

# Trabajo Fin de Máster

## ESTUDIO DE LA HIDRODINÁMICA Y ELIMINACIÓN DE COLIFORMES FECALIS EN LA LAGUNA DE MADURACIÓN DE LA DEPURADORA DE AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE PORTOVIEJO, ECUADOR, MEDIANTE MODELOS CFD CON OPENFOAM.

**Intensificación:** *TRATAMIENTO DE AGUAS*

**Autor:**

*VALERIA ALEXANDRA ANDRADE ROSERO*

**Tutor:**

*DR. ENRIQUE JAVIER ASENSI DASÍ*

**Cotutor/es:**

*DRA. ELENA ALEMANY MARTINEZ*

**SEPTIEMBRE, 2021**



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

máster en ingeniería  
hidráulica y medio ambiente  
**mihma**



## Resumen del Trabajo de Fin de Máster

### Datos del proyecto

**Título del TFM en español:** Estudio de la hidrodinámica y eliminación de coliformes fecales en la laguna de maduración de la depuradora de aguas residuales de la ciudad de Portoviejo, Ecuador, mediante modelos CFD con OpenFOAM.

**Título del TFM en inglés:** Study of the hydrodynamics and elimination of fecal coliforms, in the maturation pond of the wastewater treatment plant of Portoviejo city, Ecuador, using CFD models with OpenFOAM.

**Título del TFM en Valenciano:** Estudi de la hidrodinàmica i eliminació de coliformes fecals en la llacuna de maduració de la depuradora d'aigües residuals de la ciutat de Portoviejo, l'Ecuador, mitjançant models CFD amb OpenFOAM.

**Alumno:** Valeria Alexandra Andrade Rosero

**Tutor:** Dr. Enrique Javier Asensi Dasí

**Cotutor/es:** Dra. Elena Alemany Martínez

**Director experimental:**

**Fecha de Lectura:** Septiembre, 2021

### Resumen

#### En español (máximo 5000 caracteres)

La planta de tratamiento de la ciudad de Portoviejo en Ecuador está compuesta por un sistema de lagunas aireadas, facultativas y de maduración. El incremento de la población ha ocasionado un aumento en las cargas orgánicas afluentes a la depuradora, provocando una reducción en su eficiencia operativa, comprometiendo la calidad del efluente.

La laguna de maduración, cuya función principal es la remoción de patógenos, actualmente opera al límite de su capacidad. El nivel de coliformes fecales en periodos anteriores han incumplido con la normativa ambiental local vigente para descargas a cuerpos de agua dulce (2000 NMP/100ml), por lo tanto, un incremento de caudales puede comprometer los límites de vertido. Adicionalmente, los terrenos agrícolas aledaños son regados con una parte del efluente de la laguna de maduración, por lo que

el agua destinada para este fin no está cumpliendo la normativa local para uso agrícola (1000 NMP/100ml).

El objetivo de esta investigación fue el análisis hidrodinámico de la laguna y su efecto en la eliminación de coliformes fecales, para definir su estado actual, identificar problemas y proponer mejoras.

El estudio se lo realizó a través de modelos CFD (Computacional Fluid Dynamics), utilizando el software libre OpenFOAM V.8.0. Para el preprocesamiento de los modelos se utilizó el software de uso libre SALOME 9.5, con el cual se consiguió realizar el mallado de la laguna. Para comprobar la fiabilidad de los modelos, se aplicaron técnicas de comprobación de calidad de la malla, independencia de la malla y comprobación de convergencias.

La hidrodinámica de la laguna se determinó aplicando el estudio DTR (Distribución de Tiempo de Retención), a partir de la modelación del ensayo de un trazador inerte de tipo pulso. Con el fin de identificar parámetros tales como el patrón de flujo, tiempo de retención medio, porcentaje de zonas muertas, existencia de cortocircuitos hidráulicos y recirculaciones.

El modelo de remoción de coliformes fecales mediante la simulación CFD, trabaja sobre los campos locales hidrodinámicos y biológicos, proporcionando las concentraciones en cada localización de la laguna. El estudio demostró las ventajas de utilizar modelos CFD para calcular la concentración de coliformes fecales en el efluente de la laguna, frente al uso de modelos empíricos existentes en bibliografía que asumen un patrón de flujo para su cálculo.

Tanto en el modelo DTR como en la eliminación de coliformes, se empleó la técnica de "congelamiento". En esta técnica primero se realizó la modelación hidrodinámica en estado estacionario, para obtener los campos de velocidad y turbulencia. Posteriormente con los resultados obtenidos en el primer modelo, se simuló el transporte transitorio del trazador inerte y de los coliformes fecales.

Para el modelo estacionario se utilizó el solucionador "simpleFoam", el cual utiliza el algoritmo SIMPLE para resolver las ecuaciones de Navier-Stokes, empleando el modelo de turbulencia k-épsilon.

La simulación DTR y de eliminación de coliformes fue calculada a partir de librerías donde se modificó el solucionador "scalarTransportFoam". En el modelo DTR, se introdujo el efecto de turbulencia en la dispersión para el transporte del trazador inerte;

mientras que, en el modelo de coliformes se incluyó en la ecuación de transporte un término adicional correspondiente a la eliminación de coliformes, a partir de una reacción biológica con una cinética de primer orden.

La remoción de coliformes fecales en la laguna de maduración tiene relación con el comportamiento hidrodinámico de la misma. Por lo tanto, se modificó la geometría de la laguna con la inclusión de baffles, con el fin de solventar las deficiencias hidrodinámicas encontradas.

Los resultados de las simulaciones realizadas permitieron evaluar las mejoras conseguidas con las modificaciones propuestas, demostrándose que la inclusión de baffles mejoró la hidrodinámica e incrementó la eficiencia de remoción de coliformes fecales, cumpliendo así con los límites de calidad establecidos en la normativa local.

#### **En valenciano (máximo 5000 caracteres)**

La planta de tractament de la ciutat de Portoviejo a l'Equador està composta per un sistema de llacunes airejades, facultatives i de maduració. L'increment de la població ha ocasionat un augment en les càrregues orgàniques afluents a la depuradora, provocant una reducció en la seua eficiència operativa, comprometent la qualitat de l'efluent.

La llacuna de maduració, la funció principal de la qual és la remoció de patògens, actualment opera al límit de la seua capacitat. El nivell de coliformes fecals en períodes anteriors han incomplert amb la normativa ambiental local vigent per a descàrregues a cossos d'aigua dolça (2000 NMP/100ml), per tant, un increment de cabals pot comprometre els límits d'abocament. Addicionalment, els terrenys agrícoles limítrofs són regats amb una part de l'efluent de la llacuna de maduració, per la qual cosa l'aigua destinada per a aquest fi no està complint la normativa local per a ús agrícola (1000 NMP/100ml).

L'objectiu d'aquesta investigació va ser l'anàlisi hidrodinàmic de la llacuna i el seu efecte en l'eliminació de coliformes fecals, per a definir el seu estat actual, identificar problemes i proposar millores.

L'estudi li ho va realitzar a través de models CFD (Computacional Fluid Dynamics), utilitzant el programari lliure OpenFOAM V.8.0. Per al preprocessament dels models es va utilitzar el programari d'ús lliure SALOME 9.5, es va aconseguir realitzar l'emmallat de la llacuna. Per a comprovar la fiabilitat dels models, es van aplicar tècniques de comprovació de qualitat de la malla, independència de la malla i comprovació de convergències.

La hidrodinàmica de la llacuna es va determinar aplicant l'estudi DTR (Distribució de Temps de Retenció), a partir del modelatge de l'assaig d'un traçador inert de tipus pols. Amb la finalitat d'identificar paràmetres com ara el patró de flux, temps de retenció mig, percentatge de zones mortes, existència de curtcircuits hidràulics i recirculacions.

El model de remoció de coliformes fecals mitjançant la simulació CFD, treballa sobre els camps locals hidrodinàmics i biològics, proporcionant les concentracions en cada localització de la llacuna. L'estudi va demostrar els avantatges d'utilitzar models CFD per a calcular la concentració de coliformes fecals en l'efluent de la llacuna, enfront de l'ús de models empírics existents en bibliografia que assumeixen un patró de flux per al seu càlcul.

Tant en el model DTR com en l'eliminació de coliformes, es va emprar la tècnica de "congelament". En aquesta tècnica primer es va realitzar el modelatge hidrodinàmic en estat estacionari, per a obtenir els camps de velocitat i turbulència. Posteriorment amb els resultats obtinguts en el primer model, es va simular el transport transitori del traçador inert i dels coliformes fecals.

Per al model estacionari es va utilitzar el solucionador "simpleFoam", el qual utilitza l'algorisme SIMPLE per a resoldre les equacions de Navier-Stokes, emprant el model de turbulència k-épsilon.

La simulació DTR i d'eliminació de coliformes va ser calculada a partir de llibreries on es modifica el solucionador "scalarTransportFoam". En el model DTR, es va introduir l'efecte de turbulència en la dispersió per al transport del traçador inert. Mentre que, en el model de coliformes es va incloure en l'equació de transport un terme addicional corresponent a l'eliminació de coliformes, a partir d'una reacció biològica amb una cinètica de primer ordre.

La remoció de coliformes fecals en la llacuna de maduració té relació amb el comportament hidrodinàmic d'aquesta. Per tant, es va modificar la geometria de la llacuna amb la inclusió de baffles, amb la finalitat de solucionar les deficiències hidrodinàmiques trobades.

Els resultats de les simulacions realitzades, van permetre avaluar les millores aconseguides amb les modificacions proposades, conclouent que la inclusió de baffles va millorar la hidrodinàmica i va incrementar l'eficiència de remoció de coliformes fecals, complint així amb els límits de qualitat establits en la normativa local.

**En inglés (máximo 5000 caracteres)**

The wastewater treatment works of Portoviejo city in Ecuador consists on a system of aerated, facultative and maturation ponds. The increase in population has led to an increase in the organic loads entering the treatment plant, causing a reduction in its operating efficiency and compromising the quality of the effluent.

The maturation pond, whose main function is to remove pathogens, is currently operating at the limit of its capacity. The fecal coliform levels in previous periods have not complied with local environmental regulations for discharges into freshwater bodies (2000 NMP/100ml), so an increase in flow rates could compromise discharge limits. In addition, the surrounding agricultural lands are being irrigated with part of the effluent from the maturation pond, so the water used for this purpose does not comply with local regulations for irrigation use (1000 NMP/100ml).

The objective of this research was the hydrodynamic analysis of the pond and its effect on the elimination of fecal coliforms, to define its current state, identify problems and propose improvements.

The study was carried out through CFD (Computational Fluid Dynamics) models, using the free software OpenFOAM V.8.0. For the preprocessing of the models, the free software SALOME 9.5 was used, with which the meshing of the pond was achieved. To check the reliability of the models, mesh quality checking, mesh independence and convergence checking techniques were applied.

The hydrodynamics of the pond was determined by applying the RTD (Retention Time Distribution) study, based on the modeling of a pulse-type inert tracer test. In order to identify parameters such as flow pattern, average retention time, percentage of dead zones, existence of hydraulic short circuits and recirculation.

The fecal coliform removal model using CFD simulation works on the local hydrodynamic and biological fields, providing the concentrations at each location of the pond. The study demonstrated the advantages of using CFD models to calculate the concentration of fecal coliforms at the effluent, compared to the use of existing empirical models in the literature, which assume a flow pattern for its calculation.

For both, RTD model and elimination of coliforms, the "freezing" technique was used. In this technique, first the steady state hydrodynamic modeling was performed to obtain the velocity and turbulence fields. Subsequently, with the results obtained in the first model, the transient transport of the inert tracer and fecal coliforms was simulated.

For the stationary model, the "simpleFoam" solver was used, which uses the SIMPLE algorithm to solve the Navier-Stokes equations employing k- $\epsilon$  turbulence model. The RTD and coliform removal simulations were calculated from libraries where the "scalarTransportFoam" solver was modified. In the RTD model, the effect of turbulence in the dispersion was introduced for the transport of the inert tracer; while, in the coliform model, an additional term corresponding to the removal of coliforms from a biological reaction with first order kinetics, was included in the transport equation. The removal of fecal coliforms in the maturation pond is related to the hydrodynamic behavior of the pond. Therefore, the geometry of the pond was modified with the inclusion of baffles, in order to solve the hydrodynamic deficiencies found. The results of the simulations allowed to evaluate the improvements achieved with the proposed modifications, showing that the inclusion of baffles improved the hydrodynamics and increased the fecal coliform removal efficiency, thus complying with the quality limits established in the local regulations.

**Palabras clave español (máximo 5):** CFD, OpenFOAM, laguna de maduración, DTR, Coliformes Fecales

**Palabras clave valenciano (máximo 5):** CFD, OpenFOAM, llacuna de maduració, DTR, Coliformes Fecals

**Palabras clave inglés (máximo 5):** CFD, OpenFOAM, maturation pond, RTD, fecal coliforms



## **Agradecimientos**

A Enrique, quien me guio acompañó y que con su ayuda y conocimientos pude culminar este trabajo de titulación.

A la empresa PORTOAGUAS EP, quien me facilitó los datos disponibles de la depuradora para la elaboración de este trabajo.

A Francisco Sánchez, quien me compartió los programas elaborados en su tesis doctoral y sirvieron de guía en esta investigación.

A la universidad y todos los profesores del MIHMA, quienes me compartieron sus conocimientos permitiéndome crecer profesionalmente.

## **Dedicatoria**

Dedico este trabajo en primer lugar, a Dios y a la Virgen, que me han guiado y bendecido en todo momento de mi vida para cumplir todas mis metas.

A mis padres, Germán y Sandra, mis hermanos Paulina y Alejandro, mis sobrinos Martín, Isabella, Nicolás, Julieta, Amelia, y a toda mi familia, que han sido pilar fundamental y apoyo en toda mi vida, a lo largo del máster y en este trabajo de titulación.

A mi novio Pablo, mi complemento y mejor amigo quien ha sido un soporte y apoyo fundamental en este camino.

A todos mis amigos que el máster me permitió conocer, quienes se convirtieron en un apoyo en esta experiencia.

Valeria.



## INDICE DE CONTENIDOS

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Antecedentes.....	1
1.2. Definición del problema y Justificación .....	2
1.3. Objetivos.....	3
1.3.1. Objetivo general .....	3
1.3.2. Objetivos específicos.....	3
1.4. Metodología utilizada .....	4
2. MARCO TEÓRICO.....	6
2.1. Sistemas de lagunaje.....	6
2.1.1. Lagunas aireadas .....	6
2.1.2. Lagunas anaerobias .....	8
2.1.3. Lagunas facultativas .....	8
2.1.4. Lagunas de maduración.....	9
2.2. Hidráulica de las lagunas .....	10
2.2.1. Distribución de tiempos de retención (DTR) .....	10
2.2.2. Patrones de mezcla hidráulica en lagunas de estabilización .....	13
2.2.3. Eficiencia hidráulica.....	16
2.2.4. Geometría de las lagunas.....	18
2.2.5. Baffles en lagunas de estabilización.....	18
2.2.6. Entradas y salidas .....	19
2.2.7. Influencia de factores ambientales .....	21
2.3. Remoción de patógenos en las lagunas de estabilización.....	22
2.3.1. Modelo de mezcla completa.....	23
2.3.2. Modelo flujo pistón .....	24
2.3.3. Modelo flujo disperso.....	24
2.3.4. Cálculo del coeficiente de remoción $K_b$ .....	26
2.4. Modelación CFD .....	29
2.4.1. Formulación matemática de los modelos CFD .....	30



2.4.1.1.	Fase simple ecuaciones de Navier Stokes.....	30
2.4.1.2.	Flujo turbulento.....	31
2.4.1.3.	Transporte de componentes. Cálculo DTR.....	34
2.4.2.	OpenFOAM.....	35
2.4.2.1.	Estructura de OpenFOAM .....	36
3.	DESCRIPCIÓN DEL CASO DE ESTUDIO Y ANÁLISIS DE DATOS.....	37
3.1.	Descripción del caso de estudio.....	37
3.1.1.	Climatología de la zona.....	37
3.1.2.	Población.....	39
3.1.3.	Recursos hídricos .....	39
3.1.4.	Agua Potable y Alcantarillado .....	40
3.1.5.	Depuradora de aguas residuales .....	40
3.1.5.1.	Estructuras de ingreso y bombeo.....	41
3.1.5.2.	Lagunas aireadas .....	42
3.1.5.3.	Laguna Facultativa.....	43
3.1.5.4.	Laguna de maduración .....	44
3.1.5.5.	Descarga Final .....	46
3.1.6.	Límites permisibles de coliformes fecales para la descarga y uso de aguas residuales.....	46
3.2.	Análisis de los datos disponibles de la depuradora de aguas residuales.....	47
3.2.1.	Metodología para la detección de valores atípicos en los datos disponibles .....	47
3.2.1.1.	Visualización de datos .....	48
3.2.1.2.	Estadística descriptiva.....	48
3.2.1.3.	Verificación de plausibilidad .....	48
3.2.1.4.	Comparación con ratios típicos.....	49
3.2.1.5.	Detección de valores atípicos.....	49
3.2.2.	Caudales afluentes a la depuradora .....	50
3.2.3.	Concentraciones de coliformes fecales medidas en el afluente y efluente de la depuradora.....	51
3.2.4.	Temperatura de la laguna .....	55
4.	MODELACIÓN CFD .....	58
4.1.	Modelo Hidrodinámico.....	58
4.1.1.	Implementación del modelo CFD .....	58
4.1.1.1.	Dimensiones adoptadas del modelo.....	58



4.1.1.2.	Geometría.....	59
4.1.1.3.	Mallado .....	59
4.1.1.4.	Solucionador .....	64
4.1.1.5.	Condiciones de borde.....	65
4.1.1.6.	Valores iniciales de las variables de los modelos .....	66
4.1.1.7.	Convergencia .....	67
4.1.2.	Curvas de distribución del tiempo de retención (DTR) .....	69
4.1.3.	Análisis hidrodinámico de la laguna de maduración .....	72
4.1.3.1.	Análisis del campo de velocidad y vectores de flujo .....	72
4.1.3.2.	Análisis de la curva de distribución del tiempo de retención (DTR).....	73
4.2.	Modelo de Coliformes Fecales .....	75
4.2.1.	Implementación del modelo .....	75
4.2.2.	Concentración inicial de coliformes en la laguna de Maduración .....	76
4.2.3.	Calibración del modelo .....	77
4.2.4.	Análisis de los resultados de la concentración de coliformes fecales en el efluente de la laguna de maduración.....	79
4.2.5.	Comparación de los modelos CFD con modelos empíricos .....	82
4.2.5.1.	Comparación del coeficiente de remoción $K_b$ obtenido mediante el modelo CFD y las ecuaciones empíricas.....	82
4.2.5.2.	Comparación de las concentraciones de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD y los modelos empíricos de flujo disperso .....	83
4.2.6.	Escenarios para caudales y temperaturas mínimas medias y máximas.....	89
5.	PROPUESTA DE MEJORAS EN LA EFICIENCIA DE LA LAGUNA.....	96
5.1.	Descripción de las configuraciones propuestas .....	96
5.2.	Análisis de las configuraciones propuestas para la mejora en la hidrodinámica de la laguna de maduración .....	103
5.2.1.	Análisis del campo de velocidad y vectores de flujo .....	103
5.2.2.	Análisis de las curvas de distribución del tiempo de retención (DTR).....	108
5.3.	Análisis de las configuraciones propuestas para la mejora en la remoción de coliformes fecales.....	112
6.	CONCLUSIONES RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS .....	127
6.1.	Conclusiones.....	127
6.2.	Recomendaciones y Trabajos futuros.....	129
7.	BIBLIOGRAFÍA .....	130



8. ANEXOS .....	137
Anexo A: Fotografías de los sistemas que componen la planta de tratamiento de la ciudad de Portoviejo.....	137
Anexo B: Modelación CFD hidrodinámica para la laguna facultativa. ....	142

## CONTENIDO DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Patrones de flujo hidráulico en lagunas de estabilización. ....	13
<b>Tabla 2.</b> Recomendaciones para la disposición de las entradas y salidas en lagunas de estabilización. ....	20
<b>Tabla 3.</b> Influencia de los factores ambientales externos en las lagunas de estabilización. ....	21
<b>Tabla 4.</b> Valores de $K_b$ (20 °C) disponibles en la literatura, para diferentes modelos hidráulicos. ....	26
<b>Tabla 5.</b> Estructura de OpenFOAM. ....	36
<b>Tabla 6.</b> Temperatura ambiente promedio en la ciudad de Portoviejo. ....	38
<b>Tabla 7.</b> Coordenadas UTM WGS-84 del ingreso de la depuradora de Portoviejo. ....	41
<b>Tabla 8.</b> Características de los aireadores. ....	42
<b>Tabla 9.</b> Características de las lagunas aireadas. ....	43
<b>Tabla 10.</b> Características de la laguna facultativa. ....	43
<b>Tabla 11.</b> Características de la laguna de maduración. ....	44
<b>Tabla 12.</b> Límites de vertido para coliformes fecales de acuerdo con la normativa (TULSMA, 2015). ....	46
<b>Tabla 13.</b> Valores típicos de concentraciones de coliformes fecales en Aguas Residuales Urbanas. ....	49
<b>Tabla 14.</b> Caudales diarios afluentes a la depuradora. ....	51
<b>Tabla 15.</b> Resumen de las concentraciones de coliformes fecales del efluente de la laguna de maduración para los años 2018-2020. ....	54
<b>Tabla 16.</b> Resumen de temperaturas medias mínimas y máximas del afluente y efluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020. ....	57
<b>Tabla 17.</b> Comprobación de calidad de las mallas en la laguna de maduración. ....	61
<b>Tabla 18.</b> Condiciones de borde utilizadas en los modelos en estado estacionario. ....	65
<b>Tabla 19.</b> Descripción de las condiciones de borde utilizadas. ....	65
<b>Tabla 20.</b> Valores iniciales de velocidad, $k$ , $\epsilon$ en la laguna de maduración. ....	67
<b>Tabla 21.</b> Condiciones de borde utilizadas en los modelos de transporte de un escalor. ....	70
<b>Tabla 22.</b> Parámetros utilizados en el análisis DTR. ....	71

<b>Tabla 23.</b> Parámetros del análisis DTR en la laguna de maduración para un caudal de 0.42 m <sup>3</sup> /s.....	73
<b>Tabla 24.</b> Condiciones de borde utilizadas en los modelos de transporte de un escalor. ....	75
<b>Tabla 25.</b> Parámetros necesarios para la estimación de la concentración del efluente de coliformes fecales en las lagunas aireadas mediante el modelo de mezcla completa.....	76
<b>Tabla 26.</b> Concentraciones de coliformes en el efluente de las lagunas obtenidos mediante los modelos CFD calibrados. ....	79
<b>Tabla 27.</b> Comparación entre la concentración de coliformes fecales y vectores de flujo en la laguna facultativa y de maduración.....	80
<b>Tabla 28.</b> Cálculo del coeficiente de remoción mediante ecuaciones empíricas. ....	82
<b>Tabla 29.</b> Resumen de las ecuaciones utilizadas para el modelo empírico de dispersión.....	84
<b>Tabla 30.</b> Parámetros utilizados en los modelos empíricos de dispersión. ....	86
<b>Tabla 31.</b> Comparación de las concentraciones de coliformes fecales mediante modelo CFD y modelo empírico en la laguna facultativa. ....	86
<b>Tabla 32.</b> Comparación de las concentraciones de coliformes fecales mediante modelo CFD y modelo empírico en la laguna de maduración.....	86
<b>Tabla 33.</b> Calibración de los modelos empíricos a las concentraciones de coliformes medidas en el efluente. ....	88
<b>Tabla 34.</b> Caudales y temperaturas considerados en los escenarios de modelación de coliformes fecales.....	90
<b>Tabla 35.</b> Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de caudales mínimos medios y máximos.....	90
<b>Tabla 36.</b> Campos de velocidad U (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para caudal medio mínimo y máximo.....	93
<b>Tabla 37.</b> Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de temperatura mínima, media y máxima. ....	94
<b>Tabla 38.</b> Configuraciones de baffles propuestas para la mejora de la laguna de maduración. ....	97
<b>Tabla 39.</b> Comprobación de calidad de malla en las configuraciones propuestas de la laguna de maduración con inclusión de baffles. ....	99
<b>Tabla 40.</b> Comprobación de convergencia en las configuraciones de la laguna de maduración incluyendo baffles. ....	101



<b>Tabla 41.</b> Campos de velocidad U (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para las diferentes configuraciones propuestas para caudal medio mínimo y máximo.....	104
<b>Tabla 42.</b> Parámetros del análisis DTR para un caudal de 0.42 m <sup>3</sup> /s. en la laguna de maduración y sus modificaciones con la inclusión de baffles. ....	108
<b>Tabla 43.</b> Concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de caudales medio mínimo y máximo en las configuraciones propuestas. ....	112
<b>Tabla 44.</b> Comparación gráfica de las concentraciones de coliformes fecales (NMP/m <sup>3</sup> ), para caudal mínimo, medio y máximo en todas las configuraciones propuestas para la laguna de maduración. ....	116
<b>Tabla 45.</b> Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de temperaturas media, mínima y máxima en las configuraciones propuestas.....	120
<b>Tabla 46.</b> Comparación gráfica de las concentraciones de coliformes fecales E (NMP/m <sup>3</sup> ), para temperatura mínima media y máxima en todas las configuraciones propuestas para la laguna de maduración.....	122

## CONTENIDO DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Laguna aireada facultativa. ....	7
<b>Figura 2.</b> Lagunas airadas de mezcla completa. ....	7
<b>Figura 3.</b> Laguna Facultativa. ....	9
<b>Figura 4.</b> Función obtenida de experimentos de trazador por pulso. ....	12
<b>Figura 5.</b> Función obtenida de experimentos de trazador en escalón. ....	13
<b>Figura 6.</b> Oscilaciones de una cantidad $\phi$ en el tiempo ....	32
<b>Figura 7.</b> Mapa del Cantón Portoviejo. ....	37
<b>Figura 8.</b> Temperatura ambiente promedio en la ciudad de Portoviejo. ....	38
<b>Figura 9.</b> Descarga de la depuradora en el río Portoviejo. ....	40
<b>Figura 10.</b> Vista satelital lagunas de estabilización de Portoviejo. ....	41
<b>Figura 11.</b> Esquema en planta de laguna de maduración. ....	45
<b>Figura 12.</b> Corte de la laguna de maduración. ....	45
<b>Figura 13.</b> Secciones de las entradas y salidas de la laguna de maduración. ....	45
<b>Figura 14.</b> Datos de series de tiempo para el influente y efluente primario. ....	48
<b>Figura 15.</b> Definición de errores sistemáticos, errores aleatorios y datos atípicos. ....	49
<b>Figura 16.</b> Caudales medios diarios afluentes a la depuradora. ....	50
<b>Figura 17.</b> Caudales máximos diarios afluentes a la depuradora. ....	50
<b>Figura 18.</b> Caudales mínimos diarios afluentes a la depuradora. ....	51
<b>Figura 19.</b> Concentración de Coliformes fecales medidas en el afluente de la depuradora, periodo enero 2018-junio 2020 ....	52
<b>Figura 20.</b> Comparación de las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la laguna, periodo enero 2018 – mayo 2020 con los límites de normativa. ....	53
<b>Figura 21.</b> Coliformes fecales medidos en el efluente de la laguna de maduración en el periodo enero 2019-mayo 2020. ....	53
<b>Figura 22.</b> Comparación de las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la laguna, periodo enero 2019 – mayo 2020 con los límites de normativa. ....	54
<b>Figura 23.</b> Temperatura del afluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020. ....	56
<b>Figura 24.</b> Temperatura del efluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020. ....	56
<b>Figura 25.</b> Esquema metodológico para modelación CFD. ....	58
<b>Figura 26.</b> Elementos de la geometría de la laguna de maduración definidos en SALOME. ...	59

<b>Figura 27.</b> Cortes en los que se realizaron los perfiles de velocidad en la laguna de maduración.....	62
<b>Figura 28.</b> Perfil de velocidad en el eje x comparando la malla gruesa 3321, malla media 5099 y malla fina 7592 celdas.....	62
<b>Figura 29.</b> Perfil de velocidad en el eje y comparando la malla gruesa 3321, malla media 5099 y malla fina 7592 celdas.....	63
<b>Figura 30.</b> Perfil de velocidad en el eje X comparando la malla media 5099 celdas y la malla cuadrangular con Gmsh 6542 celdas.....	63
<b>Figura 31.</b> Perfil de velocidad en el eje Y comparando la malla media 5099 y la malla cuadrangular con Gmsh 6542 celdas.....	64
<b>Figura 32.</b> Control de residuales modelo hidrodinámico laguna de maduración sin baffles caudal 0.42 m <sup>3</sup> /s. ....	69
<b>Figura 33.</b> Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio de la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración sin baffles y Q = 0.42 m <sup>3</sup> /s. ....	69
<b>Figura 34.</b> Campos de velocidad U (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para un caudal de 0.42 m <sup>3</sup> /s. ....	72
<b>Figura 35.</b> Curva DTR laguna de maduración, para un caudal de 0.42 m <sup>3</sup> /s. ....	73
<b>Figura 36.</b> Correlación entre coliformes fecales y caudales medios diarios, datos disponibles enero 2020 a julio 2020.....	77
<b>Figura 37.</b> Valores experimentales de las concentraciones de coliformes fecales y la comparación entre el valor medio experimental y el valor medio simulado mediante el modelo CFD calibrado. ....	79
<b>Figura 38.</b> Longitud y ancho adoptados para la laguna de maduración.....	85
<b>Figura 39.</b> Longitud y ancho adoptados para la laguna facultativa.....	85
<b>Figura 40.</b> Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de caudales mínimos medios y máximos.....	91
<b>Figura 41.</b> Perfil X-X trazado para obtener las concentraciones de coliformes fecales en la laguna de maduración.....	92
<b>Figura 42.</b> Concentración de coliformes fecales para caudal medio mínimo y máximo en la laguna de maduración a lo largo del perfil X-X.....	92
<b>Figura 43.</b> Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de temperaturas mínima media y máxima. ....	94
<b>Figura 44.</b> Concentración de coliformes fecales para temperatura media mínima y máxima en la laguna de maduración a lo largo del perfil X-X.....	95



<b>Figura 45.</b> Curvas DTR de las configuraciones propuestas para la laguna de maduración para un caudal de $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .....	109
<b>Figura 46.</b> Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de caudales medio, mínimo y máximo en las configuraciones con baffles propuestas para la mejora de la laguna.....	115
<b>Figura 47.</b> Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de temperatura media, mínima y máxima en las configuraciones con baffles propuestas para la mejora de la laguna.....	121

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. Antecedentes

El sistema de alcantarillado de la ciudad de Portoviejo-Ecuador fue construido en el año 1963 y se ha ido ampliando con el paso de los años. Esta red de alcantarillado conduce las aguas servidas de la ciudad a la planta de tratamiento, que está compuesta por un sistema de lagunas aireadas, facultativas y de maduración.

La planta de tratamiento fue construida en el año 1964 por el ex Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias, luego fue rediseñada en el año 1985. En el 2001 se inició la construcción del Plan Maestro de alcantarillado, que incluyó una repotenciación del sistema de lagunaje. La repotenciación intervino en los sistemas de aireación y la ampliación de las lagunas facultativa y de maduración, con el fin de incrementar la capacidad de tratamiento a un caudal máximo de 517 l/s (PORTOAGUAS EP, 2019a).

Actualmente la depuradora tiene un déficit en su tratamiento, presenta problemas en la operación principalmente por la generación de malos olores propios de las aguas residuales. Para el periodo 2018 se generó un incumplimiento de la normativa de descarga de patógenos a cuerpos de agua dulce, sumando a estas problemáticas el aumento del caudal de ingreso por el crecimiento poblacional (PORTOAGUAS EP, 2019b).

No se cuenta con estudios previos de modelaciones CFD en las lagunas de estabilización de la ciudad de Portoviejo. Sin embargo, de acuerdo con Andy Shilton (2001), la modelación CFD aplicada a procesos de tratamientos de aguas residuales como lagunas de estabilización, permite al investigador obtener una mirada interna para analizar como el fluido se mezcla y se mueve a través del sistema. Esta modelación no se limita únicamente al comportamiento hidráulico, también puede incorporar el modelado de las reacciones que ocurren dentro del propio fluido.

Los estudios con CFD en lagunas de estabilización surgieron por primera vez en la década de 1990, específicamente con las publicaciones realizadas por Wood et al. (1995, 1998). A partir de estos estudios, debido al potencial de los modelos CFD para predecir patrones de flujo, ha aumentado el interés en utilizar esta herramienta para modelar estos sistemas de tratamiento, especialmente en aplicaciones prácticas.

Investigaciones elaboradas por varios autores (Baléo et al., 2001; Persson, 2000; Andy Shilton et al., 2008; Sweeney et al., 2003; Wood et al., 1998, 1995) se basaron en la observación de

flujo en la laguna y la influencia de la configuración geométrica, relación largo ancho, ubicación y número de baffles, entradas y salidas de las lagunas y análisis de las curvas de tiempo de retención. Estos estudios muestran que la geometría, presencia de baffles en las lagunas y las ubicaciones y números de entradas y salidas disponibles, tienen un gran impacto en el comportamiento hidrodinámico de las mismas.

Otros autores (Banda, 2007; Olukanni, 2011; A. N. Shilton & Mara, 2005; A Shilton & Harrison, 2003), incorporaron en sus modelos la calidad del agua, analizando la muerte de patógenos mediante cinéticas de primer orden. Los resultados de estos estudios muestran que la adición de baffles son beneficiosos en la eficiencia de eliminación de E. coli.

## **1.2. Definición del problema y Justificación**

La expansión y crecimiento de la población en la ciudad de Portoviejo ha ocasionado un aumento en los caudales y cargas orgánicas afluentes a la depuradora, provocando una reducción en su eficiencia operativa, comprometiendo la calidad del efluente.

La laguna de maduración, cuya función principal es la remoción de patógenos, actualmente opera al límite de su capacidad. El nivel de coliformes fecales en periodos anteriores, ha incumplido con la normativa ambiental local vigente para descargas a cuerpos de agua dulce (2000 NMP/100ml), por lo tanto, un incremento de caudales puede comprometer los límites de vertido.

Adicionalmente, los terrenos agrícolas aledaños, son regados con una parte del efluente de la laguna de maduración, por lo que el agua destinada para este fin no está cumpliendo la normativa local para uso agrícola (1000 NMP/100ml), lo que puede conllevar a problemas de salud para las personas que consuman los cultivos regados.

La forma irregular de la laguna de maduración y la posición de las entradas y salidas podría estar ocasionando un mal comportamiento hidrodinámico de la misma, que conduciría a tener bajas eficiencias en la remoción de patógenos.

La problemática antes descrita, justifica realizar una evaluación de la laguna, para definir su estado actual, identificar problemas y proponer mejoras.

La aplicación de modelos CFD en la laguna de maduración, permite a partir del análisis hidrodinámico observar como el fluido se mezcla y se mueve a través del sistema. Además, permite determinar el tiempo de retención teórico real del agua, e identificar problemas como

zonas muertas, cortocircuitos hidráulicos y presencia de recirculaciones, que pueden afectar la eficiencia de remoción de la laguna.

El análisis CFD no se limita únicamente al comportamiento hidráulico, al incorporar en el modelado la reacción biológica de desaparición de coliformes, que ocurren dentro del propio fluido, se puede obtener las concentraciones en cada localización de la laguna, sin asumir un único valor de la variable común a toda la zona.

La implementación de modelos CFD en la laguna, además de describir la situación actual, permite la simulación de nuevas configuraciones que aseguren un mejor comportamiento hidráulico y una mayor eficiencia en la remoción de patógenos.

### **1.3. Objetivos**

#### **1.3.1. Objetivo general**

Realizar un análisis hidrodinámico de la laguna de maduración de la depuradora de la ciudad de Portoviejo y su efecto en la eliminación de coliformes fecales, con el fin de definir su estado actual, identificar problemas y proponer mejoras.

#### **1.3.2. Objetivos específicos**

- Desarrollar un modelo CFD, capaz de simular los fenómenos hidrodinámicos que tienen lugar en el interior de la laguna, cubriendo los siguientes puntos:
  - Estudiar el campo de velocidad en el interior de la laguna, analizando el flujo determinado por la geometría y posición de entradas y salidas.
  - Evaluar la eficiencia hidrodinámica de la laguna mediante la simulación de un ensayo de trazador de tipo pulso, que proporciona la curva de distribución de tiempo de retención (DTR), Identificando parámetros tales como: patrón de flujo, tiempo de retención medio, porcentaje de zonas muertas, existencia de cortocircuitos hidráulicos y recirculaciones.
- Realizar un modelo CFD, incorporando a la hidrodinámica la reacción biológica de desaparición de coliformes fecales, con el fin de obtener las concentraciones en cada localización de esta, e identificar la eficiencia de tratamiento de la laguna.

- Modificar la geometría de la laguna con el fin de solventar las deficiencias hidrodinámicas y de remoción de coliformes detectadas. Simular la laguna con las modificaciones propuestas y evaluar las mejoras conseguidas.

#### **1.4. Metodología utilizada**

Con la finalidad de cumplir con los objetivos antes citados, para el análisis del funcionamiento actual de la laguna de maduración objeto de este estudio, se implementaron modelos CFD, capaces de identificar la hidrodinámica presente en la laguna y simular las concentraciones de coliformes fecales de la misma.

Para lo cual, primeramente, se recopilaron los datos disponibles proporcionados por la empresa encargada de la operación de la depuradora PORTOAGUAS EP. Los datos analizados fueron las concentraciones de coliformes fecales, temperatura del agua y aforo de caudales, tanto en el afluente como en el efluente de la depuradora. A partir de estos datos, se realizó un análisis estadístico, con el fin de eliminar valores atípicos y que los datos puedan ser utilizados para la calibración y como condiciones de contorno de los modelos implementados.

Los modelos CFD, requirieron de la definición de la geometría y el mallado de la laguna. La geometría, se la obtuvo a partir de los planos As Built de la depuradora y se utilizó el programa de uso libre SALOME 9.5 para obtener el mallado de la laguna. Se comprobó la calidad del mallado y se realizaron pruebas de independencia de malla, que permitieron asegurarse de que el mallado implementado sea de calidad y optimice recursos de tiempo y computacionales.

La modelación CFD se realizó mediante el software de uso libre OpenFOAM. Se elaboraron dos tipos de modelos, un modelo hidrodinámico con un análisis de distribución de curvas de tiempo de retención (DTR), y un modelo en donde se implementó la cinética de eliminación de coliformes fecales.

Para ambos modelos se empleó la técnica del congelamiento, en donde primero se requirió la obtención de los campos fluidodinámicos de velocidad y turbulencia, y una vez obtenidos estos resultados, posteriormente se simuló el transporte de componentes bajo la perspectiva Euleriana.

Los campos de velocidad y turbulencia fueron obtenidos mediante un modelo en estado estacionario, utilizando el solucionador "SimpleFoam", empleando el modelo de turbulencia

k- $\epsilon$ . Se realizaron pruebas de convergencia del modelo, para asegurarse de la fiabilidad de los resultados obtenidos.

Para simular el transporte de los componentes, en el caso del modelo hidrodinámico DTR, se simuló un ensayo de trazadores tipo pulso, por lo que para el modelo del transporte del trazador inerte se utilizó una modificación a la librería "ScalarTransportFoam". La modificación de la librería implementó el transporte del componente bajo la perspectiva Euleriana, es decir a la ecuación de transporte de Reynolds, se le añadió el transporte del componente por difusión, introduciendo de esta manera el efecto de turbulencia en la dispersión para el transporte del trazador inerte.

Para el caso de la simulación de coliformes fecales se modificó el solver utilizado para el modelo DTR. El solucionador modificado para este modelo resuelve la ecuación de transporte del componente con perspectiva Euleriana, añadiendo un nuevo término correspondiente a la creación o destrucción de los coliformes fecales a partir de una reacción biológica con una cinética de primer orden.

Una vez implementado el modelo de coliformes fecales, se realizó una calibración del modelo utilizando los datos de las concentraciones medidas en el efluente. Se realizó también una búsqueda bibliográfica con la finalidad de encontrar valores típicos del coeficiente de remoción de coliformes fecales y encontrar ecuaciones empíricas que permitan predecir las concentraciones en el efluente.

Debido a la complejidad que implica la implementación del modelo CFD, con la finalidad de verificar la aplicabilidad de modelos empíricos para el cálculo de la concentración de coliformes fecales en el efluente para el caso de estudio, se compararon los resultados obtenidos con el modelo CFD y la aplicación de las ecuaciones empíricas encontradas en bibliografía.

Finalmente aplicando los modelos CFD implementados, se simuló varios escenarios modificando la geometría de la laguna mediante la inclusión de baffles, que permitieron analizar las mejoras conseguidas en la hidrodinámica y en el incremento de la eficiencia de remoción de coliformes fecales.

## **2. MARCO TEÓRICO**

### **2.1. Sistemas de lagunaje**

Los sistemas de lagunaje consisten en excavaciones poco profundas, delimitadas por taludes perimetrales impermeabilizados por láminas de polietileno de alta densidad o con arcillas compactadas. En las lagunas el agua residual fluye lentamente y se almacena temporalmente para ser depurada mediante la acción de microorganismos que crecen en la misma (Abrego, 2016).

Los sistemas de lagunaje se basan en el concepto de autodepuración, donde ocurren diversos procesos a través de los cuales se produce la remoción de la materia orgánica y microorganismos patógenos, constituyen la forma más simple de depuración de aguas residuales. Debido a sus bajos costes constructivos y facilidad de operación y mantenimiento son una solución conveniente, especialmente en lugares con climas cálidos, países en desarrollo y donde se tiene disponible grandes extensiones de terreno (Von Sperling, 2007).

A diferencia del proceso de lodos activados, los sistemas lagunares tienen bajas concentraciones de biomasa activa suspendida, por lo que presentan bajas velocidades de remoción de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y otros contaminantes, y requieren grandes volúmenes y extensiones de terreno. Sin embargo, la ventaja de estos sistemas son los bajos costos de inversión y operación (Rolim Mendonca, 2000).

Existen dos tipos básicos de sistemas lagunares: las lagunas aireadas, que intensifican artificialmente su oxigenación y las lagunas de estabilización (no aireadas), llamadas también lagunas convencionales (Metcalf & Eddy, 2003).

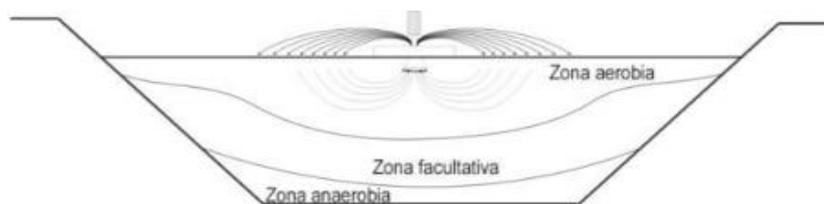
Las lagunas no aireadas de acuerdo con la naturaleza de la actividad biológica que tiene lugar en la misma, y por tanto al metabolismo que prevalece durante su funcionamiento, se clasifican en cuatro tipos: anaerobias, facultativas, de maduración o pulimiento y aerobias de alta tasa (Rolim Mendonca, 2000).

#### **2.1.1. Lagunas aireadas**

Una laguna aireada es un gran reactor aerobio agitado, donde se mejora la oxigenación natural mediante aireadores mecánicos o difusores sobre cadenas flotantes. La aireación mecánica tiene la función de mantener a los organismos aerobios en suspensión y mezclados con el agua para

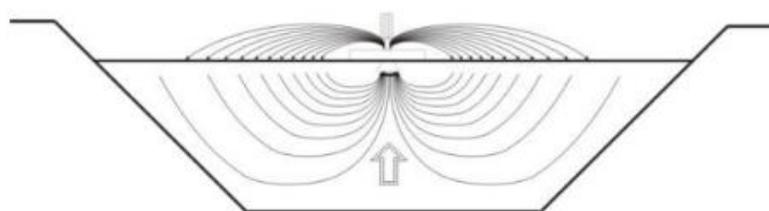
alcanzar una elevada tasa de degradación orgánica. Las lagunas aireadas, en general, se clasifican por su grado de mezcla, habiendo dos tipologías, lagunas facultativas aireadas y lagunas de mezcla completa (Jácome, A. ; Suárez, J. ; Ures, 2015).

En las lagunas aireadas facultativas (LAF), la energía suministrada no es suficiente para mantener condiciones de mezcla completa, por lo que se genera una sedimentación parcial. La parte superior de las LAF es aerobia, la inferior es totalmente anaerobia, y la zona intermedia o de transición es conocida como facultativa, tal como se muestra en la Figura 1 (Rolim Mendonca, 2000; Shammas, N.; Wang L.; Wu, 2009).



**Figura 1.** Laguna aireada facultativa.  
Fuente: (Abrego, 2016)

En las lagunas de mezcla completa, la energía introducida en la aireación por unidad de volumen del estanque es alta, lo que provoca que los sólidos (principalmente la biomasa) permanezcan dispersos en el medio líquido, por lo que no existe sedimentación tal como se muestra en la Figura 2 . La mayor concentración de biomasa resultante en el medio líquido aumenta la eficiencia de eliminación de materia orgánica biodegradable, reduciendo el volumen necesario del estanque. Sin embargo, en el efluente se tiene altos niveles de sólidos (bacterias) que deben eliminarse antes de descargarse en el cuerpo receptor, esta eliminación se realiza por medio de procesos de decantación llevados a cabo en estanques de sedimentación (Von Sperling, 2007) .



**Figura 2.** Lagunas airadas de mezcla completa.  
Fuente: (Abrego, 2016)

### **2.1.2. Lagunas anaerobias**

Las lagunas anaerobias se utilizan normalmente como primera fase en el tratamiento de aguas residuales urbanas o industriales con alto contenido en materia orgánica biodegradable. El objetivo primordial de estas lagunas es la reducción de contenido en sólidos y materia orgánica del agua residual, y no la obtención de un efluente de alta calidad. Por esta razón, las lagunas anaerobias operan en serie con lagunas facultativas (Menéndez, C. ; Díaz, 2006).

En estas lagunas, la depuración se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, por lo que no se generan algas y tampoco existe un proceso fotosintético. Son lagunas profundas, típicamente de 4 m, aunque varían en un rango de 2.5 a 5 m. La eficiencia en la eliminación de la materia orgánica depende principalmente del tiempo de retención hidráulico que varía de uno a cinco días (Rolim Mendonca, 2000).

En estas lagunas la materia orgánica es eliminada debido a la sedimentación de sólidos y los procesos anaerobios. La materia orgánica para ser eliminada pasa por los procesos de hidrólisis, fermentación y formación de metano (Martínez et al., 2017).

### **2.1.3. Lagunas facultativas**

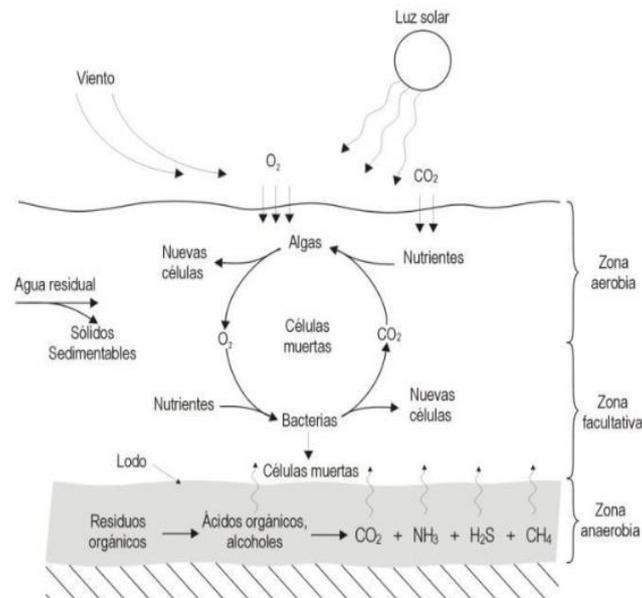
La depuración del agua residual en las lagunas facultativas se lleva a cabo tanto en condiciones aerobias como anaerobias, por lo que en este tipo de lagunas se distinguen tres zonas. La zona aerobia se desarrolla en las capas cercanas a la superficie, donde se tiene influencia directa del viento y de la luz. La zona anaerobia, desarrollada en las capas más profundas de la laguna y que contienen los sólidos sedimentados. La zona facultativa es una zona intermedia que es parcialmente aerobia y anaerobia, donde la descomposición la llevan a cabo las bacterias facultativas (Martínez et al., 2017).

La materia orgánica suspendida tiende a asentarse, constituyendo el lodo de fondo de la zona anaerobia. Este lodo se descompone por microorganismos anaerobios, que se convierte lentamente en dióxido de carbono, metano y otros (Von Sperling, 2007).

La materia orgánica soluble y la materia orgánica suspendida no sedimentada permanece dispersa en la masa líquida. En la zona aerobia de las capas superiores las algas generadas por el contenido de nutrientes del agua residual producen oxígeno debido a la fotosíntesis, el oxígeno generado es usado por las bacterias aerobias; de esta forma se elimina la DBO. Después, las bacterias producen gas carbónico que, a su vez, es utilizado por las algas

generándose la relación simbiótica entre algas y bacterias (Rolim Mendonca, 2000; Von Sperling, 2007).

En la Figura 3 se presenta un esquema del funcionamiento de las lagunas facultativas.



**Figura 3.** Laguna Facultativa

Fuente: (Abrego, 2016)

Las lagunas facultativas tienen profundidades típicas de 2 m, pudiendo variar entre 1.5 y 2.5 m. La carga orgánica superficial puede variar entre 80 y 350 kg DBO<sub>5</sub>/ (ha·d). La eficiencia de remoción de la DBO<sub>5</sub> en estas lagunas es de entre 70 y 90% y el tiempo de retención hidráulico (TRH) varía entre 25–180 d (Abrego, 2016; Rolim Mendonca, 2000; Shamma, N.; Wang L.; Wu, 2009).

#### 2.1.4. Lagunas de maduración

Las lagunas de maduración, llamadas también terciarias o de pulimento, son aquellas que operan con un afluente de DBO estabilizado casi en su totalidad. Aparecen casi siempre en la última fase del tratamiento por lagunaje o pueden recibir aguas residuales previamente tratadas por otros sistemas de tratamiento secundario (Martínez et al., 2017).

Se utilizan con la finalidad de completar y asegurar la remoción de los coliformes fecales (CF) y huevos de helminto (HH) de las aguas residuales, para cumplir con las normas de descarga.

Los factores que intervienen para el tratamiento son: potencial de hidrógeno alto, rayos ultravioletas del sol, existencia de depredadores, existencia de oxígeno disuelto y carencia de nutrientes (Martínez et al., 2017).

Tienen profundidades entre 0.6 -1.5 m y el área a la profundidad media debe ser menor a 2 ha. Se puede llegar a la remoción de más del 99 % de los CF, el TRH varía entre 5 –20 d, la carga orgánica superficial es menor a 17 kg DBO<sub>5</sub>/(ha·d) y la eficiencia en la remoción de DBO<sub>5</sub> está entre 60 -80% (Metcalf & Eddy, 2003; Rolim Mendonca, 2000).

Las lagunas de maduración son aerobias en toda su profundidad, contienen una mayor diversidad de algas en comparación con las lagunas facultativas. Sin embargo, la concentración de biomasa algar es menor. La profundidad de la laguna está relacionada con la remoción de coliformes fecales. Mientras menor profundidad tiene la laguna, existe un mayor porcentaje de remoción como consecuencia de la mayor penetración de radiación solar, valores altos de pH y la alta concentración de oxígeno disuelto (D. Mara, 2013).

## **2.2. Hidráulica de las lagunas**

La eficiencia del tratamiento y el rendimiento de la depuración en las lagunas de estabilización están estrechamente relacionadas con su comportamiento hidráulico, el mismo que puede estar influenciado por factores de diseño, operacionales y ambientales, tales como: patrones de mezcla hidráulica, geometría de las lagunas, ubicación de las entradas y salidas, presencia de baffles y la influencia de factores ambientales (R.G Passos et al., 2016; Ricardo G. Passos et al., 2019).

### **2.2.1. Distribución de tiempos de retención (DTR)**

La curva de distribución de tiempo de retención (DTR), describe la cantidad de tiempo que un elemento diferencial de un fluido puede pasar dentro de un reactor. Se utiliza para caracterizar el mezclado y flujo, permite detectar parámetros como cortocircuitos hidráulicos , zonas muertas, o recirculaciones de flujo y estimar la eficiencia de las reacciones involucradas (Cano, 2014).

Los cortocircuitos hidráulicos, se definen como aquella parte del flujo que tiene una velocidad infinita y un tiempo de retención cero. Parte del volumen que entra atraviesa el sistema con tanta rapidez que sale instantáneamente, sin cumplir con el tiempo de retención requerido por

el proceso. Este fenómeno se presenta debido a defectos en el diseño de la estructura de entrada y salida, por corrientes de densidad de origen térmico o por variación de concentración (Vargas & Pérez, 2010).

Las zonas muertas generan el uso ineficaz del volumen del reactor, que puede también constituir un problema serio de funcionamiento que disminuye la eficiencia de los tratamientos de agua. Cuando existen zonas muertas, un porcentaje del agua que entra tiene un fuerte retardo al salir, o incluso nunca llega a hacerlo, causando una disminución del tiempo de tratamiento. (Burgos, 2008).

El fenómeno de recirculación origina un retardo en la salida “normal” del líquido, ya que al chocar el flujo con la pared cerca del orificio de salida, hay una devolución de una parte de éste al interior del reactor (Burgos, 2008).

La curva DTR sirve para caracterizar el comportamiento fluidodinámico del reactor para un régimen de funcionamiento determinado, por lo que el reactor ha de mantener el estado fluidodinámico constante durante el transcurso del ensayo (Sánchez Fernández, 2019).

El análisis se basa en marcar el agua que entra en el reactor en un determinado instante de tiempo  $t_0$  e ir midiendo, en cada instante de tiempo, qué porcentaje del agua marcada abandona el reactor, obteniendo así la curva de distribución de tiempos de retención. Experimentalmente, el análisis DTR se lleva a cabo mediante un ensayo de seguimiento de un trazador inerte (Sánchez Fernández, 2019).

El trazador debe ser una especie no reactiva, fácilmente detectable con propiedades físicas similares a las del material que se transporta (densidad, viscosidad) y no debe absorberse en las paredes del reactor. Existen principalmente, dos métodos de inyección de trazador llamada entrada de pulso y función en escalón (de Souza Jr & Lorenz, 2014).

- **Experimento de pulso**

El experimento de tipo pulso es la forma más común para determinar las curvas DTR. El ensayo consiste en introducir, en el instante de tiempo inicial y durante un periodo suficientemente corto de tiempo, una masa  $M$  de trazador inerte en la entrada del reactor, posteriormente cada cierto instante de tiempo, se toman muestras de líquido en el efluente del reactor. A partir de la concentración del trazador de cada una de las muestras y normalizando a la concentración

inicial ( $C_0$ ), se obtiene la curva DTR del experimento de tipo pulso, denominada curva E, que cumple la propiedad de que el área bajo la curva es la unidad (Sánchez Fernández, 2019).

La función de edad de salida,  $E(t)$ , toma la forma indicada en la ecuación (2. 1) y la Figura 4.

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \quad (2. 1)$$

Donde  $C(t)$  es la concentración de trazadora medida a la salida del reactor con un tiempo de retención  $t$ .



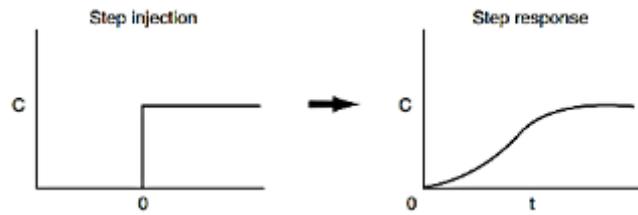
**Figura 4.** Función obtenida de experimentos de trazador por pulso.  
Fuente:(de Souza Jr & Lorenz, 2014)

- **Experimento en escalón**

El experimento en escalón consiste en inyectar en el tiempo  $t = 0$  una carga constante de trazador inerte en un reactor en el que un caudal continuo está entrando. Luego, la concentración de salida se mide en función del tiempo. A partir de la concentración del trazador de cada una de las muestras medidas y normalizando el flujo de trazador a la concentración inicial ( $C_0$ ), se obtiene la curva denominada curva F. La curva F, corresponde a la integral de la curva E, que se obtendría con el ensayo de tipo pulso. Pasado un tiempo suficientemente grande desde el inicio del ensayo de tipo escalón, la curva F toma el valor unidad, lo que significa que el flujo de trazador que entra en el reactor es el mismo que el que sale (Alvarado et al., 2012; Sánchez Fernández, 2019).

La función de salida,  $F(t)$ , toma la forma indicada en la ecuación (2. 2) y la Figura 5

$$F(t) = \frac{C(t)}{C_0} \quad (2. 2)$$



**Figura 5.** Función obtenida de experimentos de trazador en escalón.  
Fuente:(de Souza Jr & Lorenz, 2014)

### 2.2.2. Patrones de mezcla hidráulica en lagunas de estabilización

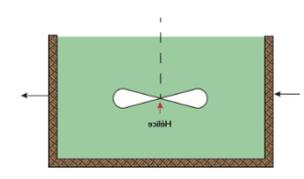
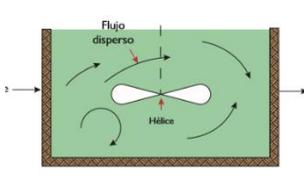
Los patrones de mezcla en las lagunas de estabilización dependen de la forma del reactor y de la energía de la entrada por unidad de volumen, entre otros factores. Estos patrones inciden en la eficiencia de depuración de las lagunas ya que afectan el tiempo de exposición para el tratamiento y distribución del substrato en el reactor (Von Sperling, 2007).

El régimen de flujo hidráulico, en caudal continuo se clasifica en: flujo pistón, mezcla completa y flujo disperso (Rolim Mendonca, 2000).

En la Tabla 1 se presentan las características y esquemas de estos patrones de flujo.

**Tabla 1.** Patrones de flujo hidráulico en lagunas de estabilización.

Flujo hidráulico	Esquema	Descripción
Flujo pistón		<p>Las partículas de fluido ingresan al tanque continuamente en un extremo, pasar por el reactor, y luego se descargan en el extremo final, en la misma secuencia en la que entró en el reactor. Las partículas fluidas se mueven sin ningún tipo de mezcla longitudinal y permanecen en el tanque en un periodo igual al tiempo de retención teórico.</p> <p>Este tipo de flujo se reproduce en tanques largos, con una gran relación de largo a ancho, en cuya dispersión longitudinal es mínima o tiende a cero.</p>

Flujo hidráulico	Esquema	Descripción
Mezcla completa		<p>Las partículas que ingresan al tanque se dispersan inmediatamente en todo el cuerpo del reactor.</p> <p>Se supone que la materia entrante es mezclada de manera instantánea y homogénea dentro del reactor.</p> <p>En términos prácticos la concentración del efluente es igual a la concentración en el reactor.</p>
Flujo disperso		<p>Cada elemento del caudal tiene un tiempo de retención para cada periodo.</p> <p>También llamado de flujo arbitrario y está comprendido entre dos límites, el flujo pistón ideal y la mezcla completa.</p> <p>La relación largo-ancho es de 1 a 3.</p>

Fuente: (Von Sperling, 2007)

Uno de los parámetros que permiten determinar el régimen de flujo hidráulico es el número de dispersión. El número de dispersión ( $d$ ), mide el grado de dispersión axial en el reactor y está definido como se indica en la Ec. (2. 3).

$$d = \frac{D}{uL} \quad (2. 3)$$

Donde:

$D$ = Coeficiente de transporte por difusión o por dispersión ( $m^2 /h$ ).

$uL$ = Velocidad de transporte por convección ( $m^2 /h$ ).

$u$ = Velocidad promedio del flujo ( $m/h$ ).

$L$ = distancia axial del reactor ( $m$ ).

Por lo tanto, si el número de dispersión tiende a cero la dispersión axial es despreciable y se tiene un comportamiento de flujo pistón. Mientras que, si el número de dispersión tiende al infinito, se tiene una gran dispersión y se puede hablar de flujo en mezcla completa (Pineda et al., 2013).

El recíproco del número de dispersión es denominado el número de Peclet, mientras más alto es el valor del número de Peclet más débil es la mezcla (Li et al., 2016).

El número de dispersión se puede determinar mediante el ensayo de trazadores explicado en el apartado 2.2.1. Con este ensayo a partir de los datos de concentración en el efluente se obtiene la función de distribución del tiempo de retención  $E(t)$ , con la que se puede calcular el tiempo de retención medio real y la varianza, utilizando posteriormente estos valores para determinar el número de dispersión (Pineda et al., 2013).

El tiempo de retención medio real ( $\bar{t}$ ), representa el cociente entre el volumen del reactor ( $V$ ) y el caudal del reactivo ( $Q$ ), ecuación (2. 4) .

$$\bar{t} = \frac{V}{Q} \quad (2. 4)$$

Este tiempo de retención medio real, se lo puede calcular también en base de la función de la distribución del tiempo de retención ( $E(t)$ ), como se muestra en la ecuación (2. 5). Donde ( $t$ ) es el tiempo de muestreo del ensayo de trazadores.

$$\bar{t} = \int_0^{\infty} t E(t) dt \quad (2. 5)$$

La varianza adimensional de la distribución del tiempo de retención ( $\sigma^2$ ), es una magnitud que indica lo amplia que es la distribución del flujo. En la ecuación (2. 6) se muestra el cálculo de la varianza adimensional en función del número de dispersión.

$$\sigma^2 = \sigma^2 = 2 \left( \frac{D}{\mu L} \right) - 2 \left( \frac{D}{\mu L} \right)^2 \times \left( 1 - e^{-\frac{\mu L}{D}} \right) \quad (2. 6)$$

Este parámetro también puede ser definido como el cociente entre la distribución de la varianza ( $\sigma_t^2$ ) y el tiempo de retención medio real ( $\bar{t}$ ), tal como se indica en la ecuación (2. 7).

$$\sigma^2 = \frac{\sigma_t^2}{(\bar{t})^2} \quad (2. 7)$$

La distribución de la varianza ( $\sigma_t^2$ ), a partir de los datos del ensayo de trazador, se la determina mediante la ecuación (2. 8). Donde  $E(t)$  es la función de la distribución del tiempo de retención y ( $\bar{t}$ ) representa el tiempo de retención medio real.

$$\sigma_t^2 = \int_0^{\infty} t^2 E(t) dt - (\bar{t})^2 \quad (2. 8)$$

Otro parámetro utilizado para la caracterización de la mezcla es el número teórico de tanques agitados (N), parámetro que simula la cantidad de reactores con comportamiento de mezcla completa en serie existentes en el reactor analizado. Mientras más cercano a 1 sea N, el patrón de flujo del reactor se aproxima a la mezcla completa, mientras que si N tiende al infinito el flujo se acerca a un comportamiento tipo flujo pistón (Li et al., 2016).

El número teórico de tanques agitados (N) está definido mediante la ecuación (2. 9) y representa el inverso de la varianza adimensional de la distribución del tiempo de retención ( $\sigma^2$ )

$$N = \frac{1}{\sigma^2} \quad (2. 9)$$

Con las ecuaciones antes descritas se puede definir el número de dispersión, número de Peclet y número de tanques en serie, que permiten determinar el tipo de mezcla existente en el reactor analizado.

### **2.2.3. Eficiencia hidráulica**

De acuerdo con Shilton & Harrison (2003), el mejor tratamiento en una laguna de estabilización se da en un régimen hidráulico que se aproxime al flujo del tipo pistón. Sin embargo, en condiciones reales el agua se aleja del comportamiento ideal, por lo que la determinación de la eficiencia hidráulica conduce a un buen comportamiento de la laguna.

La eficiencia hidráulica representa la habilidad de un reactor para distribuir el flujo uniformemente en su volumen útil, maximizando el tiempo de contacto de los contaminantes en el sistema y optimizando la remoción de estos (Stamou, 2008).

Para promover una buena eficiencia hidráulica es necesario que el flujo tenga un comportamiento cercano a la condición de flujo pistón y además generar condiciones efectivas de utilización del volumen del reactor.

La disminución de la eficiencia hidráulica se produce por fenómenos como cortocircuitos, zonas muertas y recirculaciones, los mismos que afectan considerablemente a la operación y eficiencia en las unidades de tratamiento.

Thackston et al. (1987) define la eficiencia hidráulica como el cociente entre el tiempo de retención medio real ( $\bar{t}$ ) y el teórico (TRH), Ec. (2. 10). El tiempo de retención medio real ( $\bar{t}$ ) se lo calcula en base de la función de la distribución del tiempo de retención ( $E(t)$ ), ver ecuación (2. 5), mientras que el tiempo de retención teórico se calcula con el volumen del sistema y el caudal. En condiciones ideales, los tiempos de retención real y teórico deberían ser equivalentes.

$$\lambda_T = \frac{\bar{t}}{TRH} \quad (2. 10)$$

Si el valor de la eficiencia hidráulica de Thackston ( $\lambda_T$ ), es igual a 1, el total del volumen del reactor está siendo aprovechado; los valores menores o mayores a uno, indican que la distribución del flujo en el reactor no es uniforme. Valores menores a 1 indican presencia de zonas muertas o reducciones del volumen efectivo del reactor, mientras que valores mayores a 1 pueden indicar acumulaciones indeseadas de trazador, o errores durante el ensayo (L. P. Cano, 2010).

Por otro lado, Persson, J; Somes, N.L.G; Wong (1999), proponen que se formule una medida alternativa para definir la eficiencia hidráulica basada en el producto de la relación de volumen efectivo y un término que involucre el número equivalente de tanques en serie, de esta forma este parámetro es calculado con el tiempo correspondiente al máximo de concentración registrado por el trazador en la salida ( $T_p$ ) y el tiempo de retención hidráulico nominal o teórico (TRH) Ec. (2. 11) .

$$\lambda_p = \frac{T_p}{TRH} \quad (2. 11)$$

García et al. (2004), adoptaron las siguientes tres clases de comportamientos en función de la eficiencia hidráulica según Persson.

1.  $\lambda_p > 0.75$  : buena
2.  $0.5 < \lambda_p < 0.75$  : satisfactoria
3.  $\lambda_p < 0.5$  : pobre

Cuando  $\lambda_p$  tiende a 0, indica predominio de flujo mezclado, si tiende a valores mayores que 1, la distribución del flujo no es uniforme dentro del reactor; y si se aproxima a 1 y el índice de cortocircuito es  $> 0.5$  se puede afirmar que predomina el flujo pistón (Persson, J; Somes, N.L.G; Wong, 1999).

El índice de cortocircuitos hidráulicos ( $S$ ) como se muestra en la ecuación (2. 12) , está definido como el cociente entre el tiempo donde el percentil 16 del trazador añadido en la entrada a pasado la salida ( $T_{16}$ ) y el tiempo de retención hidráulica teórico ( $TRH$ ).

$$S = \frac{T_{16}}{TRH} \quad (2. 12)$$

#### **2.2.4. Geometría de las lagunas**

La geometría más recomendable en una laguna de estabilización es la rectangular, ya que se tiene mejores resultados y comportamiento hidráulico que en lagunas circulares o de formas irregulares (Martínez et al., 2017).

El diseño geométrico de las lagunas debe aprovechar el sitio disponible y su topografía para obtener la relación longitud / anchura ( $L / B$ ) más adecuada. Los sistemas con una relación alta ( $L / B$ ), tienden a tener un flujo hidráulico de tipo pistón, mientras que los estanques con relación ( $L / B$ ) cercano a 1.0 (estanques cuadrados), se acercan a condiciones de mezcla completa (Von Sperling, 2007).

Las lagunas facultativas y anaerobias (primarias) de acuerdo con Martínez et al. (2017), deben ser, en la medida de lo posible, rectangulares con relación largo-ancho, de 2 o 3 a 1. Mientras que US.EPA (2011) recomienda relaciones de 2 a 4. En las lagunas de maduración se recomienda geometrías más alargadas, para conseguir que el flujo se acerque a un comportamiento de tipo flujo pistón.

#### **2.2.5. Baffles en lagunas de estabilización**

De acuerdo con las investigaciones realizadas por varios autores (Persson, 2000; Salter et al., 2000; A. N. Shilton & Mara, 2005; A Shilton & Harrison, 2003; Andy Shilton, 2001), la inclusión de baffles en las lagunas mejora el comportamiento hidrodinámico y la eficiencia de las lagunas.

Las investigaciones realizadas por Franci (1999) ; Nelson (2002) no recomiendan la utilización de baffles en lagunas facultativas, ya que según los autores se necesita distribuir el afluente para aprovechar la máxima insolación solar que sea posible para la producción de oxígeno a través de fotosíntesis (D. D. Mara, 2004).

Mientras que Von Sperling (2007), recomienda que se coloque baffles en las lagunas facultativas únicamente en los casos en donde la geometría del sitio es tal que no es posible ubicar la entrada y la salida en esquinas diagonalmente opuestas. Además, el autor indica que la ubicación de los baffles se debe realizar con cuidado, evitando una carga de DBO demasiado alta en la zona de entrada y por consiguiente la posible liberación de olores.

De acuerdo con Aldana et al. (2005) la inclusión de baffles en las lagunas de maduración mejoran el desempeño hidrodinámico de los estanques, y al reducir el ancho de paso entre los baffles mejora la eficiencia hidráulica, reduciendo el número de dispersión e incrementando la eficiencia de la laguna.

#### **2.2.6. Entradas y salidas**

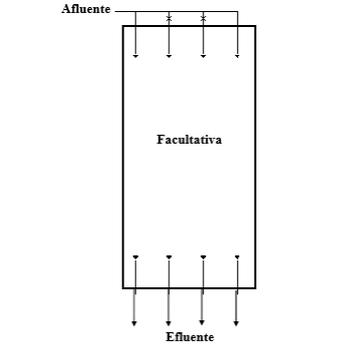
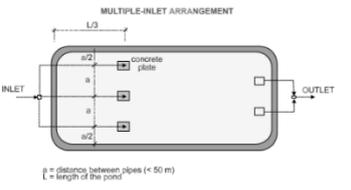
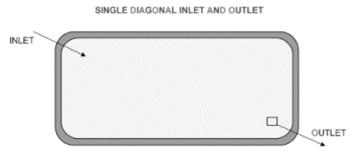
Varios autores (Oakley, 2005; Persson, 2000; A Shilton, 2000; A Shilton & Harrison, 2003), coinciden en la importancia de la localización de las entradas y salidas en los sistemas lagunares, determinando que la dispersión depende de la relación largo-ancho de la laguna, así como la ubicación de entradas y salidas.

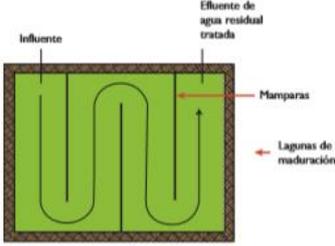
Según Von Sperling (2007) , las entradas del afluente a las lagunas deben cumplir las siguientes condiciones:

- Garantizar una amplia homogeneización del líquido, evitando la aparición de cortocircuitos hidráulicos y zonas muertas.
- Las entradas deben ser sumergidas, para evitar la liberación de gases y malos olores
- Evitar la corrosión de los taludes y la parte inferior del fondo, con este propósito, se coloca una placa de hormigón en la parte inferior, debajo de la descarga de la tubería.

En la Tabla 2, se presenta un resumen de las recomendaciones de la disposición de las entradas y salidas en lagunas de estabilización propuesta por diferentes autores.

**Tabla 2.** Recomendaciones para la disposición de las entradas y salidas en lagunas de estabilización.

Autor	Recomendación	Esquema
Martínez et al., 2017; Oakley, 2005; Rolim Mendonca, 2000	<p>Varias entradas y salidas en la laguna facultativa con el propósito de que su comportamiento hidráulico se aproxime al flujo pistón y distribuir uniformemente los lodos que se depositan en el fondo de la laguna.</p> <p>Es conveniente instalar trampas de grasas y natas en las salidas. En las lagunas facultativas, las trampas deberán colocarse debajo del estrato donde se encuentran las algas para evitar que las mismas abandonen la laguna.</p> <p>Las salidas deben ubicarse en sentido contrario a la dirección de los vientos dominantes, a fin de evitar la salida de natas y materiales flotantes al cuerpo receptor.</p>	 <p>The diagram shows a rectangular lagoon labeled 'Facultativa'. At the top, there are three vertical lines representing multiple inlets, with the word 'Afluente' above them. At the bottom, there are three vertical lines representing multiple outlets, with the word 'Efluente' below them.</p>
Von Sperling, 2007	<p>Solo los estanques pequeños deben tener una sola entrada, mientras que lagunas de mayor extensión deben tener dos, tres o más entradas, distantes una de la otra.</p> <p>La entrada no debe ubicarse frente a la salida del estanque, incluso a largas distancias.</p>	 <p>The diagram is titled 'MULTIPLE-INLET ARRANGEMENT'. It shows a rectangular lagoon with an 'INLET' on the left and an 'OUTLET' on the right. Three concrete piles are shown along the left wall, each with a diameter of <math>\phi/2</math>. The distance between the piles is labeled 'a', and the length of the pool is labeled 'L'. A note below the diagram states: 'a = distance between piles (&lt; 50 m)' and 'L = length of the pool'.</p>
Mara, 2004	<p>Los sistemas de lagunaje por lo general requieren una sola entrada y salida, ubicadas en las esquinas diagonalmente opuestas del estanque, la entrada no debe descargarse centralmente en el estanque, ya que esto maximiza el cortocircuito hidráulico.</p> <p>La entrada debe ubicarse de manera que el agua residual fluya hacia el estanque contra el viento predominante.</p>	 <p>The diagram is titled 'SINGLE DIAGONAL INLET AND OUTLET'. It shows a rectangular lagoon with an 'INLET' at the top-left corner and an 'OUTLET' at the bottom-right corner.</p>
US.EPA, 2011	<p>Es preferible disposiciones de entrada múltiple, incluso en estanques pequeños menores a 0.5 ha y preferiblemente por medio de una caja separadora larga con múltiples salidas lo suficientemente grandes como para evitar el taponamiento de sólidos influyentes. La caja separadora debe ubicarse aproximadamente a media profundidad por encima del manto de lodo.</p> <p>Las estructuras de salida deben estar diseñadas para la extracción de profundidad múltiple, y todas las extracciones deben estar a un mínimo de 0.6 m debajo de la superficie del agua.</p>	 <p>The diagram shows a rectangular lagoon labeled 'Laguna Facultativa'. At the top, there are three vertical lines representing multiple inlets, with the word 'Influente' above them. At the bottom, there are three vertical lines representing multiple outlets, with the text 'Efluente de agua residual tratada' below them.</p>
Shammas, N.; Wang L.; Wu, 2009	<p>Para pequeños estanques donde no se produce la mezcla, se recomienda una sola entrada de tubería. La misma debe extenderse al centro del estanque para que el lodo pueda ser distribuido por las corrientes inducidas por el viento. Esto requiere la ubicación debajo de la superficie de la tubería.</p> <p>Para estanques más grandes se debe diseñar un esquema de entradas múltiples, con una velocidad de descarga de 8 pies / s o más para proporcionar un movimiento de estanque en masa suficiente para inducir la circulación y mezcla interna del estanque. Las tuberías no necesitan extenderse bien dentro del estanque.</p>	

Autor	Recomendación	Esquema
R.G. Passos et al., 2016	En las lagunas de maduración es recomendable incluir solo una entrada y una sola salida, considerando baffles que se colocan para maximizar el régimen hidráulico del flujo pistón. Para las lagunas de maduración el sistema de flujo pistón es completamente más ventajoso y no se esperan problemas de sobrecarga en el extremo de entrada.	

### 2.2.7. Influencia de factores ambientales

Las principales condiciones ambientales en una laguna de estabilización son la radiación solar, la temperatura y el viento. La influencia de cada factor ambiental se muestra en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Influencia de los factores ambientales externos en las lagunas de estabilización.

Factor	Influencia
Radiación solar	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Velocidad de la fotosíntesis</li> </ul>
Temperatura	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Velocidad de la fotosíntesis</li> <li>• Velocidad de crecimiento y muerte de bacterias.</li> <li>• Solubilidad y transferencia de gases.</li> <li>• Condiciones de mezcla</li> </ul>
Viento	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Condiciones de mezcla</li> <li>• Reaireación atmosférica</li> </ul>

Fuente: (Von Sperling, 2007)

La mezcla en un estanque de estabilización se produce principalmente a través del viento y diferencia de temperatura. La mezcla en las lagunas tiene influencia en el rendimiento del estanque, ya que genera los siguientes beneficios: minimiza la ocurrencia de cortocircuitos hidráulicos y zonas muertas, homogeniza la distribución vertical de DBO, algas y oxígeno y facilita el transporte a la zona de superficie fótica de algas inmóviles que tienden a asentarse (Von Sperling, 2007).

### **2.3. Remoción de patógenos en las lagunas de estabilización**

Una de las principales ventajas de las lagunas de estabilización es su capacidad para eliminar organismos patógenos, especialmente en las lagunas de maduración. Esta eliminación se debe a la acción combinada de varios factores, que en conjunto crean unas condiciones muy desfavorables para su supervivencia (Monográficos de Agua en Centroamérica, 2008).

Factores físicos como son la sedimentación y la temperatura son fundamentales en la eliminación de patógenos. Los quistes de protozoos y los huevos de helmintos se eliminan principalmente por procesos físicos como es la sedimentación. Mientras que la temperatura, como ocurre con todos los procesos biológicos, es un factor muy importante en la velocidad de desaparición de microorganismos patógenos, ya que a mayor temperatura mayor velocidad de desaparición y viceversa (Von Sperling et al., 2005).

Bacterias patogénicas y los virus se eliminan mediante una combinación de varios factores que conducen a un entorno inadecuado para ellos, incluyendo pH alto, OD alto, radiación ultravioleta, depredación y otros (D. D. Mara, 2004).

La actividad del fitoplancton da lugar a un aumento del pH, mientras que la actividad metabólica de las bacterias genera CO<sub>2</sub>, que provoca un descenso de pH. En las lagunas de maduración al ser la carga orgánica baja y la actividad fotosintética alta, globalmente se suele apreciar un aumento de pH con respecto a las lagunas facultativas, generando un medio desfavorable para la supervivencia de los microorganismos patógenos (Monográficos de Agua en Centroamérica, 2008).

La presencia de oxígeno disuelto, y considerando que las lagunas de maduración tienen concentraciones elevadas, da lugar a un aumento en la velocidad de eliminación de patógenos.

Con respecto a la radiación ultravioleta, la eliminación de patógenos es mucho más rápida en presencia de luz, por esta razón, la profundidad de las lagunas tiene mucha inferencia en la eficiencia de remoción. Las algas secretan sustancias tóxicas que afectan a los microorganismos patógenos, algunas de ellas muy activas en presencia de la luz (Monográficos de Agua en Centroamérica, 2008).

La concentración de nutrientes, presencia de compuestos tóxicos y predadores son los principales factores bioquímicos implicados en la eliminación de patógenos. La presencia de predadores como protozoos, bacteriófagos, micro crustáceos y rotíferos da lugar a una fuerte reducción en las bacterias patógenas (Von Sperling et al., 2005).

Los modelos de eliminación de patógenos se basan en la remoción de E. coli, que se ha establecido como un indicador fecal adecuado de patógenos bacterianos y virales en aguas residuales (Von Sperling, 2003).

La muerte de coliformes en los estanques generalmente se modela asumiendo una cinética de primer orden (tasa de muerte directamente proporcional a la concentración). La concentración de efluente de un contaminante particular es una función del régimen hidráulico del estanque y de la reacción cinética que representa la descomposición del contaminante (Von Sperling, 2005).

### 2.3.1. Modelo de mezcla completa

Marais & Shaw (1961), propusieron un modelo cinético en el cual, cada laguna es considerada individualmente, aunque forme parte de un sistema de lagunas en serie y cada laguna representa a un reactor de mezcla completa y flujo continuo. Además, se presenta una reacción de primer orden. La suposición de mezcla se basa en grandes volúmenes que generalmente tienen las lagunas, el tiempo de retención y el efecto de mezcla proporcionado por las brisas (Cuervo Pulido et al., 2019).

En la ecuación (2. 13), se presenta el modelo de remoción de contaminantes considerando mezcla completa.

$$\frac{C_e}{C_a} = \frac{1}{1 + K_{bT} \cdot TRH} \quad (2. 13)$$

$$K_{bT} = K_b(\theta^{T-T_0}) \quad (2. 14)$$

Donde:

C<sub>e</sub> y C<sub>a</sub> : Concentración en el efluente y afluente respectivamente (mg/l).

K<sub>b</sub> : Constante de remoción de coliformes fecales (d<sup>-1</sup>). Esta constante es dependiente de la temperatura por lo que es necesario realizar una corrección a partir de la ecuación de Arrhenius Ec. (2. 14).

TRH: Tiempo de retención hidráulico medio de la laguna en días.

### 2.3.2. Modelo flujo pistón

El régimen hidráulico de flujo pistón se considera como la base racional del diseño eficiente de lagunas de estabilización, ya que garantiza que los contaminantes de las aguas residuales alcancen el tiempo de retención hidráulico teórico, eliminando cortocircuitos y zonas muertas. Por esta razón Thirumurthi (1969), recomienda fuertemente que las lagunas de estabilización deben ser diseñadas basadas en el comportamiento de un flujo pistón para incrementar la eficiencia hidráulica y de tratamiento. Reed et al. (1988) usó el modelo de flujo pistón para diseñar lagunas de estabilización y su modelo se presenta en la ecuación (2. 15) (Banda, 2007).

$$\frac{C_e}{C_a} = e^{-K_b \cdot TRH} \quad (2. 15)$$

Donde:

C<sub>e</sub> y C<sub>a</sub>: Concentración en el efluente y afluente respectivamente (mg/l).

K<sub>b</sub>: Constante de remoción de coliformes fecales (d<sup>-1</sup>). Esta constante es dependiente de la temperatura por lo que es necesario realizar una corrección a partir de la ecuación de Arrhenius ver Ec. (2. 14).

TRH: Tiempo de retención hidráulico medio de la laguna en días.

### 2.3.3. Modelo flujo disperso

D. D. Mara (2004), sostiene que el estado ideal de la mezcla completa y el patrón de flujo pistón son difíciles de lograr en la práctica.

Levenspiel (1972), observó que los reactores reales nunca siguen completamente un régimen ideal de flujo de estado estacionario, por lo que las desviaciones del régimen de flujo ideal causadas por cortocircuitos hidráulicos, recirculaciones de flujo y zonas muertas son bastante considerables (Banda, 2007).

Polprasert, C. and Bhattarai (1985), proponen un modelo para lagunas facultativas y de maduración, suponiendo flujo no ideal con dispersión para estimar la eficiencia en la remoción de DBO y coliformes según las ecuaciones propuestas por Wehner & Wilhelm (1956) ecuaciones (2. 16) y (2. 17).

$$\frac{C_e}{C_a} = \frac{4ae^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 e^{(a/2d)} - (1-a)^2 * e^{-a/2d}} \quad (2.16)$$

$$a = \sqrt{(1 + 4K_b \cdot TRH \cdot d)} \quad (2.17)$$

Donde:

Ce y Ca: Concentración en el efluente y afluente respectivamente (mg/l).

d = Número de dispersión (adimensional).

K<sub>b</sub>= Constante de remoción de coliformes fecales (d<sup>-1</sup>).

TRH= Tiempo de retención hidráulico (d).

Los números de dispersión observados en las lagunas de estabilización varían de 0 a 4 con la mayoría de los valores no superiores a 1.0. La ecuación (2. 16) se puede simplificar en todos los casos en los cuales el valor de d sea menor a 2, a la ecuación (2. 18).

$$\frac{C_e}{C_a} = \frac{4ae^{\frac{1-a}{2d}}}{(1+a)^2} \quad (2.18)$$

Para determinar el número de dispersión que interviene en las ecuaciones 2.16, 2.17 y 2.18, existen diferentes modelos propuestos para su cálculo (Agunwamba et al, 1992; Polprasert, C.and Bhattarai ,1985; Von Sperling, 1999 ; Yáñez, 1993).

En la investigación realizada por Von Sperling (1999), a partir de la técnica de Monte Carlo predice el número de dispersión utilizando los modelos de los autores antes citados. Concluyendo que los modelos desarrollados por Yáñez (1993) y Von Sperling (1999) predicen con precisión el número de dispersión.

En la ecuación (2. 19), se describe la formulación propuesta por Yáñez (1993).

$$d = \frac{\frac{L}{B}}{-0.26118 + 0.25392 * \frac{L}{B} + 1.01368 * (\frac{L}{B})^2} \quad (2.19)$$

Donde:

d= Número de dispersión (adimensional).

L= Longitud de la laguna (m).

B= Ancho de la laguna (m).

Sin embargo, debido a la sencillez de cálculo y que únicamente se requiere de los datos de la geometría de la laguna, Von Sperling (1999) recomienda determinar el número de dispersión mediante la ecuación (2. 20).

$$d = \frac{1}{(L/B)} \quad (2. 20)$$

Donde:

d= Número de dispersión (adimensional).

L= Longitud de la laguna (m).

B= ancho de la laguna (m).

#### 2.3.4. Cálculo del coeficiente de remoción $K_b$

La constante de remoción de coliformes fecales se denomina  $K_b$ . Esta constante ha sido determinada por varios autores mediante ensayos y análisis de datos. En la Tabla 4 se presenta un resumen de estos coeficientes diferenciados de acuerdo con el tipo de mezcla que se tenga en el reactor.

**Tabla 4.** Valores de  $K_b$  (20 °C) disponibles en la literatura, para diferentes modelos hidráulicos.

Valores de $K_b$ (20 °C) ( $d^{-1}$ )	Régimen de flujo considerado	País/ Región
2.6	Mezcla completa	Sur África
0.8	Mezcla completa	No especificado
0.2-10	Mezcla completa	Australia
0.71	Mezcla completa	Kenia
0.62	Mezcla completa	No especificado
0.84	Mezcla completa	México
0.33-0.90	Mezcla completa	Jordán
1.3-12.0	Mezcla completa	Brasil
1.2-4.82	Mezcla completa	Brasil
0.4-12.2	Mezcla completa	Brasil
0.45-5.89	Mezcla completa	Tanzania
0.5-1.5	Mezcla completa	Australia
0.39-43.6	Mezcla completa	Brasil
2.0	Mezcla completa	Cabo Verde
0.73	Flujo pistón	No especificado
1.1	Flujo pistón	No especificado

Valores de $K_b$ (20 °C) ( $d^{-1}$ )	Régimen de flujo considerado	País/ Región
1.2	Flujo disperso	Turquía
0.74-0.84	Flujo disperso	Perú
0.50-1.50	Flujo disperso	Brasil
0.26-2.42	Flujo disperso	Brasil
0.50-2.30	Flujo disperso	Brasil

Fuente: (Von Sperling, 2005)

Como se observa en la Tabla 4, se tiene una amplia dispersión de los valores de  $K_b$  producida por factores de influencia específicos en cada caso, tales como oxígeno disuelto (OD), pH, radiación solar, carga de DBO, y configuración física. Además, este amplio rango de valores refleja la dificultad de los modelos hidráulicos idealizados (mezcla completa o flujo pistón) en la predicción del comportamiento de reactores no ideales (Von Sperling, 2005).

Investigaciones realizadas por Pearson et al. (1995); Mara (2004), concuerdan que la utilización de la constante de remoción para modelo de mezcla completa propuesta por Marais & Shaw (1961) fue lo suficientemente precisa para predecir el efluente observado de E. coli, en una serie de lagunas de estabilización facultativas y de maduración cargadas de manera óptima (Banda, 2007).

Sin embargo, Von Sperling (2002) destaca la idoneidad del modelo de flujo disperso. El autor para la misma eficiencia de remoción ha demostrado que el valor de  $K_b$  para la mezcla completa siempre será mayor y el valor de  $K_b$  para el flujo pistón siempre será menor que el de  $K_b$  para flujo disperso.

Por otro lado, en algunas investigaciones se han desarrollado ecuaciones para la determinación de la constante de remoción que involucran diferentes parámetros. Algunos autores citados en Von Sperling (2005) como (Gamini, 1981; Sarikaya et al., 1987; Mayo, 1989, 1995; Qin et al., 1991; Saqqar and Pescod, 1992; Silva et al., 1996), han propuesto modelos para la predicción de  $K_b$  en función de variables como pH, concentración de algas, DBO, carga de Demanda química de oxígeno (DQO), radiación solar, coeficiente de extinción de luz y profundidad. Sin embargo, a pesar de que la inclusión de muchas variables de entrada puede mejorar la capacidad predictiva del modelo, a efectos de diseño al desconocer de antemano el valor de alguno de estos parámetros se dificulta el uso de este tipo de ecuaciones.

En la investigación realizada por Talavera (2019), en lagunas de estabilización de Nicaragua comprueban que las fórmulas del coeficiente de remoción en función de la radiación solar y la altura propuesta por Mayo (1989); Sarikaya et al. (1987) no tuvieron una buena correlación con el coeficiente real establecido con ensayos en las lagunas, obteniendo un  $R^2$  de apenas 0.07.

En la investigación desarrollada por Von Sperling (2005) en 186 lagunas facultativas y de maduración, se estudió la posible influencia de parámetros como la tasa de carga orgánica y la latitud. La tasa de carga orgánica se incluyó bajo el supuesto de que tasas de carga más altas, podrían conducir a valores más bajos del coeficiente de remoción. La latitud, positivo para Norte y negativo para el Sur, se analizó debido a posibles influencias sobre la radiación solar y las horas de luz solar. Sin embargo, la investigación concluyó que no existía una influencia significativa de estas variables sobre el coeficiente  $K_b$ .

Se ha comprobado, que algunos de los principales mecanismos de la eliminación de patógenos están asociados con la profundidad de la laguna (penetración de la radiación solar, fotosíntesis, pH, OD). La constante de remoción  $K_b$  esta correlacionada con la altura de la laguna, cuanto menor es la profundidad del estanque, mayor es el coeficiente  $K_b$  (Von Sperling, 1999, 2005).

Von Sperling (1999), realizó un estudio en 33 lagunas de estabilización en Brasil, donde encontró una fuerte correlación entre la altura de la laguna y el coeficiente  $K_b$ . Adicionalmente el autor observó que el tiempo de retención hidráulico también tiene una gran influencia en el coeficiente de remoción. Por lo que basado en un análisis de regresión el autor propone una ecuación en función de la altura (H) y el tiempo de retención hidráulico (TRH) Ec. (2. 21) .

$$K_b = 0.917 H^{-0.877} TRH^{-0.329} \quad (2. 21)$$

En la investigación de Von Sperling (2005) en 186 lagunas facultativas y de maduración, al analizar un mayor número de lagunas en comparación al estudio presentado por el mismo autor en 1999, se propone una nueva ecuación con la misma estructura, pero modificando los coeficientes Ec.(2. 22).

$$K_b = 0.682 H^{-1.286} TRH^{-0.103} \quad (2. 22)$$

En la misma investigación el autor indica que al analizar en detalle el modelo dado en la Ec.(2. 22) , se observó que hubo algunas correlaciones entre la altura y tiempos de retención en los estanques, lo que podría invalidar la permanencia de ambas variables en la ecuación para  $K_b$ , ya que no serían variables independientes, como se requiere para el análisis de regresión.

Por esta razón el autor también propone una ecuación en función únicamente de la altura de la laguna (2. 23).

$$K_b = 0.549 H^{-1.456} \quad (2. 23)$$

Talavera (2019) en su investigación en lagunas de estabilización de Nicaragua, comprueba las formulaciones propuestas por Von Sperling (1999, 2005), concluyendo que la fórmula que más ajuste tubo en las lagunas analizadas en Nicaragua, fue la propuesta por Von Sperling (1999), Ec. (2. 21).

Von Sperling (1999) , presenta una metodología y ecuaciones para convertir los coeficientes derivados del modelo de flujo disperso en coeficientes para los modelos de mezcla completa y flujo pistón, a partir del coeficiente de remoción calculado para flujo disperso (ver ecuación (2. 24)

$$K_b(CSTR) = 1.753 \cdot K_{b(dispersión)} + [0.0011 \cdot K_{b(dispersión)}^{4.189} \cdot TRH^{3.189} \cdot \left(\frac{L}{B}\right)^{1.509}] \quad (2. 24)$$

Donde:

L= Longitud de la laguna (m).

B= Ancho de la laguna (m).

#### 2.4. Modelación CFD

CFD es una herramienta matemática y computacional que se utiliza para predecir o analizar fenómenos físicos o fisicoquímicos que ocurren en un flujo de fluidos dentro de un volumen predefinido, o fuera de él, y que pueden estar relacionados con la acción de factores como la dispersión, difusión, convección, interacción con el entorno externo, condiciones de contorno y turbulencia (R.G Passos et al., 2016).

La ejecución de un análisis CFD cuenta con tres etapas. La primera de ellas consiste en los cálculos previos, en donde se realiza la formulación del problema, incluye la generación de la geometría, definir las ecuaciones que gobiernan el caso de estudio, establecer las condiciones de contorno y generar la malla de volúmenes finitos.

La segunda etapa es la principal de la modelación, ya que consiste en la solución numérica de las ecuaciones que gobiernan el problema.

La tercera etapa es el análisis de los resultados, estos resultados obtenidos se corresponden con el valor de las variables de campo (velocidad, temperatura, presión, etc) determinados en cada punto de la malla. Una parte importante de esta etapa es la representación gráfica de las variables que gobiernan el flujo, para tener una visión rápida y amena de los resultados obtenidos. Parte del análisis también incluye, la comparación de los resultados obtenidos con estudios previos, resultados experimentales y resultados tabulados existentes en normativas (Sánchez, 2004).

Existen diferentes Software comerciales para la modelación CFD, como son ANSYS, Flow 3d, Comsol entre otros. Sin embargo, la desventaja de estos programas son los costos de sus licencias y que no permiten al usuario acceder y modificar sus códigos de programación.

## **2.4.1. Formulación matemática de los modelos CFD**

### **2.4.1.1. Fase simple ecuaciones de Navier Stokes**

Las ecuaciones que gobiernan la dinámica de fluidos son las ecuaciones de Navier Stokes de continuidad y de momento. Dichas ecuaciones describen como la temperatura, velocidad, presión y densidad de un fluido en movimiento se encuentran relacionadas (Holzinger, 2015).

La ecuación de continuidad Ec. (2. 25), presentada en la forma llamada Euleriana de la ley de conservación de masa, describe un fenómeno de transporte de partículas que no se crean ni se destruyen. En la ecuación de momento Ec.(2. 26), los términos de la izquierda representan la aceleración del fluido, el primer término corresponde al término temporal y el segundo al de aceleración convectiva. Mientras que los términos de la derecha corresponden al gradiente de presión, tensiones viscosas y otras fuerzas corporales respectivamente.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho U) = 0 \quad (2. 25)$$

$$\rho \left( \frac{\partial U}{\partial t} + \nabla \cdot (UU) \right) = -\nabla P + \nabla \tau + fb \quad (2. 26)$$

Donde:

$\rho$  = Densidad.

U = Vector de velocidad.

P= Presión.

$\tau$  = Esfuerzo viscoso.

Para un fluido newtoniano, el tensor de tensión  $\tau$  es una función lineal de la tasa de deformación dada por la Ec.(2. 27).

$$\tau = \mu\{\nabla U + (\nabla U)^T\} \quad (2. 27)$$

Donde:

$\mu$  = viscosidad del fluido, actuando como una constante de proporcionalidad entre las tensiones viscosas y la velocidad de deformación cortante.

T =traspuesta de  $\nabla U$ .

Para fluidos incompresibles se asume que la densidad es constante, por lo que las ecuaciones de Navier Stokes pueden ser simplificadas como se presentan a continuación.

$$\nabla \cdot (U) = 0 \quad (2. 28)$$

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \nabla \cdot (UU) = -\frac{1}{\rho} \nabla P + \frac{\mu}{\rho} \nabla^2 U + fb \quad (2. 29)$$

Las ecuaciones de Navier Stokes conforman un sistema de cuatro ecuaciones diferenciales parciales no lineales que proporcionan un modelo matemático completo de flujo de fluidos. No existe una solución analítica para las cuatro variables independientes de estas ecuaciones (excepto en casos especiales). Sin embargo, la utilización de modelos CFD hace posible generar soluciones numéricas que habrían sido demasiado complejo de calcular previamente (Ahern, 2017; Hendricks, 2018).

#### **2.4.1.2. Flujo turbulento**

Debido a las grandes dimensiones de las lagunas de estabilización, el régimen tiende a ser predominantemente turbulento en estos sistemas. Incluso en sistemas de lagunaje con velocidades de flujo bajas encontradas o estimadas, se espera que se encuentre algún grado de turbulencia principalmente cerca de los dispositivos de entrada o cerca de los baffles (R.G Passos et al., 2016).

El modelado de turbulencias es un intento de idear una serie de ecuaciones diferenciales parciales para el cálculo de flujo turbulento, basadas en aproximaciones apropiadas de las ecuaciones de Navier-Stokes exactas. Por lo tanto, un enfoque común es resolver las ecuaciones en términos de los valores medios de las variables de interés, luego introducir un modelo de cierre de turbulencia para aproximar las cantidades a menor escala. Estos valores medios, promediados en el tiempo se obtienen por descomposición de Reynolds para obtener un conjunto similar de ecuaciones conocidas como RANS (Ecuaciones de Navier-Stokes promediadas por Reynolds) (Alfonsi, 2009).

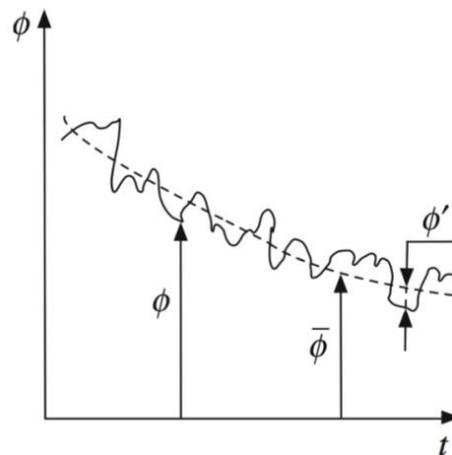
En la Figura 6 se observa la evolución turbulenta en el tiempo de alguna cantidad  $\phi$  la cual en un punto dado está definida mediante la Ec. (2. 30).

$$\phi(x_0, t) = \bar{\phi}(x_0) + \phi'(x_0, t) \quad (2. 30)$$

Donde:

$\bar{\phi}$  = Valor promediado en el tiempo en el punto fijo

$\phi'$  = Oscilaciones caóticas a lo largo del tiempo en el punto fijo



**Figura 6.** Oscilaciones de una cantidad  $\phi$  en el tiempo  
Fuente: (Moukalled et al., 2015)

Sustituyendo la Ec. (2. 30) para las cantidades de velocidad y presión en las ecuaciones (2. 28) y (2. 29) , se obtienen las expresiones de RANS mostradas a continuación, ecuaciones (2. 31) y (2. 32).

$$\nabla \cdot (\bar{U}) = 0 \quad (2.31)$$

$$\rho \left( \frac{\partial \bar{U}}{\partial t} + \nabla \cdot (U\bar{U}) \right) = -\nabla \bar{P} + \nabla T + \rho fb - \rho \overline{u_i u_j} \quad (2.32)$$

El término adicional  $\rho \overline{u_i u_j}$  es conocido como tensor de esfuerzos de Reynolds y representa la tasa media de transporte del impulso debido a fluctuaciones de velocidad turbulentas.

Como se aumenta una incógnita sin añadir más ecuaciones, para su resolución se relaciona el tensor de esfuerzos de Reynolds con las cantidades de flujo promedio. Esto se logra utilizando la aproximación de la viscosidad turbulenta, que asume que los componentes del esfuerzo de tensión de Reynolds varían linealmente con la tasa media del esfuerzo de deformación. Tal como se indica en la Ec. (2.33) (Alfonsi, 2009).

$$-\overline{u_i u_j} = \nu_t (dU_i/dx_j + dU_j/dx_i) - \frac{2}{3} k \delta_{ij} \quad (2.33)$$

Donde  $\nu_t$  es la viscosidad turbulenta de Eddy.

Adicionalmente a las ecuaciones RANS se requiere un modelo para cerrar el flujo de turbulencias. Uno de los modelos más usados es el modelo k-épsilon debido a su robustez, relativamente bajo requisitos computacionales y precisión satisfactoria.

Las variables  $k$  y  $\epsilon$  representan la energía cinética turbulenta y su velocidad de disipación, respectivamente. Sus valores iniciales se aproximan por las siguientes ecuaciones.

$$k = \frac{1}{2} \sqrt{\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2}} \quad (2.34)$$

$$\epsilon = C_d \frac{k^{3/2}}{l} \quad (2.35)$$

$$\nu_t = C_u \frac{k^2}{\epsilon} \quad (2.36)$$

Donde:

$\overline{u'}$ ,  $\overline{v'}$ ,  $\overline{w'}$  = Fluctuaciones de velocidad turbulenta de las componentes x, y, z de la velocidad U respectivamente.

$C_d$  = Coeficiente empírico

l = Escala de longitud turbulenta

$\nu_t$  = Viscosidad turbulenta

$C_u$  = Coeficiente que toma el valor de 0.09

Las ecuaciones de transporte para el modelo k- $\epsilon$  se presentan a continuación:

$$\frac{\partial k}{\partial t} + U_j \frac{\partial k}{\partial x_j} = \frac{\mu_t}{\rho} S^2 - \epsilon + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[ \frac{1}{\rho} \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_j} \right] \quad (2.37)$$

$$\frac{\partial \epsilon}{\partial t} + U_j \frac{\partial \epsilon}{\partial x_j} = \frac{\epsilon}{k} \left( C_{1\epsilon} \frac{\mu_t}{\rho} S^2 - C_{2\epsilon} \epsilon \right) + \frac{\partial}{\partial x_j} \left[ \frac{1}{\rho} \left( \mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\epsilon} \right) \frac{\partial \epsilon}{\partial x_j} \right] \quad (2.38)$$

Las ecuaciones (2.37) y (2.38) contienen 5 constantes para las cuales el modelo k- $\epsilon$  tiene valores estándar, cuyos valores son  $C_{1\epsilon} = 1.44$ ,  $C_{2\epsilon} = 1.92$ ,  $C_{3\epsilon} = \tanh |v/u|$ ,  $C_\mu = 0.09$ ,  $\sigma_\epsilon = 1.3$  y  $\sigma_k = 1$ . Siendo  $u$  y  $v$  las componentes del flujo paralela y perpendicular respectivamente (Sánchez Fernández, 2019).

El modelo k- $\epsilon$  estándar, es uno de los modelos de dos ecuaciones más utilizados en simulaciones CFD en general, proporcionando una buena relación entre esfuerzo computacional y exactitud. El modelo k- $\epsilon$  es un modelo robusto para el estudio de flujos complejos, pero poco esclarecedor con respecto a los fenómenos que ocurren en la capa límite del flujo superficial (R.G Passos et al., 2016).

#### 2.4.1.3. Transporte de componentes. Cálculo DTR

Una de las principales técnicas para simular el transporte de componentes en los modelos CFD, es la resolución de la ecuación de transporte del trazador bajo la perspectiva Euleriana. Este método necesita de la simulación previa de los campos de velocidad y turbulencia, para la evaluación de los términos de arrastre (convectivo) y de mezclado turbulento (difusivo) (Sánchez Fernández, 2019).

## Perspectiva Euleriana

El transporte de un componente en el fluido se modeliza mediante la ecuación de transporte de Reynolds, añadiéndole el transporte del componente por difusión. Esta ecuación emplea los campos de velocidad y turbulencia del líquido para los transportes por convección y difusión, respectivamente. En el caso del ensayo DTR, la variable transportada corresponde a la concentración de trazador pasivo  $C_t$  (Sánchez Fernández, 2019).

La ecuación del modelo del transporte del trazador se presenta en la Ec. (2. 39).

$$\frac{\partial C_t}{\partial t} + \nabla(\vec{U}C_t) = \nabla(D_{ef}\nabla C_t) \quad (2. 39)$$

$$D_{ef} = D_{lam} + \frac{\mu_t}{\rho S_{Ct}} \quad (2. 40)$$

Donde:

$U$  es la velocidad del agua,  $Def$  es la difusividad cinemática efectiva, que representa la suma de la difusividad laminar y la difusividad turbulenta Ec. (2. 40),  $\rho$  es la densidad del agua,  $\mu_t$  la viscosidad de Eddy, y  $S_{Ct}$  el número de turbulencia de Schmidt.

El número de Schmidt es definido como la ratio entre la viscosidad turbulenta y la difusividad, de acuerdo con Teshome (2020) el valor predeterminado para el número de Schmidt es de 0.7.

### 2.4.2. OpenFOAM

OpenFOAM® es un paquete de software CFD de código abierto gratuito distribuido por OpenCFD Ltd y OpenFOAM Foundation bajo licencia GPL. Proporciona al usuario una caja de herramientas C++ personalizable para el desarrollo de solucionadores numéricos, generación de mallas y utilidades de pre y post procesamiento para una amplia gama de problemas de dinámica de fluidos.

La principal ventaja de OpenFOAM es que su código fuente permite adaptar los requisitos del usuario y estudiar fácilmente su funcionamiento interno. OpenFOAM fue lanzado para su libre distribución en diciembre del 2004 y se actualiza profesionalmente cada seis meses, para incluir desarrollos patrocinados por los clientes y contribuciones de la comunidad. Para su soporte existen guías de usuario, manual de programador, foros de usuarios y tutoriales. Además, OpenFOAM es compatible con paquetes de pre y post procesamiento que también son de código abierto (Ahern, 2017).

### 2.4.2.1. Estructura de OpenFOAM

En la estructura de ficheros para cada caso a modelar se distinguen tres carpetas necesarias para poder realizar el cálculo, las cuales se indican en la Tabla 5.

**Tabla 5.** Estructura de OpenFOAM.

Carpeta	Archivos	Descripción
<p style="text-align: center;"><b>0 /</b></p> <p>Contiene las condiciones iniciales y de contorno para las variables que el solver en cuestión necesita.</p>	* p	Presión
	U	Velocidad
	K	Energía cinética turbulenta
	epsilon	Velocidad de disipación
	nut	Viscosidad cinética
<p style="text-align: center;"><b>Constant /</b></p> <p>Archivos relacionados con cantidades constantes, como la información del mallado de la geometría y las propiedades y parámetros que establecerán la conducta del fluido.</p>	Polymesh /	Contiene todos los archivos referentes al mallado (boundary points, faces, neighbour, owner)
	G	Aceleración de la gravedad (se utiliza cuando el modelo considera la dirección z)
	transportProperties	Parámetros de ingreso para configurar los modelos de velocidad, modelos no-Newtonianos, selección del modelo y propiedades del fluido.
	turbulenceProperties	Selección del modelo de turbulencia y parámetros
<p style="text-align: center;"><b>System /</b></p> <p>Se encuentran todos los archivos que manipularan y controlaran el solucionador y otras herramientas dinámicas para la simulación.</p>	ControlDict	Contiene los controles que están relacionados con el tiempo de la simulación (pasos de tiempos, intervalo de salida, entre otros). Comprende también la programación del tiempo de registro de la información con la que correrá la simulación.
	fvSchemes	Se delimitan los esquemas para la discretización del volumen finito.
	fvSolution	Controles relacionados con el solucionador, los algoritmos para la resolución, los límites de tolerancia del caso y factores de relajación.
<p>* Los archivos que contenga la carpeta dependerán del tipo de variables que utilicen el solucionador y el modelo de turbulencia aplicado.</p>		

**Fuente:**(Ahern, 2017; Holzinger, 2015)

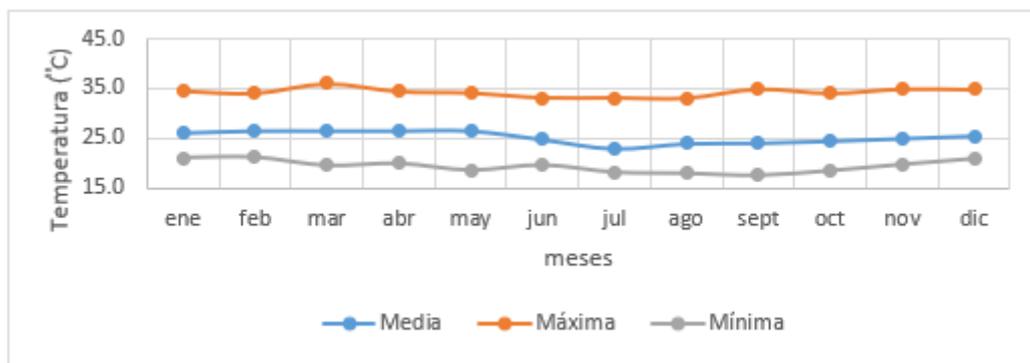


De acuerdo con los datos de la estación meteorológica (M005 Portoviejo) de un periodo de 20 años, proporcionados por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología INAMHI (ver Tabla 6 y Figura 8 ), la temperatura media anual en la ciudad de Portoviejo es de 25.3 °C, con una máxima de 32.4 °C y una mínima de 19.3 °C. En los meses de febrero a marzo se tiene un incremento de temperatura por tanto el clima es más cálido, mientras que los meses de agosto y septiembre tienden a ser más fríos registrándose una disminución de temperatura.

La zona capital manabita tiene alrededor de 1400 horas al año de brillo solar o heliofanía, de gran importancia para la vida vegetal. La humedad relativa media es de 72% anual, con valores mayores y mínimos en íntima relación con las épocas lluviosa y seca (Burgos, M; Carrillo, J;Cedeño & Salvatierra, 2013).

**Tabla 6.** Temperatura ambiente promedio en la ciudad de Portoviejo.

Estación M005 Portoviejo													
Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	may	jun	jul	ago	Sept	oct	nov	dic	Prom
<b>T Media (°C)</b>	26.1	26.5	26.5	26.5	26.5	24.8	23.0	24.0	24.1	24.5	25.0	25.5	25.3
<b>T Máxima (°C)</b>	34.5	34.0	36.0	34.4	34.1	33.1	33.1	33.0	34.9	34.0	34.9	34.8	34.2
<b>T Mínima (°C)</b>	21.0	21.1	19.5	19.9	18.6	19.6	18.2	18.0	17.6	18.5	19.7	20.8	19.4



**Figura 8.** Temperatura ambiente promedio en la ciudad de Portoviejo.

El período de lluvias se extiende entre enero y abril, el resto del año es casi totalmente seco, la pluviosidad media anual es de aproximadamente 450 mm con fluctuaciones entre 300 y 600 mm, salvo casos de anomalías climáticas como los dos últimos fenómenos de El Niño

(1982-1983, 1997-1998) en los que las precipitaciones se prolongaron durante un año, sobrepasando los 2000 mm (Burgos, M; Carrillo, J;Cedeño & Salvatierra, 2013).

El viento no tiene valores significativos de velocidad, la velocidad media mensual es de 1,06 m/s. La dirección predominante del viento es hacia el Norte (Cárdenas, 2012).

### **3.1.2. Población**

Según el último censo poblacional realizado en el año 2010, la población del cantón Portoviejo era de 290.199 habitantes, con una tasa de crecimiento poblacional del cantón de 1.92%. Para el año 2020 se presentó una proyección población de 335263 habitantes.

La ciudad de Portoviejo constituye la segunda urbe más poblada de la provincia y la octava del Ecuador.

### **3.1.3. Recursos hídricos**

El principal sistema hidrográfico es el Río Portoviejo, río al que se descarga el efluente procedente de la laguna de maduración objeto de estudio.

La cuenca del río Portoviejo es un importante sistema hidrológico de la vertiente del Pacífico del Ecuador. Tiene una extensión de 2.100 km<sup>2</sup>, y está localizada en una zona eminentemente agrícola en la región central y costera de la provincia de Manabí (Thielen et al., 2016) .

El río Portoviejo constituye la fuente más importante de agua para la región central de Manabí. Abastece de agua potable a más de 600.000 personas en ciudades locales como Portoviejo, Santa Ana, Rocafuerte e incluso a otras fuera de su cuenca como son Manta, Montecristi, Jaramijó y Jipijapa. La cuenca aporta 1590 hm<sup>3</sup>/año o el equivalente al 2 % nacional (Thielen et al., 2016).

En la Figura 9, se observa el sitio de descarga del efluente de la depuradora en el río Portoviejo.



**Figura 9.** Descarga de la depuradora en el río Portoviejo.  
Fuente: (PORTOAGUAS EP, 2019b).

### 3.1.4. Agua Potable y Alcantarillado

La ciudad de Portoviejo cuenta con un porcentaje de cobertura de agua potable del 92.32 %, con una población atendida de 235054 habitantes. En el sistema de alcantarillado, la ciudad cuenta con un sistema separado sanitario y pluvial que fue construido en los años sesenta, actualmente tiene una cobertura de 79.13 % para aguas servidas, atendiendo a una población de 201471 habitantes. Mientras que en el alcantarillado pluvial se tiene una cobertura de 57.54 % con una población atendida de 146501 habitantes (PORTOAGUAS EP, 2019a).

### 3.1.5. Depuradora de aguas residuales

El sistema de alcantarillado sanitario conduce las aguas servidas hasta la planta de tratamiento de Portoviejo. El sistema de tratamiento consiste en una estación de bombeo y cuatro lagunas de estabilización, ubicadas en el costado noroeste de la pista de aterrizaje del Aeropuerto Reales Tamarindos. Las coordenadas UTM del ingreso de la depuradora se muestran en la Tabla 7 , mientras que la Figura 10 muestra una vista satelital de las lagunas y señalado la laguna de maduración objeto de estudio de esta investigación.

**Tabla 7.** Coordenadas UTM WGS-84 del ingreso de la depuradora de Portoviejo.

Norte	602.696
Este	17 S – 9’792.275
Cota	15



**Figura 10.** Vista satelital lagunas de estabilización de Portoviejo.  
Fuente: Google Earth.

A pesar de que el análisis de la investigación se centra en la laguna de maduración de la depuradora, para contextualizar el problema es importante describir todo el sistema de tratamiento y los procesos previos existentes antes de la laguna en análisis.

### **3.1.5.1. Estructuras de ingreso y bombeo.**

El agua residual proveniente de los diferentes colectores de la red sanitaria ingresa a la planta hasta el sistema de rejas de retención de sólidos. En estos elementos, por intercepción mecánica se eliminan sólidos de gran tamaño que pueden interferir en la operación posterior de los equipos que conforman la depuradora. El sistema de retención de sólidos es de limpieza manual, y sobre la cámara de rejas se dispone de un sistema de nebulización de agua, para control de olores (dilución de los gases emergentes).

Posteriormente por medio de un sistema de tres bombas sumergibles, con operación simultánea de una o dos bombas (dependiendo del caudal de ingreso), el agua es conducida hacia un tanque elevado. El tanque elevado alimenta a dos tuberías que conducen el flujo hasta la estructura de distribución a las lagunas primarias. El agua residual, ingresa por unas compuertas hacia los distribuidores de caudal, donde puede ser enviada a cualquiera de las dos lagunas ubicadas paralelamente.

### 3.1.5.2. Lagunas aireadas

Aproximadamente a 50 m de la entrada principal de la EDAR se encuentran ubicadas en paralelo las dos lagunas aireadas. Cada laguna está equipada con 6 aireadores mecánicos superficiales de los cuales 5 están operativos.

Los equipos aireadores son de tipo flotante, con un rendimiento de 2.5 Lb O<sub>2</sub>-Hp, son de alimentación eléctrica con rotor de alta velocidad e inyección de aire subsuperficial, de eje inclinado. Los aireadores están apoyados en bases flotadoras y anclados con sistema de cables a columnas ubicadas en los bordes de las lagunas. Los aireadores pueden ser accionados de manera manual o automática.

En la Tabla 8 se muestran las características de los aireadores instalados.

**Tabla 8.** Características de los aireadores.

Parámetro	Valor	Unidad
Equipos de aireación por laguna	6	u
Equipos de aireación operativos	5	u
Potencia de cada aireador	40	hp
Número de fases	3	
Frecuencia de funcionamiento	60	hz
Revoluciones por minuto	1760	rpm

Las lagunas aireadas tienen como principal objetivo, asimilar la materia orgánica soluble en un período de retención corto, pero suficiente para obtener porcentajes de remoción del orden del 70-90%. Los taludes de las lagunas están recubiertos con hormigón lanzado con armadura, la impermeabilización del fondo está hecha con arcilla compactada (Cárdenas, 2012).

En la Tabla 9 se muestran las principales características de la laguna de aireación.

**Tabla 9.**Características de las lagunas aireadas.

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Número de unidades en paralelo	2	u
Longitud en la coronación	147.15	m
Ancho en la coronación	123.92	m
Longitud en la base	127.55	m
Ancho en la base	104.32	m
Altura de resguardo	0.50	m
Profundidad del agua	4.40	m
Inclinación de los taludes (H:V)	2:1	
Área de cada laguna	1.57	ha
Volumen de cada laguna	67822.83	m <sup>3</sup>

### **3.1.5.3. Laguna Facultativa**

El desecho biológicamente tratado en las lagunas aireadas es dirigido a la laguna facultativa a través de las estructuras de interconexión. La laguna facultativa tiene el objetivo de almacenar y asimilar los sólidos biológicos producidos en las lagunas aireadas.

La laguna tiene una geometría pentagonal irregular, el fondo y los taludes internos de las lagunas se encuentran impermeabilizados con capa de arcilla, no cuentan con revestimiento de geomembrana, el ingreso de las aguas se realiza por un canal rectangular proveniente de cada laguna aireada y además en cada entrada de agua se dispone de una estructura para evitar la erosión de 8 x 6 metros, localizado en el fondo de la laguna.

En la Tabla 10 se presenta las características de la laguna facultativa.

**Tabla 10.** Características de la laguna facultativa.

<b>Parámetro</b>	<b>Valor</b>	<b>Unidad</b>
Número de unidades	1	u
Profundidad de la laguna	2.35	m
Altura de agua	2.20	m
Inclinación de los taludes (H:V)	2:1	
Área de la laguna promedio	13.58	ha
Volumen de la laguna	293189.66	m <sup>3</sup>

#### 3.1.5.4. Laguna de maduración

La laguna de maduración objeto de estudio de esta investigación, constituye el elemento de depuración terciario de la planta de tratamiento. Su función es incrementar el período de retención y optimizar la remoción de coliformes fecales y huevos de helmintos; es decir su principal objetivo es mejorar la calidad microbiológica.

La interconexión entre la laguna facultativa y de maduración se realiza por medio de un canal rectangular y además se dispone de una estructura para evitar erosiones de 8 x 6 metros, localizado en el fondo de la laguna.

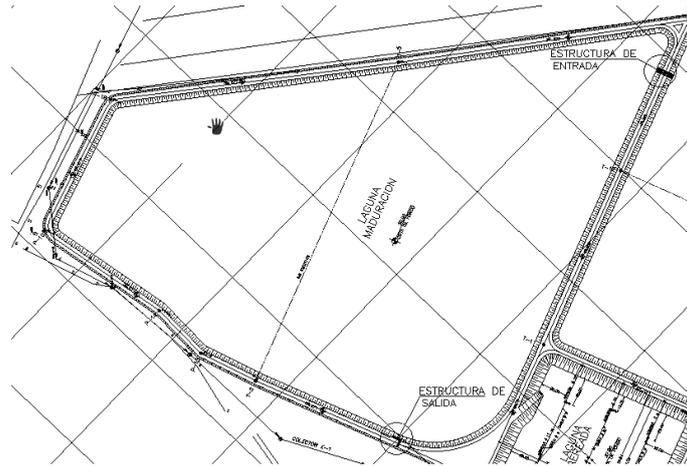
La laguna tiene una configuración trapezoidal irregular, los taludes de las lagunas están recubiertos con hormigón lanzado con armadura metálica, la impermeabilización del fondo de las lagunas se realiza sobre la base de arcilla compactada.

En la Tabla 11 se presenta las características de la laguna de maduración.

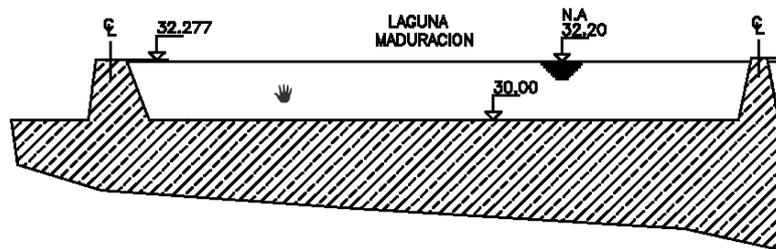
**Tabla 11.** Características de la laguna de maduración.

Parámetro	Valor	Unidad
Número de unidades	1	u
Profundidad de la laguna	2.20	m
Inclinación de los taludes (H:V)	2:1	
Área de la laguna a media altura	12.04	ha
Volumen de la laguna	266360.75	m <sup>3</sup>

En la Figura 11 se muestra un esquema en planta de la laguna de maduración, mostrando las entradas y salidas, en la Figura 12 se muestra un corte de la laguna de maduración y en la Figura 13 se muestra un detalle de la sección de las estructuras de entrada y salida.



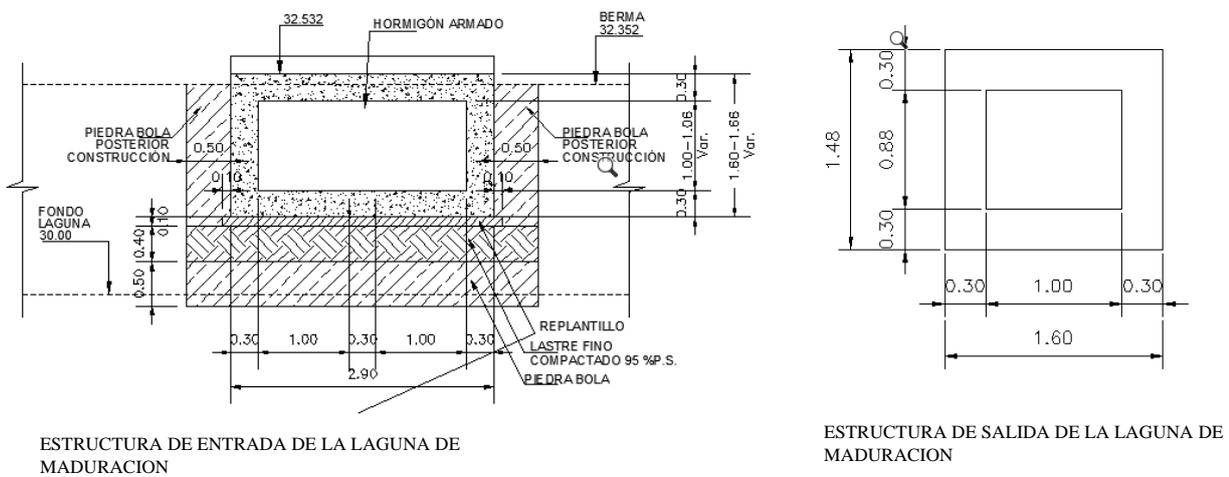
**Figura 11.** Esquema en planta de laguna de maduración.



SECCION 2-2

ESCALAS H 1:2000  
V 1:200

**Figura 12.** Corte de la laguna de maduración.



**Figura 13.** Secciones de las entradas y salidas de la laguna de maduración.

### 3.1.5.5. Descarga Final

El agua residual tratada de la laguna de maduración es enviada por un canal (emisario), y conducida hacia su disposición final, en el río Portoviejo. El emisario subterráneo recorre aproximadamente 3 kilómetros antes de su descarga al Río Portoviejo (Cárdenas, 2012).

Por otro lado, debido a la deficiencia hídrica existente en la zona, los terrenos aledaños a las lagunas son regados con una parte del efluente de la laguna de maduración. Para el efecto, esta laguna cuenta con dos sitios de descarga, desde donde el agua es conducida a través de canales de tierra construidos por los agricultores del sector para el riego de sembríos de maíz, tomate y pimiento (Cárdenas, 2012).

En el Anexo A, se presenta las fotografías de todas las estructuras de la depuradora antes descritas.

### 3.1.6. Límites permisibles de coliformes fecales para la descarga y uso de aguas residuales.

La normativa ambiental vigente para descarga y consumo de aguas residuales que rige en la zona de estudio, es la reforma del Texto Unificado de legislación Secundaria y Medio Ambiente, libro VI, Anexo 1 (TULSMA, 2015) .

Esta normativa diferencia las concentraciones permisibles de acuerdo con los usos del agua. Para el caso de estudio el efluente de la laguna es descargado en el río Portoviejo. Adicionalmente parte del efluente es utilizado para el riego de zonas agrícolas aledañas, por lo que el agua residual tratada debe cumplir con los parámetros dictaminados para estos usos.

Considerando que el objetivo del estudio es el análisis de la concentración de coliformes fecales, en la Tabla 12 se presentan los límites permisibles para este parámetro según la norma (TULSMA, 2015) .

**Tabla 12.** Límites de vertido para coliformes fecales de acuerdo con la normativa (TULSMA, 2015).

Parámetro	Expresada como	Unidad	Criterio de calidad	Tipo de uso
Coliformes fecales	NMP	NMP/100 ml	1000	Riego agrícola
Coliformes fecales	NMP	NMP/100 ml	2000	Descarga a un cuerpo de agua dulce

### **3.2. Análisis de los datos disponibles de la depuradora de aguas residuales**

Para cumplir con los objetivos de este estudio se requirieron datos de concentración de coliformes fecales, temperaturas del agua y aforo de caudales. Para este efecto se contó con los datos medidos por la empresa encargada de la operación de la depuradora PORTOAGUAS EP.

Según Moore (2010), es recomendable tener como mínimo una serie de tres años de datos, con la finalidad de identificar los diversos componentes del flujo y caracterizar su variabilidad a lo largo del tiempo.

En este trabajo se cuenta para los coliformes fecales con una serie de datos desde enero del año 2018 a junio del 2020, con una frecuencia de muestreo semanal. Los datos de temperatura disponibles son del periodo desde enero del año 2018 a junio del 2020, con una frecuencia de muestreo diario. Mientras que, para el registro de caudales se cuenta con aforos de caudales horarios durante los siete primeros meses del 2020.

La empresa encargada de la operación realiza muestreos y análisis del agua correspondiente al afluente y efluente de la misma. Sin embargo, no se realizan monitoreos y analíticas después de cada proceso de la depuradora, por lo que no se cuenta con la caracterización del agua a la entrada de la laguna de maduración objeto de este estudio.

#### **3.2.1. Metodología para la detección de valores atípicos en los datos disponibles**

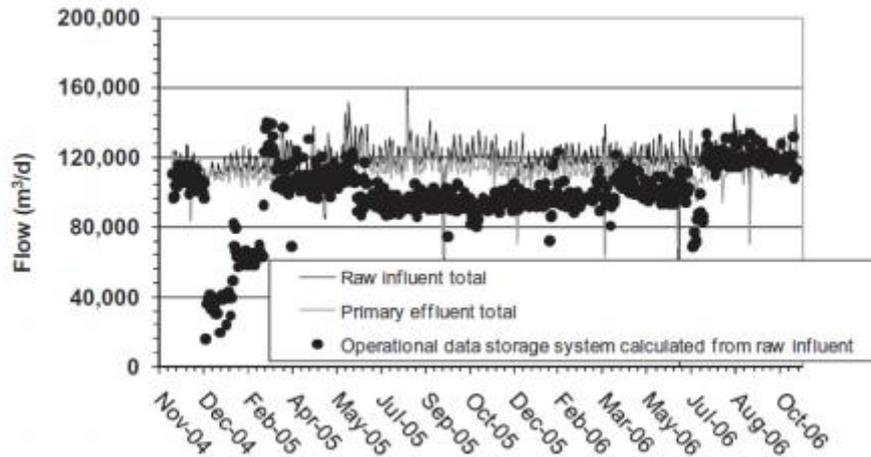
Para la eliminación de datos incoherentes y atípicos, de la serie de datos de las analíticas realizadas, se siguió los procedimientos publicados por Moore (2010); Rieger (2013).

Este procedimiento consta de los siguientes pasos:

- Visualización de datos.
- Estadística descriptiva.
- Verificación de plausibilidad.
- Comparación con ratios típicos.
- Detección de valores atípicos.

### 3.2.1.1. Visualización de datos

La representación gráfica de los datos permite tener una visualización de la tendencia y variabilidad, además de detectar datos atípicos tal como lo indica la Figura 14.



**Figura 14.** Datos de series de tiempo para el influente y efluente primario.  
Fuente: (Rieger, 2013)

### 3.2.1.2. Estadística descriptiva

La estadística descriptiva permite obtener más información sobre la carga másica o concentración típica que ingresa a la EDAR e incluso su variabilidad. De acuerdo con Rieger (2013), las medidas estadísticas típicas que se pueden aplicar a los datos con distribución normal son:

- Mínima / máxima.
- Media / Mediana / Moda.
- Desviación estándar, coeficiente de variación, percentiles.
- Para distribuciones asimétricas se debe calcular el coeficiente de asimetría.

### 3.2.1.3. Verificación de plausibilidad

Este procedimiento consiste en la verificación de los datos con relaciones simples que se encuentran descritas en Rieger (2013). Sin embargo, para los datos en análisis (Coliformes fecales y medición de caudales) no se cuenta con ninguna relación, por lo que la verificación de plausibilidad no es aplicable en este análisis.

### 3.2.1.4. Comparación con ratios típicos

Este procedimiento se basa en calcular las concentraciones y ratios de los datos y compararlos con rangos típicos de agua residual urbana.

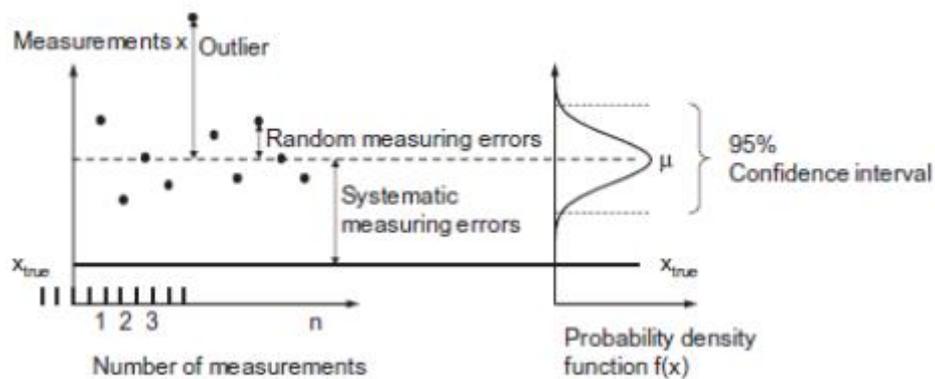
Para el parámetro de coliformes fecales Metcalf & Eddy (2003), indica los rangos de valores típicos para aguas residuales urbanas, los cuales se presentan en la Tabla 13.

**Tabla 13.** Valores típicos de concentraciones de coliformes fecales en Aguas Residuales Urbanas.

Tipo de agua residual urbana (ARU)	Parámetro	Valor	Unidad
ARU Fuerte	Coliformes fecales	$1.00 \times 10^8$	NMP/100ml
ARU Media	Coliformes fecales	$1.00 \times 10^7$	NMP/100ml
ARU Débil	Coliformes fecales	$1,00 \times 10^5$	NMP/100ml

### 3.2.1.5. Detección de valores atípicos

Este procedimiento permite detectar los valores atípicos utilizando un intervalo del 95 % de confianza, es decir que se considera atípico a cualquier valor fuera del rango  $X \pm 2s$  (la media más/menos dos desviaciones típicas), tal como se muestra en la Figura 15.

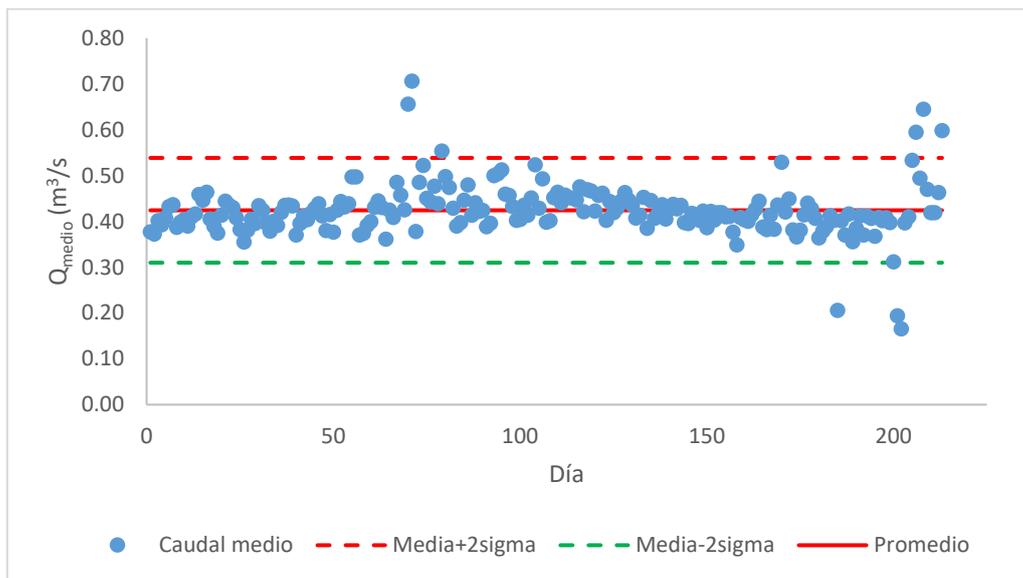


**Figura 15.** Definición de errores sistemáticos, errores aleatorios y datos atípicos.  
Fuente:(Rieger, 2013)

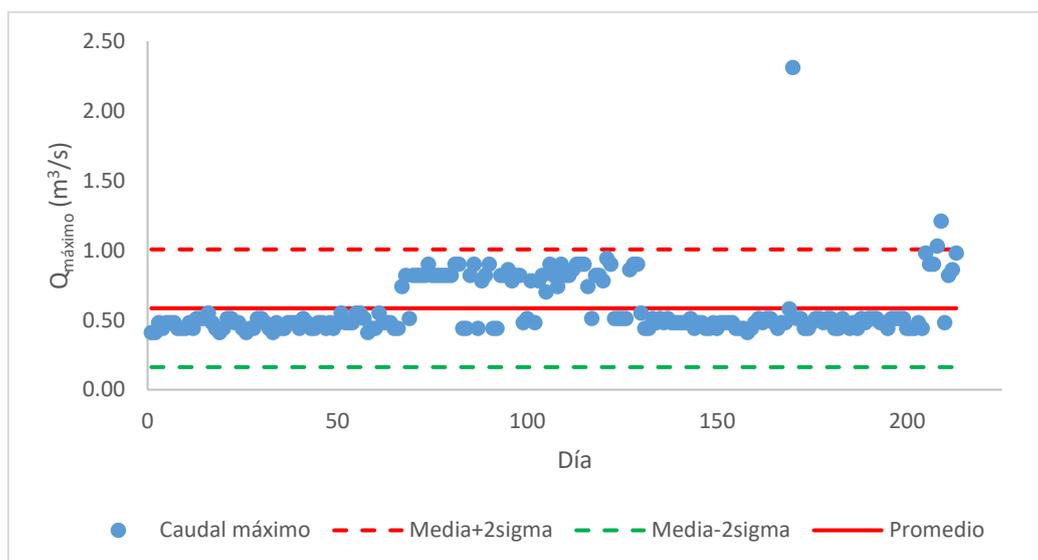
### 3.2.2. Caudales afluentes a la depuradora

Para determinar los valores de los caudales medios, mínimos y máximos diarios afluente a la depuradora, se utilizaron los valores de las mediciones de caudales horarios durante el periodo de enero de 2020 a julio de 2020.

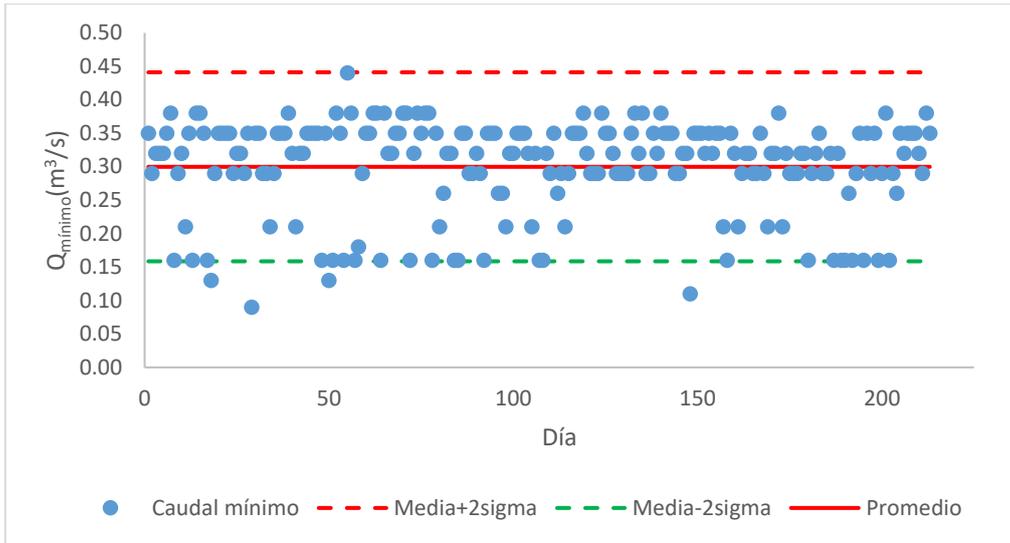
En la Figura 16, Figura 17 y Figura 18, se presenta la visualización de los caudales diarios medios, mínimos y máximos respectivamente, en donde se aprecia las mediciones que se encuentran fuera del intervalo seleccionado de acuerdo con lo explicado en el apartado 3.2.1.5.



**Figura 16.** Caudales medios diarios afluentes a la depuradora.



**Figura 17.** Caudales máximos diarios afluentes a la depuradora.



**Figura 18.** Caudales mínimos diarios afluentes a la depuradora

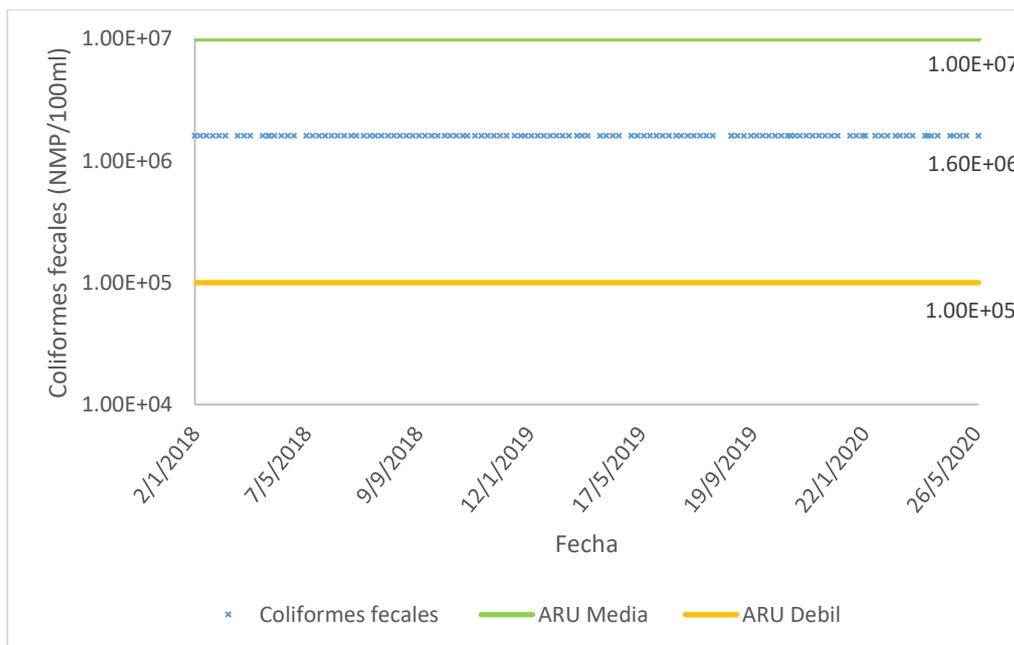
De los datos analizados se pudo observar que no existe estacionalidad en los caudales medidos. Eliminando los valores atípicos, el promedio de los caudales diarios afluentes a la depuradora se presentan en la Tabla 14.

**Tabla 14.** Caudales diarios afluentes a la depuradora.

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal medio diario	0.42	m <sup>3</sup> /s
Caudal máximo diario	0.58	m <sup>3</sup> /s
Caudal mínimo diario	0.30	m <sup>3</sup> /s

### 3.2.3. Concentraciones de coliformes fecales medidas en el afluente y efluente de la depuradora

De los datos disponibles del afluente de la depuradora, los ensayos de laboratorio reportan para el parámetro de coliformes fecales un valor constante de  $1.60 \times 10^6$  NMP/100ml, a lo largo de todas las mediciones y datos disponibles desde enero del 2018 a junio del 2020. En la Figura 19, se presentan los resultados reportados por el laboratorio de PORTOAGUAS EP para el parámetro de coliformes fecales, y su comparación con los valores típicos para aguas residuales urbanas.

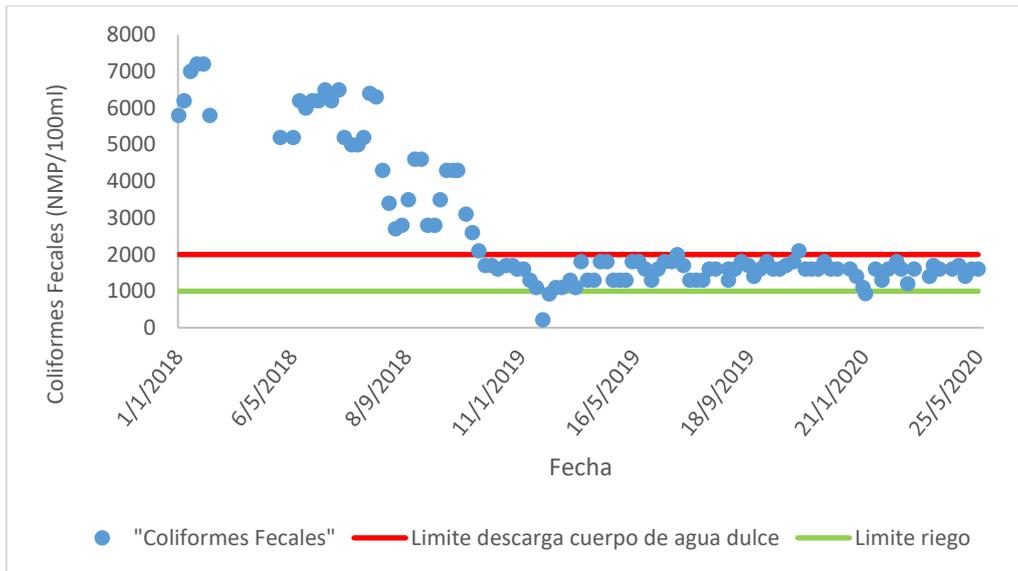


**Figura 19.** Concentración de Coliformes fecales medidas en el afluente de la depuradora, periodo enero 2018-junio 2020

Los valores presentados para la concentración de coliformes fecales en el afluente corresponden de acuerdo con Metcalf & Eddy (2003), a valores típicos de aguas residuales correspondientes al rango entre aguas urbanas débiles y medias.

Con respecto a las concentraciones de coliformes fecales en el efluente de la laguna de maduración, siguiendo la metodología explicada en el apartado 3.2.1, el análisis visual (ver Figura 20), permitió identificar en el año 2018 una variación en el comportamiento de los datos, observándose concentraciones mayores a los valores promedio de los años 2019 y 2020.

En el año 2018, se puede ver un incremento de concentraciones generando que en este periodo no se cumpla con los límites de vertido. Estos resultados pueden deberse a un incremento de caudales que generarían un menor tiempo de retención del agua a tratar en la laguna, causados por infiltraciones de aguas de lluvia por las precipitaciones ocurridas en ese año. De acuerdo a datos de precipitaciones máximas en 24 horas en la provincia de Manabí presentadas por Mendoza & Campos (2021), en el año 2018 se tuvieron valores de precipitaciones superiores a los 400 mm, mientras que en los años 2019 y 2020 los valores de precipitación fueron inferiores a 100 mm.



**Figura 20.** Comparación de las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la laguna, periodo enero 2018 – mayo 2020 con los límites de normativa.

Debido a esta variación de los valores y considerando que la calibración del modelo se la realiza bajo las condiciones actuales de la laguna, se analizó los datos medidos en los años 2019-2020, donde se observó un comportamiento más uniforme.

Para este periodo se eliminaron los datos atípicos detectados utilizando el intervalo de confianza indicado en el apartado 3.2.1.5. En la Figura 21, se muestra visualmente los datos disponibles de concentraciones de coliformes en el efluente de la laguna y los valores que se encuentran fuera del intervalo de confianza.

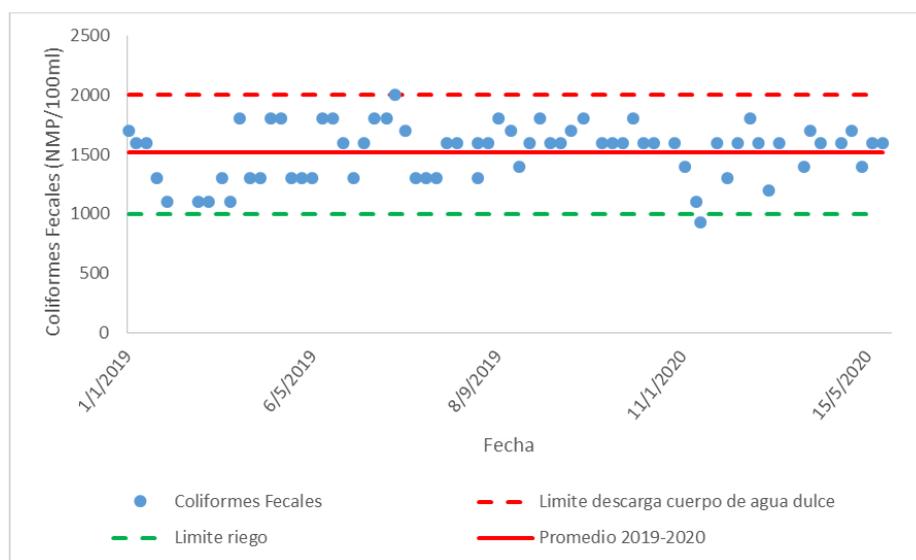


**Figura 21.** Coliformes fecales medidos en el efluente de la laguna de maduración en el periodo enero 2019-mayo 2020.

El resumen de los resultados una vez se eliminaron los datos atípicos se muestran en la Tabla 15. En la Figura 22, se muestra la comparación de los datos de los periodos de 2019-2020 con los límites admisibles de la normativa (TULSMA, 2015).

**Tabla 15.** Resumen de las concentraciones de coliformes fecales del efluente de la laguna de maduración para los años 2018-2020.

Año Parámetro	2018	2019	2020	Promedio 2018-2020	Promedio 2019-2020
Número de datos	41	49	19	109	68
Promedio	4607	1543	1491	2547	1517
Mediana	5000	1600	1600	1700	1600
Desviación estándar	1558	232	224	1832	230
Coefficiente de variación	34	15	15	72	15
Mínimo	1600	1100	930	930	930
Máximo	7200	2000	1800	7200	2000
Límite normativa TULSMA (2015) descarga cuerpo de agua dulce	2000	2000	2000	2000	2000
Límite normativa TULSMA (2015), uso riego agrícola	1000	1000	1000	1000	1000
TULSMA (2015) descarga	NO CUMPLE	CUMPLE	CUMPLE	NO CUMPLE	CUMPLE
TULSMA (2015) riego agrícola.	NO CUMPLE	NO CUMPLE	NO CUMPLE	NO CUMPLE	NO CUMPLE



**Figura 22.** Comparación de las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la laguna, periodo enero 2019 – mayo 2020 con los límites de normativa.

Como se puede observar en la Figura 22 y Tabla 15, con respecto al límite de vertido a cuerpos de agua dulce, a pesar de que en los años 2019 y 2020 los valores promedios de las concentraciones cumplen con la normativa, se puede observar un estrecho margen en el cumplimiento de la misma, lo que indicaría que la laguna de maduración se encuentra trabajando al límite de su capacidad.

Con respecto al uso de aguas residuales para fines agrícolas, se puede observar en los datos analizados que en ningún periodo se cumple con la normativa. De acuerdo con las investigaciones epidemiológicas realizadas por la OMS, las concentraciones de coliformes superiores a 1000 NMP/ 100 ml, para el riego sin restricciones de todos los cultivos, pueden comprometer la salud de los consumidores y agricultores.

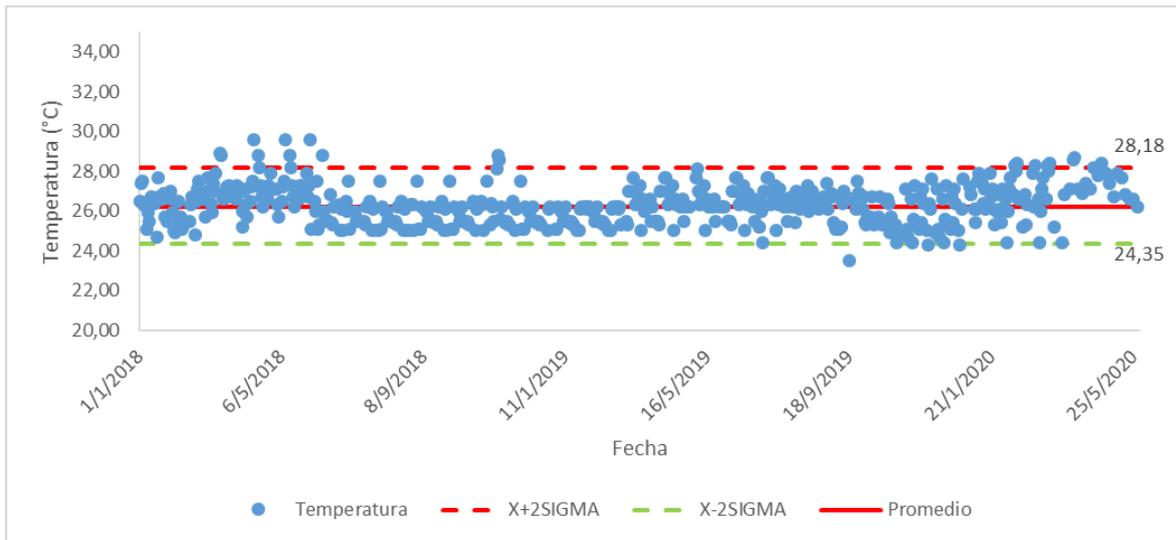
De manera general para el cumplimiento de descarga en aguas dulces, los registros de datos muestran que la laguna cumple con la normativa, pero se presenta una vulnerabilidad a incumplirla ante eventos de incremento de caudales. Para uso agrícola al ser más restrictiva la norma no se cumple con este parámetro.

Las analíticas de las concentraciones del efluente indican que se deben proponer mejoras en el funcionamiento de la laguna, con el fin de no comprometer la calidad del vertido y cumplir con los requisitos para utilizar el efluente para riego sin poner en riesgo la salud de los ocupantes.

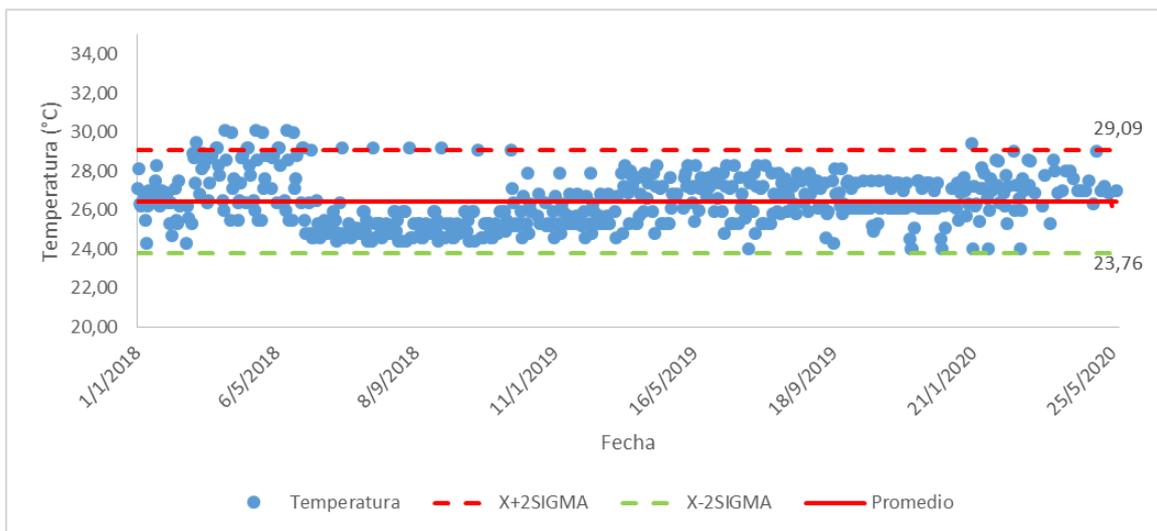
#### **3.2.4. Temperatura de la laguna**

Para el análisis de la temperatura del agua, se contó con los datos diarios medidos en el afluente y efluente de la depuradora en el periodo de enero de 2018 a mayo de 2020.

Como se explicó en el apartado 3.2.1, se realizó el análisis de los datos disponibles para detectar los valores atípicos. En la Figura 23 y Figura 24, se muestran los resultados de los datos de las temperaturas medidas en el afluente y efluente de la depuradora y los valores que están fuera del intervalo de confianza del 95 % (media más menos dos desviaciones estándar).



**Figura 23.** Temperatura del afluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020.



**Figura 24.** Temperatura del efluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020.

Una vez eliminados los datos atípicos en la Tabla 16, se muestra el resumen de las temperaturas media, mínima y máxima en el afluente y efluente de la depuradora.

**Tabla 16.** Resumen de temperaturas medias mínimas y máximas del afluente y efluente de la depuradora periodo enero 2018 junio 2020.

Año Parámetro	2018		2019		2020		Promedio 2018-2020		Promedio 2019-2020	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Número de datos	225.00	215.00	238.00	241.00	62.00	70.00	525.00	526.00	300.00	311.00
Temperatura Media °C	26.12	25.90	26.13	26.46	26.65	26.94	26.18	26.30	26.23	26.57
Temperatura Mínima °C	24.70	24.30	24.40	24.00	24.00	24.00	24.00	24.00	24.40	24.00
Temperatura Máxima °C	28.10	28.90	28.10	28.30	28.00	29.00	28.00	29.00	28.10	29.00

Como se puede observar, las temperaturas medidas no presentan grandes variaciones a lo largo de todo el periodo de datos disponibles, fluctuando las temperaturas entre los 24 y 29 °C. En concordancia con los datos climatológicos y la temperatura ambiental de la zona de estudio mostrado en el apartado 3.1.1, se puede observar que no existe variación estacional en los datos de temperatura medidos.

De acuerdo con Von Sperling et al. (2005); Yáñez (1993), la presencia de temperaturas cálidas y ausencia de variaciones bruscas, es beneficioso en la eficiencia de remoción en las lagunas de estabilización, considerando que la temperatura es de gran importancia ya que los procesos de asimilación de la materia orgánica y de reducción bacteriana son dependientes de la temperatura.

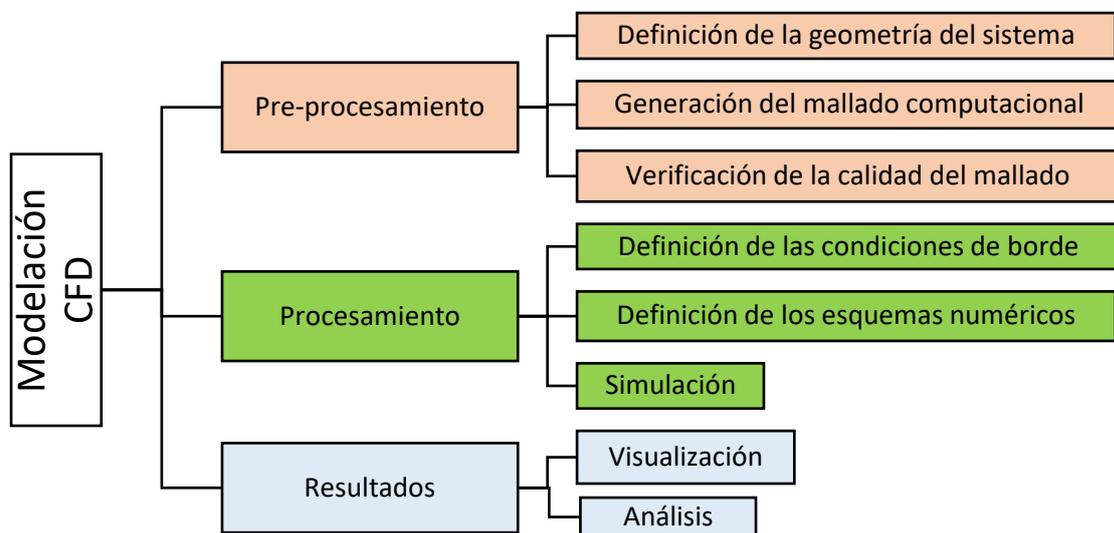
No se cuenta con mediciones de temperatura en el afluente a la laguna de maduración. Sin embargo, al comparar los valores de la temperatura del afluente de la depuradora (26.23°C) con las temperaturas efluentes de la laguna de maduración (26.57°C), se puede observar que las variaciones no son significativas, por lo que se asumió que la temperatura medida en el efluente corresponden a la temperatura de la laguna.

## 4. MODELACIÓN CFD

### 4.1. Modelo Hidrodinámico

#### 4.1.1. Implementación del modelo CFD

Para realizar la modelación CFD, se siguió el procedimiento indicado en el esquema de la Figura 25 . Para el efecto se utilizó para el preprocesamiento el software libre SALOME 9.5 instalado en Windows 10, para el procesamiento se recurrió al software libre OpenFOAM V.8 instalado en Windows 10 con un bash de Ubuntu 18.04 y para el post-procesamiento se utilizó la herramienta PARAVIEW versión 6.8.1 instalado en Windows 10.



**Figura 25.** Esquema metodológico para modelación CFD.

##### 4.1.1.1. Dimensiones adoptadas del modelo

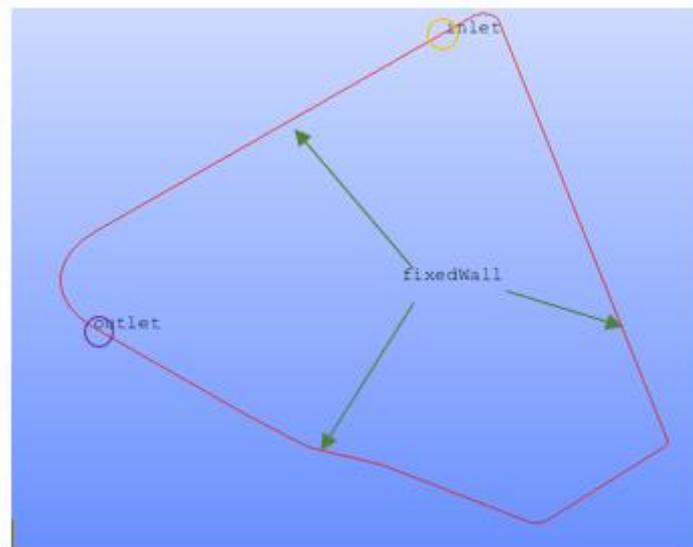
La simulación CFD de la laguna se realizó considerando modelos en dos dimensiones, debido a su extensa área y su pequeña profundidad. El uso de modelos 2D conlleva varias ventajas especialmente relacionadas con el tiempo de cálculo y el uso de recursos de la computadora. Además, el modelo 2D permite realizar verificaciones como la independencia de la malla o análisis de convergencias que en modelos 3D costarían bastante tiempo de cálculo y recursos computacionales. Las investigaciones desarrolladas por Abbas et al.(2006); Olukanni (2011); Shilton & Harrison (2003) ; Vega et al.(2003), realizan modelaciones CFD de lagunas de estabilización en dos dimensiones obteniendo buenos resultados con sus modelos.

#### 4.1.1.2. Geometría

En la etapa de preprocesamiento, la geometría de la laguna fue obtenida de los planos As Built proporcionados por PORTOAGUAS EP, entidad encargada de la operación de la depuradora.

En la modelación hidráulica CFD de la laguna, al considerar la geometría en 2 dimensiones el área de las lagunas se tomó a una profundidad de  $H/2$ . Se utilizó el software Salome 9.5 en donde la geometría fue definida como una superficie, identificando en esta la entrada, salidas del flujo y las paredes fijas.

En la Figura 26, se presenta la geometría definida en el software SALOME.



**Figura 26.**Elementos de la geometría de la laguna de maduración definidos en SALOME.

#### 4.1.1.3. Mallado

La malla fue creada con la herramienta NETGEN del software SALOME 9.5, que funciona como un generador automático de mallas para entidades geométricas en 1D, 2D y 3D. Esta herramienta realiza una división para las caras de la geometría en elementos triangulares y una división para los sólidos en elementos tetraédricos (Schöberl et al., 2007).

Las mallas generadas fueron refinadas en las zonas donde ocurren gradientes pronunciadas como son las zonas cercanas a las paredes, esquinas y las regiones de entrada y salida del flujo.

Para evaluar numéricamente la calidad de la malla se consideraron tres parámetros ([www.OpenFOAMwiki.net](http://www.OpenFOAMwiki.net)):

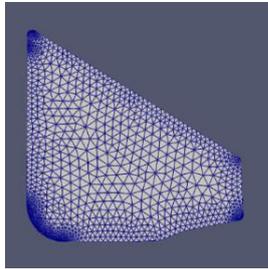
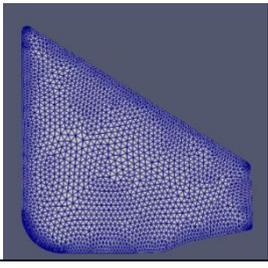
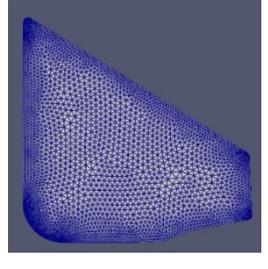
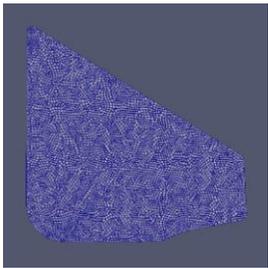
- Relación de aspecto: En el caso de estudio al tratarse de una geometría en 2 dimensiones, mide la relación entre el área más grande y pequeña de una celda. Las relaciones de aspecto grandes disminuirán la eficiencia y precisión de los solucionadores lineales en OpenFOAM. Además, introducen errores de interpolación al difuminar el gradiente, lo que provoca una difusión numérica. Las relaciones de aspecto grandes deben evitarse especialmente en áreas donde el flujo cambia rápidamente y el gradiente es grande. La relación de aspecto debe ser lo más cercana posible a 1, pero el umbral estándar en OpenFOAM es 1000 (Gullberg, 2017).
- No ortogonalidad: Mide el ángulo entre la línea que conecta dos centros de celda y la normal de su cara común. Para este parámetro de acuerdo con lo indicado en Medina (2019) se tiene tres rangos de valores:
  - No ortogonalidad < 70, indica valores seguros.
  - No ortogonalidad entre 70 y 90, debe ser corregido numéricamente en los archivos de fvSchemes y fvSolution.
  - No ortogonalidad > 90, no es una buena calidad de malla.
- Oblicuidad: Mide la distancia entre la intersección de la línea que conecta dos centros de celda con su cara común y el centro de esa cara; este valor cuanto más pequeño sea es mejor. Medina (2019) recomienda valores menores a 20.

De acuerdo con Wicklein et al. (2016), con el fin de tener una buena práctica de modelado se debe realizar pruebas de independencia de la malla.

Para el efecto en el análisis hidrodinámico en estado estacionario de la laguna de maduración para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ , se realizaron tres mallas con diferentes grosores. La primera una malla gruesa con 3321 celdas, una malla media con 5099 celdas y una malla fina con 7592 celdas. Se realizó también un mallado en el programa Gmsh en donde se obtuvo un tipo de malla más cuadrangular con 6542 celdas.

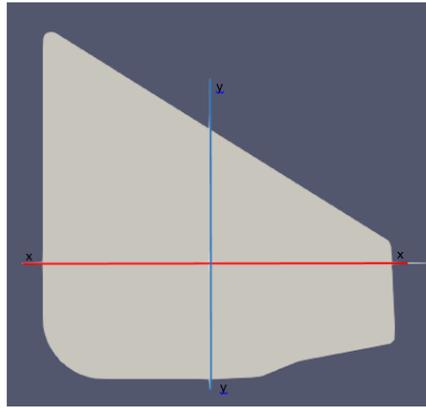
En la Tabla 17, se muestra el resumen de los parámetros obtenidos de las mallas realizadas en el modelo hidrodinámico de la laguna de maduración, en donde se puede apreciar que las mismas cumplen con los criterios de calidad numérica antes mencionados.

**Tabla 17.** Comprobación de calidad de las mallas en la laguna de maduración.

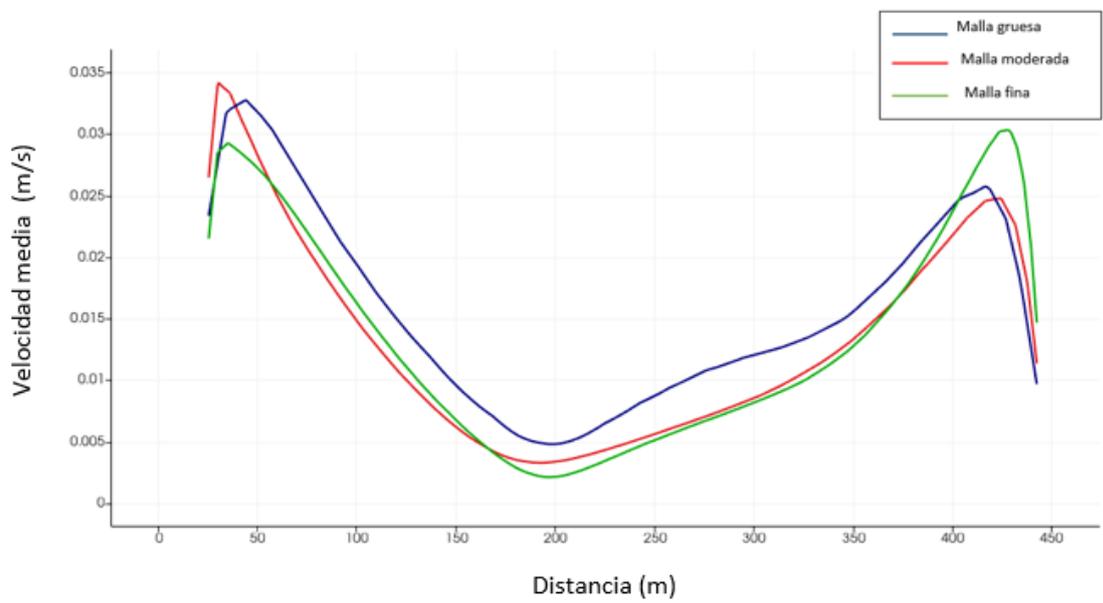
Malla	Número de celdas	Relación de aspecto	No Ortogonalidad	Oblicuidad	Comprobación de la malla
	3321	2.41	27.61	0.40	Ok
	5099	2.22	29.08	0.39	Ok
	7592	2.07	31.55	0.42	Ok
	6542	2.28	27.89	0.72	Ok

Para la prueba de independencia de la malla, con los resultados obtenidos en la modelación hidrodinámica en estado estacionario fase simple, se trazaron perfiles de velocidad, tanto en la dirección X como en la dirección Y.

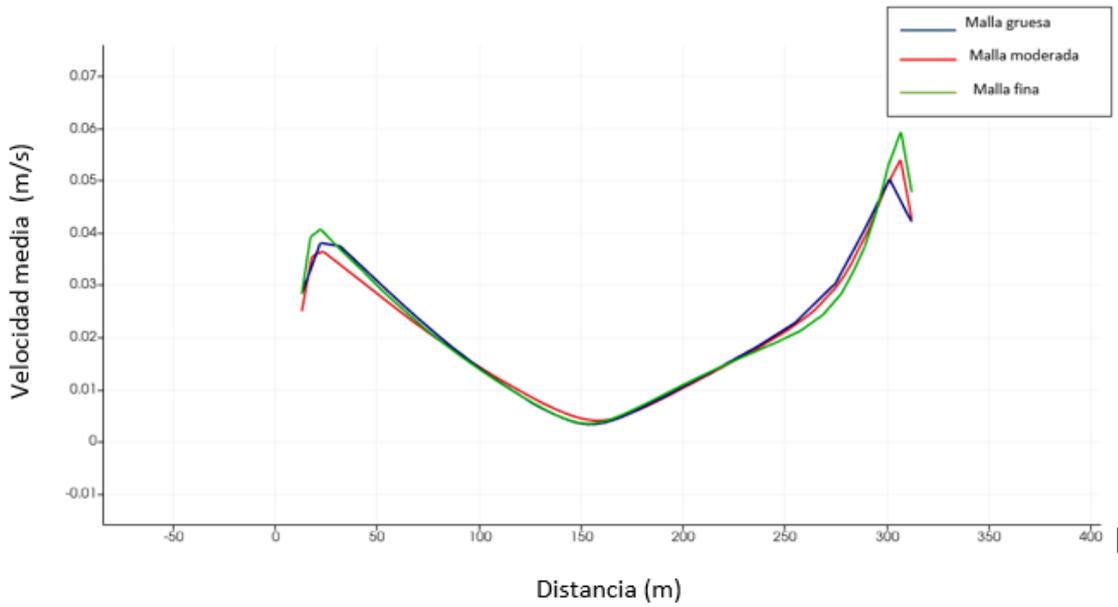
La Figura 27, muestra los perfiles para obtener la velocidad y las Figuras 28-31, muestran la comparación de la velocidad obtenida con los diferentes tipos de mallas antes mencionados.



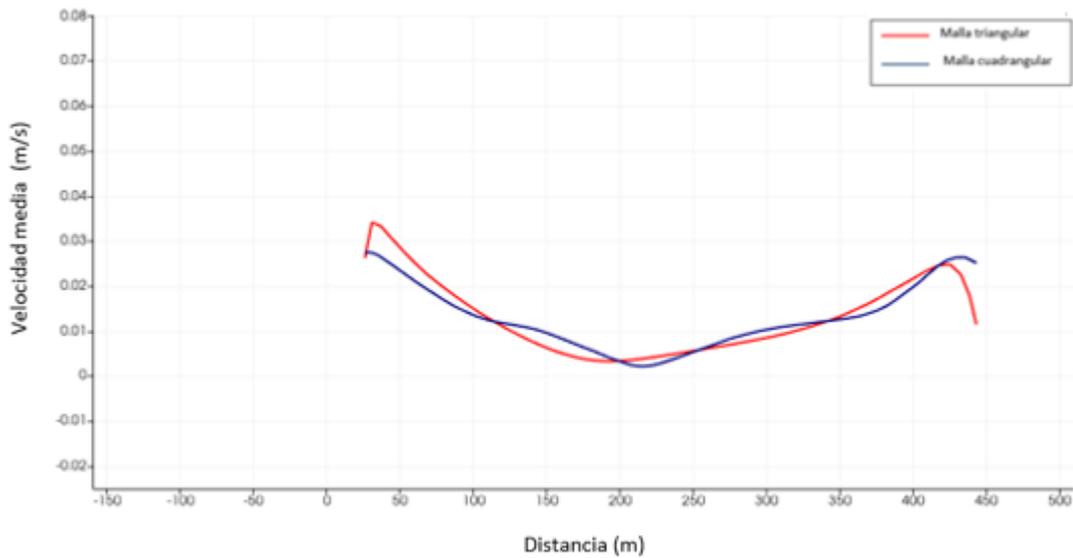
**Figura 27.** Cortes en los que se realizaron los perfiles de velocidad en la laguna de maduración.



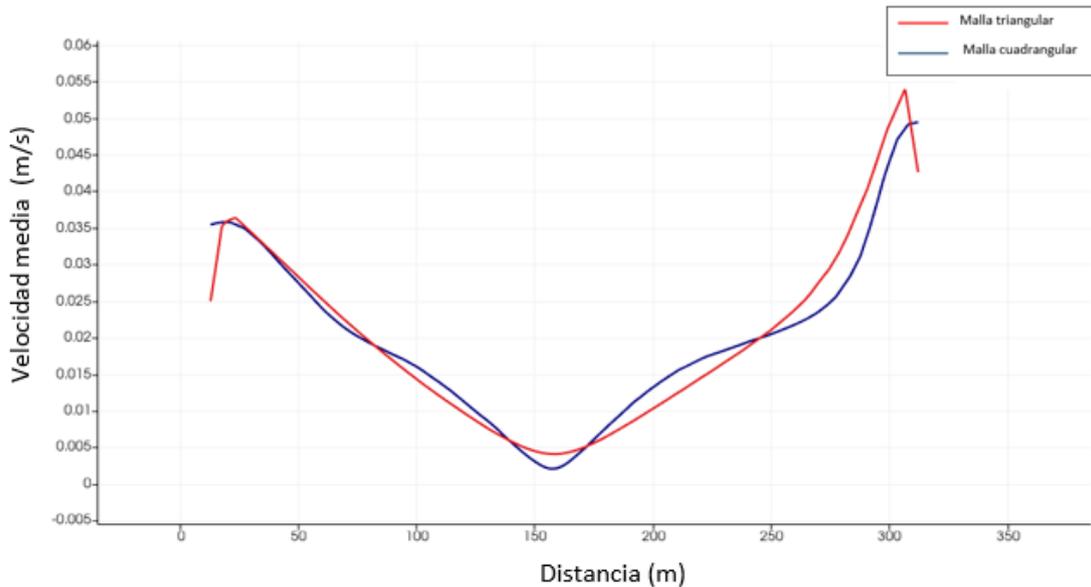
**Figura 28.** Perfil de velocidad en el eje x comparando la malla gruesa 3321, malla media 5099 y malla fina 7592 celdas.



**Figura 29.** Perfil de velocidad en el eje y comparando la malla gruesa 3321, malla media 5099 y malla fina 7592 celdas.



**Figura 30.** Perfil de velocidad en el eje X comparando la malla media 5099 celdas y la malla cuadrangular con Gmsh 6542 celdas.



**Figura 31.** Perfil de velocidad en el eje Y comparando la malla media 5099 y la malla cuadrangular con Gmsh 6542 celdas.

Como se observa en las figuras, el mallado moderado y fino se asemeja en sus valores, mientras que el mallado grueso especialmente en la dirección X tiene pequeñas diferencias.

De igual forma al comparar la malla triangular con la malla cuadrangular obtenida con el software Gmsh, se obtuvieron resultados similares.

La prueba del mallado permitió comprobar que los resultados de los modelos son independientes del grosor de la malla. Al tener resultados tan similares debido a optimización y tiempos de cálculo, se trabajó con la malla triangular de grosor moderado.

#### 4.1.1.4. Solucionador

En la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración, se consideró un modelo estacionario con flujo turbulento fase simple. Para el efecto se utilizó el solucionador "simpleFoam", el cual utiliza el algoritmo SIMPLE (ecuaciones vinculadas a presión semi-implícitas) para resolver el estado de las ecuaciones de Navier-Stokes.

Para el modelo de turbulencia se utilizó el modelo k-epsilon, modelo que de acuerdo con Alvarado et al. (2012), ha sido ampliamente utilizado en el modelado de lagunas de estabilización en CFD, con gran éxito.

#### 4.1.1.5. Condiciones de borde

Las condiciones de borde (CB), fueron las encargadas de definir el estado del fluido, en condiciones de presión, velocidad y turbulencia al comienzo del periodo de simulación. Las CB fueron definidas para cada una de las variables, en cada una de las regiones, en los archivos de la carpeta “0” del caso de análisis.

Las regiones definidas en el modelo original de la laguna (sin la inclusión de baffles), fueron 4: entrada (inlet), salida (outlet), paredes fijas (fixedWall), y superficie y fondo (frontAndBack). Para los modelos en donde se incluyeron los deflectores se colocó una región adicional denominada (baffle).

En la Tabla 18 se muestra un resumen de las condiciones de borde utilizadas en los modelos, estas condiciones concuerdan con las condiciones definidas en los estudios realizados por Murcia et al. (2018) ; Teshome (2020). Mientras que en la Tabla 19 se describe cada una de estas condiciones.

**Tabla 18.** Condiciones de borde utilizadas en los modelos en estado estacionario.

Región Variable	Inlet	Outlet	fixedWall	baffle	FrontAndBack
Velocidad (U)	Fixed Value	zeroGradient	noSlip	noSlip	Empty
Presión (p)	zeroGradient	fixedValue	zeroGradient	zeroGradient	Empty
Energía cinética turbulenta (k)	fixedValue	zeroGradient	kqRWallFunction	kqRWallFunction	Empty
Velocidad de disipación (épsilon)	fixedValue	zeroGradient	épsilonWallFunction	épsilonWallFunction	Empty
Viscosidad cinética (nut)	Calculated	calculated	nutkWallFunction	nutkWallFunction	Empty

**Tabla 19.** Descripción de las condiciones de borde utilizadas.

Condición de Borde	Descripción
Fixed Value	Prescripción directa del valor de una cantidad
zeroGradient	Prescribe a cero el gradiente de una cantidad
noSlip	Condiciona un antideslizamiento en paredes fijas
WallFunction	Calculan las variables de turbulencia a medida que se acercan a superficies sólidas y calculan el valor de la variable en función de las variables que le rodean.
Calculated	Esta condición de contorno no está diseñada para ser evaluada; el valor se asigna mediante asignación de campo y no mediante una llamada.
Empty	Corresponde a una simulación bidimensional, indica al solucionador que las ecuaciones no deben ser resueltas en la dirección normal a este plano.

Fuente: (Holzinger, 2015)

#### 4.1.1.6. Valores iniciales de las variables de los modelos

Los valores iniciales fueron definidos para cada variable y región en la carpeta "0".

- **Valores iniciales de velocidad**

Para determinar el valor inicial de la velocidad en las entradas de las lagunas se utilizó la siguiente ecuación:

$$v = \frac{Q}{A} \quad (4.1)$$

Donde:

v= Velocidad a la entrada de la laguna (m/s).

Q= Caudal de ingreso a la laguna (m<sup>3</sup>/s).

A= área de la estructura de ingreso de la laguna (m<sup>2</sup>).

Para el cálculo de la velocidad se utilizaron los caudales afluentes en la depuradora mostrados en el apartado 3.2.2 (ver Tabla 14 ).

- **Valores iniciales de turbulencia k-épsilon**

Para determinar el valor de la energía cinética turbulenta (k) y la velocidad de disipación ( $\epsilon$ ), se utilizaron las ecuaciones (4. 2) y (4. 3). Para el cálculo de la energía cinética turbulenta se asumió una intensidad de turbulencia del 5 % (Teshome, 2020).

$$k = \frac{3}{2}(U \cdot I)^2 \quad (4.2)$$

Donde:

K= energía cinética turbulenta (m<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>)

U= Velocidad de entrada (m/s),

I = Intensidad turbulenta

$$\epsilon = 0.09^{3/4} \frac{k^{3/2}}{l} \quad (4.3)$$

$$l = 0.07 * L$$

Donde:

$\varepsilon$  = Velocidad de disipación ( $m^2/s^3$ ).

$l$  = escala de longitud turbulenta.

$L$  = Longitud de la entrada.

Los valores de velocidad, energía cinética turbulenta ( $k$ ) y velocidad de disipación ( $\varepsilon$ ) para la laguna de maduración se muestran en la Tabla 20.

**Tabla 20.** Valores iniciales de velocidad,  $k$ , épsilon en la laguna de maduración.

Parámetro	Símbolo	Valor	Unidades
<b>Geometría de la entrada</b>			
Base	B	2.30	m
Altura	H	1.06	m
Área	A	2.44	$m^2$
<b>Velocidad de entrada</b>			
Caudal	Q	0.42	$m^3/s$
Velocidad	U	0.17	m/s
<b>Tipo de flujo</b>			
Viscosidad	N	0.000001	$m^2/s$
Longitud de la entrada	L	2.30	m
Número de Reynolds	Re	396226	Adim
Tipo de régimen	Flujo turbulento		
<b>Modelo de flujo turbulento k-<math>\varepsilon</math></b>			
Intensidad turbulenta	Ti	5	%
Energía cinética turbulenta	K	0.0001113	$m^2/s^2$
Velocidad de disipación turbulenta	$\varepsilon$	0.0000012	$m^2/s^3$

#### 4.1.1.7. Convergencia

La convergencia en el solucionador SimpleFoam, se da cuando el cambio entre la variable de una iteración a la siguiente alcanza una tolerancia definida por el usuario, la cual se prescribe en el directorio fvSolution de la carpeta system. Esta diferencia de la variable entre iteraciones es llamada residuo y está relacionado como una cantidad que cuantifica el desequilibrio de flujo normalizado promedio en cada celda (Jasak, 1996).

Idealmente los residuos deben ser reducidos a la precisión del error de redondeo de la máquina ( $\approx 10^{-12}$ ). Sin embargo, al no ser esto comúnmente posible, el esfuerzo se dirige a proporcionar

campos entre las iteraciones del solucionador que ya no pueden eliminar sus residuos (Fernandes del Pozo, 2020).

Por esta razón como criterio de convergencia se utilizó una tolerancia en el orden de  $10^{-3}$ - $10^{-4}$ , estos valores de control de residuales están acorde a los utilizados en Ohm & Pétursson (2017), donde informan que no se pudieron obtener residuos más bajos debido a la naturaleza inherente del estado inestable del modelo CFD. Además, se monitorizaron los residuales en forma de gráficas para ver de antemano la evolución de la simulación.

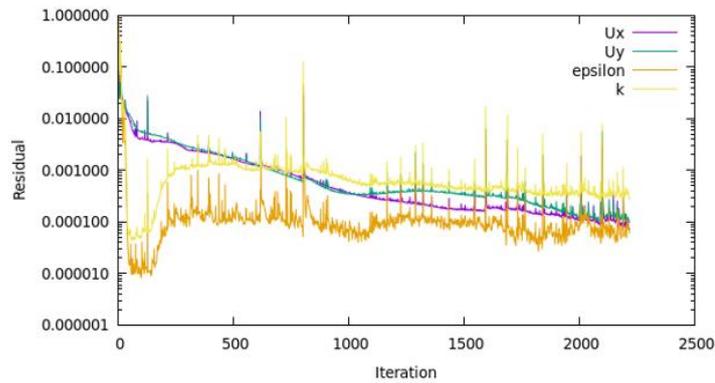
Otro factor importante que se controló en la convergencia fueron los factores de relajación, prescritos de igual forma en el directorio fvSolution. Estos factores representan la medida en que se afecta la variable obtenida con respecto a la que se utiliza en la siguiente iteración, el empleo de estos factores puede ralentizar la convergencia, pero se consigue que la simulación sea más estable (Muñoz, 2015).

Los factores de relajación fueron probados con valores de 0 a 1, escogiendo valores para lograr un buen equilibrio entre convergencia y estabilidad numérica.

Otra forma de comprobar la convergencia de los modelos fue a través del cálculo del promedio de los campos obtenidos de iteraciones subsiguientes del solucionador, por ejemplo, el valor de la velocidad y se verificó que este valor promedio alcance un valor constante (Fernandes del Pozo, 2020).

En todas las simulaciones en estado estacionario se realizó el control de residuales para verificar que la solución proporcionada en el modelo sea la correcta.

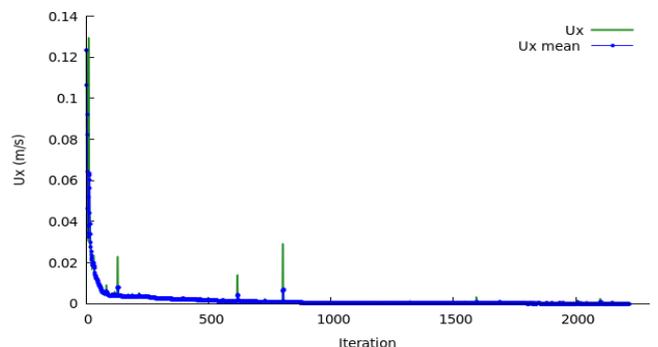
En la Figura 32, se muestra el gráfico de control de residuales de la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración sin baffles con un caudal de entrada de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ , en esta simulación se utilizó un factor de relajación de 0.5 y control de residuales del orden de  $10^{-4}$ .



**Figura 32.** Control de residuales modelo hidrodinámico laguna de maduración sin baffles caudal  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

En la Figura 32, se puede observar que en las últimas iteraciones a pesar de que se tiene oscilaciones, la curva ya no tiene una tendencia si no que se mantiene constante.

En la Figura 33, se muestra la velocidad obtenida en cada iteración y la velocidad promedio de la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración sin baffles con un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .



**Figura 33.** Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio de la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración sin baffles y  $Q = 0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Como se observa en la Figura 33, el valor promedio de la velocidad en las últimas iteraciones alcanza un valor constante, por lo que se puede decir que se alcanzó la convergencia.

#### 4.1.2. Curvas de distribución del tiempo de retención (DTR)

Para el cálculo de las curvas de la distribución del tiempo de retención (curvas DTR), se realizaron modelaciones CFD que simulan un ensayo de un trazador inerte de tipo pulso. Para lo cual se utilizó la técnica del congelamiento, que consiste en primero realizar la modelación

hidrodinámica de la laguna, donde se obtienen los campos de velocidad y turbulencia. Posteriormente, la simulación DTR es realizada a partir de los campos obtenidos en la simulación hidrodinámica en estado estacionario, que sirven de base para el transporte transitorio del trazador inerte (Sánchez Fernández, 2019).

En esta modelación se utilizó el software OpenFOAM V8.0. Se tomaron los datos de velocidad y turbulencia de las modelaciones hidrodinámicas en estado estacionario realizado como se lo indico en el apartado 4.1.1.

Para simular el transporte transitorio del trazador, se utilizó una librería que es una modificación de solver scalartransportFoam, desarrollada por Sánchez Fernández (2019), en su tesis doctoral. Esta librería simula el transporte de un escalar pasivo bajo la perspectiva Euleriana, en donde se introduce en la ecuación el efecto de la turbulencia para los transportes convectivo y difusivo (Ec.(2. 39) y (2. 40), ver sección 2.4.1.3).

Para simular el ensayo de trazador tipo pulso, en la entrada al dominio se fijó una concentración de trazador de 0.1 mg/l durante los primeros 10 segundos de ensayo; a partir de este instante la concentración a la entrada se mantiene nula. De esta manera, se consigue que la concentración de trazador en la salida del reactor se corresponda directamente con la curva DTR del sistema (curva E) (Sánchez Fernández, 2019).

Para las simulaciones DTR, el criterio de convergencia establecido es el residual normalizado de cada componente por debajo de  $10^{-5}$ , con un paso de tiempo de 1 s.

Las condiciones de borde que se utilizaron para el escalar del modelo del transporte se muestran en la Tabla 21, los archivos de caudal ( $\phi$ ) y viscosidad turbulenta ( $\nu_t$ ), fueron importados de la solución convergente de la modelación en estado estacionario.

**Tabla 21.** Condiciones de borde utilizadas en los modelos de transporte de un escalar.

<b>Región</b> <b>Variable</b>	<b>Inlet</b>	<b>Outlet</b>	<b>fixedWall</b>	<b>Baffle</b>	<b>frontAndBack</b>
<b>Escalar (E)</b>	Fixed Value Uniform 0.1	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	Empty

Una vez obtenidas las curvas DTR, para determinar los parámetros que definen el análisis hidrodinámico, se siguió el procedimiento indicado en Li et al. (2016) . En la Tabla 22 se resume las ecuaciones utilizadas para el cálculo de los parámetros.

**Tabla 22.** Parámetros utilizados en el análisis DTR.

Parámetro	Ecuación	Observaciones
Tiempo normalizado	$\theta = \frac{t}{TRH}$	t= Tiempo de muestreo
Concentración normalizada	$C_{\theta} = \frac{C(t)}{C_0}$	Co= Concentración inicial del trazador
Función DTR	$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt}$	C(t)= Concentración del trazador medido en el tiempo t
Tiempo de retención promedio	$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} = \int_0^{\infty} t E(t)dt$	
Distribución de la varianza	$\sigma_t^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t-\bar{t})^2 C(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} = \int_0^{\infty} t^2 E(t)dt - (\bar{t})^2$	
Zonas muertas	$V_d = \left(1 - \frac{\bar{t}}{TRH}\right) \times 100\%$	
Varianza adimensional de DTR	$\sigma^2 = \frac{\sigma_t^2}{(\bar{t})^2}$	(D/ μL) representa al número de dispersión
	$\sigma^2 = 2 \left(\frac{D}{\mu L}\right) - 2 \left(\frac{D}{\mu L}\right)^2 \times (1 - e^{-\frac{\mu L}{D}})$	
Número de Peclet	$\left(\frac{\mu L}{D}\right)$	Inverso de la dispersión
Número de tanques en serie	$N = \frac{1}{\sigma^2}$	
Eficiencia hidráulica (Thackston)	$\lambda_T = \frac{\bar{t}}{TRH}$	
Eficiencia hidráulica (Persson)	$\lambda_p = \frac{T_p}{TRH}$	Tp= tiempo correspondiente al máximo de concentración registrado por el trazador en la salida
Cortocircuito hidráulico	$S = \frac{T_{16}}{TRH}$	T16 tiempo donde el percentil 16 del tracer añadido en la entrada a pasado la salida
Volumen activo	$V_{act} = \frac{\bar{t} * Q}{Vol}$	

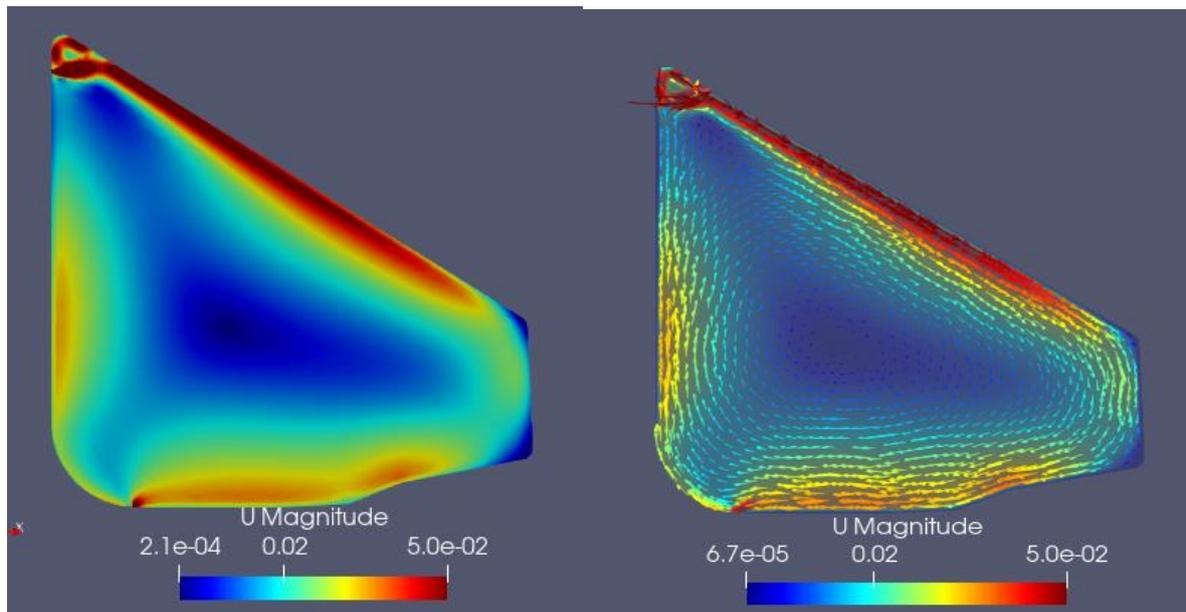
En esta investigación no se pudo realizar ensayos experimentales para comprobar las curvas DTR calculadas mediante los modelos CFD. Sin embargo, en la investigación de Sánchez Fernández (2019), donde se utiliza la misma metodología, librería y condiciones de borde, se concluye que la curva del modelo se ajusta a la experimental.

#### 4.1.3. Análisis hidrodinámico de la laguna de maduración

##### 4.1.3.1. Análisis del campo de velocidad y vectores de flujo

Los resultados de la modelación hidrodinámica de la laguna de maduración, para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$  en estado estacionario y fase simple son presentados en la Figura 34.

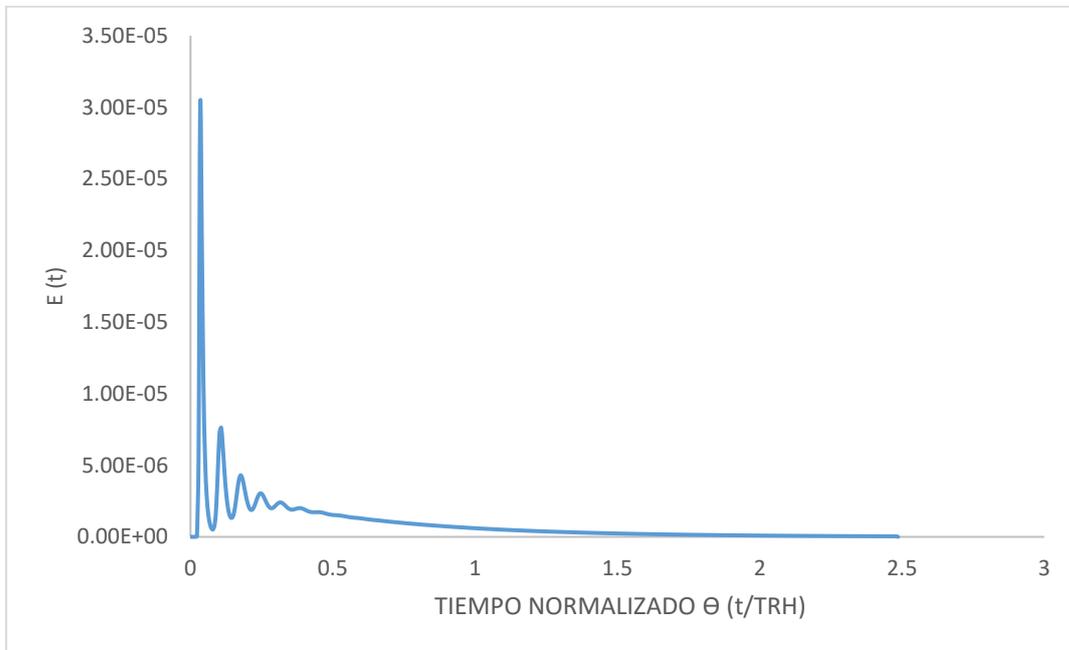
Del análisis visual del campo de velocidades se puede apreciar que el flujo en la laguna tiene un recorrido preferencial por las paredes, generando cortocircuitos hidráulicos. Se observa una recirculación del flujo por la pared izquierda de la laguna, mientras que en la zona central se generan zonas muertas.



**Figura 34.** Campos de velocidad  $U$  (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

#### 4.1.3.2. Análisis de la curva de distribución del tiempo de retención (DTR)

El análisis DTR permitió determinar cuantitativamente los parámetros que definen el comportamiento hidrodinámico de la laguna. En la Figura 35 se presenta la curva DTR obtenida y en la Tabla 23 los parámetros calculados para el análisis.



**Figura 35.** Curva DTR laguna de maduración, para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

**Tabla 23.** Parámetros del análisis DTR en la laguna de maduración para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

Parámetro	Valor
Tiempo de retención promedio (horas)	83.98
Número de dispersión	0.63
Número de Peclet	1.58
Zonas muertas (%)	52.33
Número de tanques en serie (u)	1.09
Eficiencia hidráulica según Thackston	0.48
Eficiencia hidráulica según Persson	0.04
Corto circuitos	0.09
Volumen activo (%)	47.67

En el análisis DTR, se muestra una elevada presencia de zonas muertas en la laguna (52.33 %), que conduce a tener un tiempo de retención hidráulico promedio que representa una eficiencia de apenas el 47.67 % del volumen del reactor.

En la curva DTR (ver Figura 35), se observa este fenómeno en la forma alargada de la cola, ya que la presencia de zonas muertas genera que el trazador simulado en el CFD, se difunda lentamente fuera del reactor (Olukanni, 2011).

Los cortocircuitos hidráulicos aparecen en la Curva DTR, como un pulso de trazador concentrado que llega a la salida poco después de la inyección (primer pico de la curva). El cortocircuito calculado en el análisis (0.09), se encuentra muy por debajo de los límites indicados en bibliografía. De acuerdo con Khan et al (2017), valores del índice de corto circuitos hidráulicos (S) mayores a 0.4 son considerados buenos e indica un comportamiento eficiente, valores menores a 0.30 indican la presencia de cortocircuitos.

Shilton & Harrison (2003), indican que la posición y tamaño de las entradas y salidas definen el resultado del patrón de circulación. En este caso, la orientación horizontal de la entrada del caudal a la laguna genera el flujo preferencial hacia las paredes que ocasionan los cortocircuitos hidráulicos.

Las oscilaciones observadas en la curva DTR que ocurren antes de alcanzar una disminución constante, son explicadas por la presencia de recirculaciones de flujo en el reactor. Estas recirculaciones representan grandes fracciones de flujo concentrado de trazador que salen y recirculan en la trayectoria del flujo de salida (Batstone, D; Shakil, M; Somasundaram, 2019).

Los parámetros calculados del número de dispersión, y número de Peclet, muestran que la laguna claramente no se ajusta al patrón de casos ideales de mezcla completa o flujo pistón. El número de dispersión de 0.63, indica que se está produciendo cierta mezcla dentro de la laguna, pero no una mezcla completa.

Al comparar el valor calculado de la eficiencia hidráulica según Persson para la laguna (0.04), con los valores recomendados por García et al. (2004), se concluye que la laguna tiene un comportamiento hidráulico pobre, caracterizado por el efecto de cortocircuitos hidráulicos y la presencia de zonas muertas y recirculación de flujo.

## 4.2. Modelo de Coliformes Fecales

### 4.2.1. Implementación del modelo

La modelación CFD de coliformes fecales, al igual que en los modelos de curvas DTR, se realizó mediante la técnica de congelamiento, utilizando los campos de velocidad y turbulencia obtenidos en el modelo hidrodinámico estacionario.

Para simular el transporte y la eliminación de coliformes fecales, se modificó la librería de OpenFOAM utilizada para el cálculo de la curva DTR, desarrollada por Sánchez Fernández (2019). Este solver se modificó introduciendo una cinética de primer orden para la eliminación de coliformes fecales. El solucionador resuelve la ecuación de transporte del componente con perspectiva Euleriana, añadiendo un nuevo término fuente correspondiente a la creación o destrucción del componente, tal como se muestra en la ecuación (4. 4).

$$\frac{\partial c_t}{\partial t} + \nabla(\vec{U}C_t) = \nabla(D_{ef}\nabla c_t) + Vr1 \quad (4. 4)$$

El solver está compuesto por un componente correspondiente a la concentración de coliformes fecales (E), una constante cinética correspondiente a la velocidad de remoción de coliformes ( $K_b$ ) y la reacción de eliminación de coliformes con una cinética de primer orden descrita por la ecuación (4. 5).

$$V_{r1} = K_b \cdot E \quad (4. 5)$$

Las condiciones de borde que se utilizaron para el parámetro de concentración de coliformes fecales (E) NMP/m<sup>3</sup>, se presentan en la Tabla 24, los archivos de caudal (phi) y viscosidad turbulenta (nut), fueron importados de la solución convergente de la modelación en estado estacionario.

**Tabla 24.** Condiciones de borde utilizadas en los modelos de transporte de un escalar.

Región Variable	Inlet	Outlet	fixedWall	Baffle	frontAndBack
Concentración de coliformes fecales (E)	Fixed Value Uniform	zeroGradient	zeroGradient	zeroGradient	Empty

#### 4.2.2. Concentración inicial de coliformes en la laguna de Maduración

Considerando que no se cuenta con la concentración de coliformes fecales medidas en el afluente de la laguna y que en los procesos previos a la misma se elimina un porcentaje de coliformes fecales. La concentración de coliformes afluente a la laguna de maduración, se estimó a partir de la modelación de eliminación de coliformes fecales en las lagunas aireadas y facultativas.

Para la estimación de la remoción de coliformes fecales en las lagunas aireadas, se utilizaron los modelos empíricos disponibles en bibliografía. En estas lagunas no se realizó una modelación CFD, ya que la inclusión de los aireadores mecánicos supone una mayor complejidad en el modelo y la necesidad de la modelación en tres dimensiones.

Asumiendo que los aireadores mecánicos generan una mezcla completa en las lagunas, para estimar el porcentaje de remoción de coliformes fecales se utilizó el modelo de mezcla completa propuesto por Marais y Shaw (1961). En la Tabla 25, se presenta la ecuación y los valores de los parámetros utilizados para estimar la concentración del efluente en la laguna aireada.

**Tabla 25.** Parámetros necesarios para la estimación de la concentración del efluente de coliformes fecales en las lagunas aireadas mediante el modelo de mezcla completa.

Ecuación utilizada	$X = \frac{Q * X_o}{Q + Kb * V}$
Caudal (Q)	36288 m <sup>3</sup> /d
Número de unidades en paralelo	2 u
TRH	3.74 d
Volumen de 1 laguna	67822.83 m <sup>3</sup>
Volumen de las dos lagunas (V)	135645.66 m <sup>3</sup>
Concentración inicial (X <sub>o</sub> )	1.60X10 <sup>6</sup> NMP/100ml

La concentración del efluente de las lagunas aireadas se consideró como la concentración afluente a la laguna facultativa, en la cual se implementó el modelo CFD de coliformes fecales, para de esta forma estimar con mayor precisión el porcentaje de remoción en esta laguna.

La implementación del modelo CFD en la laguna facultativa, se la realizó de igual forma a la metodología indicada para la laguna de maduración. Primero se realizó el modelo hidrodinámico siguiendo la metodología indicada en el apartado 4.1.1.

La curva DTR de la laguna se la realizó conforme a lo indicado en el apartado 4.1.2. Con los campos fluidodinámicos de velocidad y turbulencia del modelo hidrodinámico, se implementó el modelo de coliformes fecales como se indica en el apartado 4.2.1.

La modelación CFD de la laguna facultativa, geometría, mallado y resultados obtenidos en el modelo hidrodinámico se presentan en el Anexo B.

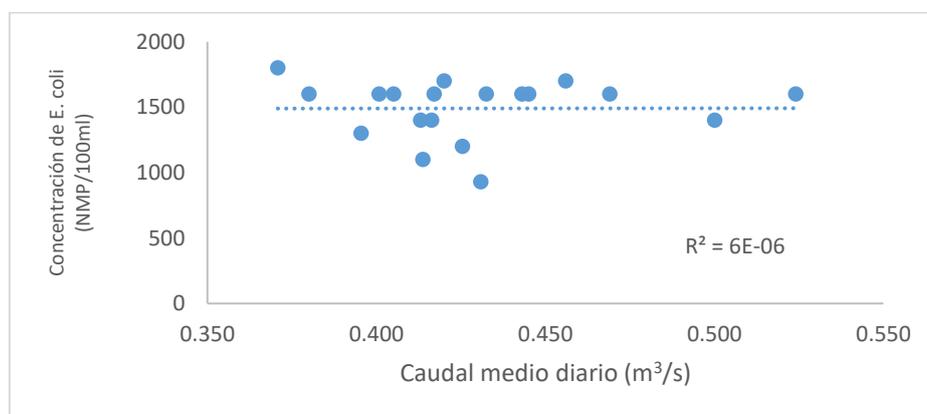
La concentración del efluente de la laguna facultativa fue la concentración de entrada a la laguna de maduración, que de igual forma se determinó el porcentaje de remoción de coliformes fecales aplicando el modelo CFD.

Tanto en el modelo de mezcla completa para la laguna aireada, como en la modelación CFD en las lagunas facultativas y de maduración, se aplicó el mismo coeficiente de remoción de coliformes fecales  $K_b$ , cuyo valor fue determinado mediante la calibración del modelo con los datos experimentales.

#### 4.2.3. Calibración del modelo

A partir de los valores de las concentraciones de coliformes fecales medidos en el efluente de la laguna de maduración, se pudo calibrar el modelo para obtener mediante la modificación del coeficiente de remoción de coliformes ( $K_b$ ), los valores de concentraciones medidos en campo.

Con el objetivo de verificar que no existe estacionalidad en los datos y que, por lo tanto, se puede utilizar el valor medio de la concentración de coliformes fecales, se analizó si existe correlación entre los datos de los coliformes fecales, y las mediciones de caudales medios diarios, tal como se muestra en la Figura 36 .



**Figura 36.** Correlación entre coliformes fecales y caudales medios diarios, datos disponibles enero 2020 a julio 2020.

Como se observa en la Figura 36, para los datos disponibles no existe una correlación entre estas variables, por lo que se tomó como concentración objetivo para la calibración, el valor promedio de los datos del periodo de enero de 2019 a mayo de 2020, excluyendo los datos de las concentraciones del año 2018 debido a que en este año se presentaron concentraciones superiores y que se pretende calibrar el modelo considerando la situación actual de la laguna.

De esta manera mediante varias iteraciones se buscó un coeficiente de remoción que permita obtener los datos medidos, verificando que el coeficiente adoptado se encuentre dentro de los valores indicados en bibliografía.

Los valores del coeficiente de remoción dependen de la temperatura, en bibliografía se dan valores de los coeficientes a una temperatura de 20 °C, por lo que al tener en la laguna de maduración temperaturas diferentes a la estándar, se realizó una corrección del coeficiente utilizando la ecuación de Arrhenius.

Von Sperling (1999, 2005), sugiere utilizar un valor de 1.07 para el coeficiente de temperatura ( $\Theta$ ) de la ecuación de Arrhenius.

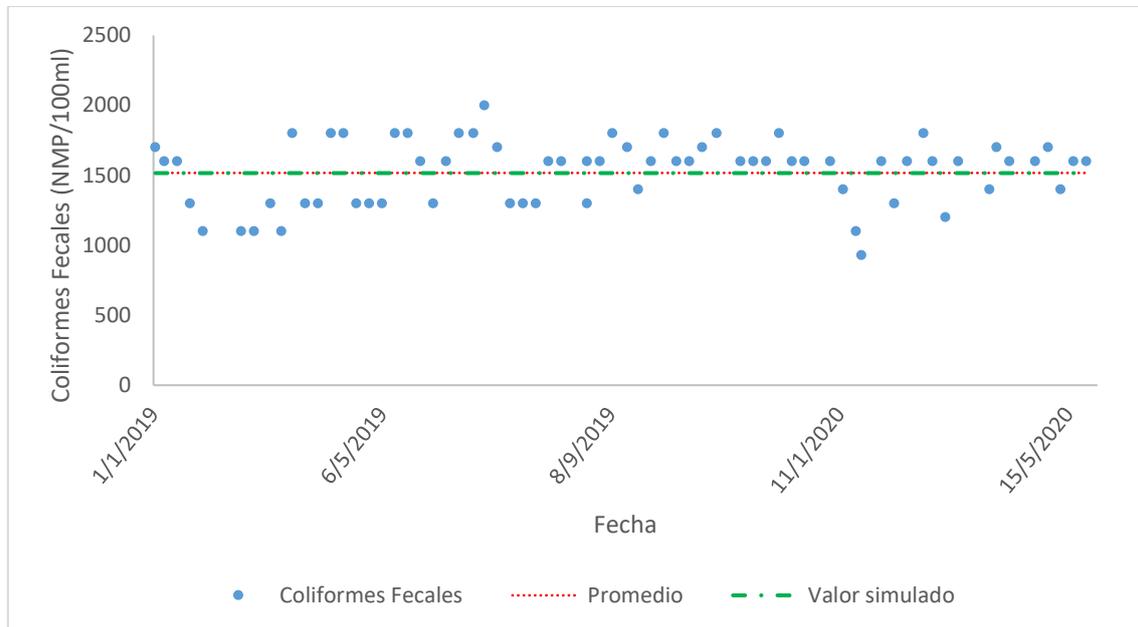
La temperatura media de la laguna (26.57°C), utilizada para la corrección del coeficiente de remoción, fue obtenida de las mediciones de temperatura diarias en el efluente de la laguna (ver sección 3.2.4 y Tabla 16).

Por lo tanto, para calibrar el modelo CFD de coliformes fecales, después de realizar varias iteraciones se obtuvo que se requiere un valor de la constante de remoción  $K_b$  a una temperatura de 20 grados correspondiente a 2.05 d<sup>-1</sup>.

Von Sperling (1996), reporta para modelos de flujo disperso un rango de valores de la constante de remoción de 0.26 a 2.42 d<sup>-1</sup>, en su estudio realizado en lagunas de estabilización en Brasil. De igual forma Cavalcanti (2003) para lagunas de estabilización estudiadas en Brasil determinó un rango de coeficientes de remoción que varían desde 0.5-2.3 d<sup>-1</sup>.

El valor obtenido del coeficiente de remoción está dentro del rango establecido por los autores antes mencionados. Adicionalmente, investigaciones como las de Banda (2007); Olukanni (2011), utilizaron en sus modelaciones CFD para remoción de coliformes fecales una constante de remoción  $K_b$  de 2.6 d<sup>-1</sup>, por lo que el valor de  $K_b$  determinada en este estudio también estaría dentro de este rango.

En la Figura 37, al comparar el valor medio de los datos experimentales con el valor obtenido de la simulación CFD, se puede observar que con el coeficiente de remoción  $K_b$  utilizado se logró reproducir el promedio de los datos experimentales.



**Figura 37.** Valores experimentales de las concentraciones de coliformes fecales y la comparación entre el valor medio experimental y el valor medio simulado mediante el modelo CFD calibrado.

#### 4.2.4. Análisis de los resultados de la concentración de coliformes fecales en el efluente de la laguna de maduración.

En la Tabla 26, se muestran los resultados de las concentraciones en el afluente y efluente de las lagunas aireadas, facultativas y de maduración, obtenidos a partir del modelo CFD calibrado.

**Tabla 26.** Concentraciones de coliformes en el efluente de las lagunas obtenidos mediante los modelos CFD calibrados.

Lagunas	Temperatura	Coeficiente de remoción de coliformes fecales ( $K_b$ )		E. coli Afluente	E. coli Efluente	Remoción
	°C	$K_{b20}$ ( $d^{-1}$ )	$K_{bT}$ ( $d^{-1}$ )	NMP/100ml	NMP/100ml	%
Aireada	26.57	2.05	3.19	$1.60 \times 10^6$	$1.24 \times 10^5$	92.27%
Facultativa	26.57	2.05	3.19	$1.24 \times 10^5$	$2.1 \times 10^4$	83.03%
Maduración	26.57	2.05	3.19	$2.09 \times 10^4$	1516.00	92.77%
<b>Simbología</b>						
Sobrepasa límite de vertido a cuerpos de agua dulce 2000 NMP/100ml						
Sobrepasa límite de vertido para riego 1000 NMP/100ml						
Cumple Normativa						

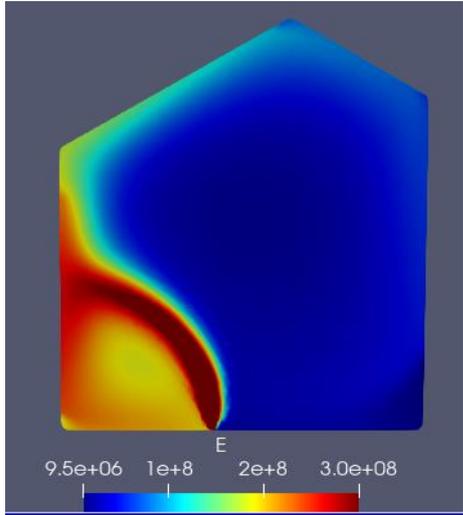
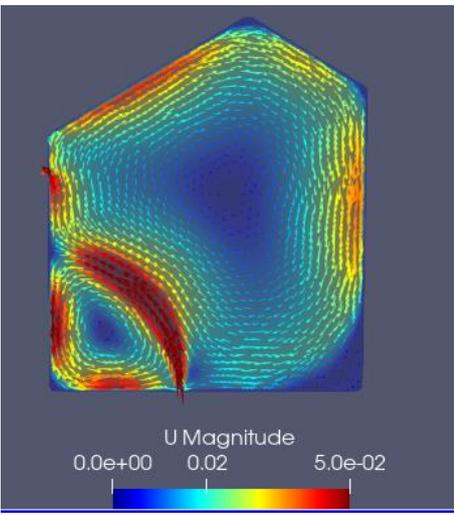
Como se observa en la Tabla 26, las eficiencias de remoción de coliformes fecales en las lagunas no son suficientes para cumplir con los límites de normativa para los usos a los que está destinado el efluente de la depuradora. Si bien es cierto con la configuración actual de la depuradora se cumple con el límite de la normativa para descargas en aguas dulces, el modelo muestra las deficiencias en la remoción de coliformes de la laguna que no permiten que el efluente de la depuradora cumpla con la normativa para riego agrícola.

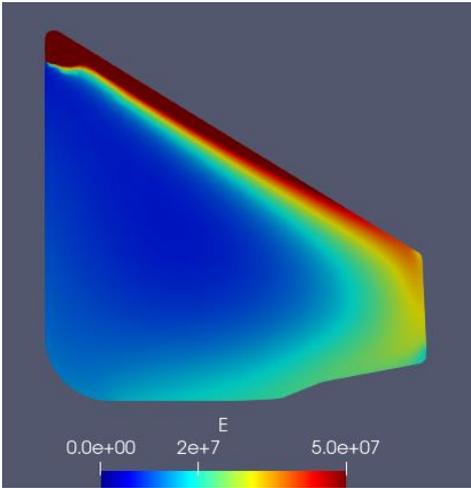
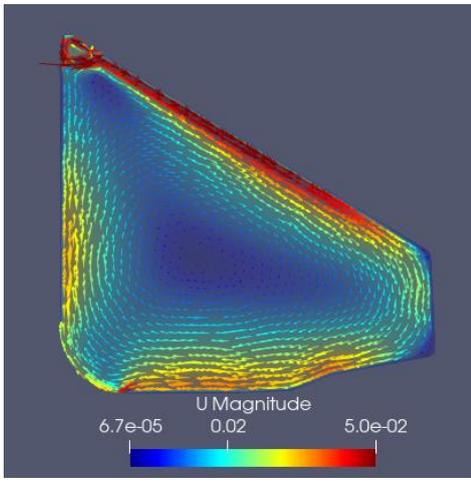
En los modelos CFD realizados en la laguna facultativa y de maduración, se puede observar la relación entre el comportamiento hidráulico de las lagunas y la remoción de coliformes fecales.

La eficiencia hidráulica y el tiempo de retención son factores fundamentales que controlan el rendimiento de las lagunas de estabilización y muchos otros procesos de tratamiento (Ouali et al., 2012). Como se observa en la Tabla 27, las mayores concentraciones de coliformes fecales en la laguna siguen los flujos preferenciales, lo que indica que los cortocircuitos hidráulicos generados en las lagunas no permiten que los patógenos permanezcan el tiempo suficiente para su remoción.

Estos resultados coinciden con lo indicado en Lloyd et al. (2003), quienes indican que los cortocircuitos hidráulicos son suficientes para reducir el rendimiento general de la laguna en más de la mitad de un log10

**Tabla 27.** Comparación entre la concentración de coliformes fecales y vectores de flujo en la laguna facultativa y de maduración.

Laguna	Concentración de coliformes fecales (E) (NMP/m <sup>3</sup> )	Vectores de Flujo Velocidades (U) (m/s)
Laguna Facultativa		

Laguna	Concentración de coliformes fecales (E) (NMP/m <sup>3</sup> )	Vectores de Flujo Velocidades (U) (m/s)
Laguna de maduración		

La presencia de zonas muertas disminuye el tiempo de retención hidráulico y no permite que se utilice todo el volumen de la laguna, lo que reduce su eficiencia.

De igual forma, como se mostró en los resultados en el numeral 4.1.3 en la laguna de maduración sin baffles, el número de dispersión determinado (0.63), muestra que el tipo de flujo presente en la laguna es un flujo disperso y alejado del comportamiento de flujo pistón.

Desde el punto de vista de la eficiencia de tratamiento de aguas de acuerdo con Sánchez Fernández (2019), una dispersión alta como la determinada en el caso de estudio, es sinónimo de un proceso de tratamiento ineficiente.

Juanico (1991), demostró que el tipo de mezcla en la laguna tiene mucha influencia en la remoción de patógenos. En lagunas de estabilización, el comportamiento de flujo pistón reduce los patógenos a un ritmo de cuatro órdenes de magnitud más alto que lagunas con comportamiento de mezcla completa.

Las deficiencias hidrodinámicas encontradas en la laguna guardan relación con la eficiencia de remoción de coliformes fecales.

#### 4.2.5. Comparación de los modelos CFD con modelos empíricos

La comparación entre los modelos empíricos y los resultados simulados en el modelo CFD, se realizó con el objetivo de verificar si el cálculo del coeficiente de remoción  $K_b$  y las concentraciones de coliformes fecales en el efluente utilizando las ecuaciones y modelos disponibles en bibliografía, son válidos para reproducir el caso de estudio, ya que la implementación de los modelos CFD suponen una mayor complejidad.

A pesar de la complejidad de la implementación de los modelos CFD, se pretende demostrar con esta comparación las ventajas del uso de estos modelos frente a los modelos empíricos.

##### 4.2.5.1. Comparación del coeficiente de remoción $K_b$ obtenido mediante el modelo CFD y las ecuaciones empíricas

Para comprobar la aplicabilidad de las ecuaciones empíricas propuestas en bibliografía, para el cálculo del coeficiente de remoción  $K_b$  en la laguna en estudio, se comparó el coeficiente obtenido de la calibración del modelo CFD, con los coeficientes de remoción obtenidos mediante las ecuaciones propuestas por Von Sperling et al. (2005) y Von Sperling (1999).

En la Tabla 28, se puede observar los resultados del coeficiente de remoción de coliformes fecales obtenidos con las ecuaciones empíricas de los autores antes citados, en función de la altura de la laguna y el tiempo de retención hidráulico.

Se realizó el cálculo considerando el tiempo de retención hidráulico teórico calculado con todo el volumen de la laguna (7.34 días) y el tiempo de retención real obtenido de la modelación hidrodinámica de la laguna (3.45 días). La altura de la laguna de maduración es de 2.30 m.

**Tabla 28.** Cálculo del coeficiente de remoción mediante ecuaciones empíricas.

Autor	Ecuación	Tiempo de retención teórico		Tiempo de retención real	
		TRH (d)	$K_{b20}$ ( $d^{-1}$ )	TRH (d)	$K_{b20}$ ( $d^{-1}$ )
Von Sperling (1999)	$K_b = 0.917 H^{-0.877} TRH^{-0.329}$	7.34	0.24	3.45	0.30
Von Sperling (2005)	$K_b = 0.682 H^{-1.286} TRH^{-0.103}$	7.34	0.20	3.45	0.22
Von Sperling (2005)	$K_b = 0.549 H^{-1.456}$	7.34	0.17	3.45	0.17

Como se puede observar en la Tabla 28, los resultados obtenidos con las ecuaciones empíricas para el caso de estudio, al ser comparados con el valor obtenido de la calibración del modelo CFD ( $2.05 \text{ d}^{-1}$ ), se encuentran muy por debajo. Estos resultados también se encuentran fuera del rango de valores recomendados en bibliografía (ver Tabla 4).

Las variaciones de los valores obtenidos considerando el tiempo de retención teórico y real de la laguna no son significativos, especialmente con la ecuación propuesta por Von Sperling (2005).

Los resultados obtenidos, muestran que las ecuaciones empíricas para el cálculo de  $K_b$ , no permiten reproducir la realidad de la laguna en estudio, ya que no consideran las deficiencias hidráulicas encontradas en la laguna, cortocircuitos hidráulicos, zonas muertas, recirculaciones y tipo de mezcla, generando que los valores de los coeficientes de remoción calculados no reproduzcan las concentraciones medidas en campo.

#### **4.2.5.2. Comparación de las concentraciones de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD y los modelos empíricos de flujo disperso**

Para comprobar la aplicabilidad de las ecuaciones empíricas propuestas en bibliografía, para el cálculo de la concentración de coliformes fecales en el efluente de la laguna en estudio, se comparó la concentración de coliformes obtenida con el modelo CFD calibrado, con las concentraciones de coliformes obtenidos mediante las ecuaciones empíricas considerando un patrón de mezcla en la laguna de flujo disperso.

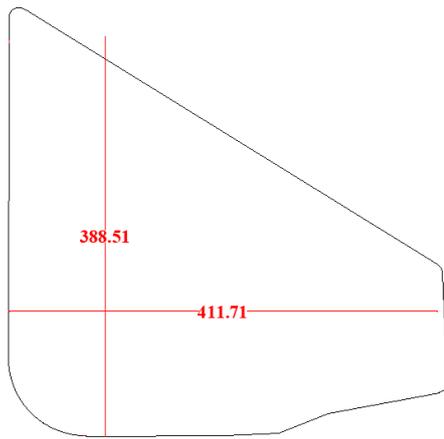
En la Tabla 29, se presenta un resumen de las ecuaciones empíricas utilizadas, tanto para la concentración de coliformes en el efluente, como para el número de dispersión según lo indicado por diferentes autores.

**Tabla 29.** Resumen de las ecuaciones utilizadas para el modelo empírico de dispersión.

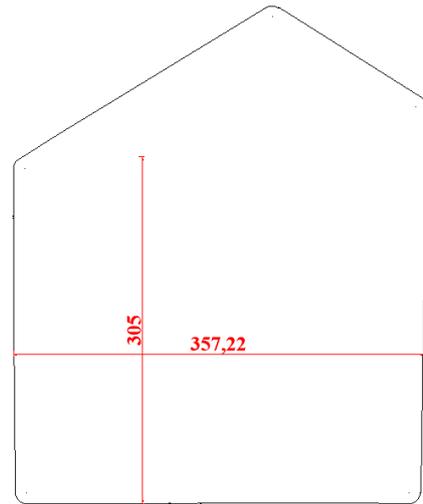
Parámetro	Autor	Ecuación	Observaciones
Concentración de coliformes fecales en el efluente (Ce)	Polprasert, C. and Bhattarai (1985) ecuaciones (2. 16) y (2. 17)	$Ce = Ca * \frac{4ae^{\frac{1}{2d}}}{(1+a)^2 e^{(a/2d)} - (1-a)^2 * e^{-a/2d}}$ $a = \sqrt{(1 + 4K_b \cdot TRH \cdot d)}$	Ce: Concentración de coliformes en el afluente (NMP/100ml) d = Número de dispersión (adim) K <sub>b</sub> = Coeficiente de remoción de coliformes fecales (d <sup>-1</sup> ) TRH= Tiempo de retención hidráulico (d)
Número de dispersión	Von Sperling (1999) ecuación (2. 20)	$d = \frac{1}{(L/B)}$	L= Longitud de la laguna (m) B= Ancho de la laguna (m)
Número de dispersión	Yáñez (1993) ecuación (2. 19)	$d = \frac{\frac{L}{B}}{-0.26118 + 0.25392 * \frac{L}{B} + 1.01368 * (\frac{L}{B})^2}$	L= Longitud de la laguna (m) B= Ancho de la laguna (m)

Para las ecuaciones antes descritas, el tiempo de retención se lo calculó considerando el valor teórico, es decir a partir del volumen de la laguna y el caudal de ingreso a la misma.

En las ecuaciones para determinar el número de dispersión intervienen las dimensiones de la laguna longitud (L) y ancho (B), al ser las lagunas facultativas y de maduración de forma irregular se obtuvieron las distancias de longitud y ancho como se muestra en la Figura 38 y Figura 39.



**Figura 38.** Longitud y ancho adoptados para la laguna de maduración.



**Figura 39.** Longitud y ancho adoptados para la laguna facultativa.

De igual forma a lo realizado en la modelación CFD, para la comparación de los modelos empíricos, se utilizó el modelo de mezcla completa para estimar la concentración efluente de las lagunas aireadas. Los resultados de estimación de la concentración del efluente de la laguna facultativa con el modelo de dispersión se utilizaron como concentración afluente a la laguna de maduración, para obtener finalmente la estimación de la concentración de coliformes en el efluente de la depuradora.

En la Tabla 30, se presentan los parámetros que fueron considerados para la estimación de coliformes fecales mediante el modelo de dispersión empírico.

En las ecuaciones empíricas utilizadas para determinar la concentración del efluente (Ecuaciones 2.16 y 2.17, Ver Tabla 29), se utilizó también los valores del número de dispersión (d) y tiempo de retención hidráulico (TRH), obtenidos a partir de las modelaciones hidrodinámicas realizados en la laguna facultativa y de maduración.

**Tabla 30.** Parámetros utilizados en los modelos empíricos de dispersión.

Parámetro	Laguna facultativa		Laguna de maduración	
Caudal	0.42	m <sup>3</sup> /s	0.42	m <sup>3</sup> /s
	36288.00	m <sup>3</sup> /d	36288.00	m <sup>3</sup> /d
Volumen	293189.66	m <sup>3</sup>	266360.80	m <sup>3</sup>
TRH teórico	8.08	d	7.34	d
	193.91	h	176.16	h
Longitud (L)	357.22	m	411.71	m
Ancho (w)	305.00	m	388.50	m
TRH modelo CFD	86.84	h	82.79	h
	3.62	d	3.45	d

Utilizando las ecuaciones indicadas en la Tabla 29, en la Tabla 31 y Tabla 32 se presentan los resultados obtenidos tanto para los modelos utilizando las ecuaciones empíricas como para el modelo CFD, en la laguna facultativa y de maduración respectivamente.

**Tabla 31.** Comparación de las concentraciones de coliformes fecales mediante modelo CFD y modelo empírico en la laguna facultativa.

Modelo	Temp	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		E.coli Afluente	d	a	E.coli Efluente
	°C	K <sub>b20</sub> (d <sup>-1</sup> )	K <sub>bT</sub> (d <sup>-1</sup> )	NMP/100ml			NMP/100ml
Modelo CFD E. coli	26.57	2.05	3.19	1.23 X10 <sup>5</sup>	0.81	6.20	2.10X10 <sup>4</sup>
Dispersión con d Curvas CFD RTD	26.57	2.05	3.19	1.23 X10 <sup>5</sup>	0.81	6.20	2.39 X10 <sup>3</sup>
Dispersión con d (Von Sperling 1999) (Ecuación 2.20)	26.57	2.05	3.19	1.23 X10 <sup>5</sup>	0.85	9.44	2.92 X10 <sup>2</sup>
Dispersión con d (Yáñez 1993) (Ecuación 2.19)	26.57	2.05	3.19	1.23 X10 <sup>5</sup>	0.82	9.26	2.69 X10 <sup>2</sup>

**Tabla 32.** Comparación de las concentraciones de coliformes fecales mediante modelo CFD y modelo empírico en la laguna de maduración.

Método	Temp	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		E. coli Afluente	d	a	E.coli Efluente
	°C	K <sub>b20</sub> (d <sup>-1</sup> )	K <sub>bT</sub> (d <sup>-1</sup> )	NMP/100ml			NMP/100ml
Modelo CFD E. coli	26.57	2.05	3.19	2.10X10 <sup>4</sup>	0.66	5.49	1516.00
Dispersión con d Curvas CFD RTD	26.57	2.05	3.19	2.39 X10 <sup>3</sup>	0.66	5.49	42.00
Dispersión con d (Von Sperling 1999) (Ecuación 2.20)	26.57	2.05	3.19	2.92 X10 <sup>2</sup>	0.94	9.46	2.00
Dispersión con d (Yáñez 1993) (Ecuación 2.19)	26.57	2.05	3.19	2.69 X10 <sup>2</sup>	0.92	9.37	2.00

Como se observa en las Tabla 31 y Tabla 32, los resultados obtenidos en las modelaciones empíricas son entre 10 y 100 veces menores a las obtenidas con el modelo CFD en la laguna facultativa. Mientras que, para la laguna de maduración la diferencia entre los modelos fue mayor.

Los resultados de los modelos empíricos tuvieron variaciones dependiendo de la metodología del cálculo del número de dispersión.

Las ecuaciones propuestas por Von Sperling (1999) y Yáñez (1993), generaron resultados similares entre ambas. Para la laguna facultativa el número de dispersión calculado con estas ecuaciones fue muy similar al obtenido con el modelo CFD. Sin embargo, para el caso de la laguna de maduración estas ecuaciones determinaron una dispersión mayor.

A pesar de la similitud en el cálculo del número de dispersión para el caso de la laguna facultativa, la concentración predicha en el efluente fue menor. Con estas ecuaciones como se incrementa la eficiencia de remoción de la laguna facultativa, el modelo indica que en la laguna de maduración se logra una remoción total de los coliformes con una concentración de 2 NMP/100ml en el efluente.

Las remociones altas predichas con estas ecuaciones se deben a que se considera un tiempo de retención teórico de la laguna, lo cual no es real, ya que como se demostró en el análisis hidrodinámico, el tiempo de retención hidráulico real debido a la presencia de zonas muertas recirculaciones y cortocircuitos hidráulicos es mucho menor.

Al utilizar en las ecuaciones 2.16 y 2.17, los valores de dispersión ( $d$ ) y tiempo de retención (TRH) calculados mediante los modelos hidrodinámicos de las lagunas, se obtuvo una concentración de coliformes fecales mayor a lo calculado con las ecuaciones empíricas. Sin embargo, a pesar de utilizar estos parámetros no se logró reproducir lo simulado en el modelo CFD, debido a que, al utilizar las ecuaciones del modelo de dispersión para el cálculo de la concentración en el efluente, no se toma en cuenta otros factores hidráulicos como cortocircuitos y recirculaciones que afecta la eficiencia de la laguna.

En los estudios de Talavera (2019); Von Sperling (1999, 2005), se logra reproducir con las formulaciones empíricas las concentraciones medidas en las lagunas. Sin embargo, estos estudios fueron realizados en lagunas con geometrías regulares.

En este estudio los modelos empíricos no fueron capaces de reproducir lo predicho en el modelo CFD, ya que la geometría de ambas lagunas es irregular y las entradas y salidas de estas generan altos cortocircuitos hidráulicos, que como se demostró en el análisis hidrodinámico y los modelos CFD de coliformes fecales, estos factores tienen mucha incidencia en la eficiencia de remoción.

- **Calibración de los modelos empíricos**

Debido a que al utilizar la constante de remoción  $K_b$  obtenida de la calibración del modelo CFD ( $2.05 \text{ d}^{-1}$ ), los modelos empíricos no lograron reproducir la concentración de coliformes medidas en el efluente de la laguna, se calibraron los modelos de las ecuaciones empíricas mediante iteraciones, buscando el coeficiente de remoción que logre reproducir las concentraciones medidas, los resultados se muestran en la Tabla 33.

**Tabla 33.** Calibración de los modelos empíricos a las concentraciones de coliformes medidas en el efluente.

Modelo	Temp	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		Laguna aireada		Laguna facultativa		Laguna de maduración			
				E. coli Afluente	E. coli Efluente	d	a	E. coli Efluente	d	a	E. coli Efluente
	°C	$K_{b20}$ ( $\text{d}^{-1}$ )	$K_{bT}$ ( $\text{d}^{-1}$ )	NMP/100 ml	NMP/100ml l			NMP/100ml			NMP/100ml
Dispersión con d (Von Sperling 1999) (Ecuación 2.20)	26.57	0.54	0.84	$1.60 \times 10^6$	$3.86 \times 10^5$	0.83	4.85	21575.00	0.95	4.93	1516.00
Dispersión con d (Yáñez 1993) (Ecuación 2.19)	26.57	0.53	0.83	$1.60 \times 10^6$	$3.89 \times 10^5$	0.80	4.73	21500.00	0.93	4.86	1518.00

Los resultados muestran que, para predecir con los modelos empíricos las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la laguna de maduración, se requiere una constante de remoción mucho menor a la constante obtenida para calibrar el modelo CFD ( $2.05 \text{ d}^{-1}$ ).

Los valores de las constantes obtenidas con los modelos empíricos, se encuentran dentro de los valores de rango inferior establecidos por Cavalcanti (2003) y Von Sperling (1996).

Sin embargo, se debe recalcar que las formulaciones del método empírico, al usar el tiempo de retención nominal, no tienen en cuenta las realidades hidráulicas en las lagunas, la inevitabilidad de la generación de zonas muertas, los cortocircuitos hidráulicos y la consiguiente ineficiencia hidráulica, que son de gran influencia en la eficiencia de los

tratamientos (Lloyd et al., 2003). Debido a esto, el coeficiente determinado con estas ecuaciones es menor al que ocurre en la realidad.

Las modelaciones CFD consideran todas las deficiencias hidráulicas de la laguna analizadas en el apartado 4.1.3, lo que permite obtener resultados más precisos y acordes a la realidad de la laguna. Además, el modelo CFD, permite analizar la distribución espacial de coliformes y velocidades en las lagunas y simular soluciones más complejas, como cambios de ubicación de entradas y salidas e introducción de baffles, escenarios que los modelos empíricos no pueden reproducir.

Otra ventaja que supone la modelación CFD es que se podría implementar cinéticas más complejas a las de primer orden utilizadas, que involucren el efecto de la radiación solar y la atenuación lumínica.

#### **4.2.6. Escenarios para caudales y temperaturas mínimas medias y máximas**

A partir de las mediciones de los caudales y temperaturas afluentes a la depuradora, se analizaron mediante los modelos CFD de coliformes fecales los escenarios para los caudales y temperaturas medios, mínimos y máximos.

Los caudales analizados se determinaron como se indicó en el apartado 3.2.2 (ver Tabla 14).

En los escenarios de los diferentes caudales para la corrección de temperatura del coeficiente de remoción de coliformes fecales, se consideró la temperatura media de la laguna. Mientras que, para los escenarios de las diferentes temperaturas, se consideró el análisis con el caudal medio medido.

En las modelaciones de temperatura se consideró que la ciudad de Portoviejo, donde está ubicado la laguna en estudio, no tiene variaciones estacionales, tal como se muestra en el apartado 3.1.1. Al tener la zona de estudio temperaturas promedio a lo largo de todo el año, las temperaturas mínimas medias y máximas, fueron obtenidas de los datos de las mediciones diarias de la temperatura del efluente medidas en campo en los años 2019-2020 como se muestra en el apartado 3.2.4 (ver Tabla 16).

En la Tabla 34, se presenta un resumen de los caudales y temperaturas consideradas para los distintos escenarios.

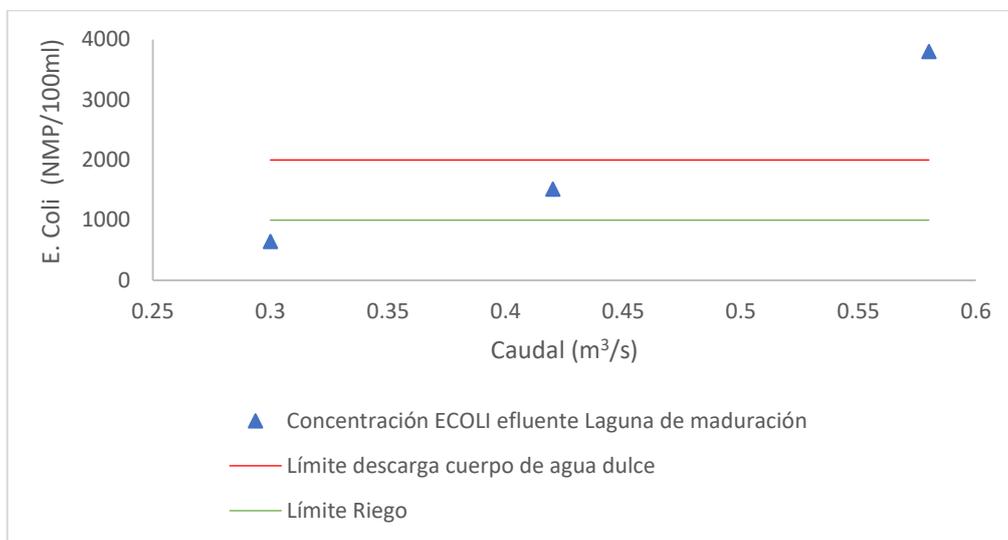
**Tabla 34.** Caudales y temperaturas considerados en los escenarios de modelación de coliformes fecales.

Parámetro	Caudal (m <sup>3</sup> /s)	Temp. °C	Coeficiente de remoción de coliformes fecales	
			K <sub>b20</sub> (d <sup>-1</sup> )	K <sub>bT</sub> (d <sup>-1</sup> )
Caudal mínimo	0.30	26.57	2.05	3.19
Caudal medio	0.42	26.57	2.05	3.19
Caudal máximo	0.58	26.57	2.05	3.19
Temperatura mínima	0.42	24.00	2.05	2.68
Temperatura media	0.42	26.57	2.05	3.19
Temperatura máxima	0.42	29.00	2.05	3.77

Los resultados de los escenarios del modelo CFD para obtener las concentraciones de coliformes fecales para caudales mínimos, medios y máximos, se muestran en la Tabla 35 y Figura 40.

**Tabla 35.** Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de caudales mínimos medios y máximos.

Laguna	Descripción	Caudal	E.coli Afluente	E. coli Efluente	% eliminación
		m <sup>3</sup> /s	NMP/100ml	(NMP/100ml)	
Laguna Aireada	Q mín.	0.30	1.60 x 10 <sup>6</sup>	9.03x10 <sup>4</sup>	94.36%
	Q máx.	0.58	1.60 x 10 <sup>6</sup>	1.66x10 <sup>5</sup>	89.63%
	Q med.	0.42	1.60 x 10 <sup>6</sup>	1.24x10 <sup>5</sup>	92.27%
Laguna Facultativa	Q mín.	0.30	9.03x10 <sup>4</sup>	1.31x10 <sup>4</sup>	85.46%
	Q máx.	0.58	1.66x10 <sup>5</sup>	3.54x10 <sup>4</sup>	78.68%
	Q med.	0.42	1.24x10 <sup>5</sup>	2.10x10 <sup>4</sup>	83.03%
Laguna de Maduración	Q mín.	0.30	1.31x10 <sup>4</sup>	647.00	95.07%
	Q máx.	0.58	3.54x10 <sup>4</sup>	3800.00	89.25%
	Q med.	0.42	2.10x10 <sup>4</sup>	1516.00	92.77%
<b>Simbología</b>					
Sobrepasa límite de vertido a cuerpos de agua dulce 2000 NMP/100ml					
Sobrepasa límite de vertido para riego 1000 NMP/100ml					
Cumple normativa					

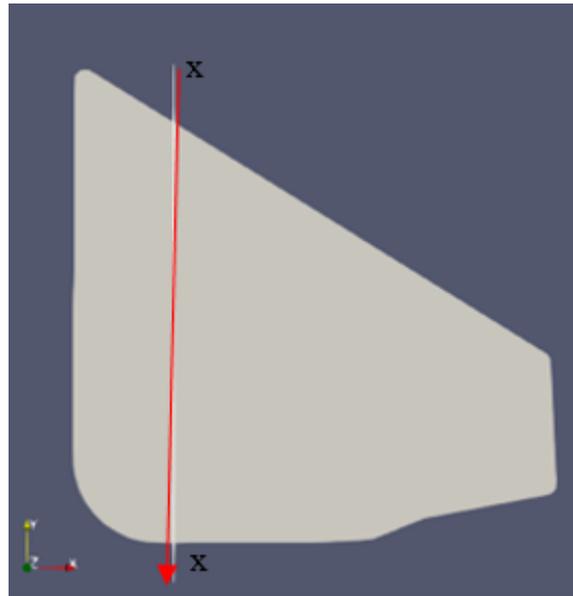


**Figura 40.** Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de caudales mínimos medios y máximos.

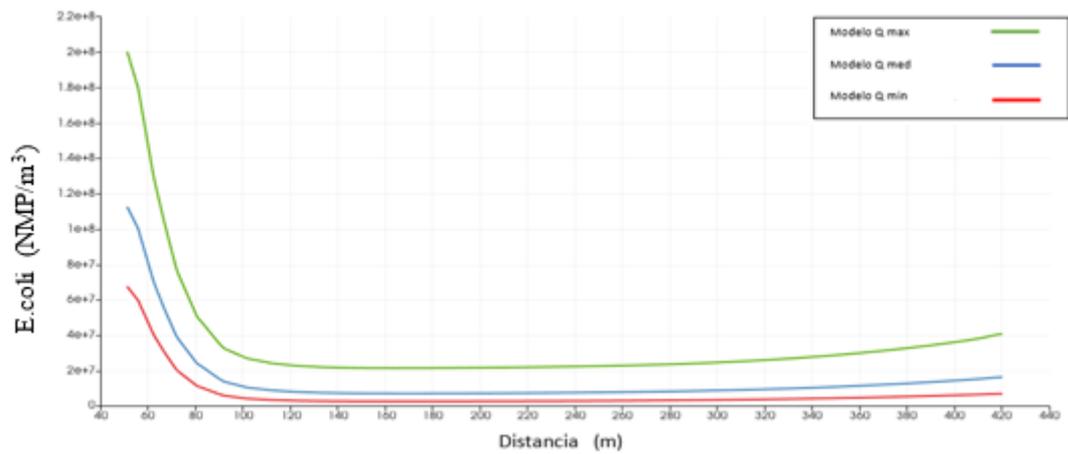
Como se puede observar en la Figura 40 y Tabla 35, en el único escenario modelado en donde se cumple con las normativas tanto para descarga a cuerpos de agua dulce como para riego, es el escenario de caudal mínimo. En el caso de caudal medio no se cumple con los límites para usos de riego agrícola. Para el escenario de caudal máximo las concentraciones se elevaron a 3800 NMP /100 ml, valor con el cual ya no se cumple con ningún límite de la normativa.

Una de las ventajas de los modelos CFD es que no solo predicen la concentración en el efluente, si no que permiten obtener la concentración en cualquier punto de la laguna. En la Figura 41, se muestra el perfil X-X trazado para poder visualizar las concentraciones.

En la Figura 42, se puede observar que las mayores concentraciones de coliformes se dan en el escenario de caudales máximos. Además, se observa que las concentraciones en los caudales medios mínimos y máximos siguen la misma tendencia, ya que las mayores concentraciones de los coliformes fecales siguen los vectores de flujo de la laguna, que para los tres caudales analizados son similares incrementado las velocidades, conforme se incrementa el caudal analizado (Ver Tabla 36).

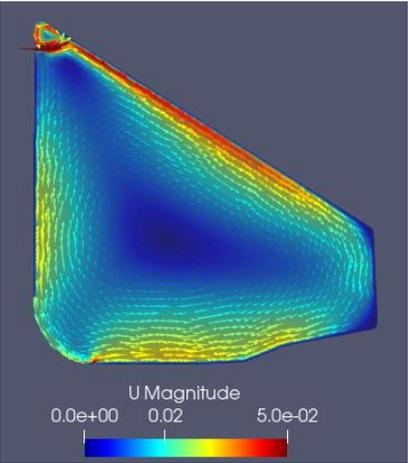
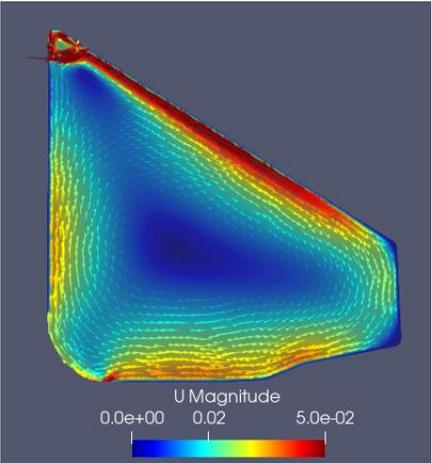
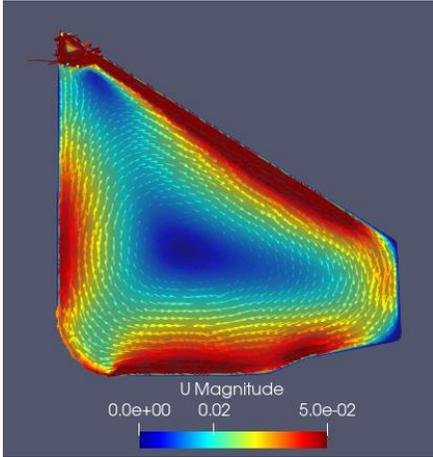


**Figura 41.** Perfil X-X trazado para obtener las concentraciones de coliformes fecales en la laguna de maduración.



**Figura 42.** Concentración de coliformes fecales para caudal medio mínimo y máximo en la laguna de maduración a lo largo del perfil X-X.

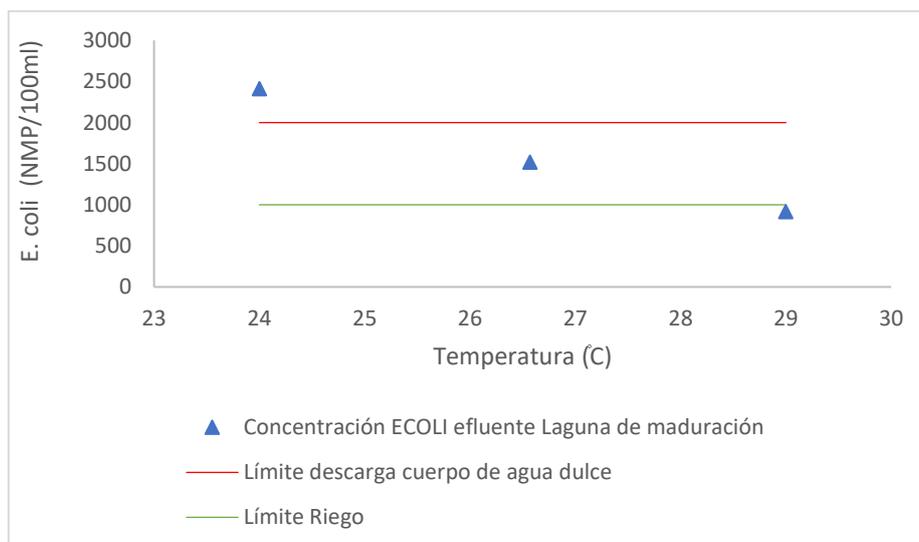
**Tabla 36.** Campos de velocidad U (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para caudal medio mínimo y máximo.

CONF	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
Laguna de maduración original sin baffles SB			

Los resultados de los modelos CFD de coliformes fecales para los escenarios de temperaturas mínimas, medias y máximas, se muestran en la Tabla 37 y Figura 43.

**Tabla 37.** Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de temperatura mínima, media y máxima.

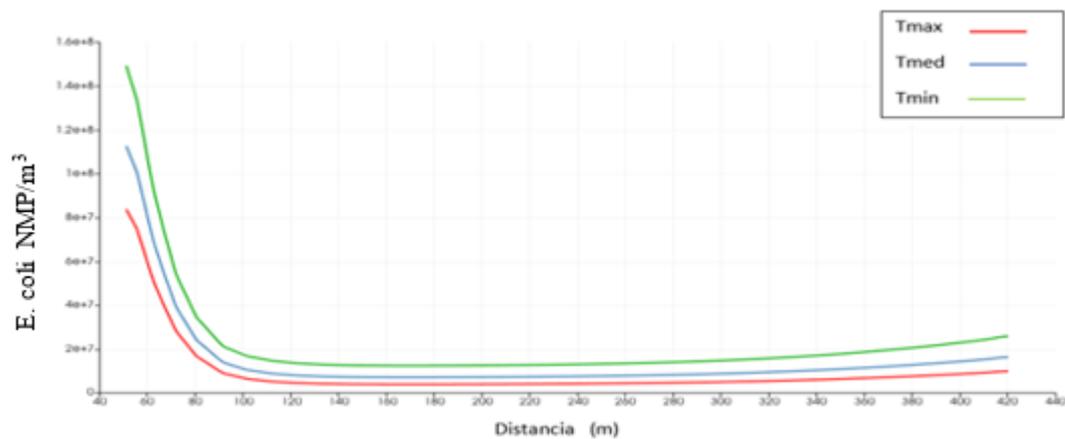
Laguna	Descripción	Temp °C	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		E.coli Afluente	E.coli Efluente (NMP/100ml)	% eliminación
			$K_{b20}$ (d-1)	$K_{bT}$ (d-1)	NMP/100ml		
Laguna aireada	T mín.	24.00	2.05	2.68	1.60x10 <sup>6</sup>	1.45x10 <sup>5</sup>	90.94%
	T med.	26.57	2.05	3.19	1.60x10 <sup>6</sup>	1.23x10 <sup>5</sup>	92.27%
	T máx.	29.00	2.05	3.77	1.60x10 <sup>6</sup>	1.05x10 <sup>5</sup>	93.45%
Laguna Facultativa	T mín.	24.00	2.05	2.68	1.45x10 <sup>5</sup>	2.71x10 <sup>4</sup>	81.31%
	T med.	26.57	2.05	3.19	1.24x10 <sup>5</sup>	2.10x10 <sup>4</sup>	83.03%
	T máx.	29.00	2.05	3.77	1.05x10 <sup>5</sup>	1.60x10 <sup>4</sup>	84.69%
Laguna de Maduración	T mín.	24.00	2.05	2.68	2.71x10 <sup>4</sup>	2412.00	91.09%
	T med.	26.57	2.05	3.19	2.10x10 <sup>4</sup>	1516.00	92.77%
	T máx.	29.00	2.05	3.77	1.60x10 <sup>4</sup>	915.00	94.29%
<b>Simbología</b>							
Sobrepasa límite de vertido a cuerpos de agua dulce 2000 NMP/100ml							
Sobrepasa límite de vertido para riego 1000 NMP/100ml							
Cumple normativa							



**Figura 43.** Concentraciones de coliformes fecales para los escenarios de temperaturas mínima, media y máxima.

En estos resultados se observa que, para las temperaturas mínimas reportadas en las mediciones, la concentración de coliformes fecales en el efluente no cumple con los límites de la normativa local vigente ni para descarga a cuerpos de agua dulce ni para uso agrícola.

De igual forma se puede observar en la Figura 44, que las concentraciones en la laguna trazados en el perfil X-X, siguen la misma tendencia para todas las temperaturas analizadas y que el escenario de temperaturas mínimas es el de mayores concentraciones presentadas.



**Figura 44.** Concentración de coliformes fecales para temperatura media mínima y máxima en la laguna de maduración a lo largo del perfil X-X.

Estos resultados obtenidos de los distintos escenarios modelados confirman la susceptibilidad de la laguna al cumplimiento de la normativa tanto en caudales máximos como temperaturas mínimas.

Las deficiencias hidrodinámicas previamente analizadas y las concentraciones de coliformes fecales predichas en estos modelos, confirman la necesidad de proponer modificaciones en la geometría de la laguna, que al mejorar el comportamiento hidráulico de estas permiten incrementar el rendimiento de remoción de la laguna.

## **5. PROPUESTA DE MEJORAS EN LA EFICIENCIA DE LA LAGUNA**

### **5.1. Descripción de las configuraciones propuestas**

Para mejorar la eficiencia hidráulica y de remoción de patógenos de la laguna fue necesario modificar la geometría de la misma. De acuerdo con las investigaciones de varios autores (Banda, 2007; Olukanni, 2011; A. N. Shilton & Mara, 2005; A Shilton & Harrison, 2003), la inclusión de baffles en las lagunas representó una mejora en el comportamiento hidrodinámico y en la eficiencia de remoción de coliformes.

En primer lugar, se analizó la inclusión de 1, 2, y 4 baffles en arreglo longitudinal con deflectores espaciados uniformemente de 70% del ancho del estanque (configuración 1, 2, 3).

Varios investigadores han indicado que la configuración del 70 % del ancho es la opción más eficiente hidráulicamente, ya que da un rendimiento superior en comparación con el 50% y el 90% (Olukanni, 2011).

En el estudio elaborado por Abbas et al. (2006), se obtiene una mejora en la eficiencia de remoción con una configuración de baffles con el 90 % del ancho de la laguna. Estos resultados concuerdan con Banda (2007), donde se muestra que la eliminación de E.coli aumenta a medida que la longitud del deflector aumenta, en este caso el autor analizó longitudes del 70% y 82% del ancho del estanque. Por lo que se propuso también las configuraciones de 4 y 6 baffles longitudinales espaciados uniformemente, con una longitud del 90% del ancho del estanque (configuración 4, 5).

En el estudio de Sookhak Lari (2013), se demuestra que para estanques largos con relaciones 4:1, la mejor configuración de baffles es la longitudinal. Mientras que de acuerdo con otros autores (Banda, 2007; Persson, 2000; A. N. Shilton & Mara, 2005; A Shilton & Harrison, 2003), en estanques cortos con relación 2:1, la configuración de baffles transversales genera mejores resultados.

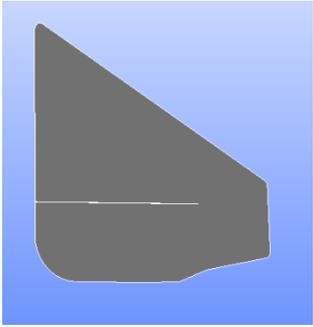
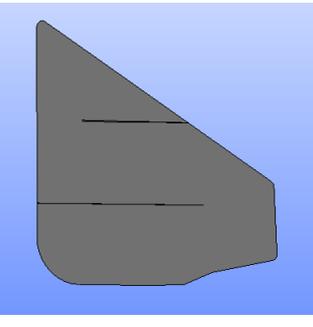
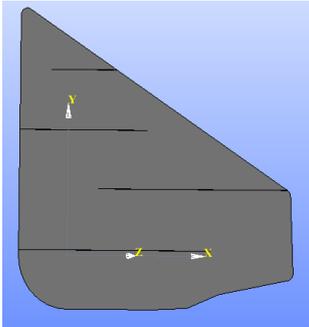
Debido a la forma irregular de la laguna, se decidió probar con una configuración de 4 baffles transversales, con una longitud de 0.9 veces el ancho de la laguna, a esta configuración se le añadió un baffle longitudinal para evitar cortocircuitos hidráulicos por la posición de la salida del flujo (configuración 6),

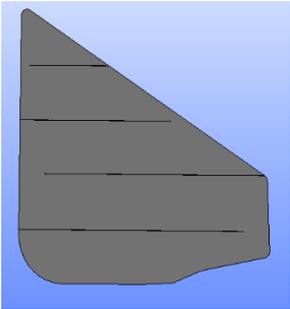
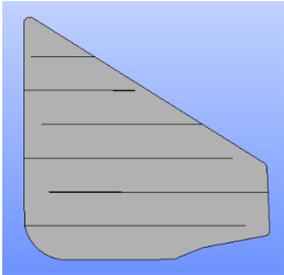
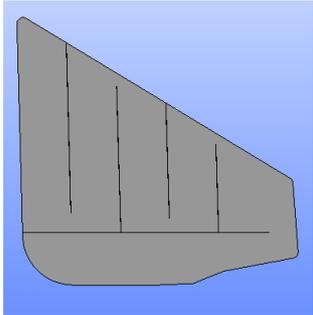
Se propuso las longitudes del 70 y 90 % del ancho y la disposición longitudinal y transversal de los baffles, con el fin de identificar para el caso de estudio cual opción es la más recomendable.

Varios estudios indican que la inclusión de mayor número de baffles incrementa la eficiencia de remoción. Sin embargo, se debe tener en cuenta el costo de implementación de los mismos, por lo que es necesario comprender mejor el efecto del número de deflectores sobre la eficiencia del tratamiento (Olukanni, 2011).

En la Tabla 38, se presentan las configuraciones antes mencionadas.

**Tabla 38.** Configuraciones de baffles propuestas para la mejora de la laguna de maduración.

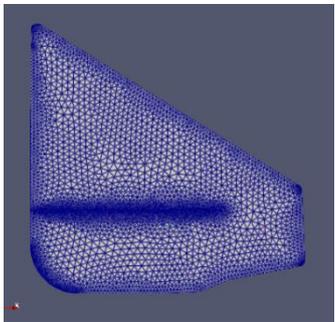
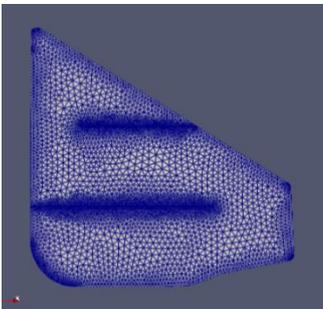
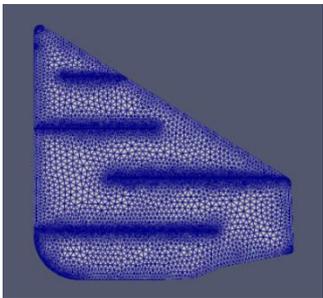
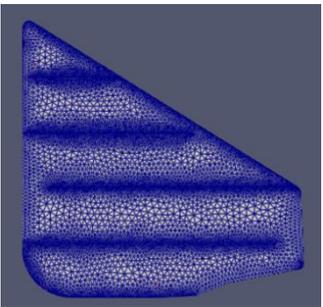
Configuración	Esquema	Número de baffles	Orientación	Ancho del baffle
C1 1BL0.7		1	Longitudinales	0.7 veces el ancho de la laguna
C2 2BL0.7		2	Longitudinales	0.7 veces el ancho de la laguna
C3 4BL0.7		4	Longitudinales	0.7 veces el ancho de la laguna

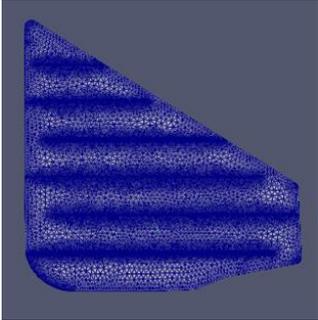
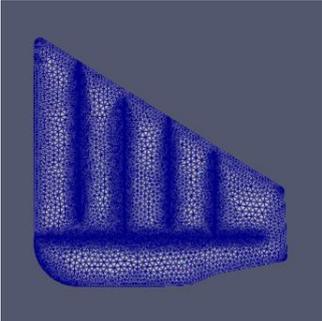
Configuración	Esquema	Número de baffles	Orientación	Ancho del baffle
C4 4BL0.9		4	Longitudinales	0.9 veces el ancho de la laguna
C5 6BL0.9		6	Longitudinales	0.9 veces el ancho de la laguna
C6 4BT0.9		4 1	Transversales Longitudinal	0.9 veces el ancho de la laguna

Basado en el análisis de independencia de mallas, para la modelación de las propuestas de mejora de la laguna incluyendo baffles, se utilizó mallas triangulares con un grosor moderado, refinada en los bordes y paredes cercanas a los baffles.

En la Tabla 39 se presenta un esquema de las mallas propuestas y la comprobación de calidad de mallas de estas, donde se muestra que todas las mallas cumplen con los criterios de calidad indicados en el apartado 4.1.1.3.

**Tabla 39.** Comprobación de calidad de malla en las configuraciones propuestas de la laguna de maduración con inclusión de baffles.

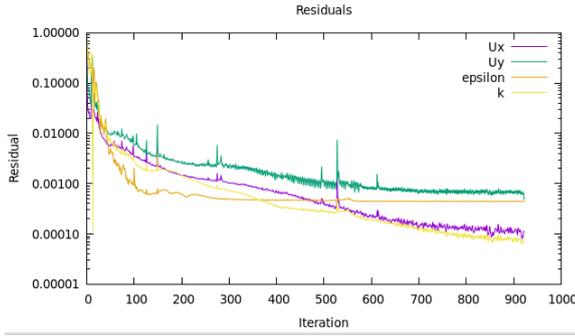
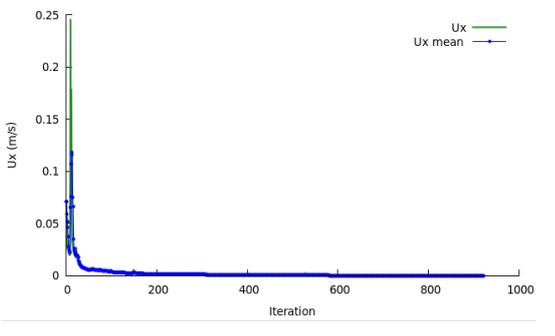
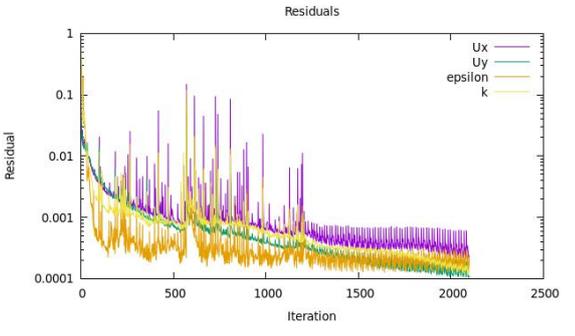
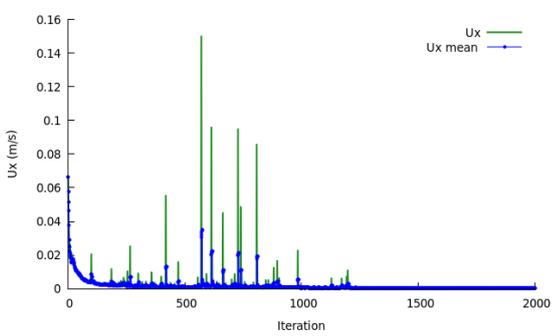
CONF.	Malla	Número de celdas	Relación de aspecto	No Ortogonalidad	Oblicuidad	Comprobación de la malla
C1 1BL0.7		10328	5.25	67	0.437	Ok
C2 2BL0.7		13895	5.23	67	1.16	Ok
C3 4BL0.7		17877	5.02	67	1.16	Ok
C4 4BL0.9		26865	5.59	68	1.16	Ok

CONF.	Malla	Número de celdas	Relación de aspecto	No Ortogonalidad	Oblicuidad	Comprobación de la malla
C5 6BL 0.9		36122	6.545	69	1.16	Ok
C6 4BT0.9		27704	5.85	68	1.59	Ok

Para las distintas configuraciones propuestas, se realizó la misma comprobación de gráfico de residuales y valores promedio de velocidades en cada iteración tal como se explicó en el apartado 4.1.1.7, los resultados se muestran en la Tabla 40.

**Tabla 40.** Comprobación de convergencia en las configuraciones de la laguna de maduración incluyendo baffles.

Conf.	Gráfico de residuales	Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio
C1 1BL0.7	<p>Residuals plot for configuration C1 (1BL0.7). The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.00001 to 1.00000. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Four data series are shown: Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). All series show a general downward trend, indicating convergence, with some initial oscillations.</p>	<p>Velocity plot for configuration C1. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.14. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Two series are shown: Ux (green line with markers) and Ux mean (blue line with markers). Ux starts at approximately 0.12 and drops rapidly to near zero by iteration 100. Ux mean remains very close to zero throughout the iterations.</p>
C2 2BL0.7	<p>Residuals plot for configuration C2 (2BL0.7). The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.0001 to 1. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1200. Four data series are shown: Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). The residuals decrease over time, showing convergence.</p>	<p>Velocity plot for configuration C2. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.4. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1200. Two series are shown: Ux (green line with markers) and Ux mean (blue line with markers). Ux starts at approximately 0.35 and drops to near zero by iteration 100. Ux mean remains very close to zero.</p>
C3 4BL0.7	<p>Residuals plot for configuration C3 (4BL0.7). The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.0001 to 1. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Four data series are shown: Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). The residuals decrease over time, showing convergence.</p>	<p>Velocity plot for configuration C3. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.25. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Two series are shown: Ux (green line with markers) and Ux mean (blue line with markers). Ux starts at approximately 0.22 and drops to near zero by iteration 100. Ux mean remains very close to zero.</p>
C4 4BL0.9	<p>Residuals plot for configuration C4 (4BL0.9). The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.00001 to 1.00000. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1800. Four data series are shown: Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). The residuals decrease over time, showing convergence.</p>	<p>Velocity plot for configuration C4. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.1. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1800. Two series are shown: Ux (green line with markers) and Ux mean (blue line with markers). Ux starts at approximately 0.09 and drops to near zero by iteration 100. Ux mean remains very close to zero.</p>

Conf.	Gráfico de residuales	Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio
C5 6BL 0.9	 <p>The residuals plot for C5 shows the convergence of variables over 1000 iterations. The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.00001 to 1.00000. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Variables tracked include Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). All residuals decrease significantly, stabilizing between 0.0001 and 0.001 after approximately 500 iterations.</p>	 <p>The velocity plot for C5 shows Ux (m/s) and Ux mean over 1000 iterations. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.25. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 1000. Ux (green line) starts at 0.25 and drops to near 0 by iteration 100. Ux mean (blue line with markers) starts at 0.1 and drops to near 0 by iteration 100, remaining stable thereafter.</p>
C6 4BT0.9	 <p>The residuals plot for C6 shows the convergence of variables over 2500 iterations. The y-axis is 'Residual' on a logarithmic scale from 0.0001 to 1. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 2500. Variables tracked include Ux (purple), Uy (green), epsilon (orange), and k (yellow). The residuals show high-frequency oscillations but generally decrease, stabilizing between 0.001 and 0.01 after approximately 1000 iterations.</p>	 <p>The velocity plot for C6 shows Ux (m/s) and Ux mean over 2000 iterations. The y-axis is 'Ux (m/s)' from 0 to 0.16. The x-axis is 'Iteration' from 0 to 2000. Ux (green line) starts at 0.16 and drops to near 0 by iteration 100, with significant oscillations between 500 and 1000 iterations. Ux mean (blue line with markers) starts at 0.1 and drops to near 0 by iteration 100, remaining stable thereafter.</p>

Los gráficos de control de residuales muestran que, para las últimas iteraciones a pesar de ciertas oscilaciones, los residuales mantienen una tendencia constante. Mientras que, la representación de las velocidades medias muestra que en las últimas iteraciones se obtiene un valor constante, indicando la convergencia del modelo.

Dado que para la solución del modelo CFD no se tiene mediciones en campo para comprobar el modelo, se espera que la metodología de convergencia adoptada proporcione resultados físicos realistas.

## **5.2. Análisis de las configuraciones propuestas para la mejora en la hidrodinámica de la laguna de maduración**

### **5.2.1. Análisis del campo de velocidad y vectores de flujo**

Los resultados del modelo hidrodinámico en estado estacionario de las distintas configuraciones que se propusieron para mejorar la eficiencia de la laguna se muestran en la Tabla 41.

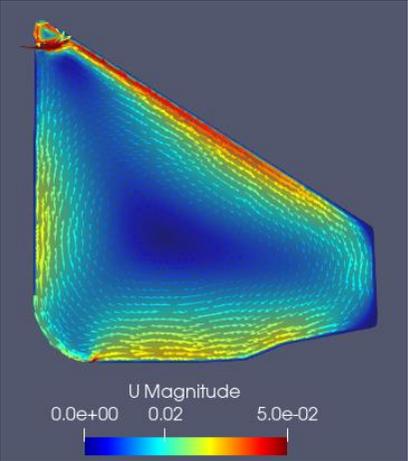
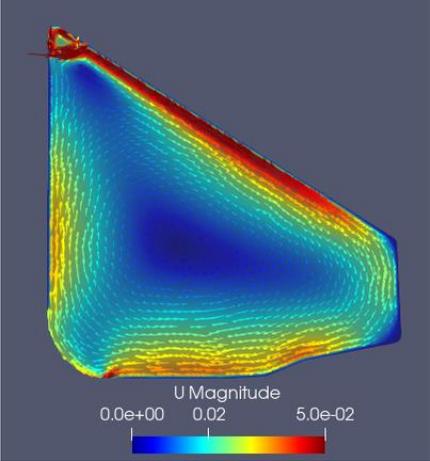
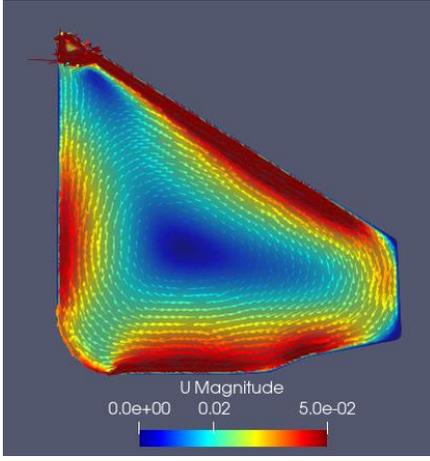
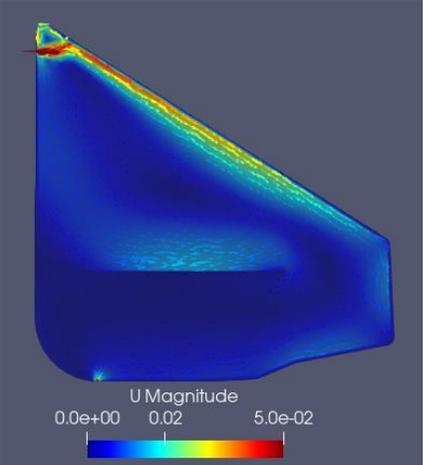
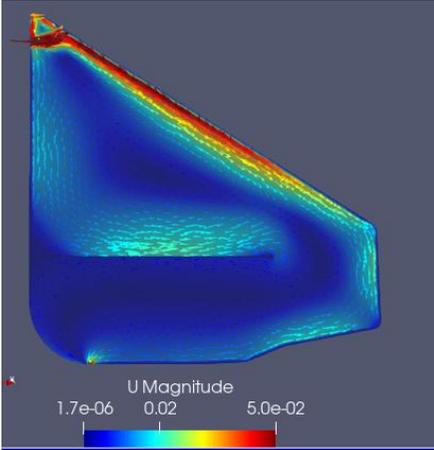
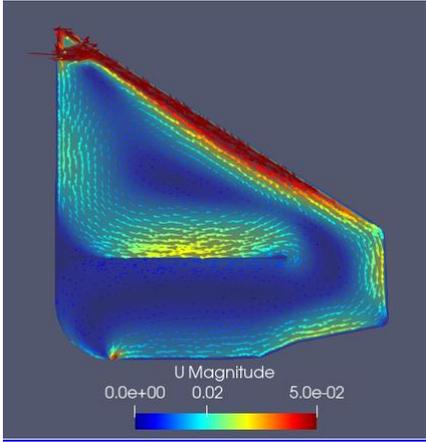
Como se puede observar de manera gráfica en los campos de velocidad y vectores de flujo, la inclusión de baffles genera un patrón de flujo zigzagueante, en el cual se puede apreciar el aumento de la distancia recorrida del flujo entre la entrada y la salida, que se incrementa mientras más número de baffles se coloque. Sin embargo, no se pueden evitar las zonas muertas, ya que el flujo tiende a pegarse a las paredes de los baffles.

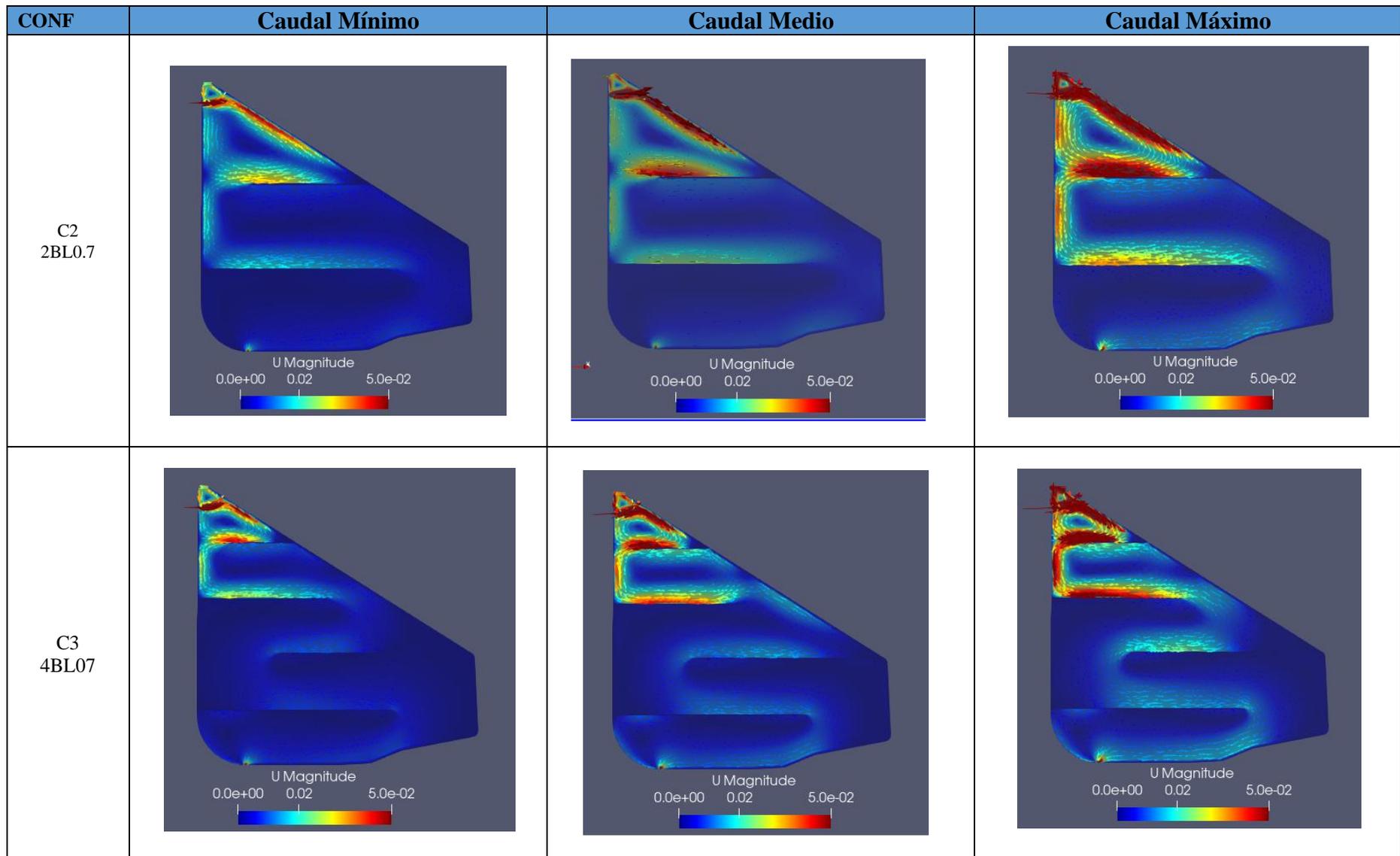
El comportamiento antes descrito y la presencia de zonas muertas entre baffles coincide con los estudios elaborados por Olukanni (2011) y Valdez Castañeda (2019).

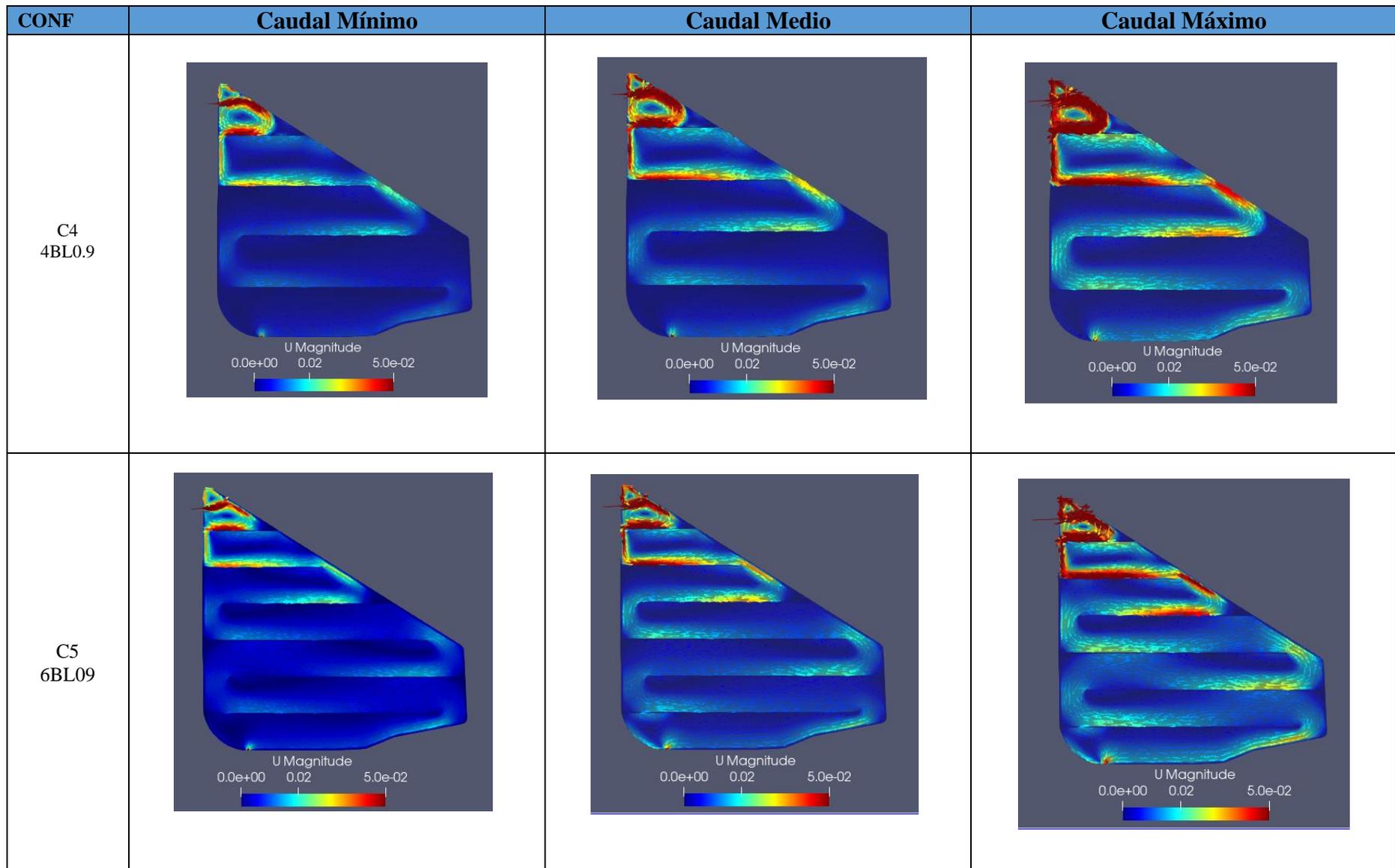
La geometría trapezoidal de la laguna genera que a pesar de la inclusión de baffles existan esquinas en donde no se puede evitar la formación de zonas muertas.

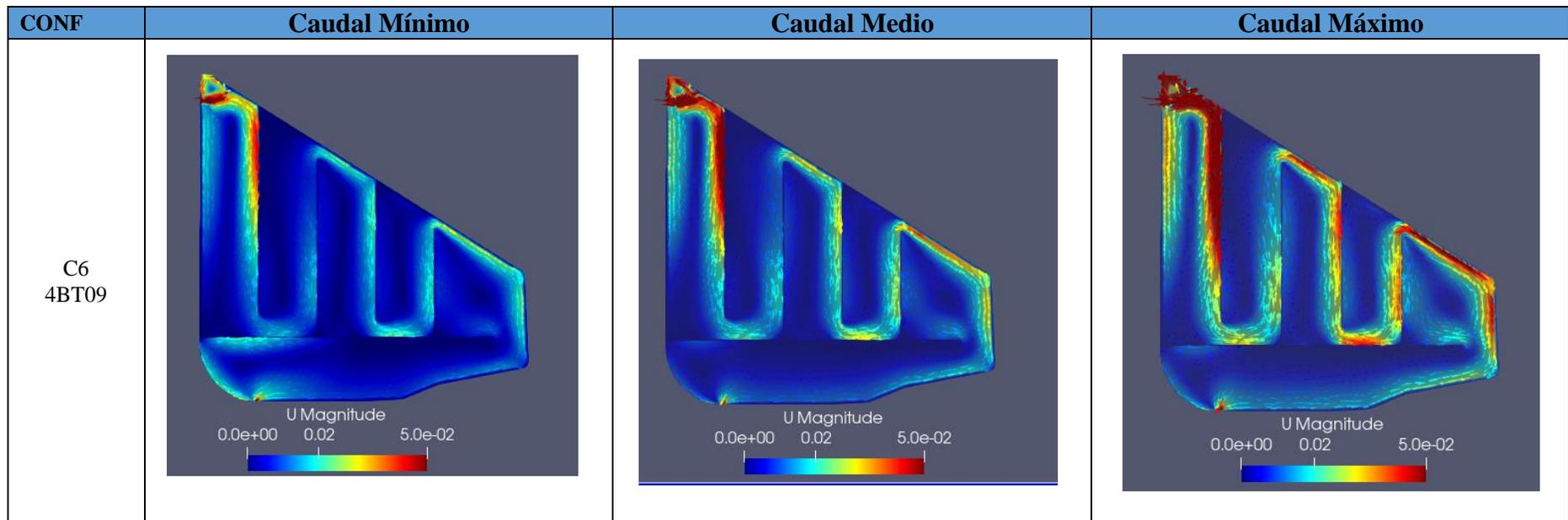
Como se observa en la Tabla 41, en los escenarios para los diferentes caudales simulados se puede ver un comportamiento similar de los vectores de flujo, con un incremento de velocidades conforme incrementó el caudal analizado.

**Tabla 41.** Campos de velocidad U (m/s), en el modelo de la laguna de maduración en estado estacionario para las diferentes configuraciones propuestas para caudal medio mínimo y máximo.

CONF	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
Laguna de maduración original sin baffles SB			
C1 1BL0.7			





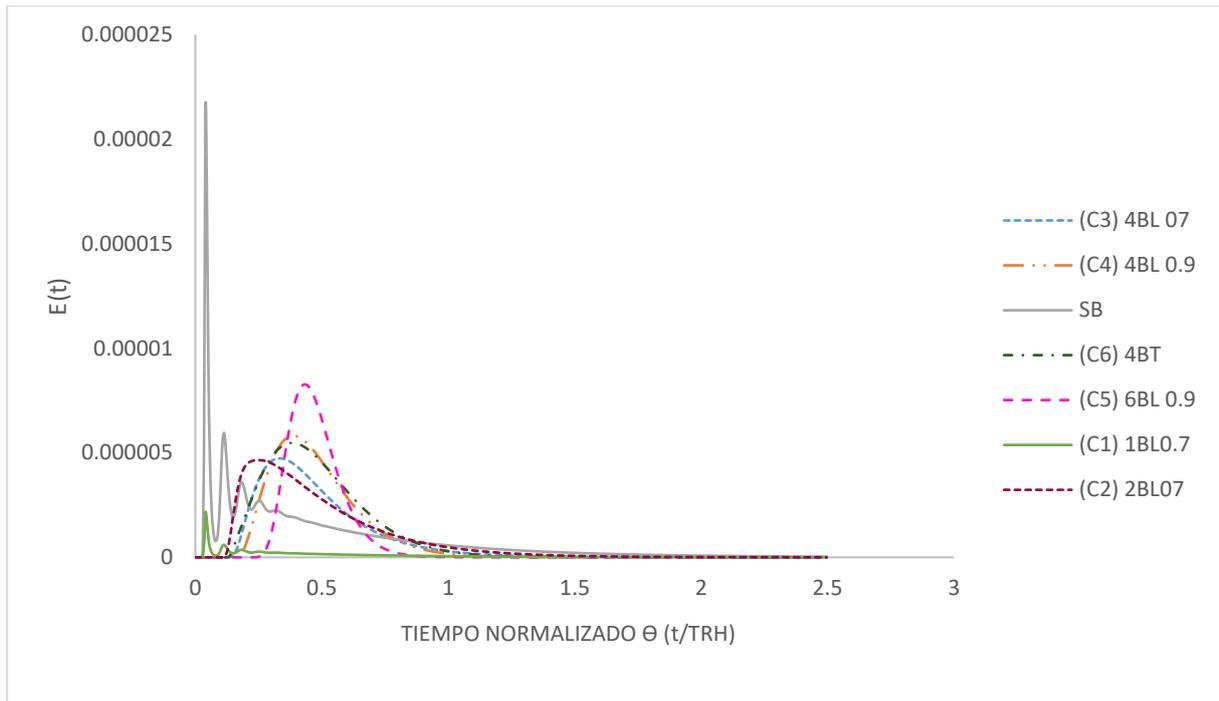


### 5.2.2. Análisis de las curvas de distribución del tiempo de retención (DTR)

Los modelos CFD DTR permitieron el análisis y el cálculo de los parámetros que definen la hidrodinámica de la laguna en las distintas configuraciones propuestas. En la Tabla 42, se presenta un resumen de los parámetros calculados del análisis DTR para la laguna original y las modificaciones propuestas considerando caudal medio ( $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Mientras que en la Figura 45, se presentan las curvas DTR de las configuraciones analizadas.

**Tabla 42.** Parámetros del análisis DTR para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ . en la laguna de maduración y sus modificaciones con la inclusión de baffles.

Parámetro	Sin baffles (SB)	1BL 0.7 (C1)	2BL 0.7 (C2)	4BL 0.7 (C3)	4BL 0.9 (C4)	6BL 0.9 (C5)	4BT0.9 (C6)
Tiempo de retención promedio (horas)	83.98	84.77	84.03	83.34	83.49	83.32	84.07
Número de dispersión	0.63	0.54	0.21	0.12	0.07	0.03	0.09
Número de Peclet	1.58	1.84	4.59	8.39	14.69	39.98	11.05
Zonas muertas (%)	52.33	51.87	52.30	52.69	52.61	52.50	52.27
Número de tanques en serie	1.09	1.33	2.90	4.57	7.82	20.75	6.06
Eficiencia hidráulica según Thackston	0.48	0.48	0.47	0.47	0.47	0.47	0.48
Eficiencia hidráulica según Persson	0.04	0.08	0.26	0.33	0.39	0.43	0.38
Corto circuitos	0.09	0.09	0.11	0.13	0.15	0.22	0.12
Volumen activo (%)	47.67	48.12	47.70	47.31	47.39	47.30	47.73



**Figura 45.** Curvas DTR de las configuraciones propuestas para la laguna de maduración para un caudal de  $0.42 \text{ m}^3/\text{s}$ .

En la Tabla 42, se puede observar que los tiempos de retención medio y zonas muertas, no tienen variaciones significativas en todas las configuraciones analizadas. Estos resultados coinciden con la investigación de Khan et al. (2017), donde la inclusión de baffles en la laguna no mejora notablemente los tiempos de retención hidráulicos medios de la misma. Al igual que en este estudio, los tiempos de retención medios se mantienen constantes o aumentan ligeramente con las modificaciones de baffles propuestas.

De los modelos DTR se puede observar en la laguna en análisis, que a pesar de la inclusión de baffles se sigue teniendo un gran porcentaje de zonas muertas, lo que ocasiona que no exista una mejora notable en el volumen activo del reactor.

Sin embargo, a pesar de que el tiempo de retención medio y el volumen activo no presenten notables mejorías con la inclusión de baffles, otros parámetros de análisis de los modelos DTR indican un mejor comportamiento hidrodinámico de la laguna.

La inclusión de baffles genera una disminución en el número de dispersión, el cual fue reduciendo conforme se incrementaron el número de baffles. Las configuraciones 4 y 5 fueron las que generaron el menor número de dispersión, con valores de 0.07 y 0.03 respectivamente.

Shilton & Harrison (2003), aseguran que, para tener una mayor eficiencia en la laguna de maduración, el flujo se debe asemejar lo más posible a un flujo tipo pistón, por lo que la disminución del número de dispersión de la laguna genera un comportamiento más acercado al de tipo pistón, mejorando de esta forma la hidrodinámica de la misma.

El comportamiento acercado al flujo tipo pistón se evidencia también en el número de Peclet y el número de tanques en serie. Conforme se incrementó el número de baffles estos parámetros también incrementaron. El flujo se asemeja más a un tipo pistón mientras mayores sean el número de Peclet y el número de tanques en serie (Li et al., 2016).

Con respecto a los cortocircuitos hidráulicos, podemos observar en la Tabla 42 que a partir de la inclusión de dos baffles se reducen considerablemente la presencia de cortocircuitos hidráulicos de la laguna, siendo menor la presencia de cortocircuitos mientras mayor número de baffles se coloque, por lo que la configuración 5 representa la mayor reducción de cortocircuitos.

La disminución de cortocircuitos se ve reflejada en las curvas DTR (Figura 45), ya que el pico de la curva se desplaza hacia la izquierda, indicando que la salida del trazador ocurre tiempo después de la inyección de este.

Por otra parte, en la configuración 1 donde se introduce únicamente un baffle no se reduce los cortocircuitos hidráulicos, lo que se evidencia en las curvas DTR, ya que la posición del pico de esta curva coincide con el de la laguna original.

A pesar de que el valor de los cortocircuitos calculados para las configuraciones con baffles estén por debajo de 0.3, que es el límite recomendado por Khan et al. (2017) para no tener cortocircuitos, el incremento de este parámetro refleja una notable mejora en la hidrodinámica de la laguna.

Con respecto a las recirculaciones de flujo, en la configuración sin baffles, se observó que se tiene una recirculación de flujo, lo que disminuye el porcentaje de zonas muertas en el interior de la laguna. De acuerdo con Piedra (2020), en su estudio elaborado en reactores anaeróbicos, se observó que para caudales bajos, la configuración sin baffles presento menor cantidad de zonas muertas debido a la recirculación de flujo, mientras que la inclusión de baffles al reducir las recirculaciones incrementaron la cantidad de zonas muertas. Sin embargo, de acuerdo con Burgos (2008), las recirculaciones de flujo reducen la eficiencia de remoción de la laguna, por

lo que la reducción de la recirculación hidráulica con la inclusión de baffles, representa mejoras en la hidrodinámica de la misma.

En la curva DTR se puede apreciar la reducción de recirculaciones con la inclusión de baffles, debido a que, a diferencia de la laguna original las curvas DTR de las demás configuraciones no presentan oscilaciones.

En el caso de la configuración donde se introduce un baffle se puede notar que existen recirculaciones de flujo. Sin embargo, este parámetro disminuye ya que las oscilaciones de la curva DTR son más pequeñas y en menor cantidad.

Con respecto a las eficiencias hidráulicas calculadas, de acuerdo con Persson (2000), una eficiencia hidráulica mayor a 0.5 se considera satisfactoria. La mayor eficiencia lograda con la inclusión de baffles fue en la configuración 5 con un valor de 0.22. A pesar de ser menor a la eficiencia recomendada en bibliografía, se puede apreciar que el incremento en comparación a la configuración sin baffles es bastante notorio.

En relación con la longitud de los baffles, al comparar las configuraciones 3 y 4, se pudo apreciar que, para el caso de la laguna en análisis, la longitud de baffle que generó una mayor reducción de zonas muertas, cortocircuitos y menor número de dispersión fue la correspondiente al 90 % del ancho de la laguna.

Mientras que, si se analiza la distribución de baffles longitudinales o transversales, al comparar la configuración 4 con la configuración 6, se pudo apreciar que en los baffles longitudinales se tuvo una mayor reducción del número de dispersión y cortocircuitos hidráulicos, por lo que, para el caso de estudio, la disposición de baffles longitudinales representa un mejor comportamiento hidrodinámico de la laguna.

Por todo el análisis y los parámetros antes descritos, se puede observar que la inclusión de baffles genera una mejora evidente en la hidrodinámica de la laguna, la cual va mejorando su comportamiento con relación al número de baffles que se introducen.

### 5.3. Análisis de las configuraciones propuestas para la mejora en la remoción de coliformes fecales.

Los resultados del modelo CFD de coliformes fecales en los escenarios de caudales medios mínimos y máximos, para las distintas configuraciones que se propusieron para mejorar la eficiencia de la laguna, se muestran en la Tabla 43 .

**Tabla 43.** Concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de caudales medio mínimo y máximo en las configuraciones propuestas.

Configuración	Caudal	Temp	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		E.coli Afluente	E.coli Efluente (NMP/100ml)	% eliminación
	(m <sup>3</sup> /s)	°C	K <sub>b20</sub> (d <sup>-1</sup> )	K <sub>bT</sub> (d <sup>-1</sup> )	NMP/100ml		
Laguna original sin baffles (SB)	0.30	26.57	2.05	3.19	1.31X10 <sup>4</sup>	647.00	95.07%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10X10 <sup>4</sup>	1516.00	92.77%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54X10 <sup>4</sup>	3800.00	89.25%
(C1) 1BL 0.7	0.30	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	120.00	99.09%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10X10 <sup>4</sup>	603.00	97.13%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	1991.00	94.37%
(C2) 2BL 0.7	0.30	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	5.00	99.96%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	46.00	99.78%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	368.00	98.96%
(C3) 4BL0.7	0.3	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	5.00	99.96%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	10.00	99.95%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	138.00	99.61%
(C4) 4BL0.9	0.3	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	2.00	99.99%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	69.00	99.80%
(C5) 6BL0.9	0.30	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	4.00	99.99%
(C6) 4BT0.9	0.3	26.57	2.05	3.19	1.31 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	13.00	99.94%
	0.58	26.57	2.05	3.19	3.54 X10 <sup>4</sup>	147.00	99.58%
<b>Simbología</b>							
Sobrepasa límite de vertido a cuerpos de agua dulce 2000 NMP/100ml							
Sobrepasa límite de vertido para riego 1000 NMP/100ml							
Cumple normativa							

Los resultados muestran una mejora notable en las concentraciones del efluente de la laguna de maduración con las distintas configuraciones propuestas, cuya eficiencia incrementa según el número de baffles considerados.

Como se explicó en el apartado 5.2, la inclusión de baffles en la laguna generó notables mejoras en su hidrodinámica, que están estrechamente relacionadas con la eficiencia de remoción de coliformes fecales.

Dentro de los principales parámetros hidrodinámicos que ayudaron al incremento de la eficiencia de remoción de coliformes, se encuentra la disminución del número de dispersión. Parámetro que decrece su valor conforme incrementa el número de baffles (Ver Tabla 42).

Los resultados de este estudio coinciden con lo indicado en Lloyd et al. (2003) , debido a que la eficiencia de remoción de coliformes fecales fue inversamente proporcional al número de dispersión. Los números de dispersión bajos se acercan al comportamiento de flujo tipo pistón generando un mayor recorrido del agua, extendiendo así el tiempo para que las reacciones de remoción se generen, incrementando de esta manera la eficiencia de la laguna (Rolim Mendonca, 2000; A Shilton & Harrison, 2003).

Otro parámetro hidrodinámico que influye en la eficiencia de remoción fue la reducción de cortocircuitos hidráulicos. Al reducir este parámetro, se evita la salida de una porción de agua sin tratar que viaja rápidamente en las capas superiores, esto permite mejorar la calidad del tratamiento (Lloyd et al., 2003).

En este estudio como se analizó en los modelos hidrodinámicos las configuraciones propuestas a excepción de la configuración 1, tuvieron notables reducciones en la presencia de cortocircuitos hidráulicos.

Considerando que de acuerdo con Ouali et al. (2012), uno de los factores primordiales de la remoción de patógenos es la exposición de los mismos a la luz solar ultravioleta. La importancia de las mejoras hidráulicas conseguidas en las lagunas, se ven reflejadas en los resultados de remoción de coliformes fecales, debido a que, al asemejarse el flujo lo más posible al flujo pistón, se garantiza una mayor exposición a la luz solar para su desinfección natural (Lloyd et al., 2003).

Para la configuración 1 donde se coloca únicamente un baffle, la mejora en la eficiencia de remoción es menor, ya que los cortocircuitos hidráulicos no disminuyeron. Sin embargo, como

se observa en la Tabla 43, se puede notar una mejora de remoción ya que la colocación de 1 baffle en la laguna disminuyó el número de dispersión.

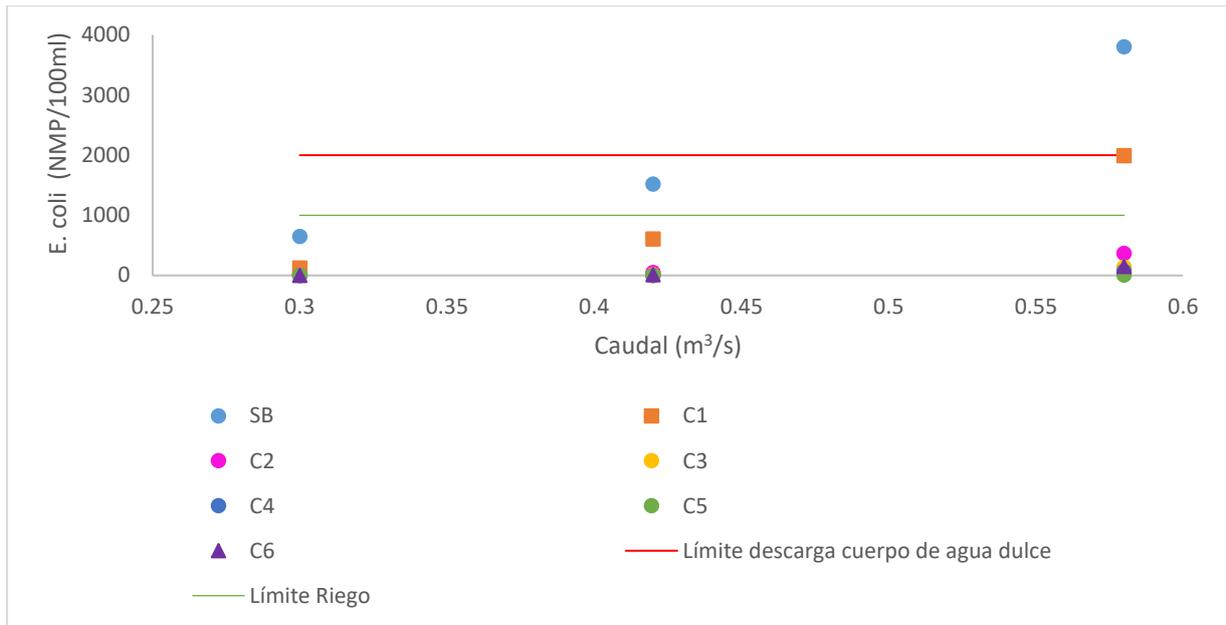
Como se observa en la Figura 46, al analizar los escenarios de caudal mínimo, medio y máximo y compararlos con los límites normativos, la configuración 1 para el caso de caudal medio cumple con la normativa para límite de riego. En el escenario de caudal máximo, se cumple la normativa para descarga de agua dulce, pero con un margen muy estrecho. Mientras que esta propuesta de configuración no es suficiente para lograr cumplir el límite normativo para usos de riego agrícola.

En la configuración 2, se ve una notable mejora en la eficiencia de remoción, pasando de una eficiencia para el caudal máximo que es el escenario más crítico del 89.25 % al 98.96 %. De esta forma se consiguió que para todos los escenarios analizados se cumpla con los límites de normativa.

A partir de la inclusión de 2 baffles, las configuraciones propuestas cumplen con los límites de la normativa ambiental vigente, siendo más holgado el margen de cumplimiento, conforme se incrementó el número de baffles.

Analizando la longitud de baffles propuestas en las diferentes configuraciones, las longitudes correspondientes a 0.9 veces el ancho de la laguna, reportaron concentraciones menores de coliformes fecales en el efluente.

Con referencia a la posición de los baffles, se puede observar que, si se comparan las configuraciones 6 y 3, la configuración 6, con baffles colocados transversales, tuvo una menor eficiencia de remoción. A pesar de que se cumple con límites de normativa, se puede ver que esta configuración para el caso de estudio no es recomendable, ya que con mayores longitudes de baffles que representa un mayor costo económico, se obtiene menores eficiencias.

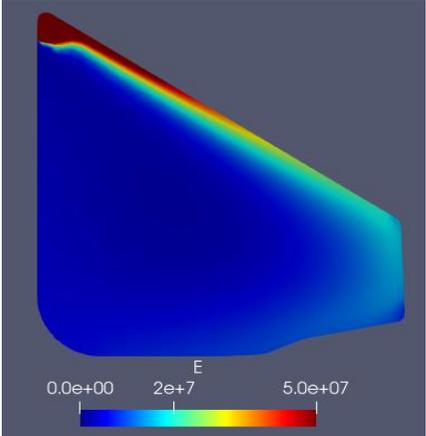
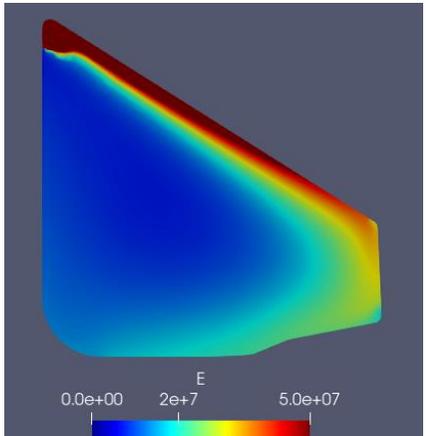
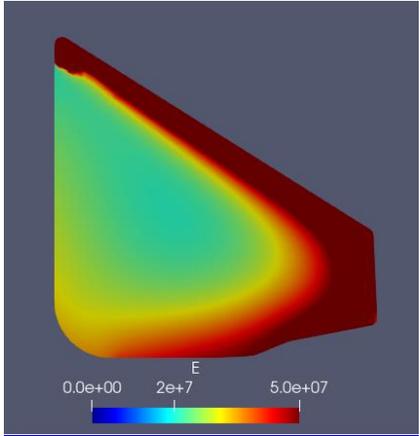
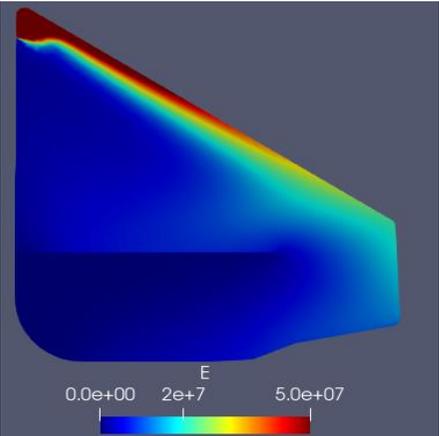
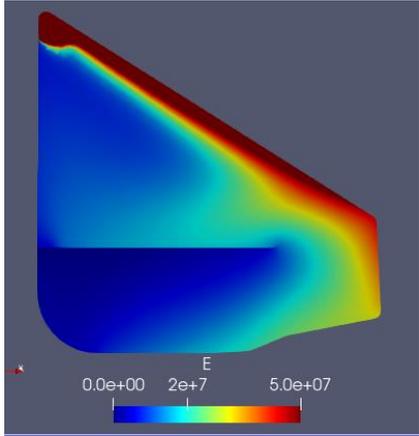
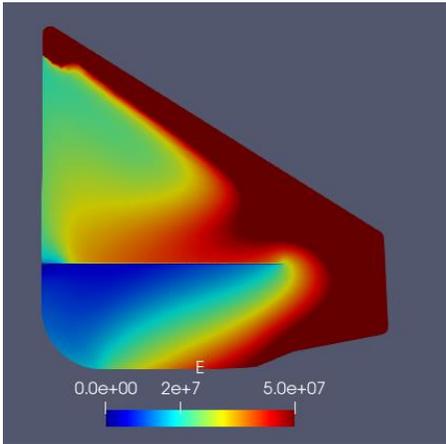


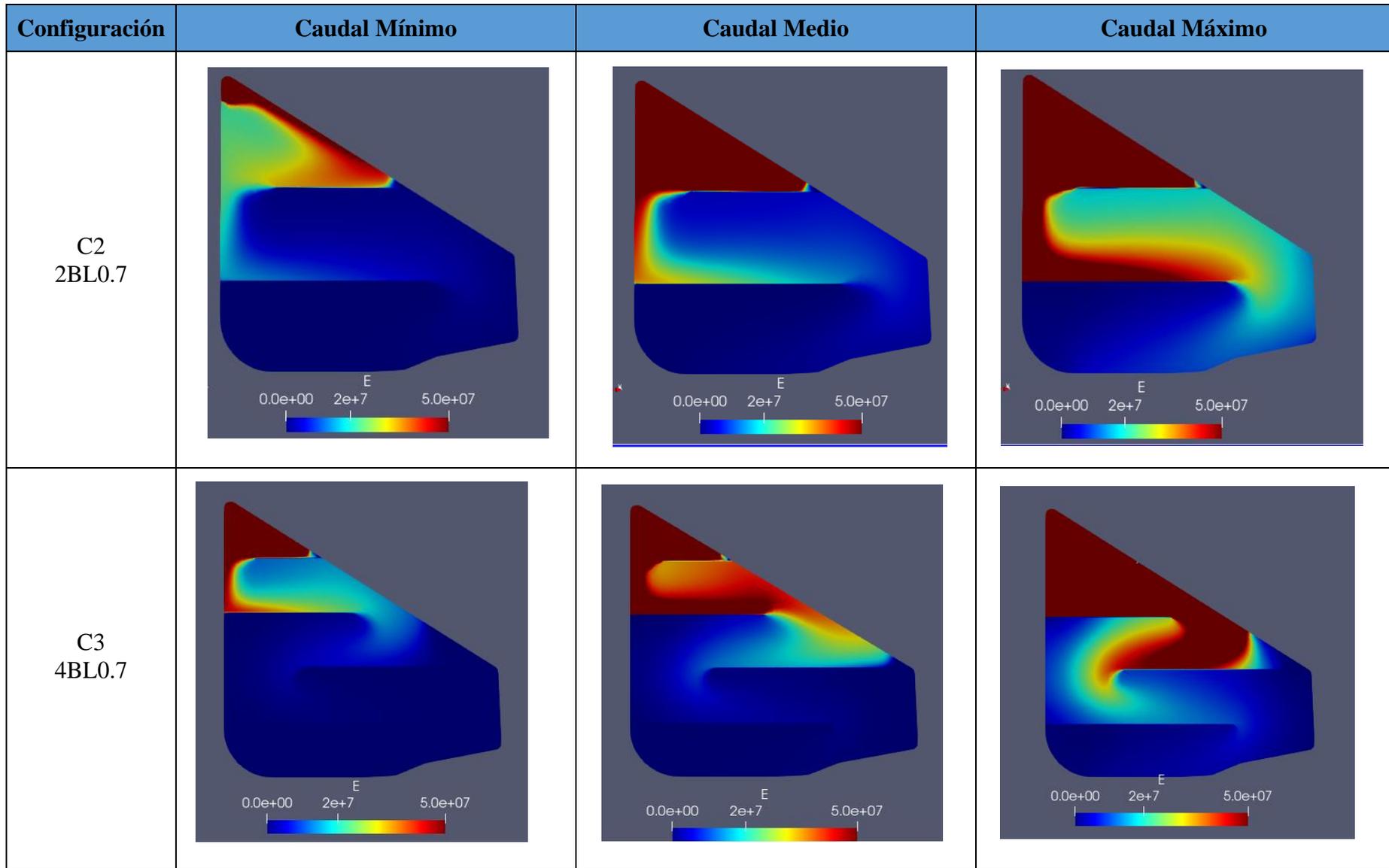
**Figura 46.** Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de caudales medio, mínimo y máximo en las configuraciones con baffles propuestas para la mejora de la laguna.

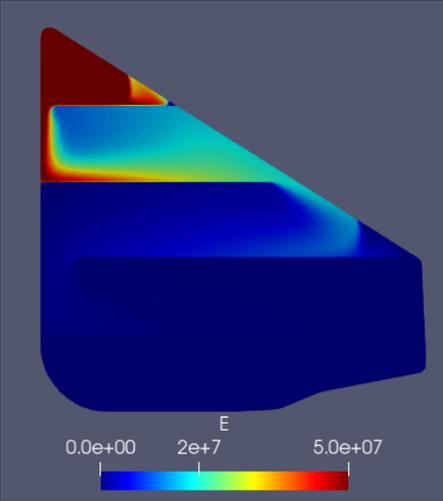
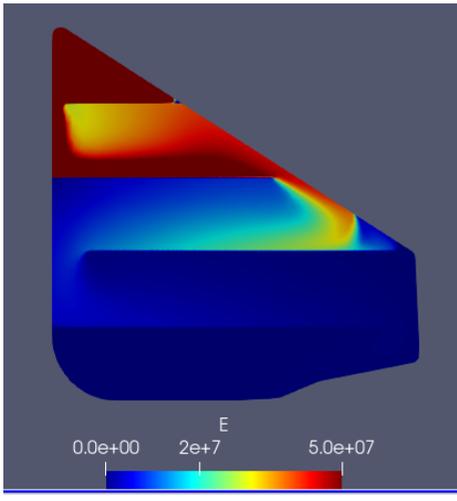
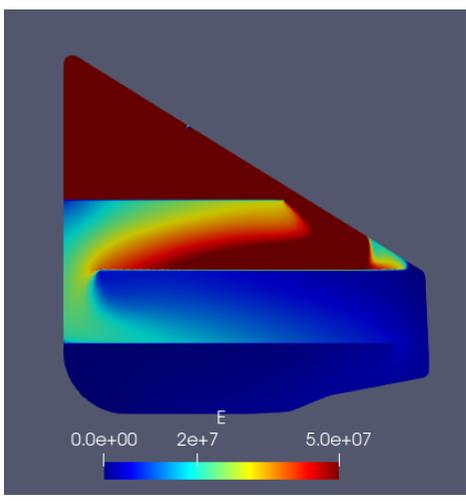
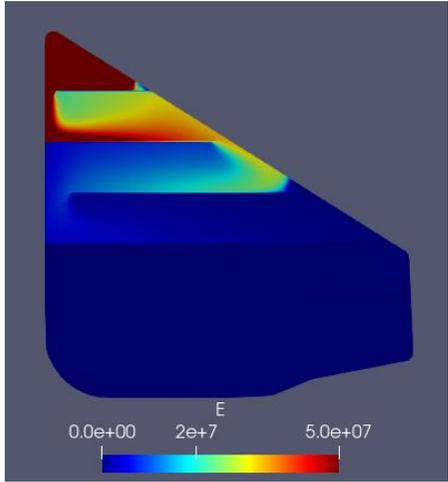
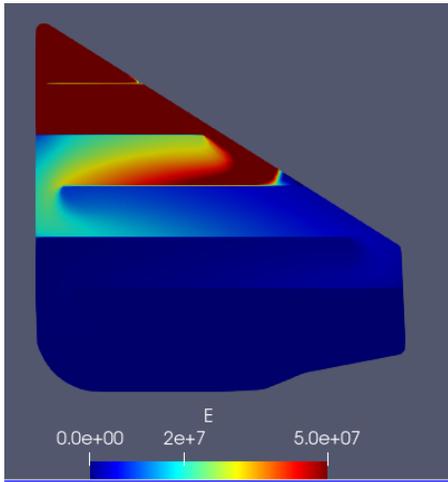
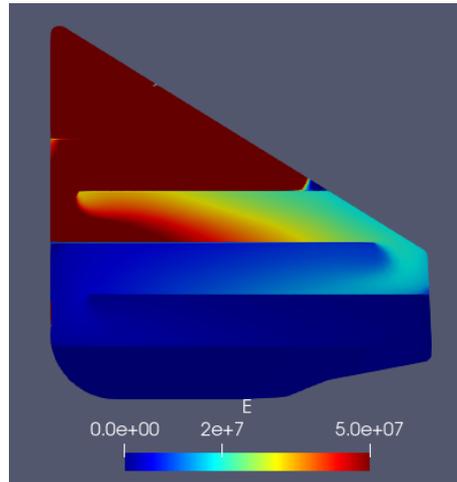
En la Tabla 44, se muestra los resultados gráficos de los modelos CFD realizados en todas las configuraciones analizadas para los escenarios de caudales mínimos, medios y máximos.

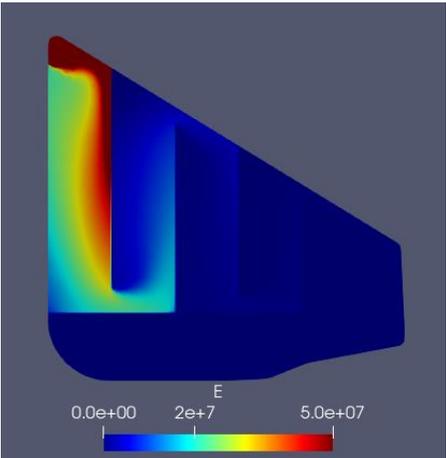
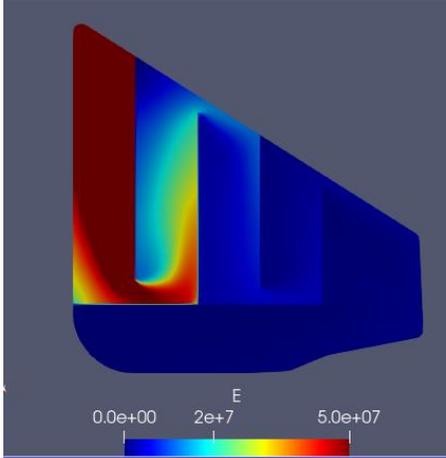
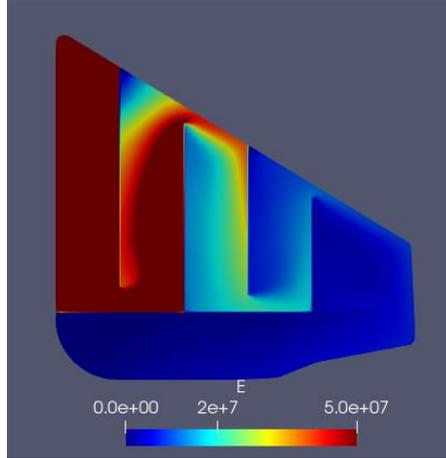
En esta comparación de gráficas, se puede observar visualmente las diferencias de concentraciones de coliformes ante los diferentes caudales analizados. También se observa las mejoras en las concentraciones en toda la laguna que se va obteniendo a medida que se incrementa el número de baffles.

**Tabla 44.** Comparación gráfica de las concentraciones de coliformes fecales (NMP/m<sup>3</sup>), para caudal mínimo, medio y máximo en todas las configuraciones propuestas para la laguna de maduración.

Configuración	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
Laguna de maduración original Sin baffles (SB)			
C1 1BL0.7			



Configuración	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
<p>C4 4BL0.9</p>			
<p>C5 6BL0.9</p>			

Configuración	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
<p>C6 4BT0.9</p>	 <p>Flow visualization for Caudal Mínimo. The color scale ranges from 0.0e+00 (blue) to 5.0e+07 (red). The flow is concentrated in the left channel, with a peak velocity of approximately 5.0e+07 E.</p>	 <p>Flow visualization for Caudal Medio. The color scale ranges from 0.0e+00 (blue) to 5.0e+07 (red). The flow is distributed between the left and right channels, with a peak velocity of approximately 5.0e+07 E.</p>	 <p>Flow visualization for Caudal Máximo. The color scale ranges from 0.0e+00 (blue) to 5.0e+07 (red). The flow is concentrated in the right channel, with a peak velocity of approximately 5.0e+07 E.</p>

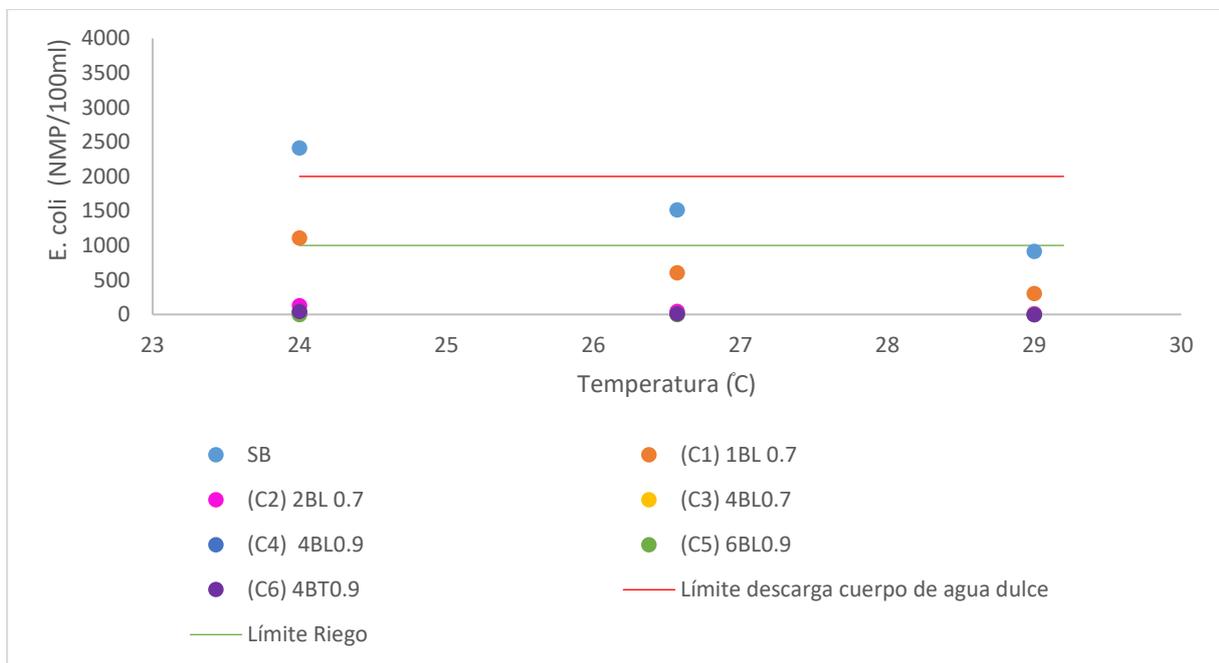
En los escenarios de temperaturas mínimas, medias y máximas, se observó el mismo comportamiento descrito para los escenarios de caudales, en donde la eficiencia de remoción se incrementa conforme se incrementaron el número de baffles, esto debido a las mejoras hidráulicas que se consiguieron en la laguna. En la Tabla 45, se observan los resultados.

**Tabla 45.** Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de temperaturas media, mínima y máxima en las configuraciones propuestas.

Configuración	Caudal	Temperatura	Coeficiente de remoción de coliformes fecales		E. coli Afluente	E. coli Efluente (NMP/100 ml)	% eliminación
	(m <sup>3</sup> /s)		°C	K <sub>b20</sub> (d <sup>-1</sup> )	K <sub>bT</sub> (d <sup>-1</sup> )		
Laguna original sin baffles (SB)	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	2413.00	91.10%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	1516.00	92.77%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	915.00	94.29%
(C1) 1BL 0.7	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	1108.00	95.91%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	603.00	97.13%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	305.00	98.10%
(C2) 2BL 0.7	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	130.00	99.52%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	46.00	99.78%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	13.00	99.92%
(C3) 4BL0.7	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	41.00	99.85%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	10.00	99.95%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	2.00	99.99%
(C4) 4BL0.9	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	14.00	99.95%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	2.00	99.99%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
(C5) 6BL0.9	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
(C6) 4BT0.9	0.42	24.00	2.05	2.68	2.71X10 <sup>4</sup>	45.00	99.83%
	0.42	26.57	2.05	3.19	2.10 X10 <sup>4</sup>	13.00	99.94%
	0.42	29.00	2.05	3.77	1.60 X10 <sup>4</sup>	0.00	100.00%
<b>Simbología</b>							
Sobrepasa límite de vertido a cuerpos de agua dulce 2000 NMP/100ml							
Sobrepasa límite de vertido para riego 1000 NMP/100ml							
Cumple normativa							

En la Figura 47, se puede observar que, de igual forma a lo sucedido en los escenarios de caudales, a partir de la configuración 2 añadiendo 2 baffles se genera un incremento en la eficiencia de remoción que permite cumplir con los límites normativos según la legislación vigente.

Para el escenario de temperatura mínima, se puede observar que el rango con el que se cumple la normativa es más amplio, lo que demuestra que, para los casos estudiados, el incremento de caudal resulto ser más crítico que la disminución de temperaturas.

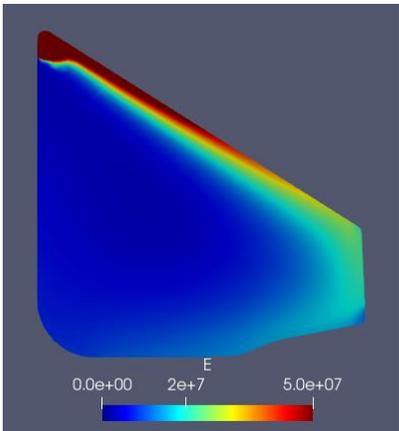
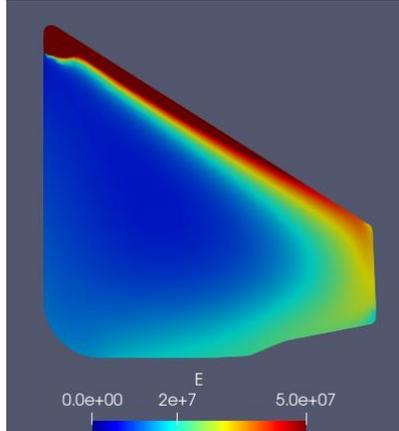
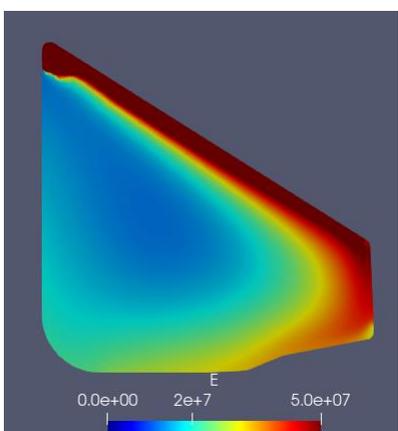
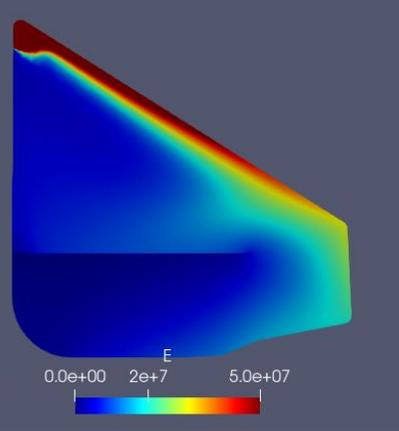
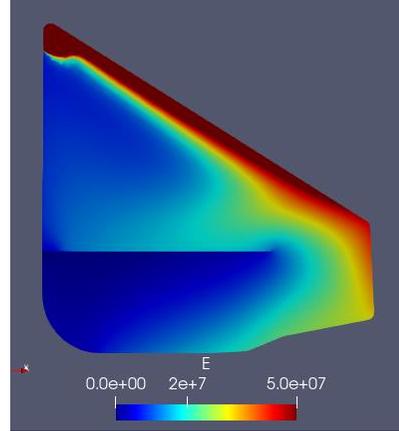
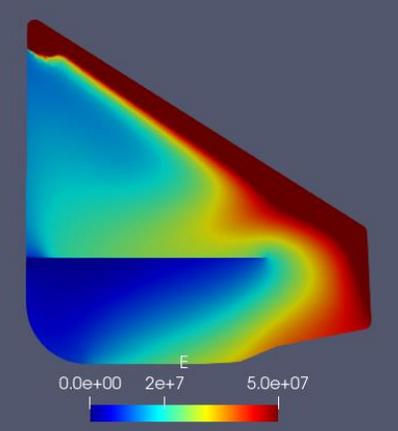


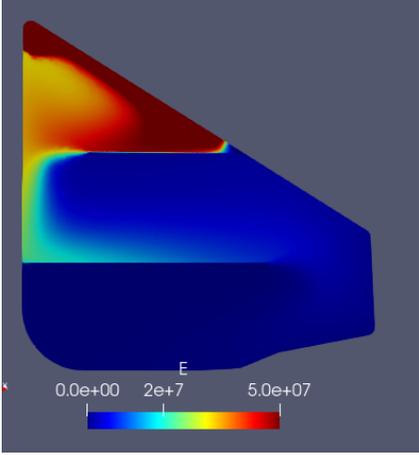
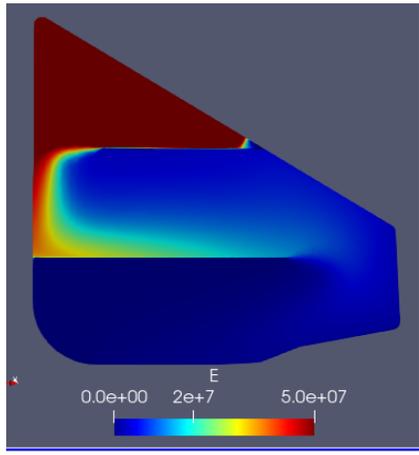
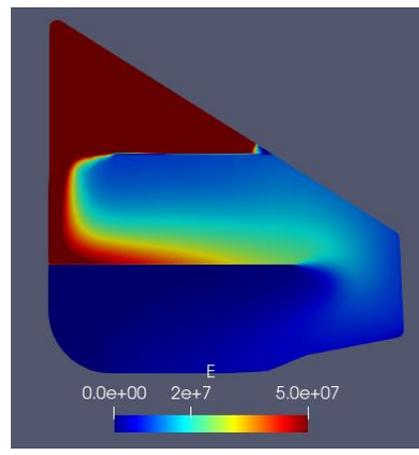
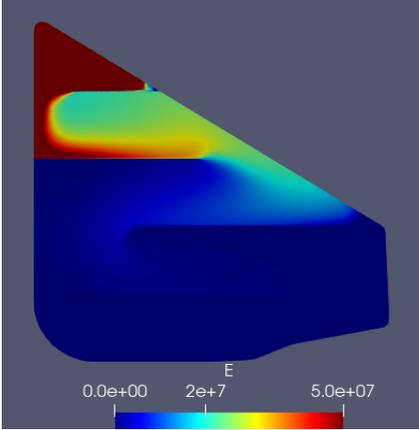
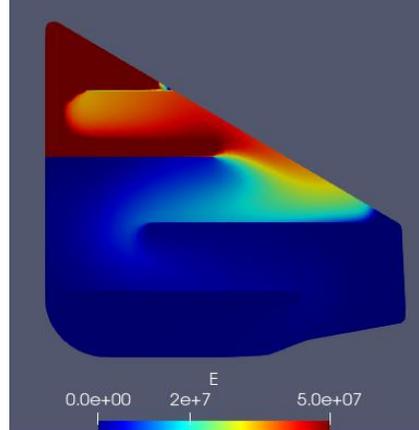
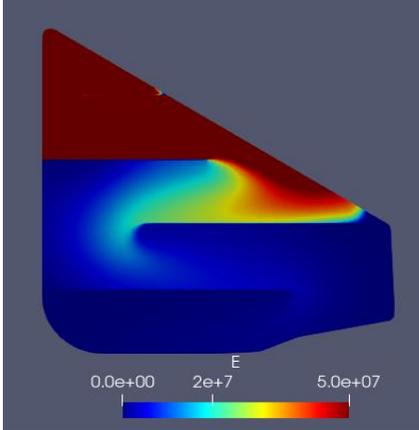
**Figura 47.** Resultados de la concentración de coliformes fecales obtenidos con el modelo CFD en los escenarios de temperatura media, mínima y máxima en las configuraciones con baffles propuestas para la mejora de la laguna.

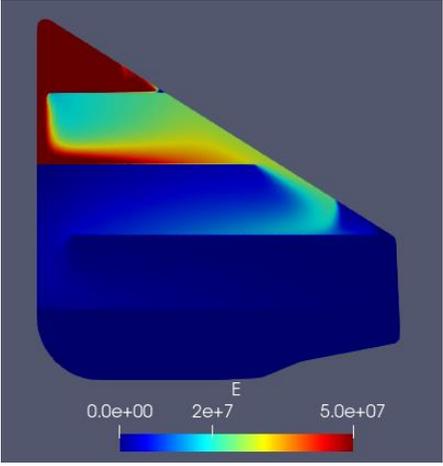
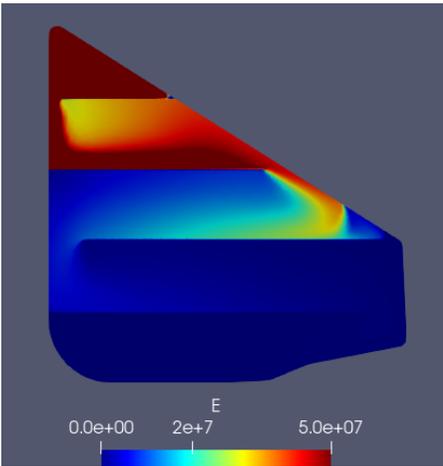
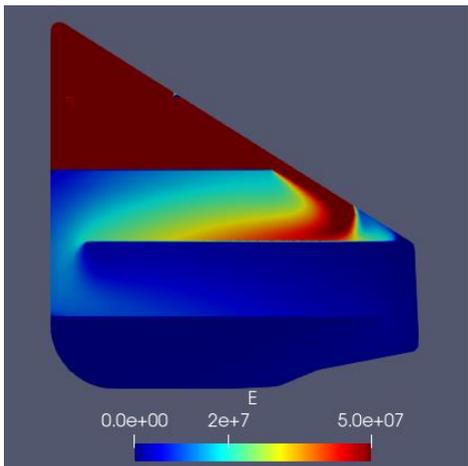
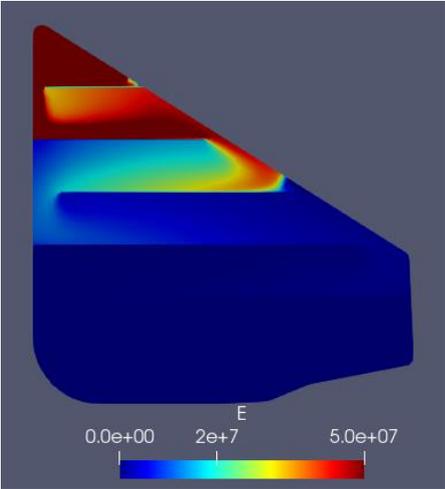
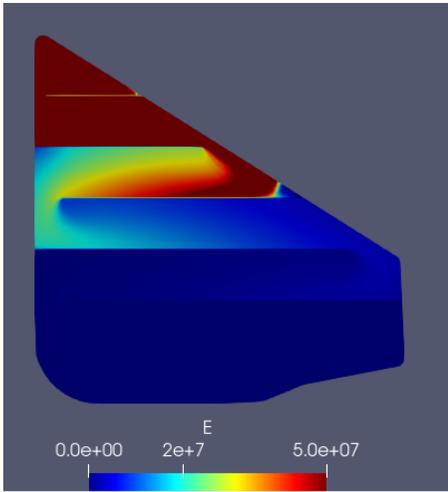
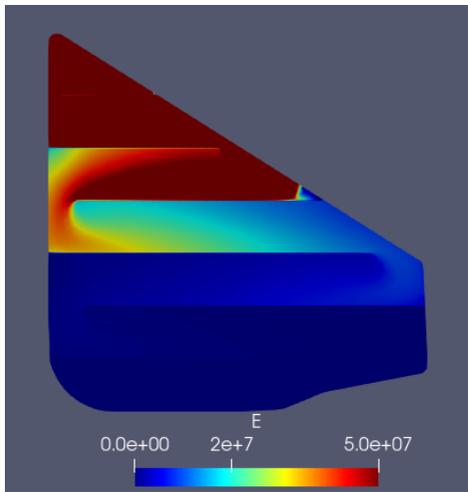
En la Tabla 46, se observa para los escenarios de temperatura modelados, el incremento de concentraciones en la laguna a medida que disminuye la temperatura.

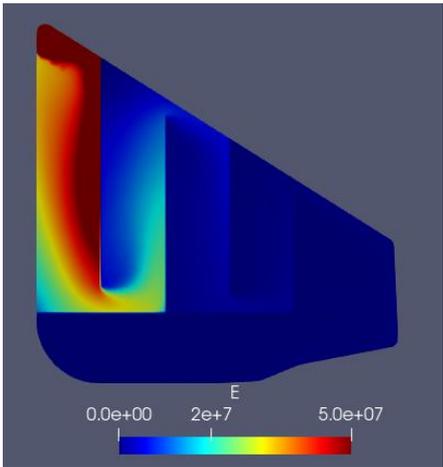
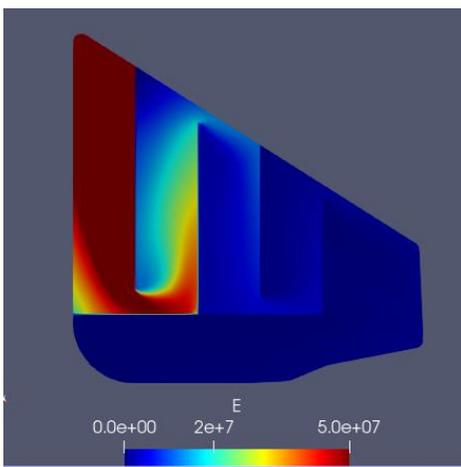
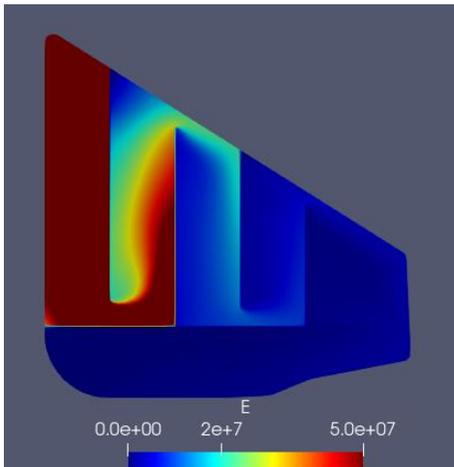
También se observa gráficamente las mejoras en las concentraciones en toda la laguna, que se va obteniendo a medida que se incrementa el número de baffles.

**Tabla 46.** Comparación gráfica de las concentraciones de coliformes fecales E (NMP/m<sup>3</sup>), para temperatura mínima media y máxima en todas las configuraciones propuestas para la laguna de maduración.

Configuración	Temperatura Máxima	Temperatura Media	Temperatura Mínima
Laguna original Sin baffles (SB)			
C1 1BL0.7			

Configuración	Temperatura Máxima	Temperatura Media	Temperatura Mínima
<p>C2 2BL0.7</p>			
<p>C3 4BL0.7</p>			

Configuración	Temperatura Máxima	Temperatura Media	Temperatura Mínima
C4 4BL0.9			
C5 6BL0.9			

Configuración	Temperatura Máxima	Temperatura Media	Temperatura Mínima
<p>C6 4BT0.9</p>			

Los resultados de este estudio están en concordancia con Lloyd et al.(2003); Ouali et al.(2012); Shilton & Mara (2005), ya que al igual que los autores mencionados, se encontró que incorporando baffles espaciados equitativamente a lo largo del eje longitudinal de la laguna, se generó una notoria mejora en la remoción de coliformes fecales que permitieron cumplir con los niveles de calidad propuestos.

Los resultados de este estudio realizado mediante modelación CFD, también concuerdan con los resultados obtenidos en la investigación de Ouali et al. (2012), realizado mediante ensayos de trazadores y mediciones de coliformes fecales en campo, comprobándose que la disminución del número de dispersión por la adición de baffles generó un incremento en la eficiencia de remoción.

Además, se concuerda con las investigaciones de otros autores (Banda, 2007; Olukanni, 2011; A. N. Shilton & Mara, 2005; A Shilton & Harrison, 2003), estudios que fueron realizados mediante modelaciones CFD con softwares comerciales, donde incluyeron en la modelación CFD el modelo de coliformes fecales mediante la incorporación de una cinética de orden 1, tal como se hizo en este estudio. Todos estos autores concluyen que la mejora de la hidrodinámica de la laguna mediante la inclusión de baffles generó un incremento de remoción de coliformes fecales, tal como ocurrió en esta investigación.

## 6. CONCLUSIONES RECOMENDACIONES Y TRABAJOS FUTUROS

### 6.1. Conclusiones

- A partir del análisis de las concentraciones de coliformes fecales medidas en el efluente de la depuradora, se pudo concluir que el funcionamiento de la laguna de maduración se encuentra al límite de su capacidad, al cumplir con un margen estrecho la normativa para descargas a cuerpos de agua dulce. Además, el funcionamiento actual de la laguna no permite el cumplimiento de la normativa para parte del uso que se le da al efluente de la depuradora que es el de riego agrícola.
- Del análisis hidrodinámico realizado a la laguna de maduración, se pudo concluir que la situación actual de la laguna presenta una hidráulica deficiente, caracterizada por el efecto de cortocircuitos hidráulicos, presencia de zonas muertas y recirculación de flujo. Estas deficiencias generan que en la laguna no se utilice todo el volumen del reactor y que el tipo de mezcla que se produce sea de flujo disperso, alejándose totalmente al comportamiento de flujo pistón, que es la mezcla recomendada en bibliografía para tener una remoción eficiente de patógenos en las lagunas de maduración.
- La incorporación de la cinética de orden 1 para la remoción de coliformes fecales en el modelo CFD, permitió reproducir las concentraciones medidas en campo a partir de un coeficiente de remoción de coliformes dentro de los rangos establecidos en bibliografía. Comprobándose también con este modelo, que las eficiencias de remoción actuales no logran cumplir con los límites de normativa debido a las deficiencias hidráulicas encontradas en la laguna.
- Para este estudio al comparar los modelos empíricos de flujo disperso de bibliografía con el modelo CFD realizado, se concluyó que, debido a la geometría irregular de la laguna y las deficiencias hidráulicas analizadas, los modelos empíricos no fueron capaces de reproducir lo predicho en el modelo CFD. Considerando que los modelos empíricos no toman en cuenta el tiempo de retención, ni la dispersión real de la laguna.
- De los modelos para los escenarios de caudales y temperaturas mínimos medios y máximos analizados, se pudo comprobar la vulnerabilidad actual de la laguna, ya que en los escenarios de caudal máximo y de temperatura mínima que son las condiciones más críticas, no se cumplen los límites de la normativa ambiental vigente para remoción de coliformes fecales.

- Los modelos CFD permitieron concluir que la inclusión de baffles generan una mejora notable en el comportamiento hidráulico de la laguna, que se traduce en una mayor eficiencia en la remoción de patógenos.
- La mejora de la hidráulica de la laguna con la inclusión de baffles, asemeja el comportamiento al de tipo flujo pistón, incrementando notablemente la eficiencia de remoción de coliformes fecales, garantizando que los patógenos tengan una mayor exposición a la luz solar para su desinfección natural.
- Para la laguna de maduración en estudio se concluyó que, a pesar de que las configuraciones propuestas no mejoraron notablemente el tiempo de retención hidráulico de la laguna por la presencia de zonas muertas entre baffles, la disminución de cortocircuitos hidráulicos y el número de dispersión, generaron bajas concentraciones de coliformes en el efluente.
- De las configuraciones analizadas, se pudo concluir que la longitud del baffle de 0.9 veces el ancho de la laguna genera un mejor comportamiento hidráulico, traducido en una mayor eficiencia de remoción de coliformes fecales, comparado con la longitud de 0.7 veces el ancho de la laguna. De igual forma tomando en cuenta estos parámetros la disposición de baffles longitudinales para el caso de estudio fue más beneficioso que la configuración de baffles transversales.
- Desde el punto de vista económico y considerando que se cumple con los objetivos de calidad trazados para la laguna, se concluye que la mejor configuración analizada en este estudio es la configuración 2, donde se introducen 2 baffles longitudinales espaciados uniformemente con una longitud de 0.7 veces el ancho de la laguna. Esta configuración mejora la hidrodinámica, disminuyendo los cortocircuitos hidráulicos y el número de dispersión, permitiendo así incrementar la eficiencia de coliformes en un 9.71 %.
- La importancia de la elaboración de modelos CFD, como se demostró en este estudio es que permite reproducir la situación actual y modelar distintos escenarios con inclusión de baffles, que los modelos empíricos no son capaces de realizar. Además, al realizar predicciones y simulaciones de distintos escenarios, se puede evitar realizar ensayos físicos como el de trazadores y medición de concentraciones.

## 6.2. Recomendaciones y Trabajos futuros

- Para esta investigación se contaron únicamente con los datos de medición de concentraciones en el afluente y efluente de la depuradora. Para tener un mayor control en los modelos y una mejor calibración de estos, se recomienda la medición de los parámetros entre cada proceso, es decir medir las concentraciones en los efluentes de las lagunas aireadas y facultativa.
- En este estudio se comprobó la fiabilidad del modelo hidrodinámico mediante análisis de independencia de mallas y comprobación de convergencia. Sin embargo, para la calibración del modelo hidrodinámico, se recomienda la comprobación mediante ensayos experimentales, realizando ensayos de trazadores tipo pulso con un trazador inerte.
- Debido a que el objetivo de análisis de esta investigación fue la laguna de maduración, las concentraciones del efluente de las lagunas aireadas se obtuvieron mediante los modelos empíricos asumiendo mezcla completa por la presencia de los aireadores mecánicos. Se recomienda por lo tanto para estudios futuros, realizar el modelo CFD en las lagunas aireadas con la inclusión de los aireadores mecánicos, para obtener de una manera más exacta la concentración de coliformes fecales efluentes a estas lagunas.
- Esta investigación se centró en el análisis de la laguna de maduración, cuyo objetivo principal es la remoción de patógenos. Sin embargo, siguiendo la misma metodología utilizada en este estudio, para futuras investigaciones se pueden añadir en el modelo CFD las reacciones y cinéticas correspondientes a la remoción de materia orgánica y nutrientes, con el fin de realizar con las mismas herramientas utilizadas en este estudio el análisis integral de la depuradora.

## 7. BIBLIOGRAFÍA

- Abbas, H., Nasr, R., & Seif, H. (2006). Study of waste stabilization pond geometry for the wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, 28(1), 25–34.
- Abrego, C. (2016). *Modelación dinámica de la demanda de oxígeno en una laguna aireada facultativa primaria: exceso de sustrato, limitación de oxígeno y efecto de los episodios de lluvia*. <http://ninive.uaslp.mx/xmlui/handle/i/4163>
- Agunwamba, J. C., Egbuniwe, N., & Ademiluyi, J. O. (1992). Prediction of the dispersion number in waste stabilization ponds. *Water Research*, 26(1), 85–89.
- Ahern, D. A. (2017). *Estudio y mejora del funcionamiento de un decantador industrial mediante el uso de modelos CFD con OpenFOAM*.
- Aldana, G. J., Lloyd, B. J., Guganesharajah, K., & Bracho, N. (2005). The development and calibration of a physical model to assist in optimising the hydraulic performance and design of maturation ponds. *Water Science and Technology*, 51(12), 173–181.
- Alfonsi, G. (2009). Reynolds-Averaged Navier–Stokes Equations for Turbulence Modeling. *Applied Mechanics Reviews*, 62(4). <https://doi.org/10.1115/1.3124648>
- Alvarado, A., Sanchez, E., Durazno, G., Vesvikar, M., & Nopens, I. (2012). CFD analysis of sludge accumulation and hydraulic performance of a waste stabilization pond. *Water Science and Technology*, 66(11), 2370–2377. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.450>
- Baléo, J.-N., Humeau, P., & le Cloirec, P. (2001). Numerical and experimental hydrodynamic studies of a lagoon pilot. *Water Research*, 35(9), 2268–2276.
- Banda, C. G. (2007). *Computational fluid dynamics modelling of baffled waste stabilization ponds*.
- Batstone, D; Shakil , M; Somasundaram, S. (2019). *Anaerobic pond sludge profiling and trigger point determination*.
- Burgos, D. (2008). *Modelación del comportamiento hidráulico de unidades de tratamiento de agua y su validación en un proceso de sedimentación*.
- Burgos, M; Carrillo, J; Cedeño, M., & Salvatierra, I. (2013). *Plan de manejo ambiental en la construcción del edificio de la biblioteca general de la Universidad Técnica de Manabí del cantón Portoviejo*. [moz-extension://b17cfd39-f710-428d-9ac9-980c5d24a9bf/enhanced-reader.html?openApp&pdf=http%3A%2F%2Frepositorio.utm.edu.ec%2Fbitstream%2F123456789%2F335%2F1%2FTESIS%2520PLAN%2520MANEJO%2520AMBIENTA%20L.pdf](http://b17cfd39-f710-428d-9ac9-980c5d24a9bf/enhanced-reader.html?openApp&pdf=http%3A%2F%2Frepositorio.utm.edu.ec%2Fbitstream%2F123456789%2F335%2F1%2FTESIS%2520PLAN%2520MANEJO%2520AMBIENTA%20L.pdf)
- Cano, J. A. (2014). *Evaluación del mezclado mediante transporte de trazadores en reactores de flujo oscilatorio utilizando CFD*.
- Cano, L. P. (2010). *HIDRODINÁMICA DE REACTORES FLUJO-PISTÓN A ESCALA DE LABORATORIO*. <https://core.ac.uk/download/pdf/71396155.pdf>

- Cárdenas, J. (2012). *Modelación dinámica de las lagunas de oxidación de la ciudad de Portoviejo*. [http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/1697/1/Tesis\\_final\\_para\\_sustentacion11240jl.pdf](http://repositorio.ug.edu.ec/bitstream/redug/1697/1/Tesis_final_para_sustentacion11240jl.pdf)
- Cavalcanti, P. F. F. (2003). *Integrated application of the UASB reactor and ponds for domestic sewage treatment in tropical regions*.
- Cuervo Pulido, Y. C., Calderón Parra, F. J., Díaz Ruiz, S. A., & others. (2019). *Determinación de las constantes cinéticas de remoción de materia orgánica (Kd) y remoción de coliformes (Kb) de las lagunas de estabilización del municipio de Subachoque, Cundinamarca*.
- de Souza Jr, L. R., & Lorenz, L. (2014). *Residence Time Distribution for Tubular Reactors*.
- Fernandes del Pozo, D. (2020). *Experimental and computational fluid dynamics study of an axial impeller in anaerobic digestion*.
- Franci, R. (1999). Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas. *Rio de Janeiro, Brasil*.
- García, J., Chiva, J., Aguirre, P., Alvarez, E., Sierra, J. P., & Mujeriego, R. (2004). Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecological Engineering*, 23(3), 177–187.
- Gullberg, R. (2017). *Computational Fluid Dynamics in OpenFOAM Mesh Generation and Quality*.
- Hendricks, D. W. (2018). *Water treatment unit processes: physical and chemical*. CRC press.
- Holzinger, G. (2015). OpenFOAM a little User-Manual. *CD-Laboratory-Particulate Flow Modelling, Johannes Keplper University: Linz, Austria*.
- Jácome, A. ; Suárez, J. ; Ures, P. (2015). *Fichas técnicas de etapas de proceso de plantas de tratamiento de aguas residuales de la industria textil: Lagunas aireadas*. <https://www.wateractionplan.com/documents/177327/558161/Lagunas+aireadas.pdf/9c714483-d624-b290-42f7-901dc59939b2>
- Jasak, H. (1996). *Error analysis and estimation for the finite volume method with applications to fluid flows*.
- Juanico, M. (1991). Should waste stabilization ponds be designed for perfect-mixing or plug-flow? *Water Science and Technology*, 23(7–9), 1495–1502.
- Khan, S., Melville, B. W., Khan, M., Shoaib, M., Shamseldin, A., & Khan, M. M. (2017). *Effect of baffles on the hydraulic performance of sediment retention ponds*. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.475>
- Levenspiel, O. (1972). *Chemical Reaction Engineering* (J. W. & Sons, Ed.; 2nd ed).
- Li, S., Nan, J., & Gao, F. (2016). Hydraulic characteristics and performance modeling of a modified anaerobic baffled reactor (MABR). *Chemical Engineering Journal*, 284, 85–92.

- Lloyd, B. J., Vorkas, C. A., & Guganesharajah, R. K. (2003). Reducing hydraulic short-circuiting in maturation ponds to maximize pathogen removal using channels and wind breaks. *Water Science and Technology*, 48(2), 153–162. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0109>
- Mara, D. (2013). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Routledge.
- Mara, D. D. (2004). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. Earthscan Publications.
- Marais & Shaw, V. (1961). A rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa. *Civil Engineering= Siviele Ingenieurswese*, 1961(11), 205–227.
- Martínez, F., Cansino, A., & Tomasini Ortiz, A. (2017). *Dimensionamiento de lagunas de estabilización*.
- Mayo, A. W. (1989). Effect of pond depth on bacterial mortality rate. *Journal of Environmental Engineering*, 115(5), 964–977.
- Medina, Elena. (2019). *Secondary settling tanks modeling : study of the dynamics of activated sludge sedimentation by computational fluids dynamics*. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-02526921>
- Mendoza, J., & Campos, A. (2021). Análisis de regresión para la obtención de las curvas de intensidad, duración y frecuencia de lluvias para la cuenca del río Rocafuerte. *Matemática*, 19(1).
- Menéndez, C. ; Díaz, M. (2006). *Lagunas. Diseño, Operación y Control* (Issue November).
- Metcalf & Eddy. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (M. & Eddy, Ed.; 4th ed). McGraw-Hill.
- Monográficos de Agua en Centroamérica. (2008). *Manual de depuración de aguas residuales urbanas*.
- Moore, G. T. (2010). *Nutrient control design manual*.
- Moukalled, F., Mangani, L., & Darwish, M. (2015). *The Finite Volume Method in Computational Fluid Dynamics: An Advanced Introduction with OpenFOAM® and Matlab®* (Vol. 113). <https://doi.org/10.1007/978-3-319-16874-6>
- Muñoz, J. (2015). *Evaluación de la eficiencia de métodos acoplados en la resolución de problemas fluidomecánicos con OpenFoam*.
- Murcia, O. E. H., Schnoebelen, D. J., Papanicolaou, A. N., & Abban, B. (2018). Coupling flow with nutrient dynamics via BioChemFOAM in the Mississippi River. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, 6(4), 306–328. <https://doi.org/10.1080/23249676.2017.1287020>
- Nelson, K. L. (2002). Development of a mechanistic model of sludge accumulation in primary wastewater stabilization ponds. *Pond Technology for the New Millennium*.

- Oakley, S. M. (2005). *Lagunas de estabilización en Honduras. Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento, Monitoreo y Sostenibilidad.*
- Ohm, A., & Pétursson, H. Ö. (2017). *Automated CFD Optimisation of a Small Hydro Turbine for Water Distribution Net-works.*
- Olukanni, D. O. (2011). *Hydraulic Modeling and Optimization of Waste Stabilization Pond Design for Developing Nations.* Covenant University.
- Ouali, A., Jupsin, H., Vasel, J. L., Marouani, L., & Ghrabi, A. (2012). Removal improvement of bacteria (*Escherichia coli* and enterococci) in maturation ponds using baffles. *Water Science and Technology*, 65(4), 589–595.
- Passos, R.G, Dias, DF., & von Sperling, M. (2016). Review of practical aspects for modelling of stabilization ponds using Computational Fluid Dynamics. In *Environmental Technology Reviews* (Vol. 5, Issue 1, pp. 78–102). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/21622515.2016.1251499>
- Passos, Ricardo G., Ferreira, V. V. M., & von Sperling, M. (2019). A dynamic and unified model of hydrodynamics in waste stabilization ponds. *Chemical Engineering Research and Design*, 144, 434–443. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2019.02.025>
- Pearson, H. W., Mara, D. D., & Arridge, H. A. (1995). The influence of pond geometry and configuration on facultative and maturation waste stabilisation pond performance and efficiency. *Water Science and Technology*, 31(12), 129–139.
- Persson, J. (2000). The hydraulic performance of ponds of various layouts. *Urban Water*, 2(3), 243–250.
- Persson, J; Somes, N.L.G; Wong, T. H. F. (1999). *Hydraulics Efficiency of Constructed Wetlands and Ponds* - ProQuest. <https://www.proquest.com/docview/1943330365?accountid=28445>
- Piedra, P. (2020). *Impact of different baffled arrangements on the hydraulic performance of septic tanks.* Cranfield University.
- Pineda, H. R., Herranz, V. P., & Arias, D. F. (2013). COMPORTAMIENTO HIDRODINÁMICO DE UN REACTOR ELECTROQUÍMICO. *Revista Colombiana de Materiales*, 4, 56–80.
- Polprasert, C.and Bhattarai, K. K. (1985). Dispersion Model for Waste stabilization ponds. *Journal of Environmental Engineering Division, ASCE*, 111 (1), 45–59.
- PORTOAGUAS EP. (2019a). *Informe de gestion anual 2019.*
- PORTOAGUAS EP. (2019b). *Plan integral para la mitigación de olores en la Planta de Tratamiento de aguas Residuales (PTAR) Portoviejo.*
- Rieger, L. (Ed.). (2013). *Guidelines for using activated sludge models* (Issue 22). IWA Publ.
- Rolim Mendonca, S. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización: como utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío.* McGraw-Hill.

- Salter, H. E., Ta, C. T., Ouki, S. K., & Williams, S. C. (2000). Three-dimensional computational fluid dynamic modelling of a facultative lagoon. *Water Science and Technology*, 42(10–11), 335–342.
- Sánchez Fernández, F. (2019). *Análisis y mejora de la fluidodinámica en estaciones depuradoras de aguas residuales*. Francisco Sánchez Fernández.
- Sánchez, J. (2004). *Simulación numérica directa en paralelo de las ecuaciones de Navier-Stokes en flujos con capa límite desprendida. Aplicaciones en instalaciones deportivas con gradas cubiertas*.
- Sarikaya, H. Z., Saatci, A. M., & Abdulfattah, A. F. (1987). Effect of pond depth on bacterial die-off. *Journal of Environmental Engineering*, 113(6), 1350–1362.
- Schöberl, J., Egger, H., Becirovic, A., Huber, M., Sinwel, A., Zaglmayr, S., & Wabro, M. (2007). *Netgen/NGSolve: Mesh Generator and Finite Element Solver “3D hp-Finite Elements: Fast Solvers and Adaptivity.”*
- Shammas, N.; Wang L.; Wu, Z. (Ed.). (2009). Waste Stabilization Ponds and Lagoons. In *Biological Treatment Processes*. Humana Press. <https://doi.org/10.1007/978-1-60327-156-1>
- Shilton, A. (2000). Potential application of computational fluid dynamics to pond design. *Water Science and Technology*, 42(10–11), 327–334.
- Shilton, A., & Harrison, J. (2003). Integration of coliform decay within a CFD (computational fluid dynamic) model of a waste stabilisation pond. *Water Science and Technology*, 48(2), 205–210.
- Shilton, A. N., & Mara, D. D. (2005). CFD (computational fluid dynamics) modelling of baffles for optimizing tropical waste stabilization pond systems. *Water Science and Technology*, 51(12), 103–106.
- Shilton, Andy. (2001). *Studies into the hydraulics of waste stabilisation ponds*.
- Shilton, Andy, Kreegher, S., & Grigg, N. (2008). *Comparison of Computation Fluid Dynamics Simulation against Tracer Data from a Scale Model and Full-Sized Waste Stabilization Pond*. <https://doi.org/10.1061/ASCE0733-93722008134:10845>
- Sookhak Lari, K. (2013). A Note on Baffle Orientation in Long Ponds. *Journal of Environmental Informatics*, 21(2), 136–141. <https://doi.org/10.3808/jei.201300240>
- Stamou, A. I. (2008). Improving the hydraulic efficiency of water process tanks using CFD models. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 47(8), 1179–1189.
- Sweeney, D. G., Cromar, N. J., Nixon, J. B., Ta, C. T., & Fallowfield, H. J. (2003). The spatial significance of water quality indicators in waste stabilization ponds-limitations of residence time distribution analysis in predicting treatment efficiency. *Water Science and Technology*, 48(2), 211–218.
- Talavera, S. (2019). *Propuesta de una nueva fórmula de cálculo del coeficiente de mortalidad ( $k_b(20^\circ c)$ ) de coliformes fecales en lagunas de estabilización de aguas residuales*

domésticas de Nicaragua. <https://www.amazon.com/LAGUNAS-ESTABILIZACION-INVESTIGACION->

- Teshome, T. M. (2020). *Computational fluid dynamics application to optimize and evaluate the performance of high rate algal pond system*.
- Thackston, E. L., Shields Jr, F. D., & Schroeder, P. R. (1987). Residence time distributions of shallow basins. *Journal of Environmental Engineering*, 113(6), 1319–1332.
- Thielen, D., Cevallos, J., Erazo, T., Zurita, I., Figueroa, J., Velásquez, G., Matute, N., Quintero, J., & Puche, M. L. (2016). Dinámica espacio-temporal de las precipitaciones durante el evento de El Niño 97/98 en la cuenca de río Portoviejo, Manabí, costa ecuatoriana del Pacífico. *Revista de Climatología*, 16, 35–50.
- Thirumurthi, D. (1969). Design principles of waste stabilization ponds. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 95(2), 311–332.
- TULSMA. (2015). *Texto Unificado de Legislación Secundaria de Medio Ambiente Anexo 1 del Libro VI , Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes: Recurso Agua* (Edición Es).
- US.EPA. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers*. [www.epa.gov](http://www.epa.gov)
- Valdez Castañeda, A. V. (2019). *Evaluación, mejoramiento y optimización hidráulica del sistema de lagunas de estabilización de San José aplicando modelos CFD--Lambayeque, 2017*.
- Vargas, A. R., & Pérez, A. G. (2010). Análisis de la curva de distribución del tiempo de retención en un sistema de lixiviación. *Tecnología Química*, 30(1), 61–68.
- Vega, G. P., Peña, M. R., Ramírez, C., & Mara, D. D. (2003). Application of CFD modelling to study the hydrodynamics of various anaerobic pond configurations. *Water Science and Technology*, 48(2), 163–171. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0111>
- Von Sperling, M. (1996). Remoção de coliformes em lagoas de estabilização. Comparação de diversos modelos e proposição de abordagens simplificadas. *XXV Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 48–55.
- Von Sperling, M, Bastos, R. K. X., & Kato, M. T. (2005). Removal of E. coli and helminth eggs in UASB: Polishing pond systems in Brazil. *Water Science and Technology*, 51(12), 91–97.
- Von Sperling, Marcos. (1999). Performance evaluation and mathematical modelling of coliform die-off in tropical and subtropical waste stabilization ponds. *Water Research*, 33(6), 1435–1448. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00331-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00331-5)
- Von Sperling, Marcos. (2002). Relationship between first-order decay coefficients in ponds, for plug flow, CSTR and dispersed flow regimes. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 45(1), 17–24.

- Von Sperling, Marcos. (2003). Influence of the dispersion number on the estimation of coliform removal in ponds. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 48(2), 181–188.
- Von Sperling, Marcos. (2005). Modelling of coliform removal in 186 facultative and maturation ponds around the world. *Water Research*, 39(20), 5261–5273. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.10.016>
- Von Sperling, Marcos. (2007). *Waste stabilisation ponds* (Issue Marcos von Sperling; Vol. 3). IWA Publ.
- Wehner, J. F., & Wilhelm, R. H. (1956). Boundary conditions of flow reactor. *Chemical Engineering Science*, 6(2), 89–93.
- Wicklein, E., Batstone, D. J., Ducoste, J., Laurent, J., Griborio, A., Wicks, J., Saunders, S., Samstag, R., Potier, O., & Nopens, I. (2016). Good modelling practice in applying computational fluid dynamics for WWTP modelling. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 73(5), 969–982. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.565>
- Wood, M. G., Greenfield, P. F., Howes, T., Johns, M. R., & Keller, J. (1995). Computational fluid dynamic modelling of wastewater ponds to improve design. *Water Science and Technology*, 31(12), 111.
- Wood, M. G., Howes, T., Keller, J., & Johns, M. R. (1998). Two dimensional computational fluid dynamic models for waste stabilisation ponds. *Water Research*, 32(3), 958–963. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00316-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00316-3)
- Yáñez, F. (1993). *Lagunas de estabilización: teoría, diseño, evaluación y mantenimiento*. Monsalve. <https://books.google.com.ec/books?id=c34qtAEACAAJ>

## 8. ANEXOS

**Anexo A:** Fotografías de los sistemas que componen la planta de tratamiento de la ciudad de Portoviejo.

<b>Estructuras de retención de sólidos de la depuradora</b>	
	
Canal de ingreso y cámara de rejas. Fuente: PORTOAGUAS EP	Llegada del agua residual al sistema de desbaste grueso. Fuente: (Cárdenas, 2012)
	
Acceso a rejas de retención de sólidos. Fuente: PORTOAGUAS EP	Cámara de rejas con sistema de nebulización de agua. Fuente: PORTOAGUAS EP

**Tanque elevado y estructura de distribución de caudales**



Tanque elevado para alimentación de flujo a las lagunas.  
Fuente: PORTOAGUAS EP



Cámara de ingreso.  
Fuente: PORTOAGUAS EP



Cámara de distribución de agua a las lagunas.  
Fuente: PORTOAGUAS EP



Estructura de distribución de flujo a las dos lagunas primarias.  
Fuente: PORTOAGUAS EP

<b>Lagunas aireadas</b>	
	
Laguna Aireada 1. Fuente: PORTOAGUAS EP	Laguna Aireada 2. Fuente: PORTOAGUAS EP
	
Aireadores mecánicos superficiales. Fuente: PORTOAGUAS EP	Sistema de anclaje de los aireadores. Fuente: PORTOAGUAS EP
	
Estructuras de salida de las lagunas primarias. Fuente: PORTOAGUAS EP	Estructuras de ingreso a la laguna facultativa. Fuente: PORTOAGUAS EP

## Laguna Facultativa



Panorámica de la laguna facultativa.  
Fuente: PORTOAGUAS EP



Borde de laguna facultativa y vías perimetrales  
Fuente: PORTOAGUAS EP



Muro divisorio entre las lagunas: facultativa (izquierda) y maduración (derecha); estructura de interconexión.  
Fuente: PORTOAGUAS EP

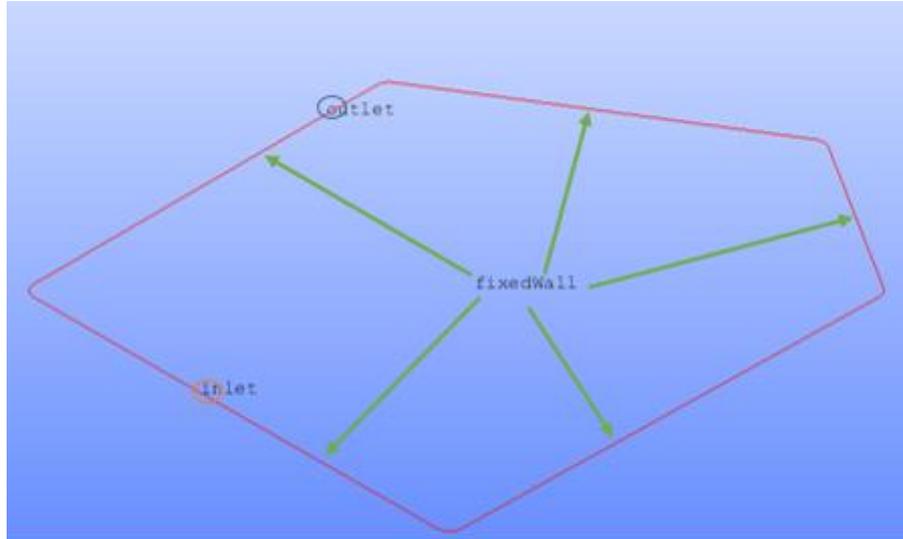


Estructuras de interconexión.  
Fuente: PORTOAGUAS EP

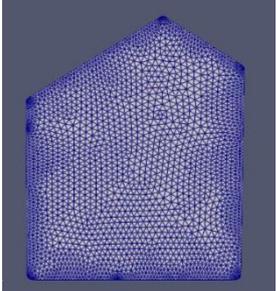
<b>Laguna de maduración y descarga final</b>	
	
<p>Panorámica de la laguna de maduración. Fuente: PORTOAGUAS EP</p>	<p>Borde de laguna de maduración y vías perimetrales. Fuente: PORTOAGUAS EP</p>
	
<p>Laguna de maduración. Fuente: PORTOAGUAS EP</p>	<p>Ubicación de la salida del agua residual hacia el río Portoviejo. Fuente: PORTOAGUAS EP</p>

## Anexo B: Modelación CFD hidrodinámica para la laguna facultativa.

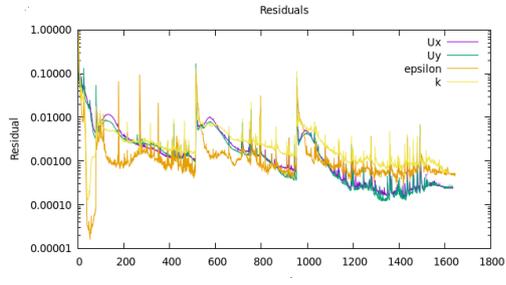
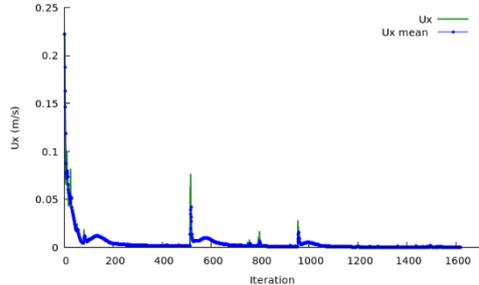
### 1. Geometría de la laguna



### 2. Comprobación de la calidad del mallado

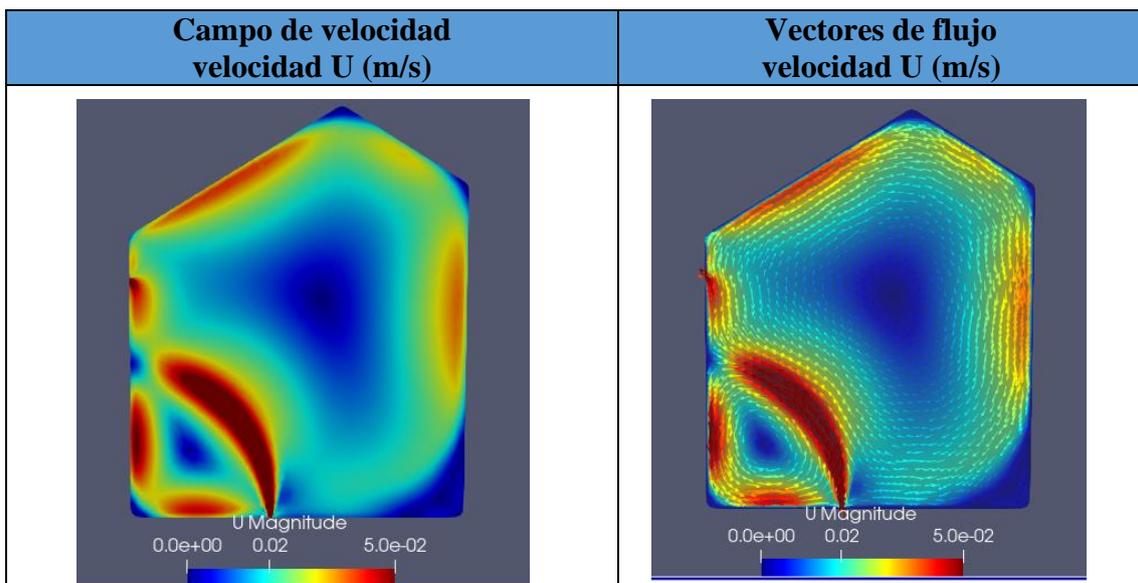
Malla	Número de celdas	Relación de aspecto	No Ortogonalidad	Oblicuidad	Comprobación de la malla
	4829	2.27	25.48	0.37	Ok

### 3. Convergencia del modelo

Conf.	Gráfico de residuales	Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio
Caudal medio		

Conf.	Gráfico de residuales	Velocidad obtenida en cada iteración y velocidad promedio
Caudal mínimo		
Caudal máximo		

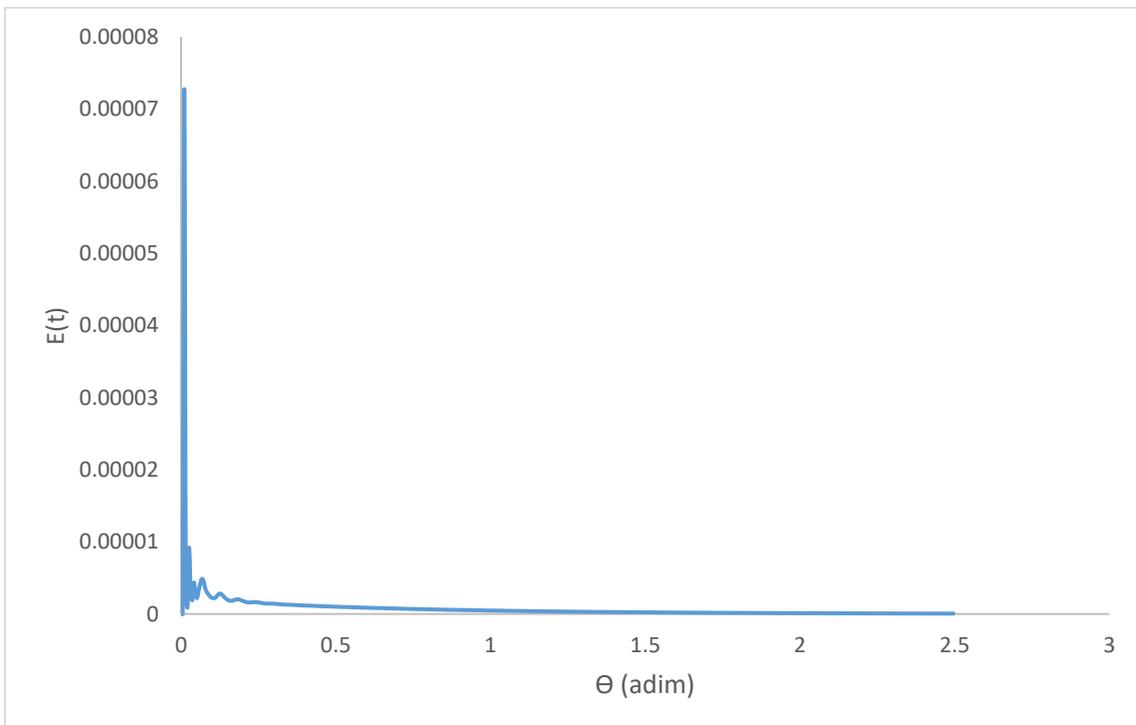
**4. Resultados del modelo hidrodinámico de la laguna facultativa en estado estacionario.**



**5. Parámetros del análisis DTR en la laguna facultativa para un caudal de 0.42 m<sup>3</sup>/s.**

Parámetro	Valor
Tiempo de retención promedio (horas)	86.83
Número de dispersión	0.82
Número de Peclet	1.22
Zonas muertas (%)	52.22
Número de tanques en serie (u)	0.72
Eficiencia hidráulica según Thackston	0.44
Eficiencia hidráulica según Persson	0.01
Corto circuitos	0.02
Volumen activo (%)	44.78

**6. Curva DTR en la laguna facultativa para un caudal de 0.42 m<sup>3</sup>/s.**



**7. Resultados del modelo hidrodinámico estacionario en los escenarios de caudal medio, mínimo y máximo para la laguna facultativa.**

Configuración	Caudal Mínimo	Caudal Medio	Caudal Máximo
Laguna facultativa	