UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

POSGRADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA AMBIENTAL

"Obtención de parámetros hidrodinámicos, fisicoquímicos y químicos para la operación eficiente del tratamiento de aguas residuales municipales en el sistema humedal de la UAM-Azcapotzalco"

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

PRESENTA

Luis Jesús Osornio Berthet

MATRÍCULA: 2143803590

ASESORA INTERNA

Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Azcapotzalco

ASESOR EXTERNO

Dr. Ulrico Javier López Chuken
Universidad Autónoma de Nuevo León

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

Al CONACyT por la beca otorgada para la realización de estudios de posgrado, CVU/Becario 420759/ 420759.

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

A la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco por brindar 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.

Al Depto. de Mantenimiento de la Unidad Azcapotzalco de la UAM, en especial al Lic. Ricardo Flores y al Ing. Jaime Balderas y su equipo, por los trabajos realizados en el humedal.

A la Dra. Icela Barceló por aceptarme como tesista, llevar el seguimiento en cada fase de este proyecto, por su apoyo incondicional, su valiosa guía, sus consejos y su paciencia, sin duda el mérito es suyo.

Al Dr. Chuken por fungir como director externo, asimismo por el apoyo brindado en la realización de este trabajo.

A la Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal, Dr Ulrico Javier López Chuken Dr. Hugo Eduardo Solís Correa, Dra. Clementina Barrera Bernal y Dr. Jersaín Gómez Nuñez por su importante labor durante la revisión de la tesis.

A la M en I Magdalena García por su apoyo cada día en todas la actividades y por ser mi compañera en la realización de este proyecto y mi amiga.

Al M en C. Tenoch González por el apoyo brindado en la realización de los análisis y los trabajos en el humedal.

A mi familia que siempre me ha apoyado en cada etapa de mi vida, principalmente a mis padres, que siempre están conmigo.

“Esta tesis la dedico a mis papás,
a la Dra. Barceló y a mi mejor amiga
Magy, sin duda los pilares de mi vida
académica, a ustedes que los considero
parte de mi y que les debo todo!

Espero que sigan conmigo por siempre”

RESUMEN

El agua siempre ha sido un factor determinante de los seres vivos; en México la CONAGUA reporta en sus *Estadísticas del Agua en México,* que del total de aguas residuales municipales solo se trata el 35%, mientras de las aguas residuales industriales y las descargadas directamente a cuerpos receptores de propiedad nacional, únicamente es el 18% el agua tratada. Las aguas residuales no tratadas aportan contaminantes orgánicos e inorgánicos, tanto nutrientes como compuestos potencialmente tóxicos, microorganismos patógenos, residuos de fertilizantes, plaguicidas y los llamados contaminantes emergentes, a los cuerpos receptores causando el deterioro de calidad del agua. En los últimos años, los sistemas naturales de tratamiento de aguas residuales se han establecido en todo el mundo como una alternativa a los sistemas convencionales, entre ellos, se tienen a los humedales naturales y a los artificiales, asimismo, los sistemas lagunares, donde se pueden realizar combinaciones, ya que tienen ventajas respecto a otros sistemas de tratamiento en cuanto a costos iníciales competitivos de construcción, bajos costos de operación y mantenimiento, poco personal especializado para su operación y mantenimiento, además son estéticamente agradables a la vista. Del caudal total de aguas residuales tratadas (83.6 m^3/s)en 2008, de las 1833 plantas de tratamiento de aguas residuales municipales, sólo el 0.56% recurrió al uso de humedales como su proceso principal. Este proyecto tuvo como objetivo el evaluar los parámetros tanto hidrodinámicos, como los fisicoquímicos y químicos que permitan hacer eficiente el tratamiento de un agua municipal en un sistema Humedal-Laguna piloto instalado en la Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco, donde uno de sus objetivos fue el obtener las características para diseñar sistemas de tratamiento a mayor escala de aguas residuales, principalmente en aquellas poblaciones que no tienen ningún tipo de tratamiento, principalmente en las comunidades rurales. Para mejorar la eficiencia del tratamiento se remodeló y realizaron pruebas previas, físicas, fisicoquímicas y químicas en el humedal sub-superficial de flujo horizontal (SSFH). Una primera fase experimental fue el diseño a escala del humedal para las pruebas hidráulicas e hidrológicas, así como en el humedal remodelado. En un fase posterior se sembraron las plantas hidrófitas *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, monitoreando la tasa de crecimiento yse obtuvieron los parámetros fisicoquímicos, asimismo se modeló el transporte de sólidos totales en suspensión (ST) y la hidrodinámica del humedal mediante el software IBER, para finalmente obtener las cinéticas de degradación de la materia orgánica (MO) a través de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y de la demanda química de oxígeno (DQO), de los ST, compuestos nitrogenados y fósforo en dos periodos (en la época de estiaje y en el periodo posterior a las lluvias). Finalmente se evaluó la calidad del agua tratada por el humedal SSFH utilizando y comparando dos índices de Calidad del Agua, el colombiano y el mexicano.

ABSTRACT

Water has always been a determining factor of living beings. In Mexico, the CONAGUA reports in its Water Statistics in Mexico, 35% of the total municipal wastewater is treated, while the industrial wastewater and those discharged directly to receiving bodies of national ownership, treatment percentage is 18%. Untreated wastewater contributes organic and inorganic contaminants, nutrients and potentially toxic compounds, pathogenic microorganisms, fertilizer residues, pesticides and the so-called emerging contaminants, to receiving bodies causing water quality deterioration. In recent years, natural wastewater treatment systems have been established around the world as an alternative to conventional treatment systems, including natural and man-made wetlands, as well as lagoon systems, where combine, since they have advantages over other treatment systems, such as: competitive initial construction costs, low operation and maintenance costs, require few unskilled personnel, for their operation and maintenance, in addition, they are aesthetically pleasing to the eye. However, in Mexico, the shortage of the vital liquid and its wide contamination, it is important to pay attention to this type of treatment systems. Of total volume of treated wastewater (83.6 m^3/s) in 2008, of 1833 municipal wastewater treatment plants, only 0.56% resorted to use of wetlands as their main process. The objective of this project was to evaluate hydrodynamic parameters, as well as the physicochemical and chemical parameters that allowed the municipal water treatment to be made efficient in a wetland-pilot system installed in the Autonomous Metropolitan University, Azcapotzalco Unit, where one of its objectives was the obtaining characteristics for the development of treatment systems for a larger scale of wastewater, mainly in the populations that do not have any type of treatment, mainly in rural communities. To improve the efficiency of the treatment, it was remodeled and prepared previous physical, physicochemical and chemical tests in the sub-superficial horizontal flow wetland (SSFH). A first experimental phase was the design of a wetland scale for hydraulic and hydrological tests, as well as the remodeled wetland. At a later stage, the *Phragmites australis* and *Typha latifolia* hydrophytic plants were planted, monitoring the growth rate and the physicochemical parameters were obtained, transport of total suspended solids (ST) and the hydrodynamics of the wetland using the IBER software were also modeled. Obtain the techniques of degradation of organic matter (COD), SST, nitrogen compounds and phosphorus in two periods (in the dry season) and in the period after the rains). Finally, the quality of the water treated by the SSFH wetland was evaluated, using and comparing the water quality indexes, the Colombian and the Mexican.

LOGROS OBTENIDOS EN ESTE PROYECTO

- **Publicaciones**

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

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

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**

Osornio-Berthet, L., Barceló-Quintal, I., López-Chuken, U., Pacheco-Avila, J., Cabrera-Sansores, S., Giacomán-Vallejos, G., Gómez-Salazar, S. and Domínguez- Mariani, E. (2016). *Obtención de parámetros hidrodinámicos, fisicoquímicos y químicos para la operación eficiente del tratamiento de aguas residuales municipales en el sistema humedal 1 de la UAM-Azcapotzalco*. En 3er Foro "Calidad, Desarrollo de Sistemas de Tratamiento, Recuperación y Sustentabilidad de Cuerpos Acuáticos". 8 y 9 de enero de 2015 en la Cd. de México, México.

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, 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.J. (2017). *Humedal construido: una alternativa al tratamiento de aguas residuales*. Presentación en la 1era Jornada de Hidráulica en la Universidad Autónoma Metropolitana, Ciudad de México, México. 2 de junio.

- **Presentaciones en Congresos Nacionales**

Barceló-Quin0tal, 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.

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.

- **Presentaciones en Congresos Internacionales**

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.

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-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

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.

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.

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 6 al 9 de noviembre.

- **Formación de Recursos Humanos**

Co-Asesoría de Tesis de Maestría (En Curso): "Determinación de la eficiencia del tratamiento de un agua residual municipal mediante un humedal modificado a través de las constantes cinéticas de parámetros fisicoquímicos" desarrollado por José Tenoch González González. Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Azcapotzalco. Graduado el 7 de Septiembre de 2017.

- **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**

LISTA DE ABREVIACIONES

A_s	Área superficial, m^2
cm/d	Centímetros por día
CO_2	Dióxido de carbono
COT	Carbono Orgánico Total
CT	Carbono total
d	Profundidad (m)
DBO_5	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
EPA	Environment Protection Agency
k	Constante cinética = $k_{20}(1.06)^{(T-20)}$en m/año
kg/ha.d	Kilogramo por hectárea por día
km	Kilómetros
L/s	Litros por segundo
m	Metros
m/d	Metro por día
mm/d	Milímetros por día
mg/d	Milígramos por día
MO	Materia orgánica
n	Porosidad
N	Nitrógeno
NH_4^+	Amonio
NO_2^-	nitrito
NO3	nitrato
NT	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
OPR	Potencial Oxido Reducción
pH	Potencial de hidrógeno
P	Fósforo
$PO4^{2}$	fosfatos
PT	Fósforo total
q	Carga hidráulica, en m/año
Q	Caudal, m^3/d
SDT	Sólidos disueltos totales
SS	Sólidos suspendidos
SST	Sólidos suspendidos totales
$TRH\ (\theta)$	Tiempo de retención hidráulico
T_{RH}	Tiempo de retención hidráulico
T_{RHE}	Tiempo de retención hidráulico experimental
T_{RHT}	Tiempo de retención hidráulico teórico
v	Viscosidad cinemática
V	Volumen
w	Ancho del lecho del humedal, m
Z	profundidad líquida de la laguna o del canal

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS ..... **III**
DEDICATORIAS ..... **III**
RESUMEN ..... **V**
ABSTRACT ..... **VI**
LOGROS OBTENIDOS EN ESTE PROYECTO ..... **VII**
LISTA DE ABREVIACIONES ..... **VII**
ÍNDICE ..... **XI**
ÍNDICE DE FIGURAS ..... **XVI**
ÍNDICE DE TABLAS ..... **XIX**

CAPÍTULO 1INTRODUCCIÓN **1**
1.1 Generalidades 1
1.2 Sistemas humedales 1
1.3 Humedales de flujo superficial 3
1.4 Humedales de flujo sub-superficial 3
1.5 Factores que intervienen en el funcionamiento de un humedal 4
1.6 Justificación 5

CAPÍTULO 2. HIPÓTESIS, OBJETIVOS Y DESARROLLO DEL PROYECTO **7**
2.1 Hipótesis 8
2.2 Objetivos 8
2.2.1 Objetivo General 8
2.2.2 Objetivos Específicos 8
2.3 Desarrollo del proyecto 9

CAPÍTULO 3. ESTADO DEL ARTE **12**
3.1 Especies hidrófitas en los humedales 13
3.2 Humedales artificiales o construidos 14
3.3 Combinación de procesos 16
3.4 Factores que afectan el funcionamiento de humedales 17
3.5 Aspectos hidráulicos 18
3.6 Aspectos fisicoquímicos y biológicos en humedales 19
3.7 Clasificación de los humedales construidos 19
3.8 Parámetros físico químicos 22
3.9 Hidrodinámica en los humedales 23
3.10 Modelos hidrodinámicos 24
3.11 Índice de calidad del agua 28

CAPÍTULO 4. FUNDAMENTOS TEÓRICOS 31
4.1 Generalidades 32
4.2 Tipo de flujo 32
4.3 Número de Froude: flujo subcrítico, crítico y supercrítico 33
4.4 Número de Reynolds: flujo laminar, intermedio o turbulento 33
4.5 Hidrología 34
4.5.1 Medición de la carga hidráulica 39
4.5.2 Balance hídrico 40
4.6 Descripción del modelo IBER 40
4.6.1 Ecuaciones hidrodinámicas 41
4.6.2 Transporte de fondo 42
4.6.3 Partición de tensiones 43
4.6.4 Caudal sólido de fondo 44
4.7 Modelos Cinéticos de Remoción de Contaminantes 47
4.8 Modelos de eliminación de contaminantes 47
4.8.1 Eliminación de la materia orgánica biodegradable 47
4.8.2 Eliminación del Nitrógeno 49
4.8.2.1 Nitrógeno Total 49
4.8.2.2 Nitrificación 49
4.8.3 Eliminación del fósforo 50
4.9 Indicadores ambientales 51
4.9.1 Modelo mexicano 51
4.9.1.1 Criterios de cálculo 51
4.9.2 Modelo Colombiano 52
4.9.3 Criterios para el desarrollo de indicadores ambientales 53

CAPÍTULO 5. DESARROLLO EXPERIMENTAL 54
5.1 Localización del área de estudio 55
5.1.2 Condiciones Climáticas en el sitio de estudio 55
5.1.3 Localización 55
5.2 Determinación de la porosidad 56
5.3 Tasa de crecimiento para especies hidrófitas 57
5.3.1 Tasa de crecimiento para especies hidrófitas 58
5.4 Prototipo del humedal de la UAM-Azcapotzalco 58
5.5 Determinación de velocidad y TRH mediante un trazador 59
5.6 Muestreo 60
5.6.1 Parámetros a considerar 60
5.6.2 Frecuencia de muestreo 62
5.7 Análisis de muestras 62

5.7.1 Conductividad eléctrica 62
5.7.2 Potencial Óxido-Reducción 62
5.7.3 Potencial de Hidrógeno (pH) 62
5.7.4 Temperatura 62
5.7.5 Oxígeno disuelto 63
5.7.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO) 63
5.7.7 Nitratos 64
5.7.8 Dureza y Alcalinidad 64
5.7.9 Nitratos y fosfatos 65
5.7.10 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) 65
5.7.11 Metales 65
5.7.12 Modelado hidrodinámico-IBER 65
5.8 Calculo de los Tiempos de Retención Hidráulica (TRH) 67
5.9 Cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA) 68
5.9.1 ICA's modelo mexicano 69

CAPÍTULO 6.ANÁLISIS ES INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS 70
6.1 Balance hídrico del sistema previo del humedal 71
6.1.1 Análisis climático 71
6.1.2 Hidrodinámica y análisis de parámetros fisicoquímicos 74
6.1.3 Periodo con precipitación pluvial 75
6.1.3.1 Muestreo del sistema previo (18 de septiembre de 2012) 75
6.1.4 Periodo de estiaje 77
6.1.4.1 Muestreo del período del 10 de octubre de 2012 77
6.1.4.2 Muestreo del período del 16 de octubre de 2012 78
6.2 Rediseño del sistema humedal 80
6.2.1 Prototipo del humedal 82
6.3 Resultados del modelo hidrodinámico - IBER 83
6.3.1 Velocidad 83
6.3.2 Número de Froude 84
6.3.3 Transporte de sólidos suspendidos totales (ST) 85
6.3.4 Turbulencia 87
6.4 Remodelación del sistema humedal de la UAM-A 87
6.4.1 Limpieza del sistema humedal 88
6.4.2 Construcción de mamparas 88
6.4.3 Acomodo de material tezontle 89
6.4.3.1 Optimización del nivel de material tezontle en el humedal 91
6.4.4 Llenado del sistema 92
6.4.5 Sembrado de especies vegetales 92

6.4.5.1 Evaluación de la tasa de crecimiento de especies hidrófitas 92
6.5 Resultados de las pruebas fisicoquímicas con vegetación 94
6.5.1 Temperatura 94
6.5.2 Potencial de Hidrógeno (pH) 94
6.5.3 Conductividad 95
6.5.4 Oxígeno disuelto 95
6.5.5 Potencial de Óxido Reducción 96
6.5.6 Sólidos Totales 96
6.5.7 Demanda Química de Oxígeno (DQO) 97
6.5.8 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) 97
6.5.9 Nitratos 98
6.5.10 Nitritos 98
6.5.11 Amonio 99
6.5.12 Fosfatos 99
6.5.13 Alcalinidad 100
6.5.14 Magnesio (Mg) 100
6.5.15 Calcio (Ca) 101
6.5.16 Potasio (K) 101
6.5.17 Hierro (Fe) 102
6.5.18 Dureza al Magnesio (Mg) 102
6.5.19 Dureza al Ca 103
6.5.20 Dureza Total 103
6.6 Resultados de los Cálculos Cinéticos 104
6.6.1 Resultados cinéticos de la DBO. 105
6.6.2 Resultados cinéticos de la DQO. 109
6.6.3 Resultados cinéticos de los sólidos totales (ST) 112
6.6.4 Resultados cinéticos de los fosfatos como PO_4^{3-} 115
6.6.5 Resultados cinéticos de los nitratos (NO_3^-) 119
6.6.6 Resultados cinéticos de los nitritos (NO2-) 122
6.6.7 Resultados cinéticos del amonio (NH_4^+) 126
6.7 Resultados de eficiencia de remoción de materia orgánica, medida a través de la DBO y DQO 129
6.7.1 Porcentaje de eliminación de MO a través de DQO 129
6.7.2 Porcentaje de eliminación de MO a través de la DBO 129
6.8 Resultados de los Índices de Calidad del Agua (ICA) 130
6.8.1 Índice de Calidad del Agua: Modelo colombiano 130
6.8.2 Índice de Calidad del Agua: Modelo mexicano 132

CAPÍTULO 7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES..... 135

APÉNDICES..... 150

A. Cálculo del Índice de Calidad del Agua (Modelo Mexicano) 151

B. Cálculo del Índice de Calidad del Agua (Modelo Colombiano)..... 154

C. Cálculo de la curva peraltada en el sistema lagunar de la UAM-A 156

D. Tablas generales con su respectivo porcentaje (%) de desviación para cada uno de los parámetros obtenidos y en cada temporada de muestreo. 162

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Ejemplos de humedales naturales	2
Figura 1.2	Esquema de un sistema humedal construido de flujo superficial	3
Figura 1.3	Esquema de un sistema humedal construido de flujo superficial	3
Figura 1.4	a) Muerte de las *typha latifolia* b) Deterioro total del humedal	5
Figura 1.5	a) Humedal de Flujo sub-superficial b) Detalle de la curvatura en cambio de canal c) Vista real de la curva	6
Figura 2.1	Desarrollo de proyecto	11
Figura 4.1	Regímenes de flujo	33
Figura 4.2	Metodología de medición de la carga hidráulica, de acuerdo a Domínguez-Mariani *et al*. (2012).	39
Figura 5.1	Localización geográfica del sitio de estudio	55
Figura 5.2	Vista satelital del humedal en Azcapotzalco	56
Figura 5.3	Distribución del P. australis y de la T. latifolia en el humedal. b). Plantas hidrófitas sembradas en los canales de humedal SSFH.	57
Figura 5.4	Modelo a escala del humedal de flujo sub-superficial de la UAM 1:20	58
Figura 5.5	a). Representación de curva con chaflán en el prototipo b) curva con material tezontle en prototipo	59
Figura 5.6	Funcionamiento de vertedero a escala 1:20	59
Figura 5.7	Parámetros medidos en el sistema Humedal	60
Figura 5.8	a) Localización de los 10 sitios de muestreo en croquis b) Localización de los 10 sitios de muestreo en plano	61
Figura 5.9	a) Esquema del pozo de muestreo, para la toma de muestras. b)Vista en planta de pozo de muestro	61
Figura 5.10	a) Interfaz LabQuest, Vernier b) Sensores del sistema *Vernier Lab Quest*	63
Figura 5.11	a) Viales para determinación de DQO y b). Equipo para determinación de la DQO	63
Figura 5.12	Hardness Total Test Kit 5-EP mg/L y Alkalinity Test Kit AL-AP mg/L	64
Figura 5.13	Complete Water Quality Laboratory DREL/2400	65
Figura 5.14	Analizador de DBO montado en la botella y botellas montadas en el agitador	65
Figura 5.15	Diagrama de la metodología utilizada con el software IBER	66
Figura 5.16	Vista en perfil del sistema humedal	67
Figura 5.17	Longitudes de sitio a sitio en humedal SSFH	68
Figura 6.1	Valores diarios de precipitación pluvial, evapotranspiración (Método de FAO-Penman-Monteith) y temperatura media del periodo 01/09/2012 al 31/12/2012.	71
Figura 6.2	Lluvia acumulada (cm), de la evapotranspiración acumulada por el Método de Penman, EVTo,(cm)	75
Figura 6.3	Precipitación pluvial (mm) para la UAM Azcapotzalco y cargas hidráulicas medidas en cada uno de los piezómetros	75
Figura 6.4	Carga hidráulica (cm) 18 de Septiembre, las líneas verdes son las líneas de flujo con las cuales se calculó la velocidad.	76
Figura 6.5	OPR (mV) del 18 de Septiembre	76
Figura 6.6	OD (mg/L) del 18 de septiembre	76
Figura 6.7	Carga hidráulica (cm) 10 de Octubre, las líneas verdes representan las líneas de flujo con las cuales se calculó la velocidad	77
Figura 6.8	OD (mg/L) del 10 de Octubre	77
Figura 6.9	OPR (mV) del 10 de Octubre	77
Figura 6.10	Carga hidráulica (cm) del 16 de Octubre	78

Figura 6.11	OD (mg/l) del 16 de Octubre	78
	OPR (mV) del 16 de Octubre	78
Figura 6.13	a) Vista en planta del humedal. b) Vista en corte del humedal	80
Figura 6.14	Vista en planta de la curvatura del humedal en un canal	81
Figura 6.15	a) Vista de curva vertical sin chaflán b) Curva vertical con boleado y chaflán en el fondo	82
Figura 6.16	a) Vista en planta del plano del humedal b) Vista en isométrico del humedal	82
Figura 6.17	Toma de muestras en pozos de muestreo en modelo a escala	82
Figura 6.18	Variación de la turbidez con respecto al tiempo	83
Figura 6.19	Velocidad en IBER para granulometría de 0-5 cm.	84
Figura 6.20	Velocidad en IBER para granulometría de 5-10 cm.	84
Figura 6.21	Velocidad con IBER, granulometría de 10-15 cm.	84
Figura 6.22	Resultados de número Froude con IBER, granulometría de 0-5cm	85
Figura 6.23	Resultados número Froude con IBER, granulometría de 5-10cm	85
Figura 6.24	Resultados número Froude con IBER, granulometría de 10-15 cm	85
Figura 6.25	Resultados del transporte de sólidos suspendidos totales (ST) con IBER, granulometría de 0-5cm	86
Figura 6.26	Resultados del transporte de sólidos suspendidos totales (SST con IBER, granulometría de 5-10 cm	86
Figura 6.27	Resultados del sólidos suspendidos totales (granulometría de 10-15 cm)	87
Figura 6.28	Resultados de turbulencia con IBER	87
Figura 6.29	Limpieza del humedal	88
Figura 6.30	Vista de la curva vertical en un canal del humedal.	88
Figura 6.31	a) Vista de la curva vertical en un canal del humedal b). Vista lateral de la curva	89
Figura 6.32	Vista del detalle de la curva en un canal.	89
Figura 6.33	a) Limpieza del material .b) Clasificación de acuerdo a su granulometría.	90
Figura 6.34	Relleno de tezontle en el humedal	90
Figura 6.35	a) Limpieza del área. b) Protección de la tubería de dren	91
Figura 6.36	Pendiente en el nivel del humedal	91
Figura 6.37	Llenado del Sistema Humedal	92
Figura 6.38	Siembra de especies hidrófitas en humedal	92
Figura 6.39	Tasa de crecimiento de crecimiento del *Phragmites australis* y *Typha latifolia*	93
Figura 6.40	Tasa de crecimiento de crecimiento del *Phragmites australis y Typha latifolia*	93
Figura 6.41	Variación de la temperatura en los sitios del humedal en el año 2016	94
Figura 6.42	Variación del pH en los sitios del humedal en el año 2016	94
Figura 6.43	Variación de la conductividad en los sitios del humedal en el año 2016	95
Figura 6.44	Variación del OD en los sitios del humedal en el año 2016	95
Figura 6.45	Variación del Potencial Redox en los sitios del humedal en el año 2016	96
Figura 6.46	Variación de los Sólidos Totales en el sistema humedal	96
Figura 6.47	Variación de la DQO en los sitios del humedal en el año 2016	97
Figura 6.48	Variación de la DBO en los sitios del humedal en el año 2016	98
Figura 6.49	Variación de la Nitratos en los sitios del humedal en el año 2016	98
Figura 6.50	Variación de la Nitritos en los sitios del humedal en el año 2016	99
Figura 6.51	Variación de Amonio en los sitios del humedal en el año 2016	99
Figura 6.52	Variación de los fosfatos en los sitios del humedal en el año 2016	100
Figura 6.53	Variación de la alcalinidad en los sitios del humedal en el año 2016	101
Figura 6.54	Variación del Mg en los sitios del humedal en el año 2016	101
Figura 6.55	Variación del Ca en los sitios del humedal en el año 2016	102
Figura 6.56	Variación del K en los sitios del humedal en el año 2016	102

Figura 6.57	Variación del Fe en los sitios del humedal en el año 2016	103
Figura 6.58	Variación de la Dureza al Mg en los sitios del humedal en el año 2016	103
Figura 6.59	Variación de la Dureza al Ca en los sitios del humedal en el año 2016	104
Figura 6.60	Variación de la Dureza Total en los sitios del humedal en el año 2016	104
Figura 6.61	Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2016.	105
Figura 6.62	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección H0-H2 en el año 2016	106
Figura 6.63	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO_5en la sección H3-H5 en el año 2016	107
Figura 6.64	Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección H6-H9 en el año 2016	108
Figura 6.65	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección H0-H2 en el año 2016	110
Figura 6.66	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección H3-H5 en el año 2016	111
Figura 6.67	Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección H6-H9 en el año 2016	111
Figura 6.68	Tendencia de la cinética de orden uno de los Sólidos Totales en la sección H0-H2	113
Figura 6.69	Tendencia de la cinética de orden uno de los Sólidos Totales en la sección H3-H5 en el año 2016	114
Figura 6.70	Tendencia de la cinética de orden uno de los Sólidos Totales en la sección H6-H9 en el año 2016	115
Figura 6.71	Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección H0-H2 en el año 2016	117
Figura 6.72	Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección H3-H5 en el año 2016	117
Figura 6.73	Tendencia de la cinética de orden uno de Fosfatos en la sección H6-H9 en el año 2016	118
Figura 6.74	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitratos en la sección H0-H2 en el año 2016	120
Figura 6.75	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitratos en la sección H3-H5 en el año 2016	121
Figura 6.76	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitratos en la sección H6-H9 en el año 2016	122
Figura 6.77	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitritos en la sección H0-H2 en el año 2016	124
Figura 6.78	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitritos en la sección H3-H5 en el año 2016	124
Figura 6.79	Tendencia de la cinética de orden uno de la Nitritos en la sección H6-H9 en el año 2016	125
Figura 6.80	Tendencia de la cinética de orden uno de Amonio en la sección H0-H2 en el año 2016	127
Figura 6.81	Tendencia de la cinética de orden uno de Amonio en la sección H3-H5 en el año 2016	128
Figura 6.82	Tendencia de la cinética de orden uno de Amonio en la sección H6-H9 en el año 2016	128
Figura 6.83	Porcentaje de remoción de DQO por tramo.	130
Figura 6.84	Porcentaje de remoción de DBO por tramo	131

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 4.1	Modelos para diseño de humedales	47
Tabla 4.2	Valores de ponderación de cada subíndice	51
Tabla 4.3	Ventajas y desventajas del uso del ICA	52
Tabla 5.1	Valores de porosidad aparente	57
Tabla 5.2	Valores considerados para la clasificaciónd ela dureza en cuerpos acuaticos	64
Tabla 5.3	Valores de los diferentes sitios de muestreo, de las distancias acumuladas y de los TRH	68
Tabla 5.4	Escala de clasificación del Índice de Calidad del Agua	69
Tabla 6.1	Horas de bombeo de agua residual que ingresó al humedal	73
Tabla 6.2	Resumen de intervalos de valores para los diferentes parámetros considerados en el análisis de la hidrodinámica del Humedal	79
Tabla 6.3	Cartera de deflexiones para el trazo de la curva	81
Tabla 6.4	Dilución de la turbidez en el sistema a escala	83
Tabla 6.5	Escala del TRH general con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección	105
Tabla 6.6	Escala del TRH por sección con respecto a los sitios de muestreo	105
Tabla 6.7	Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	106
Tabla 6.8	Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	106
Tabla 6.9	Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	107
Tabla 6.10	% de desviación del coeficiente experimental y teórico d ela sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para DBO	108
Tabla 6.11	% de desviación del coeficiente experimental y teórico d ela sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para DBO	109
Tabla 6.12	% de desviación del coeficiente experimental y teórico d ela sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para DBO	109
Tabla 6.13	Constantes k con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de DBO en el año 2016	109
Tabla 6.14	Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	110
Tabla 6.15	Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	110
Tabla 6.16	Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	111
Tabla 6.17	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para DQO	112
Tabla 6.18	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para DQO	112
Tabla 6.19	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para DQO	112
Tabla 6.20	Constantes k con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de DQO en el año 2016	113
Tabla 6.21	Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	113
Tabla 6.22	Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	114
Tabla 6.23	Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	114
Tabla 6.24	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para ST	115
Tabla 6.25	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para ST	115
Tabla 6.26	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para ST	116
Tabla 6.27	Constantes k con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de ST en el año 2016	116
Tabla 6.28	Concentración de Fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	116
Tabla 6.29	Concentración de Fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	117
Tabla 6.30	Concentración de Fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	118
Tabla 6.31	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a	118

	una cinética de orden uno para Fosfatos	
Tabla 6.32	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para Fosfatos	119
Tabla 6.33	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para Fosfatos	119
Tabla 6.34	Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de Fosfatos en el año 2016	119
Tabla 6.35	Concentración de Nitratos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	120
Tabla 6.36	Concentración de Nitratos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	121
Tabla 6.37	Concentración de Nitratos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	121
Tabla 6.38	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para Nitratos	122
Tabla 6.39	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para Nitratos	122
Tabla 6.40	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para Nitratos	123
Tabla 6.41	Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de Nitratos en el año 2016	123
Tabla 6.42	Concentración de Nitritos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	123
Tabla 6.43	Concentración de Nitritos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	124
Tabla 6.44	Concentración de Nitritos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	125
Tabla 6.45	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para Nitritos	125
Tabla 6.46	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para Nitritos	126
Tabla 6.47	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para Nitritos	126
Tabla 6.48	Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de Nitritos en el año 2016	126
Tabla 6.49	Concentración de Amonio correspondiente a los TRH en la sección H0-H2 en el año 2016	127
Tabla 6.50	Concentración de Amonio correspondiente a los TRH en la sección H3-H5 en el año 2016	127
Tabla 6.51	Concentración de Amonio correspondiente a los TRH en la sección H6-H9 en el año 2016	128
Tabla 6.52	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para Amonio	129
Tabla 6.53	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para Amonio	129
Tabla 6.54	% de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para Amonio	129
Tabla 6.55	Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de Amonio en el año 2016	130
Tabla 6.56	Medidas de parámetros en el sistema Humedal	131
Tabla 6.57	Parámetros ponderados de Indices de Calidad del Agua	132
Tabla 6.58	Variables de ponderación para Enero y Marzo de 2016 en el Humedal de la UAM-A por el modelo colombiano	132
Tabla 6.59	Resultado del promedio de parámetros fisicoquímicos obtenidos en el muestreo de Enero y Marzo de 2016en el Humedal de la UAM-A, por el modelo mexicano	134
Tabla 6.60	Criterio de ICA modelo mexicano	135

Azcapotzalco

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 1

Introducción

1.1 Generalidades

México está considerado como uno de los países con mayor problemática por el desabasto de agua potable, en el norte del país existen 20 millones de personas con escasez severa durante al menos 4 meses del año (Mekonnen T. y A. Aticho 2011). La mala gestión del recurso sumado al crecimiento poblacional, que ya excede 119.5 millones de habitantes en México (INEGI 2015). Hacen necesaria la implementación de estrategias que coadyuven a la mitigación del problema. Otra creciente necesidad en el país, es la de reducir la descarga de aguas residuales sin tratamiento a cuerpos naturales de agua. En nuestro país se vierten 212 m^3/s de aguas residuales recolectados solo en sistemas de alcantarillado (Conagua 2014), de la cual es muy bajo el porcentaje tratado mediante sistemas naturales y casi nulo el que incluya humedales construidos, no se tiene un porcentaje de aporte lo suficientemente representativo para mostrarlo gráficamente.

La iniciativa de implementar sistemas de tratamiento naturales como los denominados humedales construidos o de flujo sub-superficial radica en que dichos sistemas han demostrado en la última década ser una opción real para el tratamiento de aguas residuales de diferentes orígenes. Se definen como ecosistemas complejos que actúan como interfase entre los hábitats terrestres y los acuáticos (Lefeuvre *et al*., 2003). Son ambientes ricos en biodiversidad y altos en productividad que exportan grandes cantidades de nutrientes del medio marino (Valiela *et al.*1978). Asimismo, fungen como zonas de desove, desarrollo de invertebrados y peces (Halpin 2000), zonas de anidación para aves (Haig *et al*., 1998) y ofrecen servicios ambientales como el control de la erosión costera e inundaciones, la producción de recursos pesqueros, y como atractivo turístico (Ramsar Convention Secretarial 2006).

Son eficientes en la remoción de la concentración de Sólidos suspendidos Totales (SST), Materia orgánica biodegradable analizada a través de la Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO), Materia orgánica biodegradable analizada a través de la Demanda Bioquímica de Oxigeno (DBO) (DQO), ente otros. En cuanto a su operación, dos procesos críticos dominan el rendimiento en el tratamiento de los humedales: la dinámica microbiana y la hidrodinámica. Los procesos microbianos son cruciales en la remoción de nutrientes de tal manera que esta capacidad fundamental de tratamiento de aguas residuales. (Rivas *et al* 2014) En cuanto a la hidrodinámica, los humedales operan casi a velocidades de flujo y caudal constante dependiendo de la operación. Parámetros como velocidad, distribución del flujo y tiempo de retención dependerán de las características constructivas del humedal así como las del medio rocoso o sustrato, en particular la conductividad hidráulica.

1.2 Sistemas humedales

Los humedales naturales (natural wetlands: NW), constituyen un eslabón básico en el ciclo del agua ya que aseguran la biodiversidad y prestan servicios ambientales de tratamiento y almacenamiento de agua, además de retención de nutrientes, sedimentos y contaminantes (Convención de Ramsar, 2007). Según el Convenio de Ramsar sobre humedales son: "Extensiones de marismas, pantanos y turberas o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces,

salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros" (Convención de Ramsar, 1971).

En general, son complejos mosaicos de láminas de agua, vegetación sumergida, flotante y emergente, zonas con nivel freático más o menos cercano a la superficie, en los que el suelo se mantiene saturado de agua durante un largo periodo de tiempo cada año. En los humedales crecen vegetales, animales y microorganismos especialmente adaptados a estas condiciones ambientales, como se muestra en la Figura 1.1. Estos seres vivos, junto a procesos físicos y químicos, son capaces de depurar el agua, eliminando grandes cantidades de materia orgánica, sólidos, nitrógeno, fósforo y, en algunos casos, productos químicos tóxicos (Paracuellos, 2003).



Figura 1.1. Ejemplos de humedales naturales

El agua que se mueve bajo del gradiente de humedad, contiene una variedad de constituyentes químicos y físicos en solución, ya sea como detritus o sedimentos, estos a su vez se transforman y transportan a todo el entorno del humedal. Los humedales pueden alcanzar gran complejidad con una delgada lámina de agua, vegetación sumergida, flotante y emergente, así como zonas con nivel freático cercano a la superficie. Las profundidades típicas para el agua son menores a 0.60m donde crecen plantas emergentes que contribuyen a la reducción de contaminantes a través de procesos aerobios o anaerobios de degradación. Se ha tratado de aprovechar este gran potencial depurador de los humedales para el tratamiento de aguas residuales diseñando instalaciones capaces de reproducir las características de los humedales naturales (Paracuellos, 2003).

Basándose en el comportamiento de los humedales naturales y en su capacidad depuradora, se ha desarrollado un nuevo sistema para el tratamiento de aguas residuales que no requiere de energía externa para funcionar, denominados humedades artificiales o construidos, que son estanques poco profundos, constituidos por canales o lagunas poco profundas de menos de un metro plantados con vegetales de naturaleza hidrófitas y en los que los procesos de descontaminación tienen lugar mediante las interacciones entre el agua, el sustrato sólido, los microorganismos, la vegetación y la fauna que pueda estar presente. Se dividen según el tipo de circulación del agua, en humedales de flujo superficial o de flujo sub-superficial, este último a su vez puede ser de flujo horizontal o de flujo vertical.

1.3 Humedales de flujo superficial

En los humedales de flujo superficial el agua está en contacto directo con la atmósfera y circula a través de los tallos y hojas de las plantas (Rivas, 2012), son modificaciones de lagunaje natural con una profundidad de la lámina de agua entre 0.3 y 0.4 m con plantas (Kadlec y Knight, 1996) (Figura 1.2).

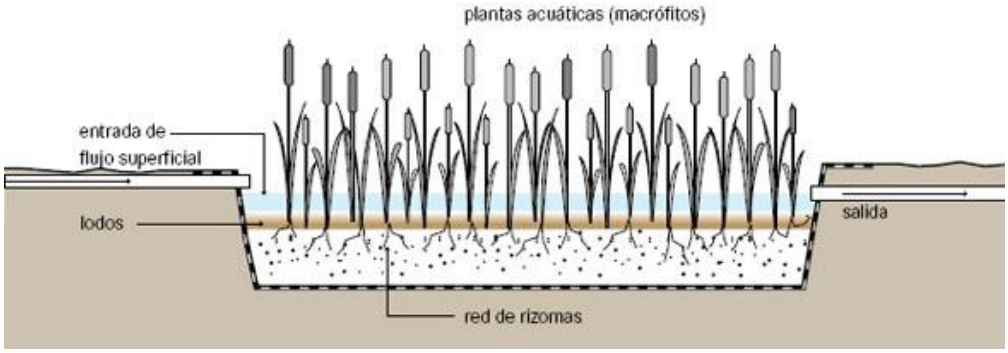


Figura 1.2. Esquema de un sistema humedal construido de flujo superficial

1.4 Humedales de flujo sub-superficial

En los humedales de flujo sub-superficial, la circulación del agua es de tipo subterránea a través de un medio granular y en contacto con las raíces y rizomas de las plantas (Figura 1.3). La profundidad de la lámina de agua normalmente es de 0.3 a 0.9 m, la película que crece adherida al medio granular, a las raíces y rizomas de la plantas juega un papel fundamental en los procesos de descontaminación del agua, (Kadlec y Knight, 1996). Si hay suficiente espacio disponible cerca de la instalación, puede ser una alternativa de bajo costo y reducida operación. Los humedales proporcionan el hábitat para la vida silvestre, y son, estéticamente, agradables a la vista.

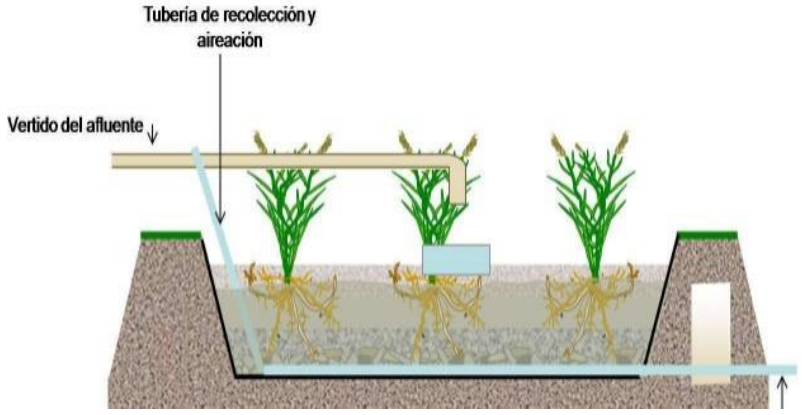


Figura 1.3. Esquema de un sistema humedal construido de flujo superficial

1.5 Factores que intervienen en el funcionamiento de un humedal

Dos procesos críticos dominan el rendimiento en el tratamiento de los humedales: la dinámica microbiana y la hidrodinámica. Los procesos microbianos son cruciales en la remoción de nutrientes de tal manera que esta capacidad es el mecanismo fundamental de tratamiento de las aguas residuales. En cuanto a la hidrodinámica, los humedales operan casi a velocidades de flujo y caudal constante dependiendo de la operación. Parámetros constantes, (velocidad, distribución del flujo y tiempo de retención) dependerán de las características constructivas del humedal así como las del medio rocoso o sustrato, en particular la conductividad hidráulica. Los parámetros climatológicos como: temperatura, radiación solar y evapotranspiración son un factor determinante en la eficiencia del tratamiento la cual tiende a variar a lo largo del año. De acuerdo a Sandoval-Cobo y Peña, (2007) y Rivas, (2012), en zonas templadas los cambios drásticos en la temperatura puede afectar a la remoción de la degradación de la materia orgánica cuyo observable es la remoción de la DBO y por lo tanto la DQO, mientras que en zonas cálidas y tropicales, esta actividad varía en un intervalo menor que en zonas templadas. Los efectos de la evapotranspiración no son notorios a simple vista, pero pueden ser observados como reducciones en el flujo de salida al igual que en el incremento de la concentración de la DBO y/o la DQO en el curso de una estación. Estos impactos en el comportamiento hidrológico parecen menores en comparación con los producidos en la concentración de la metería orgánica a la salida. De tal manera, que para evaluar la eficiencia en un humedal artificial es necesario evaluar los resultados hidrodinámicos y fisicoquímicos (Sandoval-Cobo y Peña, 2007).

Los humedales específicamente construidos con el propósito de controlar la contaminación del agua han recibido gran cantidad de nombres en las distintas partes del mundo donde han sido usados (Crite *et al.*, 2000). La denominación más extendida es "Humedales Artificiales" o "Humedales Construidos" (*constructed wetlands:* CW) (EPA, 1988). En los años cincuentas, del siglo pasado, se iniciaron los estudios sobre los CW para el tratamiento de aguas residuales en el Instituto Max Planck en Alemania-USA. Sin embargo, fue hasta más tarde, en los años setentas y ochentas, cuando fueron desarrollados los sistemas como tales. Posteriormente, en los noventas, se vio un mayor incremento en el número de éstos sistemas seguido de la extensión en el campo de aplicación (Llagas *et al.*, 2006).

1.6 Justificación

Los humedales artificiales (CW) son desde hace más de 20 años uno de los sistemas naturales de tratamiento más atractivos para implementarse en cualquier zona, debido a las ventajas que representan respecto a otros sistemas de tratamiento, como son: costos iniciales competitivos de construcción y bajos costos de operación y mantenimiento, ya que no requieren bombeos, aplicación de químicos o la utilización de equipo sofisticado (Urquiza *et al*., 2005). De igual manera requieren poco personal y no especializado para su operación y conservación (Lara, 1999). Por último son sistemas estéticamente, agradables a la vista (Urquiza *et al.*, 2006; Llagas *et al*., 2006).

Durante el trimestre O-07 y hasta el P-08, con el apoyo del proyecto Fondos Sectoriales SEMARNAT CONACYT con clave 2002-C01-0504/A-1, cuya responsable fue la Dra. Icela Dagmar Barceló Quintal y la Rectoría de la Unidad, se construyó un sistema Humedal-Laguna-Humedal experimental en la UAM, Unidad Azcapotzalco. Sin embargo al inicio de este proyecto dicho sistema natural de tratamiento se encuentra en un completo estado de deterioro, debido fundamentalmente al descuido de las personas que se encontraban como responsables del mismo (Figura 1.4). Los estudios anteriores mostraron defectos en la construcción debido a la presencia de zonas muertas.



Figura 1.4. a) Muerte de las *Typha latifolia* b) Deterioro del humedal

El presente proyecto llevó a cabo una recuperación el sistema natural de tratamiento de la UAM-A, se presentaron "zonas muertas" que requirieron conocimiento detallado en cuanto a las mediciones de carga hidráulica, para lo cual se requieren estudios de hidráulica e hidrodinámica. En las zonas de menor carga hidráulica, es necesario conocer los factores que influyen en la reducción del flujo, si es por influencia en el acomodo del material rocoso, en la granulometría de los fragmentos debido al acomodo intra-granular, a la falta de cuidado de las plantas que se habían utilizado y/o diferentes contenidos de biomasa, donde se hace necesario el estudio de las bacterias en las raíces.

Dicho sistema servirá de modelo para escalarlo a niveles reales en poblaciones rurales de varios Municipios de la Cuenca Alta del río Lerma que no cuentan con sistemas de tratamiento económicos y que en la actualidad vierten sus aguas residuales al río Lerma y a la Presa José Antonio Alzate afectando cada día a ambasa. El presente proyecto además

permitirá estudiar la eficiencia de remoción de contaminantes con diversas especies como son: carrizo, *Typha latifolia*, alcatraces, malanga, ave del paraíso, permitirá el cálculo de las constantes cinéticas para realizar el escalamiento en cualquier zona con características similares. Se presenta entonces, el estudio del tratamiento de aguas a través de un humedal piloto, dicho humedal se encuentra ubicado en la UAM-Azcapotzalco, tiene 12.15m de largo y 8 m de ancho con tres canales, el sustrato consta de tres camas de diferente granulometría de piedra volcánica (5-10, 10-15 y 15-20 cm), sembrado con *Phragmites australis* y *Typha latifolia*.

Se diseñaron para la entrada a cada canal, formas curvas peraltadas con radios de 2.67 m, para evitar cortos circuitos (secciones donde la velocidad del flujo es muy baja incluso nula) y zonas muertas, considerando un peralte mínimo de 6%, con una pendiente de 1% (Figura 1c) y una velocidad mínima de 0.5 m/min, cuenta además con las conexiones hidráulicas necesarias, un sedimentador previo, un desarenador, con 12 vertederos triangulares para el influente y un gasto de diseño Q de 2 L/s (Figura 1.5).

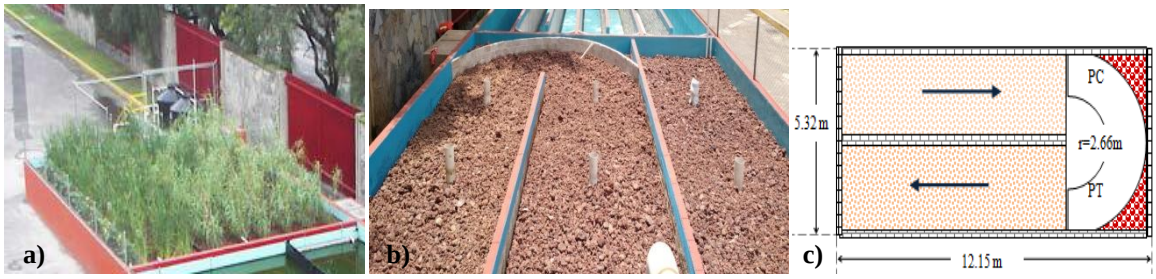


Figura 1.5. a) Humedal de Flujo sub-superficial b) Vista real de la curva c) Detalle de la curvatura en cambio de canal

Azcapotzalco

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 2

Hipótesis, Objetivos y Desarrollo del proyecto

2.1 Hipótesis

Mediante una remodelación consistente de un arreglo topográfico, hidráulico e hidrodinámico y considerando los parámetros físicos y químicos del humedal, reacomodo de los sustratos, así como del sembrado de diferentes tipos de plantas hidrófitas, se puede obtener la remoción eficiente de DBO, DQT, OD, nitratos, nitritos, fósforo total, metales, asimismo establecer con mejor precisión la recuperación, la corrección actual de sus flujos de agua y tener los índices de calidad adecuados en función del tipo de agua que se requiere en la salida final para llegar a los requerimientos normativos en México NOM-001-SEMARNAT-1996.

2.2 Objetivos

2.2.1 Objetivo General

Determinar la eficiencia del tratamiento de un agua municipal, así como los índices de calidad de agua (ICA´s) relacionados con los parámetros hidráulicos, hidrodinámicos, físicos y químicos, mediante después de la remodelación del humedal sub-superficial de flujo horizontal de la UAM-Azcapotzalco, esto con el objeto de recuperar dicho humedal y de hacer eficiente su capacidad de tratamiento.

2.2.2 Objetivos Específicos

Realizar un análisis de la hidráulica del humedal mediante estudios previos de caracterización del flujo subterráneo a través de las diversas secciones que integran el humedal en estudio.

Realizar el balance hídrico en un humedal considerando los caudales de agua que ingresan y salen del sistema.

Determinar la porosidad aparente del sustrato (tezontle) que sirve como soporte a las especies hidrófitas en los 3 lechos del humedal, con tamaño de grano: 0-5cm, 5-10cm y 10-15cm.

Caracterizar el flujo subterráneo del humedal mediante un prototipo piloto a escala utilizando como trazador azul de metileno.

Remodelar el sistema humedal utilizando mamparas de bloc ligero, con diseño de curvas peraltadas en las secciones de cambio de canal y con tres camas de sustrato de diferentes granulometrías.

Estudiar tasas de crecimiento de planta y raíz de *Phragmites. australis y Typha latifolia*, en una columna de sedimentación, y un lecho de los tres sustratos.

Utilizar el software bidimensional IBER para modelar la hidrodinámica del humedal, analizando velocidad, transporte de sólidos en suspensión, turbulencia y el numero Froude.

Caracterizar el flujo subterráneo del a través de las diversas secciones que integran el humedal remodelado sin plantas y con el sembrado de *Phragmites australis* y *Typha latifolia* para el estudio de la eficiencia de este sistema.

Establecer la metodología del seguimiento de la variación de DBO, DQO, nitritos, nitratos, fosfatos, metales como Ca, K, Fe, Mg, principalmente en los puertos de muestreo del humedal de la UAM-A, teniendo en cuenta al *Phragmites australis* y la *Typha latifolia*, en función de su tiempo de crecimiento.

Calcular las constantes cinéticas de remoción de: materia orgánica (MO) a través de la DBO_5 y DQO del humedal modificado, tanto de la sección sembrada con *Phragmites australis* como la de la *Typha latifolia.*

Calcular las constantes cinéticas de remoción de: los derivados nitrogenados (nitratos, nitritos y amonio) y fósforo total del humedal modificado, considerando la sección sembrada con *Phragmites australis* como la de la *Typha latifolia*, así como las curvas construidas en cada canal.

Obtener los índices de calidad del agua utilizando los modelos de cálculo más recientes y comparar sus resultados para seleccionar el idóneo

Evaluar la capacidad de tratamiento del agua de salida del humedal mediante los ICA utilizando el modelo de ICA seleccionado.

2.3 Desarrollo del proyecto

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

1. Estudio de las condiciones hidrodinámicas del sistema lagunar previoa partir de los resultados obtenidos en trabajos anteriores.

2. Diseño de un prototipo a escala 1:20 del sistema humedal, donde se emularon las condiciones del sistema, se diseñaron en base a cálculos matemáticos, secciones curvas peraltadas en la sección de cambios de canal.

3. Diseño geométrico del sistema humedal con dimensiones reales y con apoyo del software Auto CAD.

4. Limpieza del sistema humedal previo y retiro de especies hidrófitas muertas: *Phragmites australis* y *Typha Latifolia.*

5. Limpieza del sistema humedal previo que y retiro de material tezontle y limpieza del mismo.
6. Mejoramiento del sistema real que y construcción de 2 mamparas a base de bloc poroso ligero, así como secciones curvas peraltadas en cada cambio de canales construidas a partir del mismo material.

7. Acomodo de material tezontle en base a sus granulometrías de gruesa a fina, y sembrado de especies hidrófitas, distribuyéndose *Phragmites australis* en el primer canal y mitad del siguiente y el resto sembrado con *Typha Latifolia*.

8. Llenado del sistema con agua residual de la UAM-A a partir del pretratamiento y un caudal de Q=0.8L/s en su fase inicial.

9. Monitoreo de parámetros fisicoquímicos in situ y ex situ en los 9 sitios de muestreo durante el año 2016 en época de estiaje y época de lluvia, repitiéndose el muestreo en el año 2017.

10. Modelo matemático bidimensional a partir del software IBER, analizando el modulo hidrodinámico que incluye: turbulencia, velocidad, número de Froude y transporte de sólidos suspendidos totales.

11. Determinar las cinéticas de orden uno parea diversos parámetros como son DBO, DQO, nitrógeno, nitratos y amonio.

12. Evaluación del sistema humedal a partir del Índice de Calidad del Agua de acuerdo al modelo mexicano propuesto por CONAGUA y compararlo con el modelo Colombiano.

13. Determinación de cinéticas de degradación de materia orgánica de Orden 1 con los parámetros: DBO, DQO, nitratos, nitritos, amonio, fosfatos y sólidos totales.

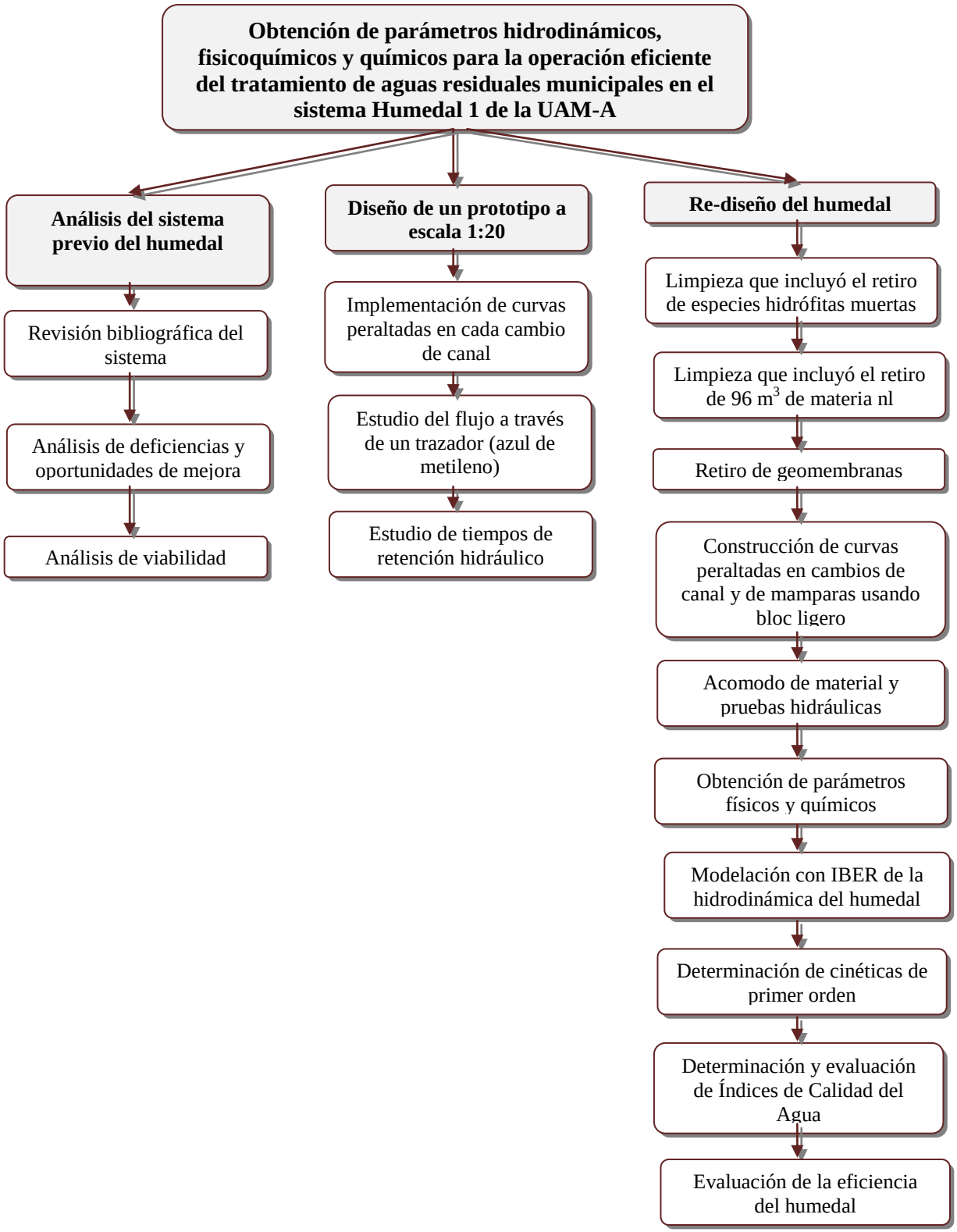


Figura 2.1. Desarrollo de proyecto

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 3

Estado del arte

Se desarrolló una búsqueda bibliográfica con el fin de establecer el estado del arte de los humedales desde sus inicios hasta la actualidad. Se clasificó la información de acuerdo a los siguientes tópicos: Especies hidrófitas en los humedales, humedales artificiales o construidos, combinación de procesos, factores que afectan el funcionamiento de un humedal, aspectos hidráulicos, aspectos fisicoquímicos y biológicos

3.1 Especies hidrófitas en los humedales

Jespersen *et al.*, (1998). Examinaron el crecimiento de *Typha latifolia* y sus efectos sobre la metanogénesis de sedimentos en un sedimento orgánico natural y un sedimento enriquecido con acetato hasta una concentración de 25 mg/L en el agua intersticial. El menor potencial redox y la mayor demanda de oxígeno del sedimento enriquecido con acetato no impidieron significativamente el crecimiento de *Typha latifolia*. Las plantas crecidas en sedimento enriquecido con acetato fueron 15% más cortas que las cultivadas en sedimento natural. Las plantas cultivadas en sedimento enriquecido con acetato tenían raíces más gruesas y mucho más cortas que las plantas cultivadas en sedimento natural. Esta diferencia no afectó significativamente a la liberación de oxígeno de las raíces cuando se midió en condiciones de laboratorio.

Fediuc *et al.*, (2002). Realizaron experimentos utilizando plantas jóvenes, de tamaño pequeño, cultivadas hidropónicamente El tratamiento con cadmio se aplicó como una serie de concentraciones entre 0.1 y 100 μmol / L durante 40 y 100 días para ambas especies. *Typha* acumuló más cadmio en el brote en comparación con *Phragmites*, la acumulación creciente de cadmio estaba en correlación positiva con el aumento del contenido de tiol libre, mientras que en *Phragmites* se incrementaron las actividades de glutatión reductasa, catalasa y peroxidasa. Se demuestra por primera vez que bajo Cd^{2+} de estrés se tuvieron diferentes estrategias de defensa en *Typha* y *Phragmites.*

Mauchamp *et al.*, (2002). Estudiaron la especie *Phragmites australis* sometiéndolo a condiciones extremas, como a resistir un estrés de 4 semanas submergencia en un período de 5 meses, y su posterior recuperación, se determinó que la mayoría de los brotes viejos pueden sobrevivir a condiciones de submergencia del 140%. Las plantas requieren niveles de agua poco profundos sin una inmersión duradera para crecer y sobrevivir. La tolerancia a la inmersión aumenta con la edad, estos procesos contribuyen a definir las condiciones de colonización a través de semillas en *P. australis.*

Toet *et al.*, (2003). Se evaluó en un sistema humedal la eficacia y viabilidad de la cosecha anual de brotes de *Phragmites australis* y *Typha latifolia* en otoño para la remoción de nutrientes utilizado para pulir el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales. La biomasa aérea y la dinámica de nutrientes de la remoción de nutrientes a través de la cosecha fueron estudiadas en zanjas paralelas con stands de *Phragmites* o *Typha*. La eficiencia de eliminación de nitrógeno y fosforo por la cosecha de brotes de *Phragmites* y *Typha* resulto mayor en el mes de octubre debido al aumento de Tiempo de Retención Hidráulico.

Engloner (2008). En su artículo revisa alrededor de 190 publicaciones relacionadas con la anatomía, morfología y crecimiento de las partes subterráneas del *Phragmites australis.*

Además de la descripción general de la estructura de la planta, se evalúan las observaciones sobre la germinación, la dinámica del crecimiento, la biomasa, los efectos de las condiciones del hábitat tales como la temperatura, la salinidad, el suministro de nutrientes y la profundidad del agua. También se discute el impacto de los ataques de animales, hongos y algas, y la intervención humana, y la determinación genética potencial detrás de la respuesta a los cambios ambientales.

Calheiros *et al.*, (2007). Estudiaron el tratamiento en un humedal de flujo horizontal subterráneo con *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, concluyeron que estas especies proporcionaron una alta eliminación de sustancias orgánicas de las aguas residuales de una curtiduría, un 88% de DBO (de una entrada de 420 a 1000 mg L-1) y un 92% de la DQO (de una entrada de 808 a 2449 mg L-1) y de otros contaminantes, como el nitrógeno, que funcionan a tiempos de retención hidráulica de 2, 5 y 7 días. Las plantas fueron resistentes a las condiciones impuestas, sin embargo P. australis excedió a la *T. latifolia* en términos de propagación.

Sohair *et al.*, (2013). Estudiaron dos sistemas: un humedal con flujo horizontal, con una superficie de 654,5 m^2, y uno con un flujo vertical sub-superficial con 457,6 m^2 de superficie. Las dos unidades de humedales fueron operadas a una carga hidráulica de 20 m^3/día para cada unidad y a una temperatura variando de 15 a 30 ° C. La tasa de carga orgánica fue de 2,02 kg DBO/día. Las dos unidades piloto fueron plantadas con tres tipos de especies, entre ellas *Phragmites*. El monitoreo y evaluación del desempeño de las dos unidades piloto se realizó mediante análisis físico-químico y biológico de las aguas residuales de entrada y salida. Los resultados indicaron importantes absorciones de diferentes contaminantes tanto en ambos tipos de humedales. Las eficiencias promedio de remoción de DQO, DBO y TSS fueron de 91.5%, 92.8% y 92.3%.

3.2 Humedales artificiales o construidos

Wood (1991). Indicó que los humedales construidos han incrementado su importancia a nivel internacional. El uso de estos sistemas se extendió a varios países de Europa, Australia, Sudáfrica y Norteamérica.

Kadlec y Knight (1996). En sus investigaciones dieron cuenta de una buena historia del empleo de humedales naturales y artificiales para la disposición y el tratamiento de aguas residuales.

Deng *et al.*, (2004). Investigaron las concentraciones de plomo, zinc, cobre y cadmio acumuladas por 12 especies vegetales de humedales emergentes en China. Los resultados mostraron que la acumulación de metal por plantas de humedales difiere entre especies, poblaciones y tejidos. Los metales acumulados por las plantas de los humedales se distribuyeron sobre todo en los tejidos de las raíces, lo que sugiere que existe una estrategia de exclusión para la tolerancia del metal en ellos. El hecho de que algunas especies / poblaciones puedan acumular concentraciones relativamente altas de metales (muy por encima de la concentración tóxica para las plantas) en sus brotes indica que también se incluyen mecanismos de tolerancia a metal de desintoxicación interna. También se discute el uso potencial de estas plantas de humedales en la fitorremediación.

Vyzamal (2005). Señaló que hasta este tiempo los humedales construidos se utilizan para muchos otros tipos de tratamientos de aguas residuales, incluyendo las aguas residuales industriales y agrícolas, y la escorrentía de aguas pluviales.

Marín *et al.*, (2009). En Cucuchucho, Michoacán diseñaron e instalaron un humedal artificial de flujo sub-superficial con plantaciones de vegetales acuáticos de la región. Dicho proyecto se encuentra dentro del Programa de Restauración Ambiental de la Cuenca del Lago de Patzcuaro, auspiciado por el IMTA.

Marín *et al.*, (2006). Instalaron un humedal artificial de tipo sub-superficial para el tratamiento de las aguas residuales de la comunidad ribereña de Santa Fe de la Laguna, obteniendo resultados favorables en cuanto a la remoción de materia orgánica y algunos metales.

Orozco *et al.*, (2006). En Tapachula, Chiapas instalaron y monitorearon un humedal sub-superficial de flujo vertical como tratamiento terciario de aguas provenientes del beneficiado del café. Dicho humedal estuvo integrado por tres celdas unidas en paralelo, con área total de 300 m^2 y con una pendiente hacia las salidas del 2%. Los análisis estadísticos demostraron significativas eficiencias de remoción.

Wang (2008). Investigaron la influencia de la raíz de las plantas sobre la hidrodinámica y la purificación de las aguas residuales en los humedales verticales descendentes, se estudian cuatro tipos de plantas con diferentes características de distribución de raíces: caña, *cannaceac, Cyperus alternifolius L.* y Rush (*Juncus effusus L.*) Deduciendo el proceso de tallado de estas plantas a través de la función Logística, se concluye que no hay uso para controlar la densidad inicial de siembra en el humedal, ya que la biomasa vegetal finalmente se elevará al valor máximo del hábitat.

Kadlec y Wallace (2009). Describieron que los procesos de eliminación de contaminantes en los humedales se basándose en observaciones de como los humedales naturales trataban naturalmente el agua donde se encontraban. Esto se debe a que los humedales son reactores muy complejos en los cuales muchos de los procesos tienen lugar simultáneamente, es decir: no hay vía única que describa la gama completa de los procesos involucrados en la eliminación de un contaminante determinado; esto los hace difíciles de estudiar.

Yeh *et al.*, (2009). Estudiaron los humedales construidos e indicaron que cada vez adquieren mayor aceptación, por ejemplo en Taiwán, 63 sistemas de humedales a gran escala de nueva construcción están en funcionamiento para el tratamiento de 338,000 m^3/d de agua superficial contaminada.

García *et al.*, (2010). En sus investigaciones en este campo en los últimos años ha dedicado el estudio de los aspectos, técnicos y científicos sobre los humedales construidos, sus ventajas y desventajas, indicando que debido a esta complejidad, los sistemas de humedales artificiales se han considerado como una "caja negra " desde su introducción. Sin embargo, en los últimos años, se ha visto un aumento dramático en el número de grupos de

investigación que estudia los procesos involucrados en la eliminación de contaminantes dentro de los humedales, de modo que el volumen de los conocimientos adquiridos y la información publicada ha aumentado considerablemente desde el año 2000.

Marchand *et al.*, (2010). Señalaron que los humedales construidos se han utilizado con éxito para mejorar la calidad de las aguas contaminadas y las aguas residuales por lo menos durante dos décadas.

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. En México, se han implementado sistemas de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. En algunos casos, la investigación lleva a buscar nuevas mejoras a este sistema y en otros se limita a aplicarlos.

3.3 Combinación de procesos

Una adecuada combinación de procesos naturales, o la combinación de procesos convencionales y de bajo costo puede compensar los pros y contras de cada uno y conseguir, tanto el tratamiento eficaz como la máxima capacidad de desinfección con vistas a una segura reutilización de las aguas residuales. En cuanto a esta temática algunas de las investigaciones realizadas se describen a continuación.

Kantawanichkul *et al.*, (2001). Evaluaron el tratamiento del agua residual de una granja porcícola mediante la combinación de humedales de flujo sub-superficial vertical plantado con *Cyperus flabelliformis* comparándolo con un humedal de flujo sub-superficial horizontal sin plantas. Concluyen que mediante esta combinación se puede reducir el área de tratamiento y que mediante recirculación se incrementa la remoción de la DQO y de sólidos suspendidos, no así de coliformes fecales.

Amendola *et al.*, (2003). Realizaron una comparación entre datos experimentales y teóricos y estableciendo una metodología mediante un modelo matemático adaptado para describir los procesos físicos de dos sistemas con lechos diferentes. Concluyeron que la información obtenida es insuficiente para realizar un análisis objetivo, por lo que recomiendan continuar con estudios más profundos.

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 helmintos. Concluyeron que con 100 m lineales de humedal se remueve el 100% de huevecillos de helmintos, mientras que utilizando una serie de lagunas, con un

arreglo de anaerobias, facultativas, y de maduración es posible eliminar hasta el 99% de estos parásitos.

Tanner y Sukias (2003). Evaluaron en Nueva Zelanda, la reducción de la concentración de la demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos y coliformes fecales en un sistema mixto laguna de maduración-humedal de efluentes de la industria avícola y piscícola. Concluyeron así que la laguna de maduración es más eficiente en la desinfección que los humedales con tiempos de retención hidráulica cortos.

Kim *et al.*, (2004). Utilizaron la combinación de procesos lagunas de oxidación y humedales, logrando en el primer proceso reducir la concentración de DBO en un 20%, un 85% de nitrógeno total y un 89% el fósforo total, en un tiempo de retención hidráulica de 10 días, sin embargo, en la celda del humedal aunque continúa el tratamiento, no se obtiene una reducción significativa de patógenos, por lo que se requiere de un tratamiento adicional.

Tanner *et al.*, (2000). Evaluaron la combinación de lagunas con humedales para medir la eliminación de contaminantes bajo diferentes condiciones de cargas orgánicas, aspectos hidráulicos y con diferentes tiempos de retención.

Johnson *et al.*, (2007). Estudiaron en Inglaterra, a nivel piloto, eficiencias de remoción de contaminantes mediante una laguna de estabilización, para diferentes estacionalidades del año, con un sistema de optimización mediante filtros de roca y celdas de humedales. Concluyeron que la combinación de procesos genera mejores eficiencias.

3.4 Factores que afectan el funcionamiento de humedales

En ingeniería ambiental se considera la evaluación continua de diferentes parámetros fisicoquímicos tanto para evaluar la carga en aguas residuales al ingreso de sistemas de tratamiento, como a la salida para evaluar la eficiencia del mismo. En nuestro país, los caudales de salida de sistemas de tratamiento antes de ser descargados a cualquier cuerpo receptor deben cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Chapman (1992). Señaló que la temperatura afecta directamente muchos de los procesos biológicos y fisicoquímicos, incluyendo a los nutrientes que se encuentran en el agua. En especial, afecta la solubilidad de muchos elementos y principalmente el oxígeno disuelto. En condiciones normales, a medida que aumenta la temperatura, la solubilidad del oxígeno es menor. El valor máximo permitido que marca la NOM-001-SEMARNAT-1996 es de 40ºC para la descarga en humedales.

Vymazal *et al.*, (2005). Estudiaron la distribución de las bacterias en las raíces de las macrófitas de los humedales de tratamiento. Señaló que la población bacteriana decrece de manera rápida durante los primeros metros del lecho y que influye el tipo de raíz por la planta utilizada.

Aguirre (2004). Indicaron que los procesos fisicoquímicos y microbiológicos, responsables de la eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en los humedales de flujo sub-superficial pueden variar en el tiempo y en el espacio y, además dependen de muchos factores. La degradación de la materia orgánica puede realizarse por diferentes vías, lo que dificulta entender su comportamiento, lo que hace persistir el concepto de caja negra en el diseño.

Braskerud (2002). Se han investigado intensamente cuatro humedales construidos de flujo superficial (CWs) para la retención de fósforo, de 3 a 7 años en el clima templado frío de Noruega. El objetivo de este estudio fue identificar los factores que afectan la retención de fósforo de fuentes no puntuales. La retención promedio de fósforo total para los CW individuales fue del 21-44% de la entrada, a pesar de la alta carga hidráulica (la carga media fue de 0,7-1,8 m por día). Sin embargo, el presente estudio se centra en la necesidad de investigar cómo los contaminantes entran en los humedales. Estos conocimientos se pueden utilizar para sugerir mejoras en el diseño de los humedales.

Thomas *et al.*, (2009). Este estudio se centra en el análisis de los valores del potencial redox y cómo afecta las funciones y los procesos del ecosistema de los humedales. Este estudio evaluó los patrones temporales y espaciales y la variabilidad del potencial redox del suelo en relación con: 1) hidrología, 2) enriquecimiento del fósforo del suelo y 3) comunidad de vegetación dominante en un humedal de los Everglades. El cambio de nivel de agua fue el principal impulsor de la variabilidad espacial a pequeña escala con mediciones redox que varían más cerca de la superficie del pantano durante las condiciones de bajo nivel de agua. El grado de respuesta redox a la fluctuación de la Tabla de agua disminuyó con el aumento de la profundidad del suelo. Estos hallazgos son importantes para entender cómo la alteración de la hidrología puede afectar los procesos del suelo y la función del ecosistema.

3.5 Aspectos hidráulicos

Braskerud (2002). Analizaron el efecto de diversos tipos de partículas arrastradas por lluvias sobre el tiempo de retención hidráulico. Señala una retención media anual de partículas del suelo entre 45 y 75%, entre 43 y 67% de partículas orgánicas y entre 20 y 44% de fósforo.

García *et al.*, (2003). Evaluaron la relación largo ancho y el tamaño del medio granular mediante pruebas de trazadores en un humedal de flujo horizontal sub-superficial, donde analiza los modelos con dispersión en flujo pistón y reactores con mezcla completa. Concluyeron que estos humedales son más eficientes con una amplia relación largo-ancho, y con un menor tamaño de medio granular para reducir la dispersión externa.

Richter *et al.*, (2003). Estudiaron en Inglaterra diferentes tipos de humedales en los que se midió la conductividad hidráulica con el objeto de evaluar su eficiencia en el tratamiento de aguas contaminadas de origen pluvial, con un propósito futuro de generar nuevas recomendaciones para el diseño de estos sistemas.

Ranieri *et al.*, (2003). Analizó el fenómeno de la evapotranspiración (entre 21 y 32 mm/d) así como el efecto de la conductividad hidráulica, aplicando la Ecuación de Darcy, analizando los procesos de taponamiento por acumulación de partículas y, su efecto conjunto sobre el tiempo de retención hidráulico.

Langergraber *et al.*, (2003). Realizaron a escala piloto en Australia el estudio del problema del taponamiento en humedales de tipo vertical. Concluye que la acumulación de partículas disminuye la disponibilidad de oxígeno disuelto, y presenta una Ecuación para predecir el problema causado por acumulación de sólidos.

Cooper (2005). Analizaron casos de estudio de humedales de tratamiento de flujo vertical sobre los últimos 20 años y su uso con sistemas híbridos. Examina la carga hidráulica y el tipo de medio filtrante y concluye que es factible obtener agua tratada con una concentración menor de 10 mg/L de DBO_5 y menos de 2 mg/L de nitrógeno amoniacal.

3.6 Aspectos fisicoquímicos y biológicos en humedales

Greenway y Woolley (2001). Investigaron en humedales de tratamiento en Cairns, Australia, la remoción de nutrientes y los cambios en biomasa durante tres años. Hacen la comparación de diferentes tiempos de retención hidráulica, variando la carga orgánica del nitrógeno total y fósforo total. Se tiene como objetivo determinar la proporción de remoción de nutrientes asimilados como biomasa vegetal por las especies macrófitas y se concluye que éstas juegan un papel importante en la eliminación de nutrientes, especialmente cuando se utiliza una variedad de especies.

Chazarenc y Merlin (2005). Analizaron en Francia un humedal de flujo vertical, la influencia de la acumulación de materia sobre la hidráulica y el ambiente biológico del sistema. Los resultados mostraron una acumulación vertical que afectaba las tasas de respiración, la hidráulica del humedal y la biodiversidad de especies.

3.7 Clasificación de los humedales construidos

EPA (1993) y EPA (2000). Realizaron las clasificaciones más recientes de sistemas de humedales artificiales desarrollados para el tratamiento de aguas residuales se hacen en función de la presencia o no de superficie libre de agua en contacto con la atmósfera: a) Sistemas de flujo libre y sistemas sub-superficiales.

Vymazal (2005). Estudió los humedales artificiales y también los clasifica como de flujo horizontal o vertical. En un sistema de flujo horizontal típico, las aguas residuales se mantienen a una profundidad constante y fluye horizontalmente por debajo de la superficie del medio granular.

Brix y Arias (2005). Señalaron que en los sistemas de flujo vertical, las aguas residuales se distribuyen sobre la superficie del humedal y escurren a través del medio granular. Los sistemas verticales se pueden clasificar al menos cuatro tipos en función de los regímenes hidráulicos: flujo no saturado (como los filtros convencionales de goteo), flujo

permanentemente saturado, flujo intermitente no saturado, e inundación y drenaje de humedales. Con excepción de los sistemas de flujo permanentemente saturado, el modo de funcionamiento de los sistemas verticales mejora la aireación de la cama o substrato, en comparación con los humedales de flujo horizontal. En consecuencia, los sistemas verticales operan, generalmente, en condiciones de mayor oxidación en comparación a los horizontales y son mucho más eficientes ya que pueden tratar una mayor carga contaminante. Además, los sistemas verticales producen efluentes nitrificados, mientras que los sistemas horizontales a menudo tienen muy limitada capacidad de la nitrificación.

Lara (1999) y Urbanarbolismo (2010). Determinaron que la principal característica de los sistemas de flujo sub-superficial es la ausencia de contacto directo del agua con el aire ya que el nivel del agua está por debajo de la superficie del medio granular por lo que no está expuesto, lo que evita la presencia de insectos. Tampoco se presentan inconvenientes con el acceso de público. De esta forma es posible su ubicación muy cerca de viviendas y núcleos urbanos, creando así una zona verde particularmente apreciada desde el punto de vista estético y medioambiental.

Kadlec y Wallace (2009). Estudiaron la descripción de los procesos de eliminación de contaminantes en los humedales dada en estos libros, A menudo se basa en las conclusiones extraídas de experimentos en los humedales naturales u otros procesos de tratamiento de aguas residuales. Esto se debe a que los humedales son reactores muy complejos en los cuales muchos de los procesos tienen lugar simultáneamente, es decir: no hay vía única que describa la gama completa de los procesos involucrados en la eliminación de un contaminante determinado; esto los hace difíciles de estudiar.

Ramírez Carrillo *et al.*, (2009). Realizaron un estudio en un humedal artificial acoplado a un filtro de pulimento con la finalidad de obtener agua apta para la preservación de vida acuática silvestre y durante 12 meses de operación, se logró una reducción global de hasta 92% de la demanda química de oxígeno (DQO), 85% de N-NH4 y 80% de PO_4 $_3$-. La calidad final del agua obtenida por este sistema puede ser considerada como buena para propósitos de acuicultura, los porcentajes de remoción promedio fueron de 92%, 85% y 80% para los parámetros DQO, N-NH4 y PO43-, respectivamente.

García *et al.*, (2010a). Utilizaron en la práctica sistemas lagunares y humedales, y los combinaron para formar los humedales híbridos, los cuales proporcionan una mayor eficiencia de remoción.

Gallego (2010). En su tesis expusó las ventajas y limitaciones de los dos tipos de humedales, Flujo superficial y flujo sub-superficial, proponiendo este ultimo como el más adecuado a las condiciones tropicales de la región de Colombia en cuanto a la remoción de metales y a la necesidad de aislar vectores que afecten a la calidad del agua y a la población.

García (2010). En su tesis estudió el uso de *Typha Latifolia* para la remoción de materia orgánica y de Cu de agua doméstica mediante el Humedal de la UAM-A. También determinó la eficiencia de remoción de materia orgánica del 65% en promedio. Durante el periodo otoño-invierno; debido a condiciones reductoras en el sistema, solo se removió el

32% de materia nitrogenada. Durante el periodo primavera-verano, las condiciones reductoras continuaron, aunque la precipitación pluvial generó temporalmente ambientes oxidantes. Las eficiencias de remoción de materia nitrogenada y carbonácea para este periodo estacional fueron del 44 y 61%, respectivamente.

Barceló *et al*., (2014). 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 al 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.

Domínguez *et al*., (2012). Caracterizaron la geometría del sustrato de la primera y tercera sección obteniendo valores de porosidad y conductividad hidráulica, espesor, así como la geometría del piso del humedal. Así mismo obtuvieron estimaciones del comportamiento del flujo subterráneo y de la influencia de los factores climáticos. Definieron un desnivel de 0.26 cm hacia el Sur, lo cual afecta directamente el flujo de diseño del humedal.

De Anda Reyes (2013). En su tesis determinó el funcionamiento hidráulico de un humedal de la UAM-A 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. Concluyo 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.

Miceli *et al*., (2014). Estudiaron los distintos tipos de humedales existentes y los beneficios que estos sistemas aportan. Concluyeron que los tipos más utilizados para el tratamiento de agua son: las aneas (*Typhas pp.*), juncos (*Schoenoplectusspp., Scirpusspp.*), céspedes de caña (*Phragmites australis*), iris y palmas flotantes (*Cyperus alternifolius*). Entre otras especies se encuentran: *Scirpus californicus, Canna spp., Hemerocallis fulva, Colacasia esculenta, Iris versicolor, Iris hexagonae, Iris pseudacorus, Scirpus cyperinus, Thalia de albata.*

Galván *et al*., (2014). Estudiaron el comportamiento de humedales construidos frente a los drenajes ácidos de mina desde la perspectiva de la remoción de metales pesados, zinc y plomo particularmente, se adecuaron siete humedales construidos en fibra de vidrio a escala laboratorio en la Facultad de Ciencias Ambientales de la Universidad Tecnológica de Pereira (Colombia), variando el tipo de flujo y el material de adsorción. Concluyeron que dentro de los humedales con mejores condiciones para la remoción de plomo se encontraban los de flujo superficial plantado y que un aumento en la biomasa podría mejorar el rendimiento del sistema.

Zurita *et al*., (2015). Se evaluaron tres sistemas de humedales híbridos construidos a escala piloto para comparar su eficiencia en la remoción de coliformes totales y

Escherichia coli. El primer sistema estuvo compuesto de humedales construidos de flujo sub-superficial horizontal (HC-FSSH), seguido de lagunas de estabilización (LE); el segundo por HC-FSSH seguido de humedales construidos de flujo sub-superficial vertical (HC-FSSV); y el tercero, por HC-FSSV seguido de HC-FSSH. Los sistemas se evaluaron por duplicado durante un año de operación, cuatro meses de estabilización y ocho meses de monitoreo. Se monitoreo la conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto, obteniendo valores de conductividad por debajo de 1500 μS·cm-1 en promedio a la salida de los tres sistemas. Los resultados muestran que es posible lograr la desinfección natural de las aguas residuales mediante sistemas de humedales híbridos de dos etapas combinados apropiadamente. Sin embargo los coliformes totales no son los organismos indicadores más recomendables para evaluar el grado de desinfección alcanzado en los sistemas naturales de tratamiento.

Jaramillo *et al.*, (2016). Realizaron un estudio de tipo exploratorio experimental, desarrollado en un sistema de tratamiento de aguas residuales de cultivos de flores, ubicado en el área rural del municipio de Rio negro, Oriente de Antioquia en Colombia. En dos etapas, en la primera se efectuó el acondicionamiento fisicoquímico y biológico del sistema de tratamiento, en el cual se realizaron cambios estructurales a las instalaciones ya existentes. En la segunda etapa, se llevó a cabo el seguimiento de la remoción de los contaminantes durante nueve meses, Se logró mejorar la eficiencia del sistema de tratamiento en 7,1% para la Demanda biológica de oxígeno, 4,1% Demanda química de oxígeno, 56,9% sólidos totales y 117,2% sólidos suspendidos totales.

3.8 Parámetros físico químicos

Merino *et al.*, (2015). Evaluaron el desempeño de un tratamiento piloto municipal de aguas residuales mediante un Humedal construido de flujo horizontal, sub-superfical. Se obtuvieron eficiencias de remoción de metería biodegradable y no biodegradable a partir de la DBO con eficiencia de 80% y 90% y la DQO de 80% y 86%, también se obtuvo la remoción de Nitrógeno Total de 30% y 33% y de Fosforo Total entre 24% y 44%.

Sohair *et al.*, (2012). Se construyó un humedal con un flujo vertical con una superficie de 457.56 m^2. La unidad del humedal fueron colocadas tres clases de plantas; *Canna*, *Phragmites australis* y el papiro de Chipre. La unidad de humedales fue alimentada con aguas residuales municipales tratadas con caudal afluente de 20 m^3/día. La eficiencia del sistema después de dos años de funcionamiento se evaluó tanto en términos de remoción de masa y mejora de la calidad del agua, tanto fisicoquímica como biológicamente. El análisis biológico se realizó para coliformes totales, coliformes fecales y *Escherichia coli*. Los resultados obtenidos mostraron que la eficiencia media de eliminación de DQO, BOD y TSS en el efluente final fue del 88%, 90%, 92%, respectivamente, con valores residuales correspondientes de 30.60 mg/l, 13.20 mg l y 8.50 mg/l.

Morató *et al.*, (2014). Analizaron la influencia de los diferentes factores ambientales y del diseño en la eliminación de los indicadores microbianos, en humedales construidos de flujo sub-superficial utilizados para el tratamiento de aguas residuales. Considerando diferentes tirantes de profundidad de agua, se determino que peraltes de menor tamaño incrementaban

la remoción de los patógenos, pero también debe tomarse en cuenta la especie que se tenga plantada en el mismo debido a condiciones de oxidación. Al mismo tiempo, los humedales construidos con materiales porosos también presentan un claro efecto disminuyendo la presencia de los indicadores microbianos adheridos en la biopelícula y las raíces de los macrófitos e hidrofitos, a lo largo del humedal.

3.9 Hidrodinámica en los humedales

Guardo *et al.*, (1995). Describe la aplicación del modelo hidrodinamico SHEET2D al Proyecto de Eliminación de Nutrientes. El proyecto ENR es un proyecto piloto de 3 655 hectáreas, ubicado en Florida, USA. El funcionamiento del sistema de tratamiento se utilizará para demostrar el rendimiento de los sistemas de humedales construidos a gran escala para la eliminación del fósforo de la escorrentía de aguas pluviales del Área Agrícola de los Everglades en Florida, Estados Unidos. Este modelo es de los más grandes del mundo. SHEET2D es un modelo hidrodinámico de profundidad bidimensional, que es aplicable a las condiciones de flujo de aguas poco profundas. Se utilizo para analizar el cortocircuito localizado en las zanjas agrícolas dentro del área del proyecto utilizando el modelo RBFVM-2D, que es un modelo hidrodinámico de volumen finito que también es aplicable a las condiciones de flujo de aguas poco profundas.

Somes *et al.*, (1999). En este trabajo se describe la simulación numérica de la hidrodinámica de flujo dentro de un humedal. Utilizando los datos obtenidos de una investigación sobre el terreno de la hidrodinámica de humedales en el humedal de investigación de la Universidad de Monash, se desarrolló y calibró un modelo bidimensional. MIKE 21, de profundidad media desarrollado por el Instituto Danés de Hidráulica para realizar las simulaciones. La observación de campo encontró que la rugosidad hidráulica, reflejada en las diferentes zonas de vegetación, y la relación entre la profundidad del agua y la vegetación, fueron los factores que controlaron el flujo dentro del humedal.

Florent *et al.*, (2003). Se realizó una modelación en humedales sub-superficiales en Francia para conocer los tiempos de retención (TRH) a lo largo del sistema utilizando las herramientas matemáticas generalmente empleadas en procesos de la ingeniería química. Las distribuciones del TRH Se monitorearon seis TRH experimentales para determinar las características del flujo. Se encontró que la evapotranspiración jugó un papel importante en el verano al mejorar el TRH.

Yoshihiro *et al.*, (2005). Usando observaciones de campo y leyes básicas de mecánica de fluidos, el coeficiente de resistencia y el coeficiente de viscosidad dinámica resultan ser predecibles en función del número de Reynolds basado en la escala característica de longitud de la vegetación. La escala característica de la longitud de la vegetación varía grandemente con las especies de la vegetación, densidad de la vegetación. En el rango bajo del Número de Reynolds, ambos coeficientes alcanzan valores mucho más altos que los típicos de los estuarios y ríos con poca vegetación. Estos hallazgos pueden aplicarse también en otros humedales de marea con vegetación, incluyendo las marismas.

Liwei *et al.*, (2008). Simularon un humedal de flujo sub-superficial utilizando un código dinámico de fluido computacional. Se simuló el medio poroso y se obtuvo la distribución de tiempo residente líquido, se utilizo un modelo de trayectoria de partículas. El efecto de la conFiguración del humedal y las condiciones de operación en el rendimiento hidráulico del mismo. Los resultados indicaron que el rendimiento hidráulico del sistema fue adecuado pero debido a su forma geométrica rectangular, el flujo tendía a presentar zonas muertas en las esquinas, además en este sistema no se cuenta con mamparas. La interfaz visual del software utilizado permite observar las zonas predominantemente del flujo así como velocidad de desplazamiento en las diferentes secciones.

Chormański *et al.*, (2009). Aplicaron un modelo hidrodinámico 1D inestable para el cálculo de las características de las crecidas hidro-ecológicas en la cuenca del Bajo Biebrza, ubicada en el noreste de Polonia. El modelo 1D se combina con el Modelo Digital de Elevación para determinar la extensión de la inundación. El modelo fue calibrado usando mediciones de la extensión de la inundación, también se analizaron sus relaciones con grupos particulares de vegetación generalizada. Los resultados muestran una congruencia significativa entre el tipo de vegetación y las características de inundación calculadas. Se confirmó que el modelo hidrodinámico era una herramienta útil para calcular las características de inundación.

Han *et al.*, (2012). Su trabajo describe algunas cuestiones computacionales y metodológicas que surgen de la aplicación de un modelo hidrodinámico bidimensional a un estuario en Inglaterra La centralidad de este trabajo es la implementación de modelos hidrodinámicos y de transporte de sedimentos para caracterizar el régimen actual del proceso. Se consideran dos aspectos del modelado hidrodinámico. En primer lugar, se exploran los aspectos prácticos del modelado, en términos de nuestra capacidad para representar el flujo dentro de un entorno morfológicamente complejo. En segundo lugar, el papel del modelado numérico como base para la explicación geomorfológica se estudia brevemente. Físicamente basados en una alta resolución del espacio-tiempo.

3.10 Modelos hidrodinámicos

Malcherek (2000). Aplicó el modelo numérico TELEMAC-2D en el tributario Hunte del estuario Weser en Alemania. En este trabajo se presenta 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 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 y el método del elemento finito.

Anderson y Bates (2002). Aplicación del 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 y por hora, y 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 los datos obtenidos con un Radar de Apertura Sintética.

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 describe 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 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.

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 sistema de información geográfica (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 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.

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 construyeron 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.

Brière *et al.*, (2006). 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.

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, RMA2. El modelo se realizó para analizar los efectos de las corrientes en 2D 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 agua contaminada va y viene con variaciones en la dirección de flujo. Como resultado de este movimiento de contaminantes, una oscilación en la concentración aparece con el tiempo.

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 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.

Song *et al.*, (2009). Evaluaron el Índice de la Calidad del Agua basado en el modelo QUAL2E, que es 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 Sistema de Información Geográfica, 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 y Tsai., (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; 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.

Zhou *et al.*, (2011). Analizaron el acoplamiento de un 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 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, y 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 se construyó usando 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. El área Urbana contribuye en un 75% a la DBO en la cuenca.

Lai*et et al.*, (2013). Construyeron un modelo de la calidad del agua para obtener valores representativos de SST 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.

Penepinto *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.

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 se deriva de la Ecuación de Navier-Stokes para modelar la temperatura del agua en la red. Se solucionó la calidad del agua usando Matlab y fue evaluado en redes pequeñas y medianas.

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 yNoksan. 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 puerta Daejeo y el flujo de descarga desde la puerta Noksan. Se concluyó que la calidad del agua empeora después que las puertas se abren.

Yasin *et al.*, (2014). Examinaron 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.Actualmente, existen pocos trabajos que han aplicado en particular el modelo TELEMAC-2D para el estudio de la hidrodinámica en cuerpos de agua. Sin embargo, a través de éstos se ha demostrado su utilidad y eficiencia en el campo.

3.11 Índice de calidad del agua

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

Brown *et al.*, (1970). 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, $NO_{3\text{-}N,}$ 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.

Montoya (1997). En Latinoamérica, el desarrollo y aplicación de estos índices se ha dado con más auge en México, desarrollando diversos ICA. El índice INDICSEDUE 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.

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.

Romero *et al.*, (1999). 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.

Orozco (2003). Adoptó 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, sólidos suspendidos totales (SST), conductividad y temperatura.

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.

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, DBO5, fósforo total, pH y coliformes totales.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 4

Estado del arte

4.1 Generalidades

Los humedales y las lagunas de estabilización se clasifican como sistemas naturales pasivos de tratamiento, por no requerir energía eléctrica para su funcionamiento, ya que utilizan energía solar y son sistemas sencillos de operar (Crites *et al*., 1988; Moshiri, 1993; Pearson y Green, 1995; Mara y Pearson, 1998; Romero, 1999). Los humedales reciben varios nombres en español, como humedales construidos (constructed wetlands), humedales creados, humedales artificiales, biofiltros, etc. En la presente tesis se les nombrará humedales artificiales.

La Secretaría de la Convención de Ramsar (2006) define a los humedales naturales como las extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros. Son ecosistemas que incluyen en sus componentes estructurales y funcionales aspectos hidrológicos (recarga de acuíferos), ecológicos, reducción de contaminantes, protección de calidad del agua y de la biodiversidad), económicos (actividades productivas). Constituyen una reserva de recursos naturales, juegan un papel importante en el ciclo hidrológico, por lo que es necesario su conservación y utilización (Rodríguez *et al.*, 2006). En los humedales de tratamiento se emulan los procesos de purificación existentes en los humedales naturales, sin embargo, éstos son concebidos como sistemas de depuración de aguas residuales en los que se incorporan elementos de ingeniería, son diseñados, construidos y operados con propósitos específicos para una calidad de agua esperada, en función de un requerimiento de reúso o normativo, se incrementan de manera importante las eficiencias de mejoría de calidad del agua y tienen como objetivo la eliminación o reducción de los contaminantes contenidos en el agua residual (Kadlec y Knigth, 1996).

4.2 Tipo de flujo

El número de Reynolds es quizá uno de los números adimensionales más utilizados. La importancia radica en que nos habla del régimen con que fluye un fluido, lo que es fundamental para el estudio del mismo. Si bien la operación unitaria estudiada no resulta particularmente atractiva, el estudio del número de Reynolds y con ello la forma en que fluye un fluido es sumamente importante tanto a nivel experimental, como a nivel industrial. En el presente proyecto se estudia el número de Reynolds, así como los efectos de la velocidad en el régimen de flujo.

Cuando un líquido fluye en un tubo y su velocidad es baja, fluye en líneas paralelas a lo largo del eje del tubo; a este régimen se le conoce como "flujo laminar". Conforme aumenta la velocidad y se alcanza la llamada "velocidad crítica", el flujo se dispersa hasta que adquiere un movimiento de torbellino en el que se forman corrientes cruzadas y remolinos; a este régimen se le conoce como "flujo turbulento" (Figura 4.1). El paso de régimen laminar a turbulento no es inmediato, sino que existe un comportamiento intermedio indefinido que se conoce como "régimen de transición".

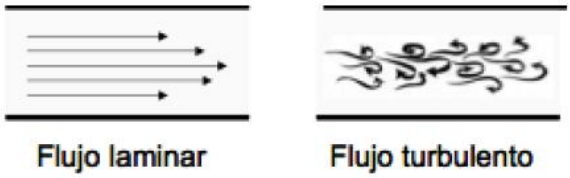


Figura 4.1. Regímenes de flujo

El flujo en canales abiertos puede clasificarse en los siguientes cuatro tipos de regímenes: laminar-subcrítico, turbulento-subcrítico, laminar-supercrítico y turbulento-supercrítico. Los números empleados para realizar dicha clasificación son: el número de Reynolds y el número de Froude.

4.3 Número de Froude: flujo subcrítico, crítico y supercrítico

El estado del flujo en canales abiertos está gobernado por los efectos de viscosidad y gravedad relativa a las fuerzas de inercia del flujo. El efecto de la gravedad se representa por una relación de las fuerzas de inercia a las fuerzas de gravedad. Esta relación se define por el número de Froude y es el cociente entre la velocidad media y la celeridad relativa de la onda dinámica:

Ecuación 4.1	
$F = \frac{v}{C_{rd}} = \frac{v}{\sqrt{gd}}$	**Donde:** v: velocidad media del flujo, m/s C_{rd}: Celeridad relativa de onda media g: Gravedad, m/s^2 d: Tirante, profundidad del flujo, m

Mediante este número se clasifica al flujo en subcrítico si F<1 y supercrítico para F>1. Si el F=1, se habla de flujo crítico.

4.4 Número de Reynolds: flujo laminar, intermedio o turbulento

El flujo a superficie libre, efecto de la viscosidad relativo al de inercia del fluido, puede representarse por el número de Reynolds, que se define como:

Ecuación 4.2	
$Re = \frac{u.d}{v}$	**Donde:** Re: Número de Reynolds , adimensional u Viscosidad Relativa del agua v: Velocidad media, m/s d: Tirante, profundidad del flujo, m

Valores pequeños de Re se utilizan para describir el flujo laminar, mientras que valores mayores corresponden a flujo turbulento. El rango intermedio corresponde a flujo en transición.

En general, 1000< Re<3000 indican la condición de este último. Una modificación del número de Reynolds (Ponce, 1995) se presenta como:

Ecuación 4.3	
$\mathrm{Re} = \frac{\mathrm{D_o}}{\mathrm{D_m}} = \frac{\mathrm{L_o}}{\mathrm{L_m}}$	**Donde:** Re: Número de Reynolds , adimensional D_o Viscosidad Relativa del agua D_m: Velocidad media, m/s d: Tirante, profundidad del flujo, m

También puede escribirse como:

Ecuación 4.4	
$Re = \frac{R_e}{2.S_o}$	**Donde:** Re: Número de Reynolds , adimensional D_o Viscosidad Relativa del agua D_m: Velocidad media, m/s d: Tirante, profundidad del flujo, m

4.5 Hidrología

La hidrología es el factor de diseño más importante en un humedal construido porque reúne todas las funciones del humedal y es a menudo el factor primario en el éxito o fracaso del sistema (Lara, 1999):

- Pequeños cambios en la hidrología pueden tener efectos importantes en un humedal y en la efectividad del tratamiento.
- Debido al área superficial del agua y su poca profundidad, un sistema actúa recíproca y fuertemente con la atmósfera a través de la lluvia y la evapotranspiración (la pérdida combinada de agua por evaporación y transpiración de las plantas).
- La densidad de la vegetación en un humedal afecta fuertemente su hidrología, primero, obstruyendo caminos de flujo siendo sinuoso el movimiento del agua a través de la red de tallos, hojas, raíces, y rizomas y, segundo, bloqueando la exposición al viento y al sol.

El flujo a través del humedal debe superar la resistencia por fricción del mismo sistema. Esta resistencia es impuesta por la vegetación y la capa de sedimentos en los Humedales Sub-superficiales, y el medio, las raíces de las plantas y los sólidos acumulados en los SFS. La energía necesaria para superar esta resistencia viene dada por la pérdida de carga entre la entrada y la salida del sistema. La relación largo-ancho tiene una gran influencia en el régimen hidráulico y en la resistencia al flujo del sistema. En teoría grandes relaciones largo:ancho, 10:1, o mayores asegurarían un flujo pistón, pero tienen el inconveniente de que en la parte alta se desbordan debido al incremento en la resistencia al flujo causado por la acumulación de residuos de vegetación, principalmente en sistemas FWS, Por tanto, relaciones de 1:1 hasta aproximadamente 3:1 o 4:1 son aceptables. Los cortocircuitos pueden ser minimizados con una cuidadosa construcción y mantenimiento del fondo del humedal, con el uso de múltiples celdas, y con la intercalación de zonas abiertas (sin vegetación) para la redistribución del flujo. El flujo

de agua en un humedal FWS es descrito por la *Ecuación de Manning* (Ecuación 4.5), que define el flujo para canales abiertos y se puede aproximar para un humedal construido:

Ecuación 4.5	
$v = \frac{1}{n} y^{2/3} s^{1/2}$	**Donde:** v: velocidad de flujo, m/s n: coeficiente de Manning, s/m$^{1/3}$ y: profundidad del agua en el humedal, m s: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m

La velocidad de flujo en el humedal descrita por ésta Ecuación depende de la profundidad del agua, de la pendiente de la superficie del agua y de la densidad de la vegetación. Otras aplicaciones de la Ecuación de Manning para canales abiertos suponen que la resistencia por fricción solamente ocurre en el fondo y en las paredes del canal. En los humedales artificiales FWS la resistencia está distribuida sobre la totalidad de la columna de agua, ya que las plantas emergentes y los restos de vegetación están presentes en todo el espacio. La Ecuación de Manning también asume flujo turbulento, lo que no es completamente válido pero es una aproximación aceptable. Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por la Ecuación 4.6:

Ecuación 4.6		
$n = \frac{a}{y^{1/2}}$	**Donde:** a: factor de resistencia, s·m$^{1/6}$ y: profundidad del agua en el humedal, m	
a, s·m$^{1/6}$	**y, m**	**Vegetación**
0.4	<0.4	Escasa
1.6	0.3	Moderadamente densa
6.4	≤0.3	Muy densa y capa de residuos

En muchas situaciones, con vegetación emergente típica, es aceptable asumir para propósitos de diseño valores de a entre 1 y 4. Sustituyendo se obtiene:

Ecuación 4.7	
$v = \frac{1}{a} y^{7/6} s^{1/2}$	**Donde:** v: velocidad de flujo, m/s a: factor de resistencia, s·m$^{1/6}$ y: profundidad del agua en el humedal, m s: gradiente hidráulico, o "pendiente" de la superficie del agua, m/m

Para determinar la longitud máxima de una celda del humedal se puede utilizar las ecuaciones 4.8, 4.9 y 4.10, sustituyendo y reorganizando los términos:

Ecuación 4.8	
$v = \frac{Q}{Wy}$	Donde: v: velocidad de flujo, m/s y: profundidad del agua en el humedal, m s: gradiente hidráulico, o pendiente de la superficie del agua, m/m Q: caudal, m^3/d W: ancho de la celda de humedal, m AS: área superficial de la celda del humedal, m^2 L: longitud de la celda de humedal, m m: área superficial de la celda de humedal, m^2
Ecuación 4.9	
$W = \frac{A_S}{L}$	
Ecuación 4.10	
$s = \frac{my}{L}$	

Donde finalmente se obtiene la Ecuación 4.11:

Ecuación 4.11	
$L = \left[\frac{A_S y^{8/3} m^{1/2} \cdot 86400}{aQ}\right]^{2/3}$	**Donde:** L: Longitud máxima de la celda del humedal, m A_S: área superficial del humedal, m^2 y: profundidad del agua en el humedal, m m: área superficial de cada canal del humedal, m^2 a: factor de resistencia, $s \cdot m^{1/6}$ Q: caudal, m^3/d

El área superficial del humedal (**A_s**) se determina primero mediante el modelo de diseño de remoción del contaminante limitante. La Ecuación anterior permite el cálculo directo de la longitud máxima aceptable de una celda del humedal (**L**) compatible con el gradiente hidráulico seleccionado (**s**). Es aconsejable usar el gradiente hidráulico más pequeño posible para tener una reserva en caso de necesitarse ajustes futuros. Una relación largo-ancho ≤ 3:1 suele ser la mejor selección desde el punto de vista costo eficiencia, pero otras combinaciones de longitud y gradiente hidráulico son posibles también de modo que se pueda ajustar la forma del humedal al sitio y su topografía. El valor de **m** usado en la Ecuación, está típicamente entre 10 y 30% de la perdida de carga disponible. La máxima perdida de carga disponible es igual al total de la profundidad del agua (**y**) del humedal cuando **m** tiene un valor de 100%. Este no sería un diseño conservador, porque el humedal podría estar seco al final y no tendría capacidad de reserva si la resistencia al flujo aumentara en el futuro.

El valor de Q e**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**s el caudal promedio entre a entrada y la salida, para tener en cuenta las pérdidas o ganancias de agua debidas a la evapotranspiración, filtración y precipitación. Es usualmente aceptable para un diseño preliminar suponer los caudales de entrada y salida iguales. Para el diseño final del sistema será necesario tener en cuenta estas pérdidas y ganancias.

Por otro lado, es importante recordar la Ley de Darcy que describe el régimen de flujo en un medio poroso que es lo generalmente aceptado para el diseño de humedales tipo SFS usando suelo y arena como medio del lecho. El mayor nivel de turbulencia en el flujo ocurre en lechos que usan piedra muy gruesa; entonces la Ecuación de Ergun es más apropiada para este caso. La Ley de Darcy no es estrictamente aplicable a los humedales de flujo sub-superficial dadas

las limitaciones físicas en el actual sistema. Este asume condiciones de flujo laminar, pero el flujo turbulento puede darse con gravas muy gruesas cuando el diseño usa un gradiente hidráulico alto. La Ley de Darcy también asume que el flujo en el sistema es constante y uniforme, pero en la realidad puede variar por la precipitación, evaporación y filtración; así como por los cortocircuitos en el flujo que pueden llegar a presentarse por una desigual porosidad o mala construcción.

Si se utiliza una grava de tamaño pequeño o medio, si el sistema está apropiadamente construido para minimizar los cortocircuitos, si el sistema está diseñado para tener una mínima dependencia del gradiente hidráulico, y si las pérdidas y ganancias del sistema están adecuadamente reconocidas, la Ley de Darcy puede dar una aproximación razonable a las condiciones hidráulicas en el humedal tipo SFS, así la Ecuación 4.12, se puede aplicar para estos casos:

Ecuación 4.12	
$v = k_S \cdot s$	**Donde:** k_S: conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo, $m^3/m^2/d$. s: gradiente hidráulico o "pendiente" de la superficie del agua en el sistema, m/m v: *v*elocidad de Darcy, la velocidad aparente del flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, m/d

Y llegando a la Ecuación 4.13:

Ecuación 4.13	
$v = \frac{Q}{Wy}$	Donde: Q: Caudal promedio a través del humedal, m3/d [(Qo+Qe)/2] W: ancho de la celda de humedal, m y: profundidad del agua en el humedal, m v: velocidad de Darcy, la velocidad aparente del flujo a través de la totalidad del área de la sección transversal del lecho, m/d

Así entonces:

Ecuación 4.14	
$Q = k_S A_C s$	**Donde:** Q: caudal promedio a través del humedal, m^3/d k_S: conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección de flujo, $m^3/m^2/d$. A_C: área de la sección transversal perpendicular al flujo, m^2 s: gradiente hidráulico o "pendiente" de la superficie del agua en el sistema, m/m

Sustituyendo y reorganizando los términos es posible desarrollar las ecuaciones 4.15, 4.16 y 4.17 para determinar con un buena aproximación el ancho mínimo un canal del humedal SFS que sea compatible con el gradiente hidráulico seleccionado para el diseño de este.

Ecuación 4.15	
$s = \frac{my}{L}$	**Donde:** s: gradiente hidráulico o "pendiente" de la superficie del agua en el sistema, m/m m: Pendiente del fondo del lecho, % expresado como decimal y: profundidad del agua en el humedal, m L: Longitud de la celda del humedal, m W: ancho de la celda de humedal, m
Ecuación 4.16	
$L = \frac{A_S}{W}$	
Ecuación 4.17	
$A_c = Wy$	A_C: área de la sección transversal perpendicular al flujo, m^2

Donde finalmente se llega a la Ecuación 4.18:

Ecuación 4.18	
$W = \left[\frac{QA_S}{m\,k_S}\right]^{0.5}$	**Donde:** W: ancho de la celda de humedal, m A_S: área superficial de la celda del humedal, m^2 Q: al promedio a través del humedal, m^3/d m: área superficial de la celda de humedal, m^2 k_S: conductividad hidráulica de una unidad de área del humedal perpendicular a la dirección del flujo, $m^3/m^2/d$.

Nuevamente el área superficial del humedal (**As**) se determina en primer lugar, usando el modelo de diseño para la remoción del contaminante limitante. La Ecuación anterior permite calcular directamente el ancho mínimo absoluto aceptable de una celda del humedal (**W**) compatible con el gradiente hidráulico seleccionado (s). Otras combinaciones de ancho-gradiente hidráulico pueden ser posibles a fin de ajustar el diseño a las condiciones topográficas existentes en el sitio propuesto. El valor de **m** en la Ecuación típicamente se encuentra entre 5 y 20% de la perdida de carga potencial. En este caso se aplica la misma recomendación acerca de la no selección de la máxima perdida de carga disponible. Es realmente recomendable tomar un valor de la conductividad hidráulica efectiva (kS) ≤ 1/3 y que **m** no sea mayor del 20% para tener un factor de seguridad suficiente contra potenciales atascamientos, efectos de la viscosidad y otras contingencias que pueden llegar a ser desconocidas en el momento del diseño. Las Ecuación 4.1 y 4.18 son válidas cuando el flujo es laminar a lo largo de los espacios vacíos del medio, es decir, cuando el número de Reynolds es menor a 10. El número de Reynolds (NR) es función de la velocidad de flujo, del tamaño de los espacios vacíos y de la viscosidad. En muchos casos el NR será mucho menor de 1, en cuyo caso el flujo laminar impera y la Ley de Darcy es válida. Si el flujo es turbulento, entonces la conductividad hidráulica efectiva será significativamente menor que la predicha por la Ley de Darcy, y donde la velocidad de Darcy viene dada por la Ecuación 4.139.

Ecuación 4.19	
$N_R = \frac{vD}{\gamma}$	**Donde:** N_R: Número de Reynolds, adimensional D: diámetro de los vacíos del medio, tomarlo igual al tamaño medio del medio, m v: velocidad de Darcy, m/s γ: viscosidad cinemática del agua, m^2/s

La conductividad hidráulica (k_S) en las Ecuación 4.1 y 4.18 varían directamente con la viscosidad del agua, que a su vez es función de la temperatura del agua, donde éstas se pueden relacionar a través de la Ecuación 4.20:

Ecuación 4.20	
$\frac{k_{S\mid T}}{k_{S\mid 20°C}} = \frac{\mu_{\mid 20°C}}{\mu_{\mid T}}$	**Donde:** k_S: conductividad hidráulica a una temperatura **T** y 20 °C μ: viscosidad del agua a una temperatura **T** y 20 °C

Los efectos de la viscosidad pueden ser significativos en climas fríos, como es el caso de humedales de FSS operando durante los meses de invierno. Por ejemplo, la conductividad hidráulica de un agua a una temperatura de 5° C podría ser el 66% de la de un agua a 20° C. Este efecto ya está considerado en la recomendación previa del factor de seguridad (*diseñar con $k_S \leq 1/3$ del k_S efectivo*). Existen Tablas que presentan órdenes de magnitud estimados para un rango de materiales granulares que podrían ser usados en un humedal. Es recomendable que la conductividad hidráulica se estime *in situ* o en el laboratorio antes de hacer el diseño final.

4.5.1 Medición de la carga hidráulica

Para la determinación de la carga hidráulica se siguió la metodología sugerida por Domínguez-Mariani *et al*., (2012) y que se muestra simplificada en la Figura 4.2, utilizando un flexómetro se mide la profundidad del agua utilizando piezómetros. Estas lecturas se realizaron los meses de noviembre y diciembre de 2015, una vez por semana.

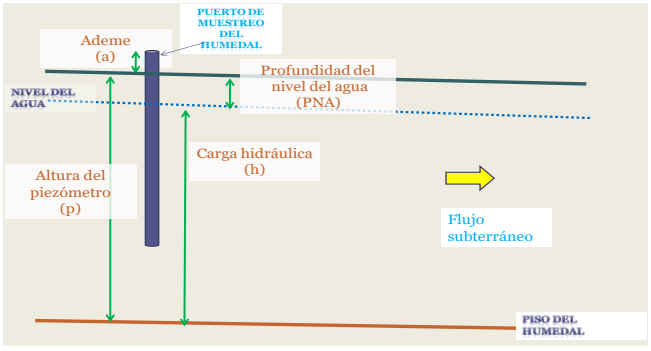


Figura 4.2. Metodología de medición de la carga hidráulica, de acuerdo a Domínguez-Mariani *et al*. (2012).

Para el cálculo de la velocidad del flujo subterráneo se utilizó la Ley de Darcy (Ecuación 4.22) como modelo de flujo de los humedales FS que involucra el gradiente hidráulico del sistema

(i=dh/dl), conductividad hidráulica (K) que integra parámetros como tamaño y porosidad (n) del medio utilizado. El valor de K se consideró constante en los cálculos realizados en el presente. El valor utilizado se tomó de Domínguez-Mariani *et al*. (2012) y es igual a 0.34.

4.5.2 Balance hídrico

La Ecuación 4.21 que describe el balance en humedales artificiales de acuerdo con Kadlec y Knight (1996) originalmente en caudales (volumen/tiempo), fue uniformizadas en cuanto a unidades para utilizar ahora alturas en cm, a fin de correlacionar todos los parámetros del balance con las cargas hidráulicas medidas en cm. Las cargas hidráulicas medidas fueron la forma de comprobar el comportamiento de las variables consideradas, así como de estimar los periodos de bombeo. El resultado neto del balance será el ascenso o descenso de las alturas observadas en cada uno de los piezómetros o bien la expresión del almacenamiento en el sistema, mediante su altura. De tal manera que la expresión final es:

Ecuación 4.21	
$H_i-H_o+H_P-H_{ET}= dH/dt$	**Donde:** H=altura (cm) t=tiempo $H_i=H_B$= Caudal de entrada del sistema estimada (cm) H_O= desconocida H_P=Precipitación diaria (cm) H_{ET}= Evapotranspiración diaria (ETo)según Método de Penman-Monteith (cm) dH/Dt=BH=Balance hídrico Total (cm)

Para el cálculo del balance por día, los parámetros evapotranspiración diaria obtenida por el método de Penman-Monteith (ETo) y la precipitación pluvial originalmente en mm, se convirtieron a cm. Al no existir registro continuo de las horas de bombeo se realizó una estimación del mismo, discriminando incrementos en la carga hidráulica causados por entrada de agua por bombeo y por infiltración de agua de lluvia. El caudal promedio de la bomba utilizada fue de Q=0.1lps, lo cual fue convertido también a cm. Así mismo, para la temporada de monitoreo no existió registro alguno de caudales de salida del sistema, pero se estima fueron mínimos.

4.6 Descripción del modelo IBER

El software IBER consta de un módulo hidrodinámico que permite la simulación bidimensional de canales en lámina libre y con lechos porosos, como humedales (y en consecuencia posibilita la definición de zonas inundables), un módulo de turbulencia y un módulo de transporte sólido por arrastre de fondo y en suspensión para la cuantificación de procesos de erosión y sedimentación tanto en canales, como en lechos porosos como humedales. Los campos de aplicación de la versión actual de IBER son:

- Simulación del flujo en lámina libre en cauces naturales como humedales naturales y/o construidos.
- Evaluación de zonas inundables y cálculo de las zonas de flujo preferente

- Cálculo hidráulico de redes de canales en lámina libre y recorrido en un lecho poroso
- Estabilidad de los sedimentos del lecho
- Procesos de erosión y sedimentación por transporte de material granular
- Visualización del comportamiento hidráulico en las diferentes secciones.

El modelo IBER consta de diferentes módulos de cálculo acoplados entre sí. Incluye un módulo hidrodinámico, un módulo de turbulencia, y un módulo de transporte de sedimentos por carga de fondo y por carga en suspensión. Las capacidades y características más destacadas del modelo IBER son las siguientes:

- Resolución integrada de las ecuaciones de Saint Venant 2D.
- Esquemas explícitos en volúmenes finitos con mallas no estructuradas.
- Capacidad de resolver flujo subcrítico y supercrítico, incluyendo resaltos hidráulicos móviles.
- Mojado y secado del dominio con la conservación exacta del volumen de agua.
- Modelación de la turbulencia mediante modelos de diferente complejidad.
- Estructuras internas: como vertederos y condiciones de frontera
- Delimitación de la zona de flujo preferente y de estancamientos.
- Evolución del lecho debido a transporte de sedimentos por carga de fondo y en suspensión.
- Interfaz amigable de pre y post-proceso.
- Integración en GIS.
- Verificado y contrastado con soluciones analíticas, con otros modelos, con ensayos de laboratorio y con medidas de campo.

Entre las líneas prioritarias de desarrollo del modelo se encuentran:

- Cálculos hidrológicos distribuidos, donde se consideran las ecuaciones hidrodinámicas de conservación de la masa y de momento.
- .Modelos de calidad de aguas.
- Transporte de mezclas de sedimento.

4.6.1 Ecuaciones hidrodinámicas

Para estudiar aspectos como velocidad del flujo en las diferentes secciones del humedal, el software IBER cuenta con un módulo hidrodinámico donde se resuelven las ecuaciones de conservación de la masa y de momento en las dos direcciones (Figura 4.21).

Ecuación 4.21	
$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial hU_x}{\partial x} + \frac{\partial hU_y}{\partial y} = Ms$	**Donde:** h=profundidad de la lámina de agua Ux, Uy = velocidades horizontales promediadas en profundidad. τs=fricción en la superficie libre debida al rozamiento producido por el viento Ms, Mx, My= términos fuente/sumidero de masa y de momento (mediante los cuales se realiza la modelación de precipitación, infiltración y sumideros).

Las ecuaciones que actúan en función de la fuerza tangencial del flujo, se describen a continuación en las ecuaciones 4.22 y 4.23.

Ecuación 4.22	
$\frac{\partial hU_x}{\partial t} + \frac{\partial hU_x^2}{\partial x} + \frac{\partial hU_xU_y}{\partial y} = -gh\frac{\partial Z_s}{\partial x} + \frac{\tau_{s,x}}{\rho} - \frac{\tau_{b,x}}{\rho} - \frac{g}{\rho}\frac{h^2}{2}\frac{\partial \rho}{\partial x} + 2\Omega + \frac{\partial h\tau_{xx}^e}{\partial x} + \frac{\partial h\tau_{xy}^e}{\partial y} + Mx$	**Donde:** h=profundidad de la lámina de agua Ux, Uy = velocidades horizontales promediadas en profundidad. g= aceleración de la gravedad, Zs=elevación de la lámina libre τs=fricción en la superficie libre debida al rozamiento producido por el viento ρ=densidad del agua Ω =velocidad angular de rotación de la tierra λ= latitud del punto considerado τexx, τexy, τeyy= tensiones tangenciales efectivas horizontales Ms, Mx, My= términos fuente/sumidero de masa y de momento (mediante los cuales se realiza la modelación de precipitación, infiltración y sumideros).

Ecuación 4.23	
$\cdot\frac{\partial hU_y}{\partial t} + \frac{\partial hU_xU_y}{\partial x} + \frac{\partial hU_y^2}{\partial y} = -gh\frac{\partial Z_s}{\partial y} + \frac{\tau_{s,y}}{\rho} - \frac{\tau_{b,y}}{\rho} - \frac{g}{\rho}\frac{h^2}{2}\frac{\partial \rho}{\partial y} - 2\Omega + \frac{\partial h\tau_{xy}^e}{\partial x} + \frac{\partial h\tau_{yy}^e}{\partial y} + My$	**Donde:** h=profundidad de la lámina de agua Ux, Uy = velocidades horizontales promediadas en profundidad. g= aceleración de la gravedad, Zs=elevación de la lámina libre τs=fricción en la superficie libre debida al rozamiento producido por el viento ρ=densidad del agua Ω =velocidad angular de rotación de la tierra τexx, τexy, τeyy= tensiones tangenciales efectivas horizontales Ms, Mx, My= términos fuente/sumidero de masa y de momento (mediante los cuales se realiza la modelación de precipitación, infiltración y sumideros).

4.6.2 Transporte de fondo

Para analizar el transporte de sedimentos a través de un medio granular poroso, el módulo de transporte de sedimentos utiliza el campo de velocidades, profundidades 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 Muller y la de Van Rijn. El transporte de sedimentos en suspensión se modela mediante una Ecuación de transporte turbulento promediada en profundidad del lecho, en este

caso se calculó mediante 3 estratos con diferentes alturas del lecho, para los tres diferentes tamaño de grano que se tienen en el humedal, los cuales anteriormente se han mencionado.

4.6.3 Partición de tensiones

La tensión total en el lecho del humedal está generada por dos variables:

- La rugosidad del material granular del sustrato (tezontle),la cual es proporcional al diámetro de grano, se cuenta con tres estratos de diferente tamaño de diámetro (0-5, 5-10 y 10-15 cm), por ende fue necesario realizar una corrida por cada uno de los estratos, con diferente coeficiente de Manning.
- La rugosidad del material con el que está construido el humedal, tanto en el piso como en las paredes, asignando el valor del coeficiente de Manning que se tiene establecido para muros de block ligero y firme de concreto.

Para ello las formulaciones implementadas utilizan la partición de tensiones de Einstein, en la cual se calcula la tensión de grano a partir de la tensión total como las descritas en las ecuaciones 4.24, 4.25, 4.26 y 4.27.

Ecuación 4.24	
$\tau_{bs}^{*} = \tau_{b}^{*}\left(\frac{n_s}{n}\right)^{1.5}$	**Donde:** n= coeficiente de Manning del material con el que se construyó el humedal ns=coeficiente de Manning del material granular (tezontle) para cada estrato τb= tensión total de fondo τbs=tensión de fondo debido al tamaño de grano τb*, τbs* = tensiones total y de grano adimensionales

Ecuación 4.25	
$n_s \approx \frac{K_{s\,(m)}^{1/6}}{25}$	**Donde:** n= coeficiente de Manning del material con el que se construyó el humedal ns=coeficiente de Manning del material granular (tezontle) para cada estrato Ks= altura de rugosidad de grano (calculada a partir del diámetro del sedimento)

Ecuación 4.26	
$K_s \approx 2 \div 3D_s$	**Donde:** Ds= diámetro del sedimento Ks= altura de rugosidad de grano (calculada a partir del diámetro del sedimento)

Ecuación 4.27	
$\tau_b^* = \frac{\tau_b}{(\rho_s - \rho) g D_s} \tau_{bs}^* = \frac{\tau_{bs}}{(\rho_s - \rho) g D_s}$	**Donde:** Ds= diámetro del sedimento Ks= altura de rugosidad de grano (calculada a partir del diámetro del sedimento) g= aceleración de la gravedad τb= tensión total de fondo τbs=tensión de fondo debido al tamaño de grano τb*, τbs* = tensiones total y de grano adimensionales, ρs= densidad del sedimento ρ = densidad del agua.

En IBER se ha utilizado Ks= 2.5 Ds.

4.6.4 Caudal sólido de fondo

En el humedal como se ha mencionado anteriormente, hay tres estratos con diferente granulometría, en el estrato inferior el flujo se mueve con mayor velocidad, debido a que los espacios intra-granulares son mayores, eso hace que se produzca un fenómeno denominado caudal sólido de fondo, La importancia de conocer el caudal de fondo es vital para el funcionamiento hidrodinámico, otorga datos sobre las zonas en las que se necesitara mantenimiento del sistema, también en que zona los sedimentos se concentraran, indirectamente también se sabe cómo influyen las pendientes, en el recorrido del flujo.

El cálculo del caudal de fondo se realiza a partir de formulaciones empíricas. En la versión actual del modelo se implementan dos formulaciones ampliamente conocidas y utilizadas:

- Meyer-Peter Müller
- Van Rijn
- Meyer-Peter Müller (1948)

La Ecuación original de Meyer-Peter y Müller (Ecuación 4.28) , deducida para fondos de grava desde 30 mm de diámetro, calcula el caudal sólido de fondo con la siguiente expresión:

Ecuación 4.28	
$q_{sb}^* = 8 \cdot (\tau_{bs}^* - \tau_c^*)^{3/2} = 8 \cdot (\tau_{bs}^* - \tau_c^*)^{3/2}$	**Donde:** q^*_{sb}= Caudal sólido de fondo τbs= tensión de fondo debido al tamaño de grano τ_c = tensiones debido a la inclinación de pendiente

Donde el caudal sólido adimensional se calcula como (Ecuación 4.29):

Ecuación 4.29	
$q^*_{sb} = \frac{q_{sb}}{\sqrt{\left(\frac{\rho_s}{\rho} - 1\right) g D_s^3}}$	**Donde:** q^*_{sb}= Caudal sólido de fondo Ds= diámetro del sedimento g= aceleración de la gravedad ρs= densidad del sedimento ρ = densidad del agua.

En caso de fondo plano se considera una tensión crítica de fondo adimensional de$\tau_c^* = 0.047$.Tras volver a analizar los datos utilizados para derivar la Ecuación anterior, Wong (2003) y Parker (2006) sugieren la siguiente corrección en la Ecuación 4.30:

Ecuación 4.30	
$q^*_{sb} = 3.97 \cdot (\tau^*_{bs} - \tau^*_c)^{3/2}$	**Donde:** q^*_{sb}= Caudal sólido de fondo τbs= tensión de fondo debido al tamaño de grano τ_c = tensiones debido a la inclinación de pendiente

En caso de fondo plano se considera $\tau_c^* = 0.0495$. En caso contrario, es necesario realizar una corrección por pendiente de fondo.

- Van-Rijn (1984)

En la formulación de van Rijn el caudal sólido de fondo se calcula a partir de las ecuaciones 4.31 y 4.32:

Ecuación 4.31	
$T < 0.3 \rightarrow q_{ab} = 0.053 \frac{T^{2.1}}{D^{0.3}}$	**Donde:** q^*_{sb}= Caudal sólido de fondo *T*= Un parámetro adimensional que mide el exceso de fricción de fondo por encima del valor *D*= diámetro del sedimento
Ecuación 4.32	
$T > 0.3 \rightarrow q_{ab} = 0.10 \frac{T^{1.5}}{D^{0.3}}$	**Donde:** q^*_{sb}= Caudal sólido de fondo *T*= Un parámetro adimensional que mide el exceso de fricción de fondo por encima del valor *D*= diámetro del sedimento

Siendo T un parámetro adimensional que mide el exceso de fricción de fondo por encima del valor crítico que define el umbral del movimiento:

Ecuación 4.33	
$$T = \frac{\tau_{bs}^{*} - \tau_{c}^{**}}{\tau_{c}^{*}}$$	**Donde:** *T*= Un parámetro adimensional que mide el exceso de fricción de fondo por encima del valor τbs= tensión de fondo debido al tamaño de grano τ_c = tensiones debido a la inclinación de pendiente

La Ecuación 4.34 para el transporte de un contaminante disuelto es:

Ecuación 4.34	
$$h\left(\frac{\partial C}{\partial t} + u\frac{\partial C}{\partial x} + v\frac{\partial C}{\partial y} - \frac{\partial}{\partial x}D_x\frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial y}D_y\frac{\partial C}{\partial y} - \sigma + kC + \frac{R(C)}{h}\right) = 0$$	**Donde:** h= profundidad del agua. C= concentración del contaminante. t= tiempo. u, v = velocidad en la dirección x y y. Dx, Dy = coeficiente de mezclado turbulento (dispersión). k= constante cinética de primer orden del contaminante.

La Ecuación 4.35 de balance de masa que considera la dispersión y la sedimentación es:

Ecuación 4.35	
$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = \frac{Q_{i-1}}{V_i}C_{i-1} - \frac{Q_i}{V_i}C_i + \frac{D_f}{V_i}(C_{i-1} - C_i) - K_d\rho_s\frac{W_s}{H}C_i + \Delta S$$	**Donde:** Ci= concentración del contaminante en el tramo i, (µg/L) Ci-1= concentración del contaminante en el tramo anterior (µg/L) Df= coeficiente de dispersión longitudinal Ws= velocidad de caída de los sedimentos adsorbentes del contaminante (m/s) Kd= coeficiente de partición agua-sedimento suspendido (L/kg) Vi= volumen del tramo del río (L) Qi, Qi-1= caudal en el tramo i del río y en el anterior, respectivamente (L/s) H = altura promedio de agua del tramo (m) ρs= densidad del sedimento adsorbente del contaminante (kg/L) ΔS= entradas externas de contaminantes en el tramo

4.7 Modelos Cinéticos de Remoción de Contaminantes

Los modelos cinéticos para el diseño de humedales diferencian tres situaciones, las cuales se resumen en la Tabla 4.1, según Gottschall *et al.* (2007).

Tabla 4.1. Modelos para diseño de humedales

Hipótesis	Modelo
Modelo cinético de flujo pistón con concentración de fondo, **C***	$\ln\left(\frac{C - C^*}{C_0 - C^*}\right) = -\frac{k}{q}y$
Modelo cinético de flujo pistón de acuerdo a la relación efluente – influente, $\mathbf{C_e/C_0}$	$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*}\right) = -\frac{k}{q}$
Modelo cinético de tanques de mezcla completa en serie de acuerdo a la relación influente – efluente	$\ln\left(\frac{C_e - C^*}{C_0 - C^*}\right) = \left(1 + \frac{k}{Nq}\right)^{-N}$
Donde: C : Concentración del contaminante en el punto evaluado, en mg/L C_e : Concentración deseada de contaminante en el efluente, en mg/L C_0 : Concentración del contaminante en el influente, en mg/L C*: Concentración de fondo del lecho del humedal, en mg/L k : Constante cinética, en m/año q : Carga hidráulica, en m/año	
N : Número de reactores de mezcla completa en serie considerados y : Distancia como fracción dentro del lecho del humedal	

Estas ecuaciones tienen aplicación tanto para humedales en flujo superficial como para los de flujo sub-superficial, la constante cinética **k** varía de acuerdo a los nutrientes, especies químicas a tratar, la temperatura, el medio de soporte, la especie utilizada y el diámetro de porosidad sobre la columna del lecho, principalmente.

4.8 Modelos de eliminación de contaminantes

4.8.1 Eliminación de la materia orgánica biodegradable

La Agencia de Protección Ambiental de los Estado Unidos ha propuesto una expresión simplificada, esta Ecuación es de uso común para el dimensionamiento de humedales. La eliminación de la MO medida como DBO tiene como límite máximo la DBO de fondo del lecho. El valor asignado a los coeficientes es a criterio del diseñador y el valor seleccionado modifica sensiblemente el área resultante. Donde la temperatura se debe monitorear frecuentemente (Ecuaciones 4.36, 4.37 y 4.38).

Ecuación 4.36	
$\frac{C_e}{C_0} = e^{(-k_T t)}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *k* = Constante cinética (días) C_0 = DBO en el afluente (mg/L) C_e = DBO en el efluente (mg/L)

Ecuación 4.37	
$k = k_{20}(1.06)^{(T-20)}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *k* = Constante cinética (días)

Ecuación 4.38	
$k_{20} = 0.678d^{-1}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *k* = Constante cinética (días)

La superficie está dada por la Ecuación:

Ecuación 4.39	
$A_s = \frac{Q(lnC_0 - lnC_e)}{kyn}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *k* = Constante cinética (días) *y* = Profundidad media del lecho (m). *n* = Densidad del follaje o la porosidad del medio de relleno (adimensional).

Las ecuaciones de regresión para calcular la eliminación de DBO en humedales más comunes son las desarrolladas por Knight (Ecuación 4.37) en 1990 y por Kadlec y Knight (Ecuación 4.38) en 1996.

Ecuación 4.40	
$C_e = (0.192C_0) + (0.097\ RHC)$	**Donde:** C_0 = DBO en el afluente (mg/L) RCH = Carga hidráulica superficial (cm/día) C_e = DBO en el efluente (mg/L)

Ecuación 4.38	
$C_e = (0.192C_0) + (0.097\ RHC)$	**Donde:** C_0 = DBO en el afluente (mg/L) RCH = Carga hidráulica superficial (cm/día) C_e = DBO en el efluente (mg/L)

Estas expresiones proporcionan información sobre la remoción esperada en estos sistemas, similares a las obtenidas con las ecuaciones cinéticas. Los mecanismos básicos por los cuales los humedales de flujo sub-superficial eliminan la DBO son similares a los que tienen lugar en los humedales superficiales; sin embargo, el área potencial de soporte a la biopelícula es mayor y hace que el proceso de eliminación sea más eficiente (Reed *et al.*, 1995).

4.8.2 Eliminación del Nitrógeno

En este caso es importante la nitrificación y la desnitrificación considerando lo siguiente:

4.8.2.1 Nitrógeno Total

El área necesaria para eliminar el nitrógeno total se puede estimar mediante un proceso iterativo entre las ecuaciones propuestas para nitrificación y desnitrificación sugeridas en las anteriores secciones. Por otra parte, durante el periodo 1991 a 1993, la North América Treatment Wetland Database (NADB, 1993) propone la siguiente regresión (Ecuación 4.39).

Ecuación 4.39	
$C_e = 0.46C_0 + 0.124TRH + 2.6$	**Donde:** C_0 = Concentración de nitrógeno total en el afluente (mg/L). *TRH* = Tiempo de residencia hidráulico (d) C_e = Concentración de nitrógeno total en el eflue (mg/L).

4.8.2.2 Nitrificación

Los ensayos realizados en los humedales de Santee, California permitieron desarrollar un modelo que estima el potencial de nitrificación, y se expresa por la siguiente Ecuación (Reed *et al.*, 1995):

Ecuación 4.40	
$k = 0.01854 + 0.3922(rz)^{2.6077}$	**Donde:** k = Constante de nitrificación a 20°C (d^{-1}). *rz* = Porcentaje de desarrollo radicular en el lecho

Una vez que se determina la constante cinética de nitrificación es posible determinar la eliminación de amoníaco, con las siguientes expresiones:

Ecuación 4.41	
$\frac{C_e}{C_0} = e^{(-kt)}$	**Donde:** *Ce* = Concentración de amoníaco en el efluente (mg/L). *Co* = Concentración de amoníaco en el afluente (mg/L). *k* = Constante cinética

Ecuación 4.42	
$A_s = \frac{Q\left(\frac{lnC_o}{lnC_e}\right)}{kyn}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *Ce* = Concentración de amoníaco en el efluente (mg/L). *Co* = Concentración de amoníaco en el afluente (mg/L). *k* = Constante cinética *y* = Profundidad promedio del lecho de plantas acuáticas (m). *n* = Porosidad del lecho de plantas acuáticas (adimensional). *Q* = Caudal promedio en el lecho de plantas acuáticas (m^3/d). *TRH* = Tiempo de residencia hidráulico (d)

El proceso es dependiente de la temperatura. El valor de la corrección de la constante cinética por temperatura k es:
Para temperatura ambiente de 0ºC = 0 d^{-1}
Para temperatura ambiente entre 1 - 10ºC = $k_{10}(1.15)^{(T-10)}$, d^{-1}
Para temperatura ambiente superior a 10ºC = $k\ (1.048)^{(T-20)}$, d^{-1}

4.8.3 Eliminación del fósforo

Los modelos para calcular la eliminación de fósforo están basados en la adsorción de los lechos. Kadlec y Knight (1996), utilizó las ecuaciones siguientes:

Ecuación 4.40	
$\frac{C_e}{C_0} = e^{(-k/TRH)}$	**Donde:** *Co* = Concentración de fósforo en el afluente (mg/L). *Ce* = Concentración de fósforo en el efluente (mg/L).

Ecuación 4.40	
$A_s = \frac{bQ(lnC_0/lnC_e)}{k}$	**Donde:** *As* = Área superficial del lecho de plantas acuáticas (m^2) *k* = Constante cinética donde si es de primer orden, se utiliza un equivalente de 2.73 cm/d. *Co* = Concentración de fósforo en el afluente (mg/L). *Ce* = Concentración de fósforo en el efluente (mg/L). *b* = Coeficiente de conversión, 100 cm/m. *Q* = Caudal promedio en el lecho de plantas acuáticas

4.9 Indicadores ambientales

Los índices de calidad son herramientas que permiten asignar un valor de calidad al medio a partir del análisis de diferentes parámetros. Su combinación da una visión más precisa del estado ecológico y el estado del medio biológico. Para conocer el grado de calidad de las aguas, independientemente del posible uso al que vayan a ser destinadas, se parte de la toma de muestras para la obtención de una serie de parámetros e indicadores.

4.9.1 Modelo mexicano

Los índices en el modelo mexicano en los parámetros fisicoquímicos se basan en la combinación de diferentes parámetros fisicoquímicos para proporcionar una visión global de la calidad del agua. Los valores de nitratos, nitritos, amonio, fosfatos, concentración de oxígeno, TOC, conductividad, pH y temperatura se usarán para obtener un nivel global de la calidad fisicoquímica de los ríos. Posteriormente son convertidos a un valor único -índice-, el cual se encuentra entre 0 (muy mala calidad) y 100 (excelente calidad).

Como se muestra en la Tabla 4.2, se utilizaron los resultados de 9 parámetros: pH, sólidos Suspendidos Totales, sólidos disueltos, 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, tal como se indica en el Apéndice A.

Tabla 4.2. Valores de ponderación de cada subíndice

PARÁMETRO	VALOR
pH	1.0
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	2.0
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	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

4.9.1.1 Criterios de cálculo

La aplicación de las ecuaciones para el cálculo del ICA mexicano 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. El Índice de Calidad del agua basado en el modelo mexicano de CONAGUA, se basa en la siguiente Ecuación. El cálculo del ICA se realiza aplicando la Ecuación 4.35.

Ecuación 4.41	
$$ICA = \frac{\sum_{1=l}^{n} I_i W_1}{\sum_{1=l}^{n} W_1}$$	**Donde:** ICA = índice de calidad del agua global Ii = índices de calidad para el parámetro i Wi = Coeficiente de ponderación del parámetro i n = Número total de parámetros

Algunas ventajas y desventajas del Índice de la Calidad del Agua (ICA) se resumen en la Tabla 4.4

Tabla 4.4. Ventajas y desventajas del uso de los Índices de Calidad del Agua

VENTAJAS	DESVENTAJAS
Permiten mostrar la variación espacial y temporal de la calidad del agua	Proporcionan u resumen con los datos.
Método simple y conciso, válido para expresar la importancia de los datos generados regularmente en el laboratorio.	No proporcionan información completa sobre la calidad del agua.
Útiles en la evaluación de la calidad de agua para usos generales.	No son de aplicación universal debido a las condiciones cambiantes de una región a otra.
Permiten una fácil interpretación de los datos.	
Identifican tendencias de la calidad del agua y puntos problemáticos	

4.9.2 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 suspendidos totales, SST; 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.

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 ecuaciones para el cálculo de los subíndices de calidad de sólidos suspendidos, conductividad eléctrica y pH se indican en el Apéndice B.

4.9.3 Criterios para el desarrollo de indicadores ambientales

Para la elaboración de los indicadores 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.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 5

Desarrollo experimental

El sistema natural de tratamiento Humedal, se encuentra ubicado en la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Azcapotzalco.El muestreo realizado se llevo a cabo a partir de la siembra de las especies *Typha latyfolia* y *Phragmites australis*, la siembra se realizó a lo largo de los tres canales, contemplándose canal y medio para la siembra de *Phragmites australis* y en el resto para la *Typha latifolia*, esto con la finalidad de comparar la remoción de contaminantes según la especie seleccionada.

5.1 Localización del área de estudio

5.1.2 Condiciones Climáticas en el sitio de estudio

En la mayor parte de su territorio se presenta clima Templado sub-húmedo (87%). La temperatura media anual es de 16°C. La temperatura más alta, mayor a 25°C, se presenta en los meses de marzo a mayo y la más baja, alrededor de 5°C, en el mes de enero. Las lluvias se presentan en verano, la precipitación total anual es variable: en la región estudiada es de 1000 mm anuales. (INEGI 2015) Figura 5.1.

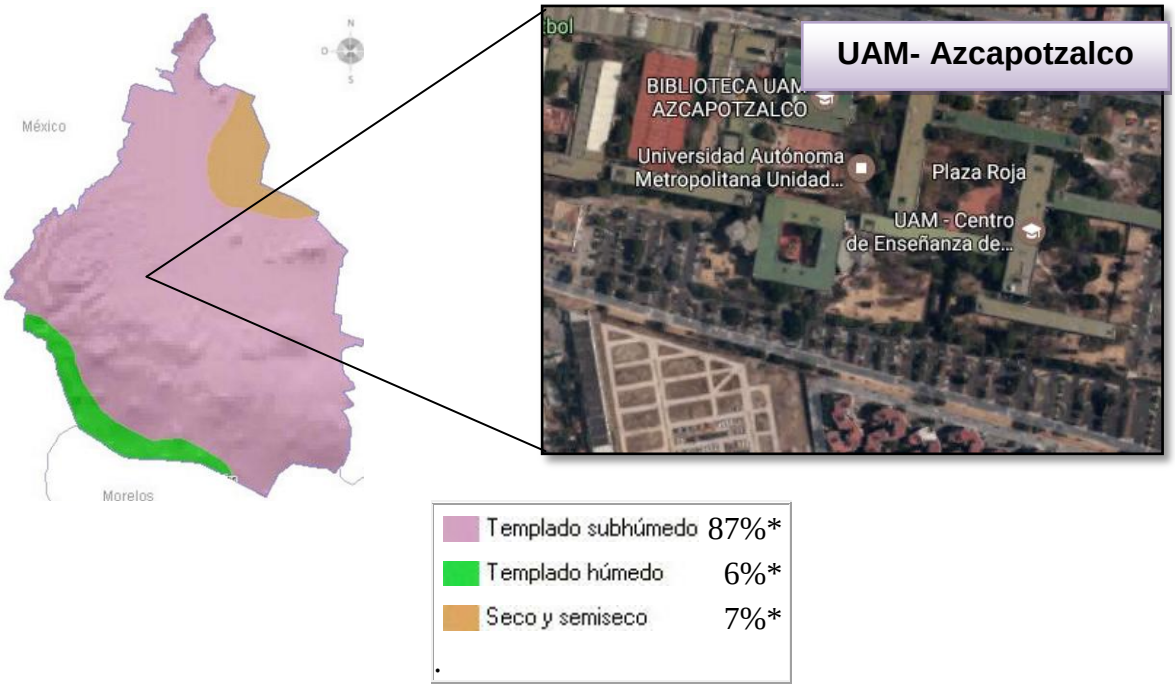


Figura 5.1. Localización geográfica del sitio de estudio

5.1.3 Localización

El sistema Humedal de la UAM-Azcapotzalco, está ubicado en la parte norte de la Universidad en Azcapotzalco, Ciudad de México, cuenta con un área de 360 m^2, los cuales son destinados de la siguiente forma: 40m^2 al pre-tratamiento, 120m^2 al primer humedal, 120m^2 a la laguna de maduración y 80m^2 al segundo humedal (Figura 5.2.b).



Figura 5.2. Vista satelital del humedal en Azcapotzalco

5.2 Determinación de la porosidad

La porosidad es una medida de espacios vacíos en un material, y es una fracción del volumen de huecos sobre el volumen total, entre 0-1, o como un porcentaje entre 0-100%. Como producto de la actividad volcánica, el tezontle es bastante duro y resistente, a pesar de ser una piedra porosa. Su resistencia lo hace un material ideal para sustrato para especies hidrofitas. También es un material ligero; su densidad varía entre 1.2 y 1.6g/cm^2. Para conocer el valor de la Porosidad o fracción de huecos, fue necesario analizar la siguiente información para los diferentes estratos del humedal.

a) Tamaño de partícula efectiva.
b) Peso seco de la muestra.
c) Peso húmedo de la muestra.
d) Peso de la muestra sumergida en agua.

El recipiente que se utilizo para sumergir la muestra fue construido en vidrio de 6mm de grosor con dimensiones de 15 x 20 x 16 cm con un volumen de 4800 cm^3

Calculo de Porosidad Aparente (Pa) (Ecuación 5.1).

Ecuación 5.1	
$Pa = \frac{s - w}{s - i} = 100$	**Donde:** Pa= Porosidad aparente en % S= Peso del sustrato húmedo W= Peso del sustrato seco i=Pesos del sustrato sumergido en agua

En la Tabla 5.1 se muestran los resultados de la aplicación de la formula de la Porosidad Aparente a los diferentes estratos, con los datos obtenidos del material correspondiente.

Tabla 5.1 Valores de porosidad aparente

Estrato	Espesor (m)	Tamaño de particular (m)	Porosidad aparente (%)
Superior	0.20	<0.015	30.96
Medio	0.30	0.015-0.06	26.81
Inferior	0.30	0.06-0.16	22.13

Para determinar la Porosidad a lo largo del lecho, se utilizó la Ecuación 5.2.

Ecuación 5.2	
$Pl = \frac{\sum(Pa1 * b1)}{B}$	Donde: Pl = Porosidad a lo largo del lecho Pa1 = Porosidad en cada estrato b1=Ancho de cada estrato. B = Ancho total del lecho

Una vez que se obtiene la Porosidad en todo el lecho es posible realizar la aproximación de la Conductividad Hidráulica (Ks**)** con la que operara el sistema, que es la facilidad con la que el agua se mueve a través de espacios porosos y fracturas porosas en el suelo o rocas, sujeta a un gradiente hidráulico y condicionada por el nivel de saturación y la permeabilidad del material. La conductividad hidráulica está en general determinada ya sea a través de un enfoque empírico como el de Kozeny-Carman, asi como también de algunos estudios de laboratorio basados en las teorías de Hazel o Breyer, o bien a través de un enfoque experimental, calculándola mediante ensayos, basados en la ley de Darcy.

5.3 Tasa de crecimiento para especies hidrófitas

Paralelamente, se estudió el crecimiento de las raíces de *P. australis* y *T. latifolia* con la finalidad de conocer las dimensiones de las raíces en el año 2016. Se reprodujeron las condiciones ambientales, y la disposición de los lechos, para observar el crecimiento de las especies, midiendo mes a mes y relacionando el tamaño de las plantas sembrada en columnas de acrílico con el promedio de las especies que se encuentran en el humedal SSFH.

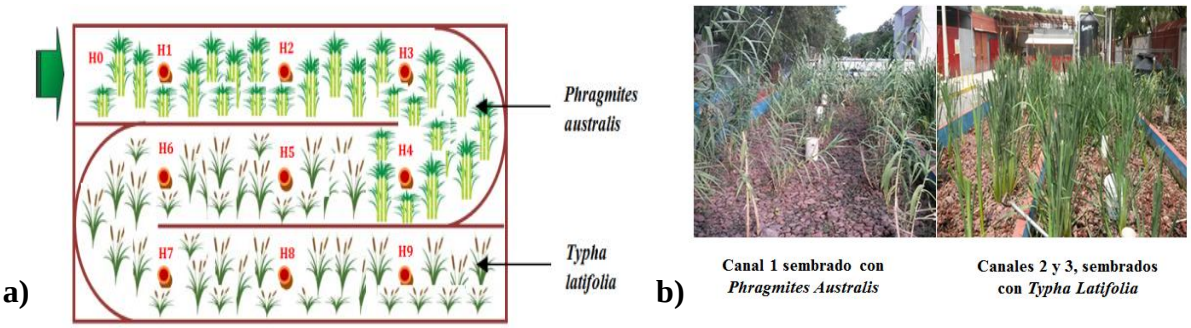


Figura 6.7. a).Distribución del *P. australis* y de la T. *latifolia* en el humedal. b). Plantas hidrófitas sembradas en los canales de humedal SSFH.

Con los resultados se elaboró una gráfica, para observar el crecimiento y compararlo con la altura total del lecho del humedal SSFH, la cual fue de 0.8 m. En la Figura 6.7 se muestra la disposición de las especies hidrófitas en el humedal.

5.3.1 Tasa de crecimiento para especies hidrófitas

Con la información de la porosidad de cada lecho y la densidad de la vegetación, puede obtenerse el factor de resistencia adimensional **α**, que implícitamente considera la obstrucción que tendrá el flujo y por lo tanto afecta la velocidad. Para el factor **α** de resistencia se han considerado los siguientes valores menor de 0.4 para vegetación escasa, 1.6 para moderadamente densa y 6.4 para muy densa y con capa de residuos. Para los humedales, el número de Manning (n) es función de la profundidad del agua debido a la resistencia impuesta por la vegetación emergente. La resistencia también depende de la densidad de la vegetación y de la capa de residuos que puede variar según la localización o la estación. La relación está definida por la Ecuación 4.6 en el capitulo anterior

5.4 Prototipo del humedal de la UAM-Azcapotzalco

Una vez que se verifico la porosidad del material poroso a utilizar, en cada uno de los estratos, es posible realizar un modelo a escala para observar realmente cual es el comportamiento de las líneas de flujo., preferentemente con un prototipo a escala. Para el presente proyecto el diseño del humedal fue revisado en el modelo que se presenta en la Figura 5.3, con escala de 1 a 20.



Figura 5.3. Modelo a escala del humedal de flujo sub-superficial de la UAM 1:20

El prototipo a escala debe considerar la mayor similitud geométrica al real, entre ellas están, las dimensiones a escala 1:20, las curvas en el cambio de canal, el peralte del chaflán de 0.4 m con un ángulo θ=34°, y la mayor cantidad de variables para que el funcionamiento del sistema sea lo más cercano a la realidad. (Figura 5.4).



Figura 5.4 a). Representación de curva con chaflán en el prototipo b) curva con material tezontle en prototipo

Asimismo se consideró el vertedero para la distribución equitativa del flujo (Figura 5.5). El sistema operó con un gasto de 0.1 L/s. y se escalo a 1:20, para verificar la proporcionalidad del comportamiento de las líneas de flujo a través de las camas de sustrato y en la curva peraltada, esto garantizara la mayor aproximación al comportamiento en el sistema construido a escala real.

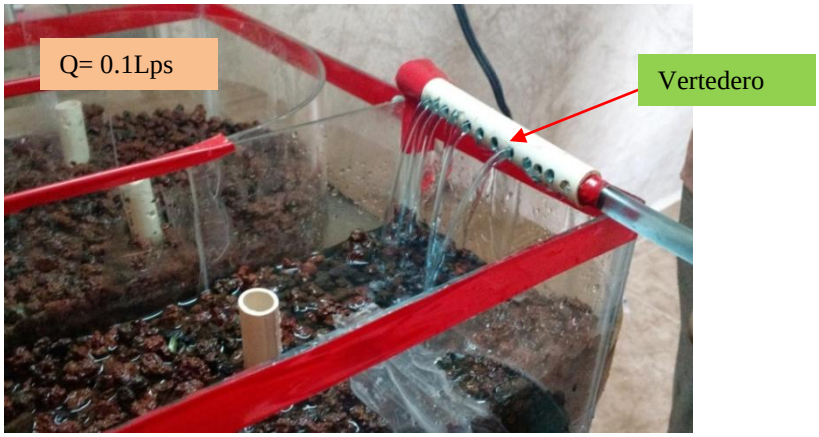


Figura 5.5. Funcionamiento de vertedero a escala 1:20

5.5 Determinación de velocidad y TRH mediante un trazador

Una vez realizada la representación del sistema, se efectuó una prueba por trazadores con el principal objetivo de conocer:

- La trayectoria del flujo por los espacios intragranulares
- El Tiempo de Residencia Hidráulica en cada canal y en el sistema completo.
- Comportamiento del flujo a través de los lechos (grueso, medio y fino)
- Así como de establecer la velocidad del flujo a través del sistema.
- Grado de dilución del trazador.
- Establecer el número de Reynolds con base en la velocidad, tipo de sección y sustrato.

Se tomaron muestras al en los 9 puntos mediante una jeringa para medir la turbidez y con ello conocer la velocidad del flujo, el grado de dilución del trazador, TRH. Una vez que se comprobó el funcionamiento hidráulico del sistema y que se estableció la trayectoria atreves del lecho del colorante, se determinaron los parámetros hidráulicos anteriormente mencionados, para realizar una comparación, entre el prototipo a escala y el sistema tamaño real.

5.6 Muestreo

El primer paso para el diseño de un plan de medición consiste en conocer los objetivos y los alcances del estudio, dadas las características físicas del sistema humedal, se pretende cumplir con lo siguiente:

- ✓ Vigilancia de cumplimiento de el mejoramiento de la calidad de agua al compararse con la normatividad vigente
- ✓ Evaluación de los posibles efectos dañinos que produjeran secciones especificas del humedal (cortos circuitos)
- ✓ Definición de los alcances de mejoramiento de la calidad de agua, con las condicione de operación planteadas.
- ✓ Evaluación de niveles de referencia y tendencias de remoción de contaminantes en las diferentes secciones del sistema humedal.
- ✓ Evaluación de la calidad relacionada a eficiencias de remoción ligadas a algunos sistemas de este tipo.

5.6.1 Parámetros a considerar

En la Figura 5.6 se muestran los parámetros que se consideraron para el monitoreo del humedal, se dividen principalmente en:

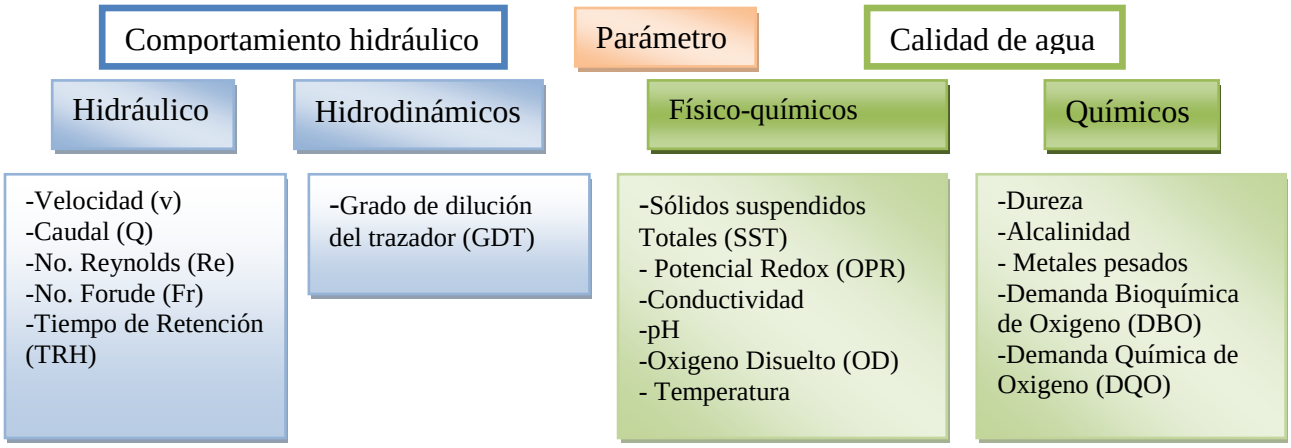


Figura 5.6. Parámetros medidos en el sistema Humedal

Para efecto de evaluar la calidad del agua en las diferentes secciones del humedal, se eligieron 9 sitios de muestreo: H0 Correspondiente al agua que llega al sistema antes del pre-tratamiento, H0-H9 que corresponden a los 9 sitios de muestreo, siendo H9 la salida del sistema. Tal como se muestra en la Figura 5.7.

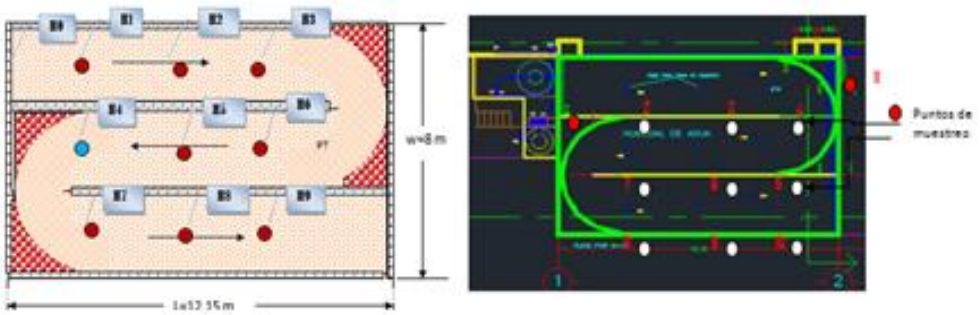


Figura 5.7. a) Localización de los 10 sitios de muestreo en croquis b) Localización de los 10 sitios de muestreo en plano

Con esta planeación de sitios de muestreo se plantea obtener el comportamiento en los 3 canales, para hacer una comparación canal a canal de la remoción. Los pozos de muestreo constan de un tuvo de material PVC de 21 cm de diámetro con orificios de 4cm que evitan que el material sustrato (tezontle) entre, pero permiten flujo a través del tubo, de donde se puede obtener una muestra a cualquier profundidad del humedal. (Figura 5.8).

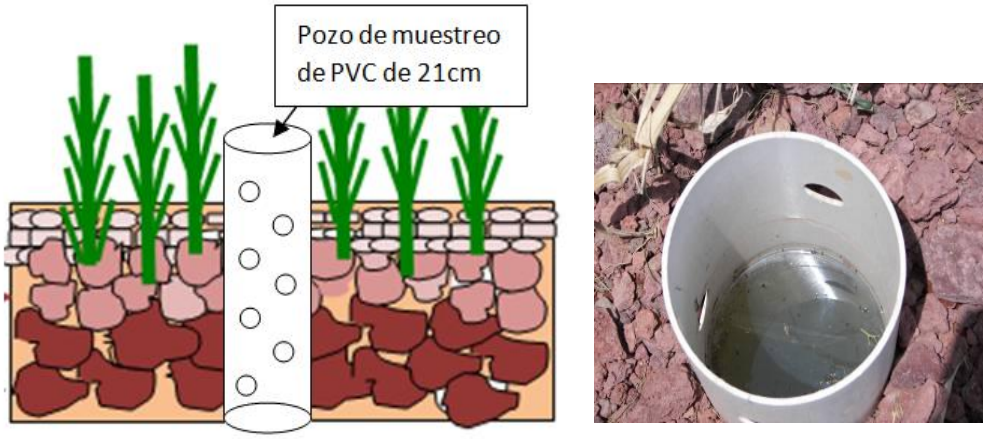


Figura 5.8. a) Esquema del pozo de muestreo, para la toma de muestras. b)Vista en planta de pozo de muestro

Mediante la medición de la temperatura se decidió realizar los muestreos entre las 10:00hrs y las 16:00hrs, siendo esta la más cálida y por ende la que tiene mayor actividad microbiana, ubicando los muestreos uno en época de estiaje y el otro en época de lluvia, pero realizando repeticiones cuando el clima se mantenía estable y la calidad del influente era relativamente homogénea en cuanto a la medida de la DQO. Al obtener el agua de procedencia municipal la concentración de los contaminantes es muy variable a diferentes horas del día y diferentes épocas del año. El muestreo en cada uno de los sitios anteriormente mostrados se realizaron quincenalmente, iniciando a las 11:00 am, durante los periodos experimentales del proyecto y conforme a lo establecido en la norma oficial mexicana NMX-AA-003-1980 referente al muestreo de aguas residuales, la altura de la toma de muestra fue de 20 cm de profundidad, con un instrumento de toma de muestras tipo Bailer.

5.6.2 Frecuencia de muestreo

El objetivo de establecer una programación para los muestreos, es que con esas tomas, se pueda obtener la información necesaria para determinar el funcionamiento del sistema, existen diversos criterios a considerar para llevar a cabo una planeación, a continuación se menciona algunos de los que se utilizaron.
Variaciones al azar y sistemáticas: De acuerdo a un modelo simple, las variaciones de calidad de agua pueden ser al azar o sistemática. Se presume que las variaciones al azar siguen una distribución normal (Gaussiana). Mientras que las sistemáticas pueden ser clasificadas como tendencias o fluctuaciones cíclicas. Se debe tener en cuenta la observación como criterio determinante para elegir el modelo de programación de los muestreos. Para este caso, posterior a la remodelación y construcción del humedal, se empezaron a observar tendencias similares de la calidad de agua, es por eso que se optó por un modelo sistemático con fechas programadas que se menciona a continuación en la Tabla, en cuanto al número de muestras obtenidas por muestreo, si bien depende de la estadística y de la probabilidad de obtener un resultado fiable, se optó por hacerlo por triplicado.

5.7 Análisis de muestras

5.7.1 Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica refleja la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica, mediante iones disueltos, por lo que está directamente relacionada con la concentración de sales disueltas en el agua.

5.7.2 Potencial Óxido-Reducción

Es un valor relativo medido contra el punto 0 del electrodo normal de hidrógeno u otro electrodo secundario de referencia. Cualquier sistema o ambiente que acepte electrones de un electrodo normal de hidrógeno es una media celda con un potencial redox positivo.

5.7.3 Potencial de Hidrógeno (pH)

El potencial de hidrógeno (pH) es una medida de la acidez o naturaleza básica (alcalina) de una solución (Chapman y Kimstach, 1992). Es también una medida del balance de los iones de hidrogeno [H^+] y los iones hidroxilo negativo [OH^-] en el agua. Los valores de pH van de 0 a 14, considerándose neutro a un valor de 7.

5.7.4 Temperatura

La temperatura ejerce una marcada influencia sobre la reproducción, crecimiento y las condiciones fisiológicas de la biota existente en un cuerpo acuático. Por otro lado, la temperatura desempeña un papel fundamental en el funcionamiento de ecosistemas al regular o afectar otros factores abióticos del mismo como son: la solubilidad de nutrientes, solubilidad de gases, el estado físico de nutrientes, el grado de toxicidad y propiedades fisicoquímicas del medio acuoso como pH, potencial redox, la densidad del medio acuático, el estado físico y la viscosidad del sustrato (Fuentes y Massol-Deyá, 2002).

5.7.5 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importantes de la calidad del agua. La fuente principal de oxígeno es el aire, el cual se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos y por el viento en los lagos. En los lagos la fotosíntesis es la fuente más importante de oxígeno y su medición se usa para determinar la productividad primaria y, en cierta medida, deducir el estado de eutrofización (Roldán, 2003). Para el caso de las determinaciones de potencial de óxido-reducción, oxígeno disuelto, temperatura, pH, se recurrió al uso de electrodos y la metodología seguida fue similar a la del caso anterior. Para todos los casos se consideró además la metodología de calibración y uso del equipo establecido por el fabricante. Para estas determinaciones se utilizó un equipo *Vernier Lab Quest* con los respectivos electrodos (Figura 5.9).

a)  b) 

Figura 5.9. a) Interfaz LabQuest, Vernier b) Sensores del sistema *Vernier Lab Quest*

En laboratorio se complementó la caracterización del agua residual determinando la materia orgánica biodegradable y no biodegradable como DQO y DBO. El procesamiento de muestras permitió establecer los siguientes parámetros fisicoquímicos: sólidos totales, potencial redox (ORP), conductividad eléctrica oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO).

5.7.6 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO), es la cantidad de oxígeno consumido para la oxidación total de los constituyentes orgánicos. La DQO se determinó a través del método Hach 8000, ensayo en reflujo cerrado para determinación de DQO, utilizando viales con solución de digestión para determinación de DQO de rango alto (0-1500 mg/L), un Espectrofotómetro Uv-Visible DR/2400 (Figura 5.10), marca Hach y un Reactor para DQO marca Hanna modelo HI-839800.

a)  b) 

Figura 5.10. a) Viales para determinación de DQO y b). Equipo para determinación de la DQO

5.7.7 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 Wattman y se procesó de acuerdo con el instructivo para determinación de nitratos utilizando el laboratorio portátil HACH modelo 2400 (procedimiento 8171 método de la reducción del cadmio).

5.7.8 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 5.11).



Figura 5.11. Hardness Total Test Kit 5-EP mg/L y Alkalinity Test Kit AL-AP mg/L

Para determinar la dureza del agua de los sitios monitoreados se utilizó la siguiente fórmula, que se representa en la Ecuación 5.3.

Ecuación 5.3	
$(CaCO_3)= [M^{2+}$ (mg/L)] * [50/PE de M2+]	**Donde:** M^{2+}= estado de oxidación del metal PE= equivalente químico

En la Tabla 5.2 se indican los intervalos de valores para clasificar las aguas según su dureza.

Tabla 5.2. Valores considerados para la clasificación de la dureza en cuerpos acuáticos

Relación de concentración en mg/L de carbonato de calcio	Grado de dureza
0-75	Blanda (B)
75-150	Moderadamente dura (MD)
150-300	Dura (D)
300 y más	Muy dura (MD)

5.7.9 Nitratos y fosfatos

Nitratos (NO_3^-) y 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). Nitratos se determinaron por el método *8171*, los fosfatos fueron determinados con el método 8048, método *PhosVer 3* (Figura 5.12).



Figura 5.12. Complete Water Quality Laboratory DREL/2400

5.7.10 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

El método analítico se llevó a cabo con el sistema de análisis VELP (Figura 5.13). 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 a 50°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 5.13. Analizador de DBO montado en la botella y botellas montadas en el agitador

5.7.11 Metales

Los metales fueron determinados mediante el método de absorción atómica con flama empleando un espectrómetro de absorción atómica (Thermo Scientific). 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.

5.7.12 Modelado hidrodinámico-IBER

El análisis del modelado del sistema lagunar se realizó utilizando el software de IBER que consistió en la modelación bidimensional del flujo en lámina libre y secciones con material

granular en aguas poco profundas. El proceso que se llevó a cabo en la modelación se resume en el siguiente diagrama (Figura 5.14).

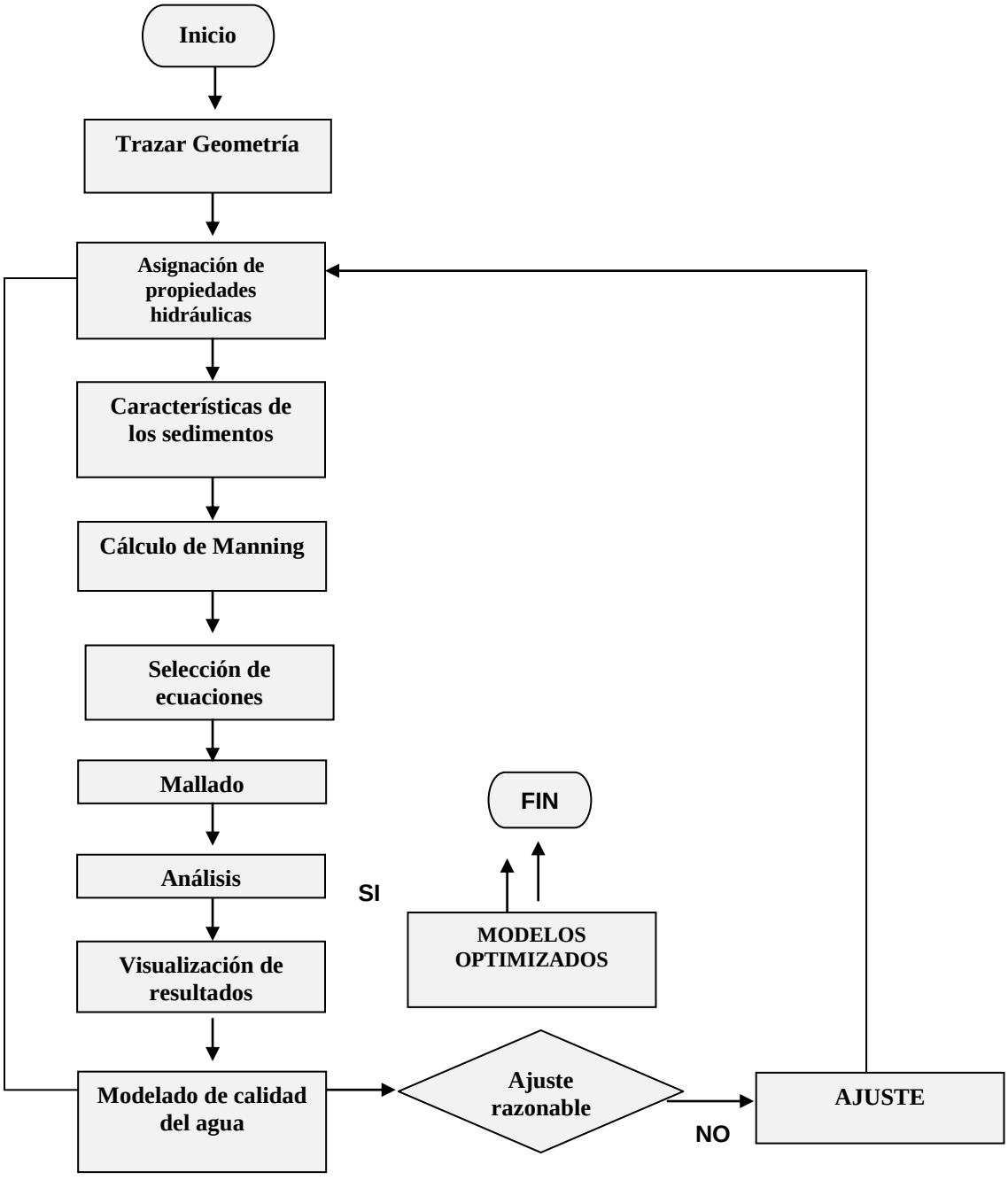


Figura 5.14. Diagrama de la metodología utilizada con el software IBER

La modelación matemática del flujo del agua en un humedal consiste en predecir los valores que toman las variables hidráulicas a partir de la resolución mediante métodos numéricos. Para el estudio del transporte de sedimentos, velocidad, número de Froude, turbulencia, comportamiento hidrodinámico, entre otros, se pueden utilizar modelos unidimensionales y bidimensionales.

En el caso del presente modelo se analiza en solamente dos direcciones, pero resulta importante destacar que debido a efectos de dispersión-advección presentes en un humedal, es necesario modelar tomando en cuenta las diversas granulometrías que afectan directamente el coeficiente de Manning. Por esta razón se presentan tres diagramas correspondientes a cada una de las direcciones en "x" del humedal es decir el tamaño de poro (tezontle) presente en cada lecho (Figura 5.15).

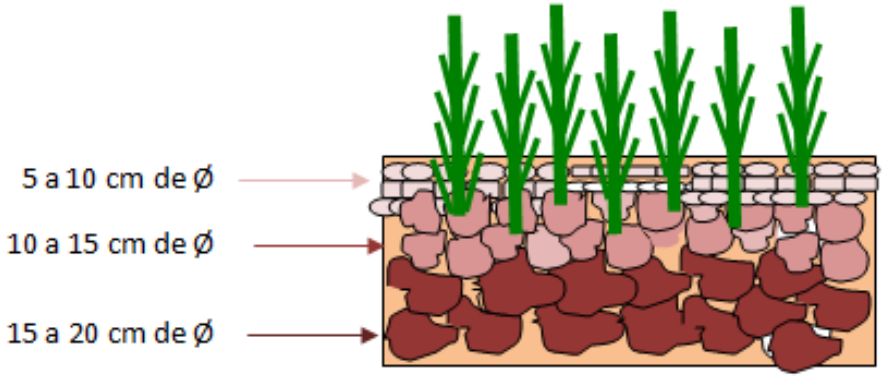


Figura 5.15. Vista en perfil del sistema humedal

Por esta razón se realizaron tres corridas para las tres diferentes granulometrías que se ilustraron anteriormente, utilizando el mismo caudal de diseño 0.1 L/s, pendiente de 1%, con la geometría correspondiente que tienen las curvas peraltadas, con la rugosidad del firme y los muros de block ligero, la concentración de ST igual a la determinada. La revisión del comportamiento del flujo y la velocidad en un humedal de tipo sub-superficial debe tener en cuenta la fricción impuesta por la vegetación, el sustrato, los sedimentos y el gradiente hidráulico, entre otros. Sin embargo el objetivo de la simulación es conocer el recorrido que realizara el flujo a través de las secciones curvas peraltadas. Los factores que se tomaron en cuenta para el cálculo de la velocidad en la simulación fueron:

- **Número de Manning**: Implícitamente el coeficiente adimensional ***n*** contempla la profundidad del agua, la pendiente de la superficie del agua, el gradiente hidráulico, el material del sustrato y la densidad de la vegetación.

- **Topografía:** Que toma en cuenta las dimensiones de proyecto, pendientes en los diferentes canales y las curvas peraltadas con sobreelevaciones en la parte inferior, con la finalidad de que sea lo más semejante al sistema construido.

- **Caudal:** Se realizó una condición de frontera que asemejara el vertido constante en el ingreso del sistema con el gasto de diseño, 0.1 L/s.

5.8 Calculo de los Tiempos de Retención Hidráulica (TRH)

Para el cálculo del TRH se consideró la velocidad obtenida de la modelación con el software IBER, con un resultado de 4.9 x 10^{-5} m/s (4.2336 m/d), así como la distancia total (considerando todo el largo del humedal) que recorre el agua desde sitio H0 hasta el sitio H9. La distancia que existe entre cada uno de los sitios es en promedio de 3 m, con excepción de la

entrada (HO) al primer sitio de muestro (H1) que es de 3.34m. Para determinar la distancia en las curvas correspondientes a los puntos H3-H4 y H6-H7, se tomó en cuenta la parte media de un semicírculo, obteniendo una distancia de 4.18 m (Figura 5.16).

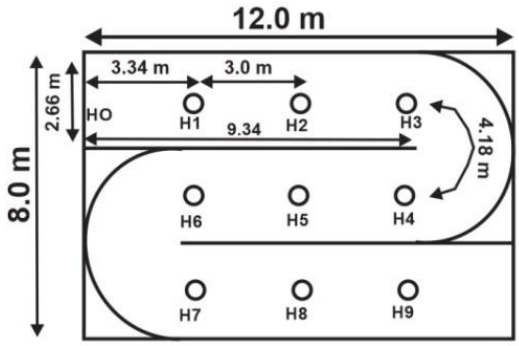


Figura 5.16. Longitudes de sitio a sitio en humedal SSFH

Para el cálculo del TRH se utilizó una Ecuación en la que interviene la velocidad y las distancias establecidas entre sitio y sitio, presentándose en la Tabla 5.3 las distancias entre cada uno de los sitios de muestreo y la distancia acumulada, así como el TRH desde H0 hasta H9. Para el caudal del influente al humedal se estableció, según cálculos de Osornio, 2017 un valor de 9.009 m3/d. (0.104 L/s).

Tabla 5.3. Valores de los diferentes sitios de muestreo, de las distancia acumuladas y de los TRH

Sitios	Distancia sitio a sitio (m)	Distancia. Acumulada (m)	TRH (d)
H0	0.00	0.00	0.00
H1	3.34	3.34	0.79
H2	3.00	6.34	1.50
H3	3.00	9.34	2.21
H4	4.18	13.52	3.19
H5	3.00	16.52	3.90
H6	3.00	19.52	4.61
H7	4.18	23.70	5.60
H8	3.00	26.70	6.31
H9	3.00	29.70	7.01

5.9 Cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA)

Para este caso se evaluaron diversos Índices de calidad, en diferentes partes del mundo, con el fin de conocer aquellos que contemplaran mayor nuero de parámetros físico-químicos, para mayor exactitud, también que los coeficientes de ponderación, fueran los calculados en zonas cercanas a la ciudad de México, se decidió utilizar el Modelo mexicano, que contempla 18 parámetros, para su cálculo, posteriormente se evaluó con otro, menos estricto que contemplara menos parámetros. Para esto se eligió el Modelo colombiano, que solo contempla 5 parámetros.

5.9.1 ICA's modelo mexicano

Se determinó que el modelo a utilizar, sería el que establece la CONAGUA, que contempla 18 parámetros, evaluando Como se ha mencionado el ICA indica el grado de contaminación del agua a la fecha del muestreo y esta expresado como un porcentaje del agua pura; así, agua altamente contaminada tendrá un ICA cercano o igual a cero por ciento y para el agua en excelentes condiciones cercanas a 100. La Tabla 5.4 muestra el rango de clasificación del ICA de acuerdo al criterio general y los colores asignados (CONAGUA, 2010) en cada caso.

Tabla 5.4. Escala de clasificación del Índice de Calidad del Agua



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 6

Análisis e Interpretación de resultados

6.1 Balance hídrico del sistema previo del humedal

Se consideraron los resultados previos de De Anda (2012) para analizar el humedal como venía funcionando antes de su deterioro, con la finalidad de detectar los problemas hidráulicos como los cortos circuitos y por lo tanto las zonas muertas que se generaban por los errores de construcción.

6.1.1 Análisis climático

De acuerdo a los datos recopilados en las estaciones climatológicas CCH Naucalpan Escuela Nacional Preparatoria 9 (localizada en Lindavista) todas de la UNAM, se muestra en la Figura 6.1, la precipitación pluvial diaria (mm), la evapotranspiración calculada por el Método de FAO-Penman-Monteith (mm) y la temperatura media diaria (°C) para las fechas que corresponden del 01/09/2012 al 31/12/2012, periodo de monitoreo. Para dichas fechas la precipitación máxima diaria fue el día 16/09/2012 con 29.94 mm, con una temperatura máxima de 20.88 °C el día 05/09/2012 con una evapotranspiración, calculada por el método de Penman, Ecuación 6.1 de 5.29 mm.

Ecuación 6.1

$$\lambda ET = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho_a c_p \frac{(e_s - e_a)}{r_a}}{\Delta + \gamma\left(1 + \frac{r_s}{r_a}\right)}$$

Donde:

λET:	constante de evapotranspiración
G:	flujo del calor en el suelo
(es–ea):	representa el déficit de presión de vapor del aire
ρ_a:	densidad media del aire a presión constante
Cp:	calor específico del aire
Δ:	pendiente de la curva de presión de vapor de saturación
γ:	constante psicrométrica
rs y ra:	resistencias superficial(total) y aerodinámica

En la Figura 6.1 se presenta el perfil de la precipitación pluvial, evapotranspiración y la temperatura media que se relacionó con el comportamiento hídrico de humedal.

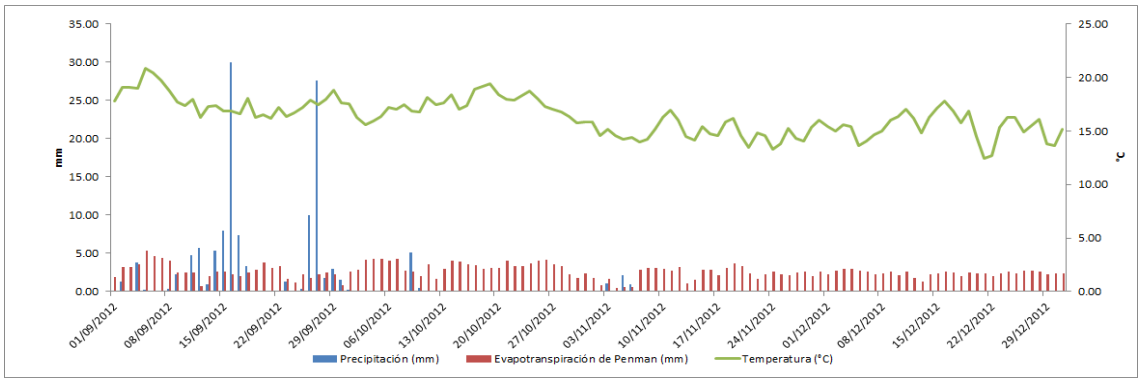


Figura 6.1. Valores diarios de precipitación pluvial, evapotranspiración (Método de FAO-Penman- Monteith) y temperatura media del periodo 01/09/2012 al 31/12/2012.

El comportamiento obtenido de la evapotranspiración diaria obtenida por el Método de Penman-Monteith (EVTo) se mantuvo constante obteniendo un promedio de 0.26 cm, con una máxima de 0.53 cm el día 05/09, esto debido a que la radiación solar obtuvo un máximo de toda la temporada con 283.66 W/m^2. Mientras que la mínima obtenida fue de 0.05 cm los días 04/11 al 06/11, cuando se obtuvo un promedio de 80.53 W/m^2. El comportamiento de EVTo en días aun con lluvia se comportó muy cercano al promedio, con un valor de 0.23 cm, el día 16/09 con una precipitación de 1.01 cm. La precipitación para esta temporada de estudio fue disminuyendo por lo que sólo en 28 días (correspondientes a septiembre) se tuvo precipitación pluvial, de un total de 122 días que conformaron la temporada de estudio. De esta manera el promedio fue de 0.03 cm con una máxima de 1.01 cm, el 16/09 y una mínima de 0.01 el día 01/10.

A medida que la lluvia, se infiltraba se aprecia que la carga aumentó gradualmente (Figura 6.2), hasta observar un pico el17/09 derivado de la precipitación ocurrida para esas fechas. Pero a partir del día 27/09 se puede observar que los valores se mantienen estables con 35.71cm. La evapotranspiración calculada por el Método de Penman (EVTo) tiene un aumento gradual debido a la temporada de estiaje. Para la carga hidráulica se puede observar que el nivel más alto fue el día 04/09 con 31.33 cm y de 6.87 cm el día 18/10 con el nivel más bajo registrado. Y por último se puede observar el efecto de los 8 ingresos de agua realizado mediante bombeo, de los cuales 5 se realizaron ya en ausencia de la lluvia a fin de mantener el sistema en óptimas condiciones. En las fechas comprendidas del 01/09 al 10/09 se tiene una disminución gradual de las cargas hidráulicas en el sistema (Figura. 6.2), debido a que la EVTo fue mayor que la precipitación acumulada.

Para el 11/09 se tiene un aumento en las cargas debido al ingreso de agua residual mediante bombeo, hasta el 16/09 cuando se registró una precipitación pluvial, el sistema las cargas se mantuvieron en equilibro hasta el 17/09. Se consideró: la carga hidráulica (cm) y la altura (cm) del agua residual mediante bombeo (cm). Se analizó el comportamiento de los resultados obtenidos del balance total (cm), del balance climatológico (cm), se observó también el comportamiento del balance climatológico (precipitación menos evapotranspiración) y del balance total considerando entradas menos salidas del sistema.

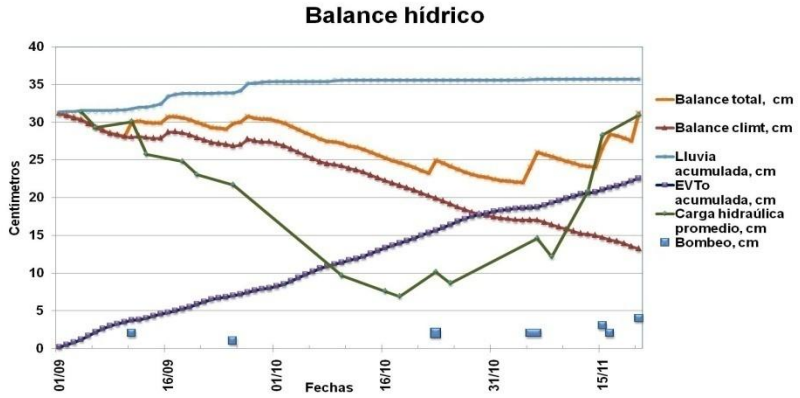


Figura 6.2. Lluvia acumulada (cm), de la evapotranspiración acumulada por el Método de Penman, EVTo (cm)

En la Tabla 6.1 se muestra el estimado de las horas de bombeo a partir de los incrementos de las cargas hidráulicas, considerando un gasto promedio de 0.1 L/s. El bombeo se consideró como tiempo continuo, aunque en la realidad éste fue de 9 hora/día-hábil. Para las fechas del 18/09 al 24/09 se observó una disminución en las cargas del sistema debido a la baja precipitación que se tuvo para esas fechas donde también existió una evapotranspiración media. Derivado de ello para las fechas del 24/09 al 01/10 se registró un aumento las cargas derivadas del ingreso de agua que mediante bombeo así como de la precipitación registrada en ese periodo.

Se muestra que para los días del 02/10 al 22/10, las cargas en el sistema tuvieron una disminución gradual, la cual se debió a que en ese periodo existió una temporada de estiaje expresado en una EVTo promedio de 0.3 cm por día. En esa temporada, para evitar que la vegetación se secara, se realizó un ingreso de agua mediante bombeo el día 23/10 aumentando la lámina de agua por un par de días.

Tabla 6.1. Horas de bombeo de agua residual que ingresó al humedal

Fecha	Horas de bombeo
11/09/2012	53.07
25/09/2012	26.53
23/10/2012	53.07
05/11/2012	53.07
06/11/2012	53.07
15/11/2012	79.60
16/11/2012	53.07
20/11/2012	106.13

Para el 25/10 se observó una disminución en los niveles que debido a la temporada de estiaje, llegando al punto mínimo de lámina de agua el día 4/11 con 22 cm. Por ello se tuvo que realizar otro ingreso de agua mediante bombeo el día 5/11, pero en esa ocasión aumentó la lámina de agua en 2 cm. Debido a la temporada de estiaje, se observó una disminución gradual de las cargas hasta el 14/11, porque para el 15/11 se realizó otro bombeo de 3 cm de lámina. Debido a que éste no fue suficiente para elevar las cargas a un punto aceptable para mantener la vegetación, se realizó otro bombeo el día, 16/09, donde se ingresó una lámina de 2 cm para compensar la EVTo promedio por día de 0.26 cm.

Al tener el 19/11 una disminución gradual de los niveles, se realizó otro bombeo para el día 20/11 con una lámina de agua de 4 cm, siendo el mayor ingreso mediante bombeo en la temporada de estudio, el cual derivó a tener la carga más alta en el sistema con 31.19 cm.
La Figura 6.2 muestra el comportamiento en conjunto de los valores acumulados diarios de la lluvia (cm), de la evapotranspiración calculada por el método de Penman, EVTo (cm) y la carga hidráulica (cm) y de los días del ingreso de agua realizado mediante bombeo, que se detallan en la Tabla 6.1. En la Figura 6.2 se muestra también el balance climatológico es decir lluvia menos evapotranspiración (cm) y el balance neto total (cm). En la misma Figura. 8.2 se observa que aún con las variables consideradas no se tuvo un ajuste perfecto con las cargas hidráulicas medidas, aunque la tendencia de cambio fue muy similar a lo

largo del periodo estudiado. Lo anterior podría deberse a que la vegetación, *Phragmites australis* y *Typha latifolia*, retienen una gran cantidad de agua a lo largo del periodo.

Con una densidad medida de 35 carrizos/m^2 de tamaño grande y un peso promedio de 1.7 kg de agua, se estimó que en el área ocupada esta especie se retuvo un total de 2840 litros de agua; en tanto que la *Typha*, presentó una densidad de 52 elementos/m^2, de tamaño grande, con un peso promedio de 1.2 kg de agua, lo que significaron 2980 litros de agua retenidos. Lo anterior hace un total de 5818 litros de agua, o 5.8 m^3, que significa una lámina de 6 cm que podría incluirse en las salidas del sistema. Otro punto importante y no registrado es la estimación de salidas adicionales del sistema como salida de agua hacia la laguna, o de filtración hacia el subsuelo, con lo cual podría afinarse el balance hídrico.

6.1.2 Hidrodinámica y análisis de parámetros fisicoquímicos

Resumiendo, la temporada de monitoreo para la investigación de De Anda fue básicamente en el otoño del 2012, cuando las precipitaciones empezaban a disminuir, y se presentaban las últimas lluvias del año. Más específicamente entre el 1 de Septiembre y el 9 de Octubre se presentó el último periodo lluvioso, cuando a precipitación máxima fue el 16 de Septiembre cuando se presentó una tormenta de 29.94 mm y la segunda más importante fue el 27 de Septiembre con 27.65 mm, de acuerdo a lo ponderado par la ubicación de la UAM Azcapotzalco. Fuera de estas fechas, las precipitaciones estuvieron en el intervalo de 0.11-7.9 mm, y 10 días tuvieron una precipitación de 0.0 mm. A partir de esta fecha y hasta el fin del periodo de estudio, solo se presentó una precipitación aislada de 2.15 mm el día 1 de noviembre, siendo la última del 2012. Para el sostenimiento de la vegetación se inició el ingreso de agua residual mediante bombeo, tal como se mencionó en la sección anterior, lo que fue más frecuente y de mayor volumen hacia el fin del año.

De tal manera que el comportamiento de los niveles piezométricos dependiendo de la fecha tuvieron la influencia de la infiltración de la lluvia, ingreso de agua residual y fundamentalmente de la evapotranspiración. Así la temporada de estudio se dividió en tres periodos y con dos fechas cada uno para el análisis de la hidrodinámica y el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos, tal como se detalla a continuación:

1. Periodo con precipitación pluvial que toma en cuenta desde el inicio del periodo de estudio (1° de septiembre) hasta la última lluvia importante que fue el 10 de octubre. Como factores que participan en el volumen almacenado en el humedal, en este periodo se presentaron eventos tanto de evapotranspiración y como de precipitación pluvial así como del bombeo intermitente. Las fechas que se analizaron fueron 18 de septiembre y el 4 de octubre.

2. Periodo de estiaje, sin bombeo y pérdidas máximas por evapotranspiración, que se presentó entre el 10 y 17 de octubre. Se escogieron el 10 y 16 de octubre del 2012.
3. Periodo con evapotranspiración y con los máximos volúmenes de bombeo que comprende desde el 17 de octubre hasta el fin de la temporada de monitoreo. Para el análisis se escogieron el 23 de Octubre, el 13 y 15 de noviembre.

En la Figura 6.3 se puede observar en relación con el tiempo de la precipitación pluvial (mm) en la UAM Azcapotzalco y las cargas hidráulicas (cm) medidas en cada uno de los piezómetros. De tal manera que a medida que la precipitación disminuía, la evapotranspiración se incrementaba, lo que se evidencia en el descenso paulatino de las cargas hidráulicas en el humedal. Posterior a este punto, el incremento en las cargas hidráulicas están asociadas al ingreso de agua residual lo que ocasiona un ascenso en los niveles del agua hasta alcanzar las cargas producidas por la infiltración de agua de lluvia. A continuación se analiza la hidrodinámica o movimiento del agua en el humedal correlacionada con valores de oxígeno disuelto (OD) y del Potencial Oxido Reducción (OPR), determinadas en el agua. Este análisis se realizó mediante isolíneas de igual concentración en dos fechas por cada uno de los tres periodos definidos anteriormente.

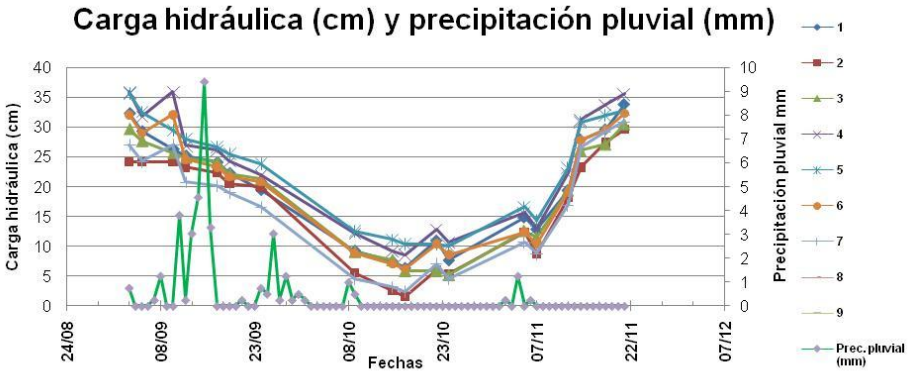


Figura 6.3. Precipitación pluvial (mm) para la UAM Azcapotzalco y cargas hidráulicas medidas en cada uno de los piezómetros

6.1.3 Periodo con precipitación pluvial

6.1.3.1 Muestreo del sistema previo (18 de septiembre de 2012)

Aquí se analizarán las fechas 18 de Septiembre y 4 de octubre de 2012. En lo relativo a la carga hidráulica (Figura 6.4) se puede observar que el sistema tenía una alta carga hidráulica en los piezómetros 1 y 2, que fueron los puntos de ingreso de agua residual y desde estos piezómetros el agua se movió hacia el piezómetro 9, que es el nivel más bajo en el sistema. La velocidad calculada, de acuerdo a las líneas de flujo mostradas en la Figura 6.5 del piezómetro 1 al 9 fue de 0.55 m/min; del piezómetro 2 al 6 de 0.25 m/min y del piezómetro 6 al 9 con 1.23 m/min. Lo que significaba que el agua se movía a tres diferentes velocidades, con un valor promedio de 0.68 m/min del punto más alto al punto más bajo en el sistema.

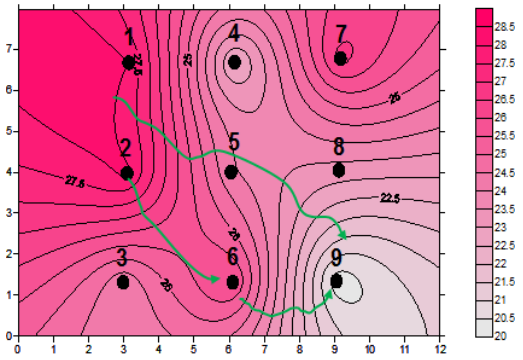


Figura 6.3. Carga hidráulica (cm) 18 de Septiembre, las líneas verdes son las líneas de flujo con las cuales se calculó la velocidad.

Se muestran las isolíneas de la concentración de Oxígeno Disuelto (OD) así como del Potencial Oxido Reducción (OPR) en las Figuras 6.5 y 6.6. Se tuvo que para el 18/09/2012, la máxima concentración de OD fue de 0.8 mg/L en el piezómetro 1 y la mínima en los piezómetros 7, 8 y 9 con 0.4 mg/L. En tanto que para el OPR, el resultado máximo fue de -13.5 mV en el piezómetro 1 y una mínima de -107.3 mV en el piezómetro 7. Los valores tanto de OD y OPR indicaron condiciones ligeramente reductoras para ese periodo con mayor cantidad de agua de lluvia infiltrada tal como lo señalan autores como Vymazal y Kröpfelová (2005).

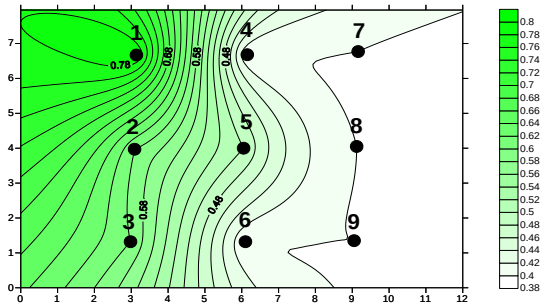


Figura 6.5. OPR (mV) del 18 de Septiembre

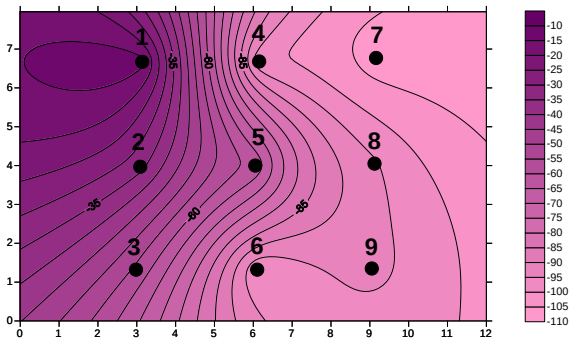


Figura 6.6. OD (mg/L) del 18 de septiembre

Anterior a esa fecha de análisis, se realizó la poda de la vegetación y además existió incipiente ingreso de agua residual, por lo que los valores bajos de OD así como de ORP en los piezómetros 7, 8 y 9 se explicaron debido al ingreso de materia orgánica disuelta, la cual al ser descompuesta por microorganismos existentes en el agua también, requirieron oxígeno para su degradación. Mientras que en el piezómetro 1, los niveles de OD fueron más altos que en los demás piezómetros, lo que pudo deberse al ingreso de agua de lluvia con valores altos de OD y por aireación del sistema en los puntos donde la vegetación era de baja estatura. Durante ese periodo se observó que en los piezómetros 1 y 2 existieron contenidos de OD más altos en comparación con los demás piezómetros. Se podría suponer que la carga hidráulica más alta en el piezómetro 1 se debió por algún efecto confinante por la biopelícula en las raíces del carrizo en ese sitio.

6.1.4 Periodo de estiaje

6.1.4.1 Muestreo del período del 10 de octubre de 2012

Para esa fecha, los valores más altos de carga hidráulica fueron los piezómetros 1, 2 y 7, los que se mantuvieron como los valores más altos desde el periodo anterior, y los dos puntos más bajos fueron los piezómetros 4 y 9. La velocidad del piezómetro 7 al 9 se estimó en 0.78 m/min. Mientras la velocidad del piezómetro 2 al 9 fue de 0.75 m/min y por último la velocidad estimada del piezómetro 2 al 4 fue de 1.02 m/min, indicando que el sistema en ese momento tenía una velocidad promedio del punto más alto al punto más bajo de 0.85 m/min (Figura 6.7). Por lo que desde ese periodo se estimaron que las zonas muertas (que no tienen flujo) del sistema y que también fueron mencionadas por Galeana-García (2011), se vislumbraban como zonas con cargas altas que no se asociaban al ingreso de agua por bombeo y que no cambiarán en tiempo.

En ese periodo, la infiltración por lluvia ya había disminuido por lo que el agua tendía al equilibrio en función de la conductividad hidráulica del sustrato. De tal manera que para esa fecha, las zonas muertas se localizaban en el entorno de los piezómetros 1 y 7.

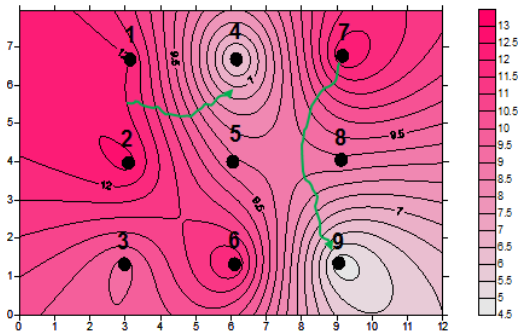


Figura 6.4. Carga hidráulica (cm) 10 de Octubre, las líneas verdes representan las líneas de flujo con las cuales se calculó la velocidad

Se obtuvo para OD un máximo de 0.6 ppm en los piezómetros 1, 2 y 3 y el valor más bajo en los piezómetros 5, 6 y 7 con 0.3 ppm (Figura 6.8).

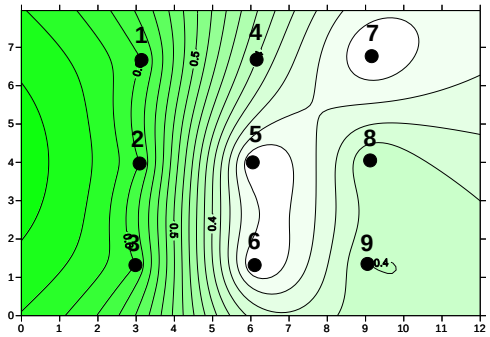


Figura 6.5. OD (mg/L) del 10 de Octubre

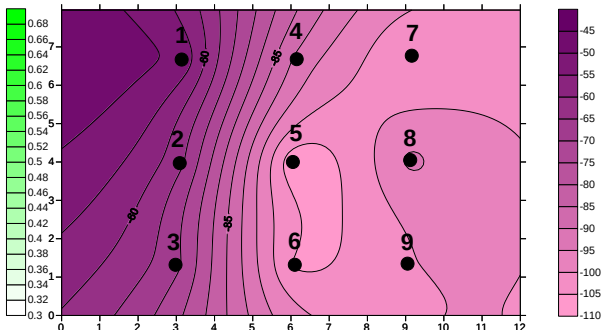


Figura 6.9. OPR (mV) del 10 de Octubre

Mientras que para el ORP para esta misma fecha, se obtuvo un valor máximo en el piezómetro 1 con -51.1 mV, mientras que en el piezómetro 5 tuvo la mínima con -108.6 mV. Ambos parámetros mostraron buena correlación entre ellos. El entorno del piezómetro

6 se asocia con una zona muerta debido a que no tiene flujo con bajo contenido de OD, y ORP el más reductor (Figura 6.9).

6.1.4.2 Muestreo del período del 16 de octubre de 2012

Los niveles piezométricos se mostraban como los más bajos del periodo, debido a que no llovía ya y no se había bombeado agua residual. El esquema de las cargas hidráulicas del periodo 1 se conserva todavía, es decir, el flujo desde el piezómetro 1 hacia el 4 y hacia el 9 pasando por el 2 y 5 (Figura 6.10). Aparentemente también existía flujo desde el piezómetro 7 hacia el 9 y hacia el 4, donde se estimó una velocidad de 1.69 m/min, valor mayor que el calculado en el periodo anterior, debido fundamentalmente a los mayores gradientes de la carga hidráulica.

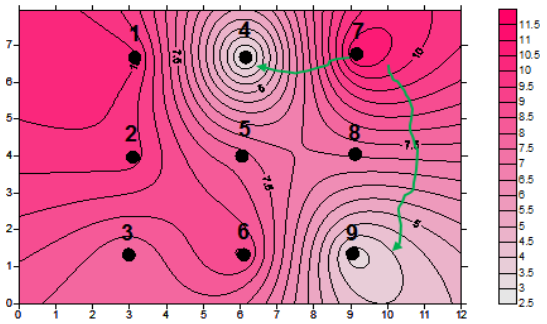


Figura 6.6. Carga hidráulica (cm) del 16 de Octubre

Las Figuras 6.11 y 6.12 de los días 16 de octubre del 2012 y 13 de noviembre tuvieron un máximo en los piezómetros 1, 2 y 3 con 0.6 ppm y en su mínima en los piezómetro 6 y 7 con 0.3 ppm conforme al OD, mientras que para el OPR se obtuvo una máxima en el piezómetro 2 con -27.5 mV y una mínima en el piezómetro 7 con -77.6 mV.

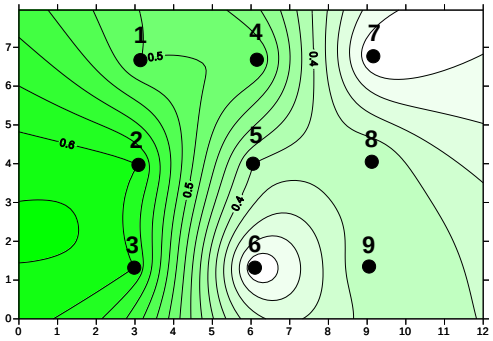


Figura 6.8. OD (mg/l) del 16 de Octubre

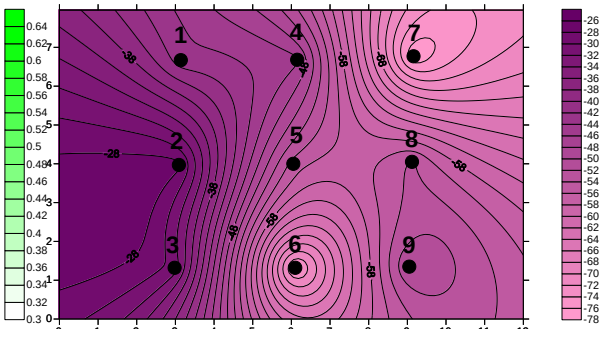


Figura 6.7 OPR (mV) del 16 de Octubre

A partir de los resultados obtenidos para la temporada de estudio, se observó que la zona poniente del humedal 1, donde se ubican los piezómetros 1, 2 y 3, los tres parámetros medidos, carga hidráulica, OD y ORP mostraron los niveles más altos en tanto que del lado izquierdo se tenían los más bajos en general. Es de hacer notar que el OD debería ser mayor en los piezómetros 7, 8 y 9 sin embargo esto no ocurre así, tal vez debido a la acumulación de sedimentos por pendientes mal diseñadas, donde se presentó una mayor demanda de oxígeno para la degradación.

A manera de resumen se presenta la Tabla 6.2 donde se observan las fechas, los intervalos de velocidades calculadas, de cargas hidráulicas, de OD y ORP. Muestra que el bombeo induce un patrón de velocidades del agua en el sustrato, así también que el agua residual a pesar de tener contenidos bajos de OD induce en el agua subterránea valores ligeramente más bajos, pero más uniformes en todo el humedal, lo que no ocurre con la infiltración de agua de lluvia que origina zonas de diferente concentración no homogéneas en los valores de OD y ORP. Sin embargo, en ambos casos, el comportamiento está muy alejado del flujo pistón.

Tabla 6.2. Resumen de intervalos de valores para los diferentes parámetros considerados en el análisis de la hidrodinámica del Humedal

Fecha	Velocidades promedio (m/min)	Carga hidráulica (cm)	OD (mg/L)	ORP (mV)
18-sep, 2012	0.68	20-28.5	0.38-0.8	-110 a -10
10-oct. de 2012	0.85	4.5-13	0.3-0.68	-110 a -45
16-oct. de 2012	1.24	1.5-11.5	0.3-0.64	-78 a -26
23-oct. de 2012	1.33	5.5-14.5	0.2-0.8	-78 a -18
13-nov. de 2012	1.15	16.5-26	0.2-0.41	-24 a -58
20-nov. de 2012	0.96	29.5-38	0.2-0.4	-16 a -10.8

De acuerdo a los resultados obtenidos por De Anda 2012, se concluyó que

- Durante la temporada de monitoreo, que se realizó del mes de septiembre al mes de noviembre de 2012, se definió el efecto de factores climáticos en el almacenamiento de agua en el humedal, asociando la disminución de las cargas hidráulicas con el incremento de la evapotranspiración y la disminución de la precipitación pluvial.

- El planteamiento del balance hídrico con las variables: precipitación pluvial, evapotranspiración calculada mediante Penman-Monteith, estimación del ingreso de agua residual y cálculo del volumen retenido por las plantas, utilizando el modelo citado si bien mostró buena correlación con el comportamiento de las cargas hidráulicas medidas, presentó a su vez problemas en el comportamiento hidráulico, como la distribución del agua subterránea en el humedal que no fue uniforme a lo largo del tiempo de observación en función del volumen de ingreso de agua a éste y a la presencia de vegetación, teniendo una carga hidráulica mayor en los puntos donde no existía ésta. En la temporada de estiaje, los valores de OD y el OPR disminuyeron en los puntos donde existía vegetación debido a la disminución de flujo que se estima sea la causa de la presencia de raíces o los errores de diseño.

- El empleo de metodología de tipo hidrogeológico empleada en el estudio permitió definir que los puntos de carga elevada a lo largo del tiempo de medición corresponden a zonas muertas para el flujo. Se definió también la ubicación y las dimensiones de

éstas dentro del Humedal. Este tipo de zonas fueron inferidas por Galeana, (2010) realizadas en el sitio de estudio.

- La distribución del agua en el Humedal describe un patrón diferente del originalmente diseñado, lo que se puede asociar a factores como la modificación de la pendiente original del piso del humedal y/o la combinación raíces-película microbiana-sólidos acumulados. Lo anterior, define en gran medida que el flujo subterráneo en el humedal tenga una dirección hacia el SE y hacia las tuberías de salida, con velocidades diferentes que cambian de temporada a temporada, que sin ser uniformes, conservan el mismo patrón de salida.

- La dirección del flujo en temporadas cuando ingresó agua por bombeo, produjo un patrón de flujo desde punto de ingreso al punto de salida del sistema con velocidades más uniformes conforme el sistema tiene mayor almacenamiento de agua. Los valores de OD y el OPR registrados durante las temporadas de bombeo disminuyeron conforme al aumento de la lámina de agua, esto posiblemente a efectos de re-suspensión de sedimentos.

- La conFiguración de cargas hidráulicas a lo largo del tiempo de observación supone un proceso dinámico en el comportamiento del flujo, que no muestra ser de ni tipo pistón ni de mezcla completa debido a la presencia de zonas muertas localizadas y al movimiento preferencial del flujo subterráneo en función de la pendiente del humedal, por lo cual los valores de la eficiencia medidos a la salida no necesariamente reflejarían el comportamiento del humedal en su totalidad.

- La metodología planteada y llevada a cabo, que utiliza solamente los parámetros carga hidráulica, OD, ORP, obtuvo muy buena correlación entre sí, y permitió evaluar inicialmente la hidrodinámica del humedal correspondiente al primer diseño.

6.2 Rediseño del sistema humedal

El humedal contaba con 3 canales de 12.15 m de longitud y 2.66 m de ancho perteneciente a cada canal, y un ancho total de 8 m; posee un flujo horizontal y se encuentra cubierto por un lecho poroso de aproximadamente 0.8 m de altura, tal como se muestra en la Figura 6.13.

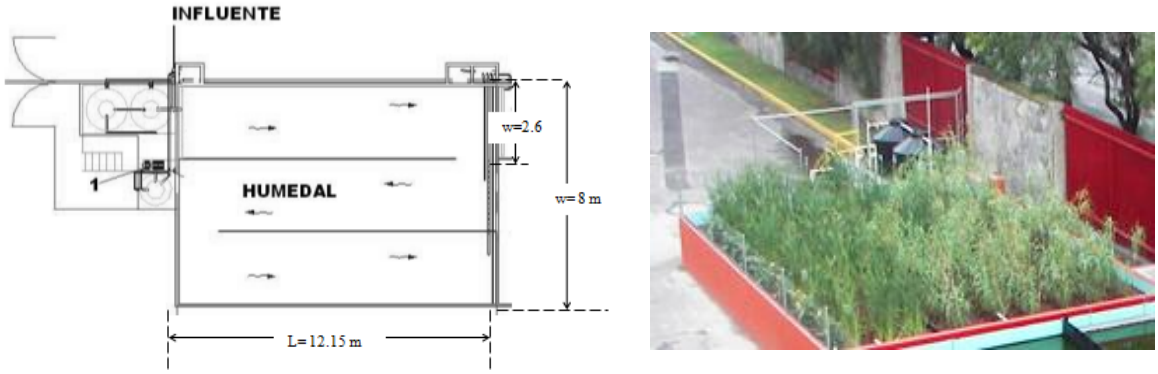


Figura 6.13. a) Vista en planta del humedal. b) Vista en corte del humedal.

Partiendo de los resultados de De Anda, 2012, resultó necesario para el funcionamiento correcto del humedal, un rediseño que diera las siguientes mejoras:

- Adecuación de una sección geométrica que distribuyera uniformemente el flujo de un canal a otro, evitando la presencia de zonas muertas en el sistema.
- Modificación en la parte inferior que evitara la acumulación de sólidos, en la sección del cambio de canal.
- Estratos definidos con diferente granulometría que definan flujos preferentes.

Por lo cual, se propuso una forma geométrica curva, y que es la Figura geométrica que mejor transmite las fuerzas tangenciales del flujo, es decir el que permitió llevar el flujo de un canal a otro de manera más homogénea. Cabe mencionar que en los humedales proliferan las zonas que se conocen como zonas muertas, refiriéndose a aquellas zonas que causan cortos circuitos en el sistema, por lo cual se planteó el diseño de un peralte en los canales del humedal. Cabe mencionar que el peralte debe corresponder con la mitad del ángulo de deflexión de la curva. Con esta información se construyó la cartera de deflexiones (Tabla 6.2) y posteriormente se trazó la curva, como se muestra en el croquis de la Figura 6.3. El cálculo matemático de la curva se desglosa en el Apéndice C

Tabla 6.3. Cartera de deflexiones para el trazo de la curva

ESTACIÓN	ABSCISA	DEFLEXIÓN
PC	k2 + 0.00	0º00'00"
	k2+ 0.20	4º17'34"
	k2 + 0.40	6°26'21"
	k2 + 0.60	8°35'08"
	k2 + 0.80	10°43'55"
PT	k2 + 8.38	89º59'58"

Se presenta un diagrama de la curva peraltada en cada cambio de canal en el humedal. En el caso del humedal a escala real, se tiene Diámetro de 5.32 m y un radio de 2.66 m (Figura 6.14).

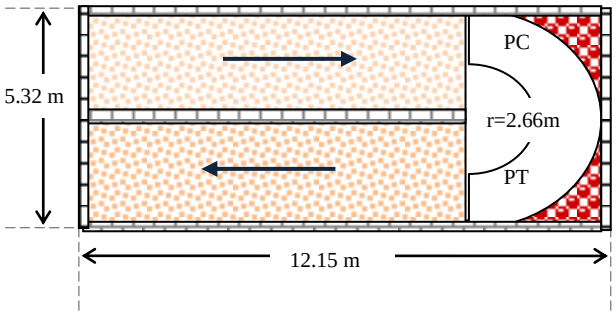


Figura 6.14. Vista en planta de la curvatura del humedal en un canal

Se propuso una pendiente de 1% a lo largo de los canales, con la modificación del cambio de peralte en la zona curva, que incluye un peralte en la parte inferior, tal como se muestra en la Figura 6.15 a y 6.15 b.

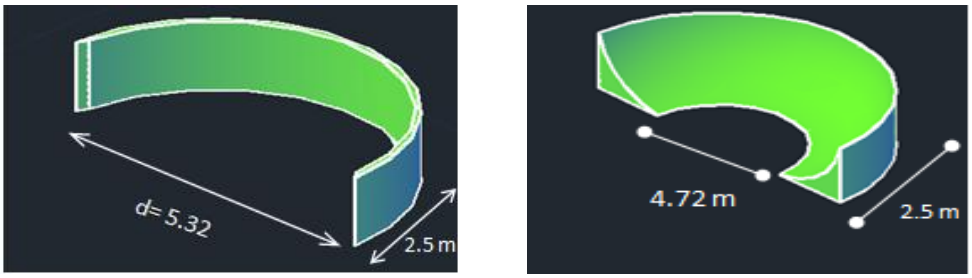


Figura 6.15. a) Vista de curva vertical sin chaflán b) Curva vertical con boleado y chaflán en el fondo

Con la finalidad de visualizar el rediseño del humedal, se presentan en la Figura 6.16a y 6.16b la vista en planta y en isométrico.

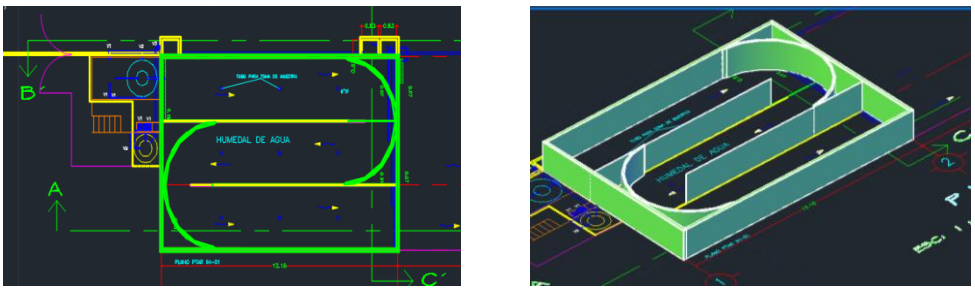


Figura 6.16. a) Vista en planta del plano del humedal b) Vista en isométrico del humedal

6.2.1 Prototipo del humedal

Fue importante verificar el funcionamiento hidráulico antes de su construcción, mediante un prototipo a escala 1:20 a base de vidrio. Los resultados se obtuvieron utilizando como trazador azul de metileno y se ensayaron los tiempos de retención hidráulico (TRHE), los resultados se muestran a continuación (Figura 6.17).

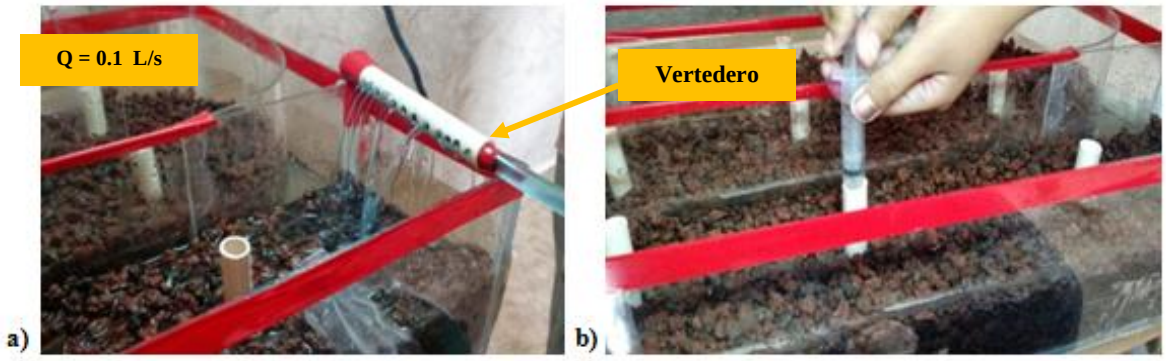


Figura 6.17. Toma de muestras en pozos de muestreo en modelo a escala

En la Tabla 6.4, los valores de turbidez muestran una pérdida del 70 % en los primeros 12 min de tiempo al recorrer el sistema, posteriormente una tendencia a estabilizarse en los últimos puntos de muestreo.

Tabla 6.4. Dilución de la turbidez en el sistema a escala

Punto de Muestreo	Tiempo (min)	Turbidez (UTM)
1 (Primer canal)	2	850
2 (Primer canal)	5	535
3 (Primer canal)	8	345
4 (Segundo canal)	11.5	229
5 (Segundo canal)	15	189
6 (Segundo canal)	19	130
7 (Tercer canal)	23	106
8 (Tercer canal)	27	92
9 (Tercer canal)	32	84

Al observar la Figura 6.18, se determina que la dilución del trazador fue relativamente uniforme, a lo largo de los sitios. Una vez que se comprobó el funcionamiento hidráulico del sistema y que se estableció la trayectoria a través del lecho del colorante y tomando en consideración la estabilidad del sistema y la uniformidad en la dilución, podemos concluir que el diseño geométrico es adecuado y puede escalarse en el sistema real.

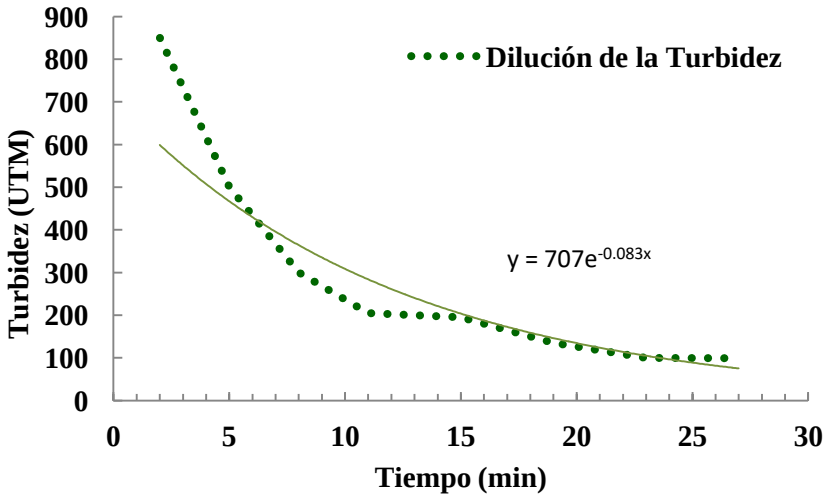


Figura 6.18. Variación de la turbidez con respecto al tiempo

6.3 Resultados del modelo hidrodinámico - IBER

6.3.1 Velocidad

Bajo las condiciones de las tres corridas mencionadas, se obtuvieron los resultados que se muestran en las Figuras 6.19, 6.20 y 6.21 se tiene la variación de la velocidad en el sistema

en las diferentes secciones ilustrado por un mapa de colores, en la Figura 6.19, que corresponde al estrato superior, se observa en general una velocidad muy baja en todas las secciones.

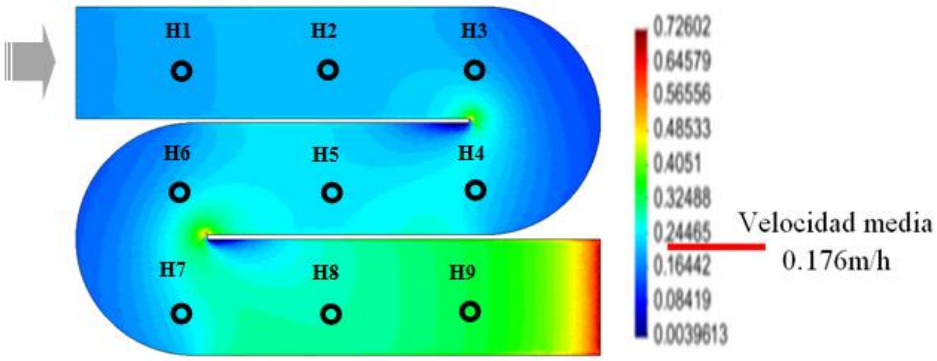


Figura 6.19. Velocidad en IBER para granulometría de 0-5 cm.

Se tiene un incremento de la velocidad a la salida de ambas curvas para las granulometrías de 10-15 y 5-10, (pozos H4 y H7) indicado por el color amarillo y rojo, lo que está relacionado también al tamaño de partícula, ya que a medida que este aumenta, también los intersticios, permitiendo mayor flujo del agua. Este incremento de la velocidad se debe, como se ha observado, al tamaño de granulo del sustrato y principalmente a los peraltes, los cuales impulsan el flujo a la salida de la curva.

a)

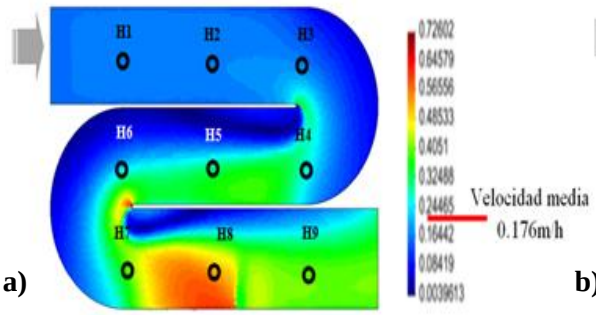


Figura 6.20.Velocidad en IBER para granulometría de 5-10 cm.

b)

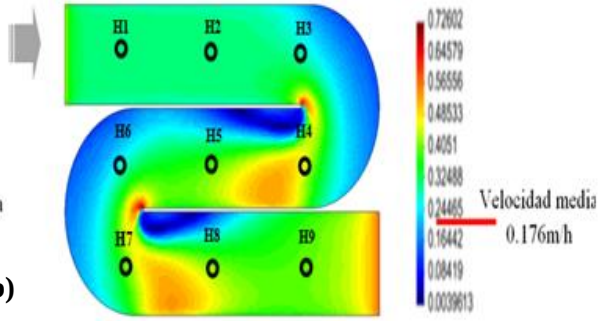


Figura 6.21. Velocidad con IBER, granulometría de 10-15 cm.

6.3.2 Número de Froude

Con los mismos datos del problema se obtuvo el mapa de colores con el número de Froude, el cual ilustra las aéreas en las que el régimen del flujo pasa de sub-critico a crítico (Figuras 6.22, 6.23 y 6.24), en el cual se observa nuevamente una tendencia a pasar a un régimen critico en las salidas de las curvas. Al ingreso y salida de la curva se presenta un "salto hidráulico". Un cambio brusco en la pendiente en un canal es uno de los medios más simples de producir un salto hidráulico con la finalidad de efectuar una mezcla rápida. (González 2011). En este caso de saltos provocados por cambios en el declive del canal.

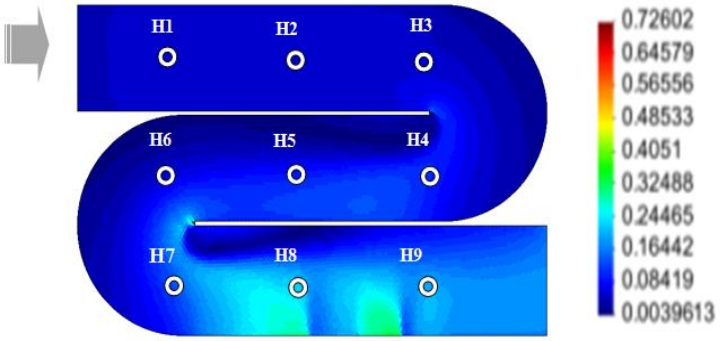


Figura 6.22. Resultados de número Froude con IBER, granulometría de 0-5cm

En los sitios H4 y H7 de la Figura 6.21y 6.22 se observa una modificación del número de Froude por acción del peralte de la curva, incrementando su valor.

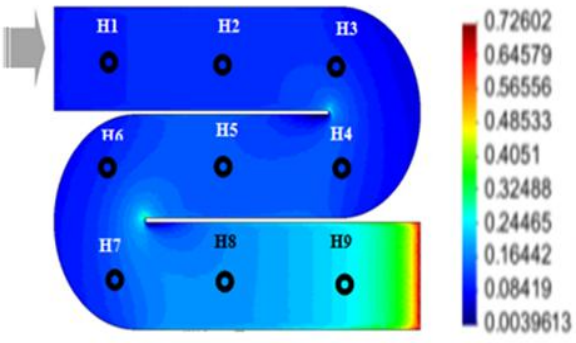


Figura 6.23. Resultados número Froude con IBER, granulometría de 5-10cm

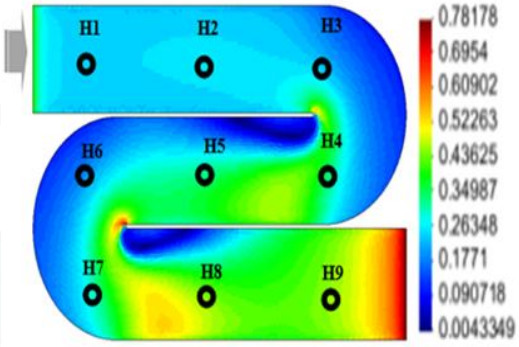


Figura 6.24. Resultados número Froude con IBER, granulometría de 10-15 cm

6.3.3 Transporte de sólidos suspendidos totales (ST)

En las Figuras 6.25, 6.26 y 6.27 se observa el recorrido que realizan los ST en el sistema antes de su sedimentación o eliminación por filtración, se introdujeron datos al software con la concentración de los ST, incluso de 10 mg/L (superiores a los reales) con la finalidad de conocer en qué áreas del humedal se acumulan, estas áreas serán las más susceptibles a la saturación de los intersticios. Cabe indicar que en esta etapa los colores no significan lo mismo que en las descripciones anteriores, aquí a medida que el color tienda hacia el rojo en la escala de colores, significa mayor concentración del sedimento.

En la Figura 6.25, correspondiente al lecho superior (0-5 cm de diámetro), solo se ve como al verter la concentración de ST, inmediatamente se sedimentan, incluso ya no se vuelve a observar, esto significa que el flujo propició que se infiltraran hacia los estratos inferiores.

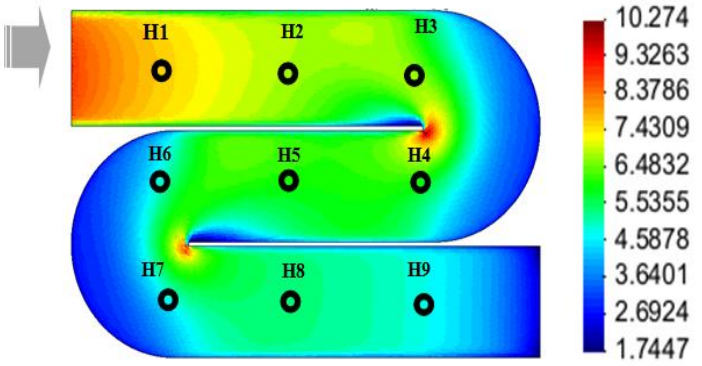


Figura 6.25. Resultados del transporte de sólidos suspendidos totales (ST) con IBER, granulometría de 0-5cm

En la Figura 6.26, se observa la trayectoria que llevan los ST, se observa como previo a la entrada de las curvas peraltadas se presenta una mayor concentración, (pozos, H3 y H6), posiblemente debido al cambio de pendiente y de sección, la velocidad disminuye y los sólidos se concentran, cuestión que se puede corroborar al revisar la Figura 6.26 de ST.

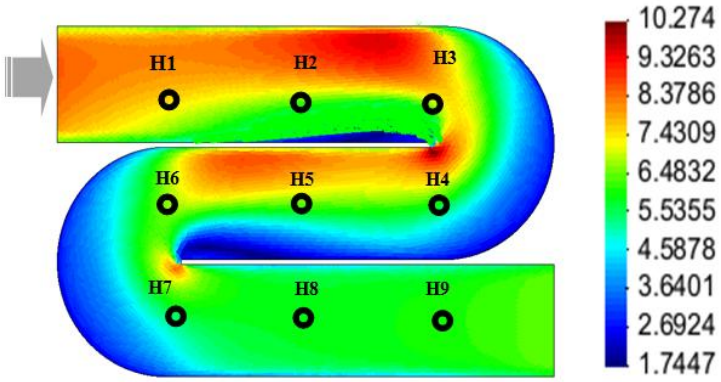


Figura 6.26. Resultados del transporte de sólidos suspendidos totales (SST con IBER, granulometría de 5-10 cm

En la Figura 6.27, correspondiente al estrato inferior (con tamaño de grano de 10-15 cm), se observa el destino final de los sedimentos, intensificando el color rojo en los pozos H3 y H4, mostrando tendencia muy similar a lo estudiado anteriormente. Los resultados muestran que en el primer canal se elimina la mayor parte de los sedimentos. Es importante este diagrama de color, porque se sabe cuál es la zona más susceptible a la colmatación (compactación del sedimento y también la influencia por la vegetación), que será la primera a la que deberá darse mantenimiento.

Otra punto importante que resaltar, es que en la secciones de las curvas con peralte no se observa depósito de sedimentos, con lo cual se está logrando cambiar el flujo en dirección de 180°, sin tener problemas con la acumulación de sedimentos o zonas muertas (cortos circuitos).

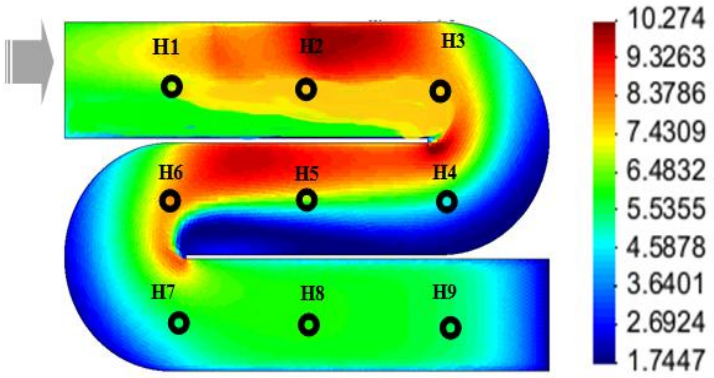


Figura 6.27. Resultados del sólidos suspendidos totales (granulometría de 10-15 cm)

6.3.4 Turbulencia

En la Figura 6.28 se aprecian las zonas en las que se genera 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 secciones la turbulencia ocasiona que se produzca una oxigenación, misma que resulta benéfica para el sistema, incrementa la cantidad de oxígeno disuelto (OD), por lo tanto también eleva los valores del Potencial de Oxido Reducción (OPR), tendiendo a valores positivos.

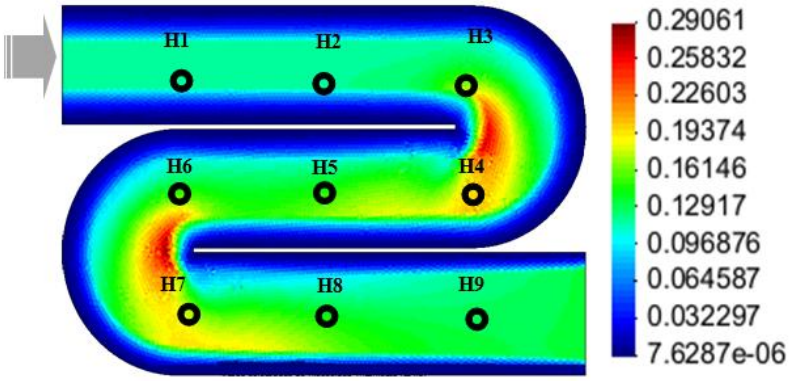


Figura 6.28. Resultados de turbulencia con IBER

6.4 Remodelación del sistema humedal de la UAM-A

A partir de los prototipos a escala y del modelado a través del software IBER, se pudo observar que la construcción de curvas peraltadas en cada cambio de canal optimizaría el funcionamiento en el sistema respecto al TRHE, también a la disminución de las zonas muertas generar una velocidad de flujo homogéneo. A continuación se presentan los resultados correspondientes a la fase de remodelación del sistema, los cuales se dividen en los siguientes puntos: limpieza del sistema previo (incluyendo retiro de especies muertas y retiro de 96 m^3 de material tezontle), construcción de mamparas, construcción de curvas

peraltadas, acomodo de material granular (tezontle), siembra de especies hidrófitas, llenado del sistema, y finalmente estabilización del humedal.

6.4.1 Limpieza del sistema humedal

Al ser un sistema que no estuvo en funcionamiento durante un año, existían presencia de especies secas y mamparas de geomembrana parcialmente rotas, por lo cual fue necesario retirar las especies vegetales (Figura 6.29) y proceder al vaciado del tezontle.



Figura 6.29. Limpieza del humedal

6.4.2 Construcción de mamparas

La parte más importante de la remodelación, constó de la construcción de curvas en cada canal, lo cual se realizó con bloc poroso. La curva construida se puede observar en la Figura 6.30, con un diámetro de 5.32 m y altura de 1.4 m.

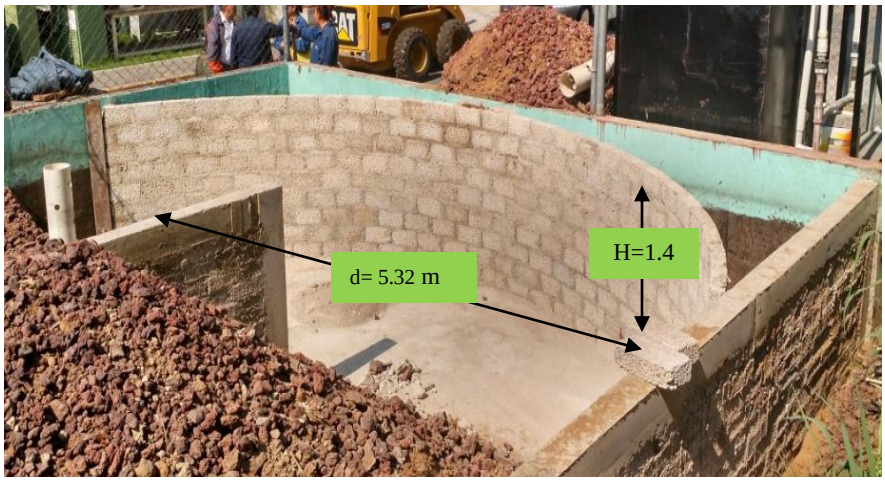


Figura 6.30. Vista de la curva vertical en un canal del humedal.

En la Figura 6.31 se observa el detalle de la curva que se localiza en la parte baja del muro. Dicha curva tiene por objeto la reducción de cortocircuitos que evitarían una correcta remoción de contaminantes. Es importante mencionar que el material tezontle fue colocado

en la parte trasera de la curva que se muestra en la Figura 6.29 con la finalidad de proporcionar mayor estabilidad al muro, contrarrestando la presión hidrostática.



Figura 6.31. a) Vista de la curva vertical en un canal del humedal b). Vista lateral de la curva

La curva fue construida con bloc poroso ligero y con un acabado de tipo "capuchino". De acuerdo a los cálculos realizados se redujeron tanto el diámetro como la altura; para esta construcción se consideraron 40 cm de base del peralte y también una altura de 30 cm, acorde al cálculo del ángulo de 34° mostrado anteriormente, quedando como se muestran la Figura 6.32.

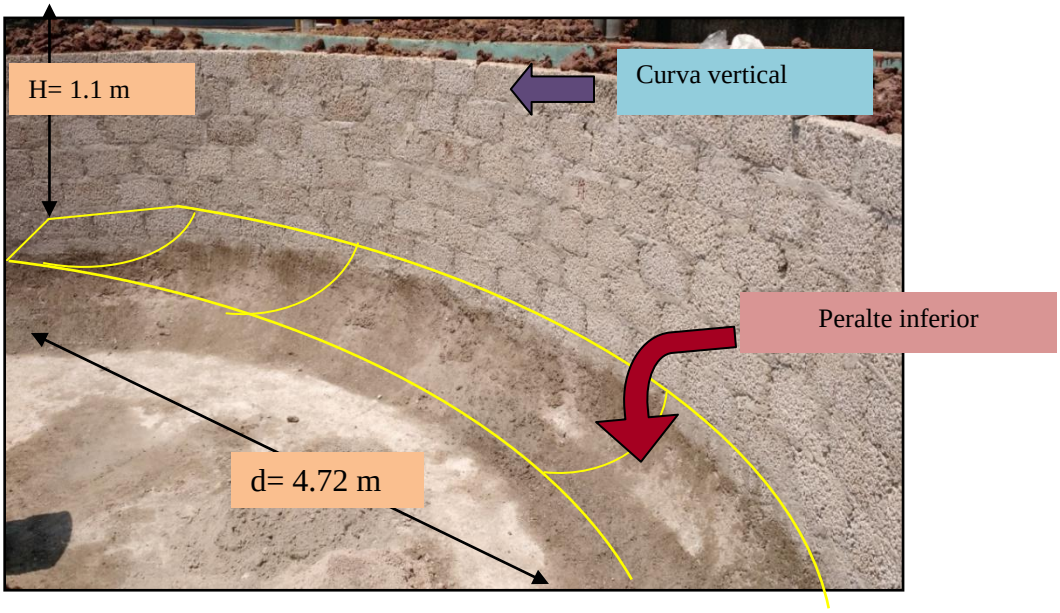


Figura 6.32. Vista del detalle de la curva en un canal.

6.4.3 Acomodo de material tezontle

A partir de la construcción de las curvas en el humedal se realizó una limpieza del tezontle se llevó a cabo mediante la construcción de cribas con una separación de 5 cm para el

material fino y de 15 cm para el material medio granulado (Figuras 6.33a y 6.33b). En el caso del material fino que logra pasar la criba de 5 cm fue desechado porque representa la parte contaminante retenida durante varios años en que el sistema estuvo en funcionamiento, como una medida de mantenimiento.

La cantidad de material sometido a este proceso fue de $40m^3$ que representa aproximadamente el 45% del volumen total que se encuentra en el humedal. Es importante mencionar que el sistema al encontrarse inoperable contenía excesiva cantidad de materia orgánica y contaminante, por lo cual la limpieza represento un proceso minucioso que se llevo a cabo de forma manual (Figura 6.33).

a)  **b)** 

Figura 6.33. a) Limpieza del material .b) Clasificación de acuerdo a su granulometría.

Una vez seleccionado el material se tendieron en las camas de sustrato correspondientes de acuerdo a su granulometría, se colocaron el material de mayor diámetro en la parte baja y los menores en la parte superior respectivamente. Además se proporcionó una altura total de 0.8 m de tezontle (considerando las tres camas), tal como se observa en la Figura 6.34.

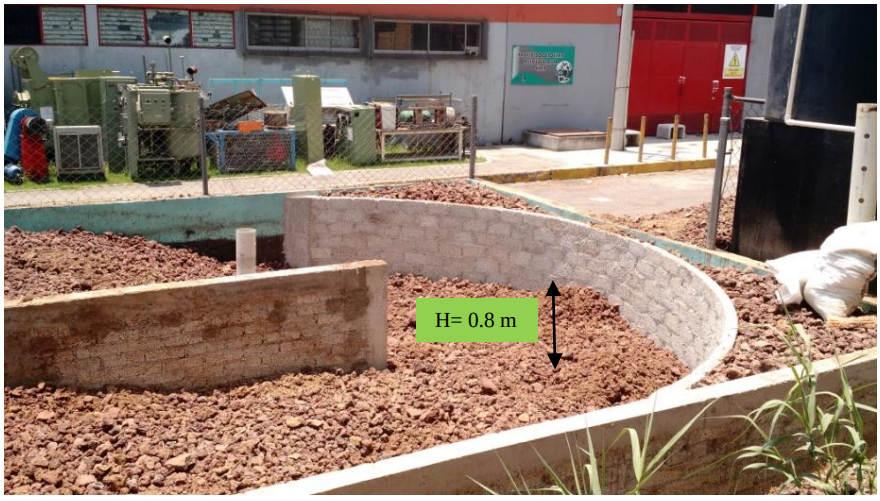


Figura 6.34. Relleno de tezontle en el humedal

Por último se realizaron las modificaciones en cuanto a la tubería que sirven como dren al final del humedal, dicha tubería es de 7.5 cm protegiéndola con malla ciclónica de 5 mm de separación, para garantizar el libre flujo en el drenado (Figuras 6.35a y 6.35b).

a)



b)



Figura 6.35. a) Limpieza del área. b) Protección de la tubería de dren

6.4.3.1 Optimización del nivel de material tezontle en el humedal

Para que un humedal se encuentre en funcionamiento óptimo, de acuerdo a la literatura, fue necesario una altura máxima de 0.80 m. De acuerdo a los resultados presentados en el prototipo a escala, se obtuvo una altura óptima de 0.80 m con una pendiente de 1%, esto con la finalidad de evitar las zonas muertas, o bien de minimizarlas al máximo.

En la Figura 6.36, se observa la pendiente actual con la que cuenta el sistema; además es importante mencionar que se redujo la altura original, como resultado de colocar una cama de bloc poroso de 0.7 x 0.14 cm en el lecho del humedal. Esto además de reducir la altura, permite garantizar que no se tendrán infiltraciones, así también evitar que las raíces se colmaten en la base del sistema.



Figura 6.36. Pendiente en el nivel del humedal

6.4.4 Llenado del sistema

Una vez concluida la construcción del sistema, se procedió al llenado del mismo (Figura 6.37), el cual se realizó con un gasto promedio de 1 L/s. Monitoreando las posibles fugas y el recorrido del flujo en cada canal y la disposición del material superficial.



Figura 6.37. Llenado del Sistema Humedal

6.4.5 Sembrado de especies vegetales

En diciembre de 2016 se procedió a la siembra de especies hidrófitas: *Phragmites autralis* (carrizo) y *Typha latifolia* (tule), distribuyéndose en canal y medio cada especie (Figura 6.38). Una vez estabilizando el sistema se procedió a la medición de parámetros fisicoquímicos y también se evaluó la tasa de crecimiento de las especies, resultados que se presentan en la Figura 6.38.



Figura 6.38. Siembra de especies hidrófitas en humedal

6.4.5.1 Evaluación de la tasa de crecimiento de especies hidrófitas

En la Figura 6.39 se observa el crecimiento de las 2 especies hidrófitas sembradas en el humedal: *Phragmites australis* y *Typha latifolia* a inicios del año 2016. El crecimiento de *Phragmites australis* fue lento al inicio, siendo hasta el mes de marzo del mismo año cuando aumentó la talla de los individuos de esta especie. En dicho periodo se adaptó a las altas cargas orgánicas, situación que también se reflejó en la muerte de más del 15% de la población. En el caso de la *Typha latifolia* se presentó un crecimiento uniforme y normal,

tanto en invasión, como en altura, reproduciéndose rápidamente, lo cual indicó que la carga orgánica que recibía resultaba soportable. Se realizó el retiro de los viejos tallos, dejando los nuevos brotes, lo cual favoreció a mantener un número constante de individuos y sobre todo a tener un control de la profundidad a la que la raíz pueda llegar.

El carrizo *(P. australis)* al recibir el primer impacto de la materia orgánica, es decir altas concentraciones de nutrientes, presentó una tendencia a la disminución en la invasión del medio (Escutia-Lara 2009). Lo cual significa que a corto plazo dicha especie no se reproducirá como lo haría en un ambiente natural.

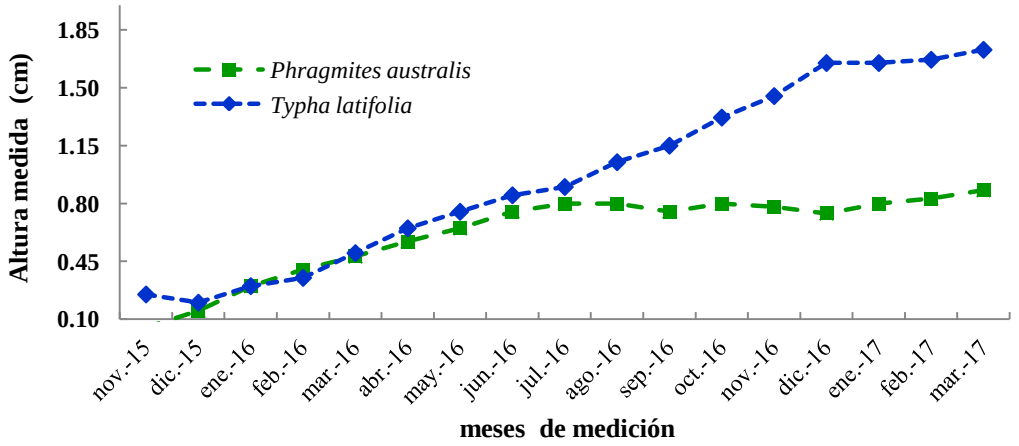


Figura 6.39. Tasa de crecimiento de crecimiento del *Phragmites australis* y *Typha latifolia*

En la Figura 6.40 se muestra el crecimiento de la raíz observada en un individuo de cada especie con la que esta plantado, en los meses de funcionamiento del sistema, se observa que *P. australis* tiene una raíz invasiva y que llega a una profundidad mayor, a pesar del tamaño de la planta. En cuanto a la *T. latifolia* su raíz no es tan profunda, pero tiende a abarcar una mayor área y con mayor densidad, razón por la cual fue necesario retirar las plantas viejas, conservando los brotes.

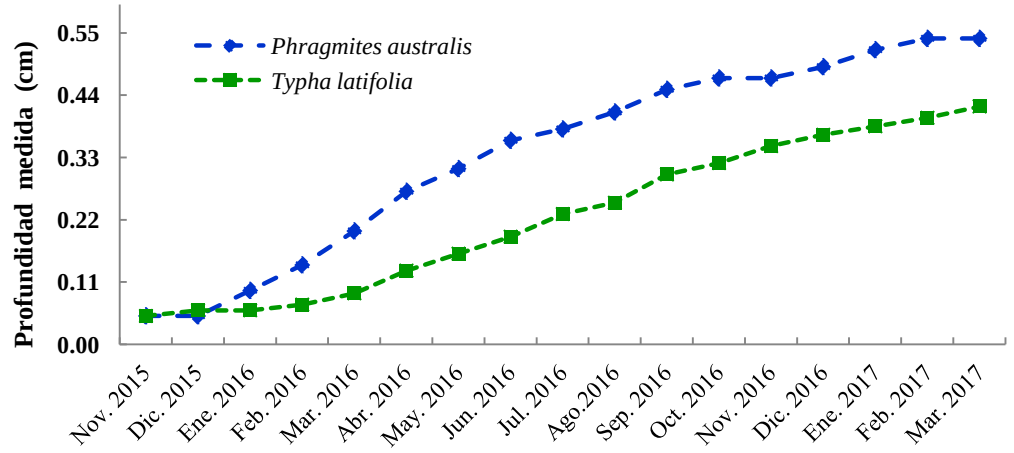


Figura 6.40. Tasa de crecimiento de crecimiento del *Phragmites australis y Typha latifolia*

6.5 Resultados de las pruebas fisicoquímicas con vegetación

6.5.1 Temperatura

En la Figura 6.41 se observan los valores promedio de la temperatura en cada uno de los 10 sitios de muestreo durante los cuatro periodos del año 2016 del trabajo experimental. La temperatura se monitoreó de las 10:00 a las 16:00 hrs; en todos los periodos, el agua fue disminuyendo su temperatura al mezclarse. Sin embargo, en la parte más cálida del día se registró un leve incremento, el cual se situó en el sitio H7, que por orientación es el que mayor cantidad de luz solar recibe. Como era de esperarse, la temperatura en los periodos correspondientes a la primavera, es un poco mayor, teniendo un intervalo entre 17 y 21 ° C. (Apéndice D1)

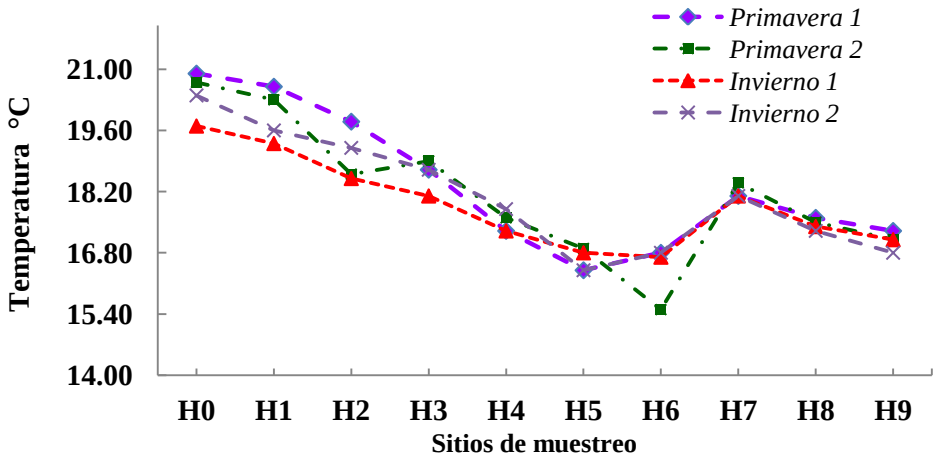


Figura 6.41. Variación de la temperatura en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.2 Potencial de Hidrógeno (pH)

Los valores del pH en la entrada del sistema tuvieron valores entre 8.5 y 8.7, presentando una ligera tendencia a la acidificación, la cual se atribuye a diversos procesos biológicos, y a la precipitación pluvial, los valores del afluente oscilan entre 7.5 y 7.7 (Figura 6.42).

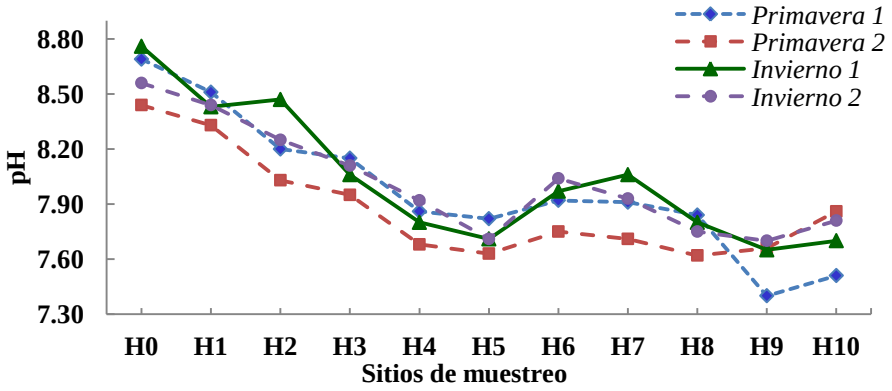


Figura 6.42. Variación del pH en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.3 Conductividad

La determinación de este parámetro es de gran utilidad porque permite entender la presencia de los iones en el agua, en la Figura 6.43 se muestra la gráfica de los resultados obtenidos en los 10 sitios de muestreo del humedal, nótese un incremento en los valores de la conductividad en las zonas de curvas peraltadas (H3 y H6), el inicio de la curva propicia una concentración en los iones, la cual disminuye a medida que realiza el recorrido en la curva, (Apéndice D2).

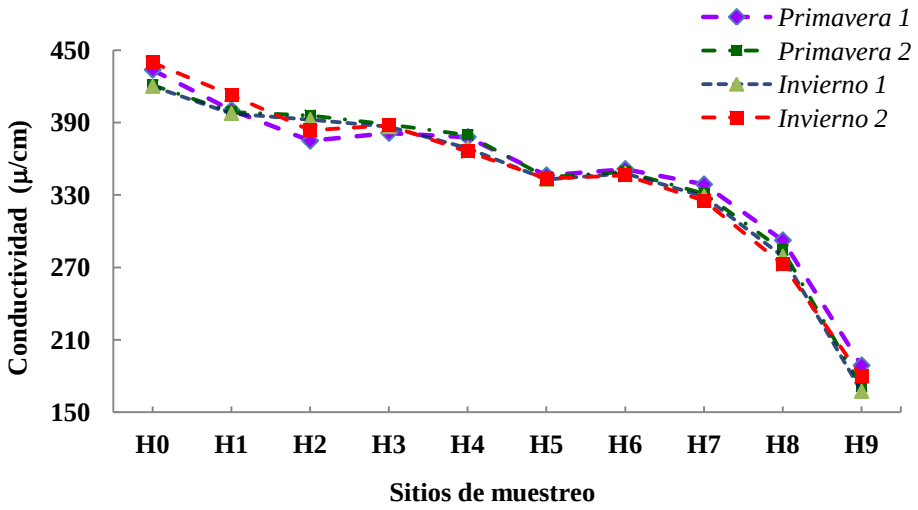


Figura 6.43. Variación de la conductividad en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.4 Oxígeno disuelto

En la Figura 6.44 se muestran los valores de OD se observa un claro decremento en la oxigenación en los sitios H3 y H6 lo que muestra que los inicios de las curvas retienen materia orgánica y es requerido mas oxigeno para su biodegradación, dicho fenómeno va ligado con el OPR, el cual se analizara posteriormente.

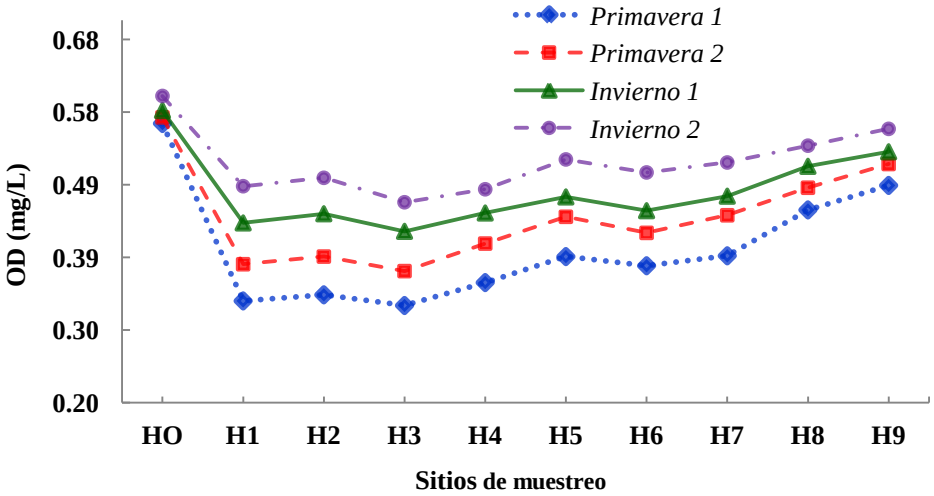


Figura 6.44. Variación del OD en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.5 Potencial de Óxido Reducción

En la Figura 6.45 se muestra el comportamiento del Potencial de Óxido Reducción, los valores van de negativos destacando que en los sitios H3 y H6 se muestran valores con tendencia más negativa a lo que se presenta en los otros sitios, coincidiendo con los estudiados en la concentración de oxigeno, esto se le puede atribuir a la cantidad de MO que se acumula.

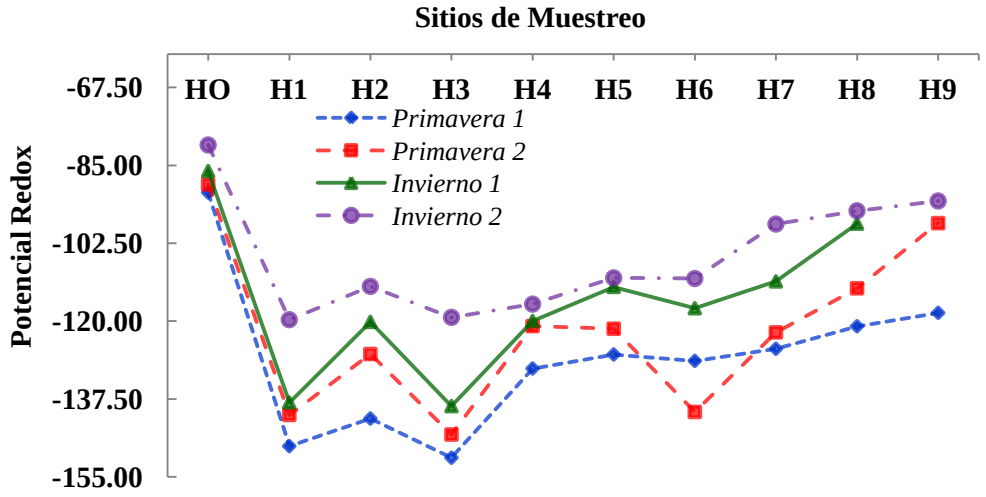


Figura 6.45. Variación del Potencial Redox en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.6 Sólidos Totales

En la Figura 6.46 se presentan los resultados promedio de la concentración de Sólidos Suspendidos Totales (SST) en mg/L obtenidos en los diferentes sitios de muestreo. En general se tiene una tendencia a la disminución de los SST, sin embargo se observa que en los sitios H3 y H6 existe un ligero aumento en la concentración, indicando una disminución en la velocidad del flujo, posteriormente durante el recorrido en la curva peraltada, tiende a estabilizarse. Según lo observado la concentración de SST tiene cierta relación con la velocidad del flujo, porque en los sitios H3 y H6 también el sistema presenta una reducción del flujo, (Apéndice D5)

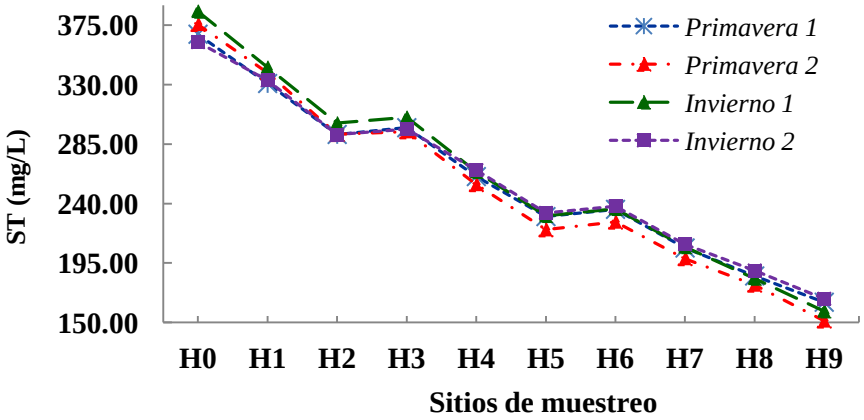


Figura 6.46. Variación de los Sólidos Totales en el sistema humedal

6.5.7 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En la Figura 6.47 se presenta la concentración del valor de la DQO. El humedal presenta una eficiencia de remoción de concentración de MO a través de la medición de la DQO cercana al 90%, nótese que en los sitios H3 y H6 (inicio de cada curva peraltada) se tuvo un incremento en los 2 años de estudio y 4 periodos de muestreo, las secciones curvas permiten una reducción de la velocidad, donde además por las pendientes se concentra la MO, por lo que los valores de la DQO, son ligeramente mayores al inicio de las curvas y descienden por el impulso del mismo flujo de agua, (Apéndice D4)

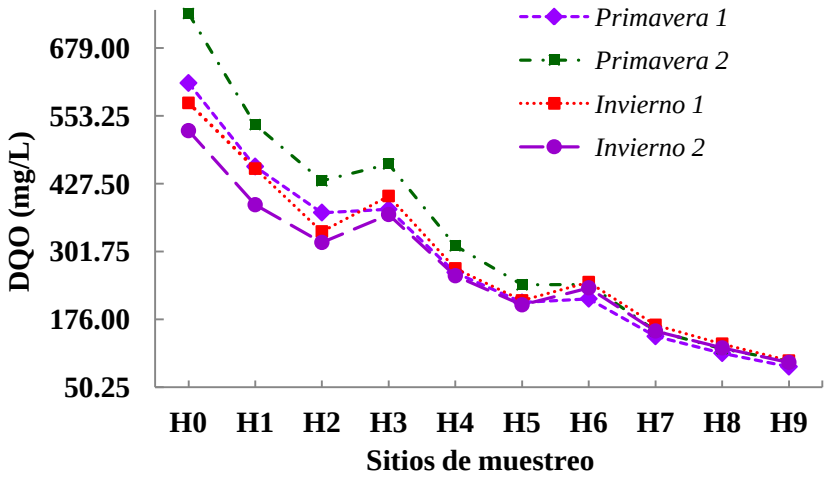


Figura 6.47. Variación de la DQO en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.8 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La remoción de la concentración de MO biodegradable, se midió a través de la DBO; en las Figuras se observa un descenso importante en los valores de la DBO, en un promedio de 600 mg/L de entrada y con 100 mg/L en promedio de salida, lo que resulta en una eficiencia de del 80% de remoción (Figura 6.48), (Apéndice D3)

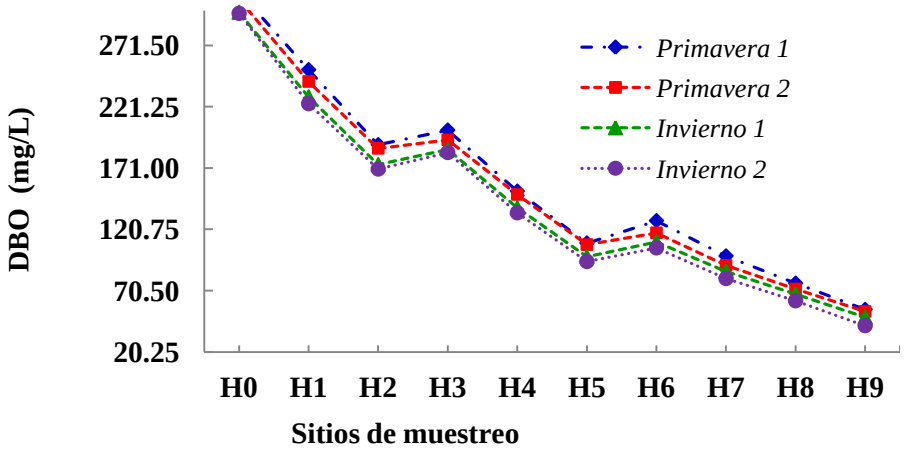


Figura 6.48. Variación de la DBO en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.9 Nitratos

En la Figura 6.49 se observa una disminución de la concentración cercana a 180 g/L en el influente, con una disminución hasta de 0.5 mg/L en la salida del humedal, donde en los H3 y H6 debido a las curvas presenta un ligero aumento, (Apéndice D7).

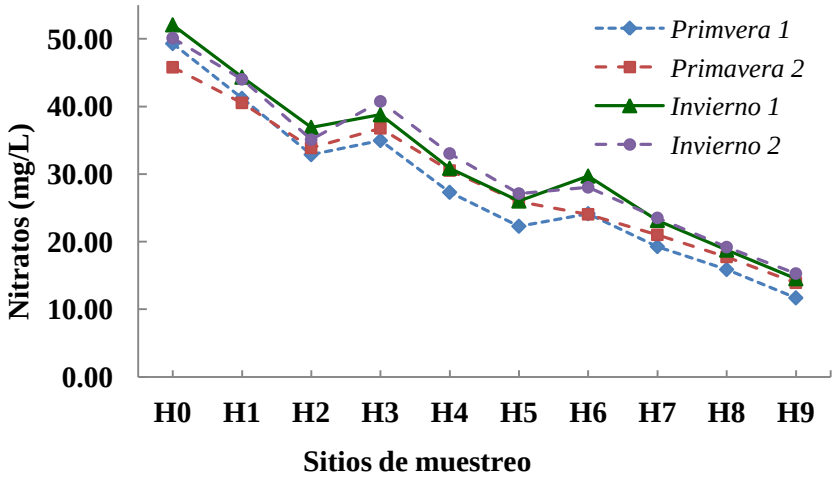


Figura 6.49. Variación de la Nitratos en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.10 Nitritos

Al igual que en la Figura 6.50 se observa una disminución de los nitritos, se puede suponer que parte de los nitratos debido a la tendencia anaerobia, se estén transformando a nitritos y lo importante es que hay una reducción de los mismos, (Apéndice D7)

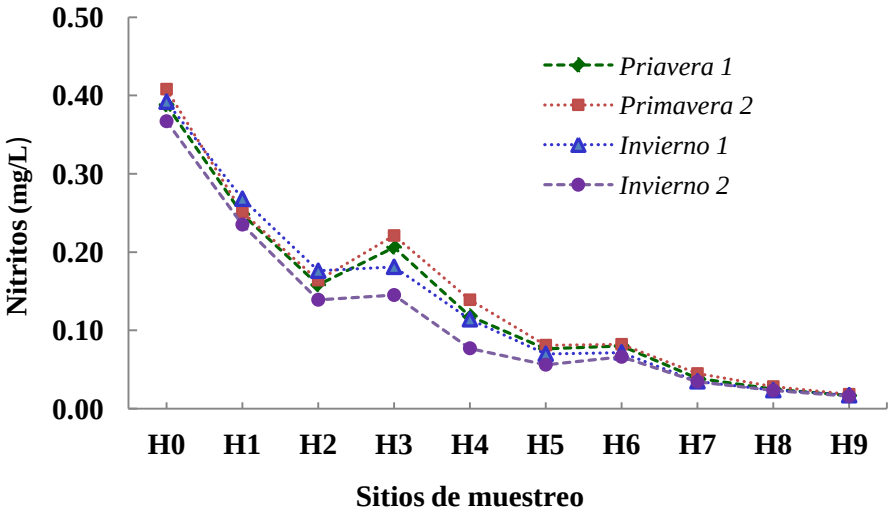


Figura 6.50. Variación de la Nitritos en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.11 Amonio

Se indica la variación del nitrógeno amoniacal en las dos temporadas de muestreo, que debido a las curvas con peraltes de canal a canal, también se presentan las tres secciones ya citadas anteriormente en los otros parámetros químicos la misma tendencia, (Apéndice D9)

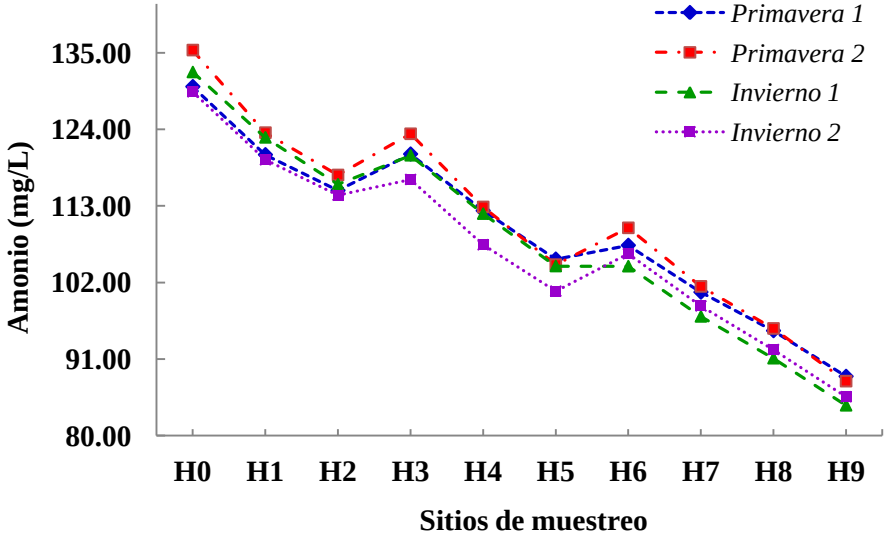


Figura 6.51. Variación de Amonio en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.12 Fosfatos

En la Figura 6.52 se observa la variación de fosfatos a lo largo de los canales del humedal, hay una apreciable disminución desde la entrada a la salida del mismo, probablemente debido a presencia de biomasa o a los fertilizantes utilizados en la jardinería de la Universidad, que se puede adsorber en la superficie de los gránulos de tezontle. En los sitios H3 y H6 hubo un aumento importante, lo que demuestra que hay mayor cantidad de MO en estas secciones, para ambos meses se registraron tendencias muy similares, ligeramente mayor en el mes de marzo (color rojo), (Apéndice D6).

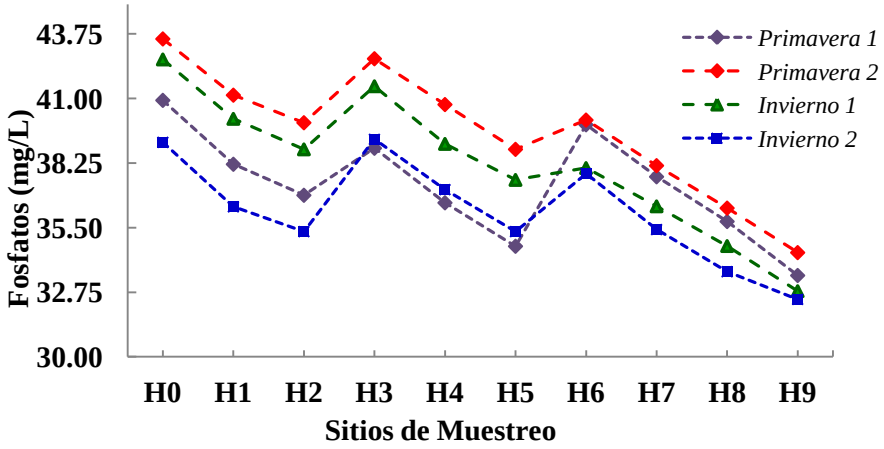


Figura 6.52. Variación de los fosfatos en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.13 Alcalinidad

En la Figura 6.53 se presenta la variación de la alcalinidad en todo el sistema, en la entrada se observan valores cercanos a 700 mg/L, en una agua residual es común que se encuentren valores altos de alcalinidad, lo que tiene relación con el tipo de productos utilizados en la limpieza del mantenimiento de la institución. El pH en los primeros sitios de muestreo fueron mayores a 8.3, con presencia de bicarbonatos y algo de carbonatos, y a medida que el flujo de agua hubo recorrido los canales, hubieron procesos de hidrólisis, donde ésta se acidifico ligeramente hasta el final del humedal obtener valores de 7.8, donde los carbonatos fueron pasando a bicarbonatos. El significado de que la concentración de la alcalinidad disminuya es benéfico para la calidad de agua. Sin embargo en los sitios H3 y H6 la alcalinidad aumentó, por un lado por la zonas curvas, donde al acumularse más material orgánico aumenta la presencia de bicarbonatos y carbonatos, (Apéndice D10).

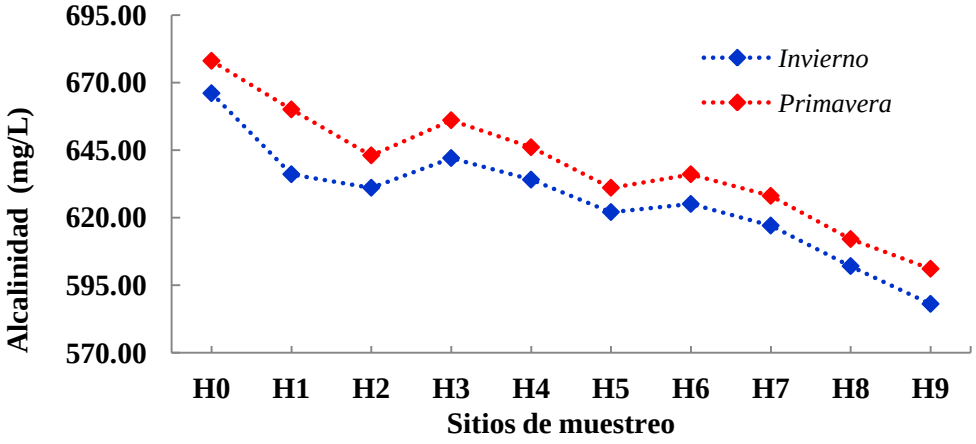


Figura 6.53. Variación de la alcalinidad en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.14 Magnesio (Mg)

Los valores del Mg, oscilaron de 10.30 a 9.15 mg/L aproximadamente, donde en general se observó una diminución a lo largo del sistema y una ligera concentración en las zonas de cambios de canal, (Apéndice D12).

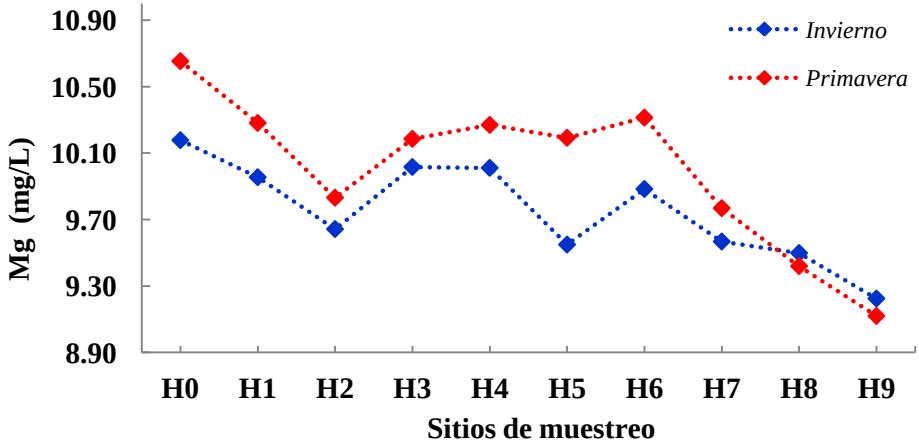


Figura 6.54. Variación del Mg en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.15 Calcio (Ca)

El Ca como catión mayoritario en las aguas, es importante por su contribución en la dureza del agua junto con el Mg. Los valores que se muestran en la Figura 6.55 presentan concentraciones iníciales de 21.50 mg/L hasta la salida de 14.15 mg/L si bien no son concentraciones tan altas tratándose de un agua residual, es necesario monitorear este parámetro. Una cuestión importante que se observa es que las concentraciones de Ca se incrementaron en los sitios H3 y H6, es decir, que el cambio de velocidad por las curvas peraltadas en esas secciones, donde la presencia de la materia orgánica funciona como una superficie adsorbente para este ion, (Apéndice D11).

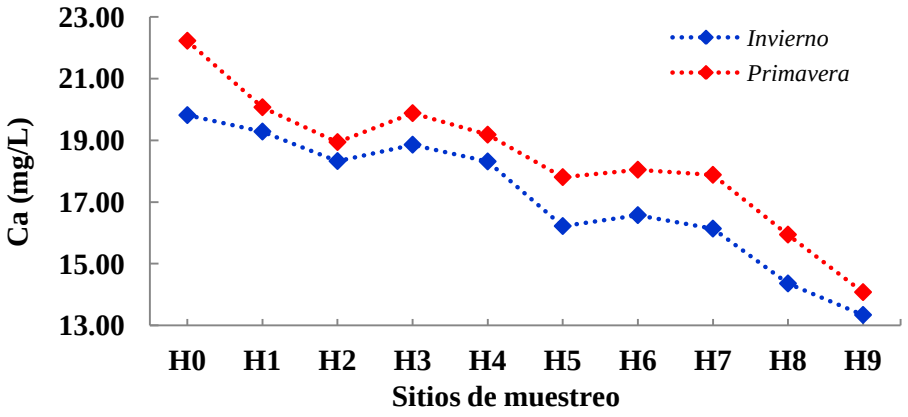


Figura 6.55. Variación del Ca en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.16 Potasio (K)

Se observó una mayor concentración en la fase de pre tratamiento por sedimentación (H0), que en el agua cruda (HCT), que entró, estos e debe a que el potasio disuelto que ya existía en el agua de los tanques se suma al que entra, incrementándose levemente. Por sus propiedades que puede adquirir al formar nutrientes, es de gran importancia para las plantas en el humedal, se relaciona directamente con la conductividad eléctrica y al igual que este parámetro se concentro en las curvas H3 y H6 en ambos periodos (Figura 6.56), (Apéndice D13).

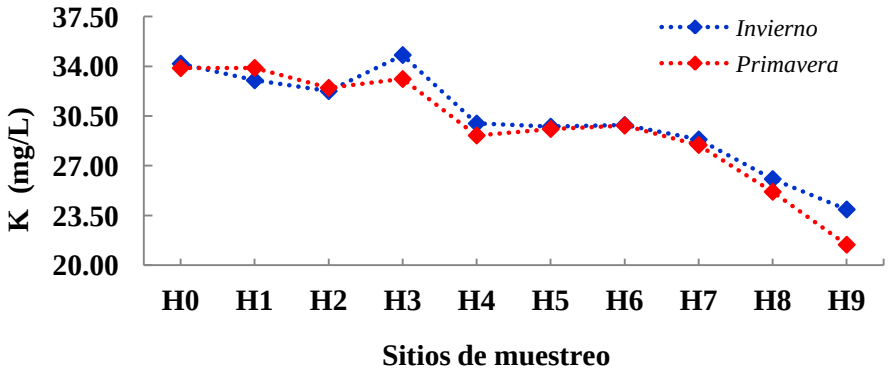


Figura 6.56. Variación del K en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.17 Hierro (Fe)

Debido a que el Fe se adsorbe con facilidad en los ST, se tuvo una buena remoción en la etapa de pre-tratamiento (de 50 %), donde por sedimentación permaneció en el fondo en forma de lodos. En general la concentración que entró en el humedal fue poca, sin embargo, se tuvo una disminución constante a través del humedal, a excepción de los sitios H3 y H6, donde el sedimento se concentra por los peraltes de las curvas, como se ha analizado en otros parámetros (Figura 6.57), (Apéndice D14).

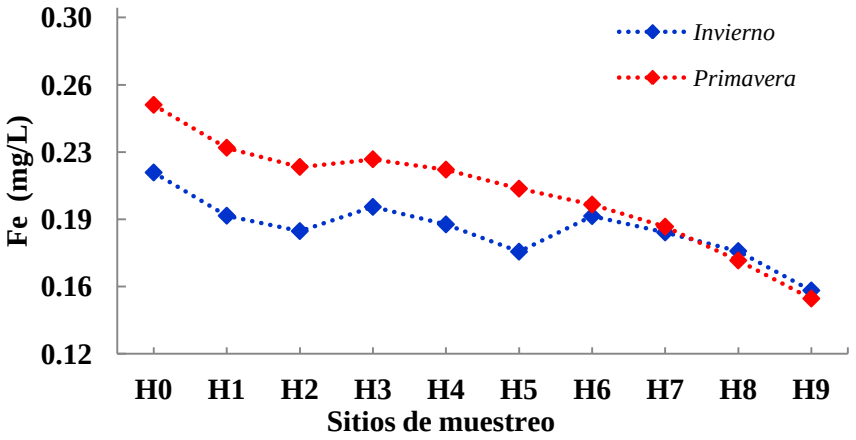


Figura 6.57. Variación del Fe en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.18 Dureza al Magnesio (Mg)

En la Figura 6.58, se observa la variación de la concentración de la dureza al Mg, con una entrada de 85.5 mg/L (considerada moderadamente dura), en sitio H3 y en H6, el sistema en general tuvo una tendencia a ablandar el agua, consiguiendo en el afluente valores de 75 mg/L en el límite para una agua blanda.

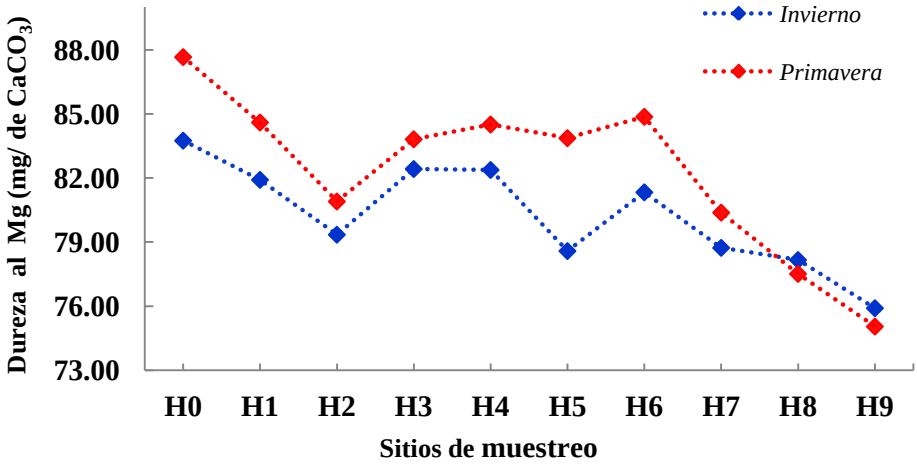


Figura 6.58. Variación de la Dureza al Mg en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.19 Dureza al Ca

En la Figura 6.59 se presenta la variación de la Dureza al Ca, con un influente que está en el rango de agua moderadamente dura, con 107.75 mg/L, misma que va disminuyendo en todo el sistema, a excepción de los sitios H3 y H6 (inicios de curva). Se observa un ablandamiento del agua a lo largo del sistema, finalizando con 70.0 mg/L.

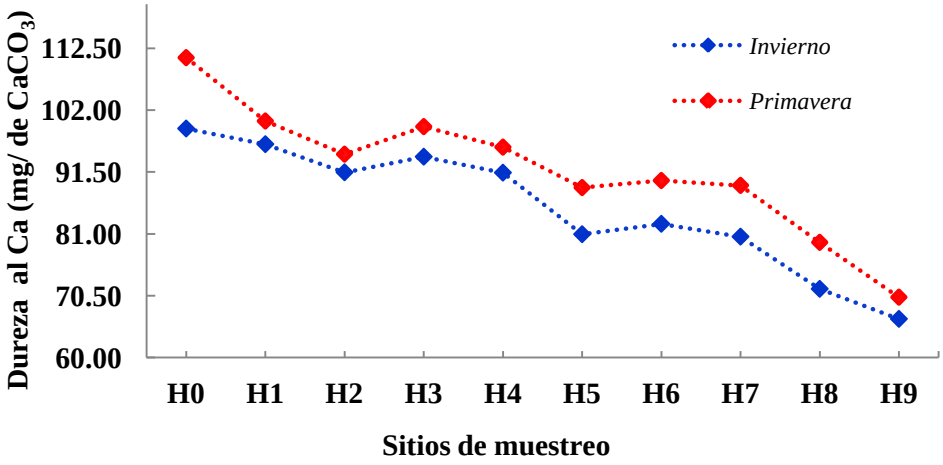


Figura 6.59. Variación de la Dureza al Ca en los sitios del humedal en el año 2016

6.5.20 Dureza Total

La concentración Total de la dureza al Ca y al Mg, es de 192 mg/L en promedio en el ingreso, con una tendencia a ablandarse hasta el efluente con una concentración de 142 mg/L en promedio, en las secciones H3 y H6, se incremento la concentración, debido a las curvas (Figura 6.60).

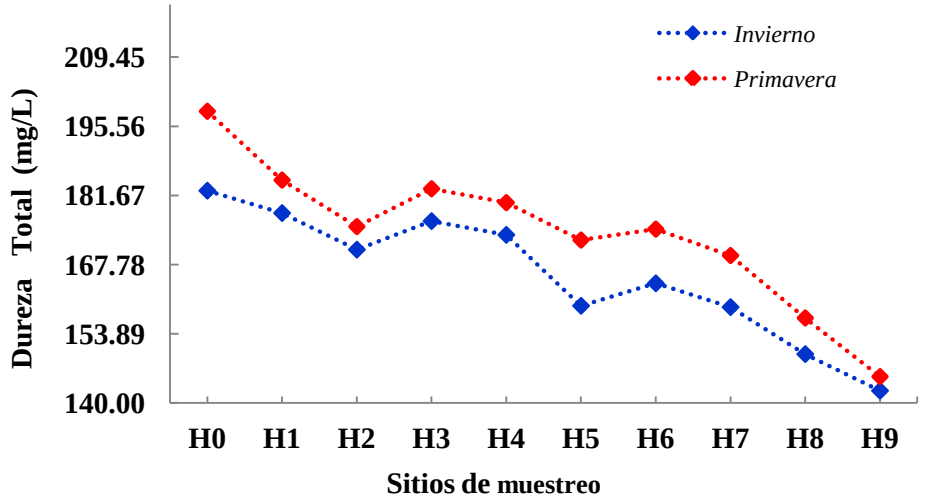


Figura 6.60. Variación de la Dureza Total en los sitios del humedal en el año 2016

6.6 Resultados de los Cálculos Cinéticos

Tras la observación de las tendencias de los valores de los parámetros físico-químicos (DBO, DQO,ST,fosfatos,nitratos, nitritos yamonio), se consideraron tres secciones en el humedal para los cálculos cinéticos, en las cuales se tiene un TRH respectivamente, dichas secciones y los TRH se especifican en la Tabla 6.5. Se analizaron independientemente las secciones, partiendo en cada una desde un TRH de cero y se varió con respecto a los TRH de los sitios subsecuentes, como se indica en la Tabla 6.6.

Tabla 6.5 Escala del TRH general con respecto a los sitios de muestreo y de cada sección

Sitio	H0	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
TRH	0.00	0.79	1.50	2.21	2.21	2.21	4.61	5.60	6.31	7.01

SECCIÓN 1 **SECCIÓN 2** **SECCIÓN 3**

Tabla 6.6 Escala del TRH por sección con respecto a los sitios de muestreo

Sitio	H0	H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9
TRH	0.00	0.79	1.50	0.00	0.99	1.70	0.00	0.99	1.70	2.40

SECCIÓN 1 **SECCIÓN 2** **SECCIÓN 3**

Como se ilustra en la Figura 6.61, la primera sección abarca desde el influente hasta antes de la primera curva (H0-H2), la segunda sección abarca la primera curva y termina un poco antes de la segunda curva (H3-H5), y la tercera sección abarca la segunda curva y todo el tercer canal, hasta la salida (H7-H9). Esta distribución se consideró para el año 2016, que fue el año en el que se determinaron las constantes cinéticas.

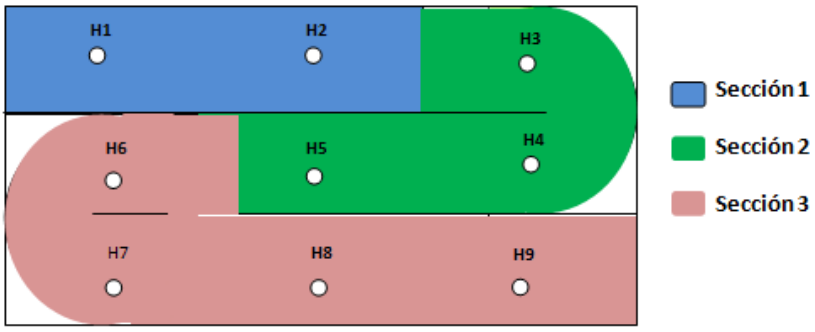


Figura 6.61. Secciones utilizadas para el desarrollo de las cinéticas en el año 2016.

6.6.1 Resultados cinéticos de la DBO.

A continuación se indica el comportamiento cinético de: DBO, DQO. Para cada caso el comportamiento se ajustó a una cinética de orden uno; posteriormente se procedió a ajustar las constantes a 20°C, mediante la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius indicada en la metodología. En la Tabla 6.7, se indican para la sección H0-H2 las concentraciones de la materia orgánica biodegradable como DBO en mg/L, correspondiente a cada tiempo de retención hidráulico (TRH) en días, con estos datos se procedió a elaborar la gráfica de la Figura 6.62, utilizando la Ecuación exponencial de primer orden. Se seleccionaron dos muestreos por temporada como se indica en la Figura 6.62. En la Tabla 6.8, se indican los valores de las constante ***k*** para cada temperatura.

El coeficiente de cada Ecuación indica el valor teórico de la DBO de inicio antes de la degradación y el exponente es la constante cinética. Cada color representa cada corrida cinética.

Tabla 6.7. Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	DBO (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0.00	315.60	309.16	298.56	297.72
H1	0.79	251.54	241.84	229.31	223.67
H2	1.50	190.11	187.04	173.77	170.11

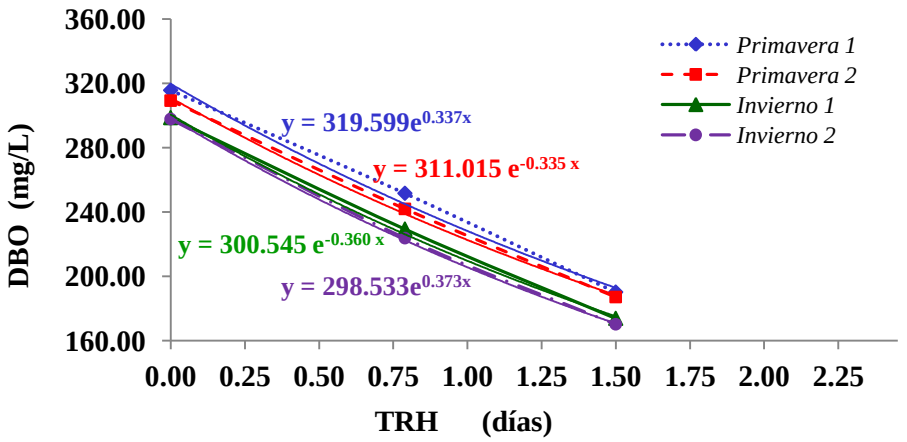


Figura 6.62. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección H0-H2

Como en la sección anterior, en la Tabla 6.8, se indican para la sección H3-H5 las concentraciones de la MO biodegradable como DBO en mg/L, correspondiente a cada tiempo de retención hidráulico (TRH) en días, con estos datos se procedió a elaborar la gráfica de la Figura6.63.

Tabla 6.8. Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	DBO (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	202.04	194.02	186.08	183.65
H4	0.99	151.99	149.26	138.33	134.23
H5	1.7	109.44	108.14	98.23	94.31

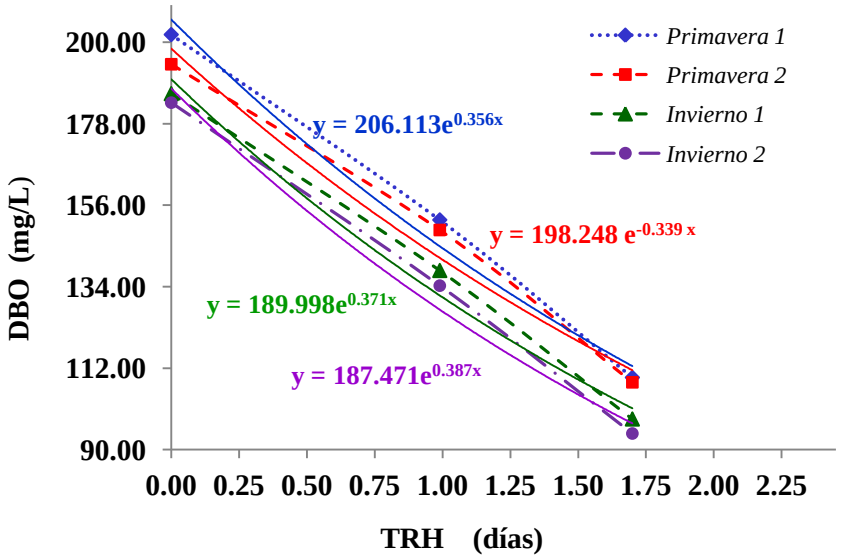


Figura 6.63. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBOen la sección H3-H5

A continuación, en la Tabla 6.9, se indican para la sección H6-H9 las concentraciones de la MO biodegradable como DBO en mg/L, correspondiente a cada tiempo de retención hidráulico (TRH) en días, con estos datos se procedió a elaborar la gráfica de la Figura 6.64**.**

Tabla 6.9. Concentración de DBO correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	DBO (mg/L			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0.00	127.79	117.82	110.45	105.46
H7	0.99	98.86	91.11	86.29	80.34
H8	1.70	76.56	71.81	67.56	62.12
H9	2.40	55.03	53.39	48.72	41.71

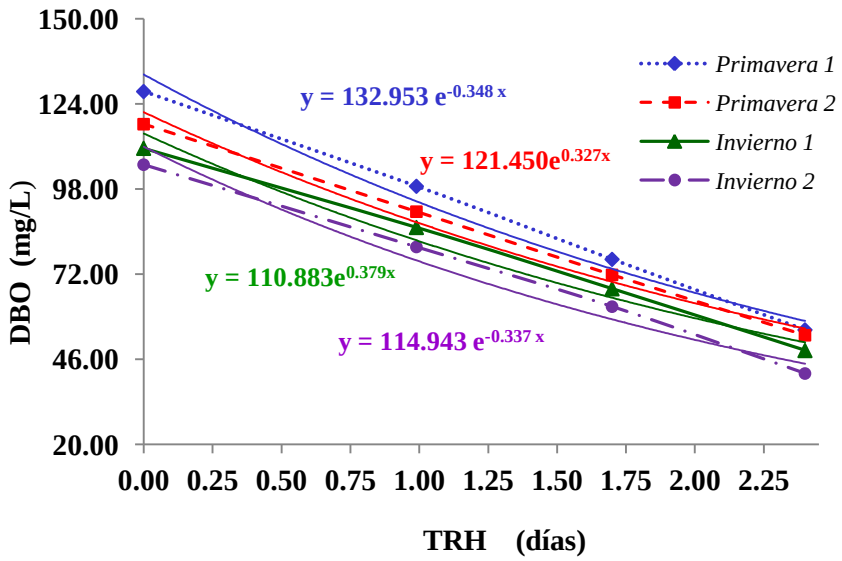


Figura 6.64. Tendencia de la cinética de orden uno de la DBO en la sección H6-H9

En las Tablas 6.10, 6.11 y 6.12 se indican los valores de la DBO de inicio en cada sección tanto experimentales como las teóricas obtenidas de las curvas cinéticas, se obtuvo la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos y también se determinó el % de error, entre cada valor experimental y cada teórico obtenido de la gráfica cinética. Se puede observar que en la sección H0-H2 se determinaron los porcentajes de error más pequeños, esto puede estar relacionado con el carrizo del primer canal, que tiene una fuerte capacitad para el tratamiento de concentraciones altas de MO, le sigue la segunda sección donde se combina una parte de carrizo con tule, los valores están entre los valores tolerables estadísticamente.

Tabla 6.10. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para DBO.

Secciones	H0-H2		DesvStd.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	315.6	319.6	**2.828**	**0.885**
Primavera 2	309.16	311.02	**1.315**	**0.423**
Invierno 1	298.56	300.55	**1.407**	**0.468**
Invierno 2	297.72	298.53	**0.573**	**0.192**

Los más altos, aunque aún tolerables por no rebasar el 5% de error, con excepción del muestreo de invierno 2, que ligeramente rebaso el 5%, en general el modelo cinético fue el adecuado.

Tabla 6.11. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para DBO.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	202.04	206.11	2.878	1.396
Primavera 2	194.02	198.25	2.991	1.509
Invierno 1	186.08	190.00	2.772	1.459
Invierno 2	183.65	187.47	2.701	1.441

Tabla 6.12. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para DBO.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	127.79	132.95	3.649	2.744
Primavera 2	117.82	121.45	2.567	2.113
Invierno 1	110.45	110.88	0.304	0.274
Invierno 2	105.46	114.94	6.703	5.832

En la Tabla 6.13, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius.

Tabla 6.13. Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de DBO.

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.3513	20.67	0.323
H3-H5	0.3633	20.09	0.365
H6-H9	0.3478	20.17	0.342

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2}: DBO_5 = C_0 e^{-0.323\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5}: DBO_5 = C_0 e^{-0.365\,(t)}$$
$$\mathbf{H6-H9}: DBO_5 = C_0 e^{-0.342\,(t)}$$

6.6.2 Resultados cinéticos de la DQO.

Como en el caso de la DBO, se presentan los resultados de las corridas cinéticas de la DQO en los diferentes muestreos. Se indican los valores obtenidos en cada sección. En la Tabla6.14 se muestran las cinéticas para la primera sección, H0-H2. Se trabajó como en caso anterior con el modelo de una cinética de orden uno, y con los datos de la Tabla 6.14 se construyeron las curvas cinéticas (Figura 6.65).

Tabla 6.14. Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	DQO (mg/L			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0.00	614.11	742.93	577.17	525.76
H1	0.79	459.24	536.86	455.27	388.36
H2	1.50	373.85	432.75	338.75	318.42

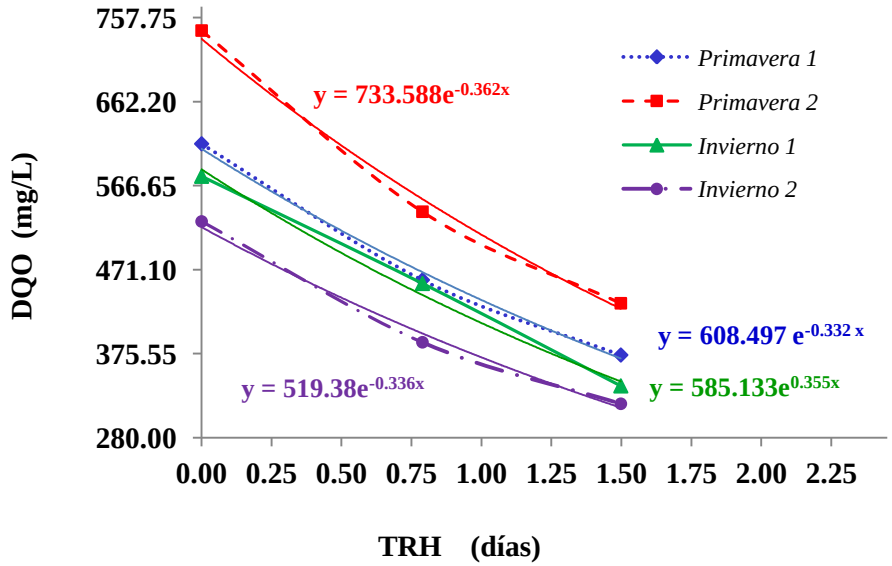


Figura 6.65. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQOen la sección H0-H2

A continuación se presenta lo mismo pero para la sección H3-H5, procediendo de la misma forma. Done en la Tabla 6.15 y con estos datos se construyeron las gráficas de la Figura 6.66.

Tabla 6.15. Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	DQO (mg/L			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	379.95	463.99	404.52	370.28
H4	0.99	262.87	312.2	270.19	256.68
H5	1.70	207.13	239.86	210.84	202.77

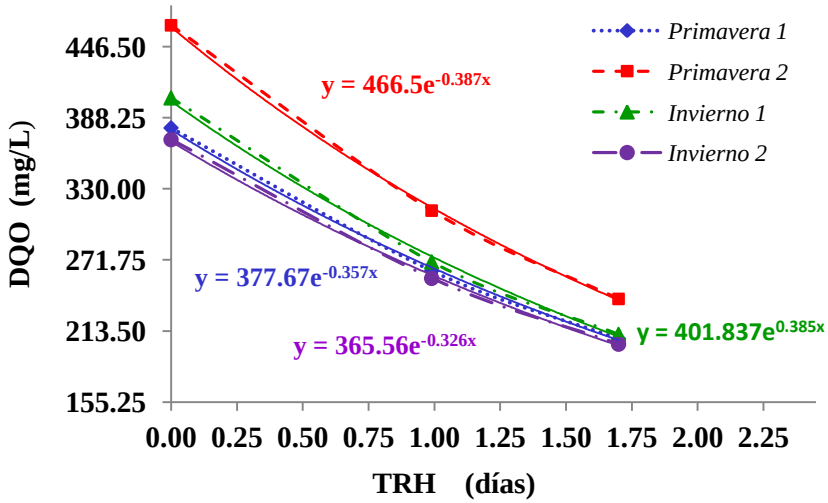


Figura 6.66. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQO en la sección H3-H5

Finalmente procediendo de igual forma se indica en la Tabla 6.16 los datos obtenidos del muestreo de los puntos correspondientes a la sección H6-H9 y con ello se construyeron las curvas cinéticas de la Figura 6.67.

Tabla 6.16. Concentración de DQO correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	DQO (mg/L			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0	214.02	240.63	244.79	234.27
H7	0.99	144.36	154.68	165.47	154.22
H8	1.70	113.14	121.42	130.55	122.85
H9	2.40	88.09	98.14	99.21	96.02

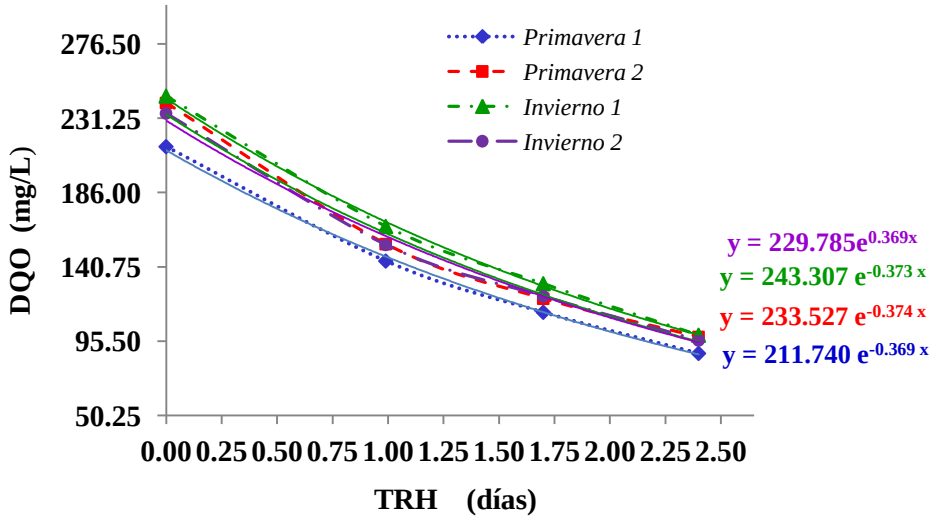


Figura 6.67. Tendencia de la cinética de orden uno de la DQOen la sección H6-H9

En las Tablas 6.17, 6.18 y 6.19 se indican los valores de la DQO de inicio en cada sección tanto experimentales como las teóricas obtenidas de las curvas cinéticas. Se obtuvieron,como en el caso de la DBO, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética. En general los valores de error experimental para la DQO experimental y la teórica en cada caso fueron pequeños.

Tabla 6.17. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para DQO.

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	614.11	608.5	3.967	0.652
Primavera 2	742.93	733.59	6.604	0.900
Invierno 1	577.17	585.13	5.629	0.962
Invierno 2	525.76	519.38	4.511	0.869

Tabla 6.18. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para DQO.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	379.95	377.67	1.612	0.427
Primavera 2	463.99	466.5	1.775	0.380
Invierno 1	404.52	401.84	1.895	0.472
Invierno 2	370.28	365.56	3.338	0.913

Tabla 6.19. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para DQO.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	214.02	211.64	1.683	0.795
Primavera 2	240.63	233.53	5.020	2.150
Invierno 1	244.79	243.31	1.047	0.430
Invierno 2	234.27	229.79	3.168	1.379

Finalmente en la Tabla 6.20 para la DQO,se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius.

Tabla 6.20. Constantes *k* con su respectiva temperatura y k_{20},en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de DQO.

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.3497	20.67	0.321
H3-H5	0.3763	20.09	0.372
H6-H9	0.3750	20.17	0.367

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2}:\ DQO = C_0 e^{-0.321\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5}:\ DQO = C_0 e^{-0.372\,(t)}$$
$$\mathbf{H7-H9}:\ DQO = C_0 e^{-0.367\,(t)}$$

6.6.3 Resultados cinéticos de los sólidos totales (ST)

En la Tabla 6.21 se muestran los valores seleccionados de las concentraciones de ST correspondiente al TRH de la primera sección, de los sitios H0-H2, misma con la que se calculó la cinética de degradación de ST, la cual se muestra en la Figura 6.68, utilizando la Ecuación exponencial de primer orden, en general la tendencia observada en cada una de las secciones (H0-H2, H3-H5, H6-H9), correspondientes a las Figuras 6.68, 6.69, 6.70, mostraron un comportamiento que corresponde a una cinética de primer orden, lo cual comprueba que las secciones propuestas fueron correctamente distribuidas.

Tabla 6.21. Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	ST (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0.00	368.11	375.58	385.40	362.15
H1	0.79	330.83	338.96	343.03	333.22
H2	1.50	292.28	292.32	300.81	292.08

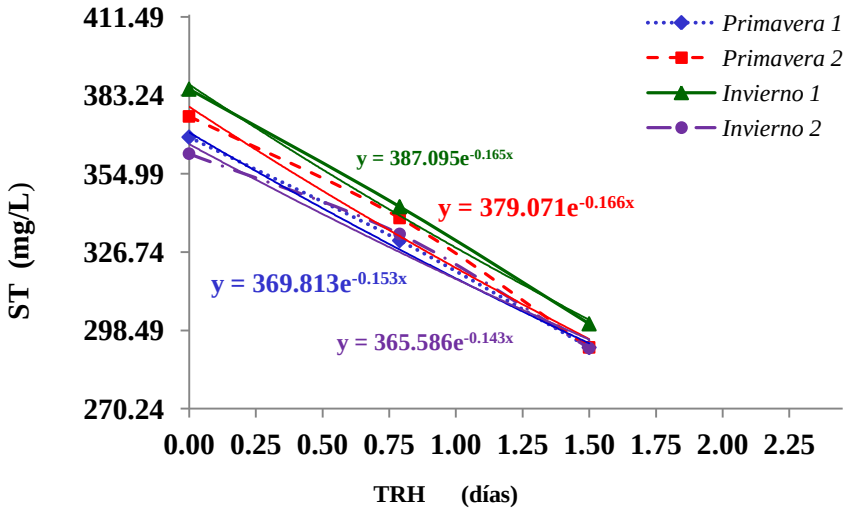


Figura 6.68. Tendencia de la cinética de orden uno de los STen la sección H0-H2

A continuación en la Tabla 6.22 se muestra la concentración de ST en las temporadas analizadas, seguido de la cinética exponencial de primer orden correspondiente a la sección H3-H5 que e muestra en la Figura 6.69.

Tabla 6.22. Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	ST (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	297.40	294.37	305.19	296.40
H4	0.99	260.41	254.39	264.17	265.22
H5	1.7	230.12	220.20	230.81	232.92

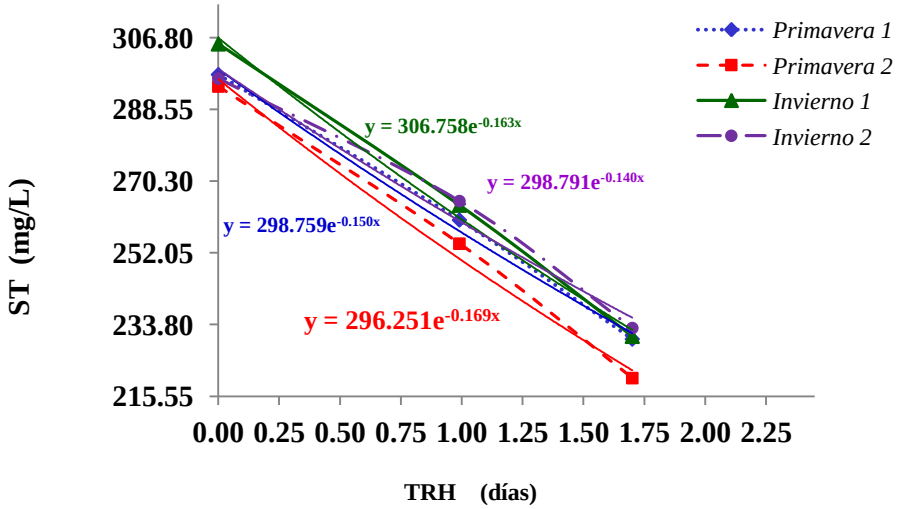


Figura 6.69. Tendencia de la cinética de orden uno de los ST en la sección H3-H5

En la Tabla 6.23 se muestra la concentración de ST en las temporadas analizadas, seguido de la cinética exponencial de primer orden correspondiente a la sección H3-H5 que e muestra en la Figura 6.70.

Tabla 6.23. Concentración de ST correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	ST (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0.00	235.60	226.03	236.11	237.93
H7	0.99	206.37	198.36	207.21	209.23
H8	1.70	185.20	178.33	183.34	189.34
H9	2.40	165.30	151.18	158.60	167.98

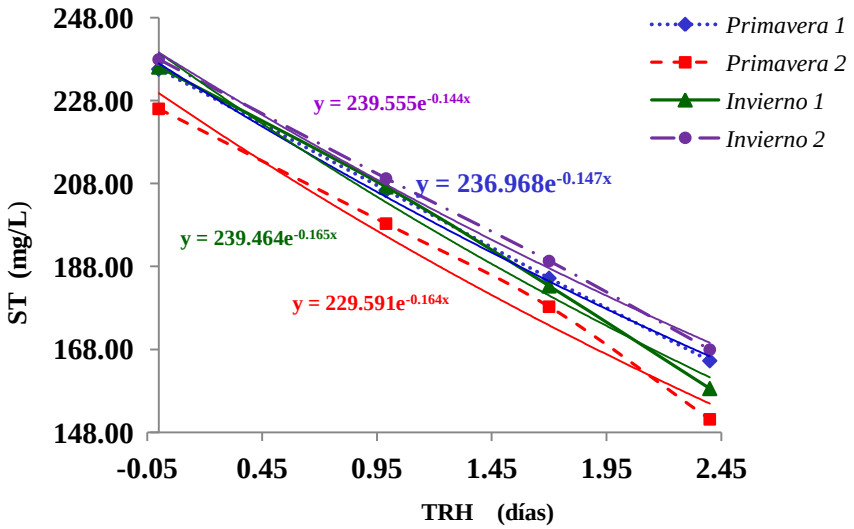


Figura 6.70. Tendencia de la cinética de orden uno de los STen la sección H6-H9

En las Tablas 6.24, 6.25 y 6.26 se indican los valores de los ST de inicio en cada sección tanto experimentales como los teóricos obtenidos de las curvas cinéticas. Se determinó, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética.

Tabla 6.24. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para ST.

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	368.11	369.81	1.703	0.46
Primavera 2	375.58	379.07	3.491	0.93
Invierno 1	385.4	387.10	1.695	0.44
Invierno 2	362.15	366.81	4.663	1.29

Tabla 6.25. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para ST.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	297.4	298.76	1.359	0.46
Primavera 2	294.37	296.25	1.881	0.64
Invierno 1	305.19	306.76	1.569	0.51
Invierno 2	296.4	298.79	2.391	0.81

Tabla 6.26. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para ST.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	235.6	236.968	1.368	0.58
Primavera 2	226.03	229.591	3.561	1.58
Invierno 1	236.11	239.464	3.354	1.42
Invierno 2	237.93	239.555	1.625	0.68

En la Tabla 6.27 para los sólidos totales, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius

Tabla 6.27. Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de ST.

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.1613	20.67	0.148
H3-H5	0.1607	20.09	0.159
H6-H9	0.1590	20.17	0.156

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2:}\ \mathbf{ST} = C_0 e^{-0.148\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5:}\ ST = C_0 e^{-0.159\,(t)}$$
$$\mathbf{H7-H9:}\ ST = C_0 e^{-0.156\,(t)}$$

6.6.4 Resultados cinéticos de los fosfatos como PO_4^{3-}

Para la primera sección H0-H2, en la Tabla 6.28 se muestran los datos con los cuales se construyó la gráfica de la Figura 6.71, en dicha Figura se indican las ecuaciones de orden uno para cada muestreo de fosfatos, donde los coeficientes indican los valores teóricos en cada caso, de la concentración de fosfatos al inicio de cada cinética y a través de cada cinética utilizando la Ecuación exponencial se obtuvieron los valores de las constantes *k.*

Tabla 6.28. Concentración de fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	Fosfatos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0.00	40.92	43.53	42.66	39.13
H1	0.79	38.20	41.14	40.13	36.39
H2	1.50	36.88	39.97	38.83	35.33

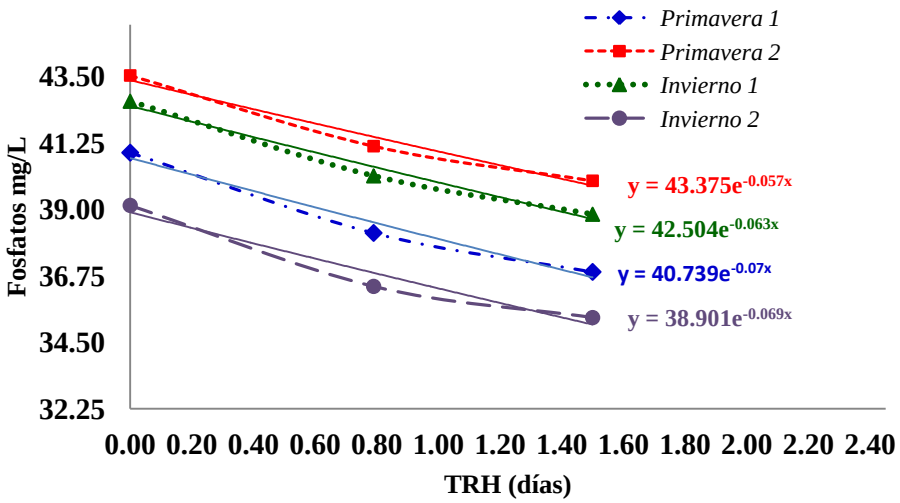


Figura 6.71. Tendencia de la cinética de orden uno de fosfatos en la sección H0-H2.

En la Tabla 6.29se concentran los datos de fosfatos correspondientes a la sección H3-H5 y en la Figura 6.72se indican las curvas cinéticas de orden uno en forma exponencial.

Tabla 6.29. Concentración de fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	Fosfatos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	38.88	42.69	41.52	39.26
H4	0.99	36.56	40.74	39.07	37.12
H5	1.7	34.71	38.83	37.53	35.33

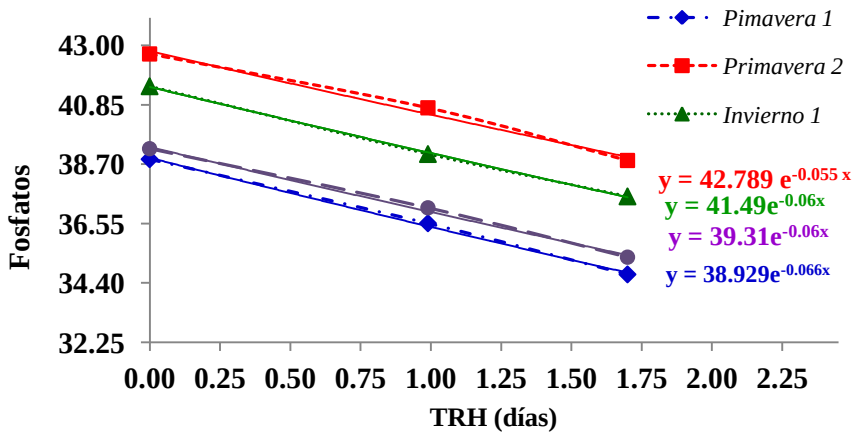


Figura 6.72. Tendencia de la cinética de orden uno de fosfatos en la sección H3-H5

En la Tabla 6.30 se presentan los valores de fosfatos obtenidos en la tercera sección. El perfil del estudio cinético de orden uno se observan en la Figura 6.73. Es importante

mencionar que parece que el tipo de vegetación que se utilizó en el humedal no captura gran cantidad de fosfatos, lo que puede ser una de las causas por las cuales no existe mucha remoción.

Tabla 6.30. Concentración de fosfatos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	Fosfatos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0.00	39.88	40.08	38.04	37.80
H7	0.99	37.67	38.14	36.41	35.42
H8	1.70	35.76	36.33	34.72	33.63
H9	2.40	33.47	34.44	32.80	32.45

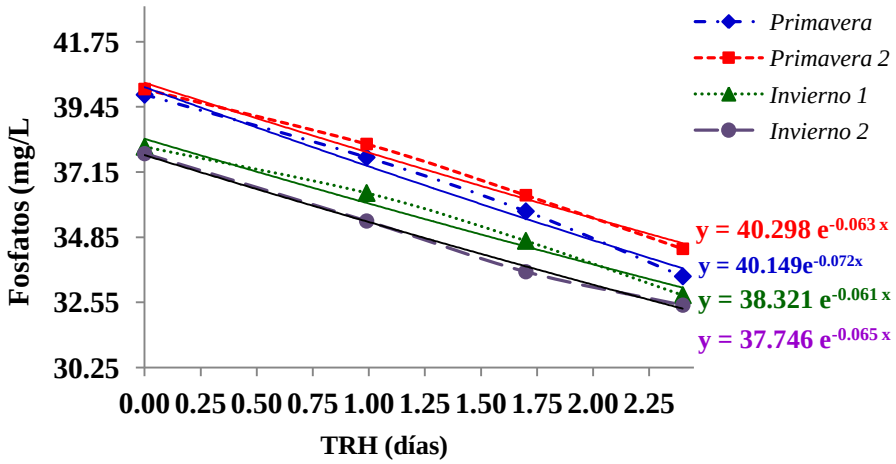


Figura 6.73. Tendencia de la cinética de orden uno de fosfatos en la sección H6-H9

En las Tablas 6.31, 6.32 y 6.33 se indican los valores de los fosfatos de inicio en cada sección tanto experimentales como los teóricos obtenidos de las curvas cinéticas. Se determinó, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética.

Tabla 6.31. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para fosfatos

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	40.92	42.79	1.32229	1.070
Primavera 2	43.53	41.49	1.44250	1.195
Invierno 1	42.66	39.31	2.36881	1.964
Invierno 2	39.13	38.93	0.14142	0.121

Tabla 6.32. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para fosfatos.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	38.88	42.79	2.765	6.461
Primavera 2	42.69	41.49	0.849	2.045
Invierno 1	41.52	39.31	1.563	3.975
Invierno 2	39.26	38.93	0.233	0.599

Tabla 6.33. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para fosfatos.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	39.88	40.30	0.297	0.737
Primavera 2	40.08	40.15	0.049	0.123
Invierno 1	38.04	38.32	0.198	0.517
Invierno 2	37.8	37.75	0.035	0.094

En general los valores de error experimental entre los valores de la concentración de los nitratos obtenidos experimentalmente y los teóricos en cada caso se encontraron con valores menores al 5%, con excepción del valor obtenido en el muestreo de primavera 1 que rebasó el 5%. En la Tabla 6.34 para los fosfatos, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius

Tabla 6.34. Constantes *k* con su respectiva temperatura y k_{20}, en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de fosfatos

Sección	k_T (días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.0633	20.67	0.058
H3-H5	0.0603	20.09	0.060
H6-H9	0.0653	20.17	0.064

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2}: HPO_4^{2-} = C_0 e^{-0.0339\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5}: HPO_4^{2-} = C_0 e^{-0.0640\,(t)}$$
$$\mathbf{H6-H9}: HPO_4^{2-} = C_0 e^{-0.0775\,(t)}$$

6.6.5 Resultados cinéticos de los nitratos (NO_3^-)

Para la primera sección los resultados de cada muestreo se presentan en la Tabla 6.35. En la Figura 6.74 se observa el comportamiento correspondiente a esta sección, en la cual se origina una curva con tendencia convexa, lo que cinéticamente no es significativo, esto se podría deber a un "período de inducción" que frecuentemente aparece en las gráficas de extinción de nutrientes en procesos microbiológicos (Barceló y Solís, 2015).

A pesar de que el mejor ajuste se aproximó a un orden cero, la magnitud de la constante cinética es muy grande y la forma de la curva tampoco es del orden cero, ni de ningún otro orden. En la Figura 6.74 se observan las ecuaciones representativas a una cinética de orden uno,utilizando la forma exponencial de la Ecuación.

Tabla 6.35. Concentración de nitratos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitratos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0	49.30	45.80	52.07	50.12
H1	0.79	41.20	40.53	44.33	44.02
H2	1.5	32.87	33.87	36.91	35.09

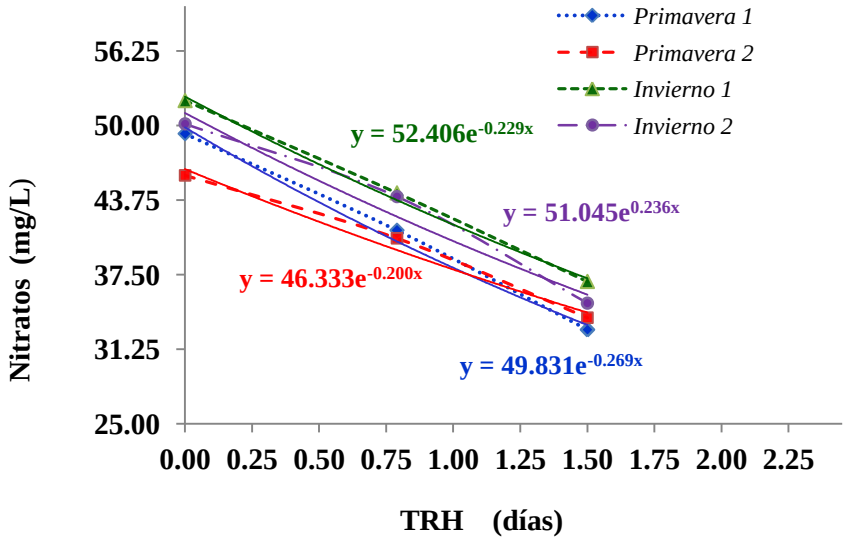


Figura 6.74. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitratosen la sección H0-H2

Los valores de concentración de nitratos en la sección formada por los sitios H3-H5 se presentan en la Tabla 6.36. En la Figura 6.75, se aprecia una tendencia a líneas rectas, en donde la concentración es directamente proporcional al TRH lo que significa una cinética de orden cero, a pesar de esto, en esta Figura se presentan las ecuaciones para un modelo de orden uno, que es la forma de comportamiento de la mayor parte de los parámetros. La tendencia que se presenta en esta sección se puede atribuir a una etapa de transición, ya que la actividad de los organismos depende de la cantidad de oxígeno disuelto y de la población

bacteriana que se encuentran en las raíces del *P. australis* y *T. latifolia* (es necesario indicar que en esta sección, la población vegetal cambió de *P. australis* a *T. latifolia*).

Tabla 6.36. Concentración de nitratos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitratos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	34.96	36.77	38.78	40.75
H4	0.99	27.30	30.51	30.86	33.04
H5	1.70	22.28	25.93	26.01	27.11

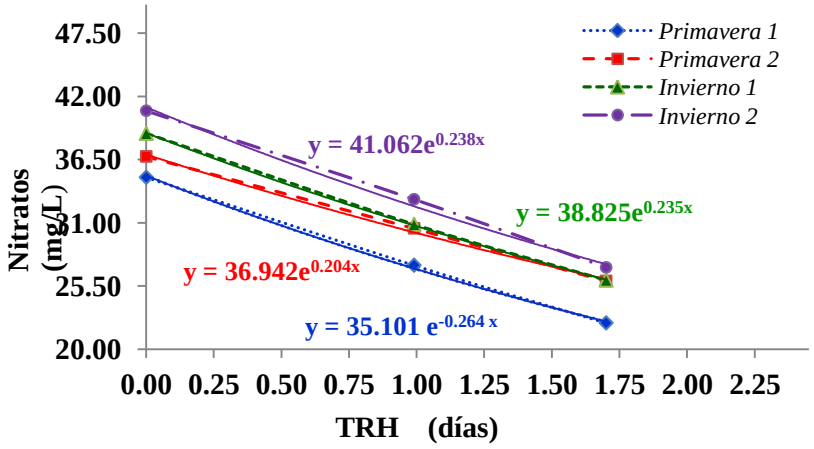


Figura 6.75. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitratos en la sección H3-H5

Para la tercera sección que corresponde a los sitios de H7-H9, en la Tabla 6.37 se muestran los valores de la concentración de nitratos, y los cuales son representados en la Figura 6.76. La tendencia en esta sección es claramente de una cinética de orden uno, lo que demuestra una actividad muy importante en la degradación de los nitratos, esto se le puede atribuir a dos procesos: absorción de nitratos por las plantas y a la reducción a nitritos e incluso a NH_4^+, debido al ambiente reductor en el humedal SSFH.

Tabla 6.37. Concentración de nitratos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitratos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0.00	24.14	24.05	29.70	28.04
H7	0.99	19.27	21.01	23.15	23.51
H8	1.70	15.87	17.74	18.76	19.19
H9	2.40	11.68	13.92	14.52	15.28

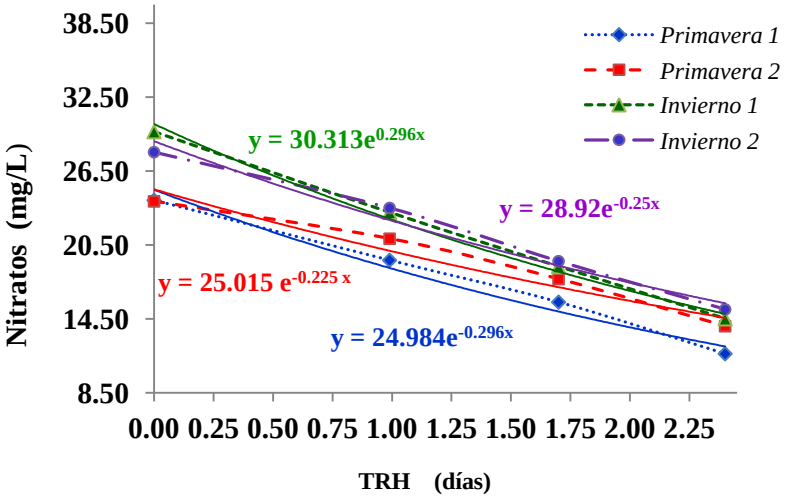


Figura 6.76. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitratosen la sección H6-H9

En las Tablas 6.38, 6.39 y 6.40 se indican los valores de loa nitratos de inicio en cada sección tanto experimentales como los teóricos obtenidos de las curvas cinéticas. Se determinó, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética. En general los valores de error experimental entre los valores de la concentración de los nitratos obtenidos experimentalmente y los teóricos en cada caso se encontraron con valores menores al 5%.

Tabla 6.38. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para nitratos.

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	49.3	49.83	0.375	0.752
Primavera 2	45.8	46.33	0.375	0.809
Invierno 1	52.07	52.41	0.240	0.459
Invierno 2	50.12	51.05	0.658	1.288

Tabla 6.39. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para nitratos.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	Primavera 1	34.96	35.10	0.099
Primavera 2	Primavera 2	36.77	36.94	0.120
Invierno 1	Invierno 1	38.78	38.83	0.035
Invierno 2	Invierno 2	40.75	41.06	0.219

Tabla 6.40. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para nitratos

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	24.14	24.98	0.594	2.378
Primavera 2	24.05	25.02	0.686	2.741
Invierno 1	29.70	30.31	0.431	1.423
Invierno 2	28.04	28.92	0.622	2.152

En la Tabla 6.41 para los nitratos, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius

Tabla 6.41. Constantes *k* con su respectiva temperatura y $k_{20,}$en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de nitratos.

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.2327	20.67	0.214
H3-H5	0.2243	20.09	0.222
H6-H9	0.2470	20.17	0.242

6.6.6 Resultados cinéticos de los nitritos (NO2-)

En cuanto a los nitritos, están siendo transformados a amonio, cabe destacar que la primera sección correspondiente a la sembrada con *P. australis* en donde se observa la mayor disminución de concentración de nitritos.Para la primera sección H0-H2, en la Tabla 6.42 se presentan los datos obtenidos experimentalmente con los cuales se construyó la gráfica de la Figura 6.77. En la misma Figura se encuentran las ecuaciones exponenciales de cada cinética de las cuales se obtuvieron las constantes *k.* En la Figura se puede ver claramente que la curva se ajusta a una Ecuación exponencial de primer orden.

Tabla 6.42. Concentración de nitritos correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitritos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0	0.388	0.408	0.392	0.367
H1	0.79	0.248	0.251	0.268	0.235
H2	1.5	0.158	0.164	0.176	0.139

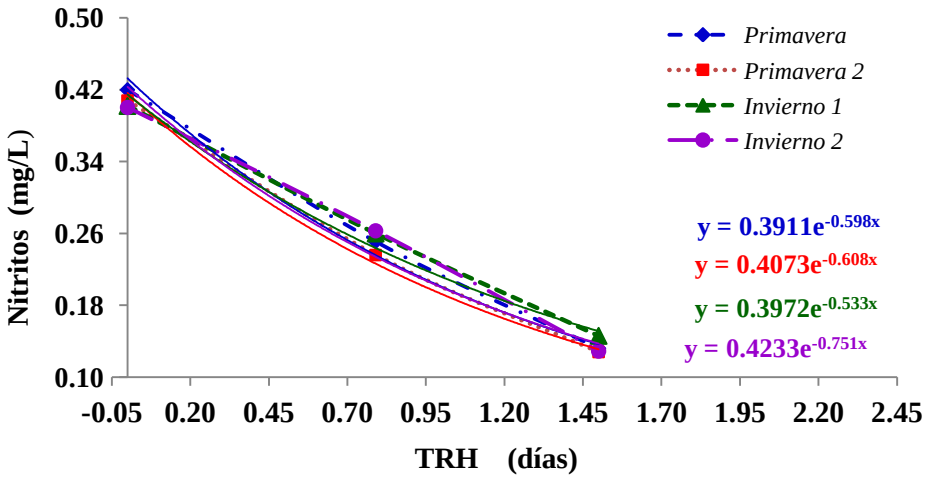


Figura 6.77. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitritosen la sección H0-

Los resultados que corresponde a los nitritos para la sección H3-H5, se presentan en la Tabla 6.43, y en la Figura 6.78 se observa la tendencia de orden uno, con su respectiva Ecuación exponencial de donde se obtuvieron las constantes *k*.

Tabla 6.43. Concentración de nitritos correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitritos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	0.206	0.221	0.181	0.145
H4	0.99	0.118	0.139	0.114	0.077
H5	1.70	0.077	0.081	0.070	0.056

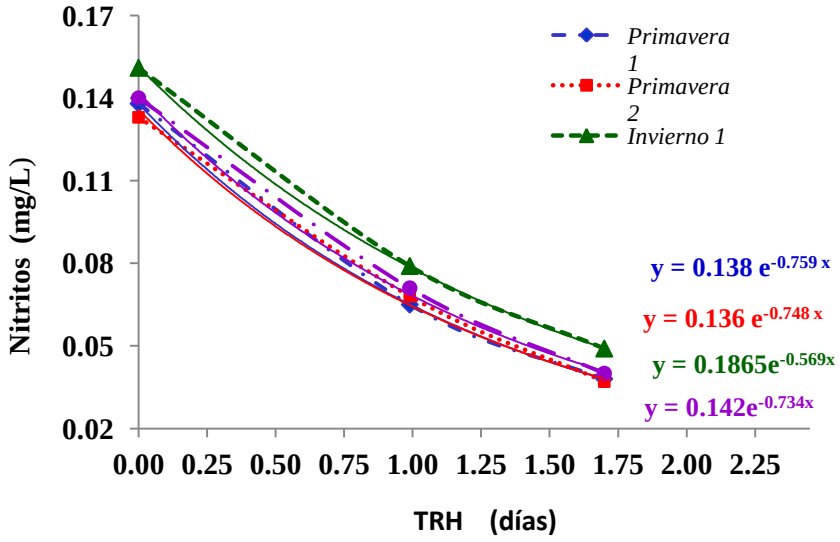


Figura 6.78. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitritos en la sección H3-H5

Considerando los valores obtenidos experimentalmente de los nitritos en la sección H7-H9 se observó una mínima disminución, éstos se pueden ver en la Tabla 6.44, y en la Figura 6.79 el comportamiento cinético, al utilizar la Ecuación de orden uno en forma exponencial. El comportamiento en los cuatro muestreos fue semejante.

Tabla 6.44. Concentración de nitritos correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	Nitritos (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0	0.0800	0.0821	0.0717	0.0661
H7	0.99	0.0388	0.0448	0.0348	0.0345
H8	1.70	0.0251	0.0281	0.0235	0.0231
H9	2.40	0.0166	0.0183	0.0170	0.0159

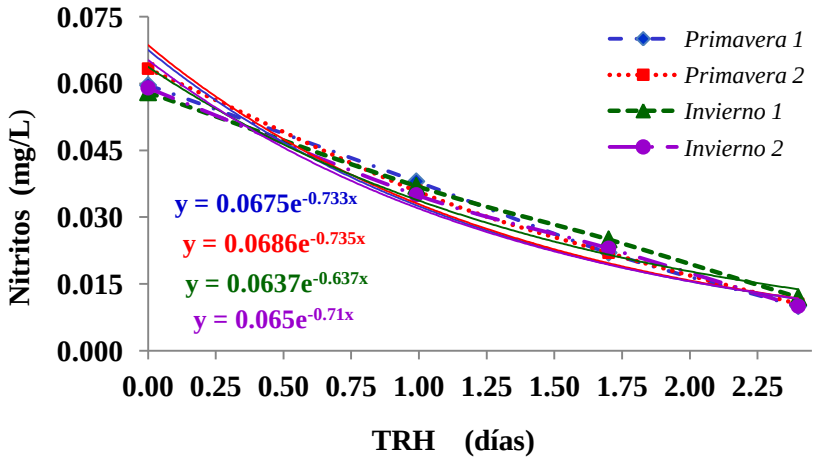


Figura 6.79. Tendencia de la cinética de orden uno de la nitritosen la sección H6-H9

En las Tablas 6.45, 6.46 y 6.47 se indican los valores de los nitritos de inicio en cada sección tanto experimentales como los teóricos obtenidos de las curvas cinéticas. Se determinó, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética. Para la sección H0-H2, en invierno 2 resultó un error alto.

Tabla 6.45. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para nitritos.

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	0.388	0.3911	0.00219	0.560
Primavera 2	0.408	0.4073	0.00049	0.122
Invierno 1	0.392	0.3972	0.00368	0.926
Invierno 2	0.367	0.4233	0.03981	9.405

Para la sección H3-H5, los valores están muy elevados, con la posibilidad de un error experimental en los análisis químicos, pues en los muestreos de los inviernos resultaron muy bien. Para el caso de la sección H6-H9, en los muestreos de las dos primaveras y el invierno uno, también resultaron altos, estos valores tan altos puede deberse a la dificultad de los análisis por estar la concentración de los nitritos muy bajas.

Tabla 6.46. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para nitritos.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	0.206	0.14	0.048	34.843
Primavera 2	0.221	0.136	0.060	44.194
Invierno 1	0.181	0.19	0.004	2.269
Invierno 2	0.145	0.142	0.002	1.494

Tabla 6.47. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para nitritos.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	0.0800	0.0675	0.009	13.095
Primavera 2	0.0821	0.0686	0.010	13.915
Invierno 1	0.0717	0.0637	0.006	8.880
Invierno 2	0.0661	0.0650	0.001	1.197

En la Tabla 6.48para los nitritos, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius

Tabla 6.48. Constantes *k* con su respectiva temperatura y k_{20},en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de nitritos

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.6340	20.67	0.582
H3-H5	0.6327	20.09	0.625
H6-H9	0.6637	20.17	0.650

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2}: NO_2^- = C_0 e^{-0.582\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5}: NO_2^- = C_0 e^{-0.625\,(t)}$$
$$\mathbf{H6-H9}: NO_2^- = C_0 e^{-0.650\,(t)}$$

6.6.7 Resultados cinéticos del amonio (NH_4^+)

También se presentan las tres secciones para el amonio, se utilizó la cinética de orden uno para el estudio de este compuesto. En la Tabla 6.49 se encuentran los datos que se obtuvieron en la parte experimental para realizar la cinética. Con los datos se construyó la gráfica de la Figura 6.80, donde se representa cada cinética con las ecuaciones de orden uno en forma exponencial, con el fin de obtener las constantes k. de nuevo se indica que cada coeficiente de cada Ecuación representa el valor teórico de la concentración de amonio del inicio de cada cinética

Tabla 6.49. Concentración de amonio correspondiente a los TRH en la sección H0-H2

Punto de muestreo	TRH (días)	Amonio (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H0	0.00	130.12	135.36	132.21	129.37
H1	0.79	120.34	123.50	122.82	119.61
H2	1.5	115.21	117.42	116.09	114.52

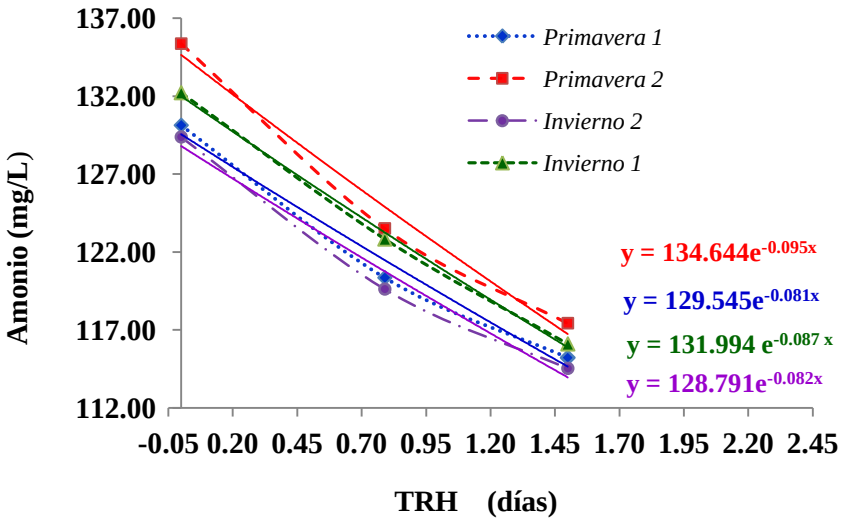


Figura 6.80. Tendencia de la cinética de orden uno de Amonio en la sección H0-H2

El perfil cinético de orden uno para la sección H3-H5 se observa en la Figura 6.81, en la cual también se presenta la Ecuación exponencial. Los valores experimentales para el desarrollo del estudio cinético de esta sección se presentan en la Tabla 6.50.

Tabla 6.50. Concentración de amonio correspondiente a los TRH en la sección H3-H5

Punto de muestreo	TRH (días)	Amonio (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H3	0.00	120.43	123.34	120.25	116.78
H4	0.99	112.30	112.83	111.87	107.41
H5	1.70	105.34	104.54	104.34	100.74

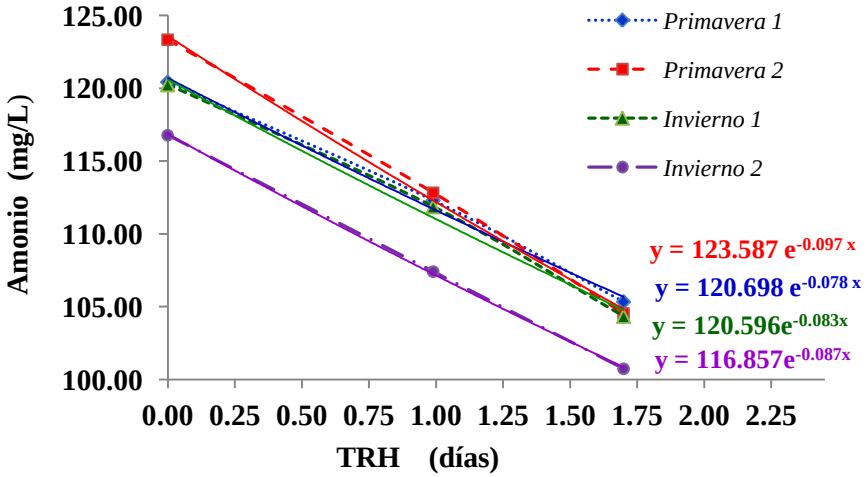


Figura 6.81. Tendencia de la cinética de orden uno de amonio en la sección H3-H5

Para la sección H6-H9, se procedió como en los casos anteriores, en la Tabla 6.51 los valores obtenidos de cada muestreo y el estudio cinético se presenta en las gráficas de la Figura 6.82.

Tabla 6.51. Concentración de amonio correspondiente a los TRH en la sección H6-H9

Punto de muestreo	TRH (días)	Amonio (mg/L)			
		Primavera 1	Primavera 2	Invierno1	Invierno 2
H6	0.00	107.32	109.83	104.32	106.11
H7	0.99	100.6	101.42	97.105	98.62
H8	1.70	95.06	95.38	91.103	92.35
H9	2.40	88.5	87.81	84.34	85.57

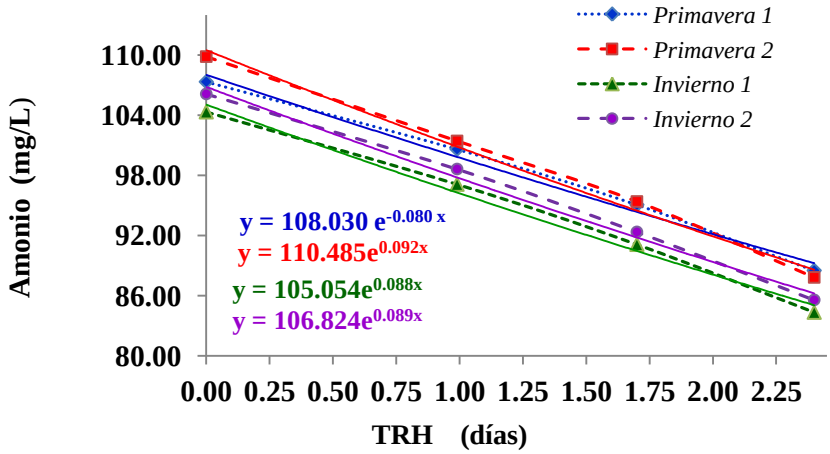


Figura 6.82. Tendencia de la cinética de orden uno de amonio en la sección H6-H9

En las Tablas 6.52, 6.53 y 6.54, se indican los valores del amonio de inicio en cada sección tanto experimentales como los teóricos obtenidos de las curvas cinéticas. Se determinó, la desviación estándar entre los valores experimentales y los teóricos, asimismo se determinó el % de error entre cada valor experimental y del teórico que se obtuvo de cada gráfica cinética. En todas las secciones los valores del % de error fueron muy buenos, donde se nota que la concentración alta de amonio en todos los casos minimiza el error analítico en las determinaciones.

Tabla 6.52. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H0-H2 con respecto a una cinética de orden uno para amonio.

Secciones	H0-H2		Desv Std.	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	130.12	129.55	0.40305	0.311
Primavera 2	135.36	134.64	0.50912	0.378
Invierno 1	132.21	131.99	0.15556	0.118
Invierno 2	129.37	128.79	0.41012	0.318

Tabla 6.53. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H3-H5 con respecto a una cinética de orden uno para amonio.

Secciones	H3-H5		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	120.43	123.59	2.234	1.808
Primavera 2	123.34	120.7	1.867	1.547
Invierno 1	120.25	120.6	0.247	0.205
Invierno 2	116.78	116.86	0.057	0.048

Tabla 6.54. Porcentaje (%) de desviación del coeficiente experimental y teórico de la sección H6-H9 con respecto a una cinética de orden uno para amonio.

Secciones	H6-H9		Desv STD	% de error
Muestreo	Experimental	Teórico		
Primavera 1	107.32	108.030	0.502	0.465
Primavera 2	109.83	110.490	0.467	0.422
Invierno 1	104.32	105.050	0.516	0.491
Invierno 2	106.11	106.8200	0.502	0.470

En la Tabla 6.55para el amonio, se presentan las constantes cinéticas obtenidas en cada periodo de muestreo con sus respectivas temperaturas y las adaptadas a 20°C, utilizando la Ecuación de Vant'Hoff-Arrhenius

Tabla 6.55. Constantes *k* con su respectiva temperatura y k_{20},en cada una de las secciones para un modelo exponencial de primer orden de amonio.

Sección	k_T(días $^{-1}$)	T (°C)	k_{20} (días $^{-1}$)
H0-H2	0.6340	20.67	0.582
H3-H5	0.6327	20.09	0.625
H6-H9	0.6637	20.17	0.650

Modelo para cada una de las secciones del humedal

$$\mathbf{H0-H2}: NH_4^+ = C_0 e^{-0.0339\,(t)}$$
$$\mathbf{H3-H5}: NH_4^+ = C_0 e^{-0.1693\,(t)}$$
$$\mathbf{H6-H9}: NH_4^+ = C_0 e^{-0.0716\,(t)}$$

6.7 Resultados de eficiencia de remoción de materia orgánica, medida a través de la DBO y DQO

6.7.1 Porcentaje de eliminación de MO a través de DQO

En general, el humedal tiene un buen porcentaje de eliminación de la concentración de MO medido a través del parámetro DQO, cerca del 90%, sin embargo en los sitios H2-H3 y H5-H6 (inicio de cada forma de curva con pendiente) Como se muestra en la Figura 6.73, estos sitios tienden a acumular MO, debido a una disminución de la velocidad de flujo. Posteriormente el flujo se estabiliza y las curvas permiten una eficiencia adecuada.

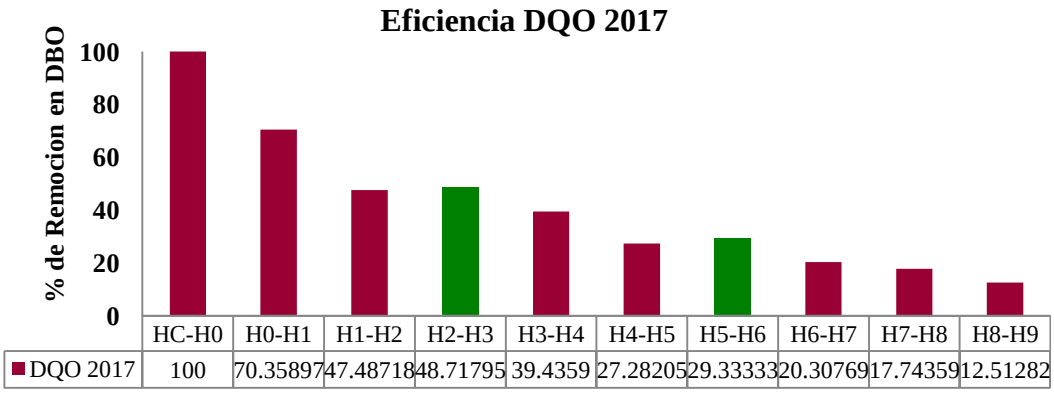


Figura 6.83. Porcentaje de remoción de DQO por tramo.

6.7.2 Porcentaje de eliminación de MO a través de la DBO

Como se muestra en la Figura 6.74, el porcentaje de eliminación es superior al 80%, con la excepción de las secciones H2-H3 y H5-H6, en las cuales el rendimiento se ve afectado por el mismo fenómeno de reducción de velocidad y aumento de la concentración medida a través del DBO. Fenómeno que se repite en otros parámetros, con estas observaciones es posible predecir secciones del humedal en las que el lecho tiende a saturar.

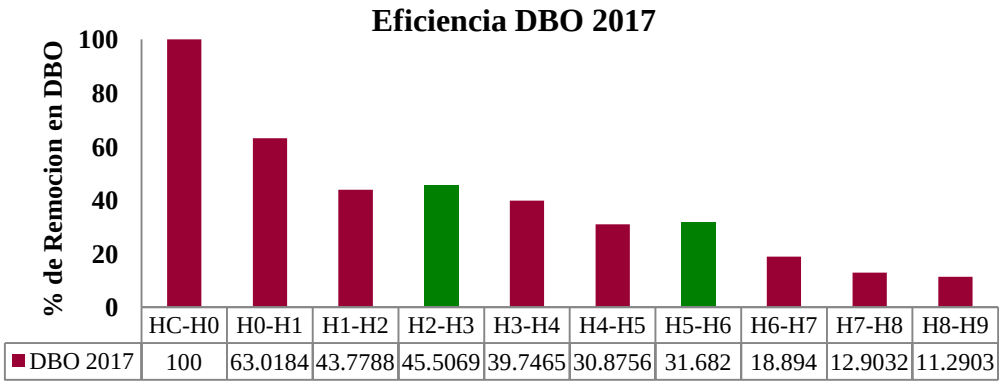


Figura 6.84. Porcentaje de remoción de DBO por tramo

6.8 Resultados de los Índices de Calidad del Agua (ICA)

6.8.1 Índice de Calidad del Agua: Modelo colombiano

Con la finalidad de evaluar la calidad del agua se utilizaron y compararon dos modelos, el modelo mexicano, que considera 18 parámetros, y el modelo colombiano que considera 5 parámetros, con el fin de conocerla calidad del agua. Para la determinación de los índices de calidad en por el método colombiano se analizaron las concentraciones obtenidas que se muestran en la Tabla 6.56.

Tabla 6.56. Medidas de parámetros en el sistema Humedal

SITIOS	pH	ST (mg/L)	COND. ELEC. (µmhos/cm)	OD (mg/L)	DQO (ton/año)
H0	8.3	375.6	420.0	1.6	1.9
H1	7.8	339.0	397.5	1.6	1.4
H2	7.7	292.3	392.4	1.6	1.2
H3	7.8	294.4	386.5	1.6	1.2
H4	7.6	254.4	368.9	1.6	0.8
H5	7.6	220.2	342.9	1.5	0.7
H6	7.8	226.0	347.8	1.6	0.7
H7	7.5	198.4	328.8	1.6	0.5
H8	7.6	178.3	279.1	1.6	0.4
H9	7.5	151.2	167.2	1.6	0.3

Los valores de las variables se consideraron de acuerdo a la Tabla 6.57, en los cuales un parámetro se encuentra en el intervalo de buena calidad, valdrá 0.20 y se muestran las variables de ponderación obtenidas para cada parámetro,

Tabla 6.57. Parámetros ponderados del Índice de Calidad del Agua

Variable	Expresada como	Peso de importancia
Oxigeno disuelto, OD	% saturación	0,20
Sólidos en suspensión	mg/l	0,20
Demanda química de oxígeno, DQO.	mg/l	0,20
Conductividad eléctrica, C.E.	µS/cm	0,20
pH total	Unidades de pH	0,20

En la Tabla 6.58 se muestran los índices de Calidad del Agua de acuerdo al modelo colombiano, como se puede observar el agua ingresa con un criterio que pasa de regular a aceptable.

Tabla 6.58. Variables de ponderación para enero y marzo de 2016 en el humedal de la UAM-A, por el 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**
H0	0.200	0.200	0.109	0.042	0.080	0.632	**Regular**
H1	0.200	0.200	0.112	0.042	0.080	0.634	**Regular**
H2	0.200	0.200	0.112	0.041	0.120	0.673	**Regular**
H3	0.200	0.200	0.113	0.043	0.120	0.676	**Regular**
H4	0.200	0.200	0.115	0.042	0.120	0.677	**Regular**
H5	0.200	0.200	0.118	0.041	0.120	0.679	**Regular**
H6	0.200	0.200	0.118	0.041	0.120	0.679	**Regular**
H7	0.200	0.200	0.120	0.041	0.120	0.681	**Regular**
H8	0.200	0.200	0.128	0.041	0.160	0.729	**Aceptable**
H9	0.200	0.200	0.155	0.041	0.160	0.756	**Aceptable**

En la Tabla 6.58 se observa que dado el rango impuesto por los ICA de Colombia, la calidad del agua es "regular", iniciando con un ICA de 0.601 y a medida que va avanzando en el sistema, va mejorando, hasta que finalmente en el último sitio, la calidad es "aceptable", lo cual expresa que al final del tratamiento del sistema, el agua puedes ser utilizada para irrigación según el ICA colombiano.

6.8.2 Índice de Calidad del Agua: Modelo mexicano

Una vez obtenida la clasificación del ICA colombiano, se comparo con el modelo mexicano que considera 18 parámetros, y por ende es más estricto en su calidad de agua, también diferentes parámetros tienen un coeficiente de ponderación, de tal manera que algunos son más importantes que otros, en la Tabla 6.59 se muestran los ICA´s de acuerdo al modelo de CONAGUA.

Tabla 6.59. Resultados del promedio de parámetros fisicoquímicos obtenidos en el muestreo de enero y marzo de 2016 en el humedal de la UAM-A, por el modelo Mexicano

	ÍNDICES DE CALIDAD EN HUMEDAL										
	pH	SS (mg/L)	SD (mg/L)	COND. ELEC. (µmhos/cm)	ALCALINIDAD (mg/l como CaCo3)	DUREZA TOTAL (mg/l como CaCo3)	OD (mg/L)	Nitratos (mg/L)	DBO (mg(L)	ICA FINAL	CRITERIO
H0	69.786	100.000	100.000	61.627	31.335	92.321	2.670	49.674	1.767	28.910	ALTAMENTE CONTAMINADO
H1	71.053	100.000	100.000	60.857	31.604	44.931	2.630	59.439	2.482	27.749	ALTAMENTE CONTAMINADO
H2	71.454	100.000	100.000	60.896	31.651	46.643	2.500	60.417	2.834	30.759	CONTAMINADO
H3	72.751	100.000	100.000	60.879	31.549	45.246	2.439	53.625	3.054	30.055	CONTAMINADO
H4	75.544	100.000	100.000	60.926	31.623	45.754	2.950	55.723	3.246	34.000	CONTAMINADO
H5	73.864	100.000	100.000	60.926	31.735	47.150	2.953	69.035	3.812	35.741	CONTAMINADO
H6	70.774	100.000	100.000	60.857	31.707	46.737	2.960	14.267	3.931	45.206	CONTAMINADO
H7	73.781	100.000	100.000	60.937	31.783	47.743	3.575	79.283	5.341	48.126	CONTAMINADO
H8	72.424	100.000	100.000	60.965	31.929	50.201	4.464	100.000	7.031	50.030	POCO CONTAMINADO
H9	73.202	100.000	100.000	61.007	32.069	52.626	5.037	100.000	7.455	50.562	POCO CONTAMINADO

Al comparar con los criterios de generales del ICA, se puede conocer el uso para el servicio para el que puede ser usado, en el caso del humedal, el agua en el afluente era altamente contaminada, que oscila entre 0 y 29 y corresponde al agua que entra al pre-tratamiento, cuando el flujo recorre el humedal, mejora su calidad hasta obtener el criterio de "contaminado" y en el sitio H8 y H9 logra obtener el criterio de "poco contaminado", según la Tabla 6.60.

Tabla 6.60. Criterio de ICA modelo mexicano

ICA	CRITERIO GENERAL
85 –100	No Contaminado
70 - 84	Aceptable
50 – 69	Poco Contaminado
30 - 49	Contaminado
0 - 29	Altamente Contaminado

Tras la comparación de los dos métodos, se concluyó que el modelo mexicano es más estricto y para futuras evaluaciones de la calidad considera 18 parámetros, la calidad del agua en el afluente fue de poco contaminado, por lo que se recomienda un tratamiento que complemente al humedal, es por eso que se tiene considerada una laguna de maduración.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



CAPÍTULO 7
Conclusiones y Recomendaciones

CONCLUSIONES

A continuación se presentan las conclusiones derivadas de los resultados experimentales de este proyecto:

1. Mediante el análisis bibliográfico del funcionamiento del humedal antes de las modificaciones constructivas, se determinó que la distribución del agua subterránea en el humedal no era uniforme a lo largo del sistema, debido a un inadecuado diseño de las pendientes y formas geométricas.

2. Se observa que la roca volcánica (tezontle) debido a sus características físicas ha sido un buen sustrato para las capas en el humedal sub-superficial, además por su buena porosidad, debido a que tiene espacios entre los granos donde el gradiente hidráulico permite una saturación y permeabilidad para el flujo a través de cada capa en el humedal.

3. La conFiguración de cargas hidráulicas a lo largo del tiempo de observación supone un proceso dinámico en el comportamiento del flujo, que no muestra ser de ni tipo pistón ni de mezcla completa debido a la presencia de zonas muertas localizadas y al movimiento preferencial del flujo subterráneo en función de la pendiente del humedal, por lo cual los valores de la eficiencia medidos a la salida no necesariamente reflejarían el comportamiento del humedal en su totalidad.

4. Las curvas peraltadas permitieron un flujo sub-superficial uniforme de un canal a otro, permitiendo una homogénea dilución de un trazador, el cual fue analizado tanto en un prototipo a escala, como a nivel real.

5. En las secciones previas a las curvas donde se tiende a acumular la MO, se observa una disminución en la concentración de OD, al mismo tiempo el OPR se vuelve más negativo.

6. El pH promedio a lo largo del Sistema durante las dos fases experimentales relevantes del proyecto parece indicar que existe una ligera tendencia del mismo hacia la basificación.

7. Las secciones peraltadas y los cambios de pendiente, ocasionan que la velocidad del flujo disminuya en las secciones previas a las curvas, cuestión que se comprueba mediante la prueba con un trazador y con la modelación con software IBER.

8. Al modelar los tres estratos del humedal en el software IBER, fue posible tener una aproximación de las características del flujo en cada estrato, con esto se sabe que el flujo es más lento en el lecho superior, y en el inferior es más rápido.

9. La expansión y reproducción de *Phragmites Australis* se vio afectada por el impacto de la primera carga orgánica, teniendo un crecimiento de raíz ligeramente menor al que tiene una planta que no se encuentra en un medio con exceso de nutrientes. Por su parte, la *Typha Latifolia* tuvo una buena expansión y reproducción.

10. Al analizar las tasas de remoción del sistema humedal, se logra un efluente que posterior a un tratamiento secundario (laguna de maduración), permitió completar el tratamiento conforme a la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 de descargas y NOM-003-ECOL-1997 para aguas agrícolas.

11. Finalmente los mejores rendimientos fueron para la DBO y la DQO, concluyendo que este humedal SSFH funciona con éxito en el tratamiento de la materia orgánica y para los demás parámetros químicos se recomienda, como ya se ha indicado un tratamiento complementario

RECOMENDACIONES

1. Durante la época de verano convendría incrementar el flujo del sistema durante ciertas temporadas o periodos estacionales, ya que en esta época del año, las pérdidas de agua por acción de la evaporación y la evapotranspiración se incrementan.

2. Después de todo proceso de tratamiento, que se lleva a cabo en el sistema lagunar, considerando la laguna de maduración, es recomendable siempre y cuando se mantenga la calidad final del agua tratada, adaptar las condiciones del actual humedal de pulimento, como un contenedor de dicha agua, para su servicio en la época de escasez del agua en la Universidad.

REFERENCIAS

Aguirre, P. (2004). Mecanismos de eliminación de la materia orgánica y de los nutrientes en humedales construidos de flujo susbsuperficial. En García J., Motaó J. y Bayona J. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos (Ed) CPET (pp. 17-29). Barcelona, España.

Aguirre, P., Ojeda, E., García, J., Barragán, J., & Mujeriego, R. (2005). Effect of Water Depth on the Removal of Organic Matter in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. Journal of Environmental Science & Health, 40, 1457–1466.

Amendola, M., L. de Souza, A. & M. Roston D. (2003). Numerical simulation of fecal coliform reduction at a constructed wetland. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. 7(3), 533-538.

Anderson, M. G., y 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.

APHA (American Public Health Association), (1995). Standard methods for the Examination of Water and Wastewater.19th Edition. Washington, DC.

APHA, (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York, USA.

Arias, C., Cabello, A., Brix, H. & Johansen, N. (2003).Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. Water Science & Technology, 48(5), 35-41.

Barceló, I. (2000). Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa José Antonio Alzate en el Estado de México. Tesis Doctoral, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de 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., Bussy, A. L., Solís, H., Ávila, P. y López, E. (2004) Clasificación de especies químicas del cadmio y cobre en afluentes de la presa J. A. Alzate en el Estado de México, México. XXIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria (AIDIS), San Juan De Puerto Rico, del 25 al 30 de agosto.

Barceló, I., Solís, H., Bussy A. L., Allende, I. V. (2002). Determination of Cd, Cu and Pb contamination in water and sediment from a Mexican reservoir receiving industrial and

domestic wastewaters. 5th IWA Chemical Industry Group Conference ―Trends in Sustainable Production: from Wastewater Diagnosis to Toxicity Management and Ecological Protection. Nîmes, Francia, 13-15.

Barceló D. , A. Rivas , H. E. Solís , J. García , M. Salazar , G. Giacomán , C. Zetina. (2014). Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Comportamiento de un sistema humedal-laguna de maduración-humedal de pulimento a nivel piloto para el tratamiento de aguas municipales en la Universidad Autónoma Metropolitana de la unidad azcapotzalco en la Cd. de México. Morelia, Michoacán, México. Pp 55-58.

Braskerud, B. (2002). Design considerations for increased sedimentation in small wetlands treating agricultural run off. Water Science & Technology, 45(9), 77-85. Caselles y García, 2007.

Brière, C., Abadie, S., Bretel, P., & Lang, P. (2007).Assessment of TELEMAC System Performances, a Hydrodynamic case study of Anglet, France. Coast al engineering, 54(4), 345-356.

Brix H. (1994). Functions of Macrophytes in constructed wetlands. Water Science and Technology; 29, 4, pp. 71-78.

Brix, H. (1993). Wastewater treatment in Constructed Wetlands: System Design, removal processes and treatment performance. En: Moshiri, G. A. (editores) (1993). Constructed Wetlands forWater Quality Improvement. CRC Press; E.U.A., pp. 9-22.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? Water Science and Technology; 35, pp. 11-17.

Brix, H. y Arias, C. A. (2005).The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. Ecological Engineering; 25, pp. 491-500.

Calheiros, C.S.C., Rangel, A., Castro, P.M.L. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. Water Res. 41(8): 1790–1798.

Caselles, A. & Garcia, J. (2007).Impact of different feeding strategies and plant presence on the performance of shallow horizontal subsurface-flow constructed Wetlands. Science of the Total Environment, 378(3), 253-262.

Chapman, D. y V. Kimtsach, (1992). Selection of water quality variables. En: D. Chapman (ed.). Water quality assessments. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres. 59-126.

Chapman, D., 1992. Water quality assessments. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres

Chazarenc, F. & Merlín, G. (2005). Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. Water Science & Technology, 51 (9), 91-97.

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.

CNA (Comisión Nacional del Agua), (2005). Estadísticas del Agua 2005. Gerencia de Sanamiento y Calidad del Agua, México.

Cole, S. (1998). The emergence of treatment wetlands. Environmental Science & Technology, 32

Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2011). Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. México. Edición octubre. 97pp.

Comisión Nacional del Agua, CONAGUA (2010). Estadísticas del Agua en México, Edición 2014. CONAGUA; México.

Contreras, E.F, 2002. Los humedales costeros mexicanos. Capitulo 4. En: Manual para el manejo y la conservación de los humedales de México. F. J. Abarca y M. Herzig (eds.). Dirección General de Vida Silvestre-SEMARNAT; Arizona Game and Fish Department; North American Wetland Conservation Act, U.S. Fish and Wildlife Service; Convencion Ramsar; U.S. State Department Ducks Unlimited of Mexico-A.C.; Pronatura Noreste; Canadian Wildlife Service y Society of Wetlands Scientists. Phoenix, Arizona, EE.UU. Tercera Edición.

Convención de Ramsar sobre Humedales, 1971. Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas. Modificada según el Protocolo de París, 3.12.1982 y las Enmiendas de Regina, 28.5.1987. Ramsar Convention Secretariat; Irán.

Cooper, P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. Water Science & Technology, 51(9), 81–90.

Crites, R., Gunther, D., Kruzic, A., Pelz, J., & Tchobanoglous, G. (1988). Design manual: Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. EPA 625/1.88/022. Office of Research and Development. Washington D.C.

Crites, Ron, & Tchobanoglous, G. (2001). Small and decentralized wastewater Management Systems. McGraw-Hill.

Crites, Ron, & Tchobanoglous, G. (2001).Small and decentralized wastewater Management Systems, McGraw-Hill.

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

Deng, H., Ye, Z. H., & Wong, M. H. (November, 2004). Accumulation of Lead, Zinc, Cooper and Cadmium by 12 Wetland Plant Species Thriving in Metal-contaminated Sites in China. Environmental Pollution, 132(1), 29-40.

Diederik, P. L., Rousseau, P., Vanrolleghem, A. &Niels, D. P. (2004).Constructedwetlands in Flanders: a performance análisis.EcologicalEngineering, 23,151-163.

Dominguez, M. (2012). Performance of Eleocharis macrostachya and its importance for arsenic retention in constructed wetlands. Environ Sci Pollut Res, 19, 763–771.

Economopoulou, M. &Tsihrintzis, V. A. (2003). Design Methodology and Area Sensitivity Analysis of Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands. Water Resources Management, 17, 147–174.

Engloner, A.I. 2009. Structure, growth dynamics and biomass of reed (Phragmites australis)- A review. Flora 204, 331-346.

Environmental Protection Agency, EPA (1988).Desing Manual: Constructed Wetlands and Aquiatic Plant System for Municipal Wastewater Treatment. EPA/625/I-88/022.US EPA Office of Research and Development; E.U.A.

Environmental Protection Agency, EPA (1993). Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment a Technology Assessment. EPA/832/R-93/008.US EPA Office of Water; E.U.A.

EPA (Environmental Protection Agency), (2000). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo sub-superficial. EPA 832-F-00-023, 13 p. Washington, D.C.

Escutia-Lara, Y., S. Lara-Cabrera & R. Lindig-Cisneros. (2009). Efecto del fuego y dinámica de las hidrófitas emergentes en el humedal de la Mintzita, Michoacán, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 771-778.

Fediuc, Erika and Erdei.(2002). Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity and protective mechanisms induced in Phragmites australis and Typha latifolia. Journal of Plant Physiology, 159, 265-271.

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.

Fuentes, F. y Massol-Deyá, A. 2002. MANUAL DE ECOLOGÍA MICROBIANA. PARAMETROS FÍSICO-QUIMICOS:LUZ. Universidad de Puerto Rico. http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-luz.pdf

Galeana García, J.C., 2011, Proyecto terminal de Evaluación de la eficiencia de un sistema humedal – laguna de maduración – humedal de pulimento" de acuerdo al humedal construido de tipo sub-superficial.

Gallego Estrada Islena. Tesis. Monografía sobre humedales artificiales de flujo sub-superficial para remoción de metales pesados en aguas residuales (2010). Universidad tecnológica de pereira. Facultad de tecnologías. Escuela de química. Pereira. Colombia

J. L. Galván, J.A. Cubillos, D. Paredes (2014).Evaluación de sistemas de humedales construidos para la disminución de la concentración de metales pesados generados por drenajes ácidos de minería. Facultad de Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Pereira. Colombia.

García, J., Chiva, J., Aguirre, P., Álvarez, E., Pau, S. J., & Mujeriego, R. (2004a). Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. Ecological Engineering, 23,177-187.

García, J., Vivar, J., Aromir, M. & Mujeriego, R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds.WaterResearch, 3, 2645-2653.

Garcia-Calvo, E., Gómez, M. J., Agüera, A., & FernándezAlba, A. R. (2010). Ocurrence of Emerging Pollutants in Urban Wastewater and their Removal through Biological Treatment Followed by Ozonation. Water Research, 44(2), 578-588.

Goldman, J. C., Oswald, W. J. & Jenkins. (1974). The kinetics of inorganic carbon limited algal growth. WPCF, 46(3), 559.

González, J. M., Ansola, G., & Luis, E. (2001).Experimental results on constructed wetland pilot system. Water Science & Technology, 44(11-12), 387-392.

Gottschall, N., Boutin, C., Crolla, A., Kinsley, C., and Champagne, P. (2007). The role of plants in the removal of nutrient at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. Ecological Engineering. Vol. XXIX, No. 2, February, 2007, pp. 154-163

Greenway, M. & Woolley, A. (2001).Changes in plant biomass and nutrient removal over 3 years in a constructed wetland in Cairns Australia. Water Science & Technology, 44(11-12), 303-310.

Gui, P., Inamori, R., Matsumura, M., &Inamori, M. (2007). Evaluation of constructed wetlands by wastewater purification ability and greenhouse gas emissions. Water Science & Technology, 56(3), 49-55.

Gui, P., Inamori, R., Matsumura, M., & Inamori, M. (2007). Evaluation of constructed wetlands by wastewater purification ability and greenhouse gas emissions. Water Science & Technology, 56(3), 49-55.

H. F. Ramírez-Carrillo, V. M. Luna-Pabello y J. L. Arredondo-Figueroa (2009). Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura, UNAM.

Haig SM, Mehlman DW, Oring LW. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. Conserv. Biol. 12(4): 749–758.

Halpin PM. 2000. Habitat use by an intertidal salt-marsh fish: trade-offs between predation and growth. Mar. Ecol. Prog. Ser. 198: 203–214.

Hammer, D.A. y R.K., Bastian, 1989.Wetland Ecosystems: Natural Water Purifier In: Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – Municipal, Industrial and Agricultural. D.A. Hammer (ed.), Lewis Publishers, Inc., Michigan.

Han X., Sagaut P., Lucor D. (2012) On Sensitivity of RANS Simulations to Uncertain Turbulent Inflow Conditions, *Computers & Fluids*, volumen 61, 2-5.

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.

Hincapié-Marín, D.L., (2007). Cinética e hidrodinámica aplicadas, en condiciones ambientales locales, a humedales de flujo sub-superficial a escala piloto, Universidad Tecnológica de Pereira, Facultad de Tecnología, Trabajo de Grado.

Hunt, P. & Poach, M. (2001). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. Water Science & Technology, 44(11-12), 19-25.

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.

Jaramillo-Gallego ML, Agudelo-Cadavid RM, Peñuela-Mesa GA. (2016). Optimización del tratamiento de aguas residuales de cultivos de flores usando humedales construidos de flujo sub-superficial horizontal. Rev. Fac. Nac. Salud Pública. 34(1) Pp. 20-29

Jespersen, D.N., Sorrell, B.K., Brix,H. (1998). Growth and root oxygen release by Typha latifolia and its effects on sediment methanogenesis. Aquat. Botany 61(3),165-180

Johnson, M., Camargo, M. & Mara, D. (2007).Maturation ponds, rock filters and reed beds in the UK statistical analysis of winter performance. Water Science & Technology, 55(11), 135-142.

Kadlec, R.H. y R.L., Knight, (1996).Treatment Wetlands. CRC Press, Florida, 893 p.

Kadlec, R.H., y Wallace, S. (2009). Treatment wetlands.2nd Edition.CRC Press; E.U.A.

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.

Kantawanichkul, S., Neamkam, P. &Shutes, R. B. E. (2001). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. Water Science & Technology, 44(11-12), 137-

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.

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.

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.

Langergraber, G., Haberl, R., Laber, J. &Pressi, A. (2003). Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. WaterScience&Technology, 58(5), 25-34.

Lara B., J. A. (1999). Depuración de Aguas Residuales Municipales con Humedales Artificiales [Tesis de Maestría]. Universidad Politécnica de Cataluña; España.

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.

Lian-sheng, H., Hong-liang, L., Bei-dou, X. & Ying-bo, Z. (2006). Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. WaterScience&Technology, 54(11-12), 137-146.

Llagas C., W. A. y Gómez, E. G. (2006).Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la UNMSM. Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG; 15, 17, pp. 85-96.

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

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.

Mara, D.D. y Pearson, H.W. (1998). Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries. European Investment Bank, Lagoon Technology International, Leeds, UK.

Marín, V.H., A. Tironi, L.E. Delgado, M. Contreras, F. Novoa, M. Torres-Gómez, R. Garreaud, I. Vila & I. Serey. (2009). On the sudden disappearance of Egeria densa from a Ramsar wetland site of Southern Chile: a climatic event trigger model. Ecol. Model., 220: 1752- 1763. Marchand, L., Mench, M., Jacob, D.L., Otte, M.L. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. Environmental Pollution; 158, pp. 3447-3461.

Mauchamp, A.; Chauvelon, P. & Grillas, P. 2002. Restoration of floodplain wetlands: Opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. Ecological Engineering, 18: 619–632.

Mekonnen, T. y A. Aticho. 2011. The driving forces of Boye wetland degradation and its bird species composition, Jimma, Southwestern Ethiopia. J. Ecol. Nat. Environ. 3: 365-369.

Merino-Solís, M.L., E. Villegas , J. de Anda, y A. López-López. 2015. The Effect of the Hydraulic Retention Time on the Performance of an Ecological Wastewater Treatment System: An Anaerobic Filter with a Constructed Wetland. Water 7: 1149-1163

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.

A.S.Miceli, M. N. Rojas, A. P. Alfaro, H. Nájera, C. Orantes, D. Escobar, H. A. Guillén.(2014) Eliminación de contaminantes fármacos de aguas residuales por medio de sistemas de humedales. Chiapas. Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua.

Morató J., Codony F., Sánchez O., Pérez L. M., García J. y Mas J. (2014). Key design factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. Sci. Total Environ. 481, 81-89

MOSHIRI, G. A. (Ed.) (1993): Constructed wetlands for water quality improvement. Lewis Publishers. Boca Ratón, Florida.

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, 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Publicada en el Diario Oficial, Lunes 6 de Enero de 1997: 68-85.

NOM, 1997. Norma Oficial Mexicana NOM-003-SEMARNAT-1997 que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el 21 de Septiembre de 1998, 17 p.

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

Nungesser, M. K., & Chimney, M. J. (2001).Evaluation of phosphorus retention in a South Florida treatment wetland. Water Science & Technology, 44(11-12),109-115.

Orozco, C. E., A. M. Cruz, M. A. Rodríguez, A. J. Pohlan. Humedal sub-superficial de flujo vertical como sistema de depuración terciaria en el proceso de beneficiado de café. 2006. Hig. Sanid. Ambiental. (6): 190 – 196.

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

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

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

Paracuellos R., M. (coord.) (2003). Ecología, manejo y conservación de los humedales. Instituto de Estudios Almerienses; España.

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

Pearson y Green (1995). Waste stabilization ponds and the reuse of pond effluents Pergamon

Piller, O., &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.

Ponce V. M.(1995). Impacto hidrologico e ambiental da hidrovia Parana-Paraguai no Pantanal Matogrossense: um estudo de reference. San Diego C.A: San Diego State University

Ramírez-Carrillo, H. F., Luna-Pabello, V. M., Arredondo-Figueroa, J. L. (2009). Evaluación de un humedal artificial de flujo vertical intermitente, para obtener agua de buena calidad para la acuicultura. Revista Mexicana de Ingeniería Química. 8(1), pp. 93-99.

Ranieri, E. (2003). Hydraulics of sub-superficial flow constructed wetlands in semi arid climate conditions. Water Science & Technology, 47(9), 49-55.

Reed, S. & Brown, D. (1992).Constructed wetland design. The first generation. Water Environment Research, 64(6), 776-781.

Reed, S. (1993). Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. EPA.832-R-93-008.

Reed, S., Crites, R. W. & Middlebroks, E. J. (1995). Natural System for Waste Management and treatment. McGraw – Hill Inc. (2da ed.), New York. Pp. 431.

Richter, K.M., Margetts, J.R., Saul, A.J., Guymer, I. & Worrall, P. (2003). Baseline hydraulic performance of the Heathrow constructed wetlands subsurface flow system. Water Science & Technology, 47(7-8), 177-181.

Rivas, A. & Ramírez, A., (1999). Diseño y diagnóstico de sistemas de tratamiento de aguas residuales mediante humedales construidos (wetlands). IMTA-CNA- SEMARNAP. Informe final.

Rivas, A. (2005). Memorias del 5° curso internacional de sistemas integrados de tratamiento de aguas residuales y su reúso para un medio ambiente sustentable. Tomo I. Cap. II. Tema 3. Coordinación de Tratamiento y Calidad del Agua. IMTA-JICA.

Rivas, A. y Pozo, F. (2005). Instalación, operación y transferencia de un humedal experimental de 0,5 lps en Cucuchucho, Mich. (2da etapa). Informe final. IMTA-FGRA-SEMARNAT.

Rivas-Hernández, A., (2012). 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.

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.

Rivas-Hernández, A., Barceló-Quintal, I. D., & Moeller-Chávez, G. E. (2014). Importancia de las constantes cinéticas para el diseño de humedales de tratamiento bajo una condición climática en México (147-151 pp.). En A. Rivas-Hernández, & D. Paredes-Cuervo (Eds.). Sistemas de humedales para el manejo, tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. *Memorias de la Segunda Conferencia Panamericana en Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua* Morelia, Michoacán, México.

Roldán, G. 2003. Bioindicacion de la calidad del Agua en Colombia. Universidad de Antioquia, Colombia. 170 pp.

Rodríguez–Monroy J. y C., Durán de Bazúa, 2006. Remoción de nitrógeno en un sistema de tratamiento de aguas residuales usando humedales artificiales de flujo vertical a escala de

banco Tecnología, Ciencia, Educación, Instituto Mexicano de Ingenieros Químicos, 21, 25-33.

Romero, J.A., Comín, F.A., Garcia, C., 1999. Restored wetlands as filters to remove nitrogen. Chemosphere 39 (2), 323–332.

Sandoval-Cobo J.J y M.R., Peña, 2007. Análisis del desempeño de un humedal artificial de flujo sub-superficial en zonas tropicales basado en modelos hidráulicos y una cinética de primer orden. LATINOSAN, 1-14

Sherwood, R. (2001) Natural systems for wastewater treatment. (2nd ed.). Water Environmental Federation. pp. 326.

Sohair, I.E., Golinielli, G., Abou-Taleb, E.M., Hellal, M. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. Ecological Engineering 61, 460–468.

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.

Stantec, S. Ltd. R&TT. (1999). Guidance manual for the design, construction and operations of constructed wetlands for rural applications in Ontario.Alfred College (University of Guelph) South Nation Conservation.

Stott, R., May, E. & Mara, D. (2003). Parasite removal by natural wastewater treatment systems performance of waste stabilization ponds and constructed wetlands. Water Science and Technology, 48(2),97-104.

Tanner, C. & Sukias, J. (2003). Linking pond and wetland treatment performance of domestic and farm systems in New Zealand. Water Science & Technology, 48(2), 331-339.

Tanner, C. C. (2000). Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. Proceedings of the International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, vol. 1, pp. 13-22. Lake Buena Vista

Toet, S., Huibers, L., Van Logtestijn, R. S.P. and Verhoeven, J. T.A. 2003. Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. Hydrobiologia, 501: 29–44.

Thomas, G. A.; Dalal, R. C.; Weston, E. J.; Lehane, K. J.; King, A. J.; Orange, D. N.; Holmes, C. J.; Wildermuth, G. B., 2009. Pasture-crop rotations for sustainable production in a wheat and sheep-based farming system on a Vertosol in south-west Queensland, Australia. Anim. Prod Sci., 49 (8): 682-695

Urbanarbolismo, trabajando para integrar la arquitectura y la naturaleza (2010). Fitodepuradoras. Sistemas constructivos. Disponible on-line http://www.urbanarbolismo.es

Urquiza M., E., Domínguez S., C., Guzmán R., R., y Ángel H., J. L. (2005). Instalación de un humedal experimental para el tratamiento de las aguas residuales de la Comunidad de

Cucuchucho, Mpio. deTzintzuntzan, Michoacán. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo; México.

Valiela I, Teal JM, Volkmann S, Shafer D, Carpenter EJ. 1978. Nutrient and Particulate Fluxes in a Salt Marsh Ecosystem Tidal Exchanges and Inputs by Precipitation and Ground Water. Limnol. Oceanogr. 23(4): 798–812.

Vymazal, J. (2005). Constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineering, 5, pp. 475–477

Wang, H. (2008). Land application of vegetable processing wastes: Technical information for establishment and environmental monitoring of land application systems. Project 330-GSDC44 Report. http://www.envirolink. govt.nz/ PageFiles/355/330-GSDC44.pdf

Wood, F. 1991. Turtle culture. In: Nash, C. E. (ed). Production of Aquatic Animals, World Animal Science. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam.

Wood, A. (1995). Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their Understanding. Water Science & Techology, 32, 21-29.

Yánez, F. (1992). Lagunas de Estabilización, teoría, diseño, evaluación y mantenimiento. Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias (IEOS).

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.

Yeh, T. Y. &Wu, C. H. (2009) Pollutant removal with inhybrid constructed wetland systems in tropical regions. Water Science & Techology, 59(2), 233-240.

Zeng, G. M., Yuan, X. Z., Yin, 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., & 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.

Zurita M.F., Rojas B.D., Carreón A.A., Gutiérrez L.M. (2015). Desinfección de aguas residuales en tres sistemas de humedales construidos híbridos. Interciencia. 40(6) Pp. 409-415

Azcapotzalco

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA
METROPOLITANA
UNIDAD AZCAPOTZALCO



APÉNDICES

A. Cálculo del Índice de Calidad del Agua (Modelo Mexicano)

A.1 Calculo de Modelo mexicano de ICA´s

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:

pH

Potencial de hidrógeno. Para valores de pH menores a 6.7 se usará la Ecuación A.1. 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 A.3

$I_{pH} = 10\ 0.2335\ pH + 0.44$ Ecuación A.1

$I_{pH} = 100$ Ecuación A.2

$I_{pH} = 10\ 4.22 – 0.293\ pH$ Ecuación A.3

Sólidos suspendidos 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 A.4:

$I_{SS} = 266.5\ (SS)^{-0.37}$ Ecuación A.4

Sólidos disueltos

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 A.5:

$I_{SD} = 109.1 – 0.0175\ (SD)$ Ecuación A.5

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 A.6:

$I_{CE} = 540\ (CE)^{-0.379}$ Ecuación A.6

Alcalinidad

Para concentraciones menores de 1.30 mg/L se asigna un ICA de 100. De no ser así aplicar la Ecuación A.7:

$I_{A} = 105\ (A)^{-0.186}$ Ecuación A.7

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 A.8:

$$I_{DT} = 10^{\,1.974 - 0.00174\,(DT)} \qquad \text{Ecuación A.8}$$

Demanda Bioquímica de Oxígeno

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

$$I_{DBO} = 120\,(DBO)^{\,-0.673} \qquad \text{Ecuación A.9}$$

Nitrógeno de nitratos

Se asigna un valor de ICA de 100 para concentraciones menores a 4.097 mg/L.

$$I_{N\text{-}NO3} = 162.2\,(N\text{-}NO_3)^{\,-0.343} \qquad \text{Ecuación A.10}$$

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:

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

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

Posteriormente con la Ecuación A.12, se calcula el índice del OD.

$$I_{OD} = \frac{OD}{OD_{Sat}} \times 100 \qquad \text{Ecuación A.12}$$

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

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

Nitratos

Se asigna un valor de ICA de 100 para concentraciones menores a 4.097 mg/L.

$$I_{N\text{-}NO3} = 162.2\,(N\text{-}NO_3)^{\,-0.343} \qquad \text{Ecuación A.13}$$

B. Cálculo del Índice de Calidad del Agua (Modelo Colombiano)

Apéndice B Calculo de Modelo colombiano de ICA´s

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 suspendidos, conductividad eléctrica y pH, respectivamente.

Sólidos suspendidos totales

Si SST <=4.5, entonces Isst = 1 — Ecuación B.1

Si SST >= 320, entonces Isst = 0 — Ecuación B.2

$$I_{SST} = 1 - (-0.02 + 0.003\ x\ SST) mg/L$$ — Ecuación B.3

Conductividad Eléctrica

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

$$I_{COND} = 1 - 10^{(-3.26+1.34 Log_{10}\ Conductividad)}$$ — Ecuación B.4

pH

Si pH < 4 entonces I_{pH} =0.10 — Ecuación B.5

Si pH está entre 4 y 7 inclusive, entonces

$$I_{pH} = 0.02628419\ x\ e^{(pH+0.520025)}$$ — Ecuación B.6

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 I pH = 0.10

$$I_{pH} = 0.02628419\ x\ e^{(pH+0.520025)}$$ — Ecuación B.7

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 B.1).

Tabla B.1. 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

C. Cálculo de la curva peraltada en el sistema lagunar de la UAM-A

C.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

$$\mathrm{Gc} = 2 * \mathrm{sen}^{-1} * \left(\frac{\mathrm{c}}{2\mathrm{R}}\right)$$

Donde:

Gc= Grado de la curvatura
c=cuerda de la curva
R= radio de la curvatura

$$\mathrm{Gc} = 2\arcsin\frac{0.20\mathrm{m}}{2(2.67)} = 4°17'34"$$

c) Longitud de la curva:

$$\mathrm{Lc} = \frac{\mathrm{c} * \Delta}{\mathrm{Gc}}$$

Donde:

Lc= Longitud de la curvatura
c=cuerda de la curva
ʌ= ángulo

$$\mathrm{Lc} = \frac{0.20\mathrm{m}(180°0'0")}{4°17'34"} = 0.38\ \mathrm{m}$$

d) Deflexión por cuerda:

$$\delta\mathrm{c} = \frac{\mathrm{Gc}}{2}$$

Donde:

δc= ángulo de deflexión de la curvatura
Gc= grado de la curvatura

$$\delta\mathrm{c} = \frac{4°17'34"}{2} = 2°8'47"$$

e) Deflexión por metro:

$$\delta\mathrm{m} = \frac{\mathrm{Gc}}{2\mathrm{c}}$$

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 C.1). Y posteriormente podemos trazar la curva, como se muestra en el croquis.

Tabla C.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"

En la Figura C.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.

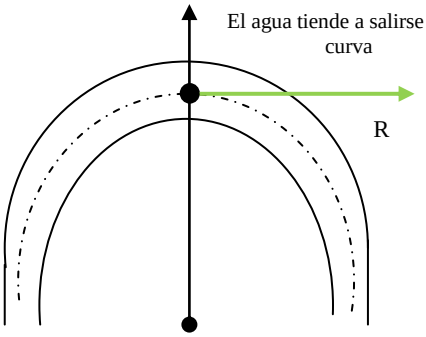


Figura C.1. Representación de la curva peraltada

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 C.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.

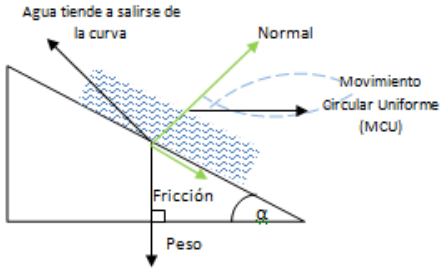
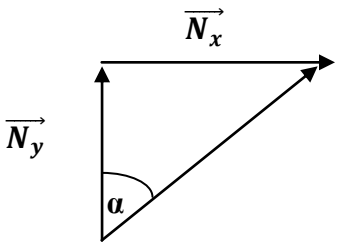


Figura C.2. Representación de las fuerzas actuantes en el peralte

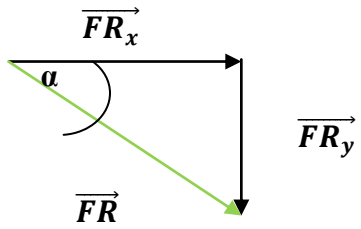
A continuación, en la Figura C.3 se ilustra la componente de la fuerza de la Normal en ambas direcciones, en función del ángulo α.



$$\overrightarrow{N_x} = N * sen\ (\propto)$$
$$\overrightarrow{N_y} = N * cos\ (\propto)$$

Figura C.3. Componente de la fuerza normal

A continuación, en la Figura C.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 C.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, el Peso, 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:

$$N * sen(\propto) + Mc * N * \cos(\alpha) = m * \frac{v^2}{g}$$

$$N * \cos(\propto) + McN * sen\ (\propto) = mg$$

Reduciendo términos:

$$\frac{N * sen(\propto) + \ Mc * N * \cos(\propto) = \frac{v^2}{g}}{N * \cos(\propto) - Mc * N * sen\ (\propto) = g}$$

$$\frac{N * sen(\propto) + 0.45\ N * \cos(\propto)}{N * \cos(\propto) + 0.45 * N * sen\ (\propto)} = N * sen(\propto) + Mc * N\cos(\propto) = \left(\frac{\frac{v^2}{g}}{g}\right) * N * \cos(\propto)$$

$$N * sen(\propto) + 0.45 * N\cos(\propto) = 1.2\ x\ 10^{-6} * N\cos(\propto) - 5.5x10^{-7} * Nsen(\propto)$$

Despejando se tiene:

$$N * \text{sen}(\propto) = +0.45 \cancel{N} * \cos(\propto)$$

$$\text{sen}(\propto) = +0.45 \ \cos(\propto)$$

Se tiene entonces:

$$\frac{\text{sen}\ (\propto)}{\cos(\propto)} = \frac{0.45}{1}$$

$$\tan\ (\propto) = 0.45$$
$$\tan^{-1} + 0.45 = 24° \ 10¨$$

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.

D. Tablas generales con su respectivo porcentaje (%) de desviación para cada uno de los parámetros obtenidos y en cada temporada de muestreo.

Tabla D.1.Valores de temperatura en el año 2016

Sitio de muestreo	Temperatura (°C)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	21.34 ± 0.74	21.89 ± 0.63	20.5 ± 0.30	20.033 ± 0.09
H1	21.85 ± 0.34	21.54 ± 0.76	19.73 ± 0.85	19.366 ± 0.34
H2	21.64 ± 0.72	21.22 ± 0.93	19.17 ± 0.26	19.7 ± 0.67
H3	20.82 ± 0.62	21.34 ± 0.93	18.95 ± 0.66	19.733 ± 0.50
H4	20.19 ± 0.56	21.47 ± 0.47	18.75 ± 0.78	19.366 ± 0.24
H5	20.68 ± 0.70	21.62 ± 0.85	18.68 ± 0.37	19.533 ± 0.72
H6	20.69 ± 0.28	21.4 ± 0.67	18.82 ± 0.59	19.133 ± 0.54
H7	20.84 ± 0.67	21.82 ± 0.26	18.96 ± 0.87	19.3 ± 0.95
H8	20.89 ± 0.35	21.69 ± 0.33	19.12 ± 0.56	19.466 ± 0.55
H9	20.51 ± 0.50	21.24 ± 0.41	19.14 ± 0.72	19.633 ± 0.20

Tabla D.2.Valores de conductividad en el año 2016

Sitio de muestreo	Conductividad (µS/cm)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	433.6 ± 5.89	421.1 ± 4.37	420 ± 11.6	439.7 ± 10.5
H1	400.3 ± 3.33	398.7 ± 6.46	397.5 ± 4.68	412.8 ± 9.11
H2	374.8 ± 9.37	395.9 ± 9.37	392.42 ± 6.31	383.5 ± 6.47
H3	381.3 ± 2.94	388.3 ± 8.10	386.5 ± 4.88	387.7 ± 8.93
H4	377.9 ± 5.09	379.7 ± 11.0	368.9 ± 12.2	365.9 ± 9.97
H5	346.2 ± 1.78	344.55 ± 6.47	342.9 ± 1.66	343.5 ± 4.79
H6	351.4 ± 4.71	349.1 ± 5.76	347.8 ± 10.3	346.2 ± 3.94
H7	338.71 ± 11.7	331.21 ± 2.99	328.8 ± 5.75	325.2 ± 2.30
H8	292.3 ± 5.48	284.3 ± 2.04	279.1 ± 2.78	272.4 ± 0.42
H9	188.7 ± 4.97	171.4 ± 2.64	167.2 ± 5.56	179.5 ± 7.70

Tabla D.3.Valores de DBO_5 en el año 2016

Sitio de muestreo	DBO (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	315.59 ± 1.12	309.16 ± 2.55	298.56 ± 2.71	297.72 ± 4.18
H1	251.54 ± 4.00	241.84 ± 2.30	229.31 ± 1.14	223.67 ± 2.69
H2	190.11 ± 2.89	187.04 ± 2.06	173.77 ± 2.58	170.11 ± 2.59
H3	202.03 ± 2.79	194.02 ± 2.02	186.08 ± 2.31	183.65 ± 3.27
H4	151.99 ± 0.87	149.26 ± 0.87	138.33 ± 0.90	134.23 ± 2.03
H5	109.44 ± 1.91	108.14 ± 2.57	98.23 ± 3.30	94.31 ± 1.90
H6	127.78 ± 2.00	117.82 ± 3.33	110.45 ± 0.76	105.46 ± 2.06
H7	98.86 ± 2.93	91.11 ± 2.03	86.29 ± 1.41	80.34 ± 1.98
H8	76.56 ± 2.70	71.81 ± 2.64	67.56 ± 2.56	62.12 ± 1.69
H9	55.026 ± 2.23	53.39 ± 3.19	48.72 ± 2.40	41.71 ± 1.72

Tabla D.4 Valores de DQO en el año 2016

Sitio de muestreo	DQO (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	614.11 ± 2..53	742.93 ± 3.51	577.17 ± 1.97	525.76 ± 2.89
H1	459.24 ± 2.89	536.86 ± 1.06	455.27 ± 0.43	388.36 ± 4.35
H2	373.85 ± 3.99	432.75 ± 1.23	338.75 ± 3.27	318.42 ± 1.13
H3	379.95 ± 2.75	463.99 ± 2.44	404.52 ± 2.08	370.28 ± 1.89
H4	262.87 ± 3.83	312.2 ± 4.32	270.19 ± 3.48	256.68 ± 3.41
H5	207.13 ± 1.22	239.86 ± 3.54	210.84 ± 1.06	202.77 ± 1.37
H6	214.02 ± 2.37	240.63 ± 1.07	244.79 ± 2.71	234.27 ± 1.91
H7	144.36 ± 3.43	154.68 ± 0.33	165.47 ± 3.35	154.22 ± 3.17
H8	113.14 ± 2.81	121.42 ± 0.34	130.55 ± 4.10	122.85 ± 1.36
H9	88.09 ± 0.81	98.14 ± 2.81	99.21 ± 3.14	96.02 ± 3.29

Tabla D.5. Valores de ST en el año 2016

Sitio de muestreo	ST (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	368.11 ± 1.42	375.57 ± 1.75	385.4 ± 1.38	362.15 ± 3.06
H1	330.82 ± 1.44	338.96 ± 1.10	343.03 ± 2.87	333.22 ± 2.64
H2	292.28 ± 1.60	292.32 ± 1.48	300.81 ± 1.83	292.08 ± 3.04
H3	297.40 ± 1.99	294.37 ± 1.16	305.19 ± 1.05	296.4 ± 3.70
H4	260.41 ± 0.72	254.39 ± 2.72	264.17 ± 3.88	265.22 ± 3.19
H5	230.12 ± 3.42	220.2 ± 2.01	230.81 ± 2.43	232.92 ± 1.29
H6	235.6 ± 2.97	226.03 ± 3.46	236.11 ± 3.12	237.93 ± 2.71
H7	206.37 ± 3.72	198.36 ± 1.39	207.21 ± 3.98	209.23 ± 1.44
H8	185.2 ± 2.60	178.33 ± 2.01	183.34 ± 2.43	189.34 ± 2.50
H9	165.3 ± 1.40	151.18 ± 3.19	158.6 ± 2.14	167.97 ± 3.54

Tabla D.6. Valores de Fosfatos en el año 2016

Sitio de muestreo	Fosfatos (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	40.92 ± 0.91	43.533 ± 0.15	42.66 ± 1.08	39.133 ± 0.57
H1	38.2 ± 0.79	41.14 ± 0.82	40.133 ± 0.70	36.39 ± 0.71
H2	36.88 ± 0.81	39.966 ± 0.64	38.833 ± 0.99	35.333 ± 0.40
H3	38.88 ± 1.10	42.69 ± 0.69	41.52 ± 0.93	39.26 ± 0.36
H4	36.56 ± 0.17	40.74 ± 0.84	39.066 ± 0.46	37.12 ± 0.25
H5	34.71 ± 0.80	38.833 ± 0.97	37.533 ± 0.82	35.333 ± 0.60
H6	39.88 ± 0.79	40.08 ± 1.08	38.04 ± 1.05	37.8 ± 0.06
H7	37.666 ± 0.26	38.14 ± 0.43	36.41 ± 1.95	35.42 ± 1.33
H8	35.763 ± 1.34	36.332 ± 1.13	34.72 ± 0.49	33.63 ± 1.28
H9	33.466 ± 0.87	34.44 ± 0.45	32.8 ± 0.27	32.45 ± 1.06

Tabla D.7. Valores de nitratos en el año 2016

Sitio de muestreo	Nitratos (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	49.3 ± 0.29	45.8 ± 0.28	52.07 ± 0.13	50.12 ± 0.61
H1	41.2 ± 0.35	40.53 ± 0.22	44.333 ± 0.26	44.02 ± 0.65
H2	32.87 ± 0.53	33.87 ± 0.42	36.91 ± 0.11	35.09 ± 0.41
H3	34.955 ± 0.28	36.77 ± 0.21	38.78 ± 0.28	40.75 ± 0.16
.H4	27.3 ± 0.45	30.513 ± 0.09	30.86 ± 0.35	33.04 ± 0.45
H5	22.28 ± 0.58	25.93 ± 0.27	26.01 ± 0.28	27.11 ± 0.43
H6	24.140 ± 0.35	24.048 ± 0.15	29.7 ± 0.46	28.04 ± 0.35
H7	19.27 ± 0.55	21.014 ± 0.13	23.15 ± 0.38	23.51 ± 0.48
H8	15.873 ± 0.34	17.74 ± 0.30	18.756 ± 0.10	19.19 ± 0.45
H9	11.68 ± 0.58	13.92 ± 0.56	14.52 ± 0.49	15.28 ± 0.44

Tabla D.8. Valores de nitritos en el año 2016

Sitio de muestreo	Nitritos (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	0.388 ± 0.0002	0.408 ± 0.0004	0.392 ± 0.0006	0.367 ± 0.0014
H1	0.248 ± 0.0016	0.251 ± 0.0003	0.268 ± 0.0003	0.235 ± 0.0009
H2	0.158 ± 0.0009	0.164 ± 0.0014	0.176 ± 0.0008	0.139 ± 0.0015
H3	0.206 ± 0.0009	0.221 ± 0.0010	0.181 ± 0.0010	0.145 ± 0.0010
H4	0.118 ± 0.0013	0.139 ± 0.0009	0.114 ± 0.0003	0.077 ± 0.0009
H5	0.0766 ± 0.0013	0.081 ± 0.0017	0.07 ± 0.0001	0.056 ± 0.0004
H6	0.08 ± 0.0005	0.0821 ± 0.0015	0.0717 ± 0.0011	0.0661 ± 0.0007
H7	0.0388 ± 0.0015	0.0448 ± 0.0017	0.0348 ± 0.0008	0.0345 ± 0.0006
H8	0.0251 ± 0.0003	0.0281 ± 0.0007	0.0235 ± 0.0005	0.0231 ± 0.0007
H9	0.0166 ± 0.0005	0.0183 ± 0.0003	0.017 ± 0.0005	0.0159 ± 0.0005

Tabla D.9. Valores de amonio en el año 2016

Sitio de muestreo	Amonio (mg/L)			
	Primavera 1	**Primavera 2**	**Invierno 1**	**Invierno 2**
H0	130.12 ± 2.31	135.36 ± 1.22	132.21 ± 1.94	129.37 ± 2.79
H1	120.34 ± 1.77	123.5 ± 1.97	122.82 ± 2.55	119.61 ± 1.51
H2	115.21 ± 4.58	117.42 ± 2.23	116.09 ± 3.01	114.52 ± 1.46
H3	120.43 ± 2.67	123.34 ± 1.05	120.25 ± 3.37	116.78 ± 2.60
H4	112.3 ± 3.20	112.83 ± 2.98	111.87 ± 4.57	107.41 ± 1.99
H5	105.34 ± 2.64	104.54 ± 2.34	104.34 ± 3.34	100.74 ± 1.34
H6	107.32 ± 2.14	109.83 ± 2.42	104.32 ± 1.34	106.11 ± 3.31
H7	100.6 ± 2.67	101.42 ± 2.06	97.105 ± 2.29	98.62 ± 1.99
H8	95.06 ± 2.23	95.38 ± 1.10	91.103 ± 1.41	92.35 ± 1.07
H9	88.5 ± 3.19	87.81 ± 1.39	84.34 ± 3.38	85.57 ± 3.76

Tabla D.10.Valores de alcalinidad en el año 2016

Sitio de muestreo	Alcalinidad (mg/L)	
	Primavera	**Invierno**
H0	666 ± 15.3	678 ± 17.5
H1	636 ± 23.4	660 ± 8.78
H2	631 ± 17.0	643 ± 1.68
H3	642 ± 7.71	656 ± 13.3
H4	634 ± 20.2	646 ± 25.1
H5	622 ± 6.41	631 ± 5.76
H6	625 ± 17.5	636 ± 22.6
H7	617 ± 17.6	628 ± 19.9
H8	602 ± 18.3	612 ± 7.62
H9	588 ± 24.0	601 ± 1.68

Tabla D.11. Valores de calcio en el año 2016

Sitio de muestreo	Ca (mg/L)	
	Primavera	**Invierno**
H0	19.812 ± 0.24	22.221 ± 0.80
H1	19.279 ± 0.49	20.067 ± 0.77
H2	18.322 ± 0.36	18.938 ± 0.35
H3	18.853 ± 0.49	19.876 ± 0.36
H4	18.310 ± 0.51	19.178 ± 0.25
H5	16.216 ± 0.41	17.803 ± 0.55
H6	16.570 ± 0.68	18.043 ± 0.65
H7	16.134 ± 0.72	17.877 ± 0.29
H8	14.357 ± 0.37	15.940 ± 0.70
H9	13.336 ± 0.56	14.075 ± 0.36

Tabla D.12. Valores de magnesio en el año 2016

Sitio de muestreo	Mg (mg/L)	
	Primavera	**Invierno**
H0	10.177 ± 0.27	10.653 ± 0.15
H1	9.9548 ± 0.03	10.281 ± 0.09
H2	9.6427 ± 0.10	9.8316 ± 0.27
H3	10.016 ± 0.40	10.185 ± 0.26
H4	10.011 ± 0.27	10.269 ± 0.30
H5	9.5496 ± 0.14	10.192 ± 0.30
H6	9.8838 ± 0.15	10.313 ± 0.33
H7	9.5679 ± 0.16	9.7684 ± 0.18
H8	9.4986 ± 0.36	9.4199 ± 0.36
H9	9.2245 ± 0.21	9.1201 ± 0.39

Tabla D.13. Valores de potasio en el año 2016

Sitio de muestreo	K (mg/L)	
	Primavera	**Invierno**
H0	34.178 ± 1.03	33.867 ± 0.34
H1	33.010 ± 0.89	33.885 ± 1.02
H2	32.247 ± 0.93	32.480 ± 0.60
H3	34.787 ± 0.62	33.101 ± 0.46
H4	29.970 ± 0.27	29.125 ± 0.59
H5	29.748 ± 0.58	29.584 ± 0.99
H6	29.864 ± 0.58	29.821 ± 0.42
H7	28.847 ± 0.15	28.455 ± 1.09
H8	26.062 ± 1.16	25.162 ± 1.11
H9	23.920 ± 0.98	21.438 ± 0.37

Tabla D.14. Valores de hierro en el año 2016

Sitio de muestreo	Fe (mg/L)	
	Primavera	**Invierno**
H0	0.2143 ± 0.0040	0.2495 ± 0.0035
H1	0.1918 ± 0.0017	0.2272 ± 0.0006
H2	0.1838 ± 0.0039	0.2172 ± 0.0047
H3	0.1964 ± 0.0033	0.2212 ± 0.0016
H4	0.1873 ± 0.0005	0.2158 ± 0.0012
H5	0.1731 ± 0.0030	0.2059 ± 0.0062
H6	0.1916 ± 0.0033	0.1976 ± 0.0080
H7	0.1831 ± 0.0064	0.1861 ± 0.0047
H8	0.1734 ± 0.0071	0.1685 ± 0.0073
H9	0.1529 ± 0.0016	0.1487 ± 0.0045