



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

“ANÁLISIS DEL PATRÓN DE FLUJO EN
HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL-AGUA

P R E S E N T A

IBQ. LEONEL ERNESTO AMÁBILIS SOSA

TUTOR:

DR. JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA



INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM

2010



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO
EN INGENIERÍA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

“ANÁLISIS DEL PATRÓN DE FLUJO EN
HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO
HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL”

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL-AGUA

P R E S E N T A

IBQ. LEONEL ERNESTO AMÁBILIS SOSA

TUTOR:

DR. JORGE LUIS DE VICTORICA ALMEIDA



INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM

2010

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Pedro Martínez Pereda

Secretario: Dr. Víctor Manuel Luna Pabello

Vocal: Dr. Jorge Luis de Victorica Almeida

1er Suplente: M. C. Vicentes Fuentes Gea

2° Suplente: Dra. Rosario Iturbe Argüelles

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:

Instituto de Ingeniería, UNAM

TUTOR DE TESIS

Dr. Jorge Luis de Victorica Almeida

FIRMA

DEDICATORIA

La culminación del presente trabajo de tesis se traduce en el logro de una de las metas más importantes en mi vida, lo cual se lo dedico con todo cariño a mis abuelitos que dónde quiera que estén, siempre estarán presentes en mi corazón y pensamientos.

AGRADECIMIENTOS

La consumación de los esfuerzos manifestados en el presente trabajo de tesis, no hubiera sido posible sin la asesoría del Dr. Jorge de Victorica, a quién le agradezco el haberme compartido parte de su gran sabiduría, para guiarme en el transcurso de toda la maestría. Así mismo, le agradezco a la Maestra Matilde Galván García y a los miembros de mi comité tutorial, por su valiosa contribución al presente trabajo.

Por otra parte, agradezco de manera muy especial el gran apoyo brindado por mis padres Olga Sosa Huitz y José Amábilis García, quienes confían en mí, porque son ellos quienes me han inculcado los valores que me impulsan a ser una mejor persona en todos los aspectos. De la misma forma, le agradezco a mi tía Verónica que sabe que la quiero y estimo más que a una tía.

No puedo dejar pasar la ocasión, para agradecerle a mi novia Adriana Roé Sosa, por todo su apoyo, amistad, paciencia y amor incondicional, desde el día que nos conocimos. Su forma de ser es reflejo de las grandes personas que son sus padres, a quienes también les agradezco su constante apoyo.

Finalmente, agradezco a los verdaderos amigos que hice a raíz de los estudios de maestría, en especial a Víctor, con quién compartí muchas horas de estudio y desvelo, haciendo más amena la convivencia.

ÍNDICE

	Pág.
ÍNDICE DE TABLAS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	ii
RESUMEN	iv
ABSTRACT	vi
I. INTRODUCCIÓN	1
II. OBJETIVOS Y ALCANCES	5
III. ANTECEDENTES	6
3.1 Humedales artificiales	6
3.2 Consideraciones generales para el diseño de los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial	18
3.3 Crecimiento de la biopelícula y su efecto en medios porosos	19
IV. CRITERIOS HIDRÁULICOS UTILIZADOS PARA EL DISEÑO DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	25
V. OTRAS RELACIONES DE IMPORTANCIA QUE DESCRIBEN EL PATRÓN DE FLUJO EN LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	38
5.1 Fenómeno de colmatación	39
5.2 Ecuaciones relacionadas con la eficiencia de remoción	47
5.3 Ejemplo de aplicación	49

VI. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 Conclusiones	54
6.2 Recomendaciones	55

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
---------------------------------	----

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
3.1 Eficiencias de remoción (%) promedio, de los humedales artificiales implementados por Akratos et al. (2007)	7
3.2 Características de diseño del humedal artificial construido por García (2005)	9
3.3 Eficiencias de remoción de contaminantes (expresadas como porcentaje) a cuatro diferentes cargas hidráulicas superficiales.	12
3.4 Concentraciones promedio de los contaminantes presentes en el agua residual utilizada como influente en el trabajo de Zhang et al. (2010).	13
3.5 Concentración de contaminantes en el influente y la eficiencia de remoción (%) de los humedales artificiales implementados por Zurita et al. (2009).	16
4.1 Efecto de la variación de la temperatura, sobre la densidad y viscosidad del agua	34
4.2 Valores calculados para K_h , a diferentes temperaturas, con tres diferentes valores de K_i	35
5.1 Dimensiones de un HAFSS, con parámetros hidráulicos para diferentes materiales de empaque	43
5.2 Datos de diseño de un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial, tomados de Lahora (2001)	50
5.3 Espesor de biopelícula a diferentes tiempos en un reactor rectangular con inóculo de <i>Pseudomonas</i> . Adaptado de Cunningham y Wanner (1994)	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
3.1 Escalonamiento de la capa de arcilla que conforma el humedal, y por ende, disposición de profundidades del mismo. Modificado de García (2005)	8
3.2 Tren de tratamiento con humedales artificiales como tratamiento secundario, instalado en Cucuchucho, Mpio. de Tzintzuntzan, Michoacán. Tomado de Urquiza et., al (2005)	14
4.1 Representación de la altura del agua en un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial en los siguientes casos: (a) considerando el medio de empaque y (b) sin considerar el medio de empaque	26
4.2 Representación de las variables relacionadas con la elevación de la superficie del humedal a partir de un nivel de referencia	28
4.3 (a) líneas de un flujo laminar y (b) líneas de un flujo turbulento dentro de un medio de empaque con altura δ	32
4.4 Variación de K_h , con respecto a la temperatura del agua residual, para tres valores de k_i usados convencionalmente en humedales	36
5.1 Representación del radio hidráulico en los HAFSS	40
5.2 Variación de la conductividad hidráulica por el incremento de la rugosidad, provocado por el desarrollo de la biopelícula	41
5.3 Representación de un medio de empaque a tres diferentes porosidades	42
5.4 Decremento del diámetro de poro debido al desarrollo de la biopelícula	43

5.5	Comportamiento de la conductividad hidráulica por efecto de la disminución del diámetro de poro	44
5.6	Comportamiento de la carga hidráulica superficial por efecto de la disminución del diámetro de poro	44
5.7	Relación entre las variables de K_h y $C.H.S.$ representadas para diferentes diámetros de poro	45
5.8	Efecto de la variación del diámetro de poro sobre la concentración en el efluente.	49
5.9	Espesor de biopelícula a diferentes tiempos en un reactor rectangular con inóculo de <i>Pseudomonas</i> . Adaptado de Cunningham et al. (1991)	52
5.10	Etapas de formación de la biopelícula en un medio de soporte poroso	52

RESUMEN

Dentro de los sistemas para el tratamiento de aguas residuales en comunidades pequeñas, los humedales artificiales destacan como una tecnología apropiada, dadas su sencillez, eficiencia y bajos costos de construcción, operación y mantenimiento; su tolerancia a las fluctuaciones de la carga orgánica y por los beneficios colaterales que se generan. Dentro de ellos, los de flujo horizontal subsuperficial (HAFSS) presentan las ventajas de producir menos olores y de reducir los riesgos a la salud pública por vectores; además, dada su área superficial disponible, pueden albergar mayor número de microorganismos, encargados de la remoción de contaminantes, en comparación con los otros tipos de humedales.

No obstante las bondades señaladas, en varios casos, el tiempo de operación de estos sistemas se ve reducido debido al crecimiento de la biopelícula hasta el punto de llegar a la colmatación del sistema, fenómeno que está íntimamente ligado con las características hidráulicas que definen su flujo.

Con el propósito de comprender el problema arriba mencionado, se identificaron y analizaron las ecuaciones y variables convencionalmente utilizadas para el diseño de los HAFSS. Con estas relaciones y con aquellas que gobiernan el flujo en medios porosos, fue posible establecer otras, que permitieron entender con mayor claridad los fenómenos de colmatación e inundación y su relación con la eficiencia de remoción de estos sistemas.

Con lo anterior, se pudo conocer que la variación de conductividad hidráulica (K_h), es inversamente proporcional a la variación del espesor de la biopelícula, y que el crecimiento paulatino de éste consorcio de microorganismos, provoca una reducción del área de flujo y un incremento en la carga hidráulica superficial (C.H.S.), lo cual hace que la velocidad de flujo del agua se incremente; sin embargo, con el transcurso del tiempo, se puede llegar al punto en que la reducción del área sea tal que se llegue a la colmatación, impidiendo el flujo del agua, dando lugar a la inundación y derramamiento del sistema.

Así mismo, conociendo que la magnitud de las variables hidráulicas arriba mencionadas, depende de la porosidad del medio de empaque, se incorporaron estas variables a los criterios tradicionales para el diseño de los HAFSS con lo cual, desde el punto de vista teórico, se puede atenuar el fenómeno de taponamiento en estos sistemas, como se ilustra en el ejemplo de aplicación del capítulo 5.3.

Finalmente, se ve conveniente corroborar mediante experimentación, los resultados teóricos obtenidos en este trabajo.

ABSTRACT

Among the wastewater treatment systems in small communities, constructed wetlands stand as an appropriate technology given their simplicity, efficiency, low construction, operation and maintenance costs, as well as their tolerance to fluctuations on organic loads and the side benefits generated. Amidst, horizontal subsurface flow wetlands (HSSF) present advantages such as less odor production and decreasing public health risks due to vectors; also, they can harbor a bigger number of pollution removal microorganisms, given their available surface area compared to other types of wetlands.

In spite of all these benefits, in some cases the operation time can shorten due to the biofilm growth up to the point of clogging the system, issue that is intimately linked to the hydraulic characteristics of its flow.

For the purpose of comprehending the above mentioned problem, the equations and variables conventionally used to design HSSF were analyzed. With these relationships together with those that rule the flow in porous media, it was possible to establish other relationships that allow understanding more clearly the clogging and flooding phenomena and their relationship with the removal efficiency of these systems.

With the above, it was recorded that the variation of hydraulic conductivity (K_h) is inversely proportional to the variation of the biofilm thickness, and that the gradual growth of this microorganism consortium causes a decrease in the flow area and an increase in the surface hydraulic charge (SHC), thus increasing the velocity of the water flow; however, as time passes, it can be reached the point at which the area reduction is such that clogging is achieved, thus preventing water flow and giving way to flood and outpouring of the system.

Likewise, knowing that the magnitude of the above variables depends of the packing media porosity, these variables were incorporated to the traditional criteria for the design of HSSF thus, from the theoretical point of view, the clogging phenomena on

these systems can be attenuated, as it is shown in the application example on chapter 5.3.

Finally, it seems advisable to corroborate the theoretical results obtained in this work through experimentation.

I.- INTRODUCCIÓN

En la actualidad, los problemas de contaminación han adquirido una gran relevancia derivada de su gran magnitud y diversidad. Esto ha provocado que la sociedad, en general, vaya tomando cada vez mayor conciencia de los riesgos actuales, y más aún, de los potenciales que pueden ocasionarse.

Dentro de este ámbito, uno de los temas de mayor importancia es el referente a la contaminación del agua, ya que genera una gran preocupación, sobre todo en lo que respecta al tratamiento de aguas residuales, que generan las pequeñas y medianas poblaciones que en su mayoría, por carecer de infraestructura para su depuración, son vertidas libremente al ambiente (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Estas aguas residuales generan un gran impacto negativo en los ecosistemas, tanto desde el punto de vista de salud pública como ambiental, ya que sus constituyentes físicos, químicos y biológicos (sólidos suspendidos totales, compuestos orgánicos biodegradables, componentes inorgánicos disueltos, metales pesados, nutrientes, plaguicidas, patógenos, etc.) alteran las condiciones naturales de un ecosistema (Crites y Tchobanoglous, 2000).

En ciudades de Latinoamérica y en general, en los países en desarrollo, se está produciendo desde hace décadas, un fuerte proceso de urbanización, que es considerado como el principal impulsor de la práctica de utilizar aguas residuales para satisfacer otros usos, por ejemplo, aguas residuales para el riego de cultivos, sobre todo en pequeñas comunidades con bajos recursos económicos donde, de hecho, son las únicas fuentes disponibles para el riego y la agricultura (OMS, 2004).

Todo lo anterior representa un gran reto, al momento de seleccionar y proyectar tecnologías sostenibles para el tratamiento de las aguas residuales. Sin embargo, esto a su

vez, constituye una oportunidad para el desarrollo pertinente y creativo de la ingeniería ambiental (Ascuntar et al., 2006).

En Latinoamérica, como promedio, solamente 10% de las aguas residuales recolectadas son sujetas a algún tipo de tratamiento; sin embargo, esto no es con certeza eficiente, ya que algunos estudios de evaluación de las plantas de tratamiento de aguas residuales en México, indican que solamente el 5% de las plantas existentes están siendo operadas de manera satisfactoria (CONAGUA, 2008; Jiménez, 2001; Tesillos, 2007).

La situación planteada, induce a realizar una evaluación del nivel óptimo de tratamiento requerido, así como la consideración de los métodos de tratamiento que sean factibles de implantar, tomando en consideración los costos involucrados y las facilidades de operación; principalmente en aquellas comunidades donde no es viable construir plantas convencionales de tratamiento. Bajo este esquema, la emulación de los sistemas naturales, han surgido como alternativas factibles para una amplia gama de aguas residuales. Sin embargo, aun faltan muchos aspectos por aclarar en estas tecnologías y ello ha venido generando intereses de tipo científico y tecnológico para entender el funcionamiento de los procesos biológicos, físicos, químicos e hidrodinámicos que los caracterizan y con ello, proceder a su optimación (Peña, 2003).

Dentro de los sistemas arriba mencionados, el interés en los “humedales artificiales” (constructed wetlands) ha crecido rápidamente desde la década de los 80’, ya que destacan como una tecnología apropiada para el tratamiento de las aguas residuales en comunidades pequeñas, dadas su sencillez, eficiencia y bajos costos de construcción, operación y mantenimiento; su tolerancia a las fluctuaciones de la carga orgánica y a los beneficios colaterales que se generan, ya que dan lugar a espacios verdes, hábitats para la vida salvaje, zonas de recreo y educacionales (Steer et al., 2003; Akrotos et al., 2007). No obstante las bondades señaladas, la complejidad de los procesos que gobiernan su comportamiento, ha impedido que se tenga un entendimiento completo de ellos y por ende, no se dispone de criterios lo suficientemente precisos para su diseño y operación.

En la actualidad muchas de estas deficiencias se han suplido poniendo en práctica el conocimiento empírico que de tales sistemas se tiene y de experiencias adquiridas en sistemas actualmente en operación (IWA, 2000).

Dentro de los diversos tipos de humedales artificiales, los de flujo horizontal subsuperficial (HAFSS) se caracterizan porque su lecho contiene un medio poroso que sirve de soporte para plantas macrofitas emergentes. Este tipo de humedales, se diseñan de tal manera, que el nivel del agua se encuentre por debajo del nivel del medio poroso; esto con el fin de disminuir al máximo los olores, la atracción de vectores y los efectos negativos en la salud pública de las poblaciones aledañas al humedal (EPA, 2000 y García, 2005).

Los HAFSS presentan algunas ventajas en comparación con otros sistemas de tratamiento de aguas residuales, dentro de las que se pueden mencionar, además de las arriba descritas, la mínima o nula necesidad de equipos mecánicos, electricidad u operadores calificados; además de que no producen lodos residuales (EPA, 2000 y García et al., 2005). En este sentido, los HAFSS son una alternativa eficiente para el tratamiento de aguas residuales en pequeñas comunidades, ya que en contraste con los de flujo superficial, presenta la ventaja de tener un área superficial disponible mayor, lo cual permite que la actividad biológica se incremente, dado el medio poroso y la presencia de las raíces de las macrofitas (US. EPA, 2000; Langergraber, 2005; García et al., 2005). Aunado a lo anterior, las raíces de macrofitas, también contribuyen en la depuración del agua por medio de la fitodepuración, y provocan un mayor tiempo de retención hidráulico, dada la fricción entre el agua y las raíces (DeLaune y Pezeshki, 2001), aspecto que permite que se lleven a cabo, con mayor eficiencia, las reacciones bioquímicas y por ende, la remoción de los contaminantes dentro de este tipo de sistemas (IWA, 2000).

En México, aunque se tiene cierta experiencia en el uso de humedales de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de aguas residuales, el alto grado de

empirismo en su diseño y el poco conocimiento sobre las características de flujo dentro de estos sistemas, ha impedido mejorar su efectividad, la cual está íntimamente ligada con las características hidráulicas definidas en su diseño (EPA, 2000; Llágas y Gómez, 2006; Peña, 2003); por lo que, cualquier intento que se realice para lograr un mejor entendimiento de tales características, redundará en una mejora en los criterios para su diseño.

Es así, como surge el interés por desarrollar el presente trabajo de tesis, enfocado al entendimiento del patrón de flujo que rige en los HAFSS y con esta base, proponer criterios que tiendan a mejorar las ecuaciones de diseño de este tipo de humedales.

II. OBJETIVOS Y ALCANCES

OBJETIVO GENERAL

Analizar el patrón de flujo en humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Analizar y hacer una descripción de los criterios hidráulicos que actualmente se siguen para el diseño de los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial.
- Realizar un análisis teórico de las leyes y variables que rigen el flujo del agua dentro de los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial.
- Proponer criterios, desde el punto de vista de las características del flujo, que tiendan a incrementar los tiempos de operación de los humedales de flujo subsuperficial.

ALCANCES

El presente trabajo de tesis se circunscribe a una descripción y análisis de los criterios hidráulicos que actualmente se siguen para el diseño de los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial. Así mismo, se proponen criterios que tienden a mejorar el diseño de este tipo de sistemas, desde el punto de vista de las características de su flujo.

III.- ANTECEDENTES

3.1 Humedales artificiales

Los primeros estudios sobre los humedales artificiales, se realizaron en la década de los cincuenta en el Instituto Max Planck en Alemania, y en los años setenta y ochenta, su construcción. En la década de los noventa, esta tecnología, inicialmente desarrollada para el tratamiento de aguas residuales municipales, se extendió para el tratamiento de escurrimientos superficiales, aguas residuales industriales y de drenes agrícolas. Así mismo, autores como **Kadlec y Knight (1993)**; **Kadlec y Wallace (2009)**, dan cuenta de una buena historia del empleo de humedales naturales y artificiales para el tratamiento de aguas residuales.

Un ejemplo de lo anterior, es el trabajo realizado por **Llagas y Gómez (2006)**, quienes reportan el procedimiento que siguieron para la construcción e instalación de un humedal artificial de flujo superficial libre, en el cual destacan que el dimensionamiento se realizó con base a la carga orgánica superficial, para conocer el área superficial requerida, de acuerdo con los criterios de Reed et al., 1995. En dicho método sólo se toman en cuenta las variables de caudal, tiempo de retención, temperatura y obviamente los valores de DBO del influente y efluente, y no hacen referencia sobre algún otro parámetro o cálculo hidráulico para la determinación del patrón de flujo del humedal.

Por su parte **Akratos et al. (2007)**, en su estudio experimental, relacionan el efecto del tiempo de retención hidráulico (TRH), tipo de vegetación y medio poroso, sobre la eficiencia de remoción de los HAFSS a escala piloto.

Para lo anterior, realizan la construcción de cinco humedales, con dimensiones de 3 m de largo, 0.75 m de ancho y 1 m de profundidad cada uno. Los medios de empaque utilizados fueron: grava mediana (extraída de un río cercano a la zona) para tres humedales; grava fina (extraída de una presa de la localidad) para un humedal y

grava gruesa (extraída de una presa de la localidad) para otro humedal. En cuanto a la vegetación, se utilizaron ejemplares de la especie *Phragmites australis* para tres de los humedales (uno de grava mediana, el de grava fina y el de grava gruesa); la especie *Typha latifolia* se plantó en otro humedal empacado con grava mediana, y humedal restante (empacado con grava mediana) no fue plantado.

Los autores reportan que después de 18 meses de operación, se observó que el humedal empacado con grava mediana y plantado con *Phragmites australis* (HGM-P) y el empacado con grava fina y plantado con la misma especie (HGF-P), presentaron una reducción en su porosidad del 4 %. Mientras que el empacado con grava mediana y plantado con *Typha latifolia* (HGM-T), y el compuesto por medio de empaque de grava gruesa y plantación de *Phragmites australis* (HGG-P), presentaron una reducción del 1% en su porosidad. Por su parte, el humedal que no contiene vegetación (HGM-A), no presentó reducción en su porosidad.

En cuanto a las eficiencias promedio de remoción, el humedal HGF-P exhibió mayor porcentaje de remoción, tanto en DBO como en nutrientes, mientras que el HGM-A presentó la menor eficiencia de remoción. Estos resultados se muestran a detalle en la tabla 3.1.

Tabla 3.1 Eficiencias de remoción (%) promedio, de los humedales artificiales implementados por Akrotos et al. (2007)

Parámetro	Eficiencia de remoción (%) promedio				
	HGM-T	HGM-P	HGM-A	HGF-P	HGG-P
DBO	88.3	84.6	85.7	89	87
N orgánico	66.8	54.8	34.2	82.5	74.1
NH ₃	53.6	36.2	0	79.1	70.6
NO ₂ + NO ₃	89	22.5	9	3.5	8
PO ₄ ⁻³	66.9	28.2	43.9	88.6	57.3
P total	58.4	21.1	42.6	81.5	44.5

En cuanto al efecto del TRH sobre la eficiencia de remoción de los humedales, los autores fueron variando dicho parámetro hidráulico a lo largo de los 18 meses de

operación, manifestando que obtuvieron una clara correlación entre la eficiencia de remoción y el TRH. Los TRH con los que operaron cada uno de los humedales fueron de 6, 8, 14 y 20 días.

Otro estudio, es el realizado por **García (2005)**, quien implementó un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial para el tratamiento de un agua residual sintética, cuya constitución fue de 135 mg l^{-1} de DBO, 500 mg l^{-1} de DQO, 141 mg l^{-1} de sólidos suspendidos totales (SST), 46 mg l^{-1} de nitrógeno total y 49 mg l^{-1} de fósforo total. En este trabajo se pone de manifiesto un arreglo escalonado en cuanto a la profundidad del empaque, con el propósito de operar bajo condiciones aerobias, anóxicas y anaerobias dentro del humedal (Figura 3.1).

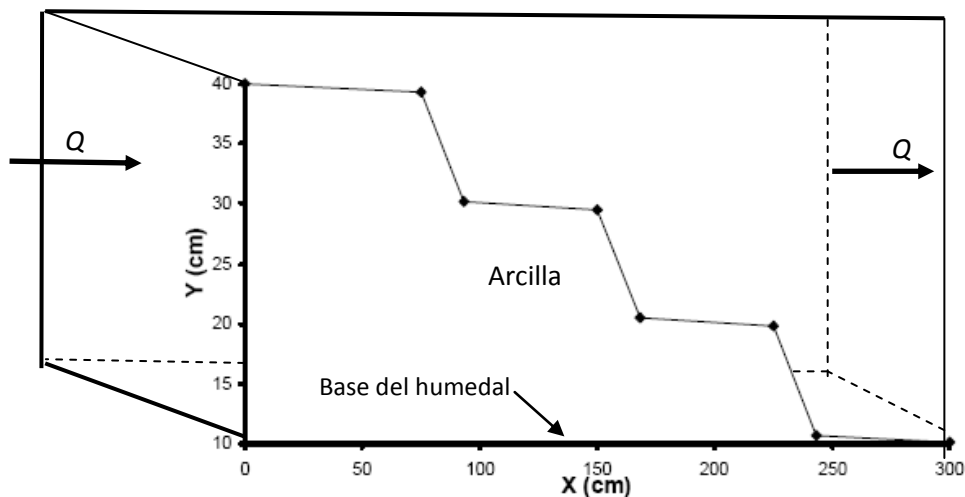


Figura 3.1 Escalonamiento de la capa de arcilla que conforma el humedal, y por ende disposición de profundidades del mismo. Modificado de García (2005).

En lo que concierne a las características del flujo, este humedal se basó en el modelo de flujo pistón. En la tabla 3.2, se muestran las características de este sistema de tratamiento.

Tabla 3.2 Características de diseño del humedal artificial construido por García (2005).

Dimensiones		Parámetros hidráulicos		Vegetación utilizada
Largo	3 m	Gasto	1.7 m ³ d ⁻¹	Barbasco de pantano (<i>Polygonum hydropiperoides</i>)
Ancho	1 m	Tiempo de retención hidráulico	3 d	Botoncillo (<i>Bidens laevis</i>)
Profundidad	1 m			

El autor concluye que, con este arreglo, después de haber transcurrido 40 días de operación, se logró una eficiencia mayor al 80% en cuanto a los parámetros de DBO, DQO, SST, coliformes fecales y nutrientes. Así mismo, hace mención que es aproximadamente un 25 % más que la remoción obtenida por humedales con arreglos convencionales (profundidad homogénea a lo largo del humedal y ausencia de arcilla como material de empaque), utilizados para el tratamiento de aguas sintéticas con las mismas características que la empleada como influente en su trabajo. Sin embargo, en dicha comparación, no dice nada acerca de las condiciones ambientales, tales como la temperatura, altitud y vegetación, en que fueron operados los otros humedales.

Dentro de las conclusiones del trabajo de García (2005), se menciona que la mayor parte de contaminantes se concentra en la sección que el autor denomina “zona de tratamiento”, la cual se localiza entre los 100 y 200 cm de longitud. El autor reconoce que no tiene explicación de dicha acumulación. Así mismo, en sus recomendaciones indica sobre la necesidad de realizar un análisis más detallado del patrón de flujo en los humedales, para una mayor comprensión de los fenómenos que incurren dentro de ellos, y así optimizar su eficiencia, ya que posiblemente la acumulación de contaminantes ocurrida en la zona de tratamiento, se debió a la interacción entre el flujo del agua residual y el medio poroso por el cual circula.

López (2004), en su publicación “Diseño de un humedal artificial para remoción de nutrientes de un afluente del Embalse Paso de las Piedras, Argentina”, menciona que el humedal artificial implementado fue de flujo superficial a escala piloto, utilizando como vegetación, ejemplares de la especie autóctona *Senecio bonaerensis*, y como material de empaque, partículas de grava mediana.

En cuanto a las dimensiones del humedal, la relación largo:ancho que se utilizó para el diseño, fue de 3:1, construyéndose de 12 m de longitud y 4 m de ancho. La profundidad del sistema fue de 0.60 m y la pendiente entre la entrada y la salida de 1%.

En este trabajo se considera el hidroperíodo (patrón temporal de fluctuaciones en el nivel del agua del dentro del humedal, debido a las variaciones hidrológicas entre la época de secas y lluvias), con el propósito de conocer, previamente, la cantidad de agua que puede ingresar al humedal vía precipitación. Sin embargo, no menciona qué sucede con la concentración de contaminantes durante la época de lluvias, ya que durante este periodo se puede presentar el fenómeno de dilución como puede ser de la materia orgánica y sólidos disueltos; tampoco hace alusión al posible efecto del incremento en la concentración de los parámetros arriba mencionados, debido a la evapotranspiración durante la época de secas.

No obstante lo anterior, el autor menciona que para controlar el flujo de agua dentro del humedal, se instalaron medidores de flujo de 10 cm de diámetro, de tipo domiciliario, tanto en la entrada como en la salida del humedal, y que mediante compuertas, reguló el caudal durante la época de lluvias.

Por otra parte, también toma en cuenta el tiempo medio de retención hidráulico y su variabilidad. El autor resalta que este parámetro se relaciona directamente con la eficiencia del sistema. Así mismo, menciona que los fenómenos de transporte de difusión y dispersión, que se dan dentro del humedal, dependen de dicho parámetro hidráulico (Akratos et al., 2007; IWA, 2000; Kadlec, 2003; Reed, 1995).

Los resultados del presente trabajo denotan, en primera instancia, que la relación largo:ancho del humedal permite un escurrimiento constante y laminar, favoreciendo el contacto del agua con los sistemas radiculares de las plantas.

Por último, el autor destaca que la simplicidad del sistema diseñado, conjuntamente con los instrumentos de control y medición instalados, permitieron operar con diferentes caudales influentes-efluentes para los distintos períodos del año, conservando el nivel de lámina líquida en los límites tolerados por la vegetación, siendo así mismo, capaces de aceptar modificaciones posteriores, en cuanto al nivel de inundación, en caso de necesitarse.

Otro estudio de interés, es el realizado por **Diem et al. (2010)**, quienes estudiaron, en un HAFSS, el efecto de la carga hidráulica superficial (*C.H.S.*) sobre la cinética de degradación de los contaminantes contenidos en agua residual doméstica. Su estudio lo realizaron en dos etapas; en la primera, diseñaron y construyeron el humedal, con dimensiones de 12 m de longitud, 1.6 m de ancho y 0.43 m de altura. El material para el medio de empaque utilizado fue arena de 0.35 mm de diámetro, que le corresponde una conductividad hidráulica de 9.8 m d^{-1} . La vegetación utilizada fue *Phragmites vallatoria*.

En la segunda etapa, se realizó la experimentación usando, según lo menciona el autor, agua residual municipal de composición típica (Bayley et al., 2003) y cuatro *C.H.S.*: 31 mm d^{-1} , 62 mm d^{-1} , 104 mm d^{-1} y 146 mm d^{-1} , en un lapso de cuarenta días cada una.

En cuanto a sus resultados, los autores reportan que la eficiencia de remoción del humedal, decrece significativamente al aumentar la *C.H.S.* Esto se puede observar a detalle en la tabla 3.3.

En cuanto a los coeficientes de degradación estimados para los contaminantes, los autores mencionan que, a pesar de obtener buenas correlaciones ($R^2 > 0.8$) en cada uno de ellos, no se deben usar para propósitos de diseño, ya que dependen de muchos factores tales como el clima, tipo de vegetación utilizada, fluctuaciones de la carga orgánica, entre otros. También hacen referencia a que la eficiencia de remoción en los humedales, depende de la temperatura, dado el efecto de esta variable sobre la

actividad microbiana, por lo que en zonas tropicales los HAFSS serán más eficientes que en las zonas templadas, bajo las mismas condiciones de operación.

Tabla 3.3 Eficiencias de remoción de contaminantes (expresadas como porcentaje) a cuatro diferentes cargas hidráulicas superficiales.

	Carga hidráulica superficial (mm d^{-1})			
	31	62	104	146
DBO ₅	83%	65%	81%	76%
SST	93%	94%	95%	86%
N total	84%	61%	62%	16%
NH ₄ ⁺	91%	69%	65%	0%
P total	99%	98%	85%	72%
PO ₄ ⁻³	99%	99%	96%	75%

Fuente: Tomado de Diem et al. (2010)

Zhan et al. (2010), estudiaron el efecto del suministro de oxígeno, limitado, a un HAFSS para el tratamiento de aguas residuales de tipo doméstico. Para ello, construyeron cuatro humedales con las mismas dimensiones de: largo de 3 m, ancho de 0.7 m y profundidad de 1 m. Dos de estos humedales fueron plantados con *Oenanthe stolonifera*, mientras que los otros dos no fueron plantados.

El sistema de aireación se instaló en dos humedales, uno con vegetación y otro sin ella. Este sistema estuvo constituido por cuatro tubos de aireación de burbuja fina, de 0.7 m de longitud y diámetro de 0.2 m para cada uno. Dos tubos fueron instalados a 0.75 m y los otros dos a 1.5 m de la entrada, a una profundidad de 0.4 m y 0.8 m, respectivamente. A las mismas profundidades pero a 0.75 m, alejados de los tubos de aireación, se instalaron dos sensores para monitorear el oxígeno disuelto, conectados a un sistema automatizado para su suministro, el cual se activaba si la concentración de oxígeno bajaba de 0.2 mg l^{-1} , y se detenía cuando la concentración subía de 6 mg l^{-1} .

Los sistemas de tratamiento operaron con un gasto de 130 l d^{-1} de octubre de 2006 a septiembre de 2007, período en el cual el agua residual utilizada como

influyente, contenía las concentraciones promedio de contaminantes que se describen en la tabla 3.4.

Tabla 3.4 Concentraciones promedio de los contaminantes presentes en el agua residual utilizada como influyente en el trabajo de Zhang et al. (2010).

DBO ₅ (mg l ⁻¹)	N total (mg l ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg l ⁻¹)	NO ₃ ⁻ (mg l ⁻¹)	NO ₂ ⁻ (mg l ⁻¹)	P total (mg l ⁻¹)
285.2	47.2	35.7	0.22	0.007	8.5

Fuente: Tomado de Zhang et al. (2010)

Los autores describen que el humedal con vegetación artificialmente aireado (HVA), presentó los porcentajes de remoción más altos de DBO₅, NH₄⁺ y N total, los cuales fueron 94.43 %, 89.1 % y 86 % respectivamente. Así mismo, mencionan que el fósforo fue removido en un 80% en todos los humedales, con excepción del que no contenía vegetación, ni suministro de oxígeno, ya que presentó una remoción del 60 %.

Finalmente, el autor concluye que la remoción de nitrógeno fue exitosa debido al intervalo de la concentración oxígeno, suministrado.

Por otra parte, con la finalidad de destacar los beneficios colaterales que se pueden obtener al implementar los humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales, **Urquiza et al. (2005)**, diseñaron y construyeron un tren de tratamiento de aguas residuales, con un humedal artificial de flujo subsuperficial como tratamiento secundario. Esto con el fin de tratar las aguas residuales de la comunidad de Cucuchucho, municipio de Tzintzuntzan, Michoacán.

En dicho trabajo, se destacan tanto la eficiencia en el tratamiento del agua, como los beneficios colaterales que se obtienen con este tipo de sistemas; también describe cada una de las etapas, del tren de tratamiento, a las que fue sometida el agua residual.

Las etapas del proceso, arriba mencionadas, se encuentran ilustradas en la figura 3.2 y posteriormente se realiza una breve descripción de cada una de ellas.



Figura 3.2 Tren de tratamiento con humedales artificiales como tratamiento secundario, instalado en Cucuchucho, Mpio. de Tzintzuntzan, Michoacán. Tomado de Urquiza et al. (2005).

Las etapas involucradas en el tren de tratamiento son las siguientes:

Humedal de lodos: denominado de esta manera por ser una plantación de carrizo (*Arundo donax*) que utiliza como sustrato los lodos resultantes de la sedimentación, siendo una alternativa natural para su tratamiento.

Humedal de tratamiento: este es el humedal artificial subsuperficial, es decir, el sistema de tratamiento del agua residual; mismo que se basa, como es conocido para estos sistemas, en la interacción de los procesos físicos, químicos y biológicos que se

suscitan entre los organismos, plantas y medio filtrante para la remoción de contaminantes del agua residual.

Laguna de maduración/desinfección: consiste en un estanque, en el que el agua efluente del humedal de tratamiento es expuesta a la radiación solar, como opción para llevar a cabo la desinfección del agua. Sin embargo, el autor no menciona las desventajas que se pueden suscitar, al exponer al aire libre el agua efluente del sistema, como lo son la presencia de vectores y malos olores.

Humedal de pulimento: se encuentra conformado por una plantación de tule (*Pontederia cordata*) en grava, con el fin de filtrar las algas generadas en el proceso anterior, ya que el agua al estar expuesta a la luz solar, da lugar a la fotosíntesis y por ende, al crecimiento algal, el cual provoca cambios en las características organolépticas del agua y posible presencia de microorganismos.

Estanque de peces: el agua depurada en el proceso anterior, se utiliza para la cría de peces con fines de autoconsumo. Sí al transcurrir cierto tiempo, el agua del estanque empieza a adquirir, nuevamente, valores que no satisfagan la norma en materia, se considera posible tratarla nuevamente dentro del mismo humedal. Sin embargo, según el autor, no fue necesario en los primeros 8 meses de funcionamiento del humedal.

Parcela de riego agrícola: El agua excedente se utiliza para el cultivo de hortalizas y/o es descargada al lago en condiciones de cumplimiento de la norma oficial mexicana en materia vigente NOM-001-SEMARNAT 1996.

En el trabajo arriba descrito, no se mencionan las dimensiones del humedal, ni de alguno de los sistemas del tren de tratamiento. Sin embargo, el autor hace alusión de que el caudal de agua residual tratada, fue de 1 l s^{-1} y que se obtuvieron eficiencias de remoción entre el 87 % y 97 % para los parámetros de DBO, DQO, nitrógeno total y coliformes fecales. En cuanto al fósforo total, los autores reportan una eficiencia de remoción del 65 %.

Es importante destacar, que el trabajo de Urquiza et al. (2005), denota de gran manera los beneficios secundarios y/o colaterales, como lo son la estética y la práctica de la acuicultura, al usar este tipo de sistemas para el tratamiento de aguas residuales.

Además de los beneficios secundarios arriba mencionados, **Zurita et al. (2009)** mencionan en su estudio experimental que los humedales artificiales de flujo subsuperficial son sistemas de tratamiento que permiten el cultivo de plantas ornamentales, sin alterar la eficiencia con la que fueron diseñados.

Dicho estudio se llevó a cabo construyendo cuatro humedales; dos de flujo horizontal subsuperficial (HAFHSS) con iguales dimensiones cada uno: largo de 3.6 m, ancho de 0.9 m y profundidad de 0.3 m, y dos de flujo vertical subsuperficial (HAFVSS) con dimensiones cada uno de: largo de 1.8 m, ancho de 1.8 m y profundidad de 0.7 m.

El gasto de entrada para cada uno de los cuatro humedales fue de 5.3 l hr⁻¹. La vegetación utilizada consistió de cuatro especies de plantas autóctonas: *Z. aethiopica*, *S. reginae*, *A. africanus* y *A. andreanum*, distribuidas de la siguiente forma: un humedal horizontal y uno vertical contenía solamente la especie *aethiopica* y los otros dos humedales (uno vertical y uno horizontal) contenían las otras tres diferentes especies (*S. reginae*, *A. africanus* y *A. andreanum*). La caracterización del agua residual a tratar y la remoción de los contaminantes, presentes en esta, se muestran en la tabla 3.2.

Tabla 3.5 Concentración de contaminantes en el influente y la eficiencia de remoción (%) de cada uno de los humedales artificiales implementados por Zurita et al. (2009).

	Influente	HAFHSS-A ^(a)	HAFHSS-B ^(b)	HAFVSS-A ^(a)	HAFVSS-B ^(b)
DBO	115 mg l ⁻¹	76	79.7	80.4	83.3
SST	57.5 mg l ⁻¹	79.2	84.7	53.2	69.8
NH ₄ ⁺	15.7 mg l ⁻¹	48.6	46	72.2	72.2
NO ₃ ⁻	9.3 mg l ⁻¹	49.3	46.3	-10.5	-1.6
N total	28.7 mg l ⁻¹	53.7	51.7	48.1	50.5
P total	8.3 mg l ⁻¹	44.7	35.8	49.5	50.6
Coliformes totales	5,700 NMP/100ml	93.1	92.3	97	96.8

(a) Plantado con *Z. aethiopica* solamente

(b) Plantado con las otras tres especies

En cuanto al crecimiento de las plantas y producción de flores, cabe destacar que la zona geográfica donde se llevó a cabo el experimento (Ocotlán, Jalisco, México) presentó una temperatura ambiente promedio de 21.2 °C, con rango de 10.2 °C a 28.5 °C a lo largo de los meses de operación de los humedales, que fue de septiembre

de 2007 a febrero de 2008. Durante este mismo período, el rango de la humedad relativa fue de 30 % a 86 %, con un promedio de 55 %. Tanto la temperatura ambiente como la humedad relativa, son factores determinantes en el crecimiento y tiempo de vida de las especies vegetales empleadas en los humedales (Díaz et al., 2007).

La especie *Z. aethiopica*, presentó un mayor crecimiento de talla en los HAFHSS que en los HAFVSS. Así mismo, en cada planta, se observaron 60 florecimientos en los primeros, contra solo 10 florecimientos, en cada planta, en los segundos. En contraste, *S. reginae* presentó mayor altura en los HAFVSS, dando lugar a florecimientos en el 85% de sus plantas, mientras que en los HAFHSS florecieron el 50% de las plantas.

Por su parte, la especie *A. africanus*, creció y floreció de la misma forma en los dos tipos de humedales. Sin embargo se observó que en los HAFHSS, las flores se marchitaron al mes de haberse producido. Finalmente, la especie *A. andreanum* fue la que tuvo menor éxito en su implementación, ya que en los HAFHSS, el 50% de las plantas murieron a los dos meses de operación. En los HAFVSS se desarrollaron y produjeron flores, pero en invierno las flores se marchitaron, estación del año en la que terminó el estudio, por lo que no se pudo investigar la posible recuperación de los florecimientos.

Considerando los estudios anteriores, el conocimiento del patrón de flujo de éstos sistemas aplicados a su diseño y construcción, ayudaría a explotar aun más las ventajas y bondades que presentan para el tratamiento de las aguas residuales, ya que se optimizaría la capacidad de depuración (mayor entrada de agua residual) y el dimensionamiento del humedal (menor área) sin afectar el tiempo de vida media convencional o garantizar el tiempo de vida útil del humedal con el menor incremento de área posible; aspectos que también se verían reflejados en una disminución de los costos de operación, ya que el mantenimiento requerido para el sistema, se reduciría al de tipo preventivo.

Tanto en los países desarrollados como en los que se encuentran en vías de desarrollo, el diseño de los humedales artificiales se realiza con base en la experiencia y criterios semi-empíricos, los cuales son posibles de mejorar, si se profundiza en el conocimiento del patrón de flujo que rige en estos sistemas, ya que es posible relacionar los parámetros actuales que se toman en cuenta para el diseño, con aquellos que definen su flujo.

3.2 Consideraciones generales para el diseño de los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial

Autores como **Chiva (2004)** y **Rousseau y Vanrolleghem (2004)**, mencionan que el diseño de un humedal artificial debe permitir que todos los procesos implicados en la depuración y el rendimiento esperado, ocurran de forma adecuada en toda la masa de agua, esto es, que el escurrimiento de ésta sea lo más uniforme posible, durante el tiempo necesario y que el tiempo de recorrido de todas las partículas sea similar para cada una de ellas.

La forma del humedal artificial debe favorecer el escurrimiento de flujo tipo pistón, por lo que la relación largo:ancho debe encontrarse entre 3:1 y 5:1 (**Dierberg et al., 2005; Wang y Jawitz, 2006**). Así mismo, la distribución del agua en la entrada del sistema debe ser lo más uniforme posible (**Bécares, 2004; CWA, 2006**). El escurrimiento del agua en el humedal debe ser capaz de desarrollarse por gravedad, aprovechando el potencial de energía natural o gradiente hidráulico disponible entre la entrada y la salida del sistema (**Tsihrintzis et al., 2007**).

Entre otros autores, **Bécares (2004)**; **DuPoldt et al. (2000)** y **Fonder y Xanthoulis (2007)**, mencionan que para evitar la acumulación de agua en la entrada del humedal, es necesario considerar un gradiente hidráulico que proporcione las mencionadas características requeridas en la entrada del sistema. Este gradiente se obtiene regulando la altura de la columna del agua en la salida del humedal. A su vez, la altura de inundación, a lo largo del humedal, debe estar dentro de ciertos límites

dependientes de las características de la vegetación existente dentro del humedal (Bécares, 2004; Calheiros, 2007).

Tesillos (2007), describe que para calcular el gradiente hidráulico mencionado en el párrafo anterior, utiliza la Ley de Darcy; la cual establece que el flujo volumétrico en medios porosos, es directamente proporcional a la pendiente de la superficie del agua. Haciendo esta consideración, Tesillos aclara que para el dimensionamiento del humedal, se procede de acuerdo con el método Reed et al. (1995), basado en el decaimiento exponencial de la concentración de contaminantes no conservativos en el influente del humedal. Así mismo, destaca que los cálculos realizados para obtener dicho gradiente, son válidos siempre y cuando el flujo del agua sea de carácter laminar. También pone de manifiesto que el tipo de flujo del agua se determina por medio del número de Reynolds, el cual es un número adimensional, que si es bajo (en medios porosos menor a 10), indica que se trata de un flujo laminar, lo cual es una premisa para utilizar la Ley de Darcy.

Lo descrito en los párrafos anteriores, pone de manifiesto, aunque no de manera explícita, que la eficiencia de los humedales, está fuertemente ligada con las características hidráulicas en su diseño, y a las reacciones físicas, químicas y biológicas, dentro de estos sistemas, que se rigen por su patrón de flujo (IWA, 2000; Knight, 1993; Malte et al., 2007; Scholz y Lee, 2005; Volodymyr et al., 2007).

3.3 Crecimiento de la biopelícula y su efecto en medios porosos

El fenómeno de taponamiento o clogging que se presenta en los HAFSS, se encuentra asociado, en primera instancia, al crecimiento de la biopelícula (Austin et al., 2006; Baptista et al., 2008; Criado y Becares, 2005; Crites y Tchobanoglous, 2000; EPA, 2000). Esto depende de la carga orgánica que traiga consigo el agua a tratar; si dicha carga es baja ($< 5 \text{ kg DBO/m}^2/\text{día}$), las células bacterianas, empiezan a multiplicarse, formando colonias que van adhiriéndose al medio poroso, formando así, la biopelícula, que es el resultado de la fusión de dichas colonias. Adicionalmente a

esto, las bacterias excretan polímeros extracelulares, que son sustancias de consistencia pegajosa, las cuales ayudan a mantener a las bacterias conglomeradas en la biopelícula (Characklis y Marshall, 1990; Ryan et al., 2004).

Una vez establecida la biopelícula, las células bacterianas y materia particulada pueden adherirse o separarse de la biopelícula, según sea el caso. Esta maduración de la biopelícula afecta la geometría de los poros, reduciendo su porosidad, lo cual hace factible que se presente el fenómeno de colmatación (Caselles-Osorio et al., 2007; Cunningham et al., 1991; Langergraber et al., 2003; Zhao et al., 2009)

Un ejemplo de lo anterior, es el estudio experimental realizado por **Cunningham et al. (1991)**, quienes destacan los resultados del efecto que trae consigo la acumulación de la biopelícula en medios porosos y su efecto sobre las variables hidrodinámicas de porosidad η , permeabilidad k y el factor de fricción f .

Para ello, utilizaron cinco reactores rectangulares, arreglados en paralelo, con diferentes medio de empaque cada uno. Esferas de vidrio con $\varnothing = 1$ mm, esferas de vidrio con $\varnothing = 4$ mm, arena con $\varnothing = 0.7$ mm, arena con $\varnothing = 0.54$ mm y combinación de esferas de vidrio y arena con $\varnothing = 0.12$ cada uno. Las dimensiones de cada reactor fueron 50 mm de longitud, 9 mm de ancho y 2 mm de profundidad. El influente fue agua sintética con 25 mg l⁻¹ de glucosa como sustrato y las concentraciones de los nutrientes fósforo y amonio fueron de 240 mg l⁻¹ y 25 mg l⁻¹ respectivamente. Por último, se inoculó con *Pseudomona aeruginosa*.

Los resultados de este estudio denotan que el crecimiento de la biopelícula presenta un comportamiento sigmoideo, donde la biopelícula alcanza su espesor máximo después de los cinco días de haber sido inoculado los reactores. En cuanto a las variables hidráulicas, la porosidad se redujo entre un 50 % y 90 %, mientras que la permeabilidad se vio reducida un 95 % en promedio. El autor solo concluye que existe una fuerte interacción entre el transporte de masas, la hidrodinámica y la acumulación de biopelícula en medios porosos.

Este estudio denota evidencias de la influencia que tiene el crecimiento de la biopelícula sobre las variables hidrodinámicas en un medio poroso. Lo cual, para el presente estudio, permite profundizar en las relaciones existentes entre ellas, dentro de los humedales artificiales. Esto es, relacionar matemáticamente el crecimiento de la biopelícula con variables hidráulicas que contengan implícitamente los factores de porosidad y permeabilidad entre otros.

Cunningham y Wanner (1994), llevaron a cabo el desarrollo de un modelo cinético de procesos microbianos dentro de un medio poroso, con aplicación a la biotransformación. Presentan dicho modelo teniendo en cuenta un flujo unidimensional dentro del medio poroso saturado. El modelo considera tanto los fenómenos de transporte del sustrato, como los de adhesión y desprendimiento de la biopelícula; por lo cual, se estructuró con base a las leyes de conservación de la masa para la advección y difusión, y las ecuaciones de Monod para simular el crecimiento celular y utilización del sustrato.

Al final del desarrollo del modelo, se corroboró con mediciones directas del crecimiento de la biopelícula dentro de un reactor con las mismas características que las variables introducidas al modelo.

Reportan que el modelo predijo un espesor máximo de la biopelícula de 120 μm después de 12 días de haberse inoculado el sistema. Al corroborar los valores con mediciones directas de la biopelícula dentro del reactor, se obtuvo que el espesor máximo de la biopelícula correspondió a 100 μm después de haber transcurrido 12 días de inoculación.

Cabe destacar, que al analizar los resultados del autor, se observa que en los datos medidos directamente dentro del reactor, la biopelícula alcanza el estado estacionario, es decir, no continúa creciendo después de alcanzar su espesor máximo; sin embargo no se observa lo mismo en los resultados que se obtienen con el modelo, los cuales muestran una tendencia de crecimiento en el espesor de la biopelícula.

Otro estudio relacionado con el efecto del crecimiento de la biopelícula en medios porosos, es el realizado por **Langergraber (2003)**, quien mediante la experimentación evaluó el fenómeno de taponamiento en humedales artificiales de flujo vertical. Para ello utilizó 5 humedales de 1 m² de área superficial con profundidad de 0.2 m cada uno, con medios de empaque combinados de grava y arena. El tiempo que estuvieron en operación dichos humedales fue de 18 meses. Realizó mediciones de temperatura, pH, conductividad, oxígeno disuelto y la única variable hidráulica medida fue la infiltración. Así mismo, el fenómeno de colmatación fue medido de forma indirecta por medio de la cuantificación de sólidos suspendidos totales (SST) en el efluente.

A pesar de utilizar una amplia gama de ecuaciones relacionadas con los fenómenos que se suscitan dentro de los reactores de lecho fijo y presentar estadísticamente varias relaciones entre la colmatación y la disminución de la capacidad de infiltración (conductividad hidráulica), no considera el aumento del espesor de la masa microbiana que se desarrolla en las paredes de los poros, es decir de la biopelícula. Para establecer la colmatación, solo consideró la cantidad de SST que presenta el agua. Aunado a que la única variable hidráulica considerada, la capacidad de infiltración, es una consecuencia del dicho fenómeno y no una variable que nos permita tener cierto control del sistema antes de que ocurra dicho fenómeno, como lo pueden ser la conductividad y carga hidráulica.

Autores como **Picoreanu (1997) y Suchomel et al. (1998)**, desarrollaron modelos matemáticos para simular el comportamiento de la biopelícula en función del tiempo. Este comportamiento no es solo en cuanto al espesor, sino también a propiedades de la estructura misma, como lo son la rugosidad, porosidad y forma de la biopelícula. Utilizaron las ecuaciones de Monod para relacionar el crecimiento del consorcio microbiano con la transferencia de nutrientes que contiene el agua sintética que utilizaron.

Suchomel et al. (1998), proporcionan como dato en su modelo, una concentración de 3.5 mg l⁻¹ de oxígeno disuelto en el influente, con lo que simula

condiciones aerobias para tomar como espesor máximo de la biopelícula $160\ \mu\text{m}$, que corresponde al espesor promedio de una biopelícula en dichas condiciones, lo cual es otra variable de entrada para su modelo.

Para ambos estudios, se realizaron mediciones de los cambios en la infiltración, conforme el espesor de la biopelícula se incrementa. Esto fue por medio de la asociación directa con el aumento de la carga hidráulica.

Sus resultados denotan una clara relación entre la disminución de la infiltración, el aumento de espesor de la biopelícula y el incremento de la carga hidráulica.

Ambos autores, a pesar de proporcionar y relacionar variables hidráulicas con el crecimiento de la biopelícula, no realizaron la calibración de los resultados que sus modelos predicen. Además, dado que sus modelos exigen una gran cantidad de parámetros de entrada para que este pueda funcionar, los autores usaron como condiciones iniciales valores supuestos para las variables; sin considerar que éstas cambian su magnitud en el tiempo y espacio, como lo es el oxígeno disuelto.

Por otra parte, en ambos trabajos, en la determinación del espesor de la biopelícula, no se toma en cuenta la masa microbiana que se va generando en los intersticios del medio poroso, sino que lo hacen midiendo el contenido de los sólidos suspendidos totales (SST), en el agua que fluye dentro del reactor.

Por último, en la estructura de sus modelos, no consideran las variables hidráulicas relacionadas con el fenómeno de colmatación, ni las disminuciones de velocidad relacionadas con el incremento de la biopelícula. Este conocimiento ayudaría a que los modelos estuvieran más apegados a la realidad, aprovechando la amplia estructura matemática y analítica que contienen.

Otro estudio relacionado con la colmatación en los humedales artificiales, es el realizado por **Hua et al. (2010)**, quienes atribuyen a los sólidos suspendidos (SS) contenidos en el agua influente, como los causantes del origen de la colmatación.

Para el desarrollo de su estudio, construyeron 3 columnas cilíndricas de 40 cm de largo y 15 cm de diámetro cada una. La primera columna fue empacada con grava de 3 mm de diámetro, la segunda columna con grava de 10 mm y la tercera columna con grava de diámetro de 20 mm. La vegetación utilizada para cada uno de los humedales a escala piloto fue la especie nativa *Oenanthe stolonifera*. Los tres humedales fueron operados paralelamente, con un influente de 0.35 l min^{-1} con una concentración de 600 mg l^{-1} de sólidos suspendidos (SS), con la finalidad de acelerar el fenómeno de colmatación según lo menciona el autor.

En cuanto a los resultados, el autor comenta que durante las dos primeras semanas de operación, la concentración de SS en el efluente fue de 48 mg l^{-1} en la primera columna, 64 mg l^{-1} en la segunda y de 103 mg l^{-1} en la tercera; con lo cual argumenta que la acumulación de los SS depende de la porosidad del medio de empaque. También manifiesta que la inundación de los humedales se presentó en la columna 1, después de 90 días de operación con una acumulación de SS de 2.5 g cm^{-2} ; en la columna 2, después de 130 de operación con una acumulación de SS de 4.7 g cm^{-2} ; para la columna número 3, la inundación se presentó a los 210 días de operación, con una acumulación de 7 g cm^{-2} de SS. Así mismo, el autor menciona que el 85% de la acumulación, de sólidos, se encontró en los primeros 6 cm de longitud en cada una de las columnas. No obstante lo expuesto, el autor no menciona cómo puede influir el desprendimiento de la biopelícula en el fenómeno de la colmatación.

IV. CRITERIOS HIDRÁULICOS UTILIZADOS PARA EL DISEÑO DE LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (2000) (USEPA por sus siglas en inglés), la Asociación Internacional del Agua (2000) (IWA por sus siglas en inglés), la Asociación de Humedales Artificiales (2006) (CWA por sus siglas en inglés) y Kadlec y Wallace (2009), hacen hincapié en que tanto las características del influente, efluente y el conocimiento/entendimiento del patrón de flujo y el grado de mezcla, son esenciales para una precisa modelación de la degradación de los contaminantes en los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial (HAFSS). Dichos autores, en la sección de diseño hidráulico, dan a conocer las ecuaciones utilizadas para la construcción de los humedales artificiales de las que a continuación se hace una síntesis descriptiva:

- Gasto. Se define como el volumen de agua que ingresa al humedal por unidad de tiempo.

$$Q = \frac{V}{t}$$

(4.1)

Donde:

Q = Gasto, $L^3 t^{-1}$

V = Volumen de agua, L^3

t = Tiempo

L = longitud

- Carga hidráulica superficial, (C. H. S.). Esta ecuación también conocida como “flux”, denota el volumen de agua que ingresa al humedal por la unidad de área en la unidad de tiempo; esto es:

$$C.H.S. = \frac{V}{A * t} \quad (4.2)$$

Donde:

A = Área transversal del humedal, L^2

En la ecuación anterior puede notarse que la *C.H.S.* tiene unidades similares a la de una velocidad ($L t^{-1}$), que debe entenderse como la velocidad con que transita el agua dentro del humedal.

- Profundidad libre del agua, (d_f). El nivel, o profundidad aparente (h), del agua de los HAFSS, considera tanto los diámetros de las partículas de empaque, como los de los poros que albergan el agua. Así, si el material de empaque fuera retirado, vendría un abatimiento de la altura del agua, dando lugar al nivel que ocupa solamente el agua, conocido como profundidad libre del agua, equivalente al nivel de altura que tendrían los diámetros de los poros del material de empaque. Estas relaciones entre el material de empaque y la profundidad del agua, pueden observarse con mayor claridad en la figura 4.1, en la que el dibujo de la izquierda representa un humedal HAFSS ya empacado, que exhibe un nivel de agua correspondiente a la profundidad aparente h . Por su parte, el dibujo de la derecha representa la profundidad libre del agua una vez extraído el material de empaque.

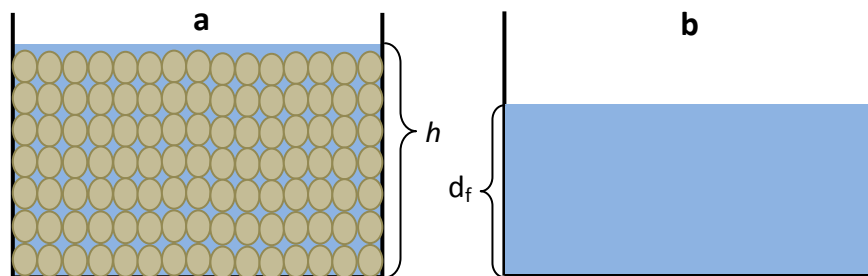


Figura 4.1. Representación de la altura del agua en un HAFSS en los siguientes casos: (a) considerando el medio de empaque y (b) sin considerar el medio de empaque.

Entonces, para conocer la profundidad libre del agua d_f , se considera la relación entre la profundidad aparente del agua y la porosidad del medio de empaque, lo cual se describe con la siguiente ecuación:

$$d_f = h * n \tag{4.3}$$

Donde:

h = profundidad aparente del agua, L

n = porosidad, adimensional

- Tiempo de retención hidráulico. Definido como el tiempo de permanencia del agua dentro del humedal.

$$t = (n * LH * W * h) / Q \quad (4.4)$$

Donde:

LH = largo del humedal, L

W = ancho del humedal, L

- Ecuación de balance de masas de agua. También designada bajo el nombre de “ecuación de flujo unidimensional en humedales artificiales”, relaciona el flujo (Q), las dimensiones del humedal y sus ingresos y egresos de agua.

Así, la ecuación para un flujo unidimensional es:

$$U * h * W = Q = Q_i + (P - ET) W * x \quad (4.5)$$

Donde:

U = velocidad, $L t^{-1}$

x = distancia de recorrido del flujo, L

Q_i = gasto volumétrico del influente, $L^3 t^{-1}$

P = tasa precipitación, $L t^{-1}$

ET = tasa de evapotranspiración, $L t^{-1}$

- Ecuación de fricción (Ecuación de Manning). Describe una relación entre la velocidad del flujo del agua y la profundidad. Esta relación es influenciada por la pérdida de energía que provoca la fricción o rugosidad.

$$U = \frac{1}{\eta} R^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}} \quad (4.6a)$$

Donde:

η = coeficiente de rugosidad, $L^{-1/3} t^{-1}$

R = radio hidráulico del medio poroso, L

S = pendiente del humedal ($\frac{dh}{dx}$), adimensional

Cuando se utiliza la ecuación anterior en humedales artificiales, el término de radio hidráulico (R) es sustituido por la profundidad aparente del agua (h), que se tiene en las ecuaciones 4.3 y 4.5. Así, para los HAFSS, la ecuación de Manning puede escribirse como:

$$U = \frac{1}{\eta} h^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}} \quad (4.6 b)$$

Otra de las ecuaciones de interés para el diseño de los humedales, es la que define la elevación de la superficie del agua dentro del humedal desde un punto de referencia o "datum" (figura 4.2).

$$G = h + \delta \quad (4.7)$$

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

G= elevación de la superficie del humedal, desde el punto de referencia, L

δ = Profundidad del medio de empaque del humedal, L

B = elevación del fondo del humedal, desde el punto de referencia, L

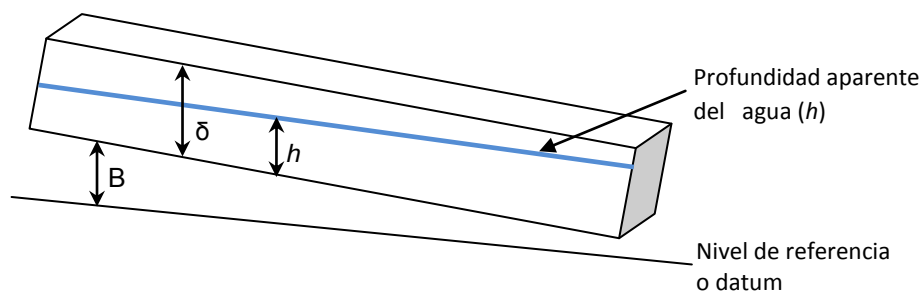


Figura 4.2 Representación de las variables relacionadas con la elevación de la superficie del humedal a partir de un nivel de referencia.

Ahora, para conocer la velocidad con que transita el agua dentro del humedal, puede utilizarse la versión unidimensional de la ley de Darcy, la cual establece que el

gasto volumétrico (Q) es proporcional a la pendiente de la superficie del agua ($\frac{dH}{dx}$) conocida como gradiente hidráulico y que es equivalente a la pérdida de carga que se presenta a lo largo del humedal para una velocidad de flujo dada:

$$Q = -K_h * A \left(\frac{dH}{dx} \right) \quad (4.8)$$

Donde:

H = elevación de la superficie del agua, L

K_h = conductividad hidráulica, $L^3 L^{-2} t^{-1}$

x = distancia que recorre el flujo, equivalente a la longitud del humedal, L

$\frac{dH}{dx}$ = gradiente hidráulico, adimensional

Cabe destacar que el signo negativo en la ecuación anterior, es solo para indicar que la elevación H de de la superficie del agua disminuye conforme el agua transita dentro del humedal; esto es, dH decrece en la medida que el flujo avanza. Por otra parte, las relaciones de dicha ecuación son válidas, siempre y cuando se trate de medios permeables homogéneos e isótropos (Chen, 2002).

Por otra parte, es habitual la modelación de humedales artificiales como reactores químicos basados en ecuaciones cinéticas de primer orden (Kadlec y Knight, 1996; Kadlec y Wallace, 2009), las cuales, en condiciones de estado estacionario y flujo pistón ideal, predicen un perfil exponencial de las concentraciones de los contaminantes no conservativos, modelo K-C. Con lo anterior, es posible definir la concentración requerida en el efluente (C_t) por medio de la siguiente ecuación fundamental para el dimensionamiento de los HAFSS:

$$C_t = C_0 \cdot \exp(-K_T \cdot t) \quad (4.9)$$

Donde:

C_t = concentración del contaminante en el efluente, $mg l^{-1}$

C_0 = concentración del contaminante en el influente, $mg l^{-1}$

K_T = constante de degradación del contaminante, t^{-1}

En la ecuación 4.9, se puede observar la dependencia que tiene la concentración del contaminante en el efluente con el tiempo de retención hidráulico (TRH) t , ya que a medida de que el TRH se incrementa, mayor será la remoción que se logre, es decir, menor será la concentración del contaminante en el efluente (C_t).

Lo mencionado en el párrafo anterior, implica que sí se incrementa cada vez más el TRH, C_t tiende al valor de cero. Sin embargo, existirá una concentración final mínima, que por lo general no es cero, y el valor de la concentración en el efluente se convierte en un valor asintótico conforme el TRH siga aumentando. Es así, como se introduce un nuevo parámetro asintótico a la ecuación 4.9, que considera que, aunque el TRH sea infinito, la concentración en la salida del humedal nunca será cero. Este parámetro se denomina concentración residual o de fondo (C^0), lo que da lugar a un nuevo modelo $K-C^0$, establecido por Kadleck y Knight (1996):

$$C_t - C^0 = (C_0 - C^0) \cdot \exp(-K_T \cdot t) \quad (4.10)$$

Con las relaciones que establecen las dos ecuaciones anteriores, Reed (1995) formuló la ecuación actualmente utilizada para dimensionar los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial, en la cual el parámetro a obtener es el área superficial necesaria para lograr la concentración deseada en el efluente:

$$\text{Área Superficial del Humedal} = \frac{Q}{K_T \cdot h \cdot n} \ln \left(\frac{C_0}{C_t} \right) \quad (4.11)$$

Determinada el área con la ecuación anterior, sólo resta definir las dimensiones de la longitud y el ancho del humedal, las cuales normalmente se obtienen utilizando las relaciones longitud:ancho (L:W) recomendadas en la literatura.

Cabe señalar que lo hasta ahora expuesto en el presente apartado, se basa en las ecuaciones fundamentales que definen el flujo a través de medios porosos. En

estas ecuaciones, aunque no de manera explícita, intervienen los números adimensionales de Froud (F), de Euler (E) y de Reynolds (Re); de los cuales el de Reynolds, por relacionar las fuerza inerciales (contenidas en número de Froud) con las fuerzas viscosas (contenidas en el número de Euler), resulta de mayor interés, ya que al relacionarlo con la ecuación de Darcy, permite una mejor comprensión de la interrelación de las variables hidráulicas con las características del medio poroso.

El número de Reynolds se utiliza para caracterizar el grado de turbulencia que presenta un fluido; en lo que respecta a los sistemas de humedales artificiales, caracterizados por presentar un flujo laminar, dicho número es menor o igual a 10. Las características que condicionan este flujo laminar, dependen tanto de las propiedades del líquido, como las del medio por donde transita.

Conforme aumenta el flujo másico, se incrementan las fuerzas de inercia, que dependen de la densidad del fluido y de las características del medio por donde fluye. Estas fuerzas, son contrarrestadas por las fuerzas viscosas, propias del fluido, que en los HAFSS son las que predominan. En la figura 4.3, en el gráfico (a), se observan las líneas de flujo en régimen laminar, donde predominan las fuerzas inerciales. Así mismo, en el gráfico (b) se muestran las líneas de flujo en régimen turbulento, propiciado por la dominancia de las fuerzas inerciales:

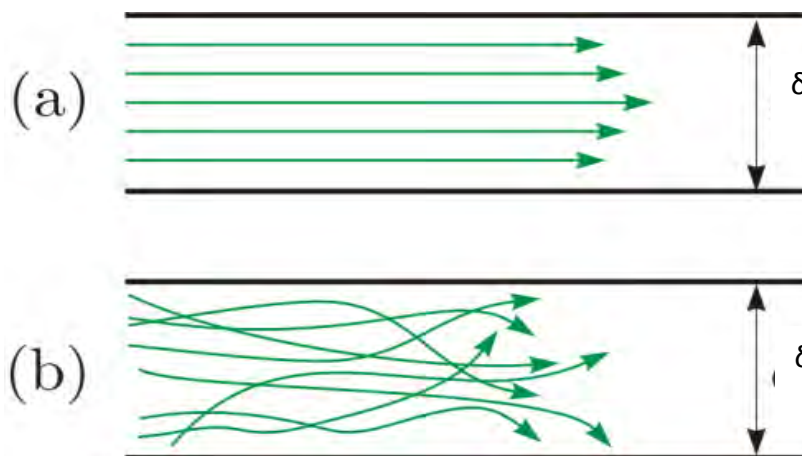


Figura 4.3 (a) líneas de un flujo laminar y (b) líneas de un flujo turbulento dentro de un medio de empaque con altura δ .

Las relaciones existentes entre las fuerzas inerciales y las fuerzas viscosas, arriba mencionadas, se describen en la ecuación del número de Reynolds:

$$\text{Re} = \frac{\text{Fuerzas inerciales}}{\text{Fuerzas viscosas}} = \frac{\rho D U}{\mu} \quad (\text{Ec 4.12a})$$

ó

$$\text{Re} = \frac{\text{Fuerzas inerciales}}{\text{Fuerzas viscosas}} = \frac{D U}{\nu_c} \quad (\text{Ec 4.12b})$$

En la ecuación anterior, las literales tienen el siguiente significado:

ρ = densidad, M L^{-3}

D = longitud característica, L

ν_c = viscosidad cinemática del fluido, $\text{L}^2 \text{t}^{-1}$

μ = viscosidad dinámica del fluido, $\text{ML}^{-1} \text{t}^{-1}$

En la aplicación de la ecuación de Reynolds en los humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial, el término “ D ” representa la altura del medio de empaque de este tipo de sistemas.

Dado que lo expuesto con el número de Reynolds pone de manifiesto las relaciones entre la velocidad del agua con las fuerzas inerciales y viscosas, resulta conveniente escribir la ley de Darcy en términos de la velocidad. Para lo cual, se considera la ecuación 4.8 y la ecuación fundamental del gasto ($Q = A * U$):

$$U = -K_h \left(\frac{dH}{dx} \right) \quad (4.13)$$

En la ecuación anterior, puede notarse que el coeficiente K_h resulta dimensionalmente equivalente a una velocidad, conocida como conductividad hidráulica o permeabilidad, cuya magnitud indica la velocidad con que transita el agua en el medio poroso. Este parámetro de la ley de Darcy, toma en cuenta no sólo las

características físicas y granulométricas del medio poroso, sino también las características viscosas del fluido, ya que tales características afectan a la velocidad.

De acuerdo con lo anterior, el coeficiente K_h puede escribirse en términos de las propiedades del medio y del fluido (Sánchez, 2007); así, considerando que la velocidad del fluido es inversamente proporcional a su coeficiente de viscosidad, el factor K_h puede descomponerse de la siguiente forma:

$$K_h = \frac{\gamma}{\mu} k_i \quad (4.14a)$$

ó

$$K_h = \frac{g}{\nu_c} k_i \quad (4.14b)$$

Donde:

γ = peso específico del fluido, $ML^{-2} t^{-2}$

μ = viscosidad dinámica del fluido, $ML^{-1} t^{-1}$

k_i = permeabilidad intrínseca (depende sólo del medio poroso), L^2

g = aceleración de la gravedad, $L t^{-2}$

ν_c = viscosidad cinemática, $L^2 t^{-1}$

En el presente trabajo, a pesar de que se hace la consideración de que el agua residual a tratar, por medio de humedales artificiales, tiene las mismas características en cuanto a concentración y tipo de contaminantes, resulta conveniente considerar el efecto de la temperatura sobre la viscosidad y peso específico del fluido, que pudiera suscitarse dentro del sistema de tratamiento. Así, en la siguiente tabla, se presentan los valores que va tomando el término $\frac{\gamma}{\mu}$ de la ecuación 4.14a, para el agua, conforme varía la temperatura.

Tabla 4.1. Efecto de la variación de la temperatura, sobre la densidad y viscosidad del agua.

temperatura (°C)	Densidad kg/m ³	Viscosidad dinámica (μ) 10 ⁻³ kg/(m.s)	γ/μ m ⁻¹ s ⁻¹
10	999.699	1.308	7,497,743
12	999.497	1.236	7,932,901
14	999.244	1.139	8,606,307
16	998.943	1.109	8,836,457
18	998.595	1.0033	9,763,996
20	998.204	1.003	9,763,092
22	997.77	0.891	10,985,548
24	997.296	0.911	10,739,269
26	996.783	0.798	12,253,686
28	996.233	0.833	11,732,348
30	995.647	0.798	12,239,721
32	995.026	0.765	12,759,745
35	994.032	0.72	13,543,686

... Fuente: Los valores de densidad y viscosidad dinámica del agua, a diferentes temperaturas, fueron tomados de Perry (2003).

En la tabla anterior, puede verse cómo varía el término $\frac{\gamma}{\mu}$ por efecto de la temperatura. Para conocer que tan significativo es el efecto de esta variación sobre la conductividad hidráulica; en la siguiente tabla, con base en la ecuación 4.14a, se calcula K_h para tres valores de k_i , a diferentes temperaturas.

Tabla 4.2. Valores calculados para K_h , a diferentes temperaturas, con tres diferentes valores de K_i .

temperatura (°C)	$\gamma/\mu \text{ m}^{-1} \text{ s}^{-1}$	$K_h \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$		
		$k_i = 2.71$ $\times 10^{-10} \text{ m}^2$	$k_i = 5.42$ $\times 10^{-10} \text{ m}^2$	$k_i = 9.48$ $\times 10^{-10} \text{ m}^2$
10	7,497,743	175.61	351.21	614.62
12	7,932,901	185.80	371.60	650.29
14	8,606,307	201.57	403.14	705.50
16	8,836,457	206.96	413.92	724.36
18	9,763,996	228.68	457.37	800.40
20	9,763,092	228.66	457.33	800.32
22	10,985,548	257.30	514.59	900.53
24	10,739,269	251.53	503.05	880.34
26	12,253,686	287.00	573.99	1,004.49
28	11,732,348	274.79	549.57	961.75
30	12,239,721	286.67	573.34	1,003.34
32	12,759,745	298.85	597.70	1,045.97
35	13,543,686	317.21	634.42	1,110.23

En la tabla 4.2 puede observarse que la conductividad hidráulica K_h , aumenta alrededor de un 10 % en su valor, cada vez que la temperatura se incrementa en 5 °C, independientemente de la k_i que se utilice, lo cual indica que esta variación es independiente del medio poroso que se utilice.

Dado lo anterior, K_h , puede considerarse función de la temperatura. En la figura siguiente se muestra, para tres valores de K_i , cómo varía la conductividad hidráulica al incrementarse la temperatura:

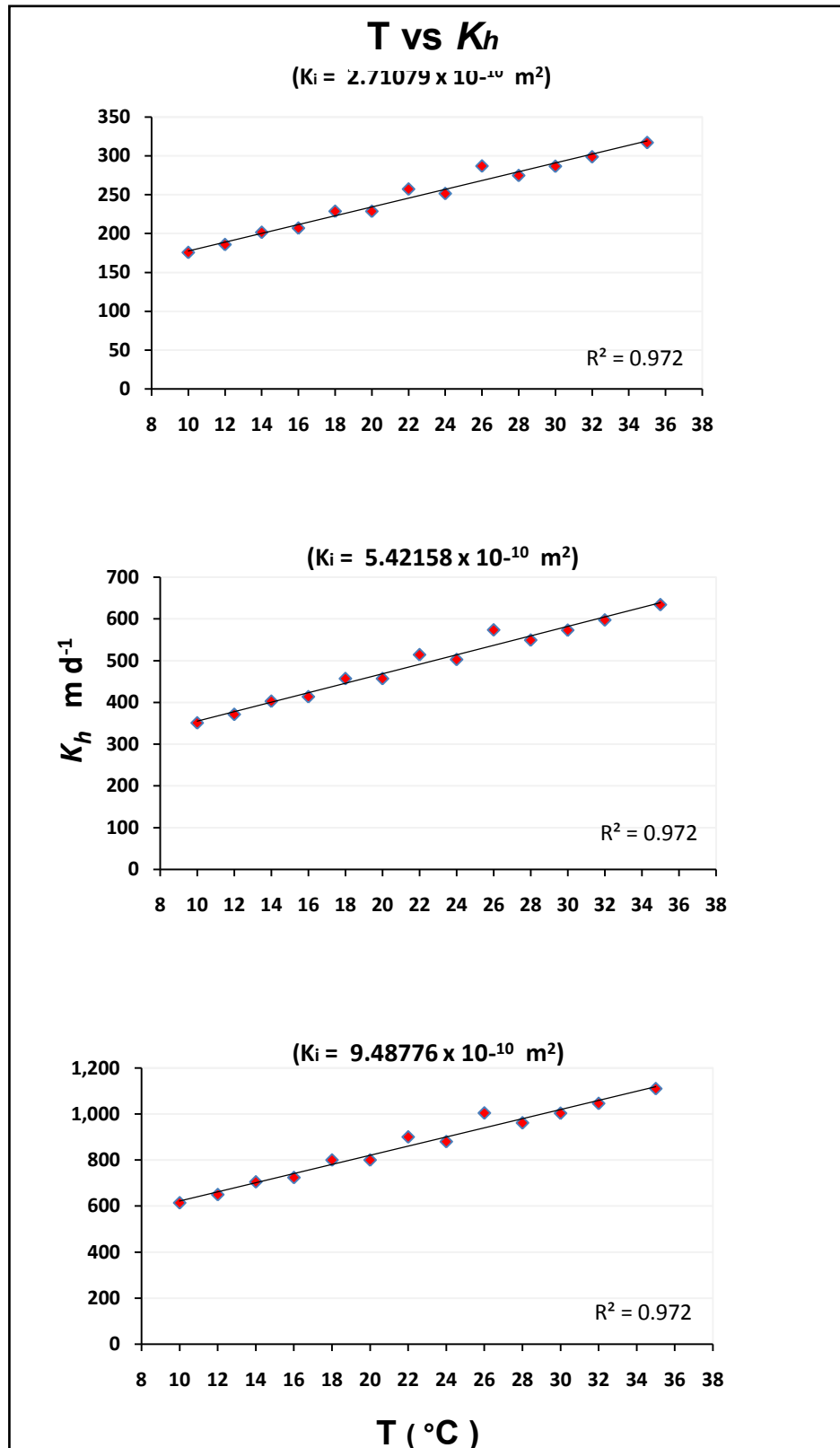


Figura 4.4 Variación de K_h , con respecto a la temperatura del agua residual, para tres valores k_i usados convencionalmente en humedales.

De acuerdo con los coeficientes de correlación presentados en los gráficos de la figura 4.4, la conductividad hidráulica se encuentra íntimamente relacionada con la

temperatura, lo cual era de esperarse, dado que la magnitud de la viscosidad de un fluido, varía inversamente conforme lo hace su temperatura (Kane, y Sternheim, 2004). Los coeficientes de correlación son los mismos para cada uno de los gráficos ($R^2 = 0.972$), a pesar de que se trata de k_i diferentes; dado que, como se mencionó anteriormente, las propiedades intensivas del fluido, son independientes del medio poroso (Dickson, 2006).

Dado lo anterior, resulta importante considerar el factor de temperatura cada vez que se utilice la ley de Darcy en los humedales artificiales, ya que aunque estos sistemas siempre traten aguas de una misma localidad, los cambios en la temperatura se presentarán conforme transcurre el día, afectando las propiedades intensivas del fluido, reflejándose finalmente en la variación de la conductividad hidráulica, la cual tiene una relación directamente proporcional a la velocidad de Darcy (Ec. 4.13).

En lo que respecta a la permeabilidad intrínseca k_i , en las ecuaciones 4.14a y 4.14b, se observa que tiene la dimensión del cuadrado de una longitud, lo cual se refiere al área de cada poro, equivalente a cada una de las áreas por donde transita el agua. Algunos autores suelen llamarle “permeabilidad del medio”, ya que es una característica propia del medio poroso e indica la cantidad de líquido que puede fluir a través de los intersticios del medio de empaque.

En los humedales artificiales, el medio de empaque sirve como soporte de las plantas y como superficie para el crecimiento y desarrollo de la masa microbiana. En esta última función, el tamaño de partícula es importante, puesto que, cuanto más pequeño es el tamaño de partícula, mayor cantidad de biopelícula albergará, pero existirá mayor probabilidad de que se produzca la obturación de los poros (colmatación) e inundaciones por encima del nivel subsuperficial (Mena, 2007). Precisamente, estos dos problemas son en los que recaen los humedales artificiales.

A pesar de la gran capacidad de remoción de los humedales artificiales y nobleza que presentan en su operación, los fenómenos de colmatación e inundación arriba mencionados, se suscitan antes del tiempo para el que fueron diseñados, ya que

la biopelícula crece entre los poros del medio de empaque, reduciendo el tamaño de éstos, lo que provoca un aumento de la carga hidráulica cada vez mayor, hasta el punto en el que el sistema ya no sea funcional y se tenga que suspender su operación (Piagagut et al.,2008; Siriwardene et al., 2007; Tanner et al., 1998) .

V. OTRAS RELACIONES DE IMPORTANCIA QUE DESCRIBEN EL PATRÓN DE FLUJO EN LOS HUMEDALES ARTIFICIALES DE FLUJO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Hasta ahora, se han expuesto y analizado los aspectos que menciona la literatura, referentes a la hidráulica y cinética de la degradación de contaminantes, considerados para el diseño de los HAFSS.

Cabe aclarar que aunque se conoce, que después de cierto tiempo de operación, los HAFSS se colmatan (obstrucción del medio poroso o clogging en el idioma Inglés), en su diseño no se consideran los procesos que dan origen a este fenómeno.

Partiendo de lo anterior, en este capítulo, se plantean una serie de ecuaciones que permiten un mejor entendimiento del fenómeno de colmatación, e incorporar estas ecuaciones a los criterios para el diseño de los HAFSS, con el propósito de incrementar el tiempo de operación de estos sistemas de tratamiento. Dichas ecuaciones, se basan tanto en la teoría de la mecánica de fluidos, como en las relaciones para el diseño mencionadas por la literatura.

A lo largo del capítulo, se abordarán las siguientes relaciones que cumplen con lo arriba mencionado:

- Variación de la de la conductividad hidráulica (K_h) y de la carga hidráulica superficial ($C.H.S.$), por efecto del crecimiento de la biopelícula.
- Efecto de la variación de la K_h y la $C.H.S.$ sobre la eficiencia de remoción de los HAFSS.
- Finalmente, se muestra un ejemplo de aplicación donde se realiza el dimensionamiento de un HAFSS, con la incorporación de los nuevos criterios que resultaron de las relaciones anteriores.

5.1 Fenómeno de colmatación

En la medida en que transcurre el tiempo de operación de los HAFSS, el crecimiento de la biopelícula da lugar a la reducción del área de los poros del medio de empaque y con ello, al inicio de la colmatación y en consecuencia, a la disminución de la velocidad con la que transita el agua dentro del humedal.

La magnitud de este fenómeno, se encuentra íntimamente relacionada con las características geométricas del medio poroso.

Así, una ecuación que se considera para lo anterior, es la de Mannig (Ec. 4.6a), que conjuntamente con la de Darcy (Ec. 4.13), permiten obtener la siguiente ecuación en términos de la conductividad hidráulica:

$$K_h = \frac{R^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}}}{\eta i} \quad (5.1)$$

En la ecuación anterior, el término " i ", en el denominador, es equivalente al gradiente hidráulico $\frac{dH}{dx}$ contenido en la ecuación de Darcy.

Por otra parte, el radio hidráulico (R), definido como el área de la sección transversal dividida por el perímetro húmedo, se puede considerar como equivalente a la profundidad aparente del agua dentro de un humedal (h).

Las relaciones arriba mencionadas, pueden entenderse con mayor objetividad con la ayuda de la siguiente figura:

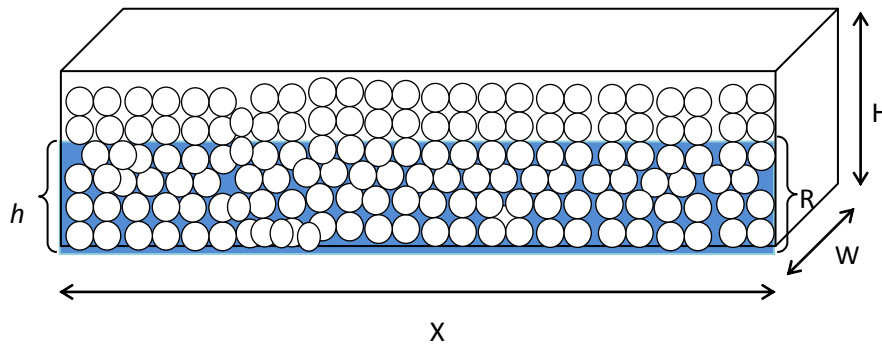


Figura 5.1 Representación del radio hidráulico en los HAFSS.

Ahora, en lo que concierne al coeficiente de rugosidad η , que aparece en la ecuación 5.1, este depende de varios factores que hacen que se incremente o disminuya su magnitud, destacando en los sistemas de HAFSS, la rugosidad de la superficie, las irregularidades de los poros y la obstrucción.

La rugosidad de la superficie, depende de la variación en el tamaño y forma de los poros del material que conforma el empaque del humedal; sin embargo, dado que normalmente se busca que el material de empaque sea lo más homogéneo posible, su magnitud poco influye en la magnitud del parámetro η ; por el contrario, las irregularidades en los poros y la obstrucción debido al crecimiento de la biopelícula son las que determinan el incremento del parámetro η , en la medida que transcurre el tiempo de operación.

Si se tiene en cuenta lo anterior, y se observa la ecuación 5.1, se puede inferir que la variación de conductividad hidráulica K_h , es inversamente proporcional tanto a la variación del coeficiente de rugosidad como a la del espesor de la biopelícula. Lo anterior se ilustra en la figura 5.2.

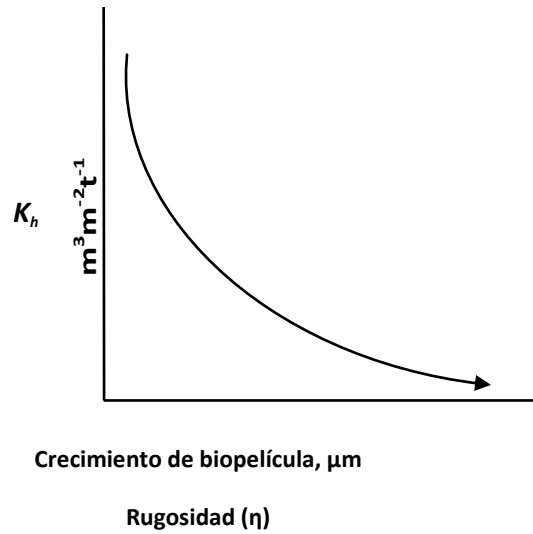


Figura 5.2 Variación de la conductividad hidráulica por el incremento de la rugosidad, provocado por el desarrollo de la biopelícula.

Dado lo anterior, el crecimiento de la biopelícula va provocando obstrucción en los poros conforme transcurre el tiempo de operación, lo cual tiene algunos efectos en la velocidad y la carga hidráulica superficial; así, de acuerdo con la ecuación fundamental del gasto, en la que éste se considere constante, el crecimiento paulatino de la biopelícula, provoca una reducción en el área de flujo y un incremento en la *C.H.S.* que hace que el agua fluya con mayor velocidad; sin embargo, se puede llegar al punto en que la reducción del área sea tal que ya no permita que el agua fluya dentro del humedal, llegándose así a su taponamiento o colmatación. Una manera gráfica de explicar lo anterior, es mediante la ayuda de la figura 5.3.

Supóngase que se tiene un material de empaque con tres diámetros diferentes, y si se considera que los espacios negros son los poros, se puede observar que el primer bloque tiene los poros más grandes, pero posee el menor número de ellos.

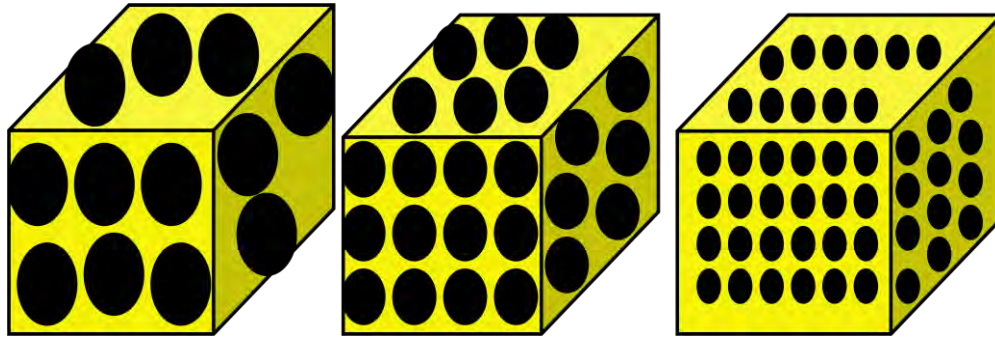


Figura 5.3 Representación de un medio de empaque a tres diferentes porosidades.

Dado que los poros de un medio de empaque son de forma irregular, desde el punto de vista práctico, conviene estimar sus dimensiones tales como su perímetro, área y volumen, aplicando el concepto de esfericidad propuesto por Kambiz, (2005). Con esto puede determinarse que el primer bloque de la figura 5.3, tiene mayor área de poros que el segundo y tercero; esto es, que mientras mayor sea el tamaño de la partícula de empaque, mayor será el área disponible para la circulación del flujo.

Lo anterior puede entenderse con mayor claridad con la ayuda de las figuras 5.4 a 5.7; así, en la figura 5.4 se ilustra cómo se reduce el diámetro de los poros conforme la biopelícula va incrementando su espesor durante el tiempo de operación del humedal. En dicha figura, ϕ_i representa el diámetro del poro al inicio de la operación del humedal; ϕ_1 , al diámetro después de haber transcurrido un tiempo t_1 ; y así de manera sucesiva hasta que transcurra el tiempo n (t_n), en donde el diámetro del poro ϕ_n es un diámetro muy pequeño.

En lo que concierne a las figuras 5.5 a 5.7, éstas se construyeron considerando las dimensiones del humedal que determinó Llagas (2006) en su estudio denominado “Diseño de humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales en la Universidad Nacional de San Marcos” y la información de la tabla 5.1, la cual se construyó con base en información del diámetro de poro, la porosidad y la conductividad hidráulica, tomados de la literatura (EPA, 2000; IWA, 2000 y Kadlec, 2009); información que se utilizó para

calcular los valores correspondientes a la C.H.S. (última columna de la tabla), por medio de la ecuación 4.2.

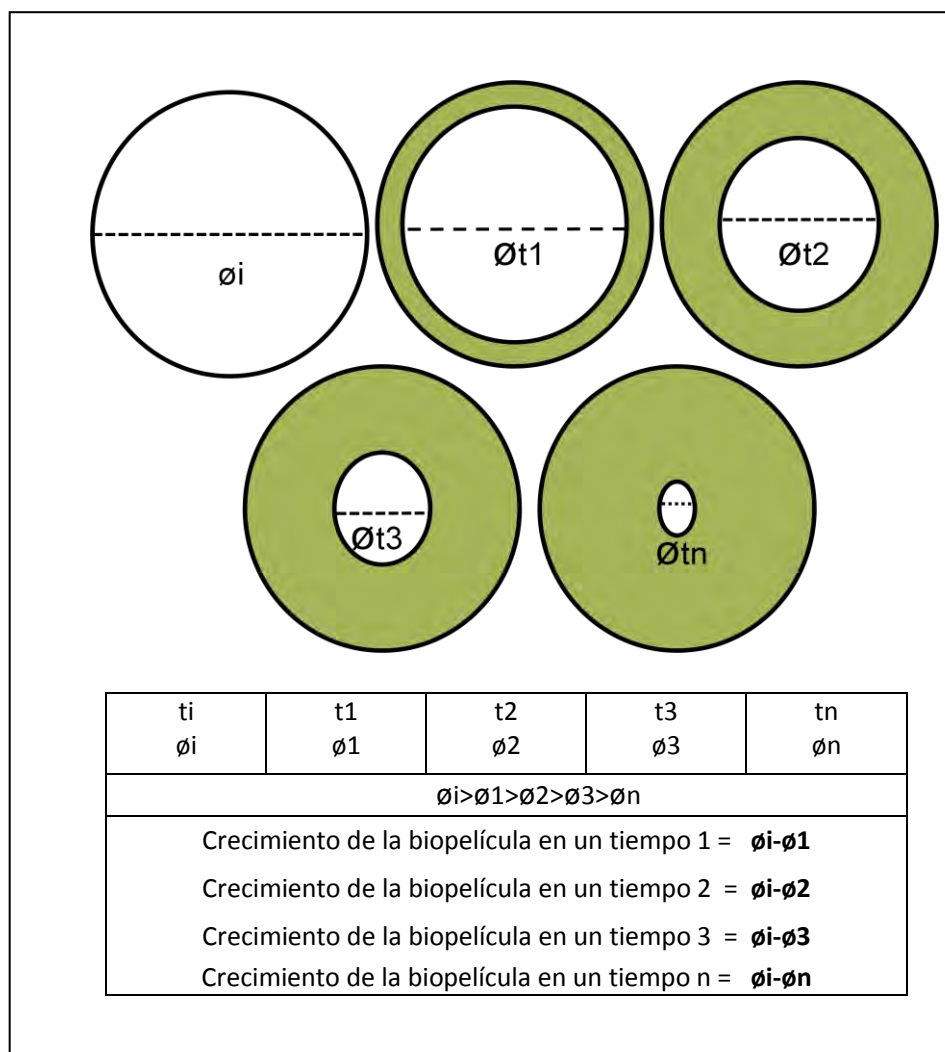


Figura 5.4 Decremento del diámetro de poro debido al desarrollo de la biopelícula.

Tabla 5.1 Dimensiones de un HAFSS, con parámetros hidráulicos para diferentes materiales de empaque.

		Largo = 45 m		Volumen = 590 m ³		
		Ancho = 11 m		Área sección transversal = 1.32 m ²		
		Profundidad = 1.2 m		Área superficial = 495 m ²		
		Q = 19 m ³ d ⁻¹		Llagas, 2006		
Partícula	Diámetro poro (mm)	Porosidad (n)m ³ /m ³	Área efectiva m ²	Volumen efectivo m ³	Conductividad hidráulica (K _h) m ³ /m ² .d	Carga hidráulica (C.H.S.) m ³ /m ² .d
Arena fina	0.125	0.27	133.65	159.3	4.1	4.41
Arena mediana	0.2	0.32	158.4	188.8	21	3.72
Arena gruesa	0.8	0.35	173.25	206.5	42	3.4
Grava muy fina	1.6	0.38	188.1	224.2	69	3.14
Grava fina	3.2	0.4	198	236	85	2.98
Grava mediana	3.4	0.42	207.9	247.8	87 ^(a)	2.88 ^(a)
Grava gruesa	12.8	0.5	247.5	295	100	2.38

Fuente: EPA, 2000; IWA 2000; Kadlec y Wallace, 2009

(a) Valor calculado con interpolación polinomial de Newton

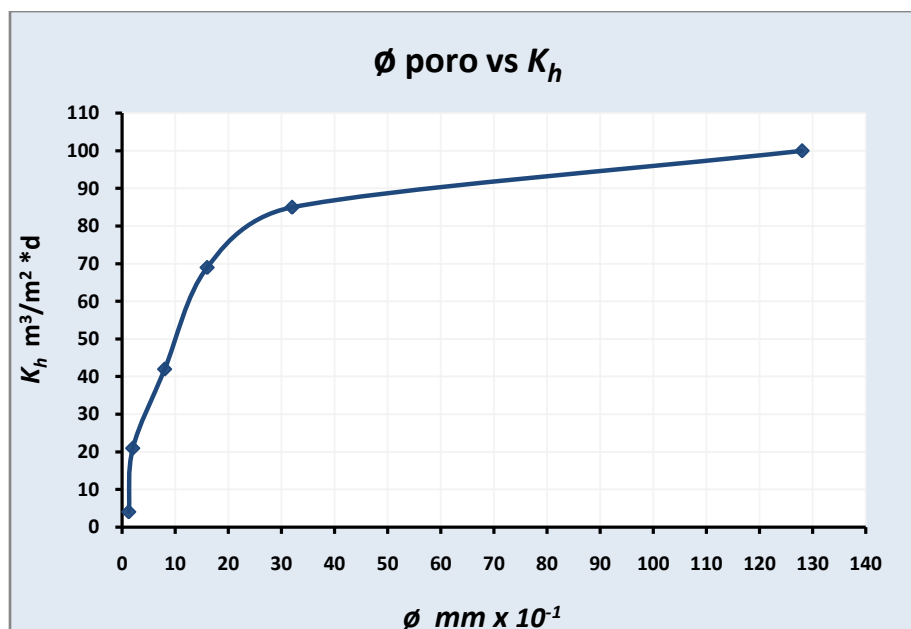


Figura 5.5 Comportamiento de la conductividad hidráulica por efecto de la disminución del diámetro de poro.

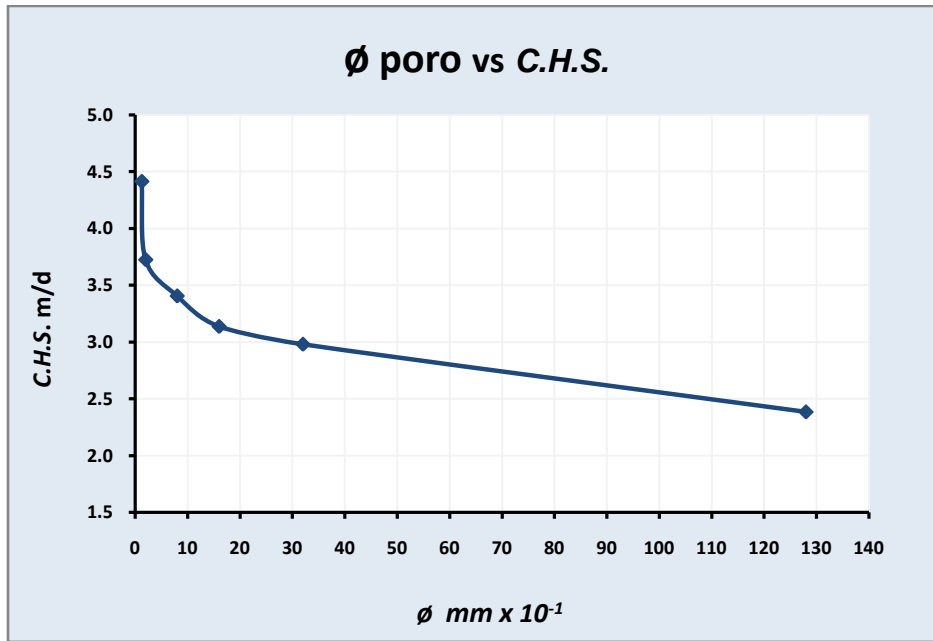


Figura 5.6. Comportamiento de la carga hidráulica superficial por efecto de la disminución del diámetro de poro.

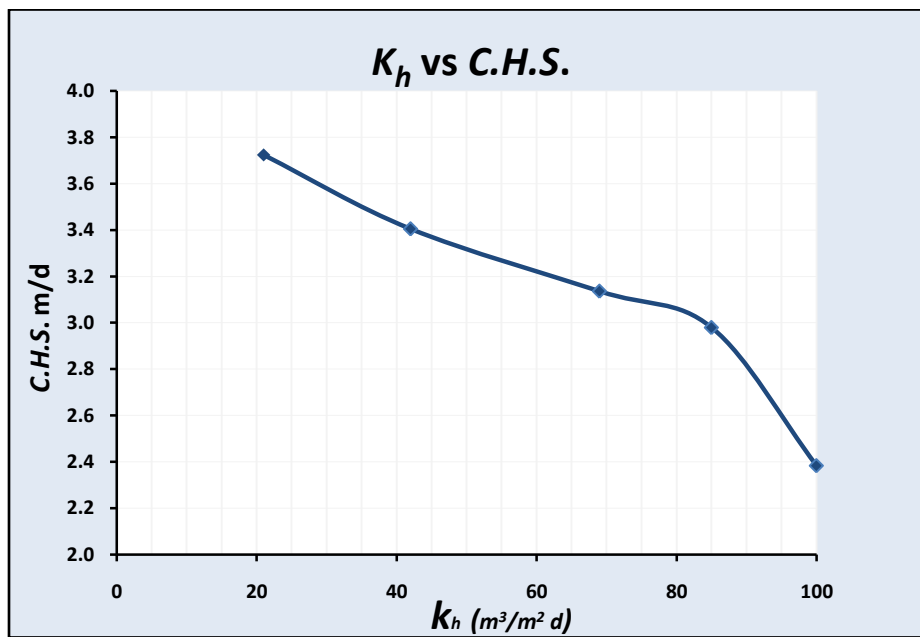


Figura 5.7 Relación entre las variables de K_h y C.H.S. representadas para diferentes diámetros de poro.

En la figura 5.5 se puede observar que conforme aumenta el diámetro del poro \emptyset , el parámetro K_h también lo hace, pero de manera logarítmica. En esta curva, se distinguen tres secciones; la primera, que inicia cuando, en el medio, prácticamente no existe la porosidad y continúa hasta el punto correspondiente a un diámetro de poro cercano a 1.5 mm. Dentro de este intervalo se observa un fuerte incremento en la conductividad hidráulica (K_h) hasta llegar al valor de $70 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. En esta sección de la curva, también puede observarse que la conductividad hidráulica es muy sensible a los incrementos en el diámetro de los poros, ya que para un incremento de 11.5 % en el diámetro de la porosidad, la conductividad hidráulica se incrementa en 70 %.

La segunda parte de la curva se encuentra entre los valores de $\emptyset = 1.5$ y $\emptyset = 3.4$ mm. En esta sección se observa que K_h se incrementa de manera menos abrupta en relación con los incrementos del diámetro de los poros, ya que para un incremento de 13% en el diámetro de la porosidad, la conductividad hidráulica lo hace en un 16%.

La tercera parte de la curva, inicia en el punto correspondiente a un diámetro de poro de 3.4 mm y como era de esperarse, la conductividad hidráulica tiende a un valor asintótico a medida que se incrementa el diámetro de poro, lo cual da lugar a que esta sección de la curva presente un comportamiento cuasi lineal, donde se denota la poca sensibilidad de la conductividad hidráulica a los incrementos en el diámetro de los poros, ya que un incremento de 73.5% en el diámetro de la porosidad, da lugar a un incremento de la conductividad hidráulica de 14%.

Por otra parte, en la figura 5.6 se muestra cómo varía el coeficiente de carga hidráulica superficial ($C.H.S.$) en relación a la variación del diámetro de poro \emptyset . En ella, de manera similar a lo observado en la figura que le antecede, pero en sentido inverso, se distinguen tres secciones, que difieren entre ellas por la sensibilidad con la que disminuye la carga hidráulica superficial conforme aumenta el diámetro de poro. La primera sección, en la que la $C.H.S$ sufre un fuerte decremento cuando la porosidad adquiere un valor

cercano a los 0.75 mm, ya que tan sólo con un incremento del 5 % en el diámetro de la porosidad, la carga hidráulica superficial disminuye alrededor del 70 %.

La segunda parte de la curva, se encuentra delimitada por los valores de $\phi \approx 0.75$ mm y $\phi \approx 3.8$ mm. En esta sección se observa que *C.H.S.* desciende de una manera menos abrupta en relación con los incrementos del diámetro de los poros, dado que para un incremento del 30% en el diámetro de la porosidad, la carga hidráulica disminuye aproximadamente 35%.

La tercera parte de la curva, inicia con el valor de $\phi \approx 38$ mm y como era de esperarse, la disminución en *C.H.S.* es mínima conforme aumenta el diámetro de la porosidad, por lo cual se observa la tendencia a un comportamiento asintótico, donde se denota la poca sensibilidad de la conductividad hidráulica a los incrementos en el diámetro de los poros, ya que un incremento de 66% en el diámetro de la porosidad, da lugar a un decremento de en la carga hidráulica superficial tan solo del 12%.

5.2 Ecuaciones relacionadas con la eficiencia de remoción

Hasta ahora, con el propósito de incrementar los tiempos de operación de los HAFSS, se obtuvieron nuevas relaciones que consideran la velocidad del agua dentro del humedal, las características geométricas del medio poroso y las variables hidráulicas K_h y *C.H.S.* como indicadores del fenómeno de colmatación en los HAFSS.

Ahora, con la finalidad de proponer criterios para el diseño de los HAFSS, que además de incrementar su tiempo de operación, consideren que este se lleve a cabo con la eficiencia del tratamiento deseada, a continuación se plantean una serie de ecuaciones que permiten establecer una relación entre la eficiencia de remoción de los HAFSS, en términos de las variables hidráulicas arriba mencionadas, las cuales, como ya se ha

expuesto, están íntimamente ligadas con las características geométricas del medio de empaque de los HAFSS.

Cabe recordar que, de acuerdo con la ecuación 4.9, los HAFSS se comportan como reactores de flujo pistón, en los que la degradación de contaminantes obedece a una cinética de primer orden (Masters y Ela, 2008) y en la que se denota la importancia del tiempo de retención hidráulico (TRH), asociado con la eficiencia de remoción del sistema.

Así, resolviendo la ecuación 4.9 para el tiempo de retención hidráulico se obtiene:

$$\frac{\ln\left(\frac{C_0}{C_t}\right)}{K_T} = \text{TRH} \quad (5.2)$$

Ahora, de la ecuación fundamental del gasto expresada en términos del área de la sección transversal del humedal y de la velocidad con que transita el agua, se puede obtener otra ecuación para el tiempo de retención hidráulico:

$$\text{TRH} = \frac{A.L}{Q} \quad (5.3)$$

Combinando las ecuaciones 5.2 y 5.3 y resolviendo para la concentración en el efluente, se obtiene:

$$C_t = C_0 \exp\left(-K_T \frac{A.L}{Q}\right) \quad (5.4)$$

Finalmente resolviendo la ecuación de Darcy (Ec. 4.13) en términos del tiempo y combinando el resultado con la ecuación 5.4 se obtiene:

$$C_t = C_0 \exp\left(-K_T \frac{L}{K_h \frac{dH}{dx}}\right) \quad (5.5)$$

En la ecuación anterior, puede notarse el efecto que se produce sobre la concentración en el efluente C_t , por los cambios en la magnitud de la conductividad hidráulica K_h ; esto es, al incrementarse la magnitud de K_h se incrementa C_t , ya que un

incremento de K_h implica un incremento en la velocidad del flujo dentro del humedal y por ende, una reducción en el tiempo de retención hidráulico (TRH). Por el contrario, al disminuir la magnitud de K_h , el parámetro C_t disminuye debido a que el tiempo de retención hidráulico se incrementa, al disminuir la velocidad con la que transita el agua dentro del humedal.

Tomando en cuenta lo anterior y el gráfico de la figura 5.5, se puede inferir que, en la medida que el diámetro de poro del medio de empaque sea menor, la concentración en el efluente tenderá a disminuir; ya que un material de empaque compuesto de partículas de menor porosidad, exhibe mayor área de superficie expuesta, disponible, para el crecimiento y desarrollo de la biopelícula; por lo contrario, si se incrementa el diámetro de poro del medio de empaque, la concentración en el efluente tiende a incrementarse y por ende, a disminuir la eficiencia en el tratamiento. De manera objetiva, este comportamiento puede observarse en la figura 5.8:

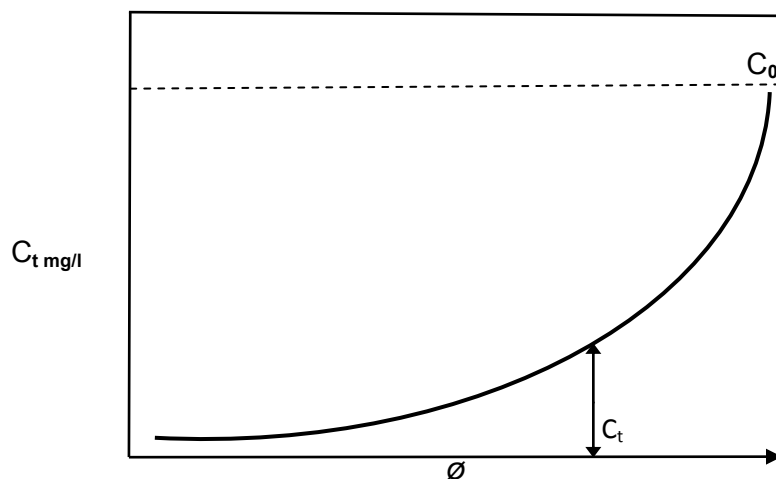


Figura 5.8 Efecto de la variación del diámetro de poro sobre la concentración en el efluente.

Hasta ahora, a través de relaciones que describen el patrón de flujo en los HAFSS, se ha puesto en claro las implicaciones que tiene el desarrollo de la biopelícula sobre la rapidez de colmatación de los HAFSS y sobre su eficiencia de tratamiento.

Considerar la incorporación de lo anterior a los criterios que actualmente se siguen para el diseño de los HAFSS, puede permitir incrementar su tiempo de operación sin afectar la eficiencia deseada en el efluente.

5.3 Ejemplo de aplicación

Con el propósito de dilucidar acerca de lo anterior, con la información de las tablas 5.1 - 5.3 y figuras 5.9 y 5.10, se presenta un ejemplo de aplicación de acuerdo con el siguiente procedimiento:

En primer lugar se considera el diseño del HAFSS realizado por Lahora (2001), del cual se muestran sus variables y parámetros de diseño en la tabla 5.2:

Tabla 5.2 Datos de diseño de un humedal artificial de flujo horizontal subsuperficial tomados de Lahora (2001).

Parámetro	Valor	
Gasto	155 m ³ d ⁻¹	Valores tomados de Lahora (2001)
DBO ₅ influente	258 mg l ⁻¹	
DBO ₅ requerida en la salida	30 mg l ^{-1(a)}	
Profundidad del humedal (<i>h</i>)	1 m	
K _T a 25 °C	-0.7d ⁻¹	
Porosidad del material de empaque	0.39	
Diámetro de cada uno de los poros	3.1 mm	
Tiempo de retención hidráulico (TRH)	3 d ^(b)	
Empaque de grava fina diámetro de partícula	6.5 mm	

(a) Límite máximo permisible para protección vida acuática en ríos NOM 001 SEMARNAT1996

(b) Calculado con el método de Reed, 1995.

El volumen efectivo del humedal (volumen de los poros) de Lahora (2001), que resulta considerando la ecuación 4.11, es de 181.35 m³, el cual corresponde a un volumen total del humedal de 465 m³.

Con el supuesto de que el humedal anterior se colmate e inunde, y con el propósito de evitarlo para el presente ejemplo, de las figuras 5.5 y 5.6 se selecciona un diámetro de poro tal, con el cual se obtengan valores mínimos y máximos de *C.H.S* y *K_h* respectivamente, y que no exhiba gran beneficio al incrementarse más su diámetro.

De acuerdo con lo anterior, para este ejemplo, se seleccionó como magnitud para diámetro de poro inicial (ϕ_i) 3.2 mm, el cual corresponde a las partículas de grava fina

(Tabla 5.1). Cabe aclarar, que en la selección de la magnitud de δ_i , no está considerada su reducción debido al crecimiento de la biopelícula, aspecto que debe tomarse en cuenta para atenuar la colmatación. Para esto, la magnitud del espesor máximo de la biopelícula se tomó de los resultados obtenidos por Cunningham y Wanner (1994), quienes además de desarrollar un modelo matemático para conocer el crecimiento de la biopelícula en relación con el tiempo, midieron su espesor. En la tabla 5.3 y figura 5.9, se muestran dichos resultados.

Tabla 5.3 Espesor de biopelícula a diferentes tiempos en un reactor rectangular con inóculo de *Pseudomonas*. Adaptado de Cunningham y Wanner (1994).

	Tiempo días	Espesor μm	
Cunningham y Wanner 1994	5.5	27	Reactor rectangular, Inóculo de <i>Pseudomonas</i> , 17mg l ⁻¹ de glucosa Q = 0.7 ml seg ⁻¹ , long = 5 cm, diámetro = 3.5 cm
	6	35	
	6.5	39 ^(a)	
	7	48	
	7.5	62 ^(a)	
	8	79	
	8.5	104 ^(a)	
	9	140	
	9.5	155 ^(a)	
	10	170	
	11	170	
	12	170	
	13	170	

(a) Valor calculado con interpolación polinomial de Newton.

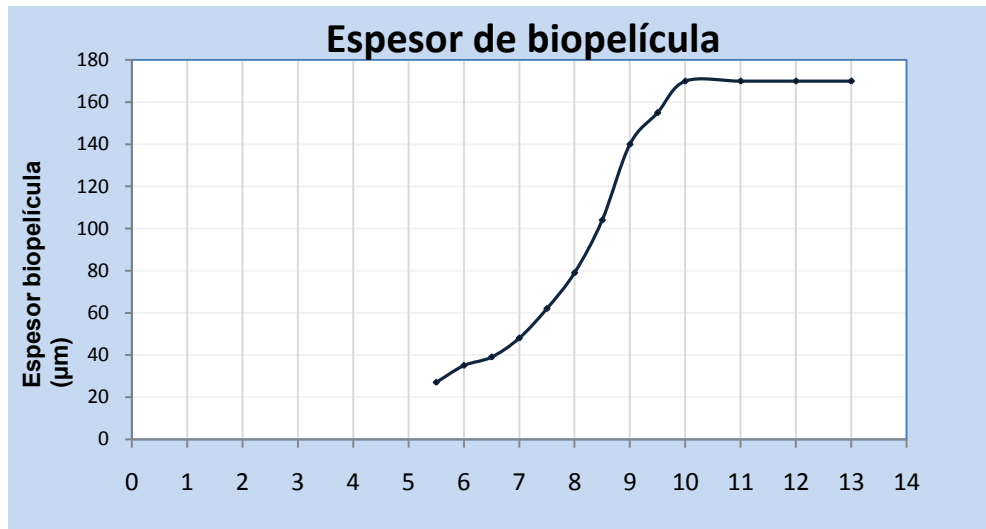


Figura 5.9 Espesor de biopelícula a diferentes días en un reactor rectangular con inóculo de *Pseudomonas*. Adaptado de Cunningham et al. (1991).

En la figura 5.9, se puede observar que en 10 días, la biopelícula alcanza un espesor máximo (E_b) de 0.17 mm, lapso después del cuál, el espesor de la biopelícula no se incrementa, aspecto que significa que ha llegado a su etapa de maduración e inicia el proceso de desprendimiento, para dar lugar nuevamente a la formación de la biopelícula, esto es, el sistema alcanza su equilibrio dinámico, como se ilustra en la siguiente figura:

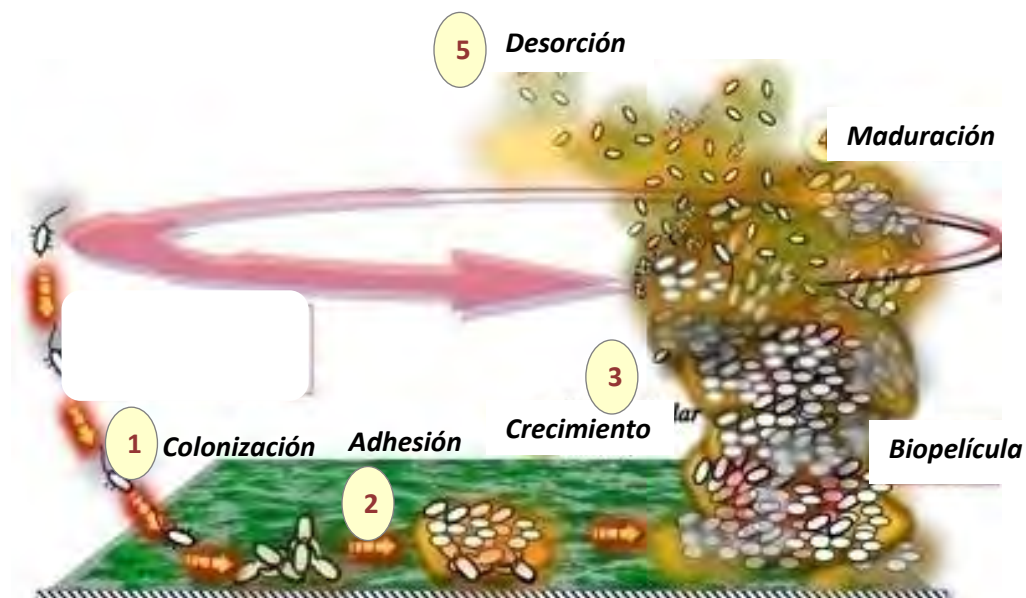


Figura 5.10. Etapas de formación de la biopelícula en un medio de soporte poroso.

De acuerdo con lo anterior, el diámetro de los poros del material de empaque para el diseño (ϕ_d), queda definido como:

$$\phi_d = \phi_i + E_b \quad (5.6)$$

Ahora, si en la ecuación anterior se sustituyen los valores para ϕ_i y E_b seleccionados, resulta, que el diámetro de poro para el diseño debe ser de 3.4 mm, que de acuerdo con la información presentada en la tabla 5.2, le corresponde una porosidad (n) de 0.42, y el tipo de partícula es grava mediana.

Hasta esta parte del ejemplo, se ha considerado un diámetro de poro en conjunto con el espesor de la biopelícula, para evitar los fenómenos de colmatación e inundación; sin embargo, otro aspecto que debe tomarse en cuenta, es el de cómo mantener la eficiencia del tratamiento aún con los cambios realizados en la porosidad; ya que dichos cambios produjeron una disminución en el tiempo de retención hidráulico (TRH) de 3 a 2.7 días. Una manera de compensar esta disminución, es incrementando el volumen del humedal; así:

$$\text{Volumen efectivo} = (155 \text{ m}^3/\text{d}) * (3 \text{ d}) * (0.42) = \underline{195.3 \text{ m}^3}$$

El resultado anterior, implica que para evitar la colmatación y/o la inundación del humedal y mantener la eficiencia requerida, es necesario incrementar el volumen efectivo en 13.95 m^3 (7.6%), lo cual corresponde a incrementar el volumen total del humedal en 33.21 m^3 que equivale a un incremento del 7% en su estructura.

6.1 Conclusiones

1. De la descripción y análisis de criterios que actualmente se siguen para el diseño de humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial (HAFSS), se puso de manifiesto que éstos no contienen información suficiente acerca de cómo prevenir el fenómeno de colmatación.
2. Del análisis teórico del comportamiento hidráulico de los HAFSS, se concluye que es posible prevenir la colmatación de estos sistemas, sin comprometer su eficiencia, si en los criterios para su diseño se hacen intervenir las variables de conductividad y carga hidráulicas.
3. La inclusión de la conductividad y la carga hidráulicas, como variables para el diseño de los HAFSS, fortalece el o los criterios para la selección del tamaño de partícula del material de empaque.
4. De los resultados del ejemplo de aplicación, en el que se hacen intervenir las variables de conductividad y carga hidráulicas, se concluye que aunque resultan humedales de mayores dimensiones usando éste criterio, este efecto se ve compensado por el incremento en el tiempo de operación.

6.2 Recomendaciones

1. Dado que los resultados obtenidos en este trabajo, resultaron de un análisis teórico de las leyes que rigen el flujo en medios porosos, resulta conveniente verificar dichos resultados mediante experimentación.
2. Aunque dentro del capítulo 4 se puso de manifiesto el papel que desempeña la temperatura sobre la conductividad hidráulica, es recomendable analizar con mayor profundidad este fenómeno para sustentar si las variaciones de este parámetro, deben considerarse dentro de los criterios de diseño.
3. Ya que uno de los efectos del crecimiento de la biopelícula se manifiesta en una reducción del diámetro de la porosidad y esto sobre la conductividad hidráulica, se considera pertinente realizar un estudio para dilucidar si es posible obtener un modelo cinético para el crecimiento de la biopelícula.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. **Akratos C. S., Vassilios A. y Tsihrintzis A., 2007.** *“Effect of temperatura, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands”*. Ecological Engineering 29: 173-191.
2. **Ascuntar D., Vélez A. F., Peña M. y Madera C. A., 2006.** *“Influencia del crecimiento biológico en la hidrodinámica y en la remoción de materia orgánica en un humedal de flujo superficial sin vegetación (HAFSSV), para el tratamiento de aguas residuales domésticas en regiones tropicales”*. Universidad del Valle instituto Cinara, Cali Colombia. 17 Pp.
3. **Austin D., Macioleck D., Davis B. y Wallace S., 2006.** *“Damkholer number design method to avoid plugging of tidal flow constructed wetlands by heterotrophic biofilms. 10 International conference of wetland system for wáter pollution control. Lisbon, Portugal, 2006.*
4. **Baptista J., Donnelly T., Rayne D. y Davenport R. J., 2003.** *“Microbial mechanisms of carbón removal in subsurface flow wetlands”*. Water Science Technology 48: 127-134.
5. **Bayley M.L., Davison L. y Headley T. R., 2003.** *“Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetland: influence of depht, hydraulic residence time and pre-nitrification”*. Water Science Technology. 48(5): 175.182.
6. **Bécares, E., 2004.** *“Función de la vegetación y procesos de diseño de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal y flujo superficial”*. Eds. García, J., Morató, J. y Bayona, J. Pp. 50-62.

7. **Calheiros C., Rangel A. O. y Castro P. M., 2007.** *"Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater"*. Water Research 41: 790-798.
8. **Caselles-Osorio A., Puigagut J., Segú E., Vaelloa N., Granés F., García D. y García F., 2007.** *"Solids accumulation in six full scales subsurface flow constructed wetlands"*. Water Research 41: 1388-1398.
9. **Characklis W. G. y Marshall K. C., 1990.** *"Biofilms"*. John Wiley & Sons. New York. Pp. 110-112.
10. **Chen B., 2002.** *"Macroescale properties of porous media from a network model of biofilm processes"*. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. 39-36 Pp.
11. **Chiva J., 2004.** *"Hidráulica y fenómenos de transporte en humedales construidos"*. Eds. García, J, Morató, J. y Bayona, J. Pp. 63-69.
12. **Criado C. y Becares E., 2005.** *"Characterization of bacterial communities of a constructed wetland in cold condition"*. J Gen Applied Microbiology 51: 197-201.
13. **Crites R. y Tchobanoglous G., 2000.** *"Tratamiento de Aguas Residuales en Pequeñas Poblaciones"*. McGraw-Hill. Bogotá, Colombia. 7 Pp.
14. **CONAGUA, 2008.** *"Estadísticas del agua en México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales"*. México, D.F. 86-88 Pp.
15. **Cunningham A. B., Characklis W. G. Abedeen F., 1991.** *"Influence of Biofilm Accumulation on Porous Media Hydrodynamics"*. Environmental Sciences Technology. 25: 1305-1311.

16. **Cunningham A. B. y Wanner O., 1994.** *“Modeling microbial processes in porous media with application to biotransformation. Hydrological Chemical Biological Processes of Transformation and Transport of Contaminants in Aquatic Environments”*. Rostov Symposium , May 1993. IAHS Publication 1(219): 15 Pp.
17. **CWA, 2006.** Constructed Wetland Association. *“US Constructed Wetland Database”*. Version 9.02, February, 2006. < www.constructedwetland.co.uk>
18. **DeLaune R. D. y Pezeshki S. R., 2001.** *“Plant functions in wetland and aquatic systems: influence of intensity and capacity of soil reduction*. The Scientific World Journal 2(1): 36-49.
19. **Diáz M. A., Mansito M. C., Pérez M. L., 2007.** *“Formación de inflorescencia doble en Strelitzia reginae”*. Memorias del XI Congreso de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas. ISBN: 978-84-690-5619-6.
20. **Dickson T. R., 2006.** *“Química, un Enfoque Ecológico”*. Limusa Wiley. México, D.F. 15 Pp.
21. **Diem N. T., Konnerup D., Schierup H. H., Chiem N. H., Tuan L. A. y Brix H., 2010.** *“Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed wetland system: Effects of hydraulic loading rate”*. Ecological Engineering 36: 527-535.
22. **Dierberg F. E., Juston J.J., DeBusk T. A., Pietro K. y Gu K. B., 2005.** *“Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland*. Ecological Engineering 35: 754-768.
23. **Dupoldt, C., Edwards, R., Garber, L., Isaacs, B., Lapp, J., Murphy, T., Rider, G., Sayers, M., Takita, C. y Webster, H., 2000.** *“A handbook of constructed wetlands*.

- USDA-Natural Resources Conservation Service y US Environmental Protection Agency-Region III*". U.S.A. 3(2): 46 Pp.
24. **EPA, 1993.** *"Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewaters Treatment"*. Office of Water. 832-R-93-008. U.S.A. 112 Pp.
 25. **EPA, 2000.** *"Manual of constructed wetlands treatment of municipal wastewaters"*. Cincinnati, Ohio. 19 Pp.
 26. **Fonder N. y Xanthoulis D., 2007.** *"Removal processes and their distribution inside a subsurface horizontal flow constructed wetland"*. P.A.N. S.R.L., Padova, Italia. 3 Pp.
 27. **García T., 2005.** *"Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial"*. Universidad de los Andes, Bogotá. Colombia. 11 Pp.
 28. **Hua G. F., Zhu W., Zhao L. F. y Huang J. y., 2010.** *"Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study"*. Journal of Hazardous Materials 180: 668-674.
 29. **IWA, 2000.** *"Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation"*. IWA publishing in scientific and technical report serie. London, England. 30 Pp.
 30. **Jiménez B., 2001.** *"La contaminación ambiental en México"*. UNAM-Limusa. México., D.F., pág. 25.
 31. **Kadlec R. H. y Knight R. L., 1993.** *"Hydrological design of free water surface treatment wetlands for water quality improvement"*; Lewis Publishers, Chelsea, MI, Pp.. 77-86.

32. **Kadlec R.H. y Knight R.L., 1996.** *"Treatment Wetlands"*. CRC Press, Boca Raton, Florida, U.S.A. 19 Pp.
33. **Kadlec R. H., 2003.** "Pond and wetland treatment. *Water Science Technology* (48)5: 1-8.
34. **Kadlec R. H., 2009.** *"Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. Ecological Engineering 36: 527-535.*
35. **Kane J. K. y Sternheim M. M., 2004.** *"Física"*. Editorial Reverté. 2ª Edición. Barcelona, España. 8 Pp.
36. **Knight R. L., 1993.** *"Treatment wetlands data base now available"*. *Water environment technology.* 6(2): 31-33 for water quality treatment, U.S. Environmental protection agency, risk reduction environmental laboratory; Cincinnati, OH.
37. **Lahora A., 2001.** *"Depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: La Edar de Los Gallardos (Almería)"*. *Hidropress*, 13(1): 16-20.
38. **Langergraber G., 2003.** *"Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands"*. *Water Science and Technology.* IWA Publishing 48(2):25-34.
39. **Langergraber G., 2003.** *"The role of plant uptake on the removal of the organic matter and nutrients in subsurface constructed wetlands: a simulation study"*. *Water Science and Technology* 51(9): 213-223.

40. **Llagas 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): 25 Pp.
41. **Malte H., Gunter L. y Mathias U., 2007.** *“Modelling organic degradation in constructed wetlands for the treatment of combined sewer overflow”*. Science Total Environmental 280(1-3): 196-209.
42. **Masters G. y Ela W., 2008.** *“Introduction to environmental engineering and science”*. 3ª Edition. Prentice Hall. U.S.A. Pp. 47-49.
43. **Mena J., 2007.** *“Depuración de aguas residuales con humedales artificiales: Ventajas de los sistemas híbridos”*. Comunicación Técnica del 9º Congreso Nacional del Medio Ambiente. Castilla, España. 13 Pp.
44. **Morgenroth, E., Eberl, H. y Van Loosdrecht, (1999).** *“Evaluating 3-D and 1-D mathematical models for mass transport in heterogeneous biofilms”*. 4th IAWQ Conference on Biofilm Systems, 17–20 October 1999, New York, USA.
45. **NOM 001 SEMARNAT, 1996.** Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-(1996). *“Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales”*. Diario Oficial de la Federación 23 de abril de 2003. Poder Ejecutivo Federal. México D.F. México.
46. **OMS, Organización Mundial de la Salud., 2004.** *“Evaluation of the costs and benefits of water and sanitation improvements at the global level”*. Water, sanitation and health protection of the human environment world health organization Geneva Pp. 8-13.

47. **Peña M. R., 2003.** *“Humedales de Flujo Subsuperficial: Una alternativa Natural para el tratamiento de aguas residuales domésticas en zonas tropicales”*. Revista Ingeniería y competitividad, 5(1): 27-35.
48. **Persson J., Somes N. y Wong T., 1999.** *“Hydraulic efficiency of constructed wetlands and ponds”*. Science Technology. 40(3): 291-300.
49. **Picoreanu C., 1997.** *“Mathematical Modeling of Biofilm Structure with a Hybrid Differential-Discrete Cellular Automaton Approach”*. Biotechnology and Bioengineering. 58(1): 718-731.
50. **Polprasert, C., 1996.** *“Organic waste recycling. Technology and management”*. Ed. Wiley & Sons. Inglaterra. 412 Pp.
51. **Puigagut A., Caselles-Osorio N., Vaello y García J., 2008.** *“Fractionation biodegradability and particle-size distribution of organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetland”*. Springer Science, Business Media. Pp. 289-297.
52. **Reed S. C., Miledlebrooks J. y Crites R.W., 1995.** *“Natural system for waste management and treatment”*. First edition. Mc Graw Hill, New York.
53. **Rousseau D., Vanrolleghem P. A. y De Pauw N., 2004.** *“Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review”*. Water. Research, 38: 1484-1493.
54. **Ryan J., Williams D. y Charaf U., 2004.** *“Advances in biofilm sciences and engineering”*. Cytergy Publishing.U.S.A. 10 Pp.

55. **Scragg A., 1999.** *“Environmental biotechnology”*. Ed. Longman-Edinburgh, England. Pp. 47-49.
56. **Siriwardene N. R., Deltie A. y Fletcher T.D., 2007.** *“Clogging of stormwater gravel infiltration system and filters”*. Water Research 41: 1433-1440.
57. **Steer D., Aseityne T. y Fraser L., 2003.** *“Life-cycle economic model of small treatment wetlands for domestic wastewater disposal”*. Ecological economics. 44(1): 359-363.
58. **Suchomel B., Chen M. y Allen M., 1998.** *“Macroescale Properties of Porous Media from a Network Model of Biofilm Processes”*. Transport in Porous Media 31(1): 39-66. wastewaters. Water Research 32: 3046-3054.
59. **Tanner C. C., Sukias J. y Martin P., 1998.** **“Organic Matter acumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm diary**
60. **Taylor S. W., y Jaffé P.R., 1990.** *“Biofilm growth and the related changes in the physical properties of a porous medium”*. Water Resource 5(2): 225-229. New Jersey, U.S.A.
61. **Tesillos C., 2007.** *“Ecuaciones para la construcción de humedales de flujo Horizontal”*. Tesis. Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Química. 39-63 Pp.
62. **Tsihrintzis V.A, Akrotos C.S., Gikas C. S., Karamouzis D. y Angelakis A.N., 2007.** *“Performance and cost comparision of a FWS and a VSF constructed wetland system”*. Environmental Technology. 28: 621-628.

63. **Urquiza E., Domínguez C., Guzmán R. y Ángel J. L., 2005.** *“Instalación de un humedal experimental para el tratamiento de las aguas residuales de la Comunidad de Cucuchucho, Mpio. de Tzintzuntzan, Michoacán”*. Revista del cuerpo académico de Estudio, Planeación y Gestión del Agua a Nivel de Cuencas. 6(1): 59-79. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
64. **Volodymyr T., Sirajuddin A. y Viktor P., 2007.** *“Modelling constructed wetland system performance*. Ecological Modelling 205(2-4): 355-364.
65. **Wang H. y Jawitz J. W., 2006.** *“Hydraulic analysis of cell network treatment wetlands “*. Journal of Hydrology 330: 721-734.
66. **Zhang L., Liu Y., Shen Y. y Xiong Y., 2010.** *“Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater*. Desalination 250: 915-920.
67. **Zhao L. F., Zhu W. y Tong W., 2009.** *“Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands”*. Environmental Science 21: 750-757.
68. **Zurita F., De Anda J. y Belmont M. A., 2009.** *“Treatment of domestic wastewater and production of comercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands”*. Ecological engineering 35: 861-869.