayor sea el periodo entre las cargas, más tiempo hay para que la biomasa retenida en el lecho sea consumida por metabolismo endógeno (CAWST, 2009).

En la tercera etapa, con un periodo de pausa de 72 h que supera al máximo recomendado, se han obtenido unas variaciones muy dispares. A medida que el filtro se ha ido usando el índice de flujo ha disminuido como consecuencia del crecimiento de biomasa en los espacios existentes entre los granos de arena. Además, en esta última etapa se observó crecimiento en la tubería de salida del filtro, lo que pudo contribuir a la disminución del flujo de salida. El aumento en el flujo al final de la etapa 3 pudo deberse a la formación de caminos preferenciales al final de la operación secuencia de este sistema.

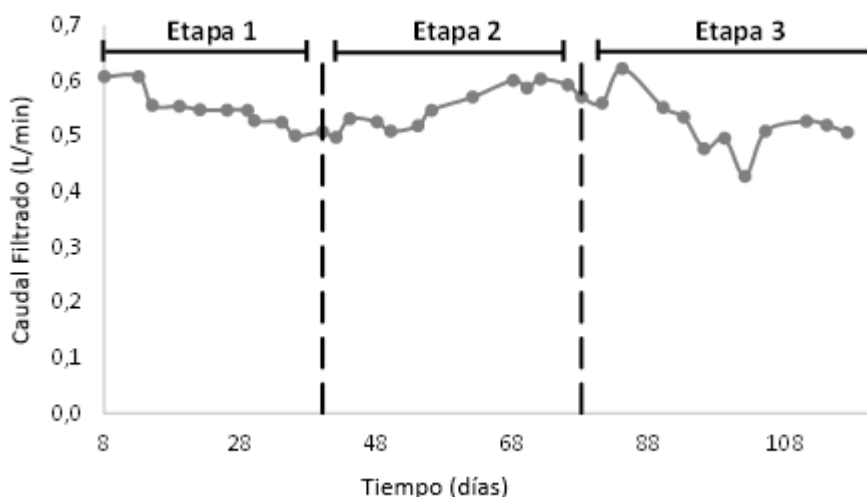


Figura 15. Variación del caudal frente al tiempo durante las 3 etapas.

El pH se ha mantenido constante a la entrada y la salida del filtro en las tres etapas. Además, siempre se ha mantenido entre los valores óptimos para llevar a cabo procesos biológicos de nitrificación y desnitrificación, es decir próximo al pH neutro pero ligeramente ácido.

En vista de los resultados, la reacción global de oxidación del amonio a nitrito que ocurre en la etapa de nitrificación y que es responsable de la liberación de protones (H^+) no ha tenido un efecto significativo sobre el pH de la disolución. En este contexto, la producción de alcalinidad durante el proceso de degradación anóxica de materia orgánica pudo ejercer el efecto tampón que explica la ausencia de variaciones significativas en el pH del agua tratada. En la Figura 16 se muestran las variaciones medias del pH en las tres etapas. Este resultado indica que la utilización de filtros de bioarena para el tratamiento de agua potable no tienen un efecto correctivo sobre el pH del agua problema por lo que si la fuente de agua presenta un pH inapropiado para su consumo, son necesarias otro tipo de medidas correctoras.

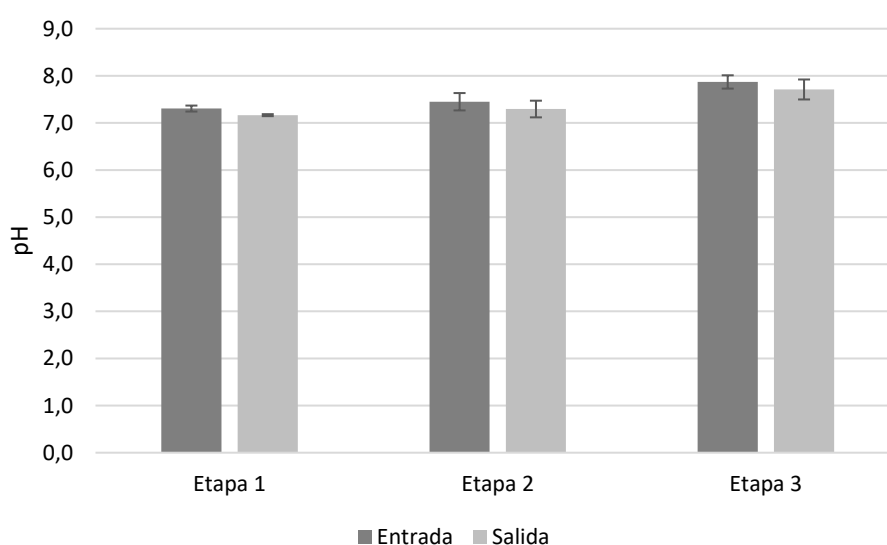


Figura 16. Comparación de la variación del pH en las 3 etapas.

Los valores medios de pH y caudal en los estados estacionarios de cada una de las tres etapas se presentan también en la Tabla A.1 del Anexo II.

4.3 Carbono Orgánico Total y Carbono Inorgánico

El Carbono Orgánico Total (TOC) ha sido consumido por los microorganismos existentes en el lecho de arena para poder crecer con la consiguiente eliminación de nutrientes. Como se puede observar en la Figura 17, la concentración de materia orgánica ha sufrido una disminución respecto a la composición del agua de entrada al sistema.

Las concentraciones promedio de TOC en el estado estacionario en la etapa 1 fueron de $37,52 \pm 1,56$ mg/L a la entrada y $7,69 \pm 6,43$ mg/L en la salida. En la etapa 2 las concentraciones promedio fueron de $37,84 \pm 1,17$ mg/L en la entrada y $7,47 \pm 6,19$ mg/L en la salida. Finalmente, en la etapa con mayor tiempo de pausa, la etapa 3, las concentraciones promedio de TOC fueron de $54,87 \pm 17,67$ mg/L a la entrada y de $9,31 \pm 2,48$ mg/L a la salida. Se ha obtenido una eficiencia de consumo RE-TOC del 79,49%, 80,27%, 83,03% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. Esto evidencia que la eliminación de TOC en el biofiltro es un proceso relativamente rápido y que no se ve influenciado por periodos de pausa más prolongados en el biofiltro como si suele afectar a la eliminación de patógenos. La materia orgánica presente en el agua residual de entrada fue empleada por microorganismos heterótrofos para la reducción de nitrato (desnitrificación) y mediante su oxidación aerobia, sin poder cuantificar con precisión la contribución de cada mecanismo.

Respecto a la concentración promedio de Carbono Inorgánico (IC) en el estado estacionario en la etapa 1 fueron de $15,40 \pm 1,17$ mg/L a la entrada y de $34,07 \pm 4,01$ mg/L a la salida. En la etapa 2 con un periodo de pausa de 48 h las concentraciones promedio a la entrada y la salida fueron de $23,48 \pm 1,45$ mg/L y $43,47 \pm 5,46$ mg/L respectivamente. En la etapa 3 la concentración promedio a la entrada fue de $17,21 \pm 1,20$ mg/L y a la salida fue de $36,97 \pm 1,66$ mg/L. En la Figura 18 se puede observar el aumento de IC que ha habido durante las Etapas 1, 2 y 3, obteniéndose un aumento del 121,23%, 85,17% y 114,80%, respectivamente. Este aumento está causado por la reacción global de oxidación que ocurre en la desnitrificación u oxidación aerobia, donde se produce dióxido de carbono (carbono inorgánico) en las reacciones metabólicas de obtención de energía.

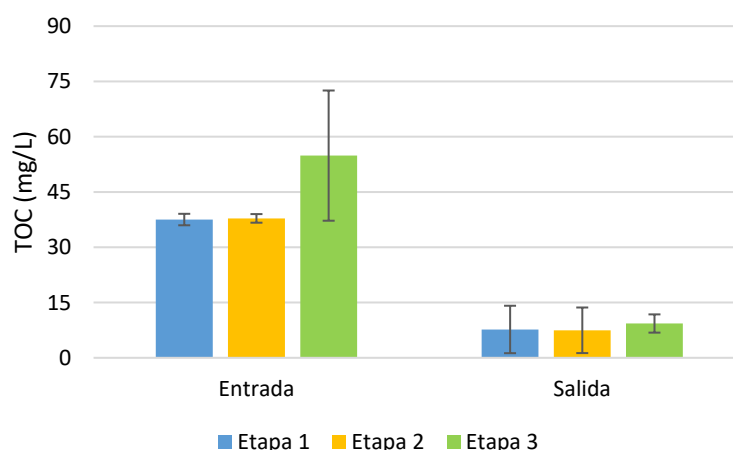


Figura 17. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Orgánico Total en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

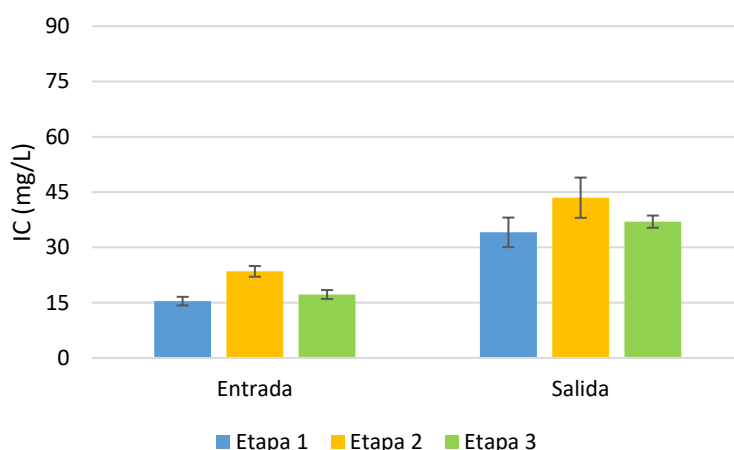


Figura 18. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Inorgánico en las tres etapas.

La concentración promedio de Carbono total en el estado estacionario durante la experimentación fue en la etapa 1 de $52,92 \pm 2,18$ mg/L a la entrada y de $41,77 \pm 8,45$ mg/L en la salida. En la etapa 2 la concentración a la entrada fue de $61,31 \pm 1,01$ mg/L y de $50,94 \pm 11,15$ mg/L a la salida. En la etapa 3 se obtuvieron concentraciones medias de $72,07 \pm 16,53$ mg/L y $46,28 \pm 3,08$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente (Figura 19). Las concentraciones disminuyeron en un 21,07%, 16,92% y 35,79% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. Esta disminución pudo deberse al CO_2 desorbido a la atmósfera y al carbono fijado en forma de biomasa adherida o retenida en el lecho de arena.

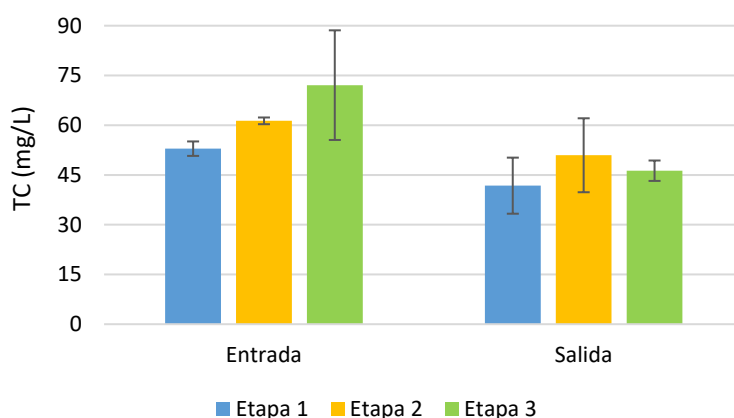


Figura 19. Variación en el estado estacionario de la concentración de Carbono Total en las tres etapas.

En vista de los resultados, es posible confirmar que el filtro de bioarena es un sistema eficaz para la eliminación de materia orgánica bajo las tres condiciones de operación estudiadas. El hecho de que la eliminación de TOC sea constante para las tres etapas demuestra que es un proceso rápido y que se produce en las primeras horas de funcionamiento del filtro. De cara a la aplicación del filtro en campo es un resultado muy interesante ya que incluso en condiciones de mal uso del filtro (Etapa 3), la eliminación de TOC es significativa y garantizaría una buena calidad del agua.

Los valores medios de las concentraciones en las tres etapas pueden verse en la Tabla A.2 en el Anexo III. La variación temporal durante todo el periodo de experimentación de concentraciones de TOC, IC y TC está representada en las Figuras Figura A.2, Figura A.3 y Figura A.4, respectivamente del Anexo II. Las comparaciones entre las tres etapas de las eficiencias de remoción o formación de TOC, IC y TC se pueden observar en las Figuras Figura A.6, Figura A.7 y Figura A.8 respectivamente del Anexo IV y los valores medios de estas eficiencias en la Tabla A.3 del Anexo V.

4.4 Nitrógeno Total, Amonio, Nitrato y Nitrito.

El nitrógeno se puede encontrar en el agua en cuatro formas fundamentales: nitrógeno amoniacal, nitrato, nitrito y nitrógeno orgánico, este último asociado a moléculas orgánicas en sus diversas formas (proteínas, ácidos nucleicos...). La medición del nitrógeno total (TN) agrupa el valor del nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal, nitrito y nitrato. El nitrógeno amoniacal $N-NH_4^+$ se mantuvo prácticamente constante obteniéndose un valor medio de la concentración en las tres etapas menor a 1 mg/L, tanto en la entrada como en la salida.

En la etapa 1, la etapa de experimentación con menor tiempo de pausa, la concentración promedio de TN en el estado estacionario a la entrada fue de $24,28 \pm 5,98$ mg/L y de $2,81 \pm 1,80$ mg/L a la salida. En la etapa 2 se obtuvieron valores de concentración a la entrada de $18,93 \pm 0,21$ mg/L y a la salida la concentración media fue de $3,79 \pm 1,48$ mg/L. En la última etapa de la experimentación, la etapa 3, los valores fueron de $18,27 \pm 1,34$ mg/L y $4,12 \pm 1,89$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente (Figura 20).

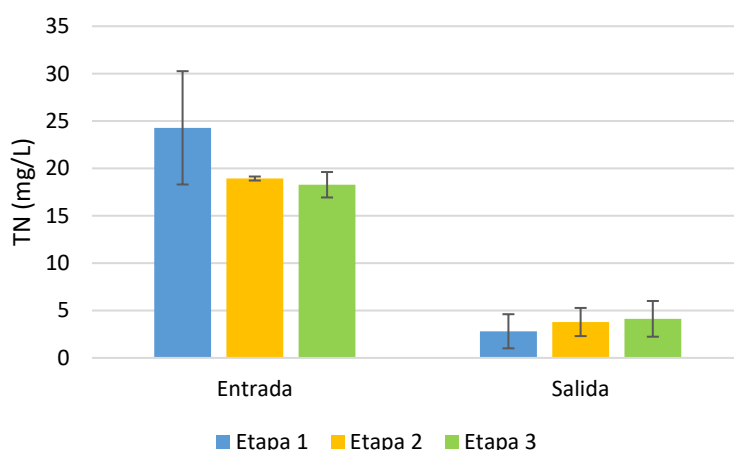


Figura 20. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno total en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

EL nitrógeno total (TN) entendido como la suma de las concentraciones de N-orgánico, $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$ y $N-NH_4^+$ presentó una eficiencia de remoción de 88,43%, 79,99% y 77,45% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. De modo que la eficiencia de remoción se ha mantenido constante independientemente del periodo de pausa.

Esta disminución de TN indica la alta actividad de los mecanismos de asimilación de nitrógeno (necesario para formar proteína celular de los microorganismos nitrificantes y heterótrofos) y de desasimilación (uso del nitrato como aceptor de electrones para oxidar el TOC del agua residual). En este último mecanismo, el nitrato se reduce a nitrito y posteriormente a nitrógeno gas en la desnitrificación. La eficiencia de remoción en la etapa 1 ha sido superior al resto del experimento, posiblemente debido a la degradación anóxica de la materia orgánica adicional presente en el lodo activo inoculado. Sin embargo, la eliminación de TN se ha mantenido constante durante las etapas 2 y 3, independientemente de la frecuencia de carga.

Existe una diferencia en las concentraciones de entrada de nitrógeno total de las distintas etapas, siendo notablemente mayor en la etapa 1. Esto se puede observar mejor en la variación temporal durante todo el periodo de experimentación de TN que se encuentra representada en la Figura A.5 del Anexo II. La causa de este alto contenido en nitrógeno puede deberse a una preparación inadecuada de la solución de nutrientes al final de la etapa 1.

Sin embargo, a pesar de este aumento en la entrada, la eficacia de eliminación de nitrógeno del biofiltro ha seguido siendo óptima. Por tanto, el sistema ha mantenido altos valores de remoción de nitrógeno a pesar de una contaminación accidental y eventual de la fuente agua, algo que puede ocurrir durante en condiciones normales. La comparación entre las tres etapas de la eficiencia de remoción de TN se puede observar en la Figura A.9 del Anexo IV.

En la Figura 21 se puede observar la variación temporal de la relación entre los gramos de carbono orgánico consumidos y los gramos de nitrógeno consumidos con el fin de comprobar si el ratio C/N fijado a 2,5 necesario para que ocurra la desnitrificación, se ha cumplido. Se puede observar que de forma general el ratio ha sufrido bastantes variaciones durante la experimentación. Los ratios medios obtenidos durante las tres etapas han sido de 2,00, 1,67 y 2,11 en las etapas 1, 2 y 3 respectivamente. Además, la eliminación de nitrógeno en torno al 80% coincide con la eliminación de TOC en torno al 80%, lo que indica que se mantiene el ratio de consumo en torno al 80% de C/N que se había planteado para la sacarosa inicialmente, es decir, en torno a 2.

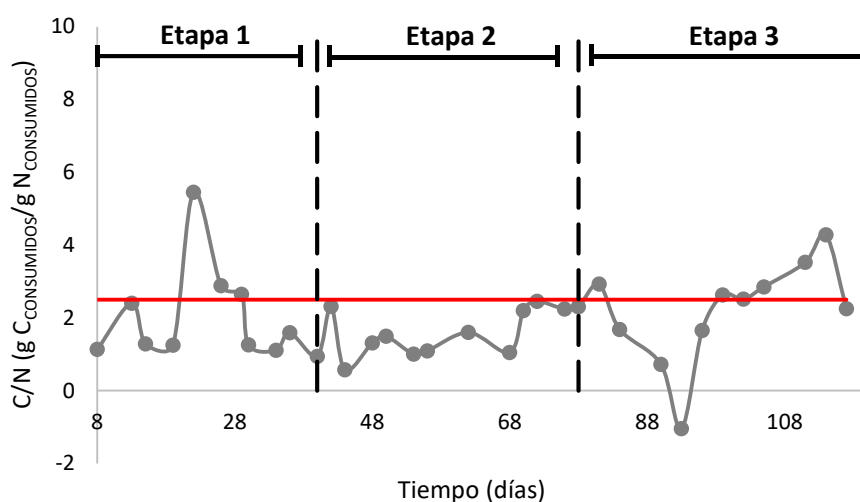


Figura 21. Variación temporal de la relación C/N en ($\text{g } C_{\text{CONSUMIDOS}}/\text{g } N_{\text{CONSUMIDOS}}$) durante las tres etapas.

Respecto al nitrógeno en forma de nitratos (N-NO_3^-), las concentraciones promedio del estado estacionario obtenidas en la etapa 1 tienen unos valores de $25,85 \pm 4,12$ y $3,41 \pm 3,18$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente. En la etapa 2 las concentraciones fueron de $18,64 \pm 0,22$ mg/L y de $2,93 \pm 0,29$ mg/L a la salida. En la etapa 3, los valores obtenidos fueron de $12,95 \pm 2,19$ mg/L a la entrada y de $1,90 \pm 1,15$ mg/L a la salida.

Ha habido una disminución muy importante en los tres periodos de experimentación debido a la desnitrificación en la zona anóxica del biofiltro. Se ha obtenido una eficiencia de eliminación de nitrógeno en forma de nitrato de 86,80%, 84,28% y 85,30% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. Por tanto, este nitrógeno del nitrato se ha eliminado en forma de nitrógeno gas mediante una reacción de reducción en la cual los microorganismos han usado la sacarosa como fuente externa de carbono y donador de electrones en el proceso de desnitrificación. Estos resultados se encuentran representados en la Figura 22.

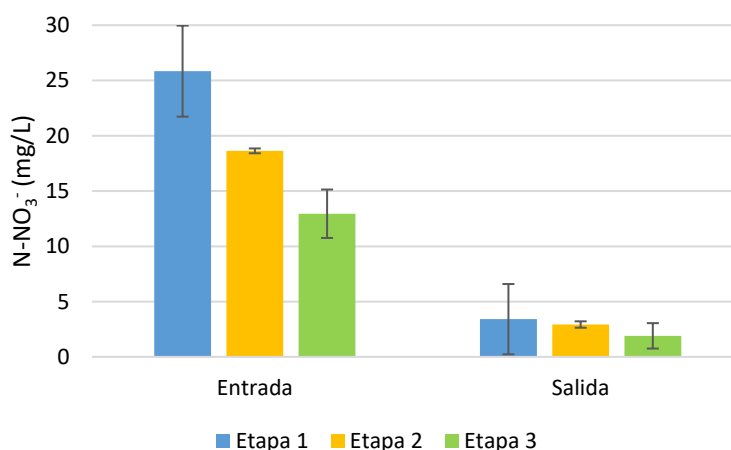


Figura 22. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno en forma de nitrato en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Al igual que con el Nitrógeno total, la eliminación de nitrato se ha mantenido constante a través de las distintas etapas. A mayor tiempo de pausa, cabría esperar una menor concentración de oxígeno disuelto en el agua y por tanto, un mayor potencial de desnitrificación (Murphy, et al., 2010) ya que favorece las condiciones anóxicas.

Sin embargo, tal y como se evidencia tanto en la eliminación de nitrógeno total como en la eliminación de nitrato, el tiempo entre cargas del filtro no ha afectado significativamente a la eliminación. Por lo tanto es posible afirmar que el método habitual de utilización del filtro que permite eliminar eficazmente los organismos patógenos, permite simultáneamente eliminar altas concentraciones de carbono y de nitrógeno, incluso en situaciones de mala utilización del filtro (Etapa 3).

Lo contrario ocurre con la concentración de nitrógeno en forma de nitrito, que sufrió un aumento del 77,22%, 139,25% y 0,81% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. Este aumento se debe a la formación del nitrito como un compuesto intermedio tanto en la nitrificación (por limitación de oxígeno) como en la desnitrificación.

Entre las etapas 1 y 2 el aumento es mayor, esto puede deberse a la acumulación de nitrito en el biofiltro como consecuencia de un deterioro en la actividad microbiológica. Sin embargo, en la etapa 3 la concentración de nitrito disminuye en comparación con la etapa 2. Esto puede explicarse como consecuencia de una desnitrificación del nitrito o nitrato usando como fuente de carbono la biomasa formada en el lecho, lo que correlacionaría con el aumento en el flujo de salida por consumo de la biomasa acumulada en el filtro. En la etapa 1 las concentraciones medias de N-NO_2^- en el estado estacionario fueron de $0,67 \pm 0,05$ mg/L y $1,18 \pm 0,84$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente. En la etapa 2 el valor de concentración de entrada obtenido fue de $0,61 \pm 0,02$ mg/L a la entrada y de salida de $1,46 \pm 0,87$ mg/L. En la última etapa, la etapa 3, se obtuvieron unas concentraciones promedio de entrada de $0,76 \pm 0,53$ mg/L y de salida de $0,76 \pm 0,08$ mg/L. Dichos resultados se pueden observar en la Figura 23.

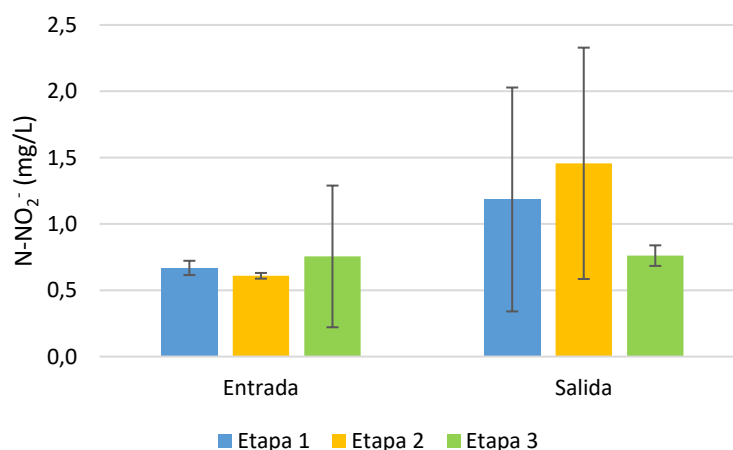


Figura 23. Variación en el estado estacionario de la concentración de nitrógeno en forma de nitrito en el agua residual de entrada y salida en las tres etapas.

Estos cambios que han ocurrido en el biofiltro en las concentraciones de nitrato y nitrito sugieren que dentro del filtro de bioarena la actividad de los procesos de nitrificación-desnitrificación es alta, y por tanto hay una eliminación de nitrógeno en el agua en forma de nitrógeno gas (Murphy, et al., 2010). Sin embargo, a pesar de los buenos resultados obtenidos en la eliminación de TN y nitratos, deben abrirse y ampliarse nuevas líneas de investigación en lo que respecta a la formación y eliminación de nitritos en el biofiltro usando la sacarosa como fuente de carbono externa. Esto podría suponer una mejora en la calidad del agua y por tanto, en la salud.

Los resultados medios de las concentraciones de estos parámetros en el estado estacionario de las tres etapas se presentan en la Tabla A.2 del Anexo III y la eficiencia de eliminación o formación en la Tabla A.3 del Anexo V.

4.5 Fosfato, Fluoruro, Sulfato y Cloruro

Los valores de las concentraciones promedio de fósforo perteneciente al fosfato en la etapa 1 fueron de $4,10 \pm 0,22$ mg/L a la entrada y de $2,98 \pm 0,91$ mg/L a la salida. En la segunda etapa, con un periodo de pausa de 48h, se obtuvieron valores de concentración a la entrada y la salida de $4,48 \pm 3,17$ mg/L y $3,50 \pm 2,47$ mg/L respectivamente. En la etapa 3 solo se obtuvieron los valores de entrada con una concentración de $2,56 \pm 0,05$ mg/L. La concentración de fosfatos ha disminuido ligeramente a la salida respecto a la entrada, obteniéndose una eficacia de remoción de fosfatos RE-P- PO_4^{3-} de 27,21%, 21,92% en las etapas 1 y 2. Estos resultados están representados en la Figura 24. Las bajas eliminaciones de fósforo pueden explicarse como resultado de la baja asimilación de fósforo para formar biomasa nitrificante y heterótrofa. El rango de pH en el agua tratada (en torno a la neutralidad) descarta la existencia de mecanismos de precipitación de fósforo.

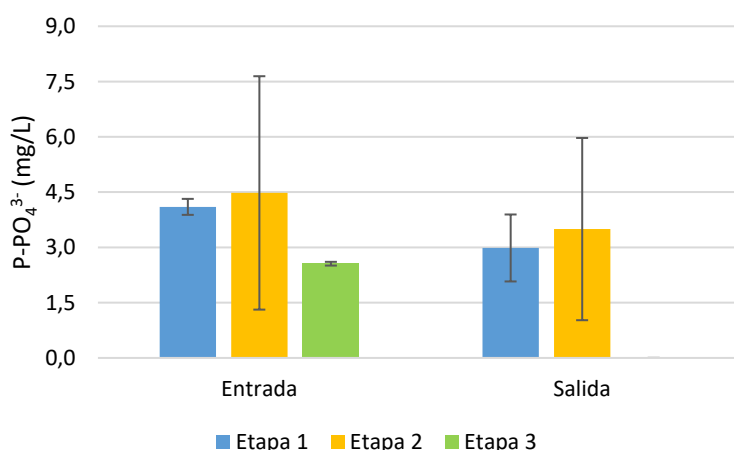


Figura 24. Variación en el estado estacionario de la concentración de fósforo en forma de fosfato en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Respecto a las concentraciones de fluoruro en la etapa 1 se obtuvieron valores promedio de $5,32 \pm 1,05$ mg/L a la entrada y de $1,54 \pm 0,11$ mg/L a la salida. En la etapa 2 las concentraciones fueron de $2,02 \pm 0,04$ mg/L a la entrada y de $2,37 \pm 0,49$ mg/L a la salida. En la etapa 3 los valores promedio fueron de $1,83 \pm 1,36$ mg/L y $1,97 \pm 0,54$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente. La concentración de fluoruros ha disminuido un 71,05% en la Etapa 1 y ha aumentado en un 17,62% y un 7,67% en las etapas 2 y 3 respectivamente, esto puede verse en la Figura 25. La alta eliminación en la etapa 1 pudo deberse más probablemente a un error en la determinación del ion fluoruro como resultados de las bajas concentraciones presentes en el agua de entrada.

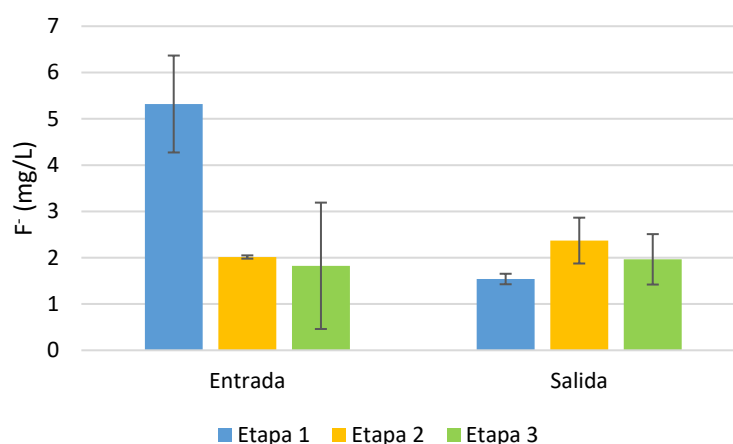


Figura 25. Variación en el estado estacionario de la concentración de fluoruro en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

Los aniones de cloruro y sulfato no han experimentado una variación significativa en las concentraciones en ninguna de las tres etapas como puede apreciarse en la Figura 26 y la Figura 27.

La concentración de cloruros ha aumentado en la salida respecto a la entrada en un 3,03%, 2,24% y 49,70% en las etapas 1, 2 y 3, respectivamente. Este aumento con el periodo de pausa puede deberse a la liberación del cloruro acumulado previamente en el filtro durante la experimentación como consecuencia de los fenómenos de lisis celular en la etapa 3, resultado del bajo aporte de materia orgánica y nutrientes. Sus concentraciones promedio en la entrada han sido en la etapa 1 de $19,12 \pm 0,46$ mg/L a la entrada y de $19,70 \pm 2,31$ mg/L a la salida. En la etapa 2 se obtuvieron concentraciones de $23,17 \pm 3,98$ mg/L y $23,69 \pm 0,12$ mg/L a la entrada y la salida respectivamente. En la etapa 3 las concentraciones medias tuvieron los valores de $11,85 \pm 3,65$ mg/L a la entrada y de $17,74 \pm 2,32$ mg/L a la salida (Figura 26).

Las concentraciones de sulfato a la entrada en la etapa 1 tuvieron los valores de $10,47 \pm 0,19$ mg/L y de $10,40 \pm 1,84$ mg/L a la salida. En la etapa 2 estos valores fueron de $14,16 \pm 0,17$ mg/L a la entrada y de $13,78 \pm 2,89$ mg/L a la salida. En la etapa 3 se obtuvieron unas concentraciones de $7,74 \pm 0,91$ mg/L y de $8,27 \pm 0,25$ mg/L de entrada y salida respectivamente (Figura 27). Con una eliminación del 0,71 y 2,66% en las etapas 1 y 2 y formación el 6,88% en la etapa 3. No se observan cambios significativos en la concentración de sulfatos a la entrada y salida del filtro. Por tanto como afirma (Kennedy, et al., 2012), el biofiltro no ha tenido efecto en la concentración de sulfato. Esto pudo deberse a la baja disponibilidad de materia orgánica en el biofiltro que no conllevó ni la asimilación de una fracción significativa del sulfato ni al desarrollo de comunidades sulfato reductores capaces de reducir el sulfato a H_2S .

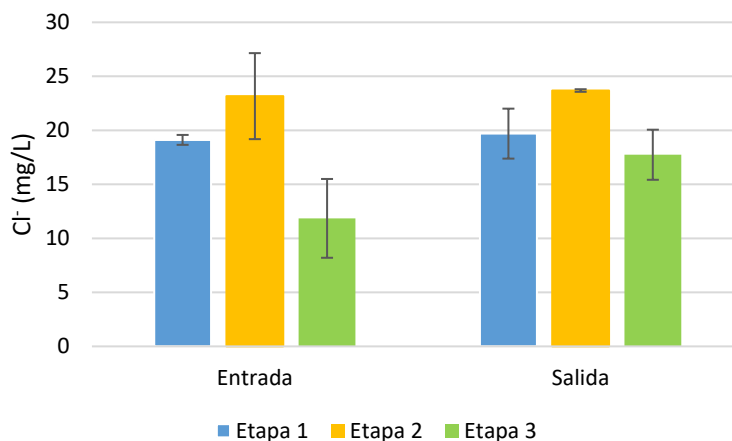


Figura 26. Variación en el estado estacionario de la concentración de cloruro en el agua de entrada y salida en las tres etapas.

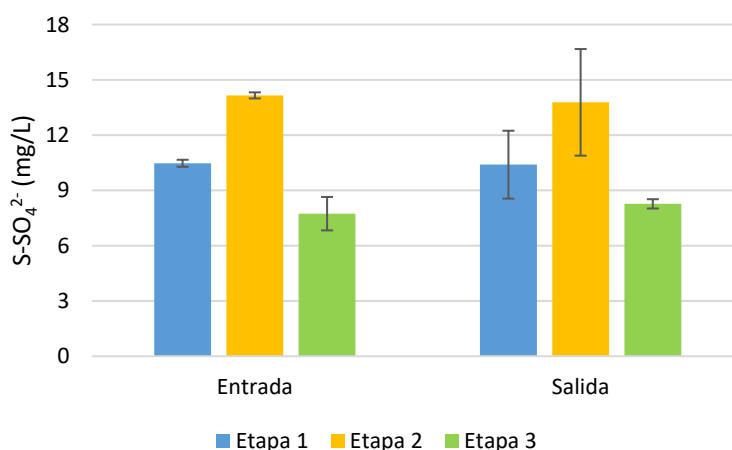


Figura 27. Variación en el estado estacionario de la concentración de azufre en forma de sulfato en el agua de entrada en las tres etapas.

Los resultados medios de las concentraciones de estos parámetros en el estado estacionario de las tres etapas se presentan en la Tabla A.2 del Anexo III y la eficiencia de eliminación o formación en la Tabla A.3 del Anexo V.

4.6 Composición del agua

Es importante comparar los valores de la composición del agua ya filtrada obtenidos durante las tres etapas con los valores de referencia de las guías para la calidad del agua potable de la OMS (2006), con el objetivo de evaluar si serían aptas o no para su consumo. Según se puede observar en la Tabla 13, la concentración de fosfato, sulfato, cloruro y amonio ha permanecido por debajo de los valores recomendados no habiendo sufrido ninguna variación significativa respecto a la entrada. Lo mismo ocurre con el fluoruro, pero por el contrario este sí sobrepasa la concentración máxima recomendada por la OMS.

Dado que no ha habido ningún efecto positivo en la concentración de fluoruros, el uso del biofiltro solo se recomienda para aguas con bajo contenido en fluoruro. Habría que estudiar nuevas técnicas de eliminación de estos compuestos en el filtro, ya sea mediante modificaciones en el sistema de biofiltración o mediante el uso de otro tipo de tratamientos.

Por el contrario, la eliminación de nitratos en el agua ha sido realmente buena consiguiendo una disminución en el contenido de nitratos a niveles inferiores a la concentración máxima recomendada. Esto se ha logrado con una concentración de nitratos en la entrada considerablemente mayor al valor de referencia de la OMS, lo que refuerza el biofiltro como un buen sistema de tratamiento para reducir el contenido de nitratos en el agua. Pero, sin embargo, el biofiltro no ha sido capaz de eliminar los nitritos, quedando demostrado un aumento en su concentración. De modo que se recomienda el consumo de agua de fuentes segura para bebés lactantes y no del agua del biofiltro a modo de precaución contra la metahemoglobinemia.

		PARÁMETROS						
		Nitrato	Nitrito	Amonio	Fluoruro	Fosfato	Sulfato	Cloruro
Etapa 1	Entrada	114,43	2,20	<1	5,32	12,57	31,37	19,12
	Salida	11,21	3,89	<1	1,54	9,15	31,15	19,70
Etapa 2	Entrada	82,5	2,00	<1	2,02	13,73	42,41	23,17
	Salida	9,62	4,79	<1	2,37	10,72	41,28	23,69
Etapa 3	Entrada	57,32	2,48	<1	1,83	7,84	23,18	11,85
	Salida	6,25	2,50	<1	1,97	-	24,78	17,74
Concentración máxima		≤ 50	< 3	≤ 1,5*	≤ 1,5	-	≤ 500	≤ 250*

Tabla 13. Concentración de los parámetros de estudio en el agua de salida en las tres etapas. (*no basada en efectos sobre la salud).

4.7 Parámetros Organolépticos

Durante el funcionamiento del biofiltro también se pudieron observar ligeras variaciones en algunas de las propiedades organolépticas del agua. Estos parámetros son importantes ya que su valoración cualitativa puede servir para facilitar la interpretación de los resultados obtenidos o para cuantificarlos posteriormente.

En las dos primeras etapas en las cuales se realizaron algunas cargas mediante el empleo de una bomba, se observó turbidez en el agua que se encontraba en las garrafas de entrada seguramente debido a la precipitación parcial de las sales presentes, causada por una agitación pobre, sin embargo, durante toda la experimentación, se obtuvo un filtrado libre de turbidez.

Además, durante la experimentación aparecieron organismos macroscópicos en la entrada del biofiltro como larvas de mosquito. Parte de ellos se quedaron retenidos en el difusor ya que éste actúa como una primera barrera física. Mientras, la otra parte se encontraba en el agua estancada, donde proliferaban. A pesar de esto se pudo observar su ausencia total en el agua ya filtrada, logrando una eliminación total de macro-organismos, quedando éstos retenidos en el filtro.

La evaluación de estas características físicas del agua sería más determinante si en vez de usar agua sintética se hubiese usado agua real de la zona de estudio, ya que podría demostrarse la efectividad del biofiltro en la mejora de estas propiedades. Además, en las zonas con menos recursos, observar sus posibles variaciones puede llegar a ser un buen primer indicador del estado y del funcionamiento del sistema de biofiltración.

5. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos se puede concluir que el sistema de biofiltración usado para este estudio ha alcanzado altos niveles de eficiencia de remoción de materia orgánica y nitrógeno total durante las tres etapas. Estos altos niveles de eliminación se han obtenido usando sacarosa como fuente externa de carbono orgánico. Por tanto, el hecho de añadir una fuente de azúcar al filtro puede tener efectos positivos sobre la calidad del agua, siendo además la sacarosa un producto de bajo coste y de alta disponibilidad en las zonas con menos recursos.

Cabe destacar que a pesar de la notable disminución en la concentración de nitrógeno total, el contenido de nitritos en el agua ha aumentado a niveles ligeramente superiores a los valores recomendados por la Organización Mundial de la Salud. Para lograr comprender los mecanismos de eliminación y formación de nitritos en el biofiltro sería necesario realizar más investigación. Por el momento se desaconseja el consumo de agua del biofiltro para niños lactantes debido al efecto perjudicial de los nitritos en éstos, siendo recomendable que consuman agua de fuentes seguras cuando sea posible.

El filtro de bioarena no ha tenido ningún efecto sobre el pH del agua que se ha tratado. Además, tampoco ha provocado ninguna variación significativa en la concentración de fluoruro, cloruro, sulfato y fosfato. Por lo que en el caso de que se alcanzasen valores inadecuados para su consumo, como es el caso del fluoruro, sería necesario el uso de otros tratamientos alternativos o plantear mejoras para el sistema de biofiltración.

Como cabía esperar, se obtuvieron índices de flujo menores al aumentar el periodo de pausa, sin embargo, esto no ha influido significativamente en las concentraciones de los parámetros de estudio, pudiendo afirmar que la eficiencia del biofiltro no se ha visto afectada por los diferentes periodos de pausa, incluso en la tercera etapa en la cual se usó un periodo de pausa no recomendado para este sistema. Respecto a los parámetros organolépticos, se ha conseguido una disminución en la turbidez del agua y una eliminación total de organismos macroscópicos.

Por tanto, esto indica que el sistema de biofiltración estudiado es una buena alternativa para el tratamiento del agua potable en países en vías de desarrollo, siempre desde un enfoque de barreras múltiples. El filtro de bioarena ha logrado no solo la eliminación de patógenos, sino también de sustancias químicas perjudiciales para la salud. Por lo que este sistema favorece el cumplimiento de la meta 6 de los objetivos del desarrollo sostenible, pudiendo conseguir una mejora en la calidad del agua y por tanto, de la salud de las personas y comunidades que viven en zonas con pocos recursos.

6. BIBLIOGRAFÍA

Akunna J. C., Bizeau C., Moletta R. (1993). Nitrate and nitrite reductions with anaerobic sludge using various carbon sources: glucose, glycerol, acetic acid, lactic acid and methanol. *Water Research*. Vol. 27. 1303-1312.

Antoniou, P., Hamilton, J., Koopman, B., Jain, R., Holloway, B., Libertaos, G., & Svoronos, S.A. (1990). Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria. *Wat. Res.*, 24, 97-101.

Baumgartner, A., & Grand, M. (2006). Bacteriological quality of drinking water from dispensers (coolers) and possible control measures. *Journal of food protection*, 69(12), 3043-3046.

Bilanovic, D., Battistoni, P. Cecchi, F. Pavan, P. & Mata-Álvarez, J. (1999). Denitrification under high nitrate concentration and alternating anoxic conditions. *Water Research*, 33, 3311-3320.

Bruzunis. (1993). Laboratory report: conformational testing of an intermittently operated slow sand filter. Calgary, AB, Canada: Department of Civil Engineering, University of Calgary.

Buzunis, B.J. (1995). Intermittently Operated Slow Sand Filtration: A New Water Treatment Process (Master's Thesis). University of Calgary, Department Of Civil Engineering.

Carrera Muyo, J. (2004). Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga: estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial (Tesis Doctoral). Escola Tècnica Superior d'Enginyeries, Departament d'Enginyeria Química, Universitat Autònoma de Barcelona.

Castañón Cuadrado, H. (2017). Estudio de un Sistema de potabilización mediante filtros de bio-arena implantado en Benín (Trabajo Final de Grado). Instituto de Biología Funcional y Genómica, Universidad de Salamanca.

CAWST. (2009). Manual para el filtro de bioarena diseño, construcción, instalación, operación y mantenimiento.

CESCR. (2003). Observación General No. 15: El Derecho al Agua (Arts. 11 y 12 del Pacto), Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales de la ONU, 20 de enero de 2003, E/C.12/2002/11. Recuperado de <https://www.undocs.org/es/e/c.12/2002/11>

Chevron, F., Defives, C. & Dubourguier, H.C. (1997). Denitrification of high nitrate and ammonia waters using fixed-biofilms reactors on natural supports. *Environmental Technology*, 18, 171-178.

Dean, H.T. (1942). Epidemiological studies in the United States. In: Moulton FR, ed. Fluorine and dental health. Washington, DC, American Association for the Advancement of Science (AAAS Publication No. 19).

Doyle, M. P., Herman, J. G., & Dykstra, R. L. (1985). Autocatalytic oxidation of hemoglobin induced by nitrite: activation and chemical inhibition. *Journal of free radicals in biology & medicine*, 1(2), 145-153.

Duke, W. F., Nordin, R. N., Baker, D., & Mazumder, A. (2006). The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. *Rural Remote Health*, 6(3), 570.

Earwaker, P. (2006). Evaluation of Household BioSand Filters in Ethiopia. Tesis de Maestría en Manejo de Agua (Abastecimiento de Agua Comunitario). Instituto del Agua y del Ambiente, Universidad de Cranfield, Silsoe, Reino Unido.

EPA. (1993). Manual nitrogen control. EPA/625/R-93/010

Fewtrell, L., Smith, S., Kay, D., & Bartram, J. (2006). An attempt to estimate the global burden of disease due to fluoride in drinking water. *Journal of water and health*, 4(4), 533-542.

Gómez, M.A., González-López, J., & Hontoria-García, E. (2000). Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter. *J. Hazard. Mater.* 77

Harremoës, P., Haarbo, A., Winther-Nielsen, M., & Thirsing, c. (1998). Six years of pilot plant studies for design of treatment plant for nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.*, 38, 219-226.

Hasselblad, S. & Hallins, S. (1998). Intermittent addition of external carbon to enhance denitrification in activated sludge. *Water science and technology*, 37, 227-233.

Horman, A., et al. (2004). Evaluation of the purification capacity of nine portable, small-scale water purification devices. *Water Science and Technology*, 50(1):179–183.

IPCS. (1984). Fluorine and fluorides. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 36).

Jaffé, E.R. (1981). Methaemoglobinaemia. *Clinical Hematology*, 10(1):99–122.

Kaiser, N., et al. (2002).BSF evaluation report: Summary of all lab and field studies. Enviado a Samaritan's Purse, Canada.

Kennedy, T. J., Hernandez, E. A., Morse, A. N., & Anderson, T. A. (2012). Hydraulic loading rate effect on removal rates in a BioSand filter: A pilot study of three conditions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223(7), 4527-4537.

Murphy, H. M., McBean, E. A., & Farahbakhsh, K. (2010). Nitrification, denitrification and ammonification in point-of-use biosand filters in rural Cambodia. *Journal of water and health*, 8(4), 803-817.

Nakhla, G. & Farooq, S. (2003). Simultaneous nitrification-denitrification in slow sand filters. *J. Hazard. Mater. B96*, 291–303.

Ngai, T., Murcott, S. & R. Shrestha (2004). Kanchan Arsenic Filter (KAF) – Research and Implementation of an Appropriate Drinking Water Solution for Rural Nepal.

Nyberg, U. Andersson, B. & Aspegren, H. (1996). Long-term experiences with external carbon sources for nitrogen removal. *Water science and technology*, 33, 109-116.

Oficina de Información Diplomática del Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación, Gobierno de España. Ficha País, Benín (República de Benín). Recuperado de http://www.exteriores.gob.es/Documents/FichasPais/BENIN_FICHA%20PAIS.pdf

Oh, J., & Silverstein, J. (1999). Oxygen inhibition of activated sludge denitrification. *Water Research*, 33, 1925-1937.

OMS. (2003). Nitrate and nitrite in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/56).

OMS. (2003). Sulfate in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

OMS. (2003). Chloride in drinking-water. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/3).

OMS. (2006). Guías para la calidad del agua potable. Tercera edición. Vol 1. ISBN 92 4 154696 4. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/es/

OMS. (2012). Evaluación de Métodos para el Tratamiento Doméstico del Agua. Metas sanitarias y especificaciones de eficiencia microbiológica. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS, & UNICEF. (2017). Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017: Special focus on inequalities. JMP Database. Retrieved from <https://washdata.org/data/household#!/dashboard/new>

OMS, & UNICEF. (2017). Progresos en materia de agua potable, saneamiento e higiene: informe de actualización de 2017 e indicadores de referencia de los ODS. Recuperado de <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/260291/9789243512891-spa.pdf?sequence=1>

ONU. (2010). Asamblea General, El derecho humano al agua y el saneamiento: Resolución aprobada por la Asamblea General, 3 Agosto 2010, A/RES/64/292. Recuperado de <https://www.undocs.org/es/A/RES/64/292>

ONU. (2015). Asamblea General, Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, 25 Septiembre 2015, A/RES/70/1. Recuperado de <https://undocs.org/sp/A/RES/70/1>

ONU. (2018). Resumen Ejecutivo: Informe de Síntesis de 2018 sobre el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 relacionado con el agua y el saneamiento. Recuperado de <https://www.unwater.org/publications/executive-summary-sdg-6-synthesis-report-2018-on-water-and-sanitation>

ONU. (2019). Agua. Recuperado de <https://www.un.org/es/sections/issues-depth/water/index.html>

Palmateer, G., Manz D., Jurkovic A., McInnis R., Unger S., Kwan K.K., & Dudka B.J. (1999). Toxicant and Parasite Challenge of Manz Intermittent Slow Sand Filter. *Environmental Toxicology*, 14, 217-225.

Petersen, P.E., & Lennon, M.A. (2004). Effective use of fluorides for the prevention of dental caries in the 21st century: The WHO approach. *Community Dentistry and Oral Epidemiology*, 32:319–321

PNUD. (2018). Índices e indicadores de desarrollo humano. Actualización estadística de 2018. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. Recuperado de http://hdr.undp.org/sites/default/files/2018_human_development_statistica_l_update_es.pdf

Purtschert, I. & Gujer, W. (1999). Population dynamics by methanol addition in denitrifying wastewater treatment plants. *Water science and technology*, 39, 43-50.

Shammas, N.K. (1986). Interactions of temperature, pH and biomass on the nitrification process. *J. Wat. Poll. Con. Fed.* 58, 52-59.

Sison, N.F., Hanaki, K. and Matsuo, T. (1995). High loading denitrification by biological activated carbon process. *Water Research*, 29, 2776-2779.

Souter, P.F., et al. (2003). Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking-water. *Journal of Water and Health*, 1(2):73–84.

Stauber, C., Elliot, M., Koksai, F., Ortiz, G., Liang, K., DiGiano, F., & Sobsey, M. (2006). Characterisation of the Biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking-water under controlled laboratory and field use conditions. *Water Science and Technology*, 54(3):1-7.

Stauber, C.E., et al. (2009). A randomized controlled trial of the concrete biosand filter and its impact on diarrheal disease in Bonao, Dominican Republic. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 80(2):286–293.

USEPA. (1985a). Drinking water criteria document on fluoride. Washington, DC, US Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water.

USEPA. (1987). Estimated national occurrence and exposure to nitrate and nitrite in public drinking water supplies. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency, Office of Drinking Water.

Van Duijvenboden, W., & Matthijsen, A.J.C.M. (1989). Integrated criteria document nitrate. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM Report No. 758473012).

WHO. (1994). Fluorides and oral health. Report of a WHO Expert Committee on Oral Health Status and Fluoride Use. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 846)

WHO. (2004). Fluoride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/96)

WHO. (2007). Combating Waterborne Diseases at the Household Level. The International Network to Promote Household Water Treatment and Safe Storage. Geneva: World Health Organisation.

7. ANEXOS

Anexo I. Dimensiones del filtro de bioarena de CAWST (2009)

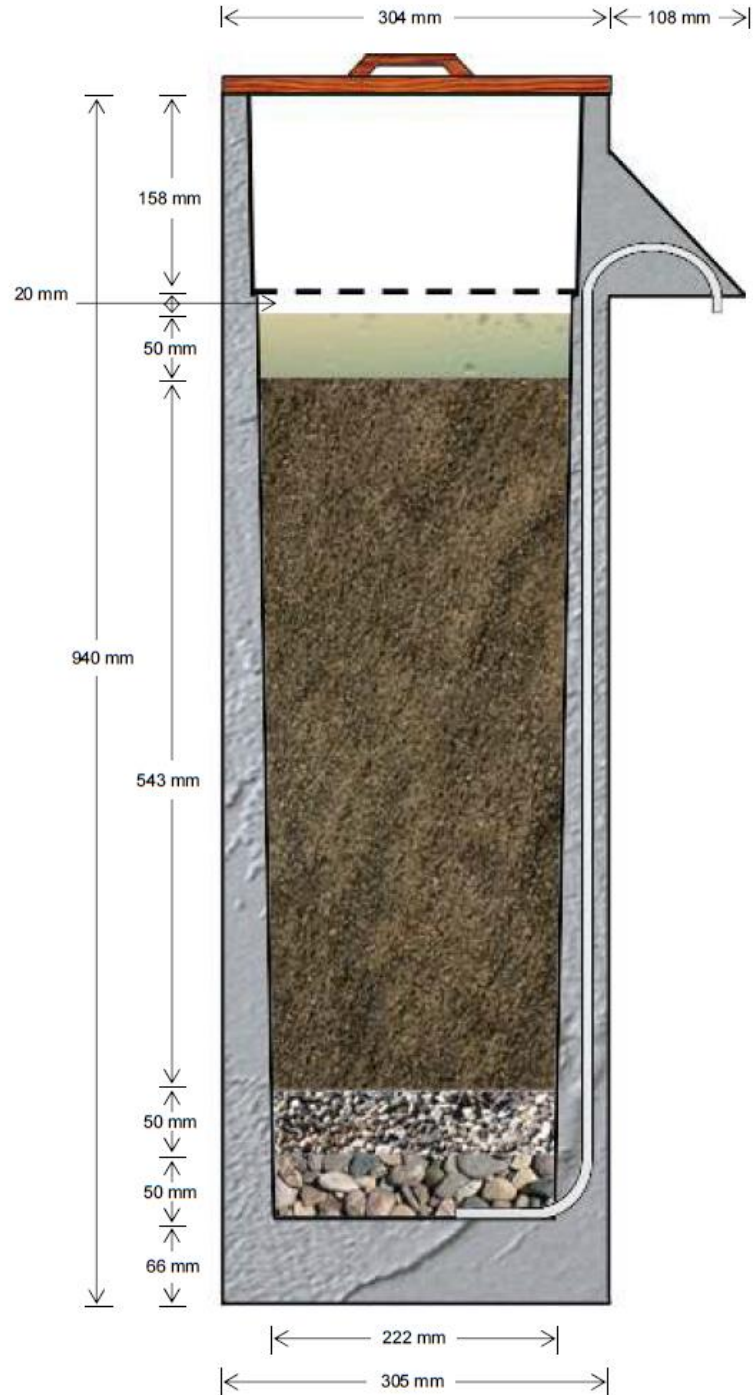


Figura A.1. Dimensiones del filtro de bioarena de CAWST (2009).

Anexo II. Variaciones temporales de las concentraciones de TOC, IC, TC y TN durante todo el periodo de experimentación.

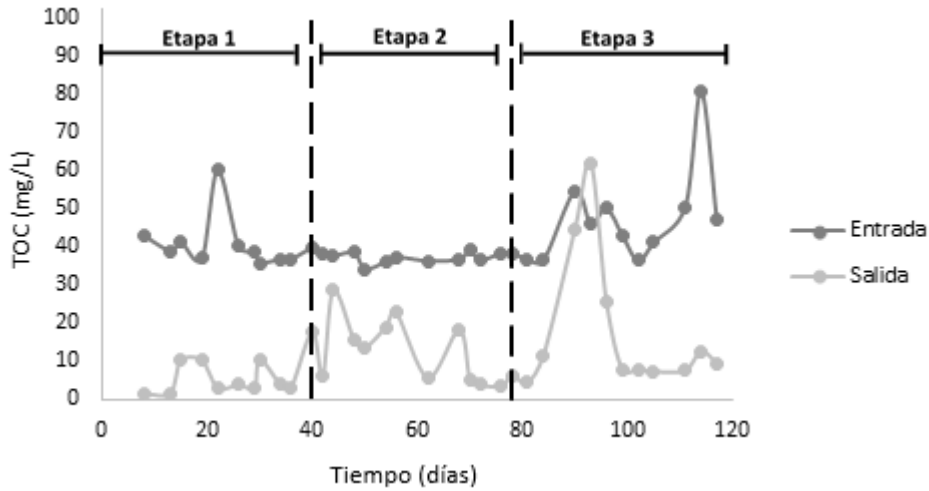


Figura A.2. Variación temporal de la concentración de TOC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

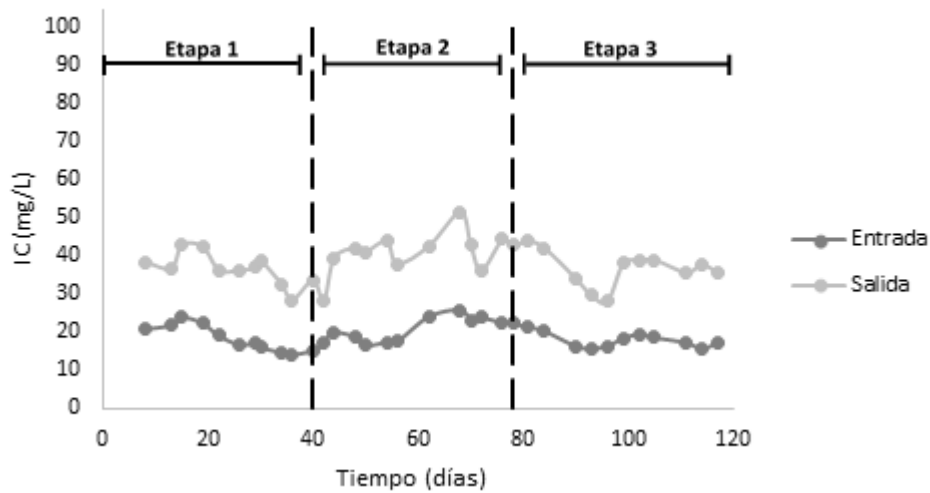


Figura A.3. Variación temporal de la concentración de IC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

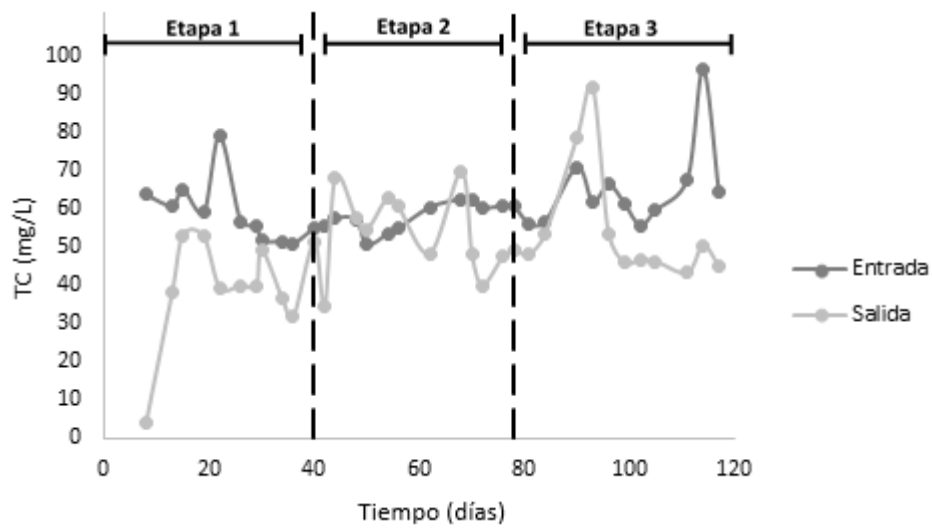


Figura A.4. Variación temporal de la concentración de TC en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

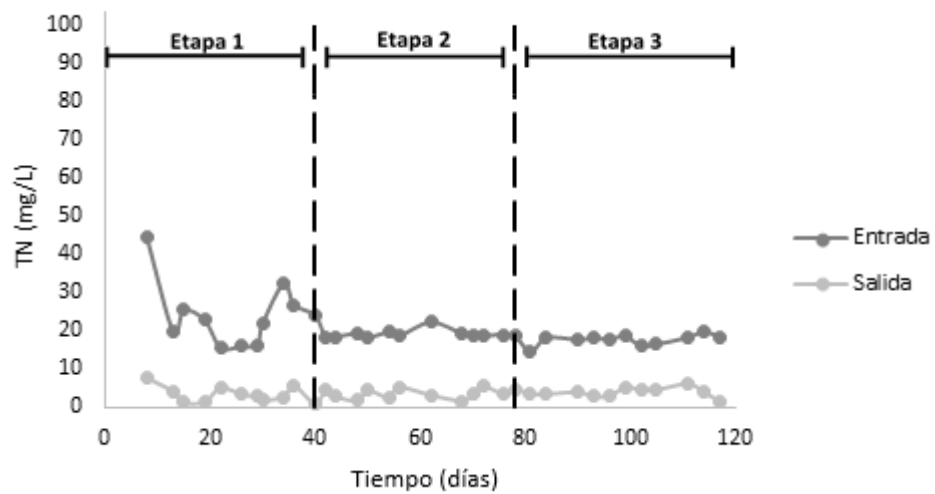


Figura A.5. Variación temporal de la concentración de TN en el agua de entrada y salida durante todo el periodo de experimentación.

Anexo III. Resultados medios en el estado estacionario de los parámetros de estudio en las tres etapas

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
pH	7,31	7,17	7,45	7,3	7,87	7,71
Q Filtrado (L/min)	0,522		0,591		0,516	

Tabla A.1. Valores medios en el estado estacionario de los parámetros de control del sistema.

	Concentración (mg/L)					
	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3	
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
TOC	37,52	7,69	37,84	7,47	54,87	9,31
IC	15,40	34,07	23,48	43,47	17,21	36,97
TC	52,92	41,77	61,31	50,94	72,07	46,28
TN	24,28	2,81	18,93	3,79	18,27	4,12
NO ₃ ⁻	114,43	11,21	82,50	9,62	57,32	6,25
NO ₂ ⁻	2,20	3,89	2,00	4,79	2,48	2,50
N-NO ₃ ⁻	25,85	3,41	18,64	2,93	12,95	1,90
N-NO ₂ ⁻	0,67	1,18	0,61	1,46	0,76	0,76
N-NH ₄ ⁺	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SO ₄ ²⁻	31,37	31,15	42,41	41,28	23,18	24,78
PO ₄ ³⁻	12,57	9,15	13,73	10,72	7,84	0,00
S-SO ₄ ²⁻	10,47	10,40	14,16	13,78	7,74	8,27
P-PO ₄ ³⁻	4,10	2,98	4,48	3,50	2,56	-
Cl ⁻	19,12	19,70	23,17	23,69	11,85	17,74
F ⁻	5,32	1,54	2,02	2,37	1,83	1,97

Tabla A.2. Concentraciones medias en el estado estacionario de los parámetros de estudio en las tres etapas.

Anexo IV. Comparación de la variación temporal de las eficiencias de eliminación o formación de TOC, IC, TC y TN durante las tres etapas.

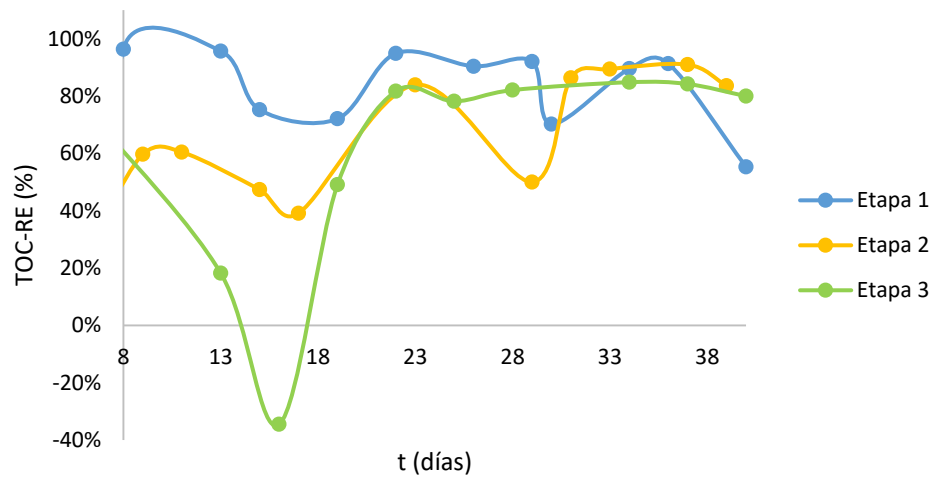


Figura A.6. Comparación de la variación temporal de la eliminación de TOC durante las 3 etapas.

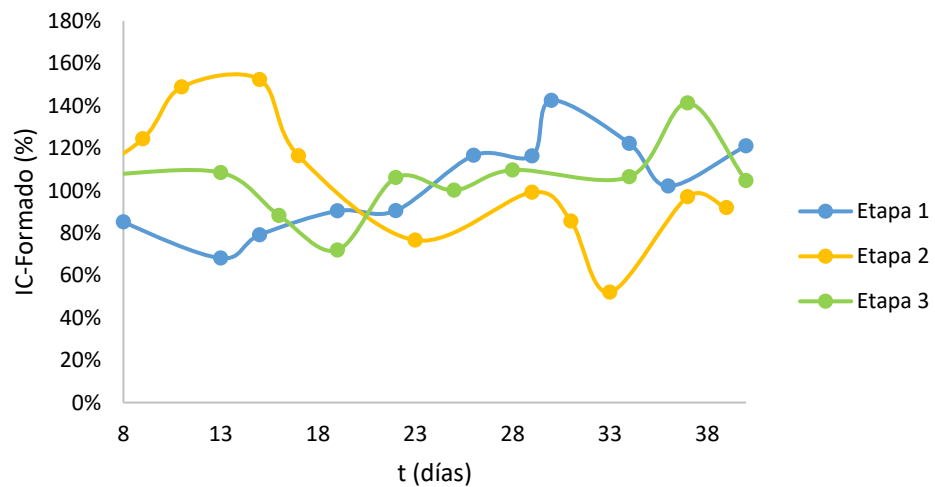


Figura A.7. Comparación de la variación temporal de formación de IC durante las 3 etapas.

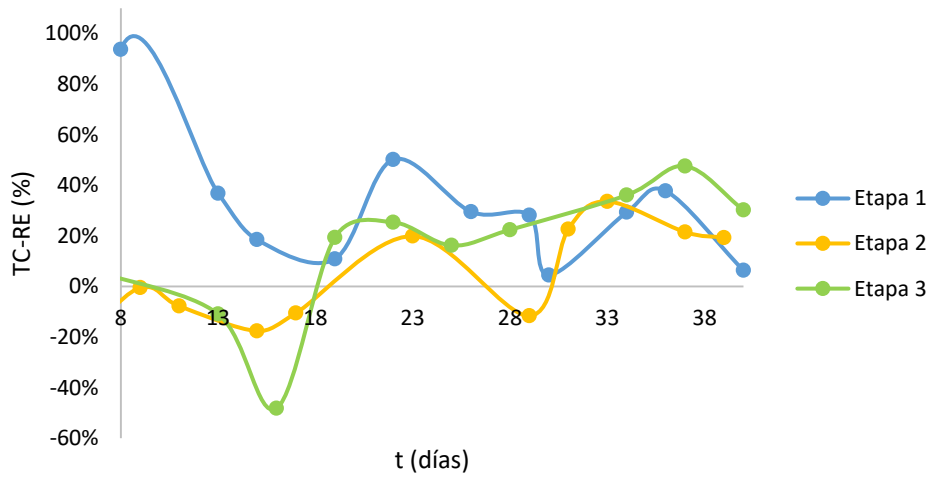


Figura A.8. Comparación de la variación temporal de la eliminación de carbono total durante las 3 etapas.

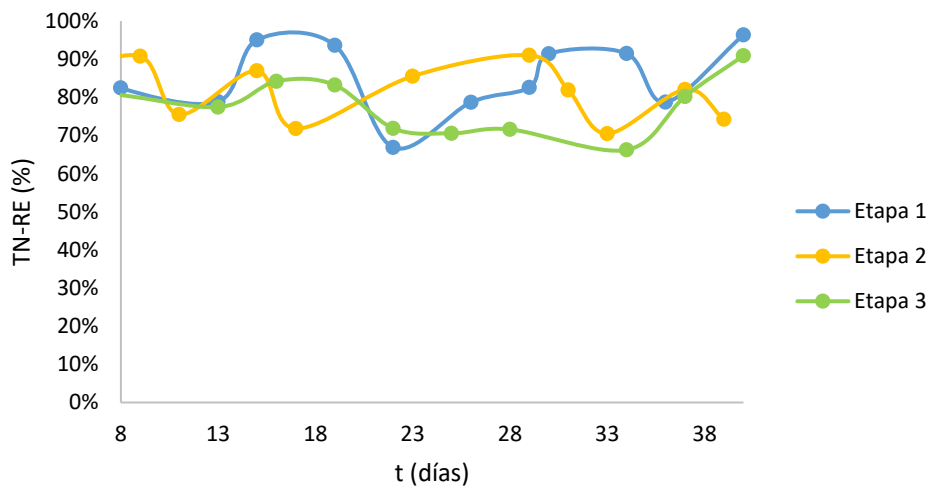


Figura A.9. Comparación de la variación temporal de la eficiencia de eliminación de nitrógeno durante las 3 etapas.

Anexo V. Resultados medios de las eficiencias de eliminación o formación de los parámetros de estudio en las tres etapas

	Etapa 1		Etapa 2		Etapa 3	
TOC	79,49%	eliminado	80,27%	eliminado	83,03%	eliminado
IC	121,23%	formado	85,17%	formado	114,80%	formado
TC	21,07%	eliminado	16,92%	eliminado	35,79%	eliminado
TN	88,43%	eliminado	79,99%	eliminado	77,45%	eliminado
NO₃⁻	90,20%	eliminado	88,34%	eliminado	89,10%	eliminado
NO₂⁻	77,22%	formado	139,25%	formado	0,81%	formado
N-NO₃⁻	86,80%	eliminado	84,28%	eliminado	85,30%	eliminado
N-NO₂⁻	77,22%	formado	139,25%	formado	0,81%	formado
SO₄²⁻	0,71%	eliminado	2,66%	eliminado	6,88%	formado
PO₄³⁻	27,21%	eliminado	21,92%	eliminado	-	
S-SO₄²⁻	0,71%	eliminado	2,66%	eliminado	6,88%	formado
P-PO₄³⁻	27,21%	eliminado	21,92%	eliminado	-	
Cl⁻	3,03%	formado	2,24%	formado	49,70%	formado
F⁻	71,05%	eliminado	17,62%	formado	7,67%	formado

Tabla A.3. Eficiencias de eliminación o formación de los parámetros de estudio en las tres etapas.