UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

POSGRADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTAL

"DETERMINACIÓN DE LOS PARÁMETROS HIDROLÓGICOS, HIDRÁULICOS E ÍNDICES DE CALIDAD PARA LA RECUPERACIÓN DE LA LAGUNA DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO NATURAL EN LA UAM- AZCAPOTZALCO"

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTALES

PRESENTA

Magdalena García Martínez

Matrícula 2143803616

ASESORA INTERNA
Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal
Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco

ASESOR EXTERNO
Dr. Ulrico Javier López Chuken
Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad de Nuevo Léon

Ciudad de México, México, diciembre 2017

Esta tesis forma parte del programa de Doctorado en Ciencias e Ingeniería de la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto fue financiado por la Red de Tecnología del Agua del PROMEP, del proyecto Calidad, Desarrollo de Sistemas de Tratamiento, Recuperación y Sustentabilidad de Cuerpos Acuáticos, a través del Cuerpo Académico de Química y Física Aplicados al Medio Ambiente. UAM-A-CA-84

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de estudios de Posgrado, CVU/Becario 421432/421432

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco por brindarme la oportunidad de realizar los estudios de posgrado.

Al Área de Química y Fisicoquímica Ambiental del Departamento de Ciencias Básicas de la División de Ciencias Básicas e Ingeniería de la UAM-Azcapotzalco en cuyas instalaciones se realizó el proyecto.

Un agradecimiento profundo a mi asesora de tesis, la Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal, quien es un ejemplo de disciplina, responsabilidad, sacrificio y conocimiento, gracias por el rigor, la inspiración, el conocimiento y el ejemplo intelectual otorgado durante este proyecto, que si bien no ha sido nada fácil, gracias a usted todo pareció menos complicado.

Al Dr. Ulrico López Chuken, mi co-asesor de Tesis, por su impulso otorgado durante este proyecto.

A la Dra. Clementina Barrera Bernal, al Dr. Hugo E. Solís Correa y al Dr. Jersaín Gómez Núñez, miembros del Jurado, por sus valiosas sugerencias a la versión original del manuscrito, y que contribuyeron con sus conocimientos al mejoramiento y ordenamiento del presente trabajo.

A mis padres, por su amor, paciencia y comprensión que me han acompañado en cada paso de mi vida, sin ustedes nada sería posible, gracias por inculcarme los principios y valores que me han convertido en la persona que soy el día de hoy. Los amo infinitamente, y este logro también es suyo.

Al M. en I. Luis, quien me acompañó desde el primer día que realizamos este proyecto y que junto a la Dra Barceló sabe la cantidad de peripecias que pasamos durante la realización del mismo. Gracias por ser mi apoyo y mi fortaleza.

A la familia Osornio Berthet por brindarme su hogar y por todas las atenciones que me han dado, me han hecho sentir como un miembro más de su familia.

Al Lic. Ricardo Flores Correa, Coordinador de Servicios Administrativos y al Ing Jaime Balderas Chávez, Jefe de la Sección de Conservación y Mantenimiento por el apoyo brindado durante la reconstrucción y mantenimiento del sistema lagunar.

DEDICATORIAS

A mis Padres

Quienes me han guiado, con su amor y cariño para poder llegar a esta instancia de mis estudios, este nuevo logro en mi vida es merito suyo. Estoy orgullosa de ser su hija y estoy feliz de brindarles un poquito de lo que han hecho por mí.

A mis hermanas

Quienes siempre me han brindado palabras de aliento para seguir.

A Luis

Por siempre acompañarme en las buenas y en las malas, sigamos creciendo juntos y sobre todo sigamos cumpliendo nuestros sueños.

RESUMEN

Las lagunas de estabilización son construidas para el tratamiento de aguas residuales domésticas, municipales y una amplia variedad de aguas industriales. Estos sistemas se han diseñado frecuentemente bajos los métodos de diseño racional que dan una explicación en términos cinéticos de lo que ocurre en estas lagunas. En la presente tesis se pretende describir de manera eficiente las condiciones y parámetros de operación de una laguna de maduración que complementa el tratamiento del agua residual que proviene del tratamiento de un humedal, con el objeto de dar continuidad al tratamiento destinado a la remoción de materia orgánica y lograr la obtención de un efluente de calidad, según la Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997. Dicho sistema está ubicado en las instalaciones de la Universidad Autónoma Metropolitana de la Unidad Azcapotzalco. Se analizaron en primer lugar los tiempos de retención hidráulica y el comportamiento del flujo, para lo cual se construyó en un prototipo a escala; se modeló a través de un software IBER, el cual trabaja en dos dimensiones, analizando los módulos de sólidos sedimentables, turbulencia, número de Froude y velocidad, con la finalidad de evaluar de forma adecuada el comportamiento del sistema, asimismo se construyeron curvas peraltadas en los cambios de canal para evitar la formación de cortos circuitos. Se analizaron los parámetros fisicoquímicos *in situ* como son: temperatura, pH, conductividad eléctrica, sólidos totales, oxígeno disuelto, potencial redox, así como parámetros *ex situ* como son: DBO, DQO, alcalinidad, dureza, nitratos y algunos metales como fueron: magnesio, calcio, hierro, potasio y también fueron cuantificados los fosfatos. Se realizaron dos fases de muestreo principalmente en primavera e invierno en los años 2016 y 2017. Se llevó a cabo la obtención de la constante cinética de la degradación (k) de primer orden considerando la etapa de crecimiento exponencial y su relación con el tiempo de decaimiento de la DQO y DBO y con el modelo de Polprasert-Bhattarai se obtuvó el número de dispersión óptimo justificando el incremento de mamparas pasando de 3 a 6 y obteniendo así un régimen de flujo disperso con tendencia a pistón. Posteriormente se analizaron dos modelos de Índice de Calidad del Agua (ICA) correspondiente al modelo colombiano y modelo mexicano, los cuales contemplaron 5 y 9 parámetros respectivamente. Los resultados de ambos modelos clasificaron el agua del sistema bajo un criterio "**aceptable**", es decir que resultó óptima para cultivos y para el desarrollo de la vida acuática.

ABSTRACT

Stabilization ponds are built for treatment of domestic and municipal wastewater and a wide variety of industrial waters. These systems have been designed frequently under methods of rational design that give an explanation in kinetic terms of what happens in these gaps. In the present thesis it is tried to describe efficiently conditions and parameters of operation of a lagoon of maturation that complements the treatment of the residual water that comes from the treatment of a wetland, with the intention of giving continuity to the treatment destined to the removal of matter organic and achieve the obtaining of a quality effluent, according to the Official Mexican Standard NOM-003-SEMARNAT-1997. This system is located in the facilities of the Autonomous Metropolitan University of the Azcapotzalco Unit. The hydraulic retention times and the flow behavior were analyzed first, for which it was built in a prototype at scale; It was modeled through an IBER software, which works in two dimensions, analyzing the sedimentable solids modules, turbulence, Froude number and velocity, in order to adequately evaluate the behavior of the system. channel changes to avoid the formation of short circuits. Physicochemical parameters were analyzed in situ such as: temperature, pH, electrical conductivity, total solids, dissolved oxygen, redox potential, as well as ex situ parameters such as: BOD, COD, alkalinity, hardness, nitrates and some metals such as: magnesium , calcium, iron, potassium and phosphates were also quantified. Two sampling phases were carried out mainly in spring and winter in 2016 and 2017. The kinetic constant of the first-order degradation (k) was carried out considering the stage of exponential growth and its relation with the time of decay of the COD and BOD and with the model of Polprasert-Bhattarai the optimum dispersion number was obtained justifying the increase of screens from 3 to 6 and thus obtaining a dispersed flow regime with tendency to piston. Subsequently, two models of the Water Quality Index (ICA) corresponding to the Colombian model and Mexican model were analyzed, which contemplated 5 and 9 parameters respectively. Results of both models classified the water of the system under an "acceptable" criterion, which means that it was optimal for crops and for the development of aquatic life.

PRODUCTOS OBTENIDOS CON ESTE PROYECTO

- **Publicaciones**

García-Martínez, M., Osornio-Berthet, L.J., Solís-Correa, H.E., López-Chuken, U.J., Beltrán-Rocha, J.C. and Barceló-Quintal, I.D. (2017) *Determination of Hydrodynamics in Municipal Waste Water by a Lagoon System with Screens*. Journal of Environmental Protection, 8, 330-343 DOI: https://doi.org/10.4236/jep.2017.83025

Luis J. Osornio-Berthet, Icela D. Barcelo-Quintal, **Magdalena García-Martínez,** Hugo E. Solís-Correa and José T. González-González (2017). *Treatment of Municipal Wastewater by Subsurface Flow Wetlands Modified to Rural Communities in Mexico*. British Journal of Applied Science & Technology 2017, 19(2) ISSN: 2231-0843 DOI:10.9734/BJAST/2017/31425

Beltrán-Rocha, J.C., Barceló-Quintal, I.D. **García-Martínez, M**., Osornio-Berthet, L., Saavedra-Villarreal, N., Villarreal-Chiu, J., López-Chuken, U.J. (2017). *Polishing of municipal secondary effluent using native microalgae consortia* Water Science and Technology, 75(7), 1693-1701 DOI:10.2166/wst.2017.046

- **Presentaciones y Memorias en Congresos Locales**

Icela D. Barceló Quintal, **Magdalena García-Martínez**, Ulrico Javier Lopez Chuken, Julia G. Pacheco Ávila, Santos A. Cabrera Sansores, Carlos Zetina Moguel, Germán Giacomán Vallejos, Sergio Gómez-Salazar (2015). *Determinación de los parámetros hidrológicos, hidráulicos e índices de calidad para la recuperación de la laguna del sistema de tratamiento natural en la UAM-Azcapotzalco*. Presentación y memoria en el 3er Foro de la Calidad, Desarrollo de sistemas de tratamiento, recuperación y Sustentabilidad de Cuerpos Acuáticos de la Red de Tecnología del Agua del PROMEP. Rectoría de la UAM, Ciudad de México, México. Del 8 al 9 de enero.

M. García- Martínez, I. D. Barceló- Quintal, U.J. López –Chuken, L.J. Osornio-Berthet J.C. Beltrán-Rocha (2016). *Eficiencia de un tratamiento de aguas residuales a través de un sistema piloto lagunar en la UAM-A*. Presentación en el III Coloquio del Posgrado en Ciencias e Ingeniería III Simposio de Nanotecnología y Calidad Ambiental. Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México Del 23 al 25 de noviembre de 2016.

Osornio-Berthet, L., Barceló-Quintal, I., López-Chuken, U., Rivas-Hernández, A. **y García-Martinez, M**. (2016) *Tratamiento de aguas residuales a través de un humedal modificado de flujo sub subsuperfcial en la UAM-A*. En III Simposio Internacional en Nanotecnología y Calidad Ambiental y III Coloquio del Posgrado en Ciencias e Ingeniería. En México, D.F.

M. García- Martínez (2017).*Hidrodinámica en canales abiertos de un sistema de tratamiento de agua residual*. Presentación en la 1era Jornada de Hidráulica en la Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México. 1 de junio.

- **Presentaciones en Congresos Nacionales**

Icela D. Barceló-Quintal, **Magdalena García-Martínez**, Ulrico López-Chuken, Luis J. Osornio-Berthet, Adolfo Hernández-Moreno, Julisa García-Albortante, Hugo E. Solís-Correa, (2015). *Diseño de canales en una laguna de maduración en la UAM-Azcapotzalco para evitar zonas muertas.* Presentación en el 2° Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental A.C. (AMICA). Puebla de los Ángeles, Puebla. Del 20 al 23 de octubre.

Barceló-Quintal, I., Osornio-Berthet, L., Rivas-Hernández, A. García-Martínez, M., García-Albortante, J. Hernández-Moreno, A., y Solís-Correa, H. (2015). *Obtención de parámetros hidrodinámicos, fisicoquímicos y químicos para la operación eficiente del tratamiento de aguas residuales municipales en el humedal de la UAM-Azcapotzalco.* En 2º congreso Amica 2015.Congreso realizado en Puebla, Puebla México.

- **Presentaciones en Congresos Internacionales**

Magdalena García Martínez, I.D Barceló-Quintal, U.J. Lopez-Chuken, L.J. Osornio-Berthet L. J (2015) *Determination of physicochemical parameters and chemical kinetics K obtaining a plug flow and dispersed flow of a lagoon pilot ripening* Presentación en el 4th Young Water Professionals Conference International Water Association (IWA) México. En Guanajuato, Guanajuato. Del 27 al 29 de abril

Osornio-Berthet, L., Barceló-Quintal, I., López-Chuken, U., Rivas-Hernández, A. y **García-Martinez, M**. (2015). *Obtaining hydrodynamic, physicochemical and chemical parameters for the efficient operation of municipal wastewater treatment in the wetland system in UAM-Azcapotzalco*. En 4th IWA México Young Water Professionals Conference 2015, del 27 al 29 de abril de 2015, en Guanajuato, Gto México.

Osornio-Berthet, L., Barceló-Quintal, I., López-Chuken, U., Rivas-Hernández, A. y **García-Martínez, M**. (2016). *Obtaining hydrodynamic, physicochemical and chemical parameters for the efficient operation of municipal wastewater treatment in the wetland system in UAM-Azcapotzalco.* En IWA Poland IWA Specialist Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.ECS, Gdańsk, Poland. Del 4 al 9 de septiembre

M. García- Martínez, I. D. Barceló- Quintal, U.J. López –Chuken, L.J. Osornio-Berthet, J.C. Beltrán-Rocha (2016). *Efficiency of wastewater treatment by a pilot lagoon system with screens and camber curves*. Presentación en el 13th IWA Specialized Conference on Small Water and Wastewater Systems (SWWS) and the 5th IWA Specialized Conference on Resources-Oriented Sanitation (ROS). Atenas, Grecia. Del 13 al 17 de septiembre

García-Martínez M., Barceló- Quintal I. D., Osornio-Berthet L.J., Solís-Correa H.E., López– Chuken U.J., Beltrán-Rocha J. (2017) *Determination of Water Quality Indices in a lagoon system with screens and curve shapes with slope, in Mexico.* Presentación en el 5th Young Water Professionals Conference, International Water Association (IWA) Mexico. En Morelia, Michoacán. Del 24 al 26 de mayo.

Osornio-Berthet L.J.**,** Barceló-Quintal I. D.,1 López-Chuken U.J.,**García-Martínez M**., Beltrán-Rocha J.C. (2017) *Determination of treatment efficiency in a sub-surface wetland system of horizontal flow in Mexico, in Mexico.* Presentación en el 5th Young Water Professionals Conference, International Water Association (IWA) Mexico. En Morelia, Michoacán. Del 24 al 26 de mayo.

González González José Tenoch, Barceló-Quintal Icela Dagmar, Osornio-Berthet Luis Jesús, Solis-Correa Hugo Eduardo., **García-Martínez Magdalena**, García-Albortante Julisa (2017). *Determinación de las constantes cinéticas para la degradación de nitratos mediante un humedal sub-superficial de flujo horizontal con P. australis Y T. latifolia*. Memorias del VIII Octavo Congreso Internacional de Docencia e Investigación en Química (CIDIQ). En UAM-Azcapotzalco, Ciudad de México, México. Del 06-09 de noviembre

Patente en Trámite (4 de septiembre de 2017)

En proceso de presentar por parte de la Universidad Autónoma Metropolitana ante el Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial (IMPI) la solicitud de patente de la invención denominada: ***Sistema de humedales y lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas.*** Esta invención fue desarrollada en el Departamento de Ciencias Básicas de la División de Ciencias e Ingeniería de la Unidad Azcapotzalco, bajo la responsabilidad de la Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal, Profesora Titular "C" adscrita a dicho departamento. La participación de los inventores fue en el siguiente orden:

1. Icela Dagmar Barceló Quintal
   Hacienda de los Portales No. 84, Col Prados del Rosario, Delegación Azcapotzalco, Ciudad de México, C.P. 02410.
2. Magdalena García Martínez
   Calle Norte 7ª s/n, Col. La Piedad, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, C.P. 54720
3. Luis Jesús Osornio Berthet
   Calle 18 de marzo, Manzana 5, Lote 2, Col. Loma La Palma, Delegación Gustavo A. Madero, Ciudad de México, C.P. 07160

ABREVIACIONES USADAS

A = área superficial de la laguna
DBO = Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO = Demanda Química de Oxígeno
HH = huevos de helminto
ICA= Índice de Calidad del Agua
L = longitud del recorrido del flujo de la laguna o largo de la laguna
LEAR = laguna de Estabilización de Agua Residual
MO = materia orgánica
NO^-_3 = nitrato
OD = oxígeno disuelto
OPR= Potencial redox
PTAR= Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
Q = caudal de entrada de la laguna
ST = Sólidos totales
SS = Sólidos sedimentables
T= temperatura del agua de la laguna en °C
t =tiempo
T_{RH}= tiempo de retención hidráulico
T_{RHE}= tiempo de retención hidráulico experimental
T_{RHT}= tiempo de retención hidráulico teórico
υ= viscosidad cinemática
V =volumen de la laguna
W = ancho del estanque o canal
Z = profundidad líquida de la laguna o del canal

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS ..... **III**
DEDICATORIAS ..... **IV**
RESUMEN ..... **V**
ABSTRACT ..... **VI**
LOGROS OBTENIDOS EN ESTE PROYECTO ..... **VII**
ABREVIACIONES USADAS ..... **X**
ÍNDICE ..... **XI**
ÍNDICE DE FIGURAS ..... **XV**
ÍNDICE DE TABLAS ..... **XVIII**

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN **1**

1.1 Generalidades 2
1.1.1 Aguas residuales municipales 2
1.1.2 Aguas residuales industriales 2
1.1.3 Lagunas de estabilización 3
1.2 Justificación 4

CAPÍTULO 2 HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y DESARROLLO DEL PROYECTO **5**

2.1 Hipótesis 6
2.2 Objetivos 6
2.2.1 Objetivo General 6
2.2.2 Objetivos específicos 6
2.3 Desarrollo del proyecto 7

CAPÍTULO 3. ESTADO DEL ARTE **9**

3.1 Lagunas de estabilización 10
3.2 Uso de mamparas en sistemas lagunares 11
3.3 Modelos hidrodinámicos y de calidad del agua 13
3.4 Combinación de procesos naturales de tratamiento de agua 18
3.5 Índices de Calidad del Agua 19

CAPÍTULO 4. FUNDAMENTOS TEÓRICOS **21**

4.1 Generalidades sobre las lagunas 22
4.1.1 Lagunas aerobias 22
4.1.2 Lagunas anerobias 23
4.1.3 Lagunas facultativas 23
4.1.4 Lagunas de maduración 24
4.2 Materia Orgánica 25
4.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) 25
4.4 Demanda Química de Oxígeno (DQO) 26
4.5 Nitrificación 26
4.6 Alcalinidad 27
4.7 Dureza 28
4.8 Relación del CO_2, HCO_{3-} y CO_3^{2-} 30

4.9 Calculo de un sistema lagunar 31
4.9.1 Cálculos cinéticos 31
4.9.1.1 Cinéticas de degradación de parámetros químicos 31
4.9.1.2 Ecuaciones para corregir la constante cinética a 20°C 32
4.10 Descripción del modelo IBER 34
4.10.1 Ecuaciones hidrodinámicas 35
4.10.2 Fricción de fondo 36
4.10.3 Modelo de transporte solido no- estacionario 36
4.10.4 Ecuación de conservación del sedimento 37
4.10.5 Tensiones efectivas 37
4.11 Indicadores ambientales de calidad del agua 39
4.11.1 Criterios para el desarrollo de índices ambientales 39
4.11.2 Índice de Calidad del Agua (ICA) modelo mexicano propuesto por Conagua 40
4.11.3 Criterios de cálculo 41
4.11.3.1 pH 41
4.11.3.2 Sólidos totales 41
4.11.3.3 Sólidos sedimentables 41
4.11.3.4 Conductividad eléctrica 41
4.11.3.5 Alcalinidad 41
4.11.3.6 Dureza total 42
4.11.3.7 Demanda Bioquímica de Oxígeno 42
4.11.3.8 Nitratos 42
4.11.3.9 Oxígeno disuelto 42
4.11.4 Modelo Colombiano 42
4.11.4.1 Sólidos totales 43
4.11.4.2 Conductividad Eléctrica 43
4.11.4.3 pH 43

CAPÍTULO 5. DESARROLLO EXPERIMENTAL 45

5.1 Descripción del sistema lagunar 46
5.1.2 Análisis del sistema lagunar del 2010 46
5.1.3 Propuesta experimental 47
5.2 Diseño de un prototipo del sistema lagunar a escala 1:20 50
5.2.1 Determinación de los T_{RH} utilizando azul de metileno en un prototipo de tres canales 50
5.2.2 Determinación de los T_{RH} utilizando azul de metileno en un prototipo de siete canales con curvas peraltadas 51
5.3 Diseño de curvas peraltadas 52
5.4 Modelo hidrodinámico con IBER 53
5.5 Reconstrucción del sistema lagunar de la UAM-A 54
5.5.1 Implementación de curvas peraltadas y mamparas 54
5.5.2 Sistema de drenado del sistema lagunar 54
5.5.3 Sistema de impermeabilizado del sistema lagunar 55
5.5.4 Alimentación del sistema lagunar 55
5.5.6.1 Llenado del sistema lagunar 56
5.6 Muestreo 56
5.6.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO) 58
5.6.7 Determinación de sólidos sedimentables 58
5.6.8 Temperatura 59
5.6.9 Conductividad eléctrica 59
5.6.10 Oxígeno Disuelto (OD) 59
5.6.11 Potencial de Oxido- Reducción (ORP) 59
5.6.12 pH 59
5.6.13 Determinación de temperatura, pH, conductividad eléctrica, OD y ORP 59
5.6.14 Nitratos 60
5.6.15 Dureza y alcalinidad 60

5.6.16 Nitratos 60
5.6.17 Obtención de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) 61
5.6.18 Metales 61
5.7 Cálculos cinéticos 61
5.7.1 Cinéticas de degradación de los parámetros químicos, DBO, DQO, nitratos y fosfatos. 61
5.8 Cálculo del índice de Calidad del Agua (ICA) 62

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS E INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS 63

6.1 Resultados del sistema de prototipo a escala 1:20 64
6.2 Resultados del modelo hidrodinámico: IBER 65
6.2.1 Velocidad 65
6.2.2 Número de Froude 65
6.2.3 Transporte de Sólidos totales 66
6.2.4 Turbulencia 66
6.3 Obtención del número de dispersión "d" 67
6.3.1 Obtención de "d" sin considerar mamparas en el sistema lagunar 68
6.3.2 Obtención de "d" considerando un canal 70
6.4 Reconstrucción del sistema lagunar real 72
6.4.1 Diseño de la curva peraltada 72
6.4.2 Llenado del sistema lagunar de la UAM-A 73
6.5 Resultados de los parámetros fisicoquímicos *in situ* 74
6.5.1 Resultados de la determinación de la Temperatura y conductividad eléctrica 74
6.5.1.1 Temperatura 74
6.5.1.2 Conductividad eléctrica 75
6.5.2 Resultados de la determinación del pH, Potencial Redox (ORP) y Oxígeno Disuelto (OD). 75
6.5.2.1 Potencial de hidrógeno (pH) 76
6.5.2.2 Potencial redox (ORP) 76
6.5.2.3 Oxígeno disuelto (OD) 77
6.6 Resultados de los parámetros *ex situ* 77
6.6.1 Resultados de la determinación de los sólidos totales, DBO y DQO 77
6.6.1.1 Sólidos totales (ST) 77
6.6.1.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) 78
6.6.1.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO) 78
6.6.1.4 Relación DBO/DQO 79
6.6.2 Resultados de la determinación de nitratos 80
6.6.2.1 Nitratos (NO_3^-) 80
6.6.3 Resultados de la determinación de fosfatos 81
6.6.3.1 Fosfatos (PO_4^{3-}) 81
6.6.4 Resultados de la determinación de los Metales Hierro, Potasio, Calcio y Magnesio 81
6.6.4.1 Hierro (Fe) 81
6.6.4.2 Potasio (K) 82
6.6.4.3 Calcio (Ca) 82
6.6.4.4 Magnesio (Mg) 83
6.6.5 Resultados de la determinación de la dureza 83
6.6.5.1 Dureza al Calcio (mg/ de $CaCO_3$) 83
6.6.5.2 Dureza al Magnesio (mg/ de $CaCO_3$) 84
6.6.5.3 Dureza total 84
6.6.6 Resultados de la Determinación de la Alcalinidad 85
6.6.6.1 Alcalinidad 85
6.7 Resultados de los Cálculos Cinéticos 86
6.7.1 Resultados Cinéticos de la DBO, DQO y sólidos totales 87
6.7.1.1 Resultados cinéticos de la DBO y de las Constantes Cinéticas 87
6.7.2 Resultados Cinéticos de los Fosfatos y Nitratos 105
6.8 Obtención de los índices de Calidad del Agua 117

6.8.1 Índice de Calidad del agua: modelo Colombiano 117
6.8.2 Índice de Calidad del agua: modelo de Conagua 119
6.8.3 Selección óptima de Índice de Calidad del Agua 120

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 122

CONCLUSIONES 123
RECOMENDACIONES 125

REFERENCIAS 126

APÉNDICES 136

A. Cálculo de la curva peraltada en el sistema lagunar de la UAM-A 137
B. Procedimiento para el cálculo hidrodinámico a través del software Iber. 143
C. Tablas generales con su respectivo porcentaje de desviación estándar para cada uno de los parámetros obtenidos en cada etapa de muestreo. 148
D. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO. 156
E. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO. 158
F. Porcentaje (%)de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de sólidos. . 160
G. Porcentaje (%)de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de Fosfatos. 162
H. Porcentaje (%)de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de Nitratos. 164

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1	Desarrollo del proyecto	8
Figura 4.1	Esquema de una laguna anaerobia	23
Figura 4.2	Lagunas Facultativas a) Esquema de una laguna facultativa. b) Ejemplo de laguna en Cd. Guzmán Jalisco	24
Figura 4.3	a) Ejemplo de lagunas de maduración b) Laguna de maduración de la UAM	25
Figura 4.4	Ciclo del oxígeno (Barceló, 2000)	27
Figura 4.5	Distribución de las especies carbonatadas en el agua	31
Figura 4.6	Esquema del módulo de transporte solido no-estacionario	36
Figura 4.7	Flujos secundarios (izquierda) y perfil vertical de velocidad (derecha). Principales causas de los términos de dispersión.	38
Figura 4.8	Diagrama de la metodología del software IBER	39
Figura 5.1	Variación del OD durante 2010 en el sistema lagunar, invierno corresponde al estiaje y otoño después del periodo de lluvias en dos etapas de muestreo por estación	47
Figura 5.2	Variación de la DQO durante 2010 en el sistema lagunar, invierno corresponde al estiaje y otoño después del periodo de lluvias en dos etapas de muestreo por estación.	47
Figura 5.3	Esquema del sistema Humedal-Laguna de la UAM- Azcapotzalco	49
Figura 5.4	Diagrama de la metodología de tesis.	50
Figura 5.5	Croquis del sistema lagunar con dos mamparas.	51
Figura 5.6	Prototipo visto en planta del sistema lagunar con dos mamparas.	51
Figura 5.7	Distribución del trazador en el sistema a escala.	52
Figura 5.8	Croquis del sistema lagunar con seis mamparas.	52
Figura 5.9	Prototipo visto en planta del sistema lagunar con seis mamparas.	52
Figura 5.10	Distribución del trazador en el primer canal del modelo a escala.	53
Figura 5.11	Recorrido del trazador por el primer canal.	53
Figura 5.12	Vista de curva peraltada.	54
Figura 5.13	Detalle de curva y vista isométrico de la laguna	55
Figura 5.14	Vista real de las curvas de la laguna	55
Figura 5.15	Vista en planta de la laguna y su sistema de desazolve	56
Figura 5.16	Vista general de la laguna	56
Figura 5.17	Vertedero en el sistema lagunar	57
Figura 5.18	Llenado del sistema lagunar	57
Figura 5.19	Representación de los puntos de muestreo en la laguna de maduración	58
Figura 5.20	Equipo para la determinación de la DQO	59
Figura 5.21	Conos Imhoff	60
Figura 5.22	Aparato empleado para la determinación de sólidos en suspensión	60
Figura 5.23	a) Interfaz LabQuest, Vernier, b) Sensores Vernier	61
Figura 5.24	Hardness Total Test Kit 5-EP mg/L y Alkalinity Test Kit AL-AP mg/L	62
Figura 5.25	Complete Water Quality Laboratory DREL/2400	62
Figura 5.26	Analizador de DBO montado en la botella y botellas montadas en el agitador	63
Figura 6.1	Modelado de la velocidad	67
Figura 6.2	Modelación del número de Froude con IBER	68
Figura 6.3	Modelación del transporte de SST con IBER	68
Figura 6.4	Modelación de la Turbulencia con IBER	69
Figura 6.5	Laguna de maduración con un área de 96.54 m^2	73
Figura 6.6	Laguna de maduración con un área de 7.88 m^2	73

Figura 6.7	Vista de la curva b) Vista isométrico del sistema lagunar	74
Figura 6.8	Vista de la curva en isométrico b) Vista isométrico del sistema lagunar	75
Figura 6.9	Labores de impermeabilización en la laguna	75
Figura 6.10	Vertedero en el sistema lagunar	75
Figura 6.11	Vista de la laguna de maduración	76
Figura 6.12	Variación de la temperatura en el año 2016	77
Figura 6.13	Variación de la conductividad eléctrica en el año 2016	77
Figura 6.14	Variación de pH en el año 2016	78
Figura 6.15	Variación del OPR en el año 2016	78
Figura 6.16	Variación del OD en el año 2016	79
Figura 6.17	Variación de SST en el año 2016	80
Figura 6.18	Variación de la DBO en el año 2016	80
Figura 6.19	Variación de la DQO en el año 2016	81
Figura 6.20	Variación de la relación DBO/DQO en el sistema lagunar	82
Figura 6.21	Variación de nitratos en el año 2016	82
Figura 6.22	Variación de fosfatos en el año 2016	83
Figura 6.23	Variación de Fe en el año 2017	83
Figura 6.24	Variación de K en el año 2017	84
Figura 6.25	Variación de Ca en el año 2017	84
Figura 6.26	Variación de Mg en el año 2017	85
Figura 6.27	Variación de la dureza al Ca en el año 2017	86
Figura 6.28	Variación de Dureza al Mg en el año 2017	86
Figura 6.29	Variación de Dureza total en el año 2017	87
Figura 6.30	Variación de la alcalinidad en el año 2017	87
Figura 6.31	Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el sistema lagunar	88
Figura 6.32	Variación de la concentración de DBO con respecto al T_{RH} en el sistema lagunar	89
Figura 6.33	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 1	90
Figura 6.34	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 2	90
Figura 6.35	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 3	91
Figura 6.36	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 4	92
Figura 6.37	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 5	92
Figura 6.38	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 6	93
Figura 6.39	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 7	94
Figura 6.40	Variación de la concentración de DQO con respecto al T_{RH} en el sistema lagunar	95
Figura 6.41	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 1	96
Figura 6.42	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 2	96
Figura 6.43	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 3	97
Figura 6.44	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 4	98
Figura 6.45	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 5	98
Figura 6.46	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 6	99
Figura 6.47	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 7	100
Figura 6.48	Variación de la concentración de sólidos con respecto al T_{RH} en el sistema lagunar	101
Figura 6.49	Tendencia de la cinética de los sólidos en la sección 1	102
Figura 6.50	Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 2	102
Figura 6.51	Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 3	103
Figura 6.52	Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 4	104
Figura 6.53	Tendencia de la cinética de orden uno de sólidos en la sección 5	104
Figura 6.54	Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 6	105
Figura 6.55	Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 7	106
Figura 6.56	Variación de la concentración de Fosfatos con respecto al T_{RH} en el año 2016	107
Figura 6.57	Tendencia de la cinética de los Fosfatos en la sección 1	108
Figura 6.58	Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 2	108

Figura 6.59	Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 3	109
Figura 6.60	Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 4	110
Figura 6.61	Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección 5	110
Figura 6.62	Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 6	111
Figura 6.63	Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 7	112
Figura 6.64	Variación de la concentración de Nitratos con respecto al T_{RH} en el año 2016	113
Figura 6.65	Tendencia de la cinética de los Nitratos en la sección 1	114
Figura 6.66	Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 2	114
Figura 6.67	Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 3	115
Figura 6.68	Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 4	116
Figura 6.69	Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección 5	116
Figura 6.70	Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 6	117
Figura 6.71	Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 7	118
Figura A.1	Representación de la curva peraltada	137
Figura A.2	Representación de las fuerzas actuantes en el peralte	137
Figura A.3	Componente de la fuerza normal	138
Figura A.4	Componente de la fuerza de rozamiento	138

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1	Recomendaciones de diseño para localidades mayores de 50,000 habitantes	23
Tabla 4.2	Principales cationes que causan dureza y sus aniones asociados	29
Tabla 4.3	Ecuaciones para obtener constantes de remoción	33
Tabla 4.4	Números de dispersión de acuerdo con diferentes ecuaciones	33
Tabla 4.5	Valores de ponderación de cada subíndice	41
Tabla 4.6	Descriptores para presentar el aplicativo del ICA.	45
Tabla 5.1	Parámetros determinados e instrumentos que se utilizaron para la medición en campo	58
Tabla 5.2	Parámetros y métodos que se emplearon para los análisis en el laboratorio	59
Tabla 5.3	Valores de ponderación de cada subíndice	64
Tabla 6.1	Comparación de T_R en los dos modelos	66
Tabla 6.2	Medición de T_{RHE} en abril y junio de 2015	66
Tabla 6.3	Valores del número de dispersión d obtenidos	74
Tabla 6.5	Relación de la DBO/DQO	81
Tabla 6.6	Escala del T_{RH} con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección	88
Tabla 6.7	Concentración de DBO correspondiente a la sección 1	89
Tabla 6.8	Concentración de DBO correspondiente a la sección 2	90
Tabla 6.9	Concentración de DBO correspondiente a la sección 3	91
Tabla 6.10	Concentración de DBO correspondiente a la sección 4	91
Tabla 6.11	Concentración de DBO correspondiente a la sección 5	92
Tabla 6.12	Concentración de DBO correspondiente a la sección 6	93
Tabla 6.13	Concentración de DBO correspondiente a la sección 7	93
Tabla 6.14	Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo	94
Tabla 6.15	Concentración de DQO correspondiente a la sección 1	95
Tabla 6.16	Concentración de DQO correspondiente a la sección 2	96
Tabla 6.17	Concentración de DQO correspondiente a la sección 3	97
Tabla 6.18	Concentración de DQO correspondiente a la sección 4	97
Tabla 6.19	Concentración de DQO correspondiente a la sección 5	98
Tabla 6.20	Concentración de DQO correspondiente a la sección 6	99
Tabla 6.21	Concentración de DQO correspondiente a la sección 7	99
Tabla 6.22	Constantes k_{20} en ambos períodos de muestreo	100
Tabla 6.23	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 1	101
Tabla 6.24	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 2	102
Tabla 6.25	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 3	103
Tabla 6.26	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 4	103
Tabla 6.27	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 5	104
Tabla 6.28	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 6	105
Tabla 6.29	Concentración de sólidos correspondiente a la sección 7	105
Tabla 6.30	Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo	106
Tabla 6.31	Concentración de fosfatos correspondiente a la sección 1	107
Tabla 6.32	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 2	108
Tabla 6.33	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 3	109
Tabla 6.34	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 4	109
Tabla 6.35	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 5	110
Tabla 6.36	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 6	111
Tabla 6.37	Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 7	111
Tabla 6.38	Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo	112
Tabla 6.39	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 1	113
Tabla 6.40	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 2	114
Tabla 6.41	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 3	115
Tabla 6.42	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 4	115
Tabla 6.43	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 5	116

Tabla 6.44	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 6	117
Tabla 6.45	Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 7	117
Tabla 6.46	Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo	118
Tabla 6.47	Índices de calidad en los 21 sitios de muestreo en la laguna de maduración	119
Tabla 6.48	Criterios aplicados para el modelo de calidad del agua de acuerdo al modelo colombiano	120
Tabla 6.49	Índices de Calidad en los 21 sitios de muestreo con modelo colombiano.	121
Tabla 6.50	Índice de Calidad del Agua en los 21 sitios de muestreo en la laguna de maduración	122
Tabla A.1	Cartera de deflexiones para el trazo de la curva	136
Tabla C.1	Valores de temperatura en el año 2016	146
Tabla C.2	Valores de conductividad en el año 2016	146
Tabla C.3	Valores de pH en el periodo posterior a invierno en el año 2016	147
Tabla C.4	Valores de ORP en el año 2016	147
Tabla C.5	Valores de oxígeno disuelto en el año 2016	148
Tabla C.6	Valores de DBO5 en el año 2016	148
Tabla C.7	Valores de DQO en el año 2016	149
Tabla C.8	Valores de ST en el año 2016	149
Tabla C.9	Valores de Fosfatos en el año 2016	150
Tabla C.10	Valores de nitratos en el año 2016	150
Tabla C.11	Valores de magnesio en el año 2016	151
Tabla C.12	Valores de potasio en el año 2016	151
Tabla C.13	Valores de hierro en el año 2016	152
Tabla C.14	Valores de calcio en el año 2016	152
Tabla D.1	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L0-L2.	154
Tabla D.2	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L3-L5.	154
Tabla D.3	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L6-L8.	154
Tabla D.4	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L9-L11	154
Tabla D.5	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L12-L14.	154
Tabla D.6	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L15-L17.	154
Tabla D.7	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L18-L21	154
Tabla E.1	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L0-L2.	156
Tabla E.2	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L3-L5.	156
Tabla E.3	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L6-L8.	156
Tabla E.4	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L9-L11.	156
Tabla E.5	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L12-L14.	156
Tabla E.6	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L15-L17.	156
Tabla E.7	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L18-L21	156
Tabla F.1	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L0-L2	158
Tabla F.2	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L3-L6.	158
Tabla F.3	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L7-L8.	158

Tabla F.4	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L9-L11.	158
Tabla F.5	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L12-L14.	158
Tabla F.6	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L15-L17.	158
Tabla F.7	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L18-L21.	158
Tabla G.1	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L0-L2.	160
Tabla G.2	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L3-L5.	160
Tabla G.3	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L6-L8.	160
Tabla G.4	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L9-L11.	160
Tabla G.5	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L12-L14.	160
Tabla G.6	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L15-L17.	160
Tabla G.7	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L18-L21.	160
Tabla H.1	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L0-L2.	162
Tabla H.2	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L3-L5.	162
Tabla H.3	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L6-L8.	162
Tabla H.4	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L9-L11.	162
Tabla H.5	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L12-L14.	162
Tabla H.6	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L15-L17.	162
Tabla H.7	Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L18-L21.	162



CAPÍTULO 1

Introducción

En este capítulo se da una introducción al Proyecto abordando brevemente la problemática que da motivación al mismo

1.1 Generalidades

Durante el siglo XX, la gestión del agua en la República Mexicana registró una clara evolución. La política hídrica en el país inició con el enfoque de incrementar la oferta de agua para los diversos usos mediante la construcción de infraestructura (presas, acueductos, pozos, plantas de tratamientos de aguas residuales, redes de abastecimiento y alcantarillado). En la década de los 80, esta política fue progresivamente sustituida por otra cuyos esfuerzos se enfocaron al control de la demanda del recurso hídrico. Aunque en gran medida estas políticas proporcionaron una respuesta a los requerimientos hídricos de México, lamentablemente también heredaron problemas graves, como una creciente sobreexplotación de acuíferos, contaminación de cuerpos de aguas superficiales y subterráneas, escaza calidad en los servicios de agua potable y gran vulnerabilidad a las inundaciones en diversas poblaciones del país (CONAGUA, 2011). Ante esta realidad, la política hídrica mexicana está adoptando la sustentabilidad como su enfoque central, donde se favorece la inversión en tratamientos naturales de aguas residuales, la sustitución de fuentes convencionales de suministro y la modernización tecnológica de los sistemas de riego agrícola.

Se definen como aguas residuales a aquellas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general de cualquier otro uso, así como de la mezcla de ellas (Ley de Aguas Nacionales.- Artículo 3 Fracción VI). Es común clasificar a las aguas residuales en aguas residuales municipales y aguas residuales industriales.

1.1.1 Aguas residuales municipales

Agua residual es el término genérico utilizado para designar al residuo líquido recogido mediante la red de alcantarillado para su posterior tratamiento en una Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR). Los componentes que configuran el agua residual que genera una comunidad, dependen del tipo de sistema de recogida que se utiliza (Metcalf & Eddy, 1991).

1.1.2 Aguas residuales industriales

Son aquellas generadas por la industria, lo cual significa que en muchas ocasiones deben ser tratadas por las mismas fuentes que las generan antes de poder ser descargadas al alcantarillado municipal, esto debido a la posible presencia de metales pesados o compuestos tóxicos y peligrosos, como fenoles y compuestos orgánicos tóxicos que no pueden ser removidos mediante los tratamientos convencionales de aguas residuales municipales. Es claro que la composición básica de las aguas residuales depende directamente de su origen. El presente proyecto se restringe al tratamiento de aguas residuales municipales mediante una laguna de maduración, por lo cual solo nos enfocaremos en este tipo de agua.

1.1.3 Lagunas de estabilización

Las lagunas se han empleado para tratar aguas residuales desde hace 3000 años. Sin embargo, el primer tanque de estabilización artificial que se construyó fue en San Antonio, Texas, en 1901. Para 1975 se encontraban operando 7,000 lagunas en los Estados Unidos y 868 en Canadá durante 1981 (Thirumurti, 1991). En México, actualmente se tienen instaladas 357 plantas de este tipo. En general, las lagunas son depósitos construidos mediante la excavación y compactación de la tierra que almacenan agua de cualquier calidad por un periodo determinado. Las lagunas constituyen un tratamiento alterno interesante ya que permiten un manejo sencillo del agua residual, la recirculación de nutrientes y la producción primaria de alimento en la cadena alimenticia (Oswald, 1995). Su popularidad se debe a su simplicidad de operación, bajo costo y eficiencia energética. Sin embargo, y como lo señaló Arceivala *et al.*, 1970 (Citado por Thirumurthi, 1991), "a pesar de su aparente simplicidad, las lagunas de estabilización son reactores bioquímicos complejos que requieren un adecuado diseño " y más que el tipo de modelo matemático que se emplee para su diseño, es necesario tomar en cuenta las condiciones ambientales que determinan su forma de operación.

De acuerdo a Peña y Mara (2004), las lagunas de estabilización son usualmente el método más recomendable para tratamiento de aguas residuales de origen doméstico y municipal en países en vías de desarrollo, es decir, aquellas que reciben aguas residuales pre-tratadas en lagunas de estabilización facultativas primarias o en tanques de sedimentación (Hosetti y Frost, 1998). En lugares donde el clima es más favorable para su operación, los sistemas lagunares son opciones de bajo costo (usualmente la alternativa más económica), que requieren poco mantenimiento, alta eficiencia, y el tratamiento es totalmente natural y altamente sostenible. Este tipo de lagunas realizan tanto tratamiento primario como secundario, y al ser facultativas se caracterizan por la presencia de una capa permanente anaerobia en el fondo y una capa aerobia en la superficie, la cual es oxigenada por la acción fotosintética de las microalgas y la aireación provocada por el viento (Ramadan y Ponce, 2005).

El término "laguna de oxidación" se usa generalmente como un sinónimo. Las lagunas de estabilización son muy populares en las pequeñas comunidades debido a su bajo costo de inversión y de operación, los cuales le dan una ventaja significativa sobre otros métodos de tratamiento. Se clasifican de acuerdo con la naturaleza de la actividad biológica que se lleva a cabo en el proceso: (1) aerobia, (2) anaerobia y (3) facultativa (Gloyna, 1973).Las microalgas han recibido mayor atención en los últimos años especialmente en regiones tropicales y subtropicales y en procesos de tratamiento terciario, pues su incorporación en el tratamiento convencional de aguas residuales mejora la calidad del agua del efluente porque generan oxígeno, reducen las cargas de nutrimentos y metales en ecosistemas dulceacuícolas y constituyen una fuente de proteínas, vitaminas y otros compuestos, que puede ser producida al mismo tiempo que se realiza la disminución de la contaminación de las aguas residuales (Hoffmann, 1998; De Paul, 2002; O´Farrill *et al.*, 2003; Ahmadi *et al.*, 2005; Travieso *et al.*, 2006; Jahan *et al.*, 2006).

1.2 Justificación

En los últimos años, los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales se han establecido en todo el mundo como una alternativa a los convencionales sistemas de tratamiento. Estos sistemas tienen bajos requerimientos de energía y son fáciles de operar y mantener, lo que hace que sean adecuados para el tratamiento de aguas residuales donde la disponibilidad de espacio no son factores limitantes (García *et al.*, 2001; Puigagut *et al.*, 2007).

Es así como nace la idea de construir un sistema de tratamiento humedal-laguna-humedal en la UAM-Azcapotzalco. Sin embargo, en el momento de iniciar este proyecto de tesis se encontraba en estado de deterioro, debido fundamentalmente al descuido de las personas que se encontraban como responsables de la inspección y cuidado del mismo; corriendo el riesgo de quedar completamente inutilizado. La laguna de maduración se encontraba vacía y no recibía agua del primer humedal y por lo tanto no podía enviar agua al segundo humedal, además de contener lodos y residuos vegetales en la base, por último, las dos mamparas con los tres canales se encontraban parcialmente desmontadas y rotas.

Por lo anterior fue imperante buscar soluciones que coadyuvaran a que el sistema de la UAM-A tuviera un funcionamiento óptimo además que sirviera de modelo para escalarlo a niveles reales en poblaciones rurales de varios Municipios de la Cuenca Alta del Río Lerma, ya que actualmente no cuentan con sistemas de tratamiento económicos, por lo que vierten sus aguas residuales a dicho río y a la Presa José Antonio Alzate, afectando cada día más al río y a la presa. Este sistema lagunar además puede utilizarse en el tratamiento de las aguas residuales de una parte de la UAM-A y aprovecharse en conjunto con los humedales a tratar el agua al menos para riego de las áreas verdes.

Por otro lado, permitiría ensayar modelos hidráulicos, estudiar el material en suspensión, a través de los sólidos totales, probar mamparas para evitar zonas muertas y a su vez "cortos circuitos", estudiar los procesos de sedimentación, así como la eficiencia en el tratamiento de la degradación de la materia orgánica a través de la Demanda Química de Oxígeno y la Demanda Bioquímica de Oxígeno, de fosfatos y nitratos, aplicar modelos matemáticos que rigen el comportamiento de los flujos y determinar los modelos cinéticos para los cálculos en el escalamiento.

Por lo que se justifica una remodelación del sistema lagunar, para ello se propuso un diseño a escala que serviría para los cálculos y poderlos utilizar para el sistema lagunar de la UAM-A y realizar los estudios indicados en el párrafo anterior.



CAPÍTULO 2

Hipótesis, Objetivos y Desarrollo del proyecto

En este capítulo se pretende establecer el desarrollo del proyecto así como el objeto de la investigación y los objetivos que se pretenden cubrir durante la misma.

2.1 Hipótesis

El remodelar adecuadamente la laguna de maduración del sistema lagunar de la UAM-Azcapotzalco permitirá dotarla de características hidráulicas e hidrodinámicas que conduzcan a optimizar la eficiencia en el tratamiento del agua proveniente del humedal previo, logrando un ambiente aerobio en toda la columna de agua, con una buena fotosíntesis y la obtención de índices de calidad adecuados para lograr la eficiencia de este sistema y que cumplan con la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo General

Determinar los parámetros hidrodinámicos, hidráulicos, fisicoquímicos, químicos, y biológicos así como el número de mamparas a utilizar en la laguna de maduración para lograr su recuperación y alcanzar los índices de calidad de la misma para que el agua de salida sea de la calidad deseada y lograr cumplir con la Norma Oficial Mexicana NOM-001 SEMARNAT-1996, así como con la NOM-003 SEMARNAT-1997.

2.2.2 Objetivos específicos

Evaluar el comportamiento de la laguna de maduración construida a través de parámetros hidráulicos y fisicoquímicos.

Construir un prototipo a escala con mamparas y curvas con peralte que permita estudiar los tiempos de retención hidráulicos y evitar cortos circuitos en el flujo del agua, mediante el uso de un trazador.

Reconstruir la hidráulica de la laguna a escala real con los canales y las curvas con para propiciar una correcta circulación, así como evitar zonas muertas donde se pudieran generar procesos anaerobios.

Optimizar la pendiente de la laguna mediante la topografía de la misma con el objeto de mejorar los niveles comunicantes entre la laguna y el humedal de pulimento.

Calcular los tiempos de retención hidráulica y generar una recirculación óptima para que bacterias específicas induzcan un proceso biodegradador de la materia orgánica desde los primeros canales.

Establecer la metodología del seguimiento de la variación de sólidos totales, OD, DBO, DQO, nitratos, fosfatos y metales como Ca, Fe, Mg, Mn principalmente, parámetros que se utilizarán para el cálculo de las eficiencias de remoción. Así como para la determinación de los índices de calidad.

Analizar la velocidad, la turbulencia y el número de Froude de la laguna utilizando el software matemático IBER en dos direcciones.

Determinar las cinéticas en función de los parámetros, ST, DQO, DBO, nitratos, y fosfatos, para obtener los parámetros de diseño.

Seleccionar el modelo de diseño en función de los parámetros obtenidos y las condiciones locales.

Obtener, evaluar y **comparar** el índice de calidad (ICA) del agua en el efluente de la laguna de maduración de acuerdo a dos modelos: el mexicano de la Conagua y el colombiano.

Evaluar el comportamiento de la laguna de maduración re-construida a través de los ICA.

2.3 Desarrollo del proyecto

Se presenta el desarrollo del proyecto a partir de la fase inicial, posteriormente se presenta un diagrama de flujo como síntesis de las diferentes etapas y su interrelación (Figura 2.1).

1. Revisión bibliográfica para el establecimiento del estado del arte del proyecto.
2. Diseño de un prototipo a escala 1:20 del sistema lagunar donde se analizarán las condiciones hidrodinámicas del sistema, estudiando tiempos de retención hidráulico a partir de un trazador (azul de metileno) y a una concentración de 2 mg/L, incremento de 2 a 6 mamparas, es decir un sistema de 7 canales, y también diseño de la curva peraltada optima en la sección de cambio de canal.
3. Modelar el sistema lagunar a través de un software matemático que actúe en dos direcciones: Iber. Con la finalidad de analizar velocidad, turbulencia y número de Froude del sistema.
4. Determinación de las constantes cinéticas de degradación dela materia orgánica a través de la DQO, DBO y nitratos.
5. Construcción del sistema lagunar a nivel real que incluya: el número óptimo de mamparas pasando de 2 a 6, construcción de curvas peraltadas en cada cambio de canal y el diseño de un vertedero triangular al ingreso en el sistema.
6. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos *in situ* y *ex situ* en los sitios de muestreo en el sistema lagunar, y en dos periodos durante el año 2016 y 2017, realizando para cado año muestreos en época de primavera e invierno, respectivamente.
7. Evaluación y comparación del Índice de Calidad del Agua del sistema lagunar a través del modelo de Conagua y del modelo colombiano.
8. Evaluación de la eficiencia del sistema lagunar mediante los resultados obtenidos.

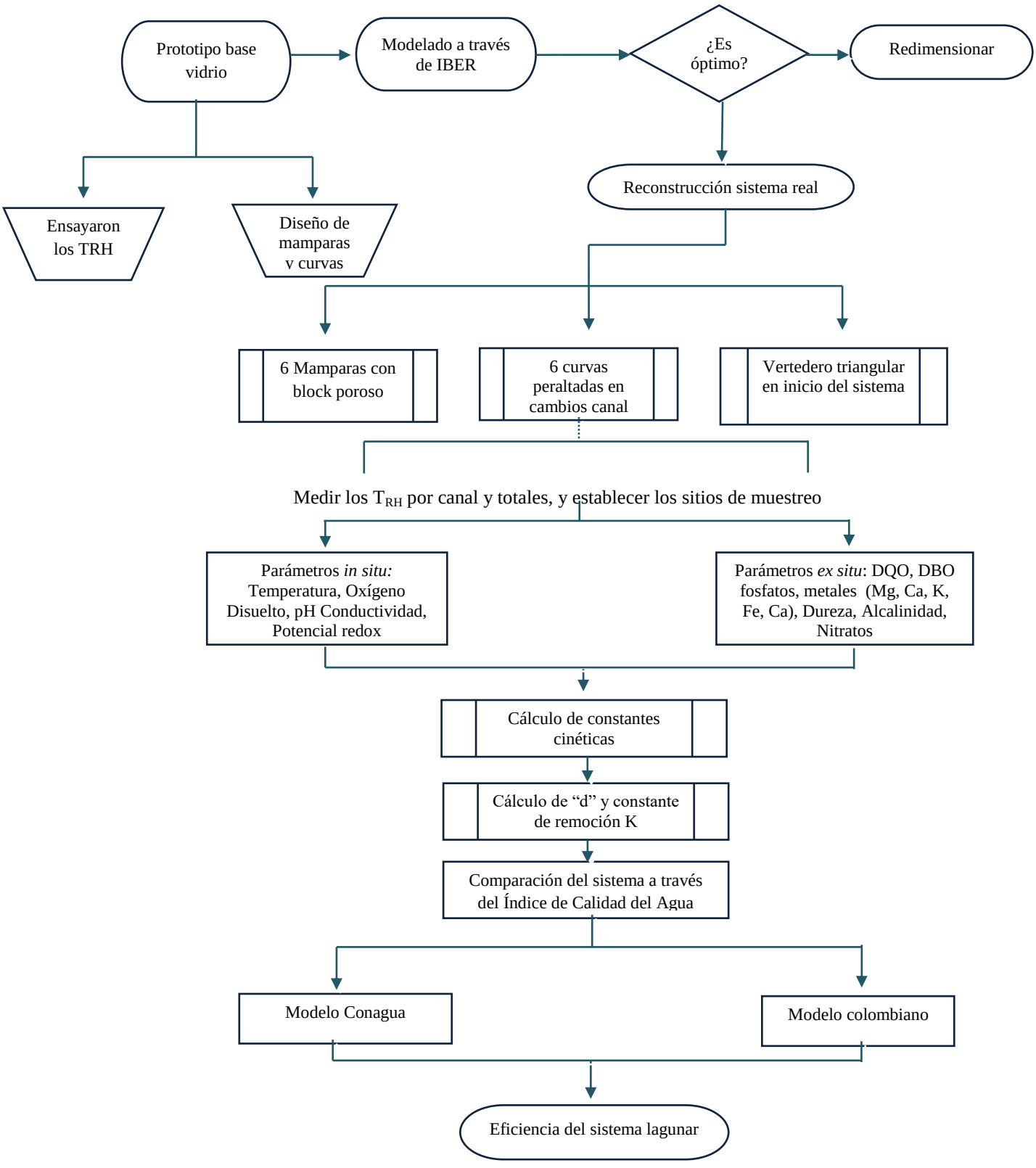


Figura 2.1. Desarrollo del proyecto



CAPÍTULO 3

Estado del arte

Se presenta el resultado de la revisión bibliográfica sobre las investigaciones realizadas en el ámbito del tema de estudio y con ello establecer el estatus científico actual y su aporte a la ciencia.

Se presenta el estado del arte sobre la investigación realizada por diversos autores en materia de sistemas lagunares, objeto principal del desarrollo del proyecto. Se divide en los siguientes tópicos: lagunas de estabilización, uso de mamparas en sistemas lagunares, modelos hidrodinámicos y de calidad de agua, y por último se presentan las investigaciones relacionadas con los índices de calidad del agua.

3.1 Lagunas de estabilización

Barceló *et al.*, (2007). Analizaron los cambios en el tiempo de los parámetros fisicoquímicos y de los organismos planctónicos en lagunas de estabilización secundarias con descargas de industria láctea de la región de Miahuatlán, Veracruz, México. Concluyeron que las variaciones en la riqueza de especies y en la densidad de algas y protozoarios, sugieren que el desarrollo de las especies influyó en los cambios de los factores fisicoquímicos.

Barrera (2008). En su tesis doctoral estudió la determinación de la dinámica y el comportamiento cinético de las especies de microalgas en la microcuenca del río Naolinco, concluyó que debido al clima y a los patrones de evaporación resulta posible la instalación de lagunas de estabilización que funcionen con mayor eficiencia en la temporada seca.

Tabla (2010). En su tesis determinó que la concentración de nitrógeno amoniacal es un parámetro importante al igual que las concentraciones de nitritos y nitratos para conocer el comportamiento del proceso nitrificación-desnitrificación en el sistema Humedal- Laguna-Humedal de la UAM-A.

Barceló *et al.*, (2012). Evaluaron el comportamiento de un sistema experimental humedal–laguna de maduración – humedal ubicado en las instalaciones de la UAM-A, para el tratamiento de aguas residuales que contienen Cobre, monitorearon en dos fases, una con el agua residual en condiciones normales, y una segunda donde se le suministró una dosis de Cobre al agua residual normal. Concluyeron que el proceso de nitrificación no es completo, el pH medido indica una tendencia a basificar el medio y que amonio, nitratos, OD y potencial redox parecen indicar un problema de estancamiento del agua previo a la salida de cada humedal.

López y Parra (2012). En sus investigaciones determinaron que el éxito del tratamiento de depuración con microalgas depende de investigación en los sistemas de crecimiento, por ejemplo mediante desarrollo e innovación en nuevos foto biorreactores que optimicen el cultivo y faciliten la separación de la biomasa, siendo el último proceso unitario el más crítico desde el punto de vista de costos.

De Anda (2013). En su tesis doctoral determinó el funcionamiento hidráulico de un humedal de la UAM Azcapotzalco y de tipo sub-superficial, mediante el balance hídrico, la hidrodinámica del propio sistema y la relación que guarda con Oxígeno Disuelto (OD) y el Potencial de Óxido Reducción (ORP) del agua del humedal. Concluyó que la distribución del agua subterránea en el Humedal 1 no fue uniforme a lo largo del tiempo de observación, en función del volumen de ingreso de agua al Sistema y a la presencia de vegetación, teniendo una carga hidráulica mayor en los puntos donde no existía ésta.

Rivas (2013). En su tesis doctoral indicó que en contraste con las tecnologías de tipo mecánico, los humedales y lagunas presenta una amplia versatilidad en el tratamiento de aguas residuales (municipales, de retorno agrícola e industriales del tipo orgánico); por sus bajos costos de tratamiento; demandan una capacitación mínima para los operadores; no requieren energía eléctrica para su funcionamiento; operan bajo diversas condiciones climáticas; permiten una amplia variación en la carga orgánica e hidráulica; no generan malos olores ni ruido; permiten el reúso del agua tratada en diversas actividades como son el riego de cultivos, riego de áreas verdes y acuacultura; remueven nutrientes, lo que permite la protección de la vida acuática de los cuerpos receptores y constituyen áreas para la protección de la vida silvestre.

López *et al.*, (2014). Desarrollaron una investigación sobre la producción de lípidos por dos especies de microalgas, *Chlorella pyrenoidosa* y levadura *Rhodotorula* mucilaginosa donde se evaluó de forma independiente y en cultivo mixto para evaluar una posible sinergia. El análisis de ácidos grasos se realizó por cromatografía de gases. Como puede verse los trabajos sobre microalgas en Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales (LEARs) se han intensificado en las últimas décadas, en los ellos se valora la contribución de la comunidad de microalgas en la transformación de los compuestos presentes en las aguas residuales.

3.2 Uso de mamparas en sistemas lagunares

Killani *et al.*, (1984). Analizaron el rendimiento de tres lagunas de estabilización facultativos de laboratorio a escala comparativa con los de un sistema real controlado. Las características hidráulicas de los sistemas lagunares se estimaron a partir de los resultados de pruebas con trazadores. Realizaron pruebas con 3,6 y 9 mamparas obteniendo una mayor remoción de materia orgánica a partir de los parámetros de DBO_5, y de DQO superiores al 70%, lo que indicó una tendencia de disminución de materia orgánica y de dispersión con un número creciente de mamparas.

Pedahzur *et al.*, (1993). Investigaron el efecto de las mamparas sobre el rendimiento de un sistema lagunar con un tiempo de retención hidráulico de 5-10 días. La eficiencia del estanque se evaluó comparando la calidad microbiológica y química del afluente y el efluente del estanque, así como mediante pruebas hidráulicas. Concluyeron que la instalación de mamparas logró canalizar el caudal de afluente hacia ciertas rutas planificadas. Sin embargo, el tiempo de retención del afluente fue corto independientemente de la instalación de la mampara, además la falta de mezcla causada por la estratificación térmica de la columna de agua dio lugar a un flujo de fondo rápido.

Muttamara y Puetpaiboon (1997). Evaluaron el rendimiento de mamparas en lagunas que comprendían estanques a escala de laboratorio con diferentes números de mamparas. Los experimentos comenzaron con el estudio del trazador para conocer las características hidráulicas de cada laguna. Se demostró que el número de dispersión disminuyó con el aumento de la longitud del flujo y el número de mamparas. En cuanto a la eliminación de la materia orgánica a partir de la medición de la DQO hubo una mayor remoción considerando 6 mamparas.

Rosas de Alva *et al.*, (2007). Construyeron una laguna de estabilización aerobia experimental con mamparas en un costado de la Presa José Antonio Alzate. Concluyeron que el comportamiento de la DBO y de la DQO en los 6 canales formados por las mamparas del sistema lagunar experimental muestra que cada uno se comporta en forma adecuada, ya que las concentraciones de materia orgánica se mantuvieron constantes a partir de la salida del primer canal.

Zanotelli *et al.*, (2002). Analizaron el desempeño de una laguna a escala de tipo facultativo para el tratamiento de desechos, compuesto por un sedimentador, un decantador, dos estanques anaeróbico, un estanque facultativo con cinco mamparas y una laguna de maduración. Se obtuvo un buen rendimiento del sistema de tratamiento con una eficiencia media de eliminación de 98% para la DQO, 93% para los sólidos totales, 98% para el fósforo total, 92% para el nitrógeno total. Se observó que con la primera mampara, la laguna facultativa fue la principal responsable de la eficiencia del sistema y, comparado con otro estudio, el incremento de mamparas mejoró la eficiencia de eliminación en un 20% para el fósforo total.

Shilton y Mara (2005). Comprobaron que con la incorporación de dos deflectores (mamparas) igualmente espaciados a lo largo del eje longitudinal de un sistema lagunar, con una longitud igual al 70% de la anchura del estanque, una mejora potencial en la eliminación de *E. Coli* en un estanque facultativo secundario de 4 días a 25 ° C. De igual manera el incremento de una laguna de maduración primaria de 4 días similarmente diseñado, redujo el conteo de *E. Coli* del efluente a 340 por 100 ml. Concluyeron además que los deflectores bien diseñados tienen un considerable potencial para reducir los requisitos del área del sistema lagunar.

Abbas *et al.*, (2006). Estudiaron la hidrodinámica en lagunas de estabilización a partir de varias variables físicas, hidrológicas, geométricas, utilizando un modelo bidimensional integrado en profundidad SMS, se llevó a cabo en estado estacionario con aguas residuales sin procesar para estudiar el efecto de las formas y dimensiones rectangulares asumidas con área constante, para diversos valores de profundidad de agua, caudal y tiempo de retención hidráulica (T_{RH}) de aguas residuales crudas. Se registraron la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (DO) y la distribución de velocidades para diferentes formas rectangulares con diferentes números de deflectores. Los resultados mostraron que la relación de forma rectangular (L1/ L2= 4) con la provisión de dos y cuatro deflectores transversales a 1/3L (dos deflectores) y 1/5L (cuatro deflectores), resultaron más eficientes para mejorar la calidad general del agua.

Rosas de Alba (2009). En su tesis realizó un estudio sobre la tratabilidad del agua del río Lerma que entra en la presa José Antonio Alzate (PJAA) ubicada en el Estado de México por medio de sistemas lagunares aerobios experimentales, construyo dos sistemas lagunares experimentales en un costado de la presa, y enfatizo que las mamparas construidas con bloques porosos fijaban la película bacteriana adecuadamente.

Cortés *et al.*, (2015). El estudio presenta un modelo matemático de optimización basado en el Gradiente Reducido Generalizado (GRG), el cual es un algoritmo utilizado por el sistema

Solver de Excel. El objetivo fue encontrar una nueva propuesta, pero mejorada, para el diseño de sistemas lagunares integrado por dos lagunas: facultativa y de maduración. Dicho modelo resultó ser no lineal. Se llevó a cabo una comparación de los resultados, los cuales indicaron una reducción del tiempo de retención de 14.16% y una disminución del costo de 12.04%, lo que indica la normatividad para el vertido a los cuerpos receptores.

Sher *et al.*, (2016). Estudiaron el efecto de mamparas sobre el rendimiento de un sistema lagunar utilizando un modelo físico de un estanque de retención de sedimentos existente. El análisis del tiempo de retención hidráulico se utilizó para comparar el rendimiento hidráulico de acuerdo a diferentes colocaciones de las mamparas en el sistema lagunar. Se estudiaron cinco disposiciones diferentes para el diseño de mamparas. Los resultados mostraron que la colocación de un único deflector para desviar el influente a un estanque de retención de sedimentos no mejora el rendimiento del estanque, sino que estimula el cortocircuito. Por el contrario, se encontró que la inclusión de más de dos deflectores aumentaba el rendimiento hidráulico.

3.3 Modelos hidrodinámicos y de calidad del agua

Nassehi *et al.*, (1993). Crearon un modelo hidrodinámico y de transporte de contaminantes para ríos largos y estrechos. Para este modelo se aplicó el método del elemento finito para simular la dinámica y el transporte de contaminantes en un río ramificado. Los resultados de la simulación concordaron con las observaciones de campo.

Heniche *et al.*, (2000). Desarrollaron un modelo numérico de elemento finito para simular el flujo de superficie libre en dos dimensiones en ríos y estuarios, dónde las variables del modelo son las descargas específicas y el nivel del agua. El algoritmo toma en cuenta los límites naturales del flujo, definido por las líneas de contorno de profundidad cero, con un nuevo enfoque que acepte valores positivos y negativos para la profundidad del agua. En este sentido, consideraron un área húmeda o seca cuando la profundidad del agua es positiva o negativa respectivamente.

Malcherek (2000). Aplicó el modelo numérico TELEMAC-2D en el tributario Hunte del estuario Weser en Alemania. En este trabajo se presentó una estimación de la cantidad de energía mareomotriz que se disipa y que resulta de la fricción del fondo y la dispersión turbulenta, la cual juega un papel importante en el sistema.

Zeng *et al.*, (2001). Construyeron un modelo de la calidad del agua en dos dimensiones. El algoritmo se diseñó con el método del elemento finito específicamente para sistemas fluviales con una complicada geometría. Cuando los datos de campo de la velocidad del río no están disponibles, el modelo puede ser usado para proyectar la calidad del agua del río usando un mapa topográfico del curso del río. El modelo de la calidad del agua fue aplicado a un estudio en el Río Xiangjiang en la Provincia Hunan, China. Se esperaba que la presencia de una obra en la sección del río pudiera afectar la calidad del agua, por lo que hubo necesidad de aplicar un modelo para predecir los impactos del proyecto. En particular, el estudio pretendió aplicar el modelo para identificar los cambios en la calidad del agua del río asociados con la construcción de la obra.

Anderson y Bates (2002). Investigaron el modelo TELEMAC-2D para obtener la hidrodinámica del Río Missouri y predecir el riesgo de inundación. Para este trabajo se contó con los datos del flujo del río en diferentes puntos horarios. La malla de elemento finito usada para el modelado fue construida con el generador de mallas BALMAT. Se obtuvieron también los coeficientes de Manning, los cuales se utilizaron para calibrar el modelo. Los resultados mostraron que el modelo presentó un buen nivel de exactitud de aproximadamente el 84% comparado con datos obtenidos con un SAR (Radar de Apertura Sintética, por sus siglas en inglés).

Park *et al.*, (2002). Desarrollaron un modelo de la calidad del agua para su gestión en grandes sistemas fluviales donde las fuentes autóctonas y la desnitrificación juegan un papel importante en la DBO y la dinámica del nitrógeno. Este trabajo describió los cambios que se hicieron en el modelo para abordar algunos de los problemas de la calidad del agua y demuestra la aplicación del modelo en el Río Nakdong de Corea. Para validar las modificaciones del programa, se aplicaron los modelos hidrodinámicos QUAL2K y QUAL2E a los mismos tramos del río y los resultados fueron comparados. Los parámetros de la calidad del agua incluidos en el modelo fueron Oxígeno Disuelto, DBO, nitrógeno y fósforo. Ambos modelos representaron muy bien los datos de campo excepto por algunos parámetros del QUAL2E.

Otarawanna *et al.*, (2005). Aplicaron el modelado de la calidad del agua en ríos por el método del elemento finito y fue validado por quienes presentaron este método para el análisis de la dispersión de contaminantes para aguas poco profundas. En sus resultados mostraron la capacidad para analizar la dispersión de contaminantes empleando el método de modelos combinados, hidrodinámico y de dispersión de contaminantes.

Novikov *et al.*, (2006). Para la gestión de la calidad del agua del Río Hudson Inferior en Estados Unidos realizaron un modelo hidrodinámico. El modelo se calculó en dos dimensiones. Los autores documentan la base matemática del modelo, describen la logística y proporcionan la comparación de los resultados del modelo con los datos observados en campo. Este trabajo se llevó a cabo como parte de la investigación sobre la naturaleza caótica del río y las características de la dispersión de los contaminantes.

Kannel *et al.*, (2007). Emplearon un modelo unidimensional de la calidad del agua en una dimensiónen el Río Bagmati en Nepal (que recibe siete principales afluentes contaminados), el cual fue calibrado y confirmado usando datos del año 2000. Debido a las descargas de aguas residuales las concentraciones de oxígeno disuelto en el río han disminuido a lo lardo de su curso. El modelo representó muy bien los datos de campo con sólo algunas excepciones. Los resultados mostraron que la oxigenación local es efectiva para mantener las concentraciones mínimas de Oxígeno Disuelto en el río.

Lee *et al.*, (2007). Llevaron a cabo un estudio para el transporte de contaminantes en el Río Han, que es uno de los ríos más importantes de Corea. El modelo se desarrolló con base en el método SUPG (Streamline-Upwind Petrov-Galerkin) donde una malla de elemento finito fue usada con el fin de tratar la compleja geometría de los cuerpos de agua naturales. Los campos de velocidad para los datos de entrada del modelado del transporte de contaminantes se obtuvieron usando el modelo hidrodinámico en 2D, llamado RMA2. El

modelo se realizó para analizar los efectos de las corrientes en forma bidimensional en la distribución de la concentración de contaminantes. Los resultados mostraron que con un incremento en el nivel de agua en condiciones de marea, se producen zonas de recirculación de gran tamaño y el agua fluye corriente arriba. Por lo tanto, durante las corrientes de marea, el movimiento del agua contaminada varía en la dirección de flujo. Como resultado de este movimiento de contaminantes, una oscilación en la concentración aparece con el tiempo.

Brière *et al.*, (2007). Estudiaron el Río Adour en Francia, en donde la hidrodinámica fue modelada usando TELEMAC-2D.Los resultados numéricos se compararon con datos de campo colectados en 2003 y la clasificación de errores muestra que las predicciones de flujo hechas por TELEMAC-2D están en un rango que se considera razonable.

Merwade *et al.*, (2008). Mencionan que los modelos hidrodinámicos en dos y tres dimensiones requieren la descripción de la geometría del río y el área que lo rodea como una superficie continua. El objetivo del estudio realizado fue destacar los temas clave relacionados con la creación del terreno de un río y proponer técnicas de GIS (Sistemas de Información Geográfica, por sus siglas en inglés) para este propósito. La creación de una malla para el canal principal y la integración subsecuente con la topografía que lo rodea produce un modelo coherente del terreno del río, el cual puede ser usado para modelar la hidrodinámica en 2D y 3D.

Zhang *et al.*, (2008). Estudiaron la calidad del agua empleando modelos acoplados en donde se demostró que el modelo es útil para el control de contaminantes y la determinación de los problemas relacionados con contaminantes en redes fluviales.

Maillard *et al.*, (2008). Describieron una metodología para evaluar los efectos del uso de suelo en la calidad del agua de un arroyo en un ambiente semiárido en el Suroeste de Brasil. Se enfocaron en identificar la anchura de la ribera y qué efecto tiene sobre diferentes parámetros de la calidad del agua. El planteamiento combina el modelado cartográfico usando un GIS y estadística para establecer la fuerte relación entre la calidad del agua, el uso de suelo y la distancia del arroyo. Los resultados sugieren una fuerte relación entre el uso de suelo y la turbiedad, nitrógeno, y coliformes fecales. También sugieren que cada uno de éstos parámetros tiene un comportamiento único cuándo la distancia del arroyo es considerada.

Ani *et al.*, (2009). Desarrollaron dos modelos numéricos de la hidrodinámica para la predicción de la concentración de un río sujeto a la descarga de contaminantes, e investigaron las opciones para estimar los parámetros del modelo. Los modelos se basan en la ecuación fundamental de advección-dispersión y fueron desarrollados, calibrados y evaluados usando datos de experimentos. Durante la evaluación de la comparación con los datos de campo ambos modelos fueron capaces de predecir las principales características de las observaciones realizadas en los tres primeros sitios de monitoreo, pero en el último sitio los resultados no fueron tan buenos. Este tipo de modelos se basan en gran medida en la capacidad de hacer una buena estimación de la velocidad y los coeficientes de dispersión a lo largo del río.

Pimpunchat *et al.*, (2009). Construyeron un modelo matemático para la contaminación en un río e investigaron el efecto de aireación en la degradación del contaminante. El modelo consiste en un par de ecuaciones acopladas de reacción-difusión-advección para el contaminante y oxígeno disuelto, respectivamente. Se consideró el caso de estado estacionario en una dimensión. Para los casos simplificados, el modelo se resolvió analíticamente. También se presentó una aproximación numérica a la solución para el caso general. Este estudio fue motivado por el problema crucial de la contaminación del agua en muchos países y específicamente en el Río Tha Chin en Tailandia. Por estas situaciones reales, los modelos pueden proporcionar apoyo a las decisiones para restricciones de planificación que se impongan a prácticas agrícolas y urbanas.

Panepinto *et al.*, (2010). Estudiaron la calidad del río Po en un pequeño tramo entre dos estaciones en Piedmont en el norte de Italia. En este tramo, una gran carga de contaminante es introducida y diluida en el agua del río. La carga fue cuantificada y sobre eso se realizaron balances de masa y modelado con el fin de entender la entidad, el origen y el destino final de los contaminantes. En particular, el objetivo del estudio es resaltar la entidad y el impacto de la descarga del área metropolitana en la calidad del mismo río. Los resultados obtenidos muestran el gran impacto del área metropolitana de Torino y la gran contribución de contaminantes de los afluentes del río Po. Al final se evaluó el estado general de la contaminación con el fin de subrayar las intervenciones que son necesarias con el propósito de respetar lo que dictan las leyes Italianas.

Song *et al.*, (2009). Evaluaron el Índice de la Calidad del Agua basado en el modelo QUAL2E, que es un modelo popular de estado estacionario para la calidad de agua de ríos y corrientes. Se implementó un experimento aplicando el índice en el Río Sapgyo en Corea. Basado en el índice, un proceso iterativo fue diseñado para reducir los contaminantes de entrada de las fuentes contaminantes. Además, un análisis de indización se puede realizar en un GIS, el cual puede proveer varios análisis espaciales. El resultado mostró que el índice puede evaluar y clasificar los resultados de la simulación usando el modelo y que puede identificar los elementos que deben ser mejorados en la toma de decisiones.

Franceschini *et al.*, (2010). Presentaron un marco para cuantificar la variabilidad total del modelo de estimación de las concentraciones de los Bifenilos Policlorados Totales en el Río Niágara. La calidad del agua a lo largo del Río Niágara fue simulada mediante el acoplamiento de dos modelos numéricos: el Código para la Dinámica de Fluidos Ambientales (EFDC) para la parte hidrodinámica, y para el Análisis de la Calidad del Agua; y el Programa de Simulación (WASP) para el destino y transporte de contaminantes. Los resultados del modelo que incluyen estimaciones de la incertidumbre proveen una información más completa sobre la variabilidad en las concentraciones de contaminantes, tal como intervalos de confianza, y en general ofrece un mejor enfoque para comparar los resultados del modelo con los datos medidos.

Lai *et al.*, (2011). Describieron un sistema de dos modelos integrados, compuestos de un modelo multimedia de la cuenca y un modelo de calidad del agua del río, el cual fue desarrollado para simular de manera efectiva los impactos de las fuentes no puntuales sobre la calidad del agua. Los resultados mostraron la capacidad del modelado para representar la influencia de las actividades agrícolas y los escurrimientos pluviales sobre la calidad del

agua (fuentes no puntuales). Se resalta que la introducción del sistema de dos modelos integrados muestra un avance significativo en la estimación de la calidad del agua.

Zhou *et al.*, (2011). Analizaron el acoplamiento del modelado hidrodinámico unidimensional con el modelado de calidad del agua por el método de elemento finito en 3D en donde se mostró una razonable aproximación entre los resultados del modelado y las observaciones realizadas en campo, al menos para el caso de la DQO. Si bien no se alcanza un nivel de ajuste estadísticamente válido; se concluye que los resultados fueron aceptables considerando la complejidad del proceso de modelado en 3D de la calidad del agua.

Kim *et al.*, (2012). Llevaron a cabo un sistema de acoplamiento entre un modelo hidrológico y un modelo hidrodinámico. El modelo acoplado resultante considera los procesos hidrológicos de base física y distribución espacial, sobre la superficie y el subsuelo; el componente hidrodinámico es el modelo de flujo superficial, que resuelve ecuaciones en dos dimensiones. Muchas comparaciones con soluciones analíticas, datos observados y otros modelos numéricos se llevaron a cabo para diferentes geometrías y varias condiciones de flujo. El modelo acoplado hace factible una serie de problemas reales que los modelos basados en las aproximaciones cinemáticas o inercia libre no pueden simular con precisión.

Chibole (2013). Realizó un estudio sobre la calidad del agua a escala de cuenca con el modelo MIKE 11 en el río Sosiani en el oeste de Kenya. La cuenca del río fue delimitada de acuerdo a la práctica de uso de suelo en forestal, agrícola y urbana. Los escurrimientos fueron modelados usando NAM (DHI), y el modelo hidrodinámico aplicando el módulo MIKE 11. El modelado de la calidad del agua fue limitado al ciclo del oxígeno. La calibración del modelo se hizo con base en los datos medidos disponibles en las fronteras Forestal-Agrícola, Agrícola-Urbana. Los datos simulados contra los observados muestran una eficiencia de 0.70. Además se encontró que el área Urbana contribuye en un 75% a la DBO en la cuenca.

Lai *et al.*, (2013). Construyeron un modelo de la calidad del agua para obtener valores representativos de Sólidos Suspendidos (SS) y del Índice de Contaminación del Río Kaoping para la evaluación de la calidad el agua. En este estudio, las ecuaciones de correlación entre la tasa de flujo del río y las concentraciones de SS fueron desarrolladas usando los datos de campo colectados durante los flujos altos y bajos. Los resultados mostraron que las concentraciones de SS estaban altamente relacionadas con la tasa de flujo y también indican que los SS juegan un papel importante en el cálculo del Índice de Contaminación del río. Se demostró también, que un enfoque integral pudo desarrollar un lazo directo entre la tasa de flujo, la calidad del agua, y el índice de contaminación. La introducción del sistema integral mostró un avance significante en la evaluación de la calidad del agua.

Hwang *et al.*, (2014). Aplicaron un modelo de la hidrodinámica y la calidad del agua para estudiar el río Seonakdong en Corea. Este río es una corriente retenida cuyo flujo es controlado por las puertas Daejeo y Noksan. Por esta razón, el flujo natural del río no ocurre. En contraste, la descarga de contaminantes ocurre constantemente. En este trabajo, un modelo de estado estacionario y uno de estado no estacionario fueron elegidos para

comparar las simulaciones. Los resultados de las simulaciones de los cambios de la calidad del agua se verificaron con respecto a las variaciones a corto plazo debido al flujo de agua cada vez mayor de la compuerta Daejeo y el flujo de descarga desde la compuerta Noksan. Se concluyó que la calidad del agua empeora después que las compuertas se abren.

Yasin *et al.*, (2014). Evaluaron el modelo SWAT (Soil and Water Assestement Tool) en un río en Tailandia, el cual es una herramienta para la evaluación del agua y el suelo, para su aplicabilidad en el modelado del flujo, sedimentos y los parámetros de la calidad del agua. El estudio concluyó que este modelo tiene un gran potencial en el análisis de la hidrología de las cuencas, incluso en la escasez de datos.

Piller *et al.*, (2014). Presentaron un nuevo esquema numérico, con la transformación de ecuaciones de calidad del agua en una única sencilla ecuación de transporte. Las ecuaciones de transporte-reacción de especies sencillas sin interacción entre indicadores, a menudo son suficientes para reproducir los valores observados. Una ecuación de advección-reacción es derivada de la ecuación de Navier-Stokes para modelar la temperatura del agua en la red. Se realizó un solucionador de la calidad del agua usando Matlab y fue evaluado en redes pequeñas y medianas.

3.4 Combinación de procesos naturales de tratamiento de agua

La combinación de procesos: humedales–lagunas, ha sido poco estudiada, por lo que son necesarias investigaciones que permitan mezclar ambas tecnologías con el fin de obtener una calidad del agua óptima y aplicable para diferentes condiciones de descarga, lo que a su vez permitiría obtener diseños más eficientes y de menor costo.

Stott *et al.*, (2003). Analizaron en Egipto y en Brasil a escala piloto y a escala real la combinación de procesos humedales-lagunas con el objeto de evaluar la eliminación de huevecillos de parásitos. Concluyeron que con 100 m lineales de humedal se remueve el 100% de Huevos de Helmintos (HH).

Tanner y Sukias (2003). Evaluaron en Nueva Zelanda, la reducción de la concentración de la DBO, Sólidos suspendidos (SS) y Coliformes Fecales (CF) en un sistema mixto: laguna de maduración- humedal de efluentes de la industria avícola y porcícola. Concluyeron que la laguna de maduración es más eficiente en la desinfección que los humedales con tiempos cortos de retención hidráulica.

Kim *et al.*, (2004). Utilizó la combinación de procesos lagunas de oxidación y humedales. En el primer proceso se redujo la concentración de DBO en un 20 %, un 85 % de nitrógeno total y a un 89% de fósforo total, en un tiempo de retención hidráulica de 10 días, sin embargo, en la celda del humedal aunque continuaba el tratamiento, no se obtuvo una reducción significativa de patógenos, por lo que se concluyó que se requería de un tratamiento adicional.

3.5 Índices de Calidad del Agua

Horton (1965) y Liebman (1969). Fueron los pioneros en generar una metodología unificada para el cálculo del índice de calidad. Sin embargo, éste solo fue utilizado y aceptado por las agencias de monitoreo de calidad del agua en la década de 1970, cuando el ICA tuvo más importancia en la evaluación del recurso hídrico.

Brown *et al.*, (1972). Diseñó el índice general de calidad del agua y posteriormente mejorado por Deininger para la Academia Nacional de Ciencias de los Estados Unidos en 1975. En 1970 los trabajos se basaron en la metodología Delphi, realizando el índice de calidad de agua (WQI), que en español es conocido como ICA, con base en nueve parámetros: DBO_5, OD, coliformes fecales, NO_3, pH, variación de temperatura, sólidos disueltos, fósforo total y turbidez. Este índice es en la actualidad uno de los más utilizados por agencias e instituciones en los Estados Unidos.

Ott, (1978). Presentó una discusión detallada sobre la teoría de índices ambientales y su desarrollo así como una revisión sobre los índices de calidad del agua.

Montoya *et al.*, (1997). El índice INDICE SEDUE fue el primero en aplicarse en México, en Jalisco y tuvo un uso común en la antigua Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología en el Departamento de Prevención y Control de la Contaminación Ambiental de la Subdelegación de Ecología de la Delegación SEDUE Jalisco. Este ICA está basado en el índice desarrollado por Dinius y adaptado y modificado por la Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica (DGPOE) de la SEDUE.En México, a principios de los años setenta, ante la necesidad de encontrar un método uniforme y consistente para dar a conocer la calidad del agua de manera accesible a la población, se desarrolló un sistema estimativo de calidad del agua que requirió la medición física de los parámetros de contaminación del agua y el uso de una escala estandarizada de medición para expresar la relación entre la existencia de varios contaminantes en el agua y el grado de impacto en los diferentes usos de la misma.

Cude (2001). Realizó investigaciones de los años de 1978 hasta 1994, de los ICA desarrollados desde su introducción han revelado nuevos enfoques y proporcionado nuevas herramientas para el desarrollo de las investigaciones. Entre los años de 1995 y 1996 se desarrollaron indicadores para una cuenca o región: en 1995, con la estrategia de evaluación ambiental de Florida (The Strategic Assessment of Florida's Environment SAFE), que formuló un índice especial para la Florida, en 1996 el Índice de British Columbia (BCWQI) de Canadá y el desarrollo del programa de mejoramiento de la cuenca baja de Miami.

Romero (2002). El Departamento Escocés para el Desarrollo (SSD), en colaboración con instituciones regionales para la preservación del agua, llevaron a cabo extensas investigaciones para evaluar la calidad del recurso en ríos de Escocia.

Fernández y Solano (2003). En el mundo hay por lo menos 30 índices de calidad de agua que son de uso común, y consideran un número de variables que van de 3 a 72. Prácticamente todos estos índices incluyen al menos 3 de los siguientes parámetros: OD,

DBO o demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno en forma amoniacal y de nitratos (NH_{4-N} y NO_{3-N}), fósforo en forma de ortofosfato (PO_{4-P}), pH y sólidos totales (ST). La metodología Amoeba (A General Marco Teórico Method Of Ecological and Biological Assessment), desarrollada por los Países Bajos, utiliza parámetros físico-químicos y biológicos que permiten la valoración ecológica y biológica de los sistemas acuáticos. Su desarrollo estuvo a cargo del Ministerio Holandés de Transporte, Obras Públicas y Manejo del Recurso Hídrico teniendo en cuenta la producción y rendimiento agrícola, la diversidad sustentable de especies y la normativa sustentable.

Orozco *et al.*, (2005). En España adoptaron el índice de Lomantange y Provencher del estado de Québec (Canadá), en el que se utilizan 23 parámetros, 9 básicos y 14 complementarios. Este índice se fundamenta en el cumplimiento de requisitos de acuerdo al uso del recurso hídrico como: potabilización, contacto primario, riego y mantenimiento de la biodiversidad. El índice simplificado de calidad de agua (ISQA) también es uno de los más utilizados en España, este emplea parámetros como DQO, SST, conductividad y temperatura.

Retrepres (2006). La Comunidad Europea desarrolló el índice universal de la calidad del agua (UWQI), utilizado para evaluar la calidad del agua superficial como fuente de agua potable. Este indicador se basó en doce variables: cadmio, cianuro, mercurio, selenio, arsénico, fluoruro, nitratos, OD, DBO_5, fósforo total, pH y coliformes totales. En el 2004 los países que integran la Comunidad Andina (CAN) elaboraron una metodología para la medición de la calidad de los recursos hídricos en la que se incluyen variables e indicadores para aguas superficiales, subterráneas y costeras; la propuesta tiene como fin desarrollar un software adecuado a los países que la integran.



CAPÍTULO 4

Fundamentos teóricos

En este capítulo se presenta una revisión de los elementos teóricos que sirven de marco de investigación en el tema de estudio.

4.1 Generalidades sobre las lagunas

Las lagunas de estabilización son construidas y diseñadas para el tratamiento de aguas residuales por medio de la interacción de la biomasa (principalmente algas y bacterias). La función real del proceso es estabilizar la materia orgánica y remover los patógenos de las aguas residuales realizando una descomposición biológica natural. Tienen tres objetivos principales:

a) Eliminación de coliformes fecales
b) Remoción de la materia orgánica
c) Remoción de nutrientes: nitrógeno y fósforo (CNA e IMTA, 2007a).

De acuerdo con Senzia, Mayo, Mbwette, Katima y Jorgensen (2002), Agunwamba, Ochonogar y Ukpong (2003), Mara (2004), Abbas, Nasr y Seif (2006), Hamzeh (2007), y Naddafi *et al*. (2009), los estanques de estabilización se sugieren en países con climas tropicales, porque las condiciones ambientales incrementan la eficiencia en la remoción de contaminantes.

De acuerdo con la naturaleza de la actividad biológica que se lleva a cabo en el proceso, las lagunas de estabilización se clasifican de la siguiente manera: (1) aerobia, (2) anaerobia y (3) facultativa (Gloyna, 1973). Este sistema de tratamiento es utilizado primeramente para el tratamiento de residuos orgánicos solubles y para efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales (Hermann, 1958).

4.1.1 Lagunas aerobias

Las lagunas aerobias se usan principalmente para la producción de algas y requieren grandes áreas por unidad de DBO estabilizada comparadas con los sistemas facultativos o anaerobios (Ouano, 1981). Una laguna aerobia sin aeración superficial se puede diseñar para una producción máxima de algas o de oxigeno (lagunas aerobias de alta tasa), o bien, para mantener las condiciones aerobias a través de toda la laguna (lagunas aerobias de baja tasa). En este tipo de reactores, el oxigeno es provisto por la fotosíntesis y la re-aeración.

En general, el tiempo de retención es de 3 a 5 días con profundidades de 0.3 a 0.45 m y remociones entre el 80 y 95 % de la DBO soluble. La concentración de DBO_T (Demanda Bioquímica de Oxigeno Total), que incluye la producida por las algas excede, y en mucho, la concentración de la DBO del influente, pero como las algas no forman parte de la carga contaminante, se deben separar antes de evaluar la, eficiencia, de la laguna (Ouano, op. cit.). Los lodos que sedimentan en la laguna deben ser removidos en un periodo de entre 2 y 4 años para evitar la formación de capas anaerobias. Las lagunas aerobias de baja tasa se aplican como un post-tratamiento a efluentes secundarios por lo que requieren tiempos de retención mayores para garantizar un tratamiento adecuado. El proceso para diseñar lagunas aerobias es similar a los empleados para lagunas facultativas, con base en la carga orgánica superficial y el tiempo de retención hidráulico. Las plantas de mayor tamaño se diseñan como reactores de flujo completamente mezclado, usando dos o tres reactores en serie. Una segunda aproximación es el uso de ecuaciones que consideran una cinética de primer orden como la desarrollada por Weliner-Willielm para un reactor con un régimen arbitrario (entre un flujo pistón y uno completamente mezclado). En la Tabla 4.1 se indican algunas

recomendaciones de diseño para las lagunas aerobias para localidades mayores a 50,000 habitantes.

Tabla 4.1. Recomendaciones de diseño para localidades mayores de 50,000 habitantes

Recomendaciones de diseño	Lagunas aerobias de baja tasa	Lagunas aerobias de alta tasa
Tiempo de retención, d	10 a 40	4 a 6
Profundidad, m	0.90 a 1.20	0.30 a 0.45
Carga superficial kg/ha.d	67 a 135	90 a 180

Fuente: Melcalf y Eddy, 1991

4.1.2 Lagunas anerobias

Las bacterias presentes no requieren oxígeno disuelto necesario para la descomposición de la materia orgánica; al proceso descrito también se le conoce como digestión anaerobia (Rolim, 2000). Son poco empleadas debido a los problemas relacionados con el olor. A finales de 1940, Parker demostró que si no se excede una determinada carga orgánica los gases malolientes no son de consideración. La digestión anaerobia es más lenta que la reacción aerobia y una gran parte de las partículas coloidales están bajo coalescencia formando natas y lodos que aceleran la remoción de la DBO_5 suspendida por adsorción (Ouano, op. cit.). La digestión anaerobia es muy sensible, a los cambios de pH y no tiene lugar fuera del intervalo de 6.0 a 8.0, de tal manera que se requiere suficiente alcalinidad. En general, este tipo de lagunas reciben altas cargas orgánicas y no cuentan con zonas aerobias. Generalmente, son de 2.5 a 5 m de profundidad. Las dimensiones se seleccionan dando una relación mínima del área superficial volumen de manera que tenga una retención calorífica máxima (Eckenfelder Jr., 1989). La remoción de la DBO en el sistema es debida a la sedimentación y adsorción de los sólidos (Figura 4.1).

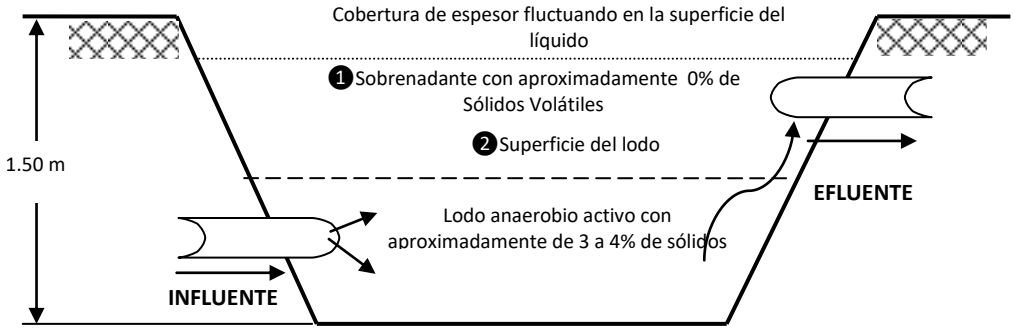


Figura 4.1. Esquema de una laguna anaerobia

4.1.3 Lagunas facultativas

El mecanismo se lleva a cabo en el estrato superior, es decir, el comensalismo de bacterias aerobias y algas. La materia orgánica es descompuesta por las bacterias heterotróficas, lo anterior genera compuestos inorgánicos. El oxígeno necesario para realizar la simbiosis es

suministrado principalmente por el proceso de fotosíntesis (Mara, 2004). Según Sperling (Von Sperling, 2009) estas lagunas son la variante más simple de los sistemas de lagunas de estabilización. Básicamente, el proceso consiste en la retención de las aguas residuales por un período de tiempo largo o suficiente para que se desarrollen los procesos naturales de estabilización de la materia orgánica (MO). Las principales ventajas de las lagunas facultativas están asociadas, por tanto, a la predominancia de los fenómenos naturales. Algunos autores expresan que las lagunas facultativas presentan una profundidad que varía de 1.5 a 2.5m y T_{RH} (Tiempo de Retención Hidraúlico) próximos a 10 días; 1.0 a 1.5m y T_{RH} del orden de 20 días y 1.0 a 2.0 m y T_{RH}, en torno de 15 a 35 días. Los menores T_{RH} se adoptan en regiones donde la temperatura del líquido es más elevada, lo que reduce el volumen requerido. En la Figura 4.2 se observan ejemplos de lagunas facultaticas.

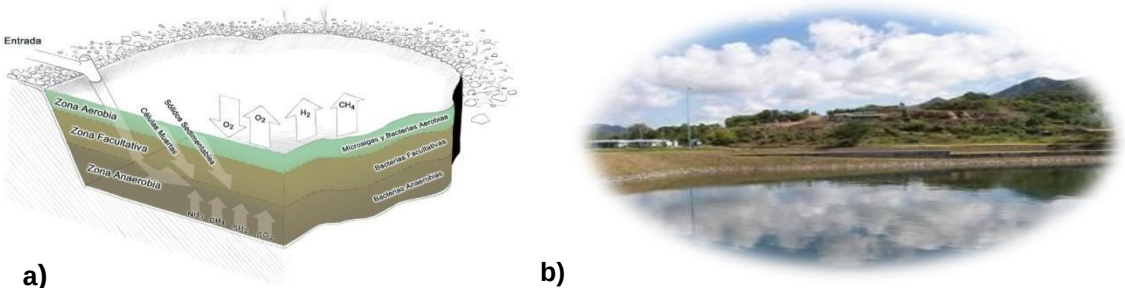


Figura 4.2. Lagunas Facultativas a) Esquema de una laguna facultativa. b) Ejemplo de laguna en Cd. Guzmán Jalisco (Torres Cisneros, 2010)

El mecanismo de purificación de las aguas residuales en lagunas facultativas ocurre en tres zonas: zona anaerobia, zona aerobia y zona facultativa. En la parte superior de este tipo de lagunas existe una simbiosis entre algas y bacterias donde estas últimas degradan la MO utilizando el oxígeno producido por las algas para sintetizar su alimento y reproducirse. Los compuestos formados por la síntesis bacteriana son utilizados por las algas como nutrientes, en la parte inferior los procesos son similares a los presentados en lagunas anaerobias (Peña y Mara, 2004).

4.1.4 Lagunas de maduración

Las lagunas de maduración (Figura 4.3a) tienen como objetivo principal reducir la concentración de bacterias patógenas y son generalmente el último paso del tratamiento antes de volcar las aguas tratadas en los receptores finales o bien de ser reutilizadas en la agricultura. La secuencia más habitual para el tratamiento de las aguas por el sistema de lagunaje es la laguna anaerobia seguida de laguna facultativa y por último de laguna de maduración. Existen sin embargo otras variantes sobre este esquema general, y muy a menudo se instala más de una laguna de maduración. Reciben el efluente de las lagunas facultativas y se utilizan para pulir el efluente de patógenos de acuerdo con la calidad requerida (CNA e IMTA, 2007).

Muchas veces se construyen lagunas de maduración como etapa final del tratamiento de sistemas de depuración previos, tal es el caso de los fangos activados (métodos con lo que sustituyen a la cloración, siendo el método más común de desinfección en estos sistemas), o

bien sistema de humedales, como en el caso del sistema de la UAM- Azcapotzalco (Figura 4.3b). Algunas de las funciones de la laguna de maduración, además de la desinfección son:

- Nitrificación del nitrógeno amoniacal.
- Eliminación de nutrientes.
- Clarificación del efluente.
- Consecución de un efluente bien oxigenado.

En cuanto a su aspecto físico, las lagunas de maduración son muy similares a las facultativas, y en muchas ocasiones tienen incluso el mismo tamaño y profundidad.



Figura 4.3. a) Ejemplo de lagunas de maduración b) Laguna de maduración de la UAM-A

4.2 Materia Orgánica

Se encuentra presente en las muestras en una de sus tres formas: elemental (carbón), inorgánico (dióxido de carbono, monóxido de carbono, carbonatos y bicarbonatos) y orgánico. El carbono elemental es esencialmente inerte a los organismos vivos. El carbono inorgánico se encuentra con mayor frecuencia como carbonato o bicarbonato, dependiendo del pH, con una variedad de cationes siendo el calcio y el magnesio los más comunes. Algunos organismos pueden utilizar carbonatos y bicarbonatos como fuente primaria de carbono mientras que las plantas que desarrollan la fotosíntesis utilizan el dióxido de carbono como única fuente de carbón. La cantidad de dióxido de carbono que puede estar presente en el agua está en función del pH. Con pH mayores se favorece el incremento en el almacenamiento en forma de carbonatos y bicarbonatos. La determinación de la fracción inorgánica de carbón en las muestras, puede ser de interés en ciertas situaciones, pero en la mayoría de los casos el carbono inorgánico presenta interferencias con el análisis de carbono orgánico. Afortunadamente, el carbonato inorgánico y las sales de bicarbonato tienen como propiedad común que la acidificación los convierte a dióxido de carbono que es un gas muy poco soluble en agua. Como la mayoría de las muestras contienen mucho mayor cantidad de carbono inorgánico comparado con el carbono orgánico, la acidificación sirve como un medio sencillo para remover el carbono inorgánico (Smith, 1999).

4.3 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

Es un parámetro que mide la cantidad de material susceptible de ser consumida u oxidada por medios biológicos que contiene una muestra líquida, y se utiliza para determinar su

grado de contaminación. El método se basa en medir el oxígeno consumido por una población microbiana en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos. Normalmente se mide transcurridos 5 días (DBO_5) y se expresa en mg O_2/litro. Es un método aplicable en aguas superficiales continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc.), aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. No es aplicable para las aguas potables debido al valor tan bajo que se obtendría, utilizándose en este caso el método de oxidabilidad con permanganato potásico. Valores por encima de 30 mg O_2/litro pueden ser indicativos de contaminación en aguas continentales (ríos, lagos, acuíferos, etc), aunque las aguas residuales pueden alcanzar una DBO de miles de mg O_2/litro.

4.4 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Es un parámetro que mide la cantidad de materia orgánica susceptible de ser oxidada por medios químicos que hay en una muestra líquida. Se utiliza para medir el grado de contaminación y se expresa en mg O_2/litro. Es un método aplicable en aguas continentales aguas residuales o cualquier agua que pueda contener una cantidad apreciable de materia orgánica. No es aplicable para las aguas potables debido al valor tan bajo que se obtendría y, en este caso, se utiliza el método de oxidabilidad con permanganato potásico. El método mide la concentración de materia orgánica. Sin embargo, puede haber interferencias debido a que existan sustancias inorgánicas susceptibles de ser oxidadas (sulfuros, sulfitos, yoduros, etc.). El valor obtenido es siempre superior a la demanda biológica de oxígeno (aproximadamente el doble), ya que se oxidan por este método también las sustancias no biodegradables. La relación entre los dos parámetros es indicativa de la calidad del agua. En el caso de las aguas industriales puede existir una mayor concentración de compuestos no biodegradables.

4.5 Nitrificación

Es la oxidación biológica del amonio que tiene como producto final el nitrato. El proceso es mediado por las bacterias quimio-autotróficas, que utilizan carbono inorgánico (CO_2) para la síntesis de nuevas células, los géneros frecuentes son Nitrosomonas, responsable de la primera fase y Nitrobacter, responsable de la segunda (Henze *et al*., 1997; Madigan *et al.*, 1997). Nitrosomonas posee metabolismo alternativo, puede oxidar amonio en condiciones anaerobias usando el nitrito como aceptor de electrones en procesos redox, mientras que Nitrobacter es aerobio obligado (Jetten *et al.,* 1999).La nitrificación (oxidación del amoniaco a nitrato) se realiza en dos pasos como se muestra a continuación:

$$NH_3 \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$$

Bajo condiciones aerobias con la alcalinidad suficiente y una temperatura favorable, el amoniaco se oxida a nitrito (NO_{2-}) el cual a su vez se oxida a nitrato (NO_{3-}). A temperaturas cercanas a los 17°C el primer paso es lento. En consecuencia, cuando se forma el nitrito se oxida rápidamente a nitrato resultando en una relativamente baja concentración de nitrito en el ambiente. La formación de nitratos comienza a decrecer conforme la temperatura baja de 17°C por lo que a temperaturas de 12-14°C aparecen nuevamente concentraciones

superiores de nitritos. Además puede haber acumulación de nitritos en el medio a temperaturas arriba de los 17°C cuando existen concentraciones limitantes de oxígeno en partes de la laguna en las que no exista suficiente oxigenación o circulación.

En cuanto al oxígeno disuelto es requerido para la respiración de los microorganismos aerobios, así como por otras formas de vida superiores, no obstante tiene baja solubilidad en el agua. La cantidad del oxígeno así como la de otros gases que pueden estar en solución es gobernada por (1) la solubilidad del gas, (2) la presión parcial del gas en la atmósfera, (3) la temperatura y (4) la concentración de las impurezas en el agua (salinidad, sólidos suspendidos, etc.). En la Figura 4.4 se indica el ciclo del oxigeno en la naturaleza (Barceló, 2000). Debido a que la velocidad de las reacciones bioquímicas que utilizan oxígeno se incrementa con la temperatura los niveles de oxígeno tienden a ser críticos en los meses del verano debido a que las corrientes de agua son menores. La presencia de oxígeno disuelto en el agua residual es deseable debido a que evita la producción de olores (Patterson, 1984).

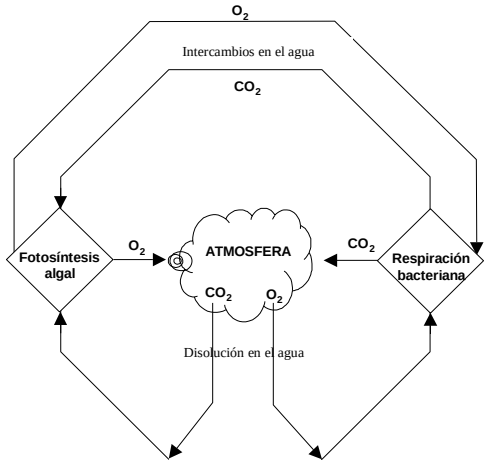


Figura 4.4. Ciclo del oxígeno (Barceló, 2000)

4.6 Alcalinidad

Se denomina alcalinidad a la capacidad que tiene un agua para aceptar iones H^+ (protones). Este concepto tiene una importancia fundamental en el tratamiento de las aguas y en las propiedades químicas y biológicas de los cuerpos artificiales y naturales. Por ejemplo, en el tratamiento de un agua es necesario conocer la alcalinidad para el cálculo de la cantidad de químicos que deben ser añadidos durante el tratamiento. Aguas altamente alcalinas a menudo tienen un alto pH, y está íntimamente relacionado con altos niveles de sólidos disueltos. Un agua destinada a ser utilizada para calderas, industrias alimenticias y como agua municipal, es necesario que se le controle la alcalinidad, pues de no hacerlo durante la evaporación puede generar incrustación en las tuberías.

La alcalinidad sirve también como un amortiguante del pH, así como para reserva de carbón inorgánico, y auxilia en la determinación de la capacidad de un agua para soportar el crecimiento algas y otra vida acuática, lo que significa que también puede ser utilizada como medida de la fertilidad de un agua. Generalmente las bases conjugadas HCO_3^-, CO_3^{2-} y OH^- , que tienen gran capacidad de captar protones, como se indica a continuación:

$$HCO_3^- + H^+ \longrightarrow CO_2 + H_2O$$

$$CO_3^{2-} + H^+ \longrightarrow HCO_3^-$$

$$OH^- + H^+ \longrightarrow H_2O$$

Existen otros contribuyentes en muy pequeña proporción como son: NH_3 y las bases conjugadas del ácido fosfórico, silícico, bórico y ácidos orgánicos. A pH por debajo de 7, la alcalinidad disminuye debido a la presencia de $[H^+]$, por lo que hay que restarlo cuando se calcule la alcalinidad total, como se indica en la siguiente ecuación:

$$[\text{Alcalinidad}] = [\ HCO_3^-] + [\ CO_3^{2}] + [\ OH^-\ ] - [H^+]$$

La alcalinidad generalmente se expresa como alcalinidad a la fenoftaleína, que corresponde a la titulación con ácido en el pH donde el HCO_3^- es la especie predominante (pH= 8.3), o alcalinidad total, que corresponde a la titulación con ácido empleando naranja de metilo donde el punto final se encuentra en un pH = 4.3. Cuando esto sucede, las especies bicarbonato y carbonato han sido convertidas a CO_2.En ingeniería, frecuentemente la alcalinidad es expresada en mg/L de carbonato de calcio, basada en la siguiente reacción de neutralización:

$$CaCO_3 + 2H^+ \longrightarrow Ca^{2+} + CO_2 + H_2O$$

La alcalinidad de la mayor parte de los recursos acuíferos naturales es causada por sales de bicarbonato (HCO_3^-) disueltas. Las siguientes reacciones muestran como el agua que contiene CO_2 de la atmósfera y de la respiración de los organismos del suelo disuelve al magnesio y al calcio de un mineral común, la dolomita ($CaCO_3$), para producir la dureza y la alcalinidad subterránea:

$$H_2O + CO_2 + MgCO_3 \longrightarrow Mg(HCO_3)_2 \longrightarrow Mg^{+2} + 2(HCO_3^-)$$

$$H_2O + CO_2 + CaCO_3 \longrightarrow Ca(HCO_3) \longrightarrow Ca^{+2} + 2(HCO_3^-)$$

El agua ataca y disuelve muchos otros minerales en la litosfera, además de la dolomita. Los compuestos más importantes están en forma de óxidos, SiO_2, Al_2O_3 y Fe_2O_3, los cuales son muy poco solubles en agua. Los elementos, calcio, sodio, potasio, y magnesio son los cationes más importantes presentes en la mayor parte de las fuentes de agua dulce.

4.7 Dureza

Uno de los conceptos importantes en el estudio de los sistemas acuosos, donde el concepto de equilibrio juega un papel importante, es la dureza, la cual se define como:
"La propiedad que tiene un agua de precipitar los jabones y a su vez se debe a la capacidad de los cationes (iones positivos di o más valentes) para reemplazar los iones sodio y potasio de jabones para formar productos poco solubles, (Kemmer y Mc. Callion, 1979)".

Se consideran aguas duras aquellas que además de requerir considerable cantidad de jabón para producir espuma, producen incrustaciones en las tuberías para agua caliente, calentadores, calderas y unidades en la cuales la temperatura del agua aumenta (Culp *et al*., 1976; Ramalho, 1991). El carbonato de calcio produce incrustaciones poco consistentes y

apenas adherentes, por el contrario el sulfato de calcio forma incrustaciones muy duras, sobre todo por ejemplo, en las partes más calientes de las calderas. La sílice produce una costra dura y muy poco conductora del calor. La dureza de las aguas naturales varía considerablemente de acuerdo con el lugar.

En general, las aguas superficiales son más blandas que las aguas subterráneas. La dureza de un agua refleja su naturaleza en cuanto la formación geológica con la cual ha estado en contacto. Los principales cationes que causan dureza y los principales aniones asociados a ellos se encuentran resumidos en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2. Principales cationes que causan dureza y sus aniones asociados

CATIONES (Causantes de dureza)	ANIONES (Asociados)
Ca^{2+}	HCO_3^-
Mg^{2+}	SO_4^{2-}
Si^{2+}	Cl^-
Fe^{2+}	NO_3^-
Mn^{2+}	SiO_3^{2-}

En la práctica, debido a la gran diferencia que existe en las aguas naturales entre las concentraciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} y los otros cationes que producen dureza, se acostumbra decir que la dureza se debe, a la presencia principalmente de los cationes de Mg^{2+}y Ca^{2+} . Se ha clasificado a la dureza según:

1. el ion metálico (catión)
   - Dureza al calcio (D_{ca})
   - Dureza al magnesio (D_{Mg})
2. el ion asociado (anión)
   - Dureza carbonatada
   - Dureza no carbonatada

Por lo anterior en la práctica se acepta que la dureza se debe a la presencia de Ca^{2+} y Mg^{2+}; así se tiene que:

$$D_T = D_{Ca} + D_{Mg} \qquad \text{Ecuación 4.1}$$

Donde:

D_T = Dureza total

A la dureza total, que se asocia a los aniones que producen alcalinidad (HCO_3^-, CO_3^{2-} y OH-), se le conoce como dureza carbonatada (Dc). Como el bicarbonato en las aguas naturales es usualmente determinado por medio de la alcalinidad y expresada en términos de $CaCO_3$, la alcalinidad de la mayoría de las aguas naturales es considerada igual a la dureza carbonatada. Como esta dureza carbonatada es posible eliminarla hirviendo el agua durante cierto tiempo, algunos autores también la llaman dureza temporal. La parte de calcio y magnesio que queda disuelto, para asociarse con los sulfatos, nitratos y cloruros de

los metales alcalino-térreos, es el que proporciona al agua la dureza no carbonatada, también llamada dureza permanente (Ecuación 4.2).

$$D_T = D_C + D_{NC} \qquad \text{Ecuación 4.2}$$

Donde:

D_T = Dureza total
D_C= Dureza carbonatada
D_{NC}= Dureza no carbonatada

4.8 Relación del CO_2, HCO_3^- y CO_3^{2-}

La mayor parte de las aguas naturales contiene alcalinidad producida por el bicarbonato y tiene un pH menor de aproximadamente 8.2-8.4. Por arriba de este pH, el CO_2 deja de existir en cantidades medibles, y el ión carbonato empieza a aparecer. La reacción en el equilibrio es la siguiente:

$$HCO_3^- \longleftrightarrow CO_3^{-2} + H^+ \qquad \text{Ecuación 4.3}$$

En el intervalo 8.2-9.6, los iones bicarbonato y carbonato existen juntos en ausencia de dióxido de carbono e iones hidroxilo medibles. A continuación se efectúa el desarrollo matemático de las ecuaciones matemáticas para la construcción de las curvas de equilibrio considerando dominante al sistema carbonato y al calcio (Barceló *et al*., 2002). Para calcular $[CO_2]_{eq}$, es necesario tomar en cuenta el pH del agua y las concentraciones de HCO_3^- y CO_3^{2-}. Mediante los valores de las constantes del sistema carbonato (ecuaciones 2.4 y 2.5), se construyó el diagrama de predominio de las tres especies CO_2, HCO_3^- y CO_3^{2-} en función del pH (Figura 2.1), para una concentración total de 5.13 ± 0.86 mmol/l.

$$K_{a1}\,[H_2CO_3] = [H^+]\,[HCO_3^-] \qquad \text{Ecuación 4.4}$$

$$K_{a2}\,[HCO_3^-] = [H^+]\,[CO_3^{2-}] \qquad \text{Ecuación 4.5}$$

Un parámetro importante es el CO_2 disuelto, es un ácido débil de gran importancia en las aguas naturales, que proviene tanto del CO_2 atmosférico, como de la degradación microbiana de la materia orgánica y de los procesos fotosintéticos. La presencia de minerales carbonatados en los sedimentos en conjunto con el CO_2, generan un efecto de amortiguación sobre el pH del agua, principalmente a través de los dos siguientes equilibrios (Manahan, 2007; Kiely, 1999):

$$CO_{2\,ac} \rightleftharpoons CO_{2\,g} \qquad \text{Ecuación 4.6}$$

$$MCO_{3\,s} \rightleftharpoons M^{2+} + CO_3^{2-} \qquad \text{Ecuación 4.7}$$

El comportamiento de los contaminantes químicos en las aguas naturales y residuales, es función de las propiedades fisicoquímicas que predominan en éstas. La presencia del CO_2 disuelto y de sus productos de ionización HCO_3^- y CO_3^{2-} en los cuerpos hídricos, influye en los equilibrios de precipitación y disolución de compuestos inorgánicos (Barceló, 2000). La concentración de este CO_2 se puede relacionar con la presencia de bicarbonatos; para ello, es conveniente tomar en cuenta la cantidad de CO_2 necesaria para mantener en disolución el HCO_3^- que se encuentra en el agua; este CO_2 se define como CO_2 de equilibrio ($[CO_2]_{eq}$,

(Manahan, 1994). Sin embargo en un sistema natural, por los procesos de producción citados anteriormente, puede existir CO_2 disuelto en mayor o menor concentración respecto a $[CO_2]_{eq}$. Si se tiene $[CO_2]_{ac}>[CO_2]_{eq}$, el excedente de CO_2 podrá reaccionar con los carbonatos presentes para formar más bicarbonatos, según el siguiente equilibrio:

$$CO_3^{2-} + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons 2\ HCO_3^- \qquad \text{Ecuación 4.8}$$

A este CO_2, se le denominará *potencialmente agresivo*, y el agua correspondiente será *agresiva*, favoreciendo las disoluciones, es decir, manteniendo en solución a los contaminantes. Por lo contrario, si $[CO_2]_{ac}<[CO_2]_{eq}$, el equilibrio se desplazará hacia la izquierda, favoreciendo la precipitación de carbonatos con los cationes presentes; en este caso, el agua será de naturaleza *incrustante* (González, 1997; Barceló, 2000).

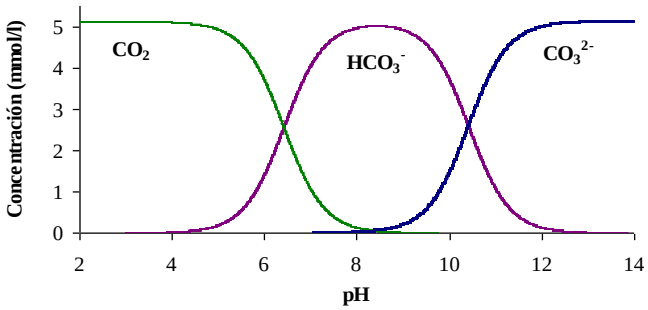


Figura4.5. Distribución de las especies carbonatadas en el agua

4.9 Calculo de un sistema lagunar

Un aspecto importante para el diseño de un sistema lagunar como sistema de tratamiento de aguas residuales es la consideración de las cinéticas de la degradación de los contaminantes a tratar, para ello es indispensable conocer los aspectos de la cinética química que a continuación se presentan.

4.9.1 Cálculos cinéticos

4.9.1.1 Cinéticas de degradación de parámetros químicos

En la degradación de contaminantes como la materia orgánica (MO) a través de la DBO y la DQO, nitratos, fosfatos, entre otros, frecuentemente se observa el comportamiento de un proceso cinético de orden uno, que se describe con la Ecuación 4.9. Para efectos de la resolución de la ecuación, se toma en cuenta que el tiempo inicial fue cero (t_0 = 0), la concentración al tiempo cero fue *Co* y la concentración a un determinado tiempo fue *Ci.* El signo negativo se refiere a la degradación del contaminante, donde se representa con la fórmula indicada en la Ecuación 4.9.

$$-r_A = \frac{dC}{dt} = kC^n \qquad \text{Ecuación 4.9}$$

Donde:

C: Concentración de un elemento (mg/L)
k: Constante de velocidad de reacción (días-1)

t: tiempo (días)
n: orden de la reacción (adimensional)

4.9.1.2 Ecuaciones para corregir la constante cinética a 20°C

Para la ejecución correcta del proyecto es necesaria una modificación de la temperatura para ajustarla a un proceso ideal que ocurriera a una constante de 20°C tal y como se establece frecuentemente en las constantes cinéticas de los procesos químicos en cuerpos de agua. Esta corrección afecta a la constante de velocidad k, tal que:

$$k_T = k_{20}\theta^{T-20} \qquad \text{Ecuación 4.10}$$

$$k_{20} = \frac{k_T}{\theta^{T-20}} \qquad \text{Ecuación 4.11}$$

Donde:

θ= 1.135 (4°-20°C)
θ= 1.056 (20°-30°C)
T= temperatura a la cual se midió la evolución del proceso (°C)

En algunos sistemas heterogéneos (como las lagunas de estabilización) se considera como aproximación que ocurre una cinética de primer orden y que la constante de reacción depende invariablemente de la temperatura y de la naturaleza de las sustancias reaccionantes por lo que esta constante se ha postulado en la generalidad de los casos, tanto para la remoción de la materia orgánica, nutrientes o bacterias, como proporcional a la temperatura del agua siguiendo la ley de Arrhenius modificada (Siebel, 1990), la cual se expresa por la Ecuación 4.12:

$$K_t = K_{20}T^{t-20} \qquad \text{Ecuación 4.12}$$

Donde:

Kt= Constante de reacción por unidad de tiempo en una especie a la temperatura t (d1).
K_{20}= Constante de reacción por unidad de tiempo de una especie a 20°C (d-1).
t= temperatura (°C)

Sin embargo, los valores que realmente afectan a esta constante son más complejos ya que en el ecosistema de la laguna hay más de una fase relacionada y se debe, por lo tanto, determinar el grado de afectación sobre la misma cuando ocurre alguna modificación, tanto de las condiciones externas como internas del reactor (Barrera, 2009). La generalidad de los estudios realizados sobre ésta temática han utilizado modelos de cinética de primer orden (Polprasert, *et al.*, 1983; Marais, 1974). Marais (1974) hizo notar que los valores de Kb se encontraban influenciados por la temperatura del agua en la laguna y sugirió el uso de la ecuación de Arrhenius modificada para temperaturas entre 2 y 21 °C, la ecuación obtenida de esta forma es la Ecuación 4.13.

$$K_b = 2.6\ (1.19)^{t-20} \qquad \text{Ecuación 4.13}$$

Donde:

Kb= Constante de decaimiento bacteriano (coliformes fecales)

Otros autores han investigado la cinética de remoción de bacterias encontrando que en todos los casos que la constante de remoción es dependiente de la temperatura, pero su dependencia es menos acentuada que aquella prevista por la ecuación anterior. En la Tabla 4.3 aparecen algunas de de las ecuaciones relacionadas a los flujos experimentados.

Tabla 4.3. Ecuaciones para obtener constantes de remoción

ECUACIÓN	AUTOR	TIPO DE FLUJO
$K_b = 1.1\ (1.07)^{t-20}$ Ecuación 4.14	Klock (1971)	Mezcla completa
$K_b = 0.84\ (1.07)^{t-20}$ Ecuación 4.15	Yanez (1992)	Flujo disperso
$K_b = 1.1\ (1.07)^{t-20}$ Ecuación 4.16	Sánchez (1992)	Flujo disperso
$K_b = 0.623\ (1.037)^{t-20}$ Ecuación 4.17	Sáenz (2001)	Flujo disperso
$K_b = 0.8\ (1.07)^{t-20}$ Ecuación 4.18	Manzini (1978)	Mezcla completa

Es necesario para la determinación del tipo de flujo en cada canal en una laguna con mamparas, el cálculo del número de dispersión "d", para ello, pueden utilizarse las ecuaciones de la Tabla 4.4.

Tabla 4.4. Números de dispersión de acuerdo con diferentes ecuaciones

Modelo	Referencia
$d = \frac{1}{\left(L/W\right)}$	Von Sperling (2000)
$d = \frac{L/W}{0{,}261 + 0{,}254\left(L/W\right) + 1{,}014\left(L/W\right)^2}$	Yanez (1993)
$d = 0{,}102\left[\frac{3(W+2Z)tv}{4LWZ}\right]^{-0{,}410}\left[\frac{Z}{L}\right]\left[\frac{Z}{W}\right]^{-\left(0{,}981+1{,}385\frac{Z}{W}\right)}$	Agunwamba (1992)
$d = \frac{0{,}184tv(W+2Z)^{-0{,}410}W^{1{,}511}}{(LZ)^{1{,}489}}$	Polprasert y Bahattarai (1985)

Con la finalidad de seleccionar una ecuación adecuada para el dimensionamiento de los canales definitivos en la laguna, se requerirá probar los resultados que se obtengan con las ecuaciones de remoción que den los mejores resultados y utilizando los datos experimentales de la DBO en la entrada y en la salida del sistema lagunar en condiciones de mayor carga orgánica en la entrada y mayor eficiencia de remoción, se puede aplicar primero la ecuación 4.19 de Marais.

$$\frac{S}{S_i} = \frac{1}{1 + k_1\theta}$$ Ecuación 4.19

Donde:

S= concentración de DBO en el efluente / concentración del sustrato limitante del crecimiento
Si = concentración de DBO en el afluente
k = constante de decaimiento de carga orgánica (DBO, DQO)

Siendo el modelo cinético que se aplica con mayor frecuencia en el diseño de lagunas ya que es el que más se ha trabajado en este tipo de lagunas con mamparas, con la finalidad de obtener el tiempo de retención teórico y compararlo con el tiempo de retención real del sistema lagunar experimental piloto de la UAM-Azcapotzalco. El tiempo de retención calculado más cercano al tiempo de retención experimental, dará la constante que se utilizará en un dimensionamiento real (Ecuación 4.20)

$$t = \frac{1}{K}\left[\left(\frac{S_o}{S_e}\right) - 1\right]$$

Ecuación 4.20

Por otro lado, la experiencia indica que se puede acoplar al cálculo utilizando ecuaciones como:

a) La constante de remoción de Yáñez (Ecuación 4.15)
b) La constante de remoción de Sánchez (Ecuación 4.16)
c) La constante de remoción de Sáenz (Ecuación 4.17)

4.10 Descripción del modelo IBER

IBER es un modelo numérico de simulación de flujo turbulento en lámina libre en régimen no permanente, y de procesos medioambientales en hidráulica fluvial. El modelo IBER consta actualmente de 4 módulos de cálculo principales: un módulo hidrodinámico, un módulo de turbulencia, un módulo de transporte de sedimentos y un módulo de calidad de agua. Todos los módulos pueden trabajar sobre una malla, estructurada o una no estructurada, de volúmenes finitos formada por elementos triangulares y/o cuadriláteros (Bladé 2014). Para poder realizar una simulación con IBER, se deben realizar los siguientes pasos:

- Crear o importar una geometría
- Asignar una serie de parámetros de entrada (rugosidad del fondo, modelo de turbulencia, etc.)
- Asignar condiciones de contorno e iniciales
- Asignar opciones generales de cálculo (tiempo de cálculo, parámetros del esquema numérico, activación de módulos adicionales)
- Construir una malla de cálculo
- Lanzar el cálculo

Las condiciones de contorno e iniciales, así como la mayor parte de parámetros de entrada se pueden asignar tanto sobre la geometría como sobre la malla. Las condiciones asignadas sobre la geometría se traspasan a la malla al crearla, las condiciones asignadas sobre la malla se pierden al remallar. Para generar una malla se debe tener una geometría formada por superficies (Bladé 2014).

El módulo hidrodinámico resuelve las ecuaciones de aguas someras promediadas en profundidad, también conocidas como 2D Shallow Water Equations (2D-SWE) o ecuaciones de St. Venant bidimensionales (De Saint-Venant, B. (1871). Dichas ecuaciones asumen una distribución de presión hidrostática y una distribución relativamente uniforme de la velocidad en profundidad.

En la actualidad, los modelos numéricos basados en las ecuaciones de aguas someras bidimensionales son los más utilizados en estudios de dinámica fluvial y litoral, evaluación de zonas inundables, y cálculo de transporte de sedimentos y contaminantes.

4.10.1 Ecuaciones hidrodinámicas

En el módulo hidrodinámico se resuelven las ecuaciones de conservación de la masa y de momento en las dos direcciones horizontales:

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial hU_x}{\partial x} + \frac{\partial hU_y}{\partial y} = Ms \qquad \text{Ecuación 4.21}$$

$$\frac{\partial hU_x}{\partial t} + \frac{\partial hU_x^2}{\partial x} + \frac{\partial hU_xU_y}{\partial y} = -gh\,\frac{\partial Z_s}{\partial x} + \frac{\tau_{s,x}}{\rho} - \frac{\tau_{b,x}}{\rho} - \frac{g}{\rho}\frac{h^2}{2}\frac{\partial \rho}{\partial x} + 2\Omega sin\lambda U_y + \frac{\partial h\tau^e_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial h\tau^e_{xy}}{\partial y} + Mx \qquad \text{Ec. 4.22}$$

$$\frac{\partial hU_y}{\partial t} + \frac{\partial hU_xU_y}{\partial x} + \frac{\partial hU_y^2}{\partial y} = -gh\,\frac{\partial Z_s}{\partial y} + \frac{\tau_{s,y}}{\rho} - \frac{\tau_{b,y}}{\rho} - \frac{g}{\rho}\frac{h^2}{2}\frac{\partial \rho}{\partial y} - 2\Omega sin\lambda U_x + \frac{\partial h\tau^e_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial h\tau^e_{yy}}{\partial y} + My \qquad \text{Ec. 4.23}$$

Donde:

h= es el calado o profundidad
Ux y, Uy= velocidades horizontales promediadas en profundidad en dirección "x" y "y"
G= aceleración de la gravedad
Z_s= elevación de la lámina libre
τ_s= fricción en la superficie libre debida al rozamiento producido por el viento, es la fricción debido al rozamiento del fondo
ρ= densidad del agua
Ω= velocidad angular de rotación de la tierra
Λ= latitud del punto considerado
τe_{xx}, τe_{xy}, τe_{yy}=son las tensiones tangenciales efectivas horizontales
M_s, M_x, M_y= son respectivamente los términos fuente/sumidero de masa y de momento, mediante los cuales se realiza el modelado de la precipitación pluvial, infiltración y sumideros

Se modelan los frentes seco-mojado, tanto estacionarios como no estacionarios, que puedan aparecer en el dominio. Dichos frentes son fundamentales en la modelación de zonas inundables en ríos, así como en estuarios. De esta forma se introduce la posibilidad de evaluar la extensión de zonas inundables en ríos, así como el movimiento del frente de marea en estuarios y zonas costeras.

4.10.2 Fricción de fondo

El fondo ejerce una fuerza de rozamiento sobre el fluido que es equivalente al rozamiento con una pared, con la particularidad de que, en general, en ingeniería hidráulica la rugosidad del fondo es elevada, como ocurre en ríos y estuarios.
La fricción del fondo tiene un doble efecto en las ecuaciones de flujo, por un lado produce una fuerza de fricción que se opone a la velocidad media, y por otro lado, produce turbulencia. Ambos efectos se pueden caracterizar por la velocidad de fricción U_f, que es una forma de expresar la tensión tangencial de fondo con unidades de m/s:

$$U_f = \sqrt{\frac{\tau_b}{\rho}} \qquad \text{Ecuación 4.24}$$

Donde τ_b es el módulo de la fuerza de fricción de fondo, y ρ es la densidad del agua. En los modelos promediados en profundidad no es posible calcular la velocidad de fricción por medio de funciones de pared estándar, tal y como se hace en los contornos tipo pared, ya que las ecuaciones no se resuelven en la dirección vertical.
Por lo tanto, es necesario relacionar la velocidad de fricción U_f con la velocidad media promediada en profundidad mediante un coeficiente de fricción. La tensión de fondo se puede expresar como:

$$\tau_b = \rho U_f^2 = \rho C_f \|U^2\| \qquad \text{Ecuación 4.25}$$

En donde C_f es el coeficiente de fricción de fondo. Existen diferentes expresiones que permiten aproximar C_f. La mayor parte de ellas asumen flujo uniforme en canal con un perfil logarítmico de velocidad en profundidad.
A diferencia de los modelos 1D, en los modelos 2D el radio hidráulico deja de definirse como área de la sección mojada entre perímetro mojado, ya que en 2D no tiene sentido el definir una sección transversal. Sin embargo, tomando una columna de fluido de anchura Δx y calado h, el radio hidráulico se calcularía como:

$$R_h = \frac{A}{Pm} = \frac{h\Delta_x}{\Delta_x} = h \qquad \text{Ecuación 4.26}$$

Por lo tanto, en los modelos 2D es lo mismo hablar de radio hidráulico y de calado. La fricción de fondo es consecuencia de la interacción del flujo y la rugosidad de la superficie y es representada con la fórmula de Manning, la cual utiliza el coeficiente de Manning, n como parámetro. La fórmula de Manning utiliza el siguiente coeficiente de rugosidad:

$$C_f = g\frac{n^2}{h^{\frac{1}{3}}} \qquad \text{Ecuación 4.27}$$

4.10.3 Modelo de transporte solido no- estacionario

El módulo de transporte sólido resuelve las ecuaciones de transporte de sedimentos no-cohesivos en régimen no estacionario, al mismo tiempo que se esta resolviendo la hidrodinámica (Figura 4.6)

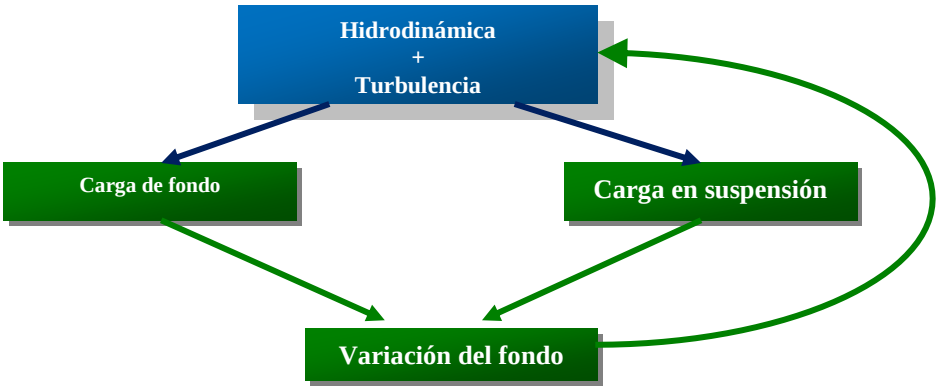


Figura 4.6. Esquema del módulo de transporte solido no-estacionario

Se resuelven tanto las ecuaciones de transporte de fondo como las ecuaciones de transporte en suspensión, modelándose el acoplamiento entre la carga de fondo y la carga en suspensión mediante un término de sedimentación/re-suspensión. El módulo de transporte en IBER de sedimentos utiliza el campo de velocidades, profundidad y de turbulencia proporcionado por los módulos hidrodinámicos y de turbulencia.

El caudal sólido de fondo se calcula mediante una formulación empírica, pudiéndose elegir entre la formulación de Meyer-Peter y Muller y la de Van Rijn (Meyer P. y Müller, R. 1948). El transporte de sedimentos en suspensión se modela mediante una ecuación de transporte turbulento promediada en la profundidad (Figura 4.6).

4.10.4 Ecuación de conservación del sedimento

La variación de la cota del fondo se calcula mediante la ecuación de conservación del sedimento de Exner:

$$(1-p)\frac{\partial Z_b}{\partial t}+\frac{\partial q_{sb,x}}{\partial x}+\frac{\partial q_{sb,y}}{\partial y}=D-E \qquad \text{Ecuación 4.28}$$

Donde p es la porosidad de los sedimentos que forman el lecho, Z_b es la cota del fondo, $q_{sb,x}$ y $q_{sb,y}$ son las dos componentes del "caudal o velocidad" sólido de fondo (considerando la masa de agua y el sedimento móvil o no cohesivo). La diferencia D-E representa un balance entre carga de fondo y carga en suspensión.

4.10.5 Tensiones efectivas

Las tensiones efectivas horizontales que aparecen en las ecuaciones hidrodinámicas incluyen los efectos de las tensiones viscosas, de las tensiones turbulentas y los términos de dispersión debido a la no homogeneidad en profundidad del perfil de velocidad.

$$\tau_{ij}^{e}=\tau_{ij}^{v}-\overline{u_i' u_i'}+D_{ij} \qquad \text{Ecuación 4.29}$$

En donde τ_{ij} son las tensiones viscosas (también llamadas tensiones de Reynolds), y D_{ij} son los términos de dispersión lateral:

$$D_{ij} = \frac{1}{h}\int_{Z_b}^{Z_a}(U_i - \overline{u_i})\left(U_j - \overline{u_j}\right)dz \qquad \text{Ecuación 4.30}$$

Los términos de dispersión se desprecian en las ecuaciones 2D-SWE (hipótesis de perfil de velocidad uniforme en profundidad), debido a la imposibilidad de calcularlos de forma general con un modelo promediado en profundidad. Su importancia será mayor cuanto menos uniforme sea el perfil de velocidad en profundidad. Una situación típica en la que estos términos pueden cobrar importancia es en canales con codos o radios de curvatura pequeños, así como en la confluencia de canales (Figura 4.7).

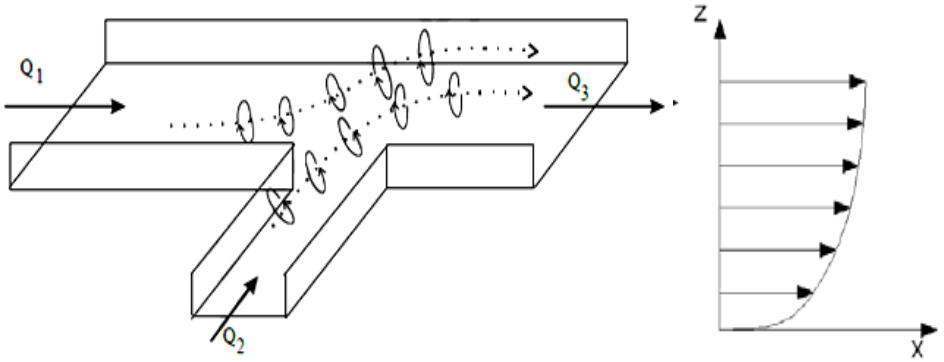


Figura 4.7. Flujos secundarios (izquierda) y perfil vertical de velocidad (derecha). Principales causas de los términos de dispersión

Las tensiones viscosas se calculan a partir de la viscosidad cinemática del fluido (υ) como:

$$\tau_{ij}^{v} = v\left(\frac{\partial U_i}{\partial X_j} + \frac{\partial U_j}{\partial X_i}\right) \qquad \text{Ecuación 4.31}$$

Las tensiones turbulentas son varios órdenes de magnitud mayores que las tensiones viscosas, especialmente en zonas de recirculación, en donde la producción de turbulencia es elevada. En el caso de las ecuaciones de aguas someras bidimensionales las tensiones turbulentas constituyen 3 nuevas incógnitas a calcular, que sumadas a la profundidad y a las velocidades Ux, Uy producen un total de 6 incógnitas.

Esto es lo que se conoce como problema de cierre de la turbulencia, porque es necesario resolver un conjunto de 3 ecuaciones con 6 incógnitas. Debido a ello, es necesario utilizar un modelo de turbulencia que permita calcular dichas tensiones turbulentas. La mayoría de los modelos de turbulencia calculan los términos de difusión turbulenta a partir de la siguiente expresión:

$$-\frac{\overline{\partial u_i' u_j'}}{\partial X_j} = \frac{\partial}{\partial X_j}\left(v_t \frac{\partial U_i}{\partial X_j}\right) \qquad \text{Ecuación 4.32}$$

Donde υ_t es la viscosidad turbulenta, que se calcula mediante el modelo de turbulencia. El problema radica en que no existe un modelo de turbulencia universal, que permita calcular de forma precisa las tensiones turbulentas, por lo que a lo largo del tiempo se han ido desarrollando diferentes modelos de mayor o menor complejidad.

4.11 Indicadores ambientales de calidad del agua

Un indicador es un parámetro (una medida o propiedad observada), o algunos valores derivados de los parámetros que proporcionan información sobre el estado actual de un ecosistema, así como patrones o tendencias (cambios) en el estado del medio ambiente, en las actividades humanas que afectan o están afectadas por el ambiente. (Ferman, 2006).
Los indicadores ambientales tienen las siguientes características:

1. Ofrecen una visión de las condiciones ambientales, y respuestas de la sociedad o gobierno.
2. Responden a cambios en el ambiente y las actividades humanas relacionadas.
3. Son aplicables a escala nacional o regional según sea el caso.
4. Están teórica y científicamente bien fundamentados
5. Están basados en consensos internacionales.

4.11.1 Criterios para el desarrollo de índices ambientales

Para la elaboración de los índices ambientales se consideran tres etapas:

Primer criterio. Referente a la necesidad de contar con la información adecuada para tomar decisiones referentes a la protección del ambiente y para un seguimiento del fenómeno tratado (Vallejo, 2000).

Segundo criterio. Relacionado con la sencillez, lo cual no implica que el indicador sea "simple", en la elección de cada indicador debe haber un análisis profundo y con frecuencia complejo, no obstante cuando se aplique éste debe de comunicar de manera clara y eficaz el mensaje a los tomadores de decisiones o a la misma sociedad (Aguirre, 2002). Es importante precisar que muchas veces es imposible medir todos los parámetros pero es imprescindible contar con la información más relevante.

Tercer criterio. Referente a la facilidad que tendrá el índice propuesto a precisa de una permanente revisión a un cambio de política ambiental (Manteiga, 2000).

En términos de una evaluación ambiental, los indicadores ambientales se utilizan para:

1. Resumir los efectos ambientales existentes
2. Comunicar esta información sobre la calidad del ambiente afectado.
3. Evaluar la vulnerabilidad o susceptibilidad de una categoría o elemento ambiental.
4. Seleccionar alternativas de uso.
5. Auditar los impactos.

4.11.2 Índice de Calidad del Agua (ICA) modelo mexicano propuesto por Conagua

El Índice de Calidad del Agua (ICA) se define como el grado de contaminación existente en el agua a la fecha de un muestreo, expresado como un porcentaje de agua pura. Agua altamente contaminada tendrá un ICA cercano o igual a 0% y de 100% para el agua en excelentes condiciones, mediante el uso de parámetros analíticos a los cuales se les determina un subíndice de calidad mediante ciertas ecuaciones (Tabla 4.4).

En México, para la calidad del agua se utiliza el Índice de Calidad (ICA) aplicado por CONAGUA. El cálculo del ICA se determina mediante una operación aritmética de ponderación (Ecuación 4.33), determinando el peso de los parámetros de acuerdo con su importancia sanitaria (León, 1991).

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^{n} I_i W_i}{\sum_{i=1}^{n} W_i} \qquad \text{Ecuación 4.33}$$

Donde:

ICA = índice de calidad del agua global
Ii = índice de calidad para el parámetro i
Wi = Coeficiente de ponderación del parámetro i
n = Número total de parámetros

Se utilizaron los resultados de 9 parámetros: pH, sólidos totales, sólidos sedimentables, conductividad eléctrica, alcalinidad, dureza total, oxígeno disuelto, DBO y nitratos. La ecuación del ICA genera un valor entre 0 y 100, que califica la calidad del agua, a partir del cual y en función del uso del agua, permite estimar el nivel de contaminación de un cuerpo de agua. Sus valores de ponderación para cada parámetro están dados en una escala de 0 a 5.

Tabla 4.5. Valores de ponderación de cada subíndice

PARÁMETRO	VALOR
pH	1.0
Sólidos Totales (ST)	2.0
Sólidos Sedimentables (SS)	0.5
Conductividad Eléctrica (CE)	2.0
Alcalinidad (AL)	1.0
Dureza Total (DT)	1.0
Oxígeno Disuelto (OD)	5.0
Nitratos (NO_{3-})	2.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	5.0

4.11.3 Criterios de cálculo

La aplicación de las ecuaciones para el cálculo del ICA por parámetro a los datos de calidad del agua puede generar valores del ICA mayores a 100 o negativos, por lo que es necesario tomar en cuenta ciertos criterios de cálculo en la metodología, basados en el comportamiento matemático de las ecuaciones.

En caso de que no exista ningún parámetro para el cálculo del ICA, la estación de monitoreo no se tomará en cuenta para el período de evaluación de donde no haya información. Para calcular el *Ii* de cada parámetro en los 21 sitios de muestreo, se procede a lo siguiente:

4.11.3.1 pH

Para valores de pH menores a 6.7 se usará la ecuación 4.34; en el caso de que el pH sea mayor o igual a 6.7 y menor que 7.58 se aplicará un índice de 100. Cuando el pH sea mayor o igual a 7.58 se usará la ecuación 4.36.

$$I_{pH} = 0.2335\ pH + 0.44 \qquad \text{Ecuación 4.34}$$

$$I_{pH} = 100 \qquad \text{Ecuación 4.35}$$

$$I_{pH} = 4.22 - 0.293\ pH \qquad \text{Ecuación 4.36}$$

4.11.3.2 Sólidos totales

Para concentraciones menores de 14.144 mg/L se asigna un valor de ICA de 100. De no ser el caso, se aplica la Ecuación 4.37:

$$I_{SS} = 266.5\ (SS)^{-0.37} \qquad \text{Ecuación 4.37}$$

4.11.3.3 Sólidos sedimentables

Para concentraciones menores a 520 mg/L se asigna un valor de ICA de 100, y para concentraciones mayores a 6234 mg/L se debe asignar un valor de cero. De no ser así se aplica la Ecuación 4.38:

$$I_{SD} = 109.1 - 0.0175\ (SD) \qquad \text{Ecuación 4.38}$$

4.11.3.4 Conductividad eléctrica

Cuando se tienen concentraciones menores a 85.60 μmhos/cm, se debe asignar un ICA de 100 %. En caso contrario aplicar la Ecuación 4.39:

$$I_{CE} = 540\ (CE)^{-0.379} \qquad \text{Ecuación 4.39}$$

4.11.3.5 Alcalinidad

Para concentraciones menores de 1.30 mg/L se asigna un ICA de 100. De no ser así aplicar la Ecuación 4.40:

$$I_{A} = 105\ (A)^{-0.186} \qquad \text{Ecuación 4.40}$$

4.11.3.6 Dureza total

Para concentraciones mayores a 2500 mg/L se asignará un ICA de cero. Para concentraciones menores a 2500 mg/L aplicar la Ecuación 4.41:

$$I_{DT} = 10^{\,1.974 - 0.00174\,(DT)} \qquad \text{Ecuación 4.41}$$

4.11.3.7 Demanda Bioquímica de Oxígeno

Se asigna un ICA de 100 para concentraciones menores o iguales a 1.311 mg/L.

$$I_{DBO} = 120\,(DBO)^{\,-0.673} \qquad \text{Ecuación 4.42}$$

4.11.3.8 Nitratos

Se asigna un valor de ICA de 100 para concentraciones menores a 4.097 mg/L, de no ser así se utiliza la Ecuación 4.43.

$$I_{N\text{-}NO3} = 162.2\,(N\text{-}NO_3)^{\,-0.343} \qquad \text{Ecuación 4.43}$$

4.11.3.9 Oxígeno disuelto

El oxígeno se disuelve en el agua por el contacto del aire con la superficie del agua, hasta alcanzar el punto de saturación a una temperatura determinada. A la temperatura de 0°C el punto de saturación del oxígeno disuelto es de 14.6 ppm. Esta concentración disminuye al aumentar la temperatura del agua, de manera que a 15°C la concentración de saturación del oxígeno disuelto es de 10 ppm. Es por este motivo que, cuando no se cuente con el dato de la temperatura ambiente, no se podrá realizar el cálculo del oxígeno disuelto y se considerará inexistente. Para calcular la concentración de OD en equilibrio con aire saturado en agua, se usará la Ecuación 4.44 que se muestra a continuación:

$$\ln(OD) = -139.34411 + \left(1.575701\frac{10^5}{T}\right) - \left(6.642308\frac{10^7}{T^2}\right) + \left(1.2438\frac{10^{10}}{T^3}\right) - \left(8.621949\frac{10^{11}}{T^4}\right) \qquad \text{Ecuación 4.44}$$

Donde la temperatura T está en grados Kelvin (T = 273.15 + T ambiente)

Posteriormente con la Ecuación 4.45, se calcula el índice del OD.

$$I_{OD} = \frac{OD}{OD_{Sat}} \times 100 \qquad \text{Ecuación 4.45}$$

(OD) Oxígeno Disuelto en mg/L y a T. de campo (Tc)

(Oxígeno Disuelto) sat mg/L de saturación Tsat = Tc

4.11.4 Modelo Colombiano

El indicador determina condiciones fisicoquímicas generales de la calidad de un cuerpo de agua y, en alguna medida, permite reconocer problemas de contaminación en un punto determinado, para un intervalo de tiempo específico. Permite representar el estado en general del agua y las posibilidades o limitaciones para determinados usos en función de

variables seleccionadas, mediante ponderaciones y agregación de variables físicas, químicas y biológicas. Para el Estudio Nacional del Agua, 2010, se utilizan las variables representativas de los principales tipos de contaminación: para materia orgánica, DQO; material en suspensión, sólidos totales ST; y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, conductividad eléctrica del agua; y para acidez o alcalinidad, el pH del agua.El oxígeno disuelto (OD) está asociado a elevación, capacidad de re-oxigenación y caudal. Al calcular el oxígeno disponible en la corriente como porcentaje en relación con el máximo valor posible de saturación a las condiciones locales, se evidencia que valores por debajo del 70% de saturación pueden deberse a la presencia de vertimientos domésticos de asentamientos humanos grandes, vertimientos de corredores Industriales, arrastre significativo de sedimentos y caudales relativamente pequeños de las fuentes.
El pH es un indicador de la acidez o la alcalinidad del agua aunque, en general, esta tiene una gran capacidad de amortiguación. La variación de pH puede provenir de procesos naturales, como la composición geoquímica del suelo, pero puede cambiar a valores extremos por influencia de los procesos antrópicos, en especial, los de algunos tipos de industria. La conductividad eléctrica refleja la mineralización, presencia de sales, conjugando cationes y aniones disueltos. Su valor puede incrementarse por vertimientos domésticos de asentamientos humanos grandes, tratamiento químico de aguas, vertimientos de corredores industriales, empleo de fertilizantes en la actividad agrícola, influencia volcánica o por la composición natural del suelo.

Para los parámetros seleccionados se construyen "relaciones funcionales" o "curvas funcionales" (ecuaciones), en las que los niveles de calidad de 0 a 1 se representan en las ordenadas de cada gráfico y los distintos niveles (o intensidades) de cada variable en las abscisas, generando curvas representativas de la variación de la calidad del agua con respecto a la magnitud de cada contaminante.

Las siguientes son las ecuaciones para el cálculo de los subíndices de calidad de sólidos totales, conductividad eléctrica y pH, respectivamente.

4.11.4.1 Sólidos totales

Si ST <=4.5, entonces $I_{ST} = 1$ Ecuación 4.47

Si ST >= 320, entonces $I_{ST} = 0$ Ecuación 4.48

$$I_{ST} = 1 - (-0.02 + 0.003\ x\ ST) mg/L$$ Ecuación 4.49

4.11.4.2 Conductividad Eléctrica

Cuando I Cond < 0 (negativo), Entonces I Cond = 0

$$I_{COND} = 1 - 10^{(-3.26+1.34 Log_{10}\ Conductividad)}$$ Ecuación 4.50

4.11.4.3 pH

Si pH < 4 entonces $I_{pH} = 0.10$ Ecuación 4.51

Si pH está entre 4 y 7 inclusive, entonces

$$I_{pH} = 0.02628419\ x\ e^{(pH+0.520025)}$$ Ecuación 4.52

Si pH está entre 7.1 y 8.0 entonces I_{pH} = 1

Si pH < 4 entonces I_{pH} =0.10

Si pH es >11.1 entonces I_{pH} = 0.10

$$I_{pH} = 0.02628419\ x\ e^{(pH+0.520025)}$$ Ecuación 4.53

El índice permite reducir varios datos de campo y de laboratorio a una clasificación de calidad con un valor numérico de cero (0) a uno (1), que representa la calidad del agua en orden de: muy malo, malo, regular, aceptable y bueno (Tabla 4.6).

Tabla 4.6. Descriptores para presentar el aplicativo del ICA.

Descriptores	Ámbito numérico	Color
Muy malo	0 – 0.25	rojo
Malo	0.26 – 0.50	naranja
Regular	0.51 – 0.70	amarillo
Aceptable	0.71 – 0.90	verde
Bueno	0.91 – 1.00	azul



CAPÍTULO 5

Desarrollo experimental

En este capítulo se describe el desarrollo del Proyecto, además de la metodología que se llevo a cabo, considerando los métodos y recursos empleados para la obtención de los datos necesarios para la ejecución del mismo.

5.1 Descripción del sistema lagunar

La laguna de maduración para el tratamiento de aguas residuales se encuentra ubicada en la UAM-Azcapotzalco y es alimentada por un sistema previo que es un Humedal de flujo subsuperficial, el cual recibe agua residual de una cisterna, que recibe las descargas provenientes de los baños del edificio de la biblioteca de la Universidad y de la planta de tratamiento de El Rosario del Municipio de Tlalnepantla Estado de México. Para objeto del presente proyecto se analiza únicamente el sistema lagunar, el cual tiene 12.15 m de largo y 8 m de ancho. En su fase inicial este sistema contaba con tres canales y dos mamparas, sin embargo, con base en investigaciones de Galeana (2011) y Tabla (2009), se detectaron problemas de operación y funcionamiento, esto principalmente debido al deterioro que sufrió el sistema. Dicha información se presenta a continuación.

5.1.2 Análisis del sistema lagunar del 2010

Se consideraron los resultados experimentales de Galeana 2010, obtenidos durante los primeros años de funcionamiento del sistema lagunar, antes de su total deterioro, se analizó el comportamiento del OD y de la materia orgánica a través del parámetro de medición de la DQO para la evaluación del comportamiento del sistema lagunar construido inicialmente (Figuras 5.1 y 5.2).

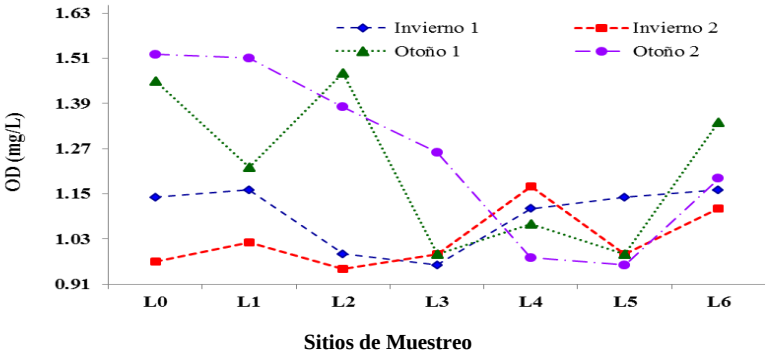


Figura 5.1. Variación del OD durante 2010 en el sistema lagunar, invierno corresponde al estiaje y otoño después del periodo de lluvias en dos etapas de muestreo por estación

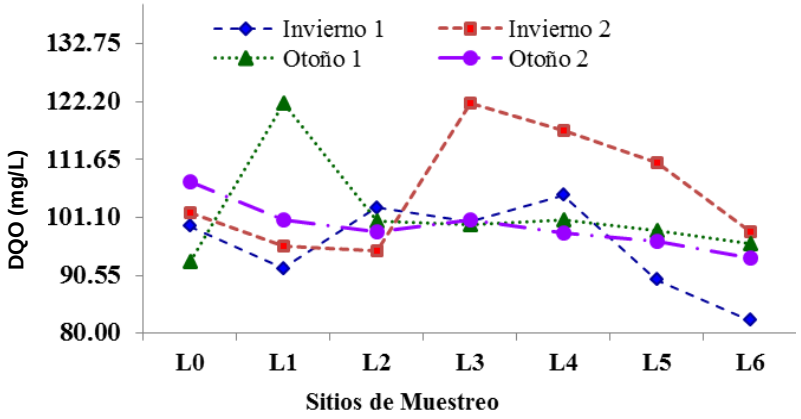


Figura 5.2. Variación de la DQO durante 2010 en el sistema lagunar, invierno corresponde al estiaje y otoño después del periodo de lluvias en dos etapas de muestreo por estación

En las Figuras 5.1 y 5.2 se observan comportamientos erráticos de OD y DQO, además de que indicaron posibles problemas de estancamiento. Esto podría deberse a un problema con la disposición de los drenes del sistema, indicativo de zonas muertas, los cuales provocaron "cortocircuitos". Lo que pudiera reflejar la existencia de problemas hidráulicos en el sistema que limitó la eficiencia del mismo, principalmente originados por problemas de diseño y/o durante la construcción. Cabe mencionar que en diseño original de la laguna se incluían cambios de canal con forma rectangular, como se hace tradicionalmente. Sin embargo, tras el análisis de los resultados previos y de las pruebas hidrodinámicas, se determinó que era necesario implementar una nueva geometría en los cambios de canal, que disminuyera los cortos circuitos y por ende las zonas muertas, ya que con la forma rectangular se tenía un flujo disperso en la laguna y en el humedal se presentaban zonas de estancamiento además de una inadecuada distribución del flujo.

5.1.3 Propuesta experimental

Es por ello, que se propuso mejorar la eficiencia del sistema lagunar, mediante las siguientes etapas: en primer lugar se realizó un prototipo a escala 1:20 de material acrílico y de 3 mm de grosor con la finalidad de ensayar los T_{RH} y la posible implementación de secciones que impidieran la formación de cortos circuitos originados en las secciones de cambio de canal, asimismo se modeló el sistema a partir del software Iber y se procedió a realizar un análisis mediante los modelos de Polprasert y Batharai (1984). Finalmente con un análisis previo satisfactorio se procedió a la reconstrucción real del sistema de la UAM-A, se monitorearon los parámetros fisicoquímicos y químicos.

Se realizó el estudio de las constantes cinéticas de degradación, se analizaron los porcentajes de remoción y finalmente se evaluó la calidad del agua a partir de la comparación de dos modelos de estudio de índice de Calidad del Agua (modelo mexicano y modelo colombiano).

En la Figura 5.3 se presenta un diagrama del sistema de tratamiento global de agua residual en sistema Humedal-Laguna de la UAM-A con la finalidad de mostrar una visión general y los procesos que se llevan dentro del mismo, se incluye el sistema de pre-tratamiento, el sistema humedal artificial y el sistema lagunar éste último es el objeto del presente estudio. En la Figura 5.4 se indica con un diagrama las etapas del proyecto de esta tesis.

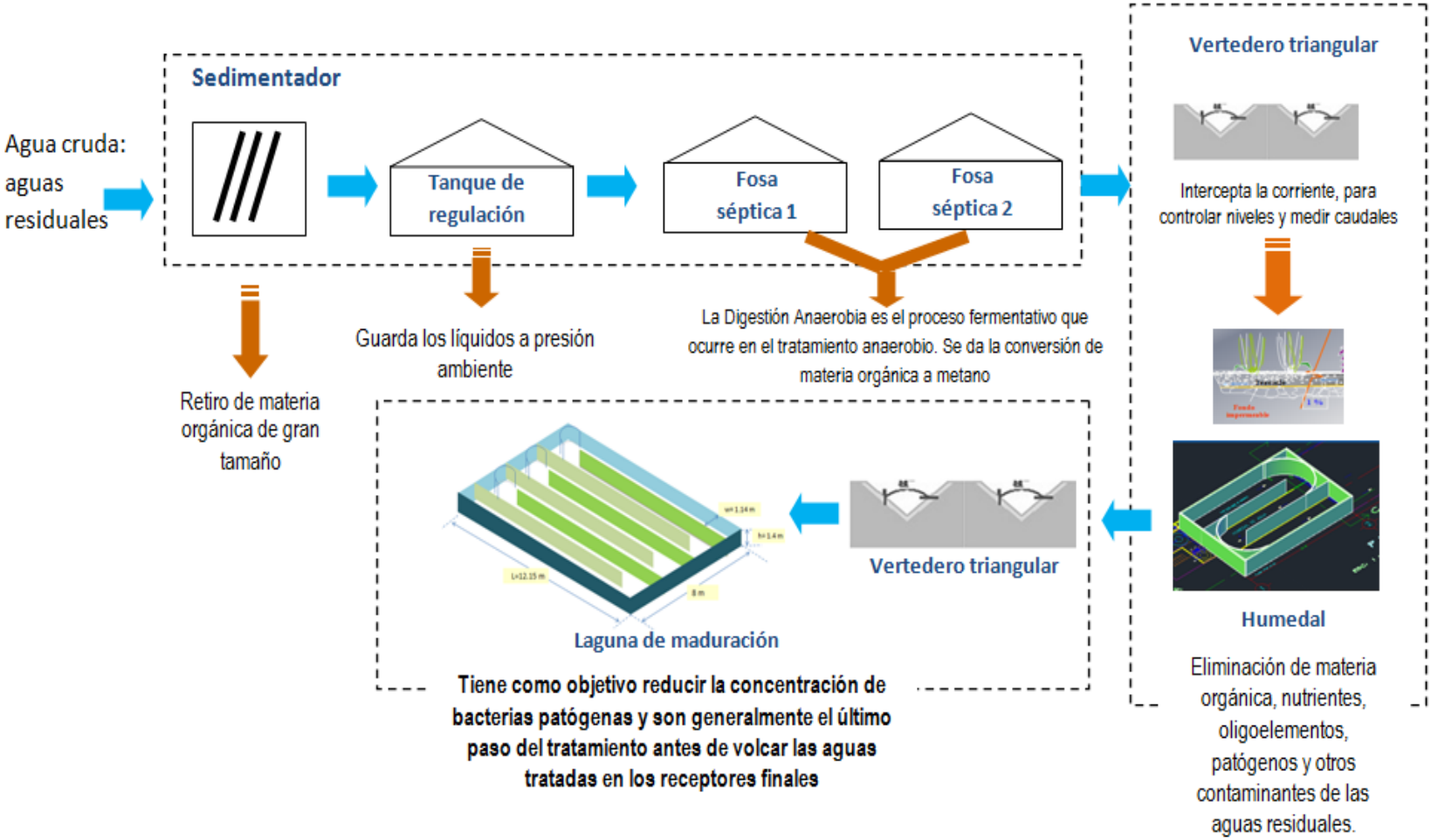


Figura 5.3. Esquema del sistema Humedal-Laguna de la UAM- Azcapotzalco

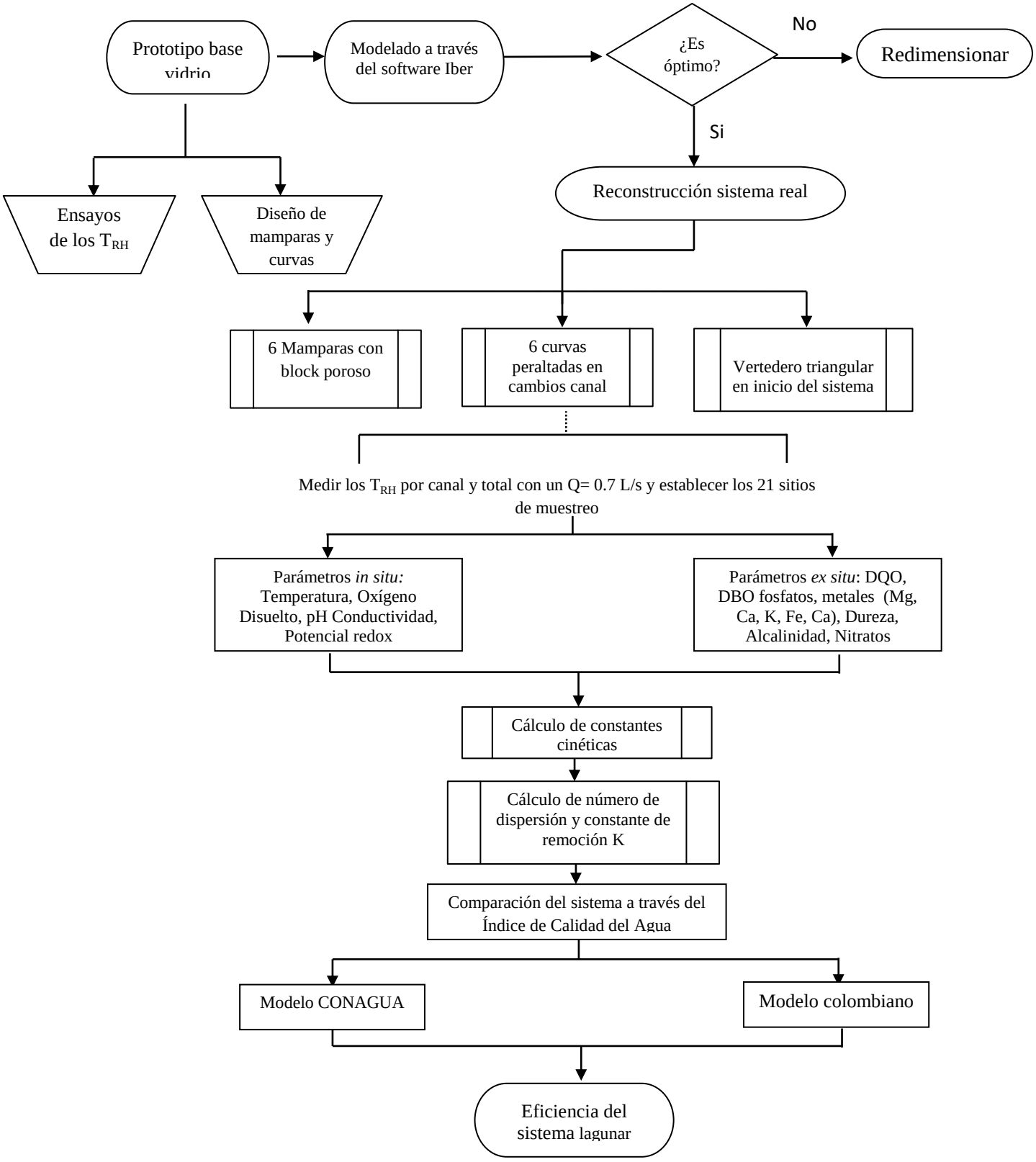


Figura 5.4. Diagrama de la metodología de tesis

5.2 Diseño de prototipo del sistema lagunar a escala 1:20

Se construyeron dos prototipos a escala con material de acrílico de 3 mm de grosor con 0.60 m de largo y 0.40 m de ancho con la finalidad de obtener los parámetros de diseño y los tiempos de retención hidráulica (T_{RH}) en ambos casos. Se consideró la realización de dos prototipos, debido a que la finalidad era comparar el sistema lagunar como se encontraba previamente (3 canales) con el sistema en donde se decidieron realizar diversas modificaciones para obtener una mayor eficiencia; las modificaciones consistieron en pasar de 3 a 7 canales, además de que a través de cálculos matemáticos se implementaron secciones curvas peraltadas en cada cambio de canal con el objeto de evitar zonas muertas, donde antes se producían cortos circuitos. Mediante ambos prototipos se realizaron diferentes pruebas hidráulicas y se estudiaron los tiempos de retención hidráulicos (T_{RH}), en ambos casos se utilizó como trazador azul de metileno.

5.2.1 Determinación de los T_{RH} en un prototipo de tres canales

En las Figuras 5.5 se presenta un esquema del sistema lagunar a nivel real y en la Figura 5.6 se presenta el prototipo a escala.

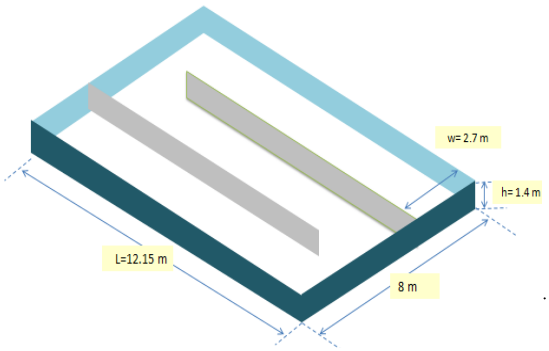


Figura 5.5. Croquis del sistema lagunar con dos mamparas

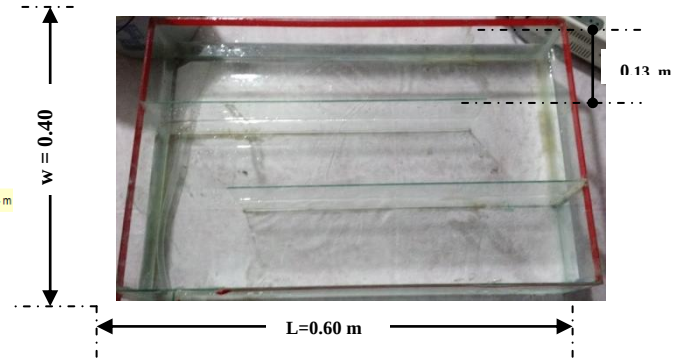


Figura 5.6. Prototipo visto en planta del sistema lagunar con dos mamparas

Se calculó el Tiempo de Retención Hidráulica Teórico (T_{RHT}), que se define como el tiempo de permanencia del agua residual en el sistema, el cual se obtiene con la Ecuación 5.1.

$$T_{RHT} = \frac{V}{Q} \qquad \text{Ecuación 5.1}$$

Donde:

T_{RHT}= Tiempo de Retención Hidráulico Teórico
V= Volumen del agua de la laguna
Q= Gasto del agua residual

$$T_{RHT} = \frac{V}{Q} T_{RHT} = \frac{(0.6)(0.13)(0.04)\text{m}}{0.1\ \text{E}{-4}\ \text{m}^3/\text{seg}} = \ 2.2\ \text{min}$$

Debido a que el tiempo de retención hidráulica experimental (T_{RHE}) es diferente al calculado teóricamente (T_{RHT}), se efectuó un estudio mediante un trazador para determinar

tiempo en el que el flujo tarda en llegar de un punto a otro, al cual se le denominará "tiempo de permanencia(T_{RHE}). ConociendoT_{RHE} y T_{RHT}, se pueden comparar y ajustar los valores para el cálculo que se utilizará en el diseño real. Se utilizó azul de metileno con una concentración de 2 g/L, y se descargó en el prototipo con un gasto de 0.1 L/s (Figura 5.7).

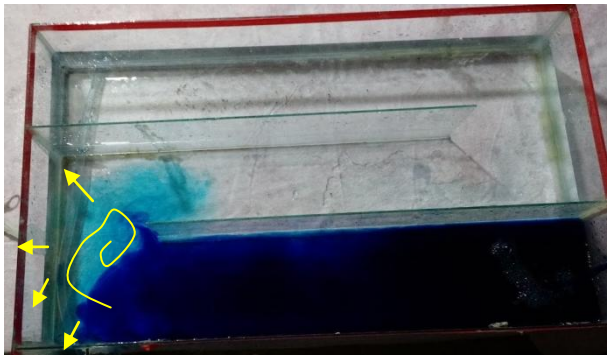


Figura 5.7. Distribución del trazador en el sistema a escala

Posteriormente se midieron los tiempos T_{HRE}, en cada uno de los 3 canales con la Ecuación 5.2, obteniendo así el Tiempo de Retención Hidráulica Real (T_{RHR}).

$$T_{RHT} = (n)(T_{RHE})(f) \qquad \text{Ecuación 5.2}$$

Donde:

T_{RHT}= Tiempo de Retención Hidráulica Total.
n= Numero de canales
f= Factor de detención de flujo (varia con respecto al número de cambio de canales que se tengan).

$$T_{RHE} = (3)(0.7\text{min})(6 * 0.02\text{min}) = 0.252\ \text{min}$$

5.2.2 Determinación de los T_{RH} utilizando azul de metileno en un prototipo de siete canales con curvas peraltadas

En la Figura 5.8 se presenta un esquema del prototipo con 7 canales, 6 mamparas y con curvas peraltadas en las secciones de cambio de canal.

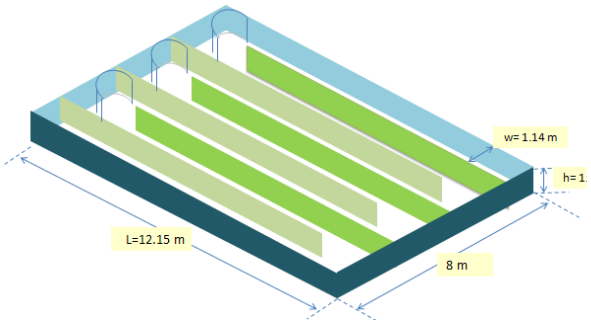


Figura 5.8. Croquis del sistema lagunar con seis mamparas

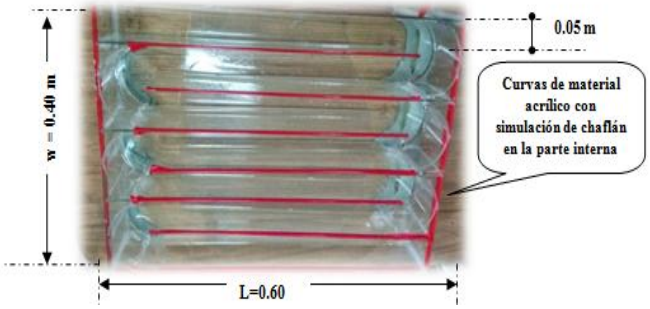


Figura 5.9. Prototipo visto en planta del sistema lagunar con seis mamparas

Para este modelo, al igual que el anterior se utilizó azul de metileno con la misma concentración, misma que se descargó con un gasto de 0.1 L/s en el prototipo de laguna (Figura 5.10).



Figura 5.10. Distribución del trazador en el primer canal del modelo a escala

Se determinó T_{RHT} aplicando la Ecuación 5.1, obteniéndose 2.2 y para el cálculo del tiempo total se multiplicó por 7.

$$T_{RHT} = \frac{V}{Q} T_{RHT} = \frac{(0.6)(0.13)(0.04)m}{0.1\ E{-}4\ m^3/seg} = \ 2.2\ min$$

Posteriormente se analizó el T_{RHE}, multiplicándolo por el número de canales que en este caso son 7, utilizando la Ecuación 2.

El T_{RHE} para el primer canal con un gasto de 0.1 L/s fue de 0.7 min, y en el cambio de canal se consumieron 0.02 minutos adicionales a lo que se hubiera tardado si fuera una línea recta, la trayectoria se muestra en la Figura 5.11.

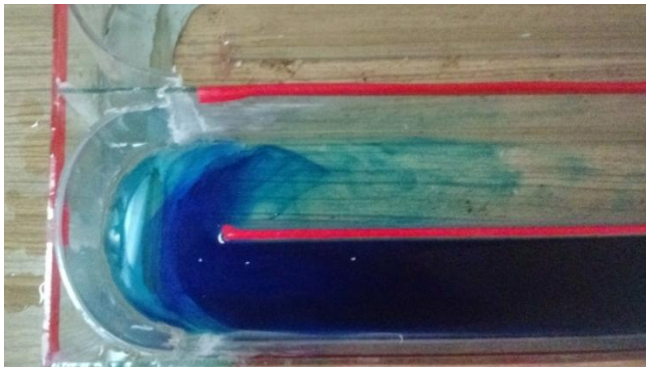


Figura 5.11. Recorrido del trazador por el primer canal.

- Cálculo de T_{RHR}

$$T_{RHT} = (7)(0.7min)(6 * 0.02min) = 5.02\ min$$

5.3 Diseño de curvas peraltadas

Se contemplaron diversas formas geométricas, como hexagonal, elíptica y otras, pero después de las pruebas realizadas en los prototipos a escala, se concluyó que la forma circular permitía una mejor transición de canal a canal, disminuyendo al máximo los

esfuerzos tangenciales, ya que con una forma circular el desplazamiento del flujo resulta gradual y permite hacer un movimiento más estable. Posterior al cálculo de la curva vertical, se observó que se podrían generar más cortos circuitos en la unión que se forma entre el muro y la base del sistema, siendo esta zona más susceptible debido a la fuerza de inercia del flujo y que tiende a incrementar sedimentos en esta sección, tal y como se muestra en la Figura 5.12. Esta zona, al ser una zona de transición en la curva, tiene poca fluidez y en un breve periodo de tiempo, podría generarse una zona muerta.

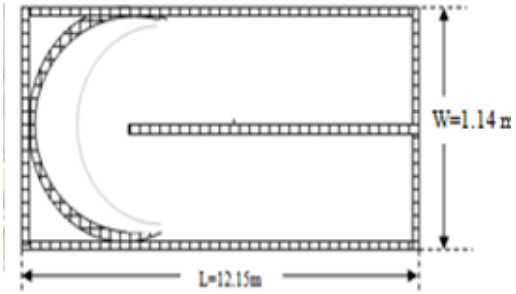


Figura 5.12. Vista de curva peraltada

Por lo que se decidió construir un peralte, o sobre elevación triangular en dichas secciones. Para calcular el ángulo de inclinación y la dimensión del mismo, se consideraron, las fuerzas que intervienen en dicha zona, así como un coeficiente de rozamiento típico del material con el que fue construido dicho peralte (concreto) de μ=0.45, y el radio de la curva R=2.67. Es importante mencionar que para el sistema lagunar los peraltes pueden ser grandes, pero sin pasar el 50% del tirante de la laguna, porque también afectaría el funcionamiento hidráulico, un peralte tan grande significaría una contención que podría afectar la tendencia a flujo pistón que se desea tener. En el presente proyecto, se utilizó un peralte de 0.25 m para una laguna con tirante de 0.60 m. El cálculo de la curva peraltada se presenta en el Apéndice A.

5.4 Modelo hidrodinámico con IBER

Los datos de entrada para el cálculo del comportamiento hidráulico están regidos por varios factores geométricos, topográficos, hidráulicos, incluso de tipo de material. Se inició con introducir por medio de coordenadas los datos de las pendientes y topografía del sitio, dimensiones y los radios de las 6 curvas peraltadas, posteriormente se otorgaron las condiciones de frontera, en la cual se introdujeron datos como el valor de la rugosidad mediante el coeficiente de Manning (n), tanto de las mamparas de bloc ligero, como del firme de concreto. Es importante mencionar que se incluyó el coeficiente de rugosidad ya que para la construcción sistema real se pretendía utilizar el uso de bloc ligero.

Por último, se asignó el gasto de diseño. Una vez declaradas las variables, se generó el mallado triangular con una separación entre puntos de 1 cm, y se evaluó la velocidad, el número de Froude, turbulencia y el transporte de sólidos totales. El procedimiento que se llevó para trabajar un modelo bidimensional a través de Iber se presenta en el Apéndice B.

5.5 Reconstrucción del sistema lagunar de la UAM-A

A partir del estudio de la hidrodinámica del sistema lagunar mediante los prototipos a escala, así como del modelo de Iber y los cálculos realizados con Polprasert y Batharai (1985), se procedió a realizar el escalamiento del sistema lagunar en la UAM-A. El sistema actual cuenta con 12.15 m de ancho por 8 m de largo, dividido en 7 canales de 1.15 m de ancho y 12.15 m de largo, además de acuerdo a los cálculos anteriores, se implementaron 6 curvas peraltadas en las secciones de cambio de canal con un ancho de 1.10 m, un peralte de 20 cm y una altura de 1 m. La fase de reconstrucción del sistema se dividió en varias fases las cuales se describen a continuación: construcción de curvas peraltadas y mamparas, sistema de alimentación del sistema lagunar, sistema de drenaje e impermeabilización.

5.5.1 Implementación de curvas peraltadas y mamparas

Las curvas peraltadas y las mamparas fueron construidas con tabique ligero, con el fin de que la película bacteriana se fijará de manera adecuada al lecho poroso y así tener una mayor proliferación de la misma. En la Figura 5.13 se observa la vista del isométrico del sistema lagunar.

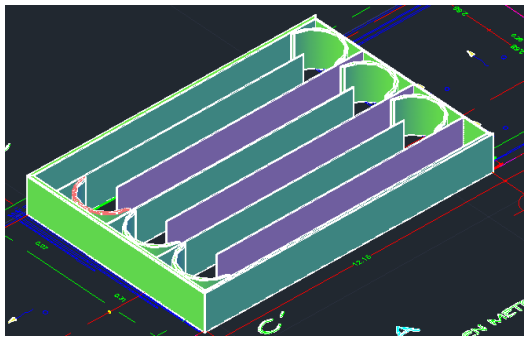


Figura 5.13. Detalle de curva y vista isométrico de la laguna

En la Figura 5.14 se muestra la vista real de las secciones peraltadas del sistema lagunar.

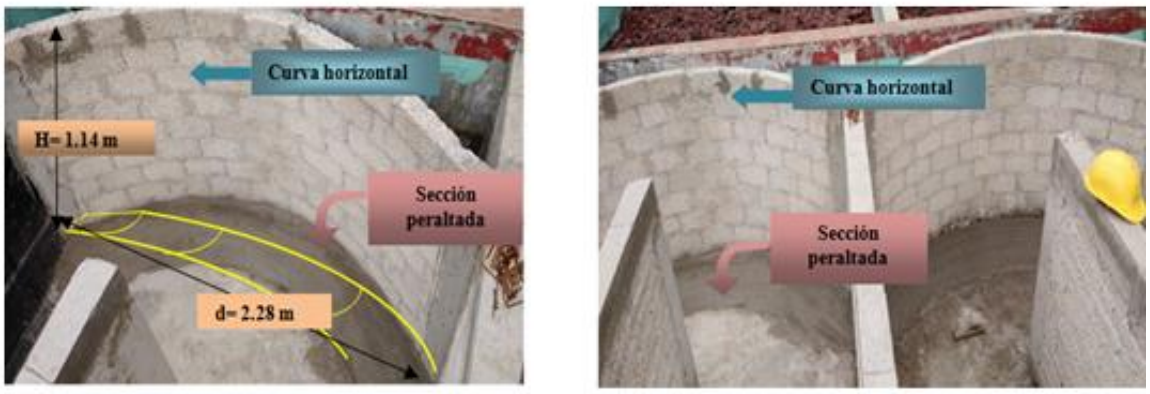


Figura 5.14. Vista real de las curvas de la laguna

5.5.2 Sistema de drenado del sistema lagunar

La tubería de la laguna de maduración fue remplazada en su totalidad y se construyó un sistema de protección que impide que los sólidos de mayor tamaño (mayores a 1cm)

azolven la propia tubería. El sistema cuenta con tres líneas de drenaje, que están ubicados a lo ancho del sistema y al final del mismo, tal como se muestra en la Figura 5.15.

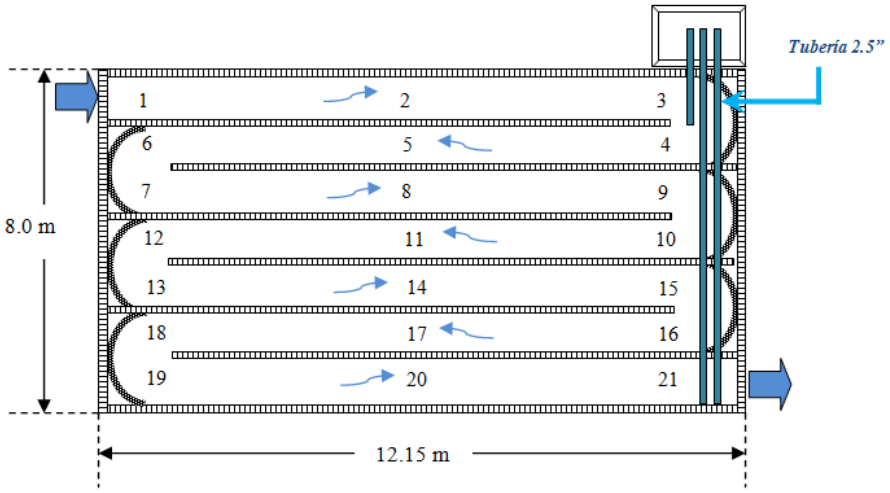


Figura 5.15. Vista en planta de la laguna y su sistema de desazolve

Se colocaron dos tubos de PVC de 3" hidráulico y se realizaron barrenos en el último tramo. Asimismo se habilitó la tubería de drenaje general para impedir inundaciones y se rellenó con concreto. El sistema de drenaje está controlado por tubos y mangueras de 2 ½" mediante un sistema llamado "sistema de monja" con la finalidad de realizar un drenado adecuado, en el momento que se requiera.

5.5.3 Sistema de impermeabilizado del sistema lagunar

Se colocó el impermeabilizante Epóxico con catalizador en toda la base de laguna, cabe mencionar que este tipo de pintura es idónea para albercas por lo cual se eligió para este proyecto (Figura 5.16).

.



Figura 5.16.Vista general de la laguna

5.5.4 Alimentación del sistema lagunar

La alimentación de agua al sistema lagunar se llevo a cabo por medio de un vertedero triangular. El caudal que ingresa en el sistema lagunar desde el humedal fue de Q = 2 L / s, y para el diseño del relleno se consideró de la Tabla de Thomson, un coeficiente de 1.4,

obteniendo una carga total H igual a 0.867 cm, la cual fue dividida entre 12 Vertederos, de modo que se obtuvo H / vertedero de 0.072 cm (Figura 5.17).



Figura 5.17. Vertedero en el sistema lagunar

5.5.6.1 Llenado del sistema lagunar

Se realizó el llenado del sistema Humedal-Laguna-Humedal con un caudal inicial de 1.0 L/s. En primer lugar el caudal ingreso al sedimentador, posteriormente al tanque de regulación, después a las dos fosas sépticas, al humedal previo y para finalmente ingresar de forma uniforme al vertedero colocado a la entrada del sistema lagunar (Figura 5.18).



Figura 5.18. Llenado del sistema lagunar

5.6 Muestreo

Se realizó la medición de parámetros fisicoquímicos siguiendo las recomendaciones de APHA (1995), en los 21 sitios de muestreo de la laguna de maduración, el sitio L1 se localiza a la entrada de la laguna, proviniendo del agua de tratamiento del primer humedal, es decir a la salida del mismo y el sitio L21 se localiza a la salida del sistema lagunar (Figura 5.19). Se contemplaron estos sitios debido a la necesidad de conocer la forma en que se afectan los parámetros en las secciones circulares, cambios de canal, etc. El monitoreo del sistema se efectuó mediante captación de muestras en los 21 sitios y el correspondiente análisis de los diferentes parámetros de dichas muestras, considerando para ello las Normas Oficiales Mexicanas y los métodos específicos de los instrumentos utilizados.

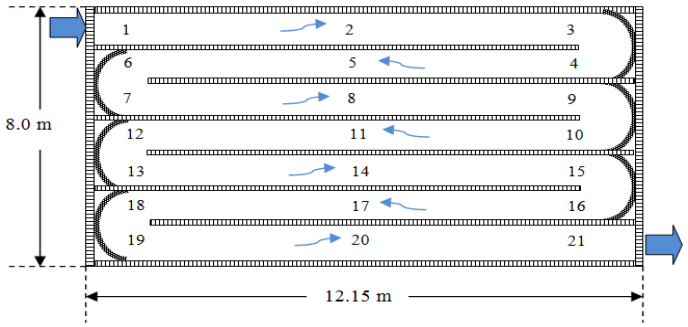


Figura 5.19. Representación de los puntos de muestreo en la laguna de maduración

Las muestras de agua de cada sitio se tomaron a una profundidad de 25 cm mediante un muestreador tipo Bailer, las muestras se colocaron en recipientes NALGENE del mismo volumen y se mantuvieron bajo refrigeración a 4°C. En la Tabla 5.1 se describen los instrumentos que se utilizaron para determinar algunos parámetros en campo.

Tabla 5.1. Parámetros determinados e instrumentos que se utilizaron para la medición en campo.

PARÁMETROS	INSTRUMENTO
pH	Interfaz QuestLab Vernier, EE.UU
Temperatura	Interfaz QuestLab Vernier, EE.UU
Conductividad	Interfaz QuestLab Vernier, EE.UU
Potencial REDOX	Interfaz QuestLab Vernier, EE.UU
Oxígeno disuelto	Interfaz QuestLab Vernier, EE.UU

Tabla 5.2. Parámetros y métodos que se emplearon para los análisis en el laboratorio.

PARÁMETROS	EQUIPO UTILIZADO
DQO	Espectrómetro portátil HACH DR. Muestras previamente digeridas en un reactor 2400COD marca HANNA Instruments HI839800.
DBO_5	Sistema de sensor FOC225E en incubadora 10 (VELP, Italia).
Metales como Ca, Mg, Fe, K	Espectrómetro de Absorción Atómica Thermo elemental modelo SOLAAR M6
Sólidos totales	Estufa E28 de Binder y una balanza analítica Mettler AJ150
Materia nitrogenada	Espectrómetro portátil HACH modelo 2400 (procedimiento 8171 método de la reducción del cadmio).
Alcalinidad	Instrumentos titulométricos Hach de campo: Alkalinity Test Kit modelo AL-AP Mg/L
Dureza	Instrumentos titulométricos Hach de campo: Hardness Total Test Kit modelo 5-EP Mg/L
Fosfatos	Complete Water Quality Laboratory DREL/2400

5.6.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La prueba de la DQO utiliza el oxígeno equivalente a la materia orgánica (biodegradable y no biodegradable) en el agua residual que puede oxidarse químicamente usando dicromato de potasio en medio ácido. Las concentraciones de DQO en las aguas residuales industriales pueden tener valores de 5000 mg/L o incluso más altos. En la determinación de la DQO todo el material orgánico biodegradable y no biodegradable es químicamente oxidado por el dicromato de potasio utilizando ácido sulfúrico ($H2SO_4$) en presencia nitrato de plata como catalizador. Para efectuar la determinación de DQO, se utilizaron viales con el contenido de los reactivos ya citados, (es decir, el método estandarizado AC 8000), con un tiempo de dos horas de digestión, a una temperatura de 150ºC. Asimismo, la DQO se determinó mediante un espectrofotómetro de luz visible DR/2400 (Figura 5.20) marca Hach, el reactor para DQO fue marca Hanna modelo HI-839800 se siguió la metodología estipulada DR/2400 Spectrophotometer – Procedure Manual (Hach, 2002).



Figura 5.20. Equipo para la determinación de la DQO

5.6.7 Determinación de sólidos sedimentables

Los sólidos sedimentables son aquellos que se sedimentan en un cono Imhoff, durante 60 minutos (Figura 5.21). Los sólidos totales son los que se obtienen después de evaporar el agua entre 103 y 105°C (residuos de la evaporación) se clasifican en filtrables o no filtrables (sólidos en suspensión) haciendo pasar un volumen conocido de liquido por un filtro Para este proceso de separación se empleó un filtro de fibra de vidrio (Whatman GF/C), con un tamaño nominal de poro de 1.2 micrómetros (Figura 5.22).



Figura 5.21. Conos Imhoff

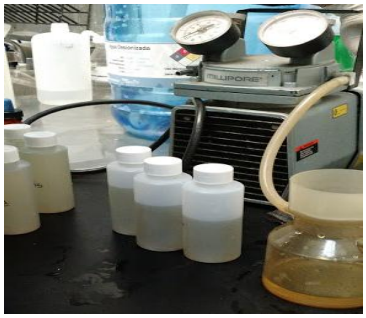


Figura 5.22. Aparato empleado para la determinación de sólidos en suspensión

La determinación de sólidos se realizó a partir de un volumen de muestra homogeneizada de 20 mL. El procedimiento y los cálculos se realizaron según lo estipulado en la norma NMX-AA-034-SCFI-2001, referente a determinación de sólidos y sales disueltas en aguas, donde se recurrió al uso de una estufa E28 de Binder y una balanza analítica Mettler AJ150, así como cápsulas de porcelana previamente llevadas a peso constante.

5.6.8 Temperatura

La temperatura junto con el oxígeno disuelto son dos factores determinantes en el comportamiento de la cinética de degradación de la materia orgánica por medio de microorganismos (Fritz *et al.*, 1979). La temperatura del agua residual suele ser elevada, dado que el calor específico del agua es mucho mayor que el del aire, las temperaturas registradas de las aguas residuales son más altas que la temperatura del aire durante la mayor parte del año. En función de la situación geográfica, la temperatura media anual del agua residual varía entre 10 y 21 ° C, pudiéndose tomar 15.6 °C como valor representativo.

5.6.9 Conductividad eléctrica

La conductividad electrolítica es una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica. Esta capacidad depende de la presencia de iones disueltos, de su concentración total, de su movilidad, estado de oxidación y concentraciones relativas, así como de la temperatura (Norma Oficial Mexicana NMX-AA-093-SCFI-2000).

5.6.10 Oxígeno Disuelto (OD)

Es la cantidad de oxígeno disuelto en el agua, el oxígeno disuelto se establece en mg/L o como la cantidad de oxígeno disuelto contenido en el agua a una temperatura determinada. Se conoce también como el porcentaje de saturación. La concentración en mg/L (ppm). El análisis de OD es una prueba clave en la contaminación del agua y control del proceso de tratamiento de aguas residuales.

5.6.11 Potencial de Oxido- Reducción (ORP)

El potencial de oxido-reducción es una forma de medir la energía química de la oxidación y la reducción de las sustancias mediante un electrodo convirtiéndola en energía eléctrica.

5.6.12 pH

La concentración de ion hidrógeno es un parámetro de calidad de gran importancia en el estudio de cuerpos acuáticos. Un agua residual con concentraciones de ion hidrógeno inadecuadas presenta dificultades para el tratamiento de aguas residuales.

5.6.13 Determinación de temperatura, pH, conductividad eléctrica, OD y ORP

La determinación de la temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y potencial redox, se realizaron con un equipo Vernier con los respectivos electrodos (Figura 5.23 a) adaptado a una consola LabQuest, (Figura 5.23 b). Los electrodos fueron previamente calibrados considerando lo establecido por el fabricante.



a) b)

Figura 5.23. a) Interfaz LabQuest, Vernier b) Sensores Vernier

5.6.14 Nitratos

El nitrato es la forma más oxidada del nitrógeno que se encuentra en el agua residual. La concentración de nitrato en el agua es importante debido a que concentraciones mayores de 45 mg/L pueden causar serios daños a la salud de los infantes (Anthoniensen, 1976). Se tomaron muestras en la superficie en la entrada al prototipo, en el punto medio y en la descarga. El agua se filtró con papel filtro Watteman y se procesó de acuerdo con el instructivo para determinación de nitratos utilizando el laboratorio portátil HACH modelo 2400 (HACH 8171. Reducción de Cadmio rango 0.1 – 10 mg/L NO_3-N.).

5.6.15 Dureza y alcalinidad

La dureza y la alcalinidad se determinaron mediante el uso de los instrumentos titulométricos Hach de campo: Hardness Total Test Kit modelo 5-EP MG-L y Alkalinity Test Kit modelo AL-AP MG-L; respectivamente.



Figura 5.24. Hardness Total Test Kit 5-EP mg/L y Alkalinity Test Kit AL-AP mg/L

5.6.16 Nitratos

Fosfatos (PO_4^{3-}) se determinaron haciendo uso del equipo Complete Water Quality Laboratory DREL/2400 de Hach, siguiendo lo estipulado en los métodos descritos en DR/2400 Spectrophotometer-Procedure Manual (Hach, 2002) y determinados con el método 8048.



Figura 5.25. Complete Water Quality Laboratory DREL/2400

5.6.17 Obtención de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

El método analítico se llevó a cabo con el sistema de análisis VELP (Figura 5.26). El sensor de DBO es energizado por dos microbaterías de litio lo cual la mantiene libre de cualquier conexión hidráulica o eléctrica. Para la incubación, en este sistema se puede manejar un rango de 0 a50°C. Las muestras se incubaron a 20°C. El equipo electrónico para DBO permite seleccionar entre cuatro escalas con un valor máximo cada uno de 90, 250, 600 y 900 ppm de DBO_5. Las muestras fueron de 250 ml de agua las cuales se incubaron directamente sin diluir a una temperatura de 20°C. Se seleccionó el rango de 250 ppm de DBO_5.



Figura 5.26. Analizador de DBO montado en la botella y botellas montadas en el agitador

5.6.18 Metales

Los metales fueron determinados mediante el método de absorción atómica por flama empleando un Espectrómetro de Absorción Atómica (Thermo elemental modelo SOLAAR M6). Las muestras se sometieron a una digestión ácida antes del análisis para remover la materia orgánica y se hicieron por duplicado para cada uno de los cuatro puntos de muestreo. Los metales que se analizaron fueron K, Fe, Ca y Mg.

5.7 Cálculos cinéticos

5.7.1 Cinéticas de degradación de los parámetros químicos, DBO, DQO, nitratos y fosfatos.

En los sistemas lagunares por lo general se utiliza una cinética de orden uno para representar la degradación de algún elemento o contaminante y de acuerdo a los datos

obtenidos experimentalmente. Se tomó en cuenta que el tiempo inicial fue cero (t0 = 0), la concentración al tiempo cero fue Co y la concentración a un determinado tiempo fue Ci.. La fórmula general para determinar la velocidad de degradación de algún elemento se puede expresar de la siguiente manera:

$$-r_A = \frac{dC}{dt} = kC^n \qquad \text{Ecuación 5.3}$$

Donde:
C: Concentración de un elemento (mg/L)
k: Constante de velocidad de reacción (días-1)
t: tiempo (días)
n: orden de la reacción (adimensional)

Se siguió la constante de decaimiento de la materia orgánica se siguió a través de la DQO y DBO. Además para probar la constante cinética de decaimiento (k) obtenida de la degradación de la materia orgánica seguida a través de la DQO, se compararon los modelos de Yánez (1993), Agunwamba *et al.*, (1992) y Polprasert-Bhattarai (1985)

5.8 Cálculo del índice de Calidad del Agua (ICA)

El ICA se define como el grado de contaminación existente en el agua a la fecha de un muestreo, expresado como un porcentaje de agua pura. Así, agua altamente contaminada tendrá un ICA cercano o igual a 0% y de 100% para el agua en excelentes condiciones, mediante el uso de parámetros analíticos a los cuales se les determina un subíndice de calidad mediante ciertas ecuaciones (Tabla 5.3)

Tabla 5.3. Valores de ponderación de cada subíndice

PARÁMETRO	VALOR
pH	1.0
Sólidos Totales (ST)	1.0
Conductividad Eléctrica (CE)	2.0
Alcalinidad (AL)	1.0
Dureza Total (DT)	1.0
Oxígeno Disuelto (OD)	5.0
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	4.0
Fosfatos	0.5
Nitratos	2.0



CAPÍTULO 6

Análisis e interpretación de resultados

Se presentan en forma resumida los resultados de la implementación de la metodología estipulada en gráficos y esquemas que se desprendan del análisis y la interpretación de los mismos.

6.1 Resultados del sistema de prototipo a escala 1:20

Se presentan los resultados obtenidos en los dos prototipos, uno que considera 2 mamparas y 3 canales, y otro que simula el sistema lagunar pero contemplando 7 canales y 6 mamparas. Se realizaron diferentes pruebas hidráulicas para determinar los tiempos de retención hidráulicos experimentales (T_{RHE}) utilizando como trazador azul de metileno, los resultados se muestran a continuación (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Comparación de T_R en los dos modelos

	Modelo con tres canales y dos mamparas	Modelo con siete canales, seis mamparas y curvas verticales
T_{RHT} (min)	0.252	0.252
T_{RHE} (min)	2.79	5.02

Se observa en cada caso que el T_{RHT} calculado es mucho menor que el experimental, es preciso aclarar que el T_{RHT} se calculó como una sola sección sin considerar ninguna mampara, en el caso del T_{RHE}, ya se toman en cuenta en cada caso las mamparas. Para el prototipo de tres canales, se observa un promedio de 11.07 min, se observa también que al aumentar el número de mamparas (6 mamparas) prácticamente el T_{RH} se duplica. En ambos casos se mejora el flujo hidráulico, pero en el segundo las curvas y las pendientes mejoraron aún más la dirección del mismo.

En la Tabla 6.2 se presentan los resultados obtenidos del T_{RHE} de acuerdo a los análisis realizados en 14 puntos que se localizaron en las zonas de cambios de canales (curvas peraltadas). En cada caso se midió el T_{RHE} a la entrada y a la salida de las curvas. Se representa en color rosa ell flujo de agua que entra a la curva y en color blanco la salida del mismo.

Tabla 6.2. Medición de T_{RHE} en abril y junio de 2015

MEDICIONES DE TIEMPO A TRAVÉS DE LAS MAMPARAS Y CAMBIOS DE CANAL			
Puntos de muestreo	**12 de abril (min)**	**22 de abril (min)**	**2 de junio(min)**
1	**0.59**	**0.61**	**0.60**
2 – 3	**0.15**	**0.14**	**0.14**
3 – 4	**0.57**	**0.59**	**0.60**
4 – 5	**0.14**	**0.15**	**0.14**
5 – 6	**0.58**	**0.60**	**0.59**
6 – 7	**0.14**	**0.15**	**0.15**
7 – 8	**0.56**	**0.58**	**0.59**
8 – 9	**0.14**	**0.14**	**0.16**
9 – 10	**0.59**	**0.61**	**0.60**
10 – 11	**0.13**	**0.14**	**0.15**
11 – 12	**0.58**	**0.6**	**0.6**
12 – 13	**0.14**	**0.14**	**0.15**
14	**0.6**	**0.65**	**0.63**

*El color rosa representa el giro del agua en la entrada y salida de la curva

De las repeticiones realizadas en los diferentes medidas experimentales, prácticamente el flujo en cada curva es constante, con un promedio de 14.39 ± 0.699, con un % de error experimental del 4.85. Con este promedio de valores se escaló a las dimensiones de la laguna para la remodelación cuidando las pendientes en cada canal y los peraltes de las curvas.

6.2 Resultados del modelo hidrodinámico: IBER

Mediante los análisis realizados en el prototipo a escala, donde se consideraron 7 canales, 6 mamparas y el diseño de curvas peraltadas en cada cambio de canal, se concluyó que un diseño con esas condiciones podría resultar optimo a nivel real en la UAM-A. Sin embargo, con el fin de corroborar esta teoría se modeló el sistema lagunar en un software matemático que actúa en dos direcciones y que es útil para láminas de agua poco profundas: IBER. Se establecieron sus respectivas condiciones de frontera y se analizó el modulo hidrodinámico, obteniendo resultados de velocidad, número de Froude, transporte de sólidos totales y turbulencia.

6.2.1 Velocidad

En la Figura 6.1 se observan los resultados de la distribución de la velocidad en las diferentes secciones del sistema lagunar, se identifica con los colores amarillo y rojo las áreas donde se tiene un incremento en la velocidad, de manera general se observa que al finalizar cada curva peraltada, hay una reducción de velocidad que oscila en valores de 0.008 m/hr, esto debido al brusco cambio de pendiente que impulsa el flujo del agua.

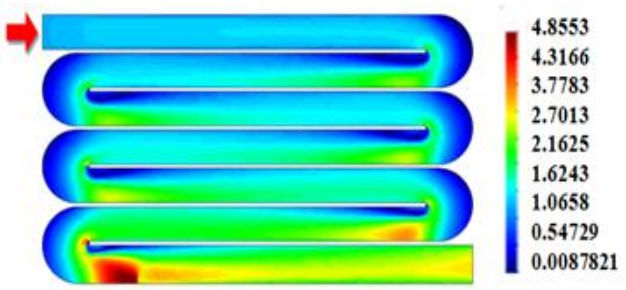


Figura 6.1. Modelado de la velocidad

6.2.2 Número de Froude

En la Figura 6.2 se observa que el número de Froude que incrementa a medida que avanza en cada uno de los canales, finalizando con una tendencia a régimen crítico en el séptimo canal, pero también se puede observar que al igual que la velocidad, se incrementa al finalizar cada una de las 6 curvas, fenómeno que se debe al salto hidráulico que se suscita por el cambio de pendiente en el peralte de la curva.

El cambio de régimen crítico hacia el subcrítico es observado, por ejemplo en cambios en la pendiente. El flujo en régimen crítico (o en sus inmediaciones) es inestable (González, 2011). Esto indica que se generaría un régimen subcrítico antes de la entrada al peralte de la curva y crítico a la salida de ésta.

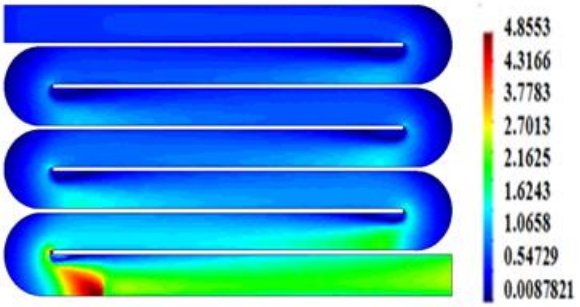


Figura 6.2. Modelación del número de Froude con IBER

6.2.3 Transporte de Sólidos totales

En la Figura 6.3 se observa el recorrido que realizan los sólidos en el sistema lagunar, los resultados obtenidos indican que la mayor remoción se efectuó en el primer canal (color rojizo), aunque se visualiza que previo a las entradas de las curvas, también tienden a concentrarse los ST así como la MO. Debido a la reducción de la velocidad y la presencia de una pequeña turbulencia en las secciones previas a las curvas peraltadas, se concentran los ST disminuyendo en cada canal, hasta que finalmente esta concentración es prácticamente nula. Es importante indicar que con este modelo se observa que en las zonas de las curvas, el color azul es homogéneo, lo que indica que no hay presencia de cortos "circuitos", por lo tanto no hay "zonas muertas" y el flujo hidráulico se ha mejorado, respecto al diseño que se tenía anteriormente.

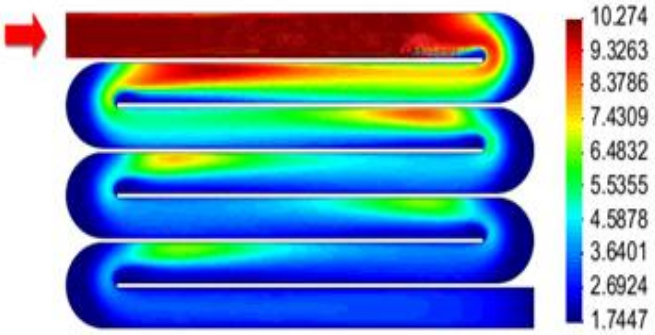


Figura 6.3. Modelación del transporte de SST con IBER

6.2.4 Turbulencia

El software IBER posee un modelo numérico de simulación de flujo aplicado para determinar la turbulencia en un flujo no estacionario, dicha herramienta fue utilizada para conocer las secciones especificas en las que el sistema efectúa una mezcla rápida, en estas áreas se produce una pequeña turbulencia que se debe al frenado del fluido al ingresar al peralte de la curva, lo que ocasiona entre otras cosas un incremento en el OD y una elevación en los valores de ORP.

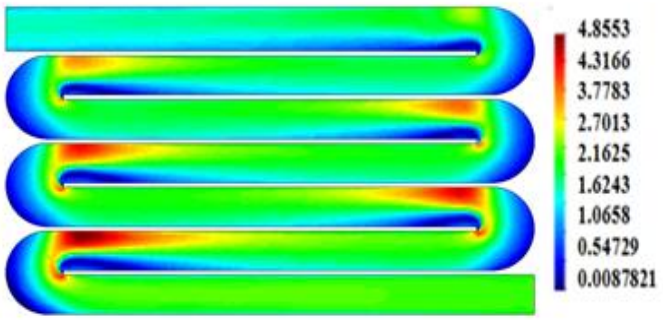


Figura 6.4. Modelación de la Turbulencia con IBER

6.3 Obtención del número de dispersión "d"

La laguna de maduración del sistema natural de tratamiento cuenta con 6 mamparas y 7 canales, el Q de entrada es igual al gasto calculado en el Humedal previo a la entrada de la laguna, es decir se cuenta con un gasto total de 4.68 L/s (406.47 m^3), asimismo la DQO que se considera del influente del humedal es de 120 mg/L.

- Tiempo de retención hidráulica (τ). Es el tiempo que teóricamente pasa el agua dentro del sistema de tratamiento biológico y que se utiliza en el diseño. Se puede estimar a partir e la siguiente relación.

$$\tau = \frac{V}{Q} \qquad \text{Ecuación 6.1}$$

Donde:

V= volumen liquido de la laguna (m^3).
Q= Gasto del agua residual (m^3/dia)

Sustituyendo los valores se tiene:

$$\tau = \frac{V}{Q} \rightarrow \tau = \frac{(0.8\ m)(12.15\ m)(8\ m)}{406.47\ m^3/día} \rightarrow \tau = 0.20 \text{ días} \quad \tau = 4.8 \text{ hrs}$$

- Volumen efectivo (VE). Es el volumen donde se realiza efectivamente el tratamiento biológico y es menor que V debido a que toman en consideración los cortos circuitos y zonas muertas en la laguna.

- De la utilización de este volumen, se deriva el concepto de tiempo real de retención hidráulica:

$$t = \frac{V_E}{Q} < \tau \qquad \text{Ecuación 6.2}$$

Donde:

t: Tiempo promedio real de retención hidráulica, obtenido a partir de un estudio de trazado, días.
V_E: Volumen efectivo de la laguna, m^2.

Sustituyendo los valores se tiene:

$$t = \frac{76.12\ m^3}{406.47\ m^3/día} \rightarrow$$ t= 0.18 días < 0.20 días → t= 0.18 hrs < 0.20 hrs

- Carga orgánica (Co). Es la masa de sustrato (materia orgánica medida como DBO_5, o DQO) que se aplica diariamente a la laguna y que será estabilizada en el tratamiento biológico. Su valor se expresa normalmente en kg de DQO, por unidad de, tiempo. Se obtiene mediante:

$$Co = \frac{Si}{Q} \rightarrow Co = \frac{120 m^3/dia}{406.47\ m^3/día} \rightarrow$$ Co=0.2952 kg de DQO

- Cálculo del área (A).

$$A = Q * \frac{1}{Z} * \theta_h$$ Ecuación 6.3

Donde:

Q (caudal de entrada)= 406.47 m3
Z (profundidad)= 0.8 m
Θh = 0.20 días

$$A = Q * \frac{1}{Z} * \theta_h \rightarrow A = 406.47 m^3 * \frac{1}{0.8\ m} * 0.20 \text{ días} \rightarrow$$ A= 96.54 m^2

El valor de "d" puede calcularse con base a las propiedades geométricas de la laguna. El valor real de d se puede calcular en la realidad mediante estudios con trazadores o colorantes. A continuación se presenta el cálculo matemático de "d" pero en base a las características geométricas de la laguna. Para ello se obtuvo la "d" mediante las ecuaciones de Yanez (1993), Agunwamba *et al.* (1992) y Polprasert–Bhattarai (1985), con el fin de utilizar el mejor valor para el diseño de la laguna. El primer autor solamente considera las dimensiones de la laguna, sin tomar en cuenta la viscosidad cinemática, la temperatura, ni el tiempo de retención hidráulico.

6.3.1 Obtención de "d" sin considerar mamparas en el sistema lagunar

1) De acuerdo a Yanez

$$d = \frac{L/W}{0.261 + 0.254\left(L/W\right) + 1.014\left(L/W\right)^2}$$ Ecuación 6.4

Donde:

L= largo de la laguna (m)= 12.15 m
W= ancho de la laguna (m)= 8 m

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$d = \frac{(12.15\ \text{m}) / (8\ \text{m})}{0.261 + 0.254\left(12.15\ \text{m}/8\ \text{m}\right) + 1.014\left(12.15\ \text{m}/8\ \text{m}^{2}\right)}$$

d= 0.508682097

2) De acuerdo a Agunwamba

$$d = 0.102\left[\frac{3(W+2Z)\theta_h \upsilon}{4LWZ}\right]^{-0.410}\left[\frac{Z}{L}\right]\left[\frac{Z}{W}\right]^{-\left(0.981+1.385\frac{Z}{W}\right)}$$ Ecuación 6.5

Donde:

L= largo de la laguna (m) = 12.15 m
W= ancho de la laguna (m) = 8 m
Z= profundidad (m) = 1.4 m
Θh =tiempo de retención hidráulica (días) = 0.20 d
ν= viscosidad cinemática

$$\upsilon = 0.325T^{-0.45} \Rightarrow \nu = 0.325(20)^{-0.45} \Rightarrow \boldsymbol{\nu}=0.084415046$$

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$d = 0.102\left[\frac{3(8\ \text{m}+2(1.4\text{m})0.20 * 0.08441^{-0.410}}{4 * 12.15\text{m} * 8\ \text{m} * 1.4\ \text{m}}\right]\left[\frac{1.4\ \text{m}}{12.15\ \text{m}}\right]\left[\frac{1.4\ \text{m}^{-0.981+1.385\frac{1.4\ \text{m}}{8\text{m}}}}{8\ \text{m}}\right]$$

d=1.680051599

3) De acuerdo a Polprasert y Batharai

$$d = \frac{0.184\theta_h \upsilon(W+2Z)^{-0.410} W^{1.511}}{(LZ)^{1.489}}$$ Ecuación 6.6

Donde:

L= largo de la laguna (m)= 12.15m
W= ancho de la laguna (m)= 8m
Z= profundidad (m)= 1.4 m
Θh =tiempo de retención hidráulica (días)= 0.20 d
ν= viscosidad cinemática

$$\upsilon = 0.325T^{-0.45} \Rightarrow \nu = 0.325(20)^{-0.45} \Rightarrow \boldsymbol{\nu}=0.084415046$$

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$d = \frac{0.184 * 0.20\ \text{días} * 0.08441(8\text{m}+2*1.4\text{m})^{-0.410} * (8\text{m})^{1.511}}{(8\text{m} * 1.4\ \text{m})^{1.489}}$$

d= 0.000398671

6.3.2 Obtención de "d" considerando un canal

El valor del número de dispersión calculado para una sola laguna mejora, es decir, se acerca a cero, cuando se proponen seis mamparas con siete canales. Para el cálculo de los canales, se mantuvo tanto el tiempo de retención hidráulico del caso anterior, como el largo. Una ventaja importante respecto a evaluar el sistema lagunar completo, es que se evitan los "cortos circuitos (zonas muertas) hidráulicos".

1) De acuerdo a Yanez

$$d = \frac{L/W}{0.261 + 0.254\left(L/W\right) + 1.014\left(L/W\right)^2}$$

Donde:

L= largo de la laguna (m)= 12.15 m
W= ancho de la laguna (m)= 1.14 m

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$\mathrm{d} = \frac{(12.15\ \mathrm{m}) / (1.14\ \mathrm{m})}{0.261 + 0.254\left(12.15\ \mathrm{m}/1.14\ \mathrm{m}\right) + 1.014\left(12.15\ \mathrm{m}/1.14\ \mathrm{m}^{2}\right)}$$

d= 0.090207163

2) De acuerdo a Agunwamba

$$d = 0.102\left[\frac{3(W+2Z)\theta_h \upsilon}{4LWZ}\right]^{-0.410}\left[\frac{Z}{L}\right]\left[\frac{Z}{W}\right]^{-\left(0.981+1.385\frac{Z}{W}\right)}$$

Donde:

L= largo de la laguna (m)= 12.15 m
W= ancho de la laguna (m)= 1.14 m
Z= profundidad (m)= 1.4 m
Θh =tiempo de retención hidráulica (días)= 0.20 días
ν= viscosidad cinemática

$$\upsilon = 0.325T^{-0.45} \rightarrow \quad \nu = 0.325(20)^{-0.45} \quad \rightarrow \quad \boldsymbol{\nu}=0.084415046$$

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$\mathrm{d} = 0.102\left[\frac{3(1.14\ \mathrm{m}+2(1.4\mathrm{m})0.20*0.08441}{4*12.15\mathrm{m}*1.14\ \mathrm{m}*1.4\ \mathrm{m}}^{-0.410}\right]\left[\frac{1.4\ \mathrm{m}}{12.15\ \mathrm{m}}\right]\left[\frac{1.4\ \mathrm{m}}{1.14\ \mathrm{m}}^{-0.981+1.385\frac{1.4\ \mathrm{m}}{1.14\mathrm{m}}}\right]$$

d= 0.078091372

3) De acuerdo a Polprasert y Batharai:

$$d = \frac{0.184\theta_h \upsilon (W+2Z)^{-0.410} W^{1.511}}{(LZ)^{1.489}}$$

Donde:

L= largo de la laguna (m)= 12.15 m
W= ancho de la laguna (m)= 1.14 m
Z= profundidad (m)=1.4 m
Θh =tiempo de retención hidráulica (días)
ν= viscosidad cinemática

$$\upsilon = 0.325T^{-0.45} \rightarrow \nu = 0.325(20)^{-0.45} \rightarrow \boldsymbol{\nu}=0.084415046$$

Sustituyendo los valores se obtiene:

$$d = \frac{0.184 * 0.20\ \text{días} * 0.08441 (1.14\text{m} + 2 * 1.4\text{m})^{-0.410} * (1.14\text{m})^{1.511}}{(12.15\text{m} * 1.4\text{m})^{1.489}}$$

d= 0.0000317

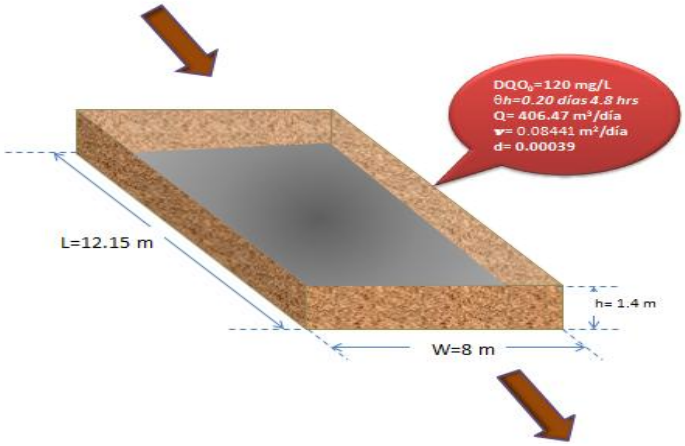


Figura 6.5. Laguna de maduración con un área de 96.54 m^2

Para mejorar aún más el número de dispersión, se pueden introducir 7 canales según los cálculos (Figura 6.6). Conservándose el T_{RH} del caso anterior.

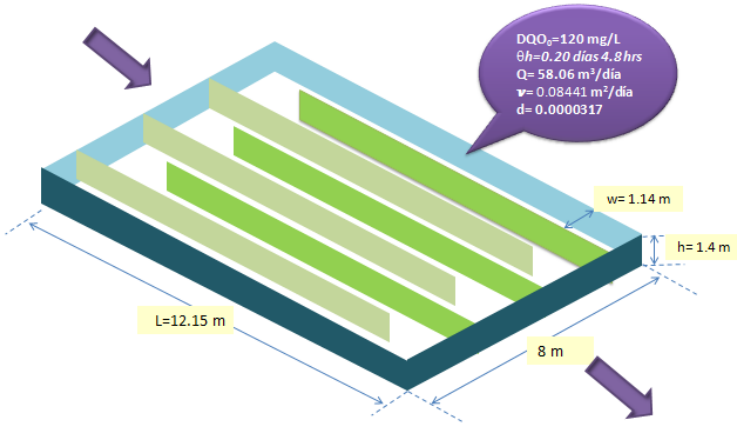


Figura 6.6. Laguna de maduración con un área de 7.88 m^2

En la Tabla 6.3 se resume el conjunto de valores del número de dispersión d; se muestra que el valor más bajo, por tanto el mejor, lo presenta el modelo de Polprasert–Bhattarai, que indica un óptimo flujo disperso con tendencia a pistón.

Tabla 6.3. Valores del número de dispersión d obtenidos

Modelo	Calculo de d en la laguna	Calculo de d en un canal de la laguna
Yánez	0.5086820	0.0902071
Agunwamba	1.6800515	0.0780913
Polprasert–Bhattarai	**0.0003986**	**0.0000317**

6.4 Reconstrucción del sistema lagunar real

A partir de los análisis realizados mediante los prototipos a escala y la modelación con Iber, se procedió a realizar el escalamiento para su construcción a nivel real en la UAM-A. La reconstrucción del sistema incluyó etapas como son: diseño de curvas peraltadas, construcción de mamparas con material bloc poroso ligero y llenado del sistema lagunar mediante un vertedero triangular.

6.4.1 Diseño de la curva peraltada

El resumen de las características de la curva peraltada que se construyó a partir de los cálculos presentados en los capítulos anteriores se presentan en la Tabla 6.4.

Tabla 6.4. Resumen de las características de las curvas verticales

	DIMENSIONES
Ancho del canal	1.14 m
Diámetro de la curva en la parte superior	2.28 m
Diámetro de la curva en la parte inferior	1.98 m
Altura de la curva	1.4 m

En la Figura 6.7 se presenta la vista lateral de la curva así como el isométrico del sistema lagunar diseñado con el apoyo del software Auto CAD.

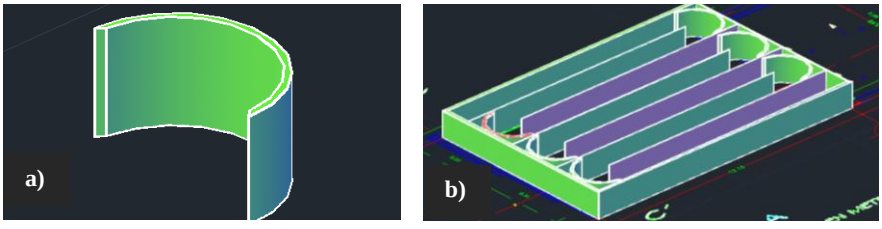


Figura 6.7. Vista de la curva b) Vista isométrico del sistema lagunar

Es importante mencionar que las curvas fueron construidas con tabique ligero, esto con el fin de que la película bacteriana se fijara de manera adecuada al lecho poroso y se procurará una mayor proliferación de la misma. Además de que representa una opción económica para poder implementarse en cualquier zona rural.



Figura 6.8. Vista de la curva en isométrico b) Vista isométrico del sistema lagunar

En cuanto al sistema de tubería del sistema lagunar, se colocaron dos tubos de PVC de 3" hidráulico también se realizaron barrernos en el último tramo. Asimismo se habilitó la tubería de drenaje general para impedir inundaciones. Se verificaron la grietas existentes en el sistema y se repararon mediante un sellador especial de Comex, idóneo para albercas.

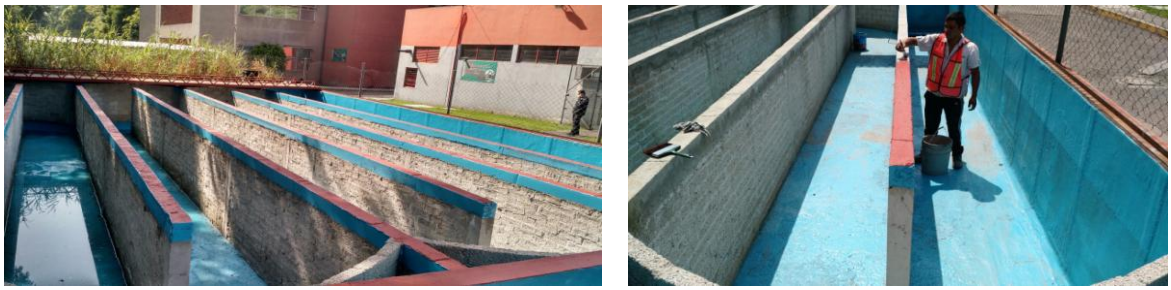


Figura 6.9. Labores de impermeabilización en la laguna

6.4.2 Llenado del sistema lagunar de la UAM-A

La alimentación de agua al sistema lagunar se llevó a cabo por medio de un vertedero triangular. El caudal que ingresó en el sistema lagunar desde el humedal fue de Q = 2 L / s, y para el diseño del vertedero se consideró un coeficiente de 1.4 (Tabla de Thomson), obteniendo una carga total H igual a 0.867 cm, la cual fue dividida entre 12 vertederos, de modo que se obtuvo H / vertedero de 0.072 cm (Figura 6.10).



Figura 6.10. Vertedero en el sistema lagunar

Se realizó el llenado del sistema lagunar con un caudal inicial de 1.0 L/s. En primer lugar el caudal ingresó al sedimentador, posteriormente al tanque de regulación, después a las dos

fosas sépticas, realizó un tratamiento en el humedal previo y finalmente ingresó de forma uniforme al vertedero colocado a la entrada del sistema lagunar (Figura 6.11).



Figura 6.11 Vista de la laguna de maduración

Se estabilizó el sistema lagunar, y se colocaron 21 sitios de muestreo los cuales se especificaron en el Capitulo 5. Posteriormente se realizó el análisis de los parámetros fisicoquímicos y químicos en el sistema lagunar y se analizaron sus respectivas deviaciones estándar de cada parámetro analizado (Apéndice C).

6.5 Resultados de los parámetros fisicoquímicos *in situ*

Se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* en el sistema lagunar, mismos que se dividen en los siguientes apartados: Resultados de la determinación de la temperatura y conductividad, resultados de la determinación del pH, Potencial Redox (ORP) y Oxígeno Disuelto (OD). Estos parámetros se determinaron en el período de primavera e invierno del 2016.

6.5.1 Resultados de la determinación de la Temperatura y conductividad eléctrica

6.5.1.1 Temperatura

Se puede apreciar en la Figura6.12 el gráfico de los valores promedio de temperatura en cada punto de muestreo durante las fases experimentales, destacando el periodo en el cual la temperatura aumenta, el cual es ilustrado en la sección punteada con negro. Las temperaturas promedio se observaron entre la 12:00 y las 15:00 hrs y que los valores no variaron de forma significativa, oscilando de los 17°C a los 24°C, valores adecuados para el desarrollo de la actividad fotosintética. Estos valores resultan importantes en el desarrollo de las constantes cinéticas del presente proyecto y que más adelante se presentan.

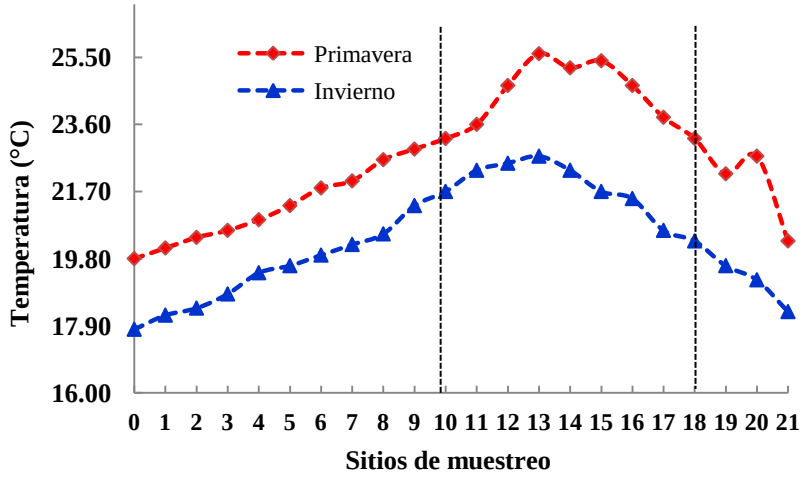


Figura 6.12. Variación de la temperatura en el año 2016

6.5.1.2 Conductividad eléctrica

La conductividad está relacionada con la presencia de iones en el agua. En la Figura 6.13 se observa una disminución en los valores a medida que el flujo avanza de un canal a otro. Se presentan valores promedio de la conductividad en los períodos establecidos, donde se aprecia en general un descenso en la concentración a medida que se avanza de un canal a otro, esto se puede deber a que el flujo es lento en las secciones curvas. Se observa también que en los sitios de cambios de canal (3, 6, 9, 12 y 15) se presenta un ligero aumento, lo que indica que existe un incremento de iones en estas secciones.

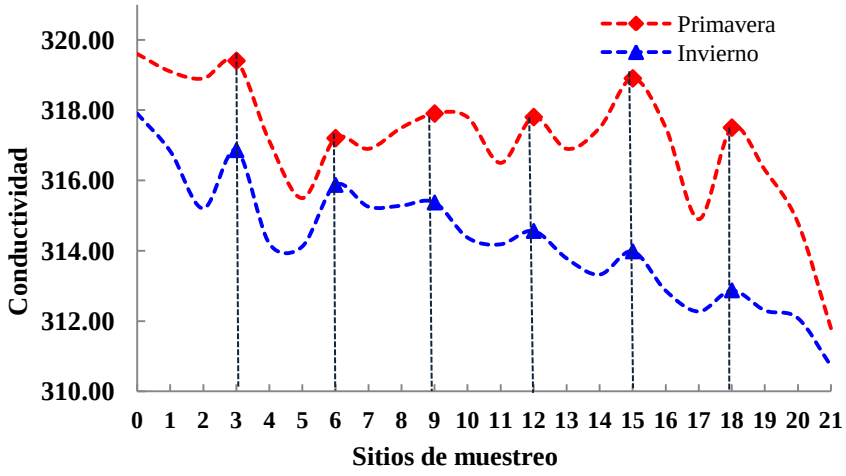


Figura 6.13. Variación de la conductividad eléctrica en el año 2016

6.5.2 Resultados de la determinación del pH, Potencial Redox (ORP) y Oxígeno Disuelto (OD).

Se presentan los resultados de la variación del oxígeno disuelto en ambos períodos correspondientes a primavera e invierno de 2016 en el sistema lagunar.

6.5.2.1 Potencial de hidrógeno (pH)

Las variaciones de pH en cada uno de los sitios de muestreo se pueden apreciar con claridad en la Figura 6.14. La variación de pH se encuentra en el intervalo de 7.88 y 7.48 para todo el sistema lagunar, valores que se consideran de buena calidad, a pesar de que existe una ligera tendencia a la basificación.

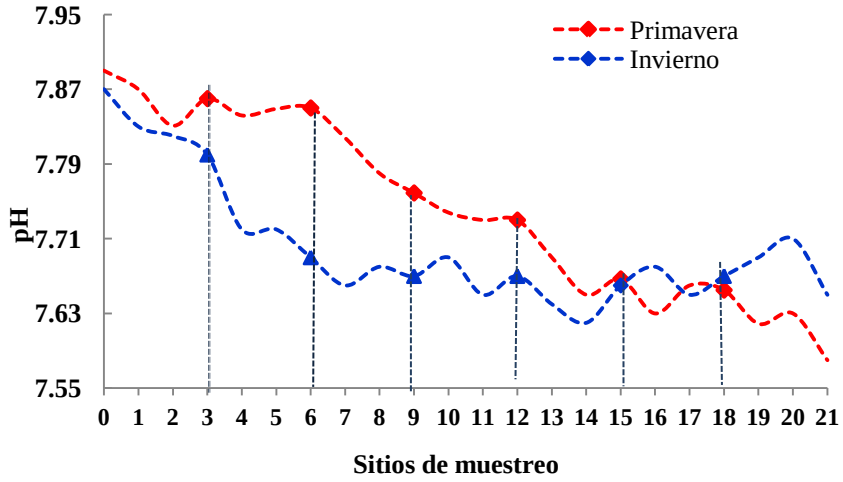


Figura 6.14. Variación de pH en el año 2016

6.5.2.2 Potencial redox (ORP)

En la Figura 6.15 se observa que conforme aumenta la concentración de oxígeno, el potencial redox tiende hacia la zona positiva, o en su caso a disminuir de valor negativo. Se presenta un comportamiento similar al del oxígeno disuelto (Figura 6.16) lo que permite afirmar el comportamiento de las secciones circulares y la eficiencia que se genera en cada canal.

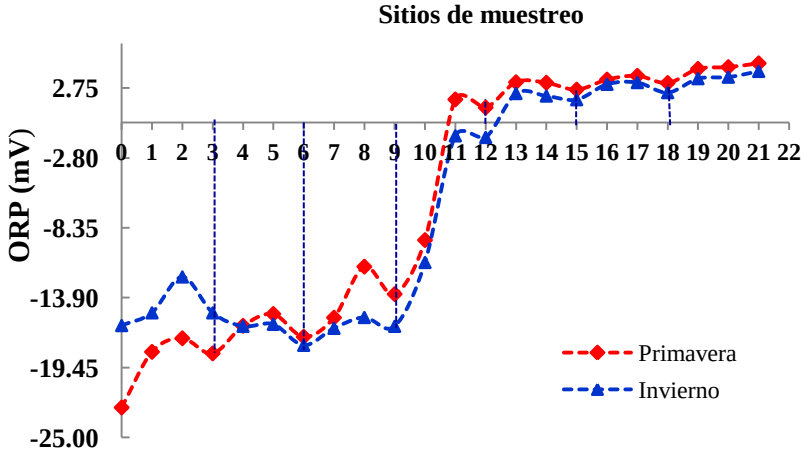


Figura 6.15.Variación del ORP en el año 2016

6.5.2.3 Oxígeno disuelto (OD)

En la grafica 6.16 se observa que el oxígeno disuelto aumenta conforme el flujo avanza a lo largo del sistema lagunar. Cabe mencionar que el agua de entrada al sistema proviene de un humedal y sale a través de un tubo que distribuye el flujo a través de 12 vertederos de sección triangular que finalmente la conducen al primer canal del sistema lagunar, generando un salto hidráulico de 50 cm de altura y permitiendo con este fenómeno la aireación del sistema desde el primer sitio de muestreo con una concentración de aproximadamente 3.80 ± 0.175 mg/L de OD.

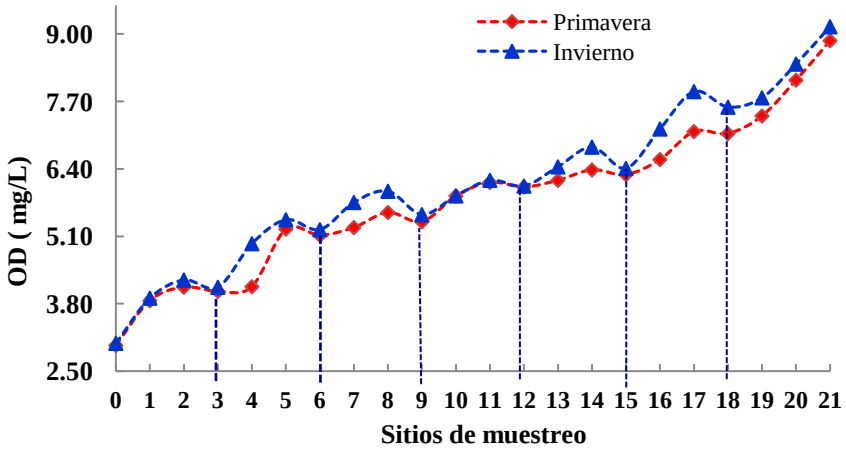


Figura 6.16. Variación del OD en el año 2016

6.6 Resultados de los parámetros *ex situ*

Se presentan los resultados de los parámetros fisicoquímicos medidos *ex situ* en el sistema lagunar, mismos que se dividen en los siguientes apartados: Resultados de la determinación de sólidos totales, DBO y DQO, resultados de la determinación de nitratos, resultados de la determinación de fosfatos, resultados de la determinación de los Metales: Hierro, Potasio, Calcio y Magnesio, resultados de la determinación de la dureza y resultados de la determinación de la Alcalinidad.

6.6.1 Resultados de la determinación de los sólidos totales, DBO y DQO

6.6.1.1 Sólidos totales (ST)

En la Figura 6.17 se observa que en las zonas de cambios de canal (3-4, 6-7, 9-10, 12-13, 15-16 y 18-19) existe una mayor concentración de sólidos en mg/L, esto debido al cambio de canal; fenómeno que se presentó en ambos periodos.
En general existe una tendencia a la disminución en la concentración de los sólidos totales, hasta ser escasos en la salida del sistema lagunar. Este fenómeno resulta semejante al caso de la DQO, lo que demuestra el comportamiento homogéneo del flujo.

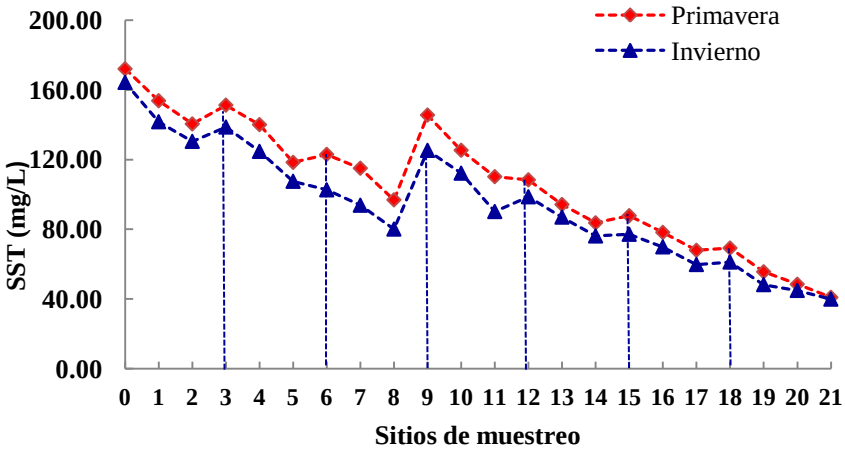


Figura 6.17. Variación de SST en el año 2016

6.6.1.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

En la Figura 6.18 se observa la variación de la DBO en el año 2016 (primavera e invierno), se observa una considerable disminución, con una eficiencia de ± 90% de remoción. Asimismo se observa un aumento de la concentración en los sitios 3, 6, 9, 12, 15, 18, sitios que corresponden al inicio de la sección curva que se encuentra en el cambio de un canal a otro.

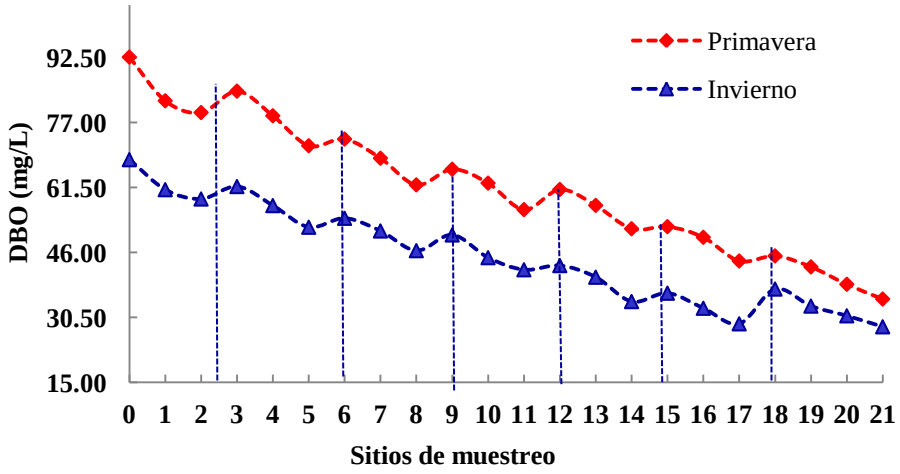


Figura 6.18. Variación de la DBO en el año 2016

6.6.1.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la Figura6.19 se observa la variación de la medida de la DQO en los sitios de muestreo, con una eficiencia de remoción de la materia orgánica de lenta degradación superior al 80%.Se puede observar un aumento en la concentración de la misma en los sitios 3, 6, 9, 12, 15, 18, correspondientes a los sitios previos a los cambios de canal. Tendencia que se repitió en las dos etapas de muestreo del sistema.

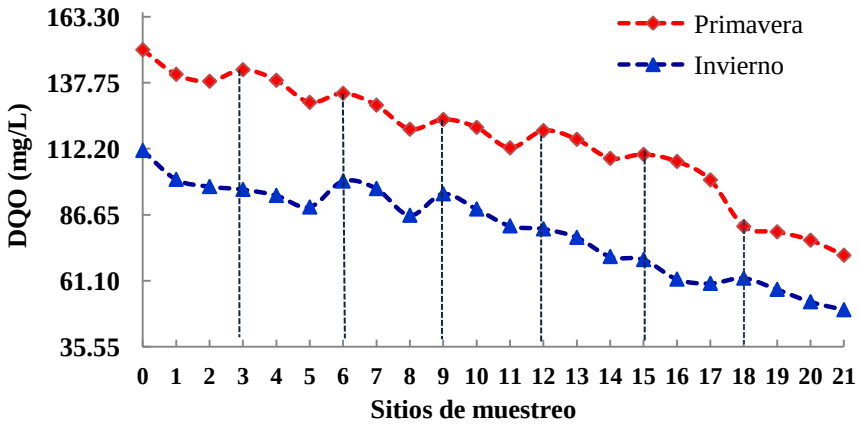


Figura 6.19. Variación de la DQO en el año 2016

6.6.1.4 Relación DBO/DQO

En la Tabla 6.5 se presenta la relación de DBO con respecto a la DQO de los muestreos realizados.

Tabla 6.5. Relación de la DBO/DQO

Relación DBO/DQO		
Sitios	**Invierno**	**Primavera**
L0	0.61	0.62
L1	0.61	0.58
L2	0.60	0.57
L3	0.62	0.59
L4	0.59	0.57
L5	0.60	0.55
L6	0.54	0.55
L7	0.53	0.53
L8	0.54	0.52
L9	0.53	0.53
L10	0.50	0.52
L11	0.51	0.50
L12	0.53	0.51
L13	0.51	0.49
L14	0.49	0.48
L15	0.52	0.47
L16	0.53	0.46
L17	0.48	0.44
L18	0.60	0.55
L19	0.57	0.53
L20	0.58	0.50
L21	0.57	0.49

Se observa en la Tabla 6.5 que la relación DBO/DQO osciló de 0.5 a 0.6 en promedio, lo que significa que se trata de vertidos de naturaleza urbana o bien clasificables como urbanos y que existe una degradación de la materia orgánica.

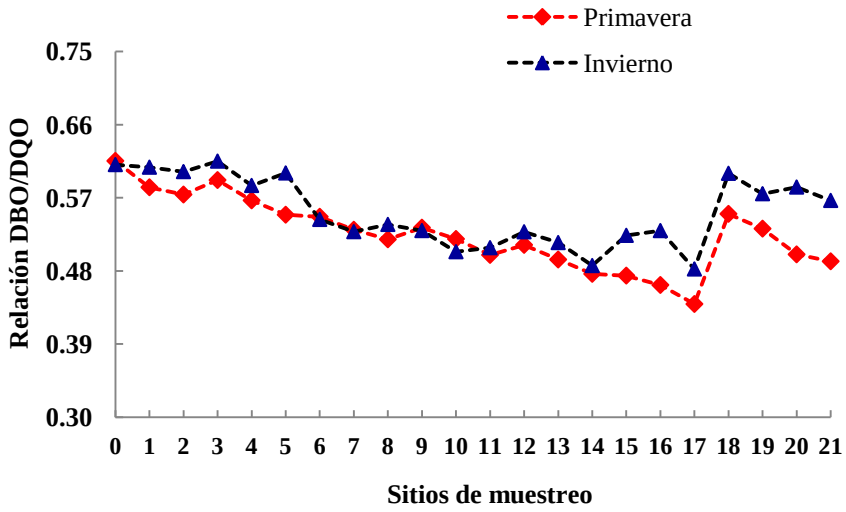


Figura 6.20.Variación de la relación DBO / DQO en el sistema lagunar

6.6.2 Resultados de la determinación de nitratos

6.6.2.1 Nitratos (NO_3^-)

En la Figura 6.21 se observa el comportamiento que tuvieron los nitratos en el sistema lagunar, como se puede observar se presenta el mismo comportamiento de los demás parámetros y con una ligera tendencia a aumentar en las zonas de curvas peraltadas probablemente debido a la acumulación de materia en esta zona.

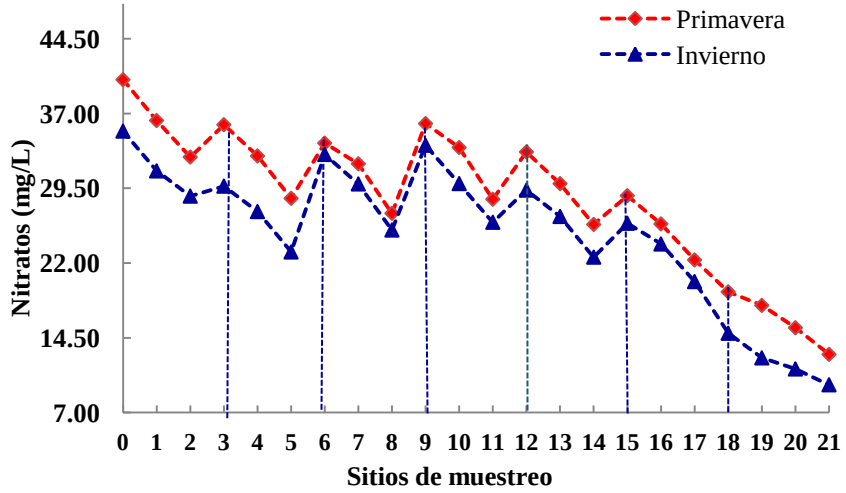


Figura 6.21. Variación de nitratos en el año 2016

6.6.3 Resultados de la determinación de fosfatos

6.6.3.1 Fosfatos (PO_4^{3-})

En la Figura 6.22se observa el comportamiento de los fosfatos (PO_4^{3-}) para cada punto de muestreo en el sistema durante las dos fases experimentales relevantes del proyecto. En general, se observa un comportamiento decreciente a lo largo del sistema.

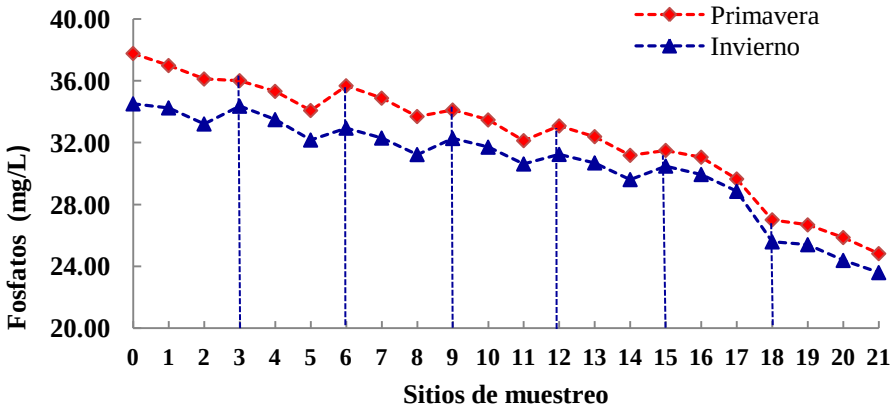


Figura 6.22. Variación de fosfatos en el año 2016

6.6.4 Resultados de la determinación de los Metales Hierro, Potasio, Calcio y Magnesio

6.6.4.1 Hierro (Fe)

En la Figura 6.23 se indica la variación del hierro en el sistema lagunar, como se puede ver se encuentra en general en concentraciones muy bajas desde la entrada al sistema hasta la salida, debido a que es un elemento muy soluble.

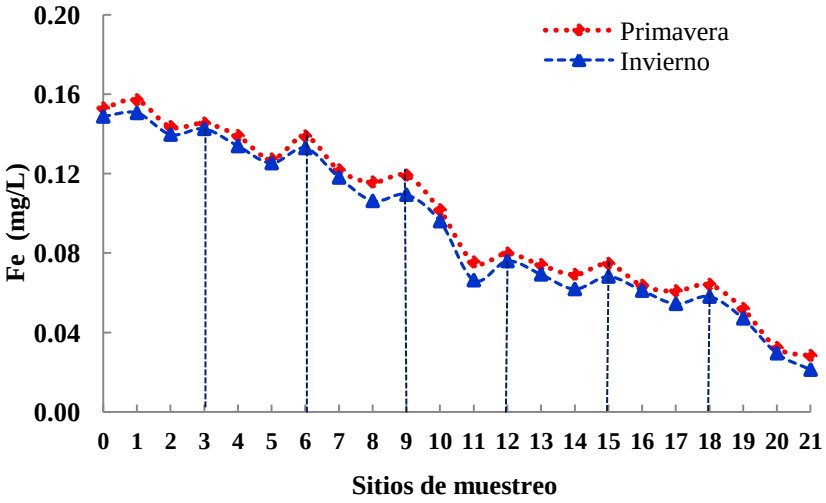


Figura 6.23. Variación de Fe en el año 2017

6.6.4.2 Potasio (K)

En la Figura 6.24 se indica la variación de potasio a lo largo del sistema, se puede observar que a pesar de tener una tendencia similar, los valores obtenidos en primavera son mayores a los obtenidos en invierno.

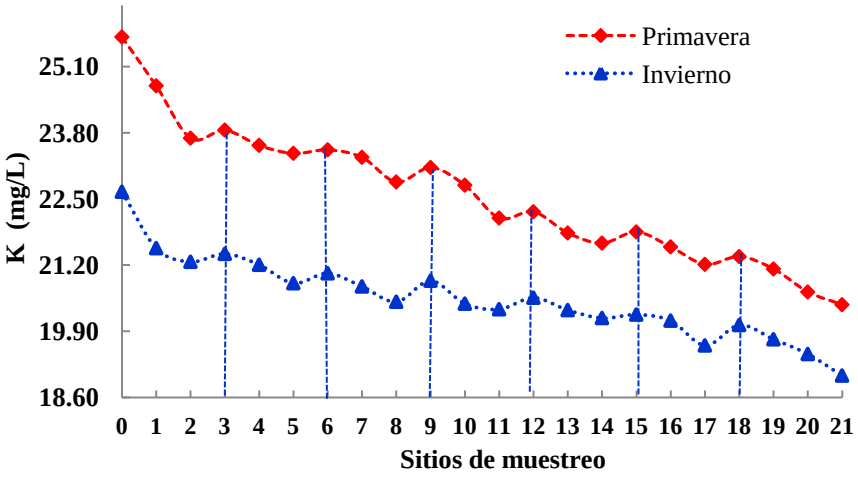


Figura 6.24. Variación de K en el año 2017

6.6.4.3 Calcio (Ca)

En el gráfico 6.25 se presenta la variación de la concentración en el sistema lagunar; se puede observar que considerando todo el sistema, hay una tendencia significativa a disminuir la concentración, pero es importante notar que a la entrada de cada curva en los canales la tendencia es a un ligero aumento en la concentración que se reduce a la salida de las curvas y a lo largo de cada canal. Por otro lado debido a que el pH todo el tiempo fue menor de 8.4, se considera que existe un predominio del calcio muy relacionado a los bicarbonatos, y que resultó importante al considerar su influencia en la dureza.

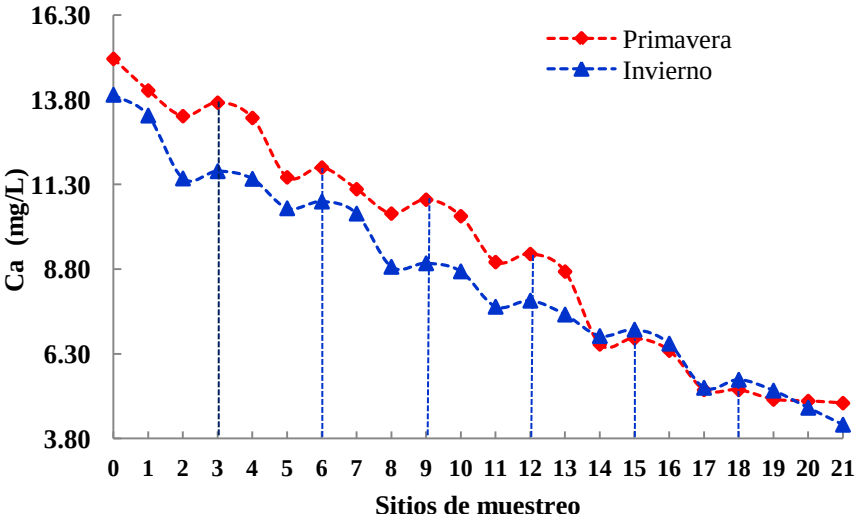


Figura 6.25. Variación de Ca en el año 2017

6.6.4.4 Magnesio (Mg)

En la Figura 6.26 se presenta la variación del Mg en el sistema, se observa en el sitio de entrada una concentración de 9.07 mg/L hasta la salida que oscila en valores de 6.25 mg/L, tendencia que se presenta similar en el periodo de invierno, con valores ligeramente mayores por el estiaje, ya que en primavera hubieron algunas lluvias que podrían haber diluido el agua.

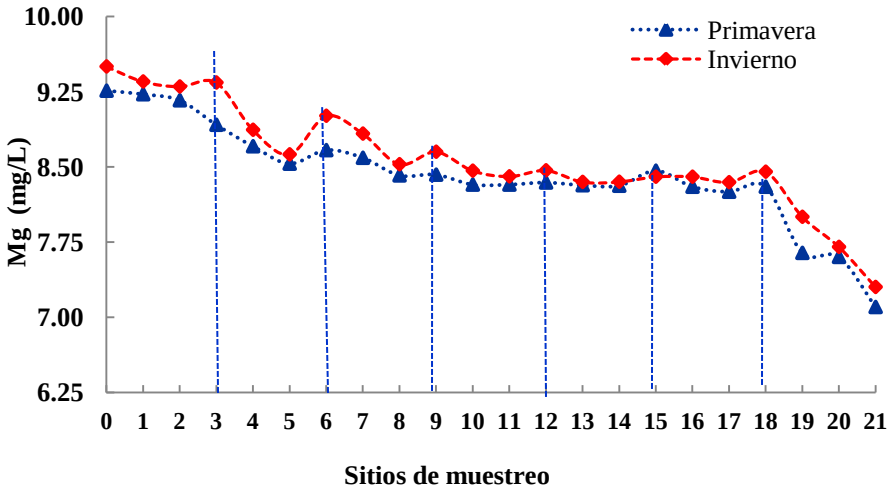


Figura 6.26. Variación de Mg en el año 2017

6.6.5 Resultados de la determinación de la dureza

A partir de los resultados del calcio y del magnesio se determinó la dureza del agua del sistema lagunar en cada sitio, así como su variación en las dos épocas de trabajo. Los cálculos se realizaron utilizando la ecuación 6.4 indicada en la metodología.

6.6.5.1 Dureza al Calcio (mg/ de $CaCO_3$)

Calcio es uno de los cationes importantes junto con el magnesio pues están íntimamente relacionados con la dureza del agua. En la Figura 6.27 se indican las medidas de este catión, donde la variación entre ambos muestreos no resulta tan diferente, e incluso el agua de entrada fue prácticamente igual y lo mismo ocurrió en la salida del sistema. Se nota la importancia de las curvas en cada canal donde se concentró ligeramente mayor el calcio, principalmente en los primeros canales, debido al peralte de las curvas.

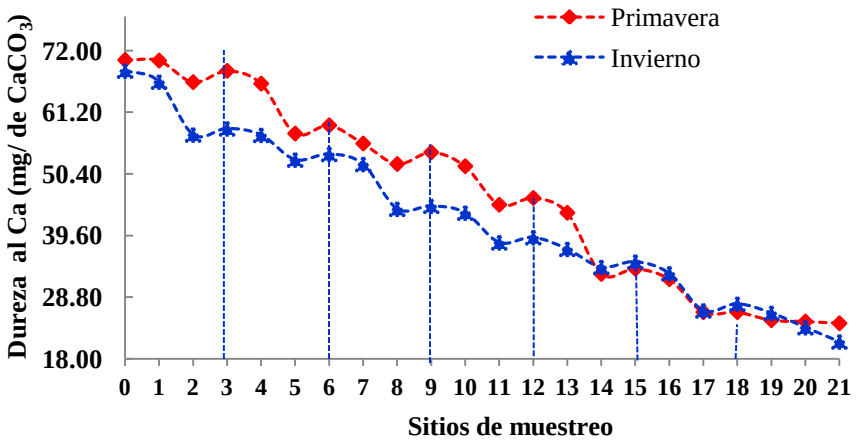


Figura 6.27. Variación de la dureza al Ca en el año 2017

Se conserva la misma tendencia a la disminución de la concentración en todo el recorrido del agua, probablemente debido a la adsorción del Ca^{2+} en la superficie del material particulado que los arrastra hacia la salida y a su vez a los sólidos mayores que sedimentan y conducen por lo tanto a este ion al fondo.

6.6.5.2 Dureza al Magnesio (mg/ de $CaCO_3$)

En la Figura 6.28 se presenta la variación de la dureza al magnesio con una concentración inicial de 75 mg/de $CaCO_3$ y a la salida de 52 mg/de $CaCO_3$, lo que indica que se encuentra dentro de la clasificación "moderadamente dura", se observa en los sitios de curvas peraltadas (3-6-9-12-15-18 y 21) un ligero incremento en la concentración de cationes metálicos de magnesio, debido a al aumento de la concentración del Mg. Al igual que el calcio este ion participa de la dureza al relacionarse con el HCO_3^- y presentó un comportamiento semejante al del calcio.

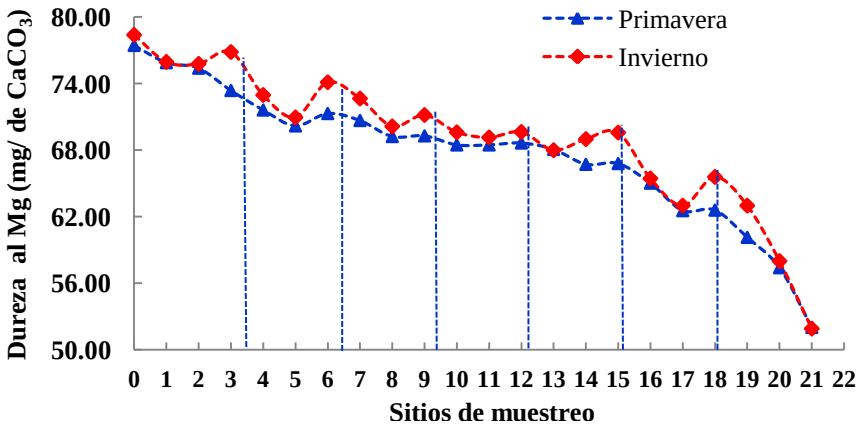


Figura 6.28. Variación de Dureza al Mg en el año 2017

6.6.5.3 Dureza total

Se analizó la dureza a lo largo del sistema lagunar, se observa un comportamiento decreciente, lo que indica que el tratamiento efectuado en el sistema lagunar tiende a

ablandar el agua. Presenta valores de 75-150, por lo que se consideró moderadamente dura (MD) de acuerdo a los criterios de la dureza internacional.

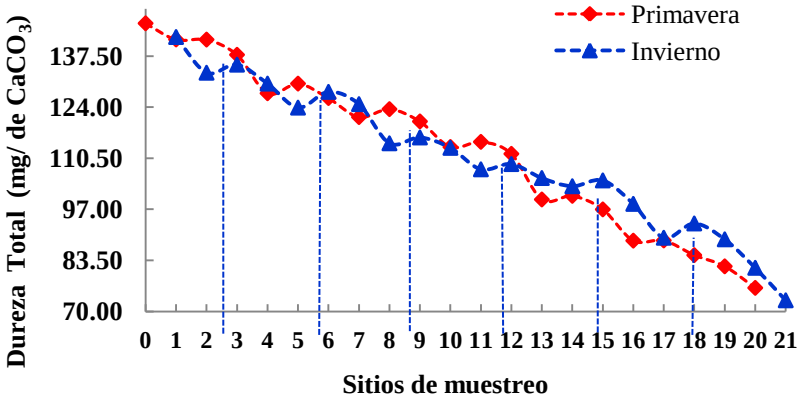


Figura 6.29. Variación de Dureza total en el año 2017

6.6.6 Resultados de la Determinación de la Alcalinidad

6.6.6.1 Alcalinidad

Como se ha indicado, la alcalinidad tiene una importancia fundamental en las propiedades químicas y biológicas de los cuerpos acuáticos naturales y está íntimamente relacionada con altos niveles de sólidos y para la amortiguación del pH, así como para reserva de carbón inorgánico, además de auxiliar en la determinación de la capacidad del agua para soportar el crecimiento algas y otra vida acuática, lo que significa que también puede ser utilizada como medida de la fertilidad de un agua.

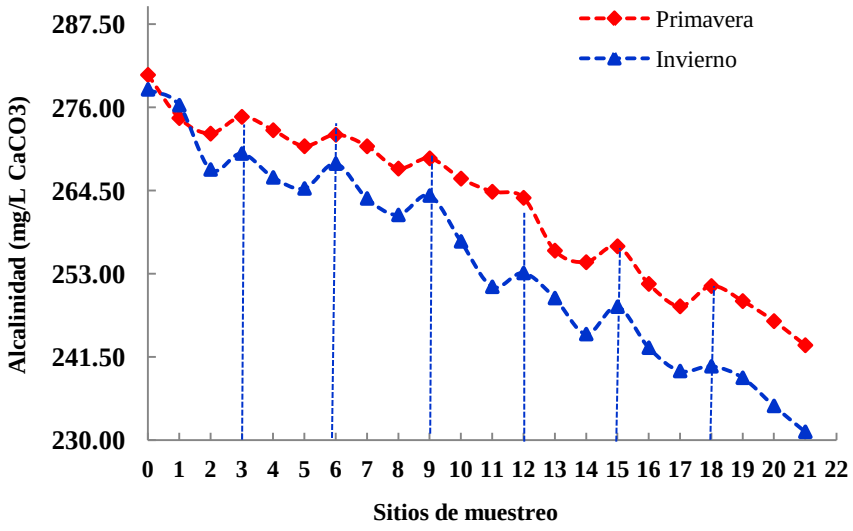


Figura 6.30. Variación de la alcalinidad en el año 2017

El sistema lagunar presenta un pH promedio de 7.7, es decir, que el anión del sistema carbonato que predomina es el HCO3-, por lo que la alcalinidad se debe a los bicarbonatos. Se observa además que a medida que se recorren los canales, los valores de la alcalinidad

descienden en ambos muestreos, siendo los valores menores en invierno, periodo en el que hubo presencia de lluvias, diluyendo el agua de la laguna y en el caso de la primavera donde prácticamente no llovió existieron concentraciones mayores. Es importante comentar que en los sitios donde se encuentran las curvas, como en todos los casos se presentaron alcalinidades mayores que en los puntos de muestreo de las zonas rectas, lo cual es lógico por la presencia de pendientes en el sistema.

6.7 Resultados de los Cálculos Cinéticos

A partir de los resultados de los parámetros fisicoquímicos, se estudiaron las cinéticas, para lo cual se dividió el sistema lagunar en 7 secciones que se muestran en la Figura 6.31 Asimismo se realizó el cálculo del T_{RH} por cada una de las secciones.

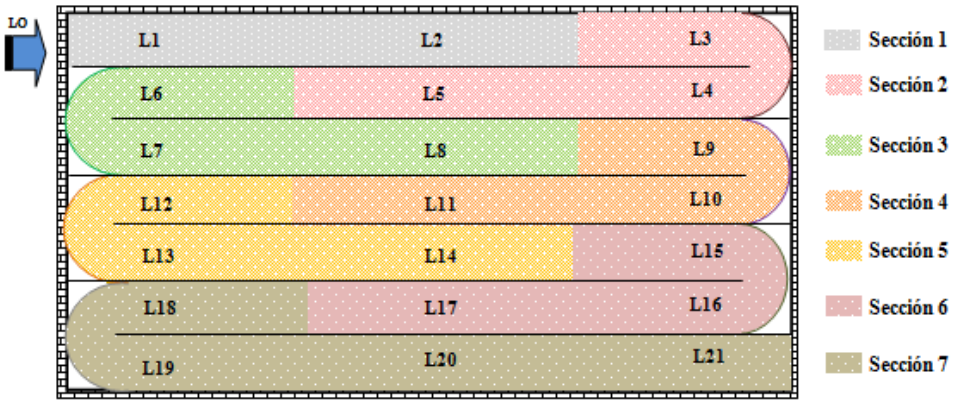


Figura 6.31. Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el sistema lagunar

En la Tabla 6.6 se muestra el T_{RH} partiendo del tiempo cero del inicio hasta cada sitio de muestreo. Para el cálculo de las cinéticas se hizo un corte de la escala de forma tal, que al inicio de cada sección, el T_{RH} fuera cero, por lo cual la primera sección de L0-L3 quedó sin alteración en ambos periodos, para la segunda sección el sitio L3 se convirtió en cero y se le sumó el T_{RH} que transcurrió del sitio inicial a los sitios subsecuentes, para las demás secciones se realizó el mismo procedimiento, dividiendo de L3-L5 para la segunda sección, L6-L8 para la tercera sección, L9-L11 en la cuarta sección, L12-L14 para la quinta sección, L15-L17 para la sexta sección y finalmente se consideró de L18-L21 para la sección número siete.

Tabla 6.6. Escala del T_{RH} con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección

Sitio	L0	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	L11
T_{RH}	0	0.204	0.612	1.019	1.383	1.791	2.199	2.563	2.971	3.378	3.742	4.150

Sección 1 *Sección 2* *Sección 3* *Sección 4*

Sitio	L12	L13	L14	L15	L16	L17	L18	L19	L20	L21
T_{RH}	4.558	4.922	5.329	5.737	6.101	6.509	6.917	7.281	7.688	8.096

Sección 5 *Sección 6* *Sección 7*

6.7.1 Resultados Cinéticos de la DBO, DQO y sólidos totales

Se presentan los resultados del comportamiento cinético de la DBO, DQO y de los sólidos totales, se calcularon sus respectivos porcentajes de erro y desviación estándar, información que se presenta en el Apéndice D, E y F respectivamente. Se presentan las constantes cinéticas de cada parámetro aplicando las ecuaciones del capítulo 4 ajustando las constantes a 20°C y se tomaron en cuenta las ecuaciones de remoción de Marais y Polprasert.

6.7.1.1 Resultados cinéticos de la DBO y de las Constantes Cinéticas

En la Figura 6.32 se presenta una gráfica de primer orden de la DBO en el período de primavera e invierno de 2016,

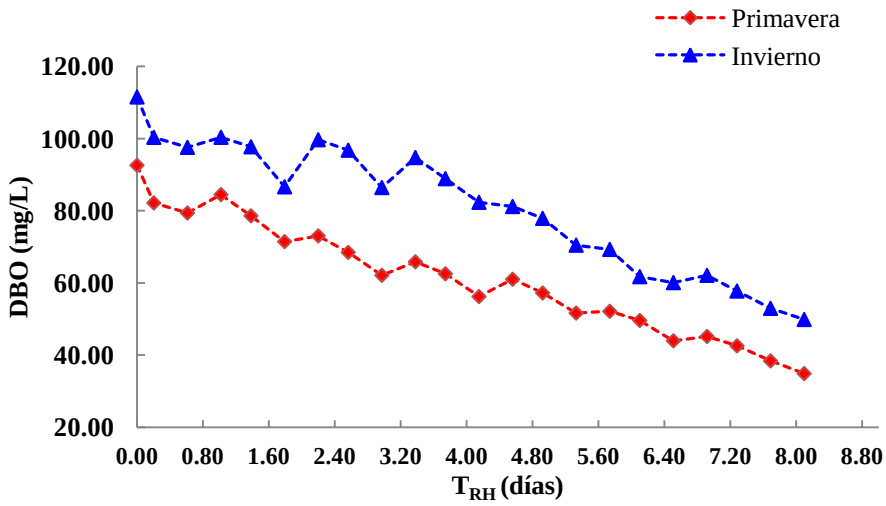


Figura 6.32. Variación de la concentración de DBO con respecto al T_{RH}en el sistema lagunar

Asimismo en la Tabla 6.7 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la primera sección del sistema lagunar (L0-L3) aplicando la ecuación de primer orden en forma exponencial, de acuerdo a las ecuaciones presentadas en el capitulo anterior.

Tabla 6.7. Concentración de DBO correspondiente a la sección 1

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L0	0.000	68.12	92.58
L1	0.204	60.97	82.17
L2	0.612	58.75	79.36

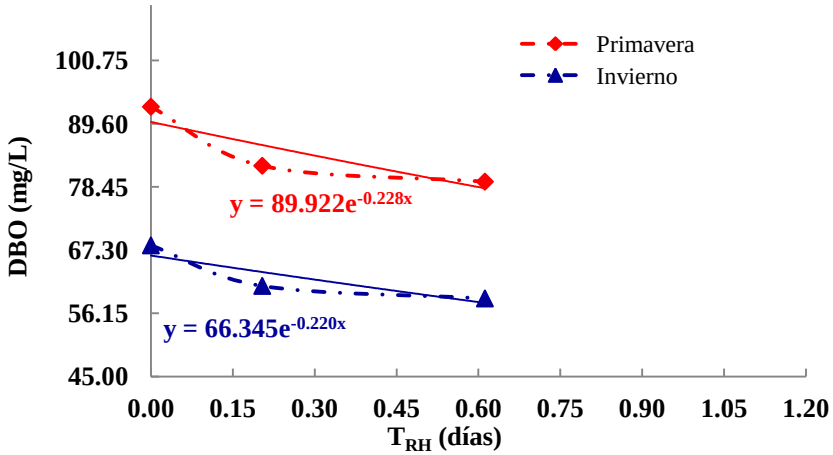


Figura 6.33. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 1

Se indican en la Tabla 6.8 los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la segunda sección del sistema lagunar que va de L3 a L5.

Tabla 6.8. Concentración de DBO correspondiente a la sección 2

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L3	0.000	61.72	84.47
L4	0.364	57.17	78.59
L5	0.772	52.02	71.45

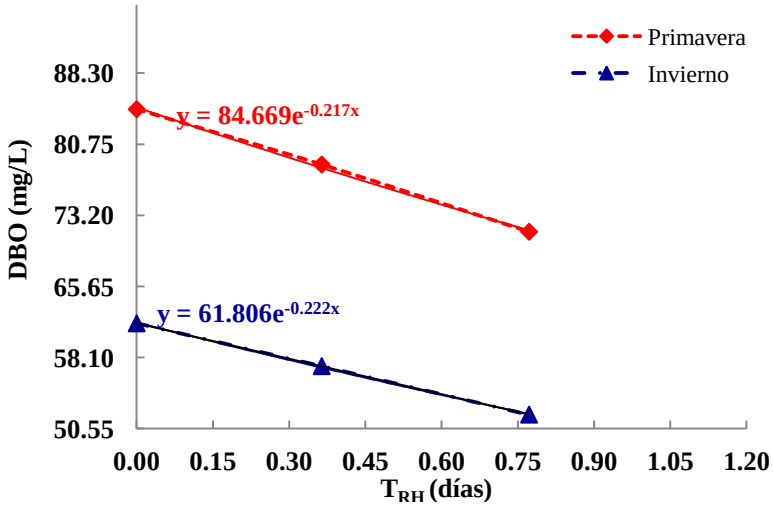


Figura 6.34. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 2

En la Tabla 6.9 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la sección 3 del sistema lagunar y que pertenece a los sitios L6-L8.

Tabla 6.9. Concentración de DBO correspondiente a la sección 3

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L	
		Invierno	Primavera
L6	0.000	54.15	73.04
L7	0.364	51.12	68.47
L8	0.772	46.43	62.12

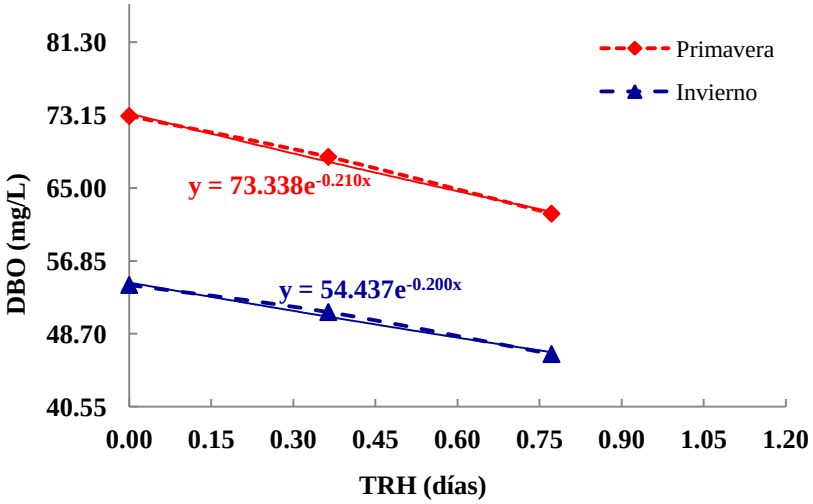


Figura 6.35. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 3

En la Tabla 6.10 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la sección 4 del sistema lagunar correspondiente a los sitios L9-L11.

Tabla 6.10. Concentración de DBO correspondiente a la sección 4

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L9	0.000	50.17	65.85
L10	0.364	44.75	62.54
L11	0.772	41.87	56.22

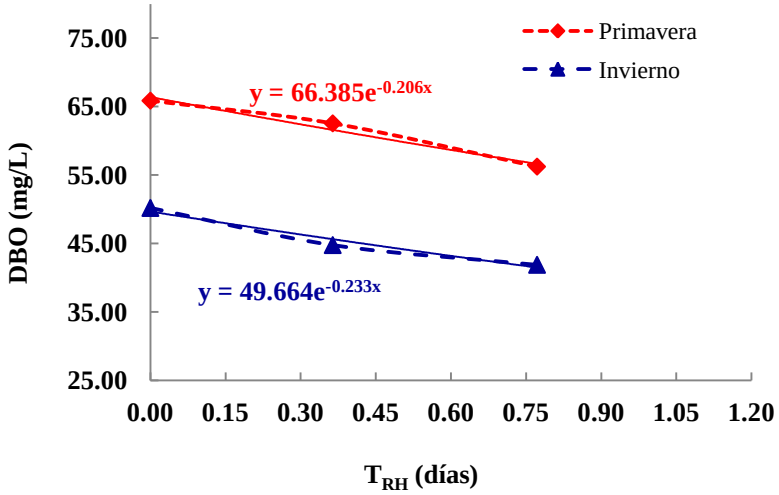


Figura 6.36. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 4

En la Tabla 6.11 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la sección 5 y que va de los sitios L12 a L14.

Tabla 6.11. Concentración de DBO correspondiente a la sección 5

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L12	0.000	45.61	61.02
L13	0.364	39.95	57.22
L14	0.771	38.15	51.66

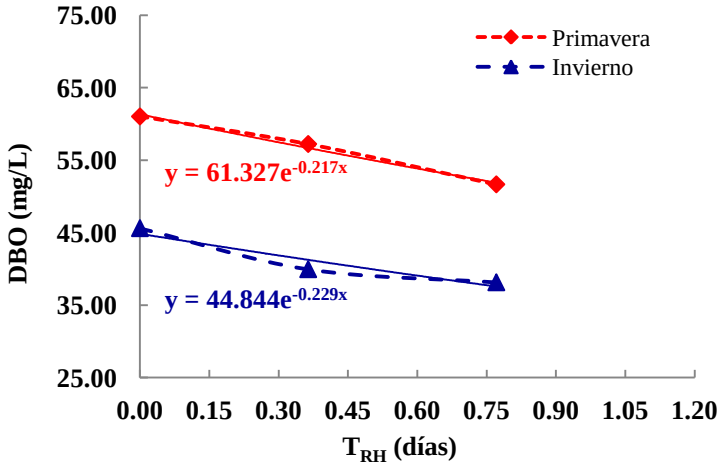


Figura 6.37. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 5

Se presentan en la Tabla 6.12 los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la sección 6 del sistema lagunar.

Tabla 6.12. Concentración de DBO correspondiente a la sección 6

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L15	0.000	41.69	52.15
L16	0.364	35.27	49.61
L17	0.772	35.03	43.97

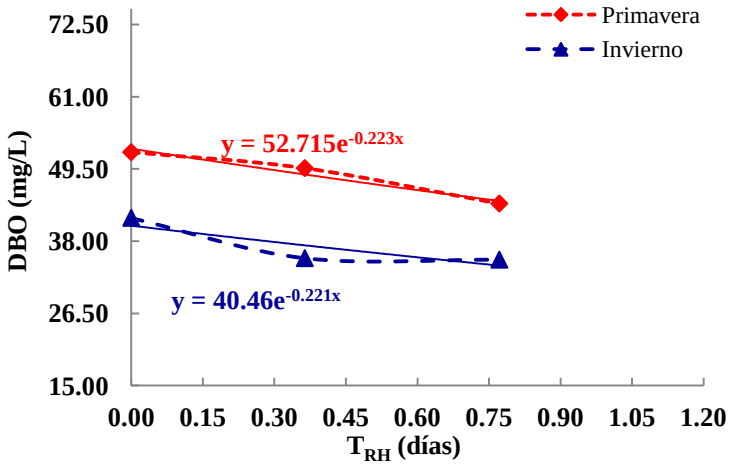


Figura 6.38. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 6

En la Tabla 6.13 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DBO correspondientes a la última sección del sistema lagunar y que va del sitio L18 a L21.

Tabla 6.13. Concentración de DBO correspondiente a la sección 7

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L18	0.000	37.27	45.18
L19	0.364	33.21	42.57
L20	0.771	30.89	38.41
L21	1.179	28.27	34.89

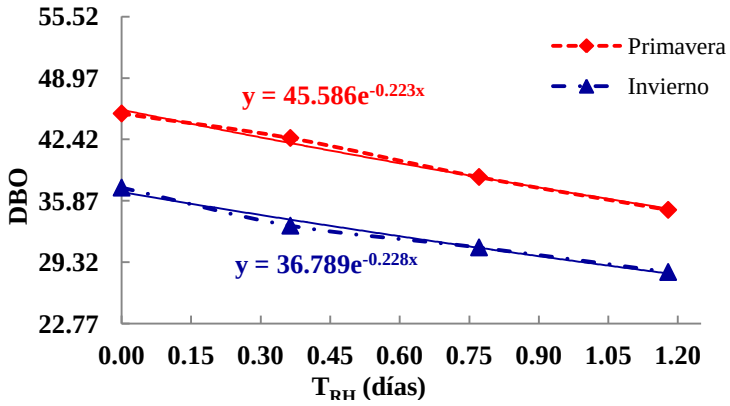


Figura 6.39. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección 7

Se presenta en la Tabla 6.14, la constante *k* obtenida así como la transformación de la constante a una temperatura de 20°C (k_{20}).

Tabla 6.14. Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DBO (mg/L)			
		Invierno	Inv. k_{20}	Primavera	Prim k_{20}
L0	0.000	68.121	67.980	92.581	91.030
L1	0.204	60.965	59.944	82.166	80.790
L2	0.612	58.748	57.764	79.364	78.034
L3	1.019	61.717	60.683	84.466	83.051
L4	1.383	57.173	56.215	78.590	77.274
L5	1.791	52.021	51.150	71.447	70.251
L6	2.199	54.151	53.244	73.035	71.812
L7	2.563	51.120	50.264	68.468	67.321
L8	2.971	46.425	45.648	62.117	61.076
L9	2.199	50.174	49.333	65.852	64.749
L10	2.563	44.752	44.003	62.535	61.488
L11	2.971	41.868	41.167	56.216	55.275
L12	2.199	42.864	42.146	61.019	59.997
L13	2.563	40.100	39.428	57.218	56.260
L14	2.971	34.285	33.711	51.655	50.790
L15	2.199	36.290	35.682	52.152	51.278
L16	2.563	32.693	32.145	49.610	48.779
L17	2.971	28.983	28.497	43.969	43.233
L18	6.917	37.270	36.646	45.179	44.422
L19	7.281	33.211	32.655	42.567	41.854
L20	7.688	30.890	30.373	38.406	37.763
L21	8.096	28.267	27.793	34.895	34.310
	Promedio	**20.31**			
	θ	**1.056**			

6.7.1.2 Resultados cinéticos de la DQO y de las Constantes Cinéticas

En la Figura 6.40 se observan los perfiles de degradación de la materia orgánica medida a partir del parámetro de la DQO en el período correspondiente a primavera e invierno de 2016. Se observa que en ambos muestreos en las secciones de curvas, se presenta una ligera elevación, comportamiento similar al de la DBO, esto debido principalmente a que el flujo presenta una reducción de velocidad al llegar a la sección de cambio de canal, originando una acumulación de materia orgánica.

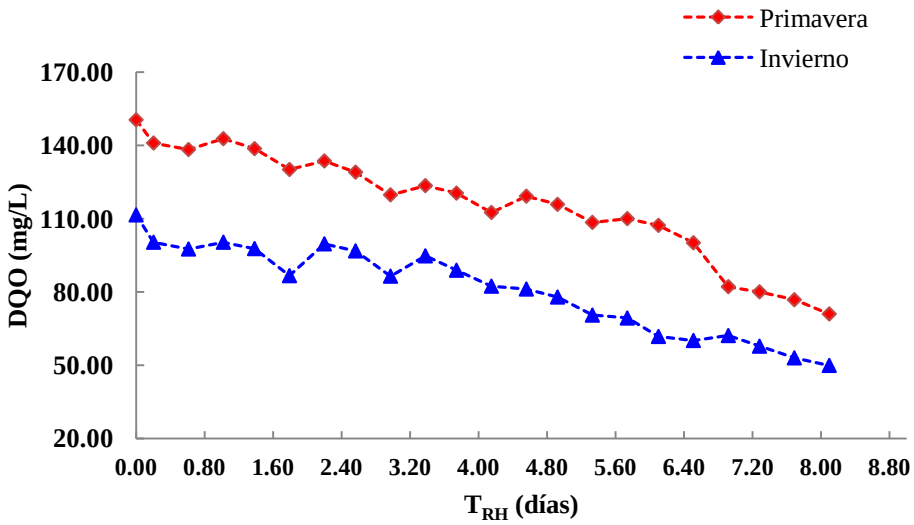


Figura 6.40. Variación de la concentración de DQO con respecto al T_{RH} en el sistema lagunar

En la Tabla 6.15 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la primera sección del sistema lagunar (L0-L3) aplicando la ecuación de primer orden en forma exponencial.

Tabla 6.15. Concentración de DQO correspondiente a la sección 1

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L0	0.000	111.52	150.45
L1	0.204	100.33	140.96
L2	0.612	97.56	138.28

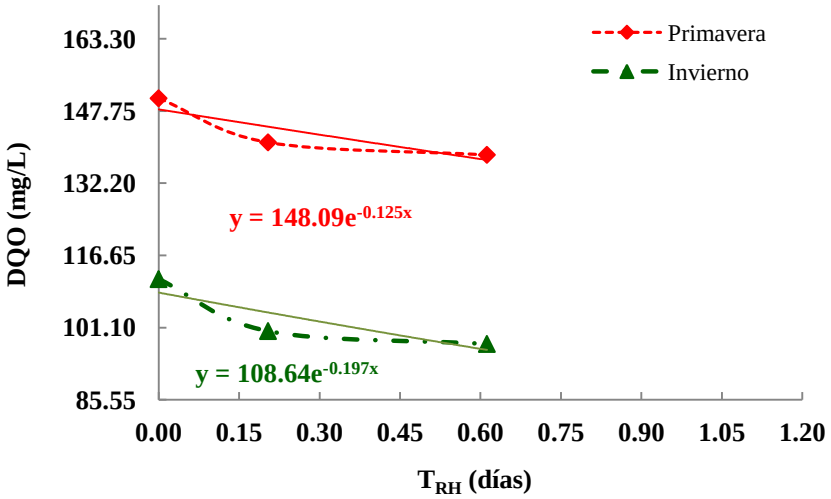


Figura 6.41. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 1

Se indican en la Tabla 6.16 los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la segunda sección del sistema lagunar que va de L3 a L5.

Tabla 6.16. Concentración de DQO correspondiente a la sección 2

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L3	0.00	100.34	142.73
L4	0.36	97.71	138.66
L5	0.77	86.63	130.12

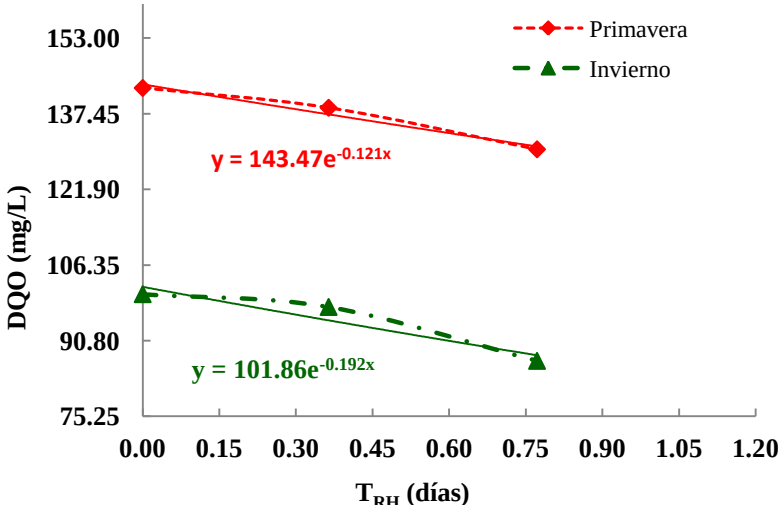


Figura 6.42. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 2

En la Tabla 6.17 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la sección 3 del sistema lagunar y que pertenece a los sitios L6-L8.

Tabla 6.17. Concentración de DQO correspondiente a la sección 3

Punto de muestreo	TRH (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L6	0.00	99.67	133.61
L7	0.36	96.77	129.03
L8	0.77	86.43	119.73

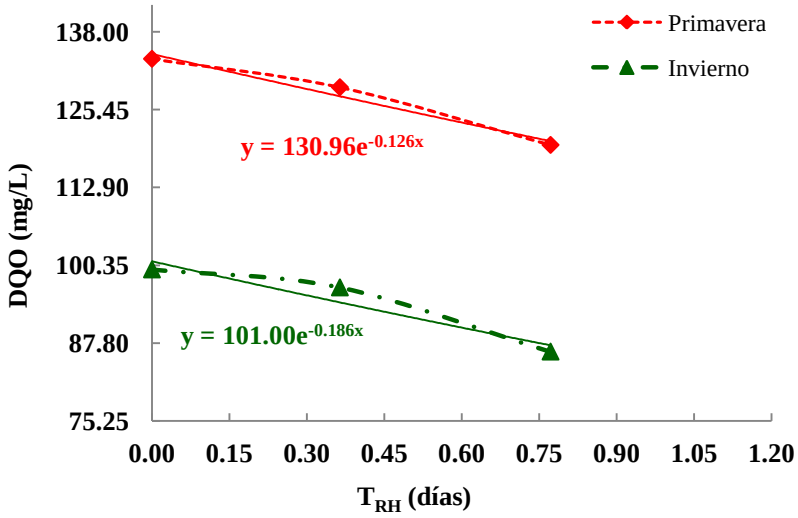


Figura 6.43. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 3

En la Tabla 6.18 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la sección 4 del sistema lagunar correspondiente a los sitios L9-L11.

Tabla 6.18. Concentración de DQO correspondiente a la sección 4

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L9	0.00	94.74	123.51
L10	0.36	88.87	120.43
L11	0.77	82.33	112.52

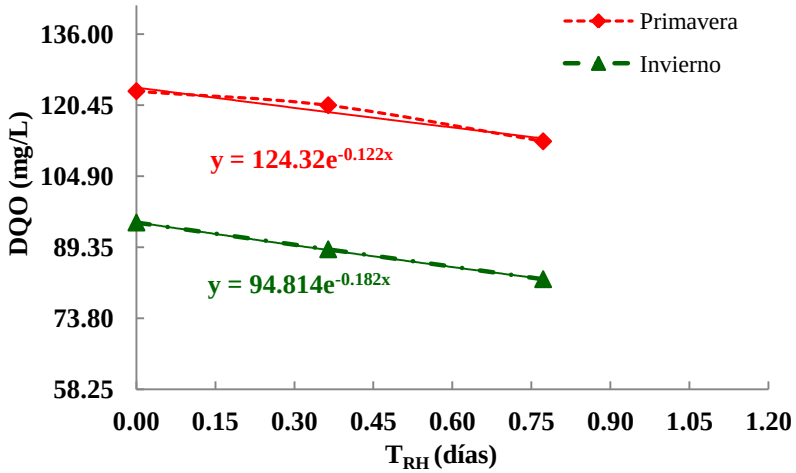


Figura 6.44. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 4

En la Tabla 6.19 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la sección 5 y que va de los sitios L12 a L14.

Tabla 6.19. Concentración de DQO correspondiente a la sección 5

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L12	0.00	81.17	119.19
L13	0.36	77.89	115.83
L14	0.77	70.47	108.45

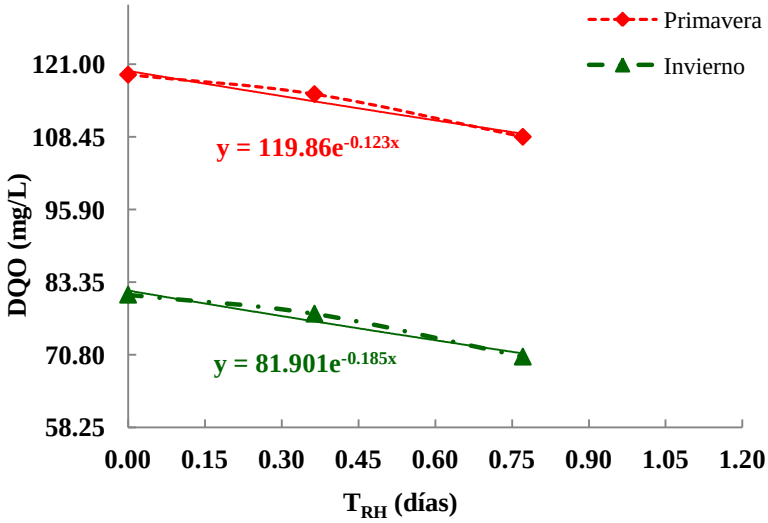


Figura 6.45. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 5

Se presentan en la Tabla 6.20 los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la sección 6 del sistema lagunar.

Tabla 6.20. Concentración de DQO correspondiente a la sección 6

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L15	0.00	69.29	109.99
L16	0.36	61.73	107.24
L17	0.77	60.09	100.11

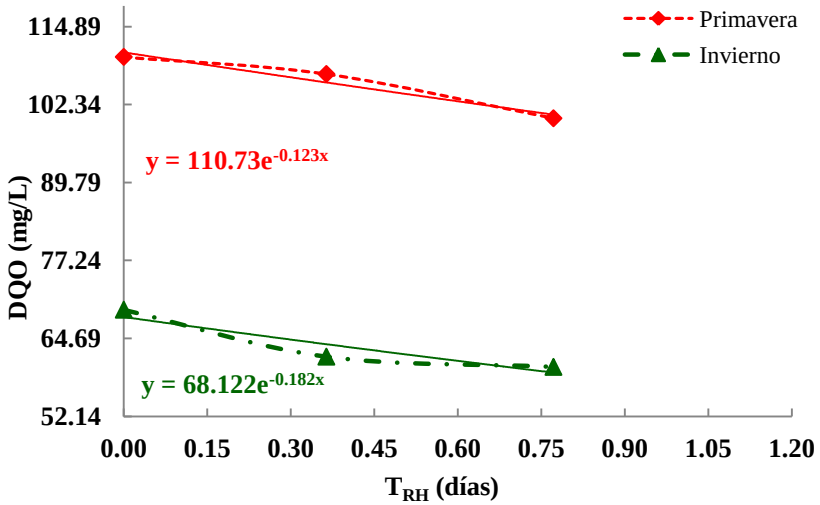


Figura 6.46. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 6

En la Tabla 6.21 se indican los T_{RH} y las concentraciones de DQO correspondientes a la última sección del sistema lagunar y que va del sitio L18 a L21.

Tabla 6.21. Concentración de DQO correspondiente a la sección 7

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L18	0.00	62.11	82.12
L19	0.36	57.76	80.02
L20	0.77	52.97	76.77
L21	1.18	49.88	70.96

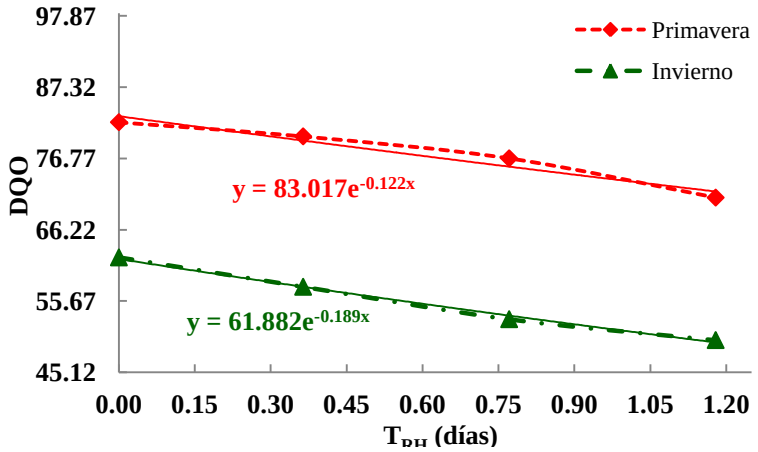


Figura 6.47. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección 7

En la Tabla 6.22 se muestran los valores de la constante *k* obtenida así como la transformación de la constante a una temperatura de 20°C (k_{20}).

Tabla 6.22. Constantes k_{20} en ambos períodos de muestreo

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	DQO (mg/L)			
		Invierno	Inv. k_{20}	Primavera	Prim k_{20}
L0	0.000	111.523	109.655	150.452	147.932
L1	0.204	100.333	98.653	140.967	138.606
L2	0.612	97.560	95.926	138.280	135.964
L3	1.019	100.340	98.659	142.733	140.343
L4	1.383	97.712	96.075	138.662	136.339
L5	1.791	86.631	85.180	130.120	127.941
L6	2.199	99.667	97.997	133.612	131.374
L7	2.563	96.770	95.149	129.033	126.872
L8	2.971	86.430	84.982	119.733	117.728
L9	2.199	94.740	93.153	123.510	121.441
L10	2.563	88.870	87.381	120.430	118.413
L11	2.971	82.333	80.954	112.520	110.635
L12	2.199	81.170	79.810	119.190	117.194
L13	2.563	77.890	76.585	115.833	113.893
L14	2.971	70.470	69.290	108.453	106.637
L15	2.199	69.290	68.129	109.990	108.148
L16	2.563	61.733	60.699	107.240	105.444
L17	2.971	60.087	59.081	100.110	98.433
L18	6.917	62.110	61.070	82.120	80.745
L19	7.281	57.763	56.796	80.020	78.680
L20	7.688	52.970	52.083	76.770	75.484
L21	8.096	49.880	49.045	70.960	69.771
	Promedio	**20.31**			
	θ	**1.056**			

6.7.1.3 Resultados de las Constantes Cinéticas de los sólidos

En la Figura 6.48 se presenta una grafica de primer orden correspondiente a los sólidos totales del sistema lagunar, medidos en el período de Primavera e Invierno de 2016, periodo correspondiente a época de sequia y de lluvia.

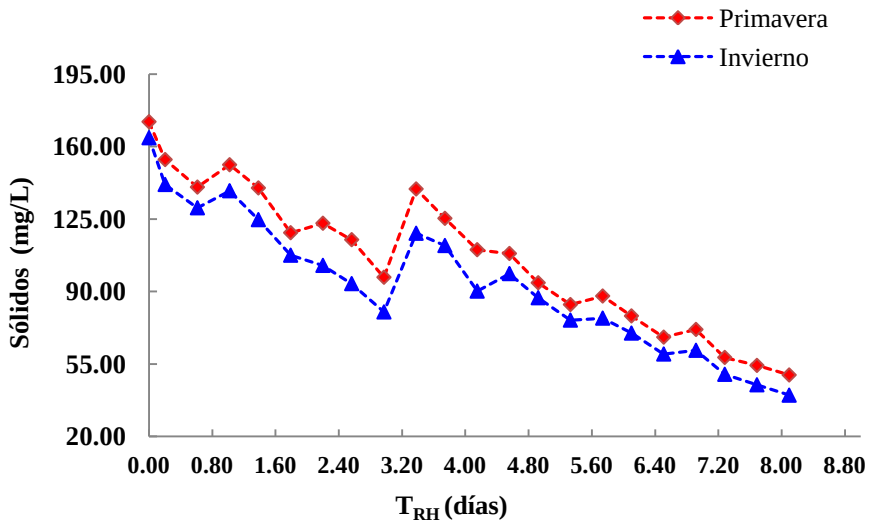


Figura 6.48. Variación de la concentración de sólidos con respecto al T_{RH} en el sistema lagunar

En la Tabla 6.23 se indican los T_{RH} y las concentraciones de sólidos correspondientes a la primera sección del sistema lagunar (L0-L3).

Tabla6.23. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 1

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L0	0.000	164.24	171.98
L1	0.204	141.66	153.70
L2	0.612	130.40	140.40

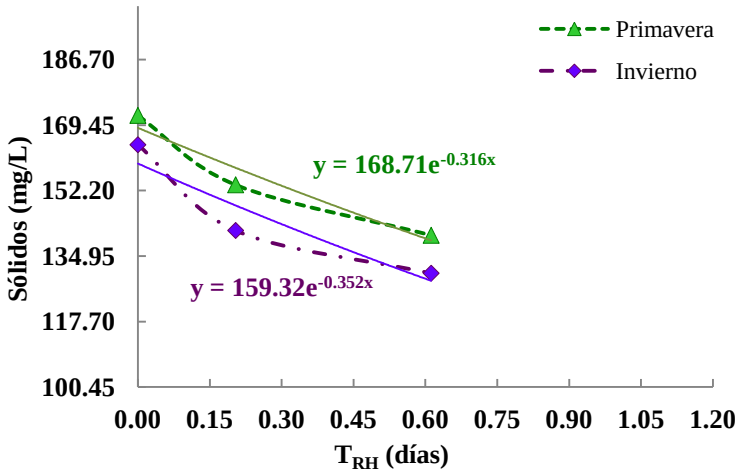


Figura 6.49. Tendencia de la cinética de los sólidos en la sección 1

Se indican en la Tabla 6.24 los T_{RH} y las concentraciones de sólidos correspondientes a la segunda sección del sistema lagunar que va de L3 a L5.

Tabla 6.24. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 2

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L3	0.00	138.64	151.20
L4	0.36	124.67	139.99
L5	0.77	107.50	118.36

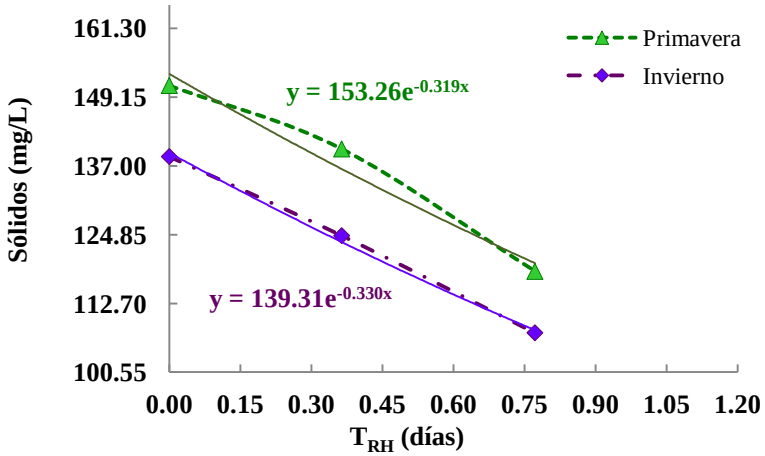


Figura 6.50. Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 2

En la Tabla 6.25 se indican los T_{RH} y las concentraciones correspondientes a la sección 3 del sistema lagunar y que pertenece a los sitios L6-L8.

Tabla 6.25. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 3

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L6	0.00	102.58	122.93
L7	0.36	93.77	115.00
L8	0.77	80.08	96.84

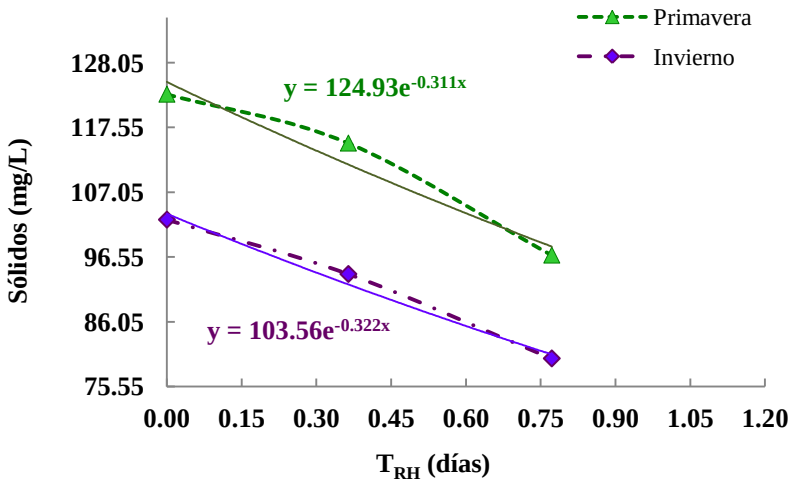


Figura 6.51. Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 3

En la Tabla 6.26 se indican los T_{RH} y las concentraciones correspondientes a la sección 4 del sistema lagunar correspondiente a los sitios L9-L11.

Tabla 6.26. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 4

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L9	0.00	118.10	139.50
L10	0.36	112.17	125.30
L11	0.77	90.15	110.15

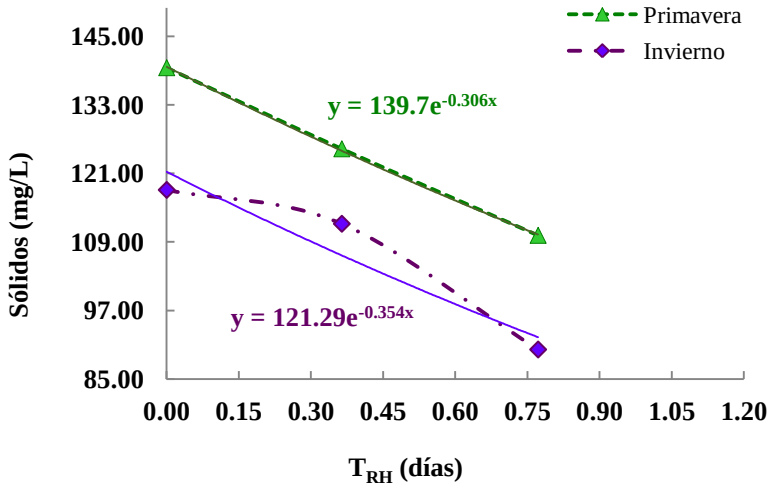


Figura 6.52. Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 4

En la Tabla 6.27 se indican los T_{RH} y las concentraciones correspondientes a la sección 5 y que va de los sitios L12 a L14.

Tabla 6.27. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 5

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L12	0.00	98.61	108.32
L13	0.36	86.95	94.18
L14	0.77	76.14	83.66

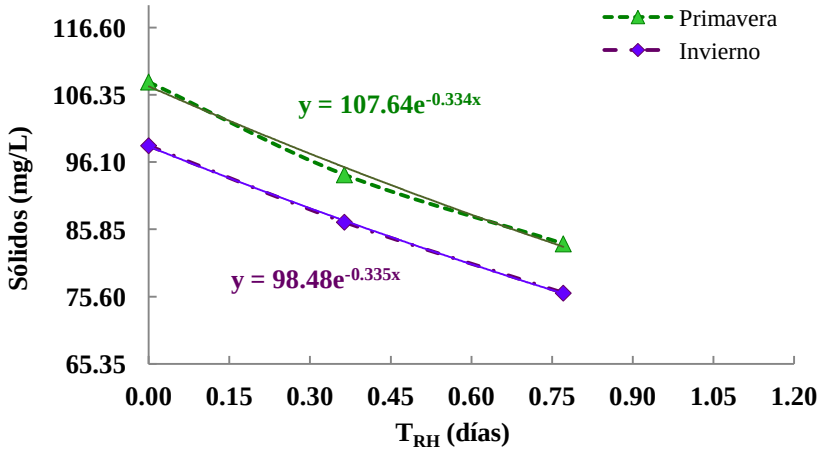


Figura 6.53. Tendencia de la cinética de orden uno de sólidos en la sección 5

Se presentan en la Tabla 6.28 los T_{RH} y las concentraciones correspondientes a la sección 6 del sistema lagunar.

Tabla 6.28. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 6

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L15	0.00	77.09	87.77
L16	0.36	69.87	78.17
L17	0.77	59.75	67.91

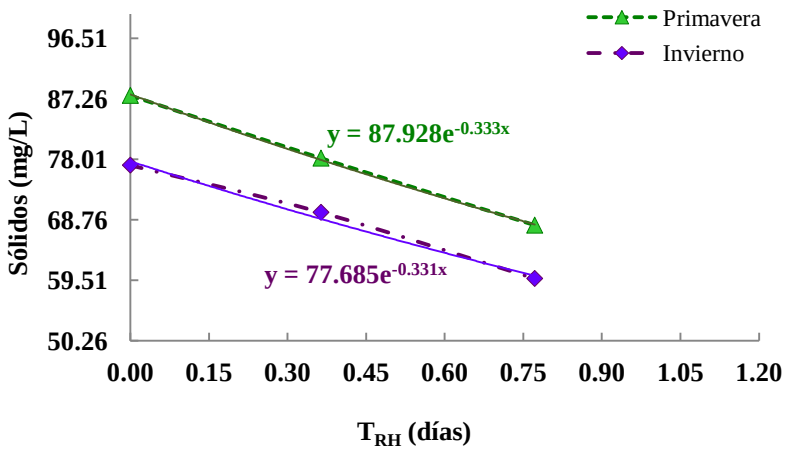


Figura 6.54. Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 6

En la Tabla 6.29 se indican los T_{RH} y las concentraciones de sólidos correspondientes a la última sección del sistema lagunar y que va del sitio L18 a L21.

Tabla 6.29. Concentración de sólidos correspondiente a la sección 7

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	ST (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L18	0.00	61.56	71.63
L19	0.36	49.95	58.10
L20	0.77	44.89	54.26
L21	1.18	39.88	49.63

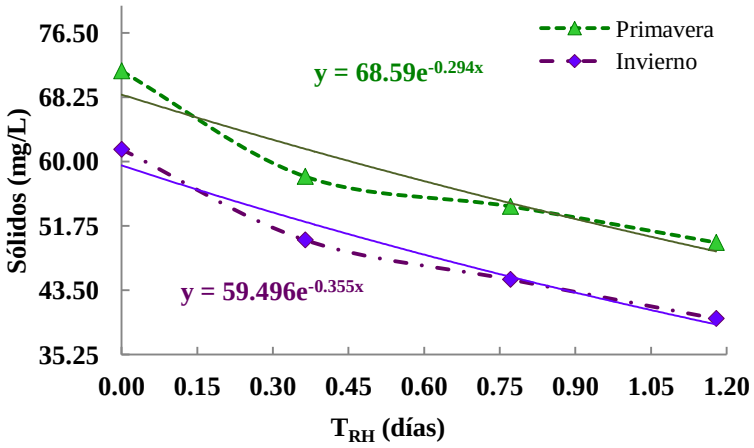


Figura 6.55. Tendencia de la cinética de orden uno de los sólidos en la sección 7

En la Tabla 6.30 se muestran los valores de la constante *k* obtenida así como la transformación de la constante a una temperatura de 20°C (k_{20}).

Tabla 6.30. Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Sólidos (mg/L)			
		Invierno	Inv. k_{20}	Primavera	Prim k_{20}
L0	0.000	164.240	161.489	171.980	169.099
L1	0.204	141.660	139.287	153.700	151.126
L2	0.612	130.400	128.216	140.400	138.048
L3	1.019	138.640	136.318	151.200	148.667
L4	1.383	124.670	122.582	139.990	137.645
L5	1.791	107.500	105.699	118.360	116.378
L6	2.199	102.580	100.862	122.930	120.871
L7	2.563	93.770	92.199	115.000	113.074
L8	2.971	80.080	78.739	96.840	95.218
L9	2.199	125.250	123.152	129.770	127.596
L10	2.563	112.170	110.291	120.050	118.039
L11	2.971	90.150	88.640	100.890	99.200
L12	2.199	98.610	96.958	108.319	106.505
L13	2.563	86.949	85.493	94.180	92.603
L14	2.971	76.140	74.865	83.655	82.254
L15	2.199	77.090	75.799	87.770	86.300
L16	2.563	69.873	68.703	78.170	76.861
L17	2.971	59.750	58.749	67.910	66.773
L18	6.917	61.170	60.145	69.179	68.020
L19	7.281	48.211	47.404	55.567	54.636
L20	7.688	44.890	44.138	48.406	47.596
L21	8.096	39.880	39.212	40.890	40.205
	Promedio	**20.31**			
	θ	**1.056**			

6.7.2 Resultados Cinéticos de los Fosfatos y Nitratos

6.7.2.1 Resultados Cinéticos de los Fosfatos

En la Figura 6.56 se puede observar el comportamiento de los fosfatos en el sistema lagunar, a lo largo de los 21 sitios de muestreo, se observa que las variaciones de primavera e invierno presentan un comportamiento similar. Los datos correspondientes a estos muestreos se encuentran en el Apéndice G para el caso de los fosfatos y en el Apéndice H para los nitratos.2

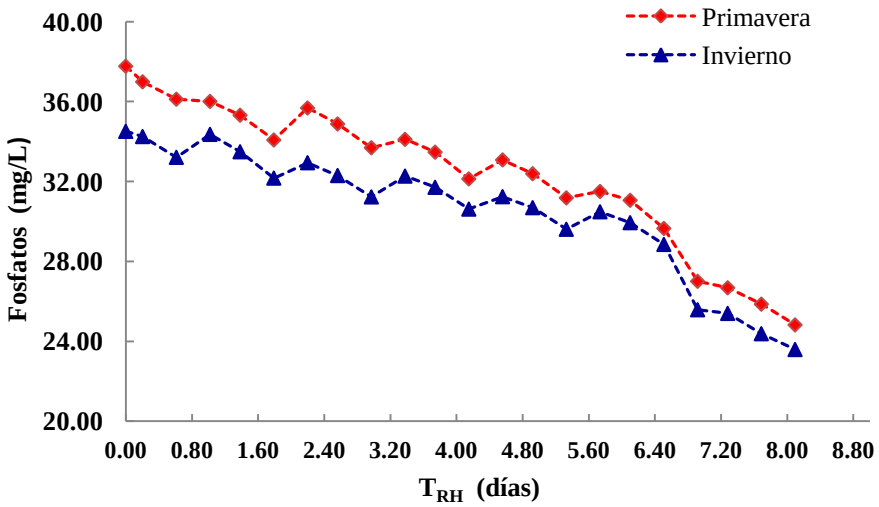


Figura 6.56. Variación de la concentración de Fosfatos con respecto al T_{RH} en el año 2016

En la Tabla 6.31 se indican los T_{RH} y las concentraciones de fosfatos correspondientes a la primera sección del sistema lagunar (L0-L3).

Tabla 6.31. Concentración de fosfatos correspondiente a la sección 1

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L0	0.00	34.51	37.77
L1	0.20	34.25	36.99
L2	0.61	33.21	36.12

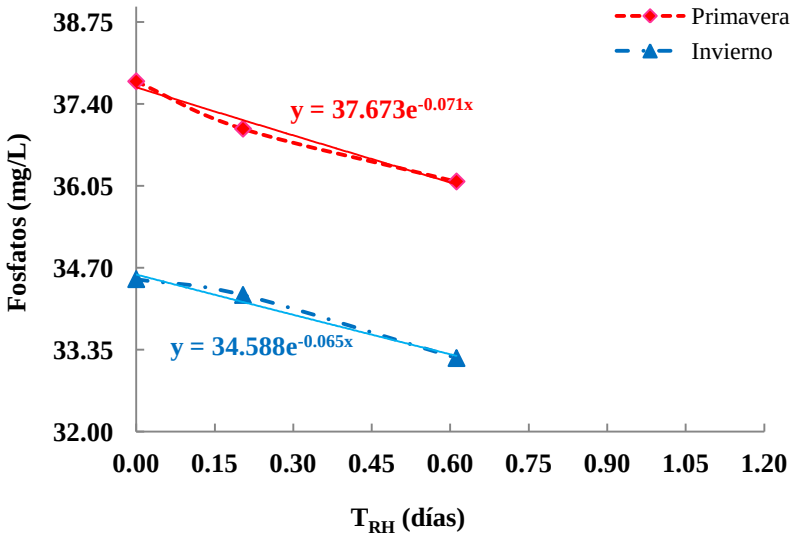


Figura 6.57. Tendencia de la cinética de los Fosfatos en la sección 1

En la Tabla 6.32 se observan los T_{RH} y las concentraciones de fosfatos correspondientes a la segunda sección del sistema lagunar.

Tabla 6.32. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 2

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L3	0.00	34.11	36.01
L4	0.36	33.49	35.32
L5	0.77	32.17	34.08

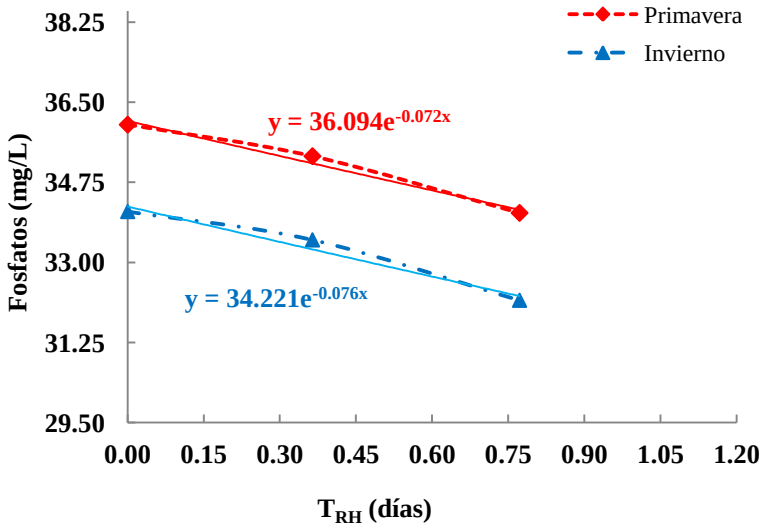


Figura 6.58. Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 2

En la Tabla 6.33 se indican los T_{RH} y las concentraciones de fosfatos correspondientes a la sección 3.

Tabla 6.33. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 3

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L6	0.00	33.01	35.68
L7	0.36	32.30	34.88
L8	0.77	31.23	33.69

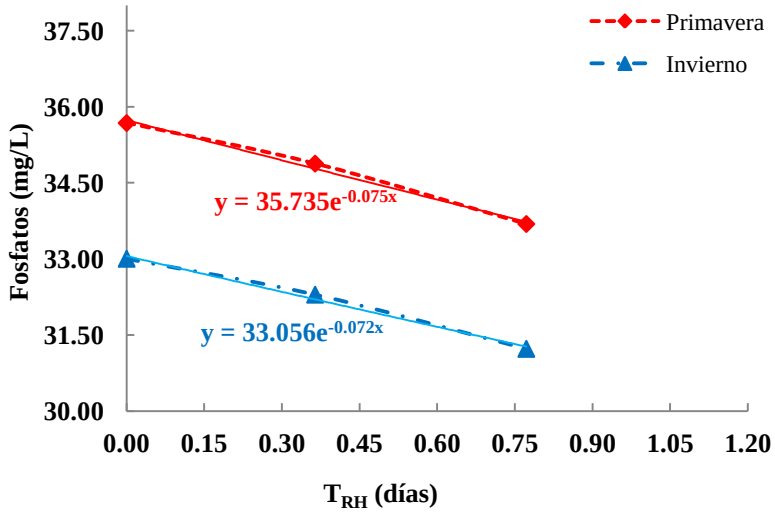


Figura 6.59. Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 3

Se indican los T_{RH} y las concentraciones de Fosfatos correspondientes a la sección 4 del sistema lagunar.

Tabla 6.34. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 4

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L9	0.00	32.27	34.11
L10	0.36	31.71	33.47
L11	0.77	30.62	32.13

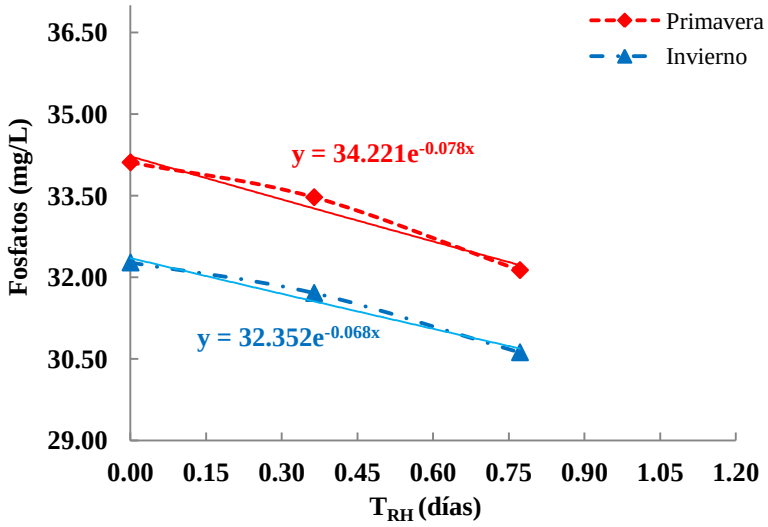


Figura 6.60. Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 4

En la Tabla 6.35 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Fosfatos correspondientes a la sección 5.

Tabla 6.35. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 5

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L12	0.00	31.24	33.08
L13	0.36	30.69	32.39
L14	0.77	29.61	31.18

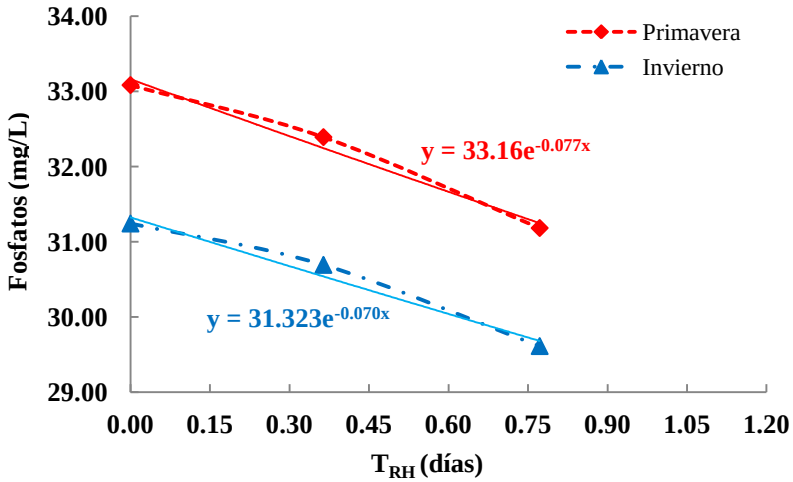


Figura 6.61. Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección 5

Se presentan en la Tabla 6.36 los T_{RH} y las concentraciones correspondientes a la sección 6 del sistema lagunar.

Tabla 6.36. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 6

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L15	0.00	30.49	31.50
L16	0.36	29.94	31.06
L17	0.77	28.85	29.65

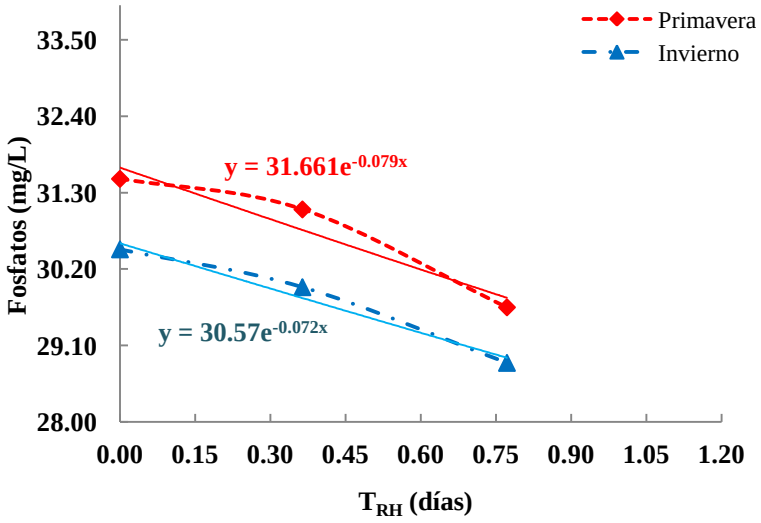


Figura 6.62. Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 6

En la Tabla 6.37 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Fosfatos correspondientes a la última sección del sistema lagunar y que va del sitio L18 a L21.

Tabla 6.37. Concentración de Fosfatos correspondiente a la sección 7

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L18	0.00	25.58	27.01
L19	0.36	25.40	26.68
L20	0.77	24.38	25.86
L21	1.18	23.59	24.82

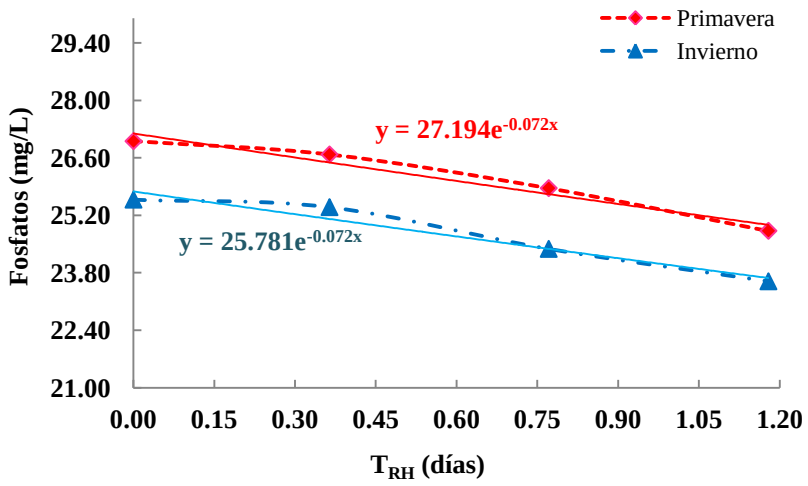


Figura 6.63. Tendencia de la cinética de orden uno de los Fosfatos en la sección 7

En la Tabla 6.38 se muestran los valores de la constante *k* obtenida así como la transformación de la constante a una temperatura de 20°C (k_{20}).

Tabla 6.38. Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Fosfatos (mg/L)			
		Invierno	Inv. k_{20}	Primavera	Prim k_{20}
L0	0.000	35.340	34.75	37.770	37.14
L1	0.204	34.250	33.68	36.990	36.37
L2	0.612	33.210	32.65	36.120	35.52
L3	1.019	34.360	33.78	36.010	35.41
L4	1.383	33.490	32.93	35.320	34.73
L5	1.791	32.170	31.63	34.080	33.51
L6	2.199	32.940	32.39	35.680	35.08
L7	2.563	32.298	31.76	34.880	34.30
L8	2.971	31.230	30.71	33.690	33.13
L9	2.199	32.270	31.73	34.110	33.54
L10	2.563	31.710	31.18	33.470	32.91
L11	2.971	30.620	30.11	32.130	31.59
L12	2.199	31.240	30.72	33.081	32.53
L13	2.563	30.690	30.18	32.389	31.85
L14	2.971	29.610	29.11	31.180	30.66
L15	2.199	30.485	29.97	31.500	30.97
L16	2.563	29.940	29.44	31.060	30.54
L17	2.971	28.850	28.37	29.650	29.15
L18	6.917	26.110	25.67	27.530	27.07
L19	7.281	25.397	24.97	26.680	26.23
L20	7.688	24.380	23.97	25.860	25.43
L21	8.096	23.590	23.19	24.820	24.40
	Promedio	**20.31**			
	θ	**1.056**			

6.7.2.2 Resultados Cinéticos de los Nitratos

Los valores de concentración de nitratos se observan en la Figura 6.64, se observa un comportamiento semejante en amos muestreos, y a pesar de que las concentraciones de nitratos son valores muy pequeños, se nota una disminución a lo largo del sistema lagunar con ligeros incrementos en los cambios de canal.

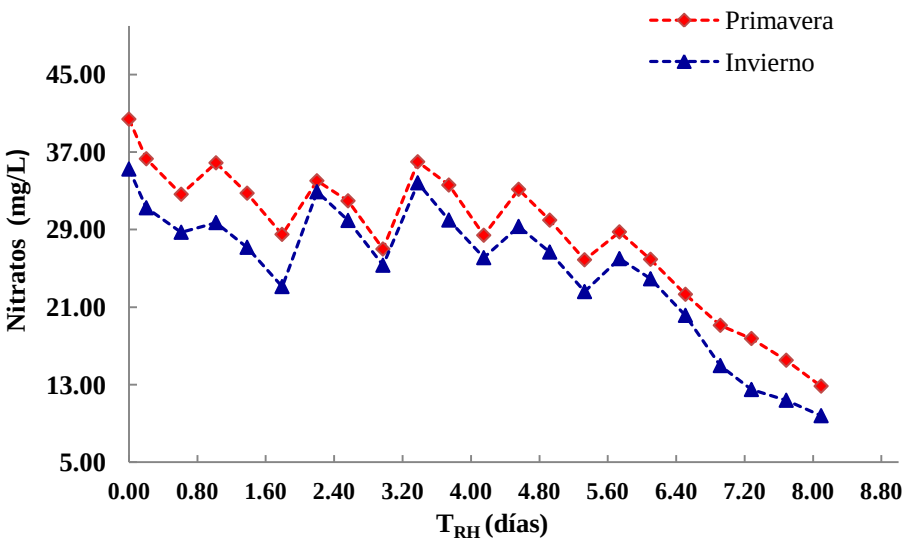


Figura 6.64. Variación de la concentración de Nitratos con respecto al T_{RH} en el año 2016

En la Tabla 6.39 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la primera sección del sistema lagunar.

Tabla 6.39. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 1

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L	
		Invierno	Primavera
L0	0.000	35.23	40.38
L1	0.204	31.24	36.29
L2	0.612	28.71	32.63

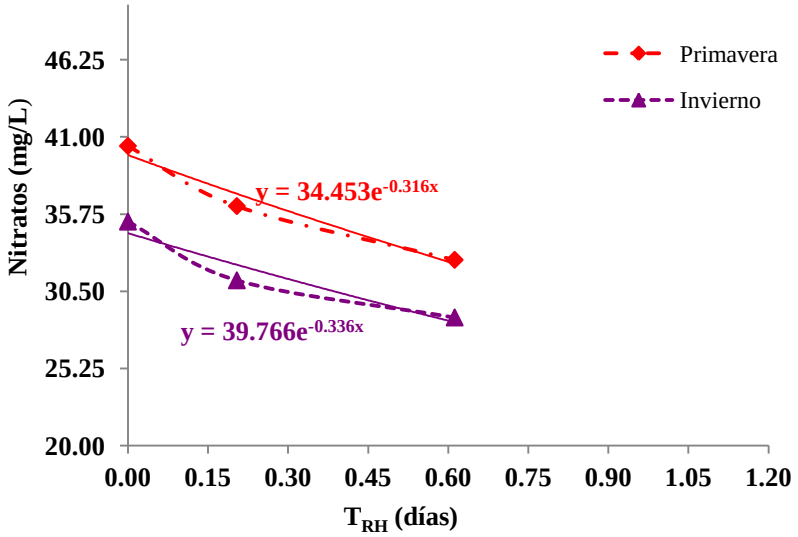


Figura 6.65. Tendencia de la cinética de los Nitratos en la sección 1

En la Tabla 6.40 se observan los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la segunda sección del sistema lagunar.

Tabla 6.40. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 2

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos(mg/L)	
		Invierno	Primavera
L3	0.00	29.71	35.87
L4	0.36	27.16	32.74
L5	0.77	23.11	28.49

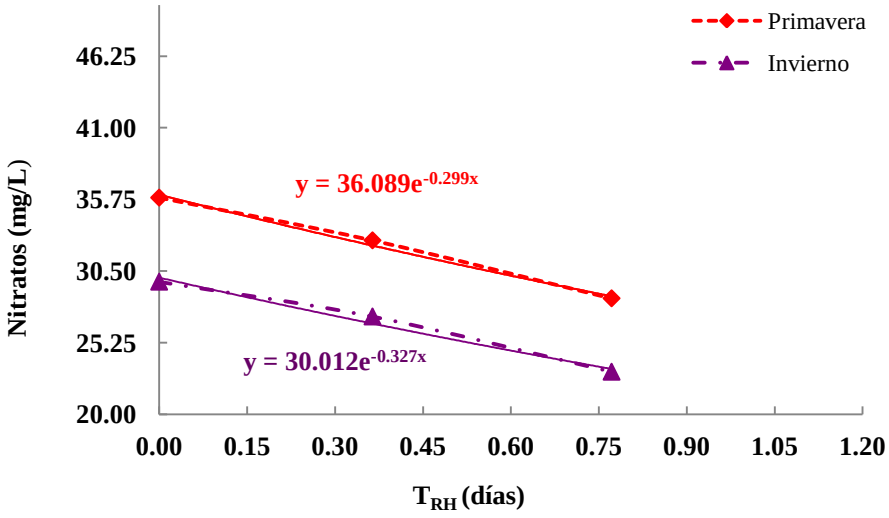


Figura 6.66. Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 2

En la Tabla 6.41 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la sección 3.

Tabla 6.41. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 3

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L6	0.00	32.89	34.02
L7	0.36	29.93	31.95
L8	0.77	25.31	26.98

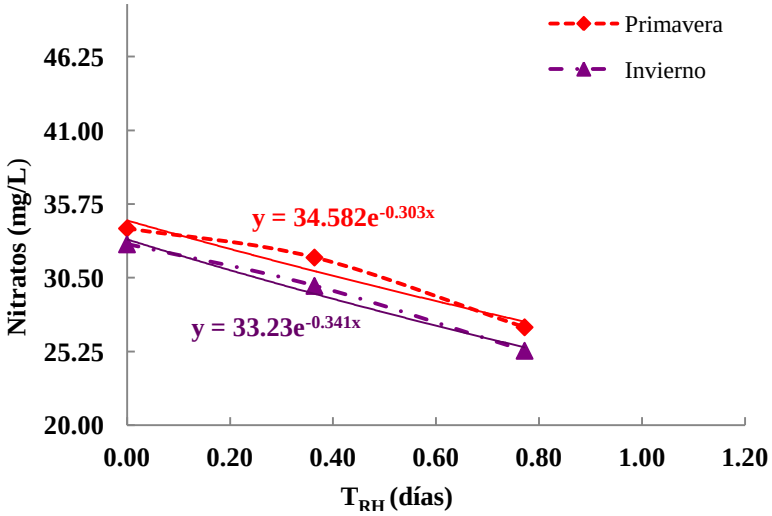


Figura 6.67. Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 3

Se indican los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la sección 4 del sistema lagunar.

Tabla 6.42. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 4

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L9	0.00	33.81	35.98
L10	0.36	29.97	33.58
L11	0.77	26.09	28.40

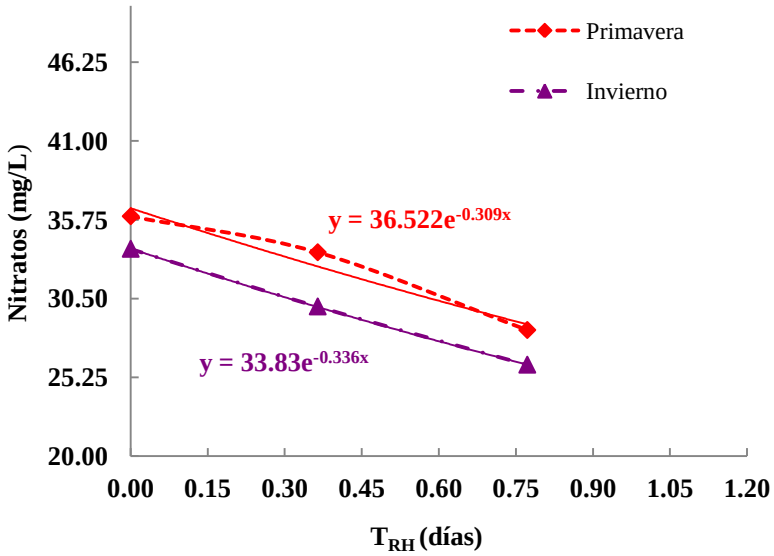


Figura 6.68. Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 4

En la Tabla 6.43 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la sección 5.

Tabla 6.43. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 5

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L12	0.00	29.31	33.14
L13	0.36	26.67	29.96
L14	0.77	22.59	25.87

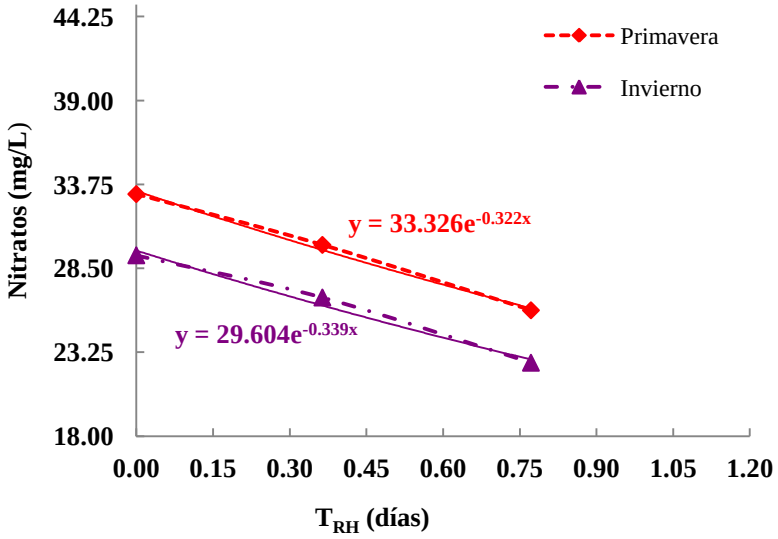


Figura 6.69. Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección 5

Se presentan en la Tabla 6.44 los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la sección 6 del sistema lagunar.

Tabla 6.44. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 6

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L15	0.00	25.99	28.75
L16	0.36	23.91	25.92
L17	0.77	20.14	22.31

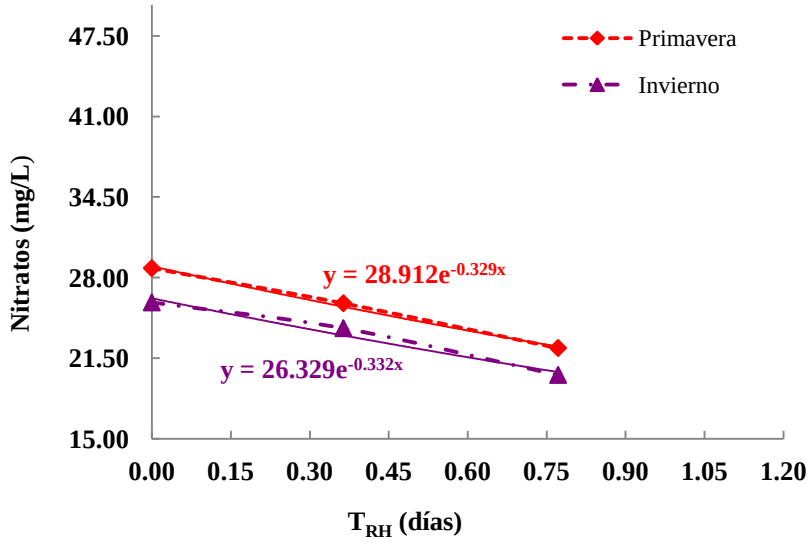


Figura 6.70. Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 6

En la Tabla 6.45 se indican los T_{RH} y las concentraciones de Nitratos correspondientes a la última sección del sistema lagunar y que va del sitio L18 a L21.

Tabla 6.45. Concentración de Nitratos correspondiente a la sección 7

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)	
		Invierno	Primavera
L18	0.00	14.96	19.11
L19	0.36	12.49	17.75
L20	0.77	11.38	15.51
L21	1.18	9.79	12.84

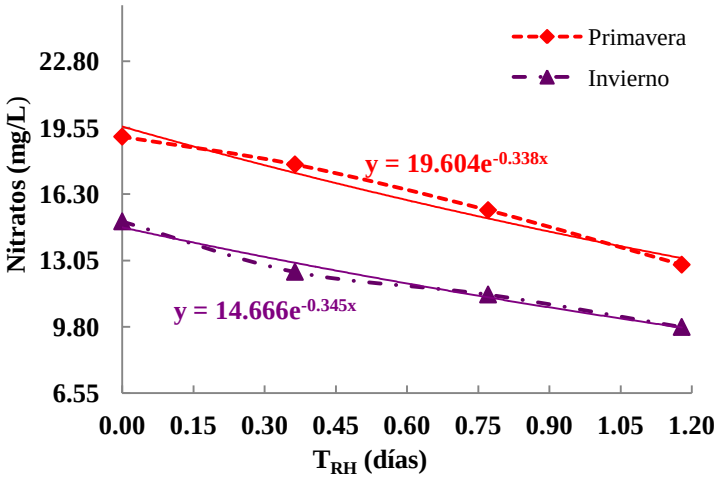


Figura 6.71. Tendencia de la cinética de orden uno de los Nitratos en la sección 7

En la Tabla 6.46 se muestran los valores de la constante *k* obtenida así como la transformación de la constante a una temperatura de 20°C (k_{20}).

Tabla 6.46. Constantes k_{20} en ambos periodos de muestreo

Punto de muestreo	T_{RH} (días)	Nitratos (mg/L)			
		Invierno	Inv. k_{20}	Primavera	Prim k_{20}
L0	0.000	35.23	34.64	40.38	39.70
L1	0.204	31.24	30.71	36.29	35.68
L2	0.612	28.71	28.23	32.63	32.08
L3	1.019	29.71	29.21	35.87	35.27
L4	1.383	27.16	26.71	32.74	32.19
L5	1.791	23.11	22.72	28.49	28.01
L6	2.199	32.89	32.34	34.02	33.45
L7	2.563	29.93	29.43	31.95	31.41
L8	2.971	25.31	24.89	26.98	26.53
L9	2.199	33.81	33.24	39.86	39.19
L10	2.563	29.97	29.47	36.82	36.20
L11	2.971	26.09	25.65	32.23	31.69
L12	2.199	29.31	28.82	33.14	32.58
L13	2.563	26.67	26.22	29.96	29.46
L14	2.971	22.59	22.21	25.87	25.44
L15	2.199	25.99	25.55	28.75	28.27
L16	2.563	23.91	23.51	25.92	25.49
L17	2.971	20.14	19.80	22.31	21.94
L18	6.92	14.96	14.71	19.11	18.79
L19	7.28	12.49	12.28	17.75	17.45
L20	7.69	11.38	11.19	15.51	15.25
L21	8.10	9.79	9.63	12.84	12.62
	Promedio	**20.31**			
	θ	**1.056**			

6.8 Obtención de los índices de Calidad del Agua

Una vez que se tiene la información de los parámetros fisicoquímicos se procede a analizarla mediante dos índices de calidad del agua que es el modelo colombiano y el modelo mexicano. A continuación se presentan los resultados con respecto a cada uno de ellos. Se seleccionaron 2 modelos para evaluar la calidad del sistema lagunar, se comparó el modelo mexicano y el modelo colombiano. El modelo colombiano se utilizó debido a que permite reducir varios datos de campo y de laboratorio a una clasificación de calidad con un valor numérico de cero (0) a uno (1), que representa la calidad del agua en orden de: muy malo, malo, regular, aceptable y bueno. El modelo mexicano se utilizó debido a que considera un mayor número de parámetros y esta expresado en porcentaje, así, agua altamente contaminada tendrá un ICA cercano o igual a 0% y de 100% para el agua en excelentes condiciones. A continuación se presentan los resultados obtenidos con cada uno de los modelos.

6.8.1 Índice de Calidad del agua: modelo Colombiano

A partir de los análisis realizados a lo largo de los 21 sitios de muestreo del sistema lagunar de la UAM-A, se procedió a realizar los cálculos correspondientes especificados en el capítulo 5 en la metodología, el resumen de cada uno de los Índices correspondientes a cada parámetro se presentan a continuación.

Tabla 6.47. Índices de calidad en los 21 sitios de muestreo en la laguna de maduración

	pH	SS (mg/L)	Cond. Elec. (µmhos/cm)	OD (mg/L)	DQO (mg/L)
L1	1.000	1.000	0.608	0.389	0.4
L2	1.000	1.000	0.608	0.442	0.4
L3	1.000	1.000	0.608	0.396	0.4
L4	1.000	1.000	0.609	0.529	0.4
L5	1.000	1.000	0.609	0.600	0.6
L6	1.000	1.000	0.609	0.521	0.6
L7	1.000	1.000	0.609	0.568	0.6
L8	1.000	1.000	0.609	0.661	0.6
L9	1.000	1.000	0.608	0.553	0.6
L10	1.000	1.000	0.609	0.646	0.6
L11	1.000	1.000	0.610	0.747	0.8
L12	1.000	1.000	0.609	0.647	0.8
L13	1.000	1.000	0.610	0.725	0.8
L14	1.000	1.000	0.610	0.783	0.8
L15	1.000	1.000	0.608	0.699	0.8
L16	1.000	1.000	0.609	0.843	0.8
L17	1.000	1.000	0.610	0.913	0.8
L18	1.000	1.000	0.609	0.832	0.8
L19	1.000	1.000	0.610	0.888	0.8
L20	1.000	1.000	0.610	1.000	0.8
L21	1.000	1.000	0.612	1.000	1.0

Con base en los criterios especificados en el modelo colombiano se clasifica cada uno de los criterios asignados.

Tabla 6.48. Criterios aplicados para el modelo de calidad del agua de acuerdo al modelo colombiano

Descriptores	Ámbito numérico	Color
Muy malo	0-0.25	Rojo
Malo	0.26-0.50	Naranja
Regular	0.51-0.70	Amarillo
Aceptable	0.71-0.90	Verde
Bueno	0.91-1.00	Azul

Se clasificó la información de acuerdo a cada uno delos criterios propuestos en el modelo de índices de calidad del agua (ICA) y se observa en la Tabla 6.49 cada uno de los sitios analizados, como puede verse la calidad del agua a la entrada del sistema inicia con una calidad "regular" lo que significa que es requiere una purificación y no es apta para su consumo, del sitio L4 hasta L20 el criterio pasa a ser "aceptable" lo que indica que para su consumo requeriría una purificación mayor, sin embargo es apta para cultivos que requieren de alta calidad de agua de riego, finalmente en el sitio L21 la calidad del agua tiene un criterio "bueno" lo que indica que se puede utilizar para cualquier tipo de cultivo, además de que se puede desarrollar la vida acuática.

Cabe mencionar que es al principio de la primera curva localizada en L3 que el criterio pasa a aceptable, esto puede deberse a que las condiciones hidrodinámicas mejoran y al ser varios los canales implementados las condiciones se ven favorecidas a lo largo del sistema lagunar.

Tabla 6.49. Índices de Calidad en los 21 sitios de muestreo con modelo colombiano.

	ÍNDICES DE CALIDAD EN LAGUNA DE MADURACIÓN						
	pH	SS (mg/L)	COND. ELEC. (µmhos/cm)	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	ICA FINAL	CRITERIO
L1	0.200	0.200	0.121	0.103	0.160	0.784	Aceptable
L2	0.200	0.200	0.121	0.112	0.160	0.794	Aceptable
L3	0.200	0.200	0.121	0.108	0.160	0.790	Aceptable
L4	0.200	0.200	0.122	0.131	0.160	0.812	Aceptable
L5	0.200	0.200	0.122	0.143	0.160	0.825	Aceptable
L6	0.200	0.200	0.122	0.138	0.160	0.819	Aceptable
L7	0.200	0.200	0.122	0.151	0.160	0.833	Aceptable
L8	0.200	0.200	0.122	0.157	0.160	0.839	Aceptable
L9	0.200	0.200	0.122	0.145	0.160	0.827	Aceptable
L10	0.200	0.200	0.122	0.155	0.160	0.836	Aceptable
L11	0.200	0.200	0.122	0.163	0.160	0.844	Aceptable
L12	0.200	0.200	0.122	0.160	0.160	0.841	Aceptable
L13	0.200	0.200	0.122	0.169	0.160	0.851	Aceptable
L14	0.200	0.200	0.122	0.179	0.160	0.861	Aceptable
L15	0.200	0.200	0.121	0.169	0.160	0.850	Aceptable
L16	0.200	0.200	0.122	0.189	0.160	0.870	Aceptable
L17	0.200	0.200	0.122	0.208	0.160	0.890	Aceptable
L18	0.200	0.200	0.122	0.200	0.160	0.881	Aceptable
L19	0.200	0.200	0.122	0.204	0.160	0.886	Aceptable
L20	0.200	0.200	0.122	0.200	0.160	0.882	Aceptable
L21	0.200	0.200	0.123	0.200	0.200	0.923	Bueno

6.8.2 Índice de Calidad del agua: modelo de Conagua

Los resultados a partir de los parámetros medidos en campo y laboratorio se analizaron de acuerdo a la metodología presentada en el Capítulo 5, a continuación se presentan los criterios asignados a cada uno de los sitios de muestreo, una vez que el ICA fue calculado. En la Tabla 6.50 se puede observar que a partir de L0 hasta L4 se presentó un criterio de calidad de agua de "contaminado" lo cual significa que es inaceptable para su consumo y requiere de tratamiento, además para su uso en la agricultura también se requiere de tratamiento o utilizarla para cultivos muy resistentes. Sin embargo a partir del sitio L5 hasta L16 se presentó un criterio de "poco contaminado" lo cual significa tiene menor diversidad de organismos acuáticos y presenta un aumento en cuanto al crecimiento de algas, la pesca puede presentar riesgo a la salud. Es un agua contaminada por diversos agentes y para consumo humano necesita de tratamiento potabilizador aunque puede ser utilizable en el riego agrícola. Del sitio L17 hasta L21 se presentó un criterio "aceptable" lo que significa

que a pesar que para su consumo requeriría una purificación, para cultivos que requieren de alta calidad de agua de riego necesitaría de un tratamiento menor, ya que podría estar presente algún agente contaminante.

Tabla 6.50. Índice de Calidad del Agua en los 21 sitios de muestreo en la laguna de maduración

	ÍNDICES DE CALIDAD EN LAGUNA DE MADURACIÓN										
	pH	SS (mg/L)	DBO (mg/L)	COND. ELEC. (µmhos/cm)	ALCALINIDAD (mg/l como CaCo3)	DUREZA TOTAL (mg/L CaCo3)	OD (mg/L)	NITRATOS (mg/L)	FOSFATOS (mg/L)	ICA FINAL	CRITERIO
L0	81.500	40.015	6.268	60.756	36.827	52.241	22.308	46.661	6.570	32.303	CONTAMINADO
L1	83.167	41.981	6.776	60.812	36.927	52.829	37.732	48.506	6.614	37.292	CONTAMINADO
L2	84.553	43.351	6.941	60.879	37.067	54.301	40.796	50.131	6.697	38.650	CONTAMINADO
L3	84.297	42.275	6.680	60.800	37.009	54.072	39.725	48.995	6.651	38.052	CONTAMINADO
L4	87.130	43.720	7.021	60.980	37.075	55.058	44.567	50.541	6.720	40.018	CONTAMINADO
L5	86.924	46.362	7.484	61.043	37.123	56.911	100.000	53.194	6.838	56.523	POCO CONTAMINADO
L6	87.779	46.388	7.336	60.916	37.059	56.151	100.000	48.659	6.729	55.956	POCO CONTAMINADO
L7	89.634	47.731	7.647	60.950	37.141	56.950	100.000	49.981	6.795	56.417	POCO CONTAMINADO
L8	90.180	50.746	8.162	60.927	37.210	58.734	100.000	52.953	6.902	57.185	POCO CONTAMINADO
L9	91.128	44.160	7.804	60.909	37.157	58.306	100.000	47.960	6.832	56.178	POCO CONTAMINADO
L10	91.159	45.510	8.226	60.949	37.277	59.010	100.000	49.526	6.890	56.586	POCO CONTAMINADO
L11	92.647	48.468	8.738	61.004	37.385	60.498	100.000	52.209	7.011	57.365	POCO CONTAMINADO
L12	92.024	47.888	8.407	60.942	37.371	60.166	100.000	49.824	6.932	56.919	POCO CONTAMINADO
L13	94.223	50.306	8.785	61.004	37.518	60.998	100.000	51.524	6.994	57.528	POCO CONTAMINADO
L14	96.149	52.694	9.551	60.999	37.609	62.762	100.000	54.352	7.114	58.382	POCO CONTAMINADO
L15	94.318	52.089	9.369	60.923	37.526	62.450	100.000	52.127	7.051	57.913	POCO CONTAMINADO
L16	94.860	54.204	9.833	61.015	37.678	63.685	100.000	53.835	7.103	58.458	POCO CONTAMINADO
L17	94.860	57.258	100.000	61.133	37.768	65.919	100.000	56.878	7.241	79.740	ACEPTABLE
L18	94.382	56.367	100.000	61.015	37.719	65.416	100.000	61.334	7.605	80.136	ACEPTABLE
L19	94.892	60.903	100.000	61.080	37.771	66.481	100.000	63.895	7.639	80.790	ACEPTABLE
L20	93.905	62.871	100.000	61.144	37.868	67.893	100.000	66.520	7.766	81.243	ACEPTABLE
L21	97.455	65.296	100.000	61.306	37.970	69.864	100.000	70.574	7.900	82.188	ACEPTABLE

En general se observa que el agua ingresa al sistema con un criterio contaminado, lo cual puede deberse a la cantidad de materia orgánica que se infiltra en los primeros canales, además de agentes adversos que han hecho susceptible su contaminación. Sin embargo a partir del segundo canal (L5) se observó una mejoría en la calidad del agua, esto se debe principalmente a que el tratamiento se está llevando mejor en estas zonas y por último se observa que la calidad del agua a partir del canal numero 5 (L15), la calidad del agua es aceptable, lo que significa que puede utilizarse para riego y cumpliendo con la NOM 003-SEMARNAT-1996 que establece los límites máximos permitidos de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se re-usen en servicios al público.

6.8.3 Selección óptima de Índice de Calidad del Agua

Después de haber obtenido los resultados correspondientes con cada uno de los modelos considerados y con el objeto de mejorar el criterio de selección, para la evaluación de la

calidad del agua tanto en canales como en el total de agua del sistema lagunar, se seleccionó el modelo ICA Mexicano**,** debido a que permite considerar un mayor número de parámetros fisicoquímicos, dando una evaluación más estricta, así se introdujeron al modelo la mayor parte de los parámetros determinados en este estudio, en tanto que en el modelo colombiano sólo contempla 5 parámetros.



CAPÍTULO 7

Conclusiones y Recomendaciones

En este capítulo se presentan las conclusiones y las recomendaciones que se desprenden de la realización del presente proyecto, con la finalidad de que sea de utilidad para futuras investigaciones

CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos se llega a las siguientes conclusiones:

1. El mejor valor para el cálculo del número de dispersión, considerando un flujo disperso para la laguna, fue el obtenido a través del modelo de Polprasert-Bhattarai y considerando 7 canales con 6 mamparas.

2. El tiempo de retención hidráulica en el prototipo a escala diseñado mejoró significativamente al implementarse 7 canales y 6 mamparas, prácticamente se duplicó lo que permitió mejorar el flujo hidráulico; a su vez las curvas peraltadas y las pendientes mejoraron aún más la dirección del flujo, situación que se comprobó al analizar los resultados en el sistema lagunar de la UAM-A.

3. El diseño de las curvas peraltadas indujo al flujo a pasar por determinada sección haciendo que las fuerzas tangenciales se distribuyeran uniformemente, evitando las zonas muertas y los flujos dispersos. Al forzar al flujo a pasar por una reducida sección del canal, se aproximó al denominado flujo pistón.
4. El cambio de pendiente del peralte de la curva, sirvió como contención al arrastre de fondo en los sólidos totales, ocasionando una ligera disminución de la velocidad del flujo y causando que los sólidos totales sedimentaran en los cambios de canal.
5. Se logró una buena distribución del flujo hidráulico, lo que se demostró a través del comportamiento de OD, OPR, TSS, DBO y DQO.
6. Mediante el software IBER, fue posible obtener la distribución de la velocidad y el número de Froude en diferentes secciones, modelando también el transporte de TSS, lo que permitió conocer áreas susceptibles a saturación de TSS.
7. Al analizar las tasas de remoción tanto de la laguna como de todo el sistema de tratamiento, se observó que el sistema lagunar permitió completar el tratamiento conforme a la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 de descargas y NOM-003-ECOL-1997 para aguas agrícolas.
8. Se cumplió con la hipótesis particular, debido a que el sistema lagunar permitió un alto grado de estabilización de la materia orgánica a través de los parámetros de medición: DQO y DBO, con una reducción en su concentración del 80% y 85% respectivamente.
9. Los resultados obtenidos por el *software* IBER, muestran que el cambio de la sección y el peralte de la curva producen un salto hidráulico, lo cual beneficia en varios aspectos el comportamiento del sistema :

    - La pequeña turbulencia que se genera durante el recorrido por la curva peraltada, incrementa la oxigenación, haciendo que el OPR se eleve, mejorando la calidad del agua.

    - El peralte de la curva induce al flujo a pasar por la sección del canal que más conviene, haciendo que las fuerzas tangenciales se distribuyan uniformemente, evitando las zonas muertas y los flujos dispersos. Al forzar

al flujo a pasar por una reducida sección del canal, se está tendiendo al denominado flujo pistón.

- El brusco cambio de pendiente del peralte de la curva, sirve como contención al arrastre de fondo en los sedimentos. Por otro lado disminuye la velocidad del flujo, causando que los SST sedimenten.

10. La remodelación y operación del sistema lagunar en la UAM-A, demuestra la posibilidad de poder construir y operar un sistema lagunar en municipios de la Cuenca Alta del río Lerma y en poblaciones rurales, con una eficiencia óptima y con una adecuada remoción de contaminantes.

RECOMENDACIONES

1. Se recomienda la investigación de cultivos de algas existentes en el sistema lagunar, con la finalidad de conocer su comportamiento biológico en el tratamiento del agua residual, así como la transformación de los nutrientes a biomasa que se lleva a cabo.

2. Es conveniente realizar muestreos en campo y laboratorio bajo variaciones de caudal a lo largo del año, para analizar el comportamiento del sistema, lo cual permitiría tener información detallada sobre los procesos que se realizan.

3. Dadas las condiciones en las que el sistema lagunar de la UAM-A se encuentra operando, es recomendable eliminar la presencia de arboles que han afectado la concentración de materia orgánica medida a través de parámetros como son la DQO y DBO sobre todo en los primeros canales y afectando con ello algunos de los parámetros fisicoquímicos medidos en campo y laboratorio.

4. Asimismo después del proceso que se lleva a cabo en la laguna de maduración, es recomendable adaptar las condiciones del humedal de pulimento que sucede al sistema en cuestión para modificarlo como un contenedor del agua tratada que serviría en la época que el agua escasea en la Universidad.

REFERENCIAS

Abbas, H., Nasr, R., & Seif, H. (2006). Study of Waste Stabilization Pond Geometry for Wastewater Treatment Efficiency. Ecol. Eng., 28(1), 25-34.

Aguirre M. (2002), "Los sistemas de indicadores ambientales y su papel en la información e integración del medio ambiente", Ministerio del Medio Ambiente, 1235pp.

Anthonisen, A., Loehr, R., Prakasam, T. (1976). Inhibition of nitrifica-tion by ammonia and nitrous-acid. Journal water pollution con-trol federation, 48 (5), 835-852.

Agunwamba, J. C., Ochonogar, A., & Ukpong, E. C. (2003). Experimental and Principal Component Analysis of Waste Stabilization Ponds. Journal of Applied Science, Engineering and Technology, 3(1), 25-30

Ahmadi, A., Riahi, H., & Noori, M. (2005). Studies of the effects of environmental factors on the seasonal change of phytoplankton population in municipal wastewater stabilization ponds. Toxicological and Environmental Chemistry, 87(4), 543–550.

Alvarez-Cobelas, M., & Jacobsen, B. A. (1992). Hypertrophic phytoplankton: an overview. Freshwater Forum, 2, 184–199.

Anderson, M. G., & Bates, P. D. (2002).Evaluating 1 and 2D Dimensional Models for Floodplain Inundation mapping. Bristol Univ (United Kingdom) Dept of Geography.

Ani, E. C., Wallis, S., Kraslawski, A., &Agachi, P. S. (2009). Development, calibration and evaluation of two mathematical models for pollutant transport in a small river. Environmental Modelling& Software, 24(10), 1139-1152.

Barceló Q., I. D. (2000).Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa J. A. Alzate en el Estado de México [Tesis de Doctorado]. Universidad Autónoma del Estado de México; México

Barceló, I. D., Allende, I., Solís, H. E., Bussy, A. L. & González, C. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. Revista de la Sociedad Química de México, 46(2), 93-104.

Barceló I., Rivas A., García J., Salazar M., Giacomán G., Zetina C. (2014). Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración- humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la UAM-A. Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistema de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mantenimiento de la Calidad del Agua. Editado por la Universidad de Pereira, ISBN: 978-958-72231190-9, pp 55-60

Barceló-Quintal, I., López-Galván, E., Solís-Correa, H., Domínguez-Mariani, E., & Gómez-Salazar, S. (2012). Water Quality Assessment of Jose Antonio Alzate Dam, the Lerma River and Its Tributaries in the State of Mexico, Mexico. Journal of Environmental Protection, 3

Barrera, Bernal, C.,(2009). Dinámica y cinética microalgal para el diseño de lagunas de estabilización facultativas en climas templados. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias e Ingeniería en la línea ambiental, UAM Unidad Azcapotzalco.

Bladé, E., Cea, L., Corestein, G., Escolano, E., Puertas, J., Vázquez-Cendón, M.E., Dolz, J., Coll, A. (2014). "IBER: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos". Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería, Vol.30(1) pp.1-10

Brière, C., Abadie, S., Bretel, P., & Lang, P. (2007).Assessment of TELEMAC system performances, a hydrodynamic case study of Anglet, France.Coastalengineering, 54(4), 345-356.

Brown, R. M., McClelland, N. I., Deininger, R. A., & O'Connor, M. F. (1972). A water quality index—crashing the psychological barrier. In Indicators of environmental quality (pp. 173-182). Springer US.

Chibole, O. K. (2013). Modeling River Sosiani's water quality to assess human impact on water resources at the catchment scale.Ecohydrology&Hydrobiology, 13(4), 241-245.

Cortés-Martínez, Facundo, Treviño-Cansino, Alejandro, Alcorta-García, María Aracelia, Sáenz-López, Agustín, & González-Barrios, José Luis. (2015). Optimización en el diseño de lagunas de estabilización con programación no lineal. Tecnología y ciencias del agua, 6(2), 85-100. Recuperado en 14 de marzo de 2017, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007242220150002000006&lg=es&tlng=es

Cude, C. (2001). Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness. Paper No. 99051 of the Journal of the American Resources Association 37(1):125-138.

CNA e IMTA (2007b). Manual de diseño de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Manual de diseño de lagunas de estabilización (234 pp.). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

De Anda Reyes R.(2013). Tesis Estudio de la hidrodinámica y fisicoquímica en un humedal construido. Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco. México D.F.

De Paul, M. (2002). Caracterización biológica de lagunas de estabilización (Jujuy) con diferentes tiempos de retención hidráulico. (En Desarrollo tecnológico y tecnologías apropiadas para el saneamiento y medio ambiente. Buenos Aires: AIDIS, Asociación Argentina de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente). 12 Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente, 7-9 mayo, 14 pp.

De Saint-Venant, B. (1871). Theorie du mouvement non permanent des eaux, avec application aux crues de rivieras at a l'introduction des marces dans leur lit. Compt Rend Acad Sci , 147–154.

Eckenfelder Jr. (1989) "Industrial water Pollution Control. Chapter 7 Biological wastewater-treatment processes". Mc Graw-Hill,: 2' Edition, pp. 189-210. Estados Unidos de América.

Ferman A. (2006) "Indicadores ambientales", Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Baja California, 2pp.

Fernández, N., Ramírez, A., Solano, F. (2003). "Índices fisicoquímicos de calidad del agua, un estudio comparativo, conferencia internacional, usos múltiples del agua: para la vida y el desarrollo sostenible" Universidad del Valle – Cinara. Colombia.

Franceschini, S., & Tsai, C. W. (2010). Assessment of uncertainty sources in water quality modeling in the Niagara River. Advances in Water Resources, 33(4), 493-503.

Fritz, J. J., Middleton, A. C., & Meredith, D. D. (1979). Dynamic process modelling of wastewater stabilization ponds. Journal Water Pollution Control Federation, 51(11), 2724-2742.

Galeana G. J. (2011). Evaluación de la eficiencia de un sistema humedal – laguna de maduración – humedal de pulimento" de acuerdo al humedal construido de tipo sub-superficial Tesis de licenciatura. División de Ciencias Básicas e Ingeniería en la línea ambiental, UAM Unidad Azcapotzalco.

García, J., Mujeriego, R., Obis, J. M., y Bou, J. (2001). Wastewater treatment for small communities in Catalonia (Mediterranean region). Water Policy; 3, 4, pp. 341-350.

Gloyna, E.F. (1973). Estanques de estabilización de aguas residuales, OMS, Ginebra, Suiza.

González, R. (1997). Simulación de la circulación en el sistema lagunar Chacahua-Pastoría, Oaxaca. Tesis de Maestría en Ciencias del Mar, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F

Hamzeh, R., & Ponce, V. M. (2007). Design and performance of waste stabilization ponds.. http://www.ponce.sdsu.edu

Henze, M., P. Harremoes, J., la Cour, J., & Arvin, E. (1997). Wastewater Treatment. Biological and Chemical Processes. Germany: Springer Verlag.

Heniche, M., Secretan, Y., Boudreau, P., & Leclerc, M. (2000).A two-dimensional finite element drying-wetting shallow water model for rivers and estuaries.Advances in Water Resources, 23(4), 359-372.

Hermann, E.R., Gloyna, E. y Gloyna F. (1958). Waste estabilization ponds.I. Experimental investigations. II Fields practices. III. Formulation of design equations. Sewage ing. Wastes, 30, 511, 646, 963.

Hoffmann, J. P. (1998). Wastewater treatment with suspended and non-suspended algae: a review. Journal of Phycology,34(5), 757-763.

Horton R. K. (1965). An index number system for rating water quality. J. Wat. Pollut. Con. Fed. 37, 300-305.

Liebman, P. A. (1969), Microspectrophotometry of retinal cells. Annals of the New York Academy of Sciences, 157: 250–264. doi:10.1111/j.1749-6632.1969.tb12663.x

Hosetti, B., & Frost, S. (1998). A review of the control of biological waste treatment in stabilization ponds. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 28(2), 193-218.

Hwang, J. Y., Do Kim, Y., Kwon, J. H., Park, J. H., Noh, J. W., &Yi, Y. K. (2014). Hydrodynamic and water quality modeling for gate operation: A case study for the Seonakdong River basin in Korea. KSCE Journal of Civil Engineering, 18(1), 73-80.

Jahan, K., Mosto, P., Mattson, C., Frey, E., & Derchak, L. (2006). Microbial removal of arsenic. Water, Air and Soil Pollution, 6(1-2), 71–82.

Jarabo F., Elortegui E.,Jarabe U. (2000), "Fundamento de tecnología ambiental", Primera Edición, Editorial Neografis, S.L. Impresores, 69, 75-85pp.

Jetten, M. S. M., Strous, M., Van Pas-Shoonem, A., Schalk, J., Van Dongen, U. G. J. M., Van Graaf, A. A., Logemann, A., Muyzer, G., Van Loosdreecht, M. C. M., & Kuenen, J. (1999). The anaerobic oxidation of ammonium. Microbiology Reviews, 22, 421-437.

Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y. S., Kanel, S. R., & Pelletier, G. J. (2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal.ecological modelling, 202(3), 503-517.

Kemmer, F. y McCallion, J. (1979).Manual del agua: Su Naturaleza, Tratamiento y Aplicación. Editorial McGraw-Hill, pp 88-92.

Kiely, G. 1999. Ingeniería Ambiental. Fundamentos, entornos , tecnologías y sistemas de gestión. Primera edición. Mc. Graw Hill. España. 1331p.

Kilani, J. S., & Ogunrombi, J. A. (1984). Effects of baffles on the performance of model waste stabilization ponds. Water Research, 18(8), 941–944

Kim, Y., Lee, R. & Giokas, D. (2004). Agricultural reuse of the secondary effluent polished by an algal pond system coupled with constructed wetland. Water Science & Technology, 50(6), 79-86.

Kim, J., Warnock, A., Ivanov, V. Y., &Katopodes, N. D. (2012). Coupled modeling of hydrologic and hydrodynamic processes including overland and channel flow. Advances in WaterResources, 37, 104-126.

Lai, Y. C., Tu, Y. T., Yang, C. P., Surampalli, R. Y., &Kao, C. M. (2013). Development of a water quality modeling system for river pollution index and suspended solid loading evaluation.Journal of Hydrology, 478, 89-101.

Lai, Y. C., Yang, C. P., Hsieh, C. Y., Wu, C. Y., & Kao, C. M. (2011). Evaluation of non-point source pollution and river water quality using a multimedia two-model system.Journal of Hydrology, 409(3), 583-595.

Lee, M. E., & Seo, I. W. (2007). Analysis of pollutant transport in the Han River with tidal current using a 2D finite element model. Journal of Hydro-Environment Research, 1(1), 30-42.

Li, Y., & Huang, P. (2008).A coupled lattice Boltzmann model for advection and anisotropic dispersion problem in shallow water.Advances in WaterResources, 31(12), 1719-1730.

López Chuken U.J. y Parra Saldivar R., (2012). Bioreactor de bajo esfuerzo de corte para el cultivo de microorganismos sensibles al estrés mecánico. Patente en trámite.

Madigan, T. M., Matinko, J. M., & Parker, J. (1997). Brock biology of microorganisms. New York, USA: Prentice Hall, Inc.

Maillard, P., & Pinheiro Santos, N. A. (2008).A spatial-statistical approach for modeling the effect of non-point source pollution on different water quality parameters in the Velhas river watershed–Brazil.Journal of Environmental Management, 86(1), 158-170.

Malcherek, A., 2000. Application of TELEMAC-2D in a narrow estuarine tributary. Hydrological Processes, 14, 2,293~2,300

Manahan, S.E. (2007). Contaminación del agua. En: Introducción a la Química Ambiental. Manahan, S.E. Editor. Editorial Reverté, Barcelona.

Manteiga L. (2000), "Los indicadores ambientales como instrumento para el desarrollo de la política ambiental y su integración en otras políticas", Instituto de Estadística de Andalucía. Sevilla, 4pp.

Mara, D. (2004). Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. First edition, Earthscan Ed, London. 293 p

Marais, G. (1974). Fecal bacterial kinetics in stabilization pond. Journal of Environmental Engineering, 100(l), 119-139.

Martinez, M. E., Sanchez, S., Jimenez, J. M., El Yousfi, F., & Munoz, L. (2000). Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga Scenedesmus obliquus. Bioresource Technology, 73, 263–272.

Mendes, B., Lapa, N., Morais, J., Nascimento, J., do Pereira, M., y Oliveira, J. S. (1995). Statistical relationships between biological populations and organic matter in a waste stabilization pond system (WSP). In Third IAWQ International Specialist Conference and Workshop Waste Stabilization Ponds Technology and Applications (pp. 175-182). London, U. K.: International Association on Water Quality.

Merwade, V., Cook, A., Coonrod, J. (2008).GIS techniques for creating river terrain models for hydrodynamic modeling and flood inundation mapping.Environmental Modelling & Software, 23(10), 1300-1311.

Metcalf & Eddy, Inc. (1991). Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse. New York: McGraw-Hill.

Meyer Peter, E., y Müller, R. (1948). Formulas for bed load transport. IAHR.

Montoya, M., Contreras, C., García, V. (1997). "Estudio Integral de la Calidad del Agua en el Estado de Jalisco", CONAGUA, Gerencia., Reg. Lerma – Santiago, Guadalajara.

Muttamara, S., & Puetpaiboon, U. (1997). Roles of Baffles in Waste Stabilization Ponds. Water Sci. Technol., 35(8), 275- 284.

Naddafi, K., Hassanvand, A. S., Dehghanifard, E., FaeziRazi, D., Mostofi, S., Kasaee, N., Nabizadeh, R., & Heidari, M. (2009), Performance Evaluation of Wastewater Stabilization Ponds in Arak-Iran, Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng., 6(1), 41-46.

Nassehi, V., & Bikangaga, J. H. (1993). A mathematical model for the hydrodynamics and pollutants transport in long and narrow tidal rivers.Applied mathematical modelling, 17(8), 415-422.

NOM-001-SEMARNAT-1996. Publicada en el diario oficial de la federación el 23 de abril de 2003.

Novikov, A., & Bagtzoglou, A. C. (2006). Hydrodynamic model of the lower hudson river estuarine system and its application for water quality management. WaterResources Management, 20(2), 257-276.

O´Farrill, N. E., Travieso, L., Benítez, F., Bécares, S., Romo, S., Borja, R., Wieland, P., & Sánchez, E. (2003). Population dynamic of algae and bacteria in an oxidation channel. Journal of Environmental Science and Health, A38(4), 697-709.

Orozco, C., Pérez, A., Gonzáles, M.N., Rodríguez, F., Alfayate, J, (2005). "Contaminación Ambiental. Una visión desde la química". Tercera edición, Thompson editoriales Spain Paraninfo, S.A.

Ouano E. (1981) "Principles of wastewater treatment`. Vol. l. Biological processes. Chapter V Laggons. National Science, pp. 148-200 . Estados Unidos de América.

Oswald, W. J., Gotaas, H. B., Golueke, C. G., y Kellen, W. R. (1957). Algae in waste treatment sewageand industrial wastes. Wastes, 29(4), 437-457.

Otarawanna, S., y Dechaumphai, P. (2005).Adaptive finite element method for analysis of pollutant dispersion in shallow water.Applied Mathematics and Mechanics, 26(12), 1574-1584.

OTT, W.R. Environmental indices, theory and practice. A.A Science. Ann Arbor. Michigan. 1978

Panepinto, D., y Genon, G. (2010).Modeling of Po River Water Quality in Torino (Italy).Waterresourcesmanagement, 24(12), 2937-2958.

Park, S. S., y Lee, Y. S. (2002).A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea.Ecological Modelling, 152(1), 65-75.

Pearson, H. W., Mara, D. D., y Mills, S. W. (1988). Rationalizing waste stabilization pond design: biological factor. In T. Panswad, C. Polprasert and K. Yamamoto (Eds.), Water Pollution Control in Asia (pp. 691−697). Oxford: Pergamon Press.

Patterson, R.G., Jain, R.C. y Robinson, S. (1984). Odor Controls for Sewage Treatment Facilities. Presentado en la 77 reunión anual de la Asociación de Control de la Polución del Aire, San Francisco California.

Pedahzur, R., A. M. Nasser, I. Dor, B. Fattal, and H. I. Shuval (1993), The effect of baffle installation on the performance of a single-cell stabilization pond, Water Science and Technology, vol. 27, 7-8, 45 – 52

Peña, M., & Mara, D. (2004). Waste stabilisation ponds. Thematic overview papers. IRC International Water and Sanitation Centre. [en línea] Obtenido el 03 de Mayo 2014 desde: http://www.irc.nl/content/download/13614/186208/file/TOP13_WSP.pdf

Piller, O., y Tavard, L. (2014).Modeling the transport of physicochemical parameters for water network security.Procedia Engineering, 70, 1344-1352.

Pimpunchat, B., Sweatman, W. L., Wake, G. C., Triampo, W., &Parshotam, A. (2009).A mathematical model for pollution in a river and its remediation by aeration.Applied Mathematics Letters, 22(3), 304-308.

Polprasert, C., Dissanayake, M. G., y Thanh, N. C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 55(3), 285-296.

Polpraset, Ch., & Bhattarai, K. (1985). Dispersion model for waste stabilization ponds. Journal of Environmenal Engineering, 111(1), 45-59.

Puigagut, J., Villaseñor, J., Salas, J. J., Bécares, E., y García, J. (2007). Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. Ecological Engineering; 30, 4 pp. 312-319.

Retrepes Inés, Pardo Sánchez. (2006). Avances en investigación y desarrollo en agua y saneamiento para el cumplimiento de la meta del milenio. Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental. Volumen 3. No. 9. Colombia.

Rivas Hernández, A., (2013). Determinación de constantes cinéticas para el diseño y optimización de un sistema combinado humedal-laguna de maduración bajo una condición climática en México. Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias e Ingeniería en la línea ambiental, UAM Unidad Azcapotzalco.

Rolim, M. S. (2000). Sistemas de lagunas de estabilización. Cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío (pp. 199-323). Bogotá: OPS y OMS, McGraw-Hill.

Romero Rojas Jairo. (2002). "Calidad del Agua". Primera edición. Editorial; Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia.

Rosas de Alva., S. G. (2007). Desarrollo de la ingeniería básica para el diseño de un sistema de tratamiento al agua que recibe la presa José Antonio Alzate [Tesis de Doctorado]. Instituto Tecnológico de Toluca, Universidad Autónoma Metropolitana; México.

Seaonez C. (1999). "Aguas residuales urbanas, tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento", Editorial: Ediciones Mundi-Prensa, Tomo II, 157 pp.

Senzia, M. A., Mayo, A. W., Mbwette, T. S. A., Katima, J. H. Y., & Jorgensen, S. E. (2002). Modelling Nitrogen Transformation and Removal in Primary Facultative Ponds. Ecological Modelling, 154(3), 207-215.

Sher K., Bruce W. M., Mudasser M. K., Muhammad S. and Asaad S. (2016) Effect of baffles on the hydraulic performance of sediment retention ponds Water Sci. Technol., **75(5)** http://wst.iwaponline.com/content/early/2016/11/11/wst.2016.475.article-info

Shilton, A. N., & Mara, D. D. (2005). CFD (Computational Fluid Dynamics) Modeling of Baffles for Optimizing Tropical Waste Stabilization Ponds System. Water Sci. Technol., 51(12), 103-106

Shilton, A. (2006). Pond treatment technology. London, UK: IWA Publishing.

Siebel, M. (1990). Environmental Process Techonology. Lecture Notes on EPT. Delft, The Netherlands: International Institute for Infrastructural Hydraulic and Environmental Engineering.

Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution; 100 (1-3), 179-196.

Song, T., & Kim, K. (2009). Development of a water quality loading index based on water quality modeling. Journal of environmental management, 90(3), 1534-1543.

Stott, R., May, E. & Mara, D. (2003). Parasite removal by natural wastewater treatment systems performance of waste stabilisation ponds and constructed wetlands. Water Science and Technology, 48(2),97-104.

Tabla H., J. (2010). Cinética de degradación de materia orgánica y material nitrogenado mediante la DQO, NH_4^+, NO_2^- y NO_3^- en una laguna de maduración experimental [Proyecto Terminal de Licenciatura]. Universidad Autónoma Metropolitana; México.

Tanner, C. y Sukias, J. (2003). Linking pond and wetland treatment performance of domestic and farm systems in New Zealand. Water Science & Technology, 48(2), 331-339.

Thirumurthi D. (1991) "Biodegradation in waste stabilization ponds (facultative lagoons)" Martin, A. M. C Biological Degradation of Wastes. Elsevier applied science, pp. 23 1 -246. Gran Bretaña.

Travieso, L., Benitez, F., Sanchez, E., Borja, R., Martin, A., & Colmenarejo, M. F. (2006). Batch mixed culture of Chlorella vulgaris using settled and diluted piggery waste. Ecological Engineering, 28(2), 158-165.

Valderrama, L. T., Del Campo, C. M., Rodríguez, C. M., de-Bashan, L. E., & Bashan, Y. (2002). Treatment of recalcitrant wastewater from ethanol and citric acid production using the microalga Chlorella vulgaris and the macrophyte Lemna minuscula.Water Research, 36, 4185–4192.

Vallejo O. (2000), "Propuesta de indicadores ambientales sectoriales para el tratamiento de moa", Revista Minería y Geología Vol. XVII, Nos. 3-4, 2pp.

Weatherell, C. A., Elliot, J., Fallowfield, H. J., y Curtis, T. P. (2003). Variable photosynthetic characteristics in waste stabilisation ponds. Water Science and Technology, 48(2), 219-226.

Von Sperling, M. (2009). Lagoas de Estabilização - Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.3. 2ª Edição ampliada. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais (DESA/UFMG), Belo Horizonte. 196 p.

Yánez, F. (1993). Lagunas de estabilización, teoría, diseño, evaluación y mantenimiento. Ecuador: Empresa Pública de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado de Cuenca.

Yasin, H. Q., & Clemente, R. S. (2014).Application of SWAT Model for Hydrologic and Water Quality Modeling in Thachin River Basin, Thailand.Arabian Journal for Science and Engineering, 39(3), 1671-1684.

Zanotelli, C., Peres, A., Perdomo, C., y Ribeiro, R. (2002). Identificação de algas e clorofila a em lagoas facultativas no tratamento de dejetos suínos. (In Desafios Ambientais da Globalização. Vitória: AIDIS, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental; Associazione Nazionale di Engegneria Sanitária). VI Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1-5 set., 8 pp.

Zeng, G. M., Yuan, X. Z., Yin, Y. Y., y Yang, C. P. (2001).A two-dimensional water-quality model for a winding and topographically complicated river.Journal of environmental management, 61(1), 113-121.

Zhang, M. L., Shen, Y. M., &Guo, Y. (2008). Development and application of a eutrophication water quality model for river networks. Journal of Hydrodynamics, Ser. B, 20(6), 719-726.

Zhou, N., Westrich, B., Jiang, S., y Wang, Y. (2011). A coupling simulation based on a hydrodynamics and water quality model of the Pearl River Delta, China. Journal of hydrology, 396(3), 267-276.



APÉNDICES

En este apartado se muestran los datos necesarios para la obtención de los resultados presentados en el capítulo 6.

A. Cálculo de la curva peraltada en el sistema lagunar de la UAM-A

A.1. Cálculo de la curva vertical en el sistema lagunar de la UAM-A

Cálculo de los elementos geométricos de la curva

a) Ángulo de deflexión

El ángulo de deflexión de la curva está dado por la diferencia de los rumbos de los alineamientos, para el caso de la laguna, será de 180° 0´.

$\Delta = 180° 0' 0"$

Conociendo el radio y el ángulo de deflexión se pueden calcular los demás elementos geométricos:

b) Grado de curvatura

$$Gc = 2 * \text{sen}^{-1} * \left(\frac{c}{2R}\right)$$

Donde:

Gc= Grado de la curvatura
c=cuerda de la curva
R= radio de la curvatura

$$Gc = 2 \arcsin \frac{0.20m}{2(2.67)} = 4°17'34"$$

c) Longitud de la curva:

$$Lc = \frac{c * \Delta}{Gc}$$

Donde:

Lc= Longitud de la curvatura
c=cuerda de la curva
ʌ= ángulo

$$Lc = \frac{0.20m(180°0'0")}{4°17'34"} = 0.38 \text{ m}$$

d) Deflexión por cuerda:

$$\delta c = \frac{Gc}{2}$$

Donde:

δc= ángulo de deflexión de la curvatura
Gc= grado de la curvatura

$$\delta c = \frac{4°17'34"}{2} = 2°8'47"$$

e) Deflexión por metro:

$$\delta m = \frac{Gc}{2c}$$

Donde:
δm= ángulo de deflexión por metro
c= cuerda de la curva

$$\delta m = \frac{4°17'34"}{2(0.20m)} = 10°43'55"$$

f) Deflexiones de la curva

Para calcular las deflexiones de la curva partimos de las abscisas calculadas para el PC (inicio de curva) y el PT (final de curva) y dos ángulos que ya están definidos: la deflexión por cuerda y la deflexión por metro.

- Deflexión para la abscisa k2 = 0 * 10°43'55" = 0

A partir de la abscisa k2 siguen abscisas cerradas cada 0.20 m (de acuerdo a la longitud de la cuerda unidad), hasta llegar al PC, y la deflexión para cada una de las abscisas siguientes corresponde a la suma de la anterior con la deflexión por cuerda:

- Deflexión para la k2+0.20 = 2º08'47" + 2°08'47" = 4º17'34"
- Deflexión para la k2+ 0.40 = 4º17'34" + 2°08'47" = 6°26'21"
- Deflexión para la k2+0.60 = 6°26'21" + 2°08'47" = 8°35'08"
- Deflexión para la k2+0.80 = 08°35'08" + 2°08'47" = 10°43'55"

Y así sucesivamente hasta encontrar la deflexión de PT.

- Deflexión para PT 8.38 m *10°43'55" = 89° 59' 58". La cual debe corresponder con la mitad del ángulo de deflexión de la curva.

Con esta información se construye la cartera de deflexiones que va a ser la que permita materializar la curva en el terreno (Tabla A.1). Y posteriormente podemos trazar la curva, como se muestra en el croquis.

Tabla A.1. Cartera de deflexiones para el trazo de la curva

ESTACIÓN	ABSCISA	DEFLEXIÓN
PC	K2 + 0	0º 00' 00"
	K2 + 0.20	4º 17' 34"
	K2 + 0.40	6° 26' 21"
	K2 + 0.60	8° 35' 08"
	K2 + 0.80	10° 43' 55"
PT	K2 + 8.38	89º 59' 58"

A.2. Cálculo de la curva peraltada en el sistema lagunar de la UAM-A

En la Figura A.1 se observa un croquis de la curva diseñada en cada cambio de canal y donde se representa el radio de la curva (R). Se presenta también el análisis de la curva pero en un solo punto en el que se reúnen todas las fuerzas que actúan, principalmente la velocidad al ser un vector que actúa perpendicular a la trayectoria de la curva y que se encuentra cambiando a cada momento que avanza.

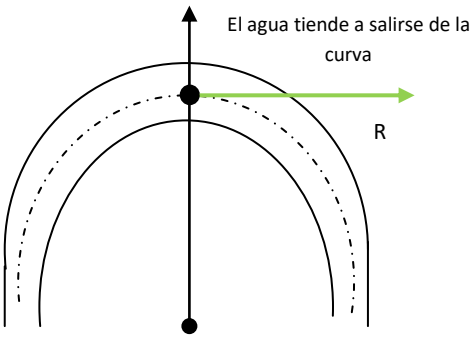


Figura A.1. Representación de la curva peraltada

Teniendo la visión general del problema físico, un flujo que recorre una curva que tiene un peralte, se cuenta con los datos de la velocidad, coeficiente de rozamiento y radio de la curva. Posteriormente en la Figura A.2 se hace la representación de todas las fuerzas que se aplican sobre el peralte. En primer lugar la fuerza del Peso del fluido (P), que actúa siempre en dirección vertical, causada por la fuerza de gravedad, en segundo lugar la fuerza de rozamiento o coeficiente de rozamiento μ , que impide que el fluido se desplace, que tiene que ver con el material. En tercer lugar la fuerza normal (N) que actúa siempre perpendicular a la superficie y se ejerce en sentido contrario a la zona de contacto, en cuarto lugar la fuerza del fluido que por inercia tiende a salirse de la curva, es decir genera un vector paralelo a la superficie del peralte. Esta última es la dirección que la fuerza de rozamiento Fr seguirá. Es importante mencionar que este cálculo está basado en un movimiento circular uniforme. La cual tiene una aceleración centrifuga, que recorre un círculo perfecto y que es observada a través de los ejes xy.

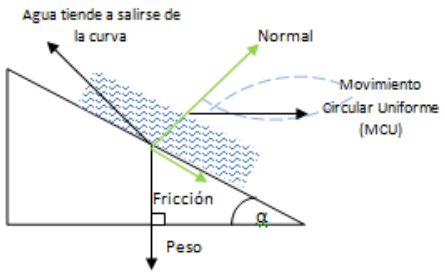
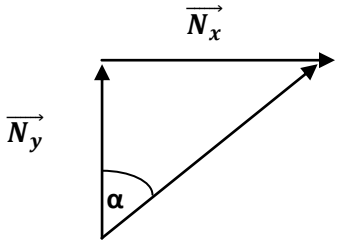


Figura A.2. Representación de las fuerzas actuantes en el peralte

A continuación, en la Figura A.3 se ilustra la componente de la fuerza de la Normal en ambas direcciones, en función del ángulo α.

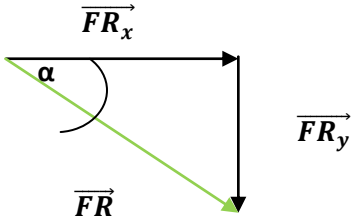


$$\overrightarrow{N_x} = N * sen\,(\propto)$$

$$\overrightarrow{N_y} = N * cos\,(\propto)$$

Figura A.3. Componente de la fuerza normal

A continuación, en la Figura A.4 se ilustra la componente de de la fuerza de Rozamiento en ambas direcciones, en función del ángulo α.



$$\overrightarrow{FR_x} = FR * cos\,(\propto)$$

$$\overrightarrow{FR_y} = FR * sen(\propto)$$

Figura A.4. Componente de la fuerza de rozamiento

Se procede a hacer la suma de fuerzas en el eje x, como son la componente de la Normal en x, la componente de la Fuerza de Rozamiento en x, posteriormente igualándolas con la fuerza centrifuga, manteniendo el movimiento circular uniforme planteado en un inicio que iguale la ecuación.

$$N_X + FR_X = F_C = m * \frac{v^2}{R}$$

Se procede a hacer la suma de fuerzas en el eje y, donde actúan la gravedad y la componente de la Normal en "y", la componente de la Fuerza de Rozamiento, dado que el flujo no sufre variación en la altura de recorrido, se iguala a cero.

$$Ny - FRy - P = 0$$

$$N * sen\,(\alpha) + FR * cos(\alpha) = m\frac{v^2}{R}$$
$$N * cos\,(\alpha) - FR * sen(\alpha) = mg$$

Para el eje x:

$$\frac{N * sen(\propto) + Mc * N * cos(\alpha) = m\cancel{*\frac{v^2}{g}}}{N * cos(\propto) + McN * sen\,(\propto) = \cancel{mg}}$$

Reduciendo términos:

$$\frac{N * sen(\propto) + Mc * N * cos(\propto) = \frac{v^2}{g}}{N * cos(\propto) - Mc * N * sen\,(\propto) = g}$$

$$\frac{N * sen(\propto) + 0.45\, N * cos(\propto)}{N * cos(\propto) + 0.45 * N * sen\,(\propto)} = N * sen(\propto) + Mc * Ncos(\propto) = \left(\frac{\frac{v^2}{g}}{g}\right) * N * cos(\propto)$$

$$N * sen(\propto) + 0.45 * Ncos(\propto) = 1.2\ x\ 10^{-6} * Ncos(\propto) - 5.5x10^{-7} * Nsen(\propto)$$

Despejando se tiene:

$$\cancel{N} * sen(\propto) = +0.45\cancel{N} * cos(\propto)$$

$$sen(\propto) = +0.45\ cos(\propto)$$

Se tiene entonces:

$$\frac{sen\,(\propto)}{cos(\propto)} = \frac{0.45}{1}$$

$$\tan\,(\propto) = 0.45$$
$$\tan^{-1} + 0.45 = 24°\ 10¨$$

Finalmente el ángulo α =24°, es el mínimo a utilizar para el peralte. Para el sistema lagunar, los peraltes pueden ser grandes, pero sin pasar el 50 % del tirante de la laguna, porque también afectaría el funcionamiento hidráulico, un peralte tan grande significaría una contención que podría afectar la tendencia a flujo pistón que se desea tener. En el presente proyecto, se utilizó un peralte de 0.25 m para una laguna con tirante de 0.60 m.

B. Procedimiento para el cálculo hidrodinámico a través del software Iber.

B.1. CÁLCULO

Ejecución de un cálculo

Para lanzar un cálculo, en primer lugar se deben fijar los parámetros de cálculo, o datos del problema, mediante las distintas pestañas del menú "Datos > Datos del problema". En el siguiente sub apartado se explican las distintas opciones de dicho menú. El cálculo se lanza con el menú Calcular. A través de dicho menú es posible lanzar directamente el cálculo ("Calcular > Calcular") o acceder a la ventana de cálculo ("Calcular > Ventana de cálculo"). Esta segunda opción permite tener un mejor control del proceso de cálculo, o acceder al archivo que muestra el estado del proceso (Botón Ver salida), mientras el cálculo se está ejecutando.

La ventana de información del proceso también se abre, durante el proceso o cuando éste ha finalizado, con el menú "Calcular > Ver información del proceso". Es conveniente consultar dicha información para detectar posibles avisos de errores.

Parámetros del cálculo

Se accede a través del menú "Datos > Datos del problema".

Parámetros de tiempo

Simulación: Con el botón Nueva/Continuar se puede escoger entre lanzar una simulación nueva o continuar una que ya se ha ejecutado hasta un cierto instante.
Incremento de tiempo máximo: Iber ajusta automáticamente el incremento de cálculo para satisfacer la condición de Courant. Adicionalmente es posible fijar un incremento de tiempo de cálculo máximo.

Instante inicial: Valor del instante de tiempo de inicio del cálculo.
Tiempo máximo de simulación: Valor del instante de tiempo final del cálculo.
Intervalo de resultados: Fija el incremento de tiempo entre instantes de escritura de resultados.

Parámetros de cálculo (Pestaña General)

Con esta pestaña se fijan algunos parámetros de cálculo y del esquema numérico.

Número de procesadores: Iber puede lanzar un cálculo paralelo con el número de procesadores que se desee. Si se indica un número de procesadores mayor al existente Iber utilizará el máximo de procesadores posibles.

Función limitadora de flujo: Permite escoger entre un esquema numérico de primer orden, o uno de segundo orden con diferentes limitadores de flujo: Minmod, Superbee o Van Leer.

CFL: Valor del número de Courant-Friedrichs-Levy para conseguir un esquema numérico estable.

Límite seco-mojado: Umbral para considerar que un elemento está seco y no se realice ningún cálculo hidrodinámico en él.

Límite almacenamiento elementos secos: Cuando en un instante de tiempo un elemento tiene un calado negativo, Iber por defecto lo considera seco, y guarda en memoria el valor de dicho calado negativo. Para volver a estar mojado, el elemento debe llenar antes este "calado negativo". Es posible fijar el valor de este "caldo negativo" o incluso limitarlo a cero, con ello se ganará algo de precisión en el proceso de mojado y secado, pero se reducirá el incremento de tiempo de cálculo y aumentará, por lo tanto, el tiempo de cálculo total.

Fricción en las paredes: Permite decidir si se considera, o no, la rugosidad en las paredes verticales del contorno, así como el valor de dicha rugosidad.

Selección de resultados

Iber sólo creara archivos de resultados para los resultados seleccionados.
NOTA 1: Los resultados no seleccionados no se podrán obtener si no se ejecuta de nuevo el cálculo.

Elección del modelo de turbulencia

Permite elegir algún modelo de turbulencia, o ninguno, y los parámetros generales del mismo. Los detalles de los modelos de turbulencia se presentan en el Manual de Referencia.

Selección de un modelo de transporte de sedimentos

La pestaña Sedimentos permite activar o desactivar los módulos de cálculo de transporte de sedimentos por arrastre de fondo y en suspensión, así como fijar los parámetros de los mismos. Los detalles de los modelos se presentan en el Manual de Referencia. Tanto para transporte en suspensión, como para transporte de fondo, es posible activar o desactivar el modelo de avalancha. Es posible fijar un instante de inicio de cálculo del transporte de sedimentos distinto al del cálculo hidrodinámico. De esta manera se puede, por ejemplo, obviar los procesos de erosión y sedimentación hasta que las condiciones de velocidad y calado se estabilicen.

Vía de Intenso desagüe

Con esta pestaña se puede activar el cálculo para la estimación de la vía de intenso desagüe. Por ello es necesario haber definido previamente el eje de la misma, o el polígono que la limita, con el menú "Iber_Herramientas > Via de intenso desagüe"
Si se escoge la opción de definir el eje y una distancia D, la zona que puede ocupar el agua queda limitada a una zona definida por los elementos que están a una distancia igual o menor a D de los puntos que definen el eje. Si se escoge la opción de polígono, la zona que puede ocupar el agua queda limitada por el polígono.

B.2. POST-PROCESO

Una vez finalizado el cálculo, o durante el mismo, se puede acceder al post-proceso para visualizar y analizar los resultados. El cambio entre las interfaces de pre-proceso y post-proceso se realiza mediante el menú "Archivo > postproceso" y "Archivo > preproceso", o mediante los botones correspondientes de la barra de herramientas.

Visualización de resultados

Iber dispone de multitud de opciones para visualizar y analizar los resultados, personalizar los colores, las leyendas, mostrar etiquetas de valores, etc. Una opción para visualizar resultados es mediante el menú "Ventana > ver resultados". La ventana que se abre permite acceder a los distintos grupos de resultados (o Análisis) que se pueden visualizar en cada instante de tiempo, como áreas coloreadas, áreas coloreadas suavizadas, o vectores.

Dentro del mismo menú, con "Ventana > animar" se pueden realizar animaciones de los resultados.
NOTA 1: Para visualizar los resultados únicamente de la zona mojada es útil limitar la escala de colores al valor del umbral de secado/mojado (por defecto 0.01m). Esto se puede hacer con el menú "Opciones >Áreas coloreadas > Opciones mínimo > Fijar valor", o bien con el botón fijar valor mínimo de la barra de herramientas de geometría y visualización.
NOTA 2: Si se utiliza una imagen de fondo (Iber puede cargar jpgs o tiffs georeferenciados), al hacer una captura de pantalla, guardar una imagen, o guardar un vídeo es posible que la imagen de fondo no aparezca. Para que aparezca se debe usar el menú Archivo / Opciones de página y desactivar las opciones "Fondo blanco en imágenes" y "Fondo blanco en animaciones".

Creación de gráficos

Con los distintos botones de creación de gráficos de la barra de visualización de resultados (botones evolución de punto, gráfico de línea, gráfico punto y gráfico de borde) es posible crear gráficos de utilidad para el análisis de resultados. Los gráficos creados de pueden gestionar con la ventana de gráficos ("Ventana > ver gráficos") y se pueden exportar para abrirlos, por ejemplo, en Excel con "Archivo > Exportar > Gráfico".

Exportar resultados en formato raster

Iber permite exportar la mayoría de resultados en formato ASCII grid de Arc Info a través del menú "Iber_Herramientas > Resultados en Grid". Sólo se debe seleccionar un resultado, introducir el valor de un instante de tiempo y un tamaño de celda.
Iber creará una carpeta dentro de la carpeta del proyecto actual (carpeta Grids of results), y dentro de la misma los archivos en formato ASCII de los resultados seleccionados en el instante de tiempo más próximo al solicitado.

Caudal a través de una línea

En la versión actual de Iber, para obtener el caudal a través de una línea, se debe crear un archivo de texto, dentro de la carpeta del proyecto actual, de nombre lines.dat y la siguiente estructura:

1ª línea: número de líneas de control de caudal

A continuación tantos grupos de 2 líneas como líneas especificadas en la línea anterior. Cada grupo consta de:
1ª línea del grupo: número de vértices de la línea
2ª línea del grupo: listado de los vértices (deben ser consecutivos)

Si existe el archivo lines.dat, al ejecutar el cálculo se crea un archivo de texto Qlines.rep en el cual cada fila es un instante de tiempo, la primera columna es el valor del instante, y las siguientes son el caudal a través de cada una de las líneas.

NOTA: El caudal es positivo cuando el flujo atraviesa la línea dejando los vértices especificados en primer lugar a la derecha, y los últimos a la izquierda.

C. Tablas generales con su respectivo porcentaje de desviación estándar para cada uno de los parámetros obtenidos en cada etapa de muestreo.

Tabla C.1. Valores de temperatura en el año 2016

Sitio de muestreo	Temperatura °C	
	Primavera	Invierno
L0	17.81 ± 0.49	19.8 ± 0.13
L1	18.22 ± 0.58	20.1 ± 1.31
L2	18.40 ± 1.44	20.4 ± 1.16
L3	18.81 ± 0.74	20.6 ± 0.84
L4	19.43 ± 1.19	20.9 ± 0.93
L5	19.61 ± 0.86	21.3 ± 1.23
L6	19.90 ± 1.07	21.8 ± 0.68
L7	20.25 ± 0.45	22 ± 1.20
L8	20.51 ± 0.65	22.6 ± 0.35
L9	21.32 ± 1.87	22.9 ± 0.96
L10	21.78 ± 1.52	23.2 ± 0.47
L11	22.34 ± 1.09	23.6 ± 0.96
L12	22.50 ± 1.01	24.7 ± 1.03
L13	22.73 ± 0.47	25.6 ± 0.92
L14	22.32 ± 0.42	25.2 ± 0.09
L15	21.70 ± 0.21	25.4 ± 0.78
L16	21.51 ± 0.04	24.7 ± 0.80
L17	20.66 ± 0.18	23.8 ± 0.99
L18	20.39 ± 0.20	23.2 ± 1.36
L19	19.68 ± 0.22	22.2 ± 1.49
L20	19.20 ± 0.31	22.7 ± 0.60
L21	18.39 ± 0.78	20.3 ± 0.99

Tabla C.2. Valores de conductividad en el año 2016

Sitio de muestreo	Conductividad (µs/cm)	
	Primavera	Invierno
L0	319.60 ± 3.01	317.29 ± 1.87
L1	319.12 ± 1.32	316.83 ± 2.31
L2	318.90 ± 1.68	315.20 ± 1.91
L3	319.43 ± 2.87	316.86 ± 0.89
L4	317.12 ± 1.76	314.20 ± 0.60
L5	315.50 ± 1.03	314.12 ± 0.24
L6	317.25 ± 3.41	315.87 ± 0.23
L7	316.96 ± 2.34	315.25 ± 0.86
L8	317.54 ± 3.14	315.28 ± 1.03
L9	317.99 ± 3.29	315.37 ± 0.80
L10	317.84 ± 2.72	314.37 ± 1.68
L11	316.56 ± 1.76	314.18 ± 2.80
L12	317.87 ± 2.32	314.56 ± 2.86
L13	316.93 ± 2.71	313.78 ± 2.20
L14	317.52 ± 3.57	313.32 ± 0.88
L15	318.90 ± 4.03	313.98 ± 0.77
L16	317.51 ± 0.07	312.86 ± 0.57
L17	314.90 ± 2.35	312.27 ± 0.39
L18	317.52 ± 2.17	312.87 ± 0.36
L19	316.33 ± 1.45	312.30 ± 0.30
L20	314.80 ± 1.47	312.08 ± 0.52
L21	311.81 ± 1.52	310.72 ± 1.13

Tabla C.3. Valores de pH en el periodo del año 2016

Sitio de muestreo	pH	
	Primavera	Invierno
L0	7.89 ± 0.52	7.87 ± 0.98
L1	7.87 ± 0.70	7.83 ± 1.01
L2	7.83 ± 0.87	7.82 ± 1.19
L3	7.86 ± 0.83	7.8 ± 1.19
L4	7.84 ± 1.49	7.72 ± 0.81
L5	7.84 ± 1.38	7.72 ± 0.91
L6	7.85 ± 0.90	7.69 ± 0.43
L7	7.81 ± 0.97	7.66 ± 0.59
L8	7.78 ± 0.57	7.68 ± 0.88
L9	7.75 ± 0.76	7.67 ± 1.25
L10	7.73 ± 0.92	7.69 ± 0.73
L11	7.73 ± 0.84	7.65 ± 0.66
L12	7.73 ± 0.84	7.67 ± 0.59
L13	7.69 ± 0.28	7.64 ± 0.77
L14	7.65 ± 0.58	7.62 ± 0.76
L15	7.66 ± 1.43	7.66 ± 1.04
L16	7.63 ± 1.58	7.68 ± 0.64
L17	7.66 ± 1.41	7.65 ± 0.43
L18	7.65 ± 1.06	7.67 ± 0.66
L19	7.61 ± 0.97	7.69 ± 0.63
L20	7.63 ± 0.61	7.71 ± 0.49
L21	7.58 ± 0.85	7.65 ± 0.15

Tabla C.4. Valores de ORP en el año 2016

Sitio de muestreo	ORP (mV)	
	Primavera	Invierno
L0	-22.63 ± 0.05	-16.12 ± 0.10
L1	-18.21 ± 0.04	-15.11 ± 0.07
L2	-17.13 ± 0.13	-12.26 ± 0.04
L3	-18.33 ± 0.05	-15.11 ± 0.06
L4	-16.14 ± 0.18	-16.18 ± 0.12
L5	-15.2 ± 0.10	-16.02 ± 0.14
L6	-17.01 ± 0.08	-17.69 ± 0.04
L7	-15.49 ± 0.08	-16.34 ± 0.07
L8	-11.44 ± 0.09	-15.48 ± 0.04
L9	-13.62 ± 0.09	-16.18 ± 0.06
L10	-9.33 ± 0.09	-11.11 ± 0.05
L11	1.84 ± 0.06	-1.05 ± 0.10
L12	1.20 ± 0.03	-1.18 ± 0.11
L13	3.21 ± 0.03	2.31 ± 0.03
L14	3.17 ± 0.01	2.11 ± 0.03
L15	2.62 ± 0.02	1.82 ± 0.02
L16	3.42 ± 0.02	3.04 ± 0.03
L17	3.72 ± 0.02	3.18 ± 0.02
L18	3.15 ± 0.06	2.38 ± 0.05
L19	4.27 ± 0.12	3.49 ± 0.07
L20	4.41 ± 0.14	3.61 ± 0.08
L21	4.71 ± 0.14	4.07 ± 0.07

Tabla C.5. Valores de oxígeno disuelto en el año 2016

Sitio de muestreo	OD(mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	3.04 ± 0.15	3 ± 0.15
L1	3.91 ± 0.11	3.86 ± 0.02
L2	4.26 ± 0.19	4.12 ± 0.19
L3	4.12 ± 0.17	4.04 ± 0.12
L4	4.96 ± 0.11	4.13 ± 0.06
L5	5.42 ± 0.12	5.24 ± 0.07
L6	5.23 ± 0.10	5.12 ± 0.18
L7	5.75 ± 0.03	5.27 ± 0.07
L8	5.97 ± 0.14	5.56 ± 0.07
L9	5.52 ± 0.18	5.38 ± 0.19
L10	5.88 ± 0.17	5.88 ± 0.21
L11	6.18 ± 0.16	6.14 ± 0.18
L12	6.07 ± 0.23	6.05 ± 0.15
L13	6.44 ± 0.23	6.18 ± 0.09
L14	6.82 ± 0.13	6.38 ± 0.17
L15	6.41 ± 0.12	6.29 ± 0.18
L16	7.17 ± 0.11	6.58 ± 0.15
L17	7.89 ± 0.08	7.12 ± 0.03
L18	7.59 ± 0.09	7.08 ± 0.11
L19	7.77 ± 0.09	7.42 ± 0.12
L20	8.42 ± 0.08	8.11 ± 0.12
L21	9.14 ± 0.06	8.87 ± 0.09

Tabla C.6. Valores de DBO_5 en el año 2016

Sitio de muestreo	DBO (mg/L)	
	Primavera 1	Invierno
L0	68.12 ± 1.52	92.58 ± 1.04
L1	60.96 ± 0.40	82.16 ± 0.38
L2	58.74 ± 0.48	79.36 ± 1.46
L3	61.71 ± 0.99	84.46 ± 0.54
L4	57.17 ± 0.48	78.59 ± 1.23
L5	52.02 ± 0.92	71.44 ± 0.60
L6	54.15 ± 1.22	73.03 ± 1.00
L7	51.12 ± 1.37	68.46 ± 1.53
L8	46.42 ± 0.74	62.11 ± 1.14
L9	50.17 ± 1.41	65.85 ± 1.44
L10	44.75 ± 0.89	62.53 ± 1.60
L11	41.86 ± 1.12	56.21 ± 1.41
L12	42.86 ± 1.27	61.01 ± 1.40
L13	40.09 ± 1.17	57.21 ± 0.87
L14	34.28 ± 1.24	51.65 ± 0.78
L15	36.29 ± 1.60	52.15 ± 0.95
L16	32.69 ± 1.67	49.61 ± 1.05
L17	28.98 ± 1.22	43.96 ± 1.42
L18	37.27 ± 0.73	45.17 ± 1.39
L19	33.21 ± 0.99	42.56 ± 1.31
L20	30.89 ± 0.85	38.40 ± 0.71
L21	28.26 ± 1.40	34.89 ± 0.98

Tabla C.7. Valores de DQO en el año 2016

Sitio de muestreo	DQO (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	111.52 ± 2.31	150.45 ± 1.54
L1	100.33 ± 2.86	140.96 ± 1.84
L2	97.56 ± 1.23	138.28 ± 1.33
L3	100.34 ± 1.31	142.73 ± 2.25
L4	97.71 ± 0.81	138.66 ± 2.52
L5	86.63 ± 1.98	130.12 ± 2.18
L6	99.66 ± 1.74	133.61 ± 2.32
L7	96.77 ± 1.73	129.03 ± 2.73
L8	86.43 ± 1.91	119.73 ± 2.10
L9	94.74 ± 1.63	123.51 ± 1.56
L10	88.87 ± 1.18	120.43 ± 0.99
L11	82.33 ± 1.42	112.52 ± 1.65
L12	81.17 ± 1.12	119.19 ± 1.31
L13	77.89 ± 1.06	115.83 ± 1.13
L14	70.47 ± 0.98	108.45 ± 0.72
L15	69.29 ± 1.00	109.99 ± 0.57
L16	61.73 ± 0.13	107.24 ± 0.52
L17	60.08 ± 0.78	100.11 ± 0.68
L18	62.11 ± 0.73	82.12 ± 0.71
L19	57.76 ± 0.78	80.02 ± 0.97
L20	52.97 ± 0.91	76.77 ± 0.68
L21	49.88 ± 2.57	70.96 ± 1.06

Tabla C.8. Valores de ST en el año 2016

Sitio de muestreo	ST (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	164.24 ± 0.35	171.98 ± 0.54
L1	141.66 ± 0.23	153.69 ± 0.10
L2	130.40 ± 0.49	140.40 ± 0.32
L3	138.64 ± 1.06	151.19 ± 1.08
L4	124.66 ± 1.22	139.98 ± 1.67
L5	107.49 ± 1.03	118.36 ± 1.86
L6	102.58 ± 1.99	122.93 ± 0.99
L7	93.77 ± 1.29	114.99 ± 2.04
L8	80.08 ± 0.43	96.84 ± 0.35
L9	118.10 ± 1.18	139.55 ± 0.60
L10	112.17 ± 1.07	125.30 ± 1.18
L11	90.15 ± 0.35	110.15 ± 0.71
L12	98.61 ± 0.58	108.31 ± 1.93
L13	86.94 ± 0.28	94.18 ± 1.90
L14	76.14 ± 0.28	83.65 ± 2.03
L15	77.09 ± 0.61	87.77 ± 2.41
L16	69.87 ± 0.35	78.17 ± 2.05
L17	59.75 ± 0.95	67.91 ± 1.57
L18	61.56 ± 1.08	71.63 ± 0.34
L19	49.95 ± 1.13	58.11 ± 1.23
L20	44.89 ± 0.57	54.26 ± 1.19
L21	39.88 ± 0.50	49.63 ± 1.85

Tabla C.9. Valores de Fosfatos en el año 2016

Sitio de muestreo	Fosfatos (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	34.51 ± 1.66	37.77 ± 1.28
L1	34.25 ± 0.53	36.99 ± 0.56
L2	33.21 ± 0.95	36.12 ± 1.68
L3	34.36 ± 0.82	36.01 ± 1.07
L4	33.49 ± 0.35	35.32 ± 0.51
L5	32.17 ± 1.23	34.08 ± 0.34
L6	32.94 ± 1.72	35.68 ± 0.40
L7	32.298 ± 0.56	34.88 ± 1.26
L8	31.23 ± 1.24	33.69 ± 0.39
L9	32.27 ± 1.45	34.11 ± 1.28
L10	31.71 ± 1.70	33.47 ± 1.19
L11	30.62 ± 1.59	32.13 ± 1.28
L12	31.24 ± 1.43	33.08 ± 1.16
L13	30.69 ± 0.57	32.38 ± 1.22
L14	29.61 ± 0.18	31.18 ± 0.94
L15	30.48 ± 0.56	31.50 ± 0.57
L16	29.94 ± 0.56	31.06 ± 0.40
L17	28.85 ± 0.24	29.65 ± 0.40
L18	25.58 ± 0.46	27.00 ± 0.47
L19	25.39 ± 0.45	26.68 ± 0.82
L20	24.38 ± 0.24	25.86 ± 0.86
L21	23.59 ± 0.17	24.82 ± 1.03

Tabla C.10. Valores de nitratos en el año 2016

Sitio de muestreo	Nitratos (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	35.23 ± 0.34	40.38 ± 0.29
L1	31.23 ± 0.35	36.29 ± 0.38
L2	28.71 ± 0.35	32.63 ± 0.41
L3	29.71 ± 0.33	35.87 ± 0.43
L4	27.16 ± 0.10	32.74 ± 0.22
L5	23.11 ± 0.17	28.49 ± 0.24
L6	32.89 ± 0.14	34.02 ± 0.35
L7	29.93 ± 0.25	31.95 ± 0.36
L8	25.31 ± 0.45	26.98 ± 0.36
L9	33.81 ± 0.30	35.98 ± 0.18
L10	29.97 ± 0.24	33.58 ± 0.15
L11	26.09 ± 0.30	28.40 ± 0.15
L12	29.31 ± 0.31	33.14 ± 0.13
L13	26.67 ± 0.27	29.96 ± 0.21
L14	22.59 ± 0.40	25.87 ± 0.30
L15	25.99 ± 0.40	28.75 ± 0.29
L16	23.91 ± 0.33	25.92 ± 0.20
L17	20.14 ± 0.04	22.31 ± 0.06
L18	14.96 ± 0.22	19.11 ± 0.18
L19	12.49 ± 0.17	17.75 ± 0.23
L20	11.38 ± 0.37	15.51 ± 0.22
L21	9.79 ± 0.47	12.84 ± 0.21

Tabla C.11. Valores de magnesio en el año 2016

Sitio de muestreo	Mg (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	10.28 ± 0.02	9.84 ± 0.04
L1	9.22 ± 0.02	9.23 ± 0.03
L2	9.16 ± 0.02	9.21 ± 0.06
L3	8.91 ± 0.06	9.33 ± 0.04
L4	8.70 ± 0.00	8.86 ± 0.06
L5	8.53 ± 0.06	8.62 ± 0.03
L6	8.66 ± 0.02	9.00 ± 0.00
L7	8.58 ± 0.03	8.83 ± 0.02
L8	8.41 ± 0.04	8.52 ± 0.06
L9	8.42 ± 0.01	8.64 ± 0.01
L10	8.32 ± 0.03	8.46 ± 0.02
L11	8.32 ± 0.04	8.40 ± 0.03
L12	8.34 ± 0.04	8.46 ± 0.03
L13	8.27 ± 0.03	7.88 ± 0.02
L14	8.10 ± 0.02	7.20 ± 0.02
L15	8.11 ± 0.02	7.23 ± 0.03
L16	7.90 ± 0.00	7.20 ± 0.04
L17	7.60 ± 0.04	6.75 ± 0.04
L18	7.60 ± 0.04	6.82 ± 0.04
L19	7.30 ± 0.06	6.51 ± 0.01
L20	6.97 ± 0.04	6.49 ± 0.02
L21	6.32 ± 0.05	6.30 ± 0.01

Tabla C.12. Valores de potasio en el año 2016

Sitio de muestreo	K (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	25.86 ± 0.27	23.07 ± 0.62
L1	24.72 ± 0.17	21.51 ± 0.71
L2	23.69 ± 0.33	21.26 ± 0.23
L3	23.85 ± 0.47	21.42 ± 0.42
L4	23.55 ± 0.57	21.20 ± 0.37
L5	23.39 ± 0.55	20.84 ± 0.23
L6	23.46 ± 0.53	21.03 ± 0.49
L7	23.31 ± 0.29	20.77 ± 0.70
L8	22.83 ± 0.28	20.47 ± 0.42
L9	23.11 ± 0.64	20.89 ± 0.15
L10	22.76 ± 0.59	20.44 ± 0.23
L11	22.12 ± 0.07	20.33 ± 0.28
L12	22.24 ± 0.34	20.55 ± 0.26
L13	21.82 ± 0.30	20.31 ± 0.24
L14	21.63 ± 0.09	20.15 ± 0.38
L15	21.85 ± 0.57	20.22 ± 0.42
L16	21.55 ± 0.67	20.10 ± 0.50
L17	21.21 ± 0.62	19.62 ± 0.39
L18	21.36 ± 0.61	20.02 ± 0.41
L19	21.12 ± 0.35	19.74 ± 0.07
L20	20.67 ± 0.27	19.45 ± 0.47
L21	20.42 ± 0.35	19.02 ± 0.49

Tabla C.13. Valores de hierro en el año 2016

Sitio de muestreo	Fe (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	0.16 ± 0.00	0.16 ± 0.00
L1	0.15 ± 0.00	0.15 ± 0.00
L2	0.14 ± 0.00	0.13 ± 0.00
L3	0.14 ± 0.00	0.14 ± 0.00
L4	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00
L5	0.12 ± 0.00	0.12 ± 0.00
L6	0.13 ± 0.00	0.13 ± 0.00
L7	0.12 ± 0.00	0.11 ± 0.00
L8	0.11 ± 0.00	0.10 ± 0.00
L9	0.11 ± 0.00	0.10 ± 0.00
L10	0.10 ± 0.00	0.09 ± 0.00
L11	0.07 ± 0.00	0.06 ± 0.00
L12	0.07 ± 0.00	0.07 ± 0.00
L13	0.07 ± 0.00	0.06 ± 0.00
L14	0.06 ± 0.00	0.06 ± 0.00
L15	0.07 ± 0.00	0.06 ± 0.00
L16	0.06 ± 0.00	0.06 ± 0.00
L17	0.06 ± 0.00	0.05 ± 0.00
L18	0.06 ± 0.00	0.05 ± 0.00
L19	0.05 ± 0.00	0.04 ± 0.00
L20	0.03 ± 0.00	0.02 ± 0.00
L21	0.02 ± 0.00	0.02 ± 0.00

Tabla C.14. Valores de calcio en el año 2016

Sitio de muestreo	Ca (mg/L)	
	Primavera	Invierno
L0	15.34 ± 0.09	14.07 ± 0.25
L1	14.07 ± 0.17	13.33 ± 0.11
L2	13.31 ± 0.25	11.47 ± 0.33
L3	13.71 ± 0.21	11.69 ± 0.25
L4	13.26 ± 0.14	11.46 ± 0.20
L5	11.51 ± 0.24	10.59 ± 0.15
L6	11.80 ± 0.11	10.79 ± 0.12
L7	11.16 ± 0.08	10.44 ± 0.06
L8	10.44 ± 0.20	8.87 ± 0.32
L9	10.85 ± 0.08	8.97 ± 0.29
L10	10.36 ± 0.03	8.73 ± 0.14
L11	9.01 ± 0.06	7.69 ± 0.15
L12	9.25 ± 0.11	7.87 ± 0.21
L13	8.73 ± 0.18	7.46 ± 0.25
L14	6.58 ± 0.24	6.82 ± 0.23
L15	6.76 ± 0.23	7.01 ± 0.18
L16	6.39 ± 0.15	6.60 ± 0.05
L17	5.23 ± 0.09	5.30 ± 0.06
L18	5.23 ± 0.09	5.54 ± 0.21
L19	4.95 ± 0.04	5.21 ± 0.15
L20	4.91 ± 0.04	4.71 ± 0.12
L21	4.84 ± 0.03	4.21 ± 0.18

D. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO.

Tabla D.1. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L0-L2.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	68.12	66.345	1.775	2.61
Primavera	92.58	89.922	2.658	2.87

Tabla D.2. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L3-L5.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	61.72	61.806	0.086	0.14
Primavera	84.47	84.669	0.199	0.24

Tabla D.3. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L6-L8.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	54.15	54.437	0.287	0.53
Primavera	73.04	73.338	0.298	0.41

Tabla D.4. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L9-L11.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	50.17	49.664	0.506	1.01
Primavera	65.85	66.385	0.535	0.81

Tabla D.5. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L12-L14.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	45.61	44.844	0.766	1.68
Primavera	61.02	61.327	0.307	0.50

Tabla D.6. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L15-L17.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	41.69	40.46	1.23	2.95
Primavera	52.15	52.715	0.565	1.08

Tabla D.7. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DBO en la sección L18-L21.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	37.27	36.789	0.481	1.29
Primavera	45.18	45.586	0.406	0.90

E. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO.

Tabla E.1. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L0-L2.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	111.52	108.64	2.88	2.38
Primavera	150.45	148.09	2.36	1.06

Tabla E.2. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L3-L5.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	100.34	101.86	1.52	1.51
Primavera	142.73	143.47	0.74	0.52

Tabla E.3. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L6-L8.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	99.67	101	1.33	1.33
Primavera	133.61	130.96	2.65	1.98

Tabla E.4. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L9-L11.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	94.74	94.81	0.07	0.07
Primavera	123.51	124.32	0.81	0.66

Tabla E.5. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L12-L14.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	81.17	81.901	0.731	0.90
Primavera	119.19	119.86	0.67	0.56

Tabla E.6. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L15-L17.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	69.29	68.122	1.168	1.69
Primavera	109.99	110.73	0.74	0.67

Tabla E.7. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de la DQO en la sección L18-L21.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	62.67	61.82	0.85	1.36
Primavera	82.12	83.017	0.897	1.09

F. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos.

Tabla F.1. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L0-L2.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	164.424	159.320	5.104	3.10
Primavera	171.980	168.710	3.27	1.90

Tabla F.2. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L3-L6.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	138.640	139.310	0.67	0.48
Primavera	151.200	153.260	2.06	1.36

Tabla F.3. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L7-L8.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	105.580	103.560	2.02	1.91
Primavera	122.930	124.930	2.00	1.63

Tabla F.4. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L9-L11.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	145.500	144.570	0.93	0.64
Primavera	125.250	127.240	1.99	1.59

Tabla F.5. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L12-L14.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	98.610	98.480	0.13	0.13
Primavera	108.320	107.640	0.68	0.63

Tabla F.6. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L15-L17.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	77.090	77.685	0.595	0.77
Primavera	87.770	87.928	0.158	0.18

Tabla F.7. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los sólidos en la sección L18-L21.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	69.180	67.494	1.686	2.44
Primavera	70.450	68.335	2.115	3.00

G. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos.

Tabla G.1. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L0-L2.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	35.340	35.180	0.16	0.45
Primavera	37.770	37.763	0.007	0.02

Tabla G.2. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L3-L5.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	34.360	34.425	0.065	0.19
Primavera	36.010	36.094	0.084	0.23

Tabla G.3. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L6-L8.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	32.940	33.003	0.063	0.19
Primavera	35.680	35.735	0.055	0.15

Tabla G.4. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L9-L11.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	32.270	32.352	0.082	0.25
Primavera	34.110	34.221	0.111	0.33

Tabla G.5. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L12-L14.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	31.240	31.323	0.083	0.27
Primavera	33.081	33.16	0.079	0.24

Tabla G.6. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L15-L17.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	30.485	30.57	0.085	0.28
Primavera	31.500	31.661	0.161	0.51

Tabla G.7. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Fosfatos en la sección L18-L21.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	26.110	26.143	0.033	0.13
Primavera	27.530	27.552	0.022	0.08

H. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos.

Tabla H.1. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L0-L2.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	35.23	34.453	0.777	2.21
Primavera	40.38	39.766	0.614	1.52

Tabla H.2. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L3-L5.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	29.71	30.012	0.302	1.02
Primavera	35.87	36.089	0.219	0.61

Tabla H.3. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L6-L8.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	32.89	33.23	0.34	1.03
Primavera	34.02	34.582	0.562	1.65

Tabla H.4. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L9-L11.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	33.81	33.83	0.02	0.06
Primavera	39.86	40.154	0.294	0.74

Tabla H.5. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L12-L14.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	29.31	29.604	0.294	1.00
Primavera	33.14	33.326	0.186	0.56

Tabla H.6. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L15-L17.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	25.99	26.329	0.339	1.30
Primavera	28.75	29.812	1.062	3.69

Tabla H.7. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de resultados Cinéticos de los Nitratos en la sección L18-L21.

	Experimental	Teórico	Diferencia	% de error
Invierno	14.96	14.666	0.294	1.97
Primavera	19.11	19.604	0.494	2.59